



**CAHIER DE
L'ENVIRONNEMENT
N° 368**

Sol



**Le phosphore
dans les sols**

**État de la situation
en Suisse**



**CAHIER DE
L'ENVIRONNEMENT
N° 368**

Sol

**Le phosphore
dans les sols**

**État de la situation
en Suisse**

Le phosphore dans les sols,
les engrais, les cultures
et l'environnement

**Publié par l'Office fédéral
de l'environnement, des forêts
et du paysage OFEFP
Berne, 2004**

Éditeur

Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP)

L'OFEFP est un office du Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC).

Auteurs

Emmanuel Frossard, Institut des sciences des plantes, Ecole polytechnique fédérale de Zurich (EPFZ), CH-8315 Eschikon Lindau,

Pierre Julien, Secteur nature et environnement, Service romand de vulgarisation agricole (SRVA), CH-1000 Lausanne 6, (*Institut agricole de Grange-neuve-Fribourg jusqu'en octobre 2002*),

Jean-Auguste Neyroud, chef de projet, Service sol et fertilisation, Agroscope Changins (RAC), CH-1261 Nyon 1,

Sokrat Sinaj, Institut des sciences des plantes, Ecole polytechnique fédérale de Zurich (EPFZ), CH-8315 Eschikon Lindau.

Avec la participation de

Antoine Besson et Fredi Célarin, Ecole d'ingénieurs de Lullier, filière APSH, Axe sols et substrats, CH-1254 Jussy

Josef Blum, Abteilung Ökologie und Direktzahlungen, CH-6210 Sursee (LU)

Judith Dudler-Guela, Institut des sciences des plantes, Ecole polytechnique fédérale de Zurich (EPFZ), CH-8315 Eschikon Lindau

Thomas Niggli, Service agriculture et environnement, Institut agricole de Grangeneuve, CH-1725 Posieux,

Hans Schüpbach, Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau (LBL), Eschikon, CH-8315 Lindau,

André Zimmermann, Secteur formation et vulgarisation, Service romand de vulgarisation agricole (SRVA), CH-1000 Lausanne 6.

Référence

FROSSARD, E., JULIEN, P., NEYROUD, J-A et SINAJ, S., 2004 : Le phosphore dans les sols. État de la situation en Suisse. Cahier de l'environnement n° 368. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne. 180 p.

Conseiller OFEFP

Jean-Pierre Clément, section Sol

Photos couverture

1, 3 et 4: Agroscope RAC;
2: Pierre Julien, SRVA

Commande

OFEFP

Documentation

CH-3003 Berne

Fax + 41 (0) 31 324 02 16

E-Mail: docu@buwal.admin.ch

Internet: www.buwalshop.ch

Numéro de commande et prix :

SRU-368-F / CHF 24.- (TVA comprise)

Cette publication est également disponible en allemand (SRU-368-D).

© OFEFP 2004

Table des matières

Abstracts	5	3.2.4 Conclusion	93
Avant-propos	7	3.3 La disponibilité du P dans les sols du canton de Genève	94
Résumé	9	3.3.1 Introduction	94
1 Introduction	13	3.3.2 Résultats de laboratoire obtenus sur les sols genevois	94
1.1 Le phosphore, élément essentiel du vivant	13	3.3.3 Résultats d'essais culturaux pour l'appréciation du statut P des sols	97
1.2 Entrées de P dans les écosystèmes naturels	13	3.3.4 Conclusion	97
1.3 L'apparition des fertilisants phosphatés	14	3.4 La disponibilité du phosphore des sols dans un réseau d'exploitations pratiquant la production intégrée (Réseau PI romand)	98
1.4 Les apports de P deviennent excessifs ; mise en oeuvre des prestations écologiques requises (PER) en Suisse	14	3.4.1 Introduction	98
1.5 But et plan de ce mémoire	15	3.4.2 Teneurs en P extractible par l'AAEDTA et le CO ₂ et interprétation des résultats	98
2 Les bases scientifiques	17	3.4.3 Bref rappel des résultats d'études récentes et conclusions	102
2.1 L'utilisation du P par la plante	17	3.5 Synthèse sur la disponibilité du phosphore dans les écosystèmes agraires suisses	103
2.1.1 Le prélèvement de P par la plante	18	3.5.1 Les méthodes d'appréciation de la teneur du sol en P disponible	103
2.1.2 La disponibilité du P dans le sol	23	3.5.2 L'influence des propriétés des sols sur la disponibilité du P	103
2.2 Les processus contrôlant les pertes en P des sols agricoles	36	3.5.3 L'influence des apports d'engrais sur la disponibilité du P	104
2.2.1 Un modèle conceptuel	36	3.5.4 La relation entre P disponible, statut P et comportement de la plante	104
2.2.2 Importance des conditions hydrologiques	37	3.5.5 La relation entre le statut P du sol et l'environnement	105
2.2.3 Importance de la gestion agronomique	40	4 Approche pratique de la fertilisation P	107
2.2.4 Importance des propriétés des sols	42	4.1 Evolution du concept de fertilisation	108
2.3 Méthodes d'estimation du P disponible des sols, des risques de pertes en P et de l'efficacité des engrais P pour les cultures	43	4.1.1 Liaison entre phosphore et rendement	108
2.3.1 Estimation de la disponibilité du P des sols	43	4.1.2 Les anciennes recommandations de fertilisation	108
2.3.2 Estimation des pertes potentielles en P	57	4.1.3 Prise en compte de la richesse du sol en P	109
2.3.3 Evaluation de l'efficacité des engrais P	59	4.1.4 Barème d'interprétation du résultat de l'analyse P du sol	110
3 La disponibilité du phosphore dans les écosystèmes agraires suisses	63	4.1.5 Les acquis récents	111
3.1 Le statut du phosphore des sols agricoles du réseau FRIBO	64	4.2 Les données de base sur la fumure P	112
3.1.1 Introduction	64	4.2.1 Recommandations à la pratique	112
3.1.2 Matériel, méthodes et traitement statistique des données	64	4.2.2 Les données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages, DBF-GCH	112
3.1.3 Résultats	65	4.2.3 Les données de base pour la fumure en arboriculture fruitière, DBF-ARBO	114
3.1.4 Conclusions	76		
3.2 Le statut du phosphore des sols du bassin versant du lac de Baldegg	83		
3.2.1 Introduction	83		
3.2.2 Méthodes d'analyse et traitement statistique des données	84		
3.2.3 Résultats	84		

4.2.4	Données de base pour la fumure en viticulture, DBF-VITI	115
4.2.5	Données de base pour la fumure en culture maraîchère, DBF-CM	115
4.3	Gestion de la fumure en production intégrée, les prestations écologiques requises (PER)	116
4.3.1	Introduction	116
4.3.2	Premiers résultats dans le réseau romand d'exploitations pratiquant la production intégrée	117
4.3.3	Expériences réalisées dans les pays voisins	119
4.4	Gestion des sols sur-fertilisés	123
4.4.1	Origine de l'enrichissement en phosphore des sols	123
4.4.2	Les solutions possibles	124
4.4.3	La sanction par la qualité de l'eau	124
4.4.4	La signification concrète d'une réduction des apports de P dans les exploitations sur-fertilisées	125
4.4.5	Les incitations de l'autorité	126
4.4.6	Aspects pratiques de la gestion	128
5	Agriculteurs et pratiques de fertilisation	129
5.1	Introduction	129
5.2	Les moyens d'informer et de convaincre	130
5.3	Les divers aspects du conseil en fertilisation	131
5.3.1	La norme de fumure	131
5.3.2	L'objectif de rendement	131
5.3.3	L'analyse de terre et son interprétation	132
5.3.4	Les apports d'engrais	135
5.4	Le respect du bilan des éléments nutritifs	137
6	Synthèse et conclusion	139
	Index	147
1	Liste des abréviations et commentaires	147
2	Liste des figures et des cartes	156
3	Liste des tableaux	159
4	Bibliographie	162
	Remerciements :	179
	The Autors	180

Abstracts

- E**
- The purpose of this communication is to present a synthesis on phosphorus dynamics in the system soil/fertilizer/crop, to assess the soil P-status in long-term fertilizer trials and in representative soils of different agricultural areas in Switzerland, to discuss practical approaches of P-fertilization and to critically analyse the information transfer between research and agricultural practices. The results show that yield-limiting P-concentrations can be found only in very few soils. Actually, high P-saturation values were recorded in most of the analysed soils. The recorded P-contents are linked to former agricultural practices and to soil properties. On the other hand, applying the usual interpretation schemes of available P-contents shows a hardly explainable proportion of P-deficient soils. This contradiction is discussed and proposals are presented in order to solve the problem of excessive P-contents at field scale.
- Keywords:
Phosphorus availability,
phosphorus
fertilization,
phosphorus loss, Soil
phosphorus,
- D**
- Dieser Bericht hat zum Ziel, eine Übersicht über die Phosphordynamik im System Boden/Dünger/pflanzliche Kultur zu erstellen, den Phosphorzustand der Böden aus Langzeitversuchen und von repräsentativen Böden aus verschiedenen Gegenden der Schweiz zu evaluieren, den praktischen Ansatz der Phosphordüngung (P) der Kulturen zu diskutieren und den Informationsfluss zwischen der Forschung und der landwirtschaftlichen Praxis kritisch zu hinterfragen. Die Ergebnisse zeigen, dass nur wenige Böden Gehalte an aufnehmbarem Phosphor aufweisen, die den Ertrag der Kulturen einschränken könnten. Tatsächlich weist die Mehrzahl der untersuchten Böden einen erhöhten P-Sättigungsgrad auf. Diese Ergebnisse sind abhängig von der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise und den Bodeneigenschaften. Dagegen zeigt die Auswertung der Analysenergebnisse der Böden mit Hilfe der offiziellen Normentabellen einen schwierig zu erklärenden Anteil von Böden, die als mit P ungenügend versorgt gelten müssen. Dieser Widerspruch wird diskutiert, und es werden Vorschläge gemacht für anschliessende Arbeiten im Hinblick auf die Lösung des Problems übermässiger P-Gehalte auf Niveau Parzelle.
- Stichwörter:
Bodenphosphor,
Phosphordüngung,
Phosphorverfügbarkeit,
Phosphorverluste
- F**
- Les objectifs de ce mémoire sont de faire une synthèse sur la dynamique du phosphore dans le système sol/engrais/culture, d'évaluer le statut du phosphore des sols provenant d'essais de longue durée et de sols représentatifs de quelques régions suisses, de discuter l'approche pratique de la fertilisation phosphorique des cultures et d'analyser de façon critique le transfert de l'information entre la recherche et la pratique agricole. Les résultats montrent que peu de sols présentent des teneurs en phosphore assimilable pouvant limiter le rendement des cultures. En fait, la plupart des sols analysés présentent des taux élevés de saturation en P. Ces résultats sont fonction des pratiques agricoles et des propriétés des sols. Par contre, l'interprétation des résultats d'analyses de sol par les barèmes officiels fait apparaître une proportion difficilement explicable de sols considérés comme insuffisamment pourvus en P. Cette contradiction est discutée et des propositions sont faites pour la suite des travaux et pour résoudre le problème des teneurs P excessives au niveau de la parcelle.
- Mots-clés:
,Disponibilité du
phosphore, fertilisation
phosphorique, pertes
en phosphore,
phosphore du sol

I L'obiettivo di questo lavoro è presentare una sintesi della dinamica del fosforo nel sistema suolo/fertilizzante/coltura, di valutare lo status del fosforo di suoli provenienti da esperimenti di lunga durata e di suoli rappresentativi di alcune regioni svizzere, di discutere l'approccio pratico della fertilizzazione fosforica delle colture e di analizzare in modo critico il trasferimento di informazioni tra ricerca e pratica agricola. I risultati indicano che pochi suoli presentano tenori di fosforo assimilabile limitanti la resa delle colture. Effettivamente la maggior parte dei suoli analizzati presenta tassi elevati di saturazione di P. Questi risultati sono funzione delle pratiche agricole e delle proprietà del suolo. D'altra parte l'interpretazione di risultati di analisi del suolo sulla base degli schemi ufficiali mette in evidenza una proporzione difficilmente spiegabile di suoli considerati come insufficientemente approvvigionati di P. Questa contraddizione è discussa e proposte sono formulate per la continuazione dei lavori e per la risoluzione del problema dei tenori eccessivi di fosforo a livello di particella.

Parole chiave:

Fosforo del suolo,
fertilizzazione fosforica,
disponibilità di fosforo,
perdite di fosforo

Avant-propos

Le problème de la dynamique du phosphore dans les sols et des effets du phosphore sur la qualité des eaux de surface a déjà été largement débattu au cours des années quatre-vingt. Mentionnons, à titre d'exemple, le cahier de l'environnement, N° 71, intitulé « Rapport sur la charge en phosphore due à la fumure des terres agricoles », OFEFP, 1987.

L'interdiction des phosphates dans les lessives (1985), les progrès réalisés dans l'épuration des eaux usées (déphosphatation et taux de raccordement), l'évolution de la politique agricole (PA 2002) et des techniques agricoles, ainsi que divers travaux scientifiques et enquêtes de terrain sur la dynamique du phosphore dans les terres agricoles, ont incité l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) à faire le point sur l'état de la question.

L'office a mandaté quatre agronomes – spécialistes de la fertilisation et actifs dans la recherche, le développement et le conseil, tant au niveau européen que Suisse – pour établir un rapport scientifique destiné aux milieux de l'environnement actifs au niveau des cantons et des institutions.

Ces spécialistes devaient faire le point sur l'état des connaissances sur la dynamique du phosphore dans le sol et sur l'évaluation de la disponibilité du P pour les plantes, sur l'ampleur des pools de P dans le sol et sur le risque de fuites vers l'environnement. Et finalement, ils devaient faire le point sur la situation actuelle du conseil de fumure pour les exploitants agricoles.

Le présent rapport est un bilan scientifique – certes parfois ardu à lire pour qui ne dispose pas de solides fondements en chimie et pédologie – complet de l'état des connaissances :

- il permet de bien appréhender le processus qui conduit du résultat de l'analyse à son interprétation, puis du barème de fumure au conseil de fumure au niveau de l'exploitation (bilan) ou d'une parcelle (plan de fumure).
- Il met en lumière le passage complexe des bases scientifiquement établies à la mise en œuvre de recommandations pratiques de fumure destinées à des agriculteurs qui doivent également tenir compte de données économiques et politiques.

Par la présentation et la mise en valeur de plusieurs résultats de travaux scientifiques et enquêtes de terrain, réalisés en Suisse au cours des 15 dernières années, il permet également de mieux cerner l'existence de sols « sur-fertilisés », c.-à-d. qui sont saturés en P et dont les « fuites » portent atteinte à la qualité des eaux.

Je tiens particulièrement à remercier les quatre auteurs, et toutes les personnes qui ont participé d'une manière ou d'une autre à la rédaction de ce rapport scientifique qui est une contribution importante à la compréhension de la dynamique du phosphore dans les sols agricoles en Suisse, et aux effets qui en résultent pour l'environnement.

*Willy Geiger
Sous-directeur OFEFP
Responsable du groupe de travail interne
agriculture et environnement de l'OFEFP*

Résumé

Les objectifs de ce mémoire sont :

- i) de faire une synthèse sur les connaissances scientifiques sur la dynamique du phosphore dans le système sol/engrais/culture, les pertes en phosphore des parcelles agricoles vers l'environnement et les méthodes d'analyse du phosphore des sols ;
- ii) d'évaluer le statut du phosphore des sols issus d'essais de longue durée et des sols de quelques régions suisses (canton de Fribourg, canton de Genève, bassin versant du lac Baldegg dans le canton de Lucerne) ;
- iii) de discuter l'approche pratique de la fertilisation phosphorique des cultures et
- iv) d'analyser de façon critique le transfert de l'information entre la pratique agricole et la recherche.

Un sol agricole contient une à trois tonnes de phosphore par hectare dans les 20 premiers centimètres de son profil. Cette quantité dépasse largement les besoins annuels d'une culture qui sont de l'ordre de quelques dizaines de kilogrammes par hectare. En fait, seuls quelques kilogrammes de phosphore par hectare sont présents dans la solution du sol sous forme d'orthophosphates et donc instantanément disponibles pour la culture. Les phosphates sont pour la plupart localisés sur la phase solide du sol où ils sont associés à des cations, à des oxydes et hydroxydes métalliques, aux argiles, au carbone, ou à l'intérieur d'organismes morts ou vivants. Ces formes de phosphore présentent différents niveaux de disponibilité pour les plantes : certaines formes peuvent se retrouver très rapidement dans la solution du sol, alors que d'autres ne vont migrer que très lentement de la phase solide vers la solution du sol et que d'autres ne pourront être libérés que suite à l'activité d'organismes vivants (minéralisation, solubilisation). Le prélèvement de phosphore par la plante est contrôlé par ses besoins, par l'activité et la morphologie de son système racinaire, par la présence de micro-organismes symbiotiques dans ses racines (les mycorhizes à arbuscules) et par la disponibilité du phosphore du sol. La forte affinité du phosphore pour les particules de sol a longtemps conduit la communauté scientifique à considérer cet élément comme totalement immobile dans le sol. On sait cependant à présent que le phosphore peut être mobilisé et redistribué dans le profil et que dans certains cas il peut être transféré hors du profil. Ces mouvements se font par ruissellement, érosion, lessivage et/ou lixiviation et sont contrôlés par l'hydrologie de la parcelle, les propriétés des sols et la gestion agronomique de la parcelle.

L'évaluation de la disponibilité du phosphore du sol pour les cultures suscite encore de nombreuses interrogations, en raison de l'extrême complexité du système sol/plante. Aucune méthode n'est en mesure de fournir précisément pour tous les types de sols la quantité totale de phosphore pouvant être libérée pendant la durée de croissance d'une culture et la vitesse de libération de ce phosphore. La méthode dite des cinétiques d'échanges isotopiques, utilisée dans le domaine de la recherche, donne dans de nombreux cas une information relativement fiable sur la concentration en phosphore de la solution du sol, l'aptitude du sol à tamponner les variations de teneur en phosphore dans la solution du sol (pouvoir tampon) et la quantité de phosphore pouvant arriver dans la solution pendant une période inférieure à trois

mois. Pour les analyses de routine, on recourt à des extractions chimiques du phosphore du sol. Ces approches permettent de séparer le phosphore du sol en deux pools, l'un extractible et l'autre non extractible, la proportion de phosphore présent dans ces deux pools dépendant de l'agressivité de l'agent chimique utilisé et non de sa disponibilité réelle. Il est donc essentiel de toujours calibrer les résultats obtenus par ces méthodes en fonction de la réaction des cultures soumises à des doses croissantes de phosphore dans différentes conditions pédoclimatiques. La quantité de phosphore extrait par une méthode donnée est ensuite convertie en vue du conseil de fumure en une appréciation du niveau d'approvisionnement tenant compte de quelques propriétés du sol (texture, taux d'humus, ...). Bien qu'il ne soit pas possible de prédire les pertes en phosphore des terres agricoles à partir d'une simple analyse de routine, on peut caractériser un risque de pertes en phosphore en prenant en compte l'analyse de la disponibilité du phosphore du sol, la gestion de la parcelle, la circulation de l'eau et les propriétés du sol.

L'analyse du statut en phosphore des sols de diverses régions de la Suisse permet de tirer les conclusions suivantes:

- Parmi 7 essais au champ mis en place l'un en 1971 et les autres en 1989 pour évaluer l'effet de la fertilisation phosphatée sur les rendements des cultures, des diminutions de rendements dues à des carences en phosphore n'ont pu être observées que dans un seul site en l'absence de fumure phosphatée. Dans les autres essais, le phosphore présent initialement a suffi à approvisionner les cultures au moins jusqu'en 1998. Quelques diminutions de teneurs en P des produits récoltés ont été observées. Il est cependant nécessaire de continuer les essais, en particulier en prairie, afin de préciser des seuils au-delà desquels l'apport de fertilisant n'augmente plus le rendement et ceux en dessous desquels la fumure phosphatée entraîne une augmentation systématique des rendements. Ces essais montrent que les teneurs de phosphore assimilable permettant d'obtenir des rendements optimums sont plus faibles que celles indiquées dans les barèmes.
- L'utilisation de la méthode des cinétiques d'échanges isotopiques montre que la majorité des échantillons de terre provenant du réseau d'observation des sols agricoles du canton de Fribourg (FRIBO) présente des teneurs de phosphore disponible ne limitant pas le rendement des cultures. Les différences de teneurs en phosphore assimilable des sols reflètent les pratiques agricoles et leurs propriétés physico-chimiques. Plus des deux tiers des sols analysés présentent un taux élevé de saturation des sols en phosphore suggérant qu'ils puissent présenter un risque élevé de pertes en phosphore par lixiviation.
- Les résultats obtenus en utilisant la méthode des cinétiques d'échanges isotopiques montrent que les sols sous prairie du bassin versant du lac de Baldegg sont très fortement enrichis en phosphore assimilable et qu'ils présentent des taux élevés de saturation en phosphore. Ces résultats s'expliquent par les apports de lisiers qui ont, dans le passé, apporté des quantités de phosphore excédant largement les besoins des cultures. Ces sols très riches en phosphore assimilable présentent probablement un risque élevé de pertes en phosphore vers les eaux.

- Les sols de grandes cultures du canton de Genève sont caractérisés par des teneurs médiocres en P selon les barèmes usuels d'interprétation. Une procédure d'analyse par deux agents d'extraction a permis de proposer un barème d'interprétation débouchant sur des conseils de fumure réduite, qui ne se sont pas traduits à ce jour par des diminutions de rendements.
- Le suivi d'un réseau d'exploitations agricoles romandes et tessinoises depuis le début des années '90 montre que l'application des règles de la production intégrée a entraîné une réduction appréciable des quantités de phosphore apportées sur l'exploitation. L'application systématique du plan de fumure, prenant en compte les résultats de l'analyse de sol, a permis d'adapter le conseil de fumure au niveau parcellaire.

La proportion non négligeable de sols définis dans chacune des situations examinées par le barème officiel d'interprétation des analyses de sol comme insuffisamment pourvus en phosphore ne correspond ni aux pratiques de fumure copieuses des dernières décennies ni à la quasi-absence de carences avérées en phosphore observées sur les cultures. Cette observation semble indiquer que les barèmes actuels d'interprétation sous-estiment la réserve en phosphore disponible des sols suisses et qu'il est temps de « déstocker » le phosphore accumulé.

La recherche fondamentale va continuer à élucider les processus biologiques et physico-chimiques contrôlant l'utilisation du phosphore dans le système sol/plante, en laboratoire comme au champ. Ces travaux permettront aussi de mieux apprécier le risque de transfert de phosphore vers l'environnement. La recherche appliquée devra proposer un nouveau barème d'interprétation rendant mieux compte des réserves disponibles en phosphore du sol. Elle devra ensuite proposer des approches concrètes permettant de tenir compte du statut phosphorique du sol dans le conseil de fumure au niveau parcellaire.

La participation des agriculteurs à l'application des résultats des travaux est absolument nécessaire. En effet, c'est à l'agriculteur qu'il incombe de fertiliser tout en respectant son environnement. Les prestations écologiques requises pour l'octroi de paiements directs (PER) ne doivent pas être comprises seulement comme une contrainte administrative, mais également comme une partie intégrante de la qualification et de la formation professionnelle. Enfin, certaines situations décrites dans ce mémoire, en particulier le cas des exploitations chargées en bétail, ne sauront être résolues par la seule approche scientifique; la dimension sociale et économique des problèmes relevant plutôt de la politique agricole.

1 Introduction

1.1 Le phosphore, élément essentiel du vivant

Le Phosphore (P) est un élément essentiel de tous les organismes vivants. Chez les végétaux, il joue un rôle essentiel dans de nombreux processus biologiques comme la croissance, la photosynthèse et la fixation symbiotique de l'azote atmosphérique (Marschner, 1995). Il entre dans la composition des acides nucléiques et donc dans la composition de l'ADN où est inscrit le code génétique, ainsi que dans celle de l'ARN qui permet la transcription de l'information génétique en protéines. Il est impliqué dans les transferts d'énergie à l'intérieur des cellules par l'intermédiaire de molécules telles que l'ATP. Il entre dans la composition des phospholipides qui contrôlent la stabilité et les propriétés des membranes cellulaires (Marschner, 1995).

1.2 Entrées de P dans les écosystèmes naturels

La production primaire des milieux terrestres est limitée par la faible disponibilité du P pour les plantes. Elles ne peuvent en effet prélever leur P que sous forme d'ions orthophosphate (noté P_i dans la suite du texte), soit directement par voie racinaire, soit par l'intermédiaire des champignons mycorhiziens (Rausch et Bucher, 2002). Cependant, étant donnée la forte affinité de cet ion pour les composants du sol et la faible vitesse de libération de P par altération des roches, il n'est présent qu'à de très faibles concentrations dans la solution des sols non fertilisés.

Newman (1995) montre que la vitesse de libération de P par l'altération des roches varie entre 0.01 et $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, mais que dans certains cas elle pourrait atteindre $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Dans le même article, il montre que les quantités de P arrivant de l'atmosphère sur les écosystèmes terrestres varient entre 0.01 et $2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et qu'environ les mêmes quantités de P quittent l'écosystème par voie atmosphérique (sous forme de pollens ou de poussières). Enfin, bien que le P contenu dans les météorites soit considéré comme assez facilement assimilable (Mautner et Sinaj, 2002) et que les quantités de météorites atteignant la surface terrestre soient comprises entre 30 - 150 kT an^{-1} , les quantités totales de P ainsi apportées ne dépassent pas $1 \text{ mg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et donc ne sont pas significatives (voir références dans Newman, 1995).

Considérant ces faibles apports de P par altération des roches et par voie atmosphérique, Newman (1997) analyse le bilan P de différents systèmes de production céréalières dans lesquels aucun apport de P n'était effectué (une ferme de l'Égypte ancienne des bords du Nil, une exploitation médiévale anglaise, une exploitation située dans les prairies d'Amérique du Nord au XIX^{ème} siècle et une exploitation chinoise du début du XX^{ème} siècle) et celui d'une ferme anglaise du XX^{ème} siècle cultivée de façon intensive et dans laquelle les engrais minéraux sont apportés régulièrement. Il conclut qu'aucun de ces systèmes ne peut être durable, puisque l'exploitation anglaise du XX^{ème} siècle accumule du P dans ses sols, conduisant à une augmentation des risques de pertes en P vers les eaux superficielles, et que les autres systèmes consomment environ dix fois plus de P qu'il n'en rentre par altéra-

tion ou par apport de sédiments, conduisant à une dégradation inéluctable du sol. Cette analyse est malheureusement encore d'actualité dans de nombreux agrosystèmes tropicaux, où la carence en P limite fortement la production végétale et dans lesquels l'absence totale d'apport d'engrais P est une des causes primaires de la dégradation des sols (Smaling et al., 1997 ; Fairhurst et al., 1999).

1.3 L'apparition des fertilisants phosphatés

Dès 1804, le Genevois Théodore de Saussure, trouvant des concentrations beaucoup plus importantes de P dans les cendres des végétaux que dans les sols, émettait l'hypothèse que les plantes absorbaient le P à partir de « dissolutions » du sol par les racines. En se basant sur ces travaux et ceux de Carl Sprengel publiés en 1826, Justus von Liebig publia en 1840 les principes de base de la nutrition minérale des cultures démontrant que les apports de P étaient indispensables pour augmenter le rendement des cultures (Robin et Blondel-Mégrelis, 2001 ; Boulaine, 1992). Les travaux de Lawes et de Murray pendant la première moitié du XIXème siècle en Angleterre et en Ecosse permettaient de démarrer la production industrielle des engrais phosphatés minéraux à partir de la dissolution d'os puis de phosphates naturels en milieu acide. Ce sont ces apports d'engrais P qui, supprimant la carence en P des cultures, ont permis une augmentation des rendements mettant enfin à la disposition de la population de plus en plus attirée vers les centres industriels une nourriture à meilleur marché (Boulaine, 1992).

1.4 Les apports de P deviennent excessifs ; mise en oeuvre des prestations écologiques requises (PER) en Suisse

L'augmentation du niveau de la vie de la population, un changement d'habitudes alimentaires et une politique agricole favorable à l'amélioration du revenu agricole ont entraîné une intensification de la production animale en Suisse après la deuxième guerre mondiale. Cette intensification s'est traduite par une importation de plus en plus importante d'aliments du bétail sur les exploitations et une forte augmentation des volumes d'engrais de ferme alors que les engrais minéraux P continuaient à être utilisés entraînant l'apparition de bilans P de plus en plus positifs jusque dans les années '80 (Spiess, 1999). L'intensification de la production agricole s'est traduite par une forte augmentation des teneurs en P des horizons de surface des sols cultivés et des prairies et par une augmentation des pertes en P vers les écosystèmes aquatiques par érosion, ruissellement, lessivage ou lixiviation (Braun et al., 1994).

Bien que faibles en regard des quantités de P apportées sous formes de fertilisants organiques ou minéraux, les quantités de P perdues vers les écosystèmes aquatiques ont un effet majeur sur leur fonctionnement biologique (Stadelmann et al., 2002 ; Wehrli et Wüest, 1996 ; Haygarth et Jarvis, 1999). Depuis deux décennies, le P provenant des eaux usées des habitations et des industries a été largement éliminé et ce sont à présent les apports de P provenant de l'agriculture qui expliquent les teneurs trop élevées en P des lacs du plateau suisse et donc leur statut eutrophe (Stadelmann et al., 2002 ; Wehrli et Wüest, 1996 ; Braun et al., 1994). Pour atteindre le but fixé par la loi sur la protection des eaux de 1991 et révisée en 1996, qui est de redonner aux lacs un statut mesotrophe, les apports en P provenant de l'agriculture vers les eaux doivent donc diminuer. La mise en place de la politique des « Prestations écologiques requises » (PER), et en particulier de la condition que le bilan N et P soit pratiquement équilibré au niveau de l'exploitation (les apports de P pouvant atteindre au maximum 110% des besoins des cultures), s'est accompagnée d'une forte diminution de l'achat d'engrais minéraux phosphatés (Spiess, 1999 ; Cornaz et al., 2002). La mise en place de cette politique a permis de démontrer que les engrais de ferme pouvaient remplacer les engrais minéraux comme source de P pour les cultures, sans effet négatif sur les rendements (Lehmann et al., 1998). Cette politique explique au moins partiellement la diminution de la teneur en Pi dans les eaux du Rhin mesurée à Weil a.R., qui est à présent inférieure au seuil critique de 0.15 mg P L^{-1} (Cornaz et al., 2002).

Cependant, les agrosystèmes suisses risquent de continuer à s'enrichir en P puisque les règles PER (Suisse-Bilanz) permettent d'apporter jusqu'à 10% de P en plus par rapport aux besoins des plantes. D'autre part, les lacs du plateau présentent encore des teneurs en P supérieures à celles qu'elles devraient avoir (Stadelmann et al., 2002). Enfin, les mines de phosphates naturels ne contiennent suffisamment de réserves exploitables à faibles coûts ou à coûts modérés que pour les 100 prochaines années (Runge-Metzger, 1995). Il importe donc d'améliorer encore l'efficacité d'utilisation du P par les cultures et de développer des techniques culturales permettant de minimiser les pertes en P vers les écosystèmes aquatiques.

1.5 But et plan de ce mémoire

L'époque pendant laquelle les engrais, entres autres phosphatés, étaient apportés en quantités telles que tout risque de carence en P des plantes devait être exclu est dépassée. Il convient à présent d'apporter le minimum de P permettant d'assurer l'élaboration d'un rendement optimal, tout en minimisant les pertes vers l'environnement.

Le présent mémoire apporte des éléments de réponse à cette problématique en abordant successivement les points suivants :

- Une analyse bibliographique résumant les connaissances scientifiques dans le domaine de l'utilisation du P par les cultures, des pertes en P des parcelles agricoles et des méthodes d'analyse des sols est présentée dans le chapitre 2 de ce mémoire.
- La fertilité phosphorique des sols de quelques régions de la Suisse présentant des modes d'utilisation variés (canton de Fribourg, bassin versant du lac Baldegg dans le canton de Lucerne, canton de Genève, réseau d'exploitations en production intégrée de Suisse romande et du Tessin) est décrite au chapitre 3.
- Le chapitre 4 montre comment les connaissances acquises peuvent être traduites dans la pratique de la fertilisation, par exemple par la publication de données de base sur la fumure.
- La participation consentante de l'agriculteur aux objectifs agronomiques et environnementaux visés est une condition impérative du succès. Il importe en particulier qu'une bonne communication – dans les deux sens – entre les acteurs de la filière soit assurée. Une analyse critique des transferts entre pratique agricole, vulgarisation, enseignement et recherche est présentée dans le chapitre 5 de ce mémoire.
- Finalement, une synthèse et des conclusions sont proposées au chapitre 6.

2 Les bases scientifiques

Ce chapitre est divisé en trois parties : l'utilisation du P par la plante, les processus qui contrôlent les pertes en P de la parcelle agricole et les méthodes d'analyses permettant d'estimer la disponibilité du P pour la plante et les pertes en P des sols agricoles.

2.1 L'utilisation du P par la plante

Le cycle du P dans le système sol/engrais/plante est présenté dans la figure 2.1-1. Dans l'état actuel de nos connaissances, on considère que la vaste majorité du P prélevé par les végétaux supérieurs l'est sous forme d'ion orthophosphate (Pi) à partir de la solution du sol et par voie racinaire. Donc, pour qu'un Pi soit prélevé par une plante, il doit quitter la particule de sol à laquelle il est associé, être transféré dans la solution du sol, migrer ensuite par diffusion entre les particules de sol sur une distance de quelques millimètres pour être finalement absorbé par une racine non lignifiée ou un hyphes mycorhizien et ensuite être transporté vers la racine. Une fois dans la plante, cet ion va participer à l'élaboration du rendement.

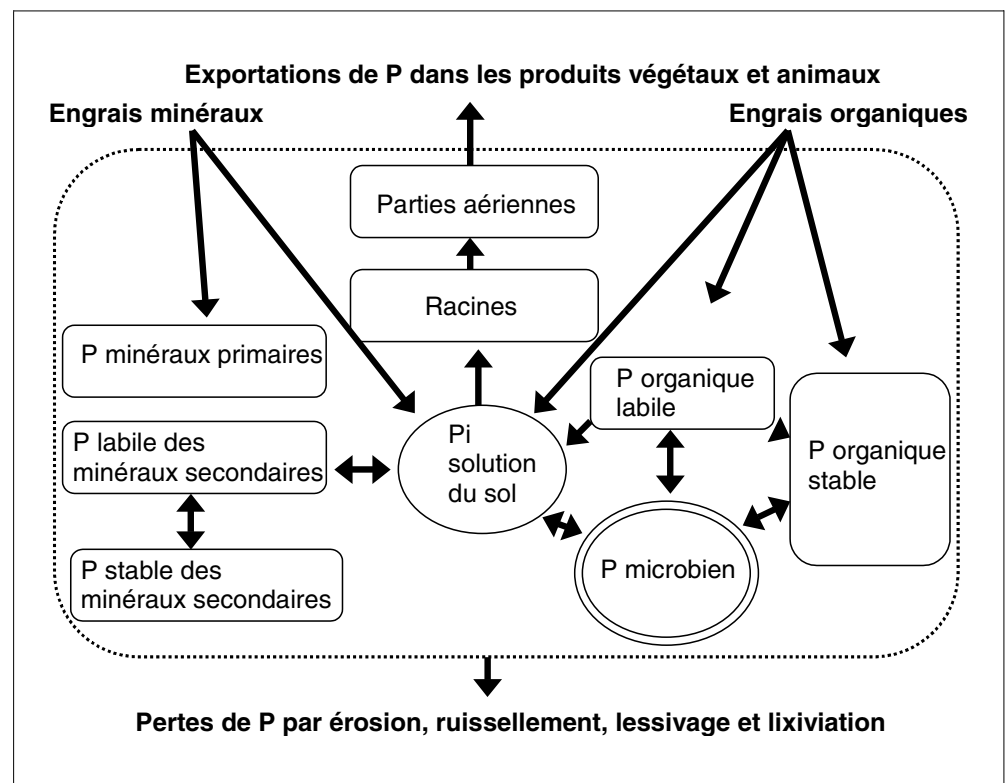


Figure 2.1-1
Le cycle du phosphore
dans le système
sol/engrais/plante

2.1.1 Le prélèvement de P par la plante

Les bases agronomiques Les teneurs en P mesurées dans les organes récoltés des plantes cultivées dans 7 essais suisses de plein champ sont résumées par Gallet et al. (2003) dans le tableau 2.1-1. Ces valeurs sont proches de celles qui avaient été proposées par Ryser et al. (2001) dans les données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages. Les besoins totaux maximum en P des cultures annuelles, mesurés comme la quantité totale de P présente dans les parties aériennes et racinaires de la culture au maximum d'absorption de P, varient selon Jourdan et al. (1994) de 20 kg P ha⁻¹an⁻¹ pour la pomme de terre à 60 kg P ha⁻¹an⁻¹ pour le lupin blanc. Le prélèvement de P est faible pendant les stades précoces de développement de la culture, la plante utilisant alors les réserves phosphatées présentes dans la graine sous forme de myoinositolhexakisphosphate (ou phytate, noté InsP6 dans la suite du texte). Par contre, le rythme de prélèvement journalier de P devient très élevé pendant la période de croissance rapide des cultures ; il peut atteindre jusqu'à 0.9 kg P ha⁻¹ jour⁻¹ chez la betterave (Jourdan et al., 1994).

La betterave et la pomme de terre réagissent très rapidement et fortement par une baisse de rendement lorsque la disponibilité du P du sol devient limitante, le colza réagit plus que les céréales et le blé plus que le maïs (Boniface et Trocmé, 1988 ; Johnston et al., 2001 ; Gallet et al., 2003).

Tabl. 2.1-1 : Concentrations moyennes de P dans les organes végétaux récoltés dans sept essais de plein champ conduits en Suisse observées par Gallet et al. (2003) comparées aux valeurs de références données par Ryser et al. (2001) dans les données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages

Culture	Organe récolté	Concentration	Concentrations de
		moyenne (Gallet et al., 2003)	référence (Ryser et al., 2001)
		g kg ⁻¹ MS	
Betterave	Racine	1.98	1.74 - 2.62
Maïs	Grain	2.88	2.05 - 4.11
Pomme de terre	Tubercule	2.73	1.99 - 3.97
Soja	Grain	6.01	5.14 - 9.25
Blé	Grain	4.05	3.60 - 5.14
Orge	Grain	4.29	3.60 - 5.14
Colza	Grain	6.99	6.31 - 9.22
Prairie temporaire	Première coupe	3.64	3.06 - 4.15
Prairie permanente	Première coupe	2.31	3.06 - 4.15

L'accumulation de matière sèche par la plante détermine son besoin en Pi qui est satisfait par son prélèvement par voie racinaire. Le prélèvement de Pi est aussi contrôlé par la morphologie et l'activité du système racinaire (Barber et Silberbush, 1984). Ainsi, les racines fines et ramifiées des graminées présentant de nombreux poils absorbants sont capables de prélever le Pi plus rapidement que les racines moins fines et plus courtes des légumineuses (Evans, 1977). Du point de vue agronomique, on définit deux paramètres qui caractérisent l'efficacité avec laquelle Pi est utilisé par la plante : *l'efficacité d'utilisation* qui représente la quantité de matière sèche totale que peut produire une plante donnée pour chaque kilogramme de P prélevé et qui est exprimée en kg MS (mg P)^{-1} et *l'efficacité d'acquisition du P* qui exprime l'aptitude d'une plante à prélever son P qui est exprimée en $\text{kg P prélevé (unité de surface)}^{-1}$ ou en mg P cm^{-1} de racine (Marschner, 1995).

Le prélèvement de Pi par la racine et son transport dans la plante

Lors de son prélèvement par une plante, le Pi doit affronter deux obstacles. D'une part, il doit être transféré contre un gradient de concentration puisqu'il est présent à des concentrations comprises entre 0.01 et 0.1mM dans les solutions de sols agricoles, alors que dans les cellules de la racine sa concentration atteint des valeurs comprises entre 5 et 20 mM (Raghothama, 1999). D'autre part, Pi doit être transféré contre un gradient électrochimique puisque, comme la paroi cellulaire et la membrane cytoplasmique, Pi sont chargés négativement (le Pi est présent sous la forme de H_2PO_4^- ou HPO_4^{2-} dans la solution du sol). Pour résoudre ce problème, les plantes prélèvent leur Pi par l'intermédiaire de protéines de type H^+ -ATPase qui permettent le co-transport de H^+ et de Pi depuis le milieu extracellulaire vers l'intérieur de la cellule. Trois types de transporteurs ont été identifiés : Pht1, Pht2 et Pht3. Les transporteurs de type Pht1 sont divisés en trois sous-groupes, i) ceux exprimés dans les parties aériennes et dans les racines, ii) ceux exprimés spécifiquement au niveau des cellules du rhizoderme et dans les poils absorbants lorsque la plante souffre de carence en Pi et iii) ceux exprimés dans les cellules du cortex racinaire au contact desquelles se développent les arbuscules des champignons endomycorhiziens (Rausch et Bucher, 2002 ; Rausch et al., 2001). Le prélèvement de Pi par la racine entraîne l'apparition d'une zone de déplétion au voisinage de la racine, dans laquelle la concentration en Pi en solution est beaucoup plus faible que celle observée dans la solution du sol éloignée de la racine. Pi migre très lentement le long de ce gradient de coefficient (10^{-14} à $10^{-9} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$, Barber et Silberbush, 1984 ; Huguenin-Elie et al., 2003), puisque cet ion est très fortement adsorbé sur les particules de sol.

Une fois dans les cellules de la racine, le Pi peut être soit utilisé dans le métabolisme cellulaire, soit être perdu par efflux vers l'apoplasme, ou alors être transporté par voie symplasmique dans le xylème. Le Pi est alors véhiculé vers les parties aériennes avec le flux évaporatif, puis il est transporté vers l'intérieur des cellules foliaires ou des tiges pour participer à leur métabolisme. Le Pi, ainsi que des formes organiques de P, peuvent ensuite être transférés dans le phloème et transportés vers d'autres organes non transpirants.

Les transporteurs de type Pht1 et Pht2 jouent probablement un rôle important dans le transfert de Pi lors de son passage dans le xylème au niveau racinaire, puis de son transfert du xylème vers les cellules situées dans les organes aériens et pour finir des cellules vers le phloème. Enfin la concentration en Pi est aussi régulée à l'intérieur de la cellule. Dans une cellule correctement alimentée, 85 à 95% du Pi est stocké dans la vacuole. Par contre, lorsque la cellule est carencée, le Pi stocké dans la vacuole est transféré dans le cytoplasme, les chloroplastes et les mitochondries. La troisième famille de transporteur Pht3 semble être impliquée dans le transfert de Pi entre le cytoplasme et les mitochondries (voir références dans Rausch et Bucher, 2002).

Les endomycorhizes

La plupart des espèces végétales cultivées vivent en association avec des endomycorhizes. Ces champignons colonisent l'intérieur des racines où ils développent des hyphes et des vésicules et, au contact des cellules du cortex racinaire, des arbuscules. Ils produisent aussi des hyphes extraradiculaires qui peuvent explorer des zones du sol inaccessibles aux poils absorbants des racines, y prélevant des éléments nutritifs peu mobiles comme Pi qui sont ensuite transportés vers la racine. En échange, la plante transfère des hydrates de carbone vers le champignon assurant ainsi sa nutrition carbonée. Ces champignons produisent des spores dans le sol lorsque les conditions ne sont pas favorables à leur croissance (voir références dans Smith et Read, 1997).

On connaît un petit nombre d'espèces d'endomycorhizes (moins de 200) et elles font preuve d'une faible spécificité vis-à-vis des hôtes végétaux. Chaque individu présente cependant une variabilité génétique relativement importante (Jansa et al., 2002 ; Kuhn et al., 2001) qui s'explique par la présence de noyaux portant des génomes différents. Cette variabilité est due à l'absence de reproduction sexuée chez ces organismes, et à la fusion d'hyphes appartenant à des « individus » différents conduisant à des échanges de noyaux (Kuhn et al., 2001).

Les endomycorhizes améliorent la nutrition phosphatée des cultures particulièrement quand celles-ci présentent un système racinaire assez peu efficace pour le prélèvement d'éléments nutritifs (diamètre des racines grossier, peu de poils absorbants) comme celui de l'oignon ou du poireau. Par contre, ces champignons ont un effet moins prononcé sur la nutrition P des céréales qui ont un système racinaire très fin et divisé et donc très efficace dans le prélèvement d'éléments nutritifs (Plenchette, 1991). Il semble que ces champignons aient un effet plus important sur la nutrition de la plante dans des sols relativement pauvres en P disponible, alors que dans des sols riches en P ils se comporteraient plutôt comme des parasites, consommant le C délivré par la plante (Johnson et al., 1997). Le P prélevé par les endomycorhizes semble être de même nature que celui prélevé par la plante. Ces champignons ne posséderaient pas de mécanismes spécifiques permettant une solubilisation de formes peu disponibles de P (Smith et Read, 1997).

Des expériences conduites dans des systèmes à plusieurs compartiments, le système racinaire de plantes inoculées par des endomycorhizes étant contenu dans un compartiment séparé des autres par un filet ne laissant passer que les hyphes mycorrhiziens, montrent que ces hyphes peuvent prélever des quantités importantes de Pi dans le sol inaccessible aux racines et le transférer vers la plante. Ainsi, les hyphes de *Glomus intraradices*, et de *G. mossae* peuvent parcourir une distance de 14 cm pour prélever du Pi, alors que les hyphes d'autres espèces, comme par exemple *G. claroideum*, restent à 2-4 cm de la racine, la longueur des poils absorbants ne dépassant pas quelques millimètres (Smith et Read, 1997 ; Jansa et al., 2003a; Jansa, 2002). Des travaux utilisant des marqueurs moléculaires ont montré que les champignons cités ci-dessus pouvaient cohabiter sur le même segment de racine de maïs (Jansa et al., 2003b). Cela suggère une complémentarité entre les différentes espèces de mycorhizes permettant une utilisation optimale des ressources en P du sol.

Les endomycorhizes commencent à être utilisées en horticulture et pour la restauration de terrains pollués (Strulu, 1991 ; Gianinazzi et al., 2002). Cependant, l'utilisation d'endomycorhizes en grandes cultures reste un objectif éloigné. Le fait que ces organismes ne puissent pas être cultivés sans une plante hôte vivante et qu'ils aient une structure génétique compliquée limitent leur production et leur sélection. La manipulation des populations d'endomycorhizes pourrait par contre se faire au travers du système de culture. Le choix des cultures affecte les populations de mycorhizes dans le sol : le colza, plante non mycorhizée, diminue le potentiel d'infection des sols, alors que le maïs ou les légumineuses favorisent le développement de ces organismes (Mozafar et al., 2000 ; Jansa, 2002). Le travail du sol affecte aussi la présence de ces champignons (Mozafar et al., 2000). Jansa et al. (2003b) montrent que *Scutellospora* sp. disparaît des racines de maïs développé dans des sols labourés annuellement ou subissant un passage annuel de chisel, alors que ces champignons sont présents dans les racines de maïs se développant dans des sols cultivés en semis direct. Par ailleurs, ces auteurs observent que *G. intraradices* est plus abondant dans les sols labourés annuellement. Ces résultats s'expliqueraient par la sensibilité des hyphes extraradicaux de *Scutellospora* sp. aux perturbations mécaniques subies par le sol. Des résultats basés sur l'isolation des spores et sur l'infectivité des racines suggèrent aussi que les endomycorhizes seraient beaucoup plus actives dans les sols en agriculture biologique que dans les sols cultivés selon les pratiques conventionnelles (voir les références citées dans Oberson et Frossard, 2004 ; Atkinson et al., 2002). Cela serait lié aux apports plus faibles en fongicides et en engrais P, à la rotation plus diverse et aux apports fréquents d'engrais organiques en agriculture biologique.

Au delà d'une amélioration de la nutrition phosphatée des cultures, les endomycorhizes semblent jouer d'autres rôles dans les agrosystèmes : blocage des métaux au niveau des hyphes dans les sols pollués, amélioration de la nutrition en micro éléments et en N des cultures, de la résistance de la plante au stress hydrique et aux maladies, et de la stabilité structurale des sols (Smith et Read, 1997).

Réponse de la plante à une carence en P

La réponse des cultures à une carence en Pi est complexe. On assiste à des modifications moléculaires, biochimiques, physiologiques et morphologiques qui permettent à la plante de s'adapter à une disponibilité suboptimale du Pi dans le sol et d'augmenter son efficacité d'utilisation et/ou d'acquisition (Raghothama, 1999).

Chez les plantes carencées en Pi, le faible flux de Pi provenant de la racine par le xylème peut être compensé par une mobilisation du Pi stocké dans les vacuoles et par une hydrolyse des formes organiques de P présentes dans les tissus âgés de la plante et leur transfert vers les parties en croissance. La carence en P entraîne une diminution de la photosynthèse et une augmentation de la teneur en amidon des chloroplastes liée à la diminution du transfert de triose phosphate du chloroplaste vers le cytoplasme (Rausch et Bucher, 2002). La diminution de la photosynthèse s'accompagne aussi de la production d'anthocyanes dans le chloroplaste qui piègent les radicaux libres résultant de la dispersion de l'énergie inutilisée par la photosynthèse peu efficace. Les bases génétiques de la réponse de *Chlamydomonas reinhardtii*, une algue verte unicellulaire, à la carence en Pi commencent à être connues. Wykoff et al. (1999) ont récemment décrit un gène (*Psr 1*, « Phosphate starvation response 1 ») qui régule le métabolisme du P chez cette algue. Ces auteurs émettent l'hypothèse que lorsque cet organisme est carencé en Pi, la protéine issue de ce gène, *Psr1*, est activée et qu'elle régule dans un premier temps la transcription de gènes codant pour la synthèse de transporteurs à haute affinité pour Pi, permettant un prélèvement plus rapide de Pi à de plus faibles concentrations dans le milieu extérieur, et dans un deuxième temps la transcription de gènes codant pour la synthèse et l'excrétion de phosphatase alcaline dans le milieu extracellulaire. Les bases génétiques de la réponse des végétaux supérieurs à la carence en Pi restent cependant très mal connues.

Une réaction connue des plantes suite à une carence en Pi est l'augmentation des sécrétions racinaires. Ainsi le lupin blanc développe des racines protéoïdes ayant une très grande surface et exsudant des flux importants d'acide citrique et de phosphatase dans la rhizosphère (Neumann et Martinoia, 2002 ; Stade-Miller et al., 2001). L'acide citrique dissout les phosphates de calcium initialement insolubles, le citrate complexe le Ca et le P libéré peut être prélevé par la racine. La libération de phosphatase permet l'hydrolyse de formes organiques de phosphates du sol entraînant la libération de Pi qui est ensuite prélevé par la racine. L'acidification du sol liée à une sécrétion de protons dans la rhizosphère en réponse à une carence en P a été observée chez le colza (Hinsinger, 2001). Les racines des variétés de maïs tolérantes aux faibles teneurs en P assimilable des sols exsudent des quantités plus importantes de citrate, malate, succinate et de trans-aconitate et présentent des activités phosphatasiques plus élevées que des variétés non adaptées (Gaume et al., 2001). L'importance des sécrétions racinaires dans l'acquisition de Pi reste, sauf dans le cas du lupin blanc qui exsude des quantités très importantes d'acide citrique, discutée parce que les concentrations en jeu semblent trop faibles pour avoir un effet significatif (Jones et Brassington, 1998). Il est donc nécessaire de quantifier l'effet de ces exsudats sur les quantités de Pi prélevées par la plante. Cela a été fait dans l'étude de Huguenin-Elie et al. (2003) qui, améliorant un modèle développé

par Kirk (2002) basé sur les mécanismes de diffusion de Pi, des protons et de citrate au voisinage de la racine, et modélisant la croissance tridimensionnelle des racines, ont montré que lorsque le riz poussait dans des conditions aérobies, la solubilisation de Pi par le citrate exsudé par la racine expliquait la majeure partie du Pi prélevé par la plante. Lorsque le riz poussait en conditions de sol constamment inondé, la libération de protons provoquée par l'oxydation de Fe^{2+} en Fe^{3+} induite par la libération de O_2 à la surface de la racine expliquait la totalité du prélèvement du Pi. Cette approche doit être appliquée à d'autres cultures et à d'autres exsudats.

Les études au champ des mécanismes de réponse des plantes à la carence au P sont plus rares. Plénet et al. (2000a) observent que les conditions suboptimales de nutrition en P chez le maïs entraînent un ralentissement de la vitesse d'élongation des feuilles et de l'apparition des feuilles, alors que le taux de photosynthèse par unité de surface foliaire reste constant (Plénet et al., 2000b). Sur le long terme, cela conduit à une diminution de la fixation du carbone par la plante, puis à une diminution de l'allocation en C à la fois vers les parties aériennes en croissance et vers les racines, suivie d'une diminution de la croissance des racines et par conséquent du prélèvement d'autres éléments nutritifs et de la production totale de matière sèche (Mollier et Pellerin, 1999).

2.1.2 La disponibilité du P dans le sol

Le P disponible du sol résulte de processus complexes

Les sols contiennent 100 à 3000 mg P kg sol^{-1} pratiquement uniquement sous forme de phosphate qui peut être intégré dans une large gamme de constituants organiques et minéraux. La proportion de P total associé à des composés organiques varie selon les sols et leur type d'utilisation de 30 à 65% du P total (Harrison, 1987). La disponibilité de Pi pour la racine dépend des mécanismes qui contrôlent sa concentration en solution et qui sont de nature physico-chimique, biochimique et biologique.

Les deux types de réactions physico-chimiques

Deux grands types de réactions physico-chimiques ont été mis en évidence : les réactions de précipitation/dissolution et les réactions d'adsorption/désorption. La précipitation de Pi avec un cation est observée lorsque les concentrations en Pi et en cation sont suffisamment élevées (lorsque le produit de solubilité du minéral est atteint). Elle entraîne une diminution de la concentration en Pi en solution et la formation d'un solide dans lequel Pi et le cation sont présents selon une stœchiométrie caractéristique du minéral formé. La dissolution entraîne une libération de Pi en solution et elle est observée lorsque la concentration en solution de Pi ou de cation devient inférieure à un certain seuil ou lorsque la concentration en solution d'agents chimiques susceptible de solubiliser le minéral augmente.

L'adsorption se déroule à la surface d'oxy-hydroxydes métalliques, qui seront notés oxydes métalliques dans la suite de ce texte, d'argiles et de substances organiques. Elle est contrôlée principalement par la concentration en P_i et en particules dans le milieu. Lorsque la concentration en P_i diminue en dessous d'un certain seuil ou lorsque les conditions physico chimiques du milieu changent, P_i peut être désorbé et retourner vers la solution.

Il est difficile de distinguer rigoureusement la précipitation de l'adsorption dans les sols. Dans la suite de ce mémoire on utilisera, sauf dans des cas très spécifiques, le terme sorption pour décrire les mécanismes abiotiques contrôlant la disparition de P_i de la solution.

L'apatite est la forme de P la plus répandue parmi les minéraux non altérés appelés aussi minéraux primaires (Syers et Curtin, 1989). La formule générale de ce minéral est $Ca_{10}X_2(PO_4)_6$ où $X = OH$ ou F et où Ca peut être substitué par Na , Mg ou des éléments traces comme Cd et où PO_4 peut être substitué par CO_3 . La dissolution de ce minéral représente le premier stade du cycle du P dans les écosystèmes terrestres naturels. La dissolution de l'apatite nécessite une source de protons, et des puits pour le Ca et le P_i . Cela explique pourquoi les phosphates naturels, dont la plupart du P est présent sous forme d'apatite, sont aussi peu efficaces comme engrais pour les cultures dans les sols neutres et calcaires (Fardeau et al., 1988a ; Sinaj et Frossard, 1997). La dissolution de l'apatite est aussi contrôlée par la taille des particules, par le taux de substitution de PO_4 par CO_3 et dans une moindre mesure par la présence en solution d'ions complexants tels que le citrate (Hedley et al., 1995).

Lorsque P_i est apporté en présence de calcite pure ($CaCO_3$), on observe une adsorption de P_i à la surface de la calcite, puis un nucléus apparaît autour duquel commencent à précipiter des phosphates de calcium. Tunesi et al. (1999) suggèrent que la formation de nucleus peut débuter non sur la phase solide, mais en solution. Ensuite apparaissent des composés tels que le phosphate monocalcique [MCP : $Ca(H_2PO_4)_2$], le phosphate dicalcique dihydraté [DCDP : $CaHPO_4 \cdot 2H_2O$], le phosphate octocalcique [OCP : $Ca_8(H_2PO_4)_6 \cdot 5H_2O$] et le phosphate amorphe tricalcique [ACP : $Ca_3(PO_4)_2$] qui, du point de vue thermodynamique, devraient disparaître pour se transformer en hydroxyapatite [HAP : $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$] (House, 1999). La précipitation des différents phosphates de calcium augmente lorsque le pH et les concentrations en P_i et Ca en solution augmentent (Lindsay et al., 1989). Ces réactions ont une cinétique relativement lente (Koutsopoulos, 2001). L'apatite bien cristallisée est cependant rarement observée, y compris dans les sols très calcaires ayant reçu des apports importants d'engrais P minéraux ou organiques (Harris et al., 1994 ; Lookman et al., 1996a ; McDowell et Sharpley, 2003 ; Robbins et al., 1999). Ceci s'explique par la présence de substances organiques, de Mg et d'argiles dans les sols qui inhibent la croissance des cristaux d'HAP (House, 1999). Grâce à l'utilisation de la résonance magnétique nucléaire (RMN) du solide au ^{31}P , McDowell et al. (2002) estiment dans 3 sols excessivement fertilisés en P que l'OCP et l'HAP représentent entre 180 et 230 $mg P kg^{-1}$ de sol, alors qu'entre 250 et 1000 $mg P kg^{-1}$ de sol sont présents sous forme de P-Ca relativement solubles qu'ils identi-

**Sorption du P
en milieu riche
en oxydes métalliques**

fient comme de la monétite $[\text{Ca}(\text{HPO}_4)]$ et du DCDP. Dans la même publication, ces auteurs montrent que des extractions répétées à l'eau ou au CaCl_2 0.01M solubilisent la monétite et le DCDP. Enfin, Celi et al. (2000) montrent que la calcite peut aussi sorber des quantités importantes d'InsP6 entraînant la dissolution partielle de ce minéral et des modifications de ses propriétés électrochimiques.

A des stades plus avancés de la pédogenèse, le Pi libéré par dissolution de l'apatite va soit réagir avec des minéraux issus de l'altération des minéraux primaires comme les oxydes de fer ou d'aluminium, les argiles ou les carbonates ou être prélevé par le peuplement végétal ou la microflore du sol et revenir au sol après avoir été recyclé dans des chaînes trophiques complexes (Syers et Curtin, 1989). L'adsorption de Pi est plus forte sur les oxydes métalliques, suivie des argiles 1 :1 et ensuite des argiles 2 :1 et des substances organiques. Parmi les oxydes métalliques, on observe une adsorption plus importante de Pi sur la ferrihydrite suivie de la goethite, de la gibbsite et de l'hématite. Ces variations sont expliquées en première approximation par la densité des sites de sorption à la surface de l'oxyde et par sa surface spécifique (voir références dans Frossard et al., 1995). La réaction de Pi avec les oxydes métalliques comprend deux étapes, l'une se déroulant très rapidement (vitesse de réaction de l'ordre de la minute ou de l'heure) et l'autre se déroulant lentement (vitesse de réaction de l'ordre de la journée ou du mois). La quantité de Pi rapidement adsorbée sur les sols est fortement corrélée dans tous les types de sols (acides, neutres et calcaires) à leur teneur en oxydes métalliques; par contre, la réaction lente est gouvernée dans les sols acides et neutres par les oxydes métalliques et par la précipitation de phosphates de calcium en sols calcaires (Frossard et al., 1993 ; Frossard et al., 1995 ; Tunesi et al., 1999).

La réaction rapide s'explique par la formation de complexes entre Pi et des groupes de type métal-OH situés à la surface des oxydes ou au niveau des ruptures de feuillets des argiles. Des observations spectroscopiques ont démontré que Pi pouvait former un complexe bidendate $[\text{Fe}-\text{O}-(\text{PO}_2\text{H})-\text{O}-\text{Fe}]$ ou monodendate $[\text{Fe}-\text{O}-(\text{PO}_3\text{H}_2)]$ à la surface de la goethite. Cette réaction rapide est exothermique. Elle est déterminée par la charge de surface de l'oxyde et du composé s'adsorbant. L'adsorption de Pi à la surface de goethite de synthèse bien cristallisée est à présent correctement modélisée en prenant en compte la structure de l'ion adsorbé et la distribution des charges à la surface de l'oxyde (Rietra et al., 1999 ; Geelhoed et al., 1997). L'adsorption de Pi diminue lorsque le pH de la solution augmente, donc lorsque la surface de l'oxyde devient de plus en plus électro-négative (Geelhoed et al., 1997). L'adsorption de Pi diminue fortement lorsque des molécules simples comme le citrate, le malate, le succinate, le trans-aconitate ou le sulfate, ou des composés plus complexes tels que l'acide polygalacturonique ou ceux présents dans les mucilages racinaires sont apportés avant Pi sur l'oxyde. La diminution de l'adsorption de Pi en présence de petites molécules chargées négativement s'explique par leur adsorption sur les mêmes sites que ceux utilisés par Pi et par une diminution de la charge de surface de l'oxyde (Gaume, 2000 ; Geelhoed et al., 1997 et 1998). La baisse de l'adsorption de Pi observée en présence de molécules plus complexes comme celles contenues dans le mucilage s'explique par une augmenta-

tion de l'agrégation de l'oxyde qui diminue la vitesse de diffusion de Pi vers les sites de sorption (Gaume et al., 2000). Enfin, la présence de Ca peut fortement augmenter l'adsorption de Pi sur la goethite en diminuant son électronégativité (Rietra et al., 2001). Lorsque les concentrations en Ca en solution dépassent un certain seuil, on peut observer la précipitation d'OCP à la surface de la goethite (Barrow et al., 1980). Cette réaction rapide explique aussi l'adsorption de composés organiques phosphatés à la surface d'oxydes ou d'argiles. L'adsorption est plus importante pour les P-monoesters (formule générale R-C-O-(PO₃H₂) où R est un radical organique) que pour les P-diester dont le groupement P est localisé entre deux radicaux organiques (formule générale R-C-O-(PO₂H)-O-R' où R et R' représentent deux radicaux organiques). La très forte adsorption de l'InsP₆, un monoester possédant 6 groupements phosphates, sur les oxydes de fer explique en partie son accumulation dans le sol (Ognalaga et al., 1994).

Après quelques heures, la concentration en Pi dans la solution du sol continue à diminuer, mais à un rythme beaucoup plus lent que pendant la première phase de la réaction. Cette phase lente peut continuer pendant des mois. Elle s'accélère lorsque la température augmente, elle est donc endothermique (Barrow, 1983). Les processus responsables de cette réaction lente restent mal connus. Ils varient probablement très fortement en fonction des propriétés des sols. Différentes hypothèses ont été avancées, toutes supportées par des résultats expérimentaux. Barrow (1983) suggère que cette réaction lente pourrait être expliquée par la migration de Pi dans le solide qui serait causée par des irrégularités localisées à l'intérieur des oxydes. Ce phénomène semble possible, puisque Stipp et al. (1998) ont pu mettre en évidence, grâce à des observations en microscopie et en spectrométrie de masse, des migrations lentes de cations de l'intérieur vers la surface de cristaux de calcite. Les travaux de Strauss et al. (1997) montrent que la réaction lente peut être expliquée par la diffusion et la sorption de Pi à l'intérieur des méso- et micropores présents à la surface de goethites de synthèse présentant différentes surfaces spécifiques. Willett et al. (1988) expliquent cette réaction lente par une diffusion de Pi entre les microagrégats de ferrihydrite. Ces hypothèses expliquant la réaction par la diffusion de Pi dans des hétérogénéités microstructurales du sol sont confortées par des résultats provenant de travaux utilisant les techniques d'échanges isotopiques dont les principes seront présentés dans la section 2.3.1. Ainsi Sinaj et al. (1997) montrent dans des suspensions sol/eau que la circulation de ³²Pi est plus rapide lorsque les agrégats ont été totalement dispersés que lorsque les agrégats ont été conservés, et Bühler et al. (2003) suggèrent que le transfert de ³²Pi est plus rapide dans des suspensions sol/eau agitées (rapport 10 ml d'eau pour 1 g de sol) que dans un sol dont l'humidité est proche de la capacité au champ. Enfin van der Zee et van Riemsdijk (1991) proposent, pour expliquer la réaction lente, l'hypothèse de diffusion/précipitation (Unreacted shrinking core model) selon laquelle la sorption de Pi est d'abord gouvernée par la précipitation de P-Al ou P-Fe à la surface des oxydes et ensuite par la migration de Pi entre ces précipités pour atteindre la surface de l'oxyde n'ayant pas encore réagi. La caractérisation de précipités Al-P et Fe-P par des méthodes spectroscopiques et l'étude de l'importance des oxydes métalliques sur la sorption de Pi sur le long terme supportent l'hypothèse de Van der Zee et Van

Riemsdijk dans les sols acides. Lookman et al. (1997) ont mis en évidence par résonance magnétique nucléaire du solide au ^{31}P et au ^{27}Al l'apparition de phosphate d'aluminium octaédrique suite à la réaction entre Pi et un oxyde d'Al amorphe (mal cristallisé) et Pierzynski (1991) a observé en microscopie électronique des complexes amorphes riches en Si, Al et P dans les sols excessivement fertilisés en P. Freese et ses collaborateurs ont modélisé la réaction lente de sorption du Pi dans des sols acides en fonction de leur teneurs en oxydes de fer et d'aluminium amorphes (Freese et al., 1992) et en fonction de la durée de sorption et de la concentration de Pi en solution (Freese et al., 1995a). De ces approches a été dérivé le concept de degré de saturation en P du sol (van der Zee et al., 1987) qui exprime la proportion de sites localisés sur des oxydes amorphes de fer et d'aluminium qui sont occupés par des ions Pi . Cette technique, qui est à présent appliquée dans la pratique (Lookman et al., 1996b ; Breeuwsma et al., 1995 ; Khiari et al., 2000), est présentée dans la section 2.3.2. de ce rapport.

Peu de phosphates de Al et de Fe bien cristallisés ont été observés dans les sols, même lorsqu'ils ont subi de très fortes fertilisations (Lookman et al., 1996a ; McDowell et Sharpley, 2003). Des minéraux de la famille de la crandallite [$\text{CaAl}_3(\text{PO}_4)_2(\text{OH})_5 \cdot \text{H}_2\text{O}$], de la wavellite [$\text{Al}_3(\text{PO}_4)_2(\text{OH})_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$] et de la barrandite [$(\text{Al},\text{Fe})\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$] ont été observés dans des sols développés sur des roches mères très riches en P ou excessivement fertilisés en P (McDowell et al., 2002 et références dans Frossard et al., 1995). La vivianite [$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$] a été observée dans les sols riches en matière organique subissant des périodes d'anaérobie (Lindsay et al., 1989), dans des sédiments provenant de sols surfertilisés en P (Harris et al., 1994) et dans des boues d'épuration ayant subi des apports de sulfate ferreux et une digestion anaérobie (Frossard et al., 1997). Enfin, la forte affinité de Pi pour Pb justifie l'utilisation de fortes doses de P pour diminuer la biodisponibilité de Pb dans les sols pollués. Cet effet s'explique par la formation de précipités de la famille des pyromorphites [$\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F},\text{OH},\text{Cl})$] qui sont extrêmement stables dans l'environnement (Hettiarachchi et al., 2000).

Désorption du P

La désorption de Pi de la phase solide d'un sol vers la solution est gouvernée par le gradient de concentration existant entre la phase solide et la solution. Plus ce gradient est élevé, plus le flux de Pi quittant la phase solide est important.

De nombreuses méthodes ont été utilisées pour caractériser les cinétiques de désorption de Pi des sols : des extractions à l'eau ou avec du CaCl_2 ; des extractions mettant en jeu un « puits » (résine anionique, papier imprégné d'oxydes de fer, oxydes de fer apportés dans un sac à dialyse, réacteur en flux continu) qui diminue la concentration en Pi en solution ; et des méthodes d'échange isotopiques qui permettent de suivre les aller et retour de Pi entre la phase solide et la solution (voir références dans Frossard et al., 2000 ; Koopmans et al., 2002 ; Koopmans et al., 2001 ; McDowell et al., 2002 ; McDowell et Sharpley, 2003). Certaines de ces méthodes (extraction à l'eau, au CaCl_2 , aux résines anioniques, au papier imprégné d'oxydes de fer et la méthode d'échange isotopique) sont détaillées dans la section 2.3.1. Les résultats issus de ces approches convergent pour montrer que si la con-

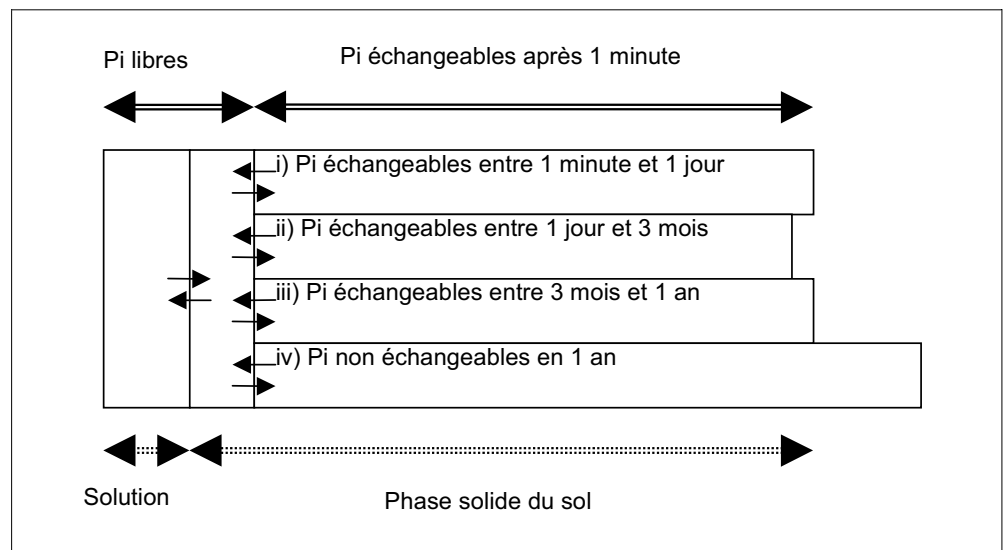
centration en Pi en solution devient suffisamment basse et si le temps de désorption est suffisamment long, une très large fraction du Pi minéral des sols, si ce n'est la totalité, peut être désorbée et devenir disponible pour les racines (voir références dans Frossard et al., 2000). Par contre, la vitesse à laquelle les ions Pi vont quitter la phase solide pour arriver en solution est très variable, dépendant des formes de P présentes sur la phase solide et du chemin que devra faire le Pi au travers des agrégats pour arriver en solution.

Fardeau et al. (1991) étudiant la cinétique de disparition de ^{32}Pi dans des systèmes sol/eau dont la concentration en ^{31}Pi en solution reste constante, déduisent l'existence d'une infinité de sites d'échanges pour Pi sur la phase solide du sol, chacun de ces sites ayant des propriétés cinétiques spécifiques. Utilisant une approche stochastique pour traiter ces données, ces auteurs suggèrent de caractériser l'échangeabilité du Pi entre la phase solide du sol et sa solution à l'aide de trois paramètres : le taux moyen d'échange de Pi (g_m), le temps moyen de résidence du Pi en solution (T_m) et le flux moyen de Pi entre la phase solide et la solution (Φ_m). La relation entre ces paramètres et la nutrition P des cultures reste cependant à démontrer.

Fardeau (1993) propose un modèle compartimental de type « mamillaire » pour analyser ces données isotopiques. Il regroupe les ions ayant des vitesses d'échangeabilité suffisamment proches l'une de l'autre dans 5 compartiments (1 compartiment central et 4 compartiments périphériques) et il considère que les ions Pi du compartiment central peuvent s'échanger avec les ions des compartiments périphériques, mais qu'il n'y a pas d'échange entre les compartiments périphériques (figure 2.1-2). Le compartiment central est composé d'ions présents en solution et sur la phase solide ayant des caractéristiques cinétiques identiques. Ces ions sont immédiatement et complètement disponibles pour la plante. Ce compartiment est aussi appelé compartiment des ions libres. La quantité d'ions présents dans ce compartiment est approchée pour les sols à faible pouvoir fixateur pour Pi par la quantité d'ions isotopiquement échangeables en 1 minute. Les compartiments périphériques contiennent des ions échangeables i) entre 1 minute et 1 jour, ce qui correspond à la période pendant laquelle une racine non lignifiée, un poil absorbant ou un hyphé de mycorhize prélève du Pi ; ii) des ions échangeables entre 1 jour et 3 mois, ce qui correspond à la durée pendant laquelle le système racinaire d'une culture annuelle prélève Pi ; iii) des ions échangeables entre 3 mois et 1 an, ce qui correspond à la fin d'une saison culturale ; iv) et des ions qui ne sont pas échangeables sur une durée inférieure à 1 an. La validité de l'équation utilisée pour calculer les quantités de Pi isotopiquement échangeable et en déduire les quantités de Pi des différents compartiments a été vérifiée pour des sols bien pourvus en Pi en comparant les quantités de Pi échangeables mesurées dans des systèmes sol/solution (valeur E) et dans des essais en pots (valeur L) (Frossard et al., 1994 ; Morel et al., 1994). Des travaux effectués sur des matériaux riches en P, des boues d'épuration urbaines, montrent qu'il existe une relation entre la distribution du Pi dans ces compartiments et la quantité de P présent sous différentes formes caractérisées à la fois par des méthodes spectroscopiques et des extractions séquentielles. Ainsi le Pi

précipité, que ce soit sous forme de vivianite, d'apatite ou d'OCP, ne peut pas être échangé sur des périodes inférieures à 1 an, alors que les formes de Pi adsorbées sont échangeables entre 1 minute et 1 an (Frossard et al., 1996a). Sinaj et al. (1997) montrent que le Pi présent dans ces différents compartiments est fonction de la microstructure du sol. Ainsi, une fraction importante de Pi non échangeable sur des durées inférieures à un an dans des sols microagrégés devient plus rapidement échangeable lorsque le sol est dispersé.

Figure 2.1-2
Présentation du Pi assimilable des sols selon un modèle compartimental de type « mamillaire » (Fardeau, 1993)



Freese et al. (1995b) ont développé une méthode permettant de mesurer la désorption de Pi sur de longues périodes dans des systèmes où un oxyde de fer mal cristallisé introduit dans un sac à dialyse est apporté à une suspension sol/eau. Utilisant cette approche sur des sols acides ayant reçu des apports excessifs de P, Lookman et al. (1995) observent, qu'après un mois de d'expérience, la désorption de Pi n'est pas complète et ils en déduisent que la totalité du Pi lié aux oxydes de Fe et d'Al de ces sols pourrait être désorbé. Ces auteurs montrent que la courbe de désorption peut être décomposée en deux parties, la première présentant la fraction de Pi désorbée très rapidement, et la seconde présentant la portion de Pi lentement désorbable. Des observations faites en RMN du solide au ^{31}P et à ^{27}Al sur la fraction fine de sols ($<50\ \mu\text{m}$) excessivement fertilisés en P montrent que des extractions répétées à l'eau entraînent une solubilisation partielle des formes de P-Ca et de P-Al, qu'une extraction à l'oxalate solubilise complètement ces formes et que l'extraction à l'oxyde de fer présent dans un sac à dialyse dissout spécifiquement un P-Ca protoné (Lookman et al., 1997). Ces résultats rejoignent ceux de McDowell et al. (2002) qui ont montré que des extractions répétées de sol à l'eau ou au CaCl_2 0.01M entraînent une diminution des formes de P-Ca soluble dans l'eau et de P-Al sous forme de wavellite. La vitesse de désorption de Pi n'est pas uniquement explicable par la spéciation chimique de Pi sur la phase solide, mais aussi par la vitesse de diffusion de Pi dans les hétérogénéités microstructurales du sol.

L'approche isotopique (Fardeau et al., 1991) et la technique de désorption par un oxyde de fer introduit dans un sac à dialyse (Freese et al., 1995b) présentent chacune des inconvénients. Un gros obstacle à l'utilisation de ces deux méthodes est l'erreur parfois forte faite sur les paramètres cinétiques qu'elles délivrent (Frossard et al., 1996b ; Bühler et al., 2003 ; Koopmans et al., 2001). Une autre limite de ces deux méthodes est de travailler dans des suspensions sol/eau en agitation. Or les travaux de Linnquist et al. (1997) et de Wang et al. (2000 ; 2001) montrent que le degré d'agrégation des sols modifie leur réactivité vis-à-vis du Pi et donc que les analyses de sols faites à buts agronomiques devraient se faire en respectant l'agrégation des sols pour pouvoir fournir des conseils adaptés à la situation étudiée. Récemment, Freese et al. (1999) ont proposé un nouveau système permettant de mesurer la désorption du Pi d'un sol en modifiant moins fortement sa microstructure que dans des suspensions sol/solution. Ce système comprend un réacteur contenant du sol tamisé à 2mm au travers duquel on fait percoler une solution saline de faible force ionique, cette solution désorbe du Pi du sol et l'entraîne vers un second réacteur contenant du sable recouvert d'oxydes de fer qui va sorber le Pi. Au sortir de ce second réacteur, la concentration en Pi dans la solution sera de nouveau proche de zéro et elle pourra recommencer un passage au travers du sol. Le dosage de Pi accumulé dans ce second réacteur au cours du temps donne une information sur la cinétique de désorption de P du sol. Les premiers résultats montrent que l'augmentation de la teneur en oxydes de fer dans deux sols diminue la quantité de P désorbé et la vitesse de désorption (Schärer, 2003). Cependant, cette méthode mérite d'être encore testée avant de pouvoir être utilisée de façon plus générale.

**Il n'existe pas
d'extractant chimique
idéale du P disponible
du sol**

De nombreux travaux ont été consacrés à la mise en solution de Pi par des extractants chimiques. Le but premier de ces travaux était d'obtenir des indicateurs simples et rapides permettant d'estimer la disponibilité du P des sols pour les plantes. Cet ensemble de travaux a abouti au développement de très nombreuses méthodes d'analyses de sols pour quantifier le P assimilable (Neyroud et Elhert 2001 ; Neyroud et Lischer, 2003). Si certaines de ces méthodes sont effectivement intéressantes puisque qu'elles permettent d'obtenir des résultats rapidement, de façon reproductible et qui sont corrélés à la réponse des plantes aux engrais phosphatés, ces extractants ne donnent qu'une piètre image des processus se déroulant dans le sol. Fardeau et al. (1988b) montrent que les extractants moyennement agressifs comme le NaHCO_3 0.5M ou agressifs comme l'acide citrique 2%, n'extraient pas tout le Pi assimilable et extraient du Pi non assimilable. Ce travail démontre, qu'étant donné les multiples réactions se déroulant dans le sol, il est illusoire de chercher l'extractant chimique idéal qui permettra dans toutes les situations d'extraire tout le P assimilable et rien que lui. Par contre, dans des conditions expérimentales spécifiques, il est possible d'utiliser des extractants comme des « sondes » pour qualifier le type de liaison que Pi a avec les particules de sol (Lammers, 1997). L'utilisation de ces extractants de façon séquentielle sur un même échantillon permet de caractériser différentes fractions de Pi et de phosphore organique (Po) présentes dans un sol (voir la synthèse de Cross et Schlesinger, 1995 et les références citées dans cet article). Classiquement, l'eau puis des résines anioniques et du NaHCO_3 sont utilisés au début de l'extraction séquentielle pour mettre en solution le

Pi et le Po peu liés au sol. Ensuite, des bases fortes comme NaOH sont utilisées pour désorber le Pi et le Po adsorbés sur des oxydes métalliques et associés aux composés humiques. Dans l'étape suivante, des acides forts comme HCl ou H₂SO₄ sont utilisés pour dissoudre des P-Ca tels que l'OCP ou l'HAP. Et enfin, une digestion à haute température en présence de H₂O₂ et d'acides concentrés permet d'extraire le P dit résiduel, qui contient à la fois du Pi et du Po.

Sont définies comme formes organiques (Po), les formes de P liées directement à un squelette carboné et les formes minérales de P présentes à l'intérieur de structures biologiques vivantes ou mortes (Pi, polyphosphate, pyrophosphate). Les formes de Pi adsorbées à la surface de substances organiques par l'intermédiaire de métaux ne sont pas considérées comme des formes organiques de P. Les formes organiques de P ne sont pas disponibles pour les racines. Ces formes doivent d'abord être hydrolysées par des enzymes de la famille des phosphatases, produites par les racines, les bactéries et les champignons, pour libérer du Pi qui peut être prélevé (Richardson et al., 2001a ; Zimmermann, 2003b).

Les sols contiennent des formes très variées de Po. On distingue en fonction des liaisons existant entre atomes de P et de O ou C des monoesters-P, des diesters-P, et en plus faible proportion des phosphonates et des poly- et pyrophosphates. Parmi les monoesters-P ont été identifiés des inositols phosphates, des sucres phosphates, etc. Dans une synthèse récente, Turner et al. (2002a) montrent que les concentrations en différents isomères des inositols phosphates peuvent atteindre 1000 mg P kg⁻¹ de sol et que ces composés représentent jusqu'à 50% du Po des sols. Parmi les diesters-P, on retrouve l'ADN, l'ARN, les phospholipides, l'acide teichoïque, etc. Les phosphonates sont caractérisés par une liaison C-P [formule générale : R-C-PO₃H₂]. On ne les trouve qu'en faibles concentrations dans les sols et dans des situations où l'activité de la microflore est réduite (milieu froid et humide) (Newman et Tate, 1980). Les pyro- et polyphosphates [(PO₃)_n] sont synthétisés par les microorganismes et sont des formes de stockage de P. On retrouve aussi la liaison pyrophosphate dans l'ATP qui est présent chez tous les organismes vivants. Étant donnée la complexité du sol, l'identification des formes de Po est un exercice très délicat. On considère que la moitié du P organique des sols est encore non identifiée. Des méthodes d'extraction et de purification de Po spécifiques comme les inositols phosphates sont utilisées depuis les années '60. La RMN au ³¹P en milieu liquide est utilisée depuis les années '80 pour caractériser les formes de Po dans des extraits alcalins de sols (Condrón et al., 1990 ; Makarov et al., 2002a; Cade-Menun et al., 2002). Depuis peu, on caractérise les formes de Po après leur mise en solution en fonction de leur degré d'hydrolyse par des phosphatases plus ou moins spécifiques (Turner et al., 2002b ; He et Honeycutt, 2001). Enfin, récemment une méthode basée sur la séparation de phosphates organiques solubles dans l'eau par ultrafiltration et leur passage en spectrométrie de masse a été proposée (Llewelyn et al., 2002). Cependant, comme souvent en chimie ou en biochimie du sol, aucune méthode n'est parfaite et ces méthodes doivent toujours être utilisées avec précaution. La caractérisation des formes de Po dans les sols représente un des plus gros obstacles à une compréhension complète du cycle du P dans les écosystèmes terrestres.

La proportion de Po dans le sol varie au cours de la pédogenèse. Elle est très faible lorsque la roche mère commence à s'altérer, puis au fur et à mesure que le sol se développe elle prend de plus en plus d'importance pour atteindre un maximum et diminuer enfin dans les sols très fortement altérés (Syers et Curtin, 1989). Sur des échelles de temps plus courtes, le Po diminue lorsqu'un sol est mis en culture sans apport d'engrais phosphaté, mais il augmente lorsque le sol reçoit des quantités importantes de matières organiques sur de longues périodes et quand le sol cultivé retourne sous forme de prairie ou de jachère (Condrón et al., 1990 ; Dalal, 1977 ; Nzigueba et Bünemann, 2004). Ces variations indiquent qu'il existe dans le sol différents pools de Po réagissant à différentes vitesses vis-à-vis de variations environnementales. À côté de la biomasse microbienne qui peut représenter 1 à 10% du P total d'un sol cultivé (Obersson et Joner, 2004), des pools de Po, que l'on qualifiera de « labile » selon la terminologie anglo-saxonne, peuvent rapidement stocker du P et ensuite le libérer vers la solution. Enfin d'autres pools, contenant probablement dans la plupart des cas la majeure partie du Po, ne varient que très lentement dans le temps (figure 2.1-1). Les facteurs contrôlant l'immobilisation de Pi en Po et la minéralisation de Po en Pi dans le sol sont au niveau de l'horizon : la végétation, la biomasse microbienne, la faune du sol et les propriétés du sol, et à un niveau plus général : le type de sol, le climat et le type d'utilisation du sol. La caractérisation des pools labiles et la mesure du flux de P dans ces pools sont délicates même si ces dernières années ont vu le développement de méthodes plus performantes. L'importance de ces processus pour la nutrition des plantes dans des agrosystèmes reste difficile à quantifier. Nous donnons ci-dessous quelques exemples illustrant l'importance potentielle de ces processus.

Williams et Anderson (1968) montrent que la concentration en inositol phosphate augmente lorsque la matière organique s'accumule dans les sols et diminue lorsque les sols sont mis en culture, mais moins vite que le Po total. La mise en culture de sols de prairie d'Amérique du nord au début du XXI^{ème} siècle sans aucune utilisation d'engrais P s'est accompagnée d'une forte diminution du Po total des sols, la chute de la concentration en diesters P étant proportionnellement beaucoup plus importante que la chute de concentration en monoesters-P (Condrón et al., 1990). Dans une série d'expériences de longue durée testant des apports de P sous forme organique et minérale, Rubaek et Sibbesen (1995) mettent en évidence une diminution de la concentration en Po extractible par une résine macroporeuse Lewatit MP500a au printemps et une augmentation de la concentration de Po extractible par cette résine en automne, et ils en déduisent que cette extraction pourrait représenter le pool de Po labile des sols. Dans une étude subséquente, Guggenberger et al. (1996) montrent que les quantités de P extraites par cette résine sont fortement positivement corrélées aux quantités de diesters-P mesurées en RMN au ³¹P dans des extraits alcalins de sols. Enfin, Makarov et al. (2002b) étudiant aussi le Po par RMN au ³¹P dans des extraits alcalins de sols provenant de deux climo-séquences de sols russes suggèrent que l'ADN s'accumule hors des cellules dans les sols où l'activité microbiologique est limitée par des conditions froides et humides, alors que les phospholipides et l'acide teichoïque s'accumulent dans les sols plus propices à l'activité microbienne.

Oehl et al. (2001a) ont mis au point une méthode basée sur l'utilisation du traçage isotopique au phosphore radioactif (^{33}P) afin de mesurer la vitesse de minéralisation basale du Po dans des sols à faible pouvoir fixateur vis-à-vis du Pi, c'est-à-dire la minéralisation de Po provenant de la matière organique du sol lorsque la libération de CO_2 est constante. L'application de cette méthode aux sols de l'essai DOC de Therwil (BL) cultivés selon différents systèmes de production (Oehl, 1999), montre que la minéralisation de Po est plus importante dans les sols cultivés selon les pratiques de l'agriculture organique-biodynamique (DYN) que dans les sols cultivés selon les pratiques de l'agriculture organique-biologique (ORG) et dans les sols cultivés selon des pratiques conventionnelles ne recevant que des engrais minéraux (MIN). Cependant, les quantités journalières de P minéralisé représentent moins de 10% du Pi isotopiquement échangeable pendant la même période. Ces résultats suggèrent que dans ce sol la minéralisation basale de Po ne représente pas une source majeure de Pi pour les cultures, même dans des systèmes de production dits organiques.

La minéralisation de racines, de résidus de culture ou de matières organiques exogènes peut par contre représenter une source significative de P pour les plantes. Ainsi Thibaud et al. (1988), Friesen et Blair (1988) et McLaughlin et al. (1988) utilisant des résidus végétaux marqués au ^{32}P montrent que le prélèvement de P issu de ces résidus par une plante test peut être similaire à celui observé en présence d'un engrais P soluble dans l'eau. Ce type d'observation a conduit à proposer, pour améliorer la nutrition P des cultures en milieu tropical humide, l'apport de résidus de plantes comme *Thitonia diversifolia* présentant des teneurs élevées en P ou de faire pousser des jachères de courte durée qui peuvent remonter le P des horizons profonds et le déposer en surface sous forme de litière (Bünemann, 2003). Frossard et al. (1995) suggèrent que cette minéralisation serait essentiellement liée à la libération de Pi et de Po soluble dans l'eau contenu dans ces résidus végétaux, alors que la minéralisation de Po non soluble dans l'eau issu de ces résidus resterait de faible amplitude. De façon similaire, Frossard et al. (1996c), Sinaj et al. (2002a), et Tagmann (2000) montrent que le facteur principal contrôlant l'utilisation à court terme du P provenant de boues d'épuration, de composts ou d'engrais de ferme par une plante test poussant dans des conditions non limitantes de nutrition azotée est la teneur en Pi rapidement échangeable de ces engrais.

La biodégradation de résidus de culture, de racines ou de matières organiques exogènes est effectuée par des chaînes alimentaires complexes faisant intervenir des interactions entre la faune du sol (vers de terre), la microfaune (protozoaires, amibes), et la microflore (champignons et bactéries) dont le fonctionnement est fortement influencé par les conditions de températures et d'humidité du sol, par la présence de C comme source d'énergie et d'autres éléments nutritifs et par la structure du sol (voir les références citées dans Frossard et al., 1995).

Alors que de nombreuses études ont été consacrées à la minéralisation de Po de la matière organique des sols pour comprendre l'importance de ce processus dans la nutrition minérale des plantes, relativement peu d'études ont été consacrées à l'im-

mobilisation du P dans la matière organique. Cet aspect pourrait pourtant être important par exemple si l'on désire réhabiliter un écosystème dont la matière organique a été abusivement dégradée. Motavalli et Miles (2002) montrent que le Po extractible par NaOH augmente considérablement dans des sols qui ont reçu du fumier de cheval ou de bovin pendant 111 années par rapport aux traitements n'ayant reçu que des engrais minéraux ou pas d'engrais. Bünemann (2003) étudiant des systèmes agroforestiers de l'ouest du Kenya montre que les variations de Po sont liées aux apports combinés de C, N et P sous forme de résidus végétaux provenant de jachères, alors que les apports de Pi sous forme de triple super phosphate (TSP) n'ont pas d'effet sur les stocks de Po. Ces variations se reflètent aussi sur la teneur en P de la biomasse microbienne dont la concentration augmente en présence de jachère, l'apport de TSP restant sans effet (Bünemann, 2003). Oehl et al. (2001b) étudiant les sols de l'essai DOC montrent que les microorganismes prélèvent entre 5 et 18 % du Pi radioactif apporté, et que la plupart du prélèvement se déroule pendant les trois premières semaines d'incubation. Ces auteurs montrent que le prélèvement de Pi radioactif par les microorganismes du sol est maximum dans le sol DYN, suivi du sol ORG et enfin du sol MIN. L'apport de C sous forme de glucose et de N sous forme de NH_4NO_3 au sol ORG entraîne une rapide et forte augmentation du prélèvement de Pi radioactif par les microorganismes, qui atteint 65% de la quantité apportée au bout de 10 jours. Ce P est ensuite reminéralisé, et la teneur en P radioactif de la biomasse microbienne du traitement ORG + glucose + N rejoint celle du traitement ORG n'ayant reçu ni C ni N qui est restée proche de 10%, après 70 jours d'incubation. Cela suggère que lorsque des microorganismes sont mis en présence d'éléments facilement assimilables, par exemple au voisinage d'un résidu en décomposition, ils sont susceptibles de prélever ces éléments très rapidement et de les conserver pendant quelques jours avant de les libérer.

**Solubilisation du P
par des mécanismes
biochimiques et
biologiques**

L'aptitude des microorganismes du sol à solubiliser des formes minérales ou organiques du P est étudiée depuis des décennies dans l'espoir de développer des biofertilisants qui permettraient une meilleure utilisation des réserves en P du sol (Kucey et al., 1989 ; Gyaneshwar et al., 2002).

Dans une synthèse récente sur ce sujet, Gyaneshwar et al. (2002) rappellent que le processus majeur permettant à certains microorganismes de solubiliser le P-Ca, le P-Al ou le P-Fe est la sécrétion de protons et d'agents complexants comme l'acide gluconique. Cependant, les mécanismes moléculaires et biochimiques ainsi que la base génétique de la solubilisation de P par les microorganismes sont très mal connus. Il semble aussi que les conditions dans lesquels les microorganismes solubilisant le P ont été isolés jusqu'à présent ne reflétaient pas suffisamment les conditions du sol et en particulier ne prenaient pas en compte le pouvoir tampon des sols vis-à-vis des variations de pH. Ceci pourrait en partie expliquer l'efficacité très variable de ces microorganismes observée dans des essais au champ. Cette efficacité variable peut être aussi expliquée par la difficulté des microorganismes introduits à coloniser la rhizosphère et à survivre dans le sol ou à l'impossibilité de produire des complexants en quantités suffisantes du fait de la pauvreté en éléments nutritifs de la rhizosphère. Enfin, certains microorganismes dits « solubilisateurs de phos-

phates » agissent peut être plus sur la croissance de la plante par la libération d'hormones, comme l'acide indole acétique, que par un accroissement de la mise en solution de P (Gyaneshwar et al., 2002).

Lorsqu'ils sont soumis à une carence en P, la plupart des microorganismes du sol secrètent des phosphatases extracellulaires. Les gènes de certaines de ces phosphatases (phytases, phosphatases acides, phosphatases alcalines) fongiques (e.g. *Aspergillus niger*, *A. fumigatus*, *Streptomyces griseus*) et bactériennes (e.g. *Bacillus subtilis*, *B. amyloliquefaciens*) ont été caractérisés, clonés et exprimés dans d'autres microorganismes (Wyss et al., 1999 ; Lei et Stahl, 2001 ; Moura et al., 2001 ; Idriss et al., 2002). Récemment, Richardson et al. (2001a) ont introduit chez *Arabidopsis thaliana* un gène issu d'*A. niger* codant pour la synthèse de phytase associé à un signal de sécrétion. Ces auteurs montrent que la plante transgénique se développant sur de l'agar utilise de l'insP6 apporté sous forme soluble, alors que la plante témoin qui ne secrète pas de phytase ne peut pas utiliser ce substrat comme source de P. De même Zimmermann (2003b) montre qu'une pomme de terre développée sur un substrat à base de sable, de silt et de tourbe et qui surexprime un gène codant pour la synthèse de phytase dans ses poils absorbants utilise l'InsP6 comme source de P, alors que la plante témoin qui ne secrète pas de phytase ne peut pas utiliser ce substrat. Cependant, ce n'est pas parce qu'un microorganisme ou une racine secrètent une phosphatase dans le milieu exocellulaire que l'hydrolyse va se produire et que du Pi sera mis en solution. En effet, comme les phosphates organiques, les phosphatases peuvent s'adsorber à la surface de particules de sol (Leprince et Quiquampoix, 1996), ce qui modifie les propriétés catalytiques de l'enzyme et résulte en une séparation physique entre l'enzyme et le substrat. Des résultats récents montrent que l'apport de concentrations élevées de citrate dans une solution de sol entraîne la mise en solution de phosphates organiques et améliore l'efficacité de l'hydrolyse enzymatique (Hayes et al., 2000). Richardson et al. (2001b) montrent que le prélèvement de P à partir de InsP6 par des plantes développées dans des substrats contenant du sable et de la vermiculite est plus élevé lorsque le milieu est inoculé par une population de microorganismes cultivables que lorsqu'il est inoculé par une simple bactérie connue pour pouvoir utiliser l'InsP6 comme source de P ou que lorsque le milieu est maintenu stérile. Finalement, Chen et al. (2002) observent que les activités élevées de phosphatases acides et alcalines dans la rhizosphère de *Pinus radiata* sont corrélées avec une décroissance du Po extractible par NaOH et une augmentation des teneurs en C microbien et en C soluble dans l'eau. Dans l'ensemble, ces résultats suggèrent que la minéralisation du Po dans la rhizosphère des plantes n'est pas seulement explicable par la sécrétion de phosphatases des racines ou des microorganismes, mais par une interaction complexe entre plante, microorganismes et particules de sols impliquant la sécrétion dans le milieu extracellulaire de phosphatases, d'acides organiques et probablement d'autres molécules pouvant modifier la sorption de Po et de phosphatases.

2.2 Les processus contrôlant les pertes en P des sols agricoles

**Le P du sol n'est pas immobile !
il peut se déplacer dans le profil et même le quitter !**

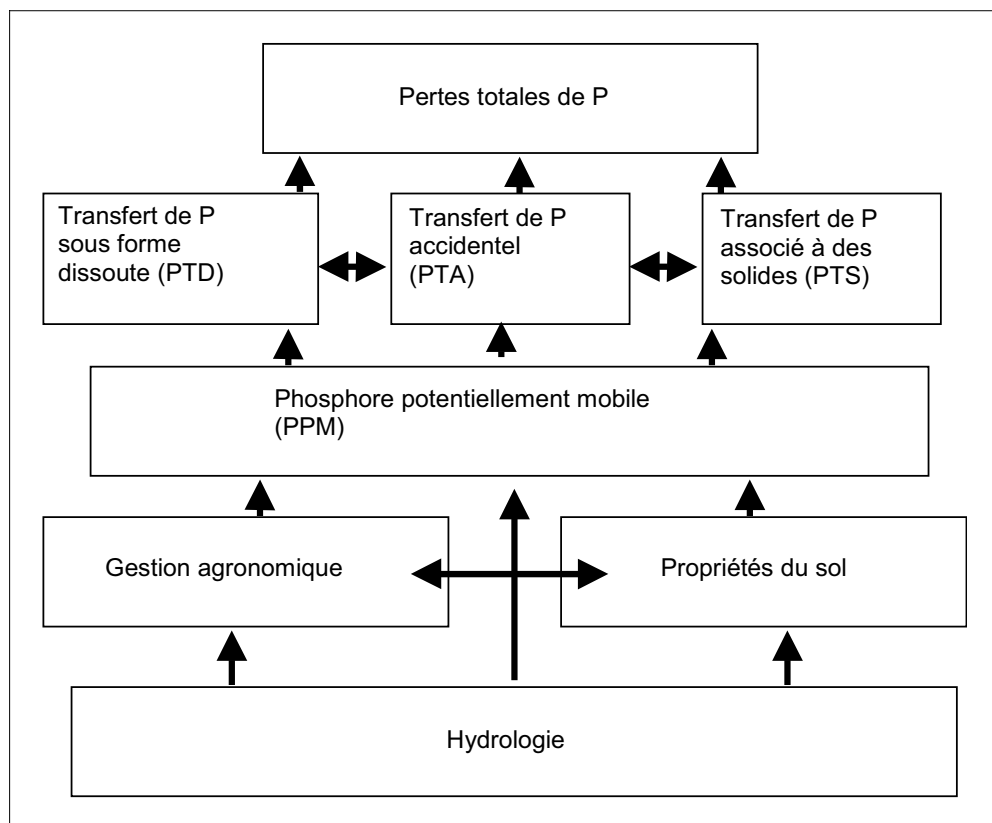
La forte affinité du P_i pour les particules de sol a longtemps conduit la communauté scientifique à considérer cet élément comme totalement immobile dans le sol (Haygarth et Jarvis, 1999). On sait cependant à présent que, comme tous les autres éléments du sol, P peut être mobilisé et redistribué dans le profil et que dans certains cas il peut être transféré hors du profil. St Arnaud et al. (1988) montrent que les sols non cultivés des prairies canadiennes (chernozems et luvisols) subissent une perte nette en P au cours de leur pédogenèse. Frossard et al. (1989) suggèrent que ces pertes seraient dues à la lixiviation de composés organiques alors que pour Letkeman et al. (1996) ces pertes seraient plutôt expliquées par la lixiviation de P_i en profondeur.

La mise en culture des sols et l'apport de fertilisants augmentent les pertes en P quand les conditions hydrologiques sont favorables (Haygarth et Jarvis, 1999). Ce chapitre présente un modèle conceptuel décrivant les transferts de P des sols. L'importance de l'hydrologie, de la gestion agronomique des sols et de leurs propriétés comme facteurs déterminant ces transferts sont ensuite discutées.

2.2.1 Un modèle conceptuel

La compréhension des transferts de P des écosystèmes terrestres vers les écosystèmes aquatiques fait intervenir de nombreux processus et paramètres, certains étant caractérisés par une très forte variabilité dans l'espace et dans le temps. Haygarth et Jarvis (1999) proposent un modèle conceptuel pour décrire de façon systématique les pertes de P des sols agricoles (figure 2.2-1). Ils montrent que le P peut être transféré suite à des événements pluvieux sous forme dissoute ou associée à des solides. A ces deux types de transferts, ils ajoutent le concept de pertes accidentelles de P, sous forme solide ou dissoute, qui sont aussi provoquées par des événements pluvieux mais dont la particularité est d'être très rapide (Stamm et al., 1998 ; Pree-dy et al., 2001). Le P transféré provient d'un pool de *P potentiellement mobile* (PPM) dont le volume est déterminé par les pratiques agricoles, par les propriétés du sol et par l'hydrologie. Les processus contrôlant le volume de PPM peuvent être de nature chimique (désorption), physique (détachement et entraînement de particules) ou biologique (minéralisation).

Figure 2.2-1
Modèle conceptuel
décrivant les pertes en P
des sols agricoles
(Haygarth et Jarvis,
1999)



Dans la suite de ce mémoire, on utilise le terme de *lessivage* pour décrire l'entraînement de matières en profondeur sous forme colloïdale ou particulaire et le terme de *lixiviation* pour décrire l'entraînement de matières en solution. Le terme de *ruissellement de surface* est utilisé pour décrire l'entraînement latéral de matières sous forme soluble, colloïdale ou particulaire avec l'eau s'écoulant en surface du sol. Le terme *écoulement de subsurface* est utilisé pour décrire les flux latéraux de matières observés entre la surface et le réseau de drainage. Enfin, le terme *érosion* est utilisé pour décrire les pertes en matières associées aux particules de sols qui ont été détachées de la surface et qui sont ensuite transportées sous l'action de l'eau, l'érosion éolienne n'étant pas considérée ici.

2.2.2 Importance des conditions hydrologiques

Le contrôle des pertes de P par l'hydrologie

L'hydrologie est le moteur du transfert de P. Sans transfert d'eau, le P reste dans le sol. Dans la région du lac Sempach sur la rivière du petit Aa, Gächter et al. (1996) observent une relation positive entre le flux d'eau et la concentration de P_i . Cette relation suggère que l'essentiel du P provient de sources diffuses et a été déchargé dans les eaux de surface par érosion, ruissellement, lessivage ou lixiviation (Gächter et al., 1996). Ces auteurs montrent que 78% des décharges de P dans le petit Aa sont observées en régime de crue et 22% lorsque la rivière est en débit de base. Haygarth et Jarvis (1999) proposent que ces deux types de régime hydrologiques soient pris en compte pour décrire les décharges de P dans les eaux de surface: le débit de base associé à de faibles décharges de P et le débit de crue associé à des

événements pluvieux intenses et peu fréquents entraînant de fortes décharges de P. Gächter et al. (1996) montrent qu'en plus de ces deux régimes, il faut aussi considérer les « événements lisiers » (Güllenereignisse) qui peuvent entraîner une forte augmentation de la concentration de Pi et de NH₄ dans les eaux de surface en l'absence d'événement pluvieux, par exemple suite à un transfert direct de lisier dans le cours d'eau. Dans l'étude de Gächter et al. (1996), ces événements représentent deux pour cent des décharges en P dans les eaux.

Lorsque le profil de sol est saturé en eau, les transferts d'eau se font par « effet piston » : les nouvelles pluies poussant les eaux des pluies plus anciennes vers le bas du profil. Dans les sols insaturés et structurés, on peut assister à des transferts rapides d'eau et de matières par écoulements préférentiels au travers de macropores connectés les uns aux autres vers les horizons profonds par exemple au travers de fissures, de canaux racinaires ou de vers de terre. Bien qu'observant des écoulements préférentiels dans des monolithes de sol placés dans des lysimètres et régulièrement irrigués, Sinaj et al. (2002b) montrent que les concentrations de Pi présentes dans les eaux de lessivage quittant les lysimètres sont expliquées par la désorption de Pi des horizons profonds. Stamm et al. (1998) et Preedy et al. (2001) par contre montrent que, dans des sols drainés de prairies, du P apporté sous forme de lisier est transféré sous forme soluble et sous forme particulaire dans les premières minutes qui suivent le début des pluies circulant au travers du réseau de macropores du sol pour atteindre le réseau de drainage.

Au niveau de la parcelle, les écoulements d'eau en surface ou en subsurface sont largement contrôlés par le relief et l'humidité du sol. Le ruissellement est maximum lorsque le sol est complètement saturé et que l'eau ne peut plus s'infiltrer dans le profil. Dans les écosystèmes prairiaux suisses, une large fraction des émissions de P sont dues aux pertes par ruissellement (Braun et al., 1997 ; Braun et al., 2001). Braun et al. (1994) estimant les pertes en P de l'agriculture suisse en 1990, évaluent les pertes moyennes en P par ruissellement entre 0.4 et 0.5 kg P ha⁻¹ an⁻¹ sous prairie et à 0.1 kg P ha⁻¹ an⁻¹ en sols cultivés, alors que les pertes moyennes en P par lessivage ou lixiviation seraient comprises entre 0.10 et 0.15 kg P ha⁻¹ an⁻¹ dans tous les sols. Le transfert de P par ruissellement est déterminé par la profondeur effective d'interaction entre l'eau et le sol. Des études menées avec du Pi radioactif et avec des colorants ont montré que l'eau n'interagit qu'avec les tous premiers centimètres du sol (Haygarth et Jarvis, 1999 ; Vollmer, 2004) et que c'est donc dans cet horizon qu'est localisé le PPM. Dans les sols cultivés, l'impact des gouttes de pluie et le ruissellement peuvent entraîner le détachement des particules de sols et leur transport par érosion. Les pertes en P par érosion représentent en Suisse la majeure partie des émissions de P des sols cultivés (Braun et al., 1997 ; Grünig et Prasuhn, 2001). Ainsi Braun et al. (1994) estiment les pertes moyennes totales (naturelles et anthropogéniques) en P par érosion entre 0.15 et 0.25 kg P ha⁻¹ an⁻¹ sous prairie et entre 0.50 et 0.70 kg P ha⁻¹ an⁻¹ en sols cultivés. Les sols dont les agrégats présentent au contact de l'eau une stabilité structurale élevée (comme les sols calcaires ou les sols riches en matières organiques) ne sont que peu sensibles à l'érosion, alors que les limons pauvres en matière organique y sont très sensibles.

Le transport des particules érodées s'accompagne d'un tri qui est fonction de l'énergie hydraulique et de la taille des particules ; les particules les plus grossières restent près de leur point de départ, alors que les particules les plus fines, donc les plus riches en P, sont entraînées le plus loin (Quinton et al., 2001). Les mêmes auteurs montrent que les quantités de P mobilisées par de nombreux petits événements pluvieux (définies comme mobilisant moins de 100 kg de sol par événement et détachant préférentiellement des particules de petites taille riches en P) sont sur le long terme supérieures aux quantités de P mobilisées par des événements érosifs moins fréquents mais beaucoup plus intenses (> 100 kg de sol). Ils en concluent que les petits événements érosifs doivent aussi être contrôlés, par exemple en favorisant des techniques de travail minimum du sol.

De nombreuses études ont été effectuées pour comprendre le transfert de P au niveau du bassin versant (voir références dans Haygarth et Jarvis, 1999). Les teneurs en P des eaux drainant un bassin versant intègrent tous les processus et donc permettent d'obtenir une vision complète des pertes en P. Pionke et al. (1997) étudiant un bassin versant en Pennsylvanie (nord est des USA) montrent que 70% du P est transféré des parcelles agricoles dans les eaux de surface pendant les périodes de crues qui sont réparties sur 10% du temps. Ces auteurs démontrent que les sols proches du cours d'eau contrôlent les transferts de P par ruissellement et par érosion. Ils estiment que 98% du ruissellement proviennent de 14% de la surface du bassin versant et que 98% du phosphore biodisponible contenu dans les sédiments érodés proviennent de 6% de la surface du bassin versant. Ces auteurs montrent que cette surface « sensible » peut être identifiée expérimentalement ou par simulation à l'aide d'un modèle évaluant le ruissellement en fonction de l'humidité du sol et que cette surface varie en fonction des conditions climatiques. A l'échelle du bassin versant, les fossés, les chemins et les routes peuvent aussi contribuer aux transferts latéraux de P vers les cours d'eaux.

Même si elles ne peuvent pas être prédites avec une grande précision dans l'espace et dans le temps, les conditions hydrologiques moyennes des différentes régions suisses sont connues (voir références dans Stamp et al., 2002). Ces conditions ne sont cependant pas stables. Ainsi les précipitations hivernales auraient augmenté de 10 à 20 % sur le plateau suisse depuis le début du XX siècle. Les modèles de circulation générale mis au point pour évaluer les conséquences des changements climatiques dus aux émissions de gaz à effet de serre prévoient qu'avec l'augmentation de la température atmosphérique les précipitations hivernales pourraient continuer à augmenter, ce qui aurait pour conséquence une augmentation des pertes de P par ruissellement, érosion, lessivage ou lixiviation (voir références dans Bader et Kunz, 1998 et dans Stamp et al., 2002).

L'influence du climat sur l'érosion est illustrée par l'étude conduite par Grünig et Prasuhn (2001) dans la zone de Frienisberg (canton de Berne). Ces auteurs montrent que les conditions hivernales particulièrement humides de la saison 1997-98 ont entraîné des pertes moyennes de sol par érosion de $0.91 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, alors que les quantités moyennes de sol perdues entre 1987 et 1989 étaient de $0.71 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et

que la mise en place entre ces deux périodes de la production intégrée dans la majorité des exploitations et l'introduction sur 1/3 de la surface de techniques de travail minimum du sol auraient dû diminuer les pertes de sol. L'évaluation des pertes en sol par érosion a continué dans ce bassin versant et les derniers résultats montrent qu'en moyenne les quantités de sol perdues atteignent $0.67 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour la période 1997-2001 (Cornaz et al., 2002).

2.2.3 Importance de la gestion agronomique

Le contrôle des pertes de P par la gestion agronomique

La gestion agronomique des parcelles (bilan de P sur l'exploitation, date et forme d'apport d'engrais, travail du sol, rotation, système de pâture) influence le PPM. La modification des pratiques agricoles est l'option la plus directe pour diminuer les pertes en P, étant donné qu'il est pratiquement impossible de modifier le régime hydrologique d'un bassin versant ou les propriétés des sols.

Le facteur le plus important est le bilan entrées/sorties de P sur l'exploitation. Brouwer et al. (1995) montrent que le surplus moyen en P d'exploitations laitières et d'exploitations de polyculture élevage situées en Bretagne atteignait des valeurs proches de $90 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en 1991. Par contre les exploitations d'élevage extensif et les exploitations en agriculture biologique ont des bilans entrées-sorties pratiquement équilibrés en P (Haygarth et Jarvis, 1999 ; Oberson et Frossard, 2003). Les bilans fortement positifs en P sont le plus souvent dus à l'importation sur l'exploitation d'aliments du bétail. Ce P se retrouve ensuite dans les engrais de ferme et est apporté au sol où il s'accumule année après année augmentant le risque de pertes en P vers les eaux de surface (Braun et al., 1994). Les prestations écologiques requises (PER) en Suisse pour justifier le droit aux paiements directs exigent que le bilan apports/besoins en P au niveau de l'exploitation reste inférieur à un maximum de 110% des besoins des cultures, ce qui constitue un pas significatif dans la bonne direction. Cette politique explique la forte diminution de l'excès de P dans l'agriculture suisse observée entre 1990 et 2000 (Cornaz et al., 2002).

Un autre aspect important dans la détermination de PPM est la quantité et le type d'engrais utilisé (organique ou minéral) et la période à laquelle il est apporté. Dans les sols non labourés, que ce soit en grande culture ou en prairie, les apports répétés d'engrais P entraînent une forte augmentation du stock de P disponible dans les premiers centimètres du sol, exactement dans la zone d'interaction entre l'eau de pluie et le sol, augmentant les risques de pertes en P par ruissellement (Haygarth et Jarvis, 1999 ; Vollmer, 2004 ; Schärer, 2003). La période d'application des engrais P doit aussi être considérée. Un apport de lisier sur un sol sec suivi de pluies abondantes conduira à des pertes importantes de P par écoulement préférentiels le long des macroporosités des sols, alors qu'un apport sur sol gelé (ce qui est à présent heureusement interdit) ou sur un sol saturé en eau conduira à de fortes pertes en P par ruissellement. Des apports ciblés de P_i à proximité de la semence en grandes cultures ou des apports de lisiers ou de purin injectés dans le peuplement prairial peuvent permettre de limiter ces pertes. Enfin, le type d'engrais doit être considéré, puisque les formes colloïdales et organiques de P contenues dans des lisiers et

purins semblent plus mobiles dans le profil (Chardon et al., 1997) que le P contenu dans l'engrais minéral soluble dans l'eau qui, apporté sous forme solide, réagit avec le sol dès que les granules se dissolvent. Alloush et al. (2003) étudiant des prairies pâturées situées dans des dolines karstiques et recevant des apports annuels d'engrais P minéraux suggèrent que le transfert de P vers les eaux profondes est dû au lessivage de formes colloïdales de P et à la lixiviation de P organique.

Le pâturage affecte aussi les pertes en P. Ainsi le bétail va, au travers de ses déplacements, distribuer ses fèces de façon non aléatoire, par exemple à proximité des points d'eau, conduisant à l'accumulation de fortes quantités de P sur des surfaces restreintes. Par ailleurs, le passage du bétail sur une parcelle peut contribuer à la compaction du sol entraînant une diminution de l'infiltration des eaux à l'intérieur du profil et donc une augmentation du ruissellement. Enfin, le PPM des prairies permanentes est déterminé non seulement par les apports d'engrais P, mais aussi par la présence constante d'une masse végétale vivante ou sous forme de litière dont une fraction du P peut être mobilisée par les eaux.

Le travail du sol et la rotation des cultures affectent les pertes en P des sols en modifiant les quantités de sol érodé et la distribution du P dans l'horizon de surface. Ainsi, les techniques de travail minimum du sol peuvent fortement diminuer l'érosion des sols de grandes cultures (Stamp et al., 2002) et donc le P perdu par érosion (Quinton et al., 2001). De même, toutes les techniques qui permettent d'améliorer la couverture du sol, que ce soit par la présence de mulch ou de cultures intercalaires, permettent de limiter l'érosion. Enfin, la mise en place de parcelles de compensation écologique peut permettre, si elles sont suffisamment larges et placées au bon endroit, de limiter les transferts de P par ruissellement et par érosion en agissant comme zone tampon, par exemple entre une parcelle cultivée et un cours d'eau (Hillbricht-Ilkowska et al., 1995).

Peu de travaux ont été consacrés à la comparaison de différents systèmes de culture sur les transferts verticaux de P dans les sols. Oehl et al. (2002) ont étudié la dynamique du P dans l'essai DOC (Therwil, BL) entre 1977 et 1998. Ces auteurs montrent que la disponibilité du P dans l'horizon de surface est liée directement au bilan entrées/sorties de P sur la parcelle et indirectement au système de culture. Ils montrent aussi qu'entre 1977 et 1984 une fraction du P a disparu de l'horizon 0-20 cm pour réapparaître dans l'horizon 30-50 cm. L'amplitude de ce transfert était positivement corrélé au bilan en P des parcelles. Enfin, entre 1992 et 1998, une fraction du P a été redistribuée des horizons profonds vers l'horizon de surface, ce qui peut être expliqué par le prélèvement de P par les racines dans l'horizon 30-50 cm.

Braun et al. (1997) et Prasuhn et al. (1997) récapitulent les pratiques agricoles qui permettraient de diminuer les pertes de P vers les eaux de surface et évaluent leur efficacité potentielle à l'aide d'un modèle.

2.2.4 Importance des propriétés des sols

Les propriétés du sol contrôlent aussi les transferts de P

Le transfert de P sous forme dissoute est contrôlé par les réactions de sorption et de désorption et par celles de minéralisation et d'immobilisation décrites dans le chapitre 2.1.2. de ce mémoire. Sinaj et al. (2002b) montrent que l'échangeabilité du P_i est plus élevée dans les zones de flux préférentiels que dans les zones matricielles d'horizons profonds de sols installés dans des lysimètres régulièrement irrigués. Cependant, ces auteurs montrent que les pertes en P_i de ces lysimètres restent très faibles, ce qu'ils interprètent par la sorption rapide de P_i dans l'horizon profond des deux sols étudiés. Certaines formes organiques de P et les formes colloïdales semblent être plus mobiles au sein du profil de sol que le P_i (Frossard et al., 1989 ; Chardon et al., 1997). Hens et Merckx (2001) montrent qu'une large fraction de P de la solution du sol est associée à des colloïdes organo-métalliques, dont on suppose qu'ils peuvent migrer le long des macroporosités vers les horizons profonds (Kretzschmar et al., 1999). Turner et Haygarth (2001) observent que les cycles de dessiccation et humectation d'échantillons de sol peuvent entraîner une libération de P en solution suite à la destruction de cellules microbiennes. Enfin, il a été démontré que même des sols considérés comme pauvres en P disponible pouvaient perdre des quantités significatives de P (Haygarth et Jarvis, 1999).

L'activité biologique des sols joue aussi un rôle primordial dans les transferts de P. Stewart et al. (1999), Pierret et al. (1999) et Pankhurst et al. (2002) montrent dans des sols d'Australie du Sud Est que les racines et les microorganismes se localisent préférentiellement à proximité des macroporosités. Il est donc possible que, suite à l'activité de ces microorganismes ou aux alternances entre conditions humides et sèches, du P_i ou des composés P_o soient libérés dans ces macropores, et/ou que des colloïdes microbiens riches en P soient entraînés par l'eau en profondeur. Les vers de terre jouent un rôle complexe dans les transferts d'eau et de sol qui est fonction des pratiques culturales, des propriétés du sol, de la topographie et du climat. L'absence de vers de terre entraîne une diminution de l'infiltration dans le profil et donc une augmentation des pertes en P par ruissellement. Inversement, les turicules de vers de terre peuvent être entraînés par les eaux de ruissellement en prairie (voir références dans Haygarth et Jarvis, 1999) et peuvent être détruits sous l'action des gouttes de pluies dans les sols de grandes cultures et ensuite entraînés (Le Bayon et Binet, 1999), contribuant aux transferts latéraux de P. La synchronisation entre érosion et activité des vers de terre est complexe. Le Bayon et al. (2002) observent dans une étude de terrain conduite entre avril 1997 et avril 1998 sur un sol limoneux en pente de 4.5% que l'activité des vers de terre est très ralentie juste après un labour effectué pour préparer le sol avant le semis du maïs. L'érosion démarre quand une croûte commence à se former en surface. Puis les vers de terre redeviennent actifs et émettent en surface des quantités importantes de turicules, dont une partie est détruite par les gouttes de pluies et entraînée par érosion. Le Bayon et al. (2002) estiment la production totale minimale annuelle de turicules à 1328 g m^{-2} et que 765 g de turicules m^{-2} ont disparu pendant cette période. L'érosion des turicules représenterait dans cette étude près de la moitié de la quantité totale annuelle des sédiments érodés (140 g m^{-2}).

Une estimation précise des transferts de P au champ demanderait un suivi encore plus détaillé de la production des turicules, de leur destruction, de leur transfert et des teneurs en P des turicules du sol et du matériel transporté par érosion. Enfin, étant donné que les vers de terre des milieux tempérés ingèrent de façon préférentielle des matières organiques décomposées ou en voie de décomposition, la disponibilité du P présent dans les turicules est en général plus élevée que la disponibilité du P du sol (Zhang et al., 2000 ; JC Fardeau, information personnelle) et représente des apports de P plus facilement utilisables pour des organismes aquatiques. Enfin, Jensen et al. (2000) observent que les galeries de vers de terre favorisent les transferts rapides d'eau et de P sous forme soluble inorganique et organique et sous forme particulière à partir de fèces apportées au sommet de colonnes de sol.

2.3 Méthodes d'estimation du P disponible des sols, des risques de pertes en P et de l'efficacité des engrais P pour les cultures

Ce chapitre présente :

- i) des méthodes d'estimation de la biodisponibilité du P pour les plantes ;
- ii) des méthodes d'estimation des pertes potentielles en P des parcelles et
- iii) des méthodes d'estimation de l'efficacité d'engrais P récemment apporté au sol ou présent dans le sol depuis de longues années.

2.3.1 Estimation de la disponibilité du P des sols

Les paramètres descriptifs de la disponibilité du P du sol

Etant donné que les plantes prélèvent leur P par voie racinaire sous forme de P_i dissous dans la solution du sol, on considère comme **disponible pour une culture** : *la quantité totale de P du sol susceptible d'aboutir dans la solution du sol sous forme de P_i pendant une période équivalente à la durée de croissance de la culture.*

Beckett et White (1964) et Holford (1997) caractérisent la disponibilité du P des sols grâce aux trois paramètres suivants :

- **Le facteur intensité (I)** représente l'activité de l'ion orthophosphate (P_i) en solution, qui est complètement et immédiatement disponible pour la plante. Cette grandeur est exprimée en $\text{mg P (L de solution)}^{-1}$. Le facteur intensité est approché par la mesure de la concentration en P_i dans un extrait à l'eau d'un sol.
- **Le facteur quantité (Q)** représente la quantité totale de P_i d'un sol qui est susceptible à un moment ou un autre de passer en solution et donc de devenir disponible pour la plante. Cette grandeur est exprimée en $\text{mg P (kg de sol)}^{-1}$. Ce facteur est approché par la mesure de la quantité de P extraite d'un sol par un réactif ou un mélange de réactifs donné, ou par la quantité de P_i isotopiquement échangeable en un temps donné.
- **Le facteur capacité (C)** représente l'aptitude du sol à maintenir le facteur Intensité constant quand le facteur Quantité varie (dQ/dI), par exemple lors d'un apport d'engrais P ou lors du prélèvement de P par la plante. Cette grandeur est

exprimée en $L \text{ (kg de sol)}^{-1}$. Ce facteur est estimé par la dérivée première de la courbe reliant la quantité de Pi sorbé sur un sol en fonction de la concentration en Pi en solution pour une concentration donnée de Pi en solution. Le facteur capacité est aussi appelé pouvoir tampon du sol vis-à-vis de Pi.

Trois grands groupes de méthodes peuvent être distingués : les méthodes d'extractions chimiques (qui sont utilisées en analyses de routine) ; les méthodes utilisant un « puits » pour le P ; et les méthodes isotopiques. Nous ne présenterons que quelques-unes d'entre elles.

Les conditions de l'expérience des méthodes chimiques influencent l'équilibre de la solution

D'une façon générale, les analyses se font sur des sols qui ont été séchés à l'air, broyés, homogénéisés, tamisés à 2 mm. L'extractant et le sol sont mis en contact pendant un certain temps. Ensuite, la solution enrichie en P est séparée du sol par centrifugation et/ou filtration, et le Pi en solution est dosé par une méthode colorimétrique en milieu acide (dans la plupart des cas) ou en chromatographie ionique. Les quantités de Pi mises en solution dépendent étroitement des méthodes utilisées. Donc, pour obtenir des résultats reproductibles, ces méthodes doivent être mises en œuvre dans des conditions strictement contrôlées décrites dans des protocoles suffisamment détaillés (FAL et al., 1996). Le non-respect de ces conditions peut conduire deux laboratoires utilisant la même méthode d'extraction chimique à donner des estimations complètement différentes de la disponibilité du P pour le même échantillon de sol (Neyroud et Lischer, 2003).

L'eau est utilisée comme un extractant. Différents rapports sol/solution variant de 1/5 à 1/10 et 1/60 (Koopmans et al., 2001 ; Fardeau, 1996 ; Sissingh, 1971) et différents temps d'agitation (entre 1h et 17h) sont utilisés. La concentration en Pi extrait à l'eau (P-H₂O) est une bonne approximation du facteur intensité. Cependant, l'eau extrait aussi du Pi et du Po associés à des colloïdes organo-minéraux ainsi que du Po soluble à l'eau qui peuvent être partiellement solubilisés par le milieu acide utilisé en colorimétrie, entraînant une surestimation du Pi soluble dans l'eau (Sinaj et al., 1998 ; Hens et Merckx, 2002). Pour cette raison, il est conseillé de filtrer les suspensions de sol extraites à l'eau sur des membranes de faible porosité (0.02 μm). Les alternances séchage/humectation du sol augmentent l'extractabilité du P par l'eau ainsi que par d'autres réactifs. Cette extractabilité plus élevée est expliquée d'une part par la libération dans la solution d'une fraction du P contenu dans la biomasse microbienne et d'autre par une diminution de la réactivité des oxydes métalliques vis-à-vis du Pi (Haynes et Swift, 1985 ; Turner et Haygarth, 2001 ; Schärer, 2003).

Le CaCl₂ dilué (par exemple 0.01 M) est utilisé pour extraire la quantité de Pi facilement utilisable par les cultures (McDowell et Sharpley, 2003 ; McDowell et al., 2002). Les quantités de Pi extraites par CaCl₂ sont plus faibles que celles extraites à l'eau. Fardeau et al. (1988b), comparant la libération de ³²Pi et ³¹Pi dans des extraits à l'eau ou au CaCl₂ de sols marqués au ³²Pi, montrent que la composition isotopique de ces extraits est identique. La composition isotopique d'une solution exprime l'abondance des ions radioactifs (³²Pi) par rapport aux ions stables (³¹Pi) en

solution et est aussi appelée activité spécifique. Cette identité démontre que les ions Pi extraits à l'eau ou au CaCl_2 appartiennent physiquement au même compartiment. L'extraction de Pi à l'eau saturée en CO_2 (P-CO_2 , Dirks et Scheffer, 1930) a longtemps été la méthode de référence de l'agriculture suisse pour l'évaluation de la disponibilité du P dans les sols. La saturation en CO_2 de l'eau confère à ce réactif un pH légèrement acide qui est très rapidement tamponné par le sol. L'extraction de Pi se fait donc au pH du sol. Demaria et al. (2002) montrent que le Pi extrait par cette méthode de sols marqués au ^{33}P a la même activité spécifique que le Pi extrait à l'eau. Donc, comme dans le cas de l'extraction au CaCl_2 , l'extraction Dirks-Scheffer donne une information sur la quantité de Pi très facilement disponible.

La méthode Olsen (Olsen et al., 1954) extrait le Pi à l'aide de NaHCO_3 0.5 M à pH 8.5 pendant 30 minutes dans un rapport sol/solution de 1/20 (P- NaHCO_3). Elle est très largement utilisée dans le monde pour estimer le P disponible des sols calcaires. Pendant l'extraction, les ions HCO_3 précipitent le Ca en solution entraînant une dissolution du Ca présent sur la phase solide du sol et donc une libération du Pi qui y était associé. Dans les sols acides, le Pi extrait par cette méthode provient de la fraction de Pi adsorbé avec une faible énergie sur les surfaces des particules de sol. Selon Fardeau et al. (1988b), l'activité spécifique du P extrait par la méthode Olsen de sols marqués au ^{32}P varie selon les échantillons de 30 à 70% par rapport à l'activité spécifique du Pi extrait à l'eau ou au CaCl_2 . Cela signifie que cette méthode met en solution à la fois du Pi immédiatement disponible pour les plantes et du Pi plus lentement ou pas du tout disponible. A cause de son pH alcalin, la méthode Olsen met aussi en solution des substances organiques qui, lorsqu'elles sont trop concentrées, doivent être enlevées de la solution pour ne pas gêner la mesure de Pi en colorimétrie.

La méthode adaptée par Cottenie extrait le Pi dans un rapport sol/solution de 1/10, pendant 1h à $23^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$ avec une solution d'acétate d'ammonium 0.5M, d'acide acétique 0.2M et de EDTA 0.02M (P-AAEDTA, Cottenie et al, 1982 ; FAL et al., 1996). Cette méthode est la méthode de référence pour les PER en Suisse depuis 2004. Cette extraction acide solubilise des formes de P liées au Ca, Fe et Al. L'EDTA complexe ces cations libérant le Pi qui leur est associé. Selon Demaria et al. (2002), l'activité spécifique du Pi extrait de sols marqués au ^{33}P par la méthode AAEDTA varie selon les échantillons de 25 à 50% par rapport à l'activité spécifique du Pi extrait à l'eau. De plus, ces auteurs montrent que la proportion de P isotopiquement échangeable mise en solution par cet extractant diminue lorsque le pH du sol augmente. Ils en concluent que dans les sols calcaires cette méthode met en solution des formes de Pi lentement ou pas échangeables. Comme dans le cas de la méthode Olsen, on constate que l'AAEDTA extrait à la fois du Pi immédiatement disponible pour les plantes et du Pi plus lentement ou pas du tout disponible.

Les méthodes physico-chimiques miment le prélèvement racinaire de phosphore

Les résines anioniques sont utilisées depuis les années '60 pour estimer la quantité de P disponible des sols. Le principe de cette méthode repose sur le transfert de Pi présent en solution vers la surface d'une résine provoquant l'apparition d'un gradient de concentration entre la phase solide du sol et la solution et une désorption

subséquente de Pi de la phase solide du sol. Après un temps donné d'extraction, la résine est séparée de la suspension sol/eau et le Pi adsorbé sur la résine est élué et mesuré. Cette approche mime l'effet de la racine qui, en adsorbant le Pi en solution, diminue sa concentration en solution entraînant la désorption du Pi de la phase solide. Les résines sont qualifiées de « puits » pour le Pi. D'une façon générale, les quantités de Pi extraites par les résines sont bien corrélées aux quantités de P prélevées par les plantes (Roche et al., 1980 ; Quian et al., 1992). Schneider et Morel (2000) montrent dans un sol limoneux que la différence entre les quantités de Pi isotopiquement échangeable avant et après extraction du sol par une résine-HCO₃ est équivalente à la quantité de Pi extraite par cette résine et donc que le Pi extractible par cette résine et le Pi isotopiquement échangeable sont de même nature. L'utilisation des résines échangeuses d'anion fait cependant face à deux problèmes. D'une part, l'anion saturant la résine peut entraîner une modification des équilibres physico-chimiques du sol. Ainsi, l'utilisation de fluorure peut provoquer une dissolution des minéraux du sol et l'utilisation du bicarbonate modifie le pH des sols acides. D'autre part, les résines ne permettent pas de diminuer la concentration en Pi de la solution du sol à un niveau suffisamment faible. Elles n'agissent pas comme des « puits infinis », et donc ne permettent pas une désorption maximale du Pi du sol (voir Frossard et al., 2000 et Morel et al., 2000).

Depuis les années '80, une extraction basée sur l'utilisation de *papier filtre imprégné d'oxydes de fer amorphes* a été proposée (Chardon et al., 1996 ; McDowell et Sharpley, 2003 ; Koopmans et al., 2001). L'approche est la même que celle décrite pour la résine, mais elle est remplacée par une bandelette de papier sur laquelle des oxydes de fer amorphes ont été précipités. La présence de ces oxydes permet de maintenir une concentration non détectable en Pi en solution pendant l'extraction. Ce système fonctionne comme un « puits infini » vis-à-vis du Pi. Les quantités de Pi extraites sont bien corrélées au P extrait par la plante (Menon et al., 1991). L'inconvénient principal de cette méthode est le piégeage de petites particules riches en P sur le papier filtre qui cause une surestimation de la quantité de Pi biodisponible pour les plantes (Freese et al., 1995b). Pour résoudre ce problème, Chardon et al. (1996) proposent d'utiliser des papiers filtre de faible porosité, de minimiser le contact entre le sol et le papier en le protégeant pendant l'extraction et, après extraction, de chasser les particules restant sur le papier à l'aide d'air comprimé.

Les méthodes isotopiques permettent le suivi des échanges de Pi entre le sol et la solution en perturbant le moins possible le système étudié

Les *isotopes radioactifs du P* sont utilisés depuis la fin des années '40 pour évaluer la disponibilité du P des sols. La technique de traçage isotopique repose sur l'hypothèse que les isotopes d'une même espèce chimique (ici ³¹Pi, ³²Pi et ³³Pi) ont un comportement identique à l'égard des processus chimiques, physiques et biologiques. Cette hypothèse n'a pas pu être réfutée jusqu'à présent. Par contre, ces isotopes sont détectables par des méthodes différentes (³¹Pi en colorimétrie ou en chromatographie ionique, ³²Pi et ³³Pi par la mesure de leur rayonnement radioactif par un compteur β en scintillation liquide). L'étude du transfert d'isotopes dans le système sol/eau ou sol/eau/plante permet, en utilisant des concepts développés en médecine, d'estimer le Pi présent sur la phase solide d'un sol qui est susceptible de

passer en solution, sans avoir à extraire ce Pi du sol (Fardeau, 1993 ; Fardeau et al., 1991 ; Cobelli et al., 2000).

Deux types de méthodes utilisant ces principes peuvent être mises en œuvre : l'une basée sur le suivi du transfert du Pi radioactif de la solution du sol vers la phase solide dans une suspension sol/eau en agitation (la méthode des cinétiques d'échanges isotopiques, valeur E) et l'autre basée sur le marquage du P disponible d'un sol à l'aide de Pi radioactif et sur son suivi vers une plante test (valeur L). L'intérêt et les limites de ces deux approches ont été décrites récemment (voir Fardeau 1996 ; Fardeau et al., 1996 ; Frossard et Sinaj 1997 ; Bühler et al., 2003).

Valeur E : quantité d'ions Pi isotopiquement échangeables mesurée dans un système sol/solution

L'expérience consiste à injecter dans une suspension sol/eau de rapport 10 g de sol pour 100 ml d'eau ayant atteint un état stationnaire (c'est-à-dire quand la concentration de Pi en solution a atteint une valeur constante) une quantité R de radioactivité sous la forme d'ions ^{33}Pi sans entraîneur (c'est-à-dire dont la masse est négligeable par rapport à la masse de ^{31}Pi en solution), puis à suivre la diminution de la radioactivité restant en solution dans la suspension en agitation. Le fait que la radioactivité en solution diminue, alors que la concentration en Pi reste stable, indique que les ions Pi radioactifs qui quittent la solution sont remplacés par une quantité équivalente des ions Pi non radioactifs arrivant en solution depuis la phase solide du sol. Il s'agit d'un échange d'ion homoionique. Selon Fardeau et al. (1991) et Fardeau (1996), la décroissance de la radioactivité en solution suit la fonction suivante :

$$\frac{r(t)}{R} = \frac{r(1)}{R} \times \left(t + \left[\frac{r(1)}{R} \right]^{\frac{1}{n}} \right)^{-n} + \frac{r(\infty)}{R} \quad \text{Equation [1]}$$

Où : R est la radioactivité totale introduite (MBq) dans le système. t représente la durée d'échange isotopique (minute). r(1), r(t) et r(∞) représentent respectivement la radioactivité restante dans la solution après 1 minute, t minutes et un temps infini (MBq). La valeur n représente la vitesse de disparition de Pi radioactif de la solution après une minute d'échange.

Fardeau (1981) montre que, pour les sols à faible pouvoir fixateur contenant des quantités élevées de P disponible, l'équation [1] peut être simplifiée comme suit :

$$\frac{r(t)}{R} = \frac{r(1)}{R} \times (t)^{-n} \quad \text{Equation [2]}$$

Si l'on fait l'hypothèse que le Pi radioactif se comporte comme le Pi stable du sol, alors la quantité de Pi stable dans laquelle l'entière du Pi radioactif ajouté s'est diluée, appelée aussi quantité d'ion isotopiquement échangeable (valeur E), possède la même activité spécifique ($^{33}\text{Pi}/^{31}\text{Pi}$) que celle du Pi en solution.

Donc :

$$\left[\frac{r(t)}{10 \times C_p} \right] = \left[\frac{R}{E(t)} \right] \quad \text{Equation [3]}$$

On en déduit:

$$E(t) = 10 \times C_p \times \frac{R}{r(t)} \quad \text{Equation [4]}$$

Où : C_p correspond à la concentration en Pi en solution exprimée en mg P L^{-1} . Le facteur 10 provient du rapport sol/eau si bien que $10 \times C_p$ correspond à la quantité de Pi exprimée en mg P kg^{-1} de sol.

La méthode des cinétiques d'échange isotopique donne des informations sur les trois facteurs définis par Beckett et White (1964) :

- C_p correspond au facteur intensité.
- $R/r(1)$ et n donnent une information sur le facteur capacité. Fardeau (1996) et Frossard et al. (1993) montrent aussi que le rapport $R/r(1)$ est positivement corrélé au pouvoir fixateur du sol pour Pi.
- $E(t)$ représente le facteur quantité. $E(1\text{min})$ est souvent utilisé comme image du facteur quantité, étant donné que ces ions sont complètement et instantanément disponibles pour les plantes (chapitre 2.1.2).

L'analyse stochastique des résultats mentionnés au chapitre 2.1.2. de ce mémoire permet d'obtenir les paramètres g_m , T_m et ϕ_m (Fardeau, 1996) :

- Le taux moyen d'échange de Pi ($g_m \text{ min}^{-1}$) entre la phase solide et la solution

$$g_m = \frac{n}{\left(\frac{r(1)}{R} \right)^{\left[\frac{1}{n} \right]}} \quad \text{Equation [5]}$$

- Le temps moyen de résidence de Pi en solution ($T_m \text{ min}$)

$$T_m = \frac{1}{g_m} \quad \text{Equation [6]}$$

- Et le flux moyen de Pi entre la phase solide et la solution ($\phi_m \text{ mg P min}^{-1} \text{ kg}^{-1}$)

$$\phi_m = g_m \times 10 \times C_p \quad \text{Equation [7]}$$

L'analyse compartimentale qui peut être faite à partir des résultats isotopiques est présentée au chapitre 2.1.2. et à la figure 2.1-2.

Morel et collaborateurs (1994 ; 2000) étudiant la dépendance de E non seulement vis-à-vis de la durée d'échange isotopique mais aussi vis-à-vis de la concentration en Pi en solution montrent que $E(C_p, t)$ est décrit par l'équation suivante :

$$E(C_p, t) = v \times C_p^w \times t^{[p-q \log(C_p)]} \quad \text{Equation [8]}$$

Où : v , w , p et q sont des paramètres expérimentaux.

La dérivée première de cette fonction par rapport à C_p pour une durée d'échange isotopique donnée permet d'obtenir le facteur capacité, dQ/dI , mentionné par Beckett et White (1964) et par Holford (1997).

Les limites des cinétiques d'échange isotopique sont résumées dans Bühler et al. (2003). Le problème le plus important de cette méthode est la mesure précise de la concentration en Pi dans la solution. Les concentrations en Pi et donc les valeurs de $E(t)$ peuvent être fortement surestimées lorsque la concentration de Pi en solution devient inférieure à $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ ou lorsque la solution contient une concentration élevée en colloïdes riches en P.

Valeur L : quantité d'ions Pi isotopiquement échangeables mesurée dans un système sol/plante

Ce paramètre est mesuré à partir de l'activité spécifique ($^{33}\text{Pi}/^{31}\text{Pi}$) d'une plante s'étant développée sur un sol dont le Pi échangeable a été marqué au ^{33}Pi . Cette méthode repose sur les mêmes principes que ceux présentés ci-dessus pour les cinétiques d'échange isotopique, mais au lieu de mesurer la radioactivité et la teneur de Pi dans la solution, on mesure la radioactivité et la teneur de P dans la plante, en partant du postulat que la plante ne prélève son P que sous forme de Pi présent dans la solution du sol et par voie racinaire. Cette méthode est conduite en conditions contrôlées en serres ou en chambres de cultures, en utilisant le plus souvent des graminées comme le ray-grass anglais ou italien ou l'agrostis commune qui peuvent subir trois ou quatre coupes en quelques mois de végétation. Cette méthode donne une information sur la quantité de Pi du sol échangeable avec le Pi de la solution du sol sur une période égale à la durée de croissance de la plante utilisée. La valeur L ($L_{(n)}$ mg P kg soil⁻¹) observée à la n ième coupe de la culture est calculée selon la formule suivante :

$$L_{(n)} = (R - \sum_{i=1}^{n-1} r_i) / \left(\frac{r_n}{P_n} \right) + \sum_{i=1}^{n-1} p_i \quad \text{Equation [9]}$$

Où : R est la radioactivité totale introduite (MBq kg⁻¹), r_n est la quantité de P radioactif (MBq kg⁻¹) et p_n la quantité de ^{31}P (mg P kg⁻¹) dans les parties aériennes de la plante mesurés à la n ième coupe. Les sommes $\sum r_i$ et $\sum p_i$ représentent respectivement les quantités de Pi radioactif et de Pi total prélevées par les parties aériennes de la plante test entre la première et la (n-1)ième coupe.

Fardeau et Jappé (1976), Morel et Plenchette (1994) et Frossard et al. (1994) ont montré que, dans des sols dont le pouvoir fixateur était relativement faible, la quantité de Pi isotopiquement échangeable mesurée à partir d'essais en pots (valeur L) n'était pas différente de la quantité de Pi isotopiquement échangeable mesurée ou extrapolée à partir des paramètres de la cinétique d'échange isotopique (valeur E(t)) sur une période équivalente à la période de croissance de la culture test. Bühler et al. (2003) montrent par contre que la valeur E est systématiquement plus élevée que la valeur L dans des sols à fort pouvoir fixateur en Pi et expliquent cette différence par une surestimation de la concentration en Pi en solution et donc des valeurs E, ainsi que par une diffusion plus rapide du Pi radioactif dans le sol en suspension dans l'eau dans un rapport de 1/10 (pour la mesure de la valeur E) que dans le sol de l'essai en pot (pour la mesure de la valeur L) dont l'humidité était maintenue à la capacité de rétention. Une autre limite de la valeur L est la proportion incontrôlée de P transféré vers les parties aériennes provenant de la graine (donc non marqué). Cette source de P peut représenter, dans des expériences en vases de végétation menées dans des sols très pauvres en P, la totalité du P retrouvé dans les parties aériennes après plusieurs mois de croissance (Bühler et al., 2003). Dans les sols moyennement ou bien pourvus en P disponible, on règle ce problème en ne calculant les valeurs L qu'à partir de la deuxième coupe lorsque l'essentiel du P de la plante provient du sol.

De combien de P disponible ont besoin les cultures ? Réflexion sur le principe

L'étude de la relation entre la biodisponibilité du P dans le sol et le rendement ne peut se faire que sur la base de résultats obtenus dans des essais au champ dans lesquels différentes doses d'engrais P soluble dans l'eau sont testées (Boniface et Trocmé, 1988 ; Johnston et al., 2001 ; Gallet et al., 2003). Au moins trois doses d'engrais doivent être étudiées : l'absence totale de P (impasse en P, régime d'appauvrissement en $P = P_0$), une dose équivalente aux quantités de P exportées de la parcelle (P_{exp}), et une dose supérieure aux quantités de P exportées (régime d'enrichissement en P ; $P > P_{exp}$). Enfin, ces essais doivent être conduits sur le long terme, puisque dans la plupart des cas étudiés en Europe de l'ouest les cultures ne montrent pas de réaction significative à l'apport de P pendant les 10 premières années de l'essai (voir références dans Gallet et al., 2003). Ces travaux présentent souvent les relations entre l'indice de rendement (IR) des cultures et la quantité de P disponible du sol (Boniface et Trocmé, 1988 ; Morel et al., 1992 et 2000) où IR est défini comme le rapport entre le rendement obtenu en absence de P ou en présence d'une quantité de P équivalente aux exportations par la culture et le rendement obtenu en présence d'une quantité de P supérieure aux exportations qui est supposée fournir à la culture des conditions de nutrition P non limitantes. Cette approche permet de gommer l'effet spécifique de l'année (par exemple l'effet climat) sur le rendement qui peut être beaucoup plus important que l'effet P.

Morel et al. (1992), qui ont étudié dans des essais de longue durée les relations entre l'IR du blé et la teneur du sol en P extractible par la méthode Olsen et en P isotopiquement échangeable en 1 minute, montrent que ces relations peuvent être décrites par l'équation suivante :

$$IR = 100 - a \times e^{(b \times P - test)} \quad \text{Equation [10]}$$

Les coefficients a et b sont spécifiques à chaque méthode d'analyse de P (P-test).

Ces équations permettent de calculer la quantité de P devant être présente dans le sol, mesurée par une méthode donnée, pour atteindre un rendement relatif donné (tableau 2.3-1).

Tabl. 2.3-1 : Valeurs calculées de P-NaHCO₃ et de E (1min) pour des rendements relatifs équivalents à 90%, 95% et 98.5% du rendement maximal du blé (Morel et al., 1992).

Statut phosphaté [mg P kg sol ⁻¹]	IR 90%	IR 95%	IR 98.5%
E (1min)	2.5	3.8	6.0
P-NaHCO ₃	7.9	12	19

A part le fait de devoir disposer de nombreux essais P de longue durée et de devoir faire de très nombreuses analyses, l'inconvénient de cette méthode est la variabilité élevée des résultats. Ainsi l'équation [10] n'explique que 44% de la variabilité des résultats pour la relation IR/P-NaHCO₃ et 53% de la variabilité des résultats pour la relation IR/E (1min) dans les essais étudiés par Morel et al. (1992). Cette variabilité peut être expliquée d'une part par une variation des facteurs affectant le rendement entre les traitements (invasion de mauvaises herbes, attaques de pathogènes, déficit en eau...) et d'autre part par l'incapacité des méthodes chimiques ou du seul paramètre E (1min) à caractériser correctement la disponibilité du P.

Morel et al. (2000) retrouvent pour le maïs grain des relations (IR/P-NaHCO₃ et IR/E (1min)) similaires à celles qu'ils avaient observées chez le blé, mais en plus ils montrent qu'une proportion beaucoup plus importante des variations de IR est expliquée en prenant en compte la variable $E(Cp, 1440 \text{ min})$ qui est la quantité de P isotopiquement échangeable en 24h mesurée pour la concentration de Pi en solution du sol prélevé dans l'essai. Ce résultat suggère que la prise en compte du facteur capacité du sol dans un indice de disponibilité du P permet de prédire beaucoup plus finement la réponse de la culture aux engrais. Cette approche mériterait d'être vérifiée pour d'autres sols et d'autres cultures.

**Seuil de disponibilité :
application aux
agrosystèmes suisses**

La station fédérale de recherches en production végétale (AGROSCOPE : RAC - Nyon) a mis en place 1 essai et la station fédérale de recherche en agroécologie (FAL - Zurich) 6 essais afin d'obtenir des informations sur la fertilisation P des cultures (tableau 2.3-2). L'essai de la RAC a démarré en 1971 et ceux de la FAL en 1989. Ces essais évaluent l'effet de trois types de fertilisation P (P0 ; Pexp et P>exp). L'essai de la RAC et 5 essais de la FAL sont conduits en grande culture et un essai de la FAL est conduit en prairie permanente.

Tabl. 2.3-2 : Situation des essais P en Suisse, rotations, traitements P et quantités totales de P apportées entre le début de l'essai et 1998 (Gallet et al., 2003)

Site	pH	Argile %	Période d'observation	Rotation	Apports cumulés de P depuis le début de l'essai		
					0P	Pexp	P>exp
					-----mg P/kg sol-----		
Rümlang (ZH)	7.9	18	1989-1998	PT-BA-M-BP-Pdt-PT- Pdt-BA	0	105	174
FAL (ZH)	7.5	38	1989-1998	PT-BA-M-BP-Pdt-PT- Pdt-BA	0	105	174
Ellighausen (TG)	6.5- 7.5	31	1989-1998	BF-BA-Pdt-OA-M-BF- PT-Pdt-BA	0	111	186
Oensingen (SO)	7.5	37	1989-1998	OA-M-BA-BF-PT-PT- M-BF-BA	0	112	187
Cadenazzo (TI)	6.5	8	1989-1998	M-soja-Pdt-BA-PT-M- Soja-Pdt-BA	0	102	170
Changins (VD)	6.7	54	1971-1998	M-BA-CA-BA	0	279	482
Vaz (GR)	6.7	27	1989-1998	PP	0	43	130

OA= orge d'automne ; M=maïs ; BA= blé d'automne ; BP= blé de printemps ; BF= betterave fourragère ; PT= prairie temporaire ; CA = colza d'automne ; Pdt= pomme de terre ; PP= prairie permanente.

0P : pas d'apport de P ;

Pexp : apports de P équivalents aux exportations de P par les récoltes (super triple phosphate);

P>exp : apports de P supérieurs aux exportations de P par les récoltes (super triple phosphate).

L'information sur ces essais est résumée jusqu'en 1998 dans Gallet (2001). Gallet et al. (2003) et Demaria (information personnelle) évaluent les effets de ces différentes fertilisations sur le rendement des cultures, leur teneur en P et sur les stocks en P total et la disponibilité du P de l'horizon de surface et dans les essais de grandes cultures sur les stocks en P total et la disponibilité du P dans l'horizon 30-50 cm.

Gallet et al. (2003) notent que l'absence de fertilisation P n'entraîne de diminution significative de rendement que dans un seul des 7 essais, celui de Rümlang. Les premières baisses significatives de rendement sont apparues dans cet essai en 1994 pendant la culture de pomme de terre qui est une culture exigeante en P. Depuis on note systématiquement des rendements plus faibles dans le traitement 0P que dans les traitements P_{exp} et P>exp de cet essai.

L'absence de fertilisation P dans les autres essais n'a pas conduit à des diminutions de rendements mais, dans plusieurs cas, à des baisses de teneurs en P des produits récoltés (Gallet, 2003 ; Flisch, information personnelle). Les apports de P en quantités supérieures aux exportations par les cultures n'ont pas été suivis d'une augmentation de rendement par rapport à P_{exp}. Les différentes fertilisations P ont modifié les quantités de P exportées par les cultures dans deux essais : Rümlang et Vaz. Dans ces deux essais, les quantités de P exportées par les cultures sont systématiquement plus faibles dans le traitement 0P que dans les traitements P_{exp} et P>exp depuis 1993.

Les résultats d'analyses de la disponibilité du P dans les horizons de surface (0-20 cm pour les échantillons provenant des essais de grande culture et 0-10 cm pour les échantillons prélevés dans la prairie permanente) sont donnés au tableau 2.3-3. pour les paramètres de l'échange isotopique et au tableau 2.3-4. pour les extractions à l'eau (P-H₂O), à l'eau saturée en CO₂ (P-CO₂), à l'AAEDTA (P-AAEDTA) et au bicarbonate (P-NaHCO₃). Il n'est pas encore possible d'utiliser l'approche de Morel et al. (1992 ; 2000) pour obtenir des seuils en P disponible qui devraient être atteints pour obtenir un indice de rendement de 90, 95 ou 98.5%. Les carences en P n'ayant été observées que sur un seul essai et n'étant caractérisées pour chaque méthode que par une mesure en 1993 et une mesure en 1998, les paramètres de l'équation [10] ne peuvent pas être déterminés sérieusement.

Si l'on considère que les valeurs de P disponibles mesurées en 1993 dans l'essai de Rümlang sont proches des seuils en dessous desquels les cultures risquent de manquer de P dans une rotation contenant des cultures exigeantes en P (betterave, pomme de terre), alors en première approximation ces seuils seraient de 5 mg P kg⁻¹ sol pour E (1min), de 15 mg P kg⁻¹ sol pour P-NaHCO₃, de 35 mg P kg⁻¹ sol pour P-AAEDTA, de 0.5 mg P kg⁻¹ sol pour P-CO₂ et de 1.0 mg P kg⁻¹ sol pour P-H₂O. Ces valeurs sont proches de la valeur donnée par Johnston et al. (2001) pour P-NaHCO₃ (20 mg P kg⁻¹ sol) en dessous de laquelle un apport de fertilisant P augmente le rendement d'au moins 10 %, et elles sont proches de celles proposées pour E (1min) par Tran et al. (1988) pour le ray-grass, Morel et al. (1992) pour le blé et Morel et al. (2000) pour le maïs.

Il est probable que ces seuils varient avec les propriétés des sols et avec le type de culture. Ces seuils devront donc être confirmés en prolongeant les essais de plein champ. Enfin, étant donné que Gallet et al. (2003) n'ont pas observé de variations de rendement en fonction de la teneur en P disponible sous prairie, les seuils cités ci-dessus ne peuvent être applicables qu'aux grandes cultures.

Les résultats de Gallet et al. (2003) montrent que dans tous les essais en grande culture démarrés en 1989 la disponibilité du P, estimée par les paramètres de l'échange isotopique, diminue au cours du temps (tableau 2.3-3). La diminution de la disponibilité est bien sûr beaucoup plus marquée dans le traitement P0 que dans le traitement P_{exp} et elle est plus faible dans le traitement P>exp. Ce résultat indique qu'il aurait fallu faire des apports de P beaucoup plus élevés pour maintenir la teneur en P du sol à son niveau de 1989, ce qui aurait été un gaspillage de ressources et un risque supplémentaire vis-à-vis de l'environnement puisque les cultures ont eu, même sans apport de P dans la plupart des cas, suffisamment de P à leur disposition. La diminution de la disponibilité du P dans des sols qui reçoivent des quantités de P équivalentes aux quantités exportées par les cultures s'explique probablement par les réactions lentes de sorption du P_i dans le sol qui ont été décrites au chapitre 2.1.2. Dans l'essai le plus ancien (celui de Changins) et dans l'essai sous prairie permanente, on observe la tendance contraire, qui était attendue : des apports de P supérieurs aux exportations par les cultures conduisent à une augmentation de la teneur en P disponible.

Tabl. 2.3-3 : Concentration en Pi dans la solution de sol (C_P), rapport entre la radioactivité totale introduite et la radioactivité restant après une minute d'échange isotopique en solution ($R/r(1)$) et P isotopiquement échangeable pendant une minute ($E(1min)$) dans des échantillons de sols issus des essais P de la FAL et de la RAC (Gallet et al., 2003)

Site	Traite- ment	C_P						$R/r(1)$						$E(1min)$								
		mg L ⁻¹						mg kg ⁻¹														
		1989	1993	1998			1989	1993	1998			1989	1993	1998								
Rümlang	OP	0.16	0.10	n.s.	B	0.03	*	B	4.3	5.0	*	A	6.1	*	A	6.9	5.2	n.s.	B	1.9	*	C
	P	0.46	0.29	n.s.	A	0.14	**	B	3.2	3.7	*	B	4.6	n.s.	AB	14.6	10.7	n.s.	A	6.0	**	B
	P>exp	0.44	0.31	n.s.	A	0.26	*	A	3.2	3.4	n.s.	B	3.8	*	B	13.6	10.8	n.s.	A	9.2	n.s.	A
FAL	OP	0.46	0.27	*	B	0.08	**	B	4.2	5.0	*	A	6.6	**	A	18.7	13.2	*	B	5.1	**	C
	P	0.58	0.44	n.s.	A	0.23	*	A	4.1	4.4	n.s.	A	4.4	n.s.	B	22.6	18.1	n.s.	A	9.7	**	B
	P>exp	0.51	0.47	n.s.	A	0.26	**	A	4.1	4.6	n.s.	A	5.0	*	AB	20.8	20.9	n.s.	A	12.6	**	A
Ellighausen	OP	0.60	0.30	*	A	0.12	**	B	2.4	3.0	**	A	3.8	**	A	14.3	8.9	n.s.	A	4.6	*	B
	P	0.66	0.62	n.s.	A	0.23	*	AB	2.9	2.8	n.s.	A	3.6	n.s.	A	18.9	16.8	n.s.	A	7.9	**	AB
	P>exp	0.69	0.61	n.s.	A	0.34	n.s.	A	2.3	2.3	n.s.	A	3.2	n.s.	A	16.2	14.8	n.s.	A	10.5	n.s.	A
Oensingen	OP	0.26	0.27	n.s.	A	0.05	**	B	5.7	6.0	*	A	10.5	*	A	14.7	15.9	n.s.	A	4.8	**	B
	P	0.33	0.27	n.s.	A	0.12	**	B	5.5	6.8	n.s.	A	6.3	*	B	18.2	18.2	n.s.	A	7.2	**	B
	P>exp	0.42	0.24	*	A	0.21	*	A	5.3	6.6	n.s.	A	4.7	n.s.	B	21.9	14.6	*	A	9.6	*	A
Cadenazzo	OP	0.69	0.41	**	B	0.23	**	C	1.6	1.7	**	A	2.3	**	A	10.7	8.9	n.s.	A	5.3	**	C
	P	0.63	0.50	**	AB	0.35	**	B	1.6	1.6	n.s.	A	2.1	**	B	9.9	8.1	**	A	7.4	**	B
	P>exp	0.77	0.57	n.s.	B	0.45	n.s.	A	1.6	1.6	n.s.	A	2.0	*	B	12.3	9.4	n.s.	A	8.8	n.s.	A
Changins	OP	n.d.	0.07			0.04	n.s.	B	n.d.	5.8			6.6	n.s.	A	n.d.	4.7			2.5	**	C
	P	n.d.	0.17			0.19	n.s.	B	n.d.	3.9			4.3	n.s.	B	n.d.	7.6			8.3	n.s.	B
	P>exp	n.d.	0.39			0.69	*	A	n.d.	3.5			3.1	n.s.	C	n.d.	15.1			21.3	*	A
Vaz	OP	1.73	1.17	n.s.	C	0.77	n.s.	C	2.4	1.6	n.s.	A	1.4	n.s.	A	33.2	18.0	n.s.	C	10.4	n.s.	C
	P	2.27	2.38	n.s.	B	1.55	*	B	1.5	1.4	*	B	1.4	n.s.	A	34.6	34.1	n.s.	B	21.1	*	B
	P>exp	2.40	3.31	n.s.	A	3.08	n.s.	A	1.4	1.4	n.s.	B	1.3	n.s.	A	32.8	45.7	*	A	40.0	n.s.	A

n.s. indique qu'il n'y a pas de différence significative entre 1989 et 1993 ou entre 1989 (1993 pour Changins) et 1998 à $p < 0.05$;

* indique qu'il y a une différence significative entre 1989 et 1993 ou entre 1989 (1993 pour Changins) et 1998 à $p < 0.05$;

** indique qu'il y a une différence significative entre 1989 et 1993 ou entre 1989 (1993 pour Changins) et 1998 à $p < 0.01$;

différentes lettres majuscules pour le même sol et la même année indiquent des différences significatives entre traitements ($p = 0.05$, Duncan's multiple range test).

Tabl. 2.3-4 : Teneurs en P extractible à l'eau (P-H₂O), en P extractible à l'eau saturée en CO₂ (P-CO₂), en P extractible par AAEDTA (P-AAEDTA) et en P extractible au bicarbonate (P-NaHCO₃) dans des échantillons de sols issus des essais P de la FAL et de la RAC (Gallet et al., 2003 ; Gallet, 2001 ; Demaria, information personnelle)

Site	Traitement	P- H ₂ O mg P kg ⁻¹						P-CO ₂ mg P kg ⁻¹						P- AAEDTA mg P kg ⁻¹						P- NaHCO ₃ mg P kg ⁻¹									
		1989	1993	1998		1989	1993	1998		1989	1993	1998		1989	1993	1998		1989	1993	1998									
Rümlang	0P	1.6	1.0	n.s.	B	0.3	*	B	0.8	0.5	**	B	0.2	**	C	49.8	34.5	n.s.	B	30.4	**	B	18.6	14.0	**	B	10.0	**	C
	P	4.6	2.9	n.s.	A	1.4	**	B	1.3	1.0	n.s.	A	0.7	*	B	73.4	54.3	*	A	58.4	n.s.	A	33.4	27.2	n.s.	A	26.1	*	B
	P>exp	4.4	3.1	n.s.	A	2.6	*	A	1.3	1.1	n.s.	A	1.3	n.s.	A	72.4	57.7	n.s.	A	74.6	n.s.	A	32.1	27.8	n.s.	A	34.9	n.s.	A
FAL	0P	4.6	2.7	*	B	0.8	**	B	0.9	0.6	**	B	0.4	**	B	57.8	33.5	n.s.	A	31.6	*	B	34.3	27.7	*	B	18.9	**	C
	P	5.8	4.4	n.s.	A	2.3	*	A	1.0	0.9	n.s.	A	0.7	n.s.	A	60.1	40.8	**	A	45.7	*	A	39.3	33.8	**	AB	30.4	*	B
	P>exp	5.1	4.7	n.s.	A	2.6	**	A	0.9	0.9	n.s.	A	1.0	n.s.	A	61.3	43.7	*	A	56.3	n.s.	A	38.4	39.0	n.s.	A	38.0	n.s.	A
Ellighausen	0P	6.0	3.0	*	A	1.2	**	B	1.2	0.7	*	C	0.4	*	B	41.5	22.6	**	B	21.1	**	B	29.2	23.5	*	C	17.8	**	B
	P	6.6	6.2	n.s.	A	2.3	*	AB	1.4	1.3	n.s.	B	0.7	**	AB	60.5	41.2	*	AB	36.6	**	AB	38.7	32.3	n.s.	B	29.2	**	AB
	P>exp	6.9	6.1	n.s.	A	3.4	n.s.	A	1.7	1.9	n.s.	A	1.2	n.s.	A	70.6	51.8	n.s.	A	48.5	*	A	38.0	47.7	n.s.	A	37.4	n.s.	A
Oensingen	0P	2.6	2.7	n.s.	A	0.5	**	B	0.8	0.7	n.s.	A	0.4	n.s.	C	48.7	50.5	n.s.	AB	29.9	*	B	34.8	37.2	n.s.	AB	19.5	**	B
	P	3.3	2.7	n.s.	A	1.2	**	B	0.7	0.6	n.s.	A	0.6	n.s.	B	56.2	60.7	n.s.	A	44.9	n.s.	AB	35.9	41.1	n.s.	A	32.7	n.s.	A
	P>exp	4.2	2.4	*	A	2.1	*	A	0.9	1.0	n.s.	A	0.9	n.s.	A	53.8	46.1	n.s.	B	53.8	n.s.	A	41.1	33.7	n.s.	B	37.8	n.s.	A
Cadenazzo	0P	6.9	4.1	**	B	2.3	**	C	1.6	1.0	**	C	0.4	**	C	57.2	30.7	*	A	31.6	*	C	32.2	28.9	*	B	24.4	**	C
	P	6.3	5.0	**	AB	3.5	**	B	1.5	1.4	n.s.	A	0.8	*	A	59.7	35.5	**	A	49.8	n.s.	A	31.3	32.7	n.s.	A	32.2	n.s.	B
	P>exp	7.7	5.7	n.s.	B	4.5	n.s.	A	1.3	1.2	n.s.	B	0.6	**	B	54.7	33.5	*	A	42.3	*	B	31.5	34.7	*	A	36.2	*	A
Changins	0P	n.d.	0.7			0.4	n.s.	B	n.d.	0.2			0.3	*	C	n.d.	9.3			12.2	n.s.	C	n.d.	12.8			11.2	*	C
	P	n.d.	1.7			1.9	n.s.	B	n.d.	0.4			0.7	n.s.	B	n.d.	15.8			28.1	n.s.	B	n.d.	25.0			28.6	n.s.	B
	P>exp	n.d.	3.9			6.9	*	A	n.d.	1.0			1.7	*	A	n.d.	30.7			61.5	**	A	n.d.	41.5			52.7	n.s.	A
Vaz 0-10	0P	17.3	11.7	n.s.	C	7.7	n.s.	C	9.3	5.0	*	B	3.7	**	C	42.3	23.2	**	C	20.7	**	C	33.7	29.1	n.s.	B	21.0	**	C
	P	22.7	23.8	n.s.	B	15.5	*	B	9.6	7.5	n.s.	AB	7.4	n.s.	B	42.8	43.6	n.s.	B	62.6	*	B	35.0	32.9	n.s.	B	36.3	n.s.	B
	P>exp	24.0	33.1	n.s.	A	30.8	n.s.	A	9.3	10.0	n.s.	A	15.7	*	A	42.6	77.9	**	A	148.0	**	A	36.0	41.5	*	A	59.9	**	A

n.s. indique qu'il n'y a pas de différence significative entre 1989 et 1993 ou entre 1989 (1993 pour Changins) et 1998 à p<0.05;

* indique qu'il y a une différence significative entre 1989 et 1993 ou entre 1989 (1993 pour Changins) et 1998 à p<0.05;

** indique qu'il y a une différence significative entre 1989 et 1993 ou entre 1989 (1993 pour Changins) et 1998 à p<0.01 ;

différentes lettres majuscules pour le même sol et la même année indiquent des différences significatives entre traitements (p =0.05, Duncan's multiple range test) ; n.d. signifie non déterminé.

2.3.2 Estimation des pertes potentielles en P

Caractérisation du P potentiellement mobile et évaluation du risque de pertes au niveau parcellaire

Alors que les méthodes d'analyses visant à évaluer les réserves en P disponible pour les plantes sont très nombreuses, peu nombreuses sont les méthodes qui permettent de caractériser le risque de pertes en P des parcelles. Deux types d'approches peuvent être distinguées : celles permettant de caractériser le phosphore potentiellement mobile (PPM), et celles intégrant un nombre plus important de paramètres permettant de prévoir le risque de perte de P de la parcelle et de son transfert vers les eaux de surface ou les eaux souterraines.

Les méthodes décrites pour évaluer la disponibilité du P pour les plantes peuvent être utilisées aussi pour caractériser le PPM. Ainsi la teneur en P extrait par du CaCl_2 0.01M, ou par un papier imprégné d'oxydes de fer, est corrélée à la concentration en P_i dans les eaux de ruissellement (Yli-Halla et al., 1995 ; McDowell et al., 2001; McDowell et Sharpley, 2001). De même, la concentration en P_i isotopiquement échangeable en 1 minute des sols est étroitement corrélée aux concentrations en P_i en solution dans les eaux de ruissellement (McDowell et al., 2001). La différence majeure existant entre un test agronomique permettant de caractériser la quantité de P disponible et un test environnemental permettant de caractériser le PPM est sans doute la profondeur de prélèvement. L'eau ne mobilise le P que dans les premiers centimètres du profil, il est donc conseillé d'évaluer le PPM en ne prélevant que les 5 premiers centimètres du profil.

La prédiction des pertes par lessivage et par lixiviation est plus complexe parce qu'elle fait aussi intervenir le devenir du P et de l'eau dans le profil de sol (Sinaj et al., 2002b). Van der Zee (1988) propose pour les sols acides et sableux souvent surfertilisés des Pays-Bas le concept de degré de saturation du sol en P_i (*DSP*). Cet auteur montre que la quantité de P_i transférée vers la nappe est proportionnelle au degré de saturation en P de l'horizon de sol en contact avec la nappe. La capacité totale de sorption en P (*CSP*) d'un sol acide et sableux peut être décrite par l'équation suivante :

$$CSP = \alpha \times (Al + Fe)_{ox} \quad \text{Equation [11]}$$

Où : *CSP* est la capacité totale de sorption du P (mMol kg^{-1}) et $(Al + Fe)_{ox}$ représente la somme des quantités de Fe et Al extraits par oxalate d'ammonium 0.2M à pH 3 (mMol kg^{-1} ; Schwertmann, 1964).

Le *DSP* s'écrit ainsi :

$$DSP = \frac{P_{ox}}{CSP} \times 100 (\%) \quad \text{Equation [12]}$$

Où : *P_{ox}* est la quantité de P extrait par oxalate d'ammonium (mMol kg^{-1}) qui est considérée comme la fraction de P_i sorbé sur les oxydes de Fe et d'Al amorphes.

Van der Zee (1988) montre que la concentration en Pi (c) dans les eaux percolant au travers du profil est liée au DSP par l'équation suivante :

$$c = \frac{\beta}{\alpha \times K} \times \left(\frac{DSP}{100 - DSP} \right) \quad \text{Equation [13]}$$

Où α, β, K sont déterminés expérimentalement.

Dans le cas des Pays-Bas, où c ne doit pas dépasser 0.10 mg P L^{-1} et où les sols sableux et acides ont des valeurs de 0.5 pour α , de 0.167 pour β et de $35 \text{ m}^3 \text{ mol}^{-1}$ pour K , on en déduit que le sol est saturé en Pi lorsque DSP atteint la valeur de 25% (Schoumans et Groenendijk, 2000). Cette méthode a été utilisée par Breeuwsma et Riejerink (1992), Guns et al. (1992) et Lookman et al. (1995) pour évaluer les surfaces de sols, de type similaire à ceux étudiés par van der Zee (1988), saturés par le P au Pays-Bas et dans la région des Flandres en Belgique et où des mesures doivent être prises pour diminuer les pertes en Pi par lixiviation.

Khiari et al. (2000) comparent le DSP de sols calculé à partir de concentrations mesurées dans un extrait oxalate avec un DSP calculé en utilisant les concentrations de P, Fe et Al extraites par la méthode Mehlich III ($[P/(Fe+Al)]_{M-III}$) qui est une méthode couramment utilisée dans des sols sableux acides du Québec. Maguire et Sims (2002) montrent que le rapport $[P/(Fe+Al)]_{M-III}$ permet de prévoir les pertes en Pi par lixiviation de colonnes de sol. La généralisation de cette approche à d'autres situations doit être cependant faite avec précaution. Ainsi Maguire et al. (2001) montrent que dans les sols acides d'Irlande le CSP n'est pas décrit par la même équation que dans les sols acides sableux des Pays-Bas.

Comme nous l'avons montré au chapitre 2.2, la seule connaissance de la teneur en phosphore potentiellement mobile (PPM) des sols ne permet pas de prédire les risques de pertes en P. Il faut aussi prendre en compte le processus de mobilisation de P (sous forme soluble ou associé à des particules) et le transfert vers le cours d'eau. Gburek et al. (2000) proposent un index permettant de caractériser ce risque de transfert de façon qualitative. Ces auteurs considèrent d'une part la teneur en P disponible du sol et les pratiques de fertilisation dans les parcelles étudiées qui caractérisent les sources de P, et d'autre part la sensibilité des parcelles à l'érosion et au ruissellement ainsi que leur éloignement par rapport au cours d'eau qui caractérisent la mobilisation et le transport de P. Cet index a été testé sur un bassin versant de 39.5 ha dans l'est de la Pennsylvanie en prenant en compte des données provenant de mailles de 25 m^2 et il a montré que moins de 1% de la surface étudiée présentait un risque élevé de pertes en P et 17% un risque moyen de pertes. Cet index est à présent utilisé dans différents états des USA pour identifier les zones posant des problèmes de pertes en P et pour proposer des solutions (Moore et al., 2000 ; NCRS-IOWA, 2001 ; Coale et al., 2002). Il a le mérite d'être suffisamment simple pour pouvoir être utilisé dans le conseil agricole.

Les coefficients et les paramètres de cet index doivent être bien sur calibrés pour chaque situation agropédoclimatique. Cet index ne prend cependant pas en compte les transferts verticaux de P et prend assez mal en compte le transport effectif en P de la parcelle vers le cours d'eau qui peut être aussi affecté par la présence de fossés, de chemins, etc. Heathwaite et al. (2000) proposent d'utiliser simultanément sur le même bassin versant un index caractérisant le risque de pertes en P et un index caractérisant les risques de pertes en N. C'est un progrès important, puisque la lutte contre le transfert de P peut s'accompagner d'une augmentation des pertes en N et réciproquement (Heathwaite et al., 2000). Ce type d'approche permet de hiérarchiser les problèmes sur un bassin versant donné et donc de proposer des solutions pertinentes aux problèmes qui se posent.

Récemment, Heathwaite et al. (2003) ont proposé un « phosphorus indicators tool » qui permet d'estimer les transferts de P par pollution diffuse au niveau du bassin versant. A l'inverse de l'index P qui donne des informations qualitatives, le but du modèle de Heathwaite et al. (2003) est de quantifier les pertes en P. Ce modèle comprend trois niveaux : i) les stocks de P dans les sols et apportés par les engrais, ii) la mobilisation du P (en solution ou associé à des particules) par les eaux et iii) le transfert de P vers les cours d'eaux. Ce modèle considère des surfaces unitaires de 1 km² et tourne à l'échelle de l'année. Les connaissances existantes sur les propriétés des sols, le climat et les pratiques agricoles devraient être suffisantes pour utiliser ce modèle. Le modèle a été testé sur deux bassins versants présentant des propriétés agropédoclimatiques très différentes. Les résultats sont encourageants, mais ce modèle souffre aussi du manque de connaissance sur le transfert de P par lessivage et par lixiviation, et sur le transfert en P entre la parcelle et le cours d'eau. Des recherches complémentaires sont nécessaires dans ces domaines.

2.3.3 Evaluation de l'efficacité des engrais P

L'évaluation de l'ERA des engrais P par voie traditionnelle n'est pas adaptée aux sols correctement pourvus en P

Le P issu d'un apport d'engrais peut se retrouver dans 3 compartiments : dans la culture, dans le sol sous forme assimilable ou dans le sol sous forme non assimilable. Il n'existe pas de définition unique de l'efficacité d'un engrais, et il n'y a pas de méthode permettant une mesure absolue de ce paramètre. Celui-ci peut être estimé en étudiant les variations de la taille d'un des trois compartiments mentionnés ci-dessus après un apport de P. L'effet d'un engrais P inconnu sur un paramètre donné (rendement de la culture, exportation de P ou teneur en phosphore disponible du sol) peut être ainsi comparé au même paramètre mesuré en l'absence d'engrais et à ce paramètre mesuré en présence d'un engrais de référence (Fardeau et al., 1996). L'efficacité relative agronomique (ERA) d'un engrais inconnu peut donc être calculée pour un de ces 3 paramètres par l'équation suivante :

$$ERA = \frac{[\text{engrais testé} - \text{témoin non fertilisé}]}{[\text{engrais de référence} - \text{témoin non fertilisé}]} \times 100 (\%) \quad \text{Equation [14]}$$

Barrow (1980) montre comment, à l'aide de ce type d'approche, il est possible d'évaluer l'efficacité d'engrais fraîchement apporté pour une culture comme l'efficacité d'engrais P enfouis depuis plusieurs saisons culturales (P résiduel) pour une nouvelle culture.

Cette approche est très utile dans les sols où l'on peut observer une augmentation du rendement suite à un apport d'engrais. Cependant, dans des sols correctement pourvus en P, comme ceux que nous avons dans la majeure partie des exploitations agricoles suisses (voir chapitre 3 de ce mémoire), le rendement d'une culture mesuré en présence d'un engrais P quelconque est très souvent identique à celui mesuré en l'absence d'engrais P, et donc à la fois le numérateur et le dénominateur de l'équation 14 s'annulent. La quantité de P exportée par la culture peut être aussi mesurée, mais ce paramètre est rarement considéré. Enfin, il est possible de mesurer l'effet de l'engrais étudié sur la teneur en P disponible du sol. Mais comme il a été montré que les méthodes d'extractions chimiques ne donnent qu'une piètre image de la quantité du P réellement disponible, l'utilisation de ce paramètre dans l'équation 14 ne peut pas donner des résultats totalement fiables. Une autre approche consiste à étudier l'efficacité des engrais à l'aide de traceurs radioactifs par des techniques qui sont présentées ci-dessous (Fardeau et al., 1996).

**Mesure de l'efficacité
des engrais P à l'aide
de traceurs radioactifs**

Dans un système sol/engrais/plante, le P prélevé par la plante (P_{plante}) vient du sol (P_{sol}) et de l'engrais ($P_{engrais}$).

$$P_{plante} = P_{sol} + P_{engrais} \quad \text{Equation [15]}$$

Connaissant la quantité de P prélevée par la plante et provenant de l'engrais et la quantité de P apportée avec l'engrais, il est possible de calculer la proportion de P dans la plante dérivée de l'engrais ($Pdff\%$) et le coefficient réel d'utilisation de P pour la plante ($CUP\%$).

$$Pdff\% = \frac{P_{engrais}}{P_{plante}} \times 100 \quad \text{Equation [16]}$$

$$CUP\% = \frac{P_{engrais}}{P_{total\ apporté}} \times 100 \quad \text{Equation [17]}$$

La proportion de P dans la plante provenant de l'engrais peut être calculée suite à un apport d'engrais P marqué de façon homogène avec du Pi radioactif dans un sol non marqué (technique dite du marquage direct) ou suite à un apport d'engrais P non marqué dans un sol dont le P échangeable a été marqué avec du Pi radioactif (technique dite du marquage indirect).

Les équations permettant de calculer p_{sol} et $p_{engrais}$ sont décrites dans Morel et Fardeau (1989a), Frossard et al. (1996c), Sinaj et al. (2002a) et dans Gallet (2001).

Boniface et al. (1979) utilisant du phosphate biammonique marqué de façon homogène avec du ^{32}Pi et du $^{15}\text{NH}_4$ ont étudié le prélèvement de ces deux éléments par une culture de blé d'hiver en plein champ. La plupart des essais visant à tester l'efficacité d'engrais P en présence de Pi radioactif se déroulent cependant, pour des raisons de sécurité (liées à l'utilisation de substances radioactives), dans des serres ou dans des chambres climatiques. L'expérience se déroule dans les mêmes conditions que celles utilisées pour mesurer la valeur L. Dans le cas du marquage direct, la mesure de la radioactivité totale et de la quantité de Pi apportée avec l'engrais, et la mesure de l'activité spécifique de la plante permettent de calculer le $Pdff$ et CUP de cet engrais. Dans le cas du marquage indirect, il suffit de connaître la radioactivité totale introduite pour marquer le P assimilable du sol, la quantité de Pi introduite sous forme d'engrais, l'activité spécifique de la plante s'étant développée dans un échantillon de sol n'ayant pas reçu l'engrais P et celle de la plante s'étant développée dans un échantillon de sol ayant reçu l'engrais étudié pour en déduire le $Pdff$ et CUP de cet engrais. Enfin, la comparaison des activités spécifiques d'une plante s'étant développée dans un échantillon de sol provenant d'une parcelle fertilisée en P de longue date et dont le P assimilable a été marqué au ^{33}Pi à celle de la même plante s'étant développée dans un échantillon de sol provenant d'une parcelle n'ayant pas reçu de P depuis une longue période et dont le P assimilable a aussi été marqué au ^{33}Pi , permet de quantifier l'efficacité du P résiduel s'étant accumulé au cours du temps dans la parcelle fertilisée (Gallet, 2001 ; Morel et Fardeau, 1989b).

L'utilisation de ces méthodes isotopiques montre que 10-20%, voire dans le meilleur des cas 40%, du P apporté sous forme soluble dans l'eau (super triple phosphate, phosphate mono ou biammonique) peuvent être prélevés par la culture qui suit l'apport d'engrais. Les valeurs de CUP dépendent de l'espèce végétale utilisée, des conditions de croissance de la plante (fertilisation N), et de la disponibilité en Pi du sol (Morel et Fardeau, 1990 ; Gallet, 2001). Les phosphates naturels ont des CUP beaucoup plus faibles que les engrais P solubles dans l'eau. Ce CUP devient pratiquement nul dans les sols dont le pH est supérieur à 6.5 (Fardeau et al., 1988a). Les faibles CUP des phosphates naturels observés en sols calcaires s'expliquent par la vitesse de dissolution de l'apatite qui est très lente dans ces sols (chapitre 2.1.2.). Les composts, les boues urbaines d'épuration et les engrais de ferme ont des CUP mesurés juste après apports compris entre 50 et 100% par rapport au CUP des engrais P solubles dans l'eau (Sinaj et al., 2002a; Frossard et al., 1996c ; Tagmann 2000 ; Kvanström et al., 2000). Ces résultats montrent que le CUP de ces engrais organiques est une fonction de la spéciation du P dans l'engrais, et de la réaction de ce P avec les particules de sol : plus la proportion de Pi rapidement disponible est élevée dans l'engrais, plus son efficacité est proche de celle d'un engrais P soluble dans l'eau.

Peu de résultats sont disponibles sur la valeur fertilisante des engrais enfouis depuis plusieurs années dans le sol pour les cultures (valeur résiduelle). Tagmann (2000) étudiant la valeur résiduelle fertilisante d'engrais P organiques et minéraux appor-

tés dans l'essai DOC pour une culture de ray-grass italien, montre que le P résiduel des engrais apportés dans le système biodynamique organique (DYN) a la plus faible efficacité (environ 8.5% de ce P résiduel est prélevé par une culture de ray-grass), alors que le P résiduel des engrais apportés dans le système conventionnel (CON) a l'efficacité la plus élevée (environ 15% de ce P résiduel est prélevé par une culture de ray-grass). Ceci peut être expliqué par les formes de P dans ces engrais et par la réaction du P apporté dans le sol. Ainsi, dans le sol DYN qui ne reçoit de P que par le biais d'apports de fumier composté, le P est probablement apporté sous forme de P-Ca peu solubles, puisque Traoré et al. (1999) et Frossard et al. (2002) ont observé des quantités élevées de ces composés dans les composts. D'autre part, ces fumiers compostés apportant beaucoup de Ca au sol, des formes de P-Ca ont pu précipiter dans le sol DYN. Enfin, la biomasse microbienne plus élevée dans DYN peut entraîner une immobilisation de P sous forme organique. De l'autre côté, le P apporté dans le système conventionnel l'est soit sous forme minérale soluble dans l'eau, soit sous forme d'engrais de ferme frais qui contiennent une très large proportion de P sous forme de P_i soluble dans l'eau (Obersson et Frossard, 2004).

Enfin, il faut noter que ces expériences donnent probablement une valeur surestimée de l'efficacité des engrais P (frais ou résiduels) par rapport à ce qui pourrait être observé au champ, puisque dans les essais en pots conduits en chambre de culture ou en serres, les plantes poussent dans des conditions optimales et qu'elles n'exploitent qu'un très faible volume de sol maximisant probablement les effets rhizosphériques décrits dans le chapitre 2.1.1 (Huguenin-Elie et al., 2003).

3 La disponibilité du phosphore dans les écosystèmes agraires suisses

Dans le chapitre précédent, nous avons exposé la complexité des mécanismes contrôlant la mise à disposition du phosphore du sol ou des engrais pour les cultures. Nous avons également commenté les différentes méthodes d'appréciation de la disponibilité de P. Un grand nombre de publications récentes témoigne de l'amélioration des connaissances et de la prise en compte de la dimension environnementale des problèmes liés au phosphore.

L'application raisonnée d'engrais phosphatés n'est plus seulement un souci agronomique, elle est devenue une préoccupation centrale pour la protection de l'environnement (Ryser et al., 2001 ; Cornaz et al., 2002). Dans les pays industrialisés, caractérisés par une longue histoire de fertilisation P, le risque de perte dans les aquifères a acquis une importance égale à celle de l'optimisation de la production de denrées alimentaires.

La Suisse dispose d'une grande quantité d'informations sur la disponibilité du P dans ses sols

De nombreuses institutions publiques et privées disposent d'importantes bases de données sur l'état de fertilité des sols agricoles suisses. D'autre part, des recherches plus poussées appliquant des méthodes nouvelles sur des sites spécifiques sont effectuées pour mieux comprendre les relations entre la disponibilité du P des sols, leurs propriétés et les pratiques culturales. La combinaison des résultats de la recherche fondamentale et de la recherche appliquée permet d'obtenir une image assez précise de la disponibilité du phosphore dans les sols agricoles suisses.

Les sections suivantes traitent successivement de la disponibilité du P dans le réseau d'observation des sols du canton de Fribourg (FRIBO), dans des sols du bassin versant du lac de Baldegg, caractérisé par une production animale intensive, dans des sols du canton de Genève où dominent les grandes cultures et dans les sols d'un réseau d'exploitations romandes et tessinoises pratiquant la production intégrée. Une réflexion générale est proposée en synthèse de ce chapitre.

3.1 Le statut du phosphore des sols agricoles du réseau FRIBO

3.1.1 Introduction

La Station de production végétale de l'Institut Agricole de Grangeneuve (IAG) a mis en place un réseau cantonal d'observation des sols agricoles fribourgeois, baptisé FRIBO (Fribourg-Boden). Dans le cadre de ce rapport, nous avons évalué l'influence du mode d'utilisation et des caractéristiques des sols sur la disponibilité du phosphore dans ce réseau.

3.1.2 Matériel, méthodes et traitement statistique des données

Les horizons superficiels (0-20 cm) de 250 sols (139 terres assolées, 65 prairies permanentes et 46 alpages) répartis sur le territoire cantonal ont été prélevés entre 1992 et 1996 à raison de 50 échantillons par an. La carte 3.1-1 présente la répartition géographique des 250 sites selon l'utilisation agricole du terrain.

Après séchage à l'air entre 15 et 20 °C, puis tamisage à 2 mm, l'ensemble des échantillons de sols a été analysé (granulométrie, pH(H₂O), matière organique et capacité d'échange cationique). Les teneurs en oxydes amorphes de fer et d'aluminium (Fe_{ox}, Al_{ox}) ont été mesurées après extraction à l'oxalate d'ammonium (McKeague et Day, 1966). Les teneurs totales d'oxydes de fer et les teneurs d'aluminium associées à ces oxydes (Fed, Ald) ont été mesurées après extraction avec le mélange citrate-bicarbonate-dithionite (Mehra et Jackson, 1960). Le P disponible a été caractérisé par des méthodes d'extraction chimique (acétate d'ammonium + EDTA, H₂O saturé en CO₂, NaHCO₃ 0.5M à pH 8.5) et par la méthode des cinétiques d'échange isotopique (pour les détails sur les méthodes voir le chapitre 2.3.1).

Le degré de saturation des sols en phosphore (DSP) a été calculé selon Van der Zee (1988) à partir des quantités de P (mol kg⁻¹), et de Fe et Al (mol g⁻¹) extraites par le réactif oxalate d'ammonium (DSP-ox). Ce degré de saturation a également été calculé à partir des quantités de P (mol kg⁻¹), et de Fe et Al (mol g⁻¹) extraites par le réactif acétate d'ammonium + EDTA (DSP-ac) selon l'équation suivante :

$$\text{DSP-ac} = [\text{P-AAEDTA} / [(\text{Fe} + \text{Mn})\text{-AAEDTA}]] * 100$$

La statistique élémentaire (moyenne, médiane, écart type...), la régression simple et l'analyse en composantes principales (ACP) ont été effectuées avec le logiciel Statgraphics Plus (version 3), sur l'ensemble des échantillons (250) et sur des sols regroupés selon leur utilisation agricole.

L'ACP, méthode essentiellement descriptive, a été choisie parce qu'elle permet d'obtenir des graphiques montrant les relations existant entre les variables étudiées. La phase essentielle de l'ACP consiste à transformer les variables quantitatives initiales, plus ou moins corrélées entre elles, en nouvelles variables quantitatives, non corrélées, appelées composantes principales ou axes principaux. Parmi tous les

indices possibles, l'ACP recherche d'abord celui qui permet de voir au mieux les individus, c'est-à-dire celui pour lequel la variance des individus est maximale : cet indice est appelé 1^{ère} composante principale ou encore 1^{er} axe principal. Une certaine proportion de la variation totale des individus est expliquée par cette composante principale. Ensuite, une 2^{ème} composante principale est recherchée et le processus se déroule jusqu'à l'obtention de la dernière composante principale. Pour observer les individus ou les variables à étudier, il faut ensuite construire les plans à partir des composantes principales les plus intéressantes. Le plan engendré par les axes 1 et 2, appelé « plan 1-2 » ou « plan principal », fournit le maximum d'informations. Pour interpréter les axes, on regarde surtout les corrélations entre les variables et les axes. Pour un axe donné, les variables qui ont les plus forts coefficients (en valeur absolue) sont celles qui contribuent le plus à la formation de cet axe. Une variable est d'autant mieux représentée sur l'axe qu'elle est à la fois proche d'un axe et éloignée de l'intersection des axes du plan. Deux variables situées sur le même axe, mais en opposition, sont fortement négativement corrélées entre elles. L'ensemble des variables présentes sur le même axe qualifie ce dernier selon les caractéristiques des variables.

3.1.3 Résultats

Les caractéristiques physico-chimiques des sols

En absence d'une carte pédologique recouvrant le canton de Fribourg, Julien et Morand (1995) ont utilisé la carte des aptitudes des sols de la Suisse à l'échelle 1:200000 pour obtenir une typologie des sols du canton. Les parties nord-ouest (NO) et centrale du canton sont caractérisées par la présence de basses collines molassiques partiellement recouvertes de moraines, alors que dans le sud-est (SE) du canton, on retrouve des régions sur flysch et des régions alpines sur formations calcaires. Les caractéristiques physico-chimiques des sols sont présentées au tableau 3.1-1.

Les fortes variations de texture (taux d'argile compris entre 87 et 752 g kg⁻¹ et taux de sable compris entre 21 et 772 g kg⁻¹) reflètent la présence d'une grande diversité de sols et de matériaux parentaux. La distribution de la texture sur l'ensemble des sols du canton suit un gradient NO-SE : la plupart des sols lourds sont situés dans les Préalpes et les sols légers dans la région des lacs et au nord du canton. Ce gradient, suivant les variations d'altitude, fait que la majorité des terres assolées sont en sols légers (taux moyen d'argile 184 g kg⁻¹) et les alpages en sols lourds (taux moyen d'argile 338 g kg⁻¹), tandis que les prairies permanentes se situent entre ces deux pôles (taux moyen d'argile 253 g kg⁻¹).

La teneur en matière organique sur l'ensemble des sols pour l'horizon 0-20 cm varie de 11 à 524 g kg⁻¹ avec une moyenne de 49 g kg⁻¹. Cette teneur relativement élevée varie en fonction des pratiques agricoles : les terres assolées ont une teneur moyenne de 34 g kg⁻¹, alors que les prairies permanentes (51 g kg⁻¹) et les alpages (94 g kg⁻¹) ont des teneurs plus élevées.

Tabl. 3.1-1 : Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) des caractéristiques physico-chimiques pour l'ensemble des 250 échantillons et les 3 modes d'utilisation des sols

	MO†	pH†	CEC†	Saturation†	Fed	Feox	Ald	Alox	Argile	Sable†
	g kg ⁻¹	H ₂ O	cmol _c kg ⁻¹	%	g kg ⁻¹					
<i>Tous les sites</i>										
Min-Max	11.3-524	4.7-8.0	7.1-133.4	13.6-100	2.9-22.9	1.1-18.1	0.4-3.6	0.3-3.9	87-752	21-772
Moyenne	49.4	6.3	20.5	55.6	9.5	4.3	1.5	1.5	231	441
Médiane	37.0	6.3	17.4	53.8	8.8	3.7	1.4	1.4	203	470
SD	55.4	0.7	12.3	19.1	4.3	2.6	0.6	0.7	113	162
<i>Terres assolées</i>										
Min-Max	11.3-524	5.2-8.0	7.1-133.4	15.0-100	3.2-19.8	1.1-12.2	0.4-3.3	0.4-3.6	87-590	80-772
Moyenne	33.6	6.5	16.2	57.3	7.7	3.3	1.3	1.3	184	505
Médiane	25.0	6.4	13.6	55.7	6.6	2.9	1.1	1.2	169	522
SD	44.6	0.6	12.1	19.1	3.5	1.8	0.6	0.6	79	130
<i>Prairies permanentes</i>										
Min-Max	26.6-130	5.1-7.7	11.7-49.3	24.0-86.1	4.3-19.1	1.9-10.7	0.4-2.7	0.6-3.0	123-52	21-684
Moyenne	51.2	6.3	21.6	54.2	10.3	4.6	1.7	1.7	253	412
Médiane	49.0	6.3	19.8	52.3	10.1	4.4	1.7	1.7	225	420
SD	18.3	0.6	7.5	17.1	3.8	1.6	0.6	0.6	121	147
<i>Alpages</i>										
Min-Max	39.2-485	4.7-7.4	17.6-64.0	13.6-90.0	2.9-22.9	1.9-18.1	0.5-3.6	0.3-3.9	190-54	31-603
Moyenne	93.5	6.0	31.4	52.7	12.3	7.1	1.8	1.9	338	289
Médiane	68.0	5.9	27.2	52.6	11.3	7.0	1.7	1.9	340	274
SD	86	0.8	11.2	21.5	4.7	3.4	0.5	0.7	107	154

† Paramètres analysés selon les méthodes présentées dans « Méthodes de référence des stations fédérales de recherches agronomiques, (FAL et al., 1996) ».

Les sols du réseau FRIBO sont en moyenne légèrement acides : les valeurs du pH (H_2O) varient entre 4.7 et 8.0 avec une moyenne de 6.3 pour l'horizon 0-20 cm. Des différences apparaissent lorsqu'on classe les sols selon leur utilisation : des pH plus élevés sont observés dans les terres assolées (valeur moyenne de 6.5) et des pH plus acides dans les alpages (valeur moyenne de 6.0).

La capacité d'échange cationique (CEC), sur l'ensemble des sols analysés, varie de 7.1 à 133.4 $cmol_c kg^{-1}$ avec une moyenne de 20.5 $cmol_c kg^{-1}$. D'importantes différences sont observées entre les terres assolées (valeur moyenne de 16.2 $cmol_c kg^{-1}$), les prairies permanentes (valeur moyenne de 21.6 $cmol_c kg^{-1}$) et les alpages (valeur moyenne de 31.4 $cmol_c kg^{-1}$). Contrairement à la CEC, les valeurs moyennes des taux de saturation varient très peu en fonction de l'utilisation du sol.

Les teneurs de fer et d'aluminium varient pour l'extraction à l'oxalate de 1.1 à 18.1 $g kg^{-1}$ pour Feox et de 0.3 à 3.9 $g kg^{-1}$ pour Alox et pour l'extraction au mélange citrate-bicarbonate-dithionite de 2.9 à 22.9 $g kg^{-1}$ pour Fed et de 0.4 à 3.6 $g kg^{-1}$ pour Ald. Les valeurs plus élevées sont observées dans les alpages et les plus faibles dans les terres assolées.

Les rapports entre les formes extractibles à l'oxalate et celles extractibles au mélange citrate-bicarbonate-dithionite varient pour le fer entre 0.17 et 0.71 et pour l'aluminium entre 0.28 et 1.76. Cornell et Schwertmann (1996) ont observé un rapport entre 0.2 et 0.4 dans le cas du fer dans des sols humides des régions tempérées et nordiques. Les valeurs de Feox/Fed plus élevées observées dans notre étude, en particulier dans les sols d'alpages, montrent que ces sols présentent une proportion plus importante d'oxydes de Fe amorphes que ceux étudiés par Cornell et Schwertmann. Cela peut être expliqué par les taux élevés de matière organique dans ces sols, qui peuvent retarder ou inhiber la cristallisation du Fe et Al (Schwertmann, 1985; Parfitt and Childs, 1988).

Phosphore assimilable

L'utilisation de la méthode des cinétiques d'échange isotopique des ions phosphate entre la solution et la phase solide du sol (Fardeau, 1996, chapitre 2.3.1) permet d'obtenir les paramètres intensité (concentration des ions phosphate dans la solution des sols, C_p), quantité (phosphore isotopiquement échangeable, E (1min)) et capacité (aptitude du sol à maintenir le facteur intensité constant quand le facteur quantité varie, $R/r(1)$, n). Ces trois paramètres sont déterminés sur le même échantillon au cours d'une unique expérience. Cette méthode est considérée comme une référence lorsqu'il s'agit de caractériser le P assimilable des sols (Boniface et Trocmé, 1988). Les résultats des cinétiques d'échange isotopique sont présentés au tableau 3.1-2.

Tabl. 3.1-2 : Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) des facteurs capacité (R/r(1), n), intensité (C_P) et du P isotopiquement échangeable en 1 minute (E (1min)) pour l'ensemble des échantillons et les 3 modes d'utilisation des sols

	R/r(1)	n	C_P mg P L⁻¹	E (1min) mg P kg⁻¹
<i>Tous les sites</i>				
Min-Max	1.0 – 11.9	0.107 – 0.581	0.008 – 2.851	0.21 – 34.7
Moyenne	2.2	0.320	0.681	11.3
Médiane	1.8	0.307	0.487	10.1
SD	1.5	0.109	0.572	6.6
<i>Terres assolées</i>				
Min-Max	1.0 – 9.7	0.107 – 0.470	0.008 – 2.851	0.77 – 31.5
Moyenne	1.8	0.260	0.859	13.2
Médiane	1.6	0.249	0.709	12.5
SD	1.0	0.074	0.569	6.2
<i>Prairies permanentes</i>				
Min-Max	1.0 – 5.0	0.146 – 0.525	0.038 – 2.781	0.86 – 34.7
Moyenne	2.0	0.348	0.604	10.3
Médiane	2.0	0.354	0.460	8.5
SD	0.8	0.090	0.572	7.1
<i>Alpages</i>				
Min-Max	1.4 – 11.9	0.320 – 0.581	0.009 – 1.228	0.21 – 23.4
Moyenne	3.8	0.458	0.258	7.2
Médiane	3.0	0.465	0.190	6.6
SD	2.4	0.067	0.250	5.1

Le facteur intensité (C_p)

Les teneurs de P dans la solution des sols (C_p) s'échelonnent entre 0.008 et 2.85 mg P L⁻¹ avec une moyenne de 0.68 mg P L⁻¹. 85% des sols ont une concentration supérieure à 0.2 mg P L⁻¹ et 23% d'entre eux se trouvent au-dessus de 1 mg P L⁻¹. Les valeurs moyennes de la concentration des ions phosphate dans la solution des sols varient significativement en fonction de l'utilisation du sol. La carte 3.1-2 permet de visualiser la distribution géographique du facteur intensité sur l'ensemble des sols du FRIBO. Seulement 0.7% des sols en terres assolées ont une concentration inférieure à 0.1 mg P L⁻¹, niveau qui représenterait une valeur critique pour l'alimentation phosphatée des plantes en grandes cultures selon Gallet al. (2003), (chapitre 2.3.1).

**Le facteur capacité
[R/r(1) et n]**

Le paramètre R/r(1), qui donne une bonne image du facteur capacité des sols vis-à-vis des ions phosphate (Frossard et al., 1992), varie de 1.0 à 11.9 avec une moyenne de 2.2. Plus de 78% des sols présentent un R/r(1) inférieur à 2.5 et, parmi ces sols, 14% présentent un R/r(1) au-dessous de 1.25. Cela signifie que la très grande majorité des sols du canton possède un faible à très faible facteur capacité et ne va donc pas sorber le P apporté sous forme d'engrais. Seul un faible pourcentage des sols (5.2%) présente un R/r(1) supérieur à 5.0 et donc peut être considéré comme ayant un fort facteur capacité (Frossard et al., 1992 ; Fardeau, 1996). La carte 3.1-3 représente la distribution géographique de R/r(1) pour les sols du FRIBO.

Le paramètre n qui représente la vitesse de disparition du P radioactif après la première minute d'échange (chapitre 2.3.1) varie pour l'ensemble des sols étudiés de 0.11 à 0.58 avec une moyenne de 0.32. 65% des sols présentent un n compris entre 0.2 et 0.4 avec 25% des sols présentant un n supérieur à 0.4.

**Le facteur quantité
[E (1min), P-AAEDTA,
P-CO₂ et P-NaHCO₃]**

Le facteur quantité a été estimé par les quantités de P isotopiquement échangeable en 1 minute (E (1min)), par les quantités de P extrait par les deux méthodes utilisées en Suisse (P-AAEDTA et P-CO₂) et par la méthode Olsen (P-NaHCO₃) (chapitre 2.3.1). Les valeurs de E (1min) sont présentées au tableau 3.1-2 et les valeurs de P-AAEDTA, P-CO₂ et P-NaHCO₃ au tableau 3.1-3.

Le P isotopiquement échangeable en 1 minute varie pour l'ensemble des sols étudiés de 0.21 à 34.7 mg P kg⁻¹ avec une moyenne de 11.3 mg P kg⁻¹. La carte 3.1-4 permet de visualiser la distribution géographique des valeurs de E (1min) des sols du FRIBO. Plus de 50% des sols présentent une teneur supérieure à 10 mg P kg⁻¹ et, parmi eux, 27% se trouvent au-dessus de 15 mg P kg⁻¹. Des différences significatives en E (1min) sont observées entre les trois groupes de sols étudiés. Les teneurs les plus élevées se trouvent dans les terres assolées (valeur moyenne de 13.2 mg P kg⁻¹) et les plus faibles dans les alpages (valeur moyenne 7.2 mg P kg⁻¹). Seulement 4.3% des sols en terres assolées présentent une teneur inférieure à 5 mg P kg⁻¹, niveau qui représenterait une valeur critique pour l'alimentation phosphatée des plantes en grandes cultures selon Gallet et al. (2003) (chapitre 2.3.1).

Tabl. 3.1-3 : Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) du degré de saturation du sol en P (DSPox et DSPac), du P-AAEDTA #, P-NaHCO₃¶ et P-CO₂# pour l'ensemble des échantillons et les 3 modes d'utilisation des sols

	DSPox %	DSPac	P-AAEDTA #	P- NaHCO ₃ ¶ mg kg ⁻¹	P-CO ₂ #
<i>Tous les sites</i>					
Min-Max	5.6 – 76.0	0.7 – 79.9	4.3 - 385	5.3 - 154	0.17 - 12.7
Moyenne	31.2	18.9	66.6	42.9	1.9
Médiane	29.7	15.2	51.1	38.1	1.2
SD	13.3	15.0	59.8	23.9	2.1
<i>Terres assolées</i>					
Min-Max	16 – 76.0	2.0 – 79.9	7.6 - 349	5.3 - 154	0.17 - 12.7
Moyenne	36.3	24.9	81.4	52.2	2.5
Médiane	34.3	22.5	66.0	50.2	1.7
SD	11.5	14.6	58.2	24.4	2.4
<i>Prairies permanentes</i>					
Min-Max	11 – 16	2.5 – 66.5	11.6 - 385	8.5 - 68	0.37 - 8.5
Moyenne	29.9	15.9	67.9	31.5	1.6
Médiane	27.7	11.4	45.3	28.7	1.1
SD	11.1	14.03	74.1	13.4	1.7
<i>Alpages</i>					
Min-Max	5.6 – 43	0.7 – 30.1	4.3 - 137	6.3 - 79	0.17 - 2.3
Moyenne	17.4	5.3	24.5	25.0	0.7
Médiane	15.4	3.4	14.3	18.4	0.6
SD	8.3	5.2	24.4	19.7	0.5

Méthodes de références des stations fédérales de recherches agronomiques (FAL et al., 1996) ; ¶ Olsen et al. (1954).

Les *teneurs en P-CO₂* s'échelonnent entre 0.17 et 12.7 mg P kg⁻¹ avec une moyenne de 1.9 mg P kg⁻¹. Le tableau 3.1-4 propose une interprétation des teneurs en P-CO₂ des sols analysés basée sur le barème publié par Ryser et al. (2001). Selon cette classification, 21% des sols sont considérés comme « pauvre » ou « médiocre » en P-CO₂ (classes A ou B), ce qui se traduit dans la pratique par des recommandations d'apports de phosphore supérieurs aux prélèvements. 15% des sols en terres assolées sont considérés par ce barème comme « pauvre » ou « médiocre » en P assimilable, alors que seulement 6% de ces sols ont des teneurs inférieures à 0.5 mg P kg⁻¹, niveau qui représenterait une valeur critique pour l'alimentation phosphatée des plantes en grandes cultures selon Gallet al. (2003) (ce seuil n'a pas été validé pour les sols de prairies ou d'alpages).

Les *teneurs du P-AAEDTA* varient de 4.3 à 385 mg P kg⁻¹ avec une moyenne de 66.6 mg P kg⁻¹. Parmi les trois groupes de sols étudiés, les valeurs les plus élevées sont observées dans les terres assolées (moyenne de 81.4 mg P kg⁻¹) et les plus faibles dans les alpages (moyenne de 24.5 mg P kg⁻¹). Le tableau 3.1-4 montre que, selon le barème d'interprétation des résultats proposé par Ryser et al. (2001), 50% des sols devraient être considérés comme « pauvre » ou « médiocre » (classes A et B) en P disponible. 35% des sols de grandes cultures sont considérés par ce barème comme « pauvre » ou « médiocre » en P assimilable, alors que seulement 14% de ces sols ont des teneurs inférieures à 35 mg P kg⁻¹, niveau qui représenterait une valeur critique pour l'alimentation phosphatée des plantes en grandes cultures selon Gallet al. (2003) (ce seuil n'a pas été validé pour les sols de prairies ou d'alpages).

La *méthode Olsen* a été appliquée à 149 échantillons (Berset, 1997), 60 provenant de sols à pH supérieur à 6.5 et le reste provenant des sols à pH inférieur à 6.5. Dans les 149 échantillons, les teneurs varient de 5.3 à 154 mg P kg⁻¹ avec une moyenne de 42.9 mg P kg⁻¹. La moyenne la plus élevée est observée comme avec les autres méthodes pour les terres assolées (52.2 mg P kg⁻¹) et la plus faible pour les prairies permanentes (25.0 mg P kg⁻¹). Aucun échantillon sur l'ensemble des 149 sites analysés ne montre une valeur au-dessous de 5 mg P kg⁻¹, alors que plus de 85% des échantillons montrent des valeurs au-dessus de 20 mg P kg⁻¹, seuil au-delà duquel les sols sont considérés comme correctement pourvus en P (Morel et al., 1992 et 2000).

Tabl. 3.1-4 : Distribution des résultats d'analyses P-AAEDTA et P-CO₂ en classes de fertilité selon les barèmes d'interprétation de Ryser et al. (2001) et selon le caractère limitant du degré d'approvisionnement en P (Gallet et al., 2003). Dans chaque cellule, le premier chiffre représente le nombre de cas et le chiffre entre parenthèses représente le pourcent de cas.

	Classe de fertilité selon Ryser et al. (2001)					Gallet et al. (2003)	
	A : pauvre	B : médiocre	C : satisfaisant	D : riche	E : très riche	limitant†	non limitant
<i>Tous les sites</i>							
P-AAEDTA	1 (0.4%)	126 (50%)	44 (18%)	48 (19%)	31 (12%)	-	-
P-CO ₂	6 (2%)	48 (19%)	129 (52%)	43 (17%)	24 (10%)	-	-
<i>Terres assolées</i>							
P-AAEDTA	0 (0%)	49 (35%)	31 (22%)	37 (26%)	22 (16%)	20 (14%)	119 (86%)
P-CO ₂	4 (3%)	17 (12%)	67 (48%)	32 (23%)	19 (14%)	8 (6%)	131 (94%)
<i>Prairies permanentes</i>							
P-AAEDTA	0 (0%)	36 (56%)	9 (14%)	10 (16%)	9 (14%)	-	-
P-CO ₂	0 (0%)	8 (25%)	34 (53%)	9 (14%)	5 (8%)	-	-
<i>Alpages</i>							
P-AAEDTA	1 (2%)	41 (87%)	4 (9%)	1 (2%)	0 (0%)	-	-
P-CO ₂	2 (4%)	15 (32%)	28 (60%)	2 (4%)	0 (0%)	-	-

† Valeurs au-dessous desquelles le P peut être un facteur limitant du rendement selon Gallet et al. (2003) : 35 mg P-AAEDTA kg⁻¹ et 0.5 mg P-CO₂ kg⁻¹; ces valeurs n'ont pas été validées sur les sols sous prairie, elles ne peuvent être considérées que dans les sols de grandes cultures.

Le tableau 3.1.4 doit être interprété avec prudence car la profondeur de prélèvement recommandée par Ryser et al. (2001) dans les données de base pour la fumure est, pour les prairies permanentes et les alpages, de 0-10 cm. Dans le réseau FRIBO, la profondeur de prélèvement a été uniformément fixée à 0-20 cm, ce qui pourrait causer une dilution des quantités mesurées sous prairies et alpages. Le niveau d'approvisionnement de ces sols est donc probablement plus élevé qu'il n'apparaît dans les résultats présentés.

Les résultats des analyses sont-ils comparables ?

Les méthodes d'extraction chimique mettent en solution à la fois du P disponible et du P non disponible pour les plantes. De plus, elles ne donnent accès qu'à des estimations du facteur quantité. Par contre, E (1min) représente le pool d'ions Pi libres dans le sol. Nous avons donc comparé les résultats de chaque méthode d'analyse (P-CO₂, P-AAEDTA, P-NaHCO₃) aux quantités de P isotopiquement échangeable en 1 minute. Les résultats de ces comparaisons sont présentés à la figure 3.1-1.

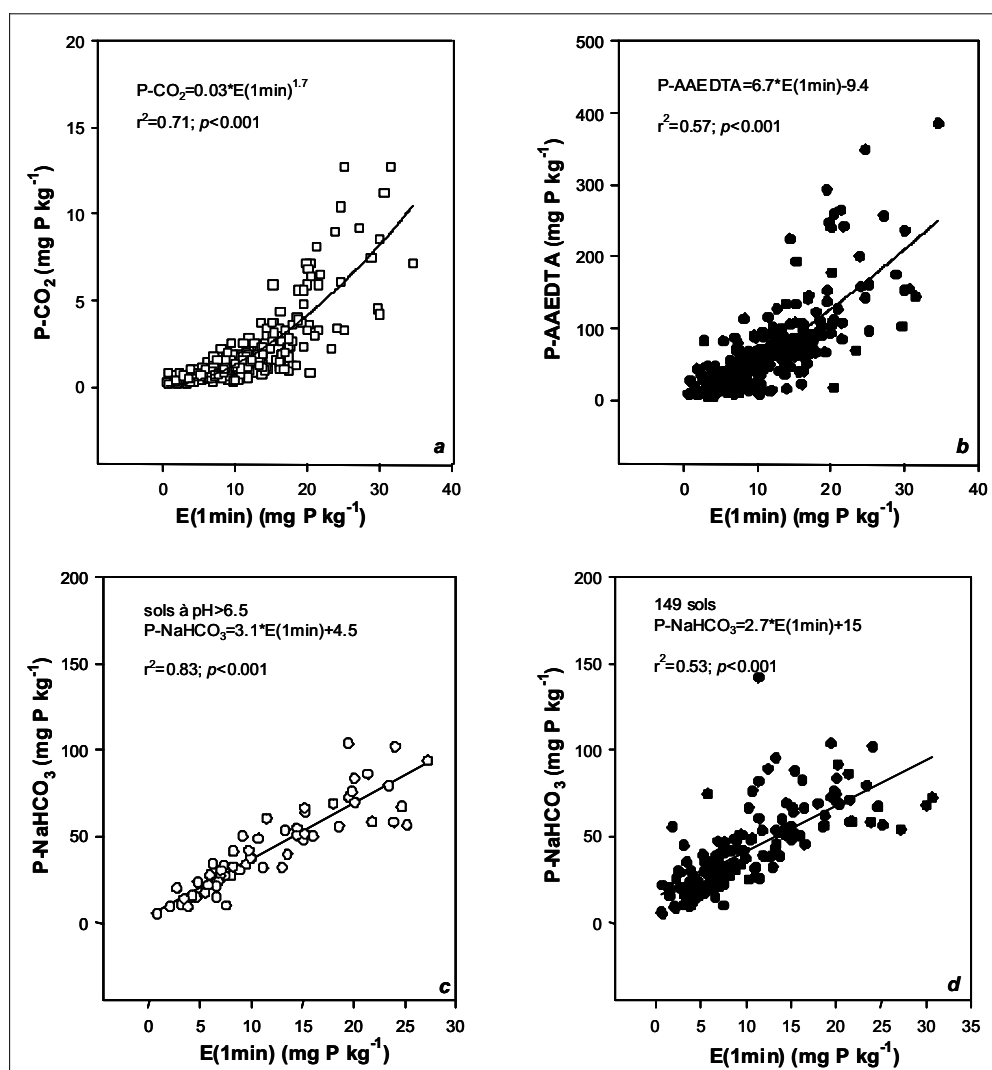


Figure 3.1-1
Estimation du facteur quantité :

- a) relation entre P-CO₂ et E (1min);
- b) relation entre P-AAEDTA et E (1min);
- c) relation entre P-NaHCO₃ et E (1min) (60 échantillons à pH > 6.5);
- d) relation entre P-NaHCO₃ et E (1min) (149 échantillons de sols analysés)

E (1min) et P-CO₂ sont fortement corrélés ($r^2 = 0.71$; $p < 0.001$). Le réactif doux utilisé pour extraire P-CO₂, dont le pH se met immédiatement en équilibre avec celui du sol n'extrait que du P isotopiquement échangeable mais pas sa totalité (Demaria et al., 2002). Les quantités de P-CO₂ représentent en moyenne seulement le cinquième du P isotopiquement échangeable en une minute (tableaux 3.1-2 et 3.1-3 ; figure 3.1-1a).

Les quantités de P extrait par l'acétate d'ammonium EDTA sont largement supérieures (en moyenne 6 fois) aux quantités de P isotopiquement échangeable en une minute (tableaux 3.1-2 et 3.1-3 ; figure 3.1-1b). Cet extractant acide (pH 4.65) peut solubiliser des formes de P liées au Ca, Fe et Al (chapitre 2.3.1), non échangeables, et par conséquent non assimilables par les plantes.

La méthode Olsen (P-NaHCO₃) permet une meilleure estimation du facteur quantité par rapport au deux autres méthodes chimiques (P-AAEDTA et P-CO₂) pour les sols à pH supérieurs à 6.5 ($r^2 = 0.83$; $p < 0.001$, figure 3.1-1c).

Degré de saturation du sol en P (DSPox et DSPac)

Les valeurs du degré de saturation du sol en phosphore (DSP) pour l'ensemble des sols du FRIBO varient selon la méthode hollandaise (DSPox) entre 5.6 et 76.0% avec une moyenne de 31.2% (tableau 3.1-3). Plus de 66% des sols du canton, selon cette méthode, ont un DSPox supérieur à 25%, considéré par Breeuwsma et al. (1995) et Lookman et al. (1996b) comme une valeur au dessus de laquelle le risque des pertes en P par lixiviation pourrait être important dans le cas où une nappe entrerait en contact avec l'horizon considéré ; 9% d'entre eux se trouvent même au dessus de 50%. Le DSPox varie significativement en fonction de l'utilisation du sol (tableau 3.1-3). La carte 3.1-5 permet de visualiser la distribution géographique du DSPox des sols du FRIBO.

Nous avons aussi calculé le DSP en utilisant les résultats de P, Fe et Mn extraits par AAEDTA. Nous avons comparé le DSP ainsi calculé (DSPac) avec le DSPox. La relation linéaire et positive, hautement significative, observée entre ces deux valeurs ($r^2 = 0.74$, $p < 0.001$) montre que la mesure de la concentration de P, Fe et Mn dans un extrait AAEDTA pourrait permettre d'estimer le degré de saturation en P des sols. Des études supplémentaires pour comprendre les processus en cause et pour relier ces degrés de saturation aux pertes effectives en P par lixiviation des sols suisses sont nécessaires.

L'analyse en composantes principales (ACP) pour expliquer la disponibilité du phosphore

Nous avons analysé l'influence des caractéristiques physico-chimiques des sols sur la fertilité phosphorique au moyen d'une analyse en composantes principales (ACP). Elle a été conduite sur l'ensemble des échantillons. Les variables caractérisant le sol et sa fertilité phosphorique – (pH, MO, texture (sable, argile), Ca échangeable, somme de Fe et Al extractibles à l'oxalate (Fe+Al)_{ox}, somme de Fe et Al extractibles au mélange citrate-bicarbonate-dithionite (Fe+Al)_d, P_{ox}, P-CO₂, P-AAEDTA, E (1min), C_p, R/r(1), n, DSPox, DSPac et altitude) - ont été considérées comme des variables principales. L'analyse est effectuée sur les données centrées et réduites. Nous ne discutons ici que les deux premiers axes (le plan principal), parce qu'eux seuls représentent 69% de la variabilité totale du nuage des points.

Les variables R/r(1), n, (Fe+Al)d, (Fe+Al)ox, DSPac, DSPox, C_p, E (1min), P-CO₂, P-AAEDTA et l'altitude sont très bien présentées dans ce plan. R/r(1) et n sont corrélés positivement à (Fe+Al)d, (Fe+Al)ox, et à l'argile et négativement à C_p, DSPac, DSPox et P-CO₂ (figure 3.1-2). L'axe 1 peut donc être considéré comme un axe « disponibilité du P ».

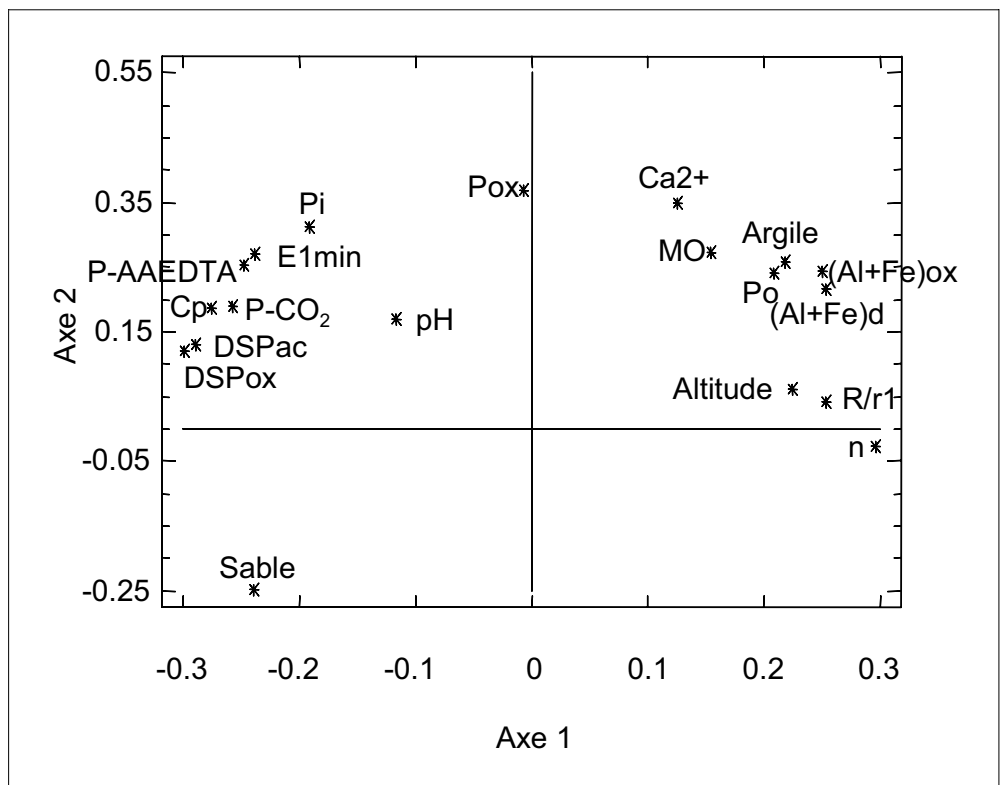


Figure 3.1-2
Analyse en composantes principales conduite sur les 250 échantillons : projections des variables étudiées dans le plan principal (axe 1 horizontal; axe 2 : vertical). Les axes 1 et 2 (plan principal) expliquent 69% de la variance totale

Le facteur quantité (E (1min), P-CO₂, P-AAEDTA et Pi) occupe une position intermédiaire entre les deux premiers axes. Les paramètres caractérisant le facteur quantité sont positivement corrélés à C_p et aux DSP et négativement à R/r(1) et n. Le P isotopiquement échangeable dans 1 minute dépend surtout de la concentration des ions phosphate dans la solution des sols, car 88% de sa variation est expliquée par le C_p. Cette observation rejoint celle de Morel et al. (1994).

Les paramètres caractérisant le facteur capacité ($R/r(1)$ et n) sont très fortement corrélés à la concentration des ions phosphate dans la solution des sols (figure 3.1-3).

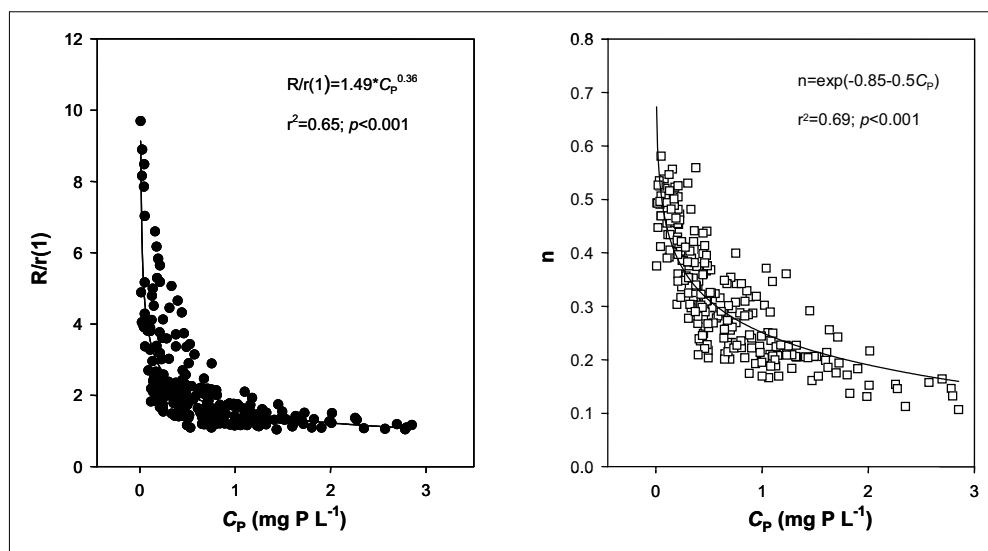


Figure 3.1-3
Variation du facteur capacité ($R/r(1)$ et n) en fonction du facteur intensité (C_p)

En outre, la relation hautement significative observée entre la concentration des ions phosphate dans la solution des sols (C_p), le pouvoir fixateur des sols vis-à-vis des ions phosphate ($R/r(1)$) et le DSP (figure 3.1-4) montre que ces deux paramètres peuvent être utilisés comme estimateurs du DSP des sols du canton.

3.1.4 Conclusions

Des sols enrichis en phosphore

L'analyse des résultats présentés dans ce chapitre montre que la majorité des sols du réseau FRIBO est caractérisée par des teneurs élevées en P disponible, des concentrations élevées en ions phosphate dans la solution des sols et de faibles valeurs du facteur capacité. Le P disponible est lié à la fois aux modes d'utilisation des sols (terres assolées, prairies permanentes, alpages) et à leurs caractéristiques, comme la teneur d'oxydes de fer et aluminium. Les diverses méthodes d'analyses utilisées pour estimer le facteur quantité [E (1min), P-CO₂, P-AAEDTA, P-NaHCO₃] donnent des résultats fortement corrélés entre eux. L'application de la méthode hollandaise permettant d'estimer le degré de saturation en phosphore (DSPox) suggère que de nombreux sols du FRIBO pourraient présenter un risque de lixiviation du phosphore. L'adaptation de cette méthode aux conditions suisses pourrait permettre d'identifier les situations présentant un risque potentiel pour l'environnement.

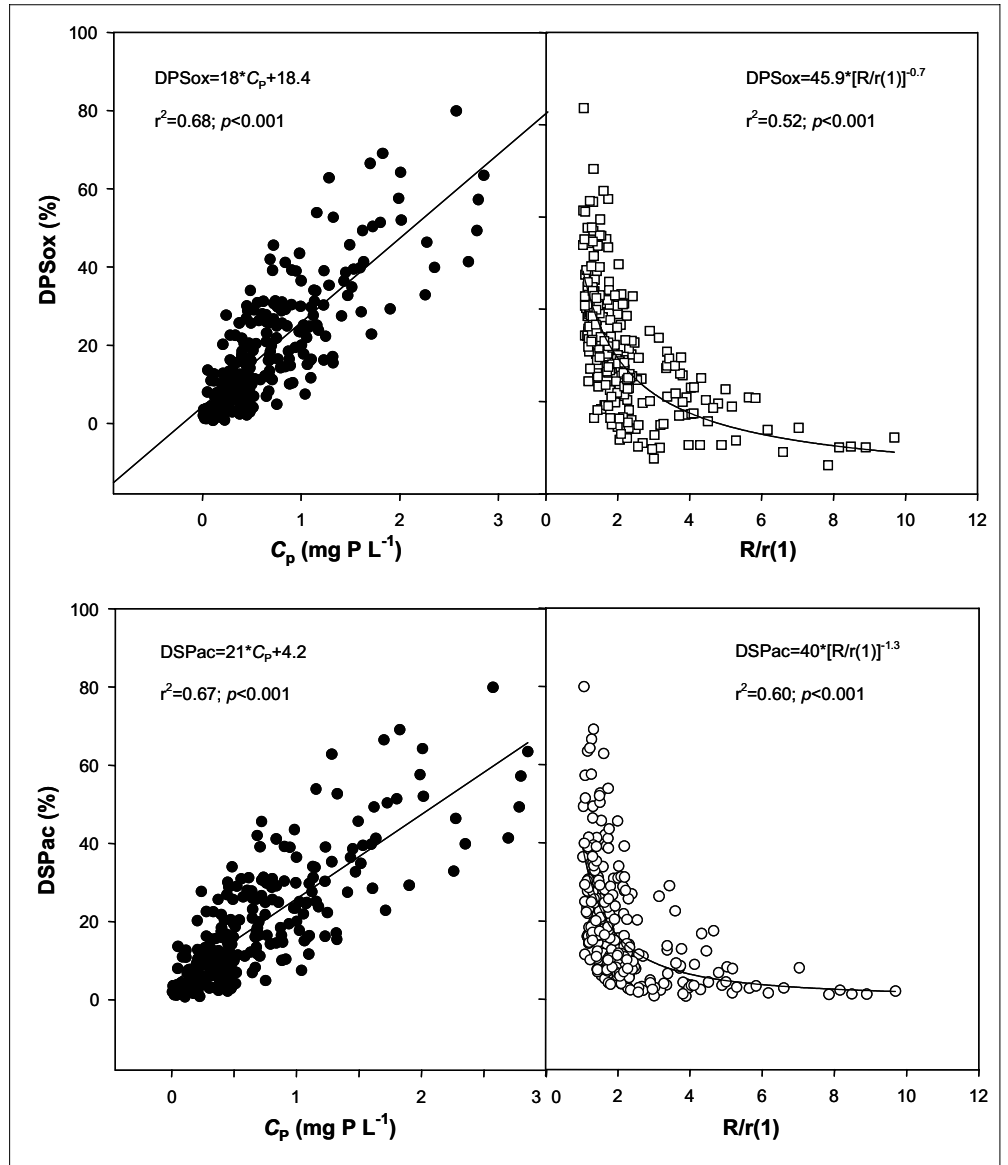
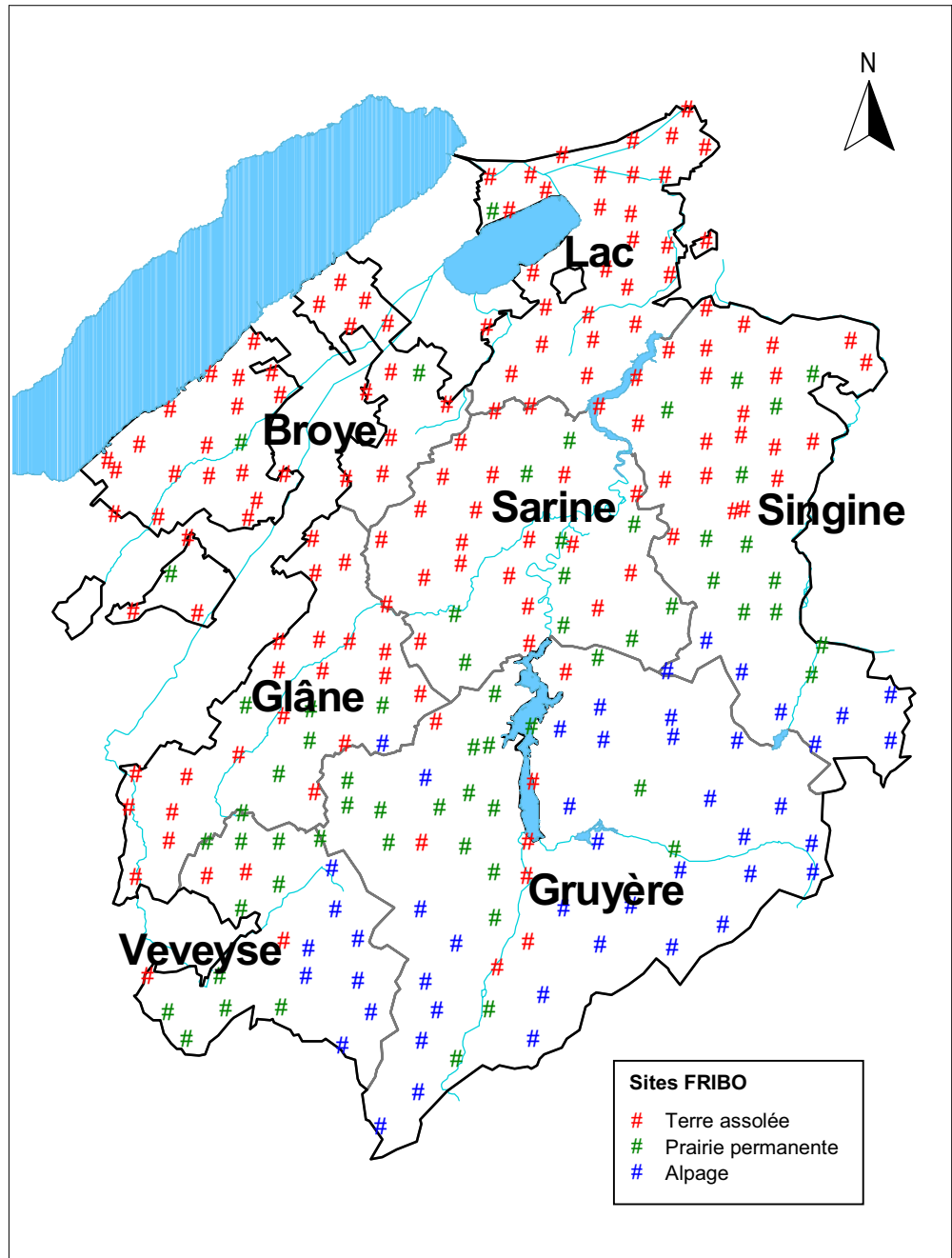
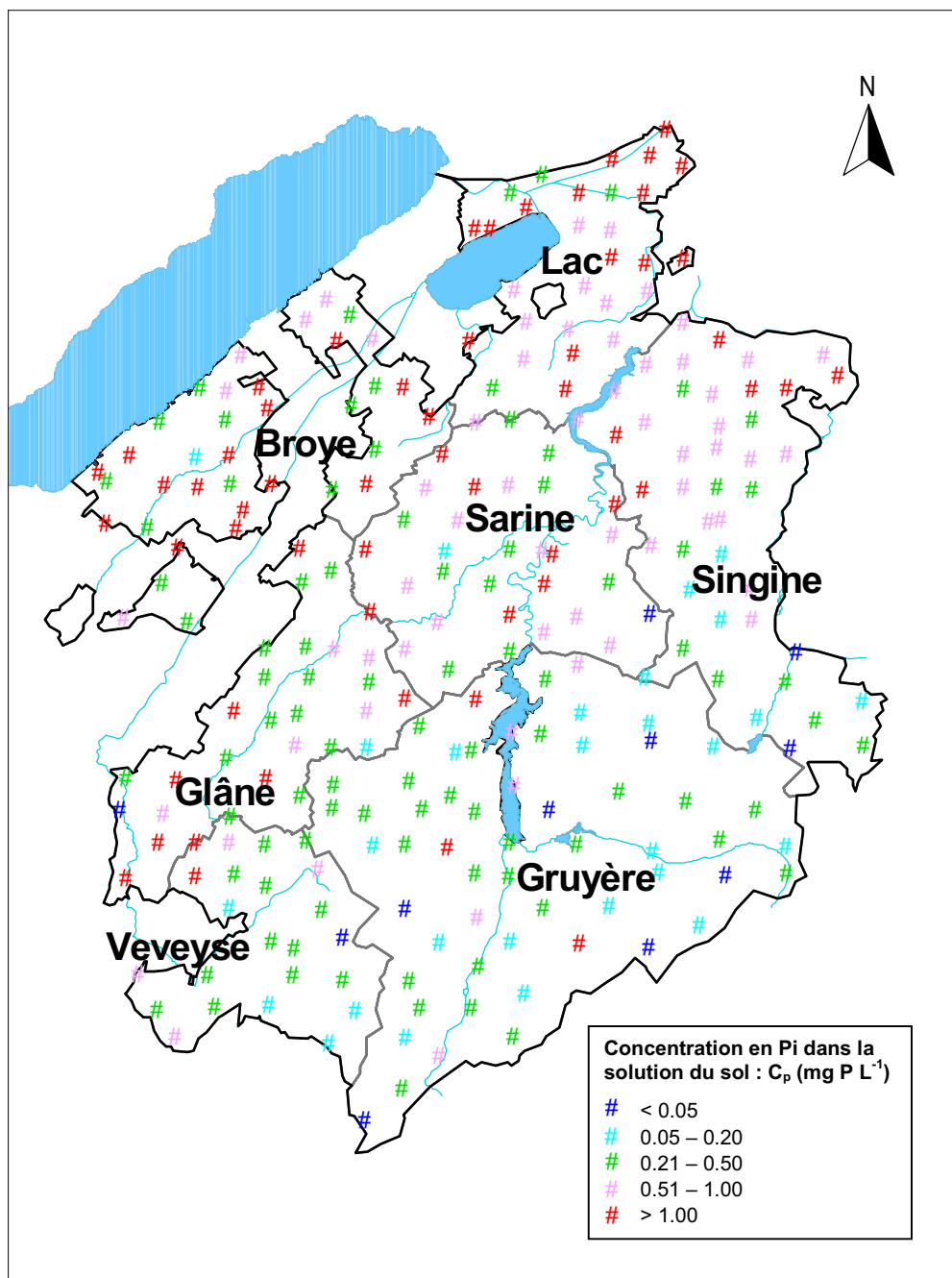


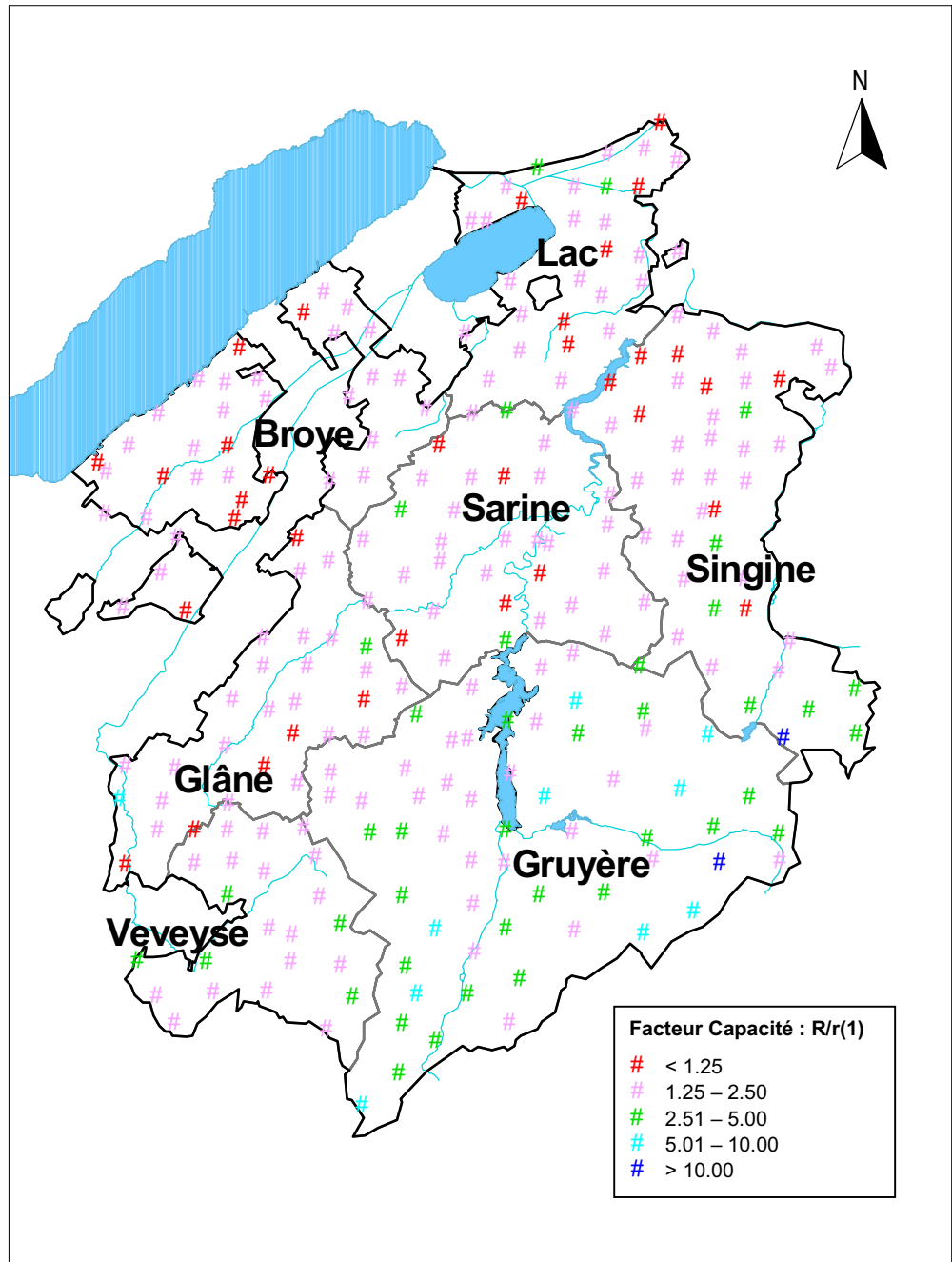
Figure 3.1-4
Relation entre le
DSP(ox et ac) et la
concentration des ions
phosphate dans la
solution des sols (C_p) et
entre le DSP(ox et ac) et
le facteur capacité
($R/r(1)$)



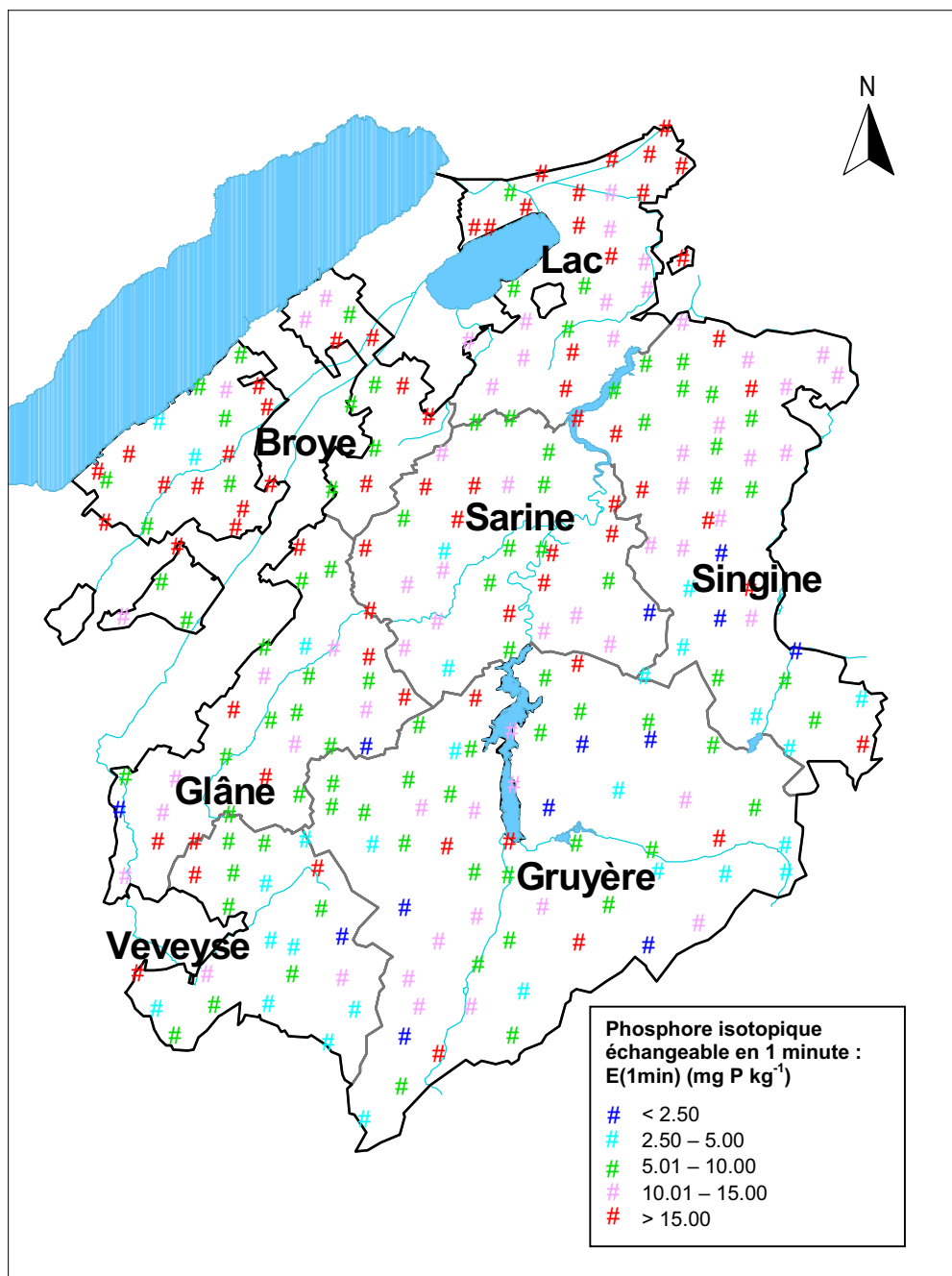
Carte 3.1-1
Localisation et mode
d'utilisation des sites
FRIBO



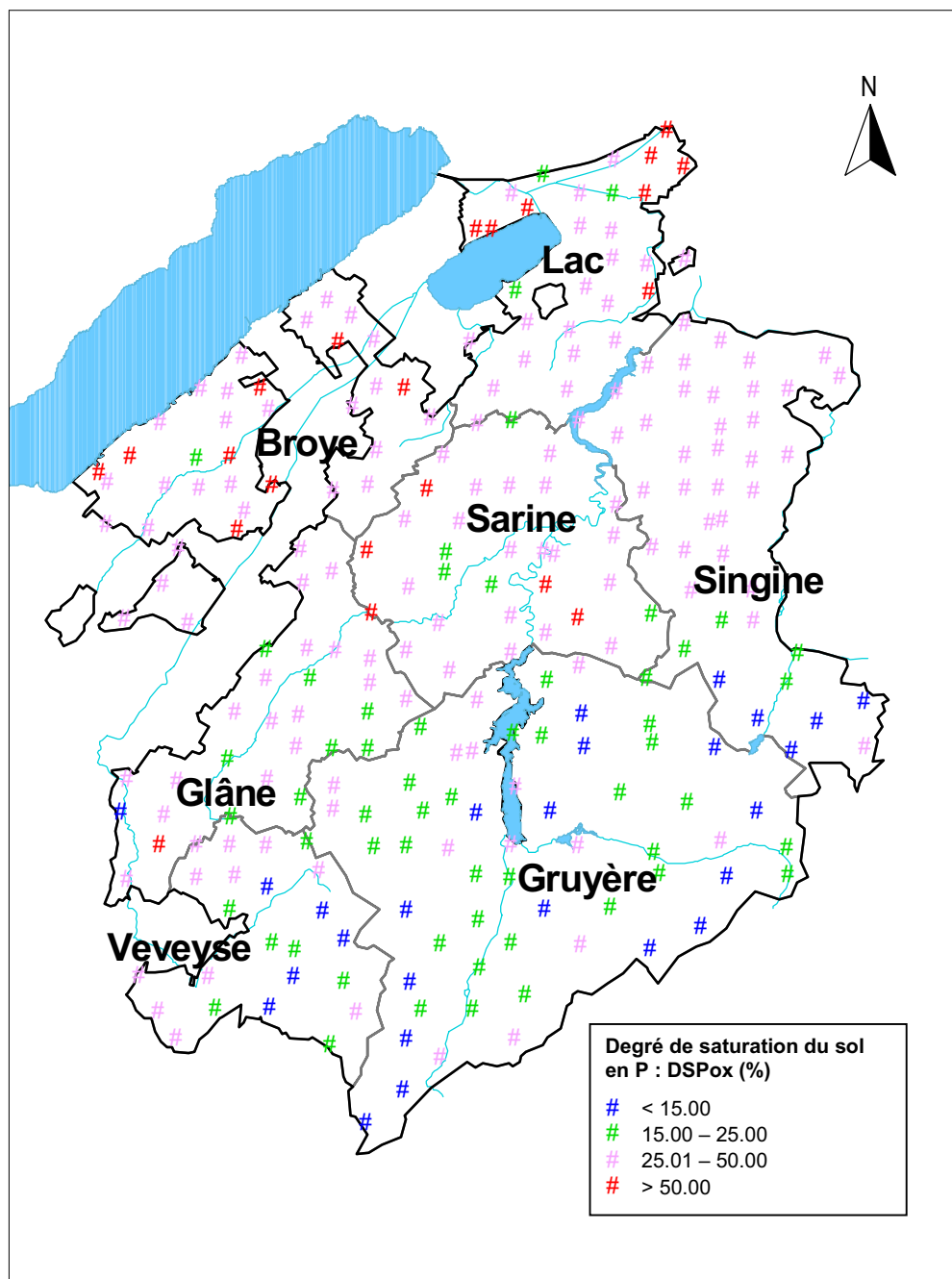
Carte 3.1-2
Distribution de la concentration des ions phosphate dans la solution des sols (C_p)



Carte 3.1-3
Variation du facteur
capacité ($R/r(1)$)



Carte 3.1-4
 Distribution du
 phosphore isotopique-
 ment échangeable dans
 1 minute [E (1min)]



Carte 3.1-5
Variation du degré de saturation des sols en phosphore (DSPox)

3.2 Le statut du phosphore des sols du bassin versant du lac de Baldegg

3.2.1 Introduction

Comment diminuer la charge en phosphore des sols ?

L'association des communes des lacs de Baldegg et de Hallwil, en collaboration avec l'administration cantonale lucernoise et la Confédération, réalise dans le cadre de l'article 62a de la loi sur la protection des eaux un projet visant à diminuer le rejet de phosphore par l'agriculture vers les lacs. La diminution des réserves élevées en phosphore des sols, liées historiquement à la charge importante en bétail de la région, est considérée comme un objectif majeur de ce projet.

Le but de cette étude est, *dans une première phase*, d'évaluer par différentes méthodes (chimiques et isotopique) la disponibilité du P pendant 3 années successives (2002-2004) dans les horizons de surface et de sub-surface de 53 parcelles situées dans 11 exploitations agricoles mettant en œuvre les 3 politiques de fertilisation phosphatée décrites ci-dessous. *Dans une deuxième phase*, l'évolution de la disponibilité du P sera étudiée tous les 4-5 ans sur une période de 12-15 ans. Les résultats permettront d'évaluer l'influence de ces stratégies de fertilisation sur les teneurs en P disponible des sols.

Les exploitations et les parcelles ont été choisies avec la Division « Oekologie und Direktzahlungen » du canton de Lucerne (Sursee) en fonction de leur bilan «apport - besoin» en phosphore. Dans le choix des parcelles à l'intérieur de chaque exploitation, le mode d'utilisation des sols (prairies permanentes, terres assolées) est également pris en compte.

Chaque exploitant a accepté de respecter l'une des trois stratégies suivantes :

1. Toutes les parcelles de l'exploitation se trouvent dans les classes de fertilité D et E (« riche » et « très riche ») selon le barème P-CO₂. Dans le calcul du bilan du phosphore, la somme des apports ne doit pas excéder les 80% des besoins des cultures. La stratégie est appliquée sur 4 exploitations comprenant 8 sites en terre assolée et 11 sites en prairie permanente.
2. Toutes les parcelles de l'exploitation se trouvent dans les classes de fertilité A, B et C (« pauvre », « médiocre » et « satisfaisant »). Dans le calcul du bilan du phosphore, la somme des apports ne doit pas excéder les 100% des besoins des cultures. La stratégie est appliquée sur 4 exploitations comprenant 13 sites en terre assolée et 5 sites en prairie permanente.
3. Toutes les parcelles de l'exploitation se trouvent dans les classes de fertilité D et E (« riche » et « très riche »). Dans le calcul du bilan du phosphore, la somme des apports ne doit pas excéder les 110% des besoins des cultures. Dans cette catégorie, les exploitations sont autorisées à tirer parti de la marge supplémentaire de 10%. La stratégie est appliquée sur 3 exploitations comprenant 10 sites en terre assolée et 6 sites en prairie permanente.

Selon la stratégie 1, la satisfaction à 80% seulement des besoins des plantes en P devrait permettre à terme un abaissement du niveau de la teneur des sols en Pi.

Selon la stratégie 2, on renonce à corriger vers le haut les sols de classes de fertilité A et B et on admet un bilan équilibré à 100%.

La stratégie 3 correspond au niveau actuel d'exigence des PER (prestations écologiques requises, cf. plus loin, chap. 4.3).

3.2.2 Méthodes d'analyse et traitement statistique des données

**Analyser, interpréter,
évaluer**

Les résultats présentés dans ce rapport concernent le premier échantillonnage réalisé en janvier 2002. Pour chaque parcelle, des prélèvements ont été effectués à deux profondeurs différentes, entre 0 et 10 et entre 10 et 20 cm pour les prairies et entre 0 et 20 et 20 entre 40 cm pour les parcelles sous grandes cultures (ces profondeurs de prélèvement correspondent aux recommandations du manuel des méthodes de référence). Chaque échantillon représente un mélange de 18 prélèvements individuels réalisés le long des diagonales sur une micro-parcelle (20 m x 35 m) repérée sur chaque site à l'aide d'un système de positionnement global (GPS).

Après séchage à l'air (15 à 20°C) puis tamisage à 2 mm, l'ensemble des échantillons a été analysé pour leurs caractéristiques physico-chimiques classiques comme la granulométrie, le pH (H₂O), la matière organique et la capacité d'échange cationique (CEC). Les teneurs en fer (Fe) et en aluminium (Al) ont été aussi analysées par les méthodes mentionnées au chapitre 3.1 de ce mémoire. Les analyses de phosphore portent sur le P disponible et le degré de saturation du sol en phosphore (DSPox) (chapitre 3.1).

La statistique élémentaire (moyenne, médiane, écart type...), la régression simple et l'analyse en composantes principales (ACP, dont les principes ont été décrits au chapitre 3.1) ont été effectuées avec le logiciel Statgraphics Plus (version 3), sur des sols regroupés selon leur utilisation agricole (prairie permanente ou terres assolées) et la profondeur de prélèvement.

3.2.3 Résultats

**Les caractéristiques
physico-chimiques
des sols**

Les résultats présentés au tableau 3.2-1 montrent que les sols du bassin versant du lac de Baldegg sont neutres à légèrement acides. Les valeurs du pH (H₂O) varient entre 5.9 et 7.3 et 5.4 et 7.4 pour les sols sous prairies permanentes et en terres assolées, respectivement. Aucune différence significative n'a été observée entre les deux horizons pour les deux groupes de sols.

La teneur en matière organique (MO), relativement élevée, change significativement en fonction de l'utilisation du sol. Elle varie pour le premier horizon des prairies permanentes entre 33 et 138 g kg⁻¹ et 24 à 53 g kg⁻¹ pour les terres assolées. Le deuxième horizon contient environ 60% de la teneur en matière organique observée dans le premier.

Le taux moyen d'argile sur l'ensemble des sols est de 250 g kg⁻¹. Très peu de différences ont été observées entre les prairies permanentes et les terres assolées et entre les deux horizons de chaque groupe de sol.

La capacité d'échange des cations (CEC) est un peu plus élevée dans les horizons de surface que dans les horizons sous-jacents ; elle est surtout nettement plus élevée dans les sols sous prairies que dans les terres assolées, ce qui s'explique par les teneurs plus élevées en MO sous prairies. Le taux de saturation de la CEC (% saturation) se situe en moyenne entre 60 et 70% et correspond à des sols légèrement acides.

Tabl. 3.2-1 : Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) des caractéristiques physico-chimiques des deux premiers horizons des sols sous terres assolées et prairies permanentes.

	MO† g kg ⁻¹	pH† H ₂ O	CEC† cmol _e kg ⁻¹	Saturation† %	Fed	Feox	Ald	Alox	Argile†	Sable†
	g kg ⁻¹									
<i>Terres assolées : 0-20cm</i>										
Min-Max	24-53	5.4-7.4	9.8-24.1	29.2-88.0	4.8-15.2	1.0-5.3	0.5-2.1	0.4-1.7	133-330	250-649
Moyenne	35	6.5	17.2	60.2	9.7	3.2	1.4	1.2	239	409
Médiane	35	6.4	16.5	57.9	9.2	3.1	1.4	1.2	225	411
SD	7	0.5	3.0	15.7	2.3	0.9	0.4	0.3	48	79
<i>Terres assolées : 20-40cm</i>										
Min-Max	11-62	5.6-7.7	7.4-22.5	36.3-100	4.3-15.7	0.6-4.3	0.4-2.3	0.3-1.7	88-337	24-732
Moyenne	22	6.7	14.9	65.3	10.3	2.8	1.4	1.3	236	413
Médiane	21	6.5	14.2	61.4	9.5	2.7	1.5	1.3	225	405
SD	9	0.6	3.0	16.5	2.6	0.8	0.5	0.3	48	90
<i>Prairies permanentes : 0-10cm</i>										
Min-Max	33-138	5.9-7.3	17.7-41.1	48.2-85.4	2.8-18.8	1.8-5.1	0.5-2.4	0.7-2.0	100-371	283-537
Moyenne	68	6.5	24.6	67.1	9.4	3.3	1.2	1.2	268	374
Médiane	66	6.5	23.7	67.7	8.9	3.2	1.1	1.2	260	349
SD	23	0.4	5.0	10.5	3.1	0.9	0.4	0.4	57	68
<i>Prairies permanentes : 10-20cm</i>										
Min-Max	17-98	6.1-7.4	15.8-33.2	42.6-88.2	3.0-19.2	1.6-5.5	0.6-2.4	0.7-2.1	199-360	310-546
Moyenne	43	6.7	20.8	68.2	9.6	3.1	1.3	1.3	259	361
Médiane	41	6.9	20.0	70.0	9.8	3.0	1.2	1.3	249	360
SD	16	0.4	4.1	12.1	3.1	1.0	0.4	0.4	40	67

† Paramètres analysés selon les méthodes présentés dans « Méthodes de référence des stations fédérales de recherches agronomiques, (FAL et al., 1996) ».

Les teneurs totales en oxydes de fer varient très peu entre les deux groupes de sol et les horizons du même groupe. Les formes amorphes (Fe_{ox}) représentent en moyenne 33 et 35% des teneurs totales (Fe_d). Dans le cas d'Al, les teneurs extraites par le réactif ammonium-oxalate (Alox) représentent entre 85 et 100% des teneurs extraites par le réactif citrate-bicarbonate-dithionite (Ald).

Tabl. 3.2-2 : Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) des facteurs capacité (R/r(1), n), intensité (C_p) et du P isotopiquement échangeable dans 1minute (E (1min)) des deux premiers horizons des sols sous terres assolées et prairies permanentes.

	R/r(1)	n	C_p mg P L⁻¹	E (1min) mg kg⁻¹
<i>Terres assolées : 0-20cm</i>				
Min-Max	1.45 - 7.04	0.158 - 0.404	0.04 - 1.96	2.7 - 30.0
Moyenne	2.83	0.274	0.49	9.9
Médiane	2.27	0.278	0.41	8.7
SD	1.37	0.050	0.47	6.4
<i>Terres assolées : 20-40cm</i>				
Min-Max	1.63 - 16.60	0.182 - 0.427	0.01 - 0.49	0.9 - 12.4
Moyenne	6.04	0.322	0.13	4.4
Médiane	4.23	0.331	0.08	3.9
SD	4.21	0.053	0.13	2.9
<i>Prairies permanentes : 0-10cm</i>				
Min-Max	1.29 - 3.96	0.157 - 0.309	0.18 - 2.32	6.9 - 38.1
Moyenne	2.02	0.235	1.21	21.2
Médiane	1.75	0.230	1.24	21.0
SD	0.72	0.042	0.61	8.0
<i>Prairies permanentes : 10-20cm</i>				
Min-Max	1.54 - 7.5	0.221 - 0.370	0.03 - 1.03	2.1 - 21.0
Moyenne	2.98	0.273	0.39	9.4
Médiane	2.25	0.262	0.40	7.1
SD	1.51	0.041	0.25	5.1

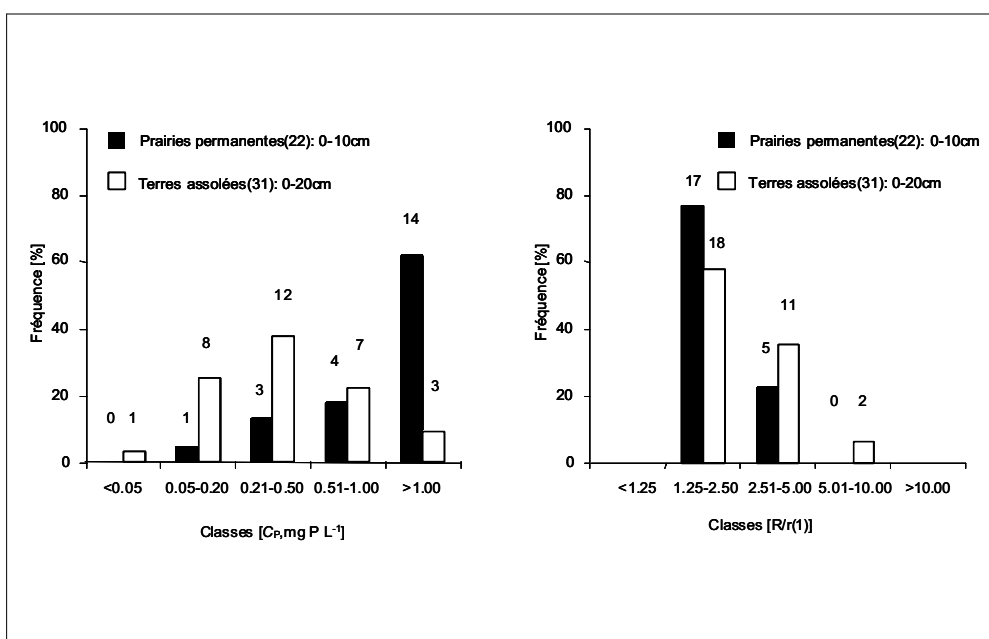
Phosphore assimilable
Le facteur intensité (C_p)
et le facteur capacité
des sols ($R/r(1)$)

Les résultats du facteur intensité (C_p) et capacité ($R/r(1)$, et n) sont présentés dans le tableau 3.2-2. La concentration des ions phosphate dans la solution des sols (C_p) s'échelonne entre 0.04 et 1.96 avec une moyenne de 0.49 mg P L⁻¹ et de 0.18 à 2.32 avec une moyenne de 1.21 mg P L⁻¹ pour le premier horizon des terres assolées et prairies permanentes, respectivement. Les valeurs moyennes de la concentration des ions phosphate dans la solution des sols varient significativement non seulement en fonction de l'utilisation du sol, mais aussi entre les horizons du même sol. Le C_p de l'horizon sous-jacent est en moyenne environ 3 fois plus faible que celui de surface pour les deux groupes de sols.

La figure 3.2-1 montre que 95% des échantillons provenant des sols sous prairies permanentes et 68% des terres assolées ont une concentration en ions phosphate en solution (C_p) supérieure à 0.2 mg P L⁻¹ et parmi eux 64% des échantillons provenant des sols de prairies et 10% des terres assolées présentent des concentrations supérieures à 1 mg P L⁻¹. Seulement 9.6% des sols en terres assolées ont une concentration inférieure à 0.1 mg P L⁻¹, niveau qui représenterait une valeur critique pour l'alimentation phosphatée des plantes en grandes cultures selon Gallet al. (2003) (chapitre 2.3.1).

$R/r(1)$ présente une valeur moyenne de 2.83 et 2.02 pour les échantillons provenant des premiers horizons des terres assolées et prairies permanentes, respectivement. Le $R/r(1)$ des échantillons provenant de l'horizon sous-jacent est de 2.1 à 1.5 fois plus élevé que celui des échantillons provenant de l'horizon de surface des terres assolées et prairies permanentes, respectivement (tableau 3.2-2).

Figure 3.2-1
 Distribution de la concentration des ions phosphate dans la solution du sol (C_p , gauche) et du facteur capacité des sols ($R/r(1)$, droite) dans le premier horizon des sols sous prairies permanentes (n=22) et sous terres assolées (n=31). Les chiffres situés au-dessus de chaque colonne indiquent le nombre d'échantillons concernés.



La figure 3.2-1 représente différentes classes de R/r(1) pour le premier horizon des terres assolées et prairies permanentes. Plus de 78 et 58% des sols sous prairies et terres assolées, respectivement, ont un R/r(1) inférieur à 2.5. Cela montre que la majorité des sols examinés présente, dans l'horizon de surface, de faibles valeurs pour le facteur capacité et donc un faible pouvoir fixateur vis-à-vis des ions phosphate. Seulement 5% des échantillons provenant du deuxième horizon des prairies et 42% des terres assolées présentent un R/r(1) supérieur à 5.0.

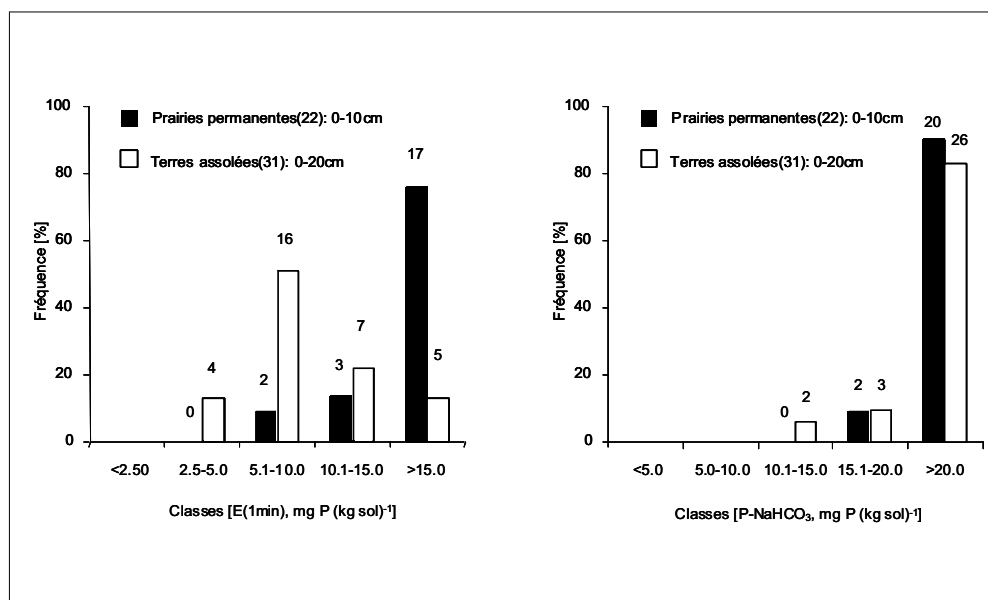
Le facteur quantité

Le facteur quantité, comme dans les sols du réseau FRIBO, a été estimé par les quantités de P isotopiquement échangeable en 1 minute (E (1min)), les quantités de P extraites par les deux méthodes suisses (P-AAEDTA et P-CO₂) et par la méthode Olsen (P-NaHCO₃) (chapitre 2.3.1).

La figure 3.2-2 montre la distribution dans différentes classes du P isotopiquement échangeable en 1 minute pour le premier horizon des deux groupes de sols.

E (1min) est supérieur à 15 mg P kg⁻¹ pour 77% des sols sous prairies et 13% des terres assolées. Seulement 16% des sols sous grandes cultures présentent une teneur inférieure à 5 mg P kg⁻¹. Les teneurs les plus élevées en E (1min) sont observées dans les prairies permanentes (valeur moyenne de 21.2 mg P kg⁻¹) et les plus faibles dans les terres assolées (valeur moyenne 9.9 mg P kg⁻¹) (tableau 3.2-2).

Figure 3.2-2
Distribution du P isotopiquement échangeable en 1 minute (E (1min), gauche) et du P-NaHCO₃ (droite) dans le premier horizon des sols sous prairies permanentes (n=22) et sous terres assolées (n=31). Les chiffres situés au-dessus de chaque colonne indiquent le nombre d'échantillons concernés.



Les quantités de P extraites par les trois méthodes chimiques croissent dans l'ordre P-CO₂ < P-NaHCO₃ < P-AAEDTA (tableau 3.2-3) et peuvent être interprétées à l'aide de barèmes attribuant un niveau de fertilité à chaque résultat (tableau 3.2-4).

En l'absence d'un barème P-NaHCO₃ adapté aux conditions suisses, on observe néanmoins que 91 et 84% des échantillons de sols de prairies et de terres assolées contiennent plus de 20 mg P kg⁻¹ (figure 3.2-2), limite au-delà de laquelle on considère le sol comme suffisamment pourvu (Morel et al., 1992).

Tabl. 3.2-3 : Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) du degré de saturation du sol en P (DSPox), du P-AAEDTA, P-NaHCO₃ et P-CO₂ des deux premiers horizons des sols sous terres assolées et prairies permanentes.

	DSPox %	P-NaHCO ₃ mg kg ⁻¹	P-CO ₂ # mg kg ⁻¹	P-AAEDTA# mg kg ⁻¹
<i>Terres assolées : 0-20cm</i>				
Min-Max	16.5 – 48.6	11.2 - 78.6	0.42 - 6.53	11.8 - 305.1
Moyenne	27.5	33.9	1.98	82.0
Médiane	25.6	31.1	1.32	64.0
SD	8.5	16.6	1.63	59.9
<i>Terres assolées : 20-40cm</i>				
Min-Max	8.2 – 42.9	4.2 - 46.1	0.08 - 2.03	3.0 - 169.8
Moyenne	19.8	19.3	0.61	34.7
Médiane	17.3	17.3	0.43	26.2
SD	7.4	11.2	0.54	32.7
<i>Prairies permanentes : 0-10cm</i>				
Min-Max	16.2 – 76.3	19.0 - 145.8	1.53 - 13.45	33.4 - 545.7
Moyenne	36.5	61.1	5.80	192.1
Médiane	35.0	49.9	6.32	157.5
SD	13.2	36.1	2.87	138.4
<i>Prairies permanentes : 10-20cm</i>				
Min-Max	11.4 – 62.6	5.1 - 99.1	0.45 - 6.14	13.1 - 265.6
Moyenne	28.9	35.8	2.12	103.4
Médiane	26.6	26.7	1.95	75.5
SD	11.1	25.7	1.35	78.4

Méthodes de références des stations fédérales de recherches agronomiques (1996).

L'application des barèmes P-AAEDTA et P-CO₂ montre que la grande majorité des sols sous prairie permanente se situe dans les classes de fertilité D et E (« riche » et « très riche ») et ne présente pas de limitation à l'alimentation des plantes en P (tableau 3.2-4). En terres assolées, la proportion de sols insuffisamment pourvus ou limités dans leur approvisionnement en P est légèrement supérieure.

Il convient de signaler que les teneurs en P considérées comme satisfaisantes par les barèmes P-AAEDTA et P-CO₂ sont nettement plus élevées que celles considérées comme satisfaisantes par Gallet et al. (2003). Le pourcentage des terres assolées considérées comme insuffisamment pourvues en P pour les cultures est beaucoup plus faible lorsqu'on considère les seuils proposés par Gallet et al. (2003) que lorsqu'on considère ceux proposés par Ryser et al. (2001).

Le conseil de fumure qui découlerait de la prise en compte du résultat de l'analyse serait, pour les sols enrichis en P, une réduction de 20 à 100% de la norme calculée selon le besoin des plantes (Ryser et al., 2001). On situera mieux l'ampleur du problème lorsqu'on saura que les exploitations concernées n'achètent pratiquement pas d'engrais P du commerce, mais sont contraintes de valoriser les engrais de ferme qu'elles produisent elles-mêmes.

Tabl. 3.2-4 : Distribution des résultats d'analyses P-AAEDTA et P-CO₂ en classes de fertilité selon les barèmes d'interprétation de Ryser et al. (2001) et selon le caractère limitant du degré d'approvisionnement en P (Gallet et al., 2003). Dans chaque cellule, le chiffre représente le nombre de cas et le chiffre entre parenthèses représente le pour-cent de cas.

	Classe de fertilité P selon Ryser et al. (2001)					Classe selon Gallet et al. (2003)	
	A : pauvre	B : médiocre	C : satisfaisant	D : riche	E : très riche	limitant†	non limitant
<i>Terres assolées (0-20cm)</i>							
P-AAEDTA	0 (0%)	9 (29%)	11 (35%)	6 (19%)	5 (16%)	4 (12.9%)	27 (87.3%)
P-CO ₂	0 (0%)	5 (16%)	14 (45%)	8 (26%)	4 (13%)	1 (3.2%)	30 (96.8%)
<i>Prairies permanentes (0-10cm)</i>							
P-AAEDTA	0 (0%)	1 (5%)	2 (9%)	5 (23%)	14 (64%)	-	-
P-CO ₂	0 (0%)	0 (0%)	1 (5%)	6 (27%)	15 (68%)	-	-

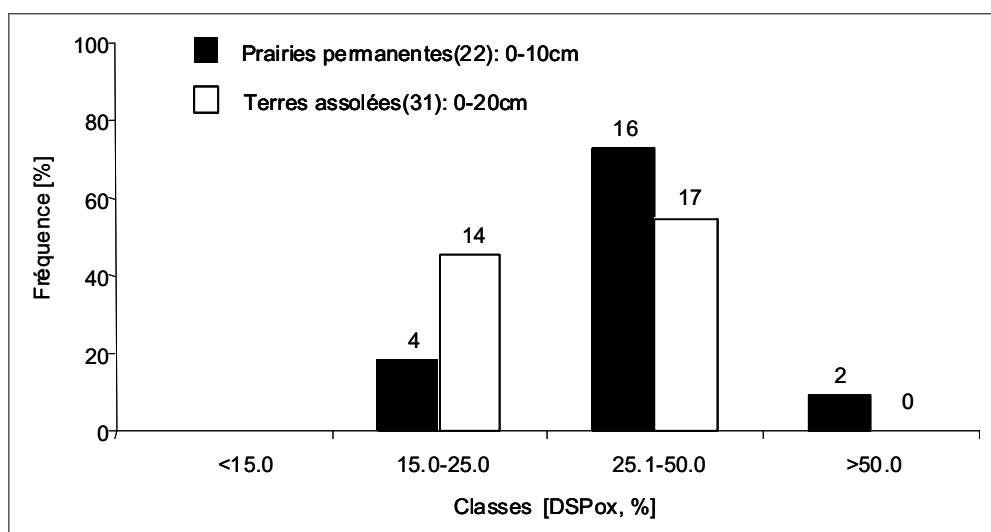
† Valeurs au-dessous desquelles le P peut être un facteur limitant du rendement selon Gallet et al. (2003) : 35 mg P-AAEDTA kg⁻¹ et 0.5 mg P-CO₂ kg⁻¹ ; ces valeurs n'ont pas été validées sur les sols sous prairie, elles ne peuvent être considérées que dans les sols de grandes cultures.

L'horizon sous-jacent présente en moyenne des valeurs du facteur quantité de 2 à 3 fois plus faibles que le premier. Entre 26 et 33% des terres assolées présentent pour cet horizon des valeurs supérieures à 0.5, 5 et 35 mg P kg⁻¹ considérées selon les méthodes respectives [P-CO₂, E (1min) et P-AAEDTA] par Gallet et al. (2003) comme suffisantes pour une production végétale optimale (chapitre 3.1).

Degré de saturation du sol en P (DSPox)

Le DSPox varie significativement en fonction de l'utilisation du sol et de la profondeur du prélèvement (tableau 3.2-3). La figure 3.2-3 montre que la grande majorité des sols sous prairies permanentes et environ la moitié des terres assolées présentent, pour l'horizon de surface, un DSPox supérieur à 25%, considéré comme limite inférieure du risque de pertes en P par lixiviation lorsqu'une nappe rentre en contact avec l'horizon en question (cf. chapitre 3.1). La moitié environ des échantillons prélevés dans l'horizon sous-jacent de prairie a un DSPox supérieur à 25%, alors que les échantillons prélevés dans l'horizon sous-jacent de terres assolées ont en moyenne un DSPox de près de 20%.

Figure 3.2-3
Distribution du degré de saturation du sol en P (DSPox) dans le premier horizon des sols sous prairies permanentes (n=22) et sous terres assolées (n=31). Les chiffres situés au-dessus de chaque colonne indiquent le nombre d'échantillons concernés.



L'analyse en composantes principales (ACP) pour expliquer la disponibilité du phosphore

L'analyse en composantes principales (ACP) a été conduite séparément sur les échantillons provenant des premiers et deuxièmes horizons des deux groupes de sols, afin d'identifier les caractéristiques du sol contrôlant la disponibilité du P dans ces deux horizons. Les variables caractérisant le sol et la fertilité phosphorique du sol : pH, MO, texture (sable, argile), CEC, (Fe+Al)_{ox}, (Fe+Al)_d, P-CO₂, P-AA EDTA, E (1min), C_p, R/r(1), n, et DSPox, ont été considérées comme des variables principales. L'analyse est effectuée comme dans le cas des sols du réseau FRIBO sur les données centrées et réduites.

Le plan principal des sols du premier horizon (axes 1-2, figure 3.2-4) explique 54% de la variation totale. Les variables E (1min), P-NaHCO₃, P-AAEDTA, P-CO₂ sont très bien présentées dans ce plan; elles sont corrélées positivement et très significativement entre elles et négativement avec R/r(1) et n. On note aussi que C_p et P-CO₂ sont fortement et positivement corrélés avec le DSPox ($r^2 = 0.79$ et 0.76).

Vu la représentation des caractéristiques analysées, l'axe 1 peut être considéré comme un axe « facteur quantité ». Le facteur capacité (R/r(1) et n) occupe une position intermédiaire entre les deux premiers axes, les variables (Fe+Al)_{ox} et (Fe+Al)_d ainsi que l'argile sont très bien présentés dans l'axe 2 qui explique 19% de la variation totale.

La relation hautement significative observée entre la concentration des ions phosphate dans la solution du sol (C_p), le P-CO₂ et le DSPox montre que ces paramètres peuvent être utilisés comme estimateurs du DSPox des sols du premier horizon.

Le fait que l'ACP conduite sur le second horizon donne les mêmes résultats que celle conduite sur l'horizon de surface (axes 1-2, figure 3.2-4) suggère que ce sont les mêmes caractéristiques du sol qui contrôlent la disponibilité du P dans les deux horizons.

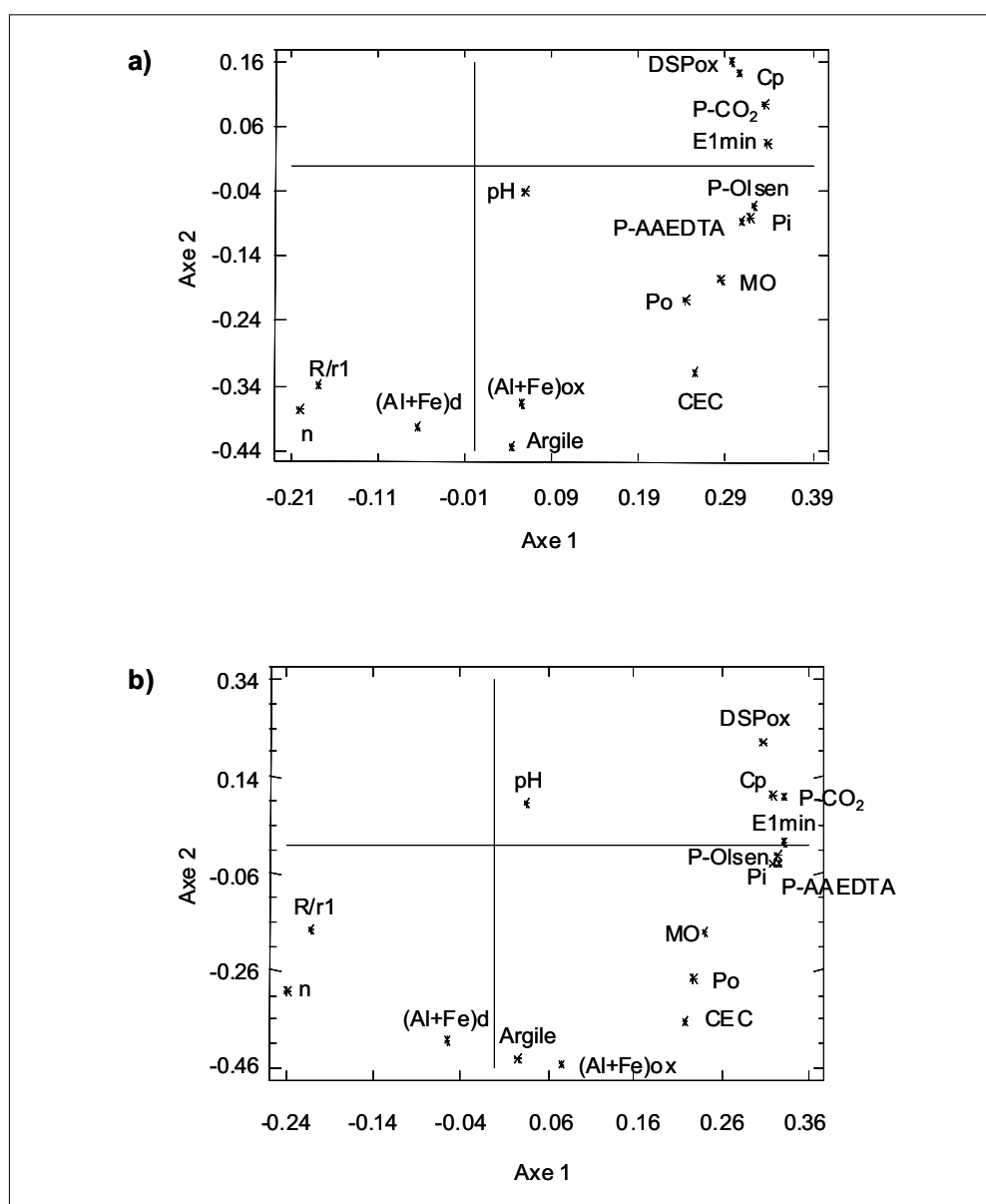


Figure 3.2-4
Analyse en composantes principales.

a) analyse conduite sur l'ensemble des sols du premier horizon (0-10 cm en prairie et 0-20 cm en terres assolées ; n = 53): l'axe 1 (horizontal) et l'axe 2 (vertical) (plan principal) expliquent 54% de la variance totale.

b) analyse conduite sur l'ensemble des sols du second horizon (10-20 cm en prairie et 20-40 cm en terres assolées ; n = 53): l'axe 1 (horizontal) et l'axe 2 (vertical) (plan principal) expliquent 59% de la variance totale.

3.2.4 Conclusion

Les résultats des premières analyses montrent clairement un enrichissement excessif en P des sols sous prairie permanente qui se traduit par des valeurs très élevées de P disponible à la fois dans l'horizon de surface et dans l'horizon sous-jacent. Les degrés élevés de saturation en P mesurés dans ces sols soulignent les risques importants de pertes hors de la parcelle. Par rapport à leurs homologues du réseau FRIBO décrits dans la section précédente, les sols cultivés en terres assolées présentent un degré d'enrichissement comparable.

Les résultats qui seront obtenus dans les prochaines années permettront de juger l'efficacité des trois stratégies mises en place pour réduire les réserves en P des sols de la région.

3.3 La disponibilité du P dans les sols du canton de Genève

3.3.1 Introduction

**Les sols genevois
sont-ils vraiment pauvres
en phosphore ?**

Les sols agricoles du canton de Genève sont en majorité de nature limoneuse et possèdent des pH neutres à alcalins (Besson, 2003). Interprétées selon les barèmes usuels (Ryser et al., 2001), leurs teneurs en P extractible sont pour la plupart considérées comme « médiocres » (classe B). Pourtant, une étude utilisant la méthode des cinétiques d'échange isotopique avait montré que la plupart des échantillons de sol genevois analysés contenaient des teneurs en P assimilable ne limitant pas les rendements des cultures (Hermant et Chauvin, 1991). Cette contradiction montre encore une fois la difficulté de choix d'une méthode chimique « idéale » (cf. chap. 2.1.2) et de son schéma d'interprétation. Pour résoudre ce problème, Célardin (1991, 1997, 2002 et 2003) propose d'extraire le P des sols à la fois par l'eau et par l'acétate d'ammonium + EDTA.

3.3.2 Résultats de laboratoire obtenus sur les sols genevois

Depuis 1994, le P disponible a été analysé dans 1023 échantillons provenant de terres agricoles du canton (Célardin, 2003). Les quantités de P_i extraites à l'eau et à l'AAEDTA, ainsi que le rapport entre ces deux quantités, qui est corrélé au rapport $R/r(1)$ (figure 3.3-1) et donc au facteur capacité des sols (cf. chapitre 2.3.1), sont présentés au tableau 3.3-1.

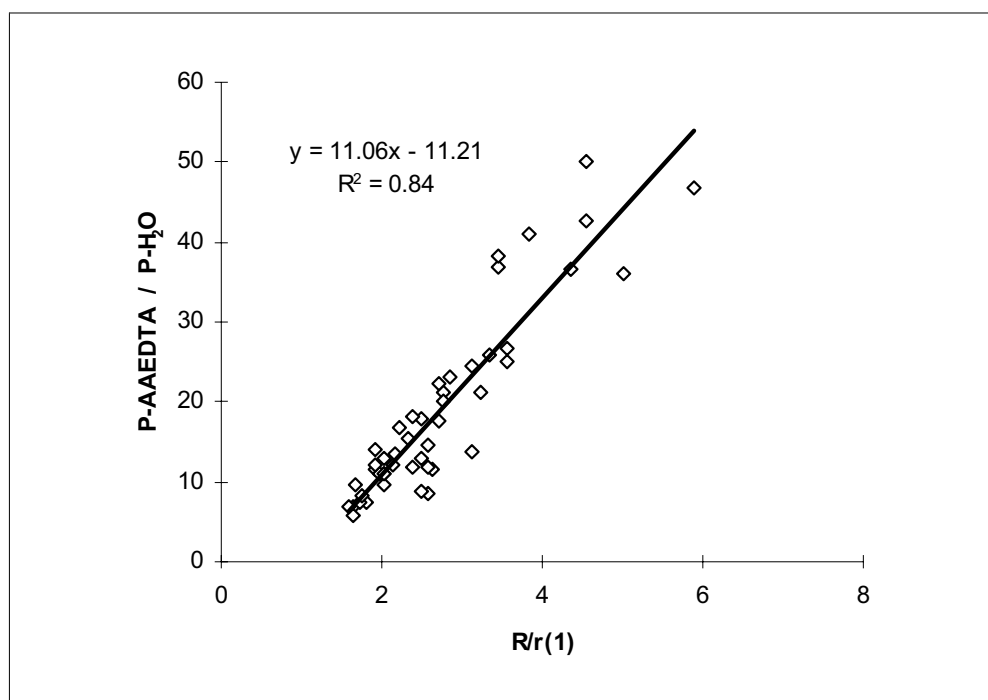


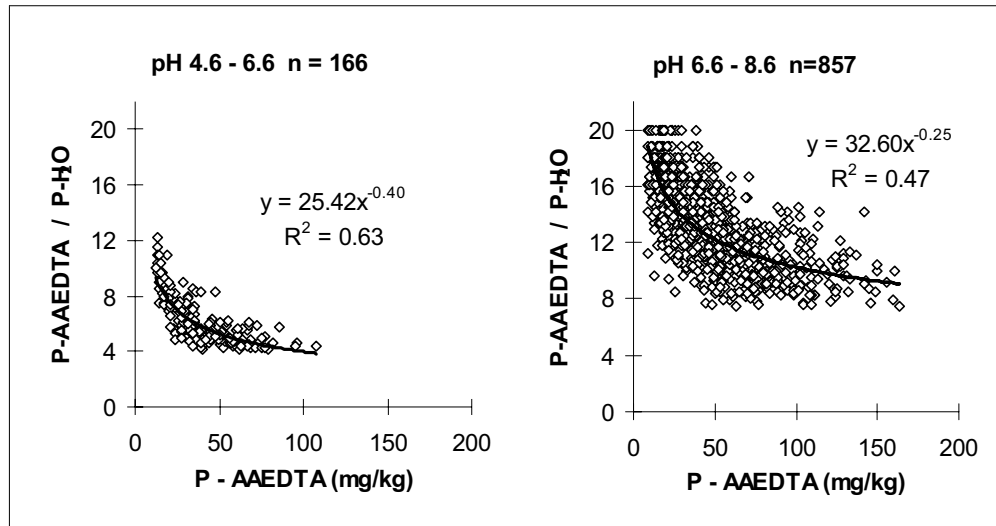
Figure 3.3-1
Relation entre le rapport
des concentrations en
 P_i extrait par l'AAEDTA
et par H_2O et le quotient
 $R/r(1)$. (Célardin, 2003).

Tabl. 3.3-1 : Paramètres de distribution de quelques propriétés des deux principaux groupes de sols analogues agricoles genevois et rapport P-AAEDTA/P-H₂O (N.B. : les chiffres représentent les valeurs correspondant aux niveaux des centiles mentionnés; la lecture en lignes n'est pas possible) (d'après Célardin, 2003).

Distribution	pH (H ₂ O)	Mat. org. (%)	Argile (%)	Silt (%)	Sable (%)	Ca-AAEDTA (g/kg)	P-H ₂ O (mg/kg)	P-AAEDTA (mg/kg)	Rapport P-AAEDTA / P-H ₂ O
<i>Sols à pH compris entre 4.6 et 6.5 (n=166)</i>									
Centile 5 %	5.5	1.6	12	29	22	0.68	1.2	16	5
Centile 25 %	5.9	1.9	14	36	35	1.50	2.7	28	7
Centile 50 %	6.2	2.2	17	41	41	2.20	4.8	39	9
Centile 75 %	6.4	2.5	20	46	49	2.90	6.4	54	12
Centile 95 %	6.5	3.7	30	50	58	4.73	8.7	76	17
<i>Sols à pH compris entre 6.6 et 8.6 (n=857)</i>									
Centile 5 %	6.7	1.6	16	29	12	2.80	0.7	13	8
Centile 25 %	7.2	2.2	21	38	25	5.60	1.2	25	14
Centile 50 %	7.6	2.6	25	41	33	12.50	2.0	43	20
Centile 75 %	7.9	3.0	31	45	40	26.35	3.2	63	29
Centile 95 %	8.2	4.0	41	52	51	75.69	6.6	111	49

La séparation des terres en deux groupes selon leur pH ($\text{pH} \leq 6.5$ et $\text{pH} \geq 6.6$) permet, selon Célardin (2002), de mieux décrire la disponibilité du P dans ces sols. On observe des médianes et des distributions distinctes des valeurs de matière organique, texture et Ca-AAEDTA dans les deux groupes de sols (tableau 3.3-1). Les valeurs de P-H₂O sont nettement supérieures dans les sols acides, mais les valeurs P-AAEDTA sont semblables dans les deux groupes de sols : 50% des valeurs P-AAEDTA sont comprises entre 28 et 54 mg P kg⁻¹ dans le groupe des sols acides, et entre 25 et 63 mg P kg⁻¹ dans le groupe des sols neutres à alcalins. Ces résultats montrent soit une plus grande disponibilité immédiate du Pi en sol à $\text{pH} \leq 6.5$ soit, comme discuté dans les chapitres précédents, que l'AAEDTA solubilise des formes de P liées au Ca, justifiant une interprétation des résultats de cette double analyse tenant compte du pH du sol ou de son taux de calcium extractible.

Figure 3.3-2
Relation entre le rapport des concentrations en Pi extrait par l'AAEDTA et par H₂O obtenu à partir des résultats de deux extraits et la teneur en P-AAEDTA dans deux groupes de sols définis par leur pH. (Célarin, 2003).



L'observation de détail montre que le rapport des quantités de Pi extraites par l'AAEDTA et par H₂O s'approche d'une valeur minimale (de l'ordre de 10 pour les sols neutres et alcalins et de 4 pour les sols acides) lorsque P-AAEDTA devient supérieur à 25 mg kg⁻¹. En d'autres termes, lorsque P-AAEDTA devient supérieur à 25 mg P kg⁻¹ dans ces deux groupes de sols, les quantités de P-AAEDTA et de P-H₂O augmentent de façon linéaire et donnent une information similaire sur la disponibilité du P du sol (figure 3.3-2).

Ces résultats présentent un grand intérêt en relation avec les discussions actuelles sur le choix d'un agent « officiel » d'extraction du P disponible, qui sera repris plus loin dans ce texte. En effet, les nombreuses comparaisons effectuées dans les stations fédérales de recherche agronomique du pays débouchent sur un constat d'interprétation concordante entre P-H₂O ou P-CO₂ et P-AAEDTA dans environ 70% des cas, et d'interprétation divergente dans les autres cas. L'approche à deux extraits montre que environ 25% des sols genevois analysés présentent un rapport P-AAEDTA/P-H₂O élevé, et c'est pour eux qu'une seconde extraction apporte une information complémentaire.

Un autre mode d'interprétation du résultat P

A la différence des sols du reste du pays, les résultats d'analyses sont interprétés dans le canton de Genève selon l'approche proposée par Palasthy (1984). Cette approche regroupe les échantillons suivant leurs teneurs de matière organique, argile et calcium extractible. Elle calcule ensuite la distribution de fréquences des teneurs en éléments nutritifs dans chaque groupe de sol et propose trois niveaux de fertilité : un niveau central limité par les centiles 25 et 75, un niveau élevé (centiles >75) et un niveau bas (centiles <25). Les résultats d'analyse d'un nouvel échantillon sont interprétés selon leur position dans un des trois niveaux de fertilité. Un tel barème situationnel diffère nettement des barèmes utilisés ailleurs et basés sur les résultats d'essais de fertilisation à doses croissantes.

Selon Cottier (information personnelle), l'application du barème genevois débouche sur des conseils de fertilisation plus faibles que ce qui serait conseillé en se basant sur le barème officiel (Ryser et al., 2001). Ainsi, à Genève, un sol de pH ≤ 6.5 est considéré comme « riche » s'il contient plus de 54 mg P kg^{-1} (tableau 3.3), alors que cette même limite est fixée à 80 mg P kg^{-1} dans le barème officiel pour un taux correspondant d'argile de 15-20%.

3.3.3 Résultats d'essais culturaux pour l'appréciation du statut P des sols

La démarche d'analyse de sols démarrée par Célardin a été récemment complétée par une approche agronomique conduite par Besson et Muller (2002). Ces auteurs ont mis en place divers essais au champ comparant des variantes fertilisées à des variantes P-zéro.

Cinq « essais-fenêtre » étudiant le rendement du blé d'hiver dans trois petites surfaces (répétitions) ne recevant pas d'engrais P comparées au reste de la parcelle normalement fertilisée n'ont mis en évidence de baisse significative du rendement en l'absence de P que dans un seul cas.

Dans 11 autres parcelles, sélectionnées selon des critères d'homogénéité et caractérisées par de grandes différences de teneurs en P-AAEDTA, la relation entre le P-AAEDTA mesuré avant la mise en place du blé d'hiver et la teneur des plantes en P à divers stades de croissance a été étudiée. La meilleure corrélation ($r^2 = 0.80$) a été obtenue avec les résultats de l'analyse de plantes au stade de la montaison (stade Zadoks 31-32). A la concentration optimale de la plante à ce stade (2.0 g P kg^{-1} MS selon Plank, 1988) correspondait une valeur de $26 \text{ mg P-AAEDTA kg}^{-1}$, soit à environ la moitié de la teneur caractérisant le statut « normalement pourvu » de ces types de sols dans le barème proposé par Ryser et al. (2001).

3.3.4 Conclusion

Les sols genevois ont des réserves de P

Les travaux effectués dans la région genevoise débouchent sur une même conclusion : malgré leur statut P « médiocre » selon les barèmes d'interprétation officiels, les sols genevois contiennent des réserves suffisantes de P extractible pour le blé d'hiver. L'approche chimique met en évidence le faible rapport P-AAEDTA/P-H₂O de la majorité des sols et l'approche agronomique confirme la faible réaction du blé d'hiver à la fertilisation P dans la plupart des sols. Les résultats obtenus portent sur des sols majoritairement alcalins, limoneux et portant le plus souvent des cultures de céréales. Des travaux complémentaires de validation sur d'autres types de sols et de cultures constituent un préalable indispensable à leur généralisation.

3.4 La disponibilité du phosphore des sols dans un réseau d'exploitations pratiquant la production intégrée (Réseau PI romand)

3.4.1 Introduction

Pour vérifier les modalités d'application des prestations écologiques requises (PER) dans les conditions de la pratique, l'Office fédéral de l'agriculture a encouragé la mise en place de réseaux d'exploitations pilotes formés d'agriculteurs acceptant la contrainte d'un suivi détaillé de la gestion de leur exploitation. Trois réseaux ont été créés : un en Suisse alémanique (Lehmann et al., 1998), un en Suisse romande et au Tessin (réseau PI romand) et un sur des exploitations pratiquant l'agriculture biologique (Bosshard, 1999). Dans ce chapitre, on se limite à l'étude du statut du P sur le réseau romand ; la gestion de la fumure P sur ce réseau est traitée au chapitre 4.3.2.

Le réseau comprend 40 exploitations dont les terres couvrent une surface de 1730 hectares répartis en environ 470 parcelles (les grandes parcelles sont souvent subdivisées en un nombre variable de soles, unités de référence pour le calcul des bilans de fertilisants selon les règles PER). Les exploitations sont de type grandes cultures, herbager et mixte, avec parfois des productions spéciales ; elles sont réparties dans diverses zones de production (plaine, montagne, ...). Ce réseau est décrit plus précisément dans Magnollay et Pilet (1998).

3.4.2 Teneurs en P extractible par l'AAEDTA et le CO₂ et interprétation des résultats

Enquête sur un réseau d'exploitations

Les prélèvements de terres ont été systématiquement effectués après une récolte de céréale d'hiver n'ayant reçu aucun engrais organique. Les premiers prélèvements ont été faits dès 1988 sur un cinquième des parcelles chaque année, et ils sont répétés dans un intervalle d'environ 5 ans, dans les mêmes conditions. Cette procédure permet de réduire l'incertitude liée à la date de prélèvement et aux effets d'apports récents d'engrais organiques et des résidus de récolte. Une analyse initiale de la texture, du pH et de la teneur en matière organique ainsi que des analyses périodiques des éléments nutritifs P (P-AAEDTA et P-CO₂), K (K-AAEDTA et K-CO₂) et Mg (Mg-AAEDTA et Mg-CaCl₂) ont été effectuées par un laboratoire accrédité.

Les caractéristiques des sols du réseau sont présentées au tableau 3.4-1. Les résultats P sont interprétés selon le barème proposé par Ryser et al. (2001) qui définit le statut P du sol et propose un facteur de correction de la fumure recommandée. Les écarts-types (ligne SD, « standard deviation », du tableau) témoignent de la diversité des sites examinés. On observe que la non-prise en compte du résultat de l'analyse du P disponible du sol et du facteur de correction (f. corr.) de la fumure proposé déboucherait, dans de nombreux cas, sur une fertilisation excessive des sols enrichis en P et sur une fertilisation insuffisante des sols déficients en P.

Tabl. 3.4-1 : Caractéristiques principales des sols du réseau PI (n=470)

	Argile (%)	MO (%)	pH	P-CO₂ (mg kg ⁻¹)	f. corr. P-CO₂	P-AAEDTA (mg kg ⁻¹)	f. corr. P-AAEDTA
Min-Max	1-47	1.0-16.2	5.3-9.5	0.2-10.9	0.0-1.5	4.3-375	0.0-1.5
Moyenne	20	3.4	6.9	1.64	1.0	67	1.0
Médiane	20	2.8	7.1	0.99	1.0	54	1.0
SD	9	1.8	0.8	1.74	0.4	50	0.4

Les figures 3.4-1 et 3.4-2 rendent compte des distributions de fréquences des teneurs en P et des classes de fertilité correspondantes mesurées lors de la dernière analyse effectuée. Les distributions des teneurs en P sont asymétriques : les teneurs basses représentent une importante fraction, contrairement aux teneurs élevées, nettement moins représentées. Sur une population de 470 résultats parcellaires, les teneurs moyennes sont de 1.64 mg P-CO₂ kg⁻¹ et de 67 mg P-AAEDTA kg⁻¹ de terre. Les médianes correspondantes sont de 0.99 et 54 mg P kg⁻¹.

La figure 3.4-3 présente les distributions comparées des classes de fertilité, qui prennent aussi en compte plusieurs autres propriétés des sols (teneurs en argile et en matière organique) (Ryser et al., 2001). On observe que les deux méthodes fournissent des distributions proches, mais le barème d'interprétation des résultats de P-AAEDTA révèle, comme dans le cas des sols du FRIBO (chapitre 3.1), moins de sols « pauvres » (classe A), plus de sols « médiocres » (classe B), moins de sols « satisfaisants » (classe C) et plus de sols « riches » (classe D) et « très riches » (classe E) que le barème d'interprétation des résultats de P-CO₂. Il convient également de préciser que, si les effectifs de chaque classe sont proches pour les deux méthodes, les cas où un même sol est classé dans des classes de fertilité différentes sont assez nombreux : 48% des sols sont rangés dans la même classe de fertilité, 48% avec une classe de différence et 4% avec plus d'une classe de différence. Plusieurs observations semblables ont été faites en Suisse ainsi que dans le cadre d'un projet européen de comparaison de méthodes (Neyroud et Lischer, 2003).

Figure 3.4-1
Distribution des teneurs de 470 sols du réseau PI en phosphore extractible par la méthode P-CO₂. Résultats exprimés en [mg P.kg⁻¹].

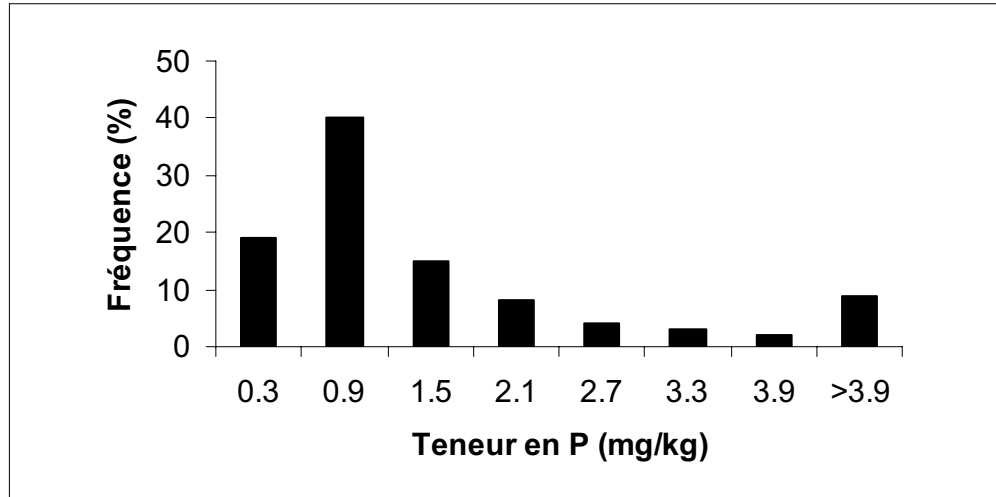


Figure 3.4-2
Distribution des teneurs de 470 sols du réseau PI en phosphore extractible par la méthode P-AAEDTA. Résultats exprimés en [mg P kg⁻¹].

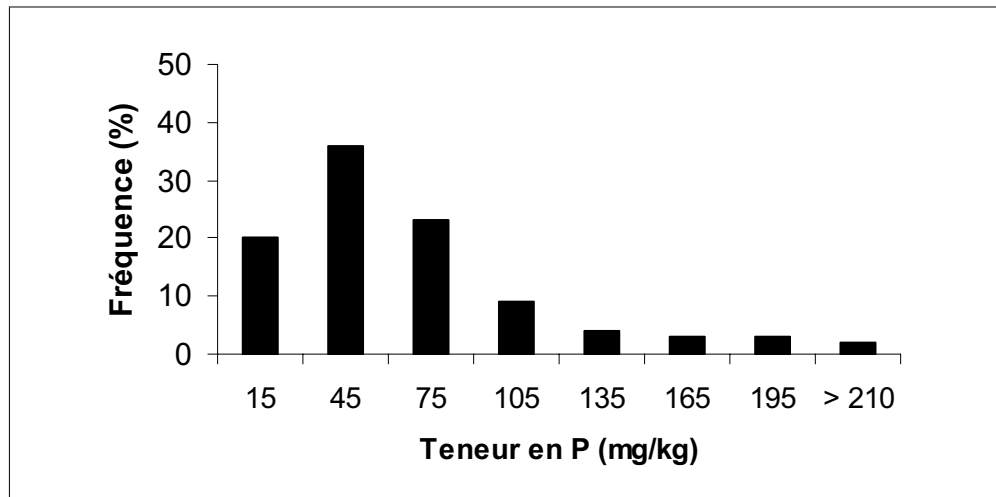
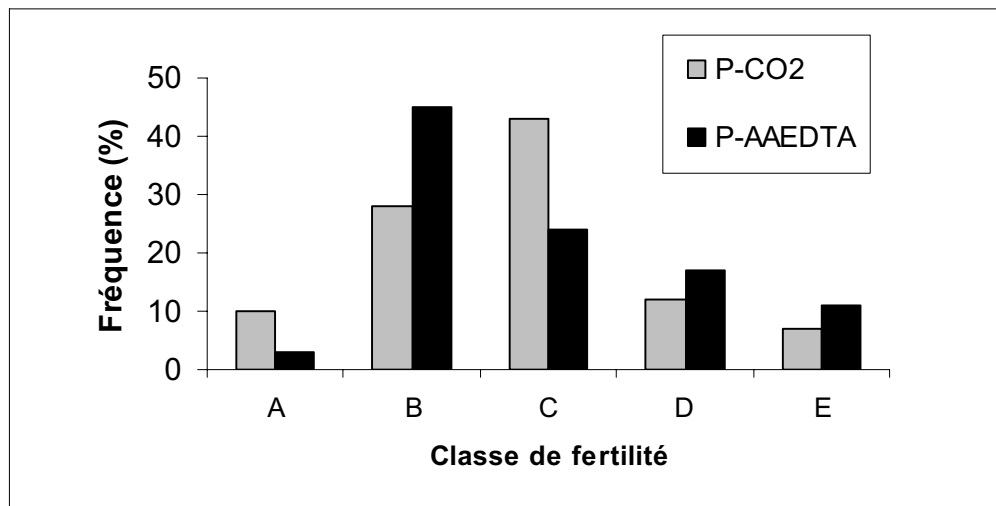


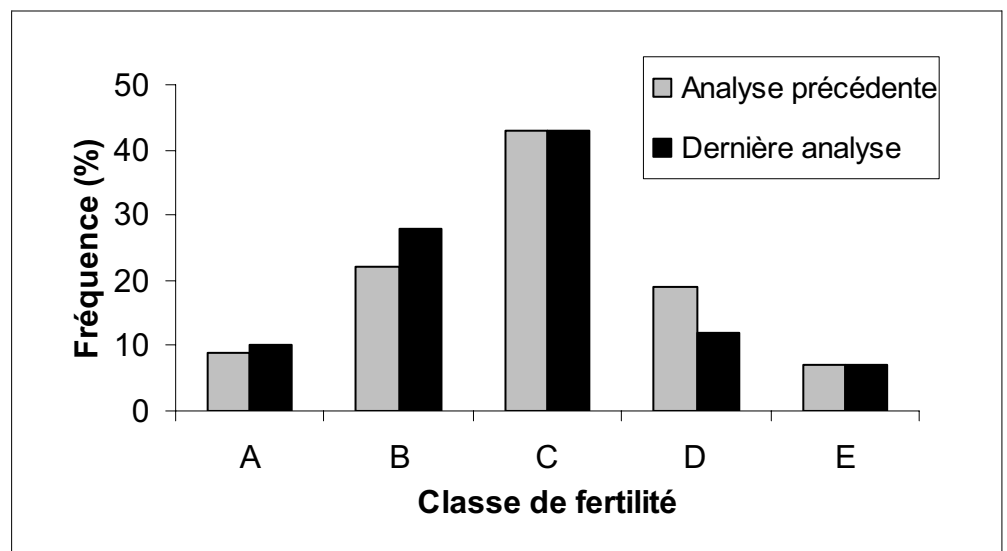
Figure 3.4-3
Distributions comparées des classes de fertilité P de 470 sols du réseau PI selon les schémas d'interprétation des méthodes P-AAEDTA et P-CO₂. A = pauvre, B = médiocre, C = satisfaisant, D = riche, E = très riche



Chacune des parcelles du réseau est suivie depuis une quinzaine d'années et a été analysée à au moins deux reprises. Ceci permet d'apprécier l'évolution du niveau de fertilité (figure 3.4-4). Utilisant le barème proposé par Ryser et al. (2001), Zimmermann (2003a) montre que la proportion des sols « riches » (classe D) a diminué de 6% au profit des sols de la classe « médiocre » (classe B) sans occasionner de diminution de rendements des cultures; chaque sole a été fertilisée depuis 1988 selon les recommandations officielles, incluant une correction selon la classe de fertilité (FAP et al., 1987 ; Ryser et al., 1994 et Ryser et al., 2001). La diminution de la proportion de sols « riches » peut être expliquée i) par des apports totaux plus faibles dus à la comptabilisation obligatoire du P des engrais de ferme dans la recommandation de fumure (chapitre 4.2), qui se traduit par une réduction correspondante d'apports d'engrais minéraux, ii) par une disponibilité légèrement plus faible du P dans ces engrais par rapport aux engrais minéraux solubles dans l'eau utilisés précédemment et/ou iii) par des réactions lentes dans le sol conduisant à une diminution de la disponibilité du P en fonction du temps.

Ces résultats rejoignent ceux des essais P de longue durée de la Station fédérale de recherche en agroécologie de Zurich-Reckenholz sur grandes cultures présentés par Gallet et al. (2003) au chapitre 2.3.1, qui ont montré que des apports de P équivalant aux quantités exportées hors de la parcelle s'accompagnaient d'une diminution de la disponibilité du P sans réduire le rendement des cultures par rapport au traitement recevant des quantités de P supérieures aux quantités exportées hors de la parcelle.

Figure 3.4-4
Distributions comparées des classes de fertilité P de 470 sols du réseau PI selon le schéma d'interprétation de la méthode P-CO₂ (Ryser et al., 2001) dans la dernière analyse effectuée et dans l'analyse précédente.



3.4.3 Bref rappel des résultats d'études récentes et conclusions

Selon la méthode considérée et son interprétation, entre un tiers et la moitié des sols du réseau PI romand possèdent des niveaux de fertilité « pauvre » ou « médiocre » (classes A ou B). Peut-on généraliser cette observation à l'ensemble des sols suisses de grandes cultures et d'herbages ?

Peut-on généraliser
les résultats obtenus ?

La présence de sols insuffisamment pourvus en P a été relevée à plusieurs reprises dans un passé récent, mais il est difficile d'effectuer des comparaisons chiffrées en raison des changements survenus dans les barèmes d'interprétation; les observations suivantes demeurent cependant valables:

- Des analyses de P-CO₂ effectuées entre 1972 et 1980 sur un réseau de 250 parcelles vaudoises de grandes cultures (Neyroud, 1981) ont montré que 30% d'entre elles étaient insuffisamment pourvues en P selon le barème en vigueur à l'époque.
- Collaud (1991) relève que les sols de Suisse romande comportent entre 46 et 89% de sols déficients en P (P-CO₂): les premiers se retrouvent en régions à prédominance herbagère et les seconds dans le canton de Genève à prédominance de grandes cultures (cf. chapitre 3.3).
- Une étude entreprise par le Service romand de vulgarisation agricole sur 200 parcelles réparties dans les cantons de Fribourg, Genève et Vaud (Hermant et Chauvin, 1991) utilisant la méthode des cinétiques d'échange isotopique mentionnée au chapitre 2.3.1 concluait déjà que la quasi-totalité des terres présentait des teneurs en P assimilable ne limitant pas la croissance des plantes, alors que selon le barème en vigueur, l'interprétation des résultats des teneurs en P-AAEDTA et en P-CO₂ indiquait que la majorité de ces sols devait être considérée comme pauvre ou médiocre. Ce travail concluait à la nécessité de réviser les barèmes d'interprétation des résultats P-AAEDTA et P-CO₂.
- Pour l'ensemble du pays, Flisch et al. (2001), reprenant d'anciens résultats, signalent que, parmi les quelque 72'000 échantillons de terre analysés entre 1989 et 1993 et interprétés selon le barème de FAP et al. (1987), 41% des terres assolées, 45% des sols sous prairie permanente et 56% des sols sous pâturage sont insuffisamment pourvus en P (classes de fertilité A et B).

Malgré la représentativité sans doute discutable de certaines bases de données sur le P par rapport à l'ensemble des sols suisses en grandes cultures et en herbages, la forte proportion de sols considérés comme insuffisamment pourvus en P dans le réseau romand semble être généralisable, à l'exception des sols des zones d'élevage intensif. Cette forte proportion de sols déficients en P est un fait troublant, sachant que les sols agricoles suisses ont été pour la plupart abondamment fertilisés par deux générations d'agriculteurs et de conseillers, jusqu'à l'introduction de la production intégrée, et qu'il est très rare d'observer des carences en P sur les cultures. Nous reviendrons sur le problème du barème d'interprétation des résultats P au chapitre 4 et dans la conclusion.

3.5 Synthèse sur la disponibilité du phosphore dans les écosystèmes agraires suisses

Les résultats présentés aux chapitres 2 et 3 permettent de tirer des conclusions sur les points suivants :

- les méthodes d'appréciation de la teneur du sol en P disponible
- l'influence des propriétés des sols sur la disponibilité du P
- l'influence des apports d'engrais sur la disponibilité du P
- la relation entre P disponible, statut P du sol et comportement de la plante
- la relation entre le statut P du sol et l'environnement.

3.5.1 Les méthodes d'appréciation de la teneur du sol en P disponible

Seule une partie du P total du sol est disponible pour la plante à court et moyen terme. De nombreuses méthodes permettent d'estimer cette disponibilité ; elles comportent toutes un volet d'extraction et de dosage du P et un volet d'interprétation de la quantité dosée en termes de disponibilité pour la plante. Pour les raisons énumérées au chapitre 2 de ce mémoire, aucun agent d'extraction chimique n'est en mesure d'extraire tout le P disponible et uniquement le P disponible dans tous les types de sols, car les différentes formes de P sont présentes en quantités différentes et réagissent de manière différente à chaque agent d'extraction.

Les résultats des méthodes utilisées actuellement en Suisse (P-AAEDTA et P-CO₂) sont cependant relativement bien corrélés entre eux et classent globalement les échantillons de façon similaire par rapport à leur teneur en P disponible. L'eau saturée en CO₂ extrait très peu de P immédiatement disponible, alors que l'AAEDTA extrait une quantité de P beaucoup plus importante, mais dont seule une fraction, dépendante de plusieurs propriétés du sol, est disponible.

La méthode P-H₂O n'est actuellement utilisée qu'en cultures spéciales et la comparaison avec d'autres méthodes n'est pas possible ici ; on obtient toutefois des résultats proches de ceux obtenus avec la méthode P-CO₂ (Neyroud et Lischer, 2003).

La méthode des cinétiques d'échange isotopique, utilisée en recherche, apporte une information indispensable sur la vitesse de libération de Pi du sol vers la solution où les racines peuvent le prélever. Cette méthode est aussi la seule qui renseigne sur les facteurs intensité, quantité et capacité définissant la disponibilité de Pi pour les plantes. Bien que cette méthode soit celle qui donne le meilleur renseignement sur le statut P du sol, son utilisation en routine n'est actuellement pas envisagée en raison de son coût.

3.5.2 L'influence des propriétés des sols sur la disponibilité du P

Les résultats présentés dans ce mémoire montrent que les paramètres caractérisant le facteur capacité (R/r(1), n) sont toujours étroitement corrélés aux teneurs en oxydes métalliques amorphes, alors que les paramètres caractérisant les facteurs intensité et quantité sont corrélés les uns aux autres et au taux de saturation des

oxydes métalliques amorphes en P. Les teneurs en oxydes métalliques ne sont pas mesurées en routine dans les sols suisses.

Les relations entre teneurs en P disponible et teneurs en argile et matière organique des sols mentionnées dans le barème de Ryser et al. (2001) n'ont pas été observées dans les études mentionnées au chapitre 3 et demandent à être confirmées.

Selon Stünzi (information personnelle), l'apport de quantités croissantes de Ca à des suspensions sol-AAEDTA diminue le taux d'extraction de P. Stünzi suggère que la capacité complexante de l'EDTA est alors saturée par Ca, entraînant une sous-estimation des teneurs en P-AAEDTA. Demaria et al. (2002) montrent par ailleurs que la proportion de P non assimilable ou très lentement assimilable extraite par AAEDTA augmente fortement avec le pH du sol. Ils expliquent ces résultats par une dissolution de phosphates de calcium dans l'extractant acide utilisé.

Il semble donc que des mesures complémentaires (taux d'oxydes métalliques et de calcium) puissent fournir des renseignements utiles à l'évaluation de la disponibilité réelle du P pour la plante.

3.5.3 L'influence des apports d'engrais sur la disponibilité du P

Le bilan entrées-sorties de P sur la parcelle sur le moyen ou court terme a un effet sur la disponibilité du P du sol qui est influencé par l'histoire ancienne de fertilisation de la parcelle. Ainsi, dans les essais sur grandes cultures mis en place par la station de recherche en agroécologie de Zurich-Reckenholz en 1989, on observe une forte diminution de la disponibilité du P en l'absence d'apport d'engrais P (P0). Des apports de P équivalents aux exportations de P (P_{exp}) dans ces essais s'accompagnent aussi d'une nette diminution de la teneur en P disponible des sols. Enfin, même pour des apports de P équivalents à 5/3 des exportations (P > P_{exp}), on observe une légère diminution de la teneur en P disponible des sols. Ces résultats s'expliquent par les fertilisations P beaucoup plus importantes faites dans les années 80, qui avaient fixé les teneurs en P disponible à des niveaux très élevés.

En ce qui concerne les formes d'engrais P, les résultats de l'essai DOC géré par la FAL et l'IRAB montrent que l'efficacité des engrais de ferme frais (lisier et fumier) est comparable à celle du triple super phosphate pour alimenter la culture en P. Par ailleurs, l'efficacité d'engrais minéraux peu solubles comme l'hyperphosphate est encore en voie d'étude (Flisch, information personnelle).

3.5.4 La relation entre P disponible, statut P et comportement de la plante

La teneur du sol en P disponible, une fois interprétée en termes de statut P – pauvre, médiocre, satisfaisant, riche, très riche – par un barème approprié, permet de moduler la norme de fumure, basée sur la compensation de l'exportation par la culture, en tenant compte du P déjà présent dans le sol. Le barème d'interprétation de la teneur des sols en P tient compte de résultats d'essais de fertilisation à doses croissantes sur différentes cultures et d'expériences accumulées au cours du temps sur d'autres types de sols et d'autres systèmes de cultures.

L'utilisation des barèmes actuels montre que, dans les sols genevois, ceux du réseau PI de Suisse romande et ceux du réseau FRIBO, une proportion relativement importante de sols est classifiée comme « médiocre » ou « pauvre ». Par contre, du point de vue de la nutrition de la plante, il est surprenant de constater l'infime nombre de cas de carence en P avérée sur les cultures. De même, alors que les teneurs initiales en P disponibles des sols étudiés dans les essais de longue durée présentés au chapitre 2 de ce mémoire étaient considérées selon le schéma proposé par Ryser et al. (2001) comme « médiocres » ou « satisfaisantes » pour les analyses P-AAEDTA et « satisfaisantes » pour les analyses P-CO₂, l'absence totale de fertilisation phosphatée n'a conduit à des carences en P que sur un seul des 6 sites après 10 ans d'essais. Ces résultats d'essais conduisent à une proposition de définition d'une valeur critique pour l'alimentation en P des plantes de grandes cultures, nettement inférieure à celle des barèmes officiels. Une même réflexion conduit à la proposition de définition d'une plage de teneur en P « satisfaisante » inférieure à l'actuelle pour le blé d'hiver dans la région genevoise.

Nous sommes donc en présence d'un problème de barème d'interprétation des résultats P selon les méthodes « officielles », qui apparemment sous-estiment les réserves en P disponible des sols. Les nouveaux seuils proposés, même s'ils doivent encore être confirmés en continuant les essais de longue durée, découlent des progrès réalisés dans la connaissance du cycle du phosphore dans le système sol/plante et de la nouvelle conception de la fertilisation P, destinée à la fois à satisfaire les besoins des plantes et à réduire les pertes dans l'environnement.

3.5.5 La relation entre le statut P du sol et l'environnement

Il existe en Suisse très peu d'informations précises sur les relations entre les teneurs de P disponible des sols (P-CO₂, P-AAEDTA), le degré de saturation en P des sols et les pertes potentielles ou effectives de P par ruissellement, érosion, lessivage ou lixiviation.

Alors que l'approche agronomique prend en compte la teneur en P des 10 ou 20 premiers centimètres du sol, l'approche environnementale doit considérer uniquement la profondeur en interaction directe avec les précipitations, c'est-à-dire les tout premiers centimètres du profil. C'est pourquoi les résultats d'analyses agronomiques ne peuvent pas toujours être réutilisés en recherche environnementale.

Peut-on définir des seuils de P disponible ou de degré de saturation du sol en P au-delà desquels les pertes en P des sols deviendraient trop importantes ? Quels critères doit-on prendre en compte pour appréhender et quantifier non seulement les pertes en P des sols, mais aussi le transfert de P vers les écosystèmes aquatiques ? Au bout de combien de temps un changement de pratiques agricoles peut-il conduire à une diminution effective des pertes en P vers les eaux ? Ces questions montrent qu'il existe encore un grand besoin de recherche dans ce domaine.

4 Approche pratique de la fertilisation P

Durant des générations, la fertilisation des terres d'une exploitation agricole a consisté en la restitution des engrais de ferme produits sur place. Le progrès technique a permis d'obtenir des rendements accrus, mais l'exportation des fertilisants avec les récoltes a lentement appauvri les sols. De nombreux essais ont alors démontré l'intérêt de l'apport d'engrais minéraux pour une mise en valeur plus complète du potentiel de production des plantes cultivées.

Les plus anciens essais de fertilisation datent de la seconde moitié du XIX^{ème} siècle ; ils montrent tous qu'après 60-80 ans des mêmes pratiques, les rendements des cultures sans engrais sont très bas et que la fertilisation permet d'obtenir des rendements proportionnels aux doses apportées. L'essai mis en place par Deherain en 1875 à Grignon (F) en donne un bon exemple (tableau 4.1-1) :

Tableau 4.1-1 : Rendements des cultures selon des pratiques différenciées de fertilisation sur l'essai Deherain de Grignon (F). (Gros, 1962).

Procédés de l'essai	Rendements vers 1960 :	
	Blé (dt/ha)	Betterave (dt/ha)
Sans engrais depuis 1875	7.7	84
Sans engrais depuis 1902	11.8	107
Sans engrais depuis 1931	17.1	154
Fumier seul depuis 1929	31.6	382
Engrais NPK minéral depuis 1929	35.1	575

La philosophie du sol nourricier

Dans la philosophie de la fertilisation, le sol occupe alors une place centrale d'intermédiaire entre les éléments nutritifs et la plante. C'est grâce à ses propriétés physiques et chimiques que les nutriments sont libérés et que la plante parvient à satisfaire ses besoins, dans un milieu géré par l'agriculteur. A mesure que la connaissance scientifique progresse, le rôle spécifique de chaque élément fertilisant est mieux défini ; on découvre l'importance de proportions équilibrées entre les nutriments et on met au point des méthodes chimiques de détermination de la fraction disponible de chaque élément pour la plante.

En Suisse, après une cinquantaine d'années de pratique de fertilisation, l'état de fertilité des sols s'est grandement amélioré, de sorte qu'il n'existe pratiquement plus de cas avérés de carence en phosphore. Par ailleurs, l'impact de la fumure sur l'environnement impose désormais une nouvelle approche de la fertilisation.

Dans ce chapitre, nous aborderons l'évolution du concept de la fertilisation phosphatée, la mise au point de données de base sur la fumure, l'étude pratique de la gestion de la fumure en production intégrée et en milieu sur-fertilisé.

4.1 Evolution du concept de fertilisation

4.1.1 Liaison entre phosphore et rendement

La théorie classique de la nutrition postule qu'une plante ne peut se développer correctement que lorsqu'elle trouve tous les éléments chimiques qui lui sont indispensables. Il suffit qu'un seul d'entre eux soit absent ou épuisé pour que la croissance ralentisse (théorie du facteur limitant). Très tôt, le phosphore a été reconnu comme l'un de ces facteurs limitants. Très tôt également, il est apparu que seule une fraction du phosphore total du sol était immédiatement disponible pour les plantes et que cet élément pouvait facilement être immobilisé de manière durable dans le sol (cf. chapitre 2).

Dans un passé récent, de nombreux essais de fertilisation ont démontré l'intérêt des apports de phosphore. Ces apports se sont révélés d'autant plus nécessaires que la culture était plus intensive. De nos jours, il est rare d'obtenir un accroissement de rendement par le seul accroissement de la fumure phosphatée. La nouvelle priorité est donc de restituer au sol le phosphore exporté par les cultures, pour prévenir un appauvrissement préjudiciable (dans le cas des sols sur-fertilisés, un appauvrissement est cependant nécessaire, cf chapitre 3.2). Cette situation de sols enrichis depuis des années par de copieux apports est totalement différente de la situation générale des sols des pays en développement, pauvres en phosphore et réagissant positivement aux apports.

4.1.2 Les anciennes recommandations de fertilisation

Les recommandations de fertilisation ont subi une évolution marquée par un accroissement des doses lié au potentiel de production croissant des nouvelles variétés (Ryser, 1995). Les espoirs placés dans ce potentiel justifiaient la crainte d'un appauvrissement du sol et la nécessité de constituer des réserves. En raison de sa faible mobilité, le phosphore non utilisé par la plante dans l'année d'application restait utile pour les années à venir. Dès 1941, les recommandations de fumure accordent une place prépondérante aux engrais de ferme, préviennent déjà des risques de perte, reconnaissent la valeur du compost, ne proposent que de légers compléments sous forme d'engrais du commerce, principalement d'engrais P, et encouragent l'analyse de sol (Anonyme, 1941). Dans les cultures pérennes dont les racines explorent des couches plus profondes, la fumure de fond apportée à la mise en place assurait un approvisionnement adéquat. L'agriculteur disposait ainsi de sols bien pourvus en fertilisants, il n'avait pas à craindre de carence. Cette vision du sol nourricier est bien rendue par Koblet (1965) dans son chapitre consacré à la fumure. Par ailleurs, c'est grâce aux réserves accumulées durant cette période que des pratiques actuelles, comme la fumure de rotation, indépendante des besoins spécifiques de la culture en place, et même l'impasse de fumure aux cultures les moins exigeantes remportent un certain succès.

**La fertilisation copieuse,
une forme d'assurance-
risque**

Les engrais du commerce ont ensuite trouvé leur place, pour satisfaire aux besoins accrus des plantes et à la spécialisation de certaines exploitations. La palette des engrais disponibles est large et leur choix s'opère selon des critères d'efficacité sur les sols de l'exploitation, de comportement envers la culture prévue et de prix. Les directives publiées par la Commission Romande des Fumures (Anonyme, 1974) présentent une bonne synthèse de l'état des connaissances d'alors : la norme P correspond à l'exportation de la récolte, augmentée d'une « petite marge de sécurité ». C'est précisément cette marge, à laquelle s'est souvent ajoutée la comptabilisation incomplète de la valeur fertilisante des engrais de ferme, qui est à l'origine d'une fertilisation excessive des terres.

4.1.3 Prise en compte de la richesse du sol en P

L'analyse du P disponible du sol permet de moduler la norme de fumure en fonction de son degré d'enrichissement. Cette «fraction disponible» est toujours restée une notion quelque peu théorique, tant il est vrai qu'aucune méthode universelle de dosage du P disponible ne parvient à appréhender précisément à la fois la diversité des sols, des climats et des cultures (cf. chapitre 2). Dans l'approche chimique, on postule qu'un agent d'extraction partielle du phosphore du sol rend compte de sa disponibilité pour la plante. Un agent doux comme par exemple l'eau extrait le phosphore en solution dans le sol, qui représente environ 1-20 kg P ha⁻¹. Un agent plus agressif extrait le phosphore en solution et une partie du phosphore labile, faiblement fixé à la surface des solides et représentant environ 40-200 kg P ha⁻¹, soit une quantité généralement supérieure au besoin annuel de la plante, qui est de l'ordre de 30 kg P ha⁻¹.

**L'analyse chimique du P,
une procédure plus
complexe qu'il ne paraît**

L'extraction partielle d'un élément nutritif du sol est une opération chimique d'une grande complexité : une prise de terre est mise en contact avec l'agent, agitée mécaniquement durant un certain temps, puis filtrée. Les proportions de solide et de liquide en présence, la durée de l'agitation, l'énergie cinétique mise en jeu et la température influencent considérablement la quantité de nutriment extraite par l'agent, c'est-à-dire sa répartition entre la phase liquide et la phase solide. C'est pourquoi il est important que les conditions d'extraction préconisées par la méthode soient rigoureusement respectées. Une comparaison de méthodes au niveau européen (Neyroud et Lischer, 2003) a récemment montré que des laboratoires différents obtenaient des résultats différents en raison d'adaptations locales de la procédure de référence. En Suisse, le problème a été résolu par la mise en place d'un système de reconnaissance de laboratoires ayant passé avec succès un test comparatif (Office Fédéral de l'Agriculture, 1997). Les résultats provenant de laboratoires n'ayant pas participé à une telle procédure de validation sont à interpréter avec prudence en raison du risque d'erreur systématique.

Malgré le respect des exigences de base liées aux bonnes pratiques de laboratoire (BPL), l'analyse du P disponible du sol conserve certaines faiblesses caractéristiques : l'extraction à l'eau informe sur la quantité de P immédiatement disponible, mais ne donne aucune information sur la capacité du sol à compenser le prélève-

ment de P disponible par la mise en solution de P de réserve (concepts d'intensité et de capacité décrits au chapitre 2). Inversement, un agent plus agressif extrait une plus grande fraction du P et renseigne sur la réserve disponible, mais il n'est pas certain que la totalité du P extrait soit effectivement disponible dans tous les types de sols du pays. Les proportions des divers sites capables de retenir le phosphore varient d'un sol à l'autre, tout comme l'intensité de sa rétention. Il apparaît qu'avec la méthode P-AAEDTA la teneur en calcium du sol joue un rôle décisif (Stünzi, information personnelle). Le recours à deux agents d'extraction, décrit au chapitre 3.3, est aussi un moyen d'interprétation tenant compte de la diversité des sols.

Au plan de l'application pratique, il n'est cependant pas envisageable de tenir compte de toute la complexité du système sol-plante. C'est pourquoi la plupart des pays s'orientent vers la sélection d'un nombre limité d'agents d'extraction, si possible un seul, et vers l'interprétation des résultats en termes de disponibilité du P pour la plante tenant compte des propriétés caractéristiques de la majorité des sols. Cette interprétation est réalisée à l'aide d'un barème de conversion du résultat P en niveau de fertilité.

4.1.4 Barème d'interprétation du résultat de l'analyse P du sol

Le barème d'interprétation traduit un résultat d'analyse de sol en termes de statut P du sol, de niveau de fertilité ou encore de besoin complémentaire en engrais. Classiquement, un sol «normalement pourvu en P» est un sol sur lequel toute plante peut s'alimenter sans problème, mais auquel il convient de restituer la quantité de P exportée par la récolte, dans le but de maintenir le statut P. Un sol «enrichi en P» dispose de réserve suffisante, autorisant une réduction de la restitution durant quelques années, de manière à le ramener progressivement au statut «normalement pourvu». Un sol «médiocrement pourvu» ou «pauvre en P» nécessite une restitution supérieure à l'exportation, dans le même but. Cette approche est basée sur le fait que le phosphore est peu mobile dans le sol et que la réserve présente reste disponible. A terme, tous les sols fertilisés selon ce principe se trouveront dans la classe «normalement pourvu en P».

De la théorie à l'application

Des essais de fertilisation P à doses croissantes et l'appréciation de l'effet sur le rendement de l'augmentation de la dose P ont permis d'établir la relation entre le résultat de l'analyse du P, le niveau de fertilité et l'approvisionnement de la plante. Bien entendu, les essais sont mis en place sur des sols plutôt pauvres en P, de manière à pouvoir apprécier l'effet de l'engrais apporté. Il est par ailleurs essentiel que les autres éléments nutritifs du sol soient présents en suffisance et que la croissance de la plante ne soit pas affectée par d'autres facteurs comme la sécheresse, la présence d'adventices ou d'agents infectieux ou encore de mauvaises conditions de travail du sol. Les résultats des essais proprement dits ont souvent été complétés par des expériences locales.

4.1.5 Les acquis récents

La production intégrée (PI) a été introduite en Suisse vers la fin des années 80 ; elle est maintenant une réalité sur plus de 95% des surfaces agricoles (Lehmann et al., 1998). Cette nouvelle vision de l'entreprise agricole reconnaît le rôle multifonctionnel de l'agriculture, chargée à la fois d'assurer l'approvisionnement en denrées alimentaires et de veiller à la protection de l'environnement. En échange de prestations financières directes de la collectivité, l'agriculteur s'engage à respecter un certain nombre de conditions restrictives touchant en particulier la gestion des engrais. La prise en compte du risque environnemental lié aux engrais entraîne de sérieuses limitations à leur usage. Si l'analyse du P disponible du sol est obligatoire, il n'est cependant pas impératif, mais seulement conseillé d'intégrer son résultat dans les calculs de besoin en fertilisants (cf. plus loin, chap. 4.3). Cette nuance, apparemment étrange, s'explique principalement par l'énorme difficulté qu'engendrerait un contrôle administratif de la mesure, et peut-être aussi par la crainte d'apparition de problèmes sectoriels (exploitations à charge élevée en bétail, ...).

Les agriculteurs n'utilisant pas les résultats d'analyses de sol sont tenus de respecter un bilan équilibré des fertilisants sur leur exploitation : les besoins calculés des cultures sont couverts en priorité par les engrais de ferme, seul le solde peut être acheté à l'extérieur. Les agriculteurs tirant parti des résultats d'analyses de sol sont soumis à la même contrainte de bilan équilibré, mais ils disposent de la possibilité d'épandre leurs fertilisants de manière optimale, compte tenu de la richesse de leurs sols. Dans les deux cas, cette procédure contraignante n'a à ce jour pas débouché sur des constats de manque de phosphore dans les sols. Parallèlement à la PI, s'est développée l'agriculture biologique, qui prescrit le renoncement aux «engrais chimiques». Même si les apports organiques sont plus copieux qu'ailleurs, le bilan P d'une exploitation conduite selon les principes de l'agriculture biologique ne laisse, à quelques exceptions près, pas apparaître d'excédent d'input (Oberson et Frossard, 2004).

**Fertiliser juste
en respectant
l'environnement**

En une quinzaine d'années, l'application des règles PER et de l'agriculture biologique a permis une réduction importante des apports de fertilisants P, sans dommage sur les rendements (les rendements inférieurs enregistrés en agriculture biologique sont en partie imputables à des manques d'azote). Ceci démontre que les sols agricoles du pays disposent de réserves de phosphore leur permettant de continuer à assurer la nutrition des végétaux. Cette opinion est partagée par de nombreux agriculteurs qui renoncent à tout ou partie des apports recommandés d'engrais P. La réduction globale de l'apport de P dans l'agriculture suisse réduit également le risque global de transfert de P dans les eaux de surface.

Autrefois exclusivement pensée à l'aune du rendement sur la parcelle ou l'exploitation, la fertilisation P a maintenant pris une dimension holistique : elle fait face à la raréfaction des sources de matières premières, à des coûts relatifs croissants et au constat incontournable du transfert indésirable des éléments nutritifs dans les écosystèmes aquatiques.

4.2 Les données de base sur la fumure P

4.2.1 Recommandations à la pratique

**Unifier la présentation
des documents :
une condition impérative
de leur bonne application**

Les données de base sur la fumure (Ryser et al., 2001 ; Bertschinger et al., 2003 ; Spring et al., 2003 ; Union maraîchère suisse, 2003) représentent une synthèse de l'état actuel des connaissances et des possibilités d'application. Leur principe repose sur la couverture des besoins en fertilisants par diverses sources en fonction du rendement attendu. Cette approche combine la satisfaction du besoin quantitatif et qualitatif de la plante avec le souci de ne pas mettre en danger l'environnement. Elles constituent un ouvrage de référence dont s'inspirent d'autres documents destinés par exemple à la production intégrée (prestations écologiques requises PER), à l'agriculture biologique ou encore à la mise en pratique journalière (mémento, carnet des champs). Les données de base sont également utiles à d'autres milieux (OFEFP, services de protection des sols, ...), raison pour laquelle une stratégie est en place visant à une présentation la plus uniforme possible pour toutes les cultures malgré les évidentes différences. Dans les chapitres suivants, nous présentons successivement quatre documents relatifs aux quatre grands groupes de culture, en limitant notre propos au cas du phosphore.

4.2.2 Les données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages, DBF-GCH

Les DBF-GCH présentent successivement les grands principes de la fumure raisonnée, l'exportation de P par les plantes, les normes proprement dites, la valeur P des résidus de récoltes et engrais de ferme, les particularités de l'absorption des fertilisants, le cas spécial des herbages, l'analyse de sol, le choix des engrais, le plan de fumure et quelques conseils pratiques (Ryser et al., 2001).

En première analyse, la norme est calculée pour couvrir les besoins de la plante. Toutefois, les plantes n'ont pas toutes la même faculté d'absorption du phosphore. Celle-ci dépend de leurs propriétés génotypiques et de leur durée de présence sur le sol. Des essais déjà anciens (Dirks et Scheffer, 1930) ont montré que la teneur du sol en P disponible (méthode P-CO₂) assurant une croissance optimale de la plante différait selon l'espèce végétale. Ces auteurs proposaient donc des barèmes d'interprétation différenciés pour chaque type de culture. Le principe a été partiellement repris dans les DBF, où la recommandation de fumure moyenne de l'ensemble des cultures correspond effectivement à l'exportation réelle, mais où elle est renforcée pour les cultures très dépendantes d'une teneur élevée en P dans le sol, et réduite de manière symétrique pour les cultures capables de prélever le P avec plus de facilité.

**Fertiliser en tenant
compte de la réalité
du terrain**

Sous réserve de la particularité ci-dessus, l'exportation de fertilisants par la culture sert de critère pour la recommandation. Comme le phosphore prélevé se répartit entre un produit principal et un produit annexe qui reste en partie sur le champ – grains et paille, tubercules et fanes, etc. – c'est l'exportation réelle qui doit être prise en compte.

Par exemple le besoin en phosphore d'une culture de pomme de terre, dont on attend un rendement de 450 dt/ha suivant une culture de blé d'automne, se calcule de la manière suivante :

- Norme de fumure de la pomme de terre : $39.3 \text{ kg P ha}^{-1}$
(correspond à $90 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$, unité utilisée pour le calcul des doses d'engrais.
 $1 \text{ kg P} = 2.291 \text{ kg P}_2\text{O}_5$).
- Accumulation de P par la paille et les chaumes du blé précédent : 6.5 kg P ha^{-1} .
- Cas où la paille de blé a été enfouie : 6.5 kg P ha^{-1} sont restés dans le sol. Norme corrigée pour la pomme de terre : $39.3 - 6.5 = 32.8 \text{ kg P ha}^{-1}$.
- Cas où la paille de blé a été récoltée : 2.2 kg P ha^{-1} (chaumes) sont restés dans le sol et 4.3 kg P ha^{-1} (paille) ont été récoltés. Norme corrigée pour la pomme de terre : $39.3 - 2.2 = 37.1 \text{ kg P ha}^{-1}$.

Les services de vulgarisation et des entreprises privées proposent des logiciels de calcul (Furca 2002, Agriland 2003). Dans ces applications, tant le calcul du plan de fumure que celui du bilan entrée/sortie des fertilisants sur l'exploitation selon PER (cf. chap. 4.3) déduisent systématiquement de la norme de fumure la valeur fertilisante des résidus laissés par la culture précédente. Par rapport aux meilleurs engrais P du commerce, le P des résidus de récolte ne devient disponible aux plantes qu'après la désagrégation physique des tissus végétaux et la libération d'ions phosphate. Par simplification, les DBF postulent qu'il est disponible à 100%.

Herbage intensif ou extensif ?

La fertilisation P des herbages présente certaines particularités. En effet, la norme de fumure n'est pas seulement établie en fonction de l'exportation, mais également en fonction de l'intensité d'utilisation : une prairie sur- ou sous-fertilisée par rapport à l'intensité d'exploitation voit sa composition botanique évoluer vers le développement d'espèces indésirables. C'est pourquoi la norme P comporte des nuances liées au caractère intensif/extensif de la prairie et du pâturage, à l'altitude et au rendement attendu. De plus, les engrais de ferme constituent la principale source de P, et leur teneur en phosphore varie selon le site de production du fourrage. Le bétail à la pâture laisse également des déjections sur place, dont la valeur fertilisante est intégralement déduite de la norme P. Compte tenu de la faible quantité de P exportée (lait, viande) et des apports de P par les fourrages concentrés, le bilan P d'une exploitation herbagère est souvent équilibré sans aucun apport d'engrais minéral. Le système sol-plante-animal est d'une grande complexité et nécessite une gestion pointue décrite dans des brochures spécialisées (Jeangros et al., 1997).

Le texte des DBF-GCH précise en de nombreux passages que la fertilisation optimale avec un nutriment donné n'est efficace que lorsque la disponibilité des autres nutriments est également satisfaisante et que les conditions naturelles de la station sont prises en compte. Le potentiel de rendement d'un sol séchard ou humide est limité et une forte dose de fertilisant ne l'augmentera pas. La recommandation de fumure P est donc étroitement liée à l'estimation objective du rendement attendu. Ce principe est particulièrement bien appliqué dans le cas des cultures herbagères.

Déjà bien ancrée dans toutes les précédentes éditions des recommandations de fumure, la prise en compte de la valeur fertilisante des engrais de ferme est devenue systématique. Comme pour les résidus de récolte, elle est postulée égale à 100%. L'estimation des quantités effectives de matières fertilisantes mises en jeu est parfois difficile : quantités de P dépendant de l'âge de l'animal, de la dilution du lisier et du purin, de la densité du fumier, de la quantité de paille dans le fumier, etc... Les DBF-GCH informent néanmoins sur les différents produits, tout en rappelant les incertitudes d'appréciation quantitative. Notons encore qu'en comparaison internationale, la Suisse se signale par la prise en compte intégrale de la valeur fertilisante P des engrais de ferme.

Sous réserve de la validité des barèmes d'interprétation P (chapitre 3.5), les DBF prennent très sérieusement en compte la dimension environnementale et les risques associés aux engrais P. En mettant en priorité les résidus de récolte et les engrais de ferme, on diminue l'importation de P dans l'exploitation, de manière à assurer la fermeture optimale du cycle du phosphore et la réduction des risques de pertes.

4.2.3 Les données de base pour la fumure en arboriculture fruitière, DBF-ARBO

**Ne pas s'intéresser
seulement au fruit,
mais aussi à l'arbre**

Publiées en 2003 (Bertschinger et al.), les DBF-ARBO constituent un premier pas vers une présentation uniforme pour toutes les cultures. Celle-ci ne sera entièrement réalisée que dans une prochaine édition, qui permettra à des lecteurs polyvalents de se retrouver plus facilement dans des documents analogues pour toutes les cultures.

L'arboriculture fruitière connaît un développement rapide : les espèces, les variétés, les porte-greffes, les formes de culture et les systèmes de conduite se sont modifiés avec le temps et entraînent des répercussions sur les besoins en engrais des cultures. Cette constante adaptation aux besoins du marché, tout en conservant le souci de la durabilité des systèmes de production, impose des révisions plus fréquentes des recommandations de fumure.

Comme dans le cas des grandes cultures, le potentiel de rendement du site est l'élément déterminant qui conditionne l'exportation nette d'éléments fertilisants par la récolte. Cependant, une culture pérenne ne produit pas seulement des fruits, mais également du bois formant la charpente des arbres. Les éléments fertilisants se répartissent donc entre les diverses parties de la plante ; ils peuvent être mis en réserve et remobilisés dans l'année en cours ou les années suivantes. Lorsque, comme cela est le plus souvent le cas, la culture fruitière est complétée par un engazonnement entre les lignes, on est en présence de deux cultures simultanées, dont les besoins en fertilisants sont parfois en concurrence.

L'état général de l'arbre est le critère décisif mis en œuvre dans la pondération de la norme de fumure. Celle-ci est adaptée en fonction de la vigueur du porte-greffe, de la pierrosité et de la teneur en matière organique du sol. L'analyse du P du sol offre

la possibilité d'une seconde correction tenant compte des réserves présentes. A cet égard, deux méthodes d'analyses sont recommandées : P-H₂O et P-AAEDTA.

Lorsque l'interprétation des résultats montre des niveaux d'enrichissement très différents, le recours à un spécialiste est recommandé pour élucider le problème (cette interprétation séparée des résultats ne doit pas être confondue avec l'interprétation par la double analyse décrite au chapitre 3.3 pour les sols genevois). Comme dans les grandes cultures et herbages, le barème d'interprétation des réserves en P est actuellement en révision, car il ne donne pas entièrement satisfaction. L'observation du profil cultural et l'analyse du feuillage (diagnostic foliaire) offrent des possibilités supplémentaires d'appréciation des conditions de nutrition des arbres, et permet de prendre en compte d'éventuels antagonismes ou synergies entre les nutriments absorbés.

Par rapport aux précédentes éditions des DBF-ARBO, la norme de fumure P a été massivement réduite et correspond maintenant à l'exportation nette de P. Les autres aspects de la fumure en arboriculture fruitière sont traités de manière analogue à la fumure des grandes cultures et herbages.

4.2.4 Données de base pour la fumure en viticulture, DBF-VITI

**Ne pas s'intéresser
seulement au fruit,
mais aussi à la plante
pérenne**

Comme en arboriculture fruitière, la nature pérenne de la vigne demande qu'une attention particulière soit portée au végétal avec l'aide, si nécessaire, de l'analyse foliaire et de l'observation du profil du sol. La fumure de fond, autrefois largement pratiquée, n'est plus recommandée qu'en cas exceptionnel (Spring et al., 2003).

Par rapport aux précédentes éditions des DBF-VITI, la norme de fumure P a été massivement réduite et correspond maintenant à l'exportation nette de P. Les autres aspects de la fumure de la vigne sont traités de manière analogue à la fumure des grandes cultures et herbages.

4.2.5 Données de base pour la fumure en culture maraîchère, DBF-CM

Les DBF-CM sont éditées chaque année par l'Union Maraîchère Suisse sous la forme d'un chapitre de son « Manuel des légumes » (Union Maraîchère Suisse 2003). Pour la rédaction de ce chapitre, l'UMS fait appel à l'ensemble des spécialistes en la matière.

Dans sa version actuelle, le chapitre sur la fumure contient aussi bien des recommandations générales que les recommandations prescrites pour l'obtention d'un label. Une réédition annuelle permet de se tenir constamment à jour en la matière. Les stations fédérales de recherches agronomiques souhaitent être plus étroitement associées à la rédaction des normes maraîchères et les présenter sous une forme analogue à celle des autres cultures ; ce point fait encore l'objet de discussions.

La sanction économique d'une fertilisation inappropriée

Comme dans les données de base des autres cultures, la recommandation de fumure pour la culture maraîchère correspond à l'exportation nette de P, mais les résidus de récolte restant sur le champ ont une part assez importante. On utilise deux méthodes d'analyse (P-H₂O et P-AAEDTA). Les barèmes d'interprétation sont les mêmes pour toutes les cultures. D'autre part, la culture maraîchère est caractérisée par une consommation importante de fertilisants et des risques accrus de pertes. Dans une production étroitement liée au marché et à la commercialisation, les réductions des doses appliquées peuvent influencer la qualité et la quantité de la récolte et avoir des conséquences financières dommageables pour le praticien. C'est alors que peuvent apparaître des conflits entre les objectifs de nutrition optimale des plantes et les objectifs environnementaux.

4.3 Gestion de la fumure en production intégrée, les prestations écologiques requises (PER)

4.3.1 Introduction

Dès 1993, le système des paiements directs à l'agriculture a été mis en œuvre par l'autorité. Ce système prend acte de la nature multifonctionnelle de l'activité agricole et reconnaît sa contribution à la fois au plan de la production de denrées alimentaires et au plan de l'entretien des paysages et de l'environnement. La rétribution de l'agriculteur est dès lors assurée par la vente de ses produits à des prix se rapprochant progressivement des prix pratiqués dans les pays voisins, et par des paiements directs couvrant la contribution écologique d'intérêt public de l'exploitant.

A la recherche de l'équilibre entre besoins des cultures et apports de fertilisant P

En ce qui concerne le phosphore, le paiement direct n'est versé que lorsque la condition d'un bilan équilibré des fertilisants est remplie. Pour éviter une surcharge administrative excessive tout en garantissant un traitement équitable de chaque agriculteur, un système de relevé uniforme a été mis au point. L'ensemble des exigences à satisfaire est appelé « prestations écologiques requises », PER. Dans certaines branches de production de produits labellisés, les exigences du marché ou des produits sous labels peuvent être encore plus élevées par rapport aux PER.

Le calcul du bilan du phosphore (et de l'azote) s'applique à l'ensemble de l'exploitation sans distinction parcellaire. Il a bénéficié de plusieurs améliorations et se présente actuellement sous le nom de « Suisse-bilanz » (Office Fédéral de l'Agriculture, 2003). L'exploitant calcule les besoins en P des cultures qu'il prévoit de mettre en place ; il calcule ensuite les quantités de ces nutriments produites sur l'exploitation (engrais de ferme, ...) ou contenues dans divers agents de production (aliments concentrés, ...). La différence entre les besoins des cultures et les apports provenant de l'exploitation et d'autres agents de production représente la quantité maximale d'engrais qu'il est autorisé à acquérir. Dans le détail, Suisse-bilanz intègre les modifications d'effectif du bétail et les échanges de matières fertilisantes ; il autorise un apport de P dépassant au maximum de 10% les besoins réels en raison des nombreuses difficultés inhérentes à un calcul précis des quantités entrant en jeu.

Aujourd'hui, plus de 95% des exploitants respectent les exigences de Suisse-bilanz et reçoivent des paiements directs. Cette inévitable charge administrative a eu d'heureuses conséquences sur l'optimisation des ressources de l'exploitation, la réduction massive des intrants et le perfectionnement professionnel des exploitants. Suisse-bilanz est un précieux instrument qui va permettre de mesurer les effets de l'« écologisation » de l'agriculture et de justifier les dépenses consenties par la population en faveur de l'environnement. Plusieurs années d'application seront cependant nécessaires pour voir se concrétiser les espoirs de diminution des pertes en P et de revitalisation des cours d'eau.

4.3.2 Premiers résultats dans le réseau romand d'exploitations pratiquant la production intégrée

Le statut du P des sols du réseau a été décrit au chapitre 3.4. Dans ce chapitre, nous abordons les aspects pratiques de la gestion des fertilisants. Les PER exigent que chaque parcelle soit analysée au moins une fois quant à son pH et à son taux de matière organique. Elle exige également que les taux de P-AAEDTA et K-AAEDTA soient ré-analysés à une fréquence maximale de 10 ans, pour permettre un suivi de l'état de fertilité. Pour des raisons de simplification administrative, l'exploitant n'est pas tenu de prendre en compte le résultat de l'analyse P de ses sols, mais il peut cependant justifier une augmentation de fumure sur ses parcelles définies comme insuffisamment pourvues par l'analyse, à la condition qu'il présente un plan de fumure pour l'ensemble des parcelles de son exploitation. Cette disposition paraît discutable, mais elle s'explique en partie par les incertitudes actuelles liées à la définition d'un barème d'interprétation valable dans toutes les situations.

Bilan P sur l'exploitation ou bilan P parcellaire ?

L'agriculteur peut, s'il le désire, remplacer le calcul du bilan du P sur l'exploitation (Suisse-bilanz) par un plan de fumure parcellaire basé sur les résultats des analyses de sols, qui respecte également les règles de Suisse-bilanz. Dans cette approche parcellaire, la norme de fumure, modulée par le résultat de l'analyse du P disponible, offre la sécurité supplémentaire d'une fertilisation adaptée à chaque site.

Les terres du réseau PI de Suisse romande et du Tessin ont été fertilisées en tenant compte des résultats des analyses de sols. Magnollay et Pilet (1998) ont procédé à une première évaluation des résultats obtenus sur le réseau PI. Ils ont observé une baisse notable des achats d'engrais minéraux dont le coût d'acquisition est passé de Fr. 315.- par hectare en 1991 à Fr. 160.- en 1997. L'apport de P par les engrais minéraux (figure 4.3-1) est quant à lui passé de 25 à 10 kg P ha⁻¹. Ces résultats confirment ceux de Lehmann et al. (1998) obtenus sur les trois réseaux d'exploitations mentionnés au chapitre 3.4 : en cinq ans, le bilan du P est passé d'un excédent de 8.5 kg P ha⁻¹ à un déficit de 3.5 kg P ha⁻¹, correspondant à une réduction des achats d'engrais phosphatés de 56% en zone de plaine et de 79% en zone de montagne. C'est principalement la prise en compte intégrale du P des engrais de ferme et la rigueur des exigences de Suisse-bilanz qui expliquent cette évolution (la statistique du bétail rend compte du nombre de têtes et par conséquent de la production de P par les animaux). Durant cette période, on n'a pas observé de baisse de rende-

ments, ce qui tendrait à prouver que les fumures pratiquées étaient bien adaptées aux besoins des plantes. La tendance à la baisse des teneurs des sols en P disponible observée sur le réseau (chapitre 3.4), comme dans les essais de longue durée (chapitre 2.3), s'explique probablement par une histoire récente de fertilisation copieuse revue à la baisse.

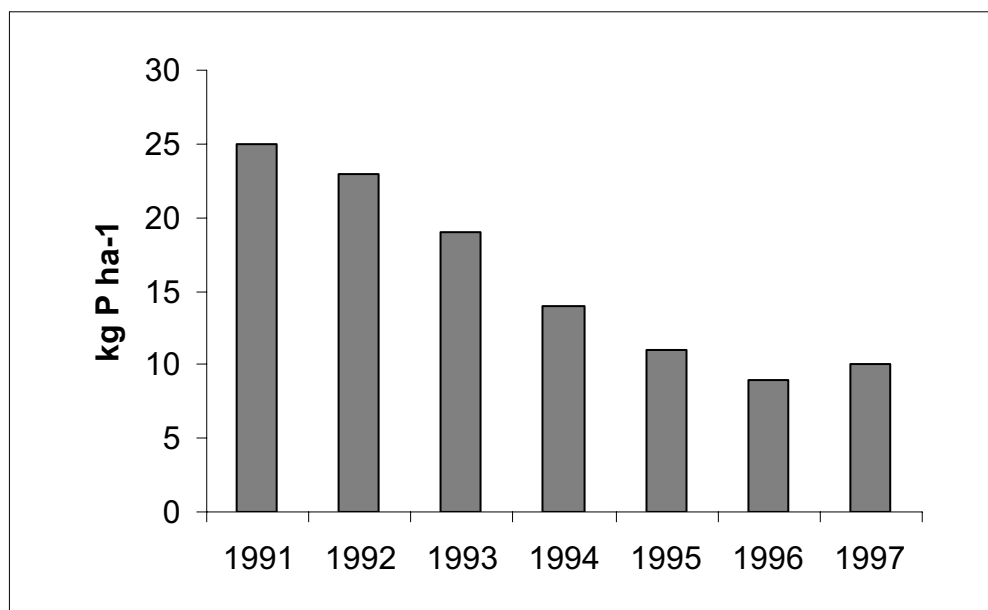


Figure 4.3-1
Evolution des apports de P par les engrais minéraux dans le réseau PI romand entre 1991 et 1997 (Magnollay et Pilet, 1998).

Le bilan P sur l'exploitation masque des situations parcelles extrêmes

Le travail en cours sur la comparaison du bilan P sur l'exploitation et du bilan selon le plan de fumure parcellaire débouche sur un résultat semblable au niveau de l'exploitation : les exploitations respectent les exigences PER. Celles-ci ont donc apporté une amélioration sensible aux précédentes pratiques de fertilisation.

L'observation approfondie des résultats par exploitation et par parcelle montre toutefois que les moyennes cachent les situations extrêmes. Quelques exploitations du réseau adeptes de l'agriculture biologique présentent des bilans nettement négatifs. Il en est de même de certaines parcelles où les exploitants ont totalement renoncé aux apports d'engrais P minéraux. A l'opposé, certaines parcelles ont été fertilisées au-delà de la norme de fumure, sans pour autant que le bilan P de l'ensemble de l'exploitation ait été excessif (Zimmermann, 2003a).

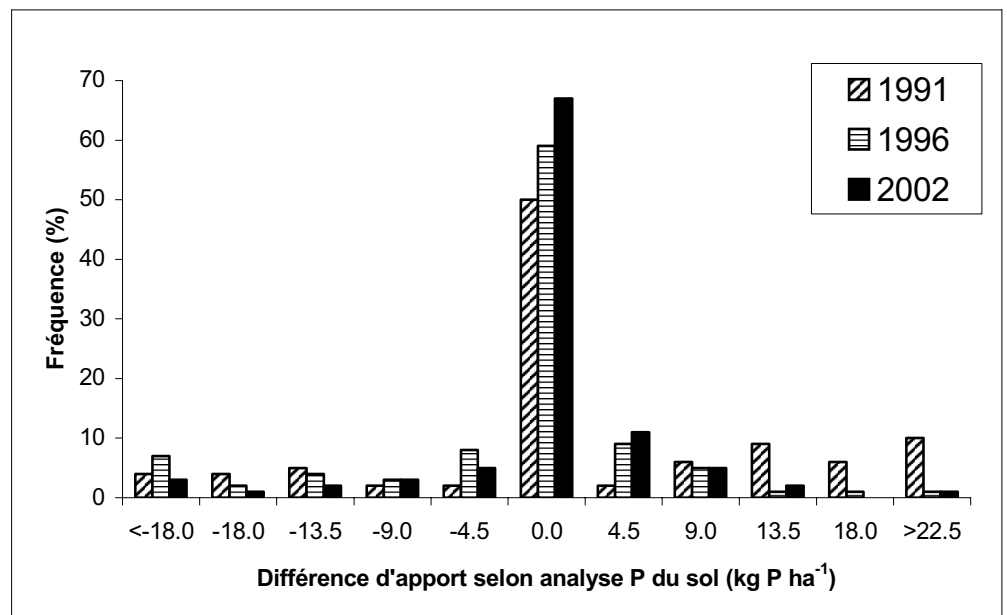
La figure 4.3-2 illustre les différences entre la fertilisation selon les exigences de base de Suisse-bilanz et la fertilisation tenant compte des résultats des analyses de sol pour les années 1991, 1996 et 2002.

Dans les trois années examinées, 50, 59 et 67% respectivement des parcelles auraient reçu les mêmes doses de fertilisant P avec les deux modes de calcul. Cela signifie que le statut P de ces parcelles ne commandait pas de modification de la norme de base (« classe C »). Par contre, 17, 24 et 14% respectivement des parcel-

les ont reçu des doses d'engrais P réduites en 1991, 1996 et 2002 en raison de la richesse en P des terres (« Classes D et E », partie gauche de la figure) et 33, 17 et 19% respectivement des parcelles ont reçu des doses d'engrais P renforcées en 1991, 1996 et 2002 en raison de la pauvreté en P des terres (« Classes A et B », partie droite de la figure). On observe également que le nombre de parcelles dont le statut P est jugé satisfaisant (« Classe C ») s'est accru durant la période examinée. La portée de cette dernière remarque doit toutefois être relativisée en raison des changements survenus dans les normes de fumure et les barèmes d'interprétation.

La prise en compte des résultats d'analyse de sol optimise les conditions d'approvisionnement en nutriments des plantes et réduit le risque de pertes de nutriments apportés en excès. Elle est donc bénéfique au plan agronomique comme au plan environnemental.

Figure 4.3-2
Distribution de fréquences de l'effet spécifique de la prise en compte du résultat de l'analyse P des sols en 1991, 1996 et 2002 sur la modulation de la dose de P à apporter aux cultures. Les valeurs d'abscisse négatives caractérisent les sols riches en P, dont la fumure sera réduite.



4.3.3 Expériences réalisées dans les pays voisins

Les pays voisins ont les mêmes préoccupations que nous

Des démarches analogues sont en cours dans les pays voisins et il a paru important de comparer ces approches à la démarche suisse. Schüpbach (2002) compare les bilans calculés par Suisse-bilanz à des démarches analogues pratiquées en Allemagne et aux Pays Bas ; il évalue les conséquences sur la gestion d'entreprise de l'application des diverses démarches à quelques exploitations représentatives, sans entrer dans leur justification scientifique.

Trois méthodes permettent de dresser le bilan des fertilisants d'une exploitation :

- Méthode « A l'entrée de la ferme » (EF) : Comparaison des flux de P entrant et sortant dans l'exploitation (bilan entrée – sortie). Le système sous revue est l'exploitation dans son ensemble.
- Méthode « Du champ à l'étable » (CE) : Comparaison des flux de P internes au sein de l'exploitation. Les flux intrants sont comparés aux flux de prélèvement des cultures sur chaque parcelle de l'exploitation, y compris les flux internes de l'exploitation (p. ex. production de fourrage pour les animaux de la ferme). Le système sous revue est l'ensemble de toutes les parcelles de l'exploitation.
- Méthode « Besoin – couverture » (Suisse-bilanz, SB) : Comparaison des besoins des plantes à la production de P par l'exploitation, avec solde correspondant à un droit d'acquisition ou un devoir de correction. Le système sous revue est l'exploitation dans son ensemble.

L'Allemagne et les Pays Bas pratiquent les deux premières méthodes selon les régions. Les cinq modèles disponibles ont été appliqués sur six exploitations reflétant la diversité des conditions de production suisses. Les exploitations choisies possèdent des surfaces comprises entre 18 et 52 hectares et abritent de 22 à 64 UGB (unité de gros bétail), représentant des charges en bétail variant entre 1.0 et 3.3 UGB/ha, à l'exception d'une exploitation sans bétail.

Les bilans P des six exploitations sont présentés au tableau 4.3-1. On observe d'importantes différences liées aux modes de calcul ; une grande prudence est nécessaire dans l'interprétation des résultats. Tout d'abord, les six exploitations comparées, image de la diversité des conditions de production suisses, ne sont pas représentatives des conditions de production en Allemagne et aux Pays-Bas ; en particulier l'exploitation D, située à une altitude de 1200 m, ne se retrouve pas aux Pays-Bas. Ensuite, les bilans sont établis à partir de tableaux de références nationales des teneurs en P des produits récoltés et des engrais de ferme. Ces tableaux ne sont pas partout les mêmes et ne font pas toujours la distinction entre les différentes conditions de production (par exemple les catégories d'âge des animaux, les variétés des plantes récoltées, etc...), de sorte que les chiffres bruts d'input et d'output peuvent être assez différents pour une même exploitation de référence, et se traduire par un bilan négatif ou positif pour cette seule raison.

La méthode la plus restrictive est la méthode D-EF. Grâce à la prise en compte des quantités et teneurs P réelles (quantité de P = masse x teneur), elle est la plus précise et paraît la plus indépendante d'interprétations susceptibles d'être biaisées par des choix relevant de la politique agricole. Comme elle ne comprend pas de poste pour « pertes admissibles en P », elle débouche par conséquent sur des bilans systématiquement positifs, où l'input est supérieur à l'output.

Tabl. 4.3-1 : Bilans du phosphore dans six exploitations suisses, calculés selon 5 méthodes de provenances allemande (D), hollandaise (NL) et suisse (CH) ; Méthode SB : « Suisse-bilanz », méthode CE : « du Champ à l'Etable », méthode EF : « A l'Entrée de la Ferme ». Résultats exprimés en kg P₂O₅ ha⁻¹ (Schüpbach, 2002).
Bilan brut = Input – Output. Bilan final = Bilan brut + Pertes admissibles

Exploitation	P ₂ O ₅ (kg · ha ⁻¹)	Méthode	Méthode CE		Méthode EF	
		CH - SB	D - CE	NL - CE	D - EF	NL - EF
A	Input	60	77	50	65	47
	Output	72	70	53	46	66
	Bilan brut	-12	7	-3	19	-19
	Pertes admissibles	-1	0	-35	0	-35
	Bilan final	-13	7	-38	19	-54
B	Input	80	80	83	44	45
	Output	77	92	60	29	40
	Bilan brut	3	-12	23	15	5
	Pertes admissibles	-1	0	-35	0	-35
	Bilan final	2	-12	-12	15	-30
C	Input	81	90	88	58	58
	Output	76	97	62	39	48
	Bilan brut	5	-7	26	19	10
	Pertes admissibles	0	0	-35	0	-35
	Bilan final	5	-7	-9	19	-25
D	Input	35	39	38	17	16
	Output	33	50	65	8	10
	Bilan brut	2	-11	-27	9	6
	Pertes admissibles	-1	0	-35	0	-35
	Bilan final	1	-11	-62	9	-29
E	Input	84	89	78	183	173
	Output	78	97	63	162	160
	Bilan brut	6	-8	15	21	13
	Pertes admissibles	0	0	-35	0	-35
	Bilan final	6	-8	-20	21	-22
F	Input	81	82	59	82	59
	Output	84	64	50	65	50
	Bilan brut	-3	18	9	17	9
	Pertes admissibles	0	0	-34	0	-34
	Bilan final	-3	18	-25	17	-25

Les deux méthodes hollandaises comprennent un important poste « pertes admissibles en P ». Ce poste prend acte du fait qu'une partie du P de l'input ne sera pas utilisée par la plante (par analogie, on admet également qu'une partie de l'azote des engrais de ferme n'est pas disponible pour la plante), mais doit néanmoins être prise en compte dans le calcul du bilan. La perte admissible est une estimation provisoire assez grossière, qu'il convient de diminuer rapidement. L'approche «politique» hollandaise consiste à réduire les pertes admissibles en tenant compte des possibilités réelles des exploitants de sorte que les résultats des bilans vont progressivement se rapprocher des résultats obtenus en Suisse et en Allemagne, et même devenir encore plus restrictifs.

Dans l'approche selon Suisse-bilanz, on attache une importance particulière à un traitement équitable de toutes les catégories d'exploitations. Ceci se traduit en particulier par de plus faibles différences de bilan entre les exploitations par rapport aux modes allemand et hollandais.

De la difficulté des comparaisons

Schüpbach (2002) montre qu'il est particulièrement difficile de comparer des exploitations analogues dans des pays différents en raison de particularités nationales non généralisables. On s'attachera donc moins aux résultats chiffrés des bilans qu'au constat que chaque pays s'efforce d'atteindre des bilans P équilibrés. Il est par exemple remarquable que partout le recours aux engrais minéraux du commerce ait été drastiquement réduit ; les statistiques nationales de consommation de ces engrais confirment l'ampleur des efforts consentis.

Les calculs de bilan sont toujours exécutés avec le concours des exploitants, dans le cadre de groupes de vulgarisation. Ils donnent lieu à des discussions approfondies entre exploitants, qui prennent ainsi conscience de la gravité des problèmes et acceptent de participer à leurs solutions. Par exemple, l'exploitation E, très chargée en bétail bovin et en volailles d'engraissement, parvient à un bilan acceptable grâce à l'exportation d'engrais de ferme vers une exploitation voisine, peu chargée en bétail. Le rôle moteur de la formation et de la vulgarisation dans la prise de conscience des problèmes environnementaux créés par l'agriculture est mis en évidence.

4.4 Gestion des sols sur-fertilisés

4.4.1 Origine de l'enrichissement en phosphore des sols

Les résultats des analyses décrites dans le chapitre 3.2 montrent que les sols sous culture herbagère du bassin versant du lac de Baldegg sont très enrichis en phosphore. D'autres régions, en particulier la région des lacs du Moyen-pays de Suisse centrale et la région thurgovienne, sont aussi caractérisées par un fort enrichissement en P dû à une charge élevée en bétail (bovins, porcs, volaille).

Suite aux investissements importants consentis pour le traitement des eaux résiduaires d'origine urbaine, à l'interdiction des phosphates dans les lessives et à d'autres mesures incitatives, l'agriculture est devenue le principal contributeur au déversement de P dans les aquifères et les biotopes avoisinants. La mise en place des PER dans les années nonante a certes contribué à réduire de manière drastique les excédents d'apports de fertilisants, mais d'importantes quantités de P sont encore présentes dans presque tous les sols agricoles. Il en résulte un risque permanent de transfert dans les aquifères, malgré l'imposition des doses maximales d'engrais tolérées par les PER. Les pertes proviennent aussi bien du stock de P accumulé dans le sol que des engrais de ferme fraîchement apportés, qu'il est parfois difficile d'épandre en exacte conformité avec les périodes de prélèvement des plantes.

Constat d'enrichissement excessif en phosphore

Tous les indicateurs chimiques et physico-chimiques du degré d'enrichissement en P des sols de ces régions concordent et concluent à un enrichissement marqué. Les teneurs en P mesurées à l'aide des méthodes officielles (P-CO₂ et P-AAEDTA) placent la plupart des sols dans les classes « riche » et « très riche ». Les travaux en cours des stations fédérales de recherches agronomiques et un travail de Gallet (2001) portant sur sept de leurs essais de longue durée montrent par ailleurs que les barèmes actuels d'interprétation des résultats obtenus avec ces deux méthodes sous-estiment l'importance des réserves de P dans le sol, ce qui accentue encore l'ampleur de l'enrichissement.

Les teneurs en P mesurées par d'autres méthodes donnent des résultats analogues : les valeurs P-NaHCO₃ sont particulièrement élevées. Les mesures du taux de saturation par les phosphates des sites capables de fixer cet élément révèlent une saturation déjà élevée, c'est-à-dire un risque élevé de transfert immédiat dans les aquifères du P qui ne peut plus être retenu par des sites déjà en partie saturés. Les résultats obtenus à l'aide de la méthode des cinétiques d'échange isotopique se classent parmi les plus élevés dans l'ensemble des terres analysées à ce jour.

Les réserves justifiées d'ordre scientifique que l'on pourrait émettre sur la valeur prédictive de la disponibilité du P selon certaines méthodes perdent une grande partie de leur pertinence dans le cas des sols de ces régions : l'enrichissement est détecté par toutes les méthodes. Comme les documents sur la qualité des eaux et l'histoire culturelle des sols sont de qualité irréprochable, une conclusion s'impose : l'enrichissement des sols agricoles est dû à une fertilisation phosphatée copieuse,

supérieure aux besoins des plantes, poursuivie durant de nombreuses années, en fait jusqu'à la mise en place des PER à laquelle adhèrent maintenant plus de 95% des exploitations de la région.

4.4.2 Les solutions possibles

Y a-t-il une solution en vue ?

Si le diagnostic sur l'enrichissement en P et ses causes est relativement facile à poser, l'application d'une thérapie est plus ardue. Aux faits avérés s'oppose en effet la réalité socio-politique et économique. En milieu sur-fertilisé, la poursuite des pratiques actuelles d'apports d'engrais P tout en respectant les exigences PER n'est pas réaliste, car elle ne s'attaque pas au problème central de l'enrichissement excessif des sols au cours des années. Seule une réduction des apports de P à un niveau inférieur aux besoins des plantes permettra à terme d'absorber les excédents accumulés et de revenir à des niveaux de fertilité phosphorique des sols ne présentant plus qu'un risque réduit pour les eaux. A l'opposé, l'arrêt immédiat des apports de P aux régions sur-fertilisées aurait pour conséquence soit des modifications drastiques des pratiques agricoles (charge en bétail, intensité d'exploitation) et de l'occupation du territoire par des familles paysannes, soit la mise en place d'un commerce d'exportation des engrais de ferme vers des régions du pays dont les sols seraient capables d'utiliser efficacement le phosphore. On le voit, le chemin de crête est étroit. Il est balisé par les données scientifiques et les réalités agronomique, environnementale, sociale et politique.

4.4.3 La sanction par la qualité de l'eau

Dans notre pays, la qualité des eaux est étroitement suivie depuis de longues années. Si la qualité des eaux de captage n'est pas toujours connue du grand public, la qualité des eaux d'un lac est visible aux yeux du profane : présence d'algues, abondance et diversité de la faune piscicole, état des biotopes riverains, ... sont autant d'indicateurs de qualité. Le lac de Sempach par exemple, d'une surface de 1440 hectares, d'une profondeur maximale de 87 m et dont les eaux se renouvellent en 17 ans, est source d'approvisionnement en eau pour environ 10'000 habitants.

La population riveraine est sensible à la qualité des eaux

Dès la fin des années soixante, la qualité de ses eaux s'est mise à baisser. Sa teneur en phosphore en 1984 a dépassé 160 mg de P par mètre cube, chiffre à comparer à une teneur souhaitée de 20 mg P/m³ (Blum, 2000). Des actions d'envergure ont été entreprises pour corriger cette situation catastrophique : l'épuration des eaux résiduaires a été généralisée, les apports excessifs de P par l'agriculture ont été réduits. Le lac a été oxygéné, puis aéré durant des années, de sorte que l'oxygène a à nouveau atteint les couches profondes proches du sédiment et permis la reprise d'activités biologiques. En 2002, on ne mesurait plus que 45 mg P/m³ dans l'eau.

Dans l'état actuel des très nombreuses connaissances ont été accumulées sur le lac, ses sédiments et son bassin versant, les flux de phosphore sont connus avec précision. On sait que toute réduction supplémentaire de teneur en P des eaux du lac est conditionnée par une réduction correspondante des quantités perdues par les terres agricoles du bassin versant.

4.4.4 La signification concrète d'une réduction des apports de P dans les exploitations sur-fertilisées

Le bilan des éléments fertilisants sur l'exploitation est devenu un outil d'usage généralisé pour répondre aux exigences des PER. Il a mis en évidence les flux de fertilisants internes à l'exploitation. Dans une exploitation traditionnelle de type herbager, l'exportation de P par le lait et la viande est relativement faible. Le P contenu dans les fourrages concentrés achetés et les engrais de ferme permet d'obtenir un bilan P équilibré, sans recours à l'achat d'engrais du commerce (Jean-gros, 1997). En présence d'une branche complémentaire de production animale, comme par exemple un atelier d'engraissement de porcs, les aliments nécessaires, une fois ingérés, augmentent la quantité de P produite par les engrais de ferme, car l'exportation de P dans la viande de porc est elle aussi réduite. Dans une telle situation, le bilan du P devient excédentaire. Le recours à des aliments du bétail dits « écologiques », appauvris en P, permet jusqu'à un certain point de corriger un bilan excédentaire, mais se heurte rapidement à des limites. Si l'exploitation comprend des terres assolées (céréales, pomme de terre, ...), l'excédent de P généré par les ateliers de production animale peut être diminué par l'exportation de P avec les produits récoltés quittant l'exploitation.

La législation fédérale – lois et ordonnances sur la protection des eaux et l'aménagement du territoire – limite la charge en bétail par hectare et exige qu'une partie au moins des aliments du bétail soient produits sur l'exploitation ; elles n'exclut pas la possibilité d'exporter à courte distance (notion de rayon d'exploitation) les excédents hors de l'exploitation, pour laquelle des contrats de reprise d'engrais de ferme sont prévus.

Enjeux sociaux et politiques

Une correction possible du bilan excédentaire dans une exploitation chargée en bétail réside dans la réduction du cheptel, avec toutes ses conséquences sur le revenu de l'exploitant et l'amortissement d'installations désormais incomplètement utilisées, sans parler des conséquences indirectes sur l'économie locale : réduction des activités de fabrication d'aliments, d'abattage de bétail, etc...

Une autre solution, consistant à exporter les engrais de ferme excédentaires vers des exploitations voisines, moins chargées en bétail, existe, mais la rareté de telles surfaces en restreint l'application et la loi limite par ailleurs les distances de transport pour les exploitations qui ne disposent pas d'un minimum de surfaces agricoles d'épandage.

4.4.5 Les incitations de l'autorité

Les pouvoirs publics et la population des régions concernées ont pris conscience de la gravité des problèmes et ont entrepris des actions correctives. Par exemple le Canton de Lucerne, soucieux de l'avenir des eaux des lacs de Sempach et de Baldegg, auxquels s'ajoute une partie des lacs de Hallwil et de Zoug, vient de promulguer une ordonnance sur la charge en P des lacs du Moyen-pays provoquée par l'agriculture (Canton de Lucerne, 2002). Son but est de diminuer les charges en P. Pour l'atteindre, des analyses régulières du niveau d'approvisionnement des sols des bassins versants sont prescrites.

Les sols appartenant aux classes D et E (riche et très riche en P disponible) ne doivent pas recevoir de fertilisation supérieure aux 80% des besoins estimés des cultures prévues, alors que la fertilisation ne doit pas dépasser les 100% des besoins estimés dans les autres cas. L'augmentation de l'effectif des animaux de la ferme n'est possible que si le supplément d'engrais de ferme produits ne contrevient pas aux limites maxima fixées ci-dessus. Les contrats de livraison d'engrais de ferme vers des exploitations voisines doivent respecter le même principe. Toute nouvelle construction agricole est conditionnée à la possibilité d'utiliser les engrais de ferme attendus selon les prescriptions.

L'ordonnance cantonale émet, en plus des exigences des PER, un certain nombre de restrictions supplémentaires concernant le respect des rives, des surfaces extensives (SCE) et le mode de culture des terres assolées. Les agriculteurs ont la possibilité de signer un contrat spécial (« Seevertrag ») les engageant à adopter un comportement particulièrement respectueux à l'égard du lac. En échange de cet ensemble de prestations, Confédération et Canton versent des indemnités pour chaque action mentionnée dans les contrats (Art. 62 a Loi fédérale sur la protection des eaux).

Le tableau 4.4-1 présente l'exemple d'une exploitation chargée en bétail. L'analyse de la teneur en P disponible de ses dix parcelles, comprenant des terres assolées et des prairies temporaires, montre des niveaux plutôt élevés (classes C et D). Les données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages (DBF-GCH) (Ryser et al. 2001) proposent une correction de la norme de fumure P selon le niveau d'enrichissement. Ainsi, la parcelle No. 1, avec un indice P de 16, correspondant à $2.48 \text{ mg P kg}^{-1}$, ne devrait recevoir que 70% de la norme de fumure de la prairie temporaire. Sur l'ensemble des parcelles, la recommandation moyenne serait de 83% du besoin calculé. Dans le projet lucernois de la « Zentralstelle für Oekologie », les corrections sont un peu moins restrictives, et la recommandation moyenne de fumure est de 93% du besoin calculé.

Tabl. 4.4-1 : Exemple de plan de fumure pour une exploitation sous contrat dans le bassin versant du lac de Baldegg, calculé par l' « Abteilung Oekologie und Direktzahlungen », Sursee (ZfOe).
f. corr : facteur de correction de la norme de fumure, compte tenu du degré d'enrichissement en P du sol selon Ryser et al. (2001) ou selon ZfOe (Blum, information personnelle).

Parcelle No.	Culture prévue	Surface (ha)	P-CO2 (mg kg ⁻¹)	Classe P	f. corr. DBF	f. corr. ZfOe
1	Prairie temporaire	1.30	2.48	D	0.7	0.8
2	Prairie temporaire	0.80	2.33	D	0.6	0.8
3	Prairie temporaire	1.30	3.11	D	0.5	0.8
4	Terre assolée	1.80	1.86	C	0.9	1.0
5	Terre assolée	1.20	1.24	C	1.0	1.0
6	Terre assolée	1.80	1.24	C	1.0	1.0
7	Prairie temporaire	1.20	2.80	D	0.5	0.8
8	Terre assolée	1.30	1.71	C	0.9	1.0
9	Terre assolée	1.40	1.40	C	1.0	1.0
10	Terre assolée	1.10	1.55	C	1.0	1.0
	Total surface	13.20				
f. corr. moyen pondéré :					0.83	0.93

L'exemple ci-dessus appelle quelques remarques. Tout d'abord, les prestations écologiques requises (PER) ont certes contribué à faire disparaître les situations de bilan nettement excédentaires, mais ne tient aucun compte du niveau d'enrichissement effectif des terres ; les sols déclarés riches ou très riches conservent leur potentiel élevé de risque de perte. De plus, la tolérance d'un dépassement de 10% (bilan à 110%) augmente encore l'excédent de P dans les sols si elle est systématiquement appliquée. Ensuite, force est de reconnaître que les données de base sur la fumure n'ont pas été respectées dans le passé sur cette exploitation ; si elles l'avaient été, un tel enrichissement des terres ne se serait pas produit. Enfin, la recommandation de fumure proposée dans le projet, plus élevée de 10% par rapport aux DBF-GCH, prend acte de l'impossibilité de la prise en compte intégrale des résultats d'analyses de sol sans perturber profondément le fonctionnement de l'exploitation et témoigne de l'extrême difficulté rencontrée pour réduire la fumure dans une exploitation chargée en bétail et s'engageant de surcroît à respecter le contrat signé (Blum, 2003).

4.4.6 Aspects pratiques de la gestion

La gestion des sols sur-fertilisés et enrichis en P pose les mêmes problèmes : des améliorations comme le renoncement intégral à l'achat d'engrais du commerce, le recours à des aliments du bétail «écologiques», les contrats de reprise d'engrais de ferme par des exploitations moins chargées ou encore l'optimisation des pratiques culturales contribuent à rendre les bilans du P plus présentables, mais ne sauraient corriger de manière définitive des situations dans lesquelles les apports de P sont excessifs compte tenu de la richesse des sols en cet élément.

Pendant des décennies, du phosphore a été accumulé au-delà des limites raisonnables dans les sols (niveau «satisfaisant» de fertilité P) avec l'accord plus ou moins tacite des milieux de la recherche agronomique et de la vulgarisation, croyant à tort que la faible mobilité de P dans le sol ne poserait pas de problème.

Comparée à la teneur totale en P d'un sol forestier (ordre de grandeur 500 kg P/ha), la teneur correspondante dans un sol agricole est de l'ordre de 2250 kg P/ha et témoigne d'un enrichissement de 1750 kg P/ha (Blum, 2000). Des années seront nécessaires pour réduire de tels niveaux. Dans l'état des connaissances actuelles, cette masse de P est considérée comme un danger majeur au plan de l'écologie; elle est par contre à considérer par l'agriculture comme une richesse dont il importe de tirer le meilleur parti.

L'heure des choix

Le projet lucernois décrit au chapitre 3.2 s'efforce de concilier des exigences contradictoires et vise une lente amélioration de la situation. Il comprend un volet extrêmement important, non encore évoqué ici : la sensibilisation des exploitants et leur participation active aux mesures décidées et sanctionnées par contrat. Cette approche formatrice est prometteuse, mais ne donnera des résultats concrets qu'après un certain nombre d'années, selon Keller et van der See (2004) il faudrait même parler de décennies. D'autres approches, basées sur le caractère urgent des solutions à trouver, impliquent des modifications massives de structure des exploitations, en particulier la diminution du cheptel et d'importantes conséquences sociales. Nous reviendrons sur ce sujet au chapitre 5.

5 Agriculteurs et pratiques de fertilisation

5.1 Introduction

L'approvisionnement des sols et la nutrition des plantes en phosphore ont fait l'objet, depuis des décennies, de multiples recherches fondamentales et appliquées. Cependant, pour démontrer leur utilité, ces travaux doivent trouver un chemin vers l'application pratique au champ. L'encadrement scientifique et technique doit mettre à disposition des agriculteurs les moyens de gérer au mieux la fertilisation phosphatée de façon à :

1. atteindre des rendements optimaux en fonction du potentiel génétique de la culture, de l'environnement (sol, climat, ...) et du système de production,
2. minimiser les pertes de phosphore et leurs impacts sur l'environnement.

En ce qui concerne le premier objectif, on a vu que les quantités de phosphore rencontrées actuellement dans les sols agricoles suisses sont très rarement un facteur limitant le rendement agricole d'une culture ou d'une prairie : les recommandations de fumure publiées dès les années '40 et visant une amélioration des approvisionnements en P ont été manifestement suivies dans la pratique. Le deuxième objectif, et en particulier la réduction des apports de P d'origine agricole vers les eaux de surface, est un enjeu majeur dans le contexte sociopolitique actuel.

Le plan de fumure en échec ?

Même si le plan de fumure n'est pas indispensable, il est généralement admis que c'est la façon la plus adéquate de planifier la fertilisation sur une exploitation agricole. Les enseignants des écoles d'agriculture reconnaissent les avantages didactiques d'une telle démarche et, pour le conseiller agricole, il s'agit du meilleur « outil » pour discuter tous les aspects liés à la fertilisation sur l'exploitation.

Bien que ne disposant pas de statistiques fiables sur la réalisation de plans de fumure par les agriculteurs, on peut estimer que moins de 5% des agriculteurs actifs en grandes cultures et en production herbagère appliquent régulièrement un plan de fumure annuel, alors que tous les agriculteurs recevant des paiements directs doivent faire analyser leurs terres.

Une grande majorité des agriculteurs et de l'encadrement professionnel se satisfait de la confirmation de bilans équilibrés selon les exigences PER, qui prévient les dépassements les plus manifestes. Elle oublie que l'établissement d'un plan de fumure permettrait dans de nombreuses situations de réduire encore la fertilisation phosphatée et, partant, les pertes dans l'environnement.

A partir de ce constat, on a entendu récemment des responsables des milieux agromiques demander qu'on abandonne l'exigence de l'analyse de sol dans le cadre des PER sous prétexte que cette information n'était pas valorisée par les agriculteurs. Ne vaudrait-il pas mieux se demander quelles sont les raisons de cette situation et développer plutôt des méthodes et des outils à la fois simples et performants et des stratégies de conseil et de communication efficaces pour inciter les agriculteurs à mieux gérer leur fertilisation ?

Les agriculteurs qui réalisent des plans de fumure sont, eux, persuadés des avantages apportés par cette démarche : meilleure planification de la répartition des engrais sur les parcelles de l'exploitation, diminution des risques de pertes d'éléments nutritifs et des achats d'engrais minéraux, amélioration de la fertilité des sols, etc. Ils ont compris qu'un bilan P équilibré sur leur exploitation peut, en réalité, cacher la situation de certaines parcelles enrichies en P, pour lesquelles une réduction de la fumure est nécessaire tant au plan agronomique qu'au plan environnemental.

En Suisse, les agriculteurs qui réalisent un plan de fumure chaque année ont souvent un niveau de formation plus élevé que la moyenne, ils se trouvent plus généralement en région de culture mais élèvent des animaux et couvrent une grande partie de leurs besoins en fertilisants à l'aide des engrais de ferme. Les services de vulgarisation de Suisse romande (VD, FR, NE, JU) ont fait une promotion active du plan de fumure et offrent cette prestation depuis plusieurs années. Actuellement, environ 1200 exploitants agricoles font un plan de fumure chaque année en Suisse romande.

Le plan de fumure s'est très peu développé en Suisse alémanique, ce qui peut s'expliquer dans les régions où les charges animales élevées ont enrichi les sols. Dans ces régions de Suisse centrale en particulier, l'application du plan de fumure impliquerait nécessairement une diminution du cheptel. Dans plusieurs régions de Suisse alémanique moins chargées en animaux, la prise en compte des résultats d'analyse de sol permettrait de réduire encore la fertilisation phosphatée et, partant, les pertes dans l'environnement.

5.2 Les moyens d'informer et de convaincre

Nous avons vu que le transfert du phosphore vers les écosystèmes aquatiques dépend de l'hydrologie, des propriétés du sol et des pratiques agricoles. La modification de ces dernières étant l'option la plus directe pour diminuer les pertes en P, le conseil agricole revêt une importance particulière.

En Suisse, le transfert technique, c'est-à-dire l'application pratique à grande échelle des résultats de la recherche, se fait au travers des écoles d'agriculture et des organismes actifs dans le conseil agricole (centrales de vulgarisation alémanique (LBL) et romande (SRVA), services cantonaux de vulgarisation publics, semi-privés ou privés). Les firmes commerciales (vendeurs d'engrais et d'autres intrants agricoles) sont aussi actives dans ce domaine. En comparaison internationale, on peut estimer que les agriculteurs suisses sont très bien encadrés techniquement.

Les enjeux du conseil de fumure

Si les conseils agricoles axés sur les aspects "production" sont généralement admis sans discussion au sein de ces organismes, il en va différemment des aspects environnementaux. La sensibilité particulière du conseiller ou de l'agronome face à cette problématique environnementale influence la forme, si ce n'est le fond, du message transmis aux agriculteurs. Ces différences de perception ont leur importance si on considère que le conseiller agricole doit informer, mais aussi convaincre.

Depuis le développement de la production intégrée, suivie de l'introduction des prestations écologiques requises (PER), la démarche scientifique en fertilisation est soumise à de fortes pressions. Les enjeux économiques et sociaux très importants font que des réflexes de défense professionnelle agricole interfèrent avec l'objectivité nécessaire à la recherche et au développement, ceci au sein même des groupes élaborés pour fixer les règles en matière de fertilisation.

5.3 Les divers aspects du conseil en fertilisation

La planification de la fertilisation sur une exploitation agricole doit prendre en compte les spécificités propres à l'exploitation. Un conseil de fumure doit intégrer les multiples contraintes particulières liées aux types de productions (herbager avec engrais de ferme, mixte, cultures), aux caractéristiques des sols, à l'environnement physique (localisation des parcelles, pentes, ...), au climat, etc. Dans chaque cas, le conseil fait intervenir la norme de fumure, l'objectif de rendement, l'analyse de terre et son interprétation, les quantités, valeurs et caractéristiques propres des engrais organiques et minéraux.

5.3.1 La norme de fumure

Les normes de fumure pour le phosphore, liées aux besoins spécifiques de chaque culture ou type de prairie, sont généralement bien admises, même si celles-ci sont fréquemment modifiées et adaptées aux nouvelles variétés.

5.3.2 L'objectif de rendement

L'objectif de rendement fait toujours l'objet de discussions. On admet une adaptation de la norme de fumure P en fonction de l'objectif de rendement. Là où les conditions (climat, sol, etc.) permettent des rendements régulièrement supérieurs ou inférieurs aux rendements moyens, la norme de fumure P est adaptée.

Adapter la norme à l'objectif de rendement

La fertilisation P n'est qu'un des facteurs contribuant au rendement d'une culture ou d'une prairie. Mais, contrairement aux caractéristiques du sol et du climat, sur lesquelles il n'a pas de prise, l'agriculteur peut choisir la quantité et la forme du fertilisant apporté. Il a souvent tendance à surestimer l'importance de la fertilisation comme facteur de rendement. Il a aussi tendance à surestimer l'objectif de rendement de façon à "assurer", ce qui peut le conduire à apporter des quantités de phosphore supérieures aux besoins.

Ceci nous amène à parler de la notion de risque : l'agriculteur considère réellement comme seul risque l'éventualité de carences en P et des pertes de rendement que cela pourrait impliquer. Les pertes de phosphore ne sont pas considérées comme un risque pour l'exploitation, mais plutôt comme un risque pour l'environnement. Ce n'est qu'indirectement que l'agriculteur court le risque de voir son image en souffrir, comme éventuellement le soutien offert au milieu agricole par l'ensemble des citoyens et de la classe politique.

Depuis quelques années, l'agriculteur doit aussi prendre en compte le risque de sanction (diminution des paiements directs) en cas de non respect des exigences fumure des PER (bilan équilibré, respect de la loi sur la protection des eaux, etc.).

Une partie des agriculteurs peine à trouver sa place dans le nouveau rôle attribué à l'agriculture par la société. Il ne s'agit plus uniquement d'assurer l'approvisionnement de la population en denrées alimentaires, mais d'intégrer tous les aspects "multi-fonctionnels" de l'activité agricole. La protection de l'environnement place l'agriculteur dans une situation ambiguë où il est plutôt sur la défensive et souvent forcé de collaborer.

5.3.3 L'analyse de terre et son interprétation

L'analyse du niveau d'approvisionnement en phosphore des sols agricoles est une exigence stricte des prestations écologiques requises (PER). L'agriculteur est tenu d'analyser l'ensemble des surfaces fertilisables de son exploitation au moins une fois tous les dix ans.

Pourquoi ce scepticisme à l'égard de l'analyse de sol ?

Si l'agriculteur, surtout en région de culture (c'est moins le cas en régions herbagères), se dit généralement conscient de la nécessité d'analyser le sol de son exploitation, il est paradoxalement très souvent sceptique face à l'interprétation qui est faite de ce résultat. Pourquoi ? Pour lui, la connaissance souvent instinctive qu'il a acquise de « sa terre » prime sur le bulletin d'interprétation d'analyse. D'autant plus que cette connaissance est atavique, elle lui a le plus souvent été transmise par son père et son grand-père, de génération en génération.

Il ne comprend souvent pas que son sol puisse être considéré "riche" ou "pauvre", alors que "les rendements sont bons". Certains agriculteurs considèrent, en quelque sorte, le bulletin d'analyse de sol comme une appréciation de leurs qualités professionnelles, comme une bonne ou moins bonne note leur étant attribuée.

Du point de vue purement psychologique, on préfère avoir des sols "riches" plutôt que "pauvres" !

La richesse du sol est quelquefois considérée comme une "assurance risque", tout comme on préfère avoir le garde-manger bien rempli et une bonne réserve de bois pour l'hiver !

Le résultat de l'analyse n'est bien entendu valable qu'à la condition que le prélèvement de l'échantillon soit représentatif du site à analyser. Lorsque l'analyse est destinée au conseil de fumure, l'intérêt d'un prélèvement conforme est évident ; lorsqu'elle n'est destinée qu'à satisfaire à une exigence administrative (PER), cet intérêt est moindre et le risque d'obtention d'un résultat sans signification croît. On voit bien ici l'importance décisive d'une bonne communication entre agriculteur et conseiller, ainsi que de l'adhésion sans réserve de la pratique et de son encadrement

aux buts poursuivis par la production intégrée en matière de fertilisation. Une telle adhésion n'est actuellement pas assurée.

Les modifications trop fréquentes et mal expliquées du barème d'interprétation minent sa crédibilité

Les tergiversations de ces dernières années, liées à l'introduction de nouvelles méthodes d'analyse et de nouveaux barèmes d'interprétation, n'ont sûrement pas contribué à instaurer un climat de confiance entre les instances officielles responsables de l'établissement des « données de base pour la fumure » et les praticiens : conseillers et agriculteurs.

Pour illustrer ceci, on peut examiner l'effet des modifications de barèmes sur le conseil de fumure à partir des données du réseau d'observation des sols FRIBO. Sur 204 résultats d'analyses provenant de sols de terres assolées et de prairies permanentes à l'exclusion des alpages, représentatifs de l'ensemble des surfaces agricoles utiles (SAU) du Canton de Fribourg, on a interprété chaque résultat en utilisant successivement les données de base pour la fumure (DBF) de 1987, les DBF de 1994, le barème provisoire pour l'interprétation des analyses de sol publiées en 1998 (Ryser, 1998) et enfin les DBF actuelles (2001). On a ensuite calculé la quantité de P à apporter pour fertiliser ces parcelles en corrigeant selon la richesse du sol en P. En prenant pour base une quantité relative moyenne de 100 pour la quantité d'engrais P conseillée selon les DBF 1987, on observe sur le tableau 5.3-1 des quantités très différentes obtenues avec les trois barèmes successifs publiés depuis cette date.

Tabl. 5.3-1 : Comparaison des quantités relatives moyennes d'engrais à appliquer à 204 parcelles du réseau FRIBO, calculées selon plusieurs barèmes d'interprétation successifs.

Référence utilisée pour le calcul de la correction selon le niveau de fertilité du sol en P	Recommandation moyenne de fertilisation pour le P (val. relatives, DBF 1987 = 100)
DBF 1987 (P-CO ₂)	100
DBF 1994 (P-CO ₂)	77.5
Barème provisoire DBF 2001 (P-CO ₂) (Ryser, 1998)	87
DBF 2001 (P-AAEDTA)	82

Par exemple, en appliquant les DBF 1994, il fallait diminuer la fertilisation P en moyenne de 22.5 % par rapport à la recommandation de fumure en vigueur depuis 1987. Ces différences, dues uniquement aux changements de méthodes et de barèmes d'interprétation, doivent être expliquées aux agriculteurs de façon à justifier pleinement le conseil fumure. En admettant que ces modifications se traduisent en économies d'engrais minéraux du commerce, la diminution proposée entre 1987 et 1994 représenterait, uniquement pour le phosphore, une économie théorique de près de Fr. 1000.- pour une exploitation de 30 ha. Les économies réalisées ainsi pour le phosphore, le potassium et le magnésium représenteraient environ 5.5 millions de francs pour l'ensemble de la surface agricole utile (SAU) du canton de Fribourg !

Cette démonstration doit bien entendu être considérée avec les réserves nécessaires, mais elle illustre bien l'importance de l'analyse de sol et de son barème d'interprétation pour le conseil global en fertilisation destiné aux agriculteurs. Notons aussi que des changements importants ont été introduits pendant la même période en ce qui concerne la valeur fertilisante des engrais de ferme et d'autres aspects des DBF ; ces changements ont, eux aussi, des répercussions sur le conseil future.

On peut justifier de tels changements par l'évolution des connaissances, mais le conseiller en fertilisation doit convaincre les agriculteurs en utilisant des faits et des arguments rationnels. La tâche du conseiller devient cependant délicate lorsqu'il doit modifier radicalement son discours quelques années plus tard. La recherche a, sous cet aspect, une responsabilité qui implique une approche basée sur des critères strictement objectifs et une démarche uniformément acceptée et reconnue par la communauté scientifique internationale. La recherche scientifique se doit d'être neutre ; ses résultats ne doivent pas être « conditionnés » par l'analyse préalable des conséquences pratiques de ceux-ci.

On a vu qu'une certaine variabilité est inévitable et inhérente aux méthodes d'analyses chimiques utilisées pour estimer le niveau d'approvisionnement de sol en phosphore. L'agriculteur considère néanmoins le résultat de l'analyse de sol comme une "indication" qui devrait lui permettre de planifier ses apports d'engrais de façon à éviter les risques de carence et la perte d'un potentiel de rendement. La réduction des pertes de P et la pollution des écosystèmes en résultant est plutôt considérée comme un problème collectif au secteur agricole et, en général, il ne se sent que peu concerné individuellement.

Dans certaines zones de cultures intensives, des pratiques de fertilisation généreuses depuis des décennies ont peu à peu permis d'accumuler des réserves importantes de phosphore dans les terres assolées. Ailleurs, les fortes densités animales ont amené un enrichissement en P suite à l'utilisation régulière d'engrais de ferme, ces apports dépassant les besoins des plantes. Ceci en particulier pour les engrais de ferme liquides sur les prairies permanentes, celles-ci permettant d'épandre annuellement de plus grandes quantités (épandages régulièrement entre les coupes). Dans ces régions, l'analyse de sol n'offre, du point de vue de l'agriculteur, que peu d'avantages. Au contraire, les agriculteurs dans cette situation craignent souvent de devoir diminuer leurs apports pour des raisons environnementales.

Pour ceux d'entre eux qui complètent leurs besoins avec l'achat d'engrais minéraux, cette situation n'est pas trop problématique. Par contre, pour les exploitations chargées en animaux, qui doivent souvent réduire leur cheptel et/ou exporter des engrais de ferme, la situation peut devenir préoccupante. C'est dans ces situations difficiles que le transfert de la recherche à la pratique s'avère particulièrement délicat. Les solutions imposées "d'en haut" ne peuvent être mises en œuvre sans des efforts d'information et de sensibilisation et une participation active des agriculteurs. Le canton de Lucerne en donne un bon exemple (Blum, 2000).

Ayant quelquefois conscience, même "instinctivement" de la richesse en P de leurs sols, de plus en plus d'agriculteurs renoncent à l'achat d'engrais minéraux phosphatés, même là où certaines parcelles présentent, selon les méthodes et les barèmes d'interprétation en vigueur, un niveau d'approvisionnement insuffisant.

Certains ont fait l'impasse sur la fertilisation phosphatée minérale pendant plusieurs années sans voir le niveau d'approvisionnement en P de leurs sols être modifié à l'analyse suivante. De même, d'autres agriculteurs ont pris le parti d'utiliser uniquement une gamme particulière d'engrais minéraux sans phosphore, sans pour autant observer de baisse de rendement, même après plusieurs années.

5.3.4 Les apports d'engrais

Les besoins des cultures sont à satisfaire en priorité par les éléments nutritifs produits sur l'exploitation (engrais de ferme, résidus de récolte, ...), le solde étant couvert par les engrais du commerce. Le conseil de fumure porte donc avant tout sur la prise en compte de la première catégorie, qui couvre en moyenne nationale environ 75% des besoins en phosphore. La maîtrise de l'apport d'éléments nutritifs par les engrais organiques est donc essentielle à l'établissement du plan de fumure.

**Maîtrise des apports :
une question de
formation professionnelle
et d'encadrement**

L'agriculteur dispose de données fiables pour estimer au mieux la valeur des engrais de ferme produits sur son exploitation. Un élément très important de la démarche concerne l'estimation la plus précise possible des quantités d'engrais de ferme produites sur l'exploitation. Les agriculteurs ayant une bonne connaissance des quantités de fumiers, lisiers ou purins produits chaque année sur leur exploitation peuvent évaluer avec précision la valeur fertilisante de ces produits, et de cette façon diminuer leurs achats d'engrais du commerce.

Le type de déjections animales épandues sur l'exploitation influence fortement le niveau d'approvisionnement des sols en phosphore. Les bovins produisent des déjections qui sont relativement riches en potassium, alors que les déjections des porcs contiennent, en proportion, nettement plus de phosphore.

Dans les régions où les exploitations sont de type polyculture-élevage, on voit le plus souvent les fumiers (solides) être utilisés sur les cultures, alors que les lisiers ou purins (liquides) sont réservés aux prairies permanentes ou temporaires. On observe quelquefois une surfertilisation des parcelles en prairie permanente les plus facilement accessibles, en particulier lorsque la fosse à lisier/purin est sous-dimensionnée. L'analyse de sol suivie d'un plan de fumure permet, dans ces conditions, de corriger ce déséquilibre. La situation de ces exploitations n'est cependant pas trop problématique lorsque les besoins sont complétés par des achats d'engrais minéraux qu'il suffit de diminuer sur les sols riches.

Dans les régions favorables aux cultures, le fumier a souvent été apporté, dans le passé, en supplément à la fumure minérale, sans comptabilisation de son apport de P, ce qui s'est traduit par des bilans excédentaires et un enrichissement progressif des sols en phosphore.

En région purement herbagère, la répartition des engrais de ferme est souvent conditionnée par la charge animale. Là où cette charge correspond aux besoins des prairies ou y est inférieure, et à condition que les structures d'entreposage pour les lisiers/purins soient correctement dimensionnées, la fertilisation peut correspondre aux recommandations techniques. Les aspects pratiques (éloignement des parcelles, fortes pentes) compliquent quelquefois la répartition et certaines parcelles plus accessibles sont là aussi quelquefois surfertilisées. Le fumier produit par l'exploitation est souvent épandu sur les prés en hiver afin d'éviter les dégâts à la prairie et la diminution de l'appétence du fourrage pour le bétail. Dans ces mêmes régions herbagères, et surtout en zone élevée, les agriculteurs ne complètent souvent pas entièrement les besoins à l'aide d'engrais minéraux, ce qui fait que les sols ont un niveau d'approvisionnement en P moins élevé qu'en région de culture.

Par contre, dans les régions très chargées en déjections animales, en particulier pour les exploitations qui pratiquent l'élevage porcin, les sols sont souvent saturés en phosphore et l'engrais de ferme n'est plus tellement considéré comme un fertilisant nécessaire à la croissance des plantes mais plutôt comme un sous-produit dont il faut disposer coûte que coûte.

En ce qui concerne les structures pour l'entreposage des engrais de ferme (fosses, fumières), les adaptations de volume exigées depuis plusieurs années ont considérablement modifié la gestion de ces matières fertilisantes sur l'exploitation. Auparavant, les agriculteurs devaient impérativement épandre des engrais de ferme en période hivernale sous peine de voir leurs fosses et fumières déborder. Ces épandages hivernaux augmentaient fortement les risques de perte de phosphore. Avec un volume d'entreposage adéquat, l'agriculteur est mieux à même de valoriser correctement ses engrais de ferme sur ses terres. Les "vieux réflexes" demeurent cependant et certains agriculteurs doivent encore apprendre à gérer ces gros volumes d'entreposage. On voit encore trop souvent des épandages inadéquats en automne et tôt au printemps.

Il faut rappeler que, même si les connaissances techniques et les équipements sont adéquats, une production élevée d'engrais de ferme augmente de toute façon le risque environnemental.

5.4 Le respect du bilan des éléments nutritifs

Les agriculteurs suisses recevant des paiements directs doivent démontrer que le bilan de fumure de leur exploitation est équilibré pour l'azote et le phosphore. Toute infraction à cette règle PER est susceptible d'entraîner des sanctions sous forme d'une réduction ou d'une suppression des paiements directs. De même, des sanctions sont appliquées dans le cas où l'agriculteur ne se conformerait pas à l'obligation d'analyser ses sols au moins une fois tous les dix ans.

Selon les PER, un bilan est équilibré lorsque les apports de substances fertilisantes (N et P) ne dépassent pas de plus de 10% les besoins des plantes (110% de couverture). Cette "marge d'erreur" de 10% est admise globalement pour l'ensemble de l'exploitation. On ne tient pas compte du phosphore déjà présent dans le sol, sauf dans le cas des sols pauvres en P. Une exploitation où la majorité des sols présente un niveau d'approvisionnement insuffisant peut justifier ainsi une augmentation des apports de fertilisant P dépassant les 110% de couverture des besoins :

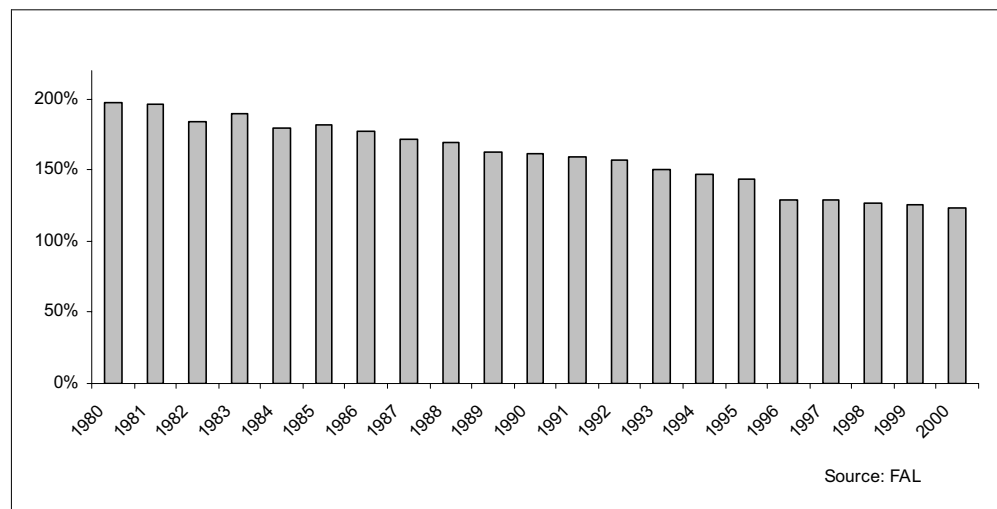
Lorsque le bilan P est excédentaire et que les analyses des parcelles de l'exploitation révèlent que la teneur des sols en phosphates est insuffisante, il est possible de justifier cet excédent si la fumure a été appliquée selon un plan de fumure portant sur l'ensemble des parcelles de l'exploitation. La fumure des prairies peu intensives ne peut pas être majorée. Ces analyses de sol doivent être effectuées par un laboratoire agréé, selon des méthodes reconnues (PER 2003 – règles techniques).

Par contre, une exploitation présentant des teneurs de ses sols en P trop élevées n'a pas à diminuer la couverture de son bilan ! Cette "différence de traitement" a été justifiée par des considérations d'ordre économique et de politique agricole générale. Comme nous l'avons vu dans le cas de l'étude du Lac de Baldegg, de très nombreuses exploitations de Suisse centrale et orientale seraient mises en difficulté si elles devaient réduire leurs apports. Dans ces régions d'élevage porcin intensif, la réduction globale du nombre d'animaux est la seule façon de diminuer les apports et cette mesure pourrait mettre en péril l'avenir de ces exploitations.

On trouve dans le rapport agricole 2002 de l'Office Fédéral de l'Agriculture une confirmation de certaines raisons évoquées pour expliquer la richesse actuelle des sols suisses en phosphore (cf. encadré p. 140). La figure 5.4-1 illustre la diminution progressive des apports de P depuis 1980. Celle-ci est en partie explicable par l'exigence du bilan équilibré imposé par les PER, qui a en particulier provoqué une diminution importante de l'emploi des engrais minéraux phosphatés.

Selon l'OFAG, cette diminution atteint 45% de 1985 à 1999. Malgré cela, la quantité de phosphore présente dans les sols agricoles ne diminuera pas si on couvre 110% ou même 100% des besoins ! Avec de telles pratiques, on ne peut compter que sur les "pertes dans le système" pour voir peu à peu (très lentement ...) diminuer la charge en phosphore des sols agricoles suisses !

Figure 5.4-1
Evolution du taux de couverture des besoins en P des cultures agricoles par la fumure et la déposition atmosphérique
(Source : OFAG – FAL)



Le taux de couverture correspond à la proportion entre les apports de P (engrais de ferme, engrais minéraux, engrais à base de déchets et autres) et le besoin des cultures. Au cours des dernières décennies, la fumure excessive a bien diminué. Tandis, qu'en 1980, les apports de P correspondaient presque au double de ce que contenaient finalement les produits végétaux, l'excédent avait reculé à environ 20% en l'an 2000. Par conséquent, la teneur des sols surfertilisés en P total augmente moins fortement, ou a même tendance à baisser dans certains cas (OFAG, rapport agricole 2002).

Les règles établies en Suisse dans le domaine de la fertilisation sont encore fortement conditionnées par la problématique des régions à fortes densités animales et par le réflexe, bien helvétique, qui pousse à faire des réserves !

Mais, en fin de compte, n'oublions pas que ce sont les agriculteurs qui restent seuls responsables de l'application pratique des connaissances récoltées par les chercheurs, car les outils de gestion de la fertilisation les plus performants et les mieux adaptés resteront sans effets sur l'agriculture et l'environnement s'ils ne sont pas appliqués.

6 Synthèse et conclusion

Le phosphore dans le système sol-plante

Les connaissances sur la dynamique du phosphore (P) dans le système sol/engrais/plante ont largement progressé au cours des dernières années. Bien que la teneur en P des horizons de surface des sols cultivés soit comprise entre 600 et 1000 mg P kg sol⁻¹, seule une infime portion, de l'ordre de quelques milligrammes par kilogramme, est présente dans la solution du sol sous forme d'orthophosphate et donc instantanément disponible pour la plante. Les ions phosphates sont pour la plupart localisés sur la phase solide du sol où ils sont associés au calcium, au magnésium, aux oxydes et hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse, aux argiles, aux matières organiques, ou à l'intérieur d'organismes morts ou vivants. Ces formes de P présentent différents niveaux de disponibilité pour les plantes : certaines formes peuvent se retrouver très rapidement dans la solution du sol, alors que d'autres ne vont bouger que très lentement de la phase solide vers la solution du sol. Il n'est pas possible de séparer strictement une fraction de P disponible d'une fraction de P non disponible; on sait par contre qu'il existe une infinité de formes présentant des vitesses d'échange variable avec les orthophosphates de la solution du sol. La vitesse de libération des orthophosphates dans la solution du sol suite au prélèvement de P par une culture est fonction des formes de P présentes, des réactions chimiques et biologiques ainsi que de la structure et de l'humidité du sol.

Le prélèvement de P par la plante est contrôlé par ses besoins, par l'activité et la morphologie de son système racinaire, par la présence de micro-organismes symbiotiques (les mycorhizes à arbuscules) et par la disponibilité du P du sol.

Phosphore, agriculture et environnement

A partir des années '70, des études sur l'état de l'environnement ont mis à jour un constat général d'enrichissement des eaux en P et la nécessité d'une action corrective. De nombreuses sources de P ont depuis été supprimées, comme par exemple les phosphates des lessives, les eaux usées ont été épurées et l'agriculture a pris conscience des risques liés à l'emploi excessif de fertilisants. Au début des années '90, la mise en place de la production intégrée (PI), en particulier l'exigence d'un bilan « besoin-apport » proche de l'équilibre, a permis de diminuer largement l'utilisation d'engrais P minéraux à l'échelle du pays. La charge excessive en bétail de certaines exploitations a été réduite, les formes et les quantités de P dans les fourrages, et en particulier ceux destinés aux porcs, ont été adaptées plus précisément aux besoins des animaux. Le phosphore contenu dans les engrais de ferme, les résidus de récolte et le compost est à présent pris en compte dans le calcul de la dose de fertilisants à apporter.

Si les apports de phosphore sont limités par les exigences liées aux prestations écologiques requises (PER), il n'en demeure pas moins que tous les sols, en particulier ceux à teneurs élevées en P disponible, présentent des risques de pertes en P par érosion, ruissellement, lessivage et lixiviation. Ces pertes dépendent des transferts d'eau, de la teneur en P du sol et de la gestion de la parcelle.

Le respect des prescriptions fédérales (ordonnances, publications des stations de recherche agronomique) et des recommandations émanant de la vulgarisation permettent de limiter les risques liés à l'application des engrais P. Par contre, notre manque de connaissance des processus de mobilisation et de transfert de P vers les eaux limite notre aptitude à proposer des mesures permettant de réduire efficacement les pertes en P des sols.

La fertilisation doit donc désormais permettre de satisfaire les besoins des plantes en minimisant les pertes en P dans le milieu environnant. Pour atteindre ces objectifs il faut, entre autres, connaître les besoins des cultures et tenir compte des réserves en P disponible du sol. Ceci répond plus finement à la question pertinemment exprimée en allemand : "Die Frage ist nicht mehr wieviel muss ich düngen ? Sondern lautet wie wenig darf ich düngen ?" (La question n'est plus quelle quantité d'engrais dois-je apporter ? Mais quelle quantité d'engrais suffit-il d'apporter ?). L'analyse de terre est un outil indispensable pour répondre à cette question.

Comment mesurer le phosphore disponible ?

De nombreuses méthodes d'extraction à l'aide d'agents d'agressivités différentes ont été proposées ; d'autres méthodes permettent d'épuiser progressivement le phosphore en solution. Les travaux les plus récents montrent que, sur le long terme, une très large fraction du phosphore du sol peut devenir disponible pour la plante. Les résultats les plus intéressants ont été obtenus par la méthode des cinétiques d'échange isotopique. Un échantillon de sol est mis en contact avec une faible quantité d'orthophosphates radioactifs dont la concentration en solution diminue en fonction des échanges réalisés avec les différentes formes de P non radioactifs localisés sur la phase solide du sol. Chaque sol possède ainsi son « profil d'échangeabilité » du phosphore. Ces travaux montrent l'importance de paramètres qui ne sont en général pas relevés dans les analyses de routine. Ainsi les teneurs en P inorganique et organique et en oxydes métalliques des sols, leur degré de saturation en P et la biomasse microbienne influencent fortement la disponibilité du P. La disponibilité du P ne peut donc pas être complètement décrite par une seule extraction chimique qui va privilégier l'extraction de formes spécifiques de P du sol aux dépens d'autres formes et indépendamment de leur disponibilité réelle. Les méthodes de routine utilisées en Suisse – P-AAEDTA, P-CO₂, P-H₂O – ne sont ni meilleures ni pires que celles utilisées dans les pays voisins, et aucune d'entre elles n'est strictement applicable à l'ensemble des sols et des cultures du pays.

Dans la pratique, la teneur en P extractible par un agent donné est convertie en niveau de fertilité permettant de moduler la recommandation de fumure des cultures : une teneur en P extractible considérée comme trop faible conduit à conseiller une fumure renforcée alors qu'une teneur jugée trop élevée conduit à réduire la fumure, le but étant d'amener à terme l'ensemble des sols à une teneur jugée satisfaisante. Les taux d'argile et d'humus sont pris en compte pour affiner le calcul du facteur de correction de la recommandation de fumure.

On soulignera enfin l'importance décisive de la procédure d'analyse du P du sol, partant du prélèvement de l'échantillon représentatif et se terminant à la saisie du résultat de laboratoire. Pratiquement chaque modification des manipulations prescrites est susceptible de fausser le résultat final et, par conséquent, la définition du statut P du sol. La reconnaissance officielle des laboratoires ayant réussi les tests interlaboratoires annuels offre au praticien une garantie de validité des résultats obtenus. Par ailleurs, l'exigence PER d'analyses répétées au moins tous les dix ans (en grandes cultures et herbages) offre la possibilité d'un suivi à long terme de l'état de fertilité des sols pour apprécier la durabilité des pratiques agricoles ; ce suivi n'est évidemment possible qu'en utilisant la même méthode, l'influence des propriétés du sol sur le rendement d'extraction du P restant constante dans le temps.

Le statut du phosphore dans les sols agricoles

Les *analyses de sols* ont permis la constitution de bases de données qui permettent d'obtenir une vision correcte de l'état de fertilité P des sols agricoles suisses.

Peu de réaction dans les essais de longue durée

Les *essais de longue durée* représentent la seule manière d'apprécier dans le temps la réaction de la plante à l'évolution de la disponibilité du P du sol. Sur un essai mis en place en 1971 et 6 essais mis en place en 1989, des diminutions de rendements dues à des carences en P n'ont pu être observées que dans le traitement non fertilisé d'un seul site. Dans les autres essais, le phosphore présent initialement a donc suffi à approvisionner les cultures au moins jusqu'en 1998. Quelques diminutions des teneurs en P des produits récoltés ont été observées. Il est cependant nécessaire de continuer les essais, en particulier en prairie, afin de préciser les seuils au-delà desquels l'apport de fertilisants n'augmente plus le rendement et ceux en dessous desquels la fumure P entraîne une augmentation systématique des rendements. Ces essais montrent que les teneurs de P du sol permettant d'obtenir des rendements optimum sont plus faibles que celles indiquées dans les barèmes officiels.

Des sols plutôt bien pourvus dans le canton de Fribourg

Peu nombreux sont les *sols de grandes cultures* du réseau fribourgeois d'observation des sols agricoles (FRIBO) présentant des teneurs de P pouvant limiter le rendement. Une large proportion des sols étudiés présente un taux élevé de saturation en P expliquant en partie leur aptitude limitée à fixer le P. Il n'est cependant pas possible de relier cet état de fertilité phosphorique aux pertes de P puisqu'il n'existe pas de données expérimentales sur les pertes en P des agrosystèmes fribourgeois. Les résultats montrent enfin l'existence d'un gradient de fertilité phosphorique dépendant du mode d'utilisation et des propriétés du sol : la disponibilité du P diminue des terres assolées vers les prairies et les alpages, qui possèdent les sols les plus riches en argile et en oxydes métalliques.

Un milieu surfertilisé par une histoire d'apports excessifs

Les *exploitations du bassin versant du lac de Baldegg* sont pour la plupart orientées vers la production animale intensive et les engrais de ferme produits fournissent la quasi-totalité du P nécessaire aux cultures. Les règles PER relatives aux bilans P sont respectées au niveau de l'exploitation, mais l'analyse révèle un enrichissement excessif en P disponible des sols de prairie, une saturation en P élevée et une faible aptitude de ces sols à fixer le P. Cette disponibilité très élevée est due aux fertilisations abondantes qui se sont perpétuées jusque dans les années '80. Ces résultats

expliquent en grande partie les fortes exportations de P des sols agricoles vers les eaux superficielles de cette région. Il est intéressant de noter que les terres assolées de cette région présentent des caractéristiques semblables à celles du réseau FRIBO.

A Genève, pas encore de mauvaises expériences avec des fertilisations P réduites

Les sols de grandes cultures du canton de Genève, cultivés selon un mode plutôt extensif, sont caractérisés par des teneurs réduites en P extractible. Les quelques essais-fenêtres, conduits sur du blé d'hiver, culture peu exigeante en P, montrent que l'absence de fertilisation P entraîne rarement une diminution du rendement et que les fumures renforcées n'augmentent pas les rendements. Par ailleurs, les agronomes du canton de Genève proposent un barème d'interprétation basé sur les résultats de deux analyses de P qui débouche sur des recommandations de fumure inférieures à celles des barèmes officiels. Les seuils proposés dans le canton de Genève et la démarche d'interprétation des résultats doivent être testés sur d'autres types de sol et cultures avant de pouvoir être utilisés de façon plus générale.

La prise en compte du résultat d'analyse de sol permet de réaliser plus finement la production intégrée

Les sols du réseau d'exploitations de Suisse romande et du Tessin pratiquant la production intégrée (Réseau PI) présentent des teneurs variables en P extractible. Chaque exploitation respecte les prestations écologiques requises et les résultats d'analyses du P sont pris en compte dans le calcul du plan de fumure parcellaire. La répétition des analyses tous les 5 ans montre une légère diminution des teneurs en P extractible (P-CO₂). Enfin, une proportion non négligeable de ces terres présente un statut P classé selon le barème officiel comme « insuffisamment pourvu » ou « pauvre », ce qui n'est pas en accord avec le fait que les rendements régulièrement observés sur ces parcelles ne sont pas différents de ceux observés sur les parcelles considérées comme correctement pourvues en P.

La gestion du P dans la pratique des PER

La mise en œuvre des PER a provoqué un changement décisif par la prise en compte obligatoire de la valeur fertilisante des engrais de ferme et des résidus de récolte. Quand bien même les recommandations de fumure ont toujours mentionné cette importante source d'approvisionnement des plantes, il n'est pas certain que la fertilisation traditionnelle ait systématiquement fait l'objet de déductions pour ces produits. Le rapport agricole de l'OFAG (2002) constate en effet que le taux de couverture des besoins en P des plantes se situait vers 1980 à environ le double des quantités exportées ; cette situation a cependant été nettement corrigée depuis. Les prestations écologiques requises (PER) ont en grande partie atteint un premier objectif qui consistait à ne plus fertiliser au-delà des quantités de P exportées par les cultures. Cependant, comme en statistique la moyenne ne rend pas compte de la dispersion des valeurs, un bilan équilibré des fertilisants sur l'exploitation cache parfois des situations extrêmes où certaines parcelles enrichies en P s'accommoderaient d'une fertilisation réduite et où d'autres parcelles pauvres en P devraient recevoir une fertilisation renforcée.

**Réflexions sur les limites
environnementales de la
démarche PER**

Les PER (OFAG, 2003) admettent une marge de dépassement des apports de 10% par rapport aux besoins des cultures. Ce « droit de polluer », même s'il n'est pas systématiquement mis à profit, n'est plus défendable. Les PER demandant des analyses périodiques des sols mais n'autorisant l'utilisation des résultats que lorsqu'ils débouchent sur un constat de renforcement des doses d'engrais, sans imposer de réductions dans les cas contraires, ne sont pas en cohérence avec les préoccupations environnementales. L'exigence d'analyses périodiques de sols devrait déboucher sur la prise en considération des résultats dans tous les cas, c'est-à-dire à l'application du plan de fumure parcellaire. Cette exigence est cependant subordonnée à la mise au point préalable d'un barème d'interprétation des résultats qui soit agréé par tous. L'exigence généralisée d'un plan de fumure parcellaire dans les PER comporterait une lourde charge de contrôle pour les organismes concernés. Cette charge pourrait être allégée en dispensant du contrôle les exploitations présentant un moindre risque de perte en P (par exemple lorsque le statut P de toutes les parcelles est qualifié de « normalement pourvu »). Il importe pour cela de définir précisément les critères agronomiques et environnementaux distinguant les cas où le respect des exigences PER actuelles est une condition nécessaire et suffisante, des cas où un plan de fumure parcellaire est indispensable en complément des exigences PER pour assurer une fertilisation plus efficace et plus respectueuse de l'environnement.

**Les défis à relever
pour l'avenir**

En sciences agronomiques comme en sciences environnementales, rien n'est jamais définitivement établi. Les méthodes et recommandations préconisées représentent l'état actuel des connaissances et de leurs possibilités d'application pratique. Il faut en permanence s'attendre à de nouvelles découvertes, dont l'application modifiera les procédures actuelles.

Dans les années à venir, les recherches sur la dynamique du P dans le système sol/engrais/plante se concentreront dans les domaines suivants :

- Les processus contrôlant l'utilisation du P dans la plante.
- L'étude au champ du rôle des mycorhizes à arbuscules dans le prélèvement et le transport du P.
- Le rôle des processus biologiques se déroulant dans la rhizosphère ou dans le sol sur les formes de P et sur sa disponibilité.
- L'importance de la micro et macrostructure des sols sur la disponibilité du P en particulier en relation avec l'enracinement des cultures.
- L'effet du système de cultures (par exemple labour/non labour) sur la disponibilité du P.
- Le développement de modèles mécanistes décrivant les flux de P entre les différents compartiments du système sol/plante.

Les recherches consacrées aux pertes de P vers l'environnement devront permettre :

- L'acquisition de données expérimentales caractérisant les pertes en P des sols agricoles en fonction du type de sol, du système de culture, de la disponibilité du P du sol et des apports de P.
- Le développement de modèles mécanistes prenant en compte la variabilité spatiale et temporelle de la disponibilité de P, des propriétés de sols et des mouvements d'eau pour quantifier les pertes en P des parcelles vers les cours d'eau.

La recherche appliquée devra s'attacher à :

- La poursuite des essais de longue durée sans lesquels il n'est pas possible de développer des stratégies valables à long terme.
- La révision des barèmes d'interprétation. Les auteurs de ce mémoire proposent de réviser les barèmes actuels en fonction des nouvelles connaissances scientifiques acquises. Il est temps d'assumer les conséquences d'une fertilisation P copieuse durant des décennies et de procéder à un « déstockage » des quantités accumulées dans nos sols. Le risque lié à ce déstockage sera contrôlé par un suivi du statut P du sol grâce à des analyses effectuées à une fréquence accrue et la réalisation plus systématique de plans de fumure.
- Faire évoluer le concept d'analyse de sol, qui ne devrait pas uniquement caractériser l'aptitude du sol à alimenter une culture mais également caractériser le risque de pertes en P vers l'environnement. Ceci peut être fait en combinant par exemple la teneur en P extractible à AAEDTA et le taux de saturation en P des cations (Fe, Al, Mn) du sol extrait par cette méthode.
- Développer des techniques et des itinéraires culturaux minimisant les pertes en P des parcelles et optimisant l'utilisation de P par la culture.
- Encourager une utilisation accrue du plan de fumure parcellaire afin de mieux traduire dans la pratique les résultats d'analyse de sol.

Le transfert de l'information entre recherche et pratique nécessite une attention particulière. En dernière analyse, c'est à l'agriculteur qu'il incombe de fertiliser correctement tout en respectant son environnement. Il a passé un contrat avec l'autorité, lui donnant droit à des paiements directs en échange du respect d'exigences environnementales.

**Sans transparence,
pas de bonne
communication**

Il a donc accepté et mis en œuvre les modifications de méthodes, de barèmes et de conseils de fumure induites par les PER. Par contre, son niveau de formation professionnelle généralement élevé l'autorise à garder un regard critique sur ces exigences. Ainsi l'agriculteur peut s'étonner de se voir obligé à faire analyser périodiquement ses terres, sans que le résultat soit pris en considération dans sa stratégie de fumure. L'intention de suivre l'état de fertilité P des sols du pays par un « monitoring » sur une longue période doit être clairement exposée, faute de quoi le risque est grand de voir négliger l'élémentaire souci de représentativité des échantillons prélevés.

La dimension politique des problèmes de richesse en P ne doit échapper à personne. En effet, l'absence de l'obligation de prise en compte des résultats d'analyse dans le plan de fumure ou encore l'assouplissement des exigences (bonus de 10%, ...) permet à bon nombre d'exploitations de respecter les PER ; elle évite aussi de créer des drames sociaux d'importance majeure. La réduction, voire la suppression des achats d'engrais du commerce est techniquement réalisable, c'est l'exigence à satisfaire pour l'octroi de paiements directs ; par contre, la réduction des apports d'engrais de ferme poserait à de nombreuses exploitations chargées en bétail des problèmes de survie.

Le respect de l'environnement passe-t-il par la disparition d'exploitations agricoles dans les régions chargées en bétail ?

Des transferts d'engrais de ferme excédentaires dans d'autres parties du pays ne sont pas courants actuellement et difficilement justifiables du point de vue environnemental. Sans accompagnement adéquat, les diminutions de cheptel imposées en fonction du besoin en P des terres conduiraient certaines exploitations à la cessation d'activité suite à l'effondrement de leur revenu.

Les résultats issus de la recherche confirment tous l'enrichissement en P des sols suisses et débouchent sur une recommandation de « déstockage » du P. Dans certains cas, cette recommandation est techniquement réalisable (nouveau barème) ; dans d'autres cas, la solution du problème est de nature politique, car il s'agit d'une pesée des intérêts divergents d'une organisation sociale existante face à ceux de l'environnement. Ni la recherche agronomique, ni l'encadrement agricole ne sont habilités à prendre des mesures dans un domaine où ils perdraient rapidement leur crédibilité.

Index

1 Liste des abréviations et commentaires

ADN

page 13

Acide désoxyribonucléique. Le P entre dans la composition des acides nucléiques et donc dans la composition de l'ADN où est inscrit le code génétique, ainsi que dans celle de l'ARN qui permet la transcription de l'information génétique en protéines.

Acide ribonucléique, ARN

page 13

Voir ADN ci-dessus.

Apatite

page 24

L'apatite est la forme de P la plus répandue parmi les minéraux non altérés appelés aussi minéraux primaires (Syers et Curtin, 1989). La formule générale de ce minéral est $Ca_{10}X_2(PO_4)_6$ où X = OH ou F et où Ca peut être substitué par Na, Mg ou des éléments traces comme Cd et où PO_4 peut être substitué par CO_3 . La dissolution de ce minéral représente le premier stade du cycle du P dans les écosystèmes terrestres naturels.

Application raisonnée d'engrais phosphatés

page 63

L'application raisonnée d'engrais phosphatés n'est plus seulement un souci agronomique, elle est devenue une préoccupation centrale pour la protection de l'environnement (Ryser et al., 2001 ; Cornaz et al., 2002).

ATP

page 13

Adénosine triphosphate. Le P est impliqué dans les transferts d'énergie à l'intérieur des cellules par l'intermédiaire de molécules telles que l'ATP.

Barème d'interprétation

page 105

Le barème d'interprétation de la teneur des sols en P tient compte de résultats d'essais de fertilisation à doses croissantes sur différentes cultures et d'expériences accumulées au cours du temps sur d'autres types de sols et d'autres systèmes de cultures. La teneur du sol en P disponible, une fois interprétée en termes de statut P – pauvre, médiocre, satisfaisant, riche, très riche – par un barème approprié, permet de moduler la norme de fumure, basée sur la compensation de l'exportation par la culture, en tenant compte du P déjà présent dans le sol.

Barème situationnel (Palasthy)

page 97

Les résultats d'analyses sont interprétés dans le canton de Genève selon l'approche proposée par Palasthy (1984). Cette approche regroupe les échantillons suivant leurs teneurs de matière organique, argile et calcium extractible. Elle calcule ensuite la distribution de fréquences des teneurs en éléments nutritifs dans chaque groupe de sol et propose trois niveaux de fertilité : un niveau central (normalement pourvu, un niveau élevé (centile > 75, riche), un niveau bas (centile < 25, pauvre)

Bilan entrée/sortie de P sur l'exploitation

page 40

C

page 23

Carbone

Carence en Pi **page 22**

La réponse des cultures à une carence en Pi est complexe. On assiste à des modifications moléculaires, biochimiques, physiologiques et morphologiques.

Classes de fertilité (DBF, 2001) **page 84**

Domaines de teneur en élément fertilisant défini par le barème d'interprétation correspondant. Cinq classes (ou niveaux) sont définies : pauvre, médiocre, asatisfaisant, riche et très riche.

Conseil de fumure **page 133**

Le conseil de fumure doit intégrer les multiples contraintes particulières liées aux types de productions (herbager avec engrais de ferme, mixte, cultures), aux caractéristiques des sols, à l'environnement physique (localisation des parcelles, pentes, ...), au climat, etc. Dans chaque cas, le conseil fait intervenir la norme de fumure, l'objectif de rendement, l'analyse de terre et son interprétation, les quantités, valeurs et caractéristiques propres des engrais organiques et minéraux. Le conseil de fumure qui découlerait de la prise en compte du résultat de l'analyse serait, pour les sols enrichis en P, une réduction de 20 à 100% de la norme calculée selon le besoin des plantes (Ryser et al., 2001).

Capacité totale de sorption en Pi (CSP) **page 57**

La capacité totale de sorption en Pi (*CSP*) d'un sol acide et sableux peut être décrite par une équation où *CSP* est la capacité totale de sorption du P (mMol kg^{-1}) et $(Al + Fe)_{ox}$ représente la somme des quantités de Fe et Al extraits par oxalate d'ammonium 0.2M à pH 3 (mMol kg^{-1} ; Schwertmann, 1964).

DBF, Données de base sur la fumure **page 112**

Les données de base sur la fumure (Ryser et al., 2001 ; Bertschinger et al., 2003 ; Spring et al., 2003 ; Union maraîchère suisse, 2003) représentent une synthèse de l'état actuel des connaissances et des possibilités d'application d'engrais aux divers grands groupes de cultures. Leur principe repose sur la couverture des besoins en fertilisants par diverses sources en fonction du rendement attendu.

DSP, Degré de saturation en P **page 27/56**

Le concept de degré de saturation en P du sol (Van der Zee et al., 1987) exprime la proportion de sites localisés sur des oxydes amorphes de fer et d'aluminium qui sont occupés par des ions Pi.

Désorption de Pi **page 27**

La désorption de Pi de la phase solide d'un sol vers la solution est gouvernée par le gradient de concentration existant entre la phase solide et la solution.

Diester P **page 26**

P organique de formule générale $R-C-O-(PO_3H)-O-R'$ où R et R' représentent deux radicaux organiques. Parmi les diesters-P, on retrouve l'ADN, l'ARN, les phospholipides, l'acide techoïque, etc.

Disponibilité de P **page 23/94**

La disponibilité de Pi pour la racine dépend des mécanismes qui contrôlent sa concentration en solution et qui sont de nature physico-chimique, biochimique et biologique.

DOC, essais DOC **page 33**

Essai de plein champ conduit à Therwil (BL) par la FAL et l'IRAB, étudiant l'influence de pratiques conventionnelles (CON), minérales exclusives (MIN), organiques-biologiques (ORG) et organiques-biodynamiques (DYN) sur le rendement des cultures et la fertilité des sols.

E (t) **page 49**

Pi isotopiquement échangeable en t minutes mesuré dans une suspension sol/eau.

E (1 min) **page 49**

Pi isotopiquement échangeable en 1 minute mesuré dans une suspension sol/eau.

Echangeabilité du Pi **page 28**

Ce concept établi par Fardeau et al., comprend les éléments suivants :

- Cinétique de disparition de ^{32}Pi
- Compartiment central
- Compartiments périphériques
- Flux moyen de Pi
- Modèle mamillaire
- Modèle compartimental
- Taux moyen d'échange de Pi
- Temps moyen de résidence du Pi

Efficacité d'utilisation du phosphore **page 59**

Représente la quantité de matière sèche totale que peut produire une plante donnée pour chaque kilogramme de P prélevé et qui est exprimée en kg MS (mg P)^{-1} .

Efficacité d'acquisition du phosphore **page 59**

Exprime l'aptitude d'une plante à prélever son P qui est exprimée en $\text{kg P prélevé (unité de surface)}^{-1}$ ou en mg P cm^{-1} de racine (Marschner, 1995).

Efficacité d'un engrais **page 59**

Efficacité relative agronomique (ERA) **page 59**

Endomycorhizes **page 51**

Champignons qui colonisent l'intérieur des racines où ils développent des hyphes et des vésicules et, au contact des cellules du cortex racinaire, des arbuscules.

Enrichissement excessif en P **page 94**

Un enrichissement excessif en P des sols sous prairie permanente se traduit par des valeurs très élevées de P disponible à la fois dans l'horizon de surface et dans l'horizon sous-jacent.

Essais au champ **page 51**

L'étude de la relation entre la biodisponibilité du P dans le sol et le rendement ne peut se faire que sur la base d'essais au champ dans lesquels différentes doses d'engrais P sont comparées (Boniface et Trocmé, 1988 ; Johnston et al., 2001 ; Gallet et al., 2003). Au moins trois doses d'engrais doivent être comparées : l'absence totale de P (impasse en P, régime d'appauvrissement en P : P0), une dose équivalente aux quantités de P exportées de la parcelle (Pexp), et une dose supérieure aux quantités de P exportées (régime d'enrichissement en P ; P>Pexp).

Facteur Capacité **page 44**

Aptitude du sol à maintenir le facteur Intensité constant quand le facteur Quantité varie. Cette grandeur est exprimée en $L \text{ (kg de sol)}^{-1}$.

Facteur Intensité (I) **page 44**

Activité de l'ion orthophosphate (Pi) en solution, qui est complètement et immédiatement disponible pour la plante. Cette grandeur est exprimée en $\text{mg P (L de solution)}^{-1}$.

Facteur Quantité (Q) **page 44**

Quantité totale de Pi d'un sol susceptible à un moment ou un autre de passer en solution. Cette grandeur est exprimée en $\text{mg P (kg de sol)}^{-1}$.

FAL

Eidgenössische landwirtschaftliche Forschungsanstalt Reckenholz, appelée dès 2004 Agroscope-FAL Reckenholz (ZH).

Formes organiques de P (Po) **page 31**

Formes de P liées directement à un squelette carboné et formes minérales de P présentes à l'intérieur de structures biologiques vivantes ou mortes (Pi, polyphosphate, pyrophosphate). (Les formes de Pi adsorbées à la surface de substances organiques par l'intermédiaire de métaux ne sont pas considérées comme des formes organiques de P).

FRIBO **page 64**

Réseau cantonal d'observation des sols agricoles fribourgeois, baptisé FRIBO = (Fribourg-Boden).

HAP **page 24**

Hydroxyapatite $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$

Horizons superficiels (FRIBO) **page 64**

Les horizons superficiels (0-20 cm) de 250 sols (139 terres assolées, 65 prairies permanentes et 46 alpages) répartis sur le territoire cantonal ont été prélevés entre 1992 et 1996 dans le cadre du FRIBO.

IAG **page 64**

Institut Agricole de Grangeneuve (FR)

IR, Indice de rendement **page 51**

Rapport entre le rendement obtenu en absence de P ou en présence d'une quantité de P équivalente aux exportations par la culture et le rendement obtenu en présence d'une quantité de P supérieure aux exportations qui est supposée fournir à la culture des conditions de nutrition P non limitantes. Cette approche permet de gommer l'effet spécifique de l'année (par exemple l'effet climat) sur le rendement qui peut être beaucoup plus important que l'effet P.

InsP6 **page 18**

Phytate, myoinositolhexakisphosphate

ion orthophosphate **page 17**

Phosphore sous forme d'ion orthophosphate = Pi

IRAB **page 153**

Institut de recherche en agriculture biologique, Frick (AG)

Méthodes d'estimation de la disponibilité du P des sols **page 45**

Trois grands groupes de méthodes peuvent être distingués : les méthodes d'extractions chimiques (qui sont utilisées en analyses de routine) ; les méthodes utilisant un « puits » pour le P ; et les méthodes isotopiques.

Méthodes d'appréciation de la teneur en P du sol **page 104**

Seule une partie du P total du sol est disponible pour la plante à court et moyen terme. De nombreuses méthodes permettent d'estimer cette disponibilité ; elles comportent toutes un volet d'extraction et de dosage du P et un volet d'interprétation de la quantité dosée en termes de disponibilité pour la plante.

Microorganismes **page 34**

N

Azote

Objectif de rendement **page 133**

Rendement effectivement atteint dans les meilleures années de production et les conditions normales d'exploitation. On admet une adaptation de la norme de fumure P en fonction de l'objectif de rendement. Là où les conditions (climat, sol, etc.) permettent des rendements régulièrement supérieurs ou inférieurs aux rendements moyens, la norme de fumure P est adaptée.

Oxydes métalliques **page 24**

L'adsorption se déroule à la surface d'oxy-hydroxydes métalliques, qui sont notés *oxydes métalliques* dans cette publication.

P

page 13

Le phosphore (P) est un élément essentiel de tous les organismes vivants. Chez les végétaux, il joue un rôle essentiel dans de nombreux processus biologiques comme la croissance, la photosynthèse et la fixation symbiotique de l'azote atmosphérique (Marschner, 1995).

Les expressions suivantes sont utilisées dans le document : *Isotopes de P* : ^{31}P , page 24 ; ^{32}P , pages 26,47 ; ^{33}P , phosphore radioactif, pages 33, 47.

La technique de traçage isotopique repose sur l'hypothèse que les isotopes d'une même espèce chimique (ici ^{31}P , ^{32}P et ^{33}P) ont un comportement identique à l'égard des processus chimiques, physiques et biologiques. Ces isotopes sont détectables par des méthodes différentes (^{31}P en *colorimétrie* ou en *chromatographie ionique*, ^{32}P et ^{33}P par la mesure de leur *rayonnement radioactif* par un compteur β en scintillation liquide)

P-AAEDTA

Pi extrait par l'acétate d'ammonium EDTA (méthode Cottenie modifiée).

P-CO₂

Pi extrait par l'eau saturée en CO₂ (méthode Dirk-Scheffer).

P-H₂O

Pi extrait par l'eau.

P-NaHCO₃

Pi extrait par le bicarbonate de sodium (méthode Olsen).

Pertes en P

page 36

La forte affinité du Pi pour les particules de sol a longtemps conduit la communauté scientifique à considérer cet élément comme totalement immobile dans le sol (Haygarth et Jarvis, 1999). On sait cependant à présent que, comme tous les autres éléments du sol, P peut être mobilisé et redistribué dans le profil et que dans certains cas il peut être transféré hors du profil. On distingue : Phosphore transféré de façon accidentelle (PTA), Phosphore transféré sous forme dissoute (PTD), Phosphore transféré associé à des solides (PTS).

Les pertes en P peuvent résulter de :

- *Lessivage* : décrit l'entraînement de matières en profondeur sous forme colloïdale ou particulaire,
- *Lixiviation* : décrit l'entraînement de matières en solution,
- *Ruissellement superficiel* : décrit l'entraînement latéral de matières sous forme soluble, colloïdale ou particulaire avec l'eau s'écoulant en surface du sol,
- *Écoulement de subsurface* : décrit les flux latéraux de matières observés entre la surface et le réseau de drainage,
- *Erosion* : décrit les pertes en matières associées aux particules de sols qui ont été détachées de la surface et qui sont ensuite transportées sous l'action de l'eau.

Phosphate amorphe tricalcique (ACP) page 24

Le phosphate amorphe tricalcique [ACP : $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$] qui, du point de vue thermodynamique, devraient disparaître pour se transformer en hydroxyapatite [HAP : $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$] (House, 1999).

Phosphate dicalcique dihydraté (DCDP) page 24

$\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$.

Phosphate diammonique (DAP) page 24

$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$.

Phosphate triple super (TSP) page 34

$(\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2)_2$.

Phosphate monocalcique (MCP) page 24

$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$.

Phosphate monoester page 26

P organique de formule générale R-C-O-(PO_3H_2) où R est un radical organique.

Phosphate octocalcique (OCP) page 24

$\text{Ca}_8(\text{H}_2\text{PO}_4)_6 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$.

Phosphore potentiellement mobile (PPM) page 36

Pool de P potentiellement mobile (PPM) dont le volume est déterminé par les pratiques agricoles, par les propriétés du sol et par l'hydrologie. Les processus contrôlant le volume de PPM peuvent être de nature chimique (désorption), physique (détachement et entraînement de particules) ou biologique (minéralisation).

Pi page 17

Phosphore sous forme d'ion orthophosphate.

Pi isotopiquement échangeable (L) page 50

Ion Pi susceptible d'être échangé contre un autre ion Pi, de forme isotopique différente. L'échange d'ions est attestée par une signature isotopique distincte. Les mesures sont possibles dans un sol ou dans une expérience en vase de végétation.

Plan de fumure page 131

Calcul des doses d'engrais à apporter à chaque parcelle de l'exploitation considérée. Un plan de fumure parcellaire tient compte des résultats des analyses de sols (voir bilan, suisse-bilanz).

PER, Prestations écologiques requises page 40

Prestations écologiques requises (par la production intégrée). Cf. liste dans l'ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture (Ordonnance sur les paiements directs, OPD) du 7 décembre 1998 (Etat le 30 décembre 2003), RS 910.13.

PI, Production intégrée **page 99**

Production intégrée : système d'exploitation agricole combinant des mesures biologiques, chimiques, physiques et techniques en vue d'optimiser les rendements, de maintenir la fertilité du sol et de ménager l'environnement (« durabilité »).

Profondeur de prélèvement recommandée **page 71**

La profondeur de prélèvement recommandée par Ryser et al. (2001) dans les données de base pour la fumure DBF, 2001) est, pour les prairies permanentes et les alpages, de 0-10 cm. Dans le réseau FRIBO, la profondeur de prélèvement a été uniformément fixée à 0-20 cm, ce qui pourrait causer une dilution des quantités mesurées sous prairies et alpages.

Pouvoir fixateur **page 28**

Quantité totale de Pi pouvant être sorbé sur un sol ou quantité de Pi devant être sorbé sur le sol pour atteindre une concentration donnée en Pi en solution.

Pools **page 32**

Terme anglais signifiant « ensemble ». Il existe dans le sol différents pools de Po réagissant à différentes vitesses vis-à-vis de variations environnementales.

Pools d'ions Pi libres dans le sol **page 73**

E (1min) représente le pool d'ions Pi libres dans le sol.

Pouvoir tampon **page 34**

Aptitude du sol à masquer les variations de teneur en phosphore dans la solution du sol. Voir facteur capacité.

RAC

Station fédérale de recherches agronomiques de Changins, appelée dès 2004 Agroscope-RAC, Changins (VD).

RMN, Résonance magnétique nucléaire **page 24**

Risques de pertes en P **page 58**

Pour caractériser le risque de pertes en P des parcelles deux types d'approches peuvent être distinguées : celles permettant de caractériser le phosphore potentiellement mobile (PPM), et celles intégrant un nombre plus important de paramètres permettant de prévoir le risque de perte de P de la parcelle et de son transfert vers les eaux de surface ou les eaux profondes.

Seuils **page 53**

Valeur-limite en dessous de laquelle les cultures risquent de manquer de P dans une rotation contenant des cultures exigeantes en P (betterave, pomme de terre).

Sols enrichis en phosphore **page 78**

L'analyse des résultats montre que la majorité des sols du réseau FRIBO est caractérisée par des teneurs élevées en P disponible, des concentrations élevées en ions phosphate dans la solution des sols et de faibles valeurs du facteur capacité.

Sols insuffisamment pourvus en phosphore **page 103**

Sols normalement pourvus en phosphore **page 110**

Classiquement, un sol «normalement pourvu en P» est un sol sur lequel toute plante peut s'alimenter sans problème, mais auquel il convient de restituer la quantité de P exportée par la récolte, dans le but de maintenir le statut P.

Sols sur-fertilisés **page 124**

La région des lacs du Moyen-pays de Suisse centrale, la région thurgovienne et de nombreux autres sites locaux sont caractérisées par un fort enrichissement en P dû à une charge élevée en bétail (bovins, porcs, volaille). En milieu sur-fertilisé, la poursuite des pratiques actuelles d'apports d'engrais P tout en respectant les exigences PER n'est pas réaliste, car elle ne s'attaque pas au problème central de l'enrichissement excessif des sols au cours des années passées.

Sorption **page 24**

Phénomène décrivant la fixation du phosphore à la surface (adsorption) ou à l'intérieur (absorption) d'un corps solide. Dans cette publication on utilise, sauf dans des cas très spécifiques, le terme sorption pour décrire les mécanismes abiotiques contrôlant la disparition de P_i de la solution.

Suisse-bilanz **page 117**

Sous le nom de « Suisse-bilanz » (Office Fédéral de l'Agriculture, 2003), mode de calcul (satisfaisant aux exigences PER) du bilan du phosphore (et de l'azote) s'appliquant à l'ensemble de l'exploitation sans distinction parcellaire. L'exploitant calcule les besoins en P des cultures qu'il prévoit de mettre en place ; il calcule ensuite les quantités des nutriments produits sur l'exploitation (engrais de ferme, ...) ou contenus dans divers agents de production (aliments concentrés, ...). La différence entre les besoins totaux des cultures et les apports provenant de l'exploitation et d'autres agents de production représente la quantité maximale d'engrais qu'il est autorisé à acquérir. Le bilan autorise un apport de P dépassant au maximum de 10% les besoins réels. Il ne tient pas compte des analyses de sol.

Valeur fertilisante P des engrais de ferme **page 114**

La prise en compte de la valeur fertilisante phosphatée des engrais de ferme est devenue systématique. Comme pour les résidus de récolte, elle est postulée égale à 100%. L'estimation des quantités effectives de matières fertilisantes mises en jeu est parfois difficile : quantités de P dépendant de l'âge de l'animal, de la dilution du lisier et du purin, de la densité du fumier, de la quantité de paille dans le fumier, etc... Les DBF-GCH 2001 informent néanmoins sur les différents produits, tout en rappelant les incertitudes d'appréciation quantitative

2 Liste des figures et des cartes

Figure 2.1-1

Le cycle du phosphore dans le système sol/engrais/plante.

Figure 2.1-2

Présentation du P_i assimilable des sols selon un modèle compartimental de type « mamillaire » (Fardeau, 1993).

Figure 2.2-1

Modèle conceptuel décrivant les pertes en P des sols agricoles (Haygarth et Jarvis, 1999).

Figure 3.1-1

Estimation du facteur quantité : **a)** relation entre $P-CO_2$ et E (1min); **b)** relation entre $P-AAEDTA$ et E (1min); **c)** relation entre $P-NaHCO_3$ et E (1min) (60 échantillons à $pH > 6.5$); **d)** relation entre $P-NaHCO_3$ et E(1min) (149 échantillons de sols analysés).

Figure 3.1-2

Analyse en composantes principales conduite sur les 250 échantillons : projections des variables étudiées dans le plan principal (axe 1 horizontal; axe 2 : vertical). Les axes 1 et 2 expliquent 69% de la variance totale.

Figure 3.1-3

Variation du facteur capacité ($R/r(1)$ et n) en fonction du facteur intensité (C_p).

Figure 3.1-4

Relation entre le DSP(ox et ac) et la concentration des ions phosphate dans la solution des sols (C_p) et entre le DSP(ox et ac) et le facteur capacité ($R/r(1)$).

Figure 3.2-1

Distribution de la concentration des ions phosphate dans la solution du sol (C_p , gauche) et du pouvoir fixateur des sols vis-à-vis des ions phosphate ($R/r(1)$, droite) dans le premier horizon des sols sous prairies permanentes ($n=22$) et sous terres assolées ($n=31$). Les chiffres situés au-dessus de chaque colonne indiquent le nombre d'échantillons concernés.

Figure 3.2-2

Distribution du P isotopiquement échangeable en 1 minute (E (1min), gauche) et du $P-NaHCO_3$ (droite) dans le premier horizon des sols sous prairies permanentes ($n=22$) et sous terres assolées ($n=31$). Les chiffres situés au-dessus de chaque colonne indiquent le nombre d'échantillons concernés.

Figure 3.2-3

Distribution du degré de saturation du sol en P (DSPox) dans le premier horizon des sols sous prairies permanentes (n=22) et sous terres assolées (n=31). Les chiffres situés au-dessus de chaque colonne indiquent le nombre d'échantillons concernés.

Figure 3.2-4

Analyse en composantes principales. **a)** analyse conduite sur l'ensemble des sols du premier horizon (0-10 cm en prairie et 0-20 cm en terres assolées ; n = 53). L'axe 1 (horizontal) et l'axe 2 (vertical) (plan principal) expliquent 54% de la variance totale. **b)** analyse conduite sur l'ensemble des sols du second horizon (10-20 cm en prairie et 20-40 cm en terres assolées ; n = 53). L'axe 1 (horizontal) et l'axe 2 (vertical) (plan principal) expliquent 59% de la variance totale.

Figure 3.3-1

Relation entre le rapport des concentrations en Pi extrait par l'AAEDTA et par H₂O et le quotient R/r(1). (Célarin, 2003).

Figure 3.3-2

Relation entre le rapport des concentrations en Pi extrait par l'AAEDTA et par H₂O obtenu à partir des résultats de deux extraits et la teneur en P-AAEDTA dans les deux groupes de sols définis par leur pH. (Célarin, 2003).

Figure 3.4-1

Distribution des teneurs de 470 sols du réseau PI en phosphore extractible par la méthode P-CO₂. Résultats exprimés en [mg P.kg⁻¹].

Figure 3.4-2

Distribution des teneurs de 470 sols du réseau PI en phosphore extractible par la méthode P-AAEDTA. Résultats exprimés en [mg P kg⁻¹].

Figure 3.4-3

Distributions comparées des classes de fertilité P de 470 sols du réseau PI selon les schémas d'interprétation des méthodes P-AAEDTA et P-CO₂. A = pauvre, B = médiocre, C = satisfaisant, D = riche, E = très riche.

Figure 3.4-4

Distributions comparées des classes de fertilité P de 470 sols du réseau PI selon le schéma d'interprétation de la méthode P-CO₂ (Ryser et al., 2001) dans la dernière analyse effectuée et dans l'analyse précédente.

Figure 4.3-1

Evolution des apports de P par les engrais minéraux dans le réseau PI entre 1991 et 1997. (Magnollay et Pilet, 1998).

Figure 4.3-2

Distribution de fréquences de l'effet spécifique de la prise en compte du résultat de l'analyse P des sols en 1991, 1996 et 2002 sur la modulation de la dose P à apporter aux cultures. Les valeurs d'abscisses négatives caractérisent les sols riches en P, dont la fumure sera réduite.

Figure 5.4-1

Evolution du taux de couverture des besoins en P des cultures agricoles par la fumure et la déposition atmosphérique (Source : OFAG – FAL).

Carte 3.1-1

Localisation et mode d'utilisation des sites FRIBO.

Carte 3.1-2

Distribution de la concentration des ions phosphate dans la solution des sols (C_p).

Carte 3.1-3

Variation du facteur capacité ($R/r(1)$).

Carte 3.1-4

Distribution du phosphore isotopiquement échangeable dans 1 minute [E (1min)].

Carte 3.1-5

Variation du degré de saturation des sols en phosphore (DSPox).

3 Liste des tableaux

Tableau 2.1-1

Concentrations moyennes de P dans les organes végétaux récoltés dans sept essais de plein champ conduits en Suisse observées par Gallet et al. (2003) comparées aux valeurs de références données par Ryser et al. (2001) dans les données de base pour la fumure fourrages et des grandes cultures.

Tableau 2.3-1

Valeurs calculées de P-NaHCO₃ et de E (1min) pour des rendements relatifs équivalents à 90%, 95% et 98.5% du rendement maximal du blé (Morel et al., 1992).

Tableau 2.3-2

Situation des essais P en Suisse, rotations, traitements P et quantités totales de P apportées entre le début de l'essai et 1998 (Gallet et al., 2003).

Tableau 2.3-3

Concentration en P_i dans la solution de sol (C_p), rapport entre la radioactivité totale introduite et la radioactivité restant après une minute d'échange isotopique en solution (R/r(1)) et P isotopiquement échangeable pendant une minute (E (1min)) dans des échantillons de sols issus des essais P de la FAL et de la RAC (Gallet et al., 2003).

Tableau 2.3-4

Teneurs en P extractible à l'eau (P-H₂O), en P extractible à l'eau saturée en CO₂ (P-CO₂), en P extractible par AAEDTA (P-AAEDTA) et en P extractible au bicarbonate (P-NaHCO₃) dans des échantillons de sols issus des essais P de la FAL et de la RAC (Gallet et al., 2003 ; Gallet, 2001 ; Demaria, information personnelle).

Tableau 3.1-1

Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) des caractéristiques physico-chimiques pour l'ensemble des 250 échantillons et les 3 modes d'utilisation des sols.

Tableau 3.1-2

Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) des facteurs capacité (R/r(1), n), intensité (C_p) et du P isotopiquement échangeable en 1 minute (E (1min)) pour l'ensemble des échantillons et les 3 modes d'utilisation des sols.

Tableau 3.1-3

Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) du degré de saturation du sol en P (DSPox et DSPac), du P-AAEDTA, P-NaHCO₃ et P-CO₂ pour l'ensemble des échantillons et les 3 modes d'utilisation des sols.

Tableau 3.1-4

Distribution des résultats d'analyses P-AAEDTA et P-CO₂ en classes de fertilité selon les barèmes d'interprétation de Ryser et al. (2001) et selon le caractère limitant du degré d'approvisionnement en P (Gallet et al., 2003). Dans chaque cellule, le premier chiffre représente le nombre de cas et le chiffre entre parenthèses représente le pour cent de cas.

Tableau 3.2-1

Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) des caractéristiques physico-chimiques des deux premiers horizons des sols sous terres assolées et prairies permanentes.

Tableau 3.2-2

Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) des facteurs capacité (R/r(1), n) et intensité (C_p), du P isotopiquement échangeable dans 1 minute (E (1min)) des deux premiers horizons des sols sous terres assolées et prairies permanentes.

Tableau 3.2-3

Valeurs minimales (Min), maximales (Max), moyennes, médianes et écarts-types (SD) du degré de saturation du sol en P (DSPox), du P-AAEDTA, P-NaHCO₃ et P-CO₂ des deux premiers horizons des sols sous terres assolées et prairies permanentes.

Tableau 3.2-4

Distribution des résultats d'analyses P-AAEDTA et P-CO₂ en classes de fertilité selon les barèmes d'interprétation de Ryser et al. (2001) et selon le caractère limitant du degré d'approvisionnement en P (Gallet et al., 2003). Dans chaque cellule, le chiffre représente le nombre de cas et le chiffre entre parenthèses représente le pour-cent de cas.

Tableau 3.3-1

Paramètres de distribution de quelques propriétés des deux principaux groupes de sols analogues agricoles genevois et rapport P-AAEDTA/P-H₂O (N.B. : Les chiffres représentent les valeurs correspondant aux niveaux des centiles mentionnés; la lecture en lignes n'est pas possible) (d'après Célardin, 2003).

Tableau 3.4-1

Caractéristiques principales des sols du réseau PI (n=470).

Tableau 4.1-1

Rendement des cultures selon des pratiques différenciées de fertilisation sur l'essai Deherain de Grignon (F). (Gros, 1962).

Tableau 4.3-1

Bilans du phosphore dans six exploitations suisses, calculés selon 5 méthodes de provenances allemande (D), hollandaise (NL) et suisse (CH) ; Méthode SB : « Suisse-bilanz », méthode CE : « du Champ à l'Etable », méthode EF : « A l'Entrée de la Ferme ». Résultats exprimés en kg P₂O₅ ha⁻¹. (Schüpbach, 2002).
Bilan brut = Input – Output. Bilan final = Bilan brut + Pertes admissibles.

Tableau 4.4-1

Exemple de plan de fumure pour une exploitation sous contrat dans le bassin versant du lac de Baldegg, calculé par la « Zentralstelle für Oekologie », Sursee (ZfOe). f. corr : facteur de correction de la norme de fumure, compte tenu du degré d'enrichissement en P du sol selon Ryser et al., 2001. (Blum, information personnelle)

Tableau 5.3-1

Comparaison des quantités relatives moyennes d'engrais à appliquer à 204 parcelles du réseau FRIBO, calculées selon plusieurs barèmes d'interprétation successifs.

4 Bibliographie

- AGRILAND, 2003. Le nouveau plan de fumure. AGRISCOP. CP 188, CH-1260 Nyon.
- ALLOUSH, G. A.; BOYER, D. G.; BELESKY, D. P. & HALVORSON, J. J. 2003. Phosphorus mobility in a karst landscape under pasture grazing system. *Agronomie* 23, 593-600.
- ANONYME, 1941. Allgemeine Richtlinien für die Düngung. Mitteilung der Eidg. Landw. Versuchs- und Untersuchungsanstalten. Février 1941.
- ANONYME, 1974. Nouvelles directives de fumure. *Revue suisse d'agriculture* 6, nov-déc.
- ATKINSON, D.; BADDELEY, J. A.; GOICOECHEA, N.; GREEN, J.; SANCHEZ DIAS, M. & WATSON, C. A. 2002. Arbuscular mycorrhizal fungi in low input agriculture. In: *Mycorrhizal technology in agriculture*. S. Gianinazzi, H. Schüepp, B. J.M. & K. Haselwandter. (eds). Birkhäuser Verlag Basel, p. 211-223.
- BADER, S. & KUNZ, P. 1998. Rapport scientifique final PNR 31. Climat et risques naturels - La Suisse en mouvement. Georg, Genève and VDF Zürich.
- BARBER, S. A. & SILBERBUSCH, M. 1984. Plant root morphology and nutrient uptake. In: *Roots, nutrient and water influx and plant growth*. S. A. Barber & D. R. Bouldin. (eds). SSA, CSSA, ASA, Madison USA.
- BARROW, N. J. 1980. Evaluation and utilization of residual phosphorus in soils. In: *The role of phosphorus in agriculture*. F. E. Khasawneh, E. C. Sample & E. J. Kamprath. (eds). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, p. 333-359.
- BARROW, N. J. 1983. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. *Journal of Soil Science* 34, 733-750.
- BARROW, N. J.; BOWDEN, J. W.; POSNER, A. W. & QUIRK, J. P. 1980. Describing the effects of electrolyte on adsorption of phosphate by a variable charge surface. *Australian Journal of Soil Research* 18, 395-404.
- BECKETT, P. H. T. & WHITE, R. E., 1964. Studies on the phosphate potentials of soils. Part III: The pool of labile inorganic phosphate. *Plant and Soil* 21, 253-282.
- BERSET, P. 1997. Variabilité de la P-Verfügbarkeit in Böden des Kantons Fribourg. In: *Diplomarbeit D-AGRL-ETHZ*, p. 52.
- BERTSCHINGER, L.; GYSI C.; HAESLI, A.; NEUWEILER, R.; PFAMATTER W.; RYSER, J-P.; SCHMID, A. & WEIBEL, F. 2003. Données de base pour la fumure en arboriculture fruitière. Eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau Wädenswil, Fascicule No. 15 (*auch auf Deutsch erhältlich*).
- BESSON, A. & MÜLLER, J. 2002. Soil analysis and phosphorus fertilizer recommendations in Geneva. Workshop of the working groups 1 and 2 of the COST 832 action, pp. 25-26, October 16-18th, Zürich.
- BESSON, A. 2003. Communication orale.
- BLUM, J. 2000. Landwirtschaft und Gewässerschutz am Beispiel des Einzugsgebietes Sempachersee. Abteilung Ökologie und Direktzahlungen, CH-6210 Sursee (LU), 11pp.
- BLUM, J. 2003. Measures to reduce phosphorus load from agricultural land in the catchment area of the lake of Sempach. In *Quantifying the agricultural contribution to eutrophication*, COST 832, final meeting, Cambridge, UK.

- BONIFACE, R. & TROCMÉ, S. 1988. Enseignements fournis par des essais de longue durée sur la fumure phosphatée et potassique: Essais sur la fumure phosphatée. In: *Phosphore et potassium dans les relations sol-plante: conséquences sur la fertilisation*. Gachon. (ed). INRA, Paris, p. 279-402.
- BONIFACE, R.; FARDEAU, J.-C.; GUIRAUD, G. & TROCMÉ, S. 1979. Utilisation du phosphore et de l'azote appliqués sur blé: Etude à l'aide d'éléments marqués. *Agrochimica* 23, 165-178.
- BOSSHARD, C. 1999. Analyse des Nährstoffstatus von biologisch bewirtschafteten Böden in Abhängigkeit von der Umstellungszeit. Diplomarbeit, ETH Zürich, Zürich.
- BOULAIN, J. 1992. L'histoire de l'agronomie en France. Lavoisier, Paris.
- BRAUN, M.; ASCHWANDEN, N. & WÜTRICH-STEINER, C. 2001. Abschwemmung von Phosphor. *Agrarforschung*, 36-41.
- BRAUN, M.; HURNI, P. & SPIESS, E. 1994. Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Paralandwirtschaft. In: *FAC-1994*, p. 70.
- BRAUN, M.; ROLLI, D. K. & PRASUHN, V. 1997. Verminderung des Nährstoffeintrags in Gewässer durch Massnahmen in Landwirtschaft. In: *Schriftenreihe Umwelt Nr. 293, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)*, Bern.
- BREEUWSMA, A. & RIEJERINK, J. G. A. 1992. Phosphate saturated soils: a "new" environmental issue. In: *Chemical time bombs. Proceedings of the European state-of-the-art conference on delayed effects of chemicals in soils and sediments*. G. R. B. Meulen, W. M. Stigliani, W. Salomons, E. M. Bridges & A. C. Imeson. (eds). The foundation for ecodevelopment "Stichting Mondiaal Alternatief", Hoofddorp, The Netherlands, p. 79-85.
- BREEUWSMA, A.; RIEJERINK, J. G. A. & SCHOUMANS, O. F. 1995. Impact of manure on accumulation and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming. In: *Animal waste and the land-water interface*. K. Steele. (ed). Lewis, p. 239-249.
- BROUWER, F. M.; GODESCHALK, F. E.; HELLEGERS, P. J. G. J. & KELHOLT. 1995. Mineral balances at farm level in the European union. Agricultural Economics Research Institute (LEI-DLO) Onderzoekverslag, The Hague.
- BÜHLER, S.; OBERSON, A.; SINAJ, S.; FRIESEN, D. K. & FROSSARD, E. 2003. Isotope methods for assessing plant available phosphorus in acid tropical soils. *Europ. J. Soil Sci.* 54, 605-616.
- BÜNEMANN, E. 2003. Phosphorus dynamics in a Ferralsol under maize-fallow rotations: the role of the soil microbial biomass. PhD Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, Dissertation in preparation, published in autumn 2003.
- CADE-MENUN, B. J.; LIU, C. W.; NUNLIST, R. & MCCOLL, G. J. 2002. Soil and litter phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectroscopy: extractants, metals, and phosphorus relaxation times. *Journal of Environmental Quality* 31, 457-465.
- CANTON DE LUCERNE, 2002. Verordnung über die Verminderung der Phosphorbelastung der Mittellandseen durch die Landwirtschaft. 24.09.2002.
- CELARDIN, F. 1991. Méthode d'estimation du pouvoir fixateur du sol : application au phosphore dans les sols genevois. *Archs Sci. Genève* 44, 245-251.
- CELARDIN, F. 1996. Fertilization requirement calculation moderated by apparent retention as deduced from two soil extracts. *Commun. Soil Sci. and Plant Anal.* 27 (5-8), 1047-1054.
- CELARDIN, F. 2002. Correlations between soil phosphorus amounts extracted by water and ammonium acetate for the soils of the Geneva Canton and their use in

- phosphorus loss risk assessment. Workshop of the working groups 1 and 2 of the COST 832 action, pp. 27-28, October 16-18th, Zürich.
- CELARDIN, F. 2003. Evaluation of soil P-test values of Canton Geneva, Switzerland in relation to P loss risk. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166, 416-421.
- CELI, L.; LAMACCHIA, S. & BARBERIS, E. 2000. Interaction of inositol phosphate with calcite. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 57, 271-277.
- CHARDON, W. J.; MENON, R. G. & CHIEN, S. H. 1996. Iron oxide impregnated filter paper (Pi test): a review of its development and methodological research. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46, 41-51.
- CHARDON, W. J.; OENEMA, O.; DEL CASTILHO, P.; VRIESEMA, R.; JAPENGA, J. & BLAAUW, D. 1997. Organic phosphorus solutions and leachates from soils treated with animal slurries. *J. Environ. Qual.* 26, 372-378.
- CHEN, C. R.; CONDRON, L. M.; DAVIS, M. R. & SHERLOCK, R. R. 2002. Phosphorus dynamics in the rhizosphere of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) and radiata pine (*Pinus radiata* D. Don.). *Soil Biology & Biochemistry* 34, 487-499.
- COALE, F. J.; SIMS, J. T. & LEYTEM, A. B. 2002. Accelerated deployment of an agricultural nutrient management tool: the Maryland phosphorus index. *Journal of Environmental Quality* 31, 1471-1476.
- COBELLI, C.; FOSTER, D. & TOFFOLO, G. 2000. Tracer kinetics in biomedical research. From data to model. Kluwer Academic, New York.
- COLLAUD, G. 1991. Caractéristiques et état de fertilité des sols de Suisse romande. *Revue suisse Agric.* 23, 65-71.
- CONDRON, L. M.; FROSSARD, E.; TIESSEN, H.; NEWMAN, R. H. & STEWART, J. W. B. 1990. Chemical nature of organic phosphorus in cultivated and uncultivated soils under different environmental conditions. *Journal of Soil Science* 41, 41-50.
- CORNAZ, S.; LIECHTI, P.; MURALT, R.; GRÜNIG, K.; HERZOG, F.; LAZZAROTO, P.; MANI, R.; PRASUHN, V.; SPIESS, E. & STAUFFER, W. 2002. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. In: *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL)*, Zürich-Reckenholz.
- CORNELL, R. M. & SCHWERTMANN, U. 1996. The iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurrence und Uses. Weinheim, New York.
- COTTENIE, A.; VERLOD, M.; KIEKENS, L. & CAMERLYNCK, R. 1982. Chemical analysis of plant and soils. In: *Laboratory of analytical and agrochemistry state university*, Ghent, Belgium, p. 63.
- COTTIER, F. 2003. Information personnelle.
- CROSS, A. F. & SCHLESINGER, W. H. 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation - applications to the biogeochemical cycle of soil-phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64, 197-214.
- DALAL, R. C. 1977. Soil organic phosphorus. *Advances in agronomy* 29, 83-113.
- DEMARIA, P.; FROSSARD, E. & SINAJ, S. 2002. Isotopic methods to evaluate the ability of chemical extractions to assess soil available phosphorus. In: *COST action 832 joint meeting of working groups 1 and 2*. ETH Zurich, p. 29.
- DEMARIA, P. ; GALLET, A. ; FLISCH, R. ; FROSSARD, E. & SINAJ, S. 2002. Evaluation of three chemical extractions to assess soil available phosphorus. In: *COST action 832 joint meeting of working groups 1 and 2*. ETH Zurich, p. 29.
- DIRKS, B. & SCHEFFER, H. 1930. Der Kohlensäure-bikarbonatauszug und der Wasserauszug als Grundlage zur Ermittlung der Phosphorsäurebedürftigkeit der Böden. *Landwirtschaftl. Jahrbücher* 71, 73-99.

- EVANS, P. S. 1977. Comparative root morphology of some pasture grasses and clovers. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 20, 331-335.
- FAIRHURST, T.; LEFROY, R. D. B.; MUTERT, E. & BATJES, N. 1999. The importance, distribution and causes of phosphorus deficiency as a constraint to crop production in the tropics. *Agroforestry Forum* 9, 2-7.
- FAL; RAC; FAW. 1996. Méthodes de références des stations fédérales de recherches agronomiques. In: *Volume 1, analyse de terre et du substrat pour conseil de fumure*. Agrocospé (ed) FAL, Zurich-Reckenholz.
- FAP, RAC, FAC, 1987. Düngungsrichtlinien für den Acker- und Futterbau, Agrocospé (ed) Zürich-Reckenholz.
- FARDEAU, J. C. & JAPPÉ, J. 1976. Nouvelle méthode de détermination du phosphore assimilable par les plantes: extrapolation des cinétiques de dilution isotopique. *Comptes rendus de l'Académie des sciences Paris, série III* 282, 1137-1140.
- FARDEAU, J. C. 1981. Cinétiques de dilution isotopique et phosphore assimilable des sols. Thèse de doctorat d'état. Université Paris 6.
- FARDEAU, J. C. 1993. Le phosphore biodisponible des sols: sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. *Agronomie* 13, 317-331.
- FARDEAU, J. C. 1996. Dynamics of phosphate in soils. An isotopic outlook. *Fertilizer Research* 45, 91-100.
- FARDEAU, J. C.; GUIRAUD, G. & MAROL, C. 1996. The role of isotopic techniques on the evaluation of the agronomic effectiveness of P fertilizers. *Fertilizer Research* 45, 101-109.
- FARDEAU, J. C.; MOREL, C. & JAHIEL, M. 1988 a). Does long contact with the soil improve the efficiency of rock phosphate? Results of isotopic studies. *Fertilizer Research* 17, 3-19.
- FARDEAU, J. C.; MOREL, C. & BONIFACE, R. 1988 b). Pourquoi choisir la méthode Olsen pour estimer le phosphore "assimilable" des sols? *Agronomie* 8, 13-21.
- FARDEAU, J. C.; MOREL, C. & BONIFACE, R. 1991. Cinétiques de transfert des ions phosphate du sol vers la solution du sol: paramètres caractéristiques. *Agronomie* 11, 787-797.
- FLISCH, R. 2003. Communication orale.
- FLISCH, R.; SAXER, M.; MOHNI, R. & FISCHLER, M. 2001. Environmental pressures and national environmental legislation with respect to nutrient management. In : *Nutrient management legislation in european countries*. De Clercq ed., Dept. of soil management, Wageningen NL.
- FREESE, D.; VAN RIEMSDIJK, W. H. & VAN. DER. ZEE, S.E.A.T.M. 1995a). Modeling phosphate sorption kinetics in acid soils. *European Journal of Soil Science* 46, 239-245.
- FREESE, D.; LOOKMAN, R.; MERCKX, R. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 1995b). A new method for the assessment of long-term phosphate desorption from soils. *Soil Science Society of America Journal* 59, 1295-1300.
- FREESE, D.; VAN DER ZEE, S. E. A. T. M. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 1992. Comparison of different models for phosphate sorption as a function of the iron and aluminum oxides in soils. *Journal of Soil Science* 43, 729-738.
- FREESE, D.; WEIDLER, P. G.; GROLMUND, D. & STICHER, H. 1999. A flow-through reactor with an infinite sink for monitoring desorption processes. *Journal of Environmental Quality* 28, 537-543.

- FRIESEN, D. K. & BLAIR, G. J. 1988. A dual radiotracer study of transformations of organic, inorganic and plant residue phosphorus in soil in the presence and absence of plants. *Aust.J.Soil Res.* 26, 355-366.
- FROSSARD, E. & SINAJ, S. 1997. The isotope exchange kinetic technique: a method to describe the availability of inorganic nutrients. Applications to K, PO₄, SO₄ and Zn. *Isotopes Environ.Health Stud.* 33, 61-77.
- FROSSARD, E.; BAUER, J. P. & LOTHE, F. 1997. Evidence of vivianite in FeSO₄ flocculated sludges. *Water Research* 31, 2449-2454.
- FROSSARD, E.; BROSSARD, M.; FELLER, C. & ROUILLER, J. 1992. Pouvoir fixateur vis-à-vis des ions phosphate de sols tropicaux à argile 1:1. *Can. J. Soil Sci.* 72, 135-143.
- FROSSARD, E.; BROSSARD, M.; HEDLEY, M. J. & METHERELL, A. 1995. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: *Phosphorus cycling in terrestrial and aquatic ecosystems: a global perspective*. H. Tiessen. (ed). SCOPE / John Wiley, New York, p. 107-137.
- FROSSARD, E.; CONDRON, L. M.; OBERSON, A.; SINAJ, S. & FARDEAU, J. C. 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *Journal of Environmental Quality* 29, 15-23.
- FROSSARD, E.; FARDEAU, J. C.; BROSSARD, M. & MOREL, J. L. 1994. Soil isotopically exchangeable phosphorus - a comparison between E and L values. *Soil Science Society of America Journal* 58, 846-851.
- FROSSARD, E.; FELLER, C.; TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B.; FARDEAU, J. C. & MOREL, J. L. 1993. Can an isotopic method allow for the determination of the phosphate fixing capacity of soils? *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 24, 367-377.
- FROSSARD, E.; SINAJ, S. & DUFOUR, P. 1996a). Phosphorus in urban sewage sludges as assessed by isotopic exchange. *Soil Science Society of America Journal* 59, 179-182.
- FROSSARD, E.; LOPEZ-HERNANDEZ, D. & BROSSARD, M. 1996b). Can isotopic exchange give valuable information on the rate of mineralization of organic phosphorus in soils? *Soil Biology and Biochemistry* 28, 857-864.
- FROSSARD, E.; SINAJ, S.; ZHANG, L. M. & MOREL, J. L. 1996c). The fate of sludge phosphorus in soil-plant systems. *Soil Science Society of America Journal* 60, 1248-1253.
- FROSSARD, E.; SKRABAL, P.; SINAJ, S.; BANGERTER, F. & TRAORÉ, O. 2002. Forms and exchangeability of inorganic phosphate in composted solid organic wastes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62, 103-113.
- FROSSARD, E.; STEWART, J. W. B. & ARNAUD, R. J. S. 1989. Distribution and mobility of phosphorus in grassland and forest soils of Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 69, 401-416.
- FURCA, 2002. Logiciel DOS pour plan de fumure et fichiers PER. Service romand de vulgarisation agricole, Lausanne. www.srva.ch
- GÄCHTER, R.; MARES, A.; STAMM, C.; KUNZE, U. & BLUM, J. 1996. Dünger düngt Sempachersee. *Agrarforschung*, 329-332.
- GALLET, A., 2001. Phosphorus availability and crop production in seven swiss field experiments. Diss. ETHZ Nr. 14476. Zürich
- GALLET, A.; FLISCH, R.; RYSER, J.-P.; FROSSARD, E. & SINAJ, S. 2003. Effect of phosphate fertilization on crop yield and soil phosphorus status. *J. Plant Nutr. Soil Sci* 166, 568-578.

- GAUME, A. 2000. Low-P tolerance of various maize cultivars: the contribution of the root exudation. PhD Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, Diss ETH Nr. 13529.
- GAUME, A.; MÄCHLER, F.; DE LEON, C.; NARRO, L. & FROSSARD, E. 2001. Low-P tolerance by maize (*Zea mays* L.) genotypes: Significance of root growth, and organic acids and acid phosphatase root exudation. *Plant and Soil* 228, 253-264.
- GAUME, A.; WEIDLER, P. G. & FROSSARD, E. 2000. Effect of maize root mucilage on phosphate adsorption and exchangeability on a synthetic ferrihydrite. *Biol. Fert. Soils* 31, 525-532.
- GBUREK, W.; SHARPLEY, A. N.; HEATHWAITE, L. & FOLMAR, G. J. 2000. Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. *Journal of Environmental Quality* 29, 130-144.
- GEELHOED, J.; HIEMSTRA, T. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 1997. Phosphate and sulfate adsorption on goethite: single anion and competitive adsorption. *Cosmochimica et Geochimica Acta* 61, 2389-2396.
- GEELHOED, J.; HIEMSTRA, T. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 1998. Competitive interaction between phosphate and citrate on goethite. *Environmental Science and Technology* 32, 2119-2123.
- GIANINAZZI, S.; SCHÜEPP, H.; BAREA, J. M. & HASELWANDTER, K. 2002. Mycorrhizal technology in agriculture. Birkhäuser Verlag, Basel.
- GROS, A. 1962. Engrais, guide pratique de la fertilisation. La maison rustique, Paris, 442 p.
- GRÜNIG, K. & PRASUHN, V. 2001. Phosphorverluste durch Bodenerosion. *Agrarforschung*, 30-35.
- GUGGENBERGER, G.; CHRISTENSEN, B. T.; RUBAEK, G. & ZECH, W. 1996. Land-use and fertilization effects on P forms in two European soils: Resin extraction and P-31-NMR analysis. *European Journal of Soil Science* 47, 605-614.
- GUNS, M.; VAN ELSSEN, Y. & DE BORGER, R. 1992. L'enrichissement en phosphates des sols dans les régions d'élevage intensif: le cas de Wingene. *Lanbouwtijdschrift-revue de l'agriculture* 45, 436-445.
- GYANESHWAR, P.; KUMAR, G. N.; PAREKH, L. J. & POOLE, P. S. 2002. Role of soil microorganisms in improving P nutrition of plants. *Plant and Soil* 245, 83-93.
- HARRIS, W. G.; WANG, H. D. & REDDY, K. R. 1994. Dairy manure influence on soil land sediment composition: implications for phosphorus retention. *Journal of Environmental Quality* 23, 1071-1081.
- HARRISON, A. F. 1987. Soil organic phosphorus. A review of world literature. CAB International, Wallingford UK.
- HAYES, J. E.; RICHARDSON, A. E. & SIMPSON, R. J. 2000. Components of organic phosphorus in soil extracts that are hydrolysed by phytase and acid phosphatase. *Biol.Fert.Soils* 32, 279-286.
- HAYGARTH, P. M. & JARVIS, S. C. 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Advances in agronomy* 66, 195-249.
- HAYNES, R. J. & SWIFT, R. S. 1985. Effect of liming and air-drying on the adsorption of phosphate by some acid soils. *Journal of Soil Science* 36, 513-521.
- HE, Z. & HONEYCUTT, C. W. 2001. Enzymatic characterization of organic phosphorus in animal manure. *Journal of Environmental Quality* 30, 1685-1692.

- HEATHWAITE, A. L.; FRASER, A. I.; JOHNES, P. J.; HUTCHINS, M.; LORD, E. & BUTTERFIELD, D. 2003. The phosphorus indicators tool: a simple model of diffuse P loss from agricultural land to water. *Soil Use and Management* 19, 1-11.
- HEATHWAITE, A. L.; SHARPLEY, A. N. & GBUREK, W. 2000. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *Journal of Environmental Quality* 29, 158-166.
- HEDLEY, M. J.; MORTVEDT, J. J.; BOLAN, N. S. & SYERS, J. K. 1995. Phosphorus fertility management in agroecosystems. In: *Phosphorus cycling in terrestrial and aquatic ecosystems: a global perspective*. H. Tiessen. (ed). SCOPE / John Wiley, New York, p. 59-92.
- HENS, M. & MERCKX, R. 2001. Functional characterization of colloidal phosphorus species in the soil solution of sandy soils. *Environmental Science & Technology* 35, 493-500.
- HENS, M. & MERCKX, R. 2002. The role of colloidal particles in the speciation and analysis of "dissolved" phosphorus. *Water Research* 36, 1483-1492.
- HERMANT, A. & CHAUVIN, B., 1991. Disponibilité du phosphore dans quelques sols de grandes cultures de Suisse romande. *Revue suisse Agric.* 23 (3), 179-182.
- HETTIARACHCHI, G. M.; PIERZYNSKI, G. M. & RANSOM, M. D. 2000. In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide. *Environmental Science & Technology* 34, 4614-4619.
- HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; RYSZKOWSKI, L. & SHARPLEY, A. N. 1995. Phosphorus transfer and landscape structure: riparian sites and diversified land use patterns. In: *Phosphorus cycling in terrestrial and aquatic ecosystems: a global perspective*. H. Tiessen. (ed). SCOPE/John Wiley, New York, p. 201-228.
- HINSINGER, P. 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and Soil* 237, 173-195.
- HOLFORD, I. C. R. 1997. Soil phosphorus: its measurement and its uptake by plants. *Australian Journal of Soil Research* 23, 417-427.
- HOUSE, W. A. 1999. The physico-chemical conditions for the precipitation of phosphate with calcium. *Environmental Technology* 20, 727-733.
- HUGUENIN-ELIE, O.; KIRK, G. J. D. & FROSSARD, E. 2003. Phosphorus uptake by rice from soil that is flooded, drained or flooded then drained. *European Journal of Soil Science* 54, 77-90.
- IDRISS, E.; MAKAREWICZ, O.; ABDELAZIM, F.; ROSNER, K.; GREINER, R.; BOCHOW, H.; RICHTER, T. & BORRIS, R. 2002. Extracellular phytase activity of *Bacillus amyloliquefaciens* FZB45 contributes to its plant-growth-promoting effect. *Microbiology* 148, 2097-2109.
- JANSA, J. 2002. Effect of soil tillage on arbuscular mycorrhizal fungi and on their role in nutrient uptake by crops. PhD Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, Diss ETH Nr. 14633.
- JANSA, J.; MOZAFAR, A. & FROSSARD, E. 2003a). Long-distance transport of P and Zn through the hyphae of arbuscular mycorrhizal fungus in symbiosis with maize. *Agronomie* 23, 481-488.
- JANSA, J.; MOZAFAR, A.; KUHN, G.; ANKEN, T.; RUH, R.; SANDERS, I. R. & FROSSARD, E. 2003b). Soil tillage affects the community structure of mycorrhizal fungi in maize roots. *Ecological Applications* 13, 1164-1176.
- JANSA, J.; MOZAFAR, A.; BANKE, S.; McDONALD, B. A. & FROSSARD, E. 2002. Intra- and intersporal diversity of ITS rDNA sequences in *Glomus* intraradices assessed

- by cloning and sequencing, and by SSCP analysis. *Mycological Research* 106, 670-681.
- JEANGROS, B.; AMAUDRUZ, M.; CARRARD, C. & TROXLER, J. 1997. La fumure des prairies et des pâturages. *Revue suisse Agric.* 29, (5), 1-16.
- JENSEN, M. B.; OLSEN, T. B.; HANSEN, H. C. B. & MAGID, J. 2000. Dissolved and particulate phosphorus in leachate from structures soil amended with fresh cattle faeces. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56, 253-261.
- JOHNSON, N. C.; GRAHAM, J. H. & SMITH, F. A. 1997. Functioning of mycorrhizal associations along the mutualism-parasitism continuum. *New Phytologist* 135, 575-586.
- JOHNSTON, A. E.; EHLERT, P. A. I.; KUECKE, M.; AMAR, B.; JAGGARD, K. W. & MOREL, C. 2001. The effect of phosphate fertilizer management strategies on soil phosphorus status and crop yields in some european countries. *World Phosphate Institute/Institut Mondial du Phosphate*, Casablanca.
- JONES, D. L. & BRASSINGTON, D. S. 1998. Sorption of organic acids in acid soils and its implications in the rhizosphere. *Europ. J. Soil Sci.* 49, 447-455.
- JOURDAN, O.; BOURRIÉ, B. & LABORDE, D. 1994. Les courbes d'absorption d'éléments minéraux. In: *Centre de Recherches SCPA et Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (DGER), centre de recherches*, Aspach le Bas, France.
- JULIEN, P. & MORAND, D. 1995. FRIBO: Réseau d'observation des sols agricoles, 1987-1994. In: *Institut agricole de l'état de Fribourg*, Grangeneuve.
- KELLER, A. ; VAN DER SEE, S. 2004. Phosphorverfügbarkeit in intensiv genutzten Graslandböden. *AGRARForschung* 11 (9): 396-401.
- KHIARI, L.; PARENT, L. E.; PELLERIN, A.; ALIMI, A. R. A.; TREMBLAY, C.; SIMARD, R. R. & FORTIN, J. 2000. An agri-environmental phosphorus saturation index for acid coarse-textured soils. *J. Environ. Qual.* 29, 1561-1567.
- KIRK, G. J. D. 2002. Modelling root-induced solubilization of nutrients. *Plant and Soil* 245, 49-57.
- KOBLET, R., 1965. *Der landwirtschaftliche Pflanzenbau*. Birkhäuser Verlag, Basel, 830p.
- KOOPMANS, G. F.; MCDOWELL, R. W.; CHARDON, W. J.; OENEMA, O. & DOLFING, J. 2002. Soil phosphorus quantity-intensity relationships to predict increased soil phosphorus loss to overland and subsurface flow. *Chemosphere* 48, 679-687.
- KOOPMANS, G. F.; VAN DER ZEEUW, M. E.; CHARDON, W. J. & DOLFING, J. 2001. Selective extraction of labile phosphorus using dialysis membrane tubes filled with hydrous iron hydroxide. *Soil Science* 166, 475-483.
- KOUTSOPOULOS, S. 2001. Kinetic study on the crystal growth of hydroxyapatite. *Langmuir* 17, 8092-8097.
- KRETZSCHMAR, R.; BORKOVEC, M.; GROLIMUND, D. & ELIMELECH, M. 1999. Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport. *Advances in agronomy* 66, 121-193.
- KUCEY, R. M. N.; JENZEN, H. H. & LEGGETT, M. E. 1989. Microbially mediated increases in plant available phosphorus. *Advances in Agronomy* 42, 199-228.
- KUHN, G.; HIJRI, M. & SANDERS, I. R. 2001. Evidence for the evolution of multiple genomes in arbuscular mycorrhizal fungi. *Nature* 414, 745-748.
- KVANSTRÖM, E.; MOREL, C.; FARDEAU, J. C.; MOREL, J. L. & SAHIB, E. 2000. Changes in the phosphorus availability of a chemically precipitated urban sewage sludge as

- a result of different dewatering processes. *Waste Management and Research* 18, 249-258.
- LAMMERS, A. 1997. Phosphatformen und Phosphatfreisetzung in hochgedüngten Böden Europas. Dissertation der Technischen Universität München. Herbert Utz Verlag Wissenschaft München, München.
- LE BAYON, R. C. & BINET, F. 1999. Rainfall effects on erosion of earthworm casts and phosphorus transfers by water runoff. *Biol. Fert. Soils* 30, 7-13.
- LE BAYON, R. C.; MOREAU, S.; GASCUEL-ODOUX, C. & BINET, F. 2002. Annual variations in earthworm surface-casting activity and soil transport by water runoff under a temperate maize agroecosystem. *Geoderma* 106, 121-135.
- LEHMANN, H. J.; ROUX, O.; HAUSHEER, J.; HILFIKER, J.; ROGGER, C.; FREYER, B.; PERICIN, C.; KELLER, L.; SCHÜPBACH, H.; MAGNOLLAY, F. & SCHWAB, P. 1998. Evolution des exploitations pilotes agricoles sur le plan de l'écologie et des techniques de production de 1991 à 1996. Rapport publié par Agrocospe-FAT, CH-8356 Tänikon.
- LEI, X. G. & STAHL, C. H. 2001. Biotechnological development of effective phytases for mineral nutrition and environmental protection. *Applied Microbiology and Biotechnology* 57, 474-481.
- LEPRINCE, F. & QUIQUAMPOIX, H. 1996. Extracellular enzyme activity in soil: effect of pH and ionic strength on the interaction with montmorillonite of two acid phosphatases secreted by the ectomycorrhizal fungus *Hebeloma cylindrosporium*. *Europ. J. Soil Sci.* 47, 511-522.
- LETKEMAN, L. P.; TIESSEN, H. & CAMPBELL, C. A. 1996. Phosphorus transformations and redistribution during pedogenesis of western Canadian soils. *Geoderma* 71, 201-218.
- LINDSAY, W. L.; VLEK, P. L. G. & CHIEN, S. H. 1989. Phosphate minerals. In: *Mineral in soil environment (2nd edition)*. J. B. Dixon & S. B. Weed. (eds). SSSA Monograph published by SSSA, Madison, Wisconsin, p. 1089-1130.
- LINQUIST, B. A.; SINGLETON, P. W.; YOST, R. S. & CASSMAN, K. G. 1997. Aggregate size effects on the sorption and release of phosphorus in an ultisol. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 61, 160-166.
- LLEWELYN, J. M.; LANDING, W. M.; MARSHALL, A. G. & COOPER, W. T. 2002. Electrospray ionization fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry of dissolved organic phosphorus species in a treatment wetland after selective isolation and concentration. *Analytical Chemistry* 74, 600-608.
- LOOKMAN, R.; FREESE, D.; MERCKX, R.; VLASSAK, K. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 1995. Long-term kinetics of phosphate release from soil. *Environmental Science & Technology* 29, 1569-1575.
- LOOKMAN, R.; GEERTS, H.; GROBET, P.; MERCKX, R. & VLASSAK, K. 1996a. Phosphate speciation in excessively fertilized soil: a ³¹P and ²⁷Al MAS NMR spectroscopy study. *Europ. J. Soil Sci.* 47, 125-130.
- LOOKMAN, R.; JANSEN, K.; MERCKX, R. & VLASSAK, K. 1996b. Relationship between soil properties and phosphate saturation parameters. A transect study in northern Belgium. *Geoderma* 69, 265-274.
- LOOKMAN, R.; GROBET, P.; MERCKX, R. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 1997. Application of ³¹P and ²⁷Al MAS NMR for phosphate speciation studies in soil and aluminium hydroxides: promises and constraints. *Geoderma* 80, 369-388.

- MAGNOLLAY, F. & PILET, F. 1998. Réseau d'entreprises, synthèse provisoire des résultats. Document interne, Service romand de vulgarisation agricole, Lausanne.
- MAGUIRE, R. O. & SIMS, J. T. 2002. Soil testing to predict phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality* 31, 1601-1609.
- MAGUIRE, R. O.; FOY, R. H.; BAILEY, J. S. & SIMS, J. T. 2001. Estimation of the phosphorus sorption capacity of acidic soils in Ireland. *Europ. J. Soil Sci.* 52, 479-487.
- MAKAROV, M. I.; HAUMAIER, L. & ZECH, W. 2002a). Nature of soil organic phosphorus: an assessment of peak assignments in the diester region of P-31 NMR spectra. *Soil Biology & Biochemistry* 34, 1467-1477.
- MAKAROV, M. I.; HAUMAIER, L. & ZECH, W. 2002b). The nature and origins of diester phosphates in soils: a ³¹P-NMR study. *Biol. Fert. Soils* 35, 136-146.
- MARSCHNER, H. 1995. Mineral nutrition in higher plants. Academic Press, London.
- MAUTNER, M. N. & SINAJ, S. 2002. Water-extractable and exchangeable phosphate in Martian and carbonaceous chondrite meteorites and in planetary soil analogs. *Geochimica Cosmochimica Acta* 66, 3161-3174.
- MCDOWELL, R. W. & SHARPLEY, A. N. 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality* 30, 508-520.
- MCDOWELL, R. W. & SHARPLEY, A. N. 2003. Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration. *Geoderma* 112, 143-154.
- MCDOWELL, R. W.; CONDRON, L. M.; MAHIEU, N.; BROOKES, P. C.; POULTON, P. R. & SHARPLEY, A. N. 2002. Analysis of potentially mobile phosphorus in arable soils using solid state nuclear magnetic resonance. *Journal of Environmental Quality* 31, 450-456.
- MCDOWELL, R. W.; SINAJ, S.; SHARPLEY, A. & FROSSARD, E. 2001. The use of isotopic exchange kinetics to determine phosphorus availability in overland flow and subsurface drainage waters. *Soil Science* 166, 365-373.
- MCKEAGUE, J. A. & DAY, J. H. 1966. Dithionite- and oxalate-extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. *Can. J. Soil Sci.* 46, 13-22.
- MCLAUGHLIN, M. J.; ALSTON, A. M. & MARTIN, J. K. 1988. Phosphorus cycling in wheat-pasture rotations. II. The role of the microbial biomass in phosphorus cycling. *Aust. J. Soil Res.* 26, 333-342.
- MEHRA, O. P. & JACKSON, M. L. 1960. Iron oxide removal from soils and clays by dithionite-cytrate systems buffered with sodium bicarbonate. *Clays and Clay Minerals* 7, 317-322.
- MENON, R. G.; CHIEN, S. H. & GDALLA, A. N. 1991. Comparison of Olsen and Pi soil tests for evaluating phosphorus bioavailability in a calcareous soil treated with single superphosphate and partially acidulated phosphate rock. *Fertilizer Research* 29, 153-158.
- MOLLIER, A. & PELLERIN, A. 1999. Maize root system growth and development as influenced by phosphorus deficiency. *Journal of Experimental Botany* 50, 487-497.
- MOORE, P. A. J.; DELAUNE, P. B.; CARMAN, D. E.; DANIEL, T. C. & SHARPLEY, A. N. 2000. Development of a phosphorus index for pastures. In: *2000 National Poultry Waste Management Symposium. J. P. Blake & P. H. Patterson. (eds).* Auburn Press, Auburn AL, p. 158-165.

- MOREL, C. & FARDEAU, J. C. 1989a). Native soil and fresh fertilizer phosphorus uptake as affected by rate of application and P fertilizers. *Plant Soil* 115, 123-128.
- MOREL, C. & FARDEAU, J. C. 1989b). The uptake by crops of fresh and residual phosphatic fertilizers by simultaneous measurements with ^{32}P and ^{33}P . *Appl. Radiat. Isotopes* 40, 273-278.
- MOREL, C. & FARDEAU, J. C. 1990. Uptake of phosphate from soils and fertilizers as affected by soil P availability and solubility of phosphorus fertilizers. *Plant and Soil* 120, 217-224.
- MOREL, C. & PLENCHETTE, C. 1994. Is the isotopically exchangeable phosphate of a loamy soil the plant available P? *Plant and Soil* 158, 287-297.
- MOREL, C.; PLENCHETTE, C. & FARDEAU, J.-C. 1992. La fertilisation phosphatée raisonnée de la culture du blé. *Agronomie* 12, 565-579.
- MOREL, C.; TIESSEN, H.; MOIR, J. O. & STEWART, J. W. B. 1994. Phosphorus transformations and availability under cropping and fertilization assessed by isotopic exchange. *Soil Science Society of America Journal* 58, 1439-1445.
- MOREL, C.; TUNNEY, H.; PLÉNET, D. & PELLERIN, S. 2000. Transfer of phosphate ions between soil and solution: perspectives in soil testing. *J. Environ. Qual.* 29, 50-59.
- MOTAVALLI, P. P. & MILES, R. J. 2002. Soil phosphorus fractions after 111 years of animal manure and fertilizer applications. *Biol. Fert. Soils* 36, 35-42.
- MOURA, R. S.; MARTIN, J. F.; MARTIN, A. & LIRAS, P. 2001. Substrate analysis and molecular cloning of the extracellular alkaline phosphatase of *Streptomyces griseus*. *Microbiology* 147, 1525-1533.
- MOZAFAR, A.; ANKEN, T.; RUH, R. & FROSSARD, E. 2000. The effect of tillage intensity upon colonization of roots by mycorrhizal and non-mycorrhizal fungi and shoot nutrient concentrations in maize, wheat and canola. *Agronomy Journal* 92, 1117-1124.
- NEUMANN, G. & MARTINOIA, E. 2002. Cluster roots - an underground adaptation for survival in extreme environments. *Trends in Plant Science* 7, 162-167.
- NEWMAN, E. I. 1995. Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *Journal of Ecology* 83, 713-726.
- NEWMAN, E. I. 1997. Phosphorus balance of contrasting farming systems, past and present. Can food production be sustainable? *Journal of Applied Ecology* 34, 1334-1347.
- NEWMAN, R. H. & TATE, K. R. 1980. Soil phosphorus characterization by ^{31}P nuclear magnetic resonance. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 11, 835-842.
- NEYROUD, J.-A. & EHLERT, P. A. I. 2001. Evaluation of a soil exchange program. Action COST 832: Quantifying the agricultural contribution to eutrophication. Minutes of the 3rd meeting of Working Group 1: Phosphorus inputs from agriculture, Rostock, Germany.
- NEYROUD, J.-A. & LISCHER, P. 2003. Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166, 422-431.
- NEYROUD, J.-A. 1981. Enquête sur la fertilité des sols vaudois. I : présentation des données. *Revue suisse Agric.* 10 (3), 79-85.
- NRCS-IOWA. 2001.
<http://www.ia.nrcs.usda.gov/technical/Phosphorus/phosphorusstandard.html>.

- OBERSON, A. & FROSSARD, E. 2004. Phosphorus management for organic agriculture. In: *Phosphorus: Agriculture and the Environment*. J. T. Sims & A. N. Sharpley. (eds). ASA, CSSA and SSSA (in print).
- OBERSON, A. & JONER, E. J. 2004. Microbial turnover of phosphorus in soil. In: *Organic phosphorus in the environment*. B. L. Turner, E. Frossard & D. Baldwin. (eds). CABI, Wallingford, Oxon, UK.
- OEHL, F. 1999. Microbially mediated phosphorus transformation processes in cultivated soils. PhD Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, Diss ETH Nr. 13496.
- OEHL, F.; OBERSON, A.; SINAJ, S. & FROSSARD, E. 2001a). Organic phosphorus mineralization studies using isotopic dilution techniques. *Soil Science Society of America Journal* 65, 780-787.
- OEHL, F.; OBERSON, A.; PROBST, M.; FLIESSBACH, A.; ROTH, H.-R. & FROSSARD, E. 2001b). Kinetics of microbial phosphorus uptake in cultivated soils. *Biol. Fert. Soils* 34, 31-41.
- OEHL, F.; OBERSON, A.; TAGMANN, H. U.; BESSON, J. M.; DUBOIS, D.; MADER, P.; ROTH, H. R. & FROSSARD, E. 2002. Phosphorus budget and phosphorus availability in soils under organic and conventional farming. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62, 25-35.
- OFFICE FEDERAL DE L'AGRICULTURE, 1997. Zulassung und Aufrechterhaltung der Zulassung von Labors bezüglich Bodenuntersuchungen für Oekomassnahmen nach Art. 31b LwG. Berne.
- OFFICE FEDERAL DE L'AGRICULTURE, 2002. Rapport agricole. Berne.
- OFFICE FEDERAL DE L'AGRICULTURE, 2003. Guide Suisse-Bilanz. Berne.
- OGNALAGA, M.; FROSSARD, E. & THOMAS, F. 1994. Glucose-1-phosphate and myo-inositol hexaphosphate adsorption mechanisms on goethite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 332-337.
- OLSEN, S. R.; COLE, C. V.; WATANABE, F. S. & DEAN, L. A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *In U.S. Dept. of Agric., Circ. 939*, Washington DC.
- PALASTHY, A. 1984. Méthodes d'analyse sols et plantes dans le système Migros-sano. Document interne.
- PANKHURST, C. E.; PIERRET, A.; HAWKE, B. G. & KIRBY, J. M. 2002. Microbiological and chemical properties of soil associated with macropores at different depths in a red-duplex soil in NSW Australia. *Plant and Soil* 238, 11-20.
- PARFITT, R. L. & CHILDS, C. W. 1988. Estimation of forms of Fe and Al: a review, and analysis of contrasting soils by dissolution and Moesbauer methods. *Aust. J. Soil Res.* 26, 121-144.
- PIERRET, A.; MORAN, C. J. & PANKHURST, C. E. 1999. Differentiation of soil properties related to the spatial association of wheat roots and soil macropores. *Plant and Soil* 211, 51-58.
- PIERZYNSKI, G. M. 1991. The chemistry and mineralogy of phosphorus in excessively fertilized soils. *Critical Reviews in Environmental Control* 21, 265-295.
- PIONKE, H. B.; GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. & ZOLLWEG, J. A. 1997. Hydrological and chemical controls on phosphorus loss from catchments. In: *Phosphorus loss from soil to water*. H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes & A. E. Johnston. (eds). CAB International, p. 225-242.

- PLANK, C. O. 1988. Plant analysis handbook for Georgia. Coop. Ext. serv. Univ. of Georgia, Athens (USA).
- PLENCHETTE, C. 1991. Utilisation des mycorhizes en agriculture et en horticulture. In: *Les mycorhizes des arbres et plantes cultivées*. D. G. Strullu. (ed). Technique et documentation Lavoisier, Paris, p. 131-196.
- PLÉNET, D.; ETCHEBEST, S.; MILLIER, A. & PELLERIN, S. 2000a). Growth analysis of maize field crops under phosphorus deficiency. I. Leaf growth. *Plant and Soil* 223, 117-130.
- PLÉNET, D.; MOLLIER, A. & PELLERIN, A. 2000b). Growth analysis of maize field crops under phosphorus deficiency. II. Radiation use efficiency, biomass accumulation and yield components. *Plant and Soil* 224, 259-272.
- PRASUHN, V.; BRAUN, M. & ROLLI, D. K. 1997. Massnahmen zur Verminderung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer. In: *IUL-FAL, Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern (GSA)*, Bern.
- PREEDY, N.; MCTIERNAN, K.; MATTHEWS, R.; HEATHWAITE, L. & HAYGARTH, P. 2001. Rapid incidental phosphorus transfers from grassland. *Journal of Environmental Quality* 30, 2105-2112.
- QUIAN, P.; SCHOENAU, J. J. & HUANG, W. Z. 1992. Use of ion exchange membranes in routine soil testing. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23, 1791-1804.
- QUINTON, J. N.; CATT, J. A. & HESS, T. M. 2001. The selective removal of phosphorus from soil: is event size important? *Journal of Environmental Quality* 30, 538-545.
- RAGHOTHAMA, K. G. 1999. Phosphate acquisition. *Annual Reviews in Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 50, 665-693.
- RAUSCH, C. & BUCHER, M. 2002. Molecular mechanisms of phosphate transport in plants. *Planta* 216, 23-37.
- RAUSCH, C.; DARAM, P.; BRUNNER, S.; JANSKA, J.; LALOI, M.; LEGGEWIE, G.; AMRHEIN, N. & BUCHER, M. 2001. A phosphate transporter expressed in arbuscule-containing cells in potato. *Nature* 414, 462-470.
- RICHARDSON, A. E.; HADOBAS, P. A. & HAYES, J. E. 2001a). Extracellular secretion of *Aspergillus* phytase from *Arabidopsis* roots enables plants to obtain phosphorus from phytate. *Plant Journal* 25, 641-649.
- RICHARDSON, A. E.; HADOBAS, P. A.; HAYES, J. E.; O'HARA, C. P. & SIMPSON, R. J. 2001b). Utilization of phosphorus by pasture plants supplied with myo-inositol hexaphosphate is enhanced by the presence of soil micro-organisms. *Plant and Soil* 229, 47-56.
- RIETRA, R. P. J. J.; HIEMSTRA, T. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 1999. The relationship between molecular structure and ion adsorption on variable charge minerals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 63, 3009-3015.
- RIETRA, R. P. J. J.; HIEMSTRA, T. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 2001. Interaction between calcium and phosphate adsorption on goethite. *Environmental Science & Technology* 35, 3369-3374.
- ROBBINS, C. W.; WESTERMANN, D. T. & FREEBORN, L. L. 1999. Phosphorus forms and extractability from three sources in a recently exposed calcareous subsoil. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1717-1724.
- ROBIN, P. & BLONDEL-MÉGRELIS, M. 2001, 1800, 1840. Physiologie chimique et chimie agricole, I. Une publication à ressusciter. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 87, 21-44.

- ROCHE, P.; GRIÈRE, L.; BABRE, D.; CALBA, H. & FALLAVIER, P. 1980. Le phosphore dans les sols intertropicaux: appréciation des niveaux de carence et des besoins en phosphore. Institut Mondial du Phosphate.
- RUBAEK, G. H. & SIBBESSEN, E. 1995. Soil phosphorus dynamics in a long-term field experiment at Askow. *Biol. Fertil. Soils* 20, 86-92.
- RUNGE-METZGER, A. 1995. Closing the cycle: obstacles to efficient P management for improved global food security. In: *Phosphorus cycling in terrestrial and aquatic ecosystems: a global perspective*. H. Tiessen. (ed). SCOPE/John Wiley, New York, p. 27-42.
- RYSER, J-P. 1995. Nährstoffausnutzung durch Pflanzen. *Die Grüne*, No.4, 27-28.
- RYSER, J.P. 1998. Analyses de sol dans les grandes cultures et les herbages. Barème provisoire d'interprétation des résultats obtenus par extraction à l'acétate d'ammonium + EDTA 1/10. *Revue suisse Agric.* 30, 143-146.
- RYSER, J.-P.; WALTHER, U.; MENZI, H.; FLISCH, R.; JEANGROS, B.; KESSLER, W.; MAILLARD, A.; SIEGENTHALER, A. & VUILLOUD, P. 1994. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung*, 3-40.
- RYSER, J-P.; WALTHER, U.; FLISCH, R. & al. 1994. Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages. *Revue suisse Agric.* 26, 193-242.
- RYSER, J.-P.; WALTHER, U., FLISCH, R. & al. 2001. Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages. *Revue suisse d'agriculture* 33, 1-80 (*auch auf Deutsch und Italienisch erhältlich*).
- SCHÄRER, M. 2003. Dissertation ETH No 15312, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich.
- SCHNEIDER, A. & MOREL, C. 2000. Relationship between the isotopically exchangeable and resin extractable phosphate of deficient to heavily fertilized soil. *European Journal of Soil Science* 51, 709-715.
- SCHOUMANS, O. F. & GROENENDIJK, P. 2000. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality* 29, 111-116.
- SCHUEPBACH, H. 2002. Nährstoffbilanzierung auf Betriebsebene, ein internationaler Vergleich. In *Herbsttagung Beratergruppe BDU*. Landwirtschaftliche Beratungszentrale, CH-8315 Lindau.
- SCHWERTMANN, U. 1964. Differenzierung der Eisenoxyden des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat Lösung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde* 105, 194-202.
- SCHWERTMANN, U. 1985. The effect of pedogenic environments on oxide minerals. *Adv. Soil Sci.* 1, 172-200.
- SINAJ, S. & FROSSARD, E. 1997. Can maize influence the dissolution of low water soluble phosphorus fertilizers? In: *Proceedings of the XVIII International Grassland Congress*. Winnipeg, Saskatoon, Canada, p. 10-62.
- SINAJ, S.; FROSSARD, E. & FARDEAU, J. C. 1997. Isotopically exchangeable phosphate in size fractionated and unfractionated soils. *Soil Science Society of America Journal* 61, 1413-1417.
- SINAJ, S.; MACHLER, F.; FROSSARD, E.; FAISSE, C.; OBERSON, A. & MOREL, C. 1998. Interferences of colloidal particles in the determination of orthophosphate concentration in soil water extracts. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29, 1091-1105.

- SINAJ, S.; TRAORÉ, O. & FROSSARD, E. 2002a). Effect of compost and soil properties on the availability of compost phosphate for white clover (*Trifolium repens* L.). Nutrient Cycling in Agroecosystems 62, 89-102.
- SINAJ, S.; STAMM, C.; TOOR, G. S.; CONDRON, L. M.; HENDRY, T.; DI, H. J.; CAMERON, K. C. & FROSSARD, E. 2002b). Phosphorus exchangeability and leaching losses from two grassland soils. Journal of Environmental Quality 31, 319-330.
- SISSINGH, H. A. 1971. Analytical technique of the Pw method, used for the assessment of the phosphate status of arable soils in the Netherlands. Plant and Soil 34, 483-446.
- SMALING, E. M. A.; NANDWA, S. M. & JANSSEN, B. H. 1997. Soil fertility in Africa is at stake. In: *Replenishing soil fertility in Africa*. R. J. Buresh, P. A. Sanchez & F. Calhoun. (eds). SSSA, Madison, WI, p. 47-61.
- SMITH, S. & READ, D. 1997. Mycorrhizal symbiosis. Academic Press, San Diego, USA.
- SPIESS, E. 1999. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für de Jahre 1975 bis 1995. In: *FAL*, Zürich-Reckenholz, p. 46.
- SPRING, J.-L.; RYSER, J.-P.; SCHWARZ, J.-J.; BASLER, P.; BERTSCHINGER, L. & HAESLI, A. 2003. Données de base pour la fumure en viticulture. Revue suisse Vitic. Arboric. Hortic. Vol. 35, 24pp (*auch auf Deutsch und Italienisch erhältlich*).
- ST ARNAUD, R. J.; STEWART, J. W. B. & FROSSARD, E. 1988. Application of the "pedogenic index" to soil fertility studies in Saskatchewan. Geoderma 43, 21-32.
- STADELMANN, P.; LOVAS, R. & BUTSCHER, E. 2002. 20 Jahre Sanierung und Überwachung des Baldeggersees. Mitteilungen der naturforschenden Gesellschaft Luzern 37, 115-164.
- STADE-MILLER, S.; LIU, J.; ALLAN, D. L.; MENHUBER, C. J.; FEDOROVA, M. & VANCE, C. P. 2001. Molecular control of acid phosphatase secretion into the rhizosphere of proteoid roots from phosphorus stressed white lupin. Plant Physiology and Plant Molecular Biology 127, 594-606.
- STAMM, C.; FLÜHLER, H.; GÄCHTER, R.; LEUENBERGER, J. & WUNDERLI, H. 1998. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. J. Environ. Qual. 27, 515-522.
- STAMP, P.; LIEDGENS, M.; OBERSON, A.; SCHMID, J. E.; SOLDATI, A. & FROSSARD, E. 2002. Nachhaltiger Ackerbau in der Schweiz - eine Gratwanderung zwischen Ernährungssicherung und Umweltschutz. Neujahrsblatt der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich. Naturforschende Gesellschaft in Zürich.
- STEWART, J. W. B.; MORAN, C. J. & WOOD, J. T. 1999. Macropore sheath: quantification of plant root and soil macropore association. Plant and Soil 211, 59-67.
- STIPP, S. L. S.; KONNERUP-MADSEN, J.; FRANZREB, K.; KULIK, A. & MATHIEU, H. J. 1998. Spontaneous movement of ions through calcite at standard temperature and pressure. Nature 396, 356-359.
- STRAUSS, R.; BRÜMMER, G. W. & BARROW, N. J. 1997. Effects of crystallinity of goethite: II. Rates of sorption and desorption of phosphate. Europ. J. Soil Sci. 48, 101-114.
- STRULU, D. G. 1991. Les mycorhizes des arbres et plantes cultivées. Technique et documentation. Lavoisier, Paris.
- STUENZI, H., 2003. FAL-Reckenholz, Zürich. Communication orale.

- SYERS, J. K. & CURTIN, D. 1989. Inorganic reactions controlling phosphorus cycling. In: *Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems. Regional workshop 1: Europe*. H. Tiessen. (ed). SCOPE-UNEP, p. 17-29.
- TAGMANN, H. U. 2000. Nach- und aktuelle Wirkung von Hof- und Mineraldünger-Phosphat in langjährig konventionell und biologisch bewirtschafteten Böden. Diplomarbeit ETH Zürich, p. 67.
- THIBAUD, M.-C.; MOREL, C. & FARDEAU, J. C. 1988. Contribution of phosphorus issued from crop residues to plant nutrition. *Soil Sci.Plant Nutr.* 34, 481-491.
- TRAN, T. S.; FARDEAU, J. C. & GIROUX, M. 1988. Effects on soil properties on plant-available phosphorus determined by the isotopic dilution phosphorus-32 method. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 52, 1383-1390.
- TRAORÉ, O.; SINAJ, S.; FROSSARD, E. & VAN DE KERKHOVE, J. M. 1999. Effect of composting time on phosphate exchangeability. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55, 123-131.
- TUNESI, S.; POGGI, V. & GESSA, C. 1999. Phosphate adsorption and precipitation in calcareous soils: the role of calcium ions in solution and carbonate minerals. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 53, 219-227.
- TURNER, B. L. & HAYGARTH, P. M. 2001. Phosphorus solubilization in rewetted soils. *Nature* 411, 258.
- TURNER, B. L.; PAPHÁZY, M. J.; HAYGARTH, P. M. & MCKELVIE, I. D. 2002a). Inositol phosphates in the environment. *Phil.Trans.R.Soc. London* 357, 449-469.
- TURNER, B. L.; MCKELVIE, I. D. & HAYGARTH, P. M. 2002b). Characterisation of water-extractable soil organic phosphorus by phosphatase hydrolysis. *Soil Biol.Biochem.* 34, 27-35.
- UNION MARAÎCHERE SUISSE, 2003. Manuel des légumes. Union maraîchère suisse, CH-3001 Berne (*auch auf Deutsch erhältlich*).
- VAN DER ZEE, S. E. A. T. M. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 1991. Model for the reaction kinetics of phosphate with oxides and soil. In: *Interactions at the soil colloid-soil solution interface*. G. H. Bolt & E. B. A. De Strooper. (eds). Kluwer Academic Publishers, p. 205-239.
- VAN DER ZEE, S. E. A. T. M. 1988. Transport of reactive contaminants in heterogeneous soil systems. Ph.D., Agricultural University Wageningen, The Netherlands, Wageningen.
- VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; FOKKINK, L. G. J. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 1987. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Science Society of America Journal* 51, 599-604.
- VOLLMER, T. 2004. Dissertation ETH, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich. *In preparation*.
- WANG, X.; JACKMAN, J. M.; YOST, R. S. & LINDQUIST, B. A. 2000. Predicting soil phosphorus buffer coefficients using potential sorption site density and soil aggregation. *Soil Science Society of America Journal* 64, 240-246.
- WANG, X.; YOST, R. S. & LINQUIST, B. A. 2001. Soil aggregate size affects phosphorus desorption from highly weathered soils and plant growth. *Soil Science Society of America Journal* 65, 139-146.
- WEHRLI, B. & WÜEST, A. 1996. Zehn Jahre Seenbelüftung: Erfahrungen und Optionen. EAWAG, Dübendorf.
- WILLET, I. R.; CHARTRES, C. J. & NGUYEN, T. T. 1988. Migration of phosphate into aggregated particles of ferrihydrite. *Journal of Soil Science* 39, 275-282.

- WILLIAMS, C. H. & ANDERSON, G. 1968. Inositol phosphates in some Australian soils. *Australian Journal of Soil Research* 6, 121-130.
- WYKOFF, D. D.; GROSSMAN, A. R.; WEEKS, D. P.; USUDA, H. & SHIMOGAWARA, K. 1999. Psr1, a nuclear localized protein that regulates phosphorus metabolism in *Chlamydomonas*. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. p. 15336-15341.
- WYSS, M.; BRUGGER, R.; KRONENBERGER, A.; RÉMY, R.; FIMBEL, R.; OESTERHELT, G.; LEHMANN, M. & VAN LOON, A. P. G. M. 1999. Biochemical characterization of fungal phytases (myo-Inositol Hexakisphosphate Phosphohydrolases): Catalytic properties. *Applied and Environmental Microbiology* 65, 367-373.
- YLI-HALLA, M.; HARTIKAINEN, H.; EKHOLM, P.; TURTOLA, E.; PUUSTINEN, M. & KALLIO, K. 1995. Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. *Agriculture Ecosystem and Environment* 56, 53-62.
- ZHANG, B. G.; LI, G. T.; SHEN, T. S.; WANG, J. K. & SUN, Z. 2000. Changes in microbial biomass C, N, and P and enzyme activities in soil incubated with the earthworms *Metaphire guillelmi* or *Eisenia fetida*. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 2055-2062.
- ZIMMERMANN, A. 2003a. Réseau d'exploitations pilotes du SRVA, Résultats 2003. Document interne, Service romand de vulgarisation agricole, Lausanne.
- ZIMMERMANN, P. 2003b. Root-secreted phosphomonoesterases mobilizing phosphorus from the rhizosphere. A molecular physiological study in *Solanum tuberosum*. PhD Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, Diss ETH Nr. 15027.

Remerciements :

L'éditeur et les auteurs remercient :

Antoine Besson, Josef Blum, Frédy Célardin, Judith Dudler, Théo Niggli, Hans Schupbach et André Zimmermann pour leur participation active à la préparation de certains chapitres de ce mémoire, Alain Gaume et Astrid Oberson pour les discussions fructueuses durant la rédaction, René Flisch, Pierre Vullioud, Willy Geiger et Benoit Magnin pour la lecture critique du manuscrit, Mary-Claude Roulin pour la mise en page et Regula et Caterina Matasci pour la traduction allemande de ce mémoire.

Les auteurs remercient également leurs directions respectives de les avoir autorisés à réaliser le présent mandat, ainsi que la Commission de la Recherche de l'EPF de Zurich, le Fonds National Suisse de la Recherche Scientifique, l'Institut Agricole de Grangeneuve, l'Office Fédéral de l'Agriculture, l'Office Fédéral de l'Education et de la Science, qui ont financé certaines des recherches présentées dans ce mémoire.

The Authors

Emmanuel Frossard is full professor of Plant Nutrition at the Institute of Plant Sciences of the Department of Agricultural and Food Sciences at the Federal Technical University in Zürich (ETHZ) since April 1st, 2000. Prof. Frossard was born on August 9th, 1960 in Cherbourg, France. He studied at the Department of Agriculture and Food Science of the National Polytechnic Institute of Lorraine (ENSAIA-INPL) in Nancy, France. After completing his doctorate at the ENSAIA INPL, he spent two years as a postdoctorate fellow in the Department of Soil Science at the University of Saskatchewan, Canada. He then was a member of the Group for Crop Production at the ENSAIA-INPL for seven years before joining the ETHZ on October 1st, 1994 as Associate Professor of Plant Nutrition.

Pierre Julien is an Agronomist at the *Service Romand de Vulgarisation Agricole (SRVA)* in Lausanne, Department of Resources Protection, since October 1st, 2002. Julien was born on September 11th, 1957 in Quebec, Canada. He studied agronomy at the Laval University's faculty of agronomy and at Mc Gill University's MacDonal College. He then was a consultant in agro-environment for two years in Canada. Subsequently he was head for 13 years of the Agricultural and Environment Service of the Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Posieux, Switzerland.

Jean-Auguste Neyroud is head of the Service Sol et Fertilisation at the *Agroscope RAC-Changins* agricultural research station in Nyon since 1971. Dr. Neyroud was born on September 11th, 1944 in Givrins, Switzerland. He studied agronomy at the ETHZ. After a one-year's stay at the Jerusalem University, Israël, he returned to ETH-Zürich, where he got a PhD in soil science. He then joined the staff of *Agroscope RAC-Changins*. From 1973–1974, he had the opportunity to specialise on humus chemistry at the Ottawa Soil Research Institute, Canada.

Sokrat Sinaj is senior scientist in the Group of Plant Nutrition of the ETHZ since February 1995. Dr. Sinaj was born on November 10th, 1956 in Vlora, Albania. From 1976–1981, he studied agriculture at the Department of Agriculture of the National Institute of Agriculture in Tirana. After completing his doctoral thesis on "Phosphorus dynamics in Albanian cultivated soils" at the Department of Agriculture and Food Science of the National Polytechnic Institute of Lorraine in Nancy, France (ENSAIA-INPL), he carried out from 1993–1995 postdoctoral studies at the Scientific National Center of Research, Center of the Biologic Pedology in Nancy, France.