

FRIBO

—

Réseau fribourgeois
d'observation des sols
1987 – 2011

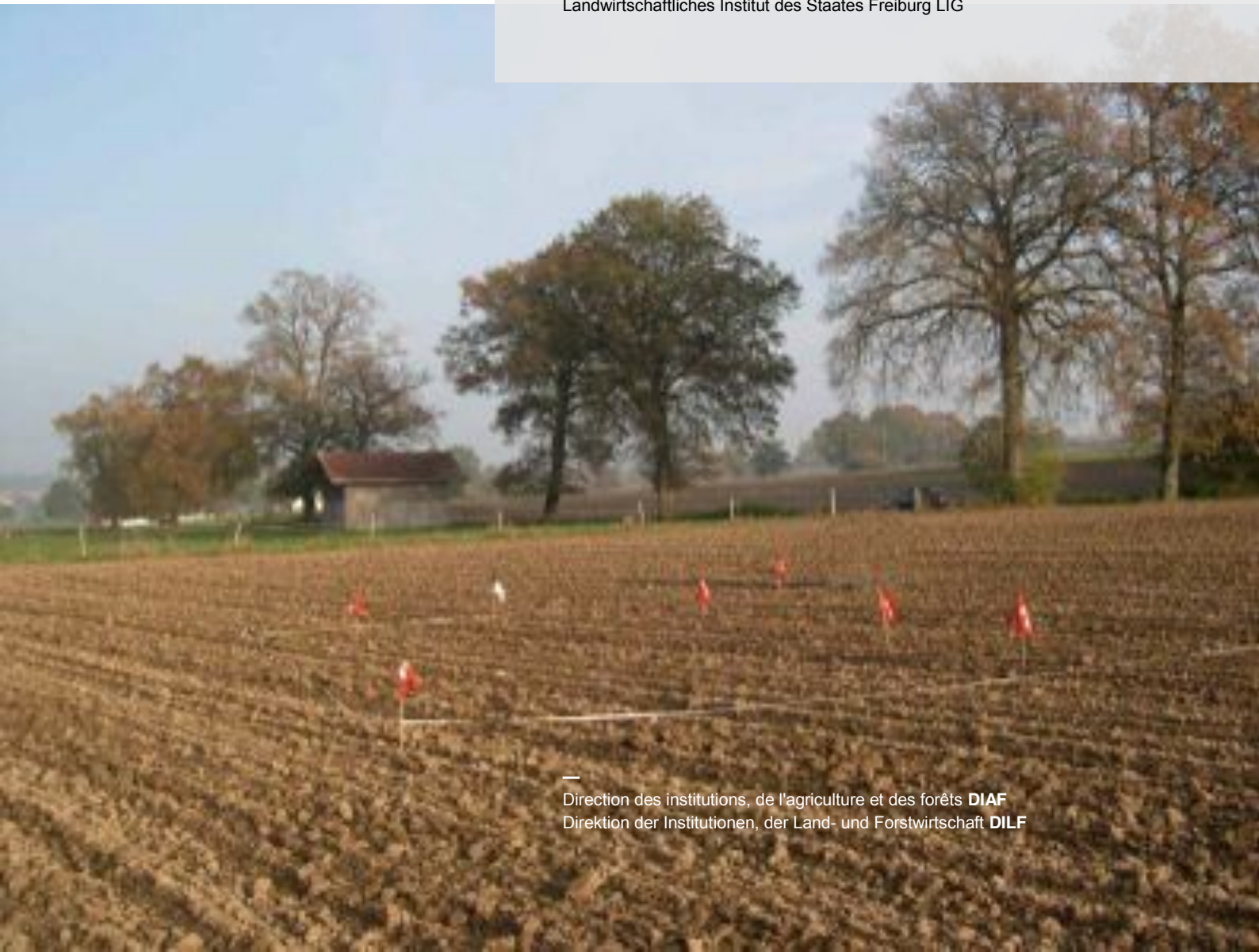


ETAT DE FRIBOURG
STAAT FREIBURG

Grangeneuve

Institut agricole de l'Etat de Fribourg IAG

Landwirtschaftliches Institut des Staates Freiburg LIG



—

Direction des institutions, de l'agriculture et des forêts **DIAF**
Direktion der Institutionen, der Land- und Forstwirtschaft **DILF**

AVANT-PROPOS

Nous fêtons en 2012 un important jubilé : celui des 25 ans du réseau FRIBO. Vingt-cinq ans à observer l'évolution de la fertilité et de la pollution des sols, à récolter des informations d'ordre pédologique, agricole ou environnemental et à offrir conseils et instructions en matière de gestion appropriée des sols agricoles du canton de Fribourg.

C'est ainsi que le réseau FRIBO est devenu en l'espace d'une génération un outil indispensable à l'étude des sols et au suivi des modifications qu'ils subissent - qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropogène - et son importance à l'échelle nationale est reconnue par de nombreuses institutions.

Le réseau FRIBO a permis de mettre en évidence la stabilité de la qualité des sols agricoles de notre canton. Il a également relevé des points positifs tels que la diminution de la concentration de certains métaux lourds ou la stabilité de la concentration des oligoéléments depuis 25 ans. Toutefois, l'augmentation de certains éléments nutritifs et la diminution de la biomasse microbienne nécessitent des mesures appropriées. Les suivis des sols urbains, bien que récents, indiquent que des efforts en terme de communication avec les jardiniers amateurs doivent être réalisés afin de diminuer les quantités de produits phytosanitaires et d'engrais dans les jardins urbains. Les suivis des sols forestiers du canton révèlent quant à eux une importante acidité, résultat qui s'applique également à l'ensemble des forêts du territoire suisse. L'évolution des caractéristiques des sols agricoles, urbains et forestiers doit donc continuer à être suivie et étudiée.

Un important travail a été réalisé jusque-là, mais les défis que rencontreront nos sols durant les 25 prochaines années augmenteront la pression sur cette richesse naturelle et fragile. En effet, comment ne pas penser à l'acidification des sols, qui ne concerne pas uniquement les sols agricoles mais l'entier des écosystèmes ? Comment ne pas songer à la disparition des sols fertiles au profit de zones bétonnées et résidentielles ? Le mitage du territoire, la diminution inexplicquée de la biomasse des sols et l'acidification des milieux due aux pluies acides seront les principaux défis que devront relever les sols fribourgeois et suisses.

Je souhaite ici remercier celles et ceux qui ont contribué à l'enrichissement de cette base de données depuis 25 ans, qui ont permis de mettre en évidence les principaux défis qu'occasionne l'utilisation des sols et qui ont su trouver les solutions pour y remédier et améliorer la gestion de cette ressource essentielle.



Marie Garnier
Conseillère d'Etat

RESPONSABLES DE PROJET ET DE REDACTION

Responsable de projet :

Nicolas Rossier

Rédaction :

Léonie Bongard

Nicolas Rossier

Adrian von Niederhäusern

Analyses :

Caractéristiques agronomiques :

Sol-Conseil

Métaux lourds

Analub SA

Sol-Conseil

Microbiologie :

Nicolas Maire

Saisie et traitement des données
informatiques :

Nicolas Rossier

Léonie Bongard

Adrian von Niederhäusern

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet aurait été naturellement impossible sans la collaboration active des agriculteurs, des communes, des détenteurs de jardins familiaux et d'espaces verts, et de l'association des jardins familiaux. Tous sont intégrés dans le réseau FRIBO. Nous tenons à les remercier pour leur disponibilité.

Nous remercions chaleureusement les personnes et organismes qui ont apporté leur aide à la réalisation de cette étude :

- > Les collègues et le secrétariat de la Station cantonale des productions animales et végétales
- > Le Service de l'Environnement (SEn)
- > Le Service des forêts et de la faune (SFF)

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS.....	III
RESPONSABLES DE PROJET ET DE REDACTION.....	V
REMERCIEMENTS.....	VII
TABLE DES MATIERES.....	IX
RESUME FRIBO.....	XII
ZUSAMMENFASSUNG.....	XV
ABRÉVIATIONS.....	XIX
INDEX DES FIGURES.....	XXI
INDEX DES TABLEAUX.....	XXIII
INDEX DES CARTES.....	XXV
A. INTRODUCTION.....	27
B. SOLS AGRICOLES.....	29
1. Méthodologie.....	29
1.1 Utilisation des sols.....	29
1.2 Analyses statistiques.....	32
1.2.1 Analyse globale par utilisation et par cycle.....	32
1.2.2 Analyse individuelle de chaque site.....	35
2. Résultats.....	37
2.1 Caractéristiques physiques et chimiques des sols.....	37
2.1.1 Types de sol.....	37
2.1.2 Matière organique.....	39
2.1.3 pH.....	44
2.2 Eléments nutritifs.....	49
2.2.1 Phosphore.....	49
2.2.2 Potassium.....	59
2.2.3 Magnésium.....	68
2.2.4 Calcium.....	78
2.3 Oligo-éléments.....	81
2.3.1 Bore.....	81
2.3.2 Fer.....	86
2.3.3 Manganèse.....	89

2.4 Métaux lourds	92
2.4.1 Cadmium	93
2.4.2 Cobalt	98
2.4.3 Chrome	101
2.4.4 Cuivre	105
2.4.5 Nickel	110
2.4.6 Plomb	114
2.4.7 Zinc	119
2.5 Paramètres biologiques	124
2.5.1 Biomasse ATP	125
2.5.2 Minéralisation du carbone organique	131
2.6 Les micropolluants organiques	136
2.6.1 Les polychlorobiphényles (PCB)	136
2.6.2 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH)	137
2.7 Synthèse des sols agricoles	140
C. SOLS URBAINS	143
3. Méthodologie	143
3.1 Historique du réseau	143
3.2 Description des sites	143
4. Résultats	146
4.1 Phosphore	146
4.2 Métaux lourds	149
4.2.1 Cadmium	149
4.2.2 Cobalt	151
4.2.3 Chrome	152
4.2.4 Cuivre	154
4.2.5 Nickel	155
4.2.6 Plomb	157
4.2.7 Zinc	158
4.3 Les micropolluants organiques	160
4.3.1 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH)	160
4.3.2 Les polychlorobiphényles (PCB)	161
4.4 Synthèse des sols urbains	162
D. SOLS FORESTIERS	163
5. Résultats	163
5.1 pH	163
5.2 Azote minéral	165
5.3 Métaux lourds	166
E. ETUDES PARALLELES ET COLLABORATION AVEC LES INSTITUTIONS	169
6. Collaboration avec les institutions	169
6.1 Comparaison de trois méthodes d'analyse biologique pour l'observation des sols à long terme	170
6.2 Utilisation et interprétation des paramètres biologiques du sol	171

6.3	Le statut du phosphore dans les sols agricoles du canton de Fribourg.....	173
6.4	Etude du potentiel infectieux mycorhizogène (PIM) des sols agricoles suisses	175
6.5	Méthodes géostatistiques robustes pour l'analyse spatiale et la cartographie des propriétés du sol	179
6.5.1	Introduction.....	179
6.5.2	Méthodes.....	181
6.5.3	Résultats	184
6.5.4	Conclusion.....	186
F.	CONCLUSIONS	189
G.	BIBLIOGRAPHIE	191
H.	ANNEXES.....	195

RESUME FRIBO

Sols agricoles

Le réseau d'observation des sols agricoles fribourgeois comporte 250 sites couvrant l'ensemble du territoire agricole du canton de Fribourg. Chaque site est échantillonné une fois tous les cinq ans, période qui représente un cycle d'analyse. L'année 2011 marque donc la fin du cinquième cycle et les 25 ans du réseau. Les données récoltées permettent de suivre l'évolution à long terme de la fertilité des sols du canton et de mettre en évidence les modifications naturelles ou anthropiques.

Le réseau agricole a été complété par un réseau d'observation des sols urbains mis en place entre 2004 et 2006. 53 sites répartis dans huit agglomérations ont été étudiés. Ils nous permettent de connaître l'état des sols de sites sensibles et d'analyser la pollution diffuse. Quatorze sites forestiers ont été analysés pour la première fois en 2004 et également intégrés dans le réseau. Les résultats des sites urbains et forestiers sont présentés pour les deux cycles de prélèvement dans les chapitres C et D de ce rapport.

Les 250 sites agricoles ont été répartis en fonction de l'utilisation des sols (terres assolées, prairies permanentes et alpages), de façon à augmenter la validité des interprétations statistiques. Les 53 sites urbains ont été partagés en quatre groupes, soit places de jeux, prairies permanentes, espaces verts et jardins familiaux.

En règle générale, les sols agricoles du canton se portent bien. Le taux de matière organique a un niveau satisfaisant et stable. Le pH est également stable, mais le nombre de sols acides est élevé.

Parmi les éléments nutritifs, le phosphore disponible à court terme a diminué, tandis que les réserves sont restées stables, grâce aux PER. Le risque de pertes dans l'environnement a ainsi diminué, sans que des carences en phosphore ne soient à craindre. Un enrichissement en potasse et magnésium est constaté dans les prairies permanentes. Nous conseillons aux agriculteurs d'équilibrer leur bilan potassique afin d'éviter une sur fertilisation néfaste à la santé de leurs animaux. Les teneurs en calcium sont stables.

Pour les oligo-éléments tels que le fer et le manganèse, leurs teneurs sont très satisfaisantes et stables. La situation du bore n'est pas identique. En effet, la plupart des sites se trouvent dans les classes "pauvre" et "médiocre". Une baisse a été constatée dans les terres assolées. Des apports de bore sont indispensables dans les cultures sensibles.

L'analyse des métaux lourds démontre l'origine géogène du cadmium et du zinc dans les Préalpes, du chrome et du nickel dans les sols recouverts de moraines. Les

sources anthropogènes de contamination des sites qui ont des valeurs élevées en métaux lourds peuvent provenir de traitements à base de fongicides pour le cuivre et le zinc, et d'utilisation de boues d'épuration et d'engrais contenant des polluants tel que le chrome. Une diminution des teneurs moyennes en cadmium et en zinc est constatée. La littérature atteste que certains apports anthropogènes comme par exemple les dépôts atmosphériques et les additifs fourragers sont en baisse. L'interdiction d'épandage des boues d'épuration pourrait également déjà avoir des effets positifs.

La biomasse ATP et la minéralisation du carbone organique ont été analysées comme paramètres biologiques indicateurs de la fertilité des sols. La population et le travail des microorganismes sont influencés négativement par le travail du sol, ce qui explique les faibles teneurs des terres assolées. La biomasse ATP a diminué de 42% durant ces vingt cinq dernières années, alors que la minéralisation du carbone organique est restée stable. Cette baisse de la biomasse des sols agricoles nous interpelle, car elle est difficilement explicable. Une étude plus poussée devra être entreprise afin de trouver les causes de ce phénomène.

Les teneurs en micropolluants organiques ont été analysées sur quinze sites vingt ans après les premières investigations. Les teneurs en hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH) et polychlorobiphényles (PCB) ont globalement baissé, vraisemblablement grâce à la diminution des émissions et également à leur dégradation par les microorganismes du sol. Par contre, près de la moitié des sites ont des teneurs en benzo(a)pyrène en augmentation, mais toutefois largement en dessous des valeurs indicatives.

Sols urbains

Comme cela avait été constaté lors du premier cycle de prélèvement, la situation des jardins familiaux est préoccupante. Les sols contiennent des quantités très élevées de phosphore et des teneurs en métaux lourds supérieures aux valeurs indicatives, notamment pour le cuivre, le plomb et le zinc. Ces excès sont dus à des pratiques inadéquates des locataires des parcelles. L'utilisation excessive d'engrais ou de produits phytosanitaires est bien souvent due au manque d'information des jardiniers amateurs qui pensent bien faire en exagérant les dosages. Les espaces verts et les places de jeux ont des teneurs normales, à part quelques exceptions.

Au niveau de micropolluants organiques, sept sites dépassent la valeur indicative en hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH) et benzo(a)pyrène. Ces dépassements proviennent de pollutions diffuses liées aux activités urbaines et ne représentent pas de danger. Les teneurs en polychlorobiphényles (PCB) sont très basses.

Une fiche de recommandations intitulée « Comment garder le sol du jardin potager en bonne santé ? » a été distribuée aux jardiniers amateurs.

Sols forestiers

Onze sites forestiers sur quatorze sont acides, voire fortement acides. Cette situation est représentative des sols forestiers suisses et la branche suit de près l'évolution des valeurs pH.

Les teneurs en azote minéral sont basses, mais peuvent augmenter fortement suite à des facteurs externes non désirés, comme la pâture du bétail.

Les teneurs en métaux lourds sont basses, sauf pour un site qui a des teneurs en cadmium d'origine géogène dépassant légèrement la valeur indicative.

Etudes parallèles

De par sa densité, sa pérennité et sa répartition homogène sur tout le territoire fribourgeois, le réseau FRIBO agricole est devenu une référence nationale dans la protection et l'observation des sols. Nos données ainsi que nos échantillons référencés et stockés depuis 1987 intéressent les principales stations de recherche agronomique, ainsi que d'autres instituts. Le chapitre E décrit succinctement cinq projets dans lesquels le FRIBO est impliqué.

ZUSAMMENFASSUNG

Landwirtschaftliche Böden

Das landwirtschaftliche Bodenbeobachtungsnetz des Kantons Freiburg umfasst 250 Standorte, welche die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche des Kantons abdecken. Jeder dieser Standorte wird alle fünf Jahre einmal untersucht, was jeweils einem Zyklus entspricht. Das Jahr 2011 markiert somit den Abschluss des fünften Zyklus und das 25-jährige Bestehen des Beobachtungsnetzes. Die gesammelten Daten erlauben uns, die langfristige Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit zu beobachten und natürliche, sowie vom Menschen verursachte Veränderungen festzustellen.

Das landwirtschaftliche Beobachtungsnetz wurde zwischen 2004 und 2006 mit 53 urbanen Standorten in acht Agglomerationsgebieten des Kantons Freiburg ergänzt. Diese erlauben uns, den Bodenzustand sensibler Standorte zu beurteilen und den Einfluss diffuser Belastungen zu untersuchen. Vierzehn Waldstandorte wurden 2004 erstmals analysiert und ins Beobachtungsnetz aufgenommen. Die Resultate der zwei Zyklen urbaner und forstlicher Probenahmen werden in den Kapiteln C und D dieses Berichts präsentiert.

Um die Gültigkeit der statistischen Interpretationen zu erhöhen, sind die Standorte nach Nutzungstyp gruppiert worden. Bei den 250 landwirtschaftlichen Standorten sind dies Ackerflächen, Dauerwiesen und Alpweiden, wogegen die 53 urbanen Standorte in die vier Gruppen Spielplätze, Dauerwiesen, Grünflächen und Familiengärten aufgeteilt sind.

Allgemein sind die Landwirtschaftsflächen des Kantons in einem guten Zustand. Der Gehalt an organischer Substanz ist zufriedenstellend und stabil. Der pH-Wert bleibt ebenfalls stabil, jedoch mit einer hohen Anzahl saurer Standorte.

Bezüglich der Nährstoffe kann folgendes festgestellt werden: Der kurzfristig verfügbare Phosphorgehalt nahm ab, während die Phosphorreserven stabil blieben. Somit hat dank des ÖLN die Umweltbelastung durch Phosphor abgenommen ohne dass ein Mangel zu befürchten ist. Auf den Dauerwiesen ist eine Anreicherung von Kali und Magnesium festzustellen. Den Landwirten wird geraten den Kaliumhaushalt auszugleichen, um eine Überdüngung mit gravierenden Folgen für die Gesundheit der Tiere zu vermeiden. Die Kalziumgehalte blieben stabil.

Die Spurenelemente Eisen und Mangan weisen stabile und sehr zufrieden stellende Werte auf. Anders ist die Situation beim Bor. Die meisten Standorte liegen in den Klassen "arm" oder "mässig". Bei den Ackerflächen wurde ein Rückgang festgestellt. Bei sensiblen Kulturen ist eine Bordüngung nötig.

Die Schwermetallanalysen zeigen die natürlichen, geogenen Vorkommen von Cadmium und Zink in den Voralpen und von Chrom und Nickel in den Moränegebieten. Die anthropogenen Quellen der mit Schwermetallen belasteten Standorte sind bei Kupfer und Zink vorwiegend Pflanzenschutzmittel (Fungizide). Klärschlamm und Dünger tragen weiter zur Anreicherung von Schwermetallen wie zum Beispiel Chrom bei. Bei Cadmium und Zink sind die Gehalte im Durchschnitt rückläufig. Die Fachliteratur bestätigt, dass z.B. die atmosphärische Deposition und der Eintrag durch Futtermittelzusätze zurück gegangen sind. Das Klärschlammverbot könnte sich ebenfalls bereits positiv auswirken.

Als biologische Hinweisparameter zur Bodenfruchtbarkeit wurden die Biomasse ATP und die Kohlenstoffmineralisierung analysiert. Die Population der Mikroorganismen und deren Stoffumsatz werden durch die Bodenbearbeitung negativ beeinflusst, wie die tiefen Werte bei den Ackerflächen bestätigen. Die Biomasse ATP hat während den letzten 25 Jahren um 42 % abgenommen, während die Kohlenstoffmineralisierung stabil geblieben ist. Dieses schwer erklärbare Phänomen hat uns vor einige offene Fragen gestellt. Vertiefte Studien sollen dabei helfen, Gründe für diesen Rückgang der Biomasse zu finden.

Fünfzehn Standorte wurden 20 Jahre nach den ersten Untersuchungen erneut auf Gehalte organischer Spurenstoffe untersucht. Die Gehalte von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB) haben gesamthaft abgenommen. Dies ist wahrscheinlich auf die rückläufigen Emissionen und den Abbau durch die Mikroorganismen im Boden zurückzuführen. Trotzdem zeigt die Hälfte der Standorte zunehmende Benzo(a)pyrengelalte, die jedoch weit unter den Richtwerten liegen.

Urbane Böden

Wie bereits im ersten Zyklus festgestellt, ist die Situation in den Familiengärten kritisch. Die Böden enthalten sehr hohe Mengen Phosphor sowie Schwermetallgehalte, welche besonders bei Kupfer, Blei und Zink die Richtwerte überschreiten. Diese Überschüsse stammen von der unangepassten Bewirtschaftung durch die Mieter der Parzellen. Der übermäßige Einsatz von Düngern oder Pflanzenschutzmitteln geht häufig auf mangelnde Kenntnis der Hobbygärtner zurück, welche mit hohen Aufwandsmengen möglichst gute Resultate erzielen möchten. Die Grünflächen und Spielplätze haben abgesehen von einzelnen Ausnahmen normale Gehalte.

Bezüglich der organischen Spurenstoffe, übertreffen sieben Standorte den Richtwert für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Benzo(a)pyren. Diese Überschreitungen stammen aus diffusen urbanen Quellen und stellen keine Gefahr dar. Die Gehalte polychlorierter Biphenyle (PCB) sind sehr tief.

Ein Merkblatt mit dem Titel „Wie erhalte ich den Boden meines Gemüsegartens gesund?“ wurde an alle Hobbygärtner verteilt.

Waldböden

Elf von vierzehn Waldstandorten sind sauer oder sehr sauer. Diese Situation ist repräsentativ für die Schweizer Waldböden und die Forstwirtschaft verfolgt die Entwicklung des pH sehr aufmerksam.

Die Gehalte an mineralischem Stickstoff sind tief, aber können infolge ungewollter externer Faktoren stark ansteigen – beispielsweise durch das Weiden von Vieh.

Die Schwermetallgehalte sind abgesehen von einem Standort tief. Besagter Standort hat Cadmium-Werte geogenen Ursprungs, welche knapp über dem Richtwert liegen.

Parallele Studien

Durch seine hohe Standortdichte, seine Langlebigkeit und seine ausgeglichene Verteilung auf dem ganzen Gebiet des Kantons Freiburg ist das landwirtschaftliche FRIBO eine nationale Referenz in Bodenschutz und Bodenbeobachtung geworden. Unsere Daten, sowie die seit 1987 gelagerten Referenzproben interessieren die landwirtschaftlichen Forschungsanstalten und weitere Institute. Das Kapitel E stellt fünf Projekte vor, bei welchen das FRIBO involviert ist.

ABRÉVIATIONS

AAE10	Acétate d'ammonium + EDTA
ATP	Adénosine triphosphate
B	Bore
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
DBF	Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages
DS	Dirks-Scheffer
Fe	Fer
FRIBO	Réseau fribourgeois d'observation des sols
IAG	Institut Agricole de Grangeneuve
K	Potassium
Mn	Manganèse
Mg	Magnésium
MO	Matière organique
Ni	Nickel
OSol	Ordonnance sur les atteintes portées aux sols
P	Phosphore
Pb	Plomb
PER	Prestations écologiques requises
SAU	Surface agricole utile
SEn	Service de l'Environnement
SS	Schachtschabel
Zn	Zinc

INDEX DES FIGURES

Figure 1.2-1 : Exemple d'un graphique en courbes	33
Figure 1.2-2 : Exemple d'un Box Plots	33
Figure 1.2-3 : Corrélation significative	35
Figure 1.2-4 : Corrélation non significative	35
Figure 2.1-1 : Evolution générale des teneurs en matière organique	39
Figure 2.1-2 : Evolution générale du pH.....	44
Figure 2.2-1 : Evolution générale du P extrait selon la méthode CO ₂	49
Figure 2.2-2 : Evolution générale du P extrait selon la méthode AAE10	54
Figure 2.2-3 : Evolution générale du K extrait selon la méthode CO ₂	59
Figure 2.2-4 : Evolution générale du K extrait selon la méthode AAE10	63
Figure 2.2-5 : Evolution générale du Mg extrait selon la méthode CaCl ₂	68
Figure 2.2-6 : Evolution générale du Mg extrait selon la méthode AAE10	73
Figure 2.2-7 : Evolution générale du Ca extrait selon la méthode AAE10	78
Figure 2.3-1 : Evolution générale du B extrait selon la méthode à l'eau chaude	82
Figure 2.3-2 : Evolution générale du Fe extrait selon la méthode AAE10	86
Figure 2.3-3 : Evolution générale du Mn extrait selon la méthode AAE10	89
Figure 2.4-1 : Evolution générale du Cd extrait à l'acide nitrique	93
Figure 2.4-2 : Evolution générale du Co extrait à l'acide nitrique	98
Figure 2.4-3 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Co	99
Figure 2.4-4 : Evolution générale du Cr extrait à l'acide nitrique	101
Figure 2.4-5 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Cr	103
Figure 2.4-6 : Evolution générale du Cu extrait à l'acide nitrique	105
Figure 2.4-7 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Cu	108
Figure 2.4-8 : Evolution générale du Ni extrait à l'acide nitrique	110
Figure 2.4-9 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Ni.....	112
Figure 2.4-10 : Evolution générale du Pb extrait à l'acide nitrique	114
Figure 2.4-11 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Pb	116
Figure 2.4-12 : Evolution générale du Zn extrait à l'acide nitrique	119
Figure 2.4-13 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Zn.....	122
Figure 2.5-1 : Evolution générale de la biomasse ATP	125
Figure 2.5-2 : Evolution générale de la minéralisation du carbone organique	131
Figure 2.6-1 : Somme des 7 congénères PCB (mg/kg)	137
Figure 2.6-2 : Somme des 16 congénères PAH (mg/kg)	138
Figure 2.6-3 : Teneurs en benzo(a)pyrène (mg/kg)	139
Figure 4.1-1 : Evolution du phosphore soluble selon la méthode d'extraction CO ₂	146
Figure 4.1-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P CO ₂ selon le barème DBF 2009	147
Figure 4.1-3 : Evolution du phosphore de réserve selon la méthode d'extraction AAE10	148
Figure 4.1-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème DBF 2009	148
Figure 4.2-1 : Teneurs en cadmium des sols urbains regroupées par cycle	150

Figure 4.2-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Cd selon l'OSol.....	151
Figure 4.2-3 : Teneurs en cobalt des sites urbains regroupées par cycle	151
Figure 4.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Co selon l'OSol.....	152
Figure 4.2-5 : Teneurs en chrome des sites urbains regroupées par cycle	153
Figure 4.2-6 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Cr selon l'OSol	153
Figure 4.2-7 : Teneurs en cuivre sites urbains regroupées par cycle	154
Figure 4.2-8 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Cu selon l'OSol.....	155
Figure 4.2-9 : Teneurs en nickel des sites urbains regroupées par cycle.....	156
Figure 4.2-10 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Ni selon l'OSol.....	156
Figure 4.2-11 : Teneurs en plomb des sites urbains regroupées par cycle	157
Figure 4.2-12 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Pb selon l'OSol.....	158
Figure 4.2-13 : Teneurs en zinc sites urbains regroupées par cycle	159
Figure 4.2-14 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Zn selon l'OSol.....	159
Figure 4.3-1 : Teneurs en PAH des sites urbains	160
Figure 4.3-2 : Teneurs en PCB des sites urbains	161
Figure 5.1-1 : Valeurs du pH pour le 1 ^{er} et le 2 ^{ème} cycle forestier.....	165
Figure 5.2-1 : Teneurs en azote minéral du sol pour le 1er et le 2ème cycle forestier.....	166
Figure 5.3-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation des métaux lourds selon l'OSol.....	166
Figure 6.4-1 : Fraction des racines colonisées par les champignons mycorhiziens totaux	176
Figure 6.4-2 : Fraction des racines colonisées par les mycorhizes à arbuscules.....	176
Figure 6.4-3 : Fraction des racines colonisées par les mycorhizes à vésicules	177
Figure 6.4-4 : Corrélation entre la fraction des racines colonisées par les vésicules et la teneur en phosphore totale du sol ($r = -0.58$, $p < 0.01$).....	178
Figure 6.5-1 : Répartition spatiale de l'ensemble des 14'000 profils de sol rassemblés par l'ancienne Station fédérale de recherches agronomiques (FAP) de Zürich entre 1963 et 1996.....	180
Figure 6.5-2 : Répartition des valeurs de substance organique dans les couches supérieures du sol (0-20 cm) du réseau fribourgeois d'observation des sols (FRIBO).	183
Figure 6.5-3 : Analyse explorative des variables auxiliaires pour la modélisation de la divergence du taux de substance organique contenue dans les couches supérieures des 250 sols étudiés.....	184
Figure 6.5-4 : Valeurs estimées du taux de substance organique dans les couches supérieures du sol (mailles de 1 ha, modèle sphérique)	185
Figure 6.5-5 : Comparaison des méthodes de krigeage universel classique et robuste. L'influence des valeurs à hauts résidus est limitée dans la méthode robuste (grands cercles). (ratio = méthode d'estimation classique / robuste)	186

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 1.1-1 : Changements d'utilisation des sites par rapport au cycle 4	30
Tableau 1.1-2 : Répartition des sites par mode d'utilisation	30
Tableau 1.2-1 : Exemple sur la méthode de signification avec le P CO ₂ en terres assolées	34
Tableau 2.1-1 : Classes physiographiques principales appliquées à la carte des aptitudes des sols de la Suisse	37
Tableau 2.1-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation de la richesse des sols en matière organique selon le barème DBF 2009	41
Tableau 2.1-3 : Répartition des sites d'après l'appréciation du pH selon le barème DBF 2009	47
Tableau 2.2-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P DS selon le barème DBF 2009	52
Tableau 2.2-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème DBF 2009	56
Tableau 2.2-3 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K CO ₂ selon le barème DBF 2009	61
Tableau 2.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème DBF 2009	65
Tableau 2.2-5 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg CaCl ₂ selon le barème DBF 2009	70
Tableau 2.2-6 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg AAE10 selon le barème DBF 2009	75
Tableau 2.2-7 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Ca AAE10 selon le barème DBF 2009	79
Tableau 2.3-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation du B selon le barème DBF 2009	84
Tableau 2.3-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Fe AAE10	87
Tableau 2.3-3 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mn AAE10	90
Tableau 2.4-1 : Valeurs indicatives, seuils d'investigation et valeurs d'assainissements des principaux métaux lourds selon OSol en en mg/kg de matière sèche de sol (teneurs totales sols agricoles)	92
Tableau 2.4-2 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Cd	96
Tableau 2.5-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation de la biomasse ATP selon le barème fribourgeois	129
Tableau 2.5-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation de la minéralisation du carbone organique selon le barème fribourgeois	134
Tableau 2.6-1 : Valeurs et seuils benzo(a)pyrène, PAH et PCB contenus dans l'OSol pour les sols agricoles	136
Tableau 3.2-1 : Distribution des sites en fonction de la commune	144
Tableau 3.2-2 : Distribution des sites en fonction de l'utilisation	144
Tableau 6.1-1 : Corrélations de Pearson entre les mesures biologiques	170
Tableau 6.2-1 : Valeurs de référence pour les analyses biologiques selon N. Maire, interprétées selon FRIBO, IAG 2010	172

INDEX DES CARTES

Carte 1.1-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO	31
Carte 2.1-1 : Principales classes physiographiques des sols selon la carte des sols de la Suisse à l'échelle 1:200'000	38
Carte 2.1-2 : Evolution par site du taux de matière organique au cours des cinq cycles	40
Carte 2.1-3 : Appréciation de la teneur en matière organique – Cinquième cycle.....	43
Carte 2.1-4 : Evolution par site du pH au cours des cinq cycles.....	45
Carte 2.1-5 : Appréciation du pH – Cinquième cycle	48
Carte 2.2-1 : Evolution par site des teneurs en P CO ₂ au cours des cinq cycles	51
Carte 2.2-2 : Appréciation de la teneur en P CO ₂ – Cinquième cycle.....	53
Carte 2.2-3 : Evolution par site des teneurs en P AAE10 au cours des cinq cycles.....	55
Carte 2.2-4 : Appréciation de la teneur en P AAE10 – cinquième cycle.....	58
Carte 2.2-5 : Evolution par site des teneurs en K CO ₂ au cours des cinq cycles	60
Carte 2.2-6 : Appréciation de la teneur en K CO ₂ – Cinquième cycle.....	62
Carte 2.2-7 : Evolution par site des teneurs en K AAE10 au cours des cinq cycles.....	64
Carte 2.2-8 : Appréciation de la teneur en K AAE10 – cinquième cycle.....	67
Carte 2.2-9 : Evolution par site des teneurs en Mg CaCl ₂ au cours des cinq cycles	69
Carte 2.2-10 : Appréciation de la teneur en Mg CaCl ₂ – Cinquième cycle.....	72
Carte 2.2-11 : Evolution par site des teneurs en Mg AAE10 au cours des cinq cycles	74
Carte 2.2-12 : Appréciation de la teneur en Mg AAE10– Cinquième cycle	77
Carte 2.2-13 : Appréciation de la teneur en Ca AAE10 – Cinquième cycle.....	80
Carte 2.3-1 : Evolution par site des teneurs en B au cours des cinq cycles	83
Carte 2.3-2 : Appréciation de la teneur en B – Cinquième cycle	85
Carte 2.3-3 : Appréciation de la teneur en Fe AAE10 – Cinquième cycle	88
Carte 2.3-4 : Appréciation de la teneur en Mn AAE10 – Cinquième cycle	91
Carte 2.4-1 : Evolution par site des teneurs en Cd au cours des cinq cycles.....	95
Carte 2.4-2 : Appréciation de la teneur en Cd – Cinquième cycle	97
Carte 2.4-3 : Appréciation de la teneur en Co – Cinquième cycle	100
Carte 2.4-4 : Evolution par site des teneurs en Cr au cours des cinq cycles.....	102
Carte 2.4-5 : Appréciation de la teneur en Cr – cinquième cycle.....	104
Carte 2.4-6 : Evolution par site des teneurs en Cu au cours des cinq cycles.....	106
Carte 2.4-7 : Appréciation de la teneur en Cu – Cinquième cycle	109
Carte 2.4-8 : Evolution par site des teneurs en Ni au cours des cinq cycles	111
Carte 2.4-9 : Appréciation de la teneur en Ni – Cinquième cycle	113
Carte 2.4-10 : Evolution par site des teneurs en Pb au cours des cinq cycles	117
Carte 2.4-11 : Appréciation de la teneur en Pb– Cinquième cycle	118
Carte 2.4-12 : Evolution par site des teneurs en Zn au cours des cinq cycles	120
Carte 2.4-13 : Appréciation de la teneur en Zn– Cinquième cycle.....	123
Carte 2.5-1 : Evolution par site des teneurs en biomasse ATP au cours des quatre cycles	128
Carte 2.5-2 : Appréciation de la teneur en biomasse ATP – Cinquième cycle	130
Carte 2.5-3 : Evolution par site des teneurs de minéralisation du carbone organique au cours des cinq cycles.....	133

Carte 2.5-4 : Appréciation de la teneur de minéralisation du carbone organique – Cinquième cycle	135
Carte 3.2-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO urbain	145
Carte 5.1-1 : Emplacement des sites forestiers	164

A. INTRODUCTION

Le réseau fribourgeois d'observation des sols (FRIBO) a été mis en place entre 1987 et 1991. Ce réseau a pour objectif premier de récolter des informations d'ordre pédologique, agricole et environnemental sur les sols agricoles du canton de Fribourg. Afin de compléter le réseau actuel, un réseau d'observation des sols urbains et un réseau forestier ont été mis en place entre 2004 et 2006. Avec ces données, il est possible de suivre l'évolution à long terme de la fertilité des sols du canton et de mettre en évidence les modifications que subissent les différents sols naturellement ou liées à l'être humain.

L'automne 2011 a marqué la fin du cinquième cycle d'analyse des sols agricoles et la fin du deuxième cycle des sols urbains et forestiers. Nous disposons donc de 25 ans d'observation et d'analyse des sols agricoles. Ce rapport est le cinquième depuis l'installation du réseau, il est aussi le troisième à permettre une validation statistique de l'évolution des paramètres analysés. Dans la continuité du rapport FRIBO publié en 2007 (Rossier & al.), celui-ci permettra d'assurer une meilleure fiabilité des résultats et des différentes évolutions avec l'aide des données du cinquième cycle d'analyse. L'évolution des paramètres biologiques est également traitée dans ce document.

Une synthèse des résultats des réseaux urbains et forestiers est présentée, mais comme ils n'ont que deux cycles d'analyse, l'interprétation de l'évolution des paramètres n'est pas encore très robuste.

Au total, 37 paramètres chimiques, physiques et biologiques des sols ont été analysés, mais, pour des raisons pratiques ce rapport ne traite que de 18 variables. Pour évaluer et interpréter ces paramètres, les analyses ont été séparées en quatre catégories :

1. Les caractéristiques physico-chimiques des sols (matière organique et pH)
2. Les éléments nutritifs (P, K, Mg, Ca, B, Fe et Mn)
3. Les métaux lourds (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn)
4. Les paramètres biologiques (biomasse ATP et minéralisation du carbone organique)

Les interprétations faites sur les éléments nutritifs, les caractéristiques physiques et chimiques, les paramètres biologiques et les métaux lourds portent sur des échantillons de sol de la couche arable 0-20 cm de profondeur.

B. SOLS AGRICOLES

1. Méthodologie

Le réseau comporte au total 250 sites de 100 m² distribués sur une grille de 2 x 2 km dans tout le canton. Un tel réseau relativement dense permet d'obtenir des informations représentatives de la situation rencontrée dans chaque région et sous-région. Pour chaque cycle d'observation, 50 parcelles sont échantillonnées par année à la profondeur 0-20 cm. Par conséquent, tous les sites sont prélevés en cinq ans, ce qui équivaut à un cycle d'analyse.

Pour les 25 années d'observation des sols agricoles, la répartition des cycles est la suivante :

Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5
1987 - 1991	1992 - 1996	1997 - 2001	2002 - 2006	2007 - 2011

Des informations détaillées concernant la mise en place du réseau sont présentées dans le premier rapport FRIBO (Julien & Morand, 1995).

1.1 *Utilisation des sols*

Les 250 sites constituant le réseau d'observation ont été répartis en trois classes, en fonction de l'utilisation agricole du sol. Les trois types d'utilisation du sol retenus sont les terres assolées, les prairies permanentes et les alpages. Les alpages sont, bien entendu des prairies permanentes, cependant, ces surfaces ne sont utilisées que pour la pâture estivale et ne font pas partie de la surface agricole utile (SAU) de l'exploitation.

Au cours des vingt-cinq années d'échantillonnage, des changements sont survenus au niveau de l'utilisation des terres. L'affectation des sols d'alpages demeure inchangée, mais cela n'est pas le cas pour les terres assolées et les prairies permanentes. Entre le cycle 4 et le cycle 5, 12 sites ont changé d'affectation (Tableau 1.1-1). La tendance va plutôt vers une augmentation des prairies permanentes à la place des terres assolées. Cette évolution peut être expliquée par la spécialisation toujours croissante des secteurs de production. Il arrive aussi que certains agriculteurs favorisent la pâture sur gazon court sur les parcelles proches de la ferme.

Tableau 1.1-1 : Changements d'utilisation des sites par rapport au cycle 4

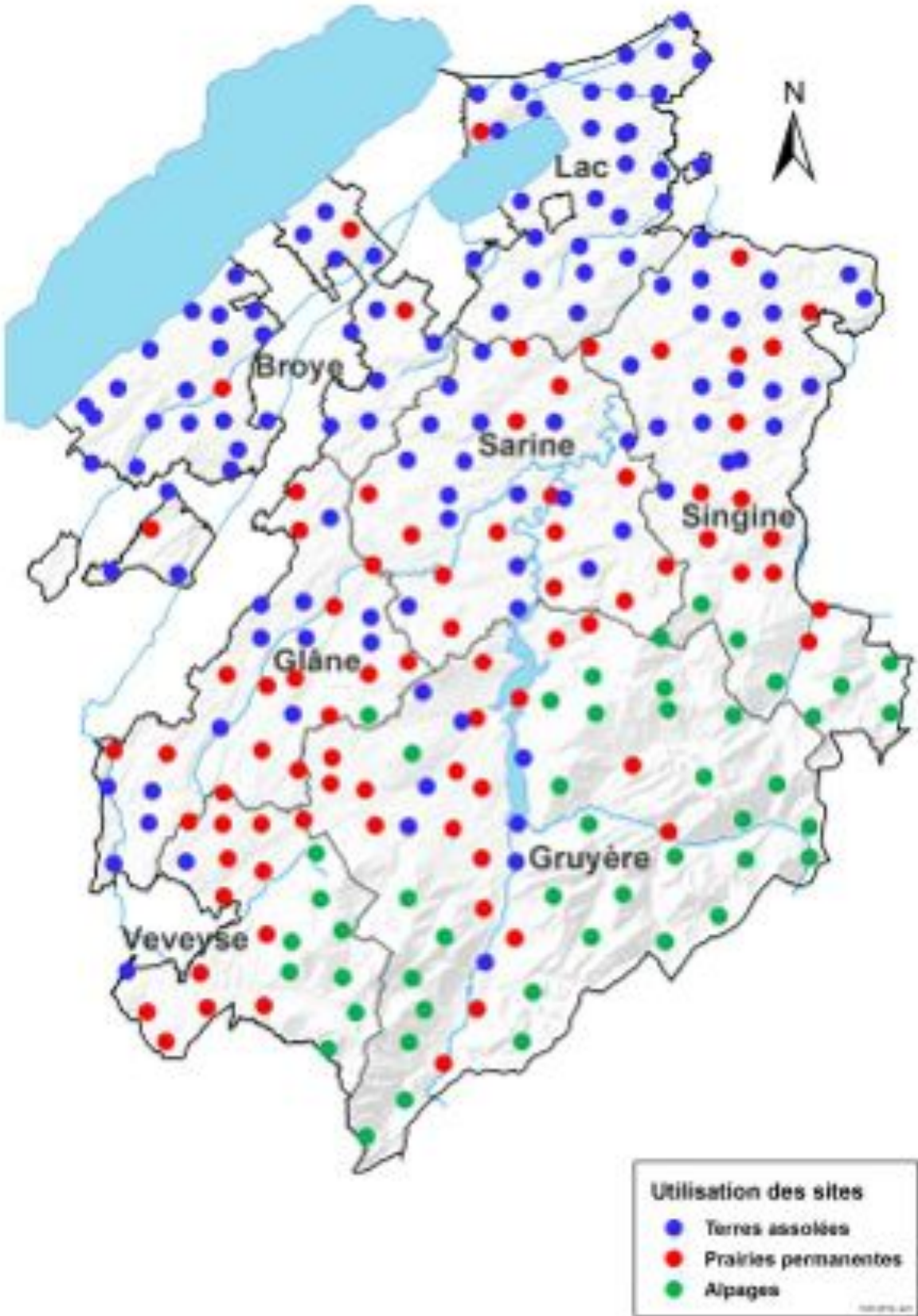
	N° de sites qui passent en terres assolées	N° de sites qui passent en prairies permanentes
12 changements	83	2, 3, 12, 21, 46, 122, 128, 132, 169, 213, 217

La carte 1.1-1 localise tous les sites dans le canton de Fribourg selon le type d'utilisation et présente la limite des sept districts constituant le canton.

Le tableau 1.1-2 montre l'inventaire du nombre de sites selon leur mode d'utilisation.

Tableau 1.1-2 : Répartition des sites par mode d'utilisation

Utilisation des sites	Nombre de sites
Terres assolées	126
Prairies permanentes	77
Alpages	47



Carte 1.1-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO

1.2 Analyses statistiques

Premièrement, nous avons effectué une analyse de plausibilité des données qui nous a contraints à éliminer trois sites de l'analyse statistique, car ils présentaient des valeurs aberrantes; il s'agit des sites 150, 161 et 206. Ils sont situés sur des sols tourbeux et très hétérogènes. Les teneurs en éléments chimiques de ces sols sont peu stables, phénomène courant dans ce type de sol. Le site 161 a été supprimé car il présente des teneurs très hétérogènes au niveau du phosphore.

Grace au nombre important de sites analysés, nous pouvons effectuer une statistique descriptive classique représentative des sols fribourgeois et effectuer des comparaisons de moyennes entre les différents modes d'utilisation du sol et les différents cycles. Les statistiques ont été réalisées en analysant l'ensemble des sites pour une même utilisation, soit terres assolées: 125 sites, prairies permanentes: 77 sites, alpages: 45 sites; de même que sur chaque site individuellement. Avec ce cinquième cycle d'analyse, nous disposons d'un plus grand nombre de données et la marge d'erreur pour affirmer qu'une évolution est significative est plus restreinte.

Des changements dans les résultats des quatre premiers cycles peuvent avoir lieu entre le quatrième rapport FRIBO (Rossier & al., 2007) et celui-ci. En effet, certains sites ont été affectés à un autre mode d'utilisation et l'élimination des valeurs aberrantes susmentionnées est aussi un facteur à prendre en compte dans ces différences.

1.2.1 Analyse globale par utilisation et par cycle

La comparaison de l'évolution des différentes teneurs est réalisée pour les sols agricoles à l'aide de graphiques en courbes indiquant la moyenne et l'intervalle de confiance 95% par cycle pour chaque mode d'utilisation du sol (Figure 1.2-1). Pour les sols urbains nous avons utilisé des graphiques de type Box Plots (Figure 1.2-2). Ces deux types de graphiques permettent de visualiser et d'évaluer rapidement l'étendue des valeurs dans un groupe de données. Le graphique en courbes est plus adapté à la comparaison linéaire dans le temps.

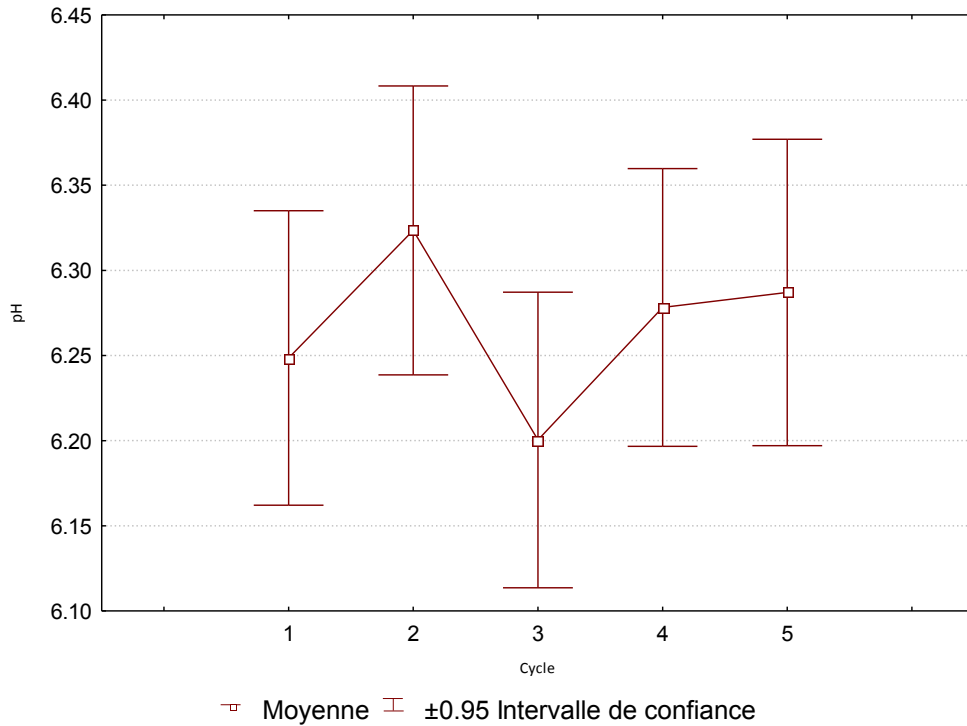


Figure 1.2-1 : Exemple d'un graphique en courbes

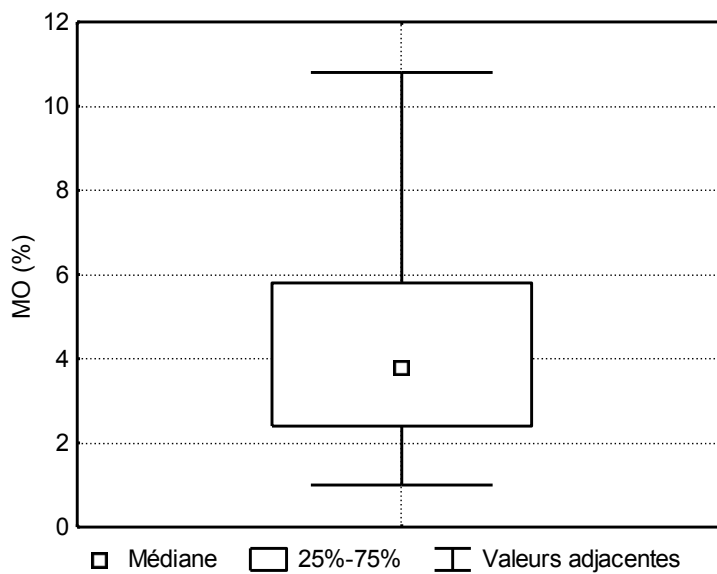


Figure 1.2-2 : Exemple d'un Box Plots

La **médiane** ou valeur centrale partage l'ensemble des valeurs observées (et ordonnées selon leur grandeur) en deux moitiés de taille égale; l'une comprenant les valeurs supérieures à la médiane, l'autre les valeurs inférieures à celle-ci. En comparaison à la moyenne, autre mesure de tendance centrale, la médiane n'est pas influencée par les valeurs atypiques (valeurs extrêmes).

Le **Box 25%-75%** représente les observations comprises entre le quartile inférieur et supérieur. Dans une distribution statistique, la valeur du quartile inférieur (25% des effectifs) correspond au trait inférieur du Box et la valeur du quartile supérieur (75% des effectifs) correspond au trait supérieur du Box.

A l'extrémité de part et d'autre du Box, deux "moustaches" sont représentées. Ces deux moustaches délimitent les **valeurs adjacentes**. La longueur des moustaches (valeurs adjacentes) définie par TUKEY est délimitée par les formules suivantes :

extrémité inférieure : $\text{quartile inférieur} - 1.5 \star \text{écart interquartile}$

extrémité supérieure : $\text{quartile supérieur} + 1.5 \star \text{écart interquartile}$

Les valeurs situées au-delà des valeurs adjacentes sont dites valeurs extrêmes, atypiques, exceptionnelles, outliers. Dans ce rapport, les valeurs atypiques n'apparaissent pas en raison de la disparité dans l'échelle de certains graphiques. Lors d'une distribution normale, la zone délimitée par le Box et les moustaches devrait contenir 99.3% des observations. On ne devrait donc trouver que 0.7% d'observations atypiques.

Lorsque l'on ne rencontre pas de valeurs atypiques, les moustaches s'étendent jusqu'à la valeur inférieure ou supérieure de la distribution.

La moyenne permet de mesurer une tendance centrale, à savoir la valeur qui se trouve au centre d'un groupe de nombres dans une distribution statistique. Elle est influencée par les extrêmes, mais permet de comparer différentes populations.

L'intervalle de confiance mesure le degré de précision que l'on a sur les estimations issues de l'échantillon. L'intervalle de confiance (IC) à 95% est un intervalle de valeurs qui a 95% de chance de contenir la vraie valeur du paramètre estimé. Avec moins de rigueur, il est possible de dire que l'IC représente la fourchette de valeurs à l'intérieur de laquelle nous sommes certains à 95% de trouver la valeur calculée. Il donne une visualisation de l'incertitude de la moyenne.

Le **test LSD** a été utilisé afin d'analyser si une évolution est significative pour une même utilisation. Ce test a pris en compte les moyennes des cinq cycles et a défini si des différences significatives à 95% apparaissent entre chaque cycle.

Tableau 1.2-1 : Exemple sur la méthode de signification avec le P CO2 en terres assolées

Cycle	1	2	3	4	5
Moyenne	19.7	16.3	14.8	13.6	13
p = 5%	a	ab	b	b	b

A l'exemple du tableau 1.2-1, des lettres sont utilisées pour déterminer de manière lisible si la différence des moyennes entre chaque cycle est significative (p = 5%).

Quand les lettres sont différentes, cela veut dire que l'on a une différence significative. Par exemple, le cycle 1 n'est pas significativement différent du 2 mais l'est avec le 3, le 4 et le 5. Le cycle 2 n'est pas significativement différent des autres cycles.

1.2.2 Analyse individuelle de chaque site

Les différentes variables de chaque site ont été analysées afin de définir si une variable augmente ou diminue significativement, ou est jugée stable lorsque les deux possibilités précédentes ne sont pas atteintes. Pour répondre à cette question, nous avons utilisé le coefficient de corrélation selon Pearson.

N'ayant pas de répétition par site, il ne nous a pas été possible d'utiliser un test statistique classique et nous avons opté pour cet indice statistique qui exprime l'intensité et le sens (positif ou négatif) de la relation linéaire entre deux variables quantitatives. Les valeurs résultant de ce test se situent dans l'intervalle qui va de -1 à +1. Le signe négatif indique une relation négative (inverse, décroissance) et le signe positif une relation positive (directe, croissance).

Si la corrélation est significative, cela veut dire que la valeur analysée est liée au cycle et non pas au hasard, à la prise d'échantillon ou à une erreur d'analyse.

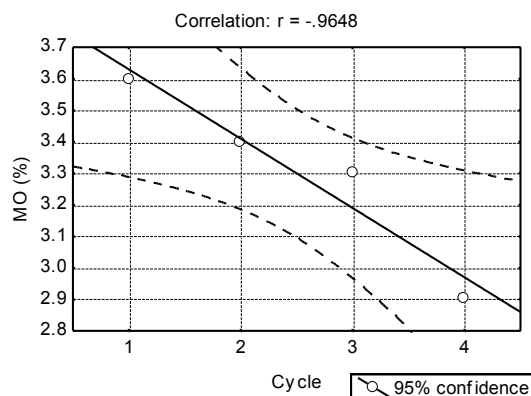


Figure 1.2-3 : Corrélation significative

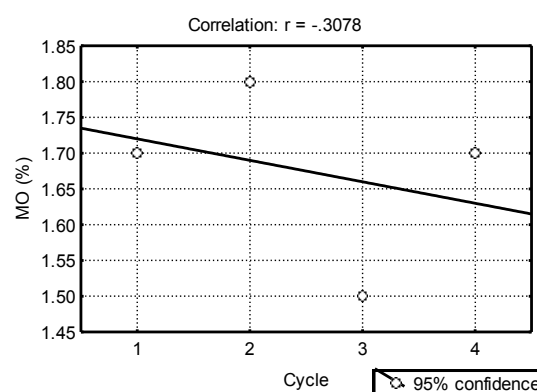


Figure 1.2-4 : Corrélation non significative

Une valeur égale à -1 ou +1 indique l'existence d'une relation linéaire parfaite entre les deux variables. En revanche, ce coefficient est nul ($r = 0$) lorsqu'il n'y a pas de relation linéaire entre les variables. Plus l'ensemble des points sera proche de la relation linéaire (la droite), plus la valeur du coefficient sera proche de +1 ou de -1. Pour obtenir un coefficient de corrélation élevé, la somme de la déviation des données par rapport à la ligne de régression (distance des points par rapport à la

droite linéaire) doit être la plus basse possible. Pour obtenir une signification, le coefficient de corrélation doit être d'au moins 0.95, soit 95%.

L'intervalle de confiance ("95% confidence") présenté dans les figures ci-dessus définit un risque d'erreur limité à long terme à 5%. Plus l'incertitude des résultats est grande, plus les bornes de l'intervalle de confiance sont éloignées l'une de l'autre.

Dans l'exemple de la Figure 1.2-3, le coefficient de corrélation est de -0.9648. C'est une corrélation significative à plus de 95%. On voit très bien dans cet exemple que les points définis pour chaque cycle en fonction de la teneur en matière organique sont proches de la relation linéaire. La diminution de la teneur en matière organique de ce site est donc liée au cycle et non pas au hasard ou à une erreur analytique, au contraire de la figure 1.2-4. En effet, dans cette dernière les teneurs en matière organique sont très éloignées et ne sont pas alignées à la droite linéaire. Le coefficient de corrélation joue un rôle fondamental pour évaluer certains aspects qui concernent la fidélité, la validité ou l'objectivité d'un dispositif d'évaluation ou de mesure.

Remarques

Dans le troisième rapport FRIBO publié en 2002 (Julien & al.), l'évolution était basée sur la pente de chaque site. Si la pente donnait une croissance de plus de 10%, l'évolution était jugée comme une augmentation. Si la pente donnait une décroissance de plus de 10%, l'évolution était jugée comme une diminution. Entre ces deux pourcentages, l'évolution était jugée stable. Avec ce système, on ne savait pas si l'évolution était significative.

Dans ce rapport, en ne prenant en compte que les évolutions statistiquement significatives, on obtient une interprétation plus restrictive et plus fiable. Des variables peuvent avoir de grandes pentes sans être significatives car elles ont une grande dispersion des valeurs par rapport à la droite de régression.

De grandes différences sur l'évolution des variables sont observées entre le troisième et ce dernier rapport.

2. Résultats

2.1 *Caractéristiques physiques et chimiques des sols*

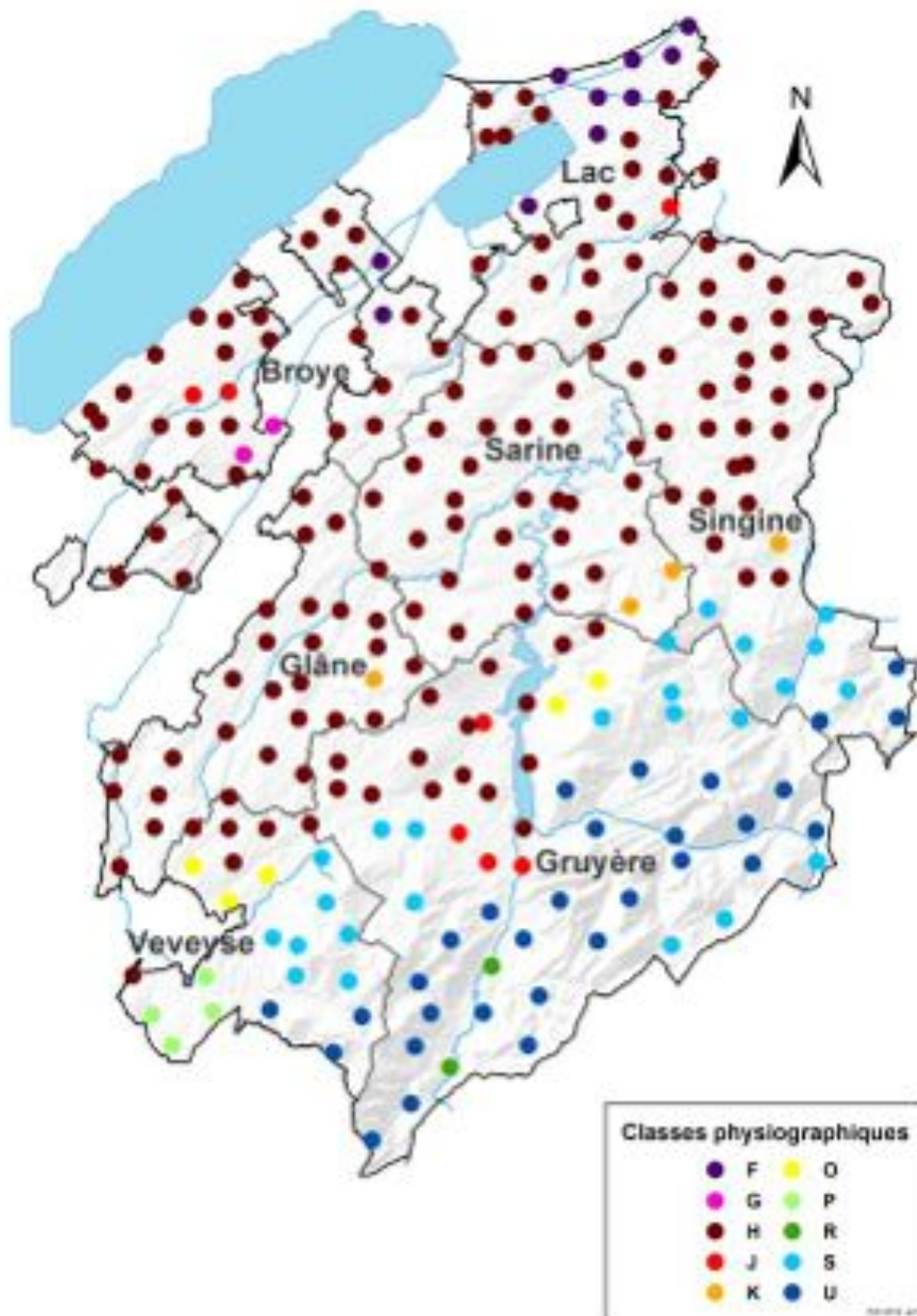
2.1.1 Types de sol

Le Tableau 2.1-1 montre les classes physiographiques appliquées à la carte des aptitudes des sols de la Suisse. Les sites FRIBO ont été classés dans dix principales classes avec leur fréquence d'apparition. A la suite, la Carte 2.1-1 montre la localisation des principales classes dans le canton de Fribourg. Les parties nord et centrale du canton sont surtout caractérisées par la présence de basses collines molassiques partiellement recouvertes de moraines. Dans le Sud du canton, on retrouve principalement des régions sur flysch et des régions alpines sur formation calcaire.

Tableau 2.1-1 : Classes physiographiques principales appliquées à la carte des aptitudes des sols de la Suisse

Classe	Description	Fréquence dans le réseau	
F	Plaines des régions basses	10 sites	(4.0%)
G	Collines morainiques	2 sites	(0.8%)
H	Basses collines molassiques partiellement recouvertes de moraines	162 sites	(64.8%)
J	Vallées alluviales du Moyen-Pays	7 sites	(2.8%)
K	Moyennes collines molassiques avec formes glaciaires locales	4 sites	(1.6%)
O	Molasse sableuse du bord des Alpes	5 sites	(2.0%)
P	Poudingue prédominant du bord des Alpes	4 sites	(1.6%)
R	Vallées alpines étroites	2 sites	(0.8%)
S	Régions sur flysch	24 sites	(9.6%)
U	Régions alpines sur formation calcaire	30 sites	(12.0%)

Un tableau ainsi que des explications plus détaillées se trouvent dans le troisième rapport FRIBO (Julien & al. 2002).

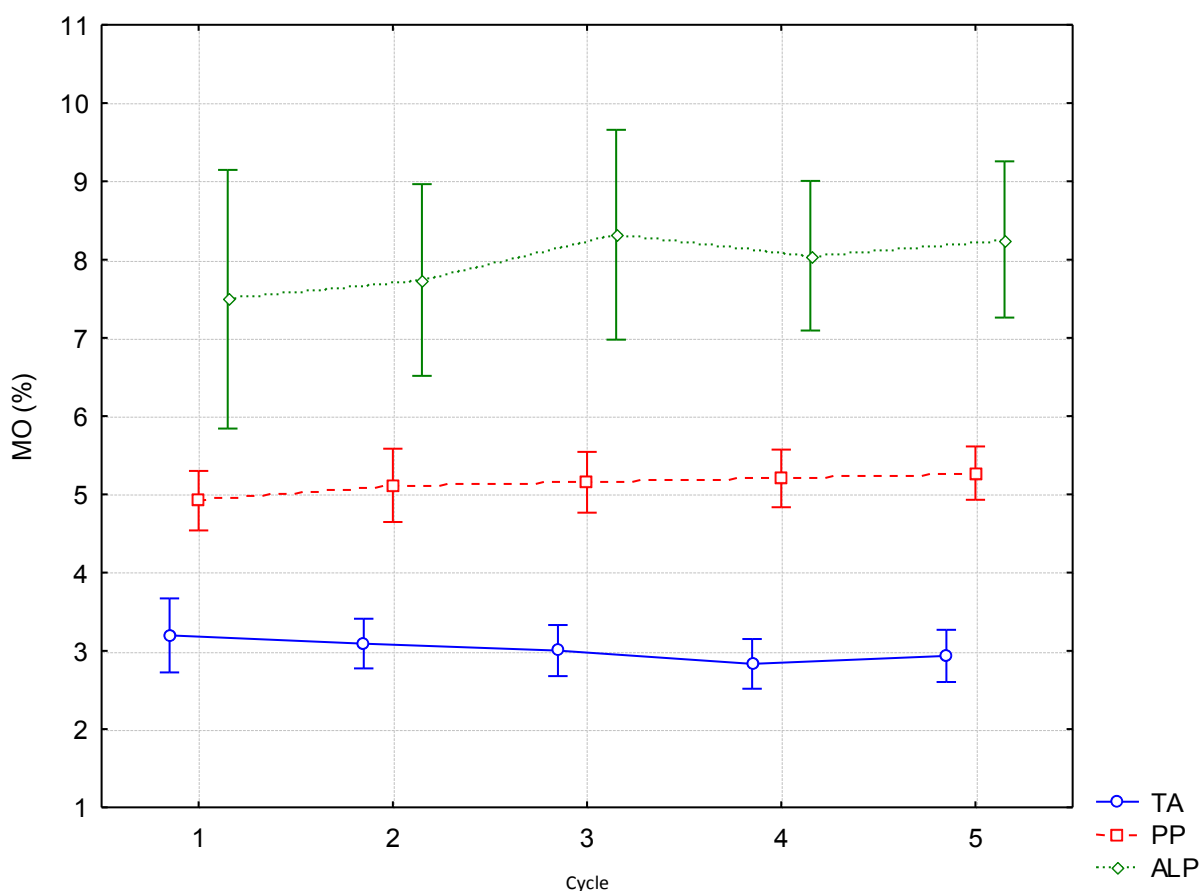


Carte 2.1-1 : Principales classes physiographiques des sols selon la carte des sols de la Suisse à l'échelle 1:200'000

2.1.2 Matière organique

La Figure 2-1.1 permet de comparer les teneurs en matière organique (MO) des sols, ainsi que leurs évolutions sur les 25 ans de prélèvement. Pour les terres assolées et pour les prairies permanentes, les teneurs sont restées pratiquement identiques tout au long des cinq cycles. Les teneurs sont légèrement plus élevées dans les alpages pour les trois derniers cycles en comparaison aux deux premiers. Aucune différence significative n'est cependant constatée.

L'annexe 1 contient les tableaux de statistiques descriptives associées aux figures présentées dans le texte.



Moyenne P=5%	3.2 a*	3.1 a	3 a	2.8 a	2.9 a	TA
	4.9 a	5.1 a	5.2 a	5.2 a	5.3 a	PP
	7.5 a	7.7 a	8.3 a	8 a	8.3 a	ALP

Figure 2.1-1 : Evolution générale des teneurs en matière organique



Carte 2.1-2 : Evolution par site du taux de matière organique au cours des cinq cycles

Evolution par site

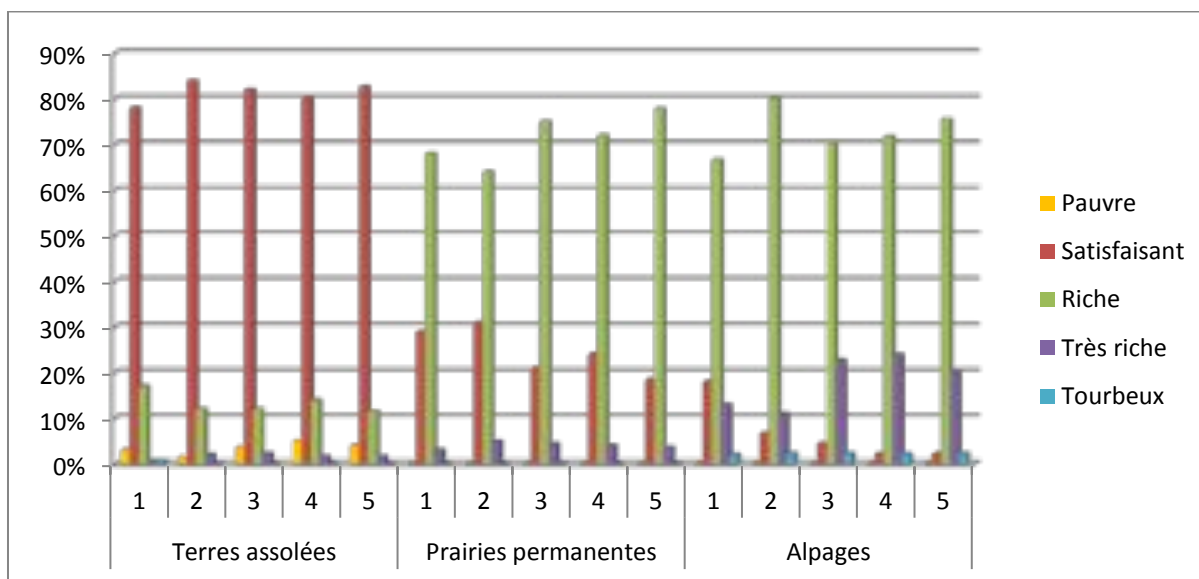
Sur les douze sites qui montrent une diminution de leur teneur en matière organique, onze sont des terres assolées (Carte 2.1-2). Ils se caractérisent par un faible pourcentage de prairies temporaires dans la rotation. Dès lors, une attention particulière devrait être mise sur le bilan humique de ces exploitations.

Les quatorze sites qui ont une augmentation significative sont deux alpages et dix prairies permanentes. Deux prairies permanentes étaient anciennement des terres assolées, ce qui explique cette augmentation de leurs teneurs en matière organique. Les autres sites reçoivent probablement une fumure importante en engrais de ferme.

Appréciation selon les DBF

D'un point de vue agronomique, le Tableau 2.1-2 permet de qualifier les différentes teneurs en MO selon le barème des données de base pour la fumure (DBF 2009).

Tableau 2.1-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation de la richesse des sols en matière organique selon le barème DBF 2009

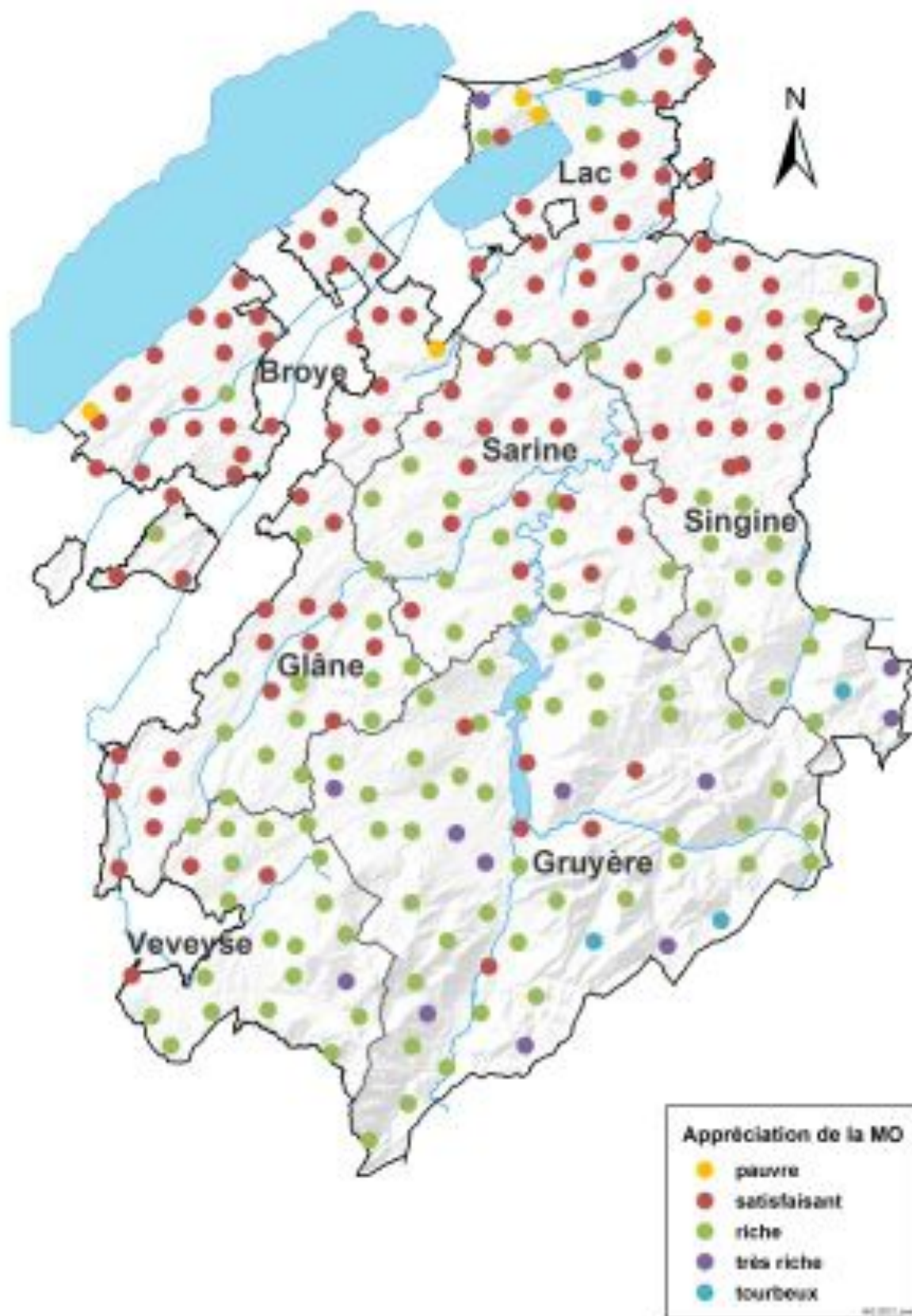


La plupart des terres assolées se trouvent dans les sols légers. Bien qu'un travail du sol fréquent accélère la minéralisation de la MO, la majorité des sites sont classés "satisfaisant". La proportion de sites dans les différentes classes est stable. Ceci est sans doute le résultat d'un travail du sol raisonnable et d'une rotation de cultures appropriée, incluant des prairies temporaires. De surcroît, le nombre élevé de fermes laitières dans le canton fournit une quantité considérable de fumure organique bénéfique pour le sol.

Plus des deux tiers de prairies permanentes sont classées "riche" et aucune évolution distincte au sein des différentes classes n'est à constater après vingt-cinq années de prélèvement.

La grande majorité des sites situés sur des alpages sont classés comme sols riches. La part de sites jugés "satisfaisant" a subi une diminution depuis le premier prélèvement. A l'inverse, le nombre de sites présents dans la classe "très riche" a augmenté depuis les deux premiers cycles. Cette évolution est difficile à expliquer, elle pourrait provenir d'imprécision dans les prélèvements. Sur les alpages, la couche végétale jusqu'à la roche mère est très restreinte par endroit, et si l'on prélève que les premiers centimètres de sol, les résultats peuvent changer considérablement.

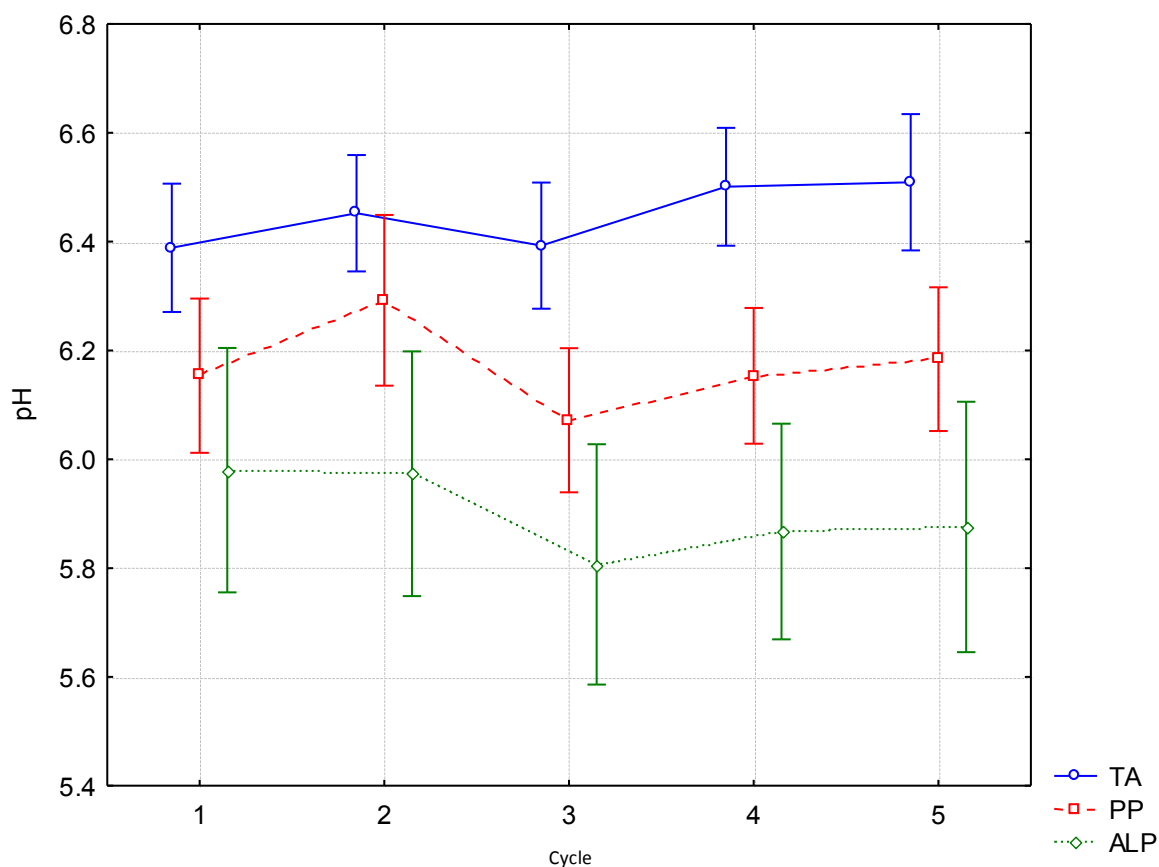
Un coup d'œil rapide permet de très bien voir la ségrégation des teneurs en matière organique (Carte 2.1-3). Les sites dont la teneur est satisfaisante se trouvent principalement dans le Nord du canton, tandis que les sols riches se trouvent principalement dans le Sud du canton, là où les sols lourds sont prépondérants. Dans l'ensemble, les sols du canton sont très bien pourvus en MO. Les variations des teneurs en MO suivent de près le gradient nord-sud de la texture du sol. Plus les sols sont légers (au nord), plus la teneur en MO est faible. C'est donc les alpages (au sud) qui contiennent le plus haut taux de MO, là où les sols sont les plus lourds et constamment couverts de végétation. Ces sols retiennent mieux l'eau (par conséquent moins d'oxygène) que les sols légers, sont plus froids que les sols à basse altitude et ne subissent aucun travail mécanique. Ces phénomènes limitent donc la minéralisation et font en sorte que la majorité des sites sont classés "riche".



Carte 2.1-3 : Appréciation de la teneur en matière organique – Cinquième cycle

2.1.3 pH

La Figure 2.1-2 met en évidence l'évolution du pH des sols au cours des vingt-cinq dernières années.

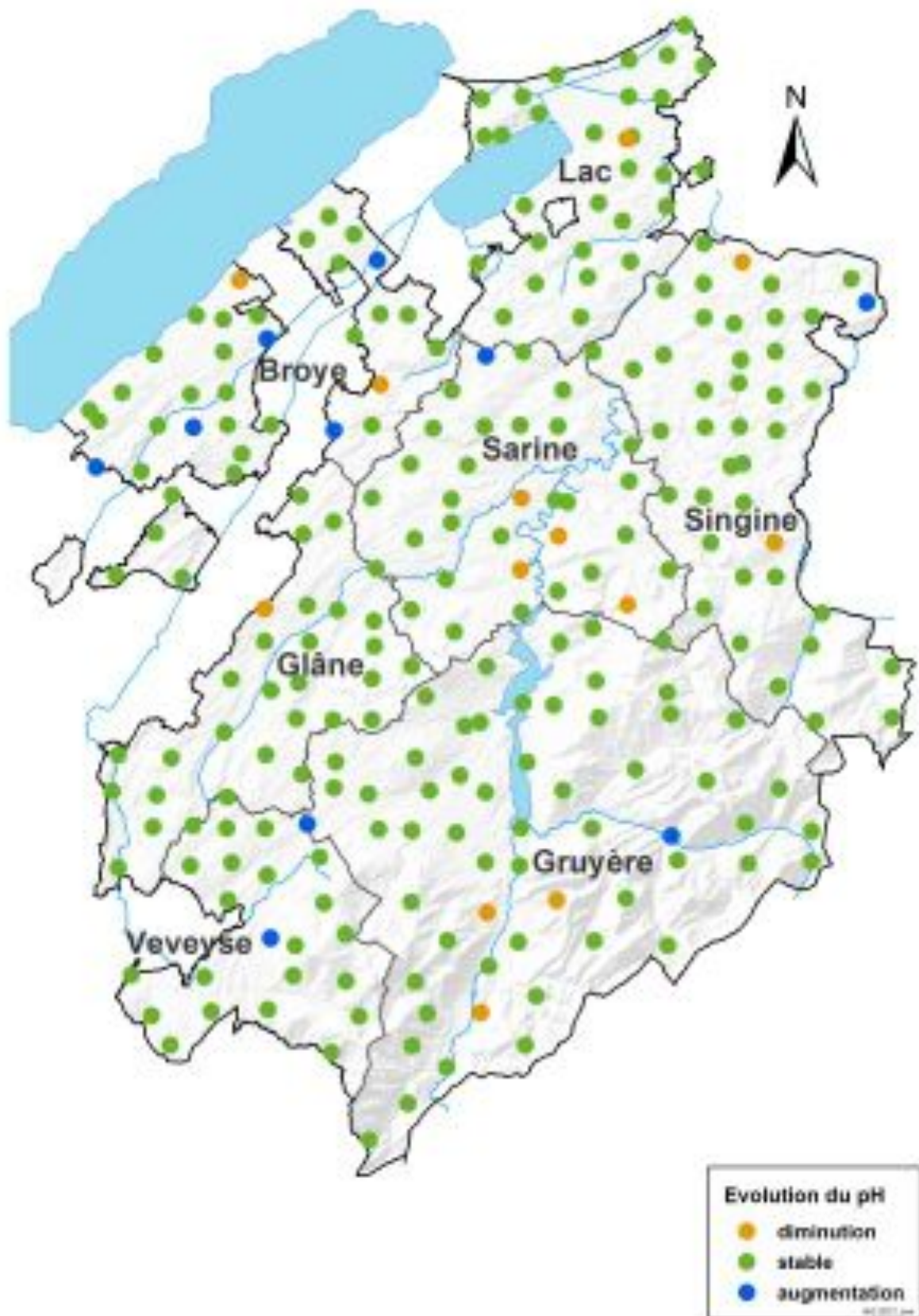


Moyenne P=5%	6.4	6.5	6.4	6.5	6.5	TA
	a	a	a	a	a	
	6.2	6.3	6.1	6.2	6.2	PP
	ab	a	b	ab	ab	
	6	6	5.8	5.9	5.9	ALP
	a	a	a	a	a	

Figure 2.1-2 : Evolution générale du pH

Pour les cinq cycles, le pH extrait à l'eau des terres assolées n'a pas varié significativement. La moyenne des prairies permanentes est stable à part une légère baisse dans le troisième cycle. Avec un pH de 6.1-6.3, il est possible de maintenir des prairies à base de trèfle et de graminées; cependant, l'acidité est trop grande pour des mélanges à base de luzerne. Toutefois, dans le cas d'une prairie permanente (ou naturelle), la composition botanique est liée aux conditions naturelles dont le pH est un des facteurs.

Le pH moyen des alpages est également stable, mais se situe à un niveau nettement inférieur à celui des terres assolées.



Carte 2.1-4 : Evolution par site du pH au cours des cinq cycles

Evolution par site

13 sites ont vu leur pH baisser significativement. Mis à part un site en alpage, les autres sites sont partagés entre les terres assolées (6 sites) et les prairies permanentes (6 sites). Le faible pourcentage de sites s'acidifiant est certainement dû aux chaulages réguliers pratiqués par les agriculteurs qui ont pris conscience du phénomène d'acidification des sols.

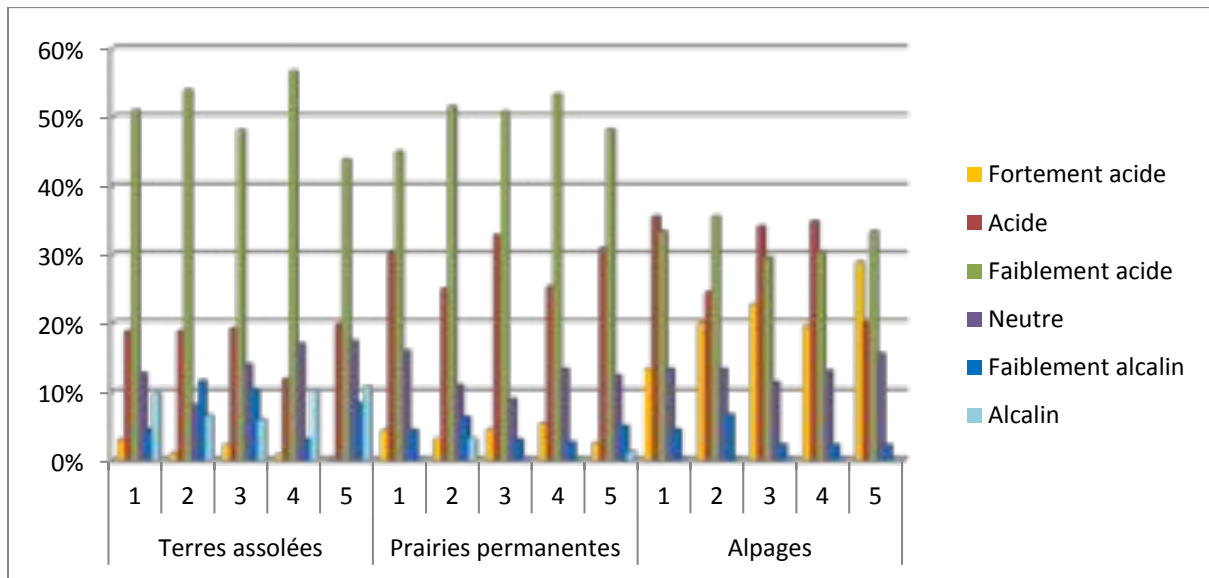
10 sites ont eu une augmentation de leur pH. Leur utilisation est la suivante: 7 terres assolées et 3 prairies permanentes. Ils ont été chaulés dans les dernières années ou ont reçu des apports de compost ou de fientes de volailles, produits avec un effet chaulant non négligeable.

Appréciation selon les DBF

Plus de 50% des terres assolées ont un pH qui est faiblement acide indépendamment du cycle (Tableau 2.1-3) et plus de 15% des terres assolées sont acides. Dans ce cinquième cycle d'analyse, la part de sols acides est plus basse, tandis que les sols neutres augmentent. Les agriculteurs ont pris conscience de l'importance du chaulage.

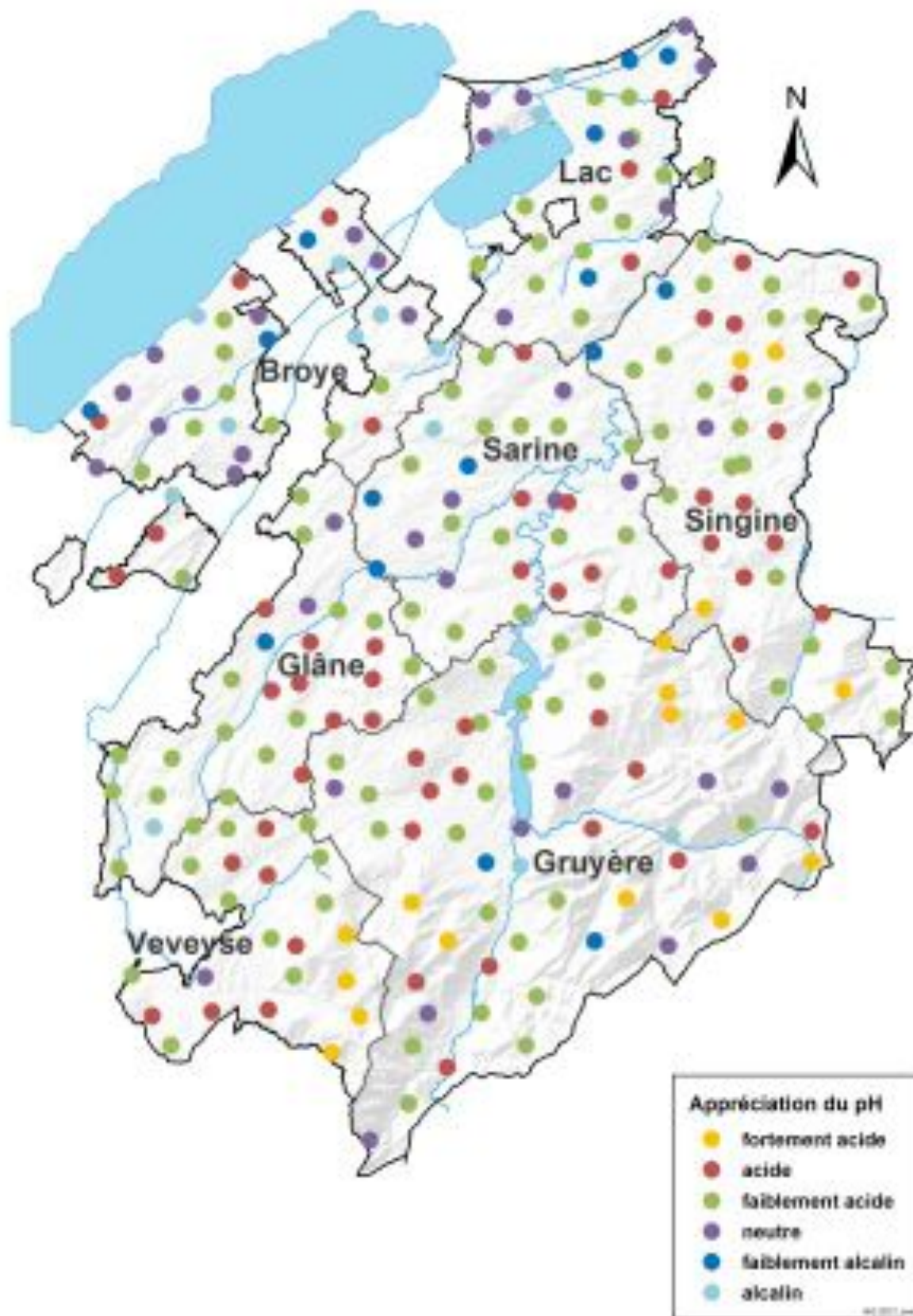
Pour les prairies permanentes, c'est aussi dans la classe "faiblement acide" que l'on trouve la moitié des sites. De la portion qui reste, plus d'un quart des sites se situent en classe "acide". Afin de maintenir un pH propice à une composition botanique équilibrée, de nombreux agriculteurs se sont mis à chauler leurs prairies permanentes.

Dans les alpages le pourcentage de sols fortement acides est en augmentation et atteint presque 30% des sites. Il faut mentionner que ces sols sont, pour des raisons pratiques, très peu chaulés et de ce fait subissent l'acidification naturelle liée à l'altération des sols.

Tableau 2.1-3 : Répartition des sites d'après l'appréciation du pH selon le barème DBF 2009

Le pH des sols du canton a très faiblement changé et demeure légèrement acide. Bien que la minéralisation et les applications d'engrais du commerce et organiques (lisier et purin) engendrent une acidification des sols, des mesures de correction (le chaulage) ont été proposées et appliquées depuis plusieurs années. Dans ses analyses, Sol-Conseil donne des recommandations sur le chaulage qui dépendent du pH, de l'utilisation du sol, du taux d'argile et du taux de saturation de la capacité d'échange des cations. La grande majorité des sols du canton doivent être constamment chaulés. Lors d'un pH en dessous de 6.8, un chaulage d'entretien est déjà conseillé.

Sur la Carte 2.1-5, on peut observer que la plupart des sites ont une tendance acide.



Carte 2.1-5 : Appréciation du pH – Cinquième cycle

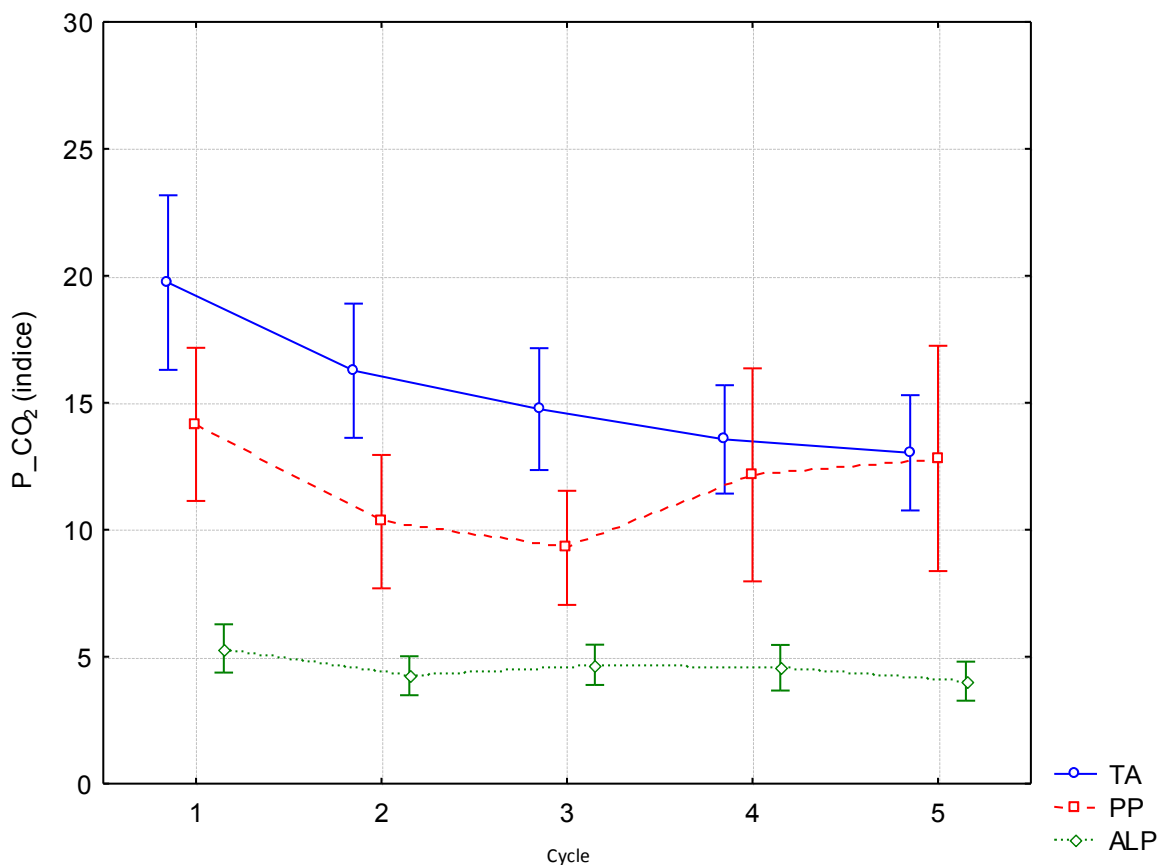
2.2 Eléments nutritifs

Le réseau d'observation suit l'évolution des éléments fertilisants du sol. Ainsi, les teneurs de quatre éléments nutritifs essentiels sont analysées, soit le phosphore (P), le potassium (K), le magnésium (Mg) et le calcium (Ca).

2.2.1 Phosphore

Extraction CO2

L'extraction du P selon la méthode CO₂, anciennement appelée Dirks-Scheffer (DS), consiste en un mélange de sol (1g) avec 10 ml d'eau saturée en CO₂. Cette méthode est dite douce puisqu'elle permet d'extraire seulement le P en solution ou très faiblement lié au colloïde, soit le P assimilable rapidement par la plante.



Moyenne P=5%	19.7 a	16.3 ab	14.8 b	13.6 b	13 b	TA
	14.2 a	10.3 a	9.3 a	12.2 a	12.8 a	PP
	5.3 a	4.3 ab	4.7 ab	4.6 ab	4 b	ALP

Figure 2.2-1 : Evolution générale du P extrait selon la méthode CO₂

La Figure 2.2-1 permet de constater que les terres assolées sont les plus riches en phosphore, suivies des prairies permanentes et des alpages. Ces teneurs plus élevées des terres assolées sont reliées à une fertilisation phosphatée minérale plus importante, afin d'obtenir un rendement optimal des cultures.

Les teneurs des terres assolées ont significativement baissé entre le premier cycle et les suivants ($p = 5\%$, les lettres sont différentes). Dans les prairies permanentes, le phosphore reste significativement stable, mais les teneurs remontent pour les quatrième et cinquième cycles après une baisse lors des deuxièmes et troisièmes cycles. La teneur moyenne des alpages a significativement baissé entre le premier et le cinquième cycle.

Ces diminutions des teneurs moyennes sont à mettre en relation avec l'introduction des prestations écologiques requises (PER). Depuis 1993, les agriculteurs sont obligés de calculer à l'aide d'un bilan de fumure la quantité d'engrais qu'ils peuvent épandre sur leur exploitation. Il en a résulté une diminution des apports d'engrais minéraux de 60% ces quinze dernières années (OFAG, 2006). La diminution est nettement marquée pour les terres assolées, tandis qu'elle est plus atténuée pour les prairies permanentes et les alpages.

Selon Frossard & al. (2004), de nombreux sols du FRIBO pourraient présenter un risque élevé de pertes en phosphore par lixiviation. La diminution observée des teneurs en phosphore soluble devrait diminuer ce risque et donc contribuer à une meilleure qualité de l'environnement.

Evolution par site

Les 25 sites qui ont une diminution significative de la teneur en P_{CO_2} sont répartis de la manière suivante : dix-neuf sites en terres assolées, trois sites en prairies permanentes et trois en alpages. Cet abaissement du P_{CO_2} sur ces vingt-cinq sites s'est effectué de manière linéaire sur plusieurs années. Ces nombreux sites qui voient leurs teneurs baisser de manière significative confirment la diminution des valeurs moyennes.

Trois sites ont obtenu une augmentation significative. Ils sont situés sur un alpage et sur deux prairies permanentes.

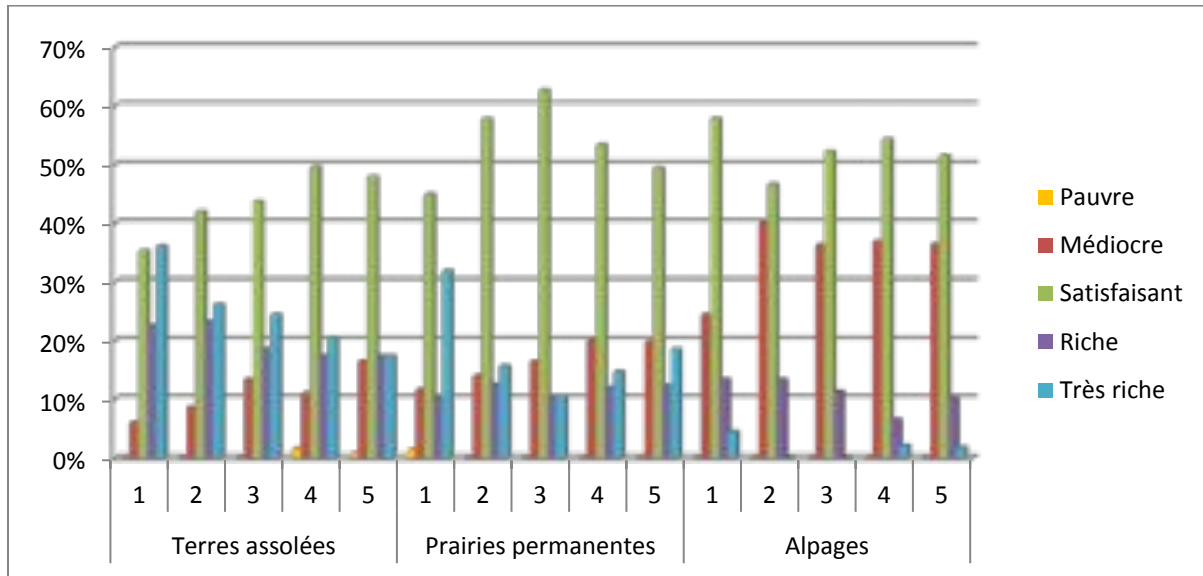


Carte 2.2-1 : Evolution par site des teneurs en P CO₂ au cours des cinq cycles

Appréciation selon les DBF

Les teneurs en phosphore obtenues ont par la suite été classées selon le barème d'interprétation DBF 2009 afin d'apprécier la richesse du sol en P. Pour bien interpréter cette dernière, le barème tient compte du taux d'argile et de la teneur en matière organique contenus dans les sols. Le même procédé est utilisé pour le potassium et le magnésium.

Tableau 2.2-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P DS selon le barème DBF 2009



Plus de 40% des sites en terres assolées sont classés "satisfaisant" (Tableau 2.2-1). En 25 années, le nombre de sites jugés "pauvre" et "médiocre" a augmenté à l'inverse des classes "riche" et "très riche". Cette évolution résulte probablement de l'introduction des PER.

Avant le cycle 4, plus de la moitié des sites de prairies permanentes étaient classés "satisfaisant". Au cours de la dernière prise d'échantillon, le nombre de sites riches et médiocres a augmenté au détriment des sols jugés "satisfaisant". Dans les alpages, plus du tiers des sites se situent dans la classe "médiocre".

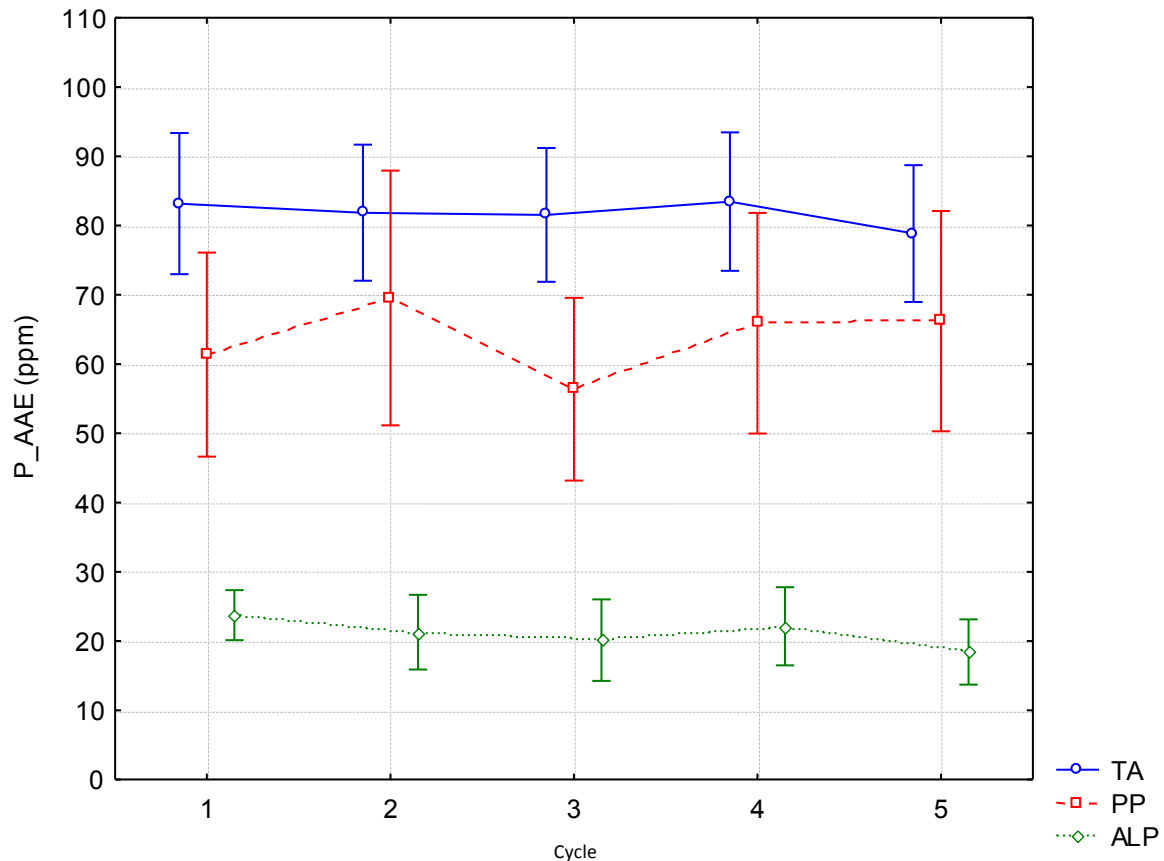
En règle générale, des teneurs satisfaisantes en P CO₂ sont retrouvées en grande partie dans la plupart des districts et réparties dans tout le canton (Carte 2.2-2). Les sols les plus riches sont situés en grande majorité dans la région du Lac et de la Broye. Ces fortes teneurs en P CO₂ résultent de cultures plus intensives et plus abondamment fumées.



Carte 2.2-2 : Appréciation de la teneur en P CO₂ – Cinquième cycle

P extrait à l'acétate d'ammonium + EDTA

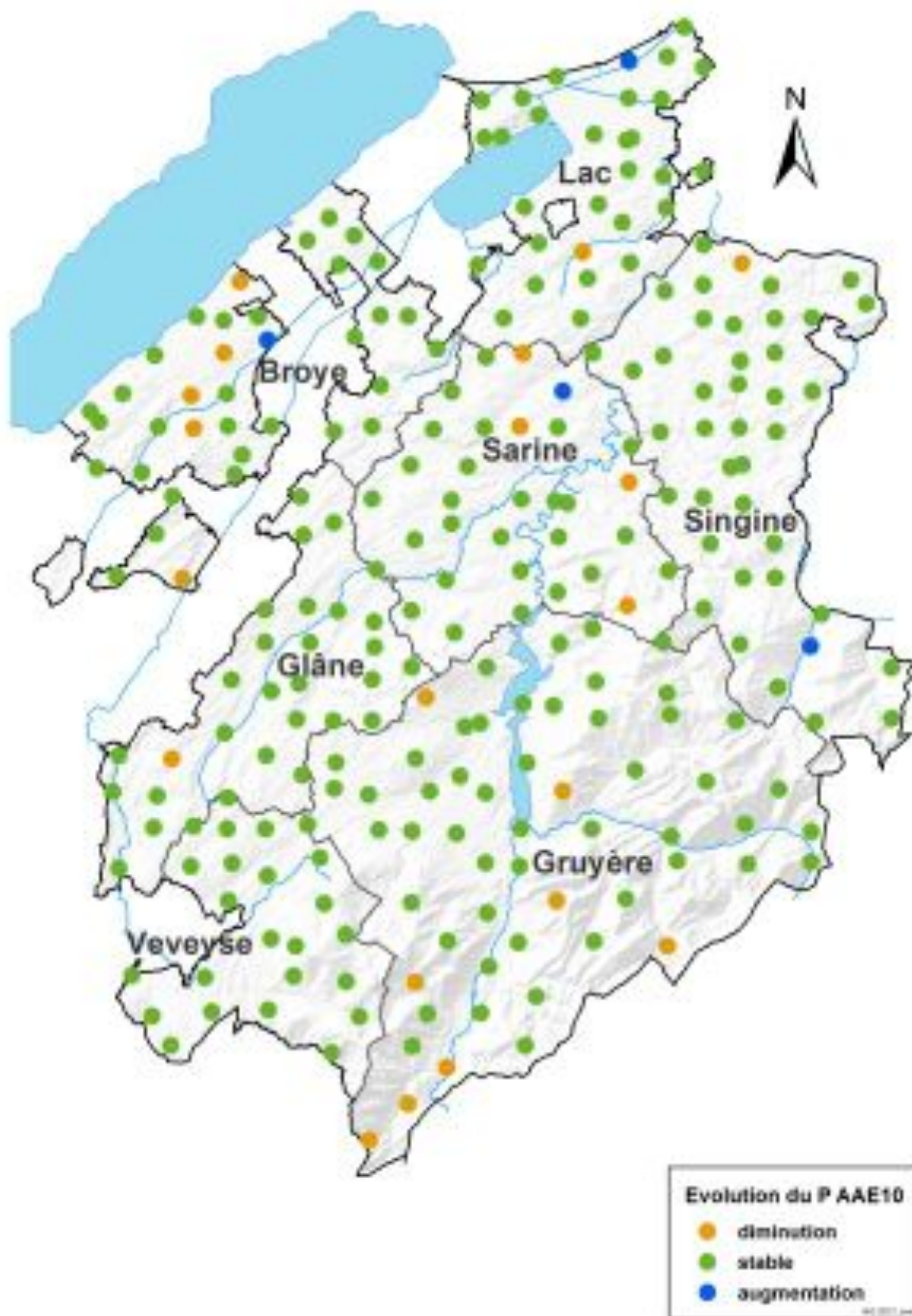
Une deuxième méthode d'extraction est utilisée pour doser la quantité de P dans les sols. Elle est réalisée avec une solution à base d'acétate d'ammonium et d'EDTA, dans un rapport 1:10 (AAE10). En plus d'extraire le phosphore soluble, cette méthode permet d'extraire le phosphore assimilable à moyen terme, soit le phosphore qui sera disponible pour la plante au cours de la saison de croissance.



Moyenne P=5%	83.2	81.8	81.5	83.5	78.8	TA
	a	a	a	a	a	
	61.4	69.5	56.4	65.9	66.2	PP
	a	a	a	a	a	
	23.7	21.3	20.1	22.1	18.4	ALP
	a	a	a	a	a	

Figure 2.2-2 : Evolution générale du P extrait selon la méthode AAE10

De même qu'avec le procédé CO₂, la méthode AAE10 indique que les terres assolées sont les plus riches et les alpages les plus pauvres (Figure 2.2-2). L'analyse statistique n'évoque ni enrichissement ni appauvrissement en P AAE10. Ces résultats démontrent que la quantité de P en "réserve" dans les sols agricoles



Carte 2.2-3 : Evolution par site des teneurs en P AAE10 au cours des cinq cycles

fribourgeois est stable. Les terres assolées présentent pratiquement la même moyenne au travers des vingt-cinq années d'échantillonnage. C'est dans les sols en prairies permanentes que l'on rencontre le plus de variation entre les cycles.

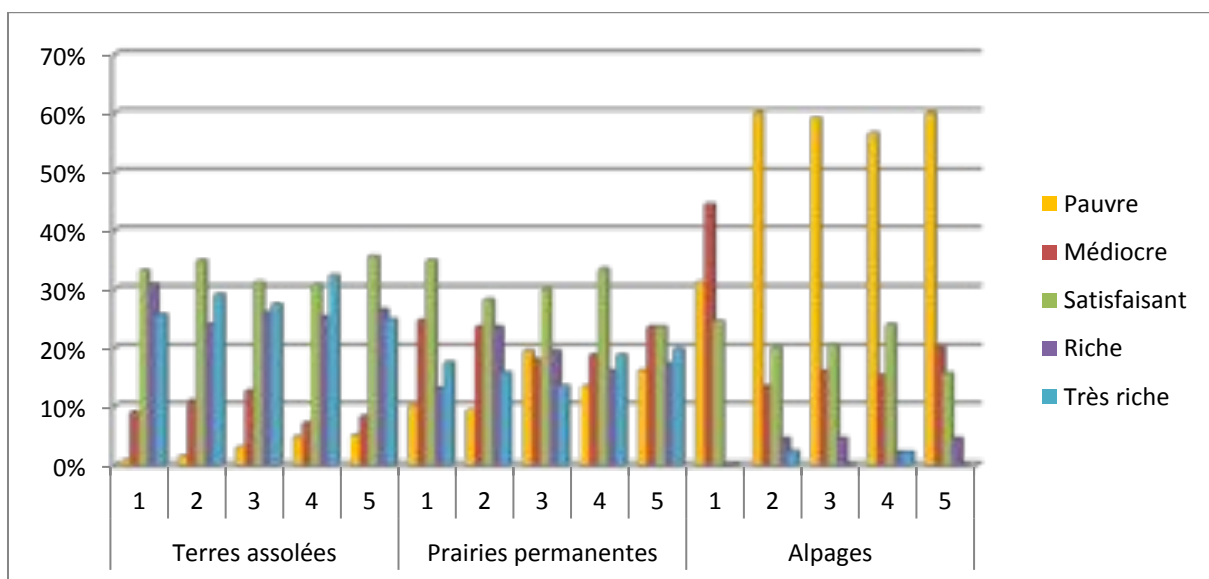
Evolution par site

Les vingt sites qui ont une diminution significative sont répartis sur l'ensemble du canton, excepté dans le district de la Veveyse (Carte 2.2-3). Ils sont distribués de la façon suivante : sept en terres assolées, sept en prairies permanentes et six en alpages. Sur les sept prairies permanentes, trois ont été extensifiées, c'est-à-dire passées en surface de compensation écologique (prairie extensive et peu intensive). Quatre sites ont une augmentation significative de leurs teneurs en P AAE10. Deux de ces hausses ont lieu sur des terres assolées et deux sur des prairies permanentes. Ces quatre sites ont reçu passablement d'engrais de ferme.

Appréciation selon les DBF

Le Tableau 2.2-2 présente les résultats d'appréciation lors des cinq cycles d'échantillonnage.

Tableau 2.2-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème DBF 2009



Plus du tiers des sites en terres assolées sont jugés "satisfaisants". La part des sites riches et très riches est également importante, entre 20 et 25%. Pour les prairies permanentes, environ 30% des sites sont considérés comme "satisfaisants". Plus de 50% des sites d'alpages sont classés "pauvres".

La Carte 2.2-4 montre clairement que l'on retrouve des sols à teneurs médiocres dans tout le canton, mais majoritairement dans les alpages et dans une moindre mesure, dans les prairies permanentes. Dans le Nord, où se trouvent principalement

les terres assolées, les sites sont majoritairement riches et très riches. Il s'agit ici des districts du Lac et de la Broye.

Points importants

Les teneurs en phosphore des sols fribourgeois ont diminué au niveau du P CO₂, mais sont restées stables en phosphore de réserve P AAE10. Ce phénomène est le résultat d'une fertilisation réduite depuis l'introduction des PER. Des engrais facilement disponibles, tels que les engrais phosphatés du commerce, ont vu leur application diminuer. Cela a eu pour effet de diminuer la quantité de phosphore facilement disponible (P CO₂). Néanmoins, cela n'a pas eu d'effet négatif sur la fertilité des sols, car les réserves (P AAE10) sont restées sensiblement les mêmes. Il est à noter que beaucoup d'exploitations avec bétail ont un bilan du phosphore proche, voire dépassant les 100%.

L'introduction des PER a engendré une diminution des teneurs en P facilement disponible pour les plantes et également facilement lixiviable. Par contre, elles n'ont pas engendré de répercussion sur les réserves du sol. Cette évolution est favorable à l'environnement sans porter préjudice à la croissance des cultures.

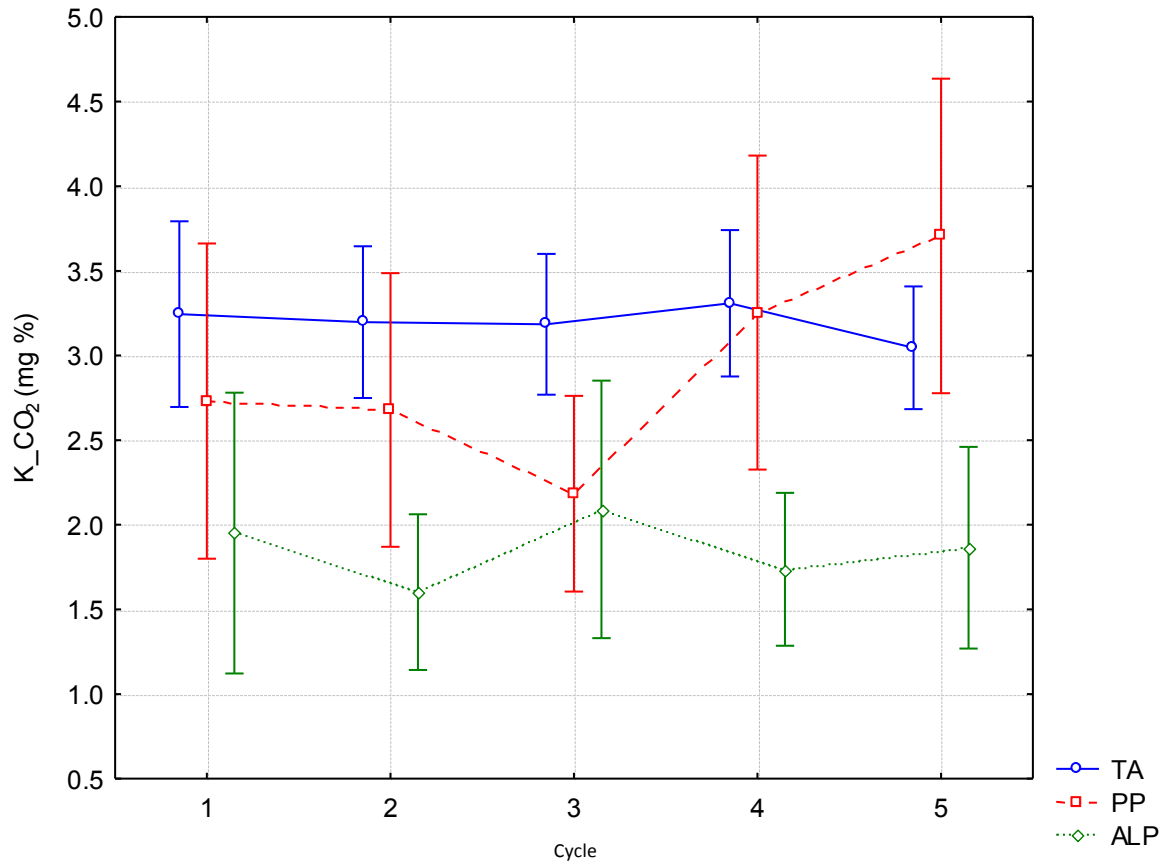


Carte 2.2-4 : Appréciation de la teneur en P AAE10 – cinquième cycle

2.2.2 Potassium

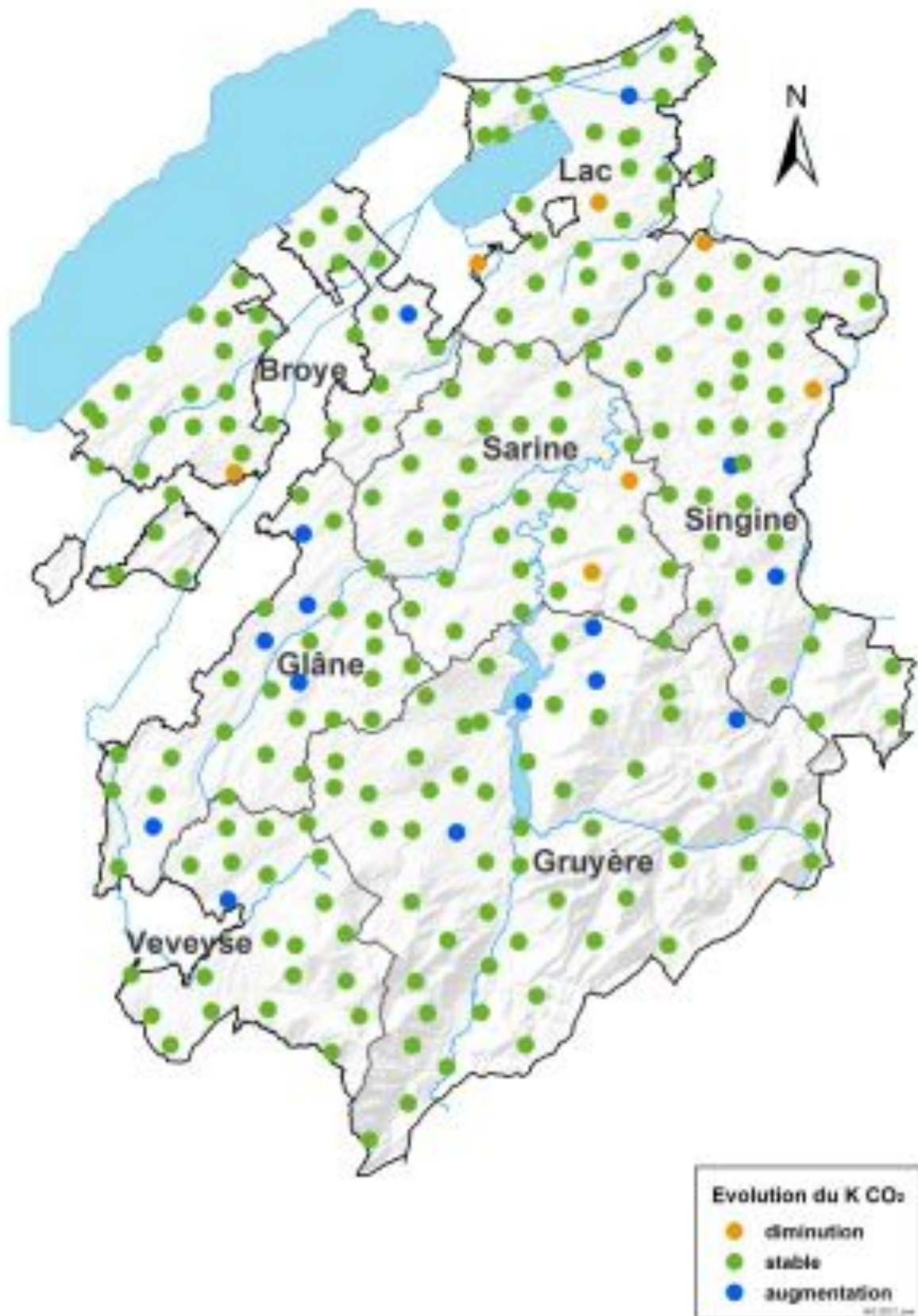
Extraction CO₂

Les teneurs en potasse soluble des terres assolées demeurent pratiquement inchangées au cours des années (Figure 2.2-3). Pour les prairies permanentes, une augmentation significative de 68% est constatée entre le troisième et le cinquième cycle. Les teneurs des sols d'alpages sont stables.



Moyenne P=5%	3.2 a	3.2 a	3.2 a	3.3 a	3 a	TA
	2.7 ab	2.7 ab	2.2 a	3.3 ab	3.7 ab	PP
	2 a	1.6 a	2.1 a	1.7 a	1.9 a	ALP

Figure 2.2-3 : Evolution générale du K extrait selon la méthode CO₂



Carte 2.2-5 : Evolution par site des teneurs en K_2CO_3 au cours des cinq cycles

Evolution par site

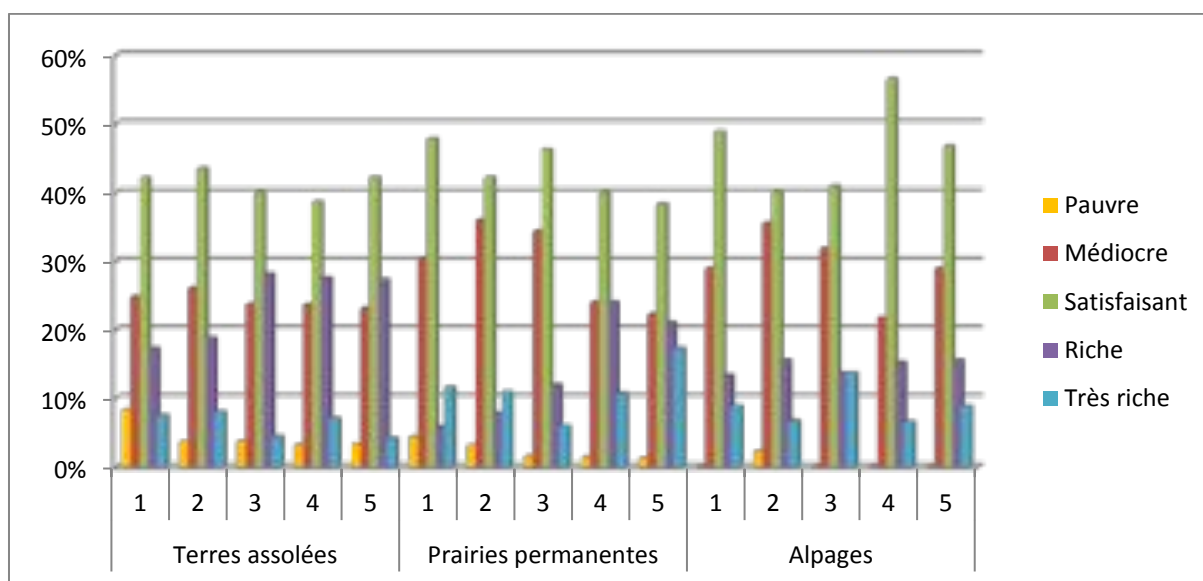
Les sept sites présentant une diminution significative en K CO₂ se trouvent sur des terres assolées (6 sites) et une prairie permanente (Carte 2.2-5). On peut imaginer que ces surfaces ne reçoivent pas d'engrais organiques, ou que l'apport en K par les engrais minéraux est faible ou inexistant. Des augmentations sont observées sur quinze sites dont cinq en terres assolées, six en prairies permanentes et quatre en alpage.

Appréciation selon les DBF

Pour les trois types d'utilisation des sols, la plupart des sites sont classés "satisfaisant" (Tableau 2.2-3).

Le nombre de site situés en terres assolées et classés comme "riches" et "médiocres" sont stables depuis le 3^{ème} cycle. Le nombre de site "médiocres" présents dans les prairies permanentes est en diminution tandis que les sites "très riches" augmentent de manière significative lors des deux derniers cycles. Concernant les alpages, les sites "médiocres" diminuent au profit des sites "satisfaisants".

Tableau 2.2-3 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K CO₂ selon le barème DBF 2009

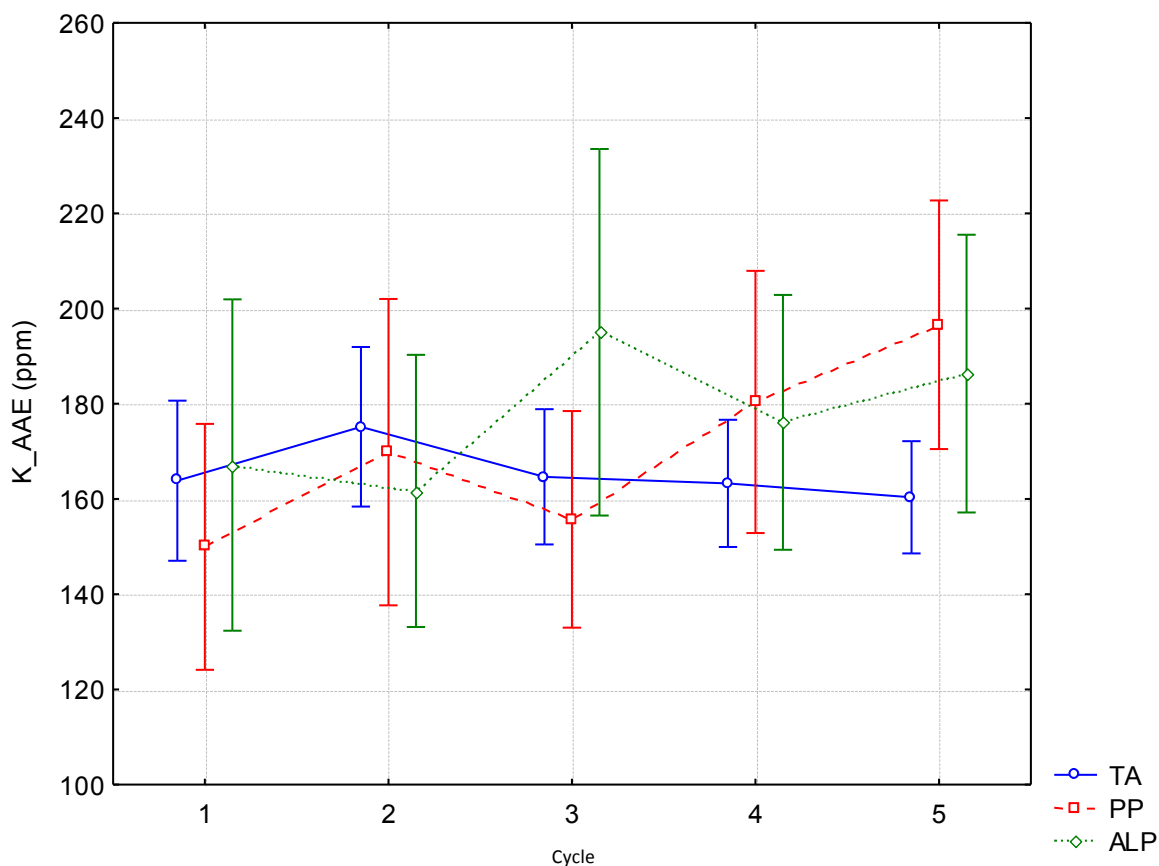


La Carte 2.2-6 montre une répartition assez homogène des classes de fertilité sur l'ensemble du canton.

Carte 2.2-6 : Appréciation de la teneur en K CO₂ – Cinquième cycle

K extraction AAE10

Les teneurs en potasse de réserve sont restées relativement stables durant les cinq cycles pour les terres assolées et les alpages (Figure 2.2-4). Les prairies permanentes ont des teneurs qui augmentent significativement de 26 % durant les deux derniers cycles.

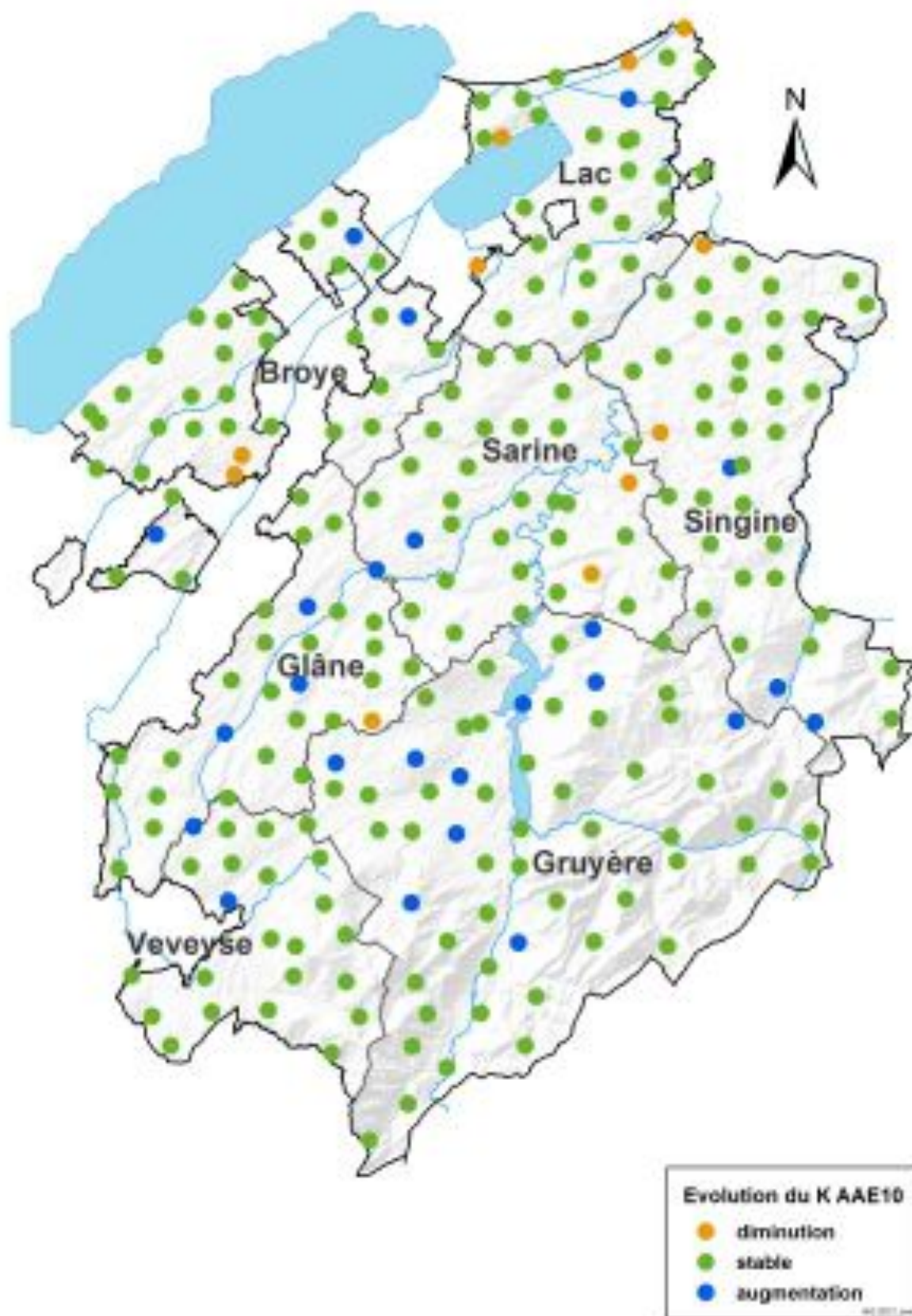


Moyenne P=5%	163.9 a	175.2 a	164.7 a	163.3 a	160.4 a	TA
	150.0 a	169.8 ab	155.7 a	180.4 ab	196.6 b	PP
	167.1 a	161.7 a	195 a	176.1 a	186.3 a	ALP

Figure 2.2-4 : Evolution générale du K extrait selon la méthode AAE10

Evolution par site

Sur les onze sites ayant une baisse significative, neuf sont en terres assolées, un en prairie permanente et un en alpage (Carte 2.2-7). Pour les vingt-quatre augmentations, cinq sont des terres assolées, treize des prairies permanentes et six des alpages. La majorité des sites en augmentation se situent dans les districts de la Gruyère et de la Glâne. Ces évolutions montrent qu'il y a une prédominance de



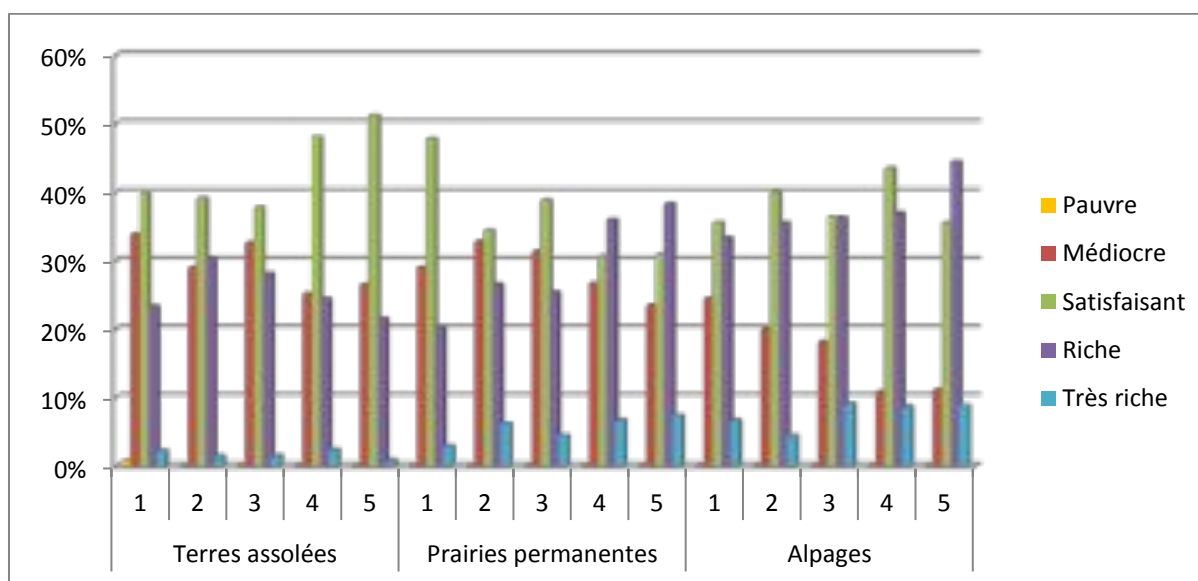
Carte 2.2-7 : Evolution par site des teneurs en K AAE10 au cours des cinq cycles

prairies sur lesquelles les teneurs en K augmentent, ce qui est à mettre en relation avec la fumure à base d'engrais de ferme des exploitations concernées.

Appréciation selon les DBF

C'est dans la classe "satisfaisant" que l'on retrouve le plus grand nombre de sites en terres assolées (Tableau 2.2-4). Cette même catégorie voit son pourcentage augmenter depuis le troisième cycle au détriment des classes "médiocre" et "riche".

Tableau 2.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème DBF 2009



Dans les prairies permanentes ainsi que dans les alpages, la classe "riche" est en augmentation ce qui peut traduire un excédent de fumure. Dans les alpages, le nombre de sites classés "médiocre" est en diminution. Quelle que soit l'utilisation du sol, aucun site ne figure dans la classe "pauvre".

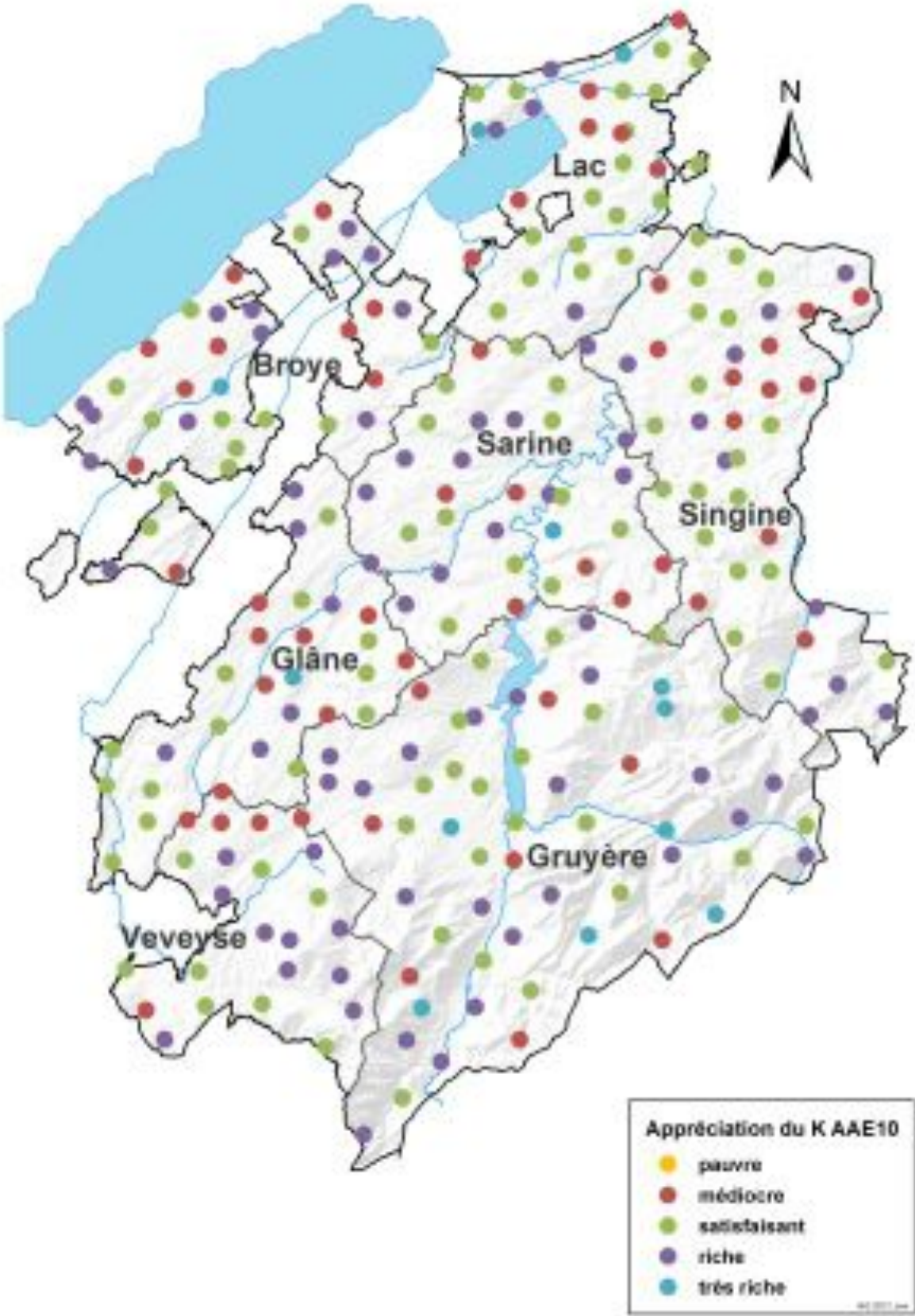
La carte 2.2-8 montre que les sols riches et très riches se retrouvent sur l'ensemble du canton

Points importants

Nous assistons depuis 10 ans à une augmentation des teneurs en potasse, tant soluble que de réserve, des sols de prairies permanentes. Une cause de cet enrichissement est expliquée par le Suisse-Bilanz. Celui-ci démontre clairement pour une majorité d'exploitations avec une charge en bétail importante des excès de potasse au niveau du bilan. Cette situation est connue, mais est ignorée car la potasse n'est pas un élément problématique au niveau environnemental, et les quantités d'engrais organiques sont principalement ajustées selon les teneurs

en N et en P. La situation a évolué depuis l'abandon du contingentement laitier, car de nombreuses exploitations ont intensifié leur production laitière.

L'épandage fréquent d'engrais de ferme sur les prairies permanentes enrichit les sols en potasse, ce qui peut déséquilibrer le rapport K/Mg et engendrer des problèmes de tétanie herbagère et de troubles de la fécondité.

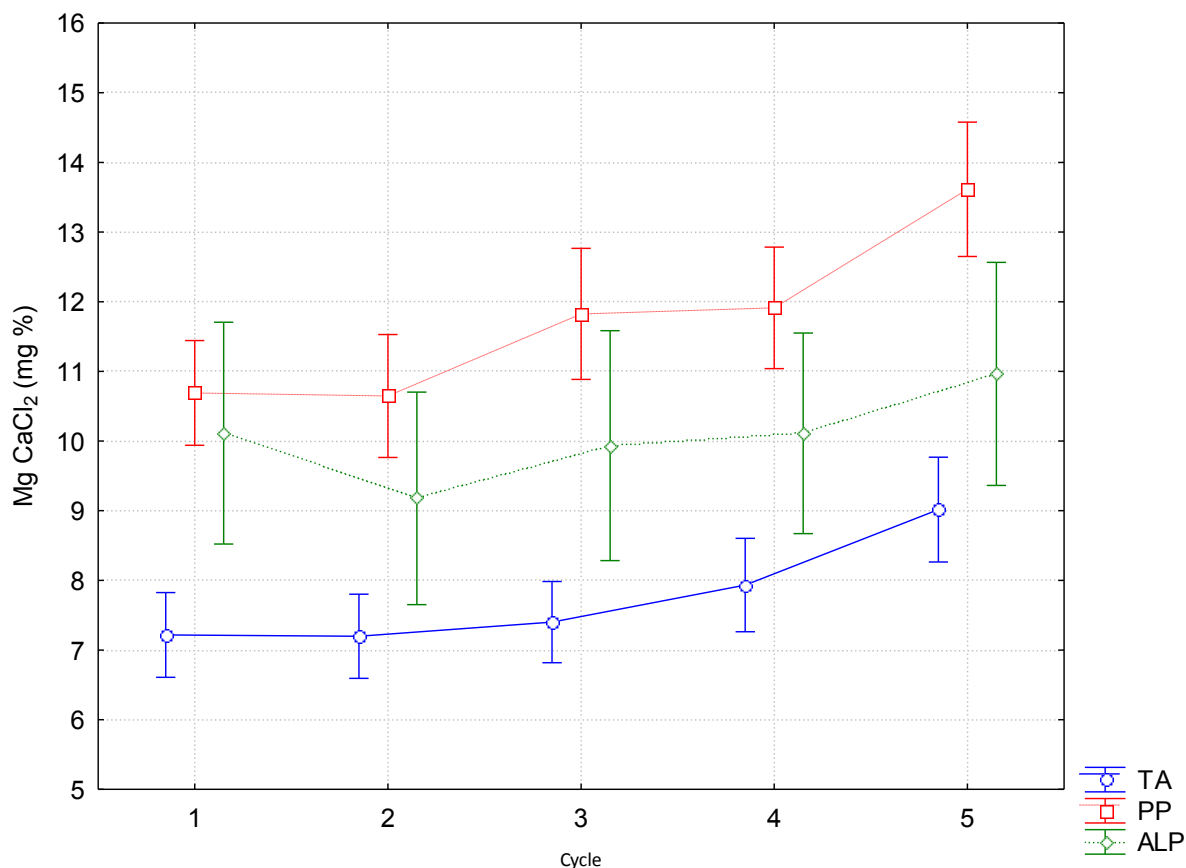


Carte 2.2-8 : Appréciation de la teneur en K AAE10 – cinquième cycle

2.2.3 Magnésium

Extraction CaCl₂

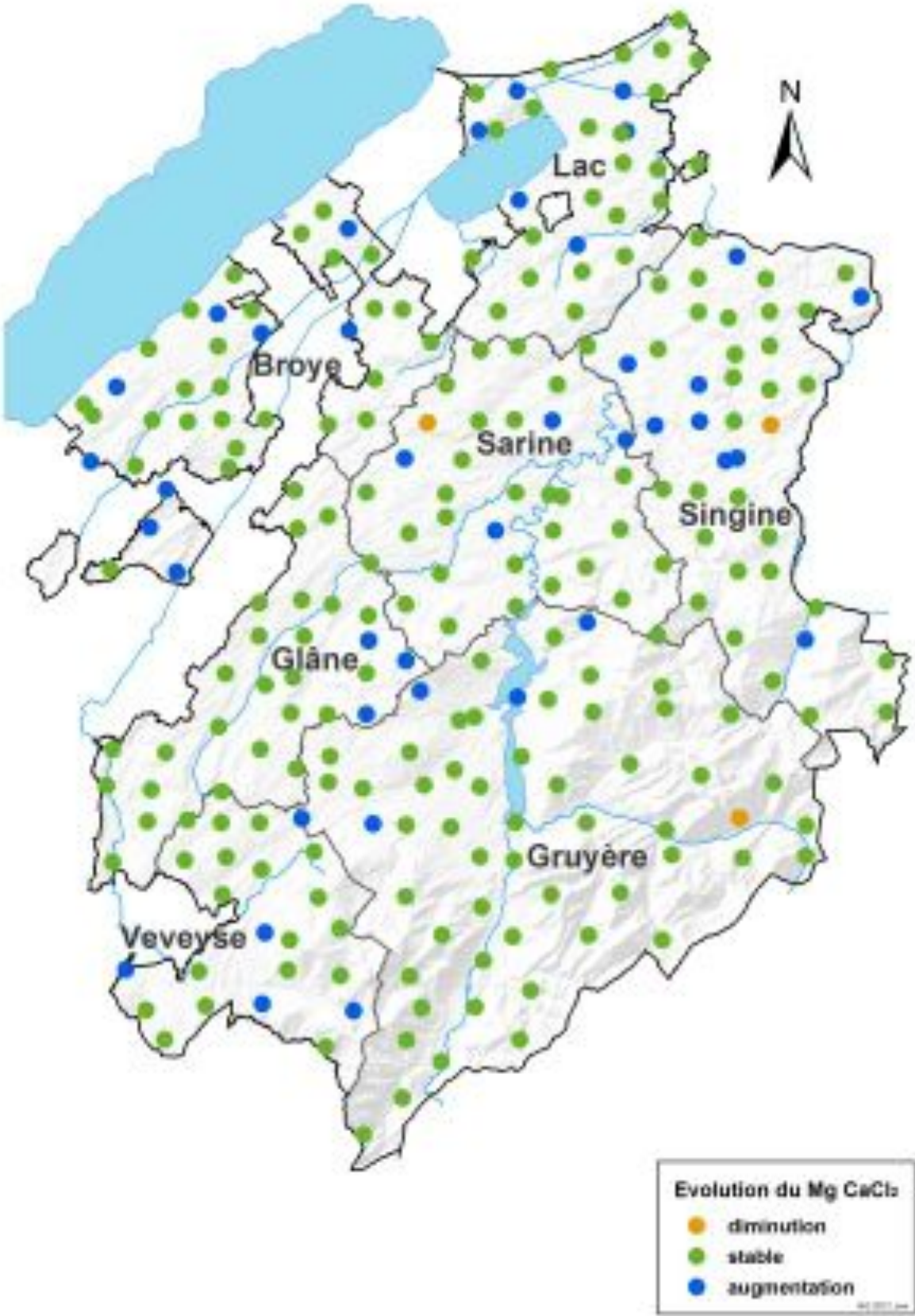
L'extraction du magnésium par la méthode CaCl₂ (anciennement Schachtschabel) est l'équivalent de la méthode CO₂, elle extrait le magnésium rapidement assimilable par les plantes.



Moyenne P=5%	7.2 a	7.2 a	7.4 a	7.9 a	9 b	TA
	10.7 a	10.6 a	11.8 a	11.9 a	13.3 b	PP
	10.1 a	9.2 a	9.9 a	10.1 a	11 a	ALP

Figure 2.2-5 : Evolution générale du Mg extrait selon la méthode CaCl₂

Les valeurs moyennes indiquent des teneurs plus élevées dans les prairies permanentes, suivies par les alpages et finalement par les terres assolées (Figure 2.2-5). Une augmentation significative des teneurs est observée entre le cycle 2 et le cycle 5 des terres assolées. Egalement pour les prairies permanentes, la moyenne du cycle 5 a augmenté significativement par rapport aux autres cycles de prélèvement.



Carte 2.2-9 : Evolution par site des teneurs en Mg CaCl₂ au cours des cinq cycles

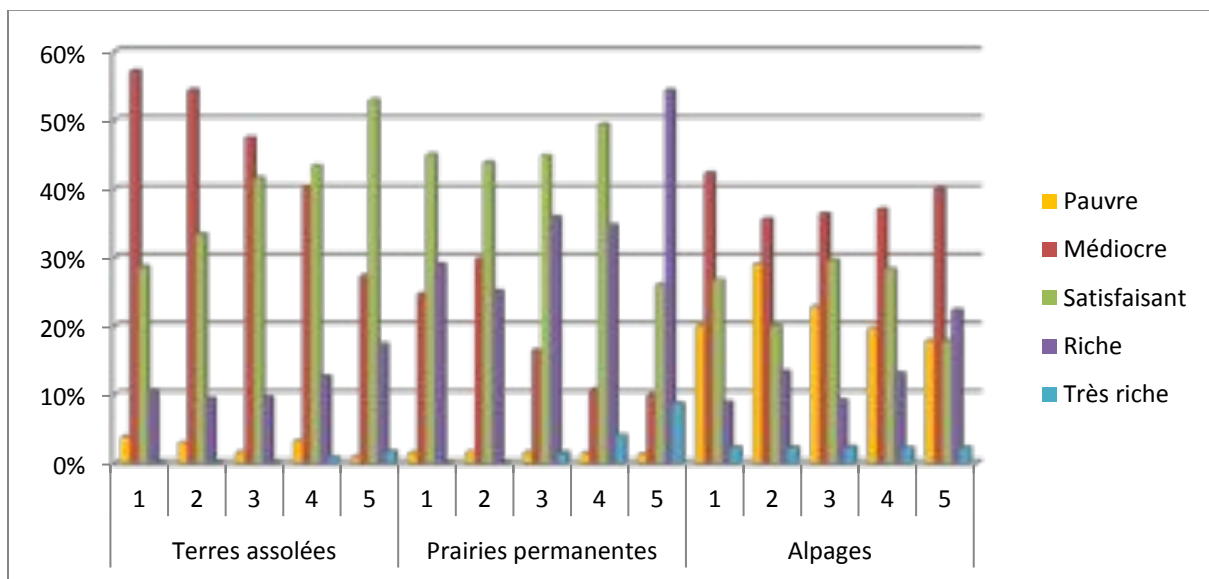
Evolution par site

Trois sites ont enregistré une diminution significative de leurs teneurs en Mg soluble deux terres assolées et un alpage (Carte 2.2-9). Quarante sites ont vu leurs teneurs augmenter, vingt-huit d'entre eux sont des terres assolées, dix des prairies permanentes et deux des alpages. Un plus grand nombre d'augmentations ont lieu dans le nord et le centre du canton.

Appréciation selon les DBF

Sur le Tableau 2.2-5, on peut voir que la plupart des sites en terres assolées se répartissent entre les classes "médiocre" et "satisfaisant". Très peu de sites se situent dans les classes extrêmes, soit "pauvre" et "très riche". Des sites passent à chaque cycle de la classe "médiocre" à la classe "satisfaisante". Il y a donc une augmentation de la teneur en Mg soluble dans ce type de sol. Ce changement pourrait être attribué à une utilisation plus systématique d'engrais minéraux contenant du magnésium, tel le nitrate d'ammonium magnésien. Le nombre de sites "riches" est en constante augmentation.

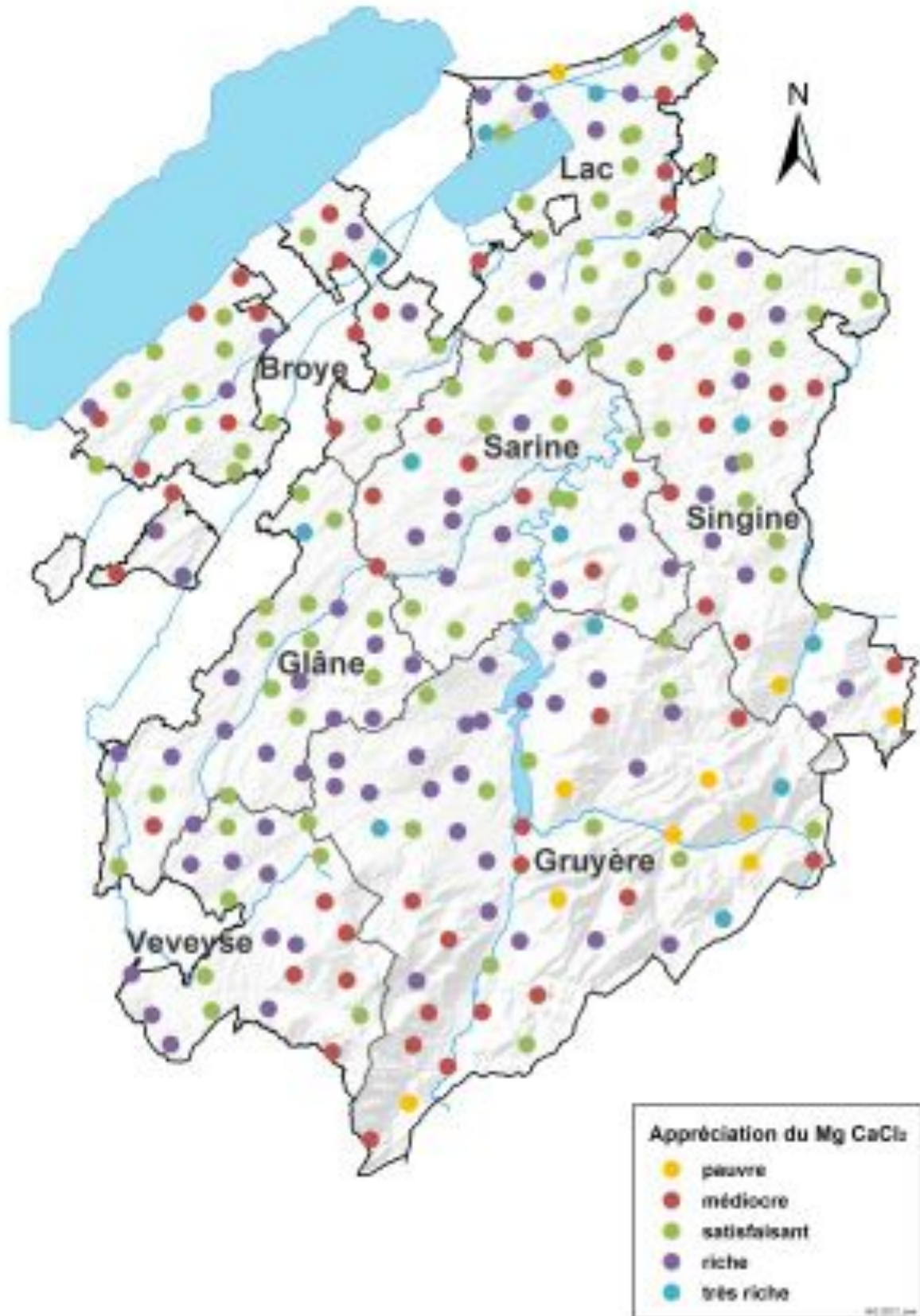
Tableau 2.2-5 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg CaCl₂ selon le barème DBF 2009



Plus des deux tiers des sites en prairies permanentes sont jugés "satisfaisant" et "riche". La classe médiocre est en nette diminution tandis que les trois classes supérieures augmentent. Très peu de sites se trouvent dans les extrêmes. Les sols les plus lourds en prairies permanentes permettent une meilleure rétention du Mg, ce qui évite un lessivage. Il faut savoir que le Mg sous forme sulfatée est sujet au lessivage, un peu comme le nitrate. De plus, les apports d'engrais organiques sur les prairies permanentes plus fréquents que sur les terres assolées contribuent davantage à enrichir les sols. Le nombre de sites "riches" est en nette augmentation durant le dernier cycle.

Dans les alpages, les niveaux d'approvisionnement sont pratiquement répartis sur quatre classes. Ce sont les sols de type "médiocre" qui sont les plus fréquents. On peut noter que le nombre de sites pauvres en Mg dans les alpages est important.

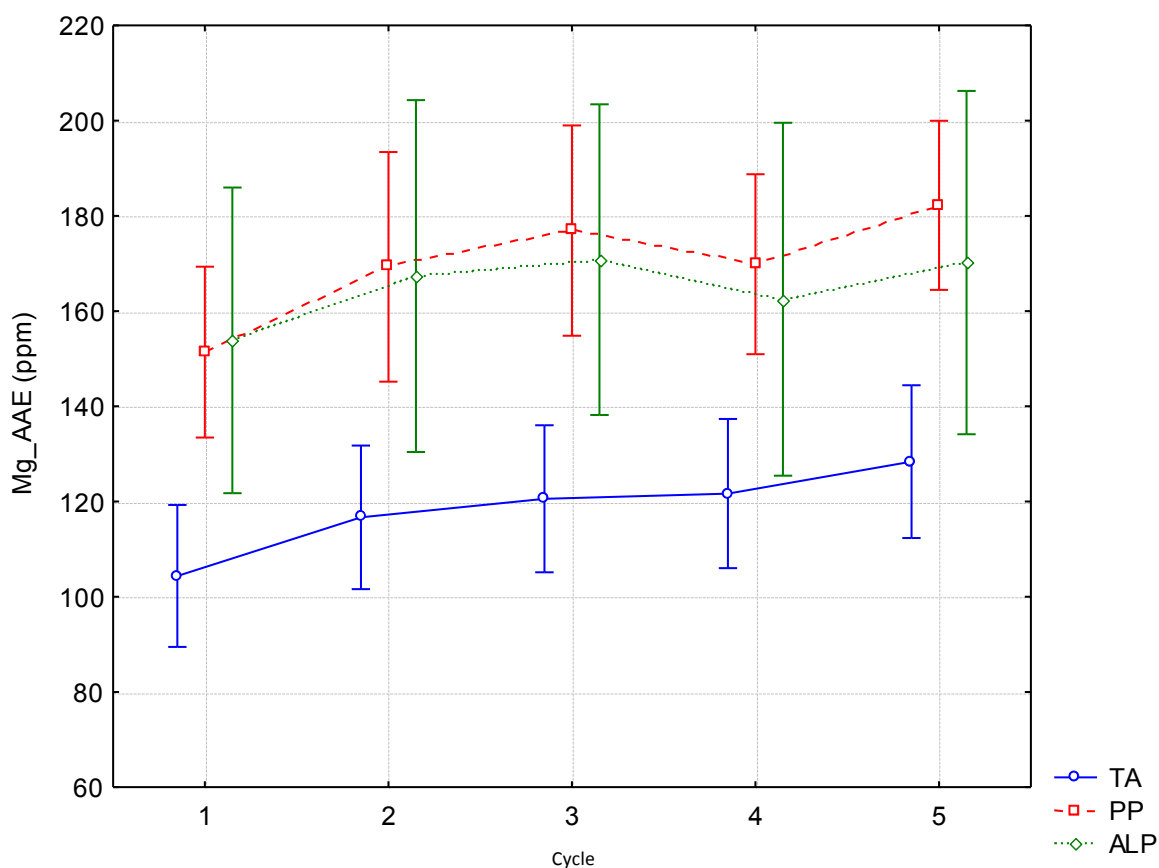
La carte 2.2-10 montre que les sols dans le sud du canton sont majoritairement pauvres et médiocres. Les sols les plus riches se trouvent à l'ouest du canton, soit le Nord de la Veveyse, la Glâne et une partie de la Gruyère. Ces districts, majoritairement de production laitière, fertilisent les prairies essentiellement avec des engrais organiques. Ainsi, les quantités d'engrais organiques épandues peuvent contenir des teneurs en Mg supérieures aux besoins de la plante, puisque dans ces cas les quantités d'engrais organiques sont principalement ajustées selon les teneurs en N et en P. Dans les terres assolées au nord du canton, les doses de Mg peuvent être mieux ajustées avec l'utilisation d'engrais minéraux. De plus, les sols légers sont plus propices au lessivage du Mg.



Carte 2.2-10 : Appréciation de la teneur en Mg CaCl₂ – Cinquième cycle

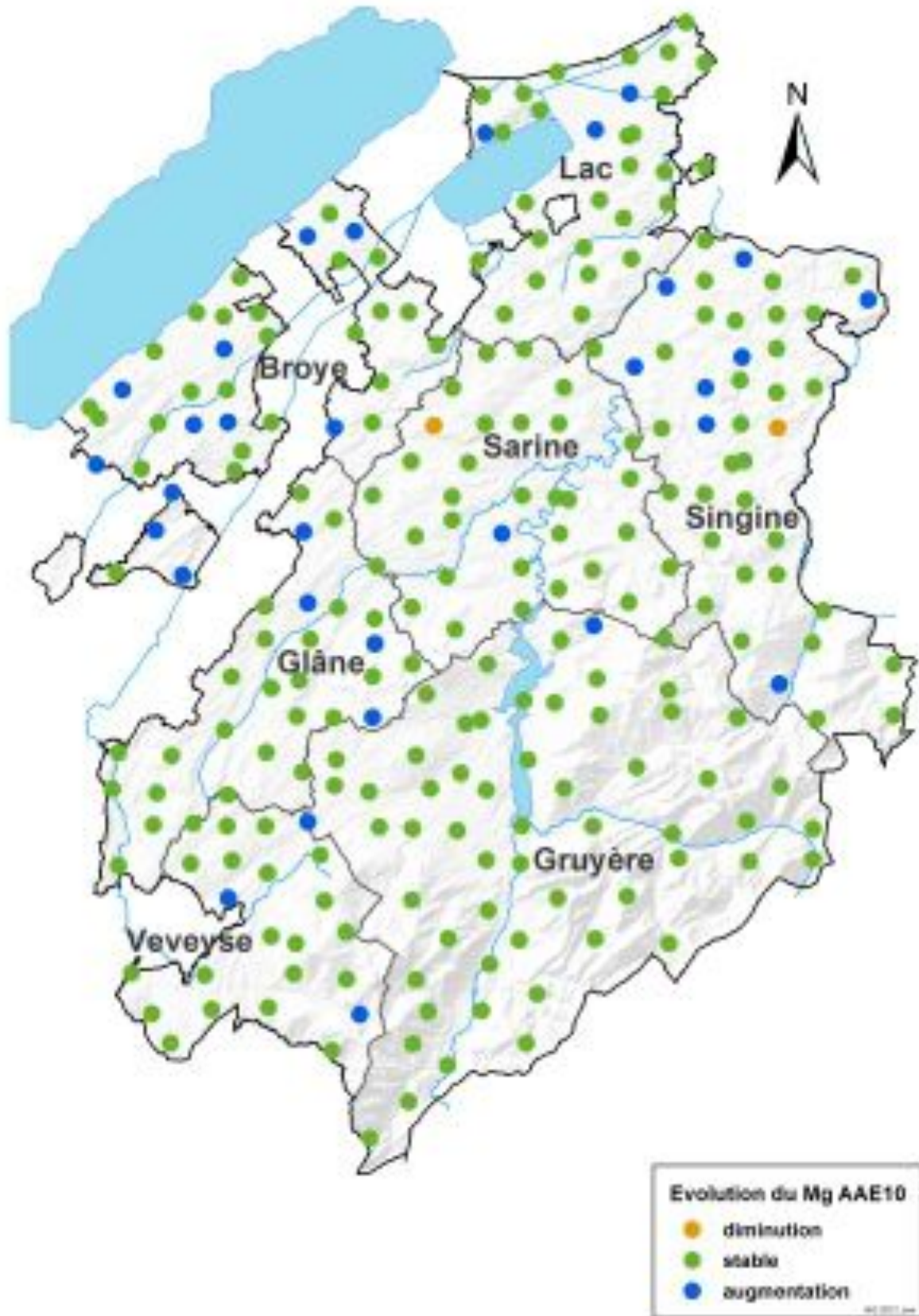
Mg extraction AAE10

Les teneurs en Mg de réserve les plus élevées sont retrouvées une fois de plus dans les prairies permanentes et les alpages (Figure 2.2-6). Les terres assolées sont celles qui possèdent le moins de Mg. La texture du sol expliquerait ces tendances puisque les sols lourds des prairies et des alpages retiennent mieux les cations que les sols légers, évitant ainsi les pertes par lessivage. D'ailleurs, les taux de matière organique étant plus faibles, la fourniture naturelle en Mg est plus limitée dans les terres assolées. Les terres assolées et les prairies permanentes ont des teneurs en Mg de réserve qui augmentent de façon continue entre les cycles.



Moyenne P=5%	104.4 a	116.7 ab	120.6 ab	124.7 ab	128.4 b	TA
	151.4 a	169.3 ab	176.9 ab	169.8 ab	182.2 b	PP
	153.9 a	167.4 a	170.8 a	162.5 a	170.2 a	ALP

Figure 2.2-6 : Evolution générale du Mg extrait selon la méthode AAE10



Carte 2.2-11 : Evolution par site des teneurs en Mg AAE10 au cours des cinq cycles

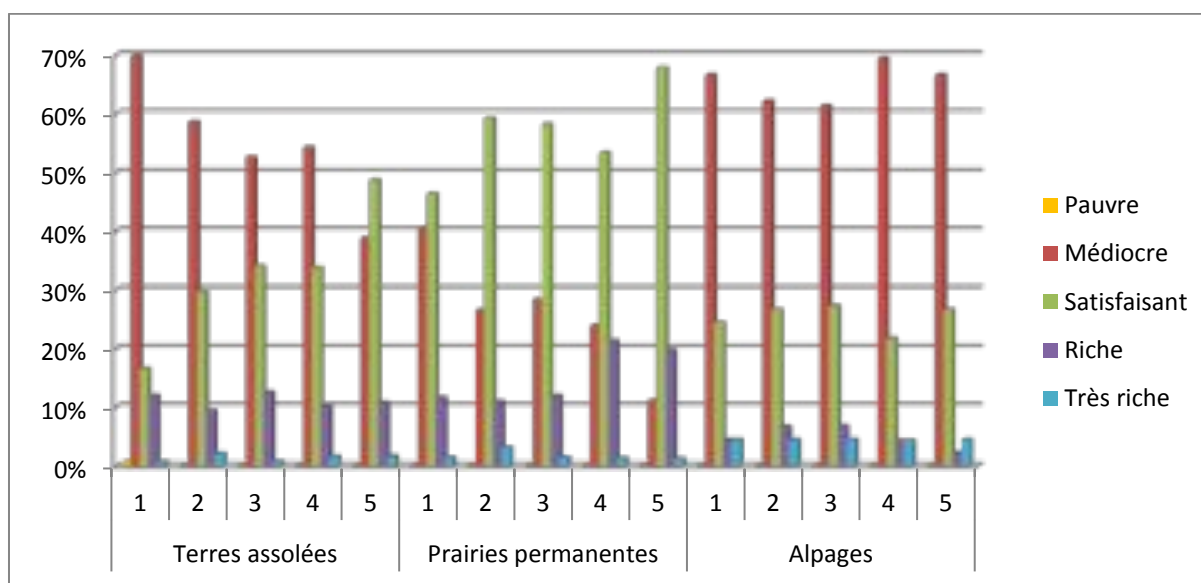
Evolution par site

En général les augmentations de teneurs significatives sont en plus grand nombre (31 sites) que les baisses (2 sites) (Carte 2.2-11). La grande partie des augmentations a lieu dans les terres assolées (18 sites) et dans les prairies permanentes (10 sites). On peut supposer que les sites qui manifestent une augmentation ont probablement reçu depuis plusieurs années des engrais minéraux contenant du Mg ou des engrais de ferme. Certains amendements servant au chaulage des terres contiennent également des quantités notables de Mg. Les deux sites qui ont une baisse significative en Mg se trouvent en terres assolées.

Appréciation selon les DBF

Plus de la moitié des terres assolées et des alpages sont présents dans la classe "médiocre" (Tableau 2.2-6). La majorité des sites en prairies permanentes est classée "satisfaisant".

Tableau 2.2-6 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg AAE10 selon le barème DBF 2009

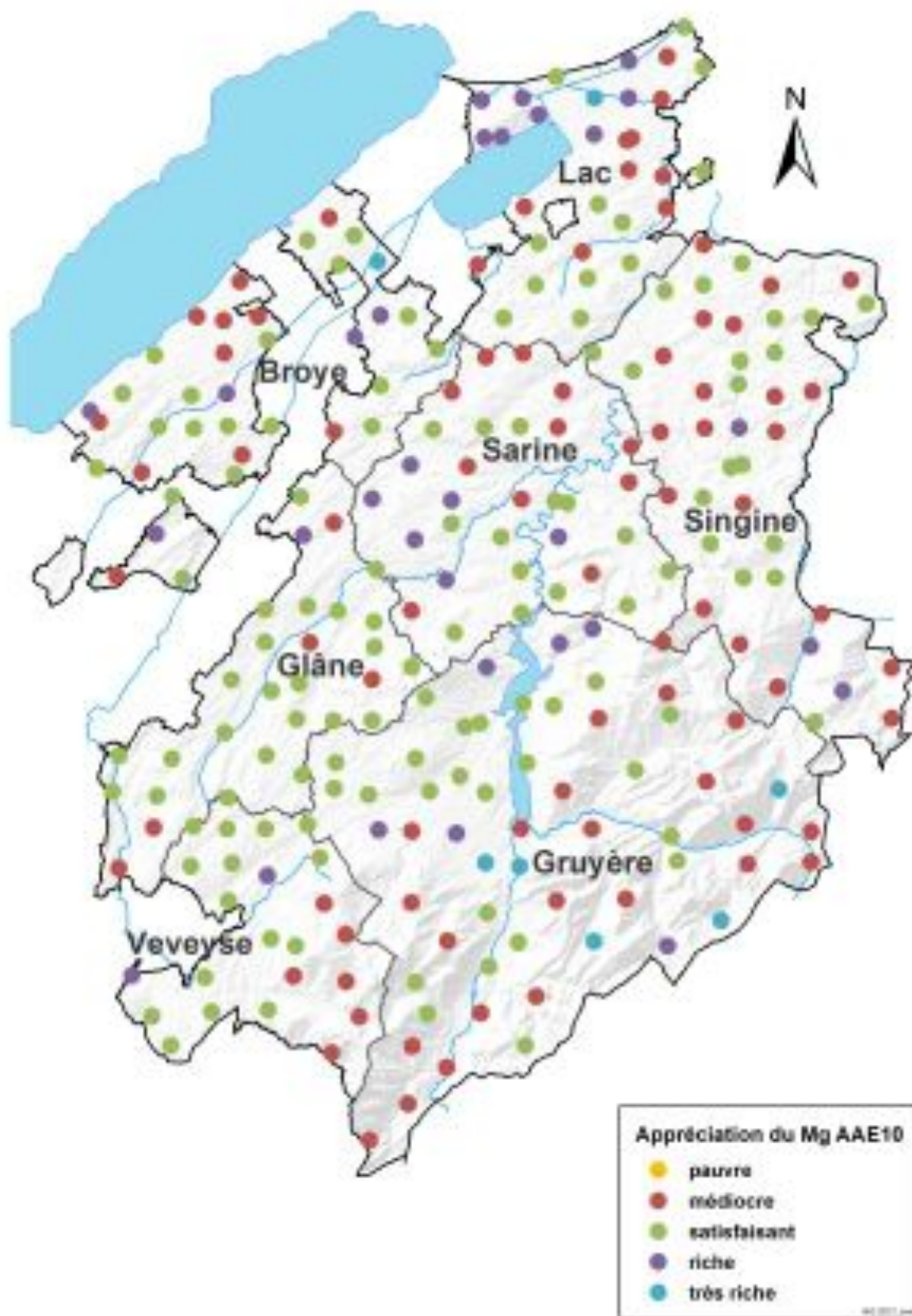


Le nombre de sites en terres assolées étant dans la classe "médiocre" a nettement diminué au cours des vingt-cinq années de prélèvement. Le nombre de sites jugés "riche" a augmenté lors du quatrième cycle puis s'est stabilisé pour les prairies permanentes. Les alpages sont marqués par une stabilité.

Les réserves en Mg sont plutôt médiocres sur l'ensemble du canton (Carte 2.2-12). Comme pour la méthode SS, les sols les plus enrichis se trouvent à l'ouest du canton.

Points importants

Une augmentation des teneurs en magnésium tant soluble que de réserve est constatée pour les terres assolées et les prairies permanentes dans les sols fribourgeois. Cette augmentation est due à l'apport d'engrais minéraux, de produits chaulant contenant du Mg et d'engrais organiques. Mise en relation avec un niveau de fertilité des sols plutôt médiocre et avec l'augmentation des teneurs en potasse, cette évolution est positive.

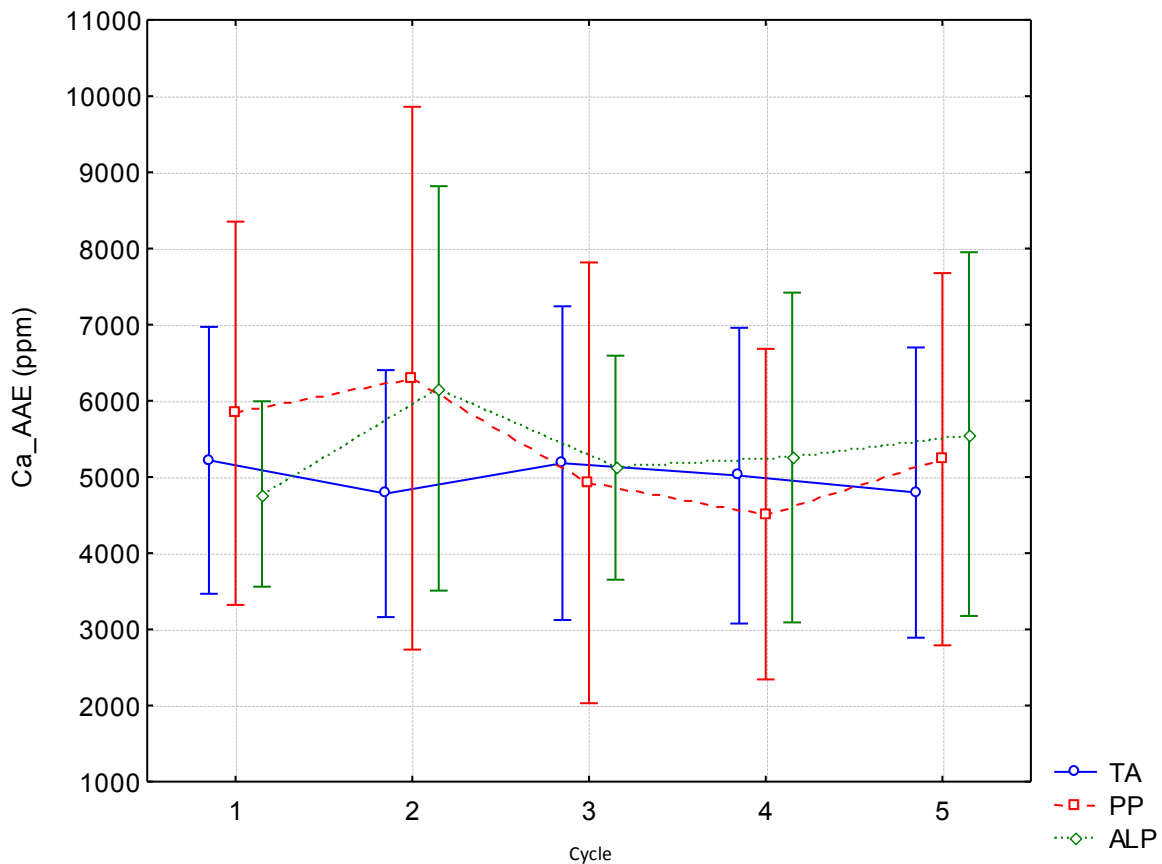


Carte 2.2-12 : Appréciation de la teneur en Mg AAE10– Cinquième cycle

2.2.4 Calcium

Le calcium a un rôle important dans les sols. En se fixant sur les colloïdes argilo-humiques, les cations Ca^{++} provoquent leur floculation et engendrent par ce fait une structure plus stable du sol. De plus, le Ca régularise le pH et favorise les échanges d'ions. Ainsi, l'apport de chaux prend tout son sens quand vient le temps de régler le pH.

Le Ca n'a été extrait que par la méthode AAE10.



Moyenne P=5%	5218.9 a	4781.9 a	5181.4 a	5017.2 a	4795.6 a	TA
	5836.1 a	6296.6 a	4924.1 a	4511.9 a	5233.6 a	PP
	4776.9 a	6162.8 a	5121.6 a	5154.9 a	5562.6 a	ALP

Figure 2.2-7 : Evolution générale du Ca extrait selon la méthode AAE10

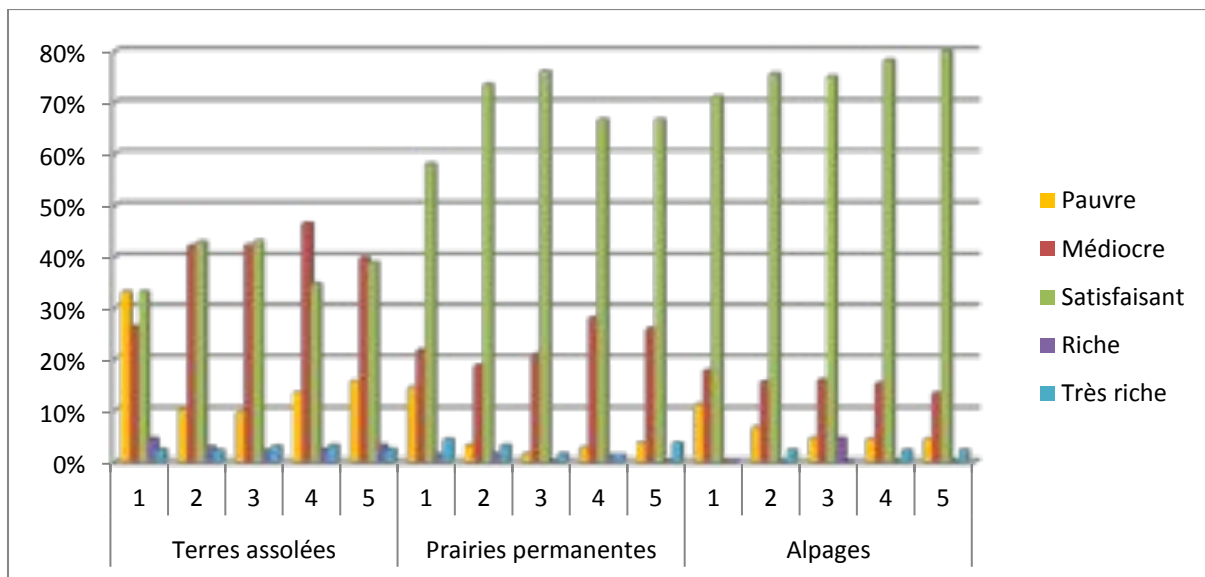
Les analyses du Ca ne démontrent aucune différence significative (Figure 2.2-7). De manière générale, ce sont les alpages qui présentent la plus grande teneur en Ca, suivis par les prairies permanentes et finalement les terres assolées. Les sols

d'alpages et les prairies permanentes dans le Sud du canton sont issus en partie de roches calcaires des Préalpes, ce qui explique leurs teneurs élevées en calcium.

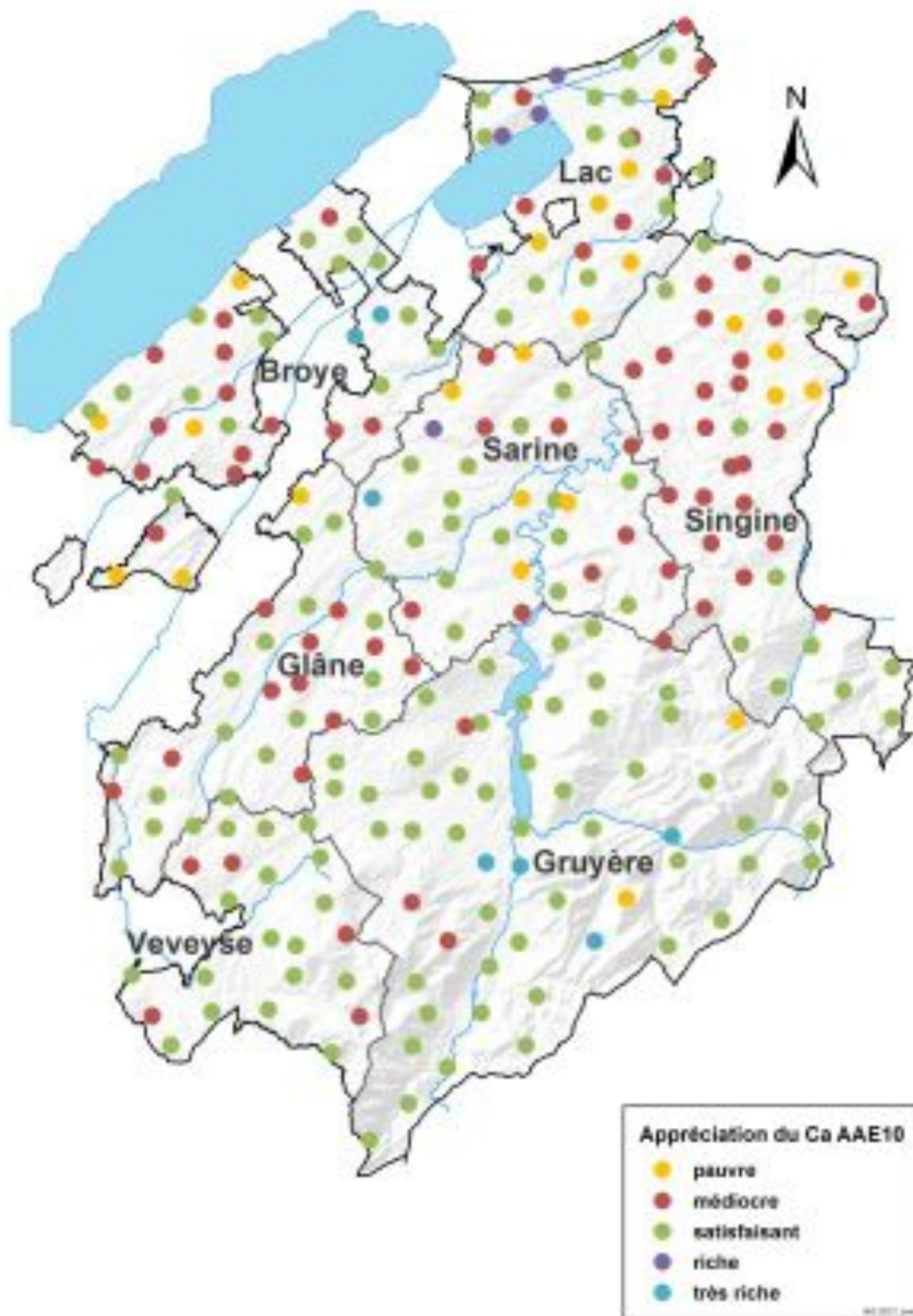
Appréciation selon les DBF

Les terres assolées sont principalement réparties dans les catégories "médiocre" et "satisfaisant" (Tableau 2.2-7). Plus des deux tiers des sites sur les prairies permanentes et les alpages se retrouvent dans la classe "satisfaisant". Quelle que soit l'utilisation du sol, peu de sites sont situés dans les classes "riche" et "très riche". Après le premier cycle, la part de sols jugés "pauvre" a nettement diminué. La généralisation du chaulage est vraisemblablement une explication à ce phénomène.

Tableau 2.2-7 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Ca AAE10 selon le barème DBF 2009



La carte 2.2-13 montre principalement une concentration de sites pauvres et médiocres dans la moitié Nord du canton (principalement des terres assolées). Bon nombre de sites satisfaisants sont présents dans le Sud du canton (alpages et prairies permanentes).



Carte 2.2-13 : Appréciation de la teneur en Ca AAE10 – Cinquième cycle

2.3 Oligo-éléments

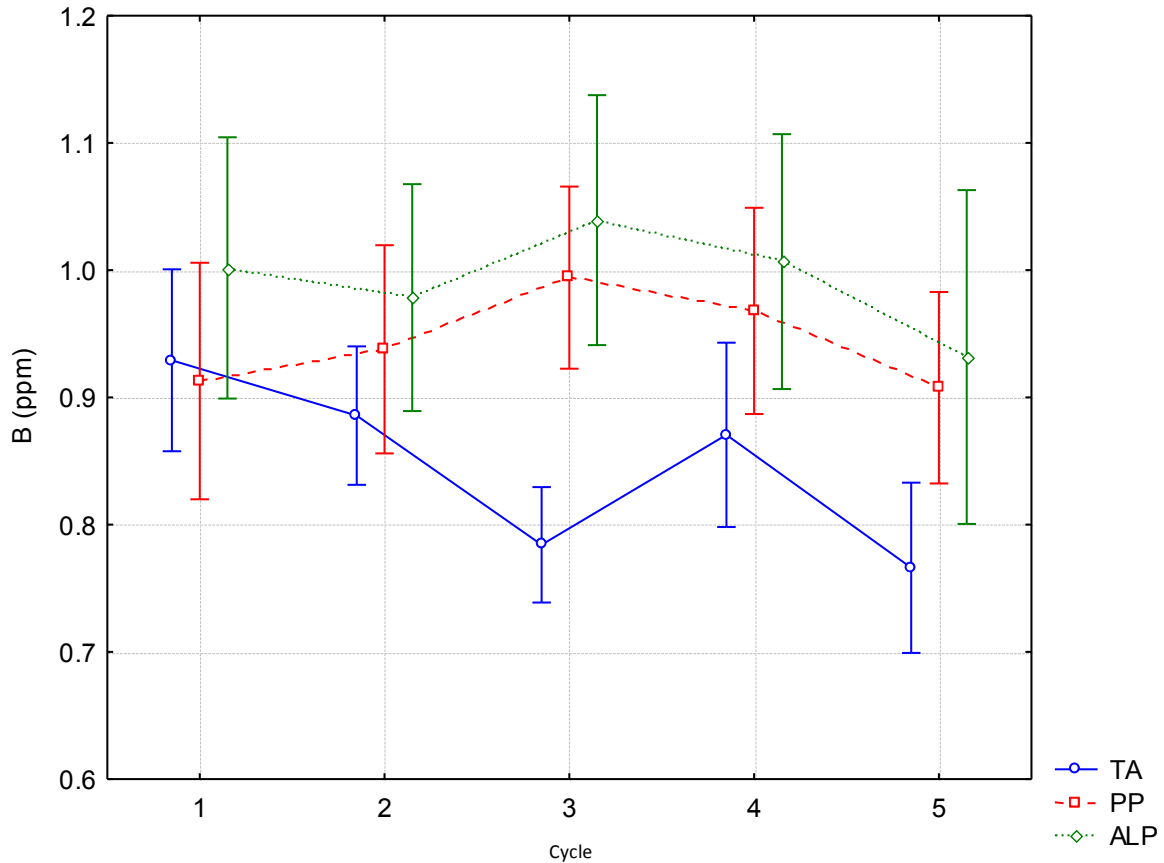
Les teneurs des principaux oligo-éléments tels que le bore (B), le fer (Fe) et le manganèse (Mn) sont présentées ci-dessous. Mis à part le bore, ils ont tous été extraits par la méthode AAE10. Pour ces deux derniers, le rapport d'extraction a changé au début du troisième cycle, passant d'un rapport 1:5 à un rapport 1:10. N'ayant pas de valeur pour chacun des deux rapports dans un même cycle, des équations d'équivalence n'ont donc pas pu être calculées comme ce fut le cas pour les éléments majeurs. Ainsi, la comparaison des résultats des analyses ainsi que l'interprétation de la richesse des sols ne sont possibles qu'entre les cycles 3 et 5.

Les barèmes d'interprétation du Fe et du Mn ont été élaborés par certains laboratoires pratiquant des analyses de sol et ne sont pas officialisés. L'appréciation tient compte du pH du sol et de la teneur en MO. L'appréciation des teneurs en B est déterminée à l'aide du barème DBF 2009.

2.3.1 Bore

Le bore soluble dans les sols est extrait à l'eau bouillante. Les alpages ont les teneurs les plus élevées, suivis de près par les prairies permanentes et finalement les terres assolées (Figure 2.3-1). Le bore disponible est retenu principalement par la matière organique (Tisdale & Werner, 1975), ce qui explique que l'on rencontre des teneurs plus élevées dans les sols d'alpages où les teneurs en matière organique sont plus élevées.

L'acidité des sols a de plus une influence sur la disponibilité du B. Un sol alcalin rend cet élément moins disponible. Finalement, des pertes par lessivage peuvent également expliquer les teneurs plus faibles en terres assolées (Tisdale & Werner, 1975) puisqu'elles se trouvent en règle générale sur des sols plus légers.



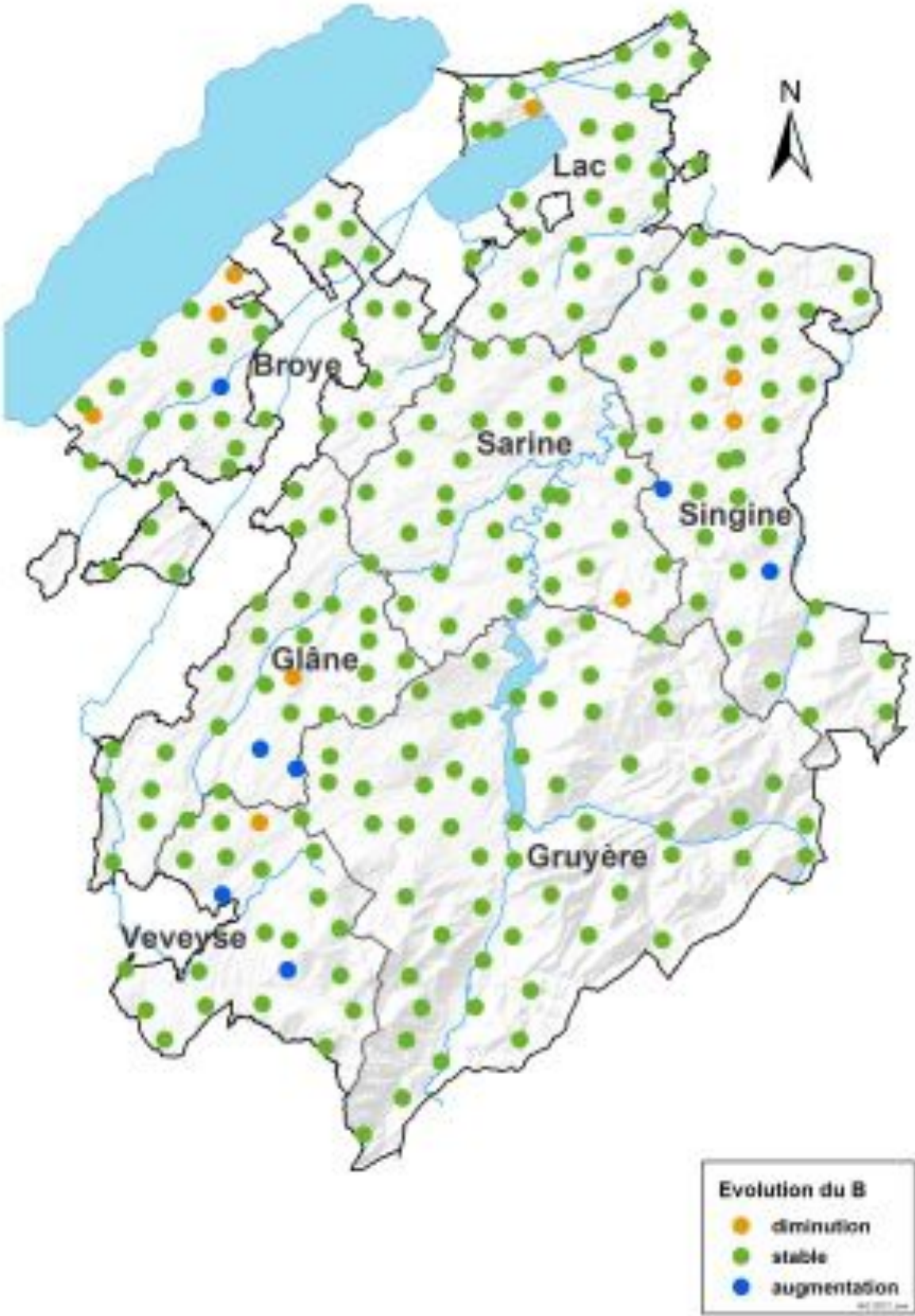
Moyenne P=5%	0.93 a	0.89 a	0.78 bc	0.87 ab	0.77 c	TA
	0.92 a	0.94 a	0.99 a	0.97 a	0.91 a	PP
	1 a	0.98 a	1.04 a	1.01 a	0.93 a	ALP

Figure 2.3-1 : Evolution générale du B extrait selon la méthode à l'eau chaude

Les terres assolées ont subi un appauvrissement significatif entre le premier et le cinquième cycle d'analyse. Cette baisse peut être reliée à une fertilisation déficiente en B, sans pour autant négliger un lessivage probable. Du côté des prairies permanentes et des alpages, il y a une tendance à la baisse, mais non significative.

Evolution par site

La Carte 2.3-1 montre que neuf sites ont des teneurs qui diminuent de façon significative, dont cinq en terres assolées et quatre en prairie permanente. Sur les sept sites qui augmentent, cinq sont en prairies permanentes, un en terre assolée et un en alpage.

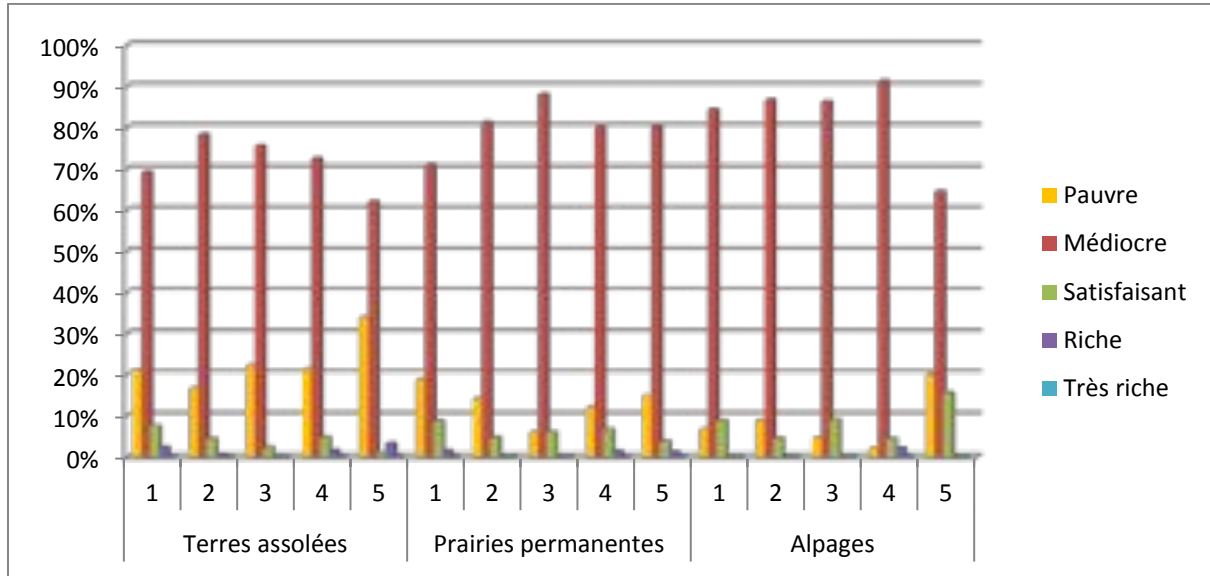


Carte 2.3-1 : Evolution par site des teneurs en B au cours des cinq cycles

Appréciation selon les DBF

La plupart des sites se trouvent dans la classe "médiocre" voire "pauvre" (Tableau 2.3-1). Globalement, aucun site n'est "très riche". Le nombre de sites "pauvres" situés en terres assolées est en constante augmentation.

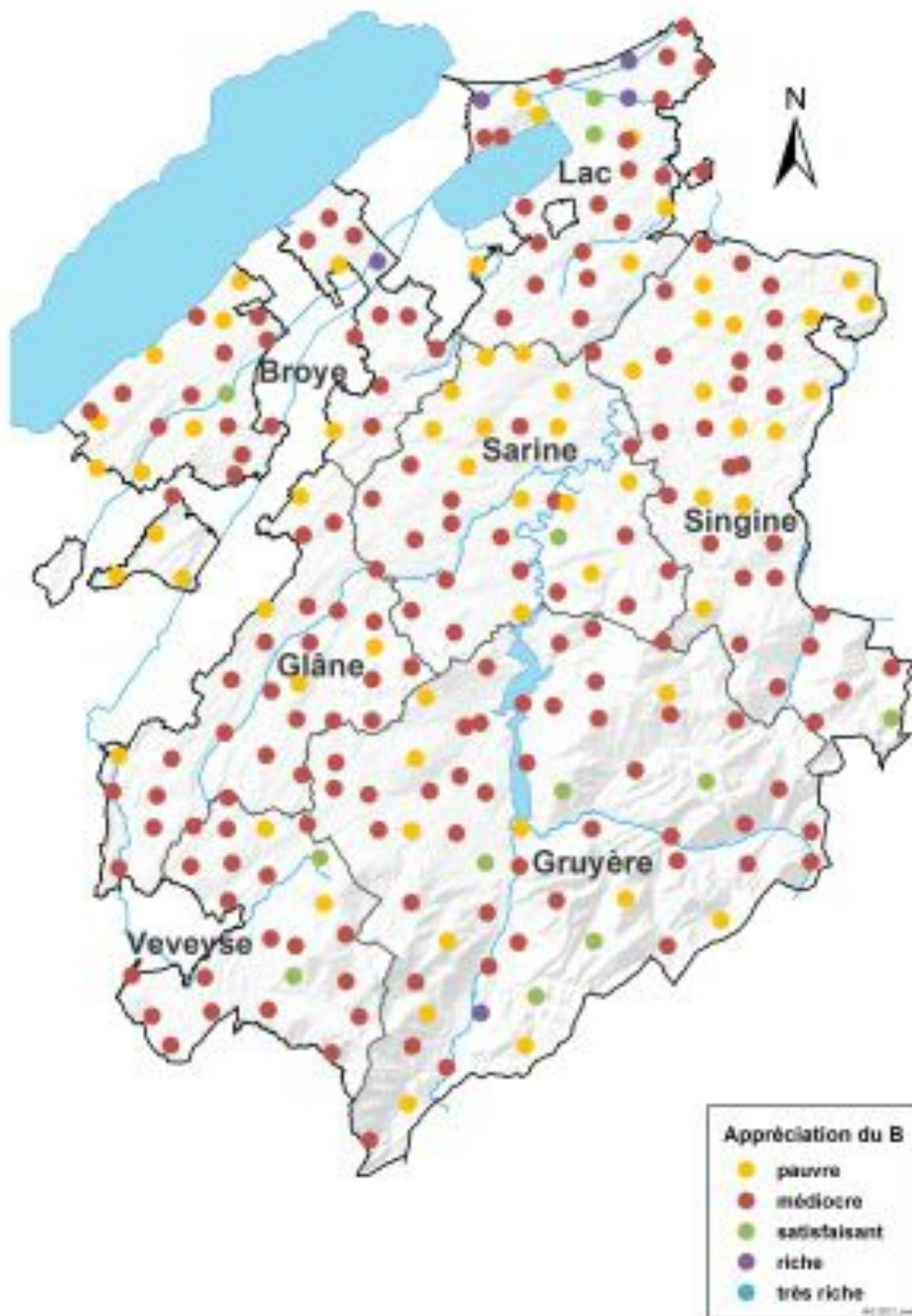
Tableau 2.3-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation du B selon le barème DBF 2009



La carte 2.3-2 reflète bien cette situation. Une concentration de sites pauvres est située au nord du canton.

La situation du bore dans les sols agricoles fribourgeois est préoccupante car les teneurs sont en majorité "médiocres". Ce problème peut être accentué par un excès de potassium ce qui peut provoquer la diminution de l'absorption du B ou à un pH supérieur à 6, valeur à partir de laquelle la disponibilité du bore diminue.

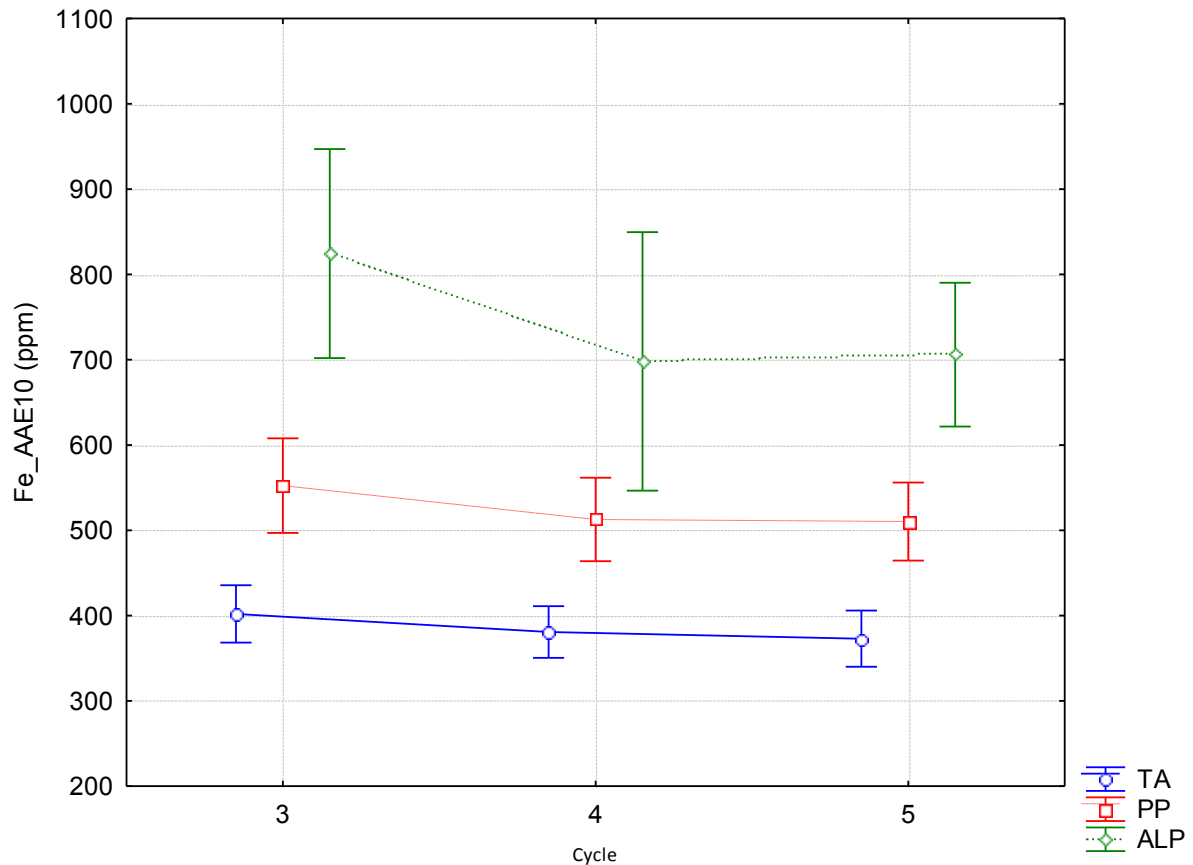
Ce manque en bore est problématique dans les cultures sensibles à une déficience en cet élément telles que les betteraves, les légumineuses, les crucifères et la vigne.



Carte 2.3-2 : Appréciation de la teneur en B – Cinquième cycle

2.3.2 Fer

Les carences en fer sont très rares puisque les sols en sont généralement bien pourvus naturellement. Ainsi, les amendements en Fe sont rarement nécessaires. Les carences sont plutôt associées à une mauvaise disponibilité du Fe et sont provoquées par une teneur trop élevée en phosphore assimilable (Loué, 1986), ou également par des teneurs trop élevées en carbonates de calcium.



Moyenne P=5%	401.9 b	380.8 b	373.3 b	TA
	552.5 b	512.8 b	510.3 b	PP
	824.4 b	698 b	705.9 b	ALP

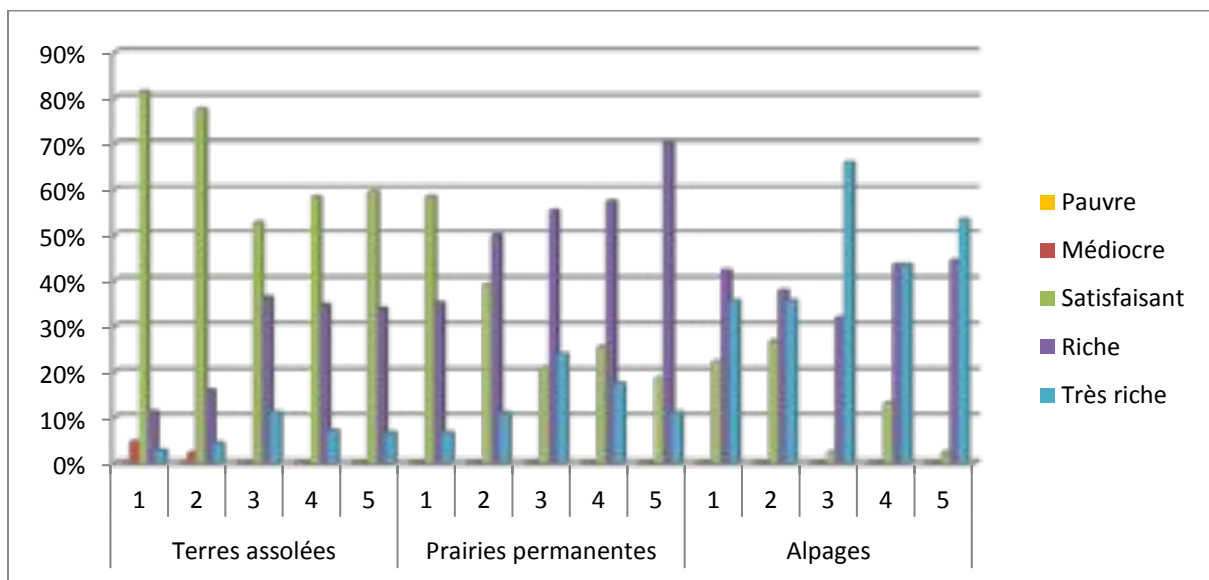
Figure 2.3-2 : Evolution générale du Fe extrait selon la méthode AAE10

Les sols d'alpages sont ceux qui contiennent le plus de Fe et les terres assolées sont les moins fournies (Figure 2.3-2). Nous observons une diminution non significative des teneurs en Fe entre les cycles trois et quatre dans les alpages, il y a également une grande variabilité des résultats dans ces sols. Les prairies permanentes et les terres assolées ont des teneurs stables.

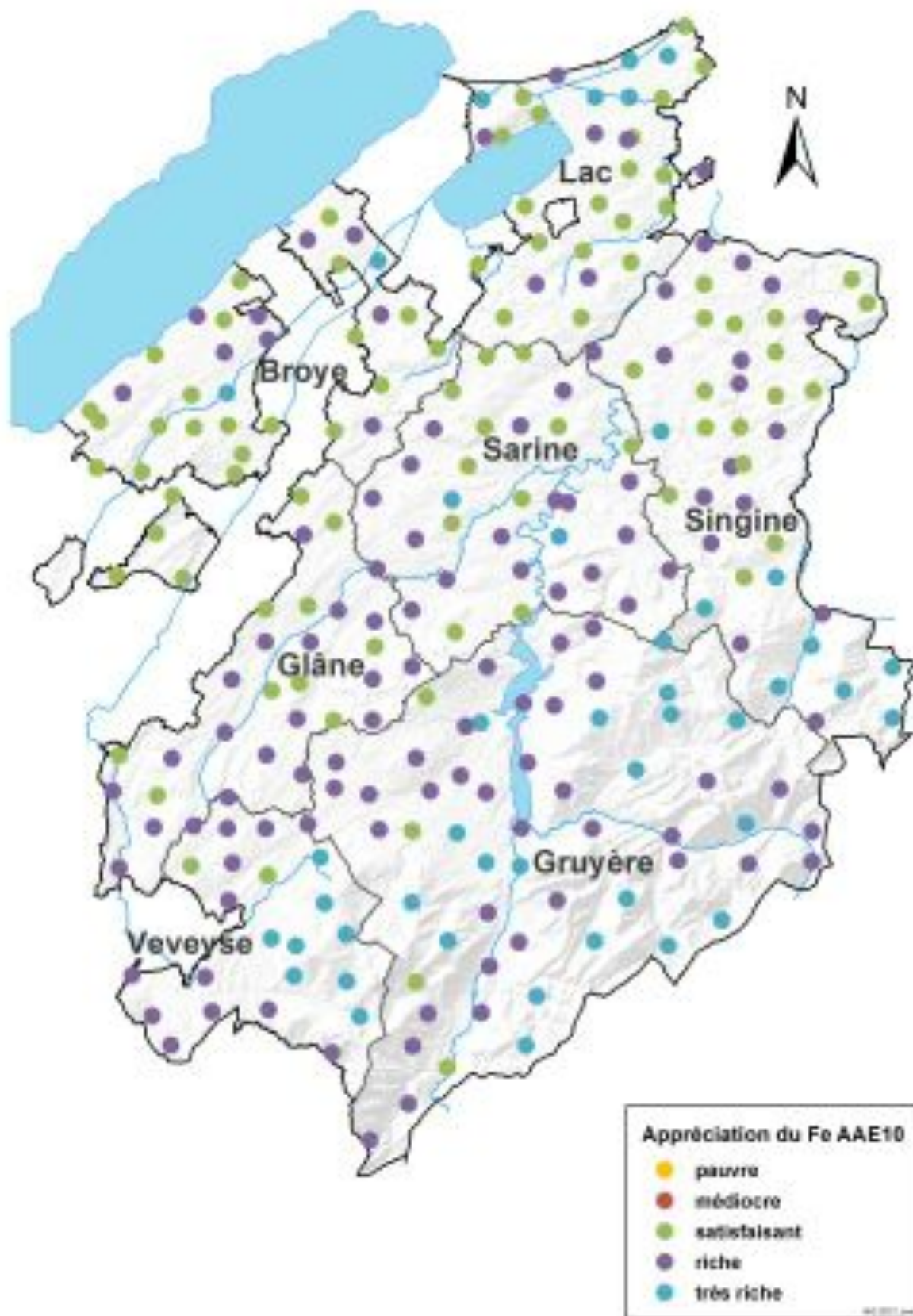
Appréciation

Aucun site n'est jugé "pauvre" (Tableau 2.3-2). La majorité des sites sont classés "satisfaisant" pour les terres assolées, "riche" pour les prairies permanentes et "très riche" pour les alpages.

Tableau 2.3-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Fe AAE10



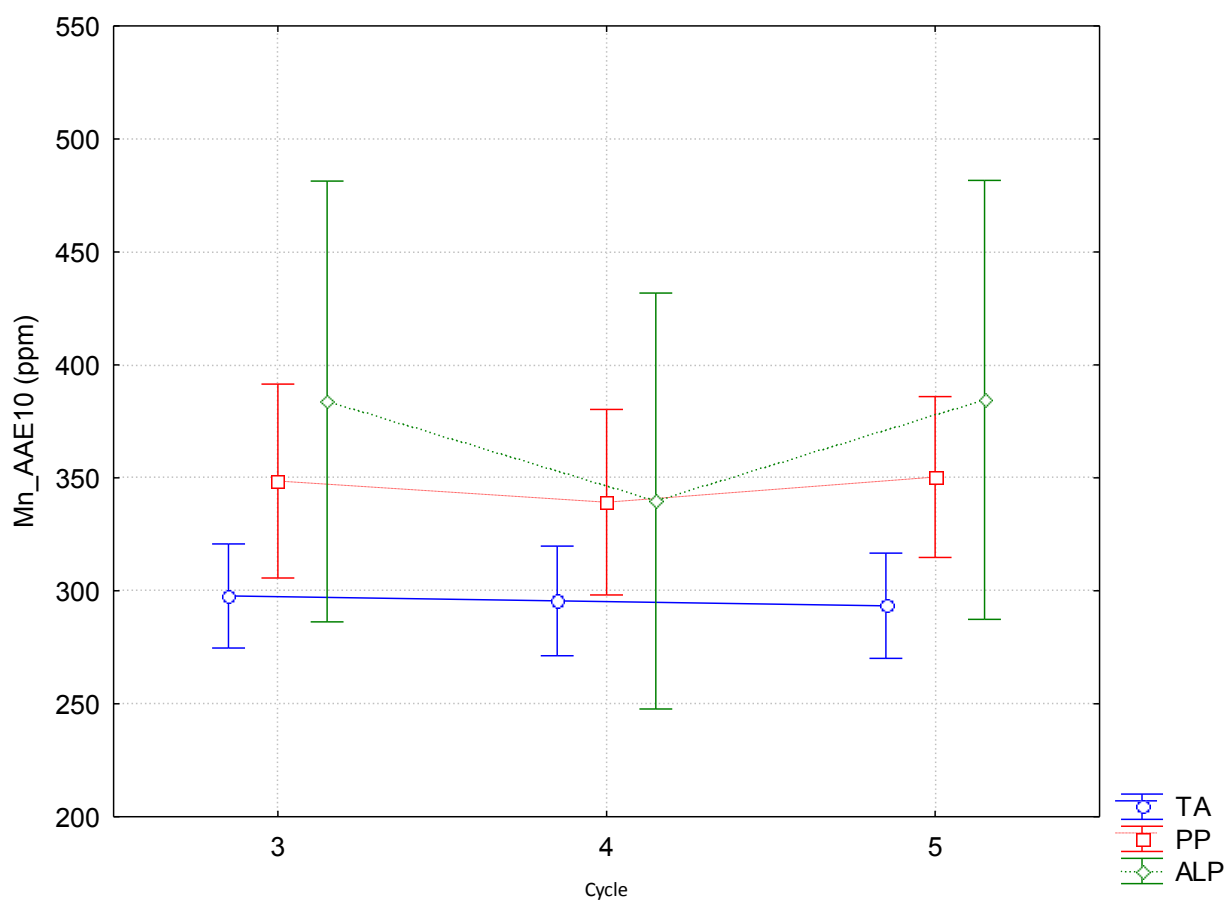
La plupart des sites sont soit jugés "satisfaisant" ou "riche" (Carte 2.3-3). La majorité des sols satisfaisants sont situés dans le Nord du canton, tandis que les plus riches sont en général dans le Sud. Ces différences de teneurs sont liées aux différentes roches mères.



Carte 2.3-3 : Appréciation de la teneur en Fe AAE10 – Cinquième cycle

2.3.3 Manganèse

Indispensable aux plantes, le manganèse est facilement absorbé par celles-ci et retourne au sol par les résidus de cultures sous des formes complexées aux matières organiques. Il peut donc s'accumuler dans les horizons de surface (Baize 1997). L'interaction entre le Mn et le Fe est importante. Des effets antagonistes peuvent intervenir entre ces deux éléments (Loué, 1986). Une quantité élevée de Fe nuit à l'assimilation du Mn et l'interaction inverse est aussi possible si les teneurs en Mn sont considérablement supérieures au Fe.



Moyenne P=5%	297.7 a	295.5 a	293.4 a	TA
	348.6 a	339.2 a	350.4 a	PP
	383.8 a	339.7 a	384.5 a	ALP

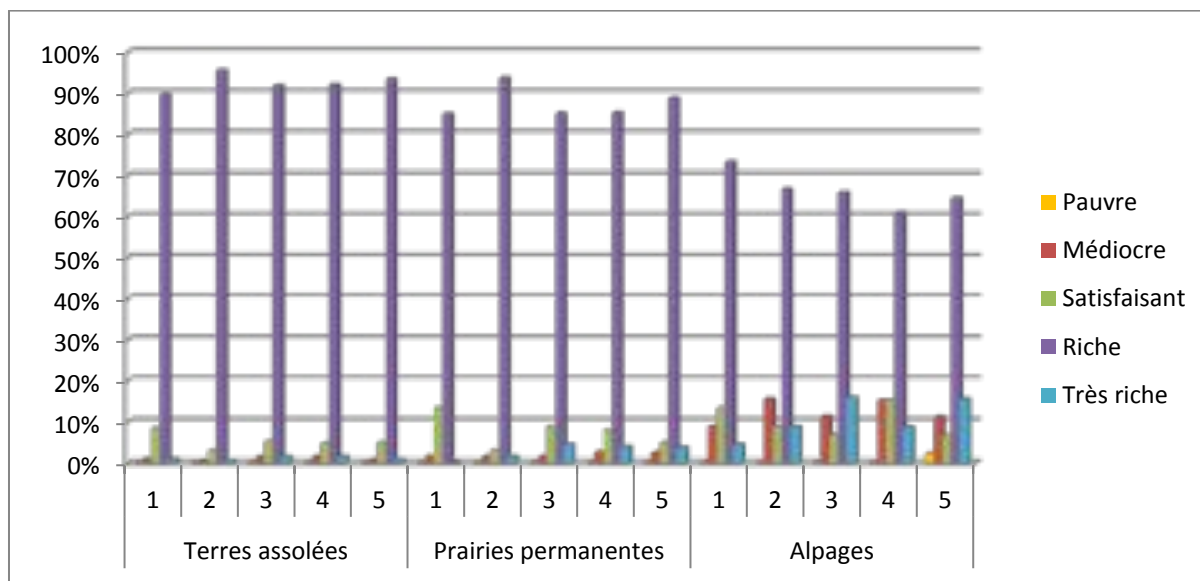
Figure 2.3-3 : Evolution générale du Mn extrait selon la méthode AAE10

Les sols en alpages sont les plus riches; mais ont également les plus grandes variabilités. Les prairies permanentes et les terres assolées ont des teneurs stables et plus homogènes.

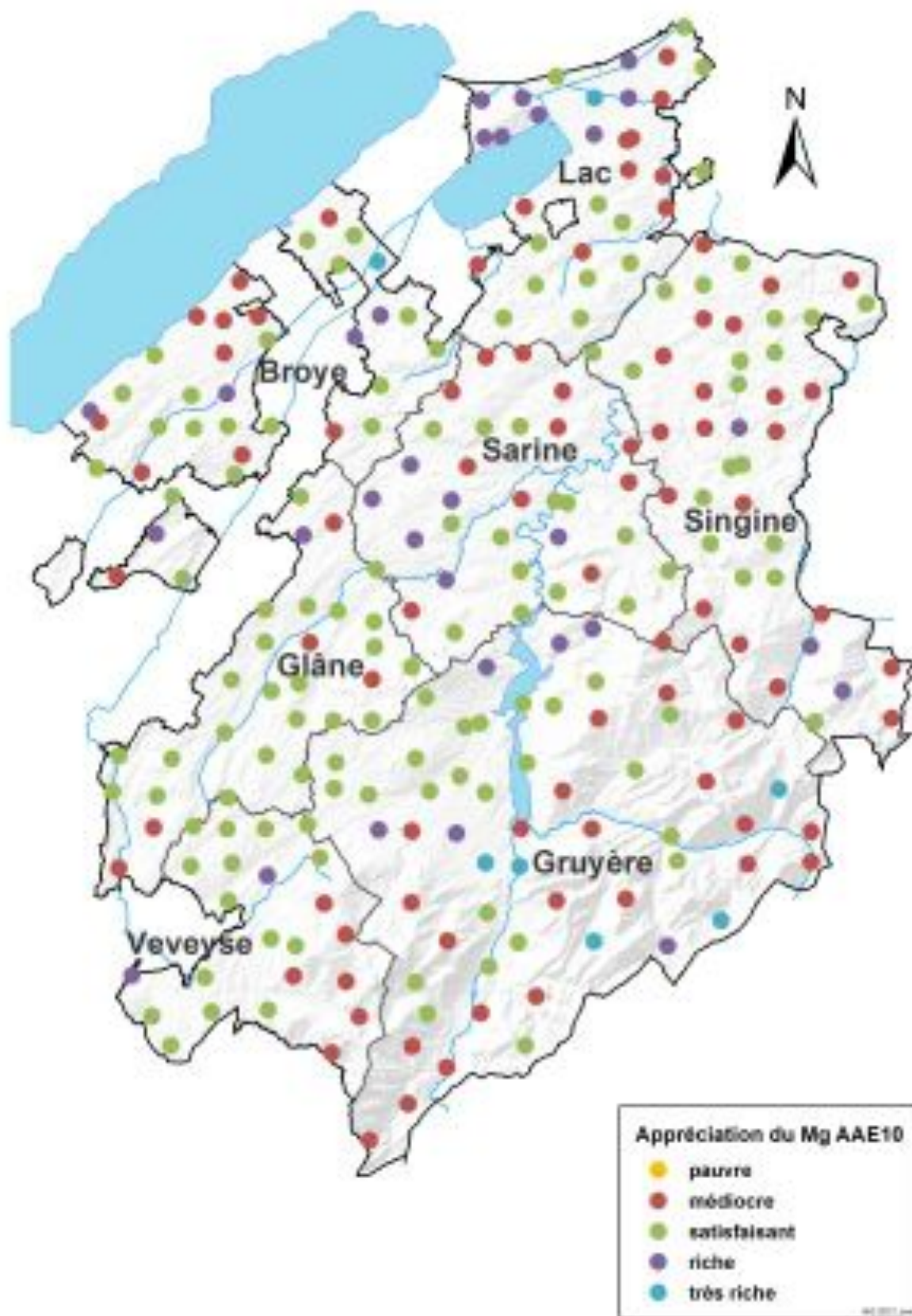
Appréciation

Quasiment tous les sites sont situés en classe "riche" (Tableau 2.3-3) et ils sont tous relativement stables.

Tableau 2.3-3 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mn AAE10



La Carte 2.3-4 montre qu'environ 90% des sites du canton sont de niveau "riche". Les quelques points pauvres visibles sur la carte sont situés en général au sud-est sur des sols issus de Flysch. C'est au sud du canton que l'on retrouve les sols très riches sur des sols issus de formations calcaires.



Carte 2.3-4 : Appréciation de la teneur en Mn AAE10 – Cinquième cycle

2.4 Métaux lourds

L'analyse des métaux lourds a été intégrée au programme FRIBO afin de mesurer la charge en polluants inorganiques des sols agricoles du canton. Il est cependant important de rappeler que nous n'avons pas recherché les zones polluées, cela afin d'obtenir l'image la plus objective possible de l'état de contamination moyen des sols soumis à une pollution diffuse par les métaux lourds.

Tous les sites ont fait l'objet d'analyses de métaux lourds selon l'ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol 1998). Les teneurs en cadmium (Cd), en plomb (Pb), et en zinc (Zn) ont été mesurées depuis la mise sur pied du réseau (1987), tandis que les teneurs en cobalt (Co), en cuivre (Cu), en chrome (Cr) et en nickel (Ni) n'ont été ajoutées au programme d'analyse que depuis 1989.

La méthode pour interpréter les teneurs en métaux lourds est simple, elle se base sur les valeurs indicatives, les seuils d'investigations et les valeurs d'assainissement définis dans l'OSol (Tableau 2.4-1). Etant donné l'exactitude restreinte des résultats d'analyses de sol due à l'échantillonnage, l'interprétation ne peut être rigoureuse et doit rester à titre indicatif.

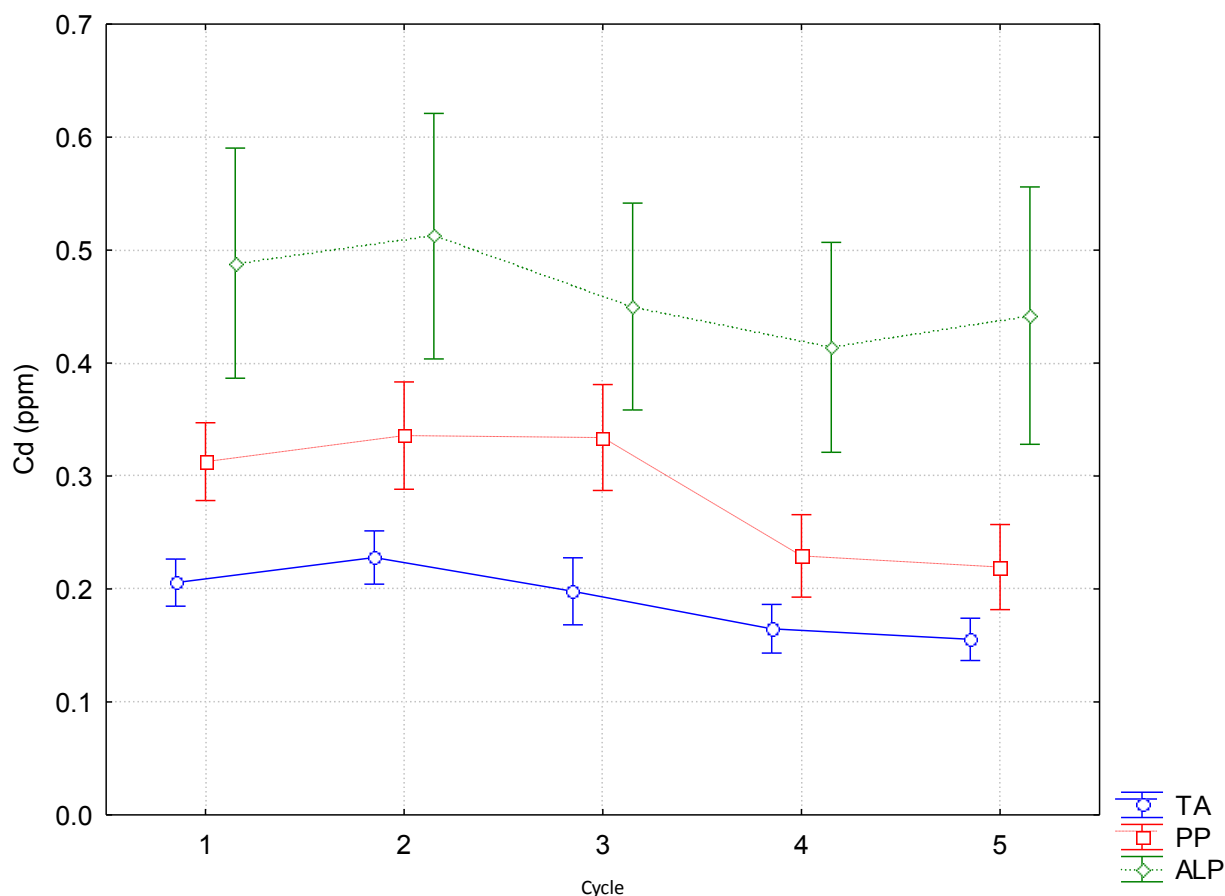
En cas de dépassement de la valeur indicative dans l'horizon 0-20 cm, nous comparons le résultat à la teneur en profondeur dans l'horizon 60-90 cm. Si la valeur en profondeur est également élevée, on peut alors envisager une contamination d'origine naturelle (géologique). Si la valeur en profondeur est plus basse, alors on peut supposer une contamination anthropogène. Bien que cette technique soit appropriée pour la majorité des métaux lourds, elle est moins adéquate pour le plomb et le cadmium (Baize, 1997). En effet, ces deux métaux sont souvent plus abondants dans l'horizon de surface humifère que dans l'horizon inférieur. Dans certains cas, des études plus approfondies peuvent s'avérer nécessaires.

Polluants	Cadmium	Cobalt	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc
Valeur indicative	0.8	25	50	40	50	50	150
Seuil d'investigation	2			150		200	
Valeur d'assainissement	30			1000		2000	2000

Tableau 2.4-1 : Valeurs indicatives, seuils d'investigation et valeurs d'assainissements des principaux métaux lourds selon OSol en en mg/kg de matière sèche de sol (teneurs totales sols agricoles)

2.4.1 Cadmium

La teneur totale en Cd du sol, comme pour tous les autres métaux lourds, est mesurée après extraction à l'acide nitrique (HNO₃). Considéré comme relativement mobile et facilement biodisponible, le cadmium peut être assimilé par les plantes et ainsi passer dans la chaîne alimentaire. La valeur indicative est de 0.8 mg de Cd/kg de sol.



Moyenne P=5%	0.21	0.23	0.20	0.16	0.16	TA
	a	a	a	b	b	
	0.31	0.34	0.33	0.23	0.22	PP
	a	a	a	b	b	
	0.49	0.51	0.45	0.41	0.44	ALP
	a	a	a	a	a	

Figure 2.4-1 : Evolution générale du Cd extrait à l'acide nitrique

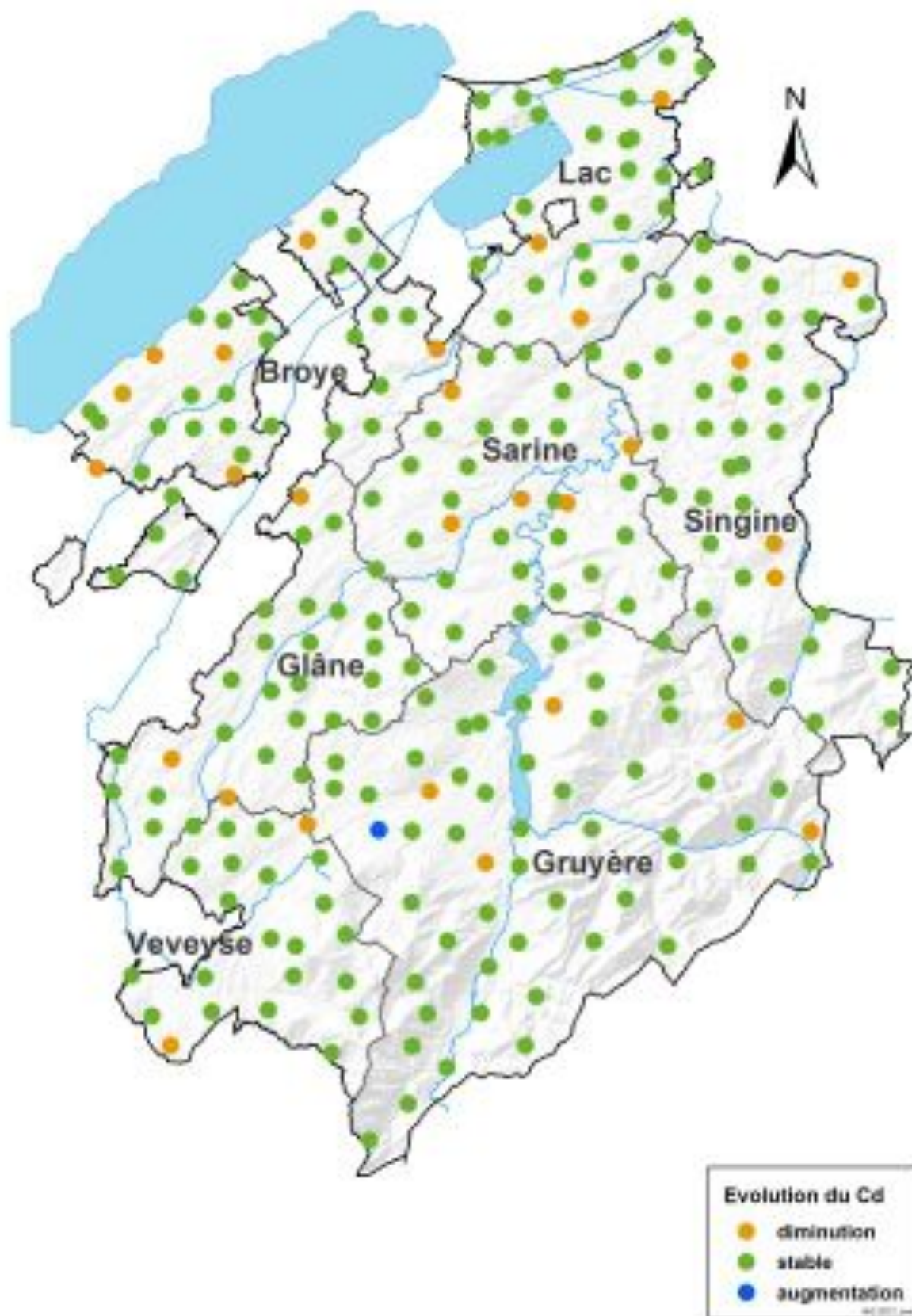
Les teneurs en Cd sont plus élevées dans les alpages, suivis par les prairies permanentes et finalement par les terres assolées (Figure 2.4-1). Une baisse significative est observée pour les deux derniers cycles par rapport aux trois premiers pour les terres assolées et les prairies permanentes.

Les apports en Cd par dépôts atmosphériques sont responsables de 40% des apports totaux sur les parcelles. Ils peuvent aussi provenir d'engrais minéraux phosphatés et des boues d'épuration (Keller & al., 2005). Entre 1990 et 2005, les émissions atmosphériques ont diminué significativement de 55% (Thöni & al., 2008). L'interdiction d'épandre des boues d'épuration dans les herbages est entrée en vigueur en 2003, et elle s'est généralisée à partir de 2006. La diminution des épandages d'engrais et de boues d'épuration ces dernières années dans les cultures et les herbages sont des sources potentielles d'apports qui disparaissent. La diminution du Cd dans le sol pourrait être explicable au vu de ce qui précède et de son assimilation par les plantes. Mais comme les végétaux sont ingérés par les animaux, une grande partie revient sur le sol par les engrais de ferme. Une autre hypothèse réside dans la migration en profondeur des métaux lourds par brassage du sol ou par lixiviation.

Evolution par site

Nous observons une diminution significative des teneurs en Cd sur 29 sites, ce qui est important (Carte 2.4-1). Il s'agit de dix-sept terres assolées, de trois prairies permanentes et de trois alpages. Une seule prairie permanente a connu une augmentation significative de sa teneur en Cd. Ces nombreuses diminutions concordent avec la diminution des valeurs moyennes de la figure 2.4-1 et nous laissent supposer qu'il d'agit d'une tendance durable.

Les teneurs en Cd de certains sites ont une valeur qui se situe en dessous du seuil de quantification de 0.1 ppm. Afin de pouvoir quand même utiliser ces données, nous avons attribué la valeur de 0.05 ppm à ces sites.



Carte 2.4-1 : Evolution par site des teneurs en Cd au cours des cinq cycles

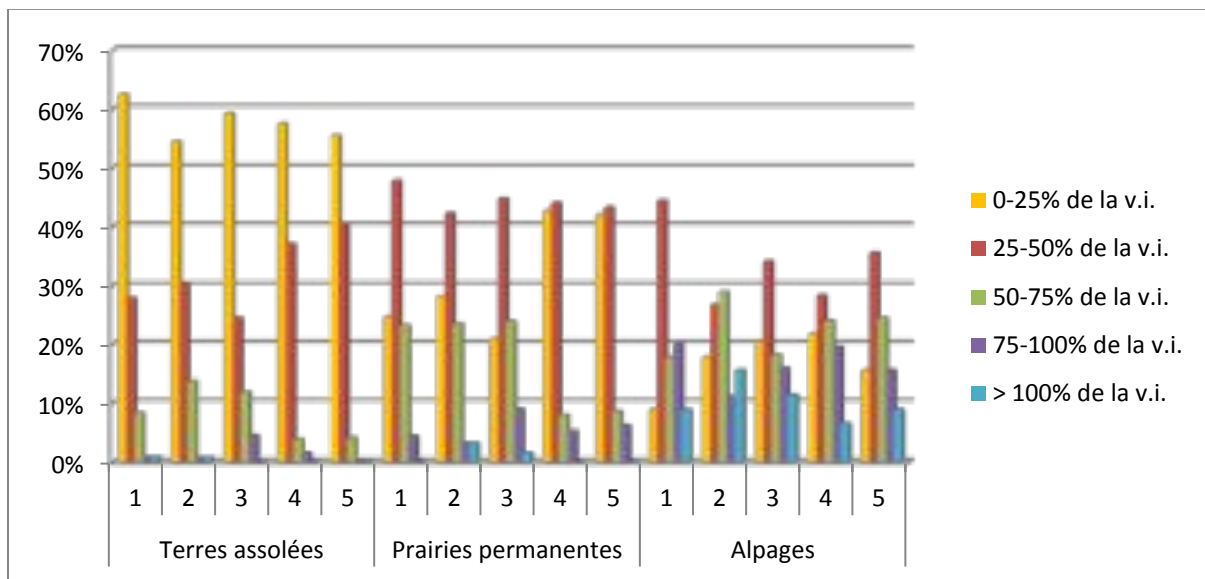
Appréciation selon la valeur indicative

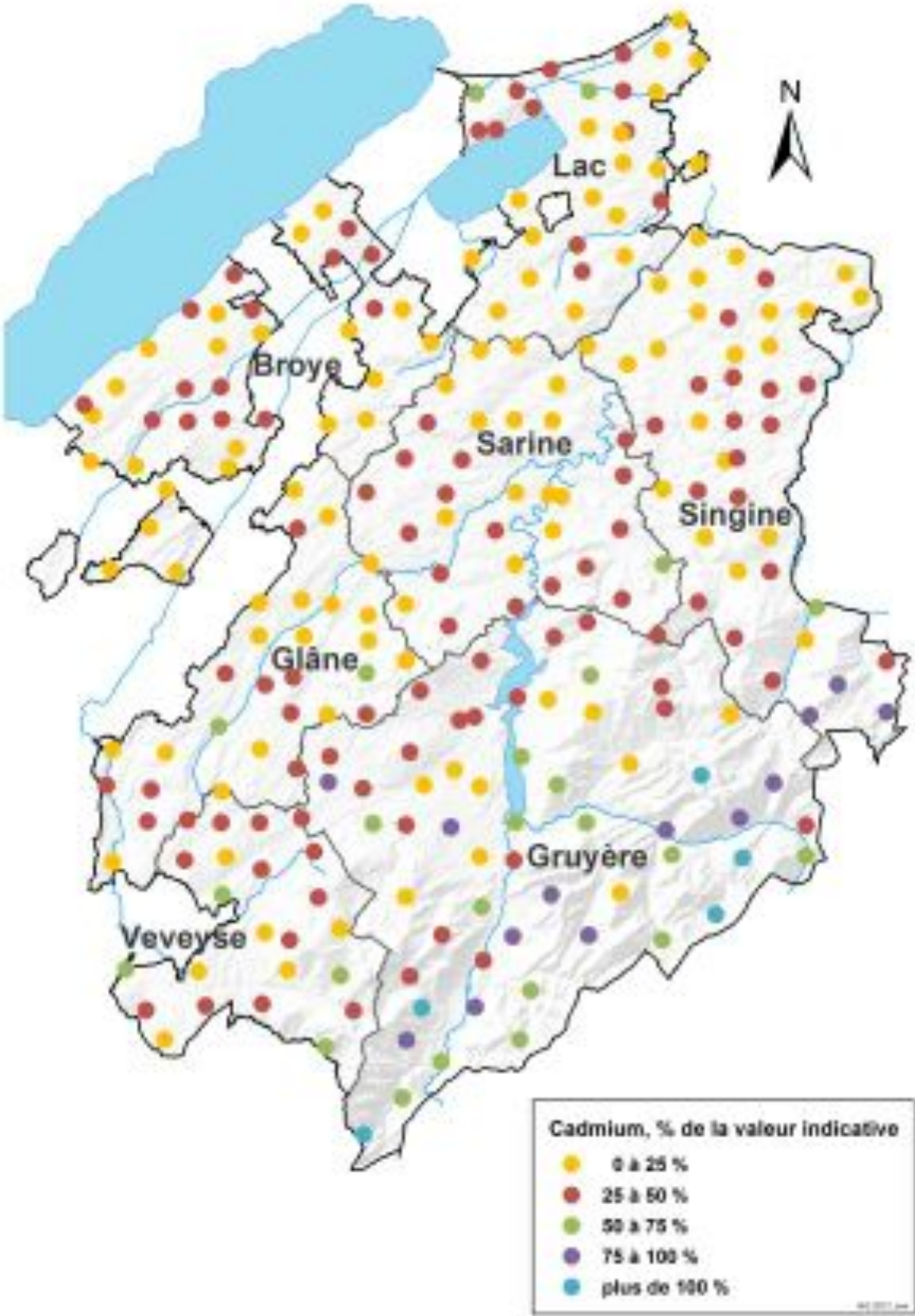
La carte 2.4-2 montre que cinq sites dépassent la valeur indicative au cours du cinquième cycle de prélèvement. Treize autres sites ont une teneur égale à la valeur indicative.

Tous les sites ayant une teneur en Cd élevée sont situés dans la région des Préalpes au sud du canton et majoritairement dans des alpages. En examinant les teneurs aux profondeurs 30-60 cm ou 60-90 cm, on observe que tous les sites à une ou deux exceptions contiennent des teneurs élevées (75% de la norme et plus). Cela implique que les fortes teneurs sont d'origine naturelle. Le premier rapport FRIBO (Julien & Morand, 1995) explique l'origine de ces teneurs par la pédogenèse, soit comme étant le résultat de la décalcification d'un sol à l'origine relativement riche en Cd. De plus, une étude complémentaire a été réalisée par l'Université de Lausanne et démontre l'origine géogène de ce Cd (Doffey, 1997).

Une récapitulation du nombre de sites présents dans les différentes classes de métaux lourds est présentée dans l'annexe 2.

Tableau 2.4-2 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Cd

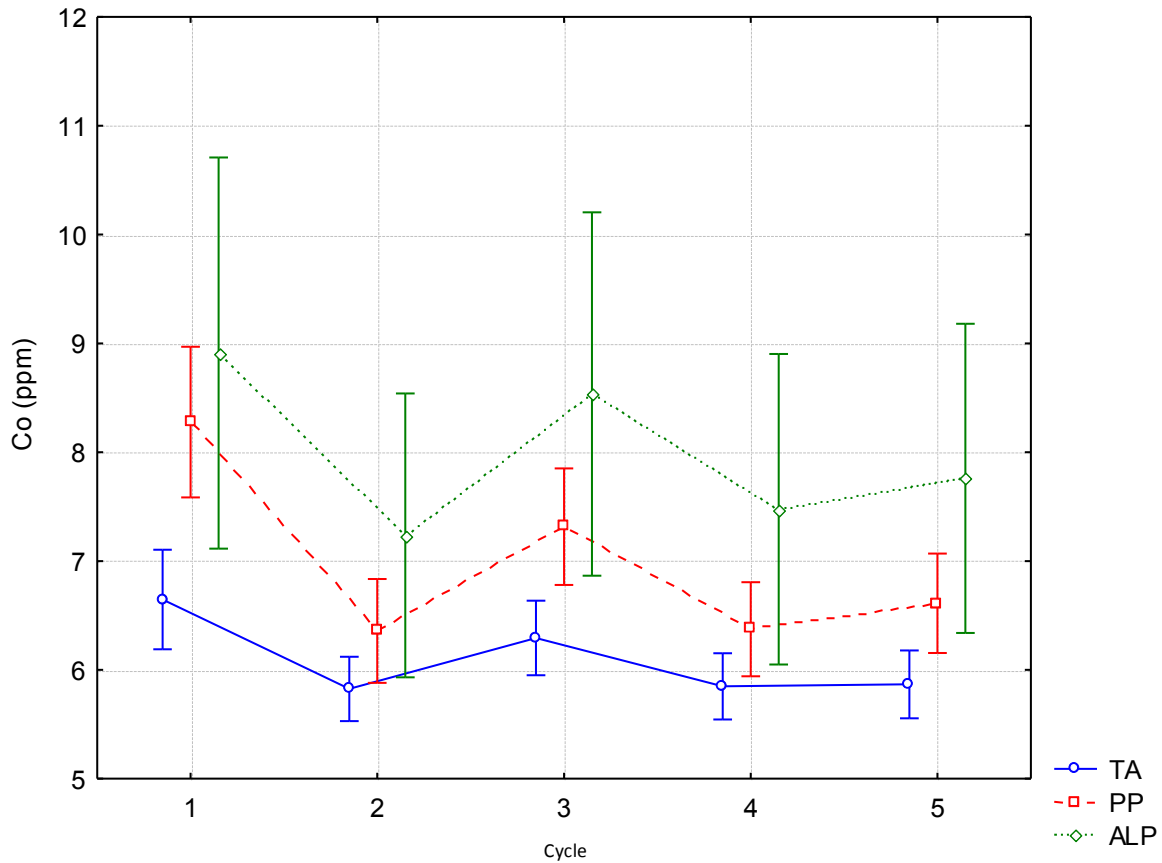




Carte 2.4-2 : Appréciation de la teneur en Cd – Cinquième cycle

2.4.2 Cobalt

Les cations Co^{2+} et Co^{3+} sont relativement mobiles dans les milieux acides et oxydants. Cependant, le cobalt est fortement absorbé sur les oxydes de fer et de manganèse ainsi que sur les argiles et les matières organiques. Les chélates organiques de Co seraient très mobiles dans les sols et le Co ainsi lié facilement disponible pour les plantes (Baize, 1997). La valeur indicative est de 25 mg de Co/kg de sol.



Moyenne P=5%	6.6 a	5.8 a	6.3 a	5.8 a	5.9 a	TA
	8.3 a	6.4 b	7.3 c	6.4 b	6.6 b	PP
	8.9 a	7.2 a	8.5 a	7.5 a	7.8 a	ALP

Figure 2.4-2 : Evolution générale du Co extrait à l'acide nitrique

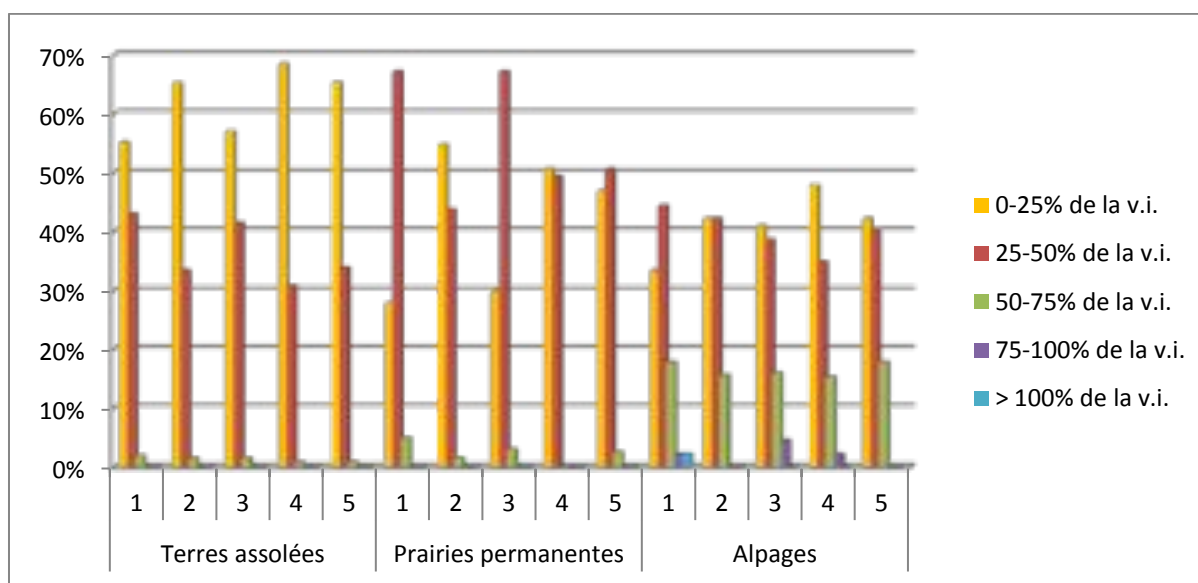
Les teneurs les plus élevées (Figure 2.4-2) se trouvent dans les alpages. Les teneurs sont stables dans le temps, mais avec une grande variabilité.

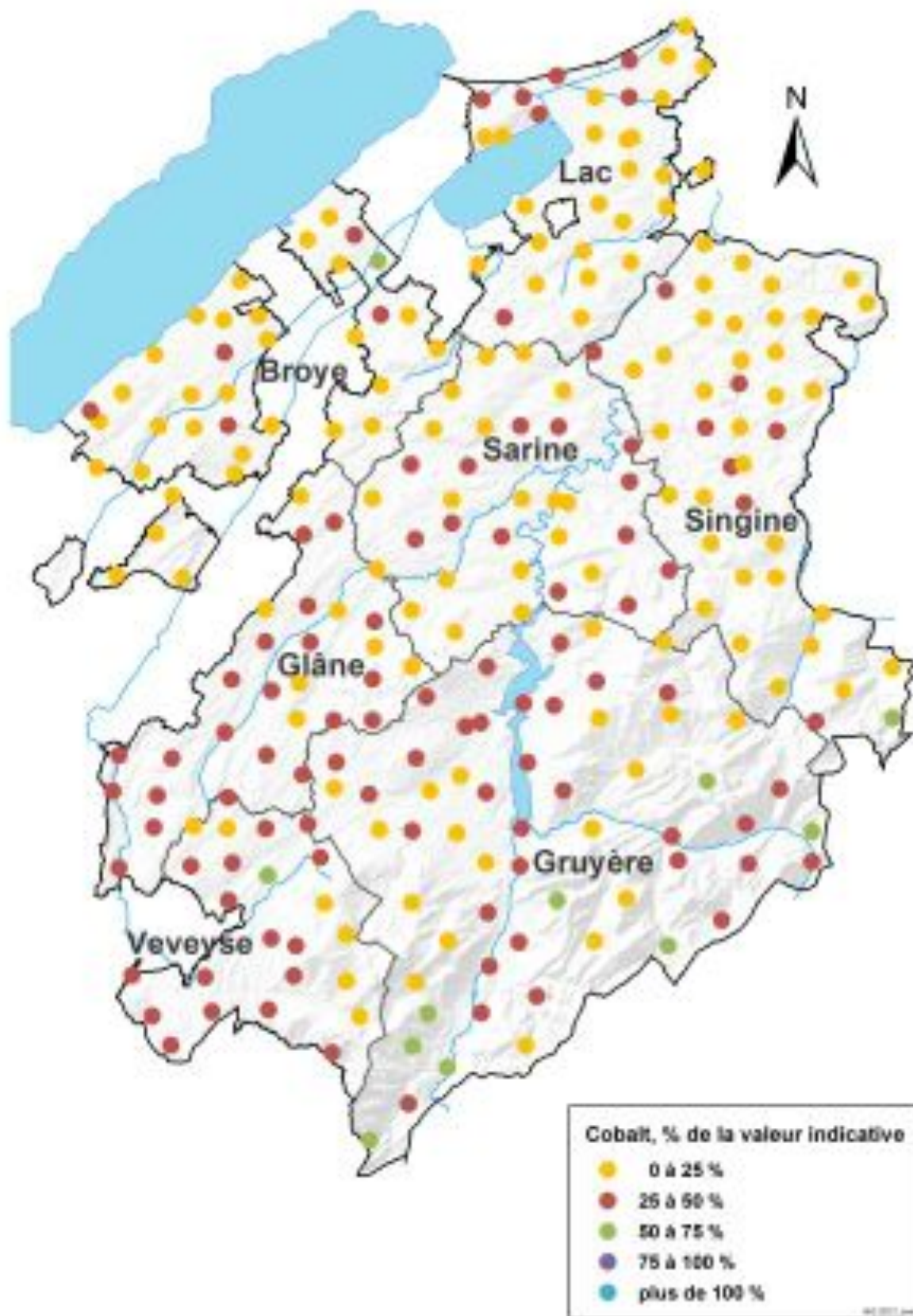
Entre 1990 et 1995, la déposition du Co par les émissions a diminué significativement d'environ 40% (Thöni et Seitler, 2004). Le cobalt est encore utilisé aujourd'hui dans la fabrication de produits chimiques pour l'industrie de la céramique et des peintures.

Appréciation selon la valeur indicative

La Figure et la Carte 2.4-3 montrent des teneurs en Co largement en dessous de la valeur indicative. Les alpages, situés au sud du canton, ont quelques sites classés entre 50-75% de la valeur indicative; la cause peut être géogène.

Figure 2.4-3 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Co

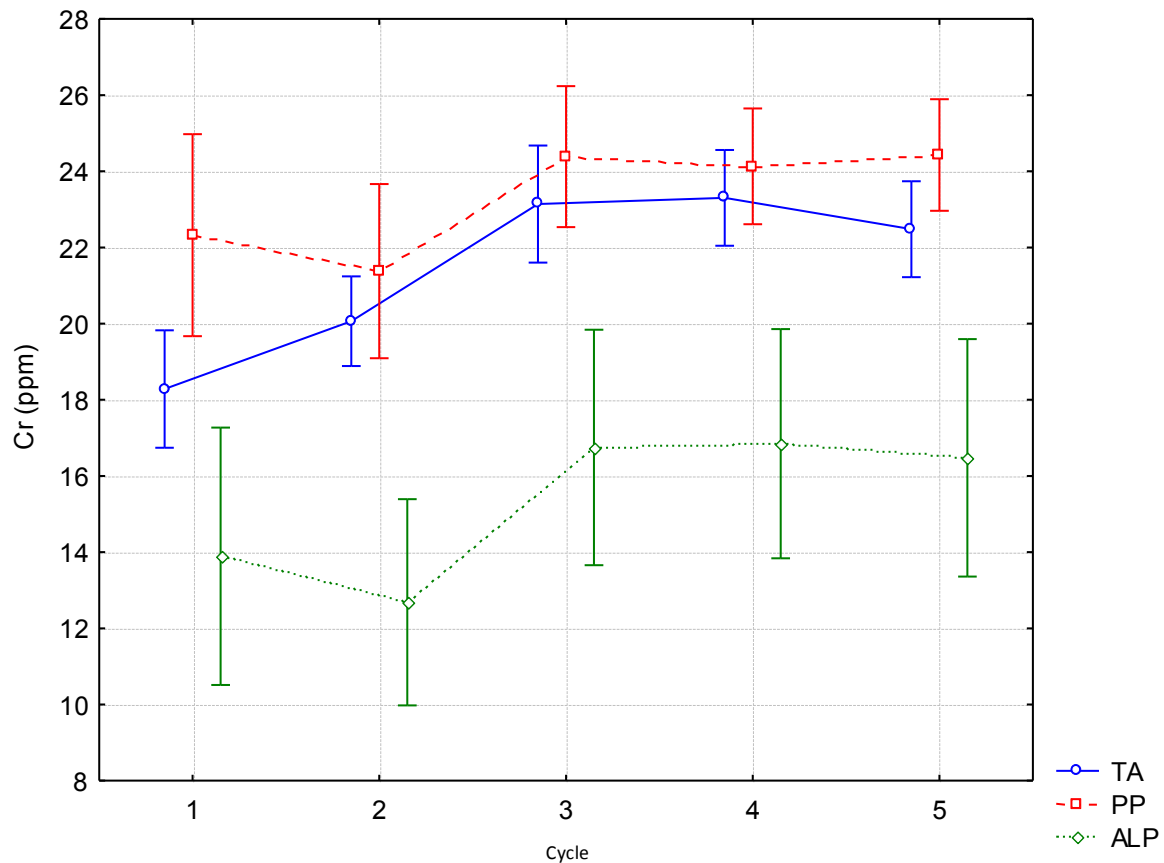




Carte 2.4-3 : Appréciation de la teneur en Co – Cinquième cycle

2.4.3 Chrome

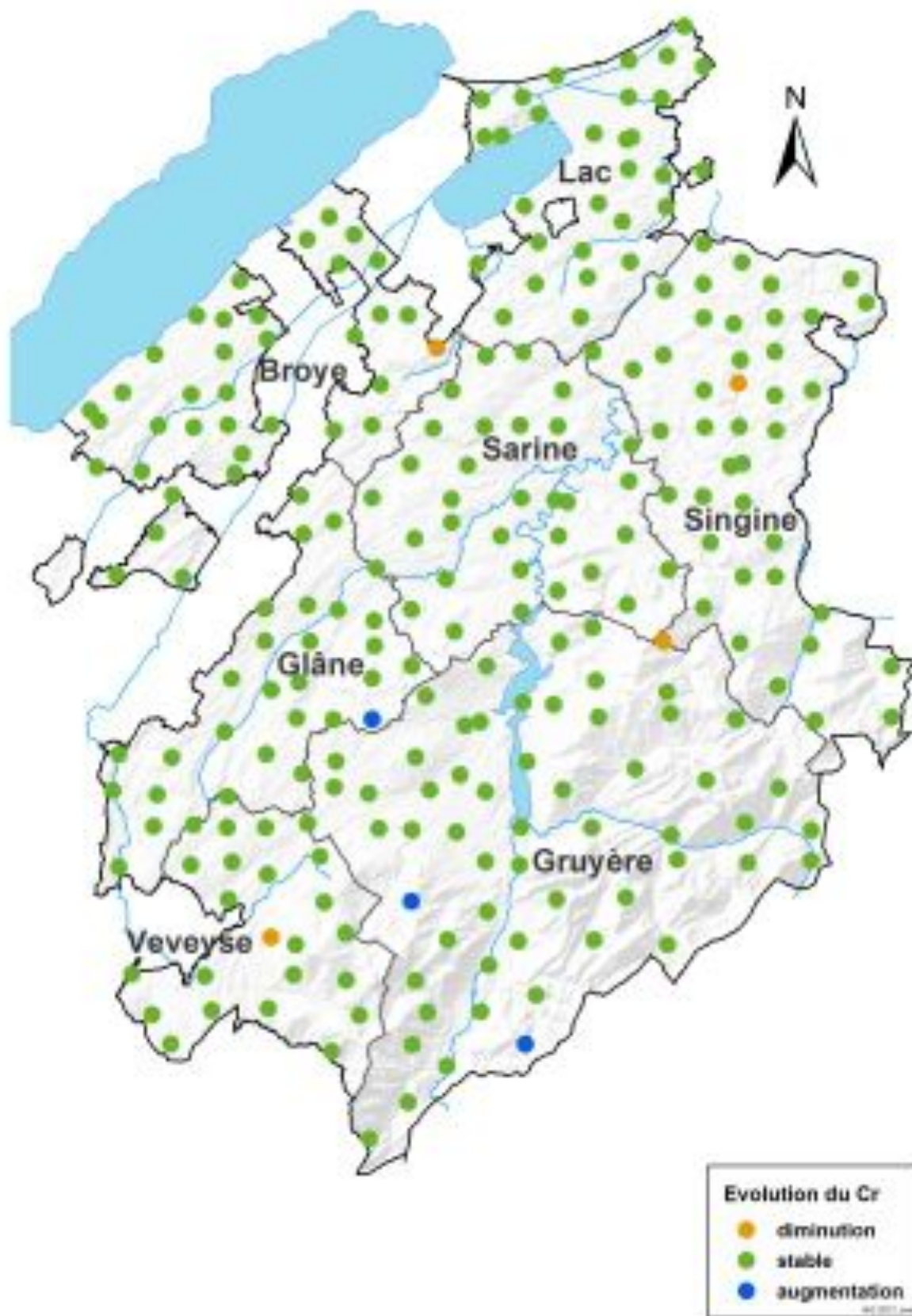
Le chrome se retrouve dans les sols et les eaux sous deux formes : Cr (III) et Cr (VI). Le Cr trivalent serait sans danger et relativement immobile, tandis que la forme Cr (VI) serait mobile et toxique pour les plantes et les animaux. On retrouve du Cr dans divers engrais minéraux, en particulier les scories de déphosphorisation. La valeur indicative est de 50 mg de Cr/kg de sol.



Moyenne P=5%	18.3 a	20.1 a	23.1 b	23.3 b	22.5 b	TA
	22.3 ab	21.4 a	24.4 b	24.1 b	24.4 b	PP
	13.9 a	12.7 a	16.7 a	16.8 a	16.5 a	ALP

Figure 2.4-4 : Evolution générale du Cr extrait à l'acide nitrique

Les teneurs les plus élevées sont observées sur les prairies permanentes et ensuite dans les terres assolées (Figure 2.4-4). Les moyennes des trois derniers cycles des terres assolées et des prairies permanentes sont significativement plus élevées que les deux premiers. Les teneurs des alpages ont une grande variabilité, ce qui fait que les différences ne sont pas significatives. Le passage à un niveau supérieur au



Carte 2.4-4 : Evolution par site des teneurs en Cr au cours des cinq cycles

troisième cycle pour tous les types d'utilisation du sol est difficile à expliquer, il pourrait venir d'un problème analytique.

Entre 1990 et 1995, les concentrations atmosphériques de Cr mesurées ont diminué significativement d'environ 35%. Les valeurs sont ensuite restées stables jusqu'en 2000 et ont ensuite augmenté de 59% en 2005 (Thöni & al., 2008). Le Cr entre dans la composition d'alliages, notamment des aciers inoxydables. Il est également utilisé dans l'industrie des peintures comme pigment, comme agent de tannage et pour le traitement du bois. Selon Keller & al. (2005), le flux net d'un métal lourd comme le Cr se monte à quelques dizaines de g/ha et par an et ne peut donc pas expliquer l'augmentation des teneurs détectées entre le deuxième et le troisième cycle.

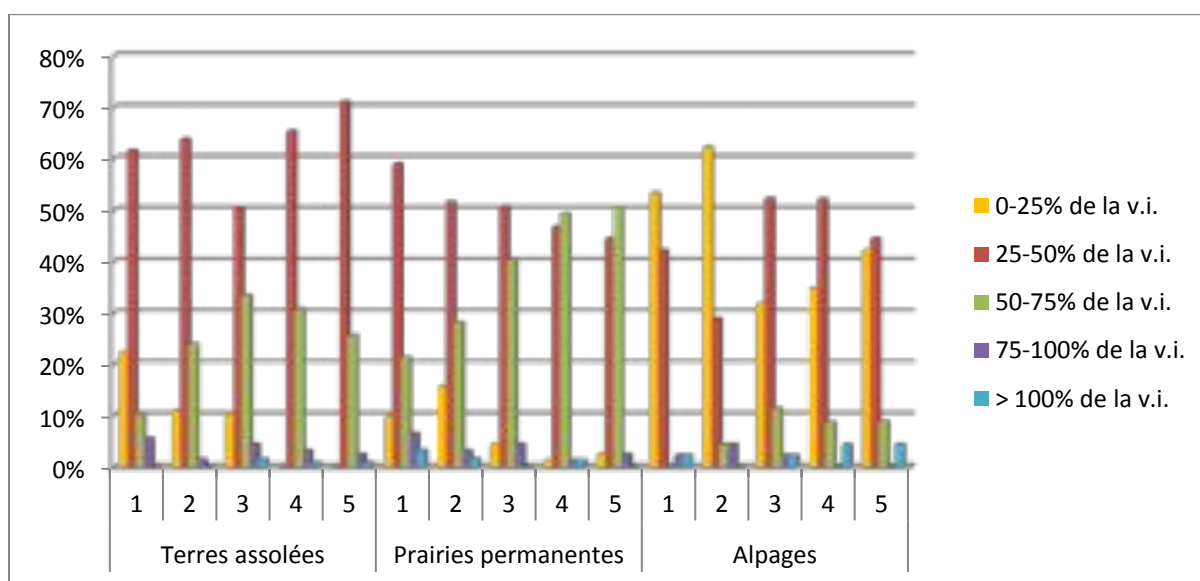
Evolution par site

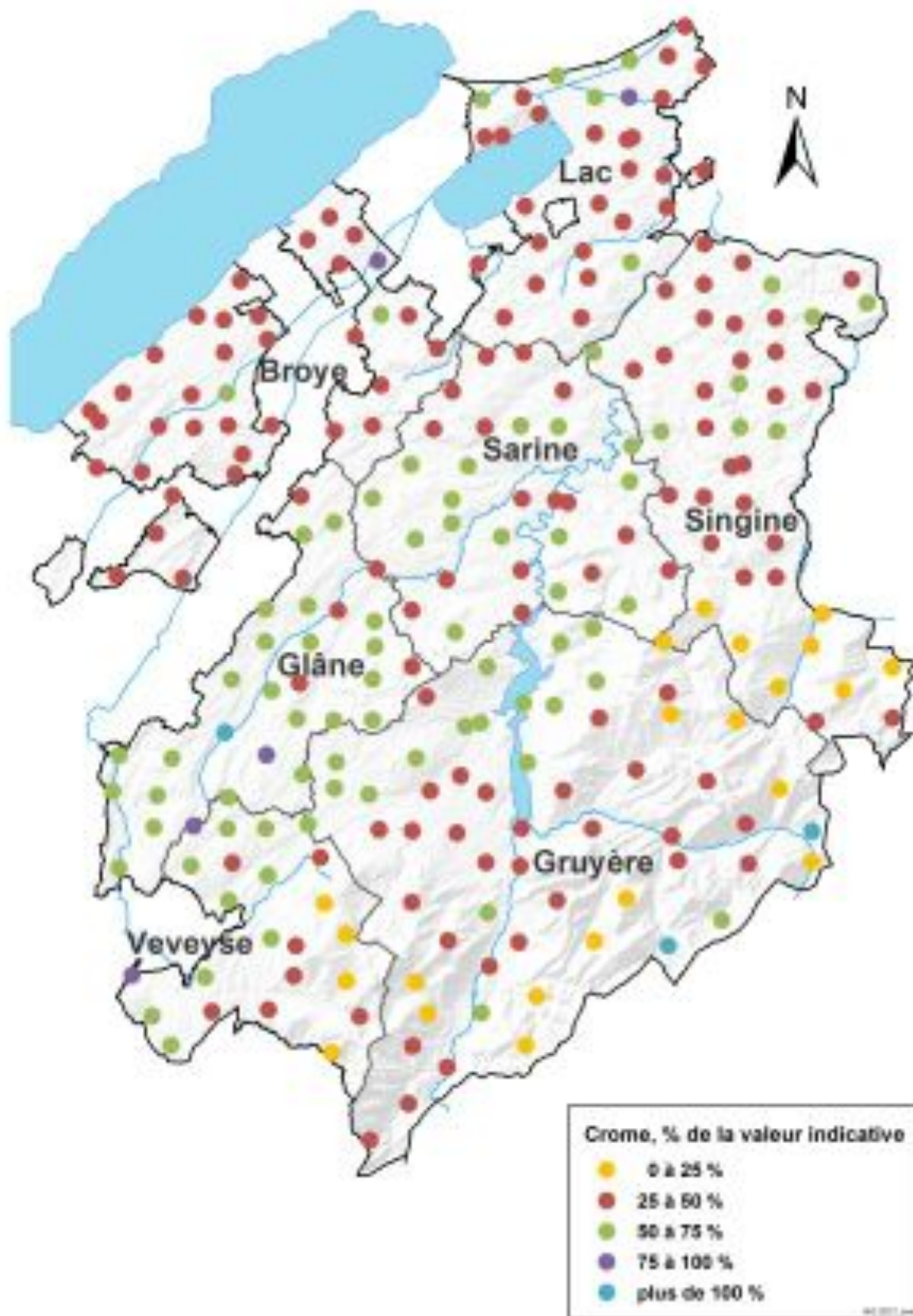
Peu d'évolutions significatives des teneurs en Cr sont observées sur les sites FRIBO (Carte 2.4-4). En effet, quatre sites présentent une diminution significative (deux terres assolées, une prairie permanente et un alpage), tandis que trois alpages observent une hausse. Les trois hausses sont faibles et liées à l'évolution entre le deuxième et le troisième cycle déjà mentionnées dans le paragraphe précédent.

Appréciation selon la valeur indicative

La Carte 2.4-5 montre trois sites, dont la teneur dépasse la valeur indicative lors du cinquième cycle de prélèvement. Il s'agit de deux alpages et d'une terre assolée. En regardant les couches du sous-sol, on constate que les teneurs des alpages sont également élevées, ce qui indique donc une source d'origine géogène. Le site de terre assolée a des teneurs faibles en sous sol et a reçu régulièrement des boues chaulées, ce qui indique une origine anthropogène du Cr.

Figure 2.4-5 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Cr

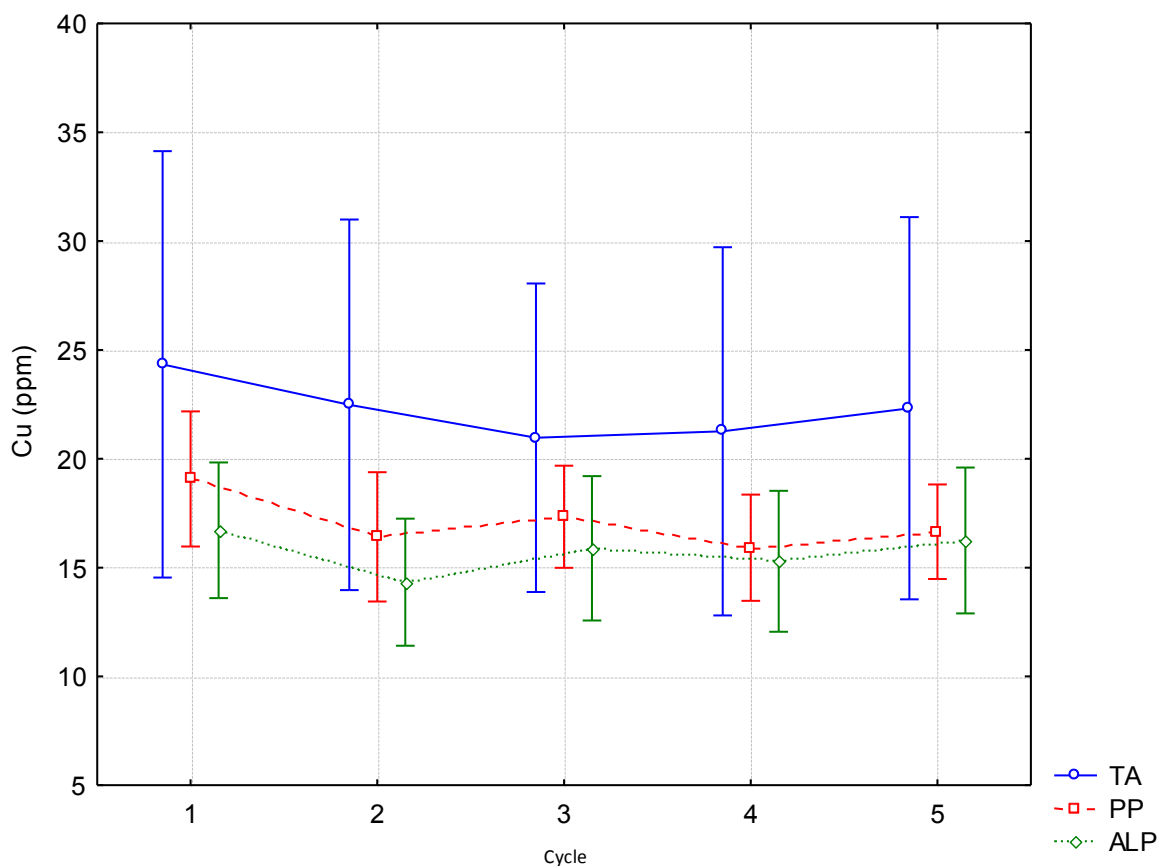




Carte 2.4-5 : Appréciation de la teneur en Cr – cinquième cycle

2.4.4 Cuivre

Le cuivre est réputé comme étant peu mobile, sauf dans des conditions extrêmes d'acidité ou de gleyification. Dans les sols cultivés très pauvres en argile, sableux ou limoneux, les apports massifs opérés en surface (traitements fongiques) sont capables de migrer en profondeur (Baize, 1997). C'est un oligo-élément essentiel pour l'homme et les animaux. A trop grande concentration, il peut être toxique pour les animaux, les plantes et les microorganismes (Reutimann, 2006). La valeur indicative est de 40 mg de Cu/kg de sol.



Moyenne P=5%	24.3 a	22.5 a	21.0 a	21.3 a	22.3 a	TA
	19.1 a	16.4 a	17.3 a	15.9 a	16.6 a	PP
	16.7 a	14.3 a	15.9 a	15.3 a	16.2 a	ALP

Figure 2.4-6 : Evolution générale du Cu extrait à l'acide nitrique

Les terres assolées ont la teneur moyenne en Cu la plus élevée, suivies par les prairies permanentes et les alpages (Figure 2.4-6). Aucune évolution significative n'est à relever.



Carte 2.4-6 : Evolution par site des teneurs en Cu au cours des cinq cycles

Les principales sources d'apport en Cu sont les produits phytosanitaires à base de Cu dans les cultures spéciales, ainsi que les boues d'épuration et les engrais de ferme. D'après Keller & al. (2005), les apports de Cu les plus importants ont été mesurés dans les exploitations présentant le cheptel le plus important par rapport à la SAU. Ils résultent essentiellement de l'utilisation d'additifs riches en Cu destinés à l'alimentation animale, principalement porcine.

Dans les recommandations du Livre jaune (2005), les apports de Cu sous forme d'additifs ont baissé d'environ 20% pour les porcs à l'engrais et d'élevage par rapport à l'ancienne édition de 1993. Les vendeurs d'aliments ont peut-être aussi pris conscience des aspects environnementaux dans leurs recettes en diminuant les teneurs en Cu de leurs concentrés.

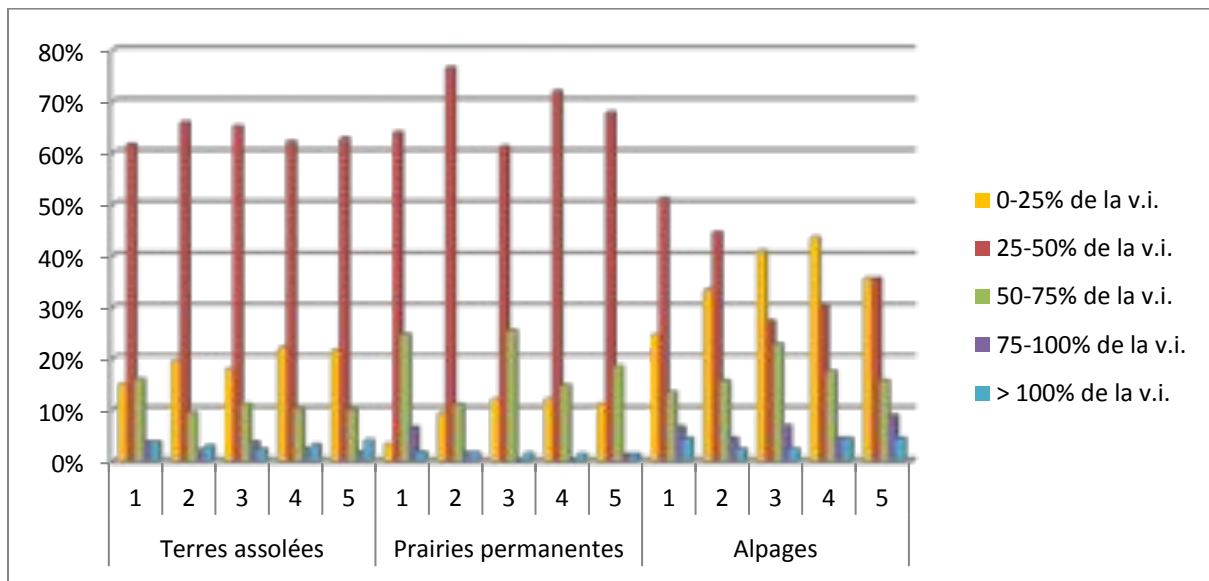
Evolution par site

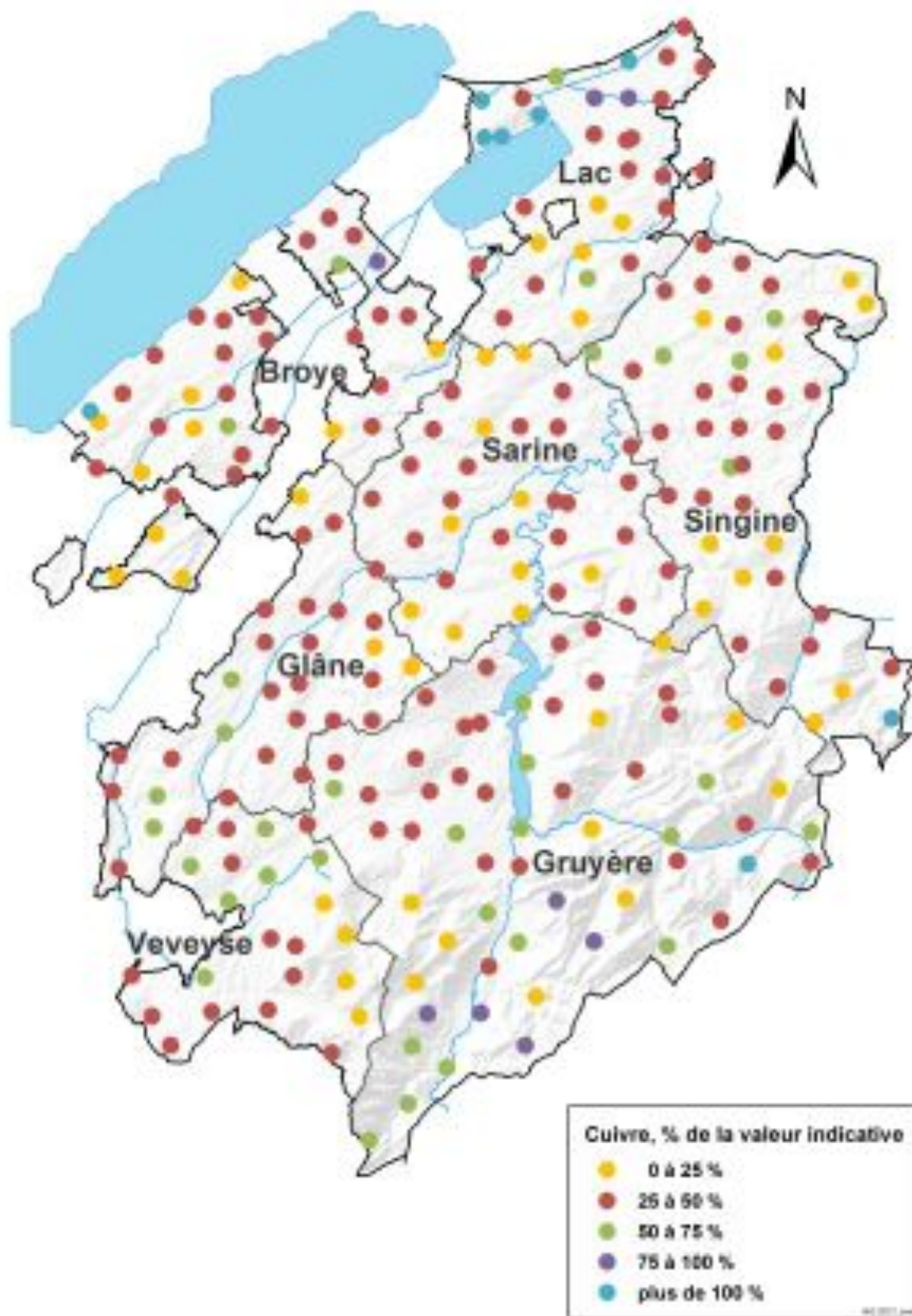
Quatre sites ont une diminution significative de leur teneur en Cu (Carte 2.4-6). Il s'agit de deux terres assolées et de deux prairies permanentes. On observe aussi une hausse significative pour trois sites (deux prairies permanentes et un alpage).

Appréciation selon la valeur indicative

Dans ce cinquième cycle huit sites ont des teneurs supérieures à la valeur indicative (Carte 2.4-7). Quatre sites ont déjà été répertoriés et décrits dans le premier rapport FRIBO (Juliern & Morand, 1995), il s'agit de trois vignes et un sol de culture maraîchère qui ont reçu des traitements cupriques. Deux sites d'alpages ont des teneurs légèrement au dessus de la valeur indicative et ont été diagnostiquées d'origine géogène. Un site en prairie permanente est un ancien verger qui a certainement reçu des traitements cupriques dans le passé. Le dernier site est une terre assolée humifère dont la teneur légèrement supérieure à la valeur indicative peut être attribuée à une incertitude analytique.

Figure 2.4-7 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Cu

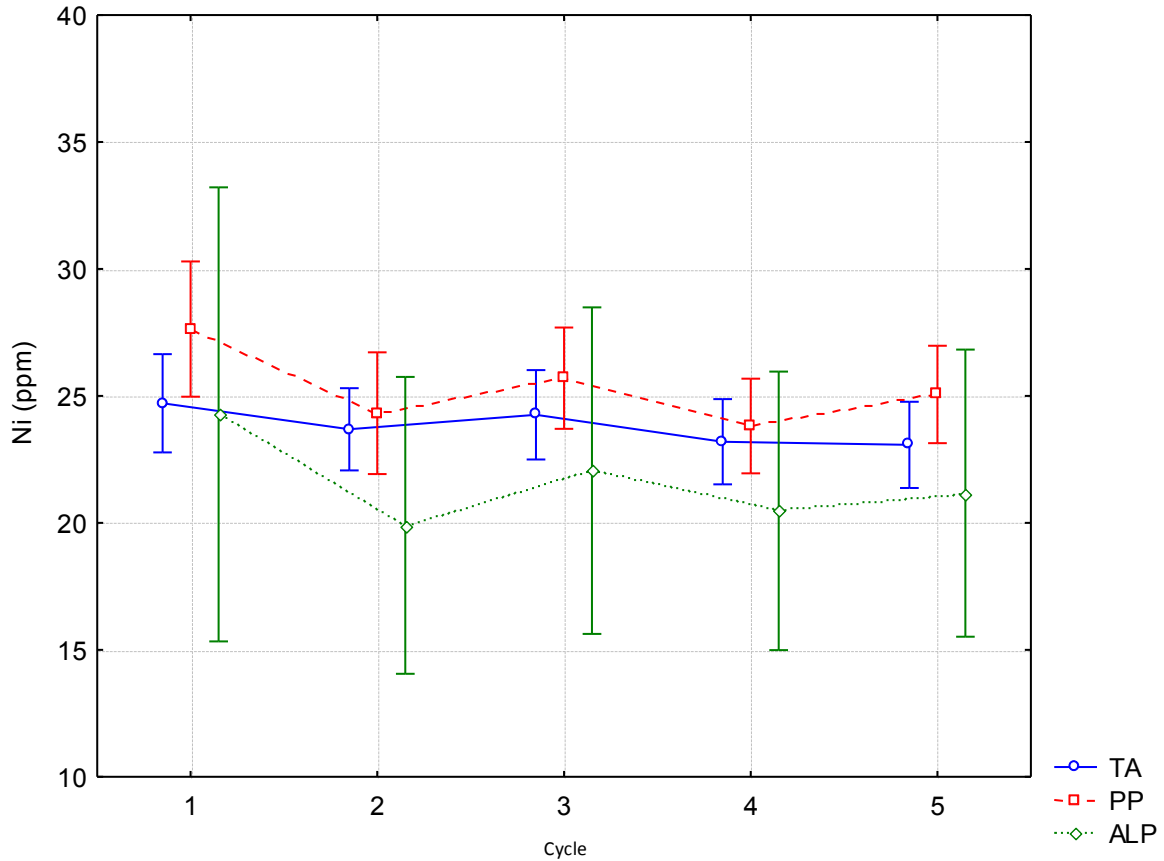




Carte 2.4-7 : Appréciation de la teneur en Cu – Cinquième cycle

2.4.5 Nickel

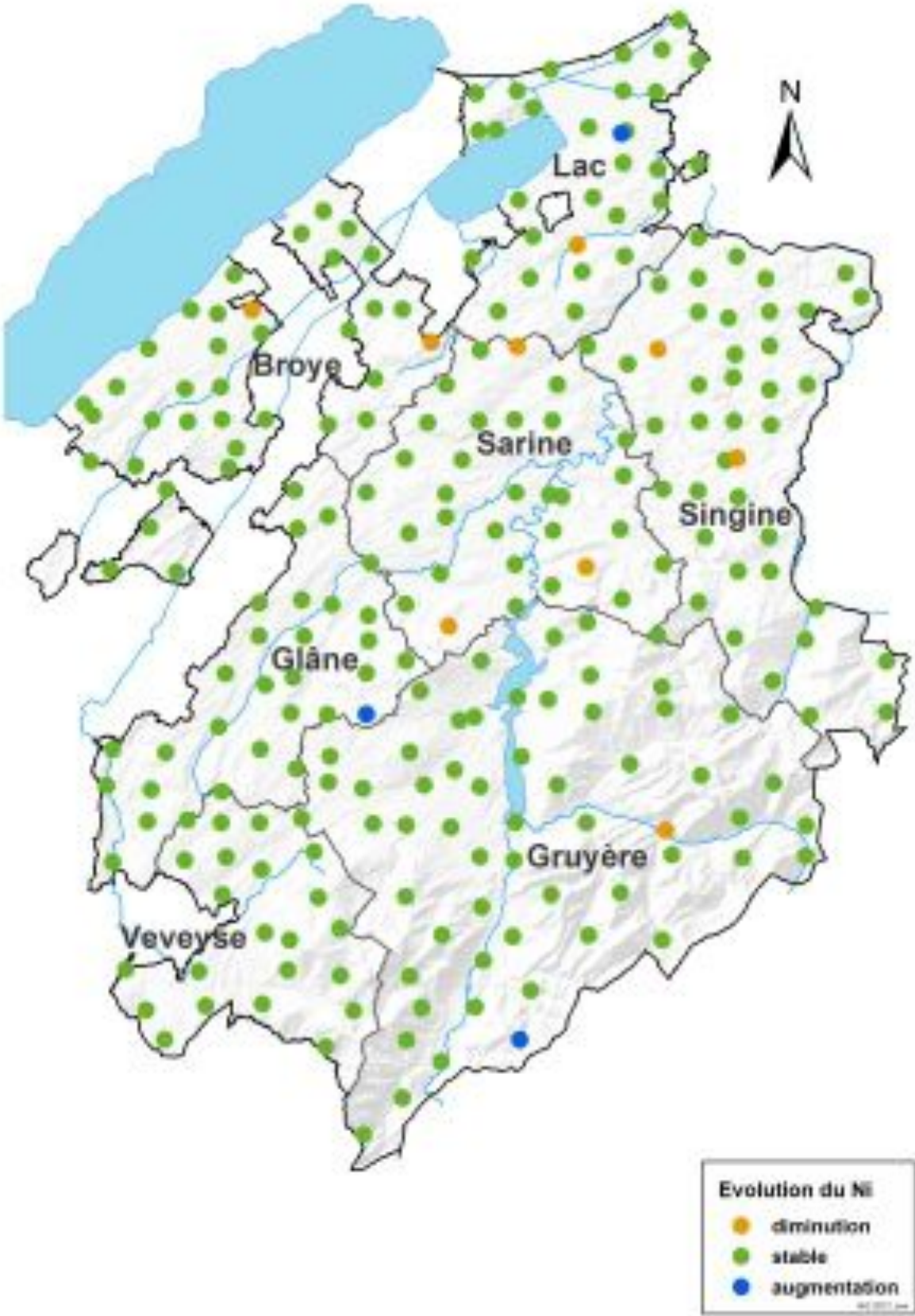
Les apports atmosphériques en nickel sont très limités. Néanmoins, le nickel anthropogène aurait tendance à rester échangeable, à se lier à la matière organique ou aux carbonates (Baize, 1997). Ainsi, le nickel a une mobilité relativement restreinte. La valeur indicative est de 50 mg de Ni/kg de sol.



Moyenne P=5%	24.7 a	23.7 a	24.3 a	23.2 a	23.1 a	TA
	27.6 a	24.3 b	25.7 ab	23.8 b	25.1 ab	PP
	24.3 a	19.9 a	22.1 a	20.5 a	21.2 a	ALP

Figure 2.4-8 : Evolution générale du Ni extrait à l'acide nitrique

Les teneurs les plus élevées sont retrouvées dans les prairies permanentes (Figure 2.4-8). Les teneurs peuvent être considérées comme stables pour toutes les utilisations de sols.



Carte 2.4-8 : Evolution par site des teneurs en Ni au cours des cinq cycles

Entre 1990 et 2005, les dépôts atmosphériques ont diminué d'environ 27% (Thöni & al., 2008). Le Ni est utilisé en grande partie dans la fabrication d'alliages et l'industrie chimique.

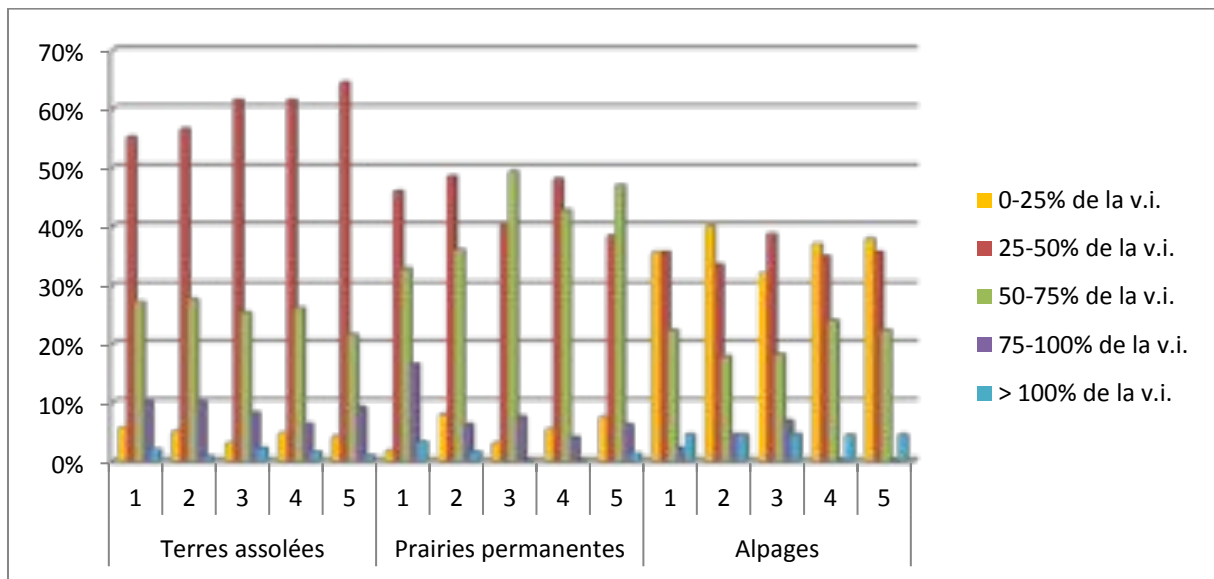
Evolution par site

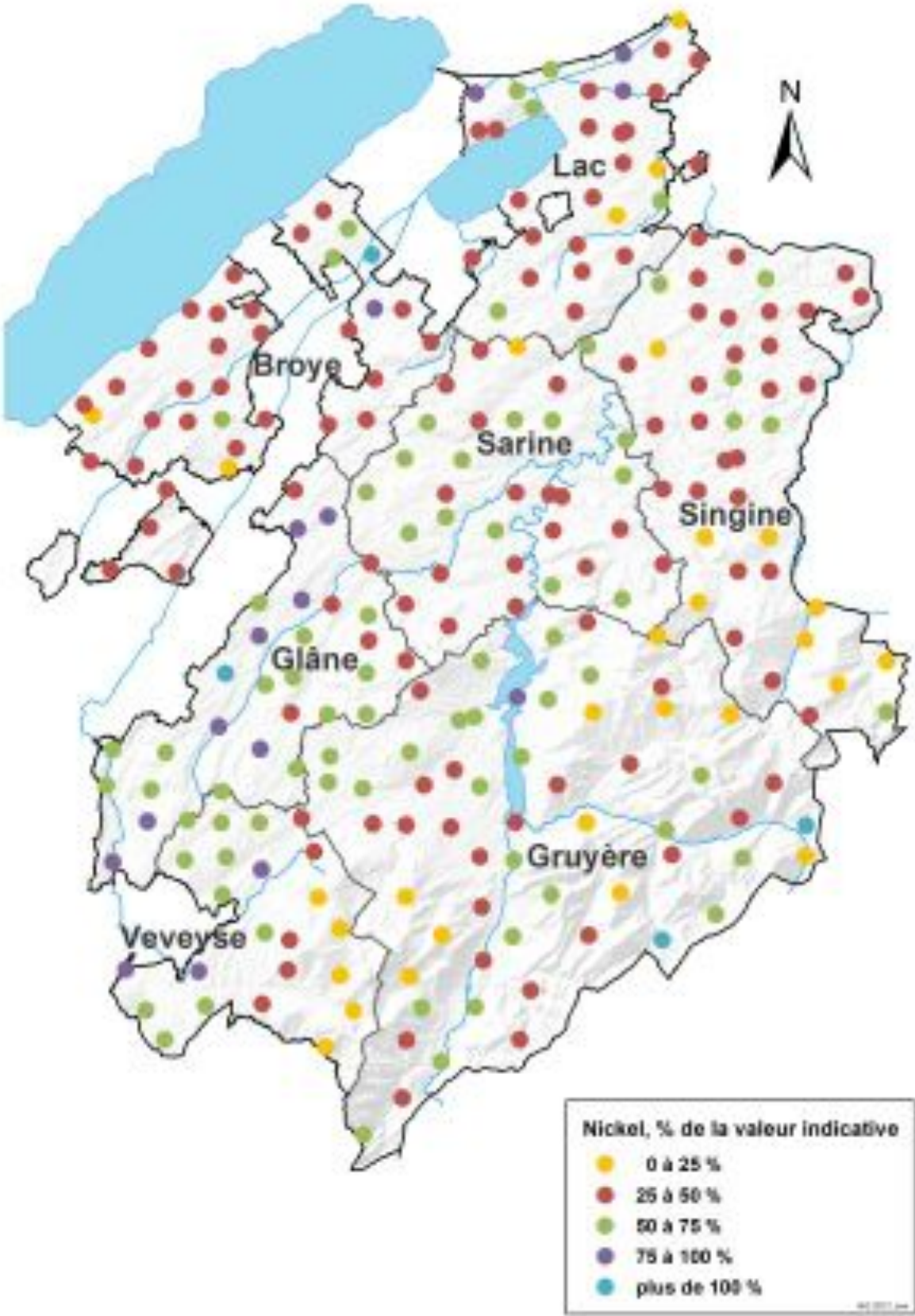
La Carte 2.4-8 montre que neuf sites présentent d'une baisse significative de leur teneur en Ni. Ils sont composés de neuf terres assolées et de quatre prairies permanentes. Trois sites augmentent significativement, il s'agit d'une terre assolée et de deux alpages. Ces augmentations sont minimales et les valeurs restent largement au dessous de la valeur indicative.

Appréciation selon la valeur indicative

Quatre sites dépassent la valeur indicative de 50 ppm de Ni lors du cinquième cycle (Carte 2.4-9). Il s'agit de deux alpages et de deux terres assolées. Leurs teneurs en sous-sol sont similaires à celles de surface, ce qui prouve leur origine géogène.

Figure 2.4-9 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Ni

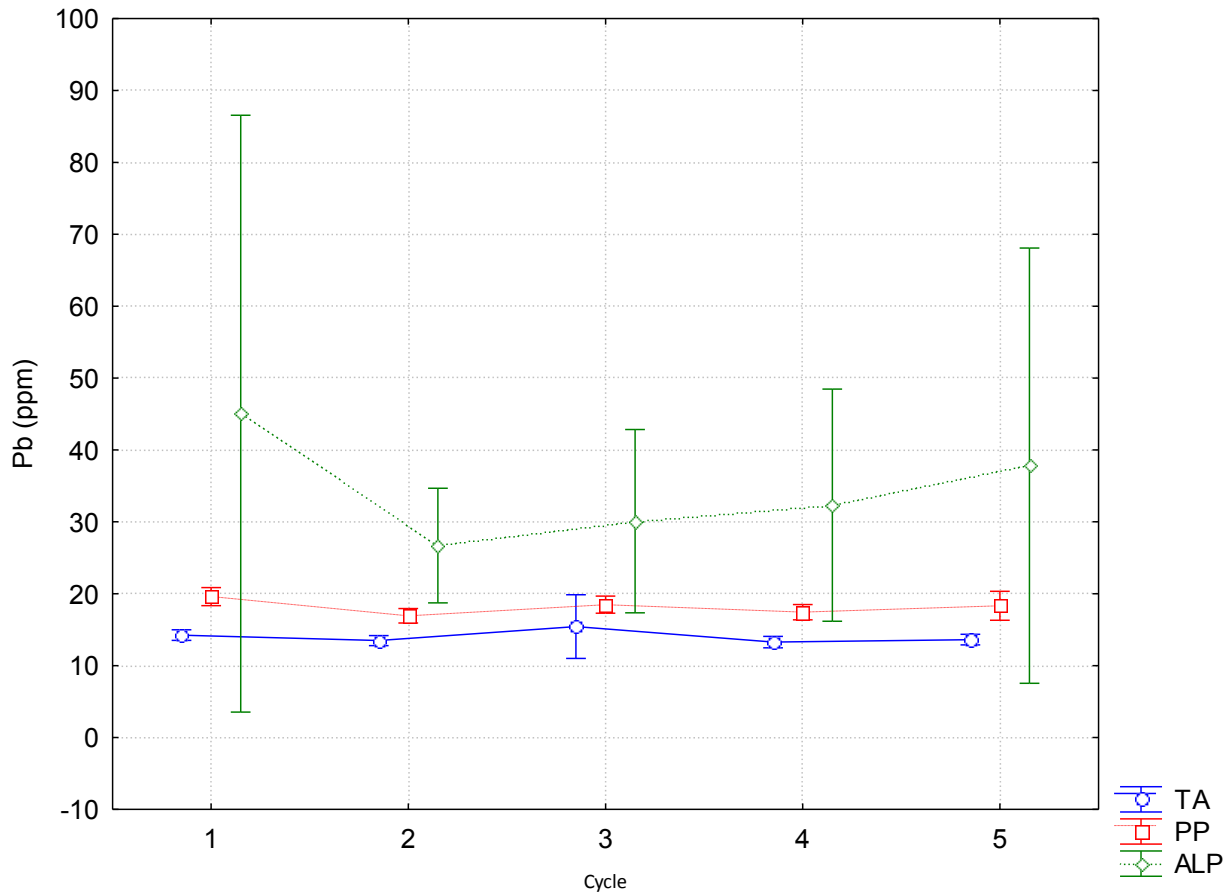




Carte 2.4-9 : Appréciation de la teneur en Ni – Cinquième cycle

2.4.6 Plomb

Le plomb est le polluant le moins mobile dans les sols, voire 100 fois moins mobile que le cadmium (Baize, 1997). Sa grande affinité avec la matière organique fait en sorte qu'il s'accumule en surface des sols lorsque la source de Pb est anthropogène. De plus, étant donné sa forte adsorption, le plomb ne migre pas facilement dans les parties aériennes des plantes. La valeur indicative est de 50 mg de Pb/kg de sol.



Moyenne P=5%	14.2 a	13.5 a	15.4 a	13.3 a	13.6 a	TA
	19.6 a	16.9 b	18.5 ab	17.4 b	18.3 ab	PP
	45 a	26.7 a	30.1 a	32.3 a	37.8 a	ALP

Figure 2.4-10 : Evolution générale du Pb extrait à l'acide nitrique

Les alpages ont les teneurs moyennes en plomb les plus élevées et les terres assolées les plus faibles (Figure 2.4-10). Les teneurs élevées des alpages sont d'origine géogène et ont été expliquées dans le premier rapport Fribo (Julien et Morand, 1995). Il n'y a aucune évolution significative des valeurs moyennes.

Les teneurs en plomb sont en relation avec la granulométrie, relation statistiquement démontrée par Baize (1997).

Les dépôts atmosphériques sont responsables de 70% des apports en Pb sur les parcelles (Keller & al., 2005). Ces derniers ont diminué significativement de 80% entre 1990 et 2005 (Thöni & al., 2008). L'introduction systématique de voitures consommant de l'essence "sans plomb" depuis le début des années nonante porte ses fruits. Une autre source de pollution comme les boues d'épuration peuvent influencer considérablement la quantité de métaux lourds dans le sol.

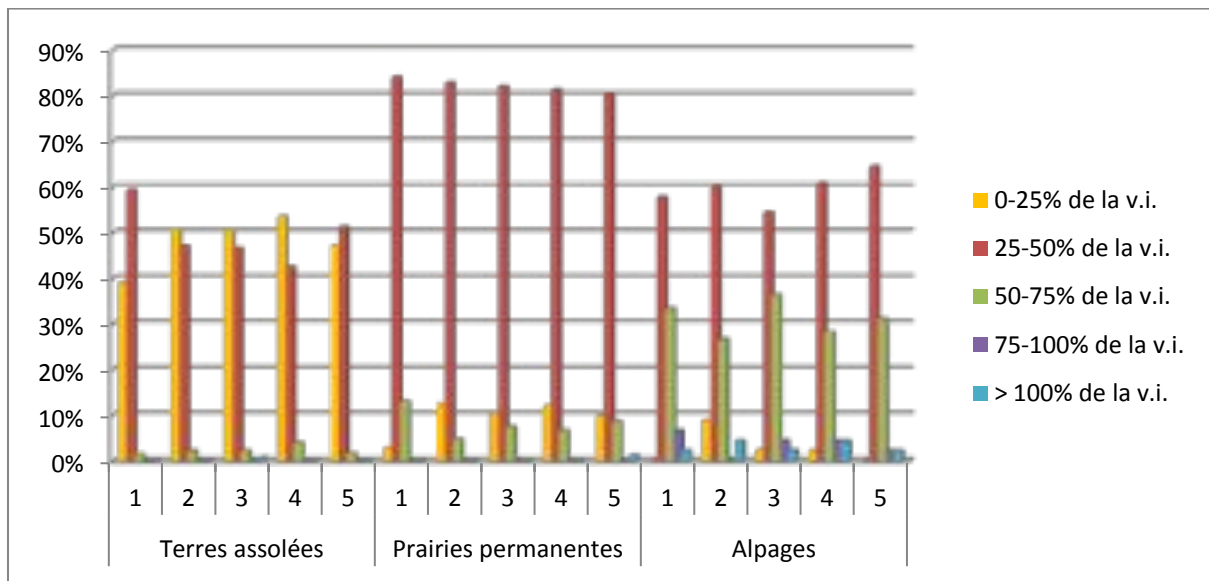
Evolution par site

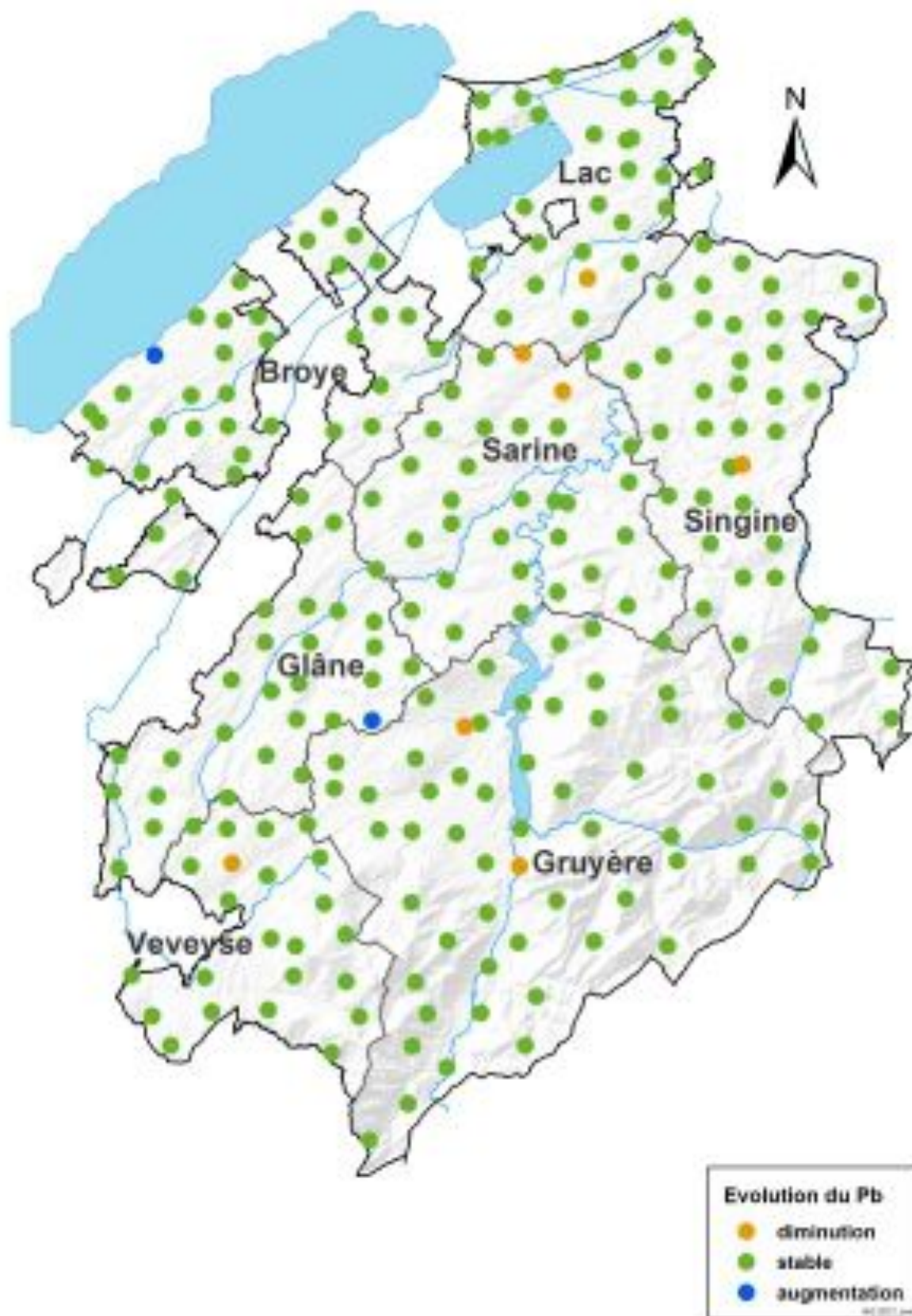
La Carte 2.4-10 montre que sept sites subissent une baisse significative de leur teneur en Pb. Quatre d'entre eux sont des terres assolées et trois prairies permanentes. Les deux sites qui observent une augmentation sont une terre assolée et un alpage. Toutes ces variations sont faibles et difficilement explicables, il peut s'agir de la variabilité spatiale ou analytique, mais il n'y a pas de tendance générale, vu que les moyennes n'ont pas évolué significativement.

Appréciation selon la valeur indicative

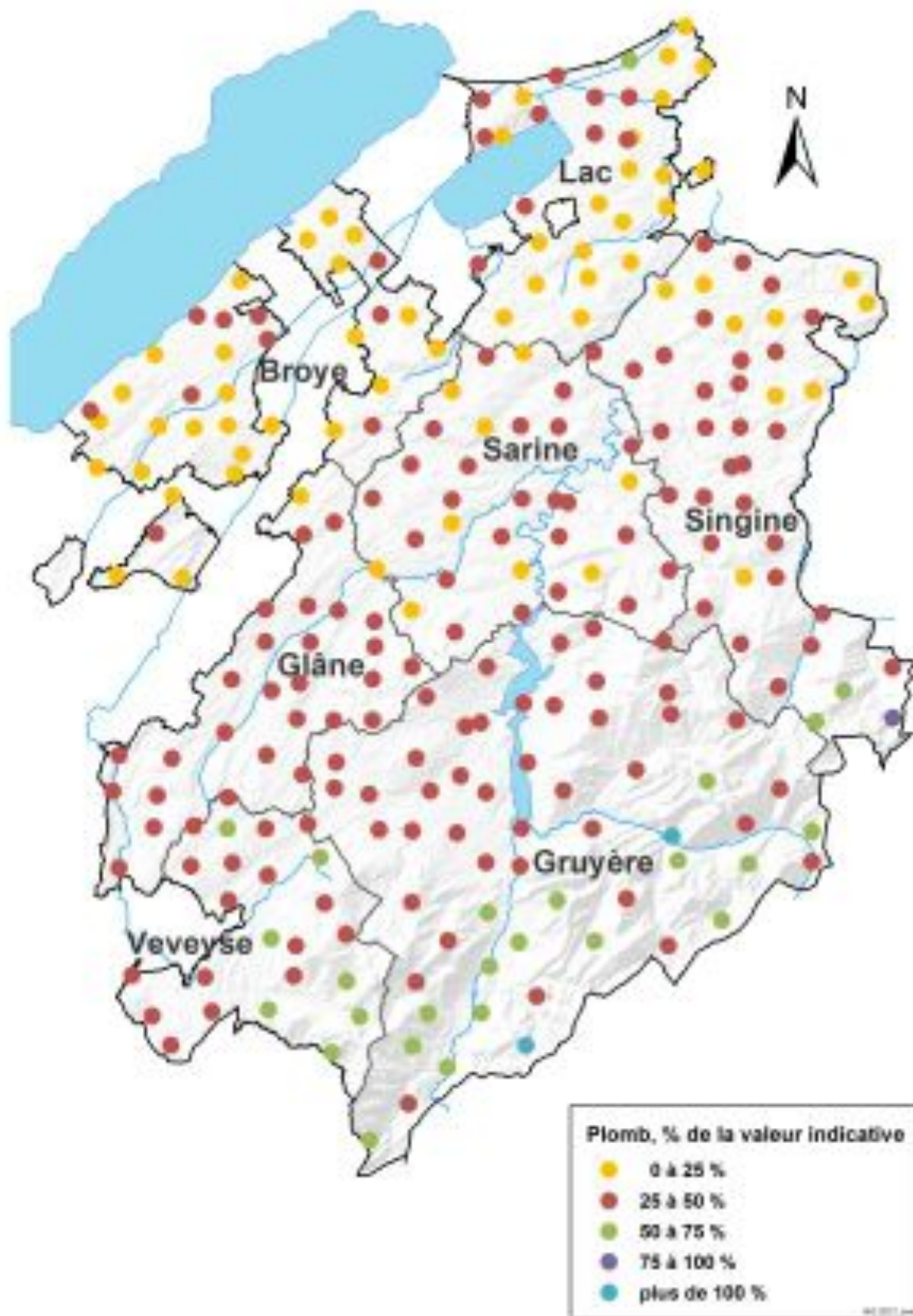
Lors du cinquième cycle de prélèvement, deux sites ont des teneurs qui excèdent la valeur indicative (Carte 2.4-11). L'un est un alpage et l'autre une prairie permanente. Le site d'alpage est une ancienne place de tir militaire en campagne déjà répertoriée lors du premier prélèvement. Le site de prairie permanente a vu sa teneur augmenter soudainement et de manière inexplicable lors du dernier prélèvement. Les points de carottage peuvent dévier de quelques centimètres entre chaque cycle. Il suffit donc d'entrer une fois en contact avec une fraction de métal pour changer considérablement la valeur de l'échantillon.

Figure 2.4-11 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Pb





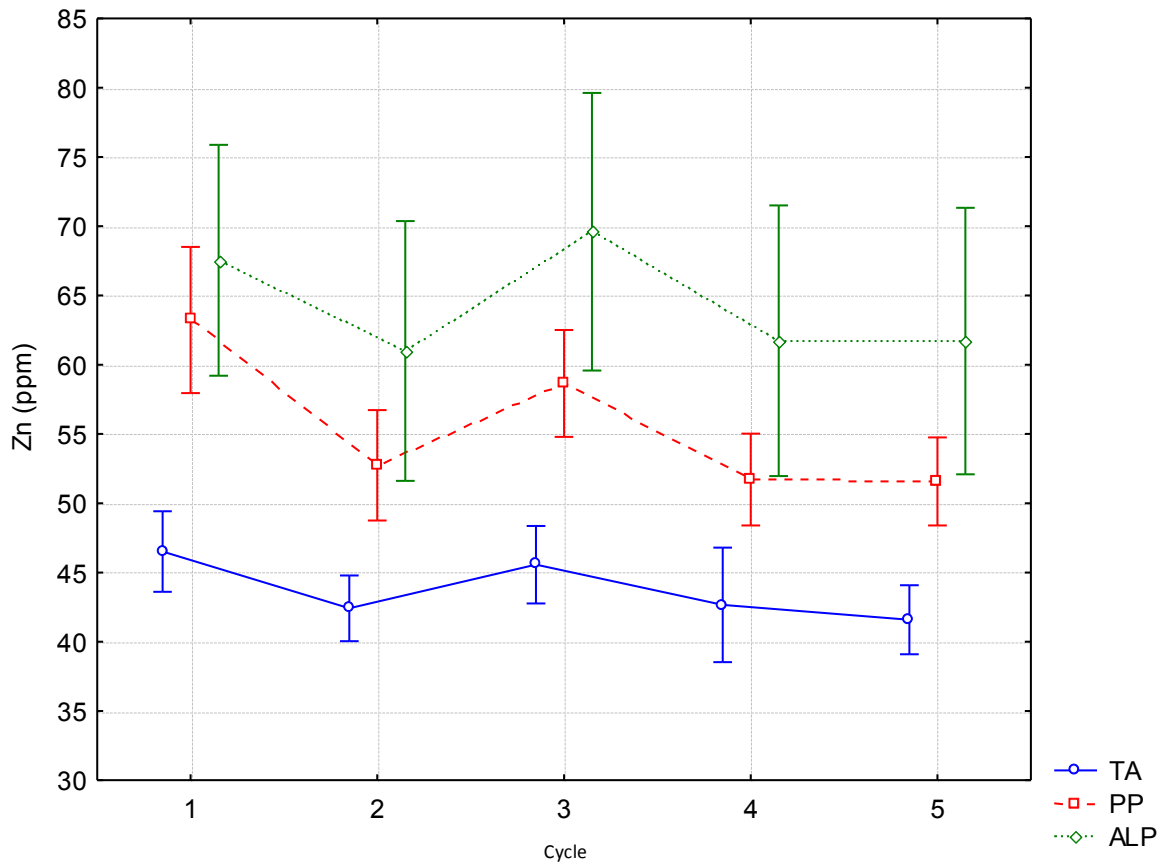
Carte 2.4-10 : Evolution par site des teneurs en Pb au cours des cinq cycles



Carte 2.4-11 : Appréciation de la teneur en Pb– Cinquième cycle

2.4.7 Zinc

Les apports de zinc par la voie des airs sont attestés par des travaux suisses (Meyer 1991, Desales & Studer 1993) et varient entre 80 et 500 g/ha/an. Le Zn est une des métaux lourds les plus mobile dans les sols, mais il est facilement adsorbé par la matière organique et les constituants minéraux du sol. Cela engendre l'accumulation du Zn dans les horizons de surface (Loué, 1986). La valeur indicative est de 150 mg de Zn/kg de sol.

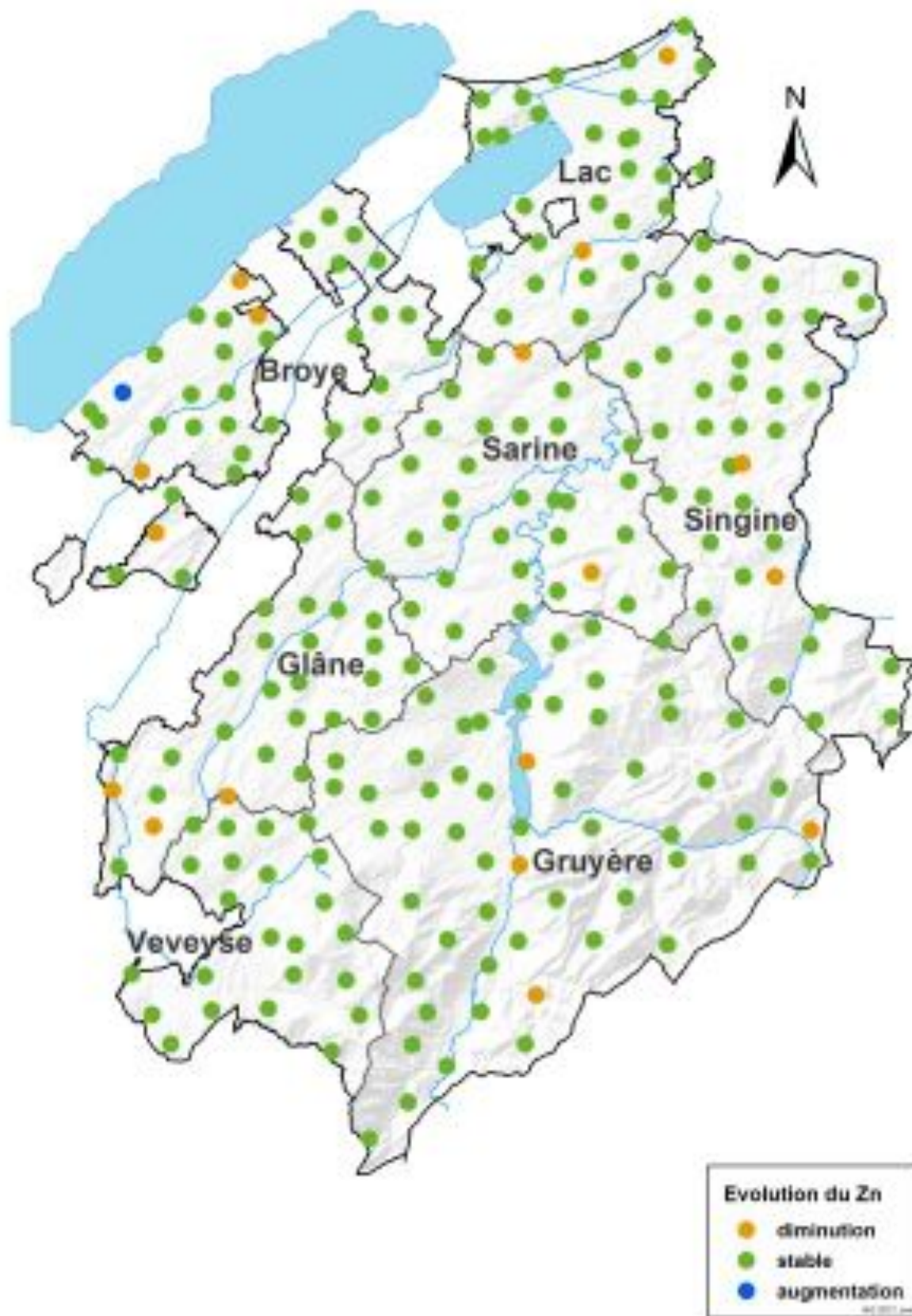


Moyenne P=5%	46.5 a	42.4 a	45.6 a	42.7 a	41.6 b	TA
	63.2 a	52.7 b	58.6 a	51.7 b	51.6 b	PP
	67.5 a	61 a	69.6 a	61.7 a	61.7 a	ALP

Figure 2.4-12 : Evolution générale du Zn extrait à l'acide nitrique

La Figure 2.4-12 indique que les alpages contiennent le plus de Zn et que les terres assolées sont les moins riches.

Aucune évolution significative n'est à relever dans les alpages. Les terres assolées subissent une légère baisse significative de la valeur moyenne au dernier cycle. Les



Carte 2.4-12 : Evolution par site des teneurs en Zn au cours des cinq cycles

prairies permanentes ont des valeurs stables, excepté pour le premier et le troisième cycle.

Les quantités de Zn déposées par les apports atmosphériques ont diminué entre 1990 et 2005 d'environ 16% (Thöni & al., 2008). Les apports peuvent provenir de produits phytosanitaires, de boues d'épuration, du trafic routier par l'usure des pneus, des usines d'incinération et métallurgiques, mais la plus grande part provient des engrais de ferme (Keller & al., 2005). Tout comme le Cu, des additifs en Zn sont très présents dans l'alimentation animale et l'importance du cheptel influence aussi sur la quantité de zinc épandu sur la surface de l'exploitation.

Dans les recommandations du Livre jaune (2005), les apports de Zn dans l'alimentation des porcs sous forme d'additifs ont baissé de 20% à 30% par rapport à l'édition de 1993.

Evolution par site

Dix-sept sites présentent une diminution significative de leur teneur en Zn (Carte 2.4-12). Onze sites sont exploités en tant que terres assolées, quatre en prairies permanentes et deux en alpages. Selon Keller & al., (2005), un bilan négatif du Zn est possible sur des exploitations épandant peu ou pas d'engrais de ferme. On peut donc estimer que c'est un abandon ou une diminution de la fumure organique sur les parcelles concernées qui sont la cause de ces diminutions de teneurs.

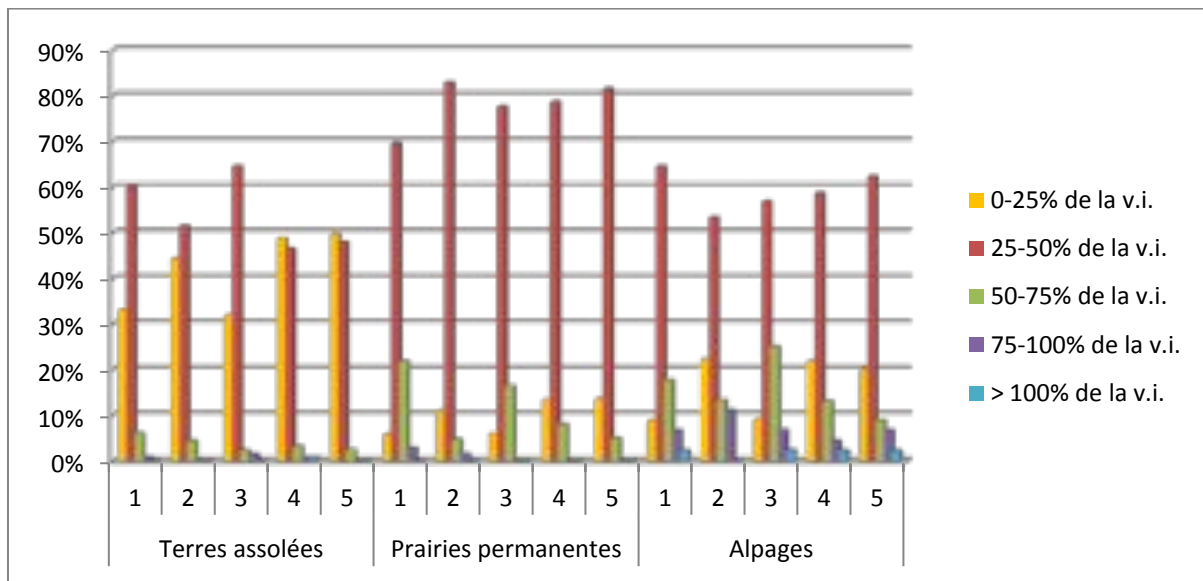
Dans le district de la Broye, un site en terre assolée a vu sa teneur en Zn augmenter significativement de 36 à 41 ppm, il fait partie d'une exploitation détenant un élevage intensif de porcs !

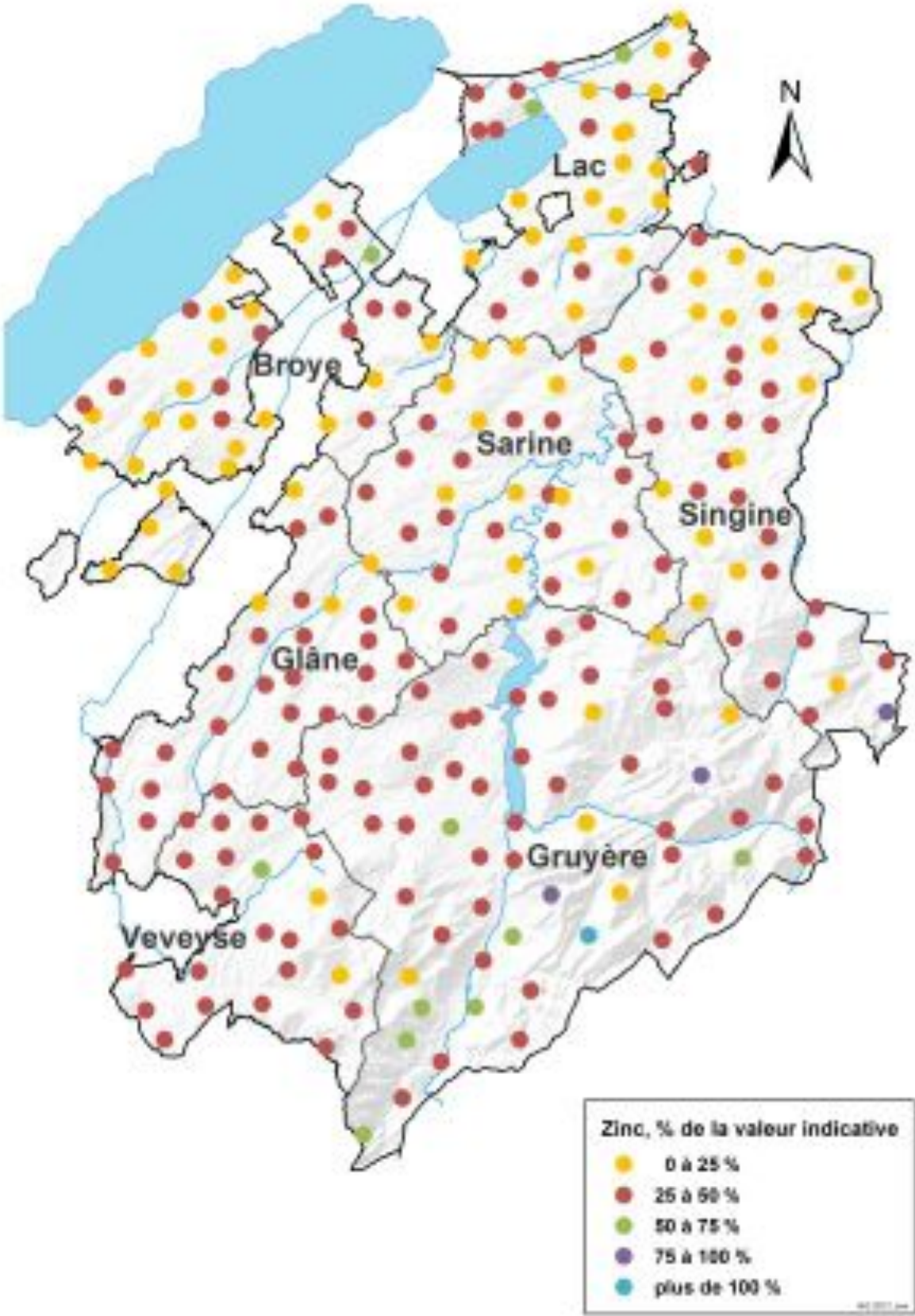
Appréciation selon la valeur indicative

La Carte 2.4-13 montre qu'un site a des teneurs qui dépassent la valeur indicative. Il s'agit d'un alpage. Trois autres alpages ont des teneurs en Zn élevées (75-100% de la valeur indicative). La cause de ces valeurs élevées est géogène, elle a déjà été mentionnée dans les précédents rapports FRIBO.

La majorité des prairies permanentes ainsi que des alpages possèdent une teneur en Zn située entre 25-30% de la valeur indicative.

Figure 2.4-13 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Zn





Carte 2.4-13 : Appréciation de la teneur en Zn– Cinquième cycle

2.5 Paramètres biologiques

Les analyses biologiques offrent un complément nécessaire aux analyses physico-chimiques. Elles sont fondamentales en regard de la conservation durable de la fertilité des sols. Une fertilité à long terme des terres implique que le sol est capable de supporter les variations climatiques, et jusqu'à un certain point les mauvaises utilisations imposées par certaines activités humaines. Cette notion suppose un sol vivant et stable.

L'activité microbienne est primordiale pour l'établissement et la régulation des flux de matières et d'énergie dans les écosystèmes terrestres. Dans un sol équilibré, le peuple microbien fait office de réservoir d'éléments minéraux qui, maintenus dans les horizons supérieurs, sont protégés du lessivage et ainsi mieux restitués aux plantes. Les microorganismes, par les transformations qu'ils opèrent sur la matière ainsi que par leurs capacités mécaniques, déterminent de façon décisive la structure des sols, la création des matières humiques et les échanges de gaz et d'eau. Ces organismes par leur action sur le milieu sont ainsi d'une grande importance pour la fertilité et la productivité des sols agricoles.

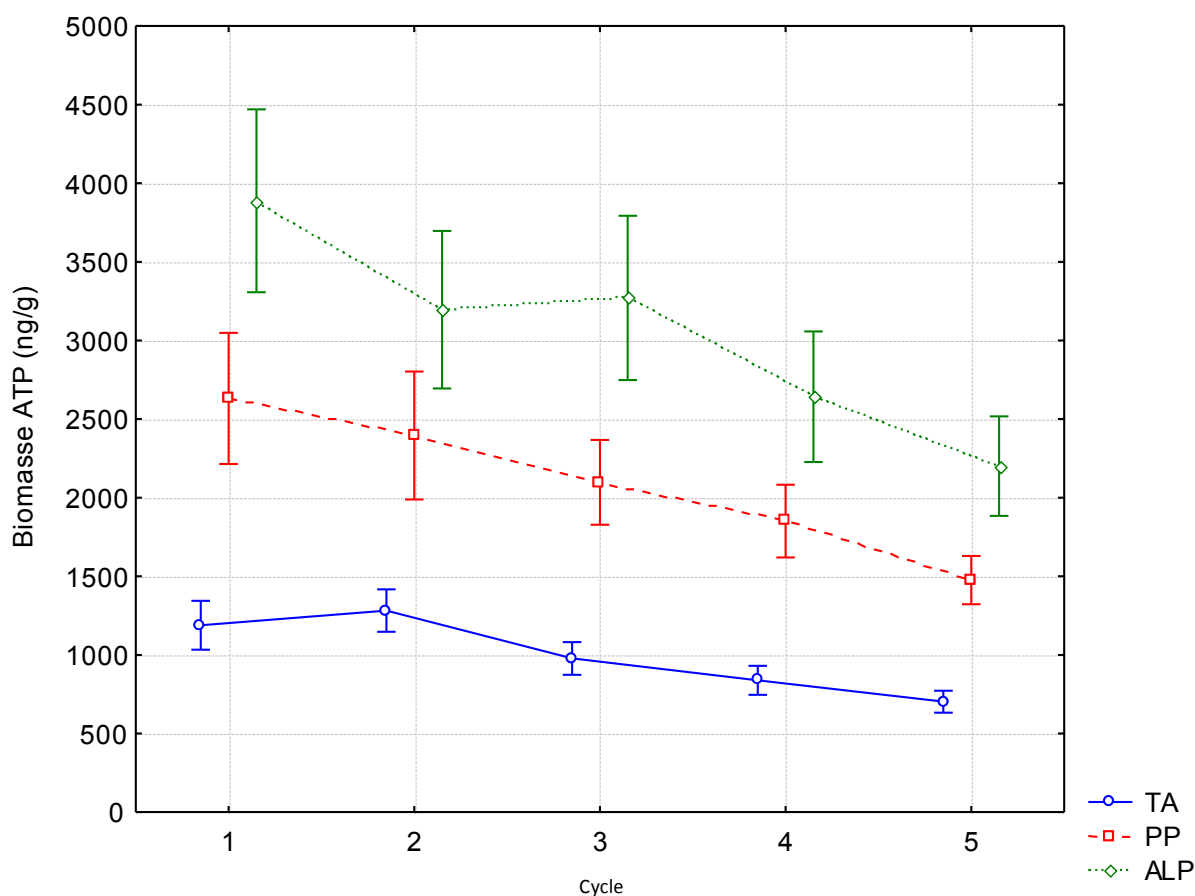
La grande sensibilité des microorganismes du sol aux perturbations du milieu, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique, fait en sorte que certains paramètres de la vie microbienne tels que la biomasse, sa qualité et sa vitalité, représentent d'excellents indicateurs de la santé du système sol.

Dans ce rapport, nous étudions l'évolution de deux variables les plus importantes qui ont été décrites dans le rapport FRIBO sur l'évolution des paramètres biologiques (Rossier & Dessureault-Rompré, 2003). Il s'agit de la biomasse ATP et de la minéralisation du carbone organique analysés selon Maire (1984).

Il existe peu de données sur les analyses biologiques des sols en Suisse et l'étranger et il y a encore moins d'expérience sur l'aptitude de ces mesures pour l'observation des sols à long terme. Les mesures biologiques récoltées par le FRIBO durant les 25 dernières années sont donc de grande valeur et riches d'enseignement.

2.5.1 Biomasse ATP

L'adénosine triphosphate (ATP) est contenue dans toutes les cellules biologiques. Etant donné que cette molécule est hydrolysée à la mort des cellules vivantes, il s'agit donc d'un bon marqueur pour les organismes vivants. Elle sert à la transmission et à la réserve d'énergie dans la plupart des réactions biochimiques. C'est donc une source d'énergie pour les microorganismes. Cette mesure permet d'estimer la masse totale des microorganismes vivants par unité de sol. La biomasse ATP est liée à la teneur en argile et en humus des sols.



Moyenne P=5%	1188.9 a	1282 a	977.52 b	837.95 bc	702.86 c	TA
	2631 a	2395.1 ab	2097.5 bc	1851 c	1475.6 d	PP
	3888.2 a	3195.9 b	3270.5 ab	2641.7 bc	2200.2 c	ALP

Figure 2.5-1 : Evolution générale de la biomasse ATP

Les terres assolées sont caractérisées par une flore microbienne plus faible comparativement aux sols situés dans les prairies permanentes et les alpages (Figure 2.5-1). Comme le mentionnent Rossier & Dessureault-Rompré (2003) dans leur rapport sur les paramètres biologiques, ces différences proviennent des teneurs en matière organique des sols et de la mise en culture. Dans les terres assolées, les sols sont travaillés intensivement et la biomasse racinaire fluctue énormément, ce qui perturbe l'activité naturelle des microorganismes. Les sols sous prairies sont beaucoup plus stables, car l'humus et de ce fait la biomasse microbienne y sont constamment renouvelés.

Quel que soit le mode d'utilisation, la biomasse microbienne diminue de manière constante et significative au cours des cinq cycles de mesure du réseau FRIBO. Les baisses sont du même ordre de grandeur pour les trois utilisations du sol, soit de 41% pour les terres assolées, 44% pour les prairies permanentes et de 43% pour les alpages. Cette baisse de la quantité de microorganismes dans les sols est inquiétante et selon nos connaissances actuelles difficilement explicable.

Plusieurs hypothèses peuvent être avancées :

- > L'augmentation moyenne des températures laisse plus de temps aux microorganismes pour effectuer leur travail, mais en parallèle l'offre en nourriture n'augmente pas, ce qui au final fait baisser leurs populations.
- > Les évènements climatiques exceptionnels tels que sécheresse, canicules, grand froids perturbent la vie et la reproduction des microorganismes
- > Les pollutions ambiantes diffuses affectent les microorganismes et augmentent leur mortalité, phénomène que l'on pourrait comparer à la mort des abeilles.
- > La méthode analytique n'est pas stable, spécialement le calibrage annuel des appareils de mesure.
- > Les apports d'engrais organiques très agressifs tels que les lisiers non traités tuent et inhibent de nombreux microorganismes. L'agressivité des lisiers envers les organismes vivants est largement reconnue, de plus ce type d'engrais de ferme est en augmentation avec la généralisation des stabulations libres sur caillebotis et la diminution de la production de fumier qui y est associée.

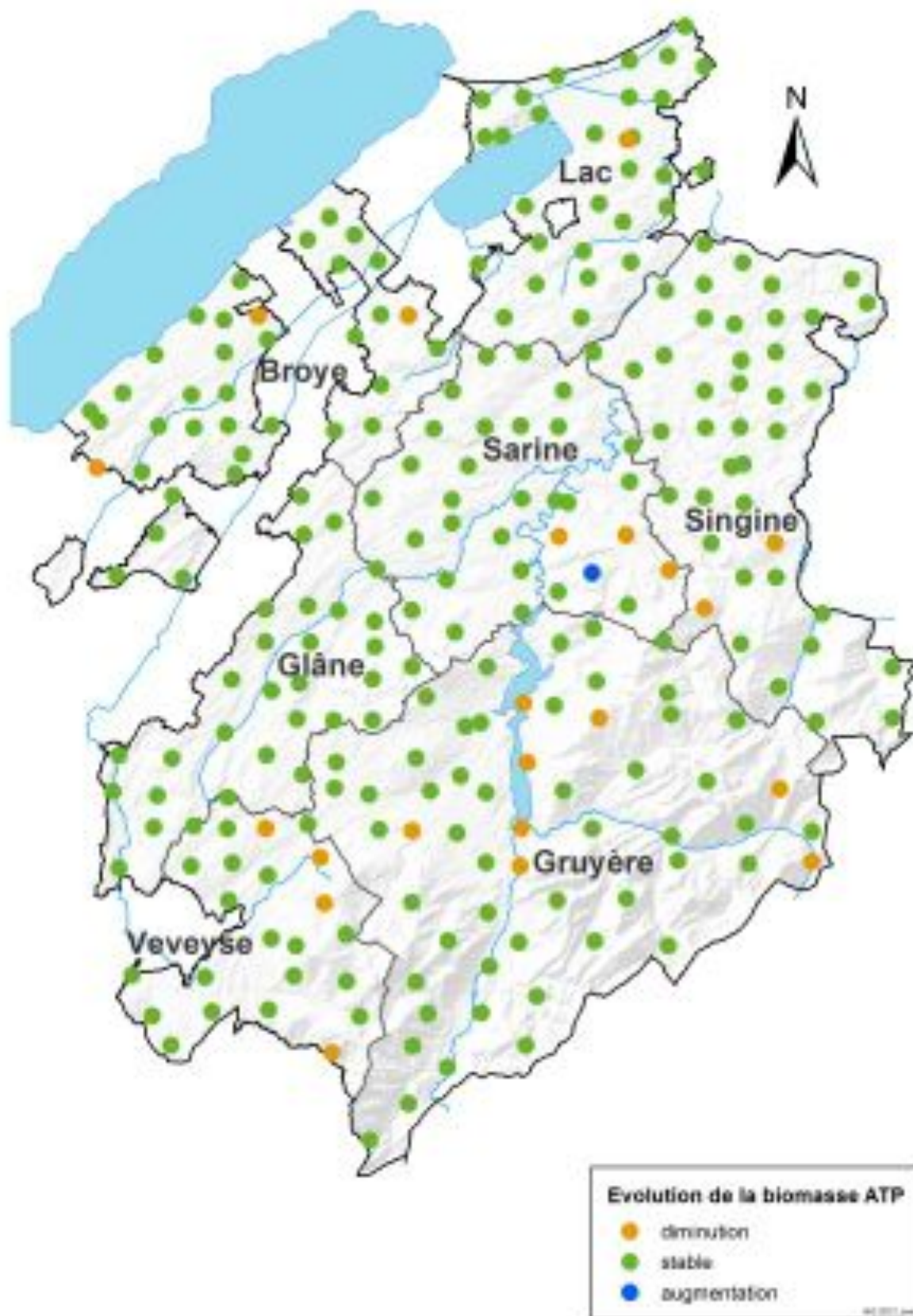
La biomasse ATP est fortement corrélée avec la teneur en matière organique, celle-ci ne baissant pas (figure 2.1-1), nous pouvons donc exclure l'hypothèse d'un manque de nourriture pour les microorganismes. De plus leur activité représentée par la minéralisation du carbone organique est resté globalement stable (figure 2.5-2).

Evolution par site

Vingt-et-un sites ont une diminution significative de leur teneur en biomasse ATP (Carte 2.5-1). Il s'agit de huit terres assolées, de six prairies permanentes et de sept alpages. Les sites en terres assolées souffrent d'un déficit de prairie temporaire dans

la rotation. Plusieurs alpages se situent dans des zones difficiles, terrains instables, hydromorphes ou superficiels. Les causes provoquant la diminution de la biomasse en prairies permanentes sont diverses, (piétinement, modification de l'utilisation, remaniement etc.). 81% des sites en diminution se situent en région herbagère et d'élevage dans le sud du canton, ce qui appuie l'hypothèse de la toxicité des engrais de ferme. Malheureusement nous ne relevons pas les pratiques de fumure, ce qui nous empêche d'établir une corrélation chiffrée entre la fumure et la biomasse ATP.

Un seul site voit sa biomasse augmenter, c'est une terre assolée avec une part de prairie temporaire en augmentation.



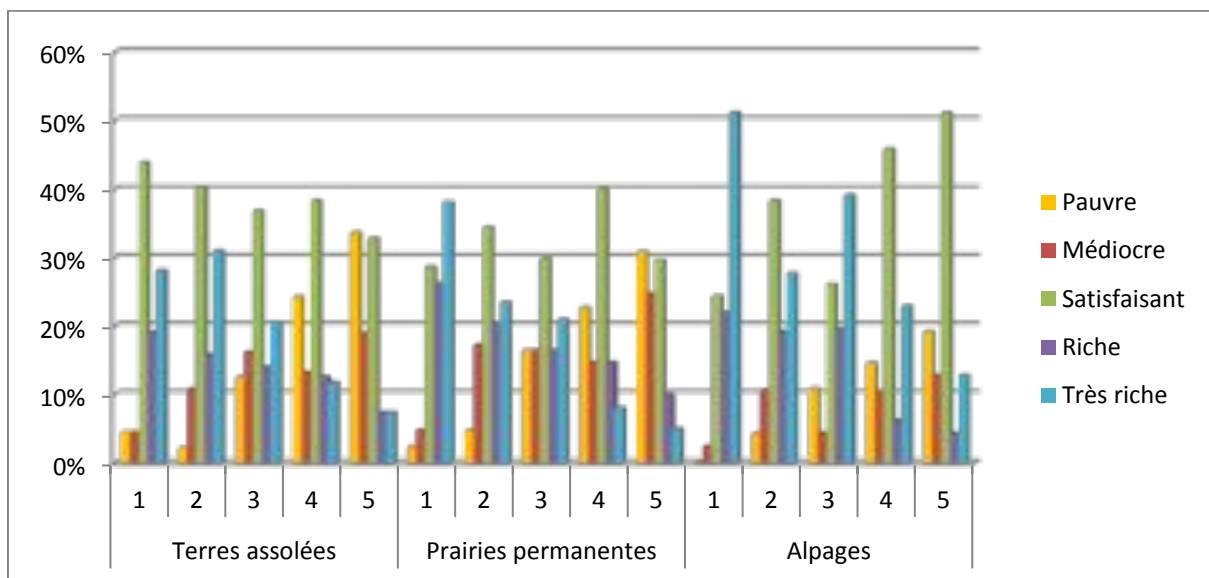
Carte 2.5-1 : Evolution par site des teneurs en biomasse ATP au cours des quatre cycles

Appréciation selon le barème fribourgeois

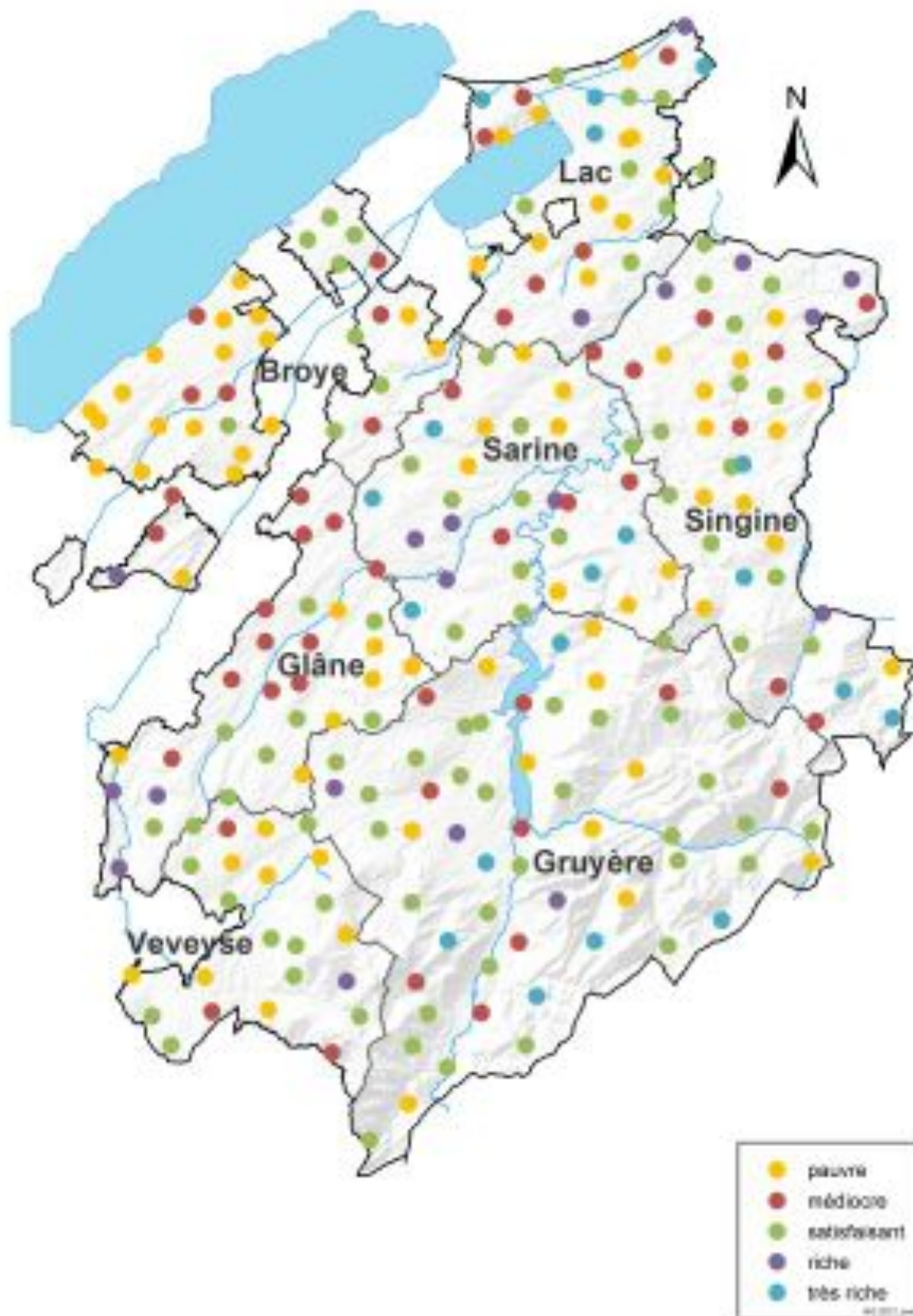
Le groupe Biologie du sol - Application (BSA) a publié en 2009 une aide à la mise en œuvre pour l'utilisation et l'interprétation des paramètres biologiques des sols (BSA 2009). Nous avons collaboré à cette publication en y intégrant les barèmes recalculés avec l'analyse de régression de tous les sites FRIBO. Ces barèmes sont utilisés pour les interprétations ci-après.

Quelle que soit l'utilisation des sols, la part de sites dans la classe "pauvre" est en augmentation (Tableau 2.5-1), et inversement pour les sols très riches. La part des sols jugé satisfaisants se situe autour de 30% pour les terres assolées et les prairies permanentes et de 50 % pour les alpages. Ce tableau confirme l'appauvrissement des sols en biomasse constatée dans la figure 2.5–1.

Tableau 2.5-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation de la biomasse ATP selon le barème fribourgeois



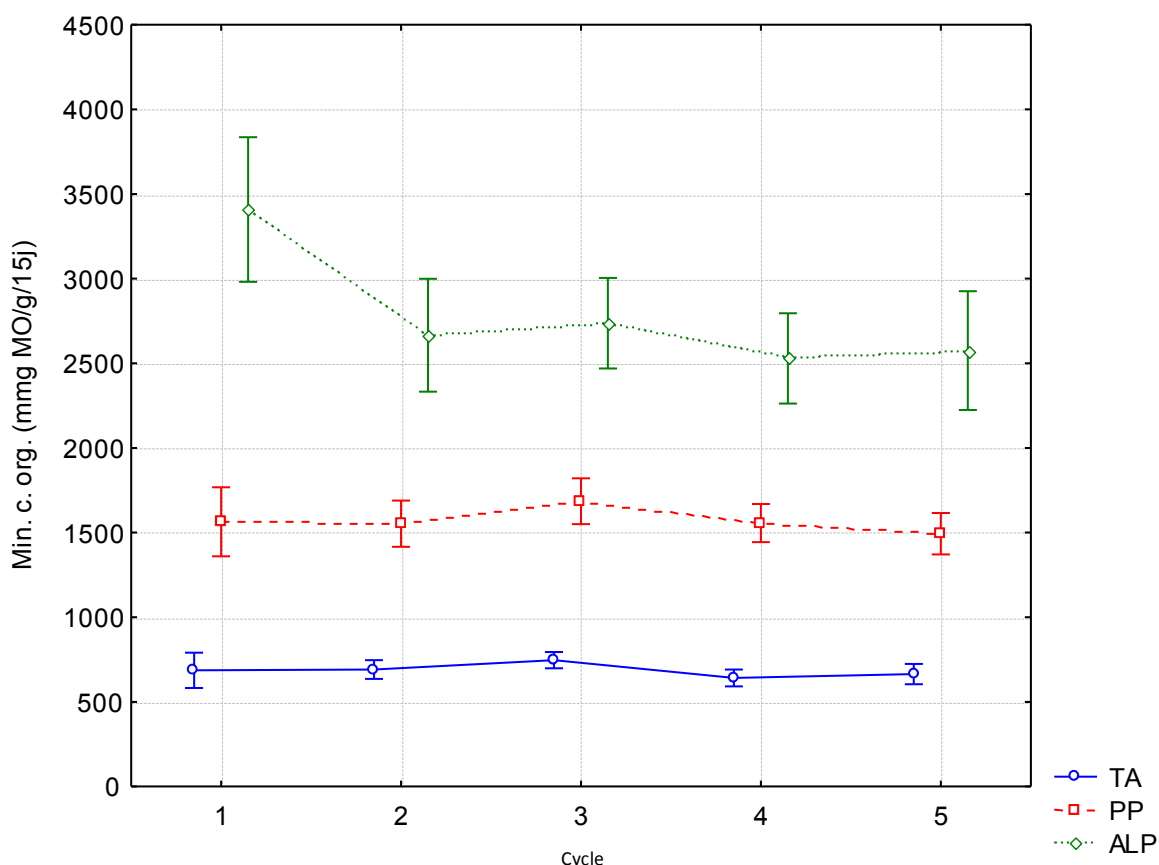
La Carte 2.5-2 montre un peu moins de sites pauvres dans la région herbagère de la partie sud du canton, mais cette tendance est nettement moins marquée que pour la mesure de la minéralisation du carbone organique visible sur la carte 2.5–4.



Carte 2.5-2 : Appréciation de la teneur en biomasse ATP – Cinquième cycle

2.5.2 Minéralisation du carbone organique

La minéralisation du carbone organique donne une évaluation de la quantité de matière organique minéralisée au cours de l'incubation (travail effectué par la biomasse pendant la durée de l'incubation). Il s'agit de la somme de CO₂ dégagé durant les 15 jours d'incubation converti en son équivalent de matière organique. Cette valeur résume bien les trois mesures de l'activité respiratoire qui ont été analysées dans le rapport sur les paramètres biologiques (Rossier & Dessureault-Rompré, 2003).



Moyenne P=5%	686.26 ab	691.41 ab	746.49 a	641.46 b	664.29 ab	TA
	1563.5 ab	1552.7 ab	1685.1 a	1556.3 ab	1493.3 b	PP
	3408.4 a	2666.3 b	2736.9 b	2529.2 b	2575.3 b	ALP

Figure 2.5-2 : Evolution générale de la minéralisation du carbone organique

La minéralisation du carbone organique effectuée par la biomasse microbienne est dépendante de l'utilisation du sol (Figure 2.5-2). Une biomasse microbienne plus importante en termes de quantité peut potentiellement minéraliser de plus grandes

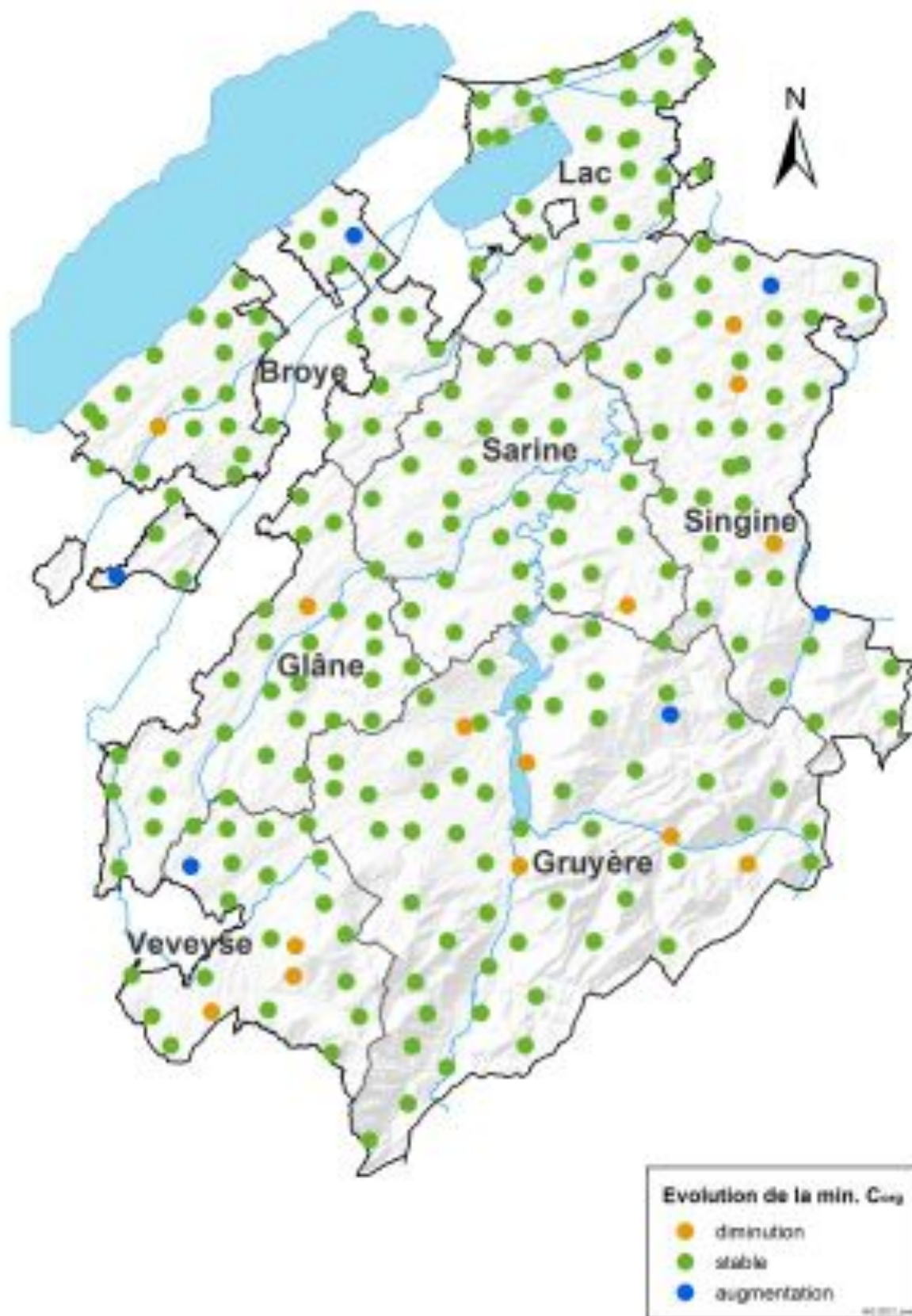
quantités de matière organique par gramme de sol sur une période de 15 jours. Les sols comprenant les prairies permanentes et les alpages sont donc caractérisés par un potentiel minéralisateur plus important, du fait d'une part qu'ils sont dotés en moyenne de plus grandes teneurs en humus et en argile, et d'autre part par l'effet de la présence constante de la prairie sur ces sols.

Les alpages ont observé une baisse significative de leurs valeurs après le premier cycle de prélèvement et sont restés stables par la suite. Les valeurs sont stables pour les terres assolées et les prairies permanentes.

Evolution par site

Sept terres assolées, quatre prairies permanentes et trois alpages présentent une diminution significative de leur valeur de minéralisation du carbone organique (Carte 2.5-3). Les causes sont diverses, cinq sites sont peu profonds, hydromorphes ou ont été remblayés, trois prairies permanentes sont passées de terre assolée en prairie permanente, un site est en culture maraîchère et 3 sites ont également une baisse de leur valeur ATP.

Six sites ont une augmentation significative. Il s'agit de trois terres assolées, deux prairies permanentes et un alpage. Trois de ces sites ont vu leur part de prairie augmenter durant cette période.

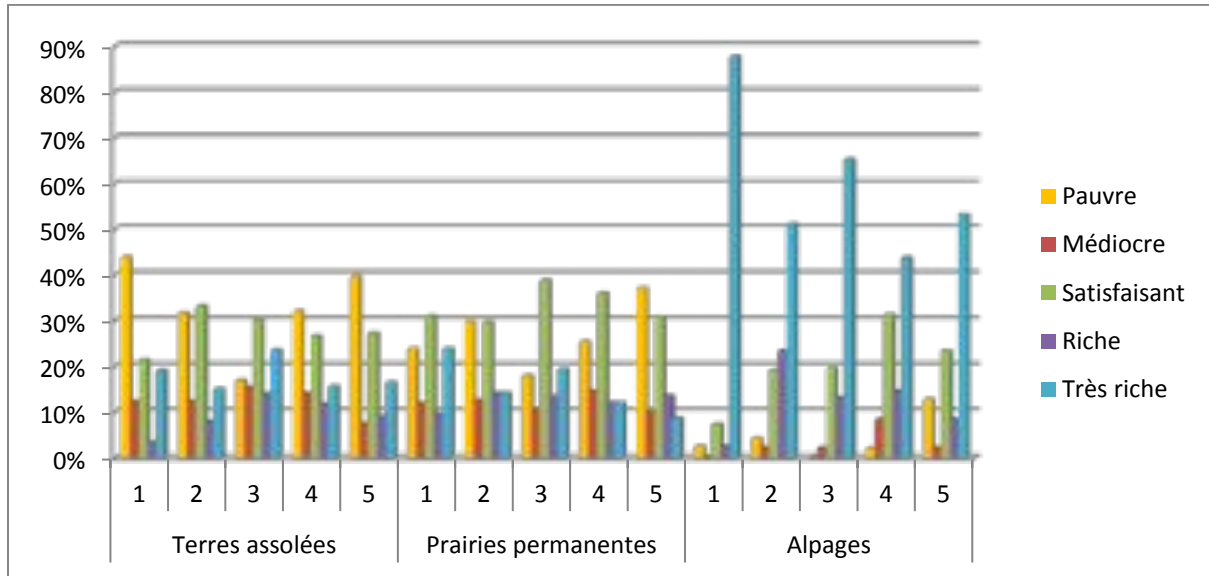


Carte 2.5-3 : Evolution par site des teneurs de minéralisation du carbone organique au cours des cinq cycles

Appréciation selon le barème fribourgeois

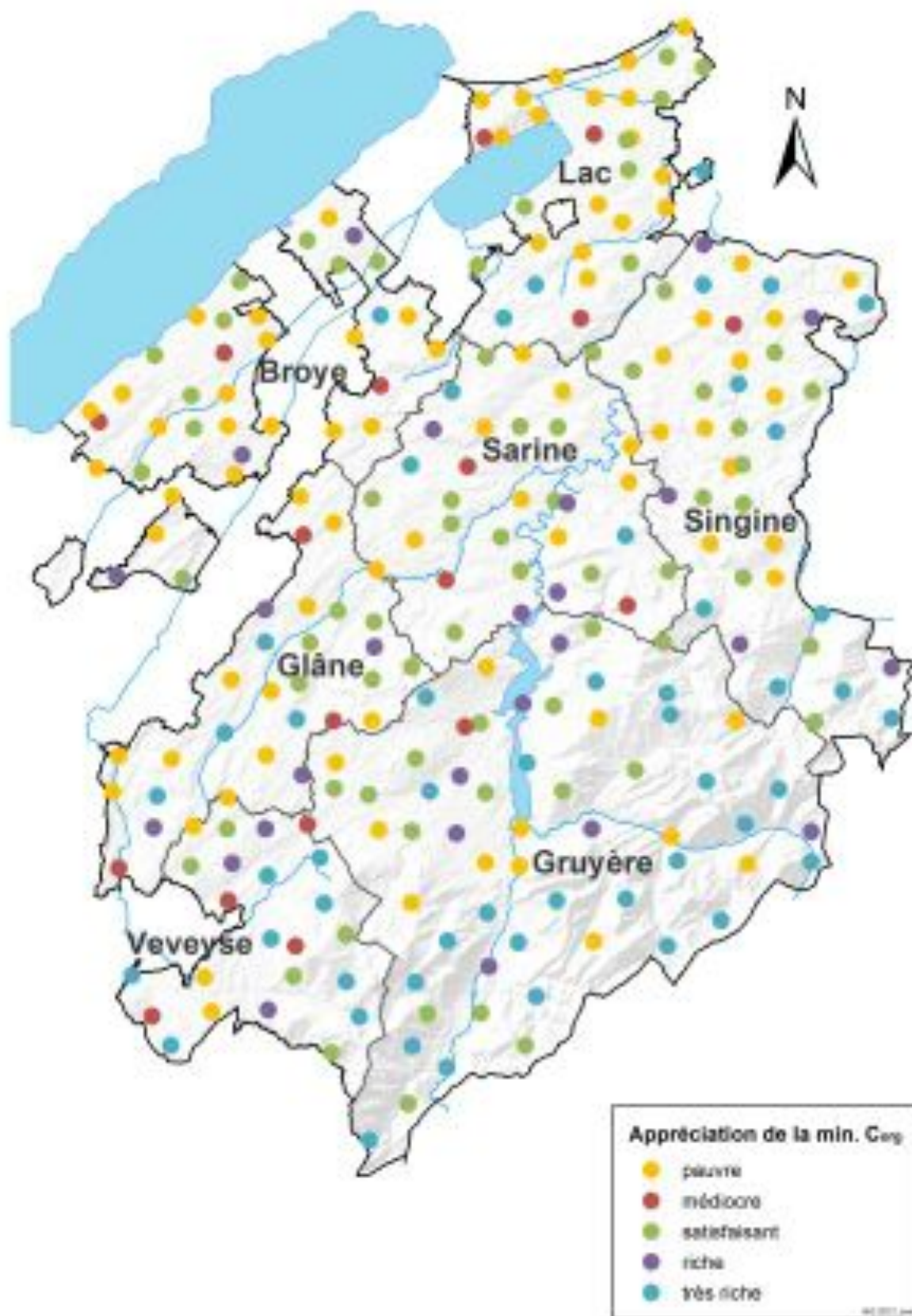
La part de terres assolées classée satisfaisant fluctue très légèrement et se maintient autour des 30%. Dans les prairies permanentes, la part de sites pauvres augmente depuis le troisième cycle, tandis que les sites très riches diminuent dans le même intervalle de temps. Dans les alpages, la part des sites pauvres augmente et celle des sites très riches diminue.

Tableau 2.5-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation de la minéralisation du carbone organique selon le barème fribourgeois



La Carte 2.5-4 fait ressortir le gradient nord sud déjà constaté au niveau des teneurs en argile et en humus des sols du canton. Les sites où les valeurs de minéralisation sont les plus faibles sont situés dans les districts du Lac et de la Broye. Ces régions sont des zones propices aux grandes cultures, caractérisées par des sols plus légers et une part plus faible de prairies temporaires dans la rotation que dans les autres régions. Une corrélation positive entre la part de prairies temporaires dans la rotation et la minéralisation de la matière organique a été démontrée par Rossier & Dessureault-Rompré (2003).

Même si les valeurs moyennes de minéralisation du carbone organique des prairies permanentes et des alpages restent relativement stables, la proportion de sites pauvres a augmenté, ce qui démontre, au même titre que pour la biomasse ATP, que l'activité de la flore microbienne des sols du canton de Fribourg est mise à mal. Ce constat nous pousse à maintenir notre activité de monitoring des sols et à éclaircir les différentes hypothèses émises au chapitre précédent, de façon à maintenir la fertilité et la productivité des sols agricoles.



Carte 2.5-4 : Appréciation de la teneur de minéralisation du carbone organique – Cinquième cycle

2.6 Les micropolluants organiques

En 1992, dans le deuxième cycle FRIBO, cinquante sites ont été analysés sur leurs teneurs en micropolluants organiques (PCB et PAH). Les résultats ont été publiés dans le premier rapport FRIBO (Julien et al. 1995).

Trois cycles plus tard, nous avons reconduit les analyses sur quinze sites, afin d'une part d'étudier l'évolution des niveaux de pollution et d'autre part d'avoir des résultats conformes aux nouvelles techniques analytiques et normes légales qui ont évolué entre temps. Afin d'avoir une comparaison fiable, nous avons analysé chaque échantillon par paire (excepté le n°62), celui stocké dans la pédothèque en même temps que l'échantillon prélevés durant le cinquième cycle. Les prélèvements ont toujours été effectués sur l'horizon 0-20cm et les échantillons traités selon les normes publiées par l'OFEFP (2003). Au vu du faible nombre d'échantillons, une étude statistique poussée aurait peu de sens, nous présentons donc les résultats sous forme de graphiques en barre regroupés pas site.

Le tableau 2.9-1 énumère les valeurs indicatives et seuils selon les références internationales éditées dans l'OSol (1998). Les valeurs PAH sont regroupées dans la somme de 16 congénères principaux. Les valeurs PCB dans la somme de 7 congénères les plus toxiques.

	Benzo(a)pyrène (mg/kg)	Somme des 16 congénères PAH (mg/kg)	Somme des 7 congénères PCB (mg/kg)
Valeur indicative Osol	0.2 mg/kg	1 mg/kg	0.08 mg/kg
Seuil d'investigation Osol	2 mg/kg	20 mg/kg	0.2 mg/kg
Valeur d'assainissement Osol	10 mg/kg	100 mg/kg	3 mg/kg

Tableau 2.6-1 : Valeurs et seuils benzo(a)pyrène, PAH et PCB contenus dans l'Osol pour les sols agricoles

2.6.1 Les polychlorobiphényles (PCB)

Les polychlorobiphényles (PCB) sont interdits en Suisse depuis 1986, date de l'entrée en vigueur de l'ordonnance sur les substances. Il subsiste malgré tout aujourd'hui encore plusieurs centaines de tonnes de PCB mises en œuvre par le passé dans de vieilles installations électriques, des bâtiments datant des années 1950 à 1970, des peintures et des vernis, des revêtements anticorrosion ainsi que dans des décharges.

Les PCB ont une longue persistance dans l'environnement et peuvent être transportés sur de grandes distances dans l'environnement. En effet, les PCB sont des substances très peu biodégradables qui, après rejet dans l'environnement, s'accumulent dans la chaîne alimentaire. Ces composés se retrouvent ainsi dans

tous les milieux de l'environnement : air, sol, eau, sédiments, mais aussi après transfert, dans les plantes, les animaux et chez les hommes. La contamination de l'environnement et de l'homme par les PCB a déjà considérablement diminué ces dernières décennies grâce à l'interdiction de ces substances et aux mesures prises en vue de leur élimination.

La figure 2.6-1 montre que tous les sites ont des teneurs en PCB, largement au-dessous de la valeur indicative de 0.08 ppm. Au niveau de l'évolution des teneurs, on constate que sept sites sur quatorze ont des teneurs plus basses au cinquième cycle qu'au deuxième et seulement deux sites ont des teneurs qui ont légèrement augmenté. Au vu de ces résultats, on peut estimer que les PCB se sont dégradés dans le sol et que les émissions sont globalement en baisse.

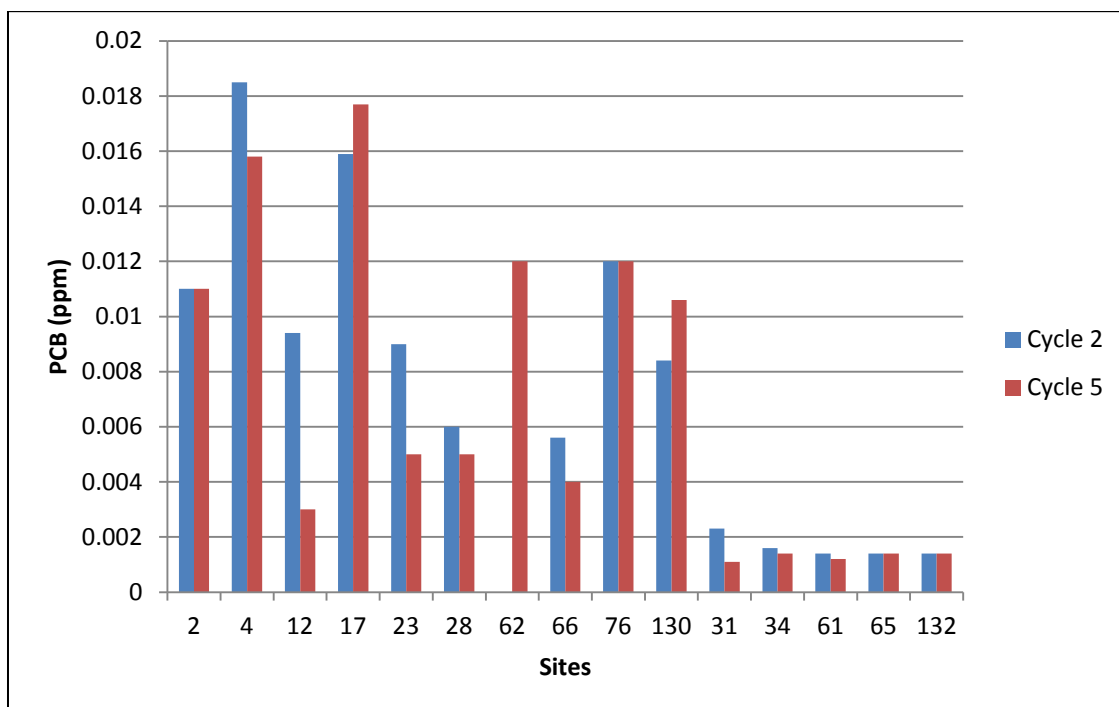


Figure 2.6-1 : Somme des 7 congénères PCB (mg/kg)

2.6.2 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH)

Les PAH (hydrocarbures aromatiques polycycliques) sont produits durant les processus de combustion partiels du charbon, mazout, carburant, bois ou tabac. Ils se lient aux particules de suie et se répandent ainsi dans l'air environnant. Les denrées alimentaires peuvent aussi en contenir de fortes quantités selon la méthode de transformation utilisée. Certains PAH peuvent endommager le patrimoine génétique, provoquer des cancers ou affecter la procréation et le développement du fœtus. Le benzo(a)pyrène, qui combine toutes ces caractéristiques, est considéré

comme le PAH le plus nocif, c'est pourquoi il fait l'objet de seuils et valeurs spécifiques dans l'OSol.

Sur les quinze sites analysés, seul le site n° 76 a une valeur PAH encore supérieure à la valeur indicative de 1 ppm (figure 2.6-2). Les autres étant en-dessous de la moitié de cette valeur. Treize sites ont vu leurs teneurs diminuer entre le deuxième et le cinquième cycle et seulement un site a des teneurs qui ont légèrement augmenté. On peut donc également estimer que les PAH se sont dégradés dans le sol et que les émissions sont globalement en baisse.

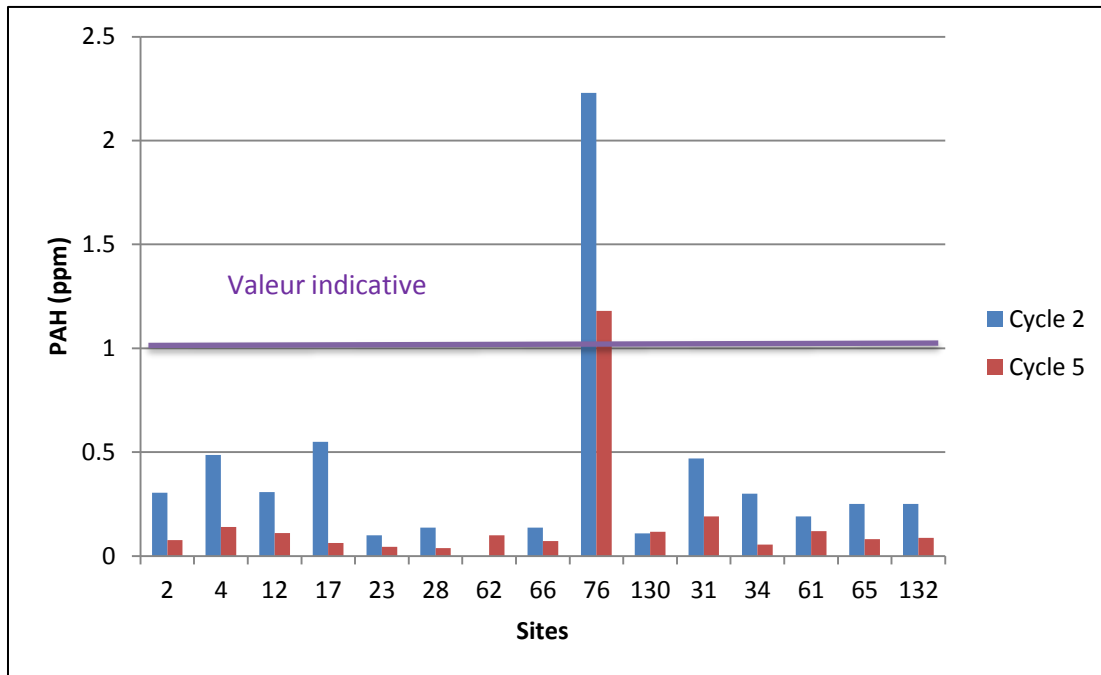


Figure 2.6-2 : Somme des 16 congénères PAH (mg/kg)

Le benzo (a) pyrène

On retrouve également des teneurs élevées en benzo(a)pyrène dans le site 76, mais en diminution dans le cinquième cycle (Figure 2.6-3). Six sites ont des teneurs qui augmentent entre le deuxième et le cinquième cycle et sept baissent. Ces résultats montrent que la contamination par le benzo(a)pyrène est toujours présente par endroit et doit continuer à faire l'objet d'une surveillance, même si les teneurs sont largement en dessous de la valeur indicative.

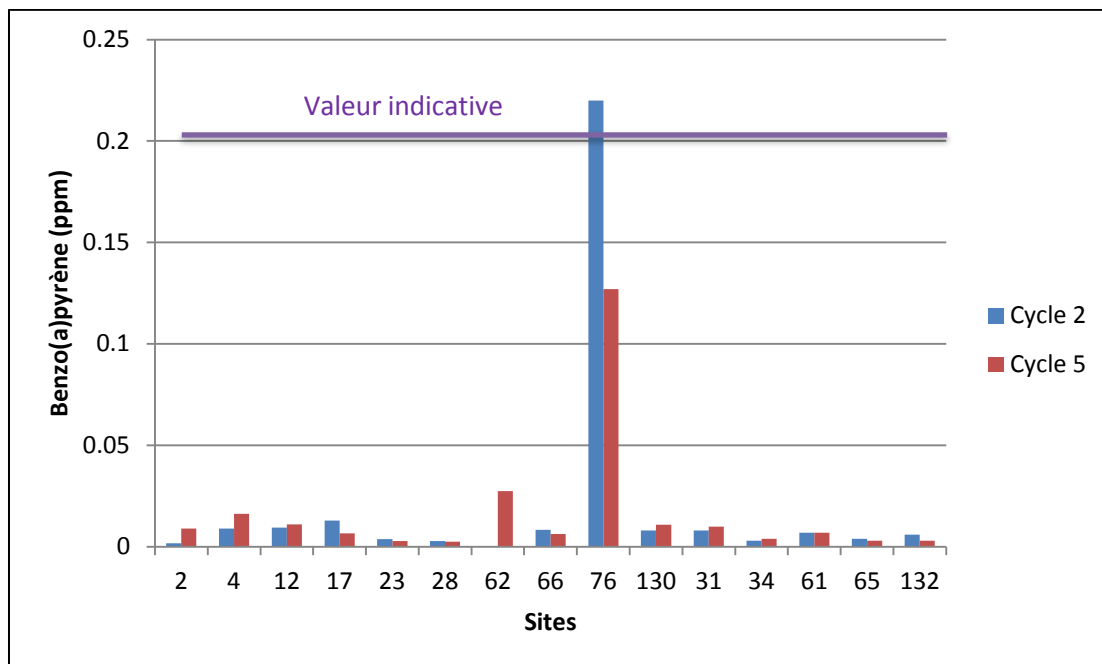


Figure 2.6-3 : Teneurs en benzo(a)pyrène (mg/kg)

2.7 Synthèse des sols agricoles

Caractéristiques physiques et chimiques :

Les sols du canton ont un bon niveau de matière organique qui reste stable. Les terres assolées ont les teneurs les plus basses, ce qui est normal, car le travail du sol favorise la minéralisation.

Le pH des sols fribourgeois est resté stable grâce à un chaulage régulier. Celui-ci est nécessaire afin d'éviter une baisse du pH et ainsi prévenir des effets néfastes à la végétation et à la structure du sol.

Éléments nutritifs :

Les teneurs en phosphore soluble ont baissé dans tous les types de sols, tandis que le phosphore de réserve est resté stable. Avec l'introduction des PER et du Suisse-Bilanz, la fertilisation phosphatée minérale a diminué.

Un enrichissement en potasse est constaté dans les sols de prairies permanentes.

Nous pensons que ce phénomène est lié à l'augmentation du cheptel et des performances laitières. Nous conseillons aux agriculteurs d'équilibrer leur bilan potassique afin d'éviter une sur-fertilisation néfaste à la santé de leurs animaux.

Une augmentation des teneurs en magnésium tant soluble que de réserve est constatée dans les terres assolées et les prairies permanentes des sols fribourgeois. Cette augmentation est due à l'apport d'engrais minéraux, de produits chaulant contenant du Mg et d'engrais organiques. Mise en relation avec un niveau de fertilité des sols plutôt médiocre et avec l'augmentation des teneurs en potasse, cette évolution est positive.

Les teneurs en calcium sont stables et le nombre de sols pauvres est en diminution, ceci est dû à un chaulage régulier.

Oligo-éléments:

Les teneurs en bore sont majoritairement médiocres et un appauvrissement est constaté dans les terres assolées entre le premier et le troisième cycle. Cet appauvrissement est probablement dû à une fertilisation déficiente dans les grandes cultures. Un apport est indispensable dans les cultures sensibles au B.

Les teneurs en Fe et Mn sont normales et leur appréciation est très largement satisfaisante.

Métaux lourds :

La charge en métaux lourds a tendance à diminuer suite aux diminutions des apports et des retombées atmosphériques.

Une diminution significative des teneurs en Cadmium a été constatée dans les terres assolées et les prairies permanentes. Les teneurs les plus élevées se situent dans la région des Préalpes et sont d'origine géogène.

Les teneurs en cobalt sont faibles et stables.

Mis à part un site ayant reçu des boues d'épuration, les hautes teneurs en Chrome sont d'origine géogène.

Les teneurs en cuivre sont stables dans les sols fribourgeois. Les sites ayant des valeurs élevées sont des vignes, des cultures maraîchères et un ancien verger sur le plateau; ainsi que deux alpages dans les Préalpes.

Les teneurs en nickel sont stables, les teneurs élevées ont une origine géologique.

Malgré une baisse importante des dépositions atmosphériques, les teneurs des sols en plomb sont restées stables.

Dix-sept sites ont une baisse significative de leurs teneurs en zinc. On peut supposer qu'elle est due à une diminution de la fumure à base d'engrais de ferme.

Mesures biologiques

La biomasse ATP, c'est-à-dire la quantité de microorganismes présents dans le sol, a diminué régulièrement durant ces vingt cinq dernières années. Le travail effectué par ces microorganismes, analysé à l'aide de la minéralisation du carbone organique, est lui resté stable. Cette baisse de la biomasse des sols agricoles fribourgeois nous interpelle, car elle est préoccupante et difficilement explicable. Nous étudions donc la possibilité de pousser les investigations dans ce domaine en lançant un projet d'étude approfondi en collaboration avec l'université de Neuchâtel.

Micropolluants organiques :

Des analyses en parallèle de 15 échantillons du deuxième et du cinquième cycle ont démontré que les teneurs en PCB et PAH ont baissé durant les 20 dernières années. On peut donc estimer que ces micropolluants se sont d'une part dégradés dans le sol et d'autre part que les émissions ont diminué. La situation est moins claire au niveau du benzo(a)pyrène, car près de la moitié des sites ont des valeurs en augmentation. Tous les sites ont toutefois des valeurs basses et en dessous des valeurs indicatives.

C. SOLS URBAINS

3. Méthodologie

3.1 *Historique du réseau*

Le Service de l'Environnement (SEn) a mandaté l'Institut Agricole de Grangeneuve (IAG) pour effectuer la gestion du réseau d'observation des sols urbains. Les principaux objectifs de ce réseau sont l'acquisition d'informations sur la nature et l'état des sols sur des sites sensibles (jardins publics, places de jeux et jardins familiaux) et d'une façon plus générale d'analyser la pollution diffuse dans les agglomérations du canton de Fribourg ainsi que de suivre l'évolution dans le temps. Ce réseau permet de compléter l'actuel réseau FRIBO, car le réseau agricole ne permet pas l'extrapolation des résultats aux zones urbaines.

Les prélèvements du premier cycle ont débuté en 2004 et ceux du deuxième cycle en 2007. Nous présentons ici les résultats des deux cycles, tout en sachant qu'une comparaison entre les mesures n'est statistiquement pas encore assez robuste et qu'il ne faut pour l'instant pas lui donner trop d'importance.

Les critères de choix des sites ainsi que les résultats du premier cycle ont été décrits dans le quatrième rapport FRIBO (Rossier et al. 2007).

3.2 *Description des sites*

Les 53 sites se répartissent dans les communes de Fribourg, Givisiez, Villars-sur-Glâne, Marly, Granges-Paccot, Romont, Morat, Estavayer-le-Lac, Châtel-St-Denis, Flamatt et Bulle et sont classés par numéro de site.

Les tableaux ci-dessous représentent la répartition des sites sélectionnés selon la commune, leur utilisation et le type de site. La Carte 3.2-1 localise tous les sites dans le canton de Fribourg selon le type d'utilisation et présente les limites des sept districts ainsi que les communes constituant le canton.

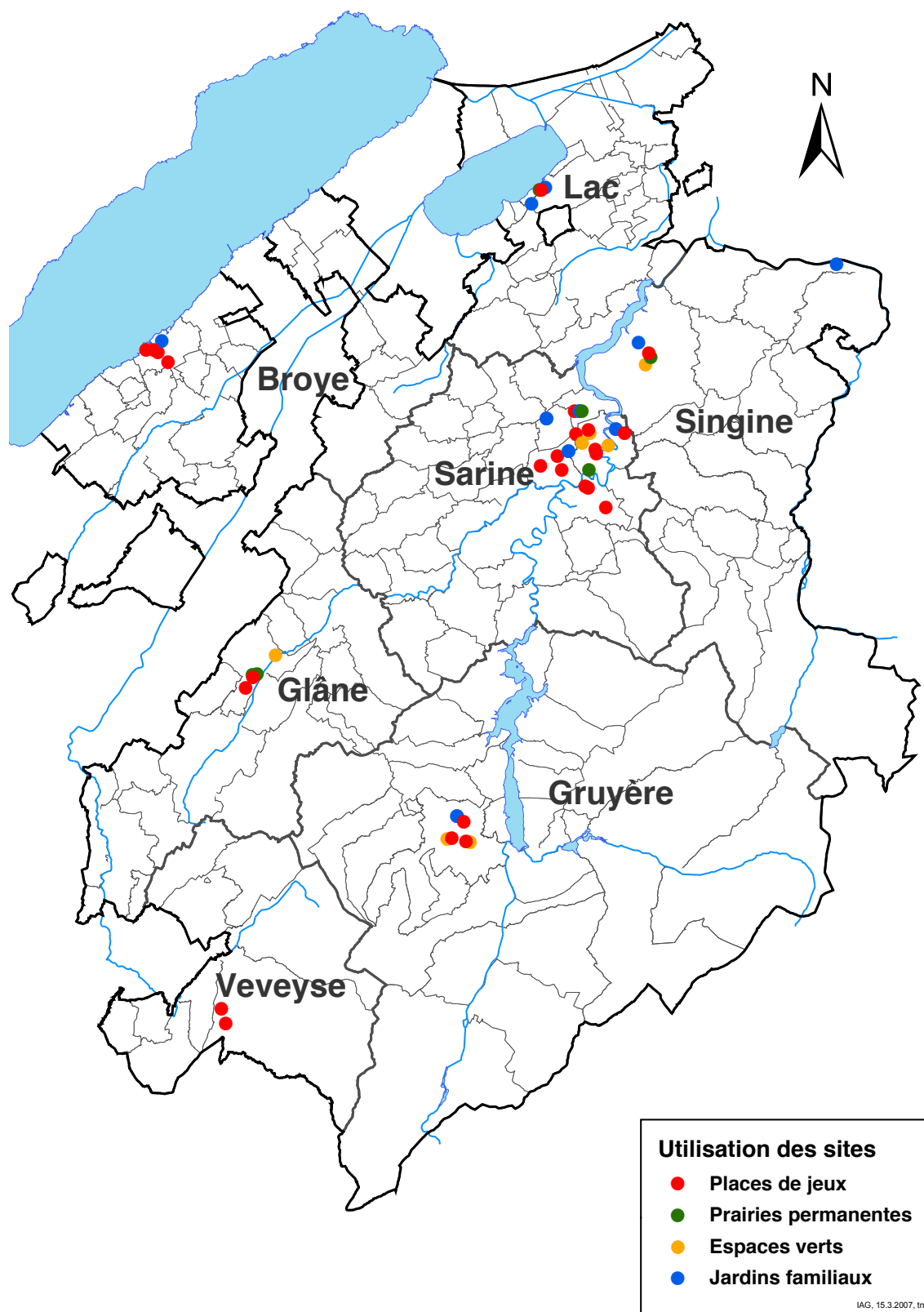
Tableau 3.2-1 : Distribution des sites en fonction de la commune

Communes	Nombre de sites
Fribourg et environs	25
Bulle	7
Estavayer-le-Lac	5
Morat	4
Romont	5
Châtel-St-Denis	2
Düdingen	4
Flamatt	1
Total	53

Tableau 3.2-2 : Distribution des sites en fonction de l'utilisation

Utilisation des sites	Nombre de sites
Places de jeux	25
Jardins familiaux	15
Espaces verts	7
Prairies permanentes	6
Total	53

Des informations détaillées concernant ces sites sont présentées dans le rapport d'inventaire FRIBO urbain, publié en 2004 (Poget & al.).



Carte 3.2-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO urbain

4. Résultats

Nous présentons dans ce chapitre uniquement les éléments les plus significatifs et les plus problématiques au niveau santé et environnement. Les moyennes sont calculées par cycle, le cycle 1 comprend les années 2004 à 2006 et le cycle 2 les années 2007 à 2011.

4.1 Phosphore

Le phosphore est un élément nutritif utile, mais pouvant causer des problèmes au niveau écologique lorsqu'il est épandu en très grande quantité et surtout lorsqu'il est lixivie ou entraîné par ruissellement ou érosion et qu'il se retrouve dans les eaux de surface. Beaucoup de personnes hors du milieu agricole ne connaissent pas les normes de fumure et ne sont pas informées quant aux quantités nécessaires à la croissance des plantes.

Extraction CO₂

Les teneurs en phosphore soluble des jardins familiaux sont nettement plus élevées que celles des places de jeux, espaces verts et prairies permanentes. (Figure 4.1-1).

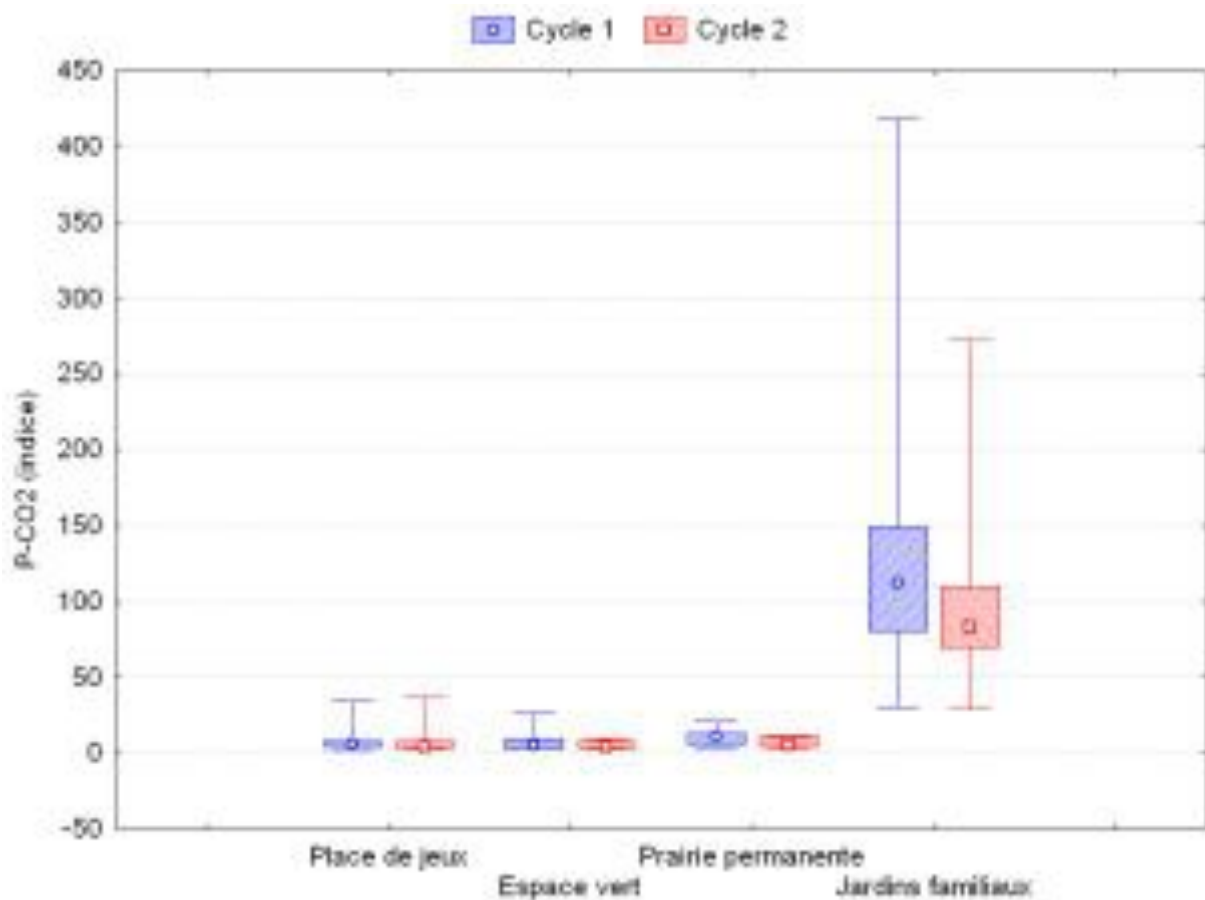


Figure 4.1-1 : Evolution du phosphore soluble selon la méthode d'extraction CO₂

Selon les données de base pour la fumure (DBF 2009), la totalité des jardins familiaux sont classés "très riche" et dépassent largement l'appréciation "satisfaisant" qui correspond à un indice entre 8 et 10 (Figure 4.1-2) Les apports en fumure phosphatée ne sont plus nécessaires dans ces sols pour plusieurs décennies.

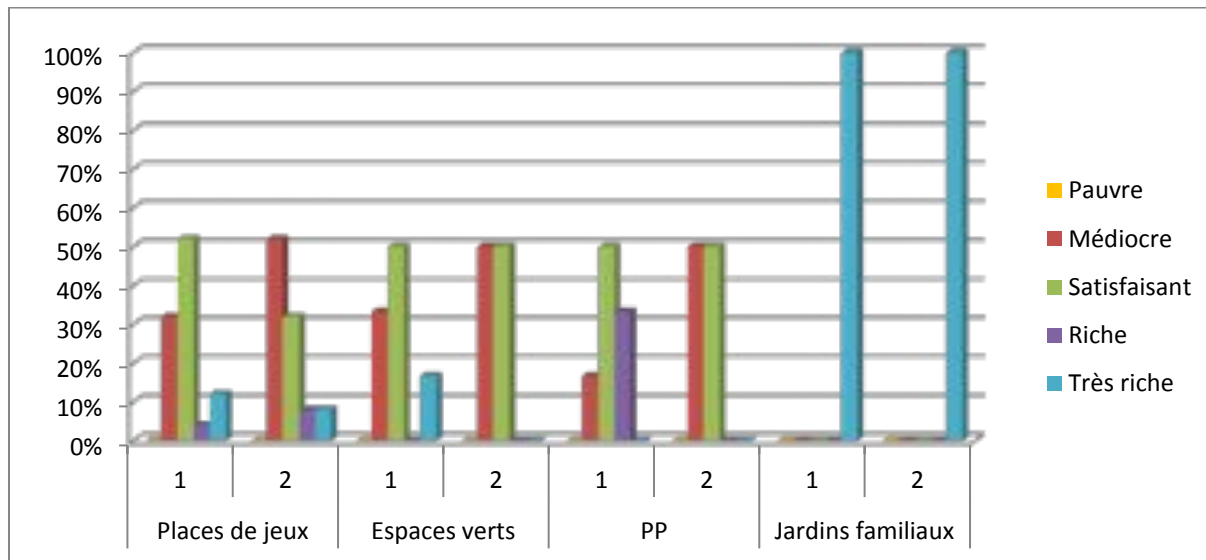


Figure 4.1-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P CO₂ selon le barème DBF 2009

Extraction AAE10

Les jardins familiaux ont également les plus grandes réserves en phosphore de réserve (Figure 4.1–3).

Selon les DBF 2009, la totalité des jardins familiaux sont également classés "très riche" et dépassent largement l'appréciation "satisfaisant" qui correspond à des teneurs entre 40 et 70 mg (Figure 4.1–4) Un fort pourcentage de places de jeux et espaces verts sont classés « pauvre », ce qui toutefois ne représente pas de problème pour ce type d'utilisation du sol.

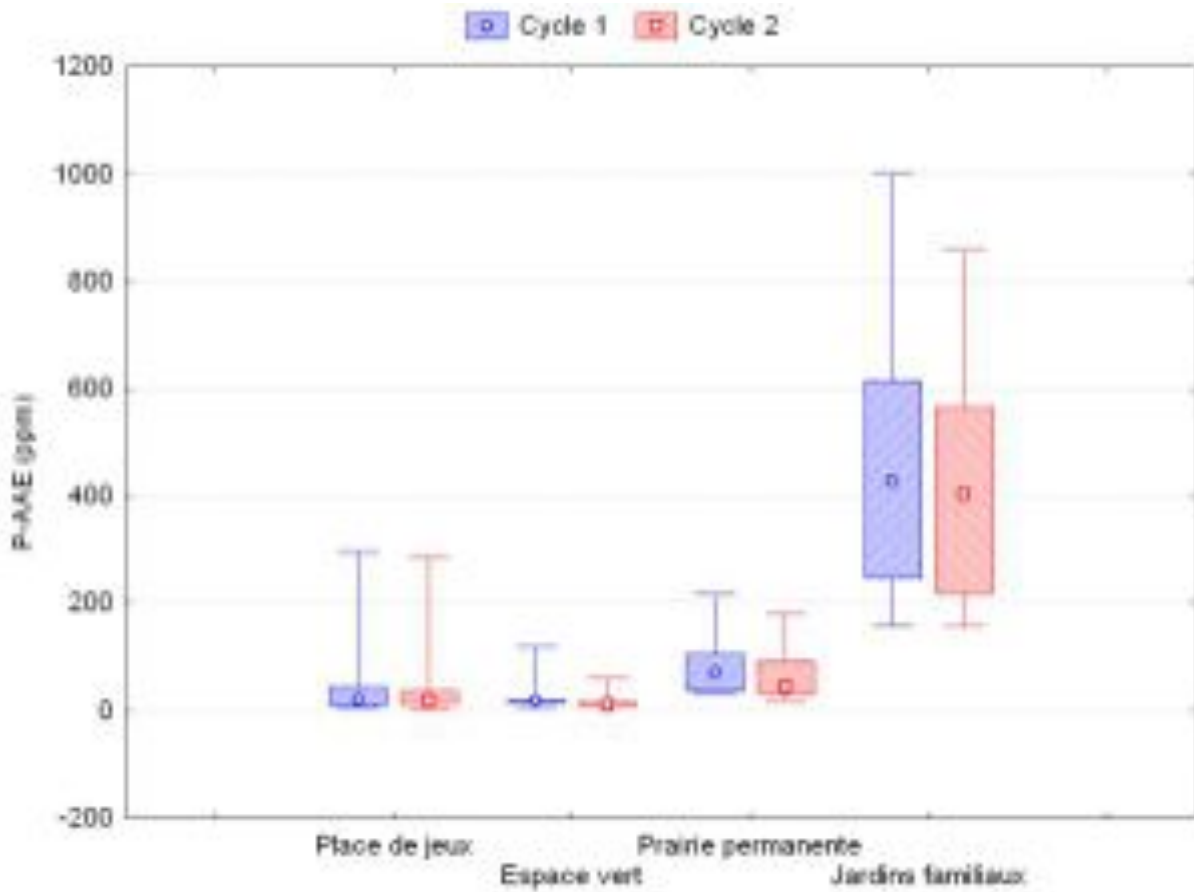


Figure 4.1-3 : Evolution du phosphore de réserve selon la méthode d'extraction AAE10

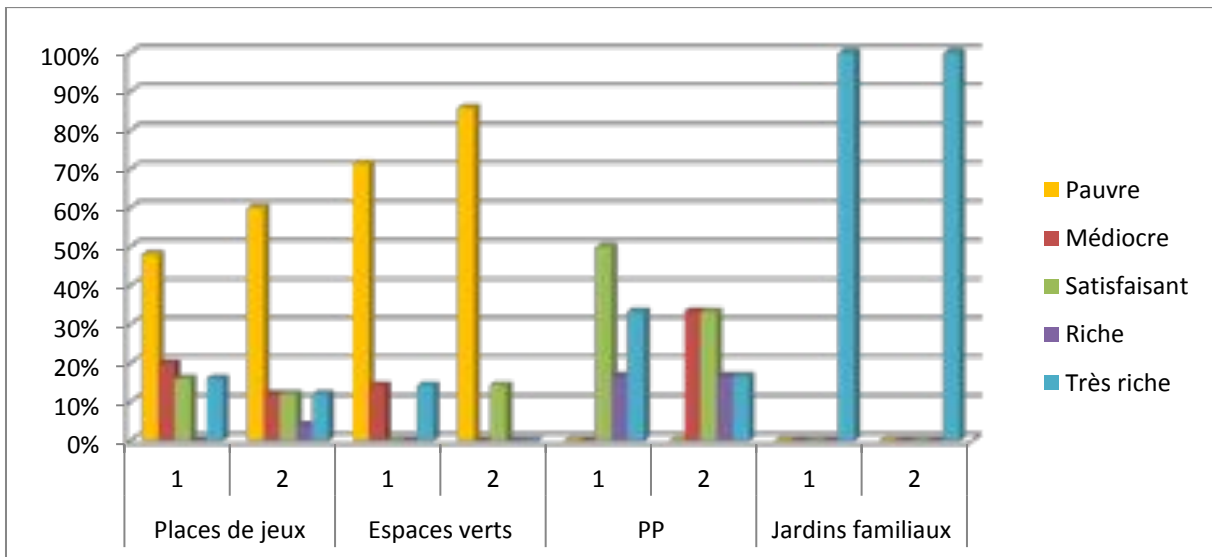


Figure 4.1-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème DBF 2009

4.2 Métaux lourds

Une surveillance des métaux lourds est importante dans les zones urbaines, spécialement dans les jardins familiaux et les places de jeux. Lorsqu'un polluant atteint le seuil d'investigation fixé dans l'ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol, 1998), les produits alimentaires issus de ces sols pourraient devenir problématiques pour la santé humaine. Il y a également des dangers pour les enfants s'ils absorbent de la terre contenant trop de métaux lourds sur des places de jeux.

Le tableau ci-dessous documente les valeurs indicatives et seuils d'investigation présents dans l'OSol.

Polluants	Cadmiu m	Cobalt	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc
Valeur indicative	0.8	25	50	40	50	50	150
Seuil d'investigation	2			150		200	

Tableau 4.2-1 : Valeurs indicatives et seuils d'investigation des principaux métaux lourds selon OSol en en mg/kg de matière sèche de sol (ppm)

4.2.1 Cadmium

Aucun site ne dépasse la valeur indicative en cadmium de 0.8 ppm (figure 4.2-1). Pour rappel, la valeur indicative est la limite à partir de laquelle la teneur en polluant est élevée et nécessite une surveillance de son évolution, car le maintien de la fertilité du sol n'est plus garanti à long terme. La santé humaine n'est toutefois pas mise en danger. Pour les sites dont la teneur en Cd est proche du seuil de détection, la valeur a été fixée à 0 et aucune borne n'apparaît dans les figures.

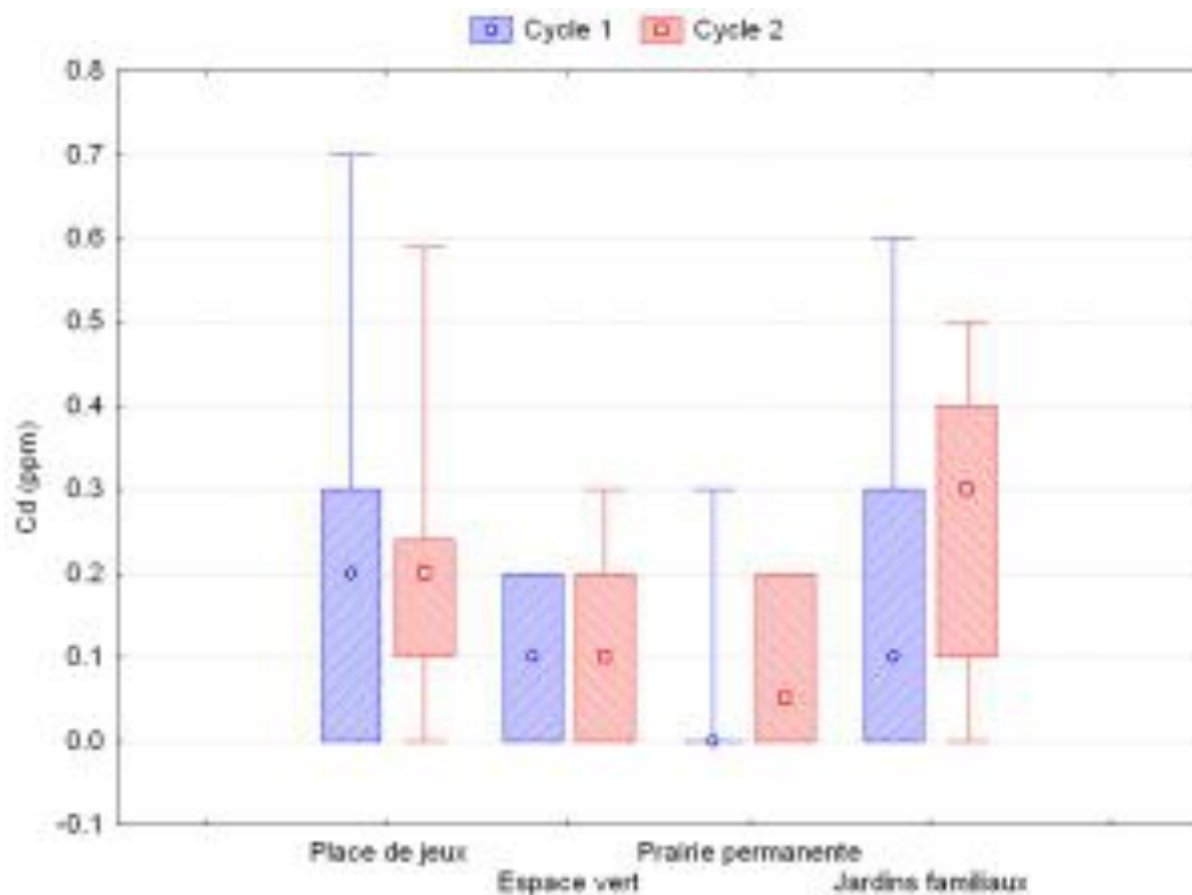


Figure 4.2-1 : Teneurs en cadmium des sols urbains regroupées par cycle

Certaines places de jeux obtiennent des valeurs relativement élevées, la plupart sont situés aux abords d'axes routiers importants, le trafic routier étant une source possible de pollution en Cd. Deux places de jeux avec des valeurs relativement élevées sont éloignées de routes importantes. La pollution diffuse par voie atmosphérique pourrait être à l'origine de ces valeurs. Les teneurs en Cd des jardins sont tendanciellement plus élevées et plus proches de la valeur indicative (Figure 4.2-2), elles proviennent d'apports élevés en engrais et composts.

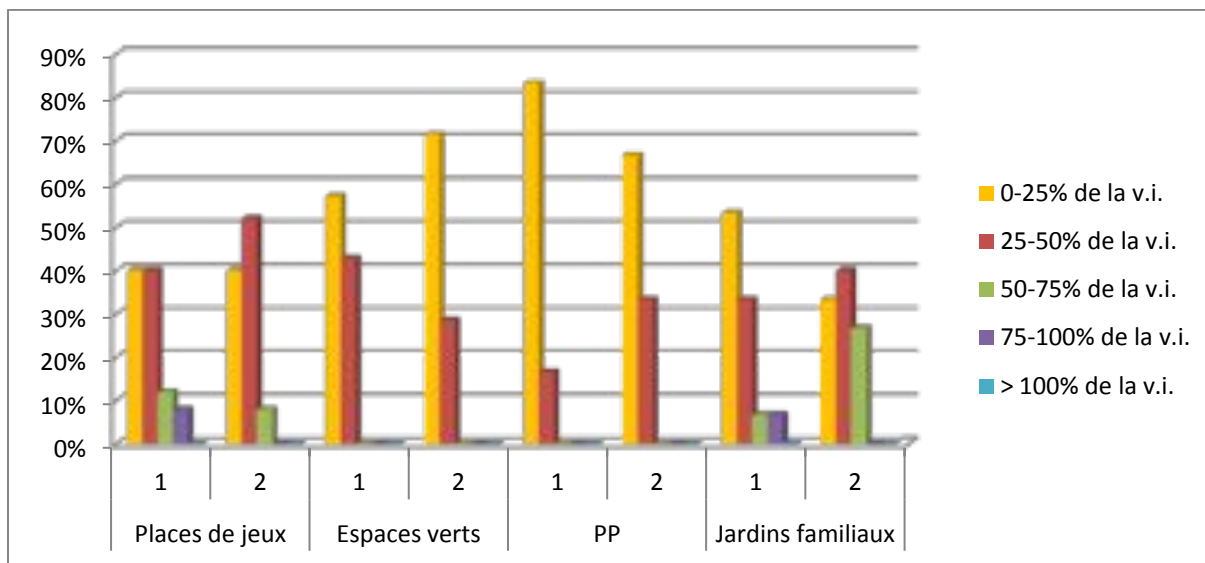


Figure 4.2-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Cd selon l'OSol

4.2.2 Cobalt

La figure 4.2-3 montre que le cobalt est un métal qui ne pose pas problème. Toutes les teneurs sont basses et nettement en dessous de la valeur indicative de 25 ppm. Les moyennes sont peu différentes entre chaque type d'utilisation.

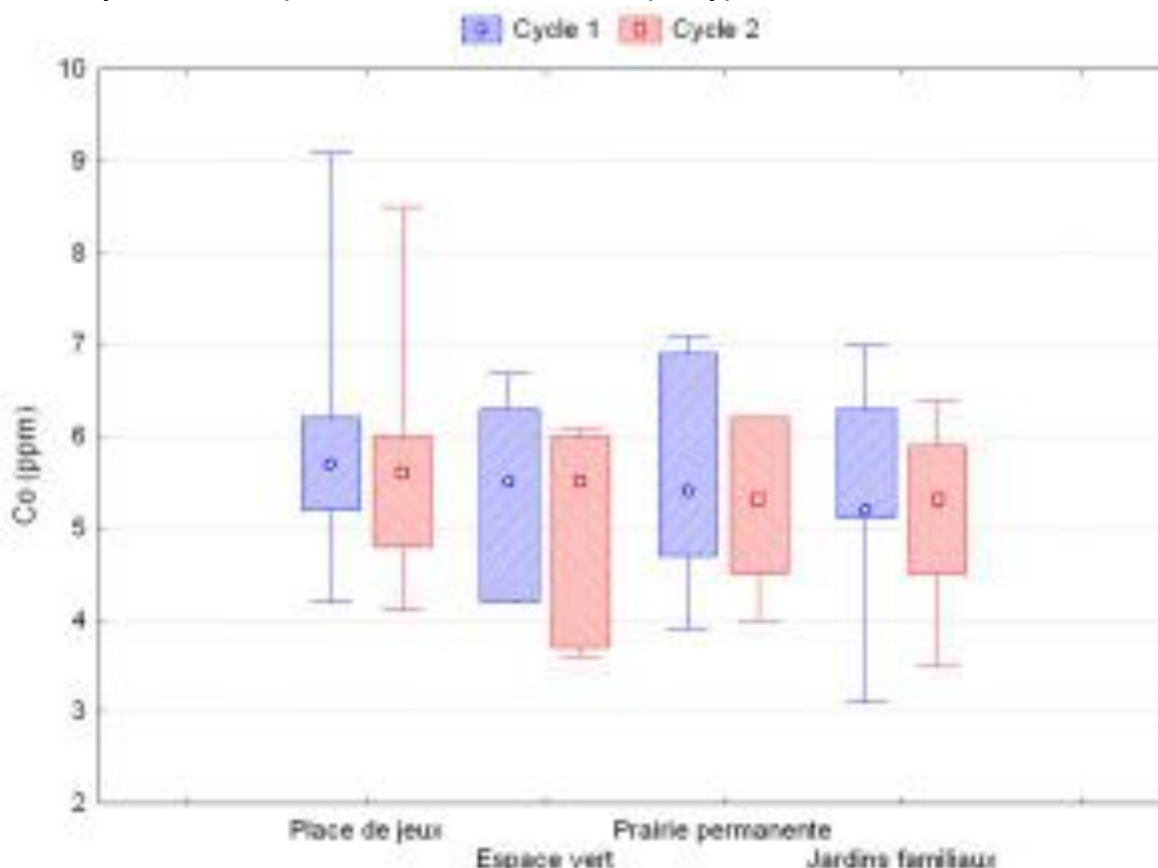


Figure 4.2-3 : Teneurs en cobalt des sites urbains regroupées par cycle

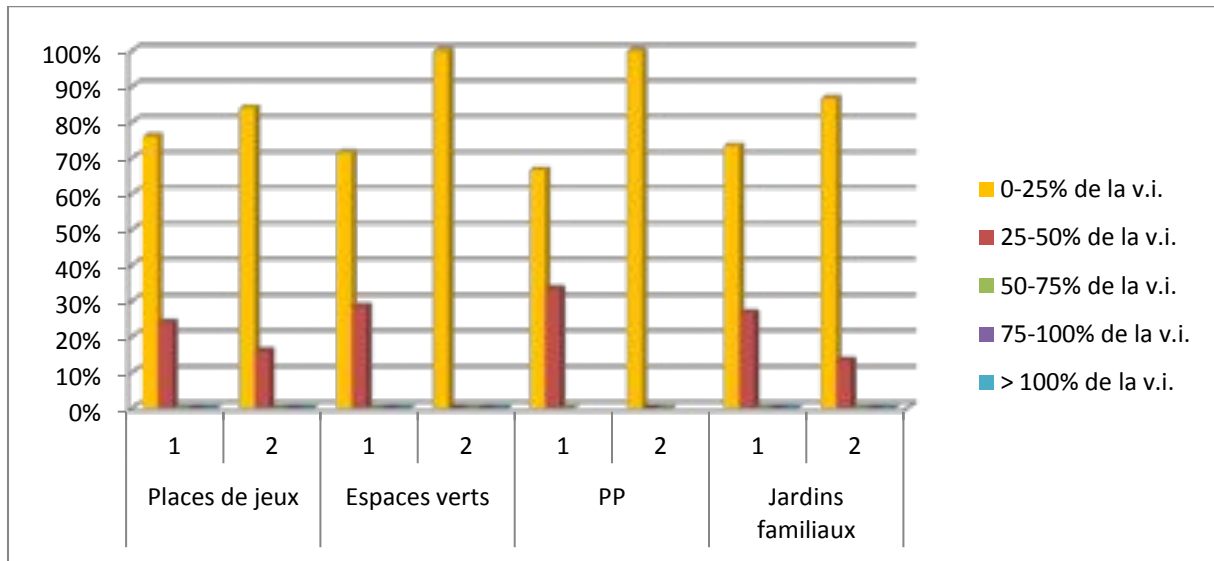


Figure 4.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Co selon l'OSol

4.2.3 Chrome

Le chrome n'est pas un problème dans les zones urbaines. C'est dans les jardins familiaux que l'on retrouve les plus grandes traces de Cr, mais ces valeurs sont au-dessous de la valeur indicative de 50 ppm (figure 4.2-5 et 4.2-6).

Les teneurs en Cr plus élevées dans les jardins familiaux et dans les prairies permanentes peuvent provenir de l'épandage d'engrais minéraux. En effet, les scories contiennent du Cr et furent beaucoup utilisées avant les années 90.

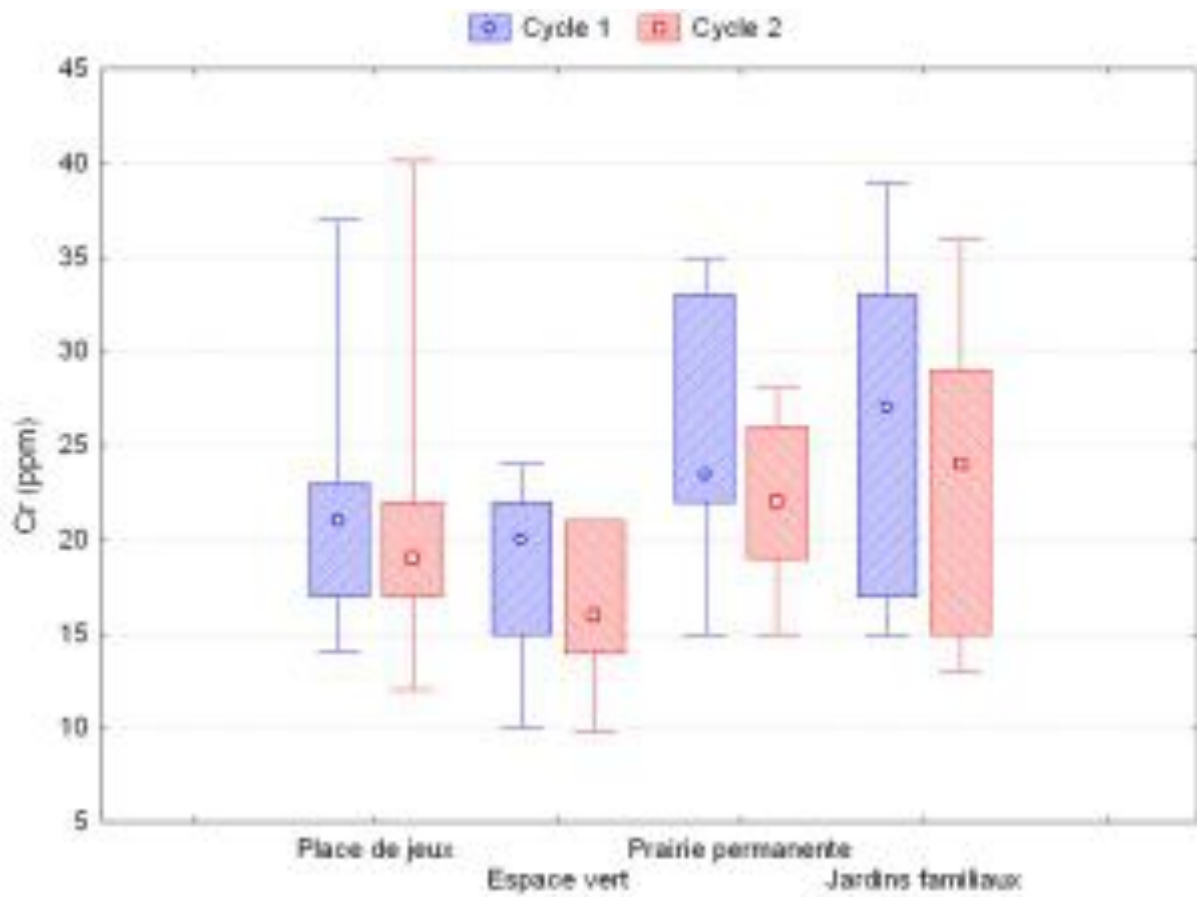


Figure 4.2-5 : Teneurs en chrome des sites urbains regroupées par cycle

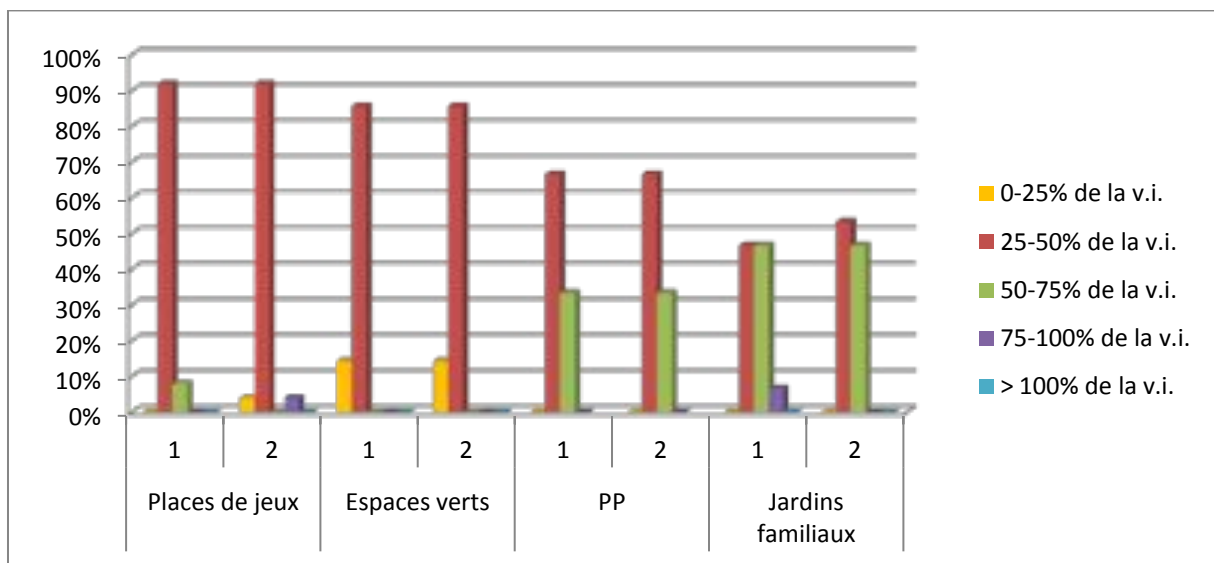


Figure 4.2-6 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Cr selon l'OSol

4.2.4 Cuivre

Plusieurs sites dépassent la valeur indicative de 40 ppm et un site dépasse la valeur d'investigation de 80 ppm dans la zone urbaine, il s'agit d'un espace vert (Figure 4.2–7). Pour ce cas, une valeur d'investigation de 80 ppm pour le risque par ingestion a été utilisée selon le manuel "Sols pollués" (Mailänder & Hämmann, 2005). La toxicité du cuivre étant faible pour l'humain, une intoxication des enfants utilisant occasionnellement cet espace vert n'est pas à craindre avec la teneur constatée.

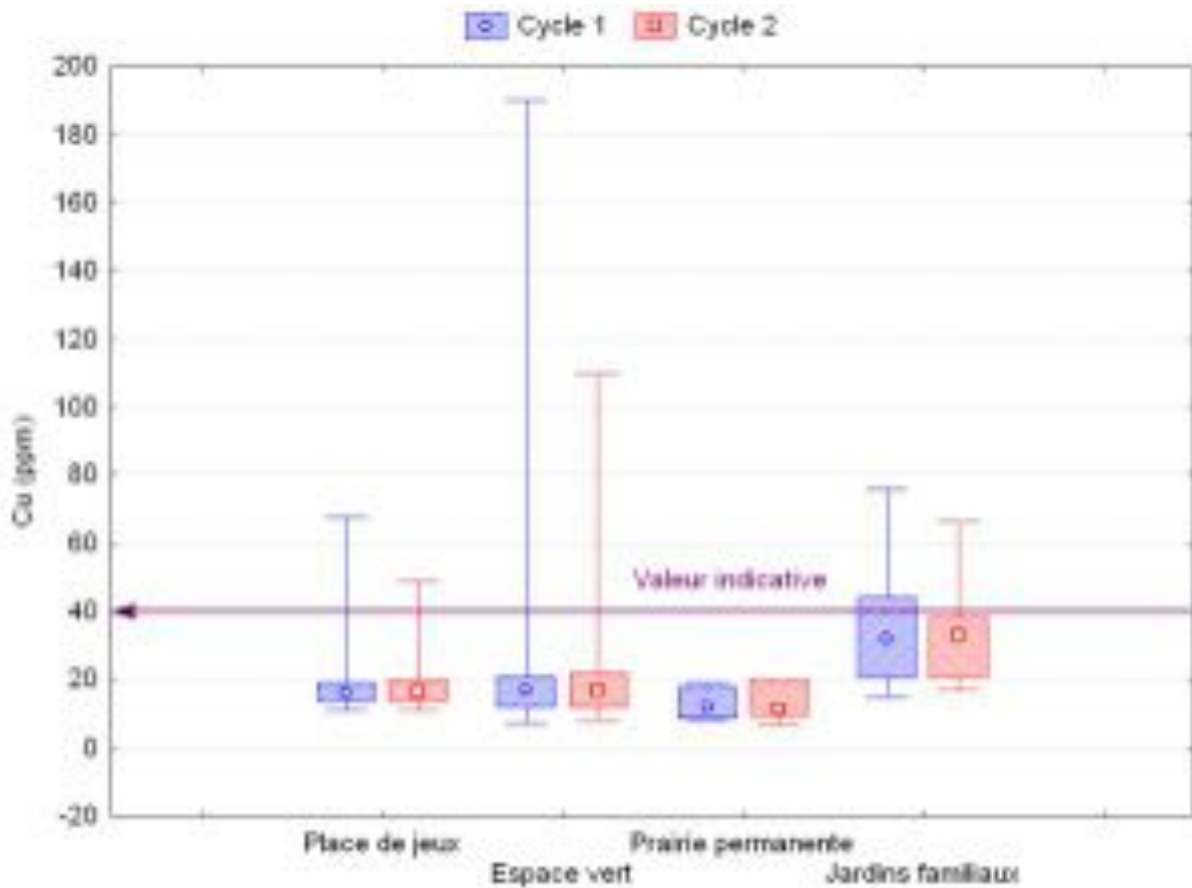


Figure 4.2-7 : Teneurs en cuivre sites urbains regroupées par cycle

10 à 20% des jardins familiaux ont des teneurs en Cu qui dépassent la valeur indicative (Figure 4.2-8). Ils ont certainement reçu des traitements au cuivre, fongicide fréquemment utilisé. Les autres sites dépassant la valeur indicative sont des places de jeux et des espaces verts. Pour ces derniers, l'origine est moins évidente, mais pourrait également venir de traitements cupriques.

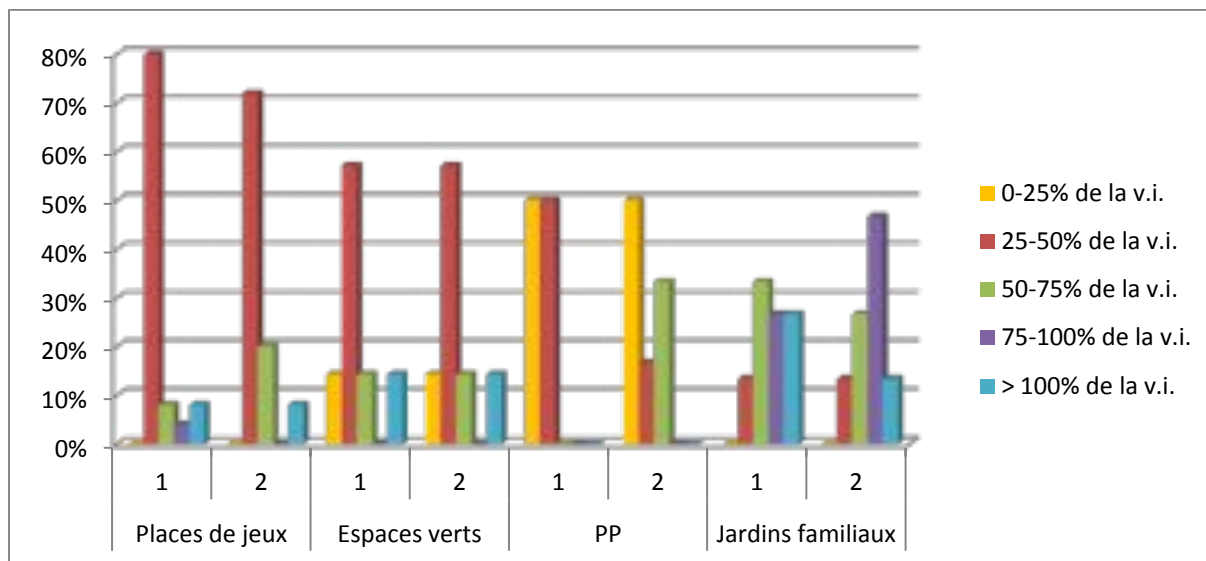


Figure 4.2-8 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Cu selon l'OSol

4.2.5 Nickel

Aucun site ne dépasse la valeur indicative de 50 ppm (Figure 4.2-9). En moyenne, les valeurs les plus élevées sont observées dans les places de jeux.

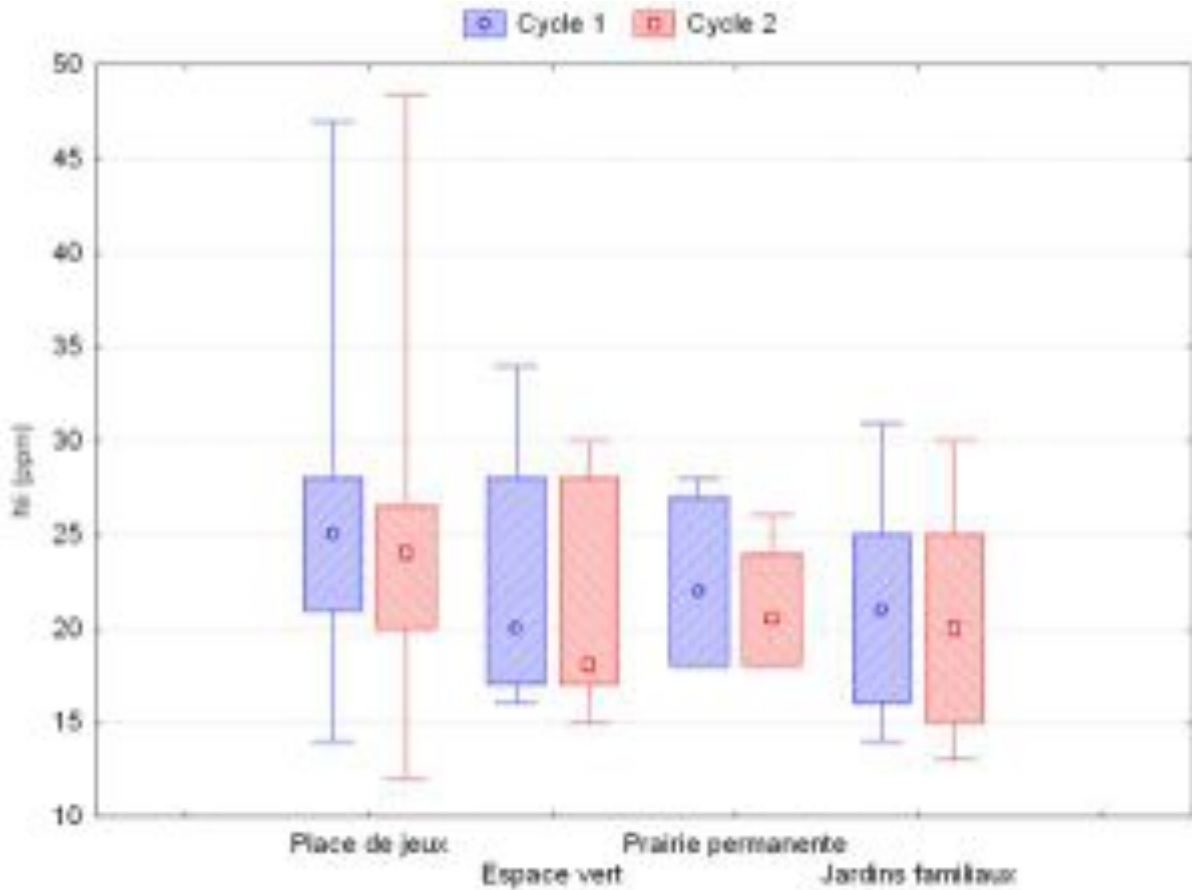


Figure 4.2-9 : Teneurs en nickel des sites urbains regroupées par cycle

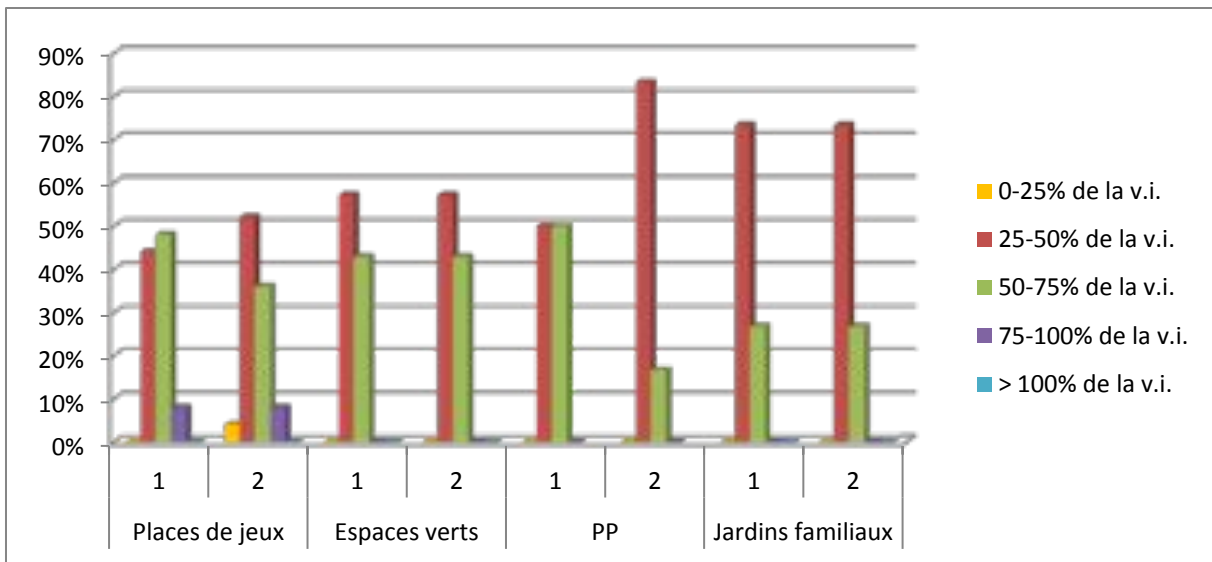


Figure 4.2-10 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Ni selon l'OSoI

Quelques places de jeux ont des teneurs en nickel proches de la valeur indicative (Figure 4.2-10).

4.2.6 Plomb

La figure 4.2-11 montre que les jardins familiaux ont les teneurs moyennes significativement plus élevées en Pb que les autres types de sites. La valeur indicative de 50 ppm est dépassée par 10 à 15% des places de jeux, prairies permanentes et espaces verts et par 30 à 40% des jardins familiaux (Figure 4.2-12). Aucun site n'atteint la valeur d'investigation de 200 ppm.

Trois sources possibles peuvent être à l'origine de ces teneurs élevées :

- > Le compost s'il a été produit avec des feuilles, gazons ou autres matériaux provenant de zones chargées en polluants atmosphériques ou balayés sur des routes ou parkings, etc.
- > L'eau de pluie qui est collectée des toits de bâtiments pour l'arrosage des jardins est généralement chargée en polluants qui se trouvent dans l'air. Après une longue période sèche, il est recommandé de ne pas utiliser l'eau de la première averse pour l'arrosage et attendre que le toit soit rincé des poussières atmosphériques qui s'y sont déposées.
- > Les dépôts atmosphériques qui ramènent au sol le plomb issu de la combustion d'essence avec plomb, heureusement interdite à l'heure actuelle.

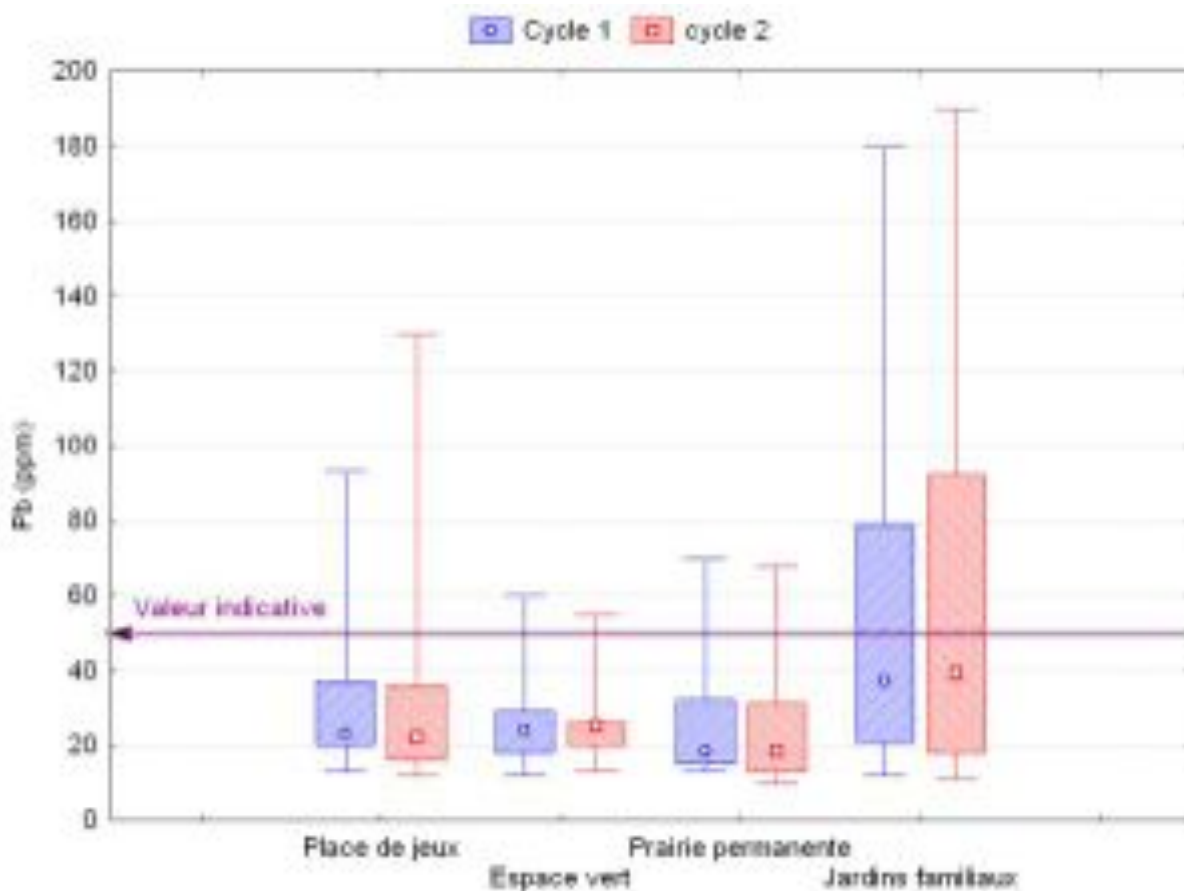


Figure 4.2-11 : Teneurs en plomb des sites urbains regroupées par cycle

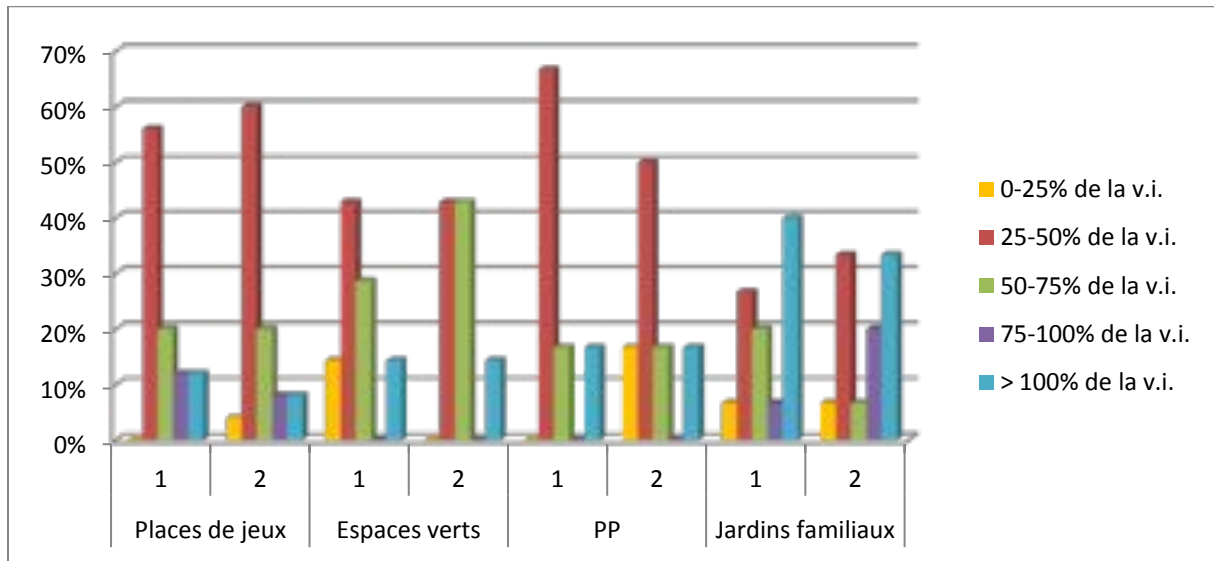


Figure 4.2-12 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Pb selon l'OSol

4.2.7 Zinc

Ce sont les jardins familiaux qui ont les plus teneurs en zinc les plus élevées (Figure 4.2-13). La valeur indicative de 150 ppm est dépassée par 10 à 20% des jardins familiaux (Figure 4.2-14).

Les raisons qui peuvent faire augmenter la quantité de Zn dans les sols sont également multiples. Tout comme le Cu, le Zn est apporté par des traitements phytosanitaires dans les jardins. Le trafic routier ainsi que l'industrie et les engrais peuvent aussi être une source de pollution. Certaines gouttières renferment aussi du Zn qui peut donc se retrouver dans l'eau récupérée pour l'arrosage des jardins.

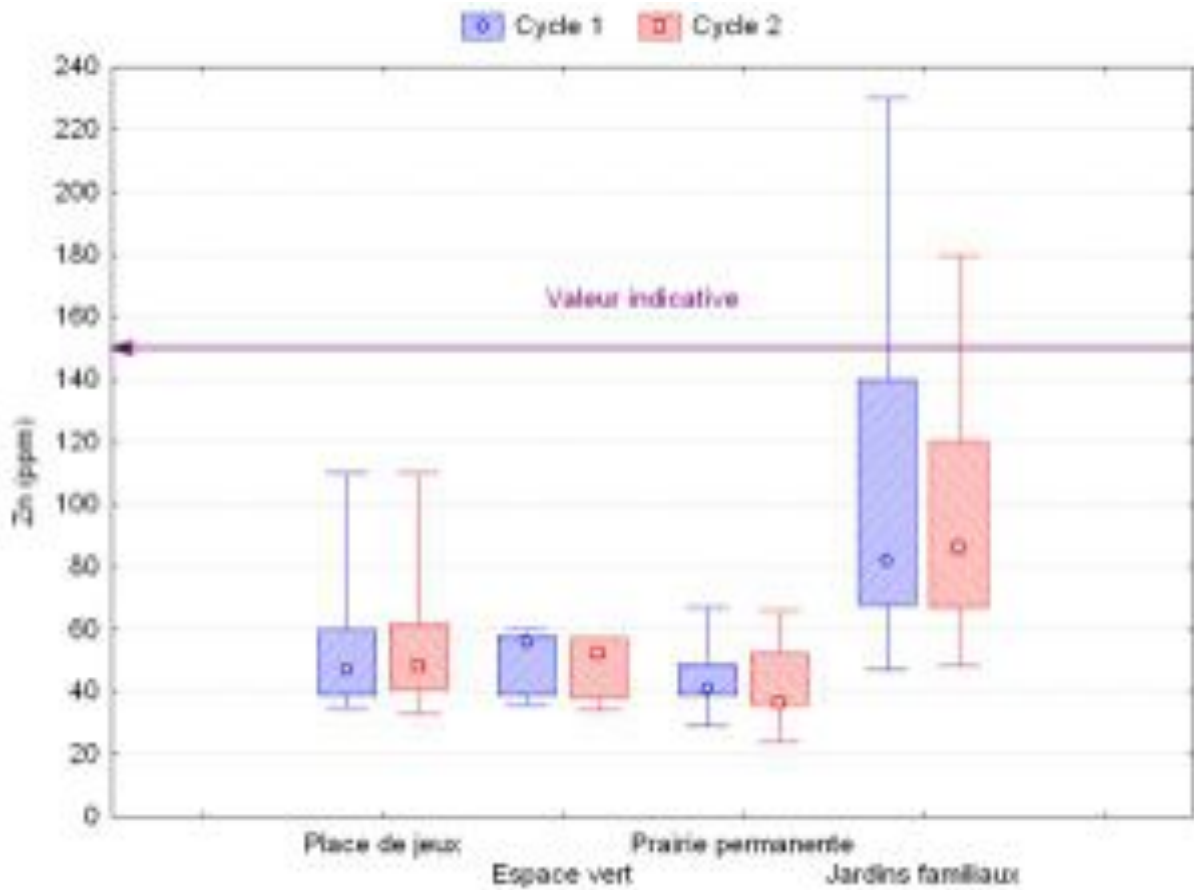


Figure 4.2-13 : Teneurs en zinc sites urbains regroupées par cycle

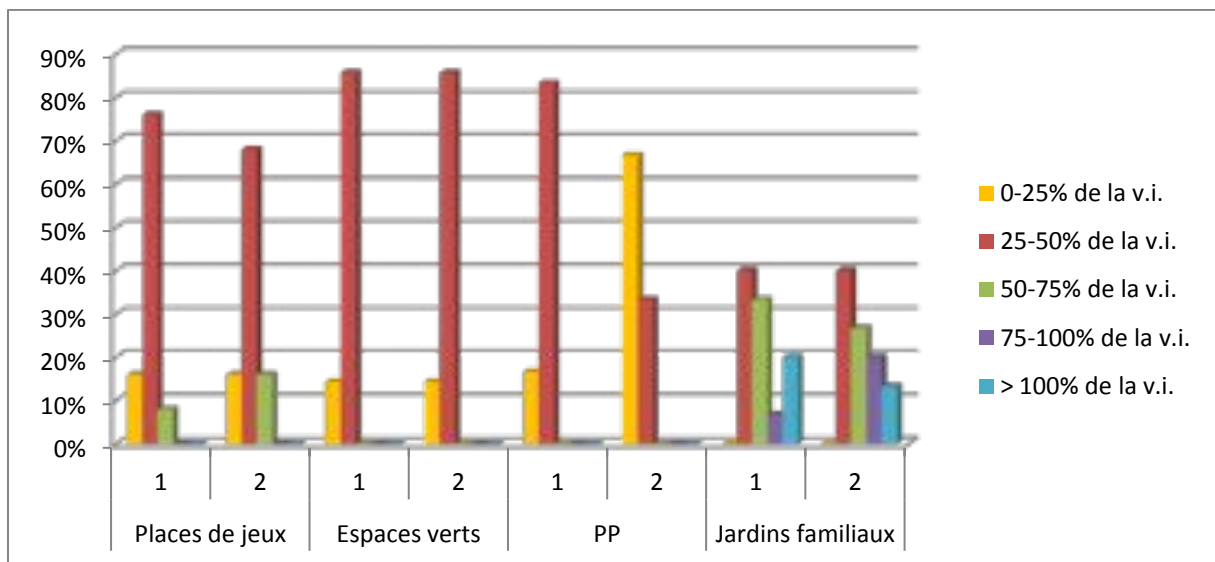


Figure 4.2-14 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Zn selon l'OSol

4.3 Les micropolluants organiques

Afin de déterminer le niveau de contamination en hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH) et polychlorobiphényles (PCB) des sites urbains, 49 sites ont été analysés en 2010. Cette mesure s'est avérée nécessaire au vu des risques d'absorption par ingestion liés à ces substances. Les valeurs OSol et les caractéristiques de ces micropolluants ont été décrits au chapitre 2.6 des sols agricoles.

4.3.1 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH)

La figure 4.3-1 montre qu'un espace vert, deux jardins familiaux et 4 places de jeux dépassent la valeur indicative de 1 ppm pour les PAH. Ces sites ont également des valeurs trop élevées en benzo(a)pyrène, c'est à dire dépassant la valeur indicative de 0.2 ppm. Ces 7 sites sont répartis dans 6 villes du canton (Fribourg, Marly, Estavayer-le-Lac, Romont, Bulle, Châtel-St-Denis), ce qui nous fait dire que la source de ces pollutions est plutôt diffuse et liée aux activités urbaines. Cette hypothèse est confirmée par les faibles teneurs des prairies permanentes et des sols agricoles en général (chap. 2.6.2). Ces teneurs dépassant la valeur indicative de l'OSol sont toutefois loin du seuil d'investigation de 20 ppm et ne représentent pas de danger pour la population ou l'environnement.

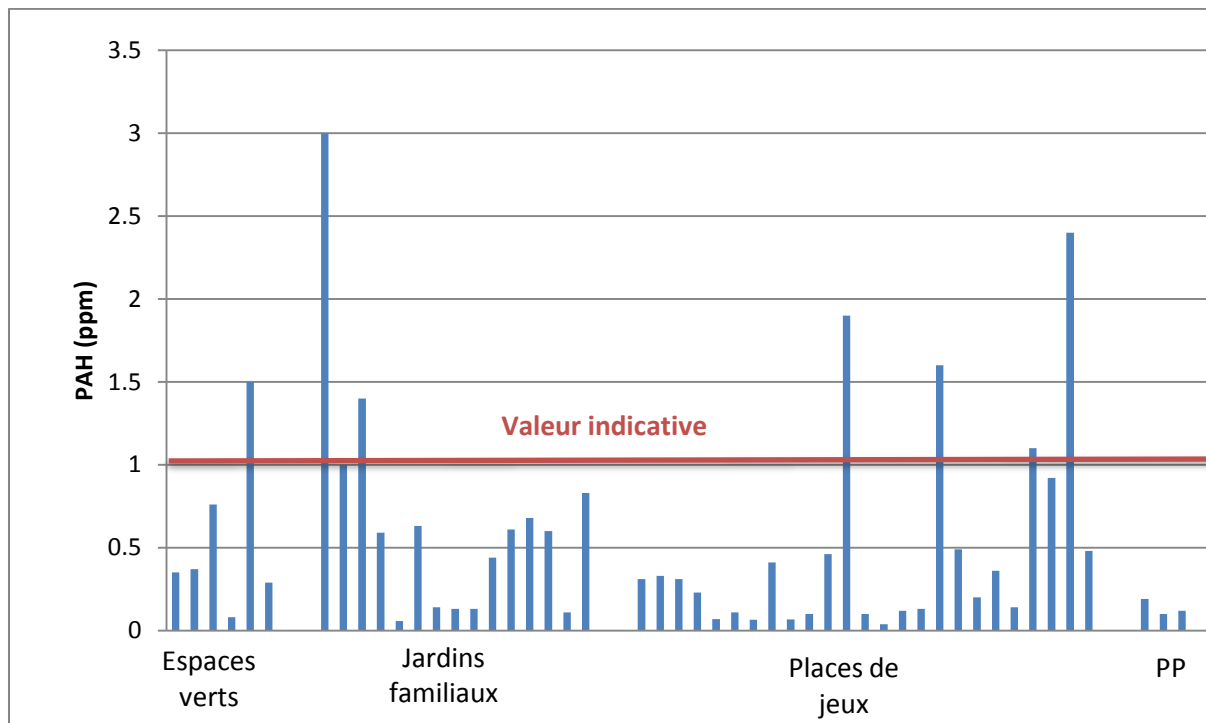


Figure 4.3-1 : Teneurs en PAH des sites urbains

4.3.2 Les polychlorobiphényles (PCB)

La figure 4.3-2 montre des valeurs très basses en PCB, malgré quelques pics dans les jardins familiaux et les places de jeux. L'OSol ne définit pas de valeur indicative pour ce polluant, mais mentionne des teneurs entre 0.006 et 0.08 ppm comme normales dans les sols suisses. Il est à noter que la Confédération a déjà pris toutes les mesures légalement possibles pour supprimer les sources de ces polluants (interdiction des PCB dans la législation sur les toxiques et dans l'ordonnance sur les substances). Toutes les valeurs mesurées se trouvent nettement en dessous du seuil d'investigation OSol de 0.1 ppm.

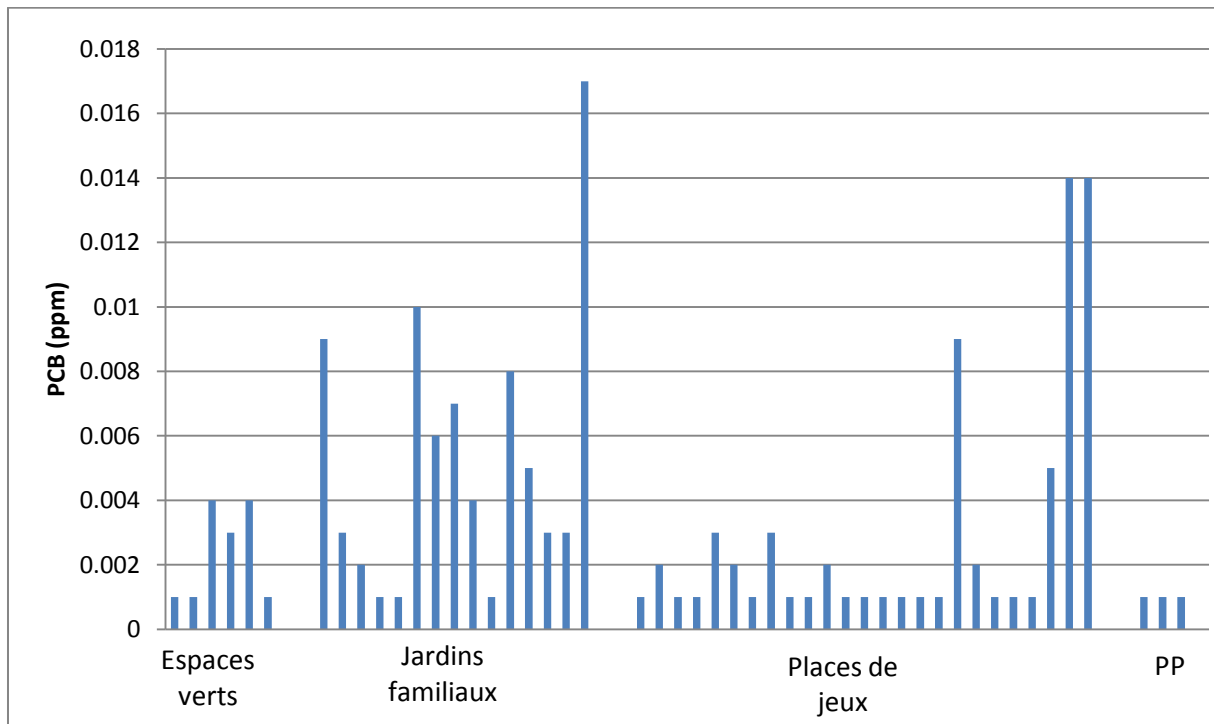


Figure 4.3-2 : Teneurs en PCB des sites urbains

4.4 Synthèse des sols urbains

Comme cela avait été constaté lors du premier cycle de prélèvement, la situation des jardins familiaux est préoccupante; les sols contiennent des quantités importantes de métaux lourds dues à des pratiques inadéquates des locataires des parcelles.

L'utilisation excessive d'engrais ou de produits phytosanitaires est bien souvent due au manque d'information des jardiniers amateurs qui pensent bien faire en exagérant les dosages. Les espaces verts et les places de jeux ont des teneurs normales, à part quelques exceptions.

Une sur fumure importante en phosphore est démontrée dans les jardins familiaux par l'apport d'engrais minéraux et de compost, éventuellement de fumier.

Les éléments Cd, Co, Cr et Ni ne présentent dans aucun des sites urbains de dépassement de la valeur indicative.

Concernant le cuivre, quelques dépassements de la valeur indicative ont été observés, principalement dans les jardins familiaux, s'expliquant par l'utilisation de fongicides. Deux places de jeux présentent un dépassement de la valeur indicative OSol, et un espace vert dépasse même la valeur d'investigation pour risque par ingestion (valeur selon le Manuel « Sols pollués », Mailänder & Hämman, 2005).

L'origine de ces pollutions sur ces trois sites demeure inexplicée mais les valeurs mesurées demeurent sans danger pour les utilisateurs de ces sites.

Pour l'élément plomb, onze sites dépassent la valeur indicative de l'OSol, principalement dans des jardins familiaux ou sur des sites à proximité de grands axes routiers. Sur une des places de jeux, l'origine de la teneur importante en Pb demeure inexplicée.

La valeur indicative du zinc est dépassée dans trois jardins familiaux. Les traitements phytosanitaires, l'utilisation d'engrais et le trafic routier à proximité peuvent expliquer ces valeurs.

Au niveau de micropolluants organiques, 7 sites dépassent la valeur indicative en hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH) et benzo(a)pyrène. Ces dépassements proviennent de pollutions diffuses liées aux activités urbaines et ne représentent pas de danger. Un suivi à long terme est toutefois nécessaire.

Les teneurs en polychlorobiphényles (PCB) sont très basses.

Une information adéquate des jardiniers amateurs les incitant à limiter les apports en engrais et autres produits contenant des traces de métaux lourds a été effectuée à la fin du premier cycle. Une fiche de recommandations intitulée « Comment garder le sol du jardin potager en bonne santé ? » est disponible sur le site du service de l'environnement sous : www.fr.ch/sen/fr/pub/documentation/doc_par_theme/sols/jardins.htm.

D. SOLS FORESTIERS

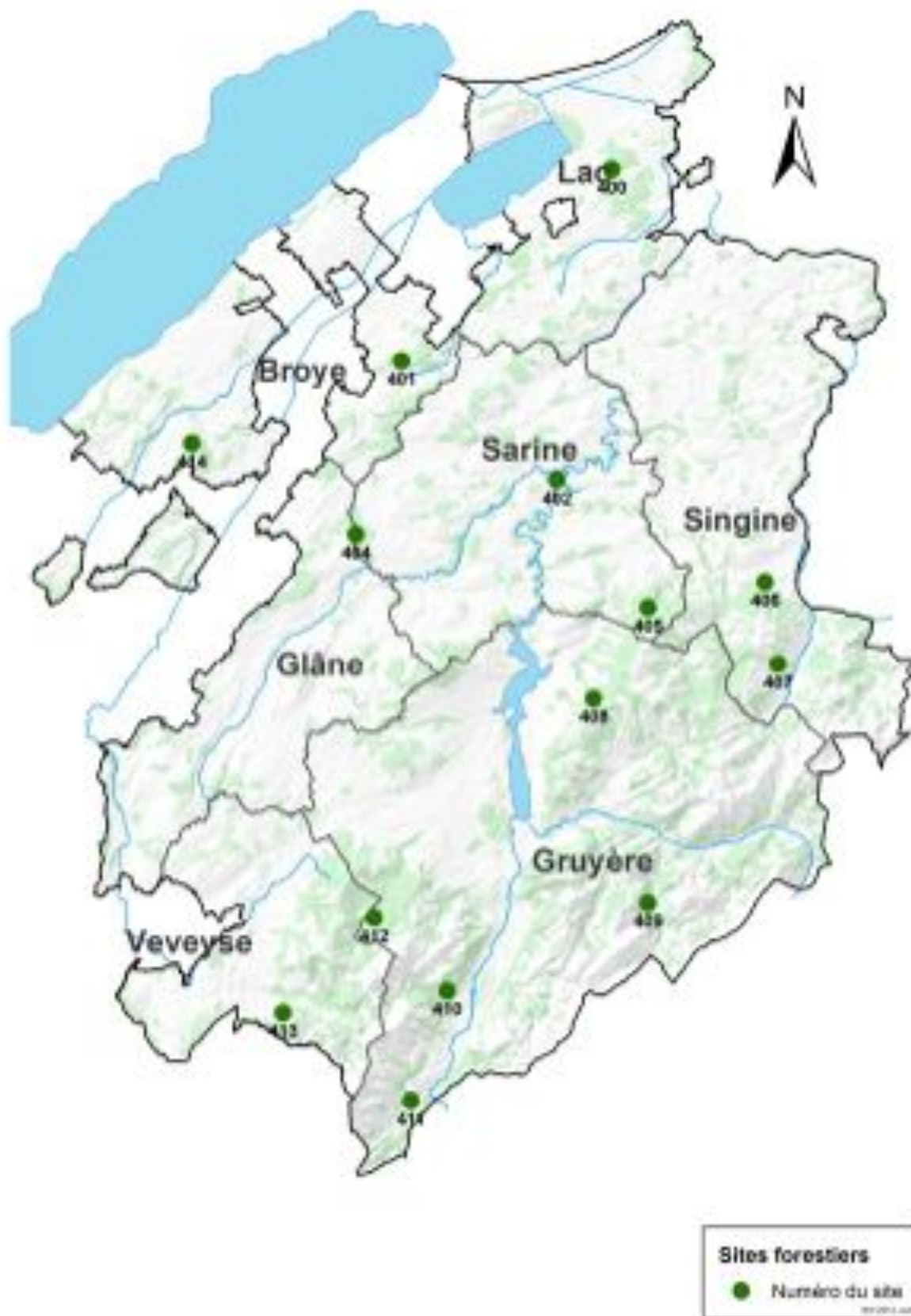
A la demande du Service des forêts et de la faune (SFF), nous avons intégré en 2004 14 sites forestiers dans le réseau FRIBO. Le SFF a déterminé 14 placettes représentatives dispersées sur l'ensemble du territoire (carte 5.1) et prélevé des échantillons de sol. En 2010, il y eu de nouveaux prélèvements sur ces mêmes sites que nous intégrons et présentons comme deuxième cycle dans ce rapport. Au vu du faible nombre de sites et de cycles, nous ne faisons pas de statistique entre les deux cycles, mais présentons de manière graphique les résultats des paramètres importants et potentiellement problématiques en sols forestiers, notamment le pH, l'azote et les métaux lourds.

5. Résultats

5.1 pH

L'acidification des sols et la pollution atmosphérique soumettent la forêt à un stress chronique, qui la rend plus vulnérable aux périodes de sécheresse, aux tempêtes, aux maladies et aux organismes nuisibles tels que le bostryche. L'apport indésirable de nutriments par l'air accélère la pousse des arbres sans leur laisser le temps de s'enraciner suffisamment en profondeur.

Le pH des quatorze sites forestiers se situe entre 4 et 7.3. Onze sites sont acides, voire fortement acides (Figure 5.1-1). Ce phénomène d'acidification des sols forestiers est bien connu, mais la forêt semble s'en accommoder et contourne cette acidité grâce à différentes stratégies. Le site 402 a un pH qui passe de 5.1 à 7.3 entre le premier et le deuxième cycle, ce qui est inhabituel. La cause de cette augmentation pourrait provenir d'un changement de composition des essences, suite à la tempête Lothar les épicéas ont été remplacés par des feuillus.



Carte 5.1-1 : Emplacement des sites forestiers

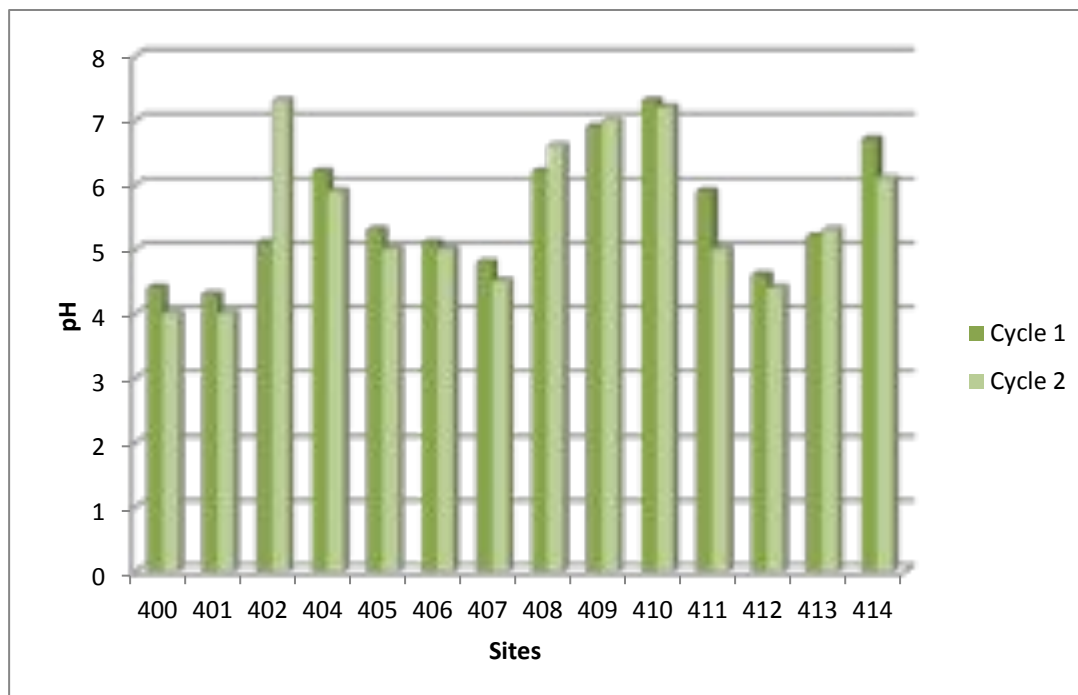


Figure 5.1-1 : Valeurs du pH pour le 1^{er} et le 2^{ème} cycle forestier

5.2 Azote minéral

Les apports d'azote proviennent de la volatilisation des engrais agricoles (engrais de ferme, mais aussi engrais minéraux) et par les processus de combustion (trafic motorisé). Ils se diffusent sous l'action des vents et retombent sur les sols. Des études révèlent que les charges critiques de 10 à 20 kg N/ha sont franchies sur 95 % des surfaces forestières. Sur le Plateau, ces dépôts atteignent 30 à 40 kg par hectare et par an, soit trois fois plus qu'il y a cinquante ans. Les charges critiques sont donc largement dépassées.

La figure 5.2-1 montre que les teneurs en azote minéral (NO₃ + NH₄) des sols analysés sont en général basses, c'est-à-dire en dessous de 30 kg/ha, ce qui est réjouissant. Le deuxième cycle montre cependant des teneurs tendanciellement plus élevées et des teneurs aberrantes sur les sites 407 et 410. Sur le site 407 la teneur élevée pourrait éventuellement être due à la pâture d'un troupeau de bovins ayant eu accès à la forêt durant l'automne. Pour le site 410 la cause reste inexpliquée.

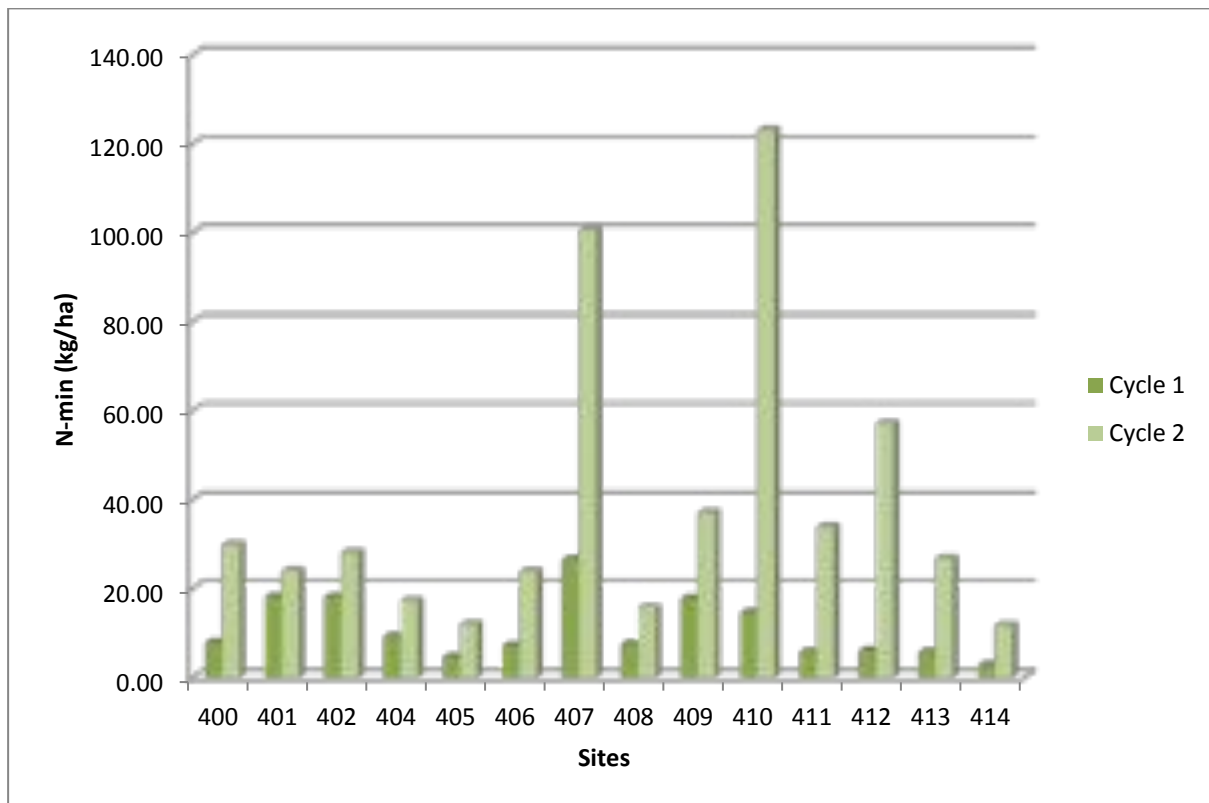


Figure 5.2-1 : Teneurs en azote minéral du sol pour le 1er et le 2ème cycle forestier

5.3 Métaux lourds

Les métaux lourds présents dans les sols forestiers peuvent avoir une origine géologique naturelle, mais également anthropogène via les dépositions atmosphériques.

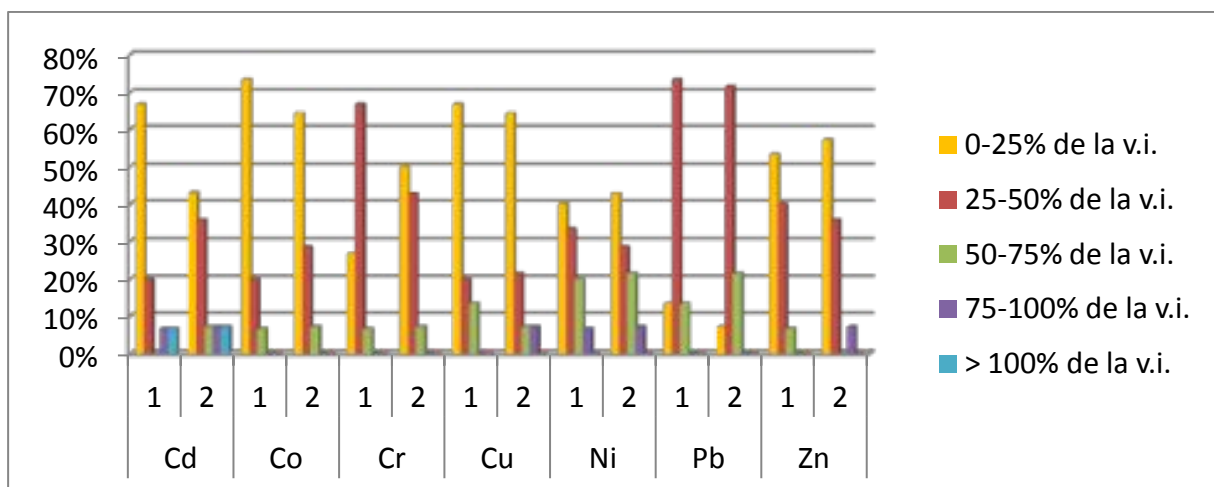


Figure 5.3-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation des métaux lourds selon l'Osol

Sur les 14 sites analysés, seul un site a une valeur supérieure à 100% de la valeur indicative OSol pour le cadmium, dans le premier comme dans le second cycle (Figure 5.3-1). Il s'agit du site 410 qui contient 1.3 ppm de cadmium, valeur juste supérieure à la valeur indicative et nettement inférieure au seuil d'investigation de 2 ppm. Comme expliqué au chapitre 2.4.1, l'origine des ces teneurs élevées est d'origine naturelle.

Les autres métaux lourds ont des teneurs nettement inférieures à la moitié de la valeur indicative.

E. ETUDES PARALLELES ET COLLABORATION AVEC LES INSTITUTIONS

6. Collaboration avec les institutions

De par sa densité, sa pérennité et sa répartition homogène sur tout le territoire fribourgeois, le réseau FRIBO agricole est devenu une référence nationale dans la protection et l'observation des sols. Nos données ainsi que nos échantillons référencés et stockés depuis 1987 intéressent les principales stations de recherche agronomique, notamment Agroscope Changins Wädenswil (ACW) et Agroscope Reckenholz Tänikon (ART), ainsi que l'institut fédéral de recherche sur la forêt la neige et le paysage (WSL) et l'office fédéral de l'environnement (OFEV). Ces collaborations sont bénéfiques également pour le canton de Fribourg, car elles permettent d'approfondir des domaines liés à la physique, la chimie, à la biologie et à la dynamique des sols du canton.

Ces cinq dernières années nous avons participé à quatre projets de recherche, et à une aide à la mise en œuvre, ils sont énumérés et présentés ci-dessous. Nous remercions chaleureusement tous les partenaires pour ces précieuses collaborations.

- > Comparaison de trois méthodes d'analyse biologique pour l'observation des sols à long terme (Kaufmann & al. 2010), collaboration avec ART, De. Hans-Rudolf Oberholzer
- > Utilisation et interprétation des paramètres biologiques du sol, aide à la mise en œuvre, (BSA 2009), collaboration avec le groupe inter cantonal « Biologie du Sol Application ».
- > Statut du phosphore dans les sols agricoles du canton de Fribourg, collaboration avec ACW Changins, Dr. Sokrat Sinaj.
- > Etude du potentiel infectieux mycorhizogène des sols agricoles suisses. Collaboration avec ART et le WSL Dr. Simon Egli.
- > Méthodes géostatistiques robustes pour l'analyse spatiale et la cartographie des propriétés du sol (Keller A. & al., 2011), collaboration avec ART groupe NABO, Dr. Armin Keller.

6.1 Comparaison de trois méthodes d'analyse biologique pour l'observation des sols à long terme

Dans le cadre du groupe de travail « Biologie du Sol Application » (BSA), une étude a été mise en place en 2008 dans le but de comparer la méthode d'analyse de la biomasse microbienne des sols ATP (adénosine triphosphate) développée par Nicolas Maire en 1982 et utilisée dans le FRIBO avec les méthodes SIR (respiration induite par substrat) et FE (extraction par fumigation) utilisées par ART. La comparaison des mesures de la respiration microbienne a également été effectuée (dégagement de CO₂ différents jours après l'incubation).

L'étude statistique de 30 échantillons a démontré des corrélations élevées et significatives ($r = 0.92$ et 0.87) entre les trois méthodes d'analyse (tableau 6.1-1). Une transformation des résultats FE, SIR en ATP et vice et versa est dès lors possible, même si le traitement des échantillons est différent. La méthode ATP fait ses mesures sur des échantillons séchés à l'air ambiant puis ré humectés, alors que les méthodes SIR et FE mesurent des échantillons de sols frais.

Ces résultats positifs apportent une crédibilité supplémentaire à la méthode ATP et justifient la continuation de ces mesures dans le programme FRIBO. Le rapport complet a été publié en 2010 dans le bulletin de la société suisse de pédologie (Kaufmann & al.) et peut être téléchargé sous le lien suivant : http://www.soil.ch/doku/bull30_17_75-80.pdf.

	CO ₂ 4j ART ^{a)}	CO ₂ j4 ^{b)}	CO ₂ j9 ^{b)}	CO ₂ j15 ^{b)}	SIR ^{a)}	FE ^{a)}	ATP ^{b)}
CO ₂ 4j FAL ^{a)}	1	0.79	0.92	0.95	0.95	0.89	0.84
CO ₂ j4 ^{b)}		1	0.91	0.83	0.76	0.88	0.77
CO ₂ j9 ^{b)}			1	0.96	0.91	0.92	0.84
CO ₂ j15 ^{b)}				1	0.9	0.92	0.88
SIR ^{a)}					1	0.92	0.87
FE ^{a)}						1	0.87
ATP ^{b)}							1

a) Préparation des échantillons sans séchage

b) Préparation des échantillons avec séchage

Tableau 6.1-1 : Corrélations de Pearson entre les mesures biologiques

6.2 Utilisation et interprétation des paramètres biologiques du sol

Afin d'encourager l'utilisation des analyses biologiques des sols dans la pratique, le groupe BSA a publié en 2009 une aide à la mise en œuvre pour l'utilisation et interprétation des paramètres biologiques du sol (BSA 2009). Ce document très complet donne une vue d'ensemble des paramètres biologiques, y compris la biomasse ATP et la minéralisation du carbone organique selon Maire, et publie pour la première fois des valeurs de comparaison et de référence pour l'ensemble du plateau suisse.

Les valeurs de comparaison et de référence pour la biomasse ATP et la minéralisation du carbone organique sont issues du réseau FRIBO. Afin de garder une cohérence dans la méthodologie de ce document commun, nous avons recalculé les valeurs à l'aide d'une équation de régression, méthode qui diffère de celle utilisée et publiée en 2003 dans le rapport FRIBO « Evolution des paramètres biologiques des sols agricoles fribourgeois » (Rossier & Dessureault). L'interprétation des résultats ne change cependant pas fondamentalement, nous y avons même gagné en précision avec l'équation de régression qui permet de calculer une valeur de référence très précise pour chaque mesure. Afin de compléter le document, nous y avons ajouté des valeurs pour les paramètres CO₂ j4, CO₂ j9 et rapport CO₂/ATP (tableau 6.4-1). L'interprétation des résultats se fait selon les paramètres retenus dans l'équation de régression, c'est-à-dire pour la biomasse ATP selon la teneur en argile des sols, pour les valeurs issues de la respiration (CO₂ j4, CO₂ j9, Minéralisation du carbone organique) selon la teneur en humus et pour le rapport CO₂/ATP selon le pH des sols.

Le document a été publié en annexe au bulletin BSA n°12 de septembre 2009 et peut être téléchargé sur le site suivant:

<http://www.bafu.admin.ch/bodenschutz/10160/10167/index.html?lang=fr>.

Cultures	Classe	Argile	Biomasse ATP				
		%	< pauvre	< médiocre	satisfaisant	riche >	très riche >
Terres assolées	1	0 - 10	244	310	395	504	641
	2	10 - 20	426	543	691	880	1121
	3	20 - 30	644	820	1044	1330	1694
	4	> 30	1207	1538	1959	2495	3178
Prairies permanentes	2	10 - 20	857	1067	1328	1653	2057
	3	20 - 30	1142	1421	1769	2202	2741
	4	> 30	1846	2298	2860	3561	4431
Cultures	Classe	Humus	CO2 j4				
		%	< pauvre	< médiocre	satisfaisant	riche >	très riche >
Terres assolées	1	<2	2.2	2.6	3.0	3.6	4.3
	2	2 - 4.9	3.1	3.7	4.3	5.2	6.1
	3	5 - 9.9	5.0	5.9	7.1	8.4	10.0
	4	10 - 19.9	8.2	9.8	11.6	13.8	16.4
Prairies permanentes	2	2 - 4.9	6.3	7.4	8.8	10.4	12.2
	3	5 - 9.9	9.3	11.0	13.0	15.3	18.0
	4	10 - 19.9	13.4	15.8	18.6	21.9	25.9
Cultures	Classe	Humus	CO2 j9				
		%	< pauvre	< médiocre	satisfaisant	riche >	très riche >
Terres assolées	1	<2	1.7	2.1	2.5	3.0	3.6
	2	2 - 4.9	2.7	3.3	3.9	4.7	5.7
	3	5 - 9.9	5.0	6.0	7.2	8.7	10.5
	4	10 - 19.9	10.0	12.0	14.4	17.3	20.8
Prairies permanentes	2	2 - 4.9	5.2	6.2	7.4	8.8	10.5
	3	5 - 9.9	6.9	8.2	9.8	11.7	13.9
	4	10 - 19.9	9.0	10.7	12.8	15.2	18.2
Cultures	Classe	Humus	Minéralisation Carbone organique				
		%	< pauvre	< médiocre	satisfaisant	riche >	très riche >
Terres assolées	1	<2	347	398	458	526	604
	2	2 - 4.9	533	613	704	808	929
	3	5 - 9.9	953	1095	1258	1445	1661
	4	10 - 19.9	1820	2091	2402	2759	3170
Prairies permanentes	2	2 - 4.9	1070	1196	1337	1495	1670
	3	5 - 9.9	1521	1700	1900	2124	2374
	4	10 - 19.9	2114	2362	2640	2951	3298
Cultures	Classe	pH	Rapport CO2/ATP				
		%	< pauvre	< médiocre	satisfaisant	riche >	très riche >
Terres assolées	1	<5.9	3.9	4.9	6.1	7.6	9.4
	2	5.9 - 6.7	3.5	4.4	5.4	6.7	8.4
	3	6.8 - 7.2	3.2	3.9	4.9	6.1	7.6
	4	> 7.2	2.9	3.6	4.5	5.6	6.9
Prairies permanentes	1	<5.9	5.2	6.4	7.8	9.5	11.7
	2	5.9 - 6.7	3.8	4.6	5.7	6.9	8.5
	3	6.8 - 7.2	2.8	3.4	4.2	5.1	6.3
	4	> 7.2	2.3	2.8	3.4	4.2	5.2

Tableau 6.2-1 : Valeurs de référence pour les analyses biologiques selon N. Maire, interprétées selon FRIBO, IAG 2010

6.3 Le statut du phosphore dans les sols agricoles du canton de Fribourg

Dans la pratique suisse de fertilisation des cultures, la teneur en phosphore est extraite par les deux méthodes officielles (P-CO₂, P-AAE) décrites au chapitre 2.2.1 de ce rapport. Ces dernières années des avancées significatives ont été faites sur l'identification et l'évaluation des différentes fractions du P du sol. De nouvelles méthodes d'échange isotopiques (Frossard and Sinaj, 1997) permettent de donner des informations sur les trois facteurs (*intensité*, *quantité* et *capacité*) caractérisant la biodisponibilité du P du sol.

Dans le but de tester ces nouvelles méthodes en grandeur réelle, les échantillons de sol des 250 sites FRIBO ont été mis à disposition l'équipe de nutrition des plantes d'ACW Changins pour analyses. Une intense et fructueuse collaboration s'est ainsi développée avec le responsable de cette équipe, le Dr. Sokrat Sinaj. Plusieurs publications sont en cours et seront publiées ces prochains mois, nous le remercions de nous associer à ces publications.

Nous présentons ci-dessous une esquisse de projet qui donne un premier aperçu des différentes méthodes d'évaluation du P-disponible dans les sols agricoles du canton de Fribourg.

ACW | 2012

Le statut du phosphore dans les sols agricoles du canton de Fribourg

Roger Aurélien¹, Nicolas Rossier², Zamir Libohova³ & Sokrat Sinaj¹

¹ Station de recherche Agroscope Changins-Wädenswil ACW, CH-1260 Nyon, ² Institut agricole du canton de Fribourg, 1725 Posieux, ³ USDA-NRCS Centre national de surveillance des sols, Lincoln, NE USA 68508

Objectifs

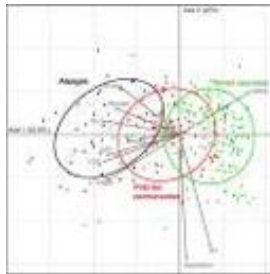
- 1) Caractériser le statut du phosphore (P) sur l'ensemble des sols agricoles du canton de Fribourg
- 2) Evaluer l'effet des propriétés du sol et du type d'utilisation du sol sur le statut du P
- 3) Cartographier divers indicateurs caractérisant le statut du P.

Matériel et méthode

Le réseau FRIBO:

250 sites couvrant l'ensemble du territoire agricole du canton
 → Grande diversité de sols et de pratiques agricoles

Analyse en composante principale (ACP) selon les propriétés physico-chimiques des 250 sites du réseau FRIBO



Variables P étudiées:

- P total, organique & inorganique,
- P disponible: cinétique d'échanges isotopiques (C_p, R/r1 & E1min), extractions chimique (P-NaHCO₃; P-AAE, & P-CO₂)

1) Corrélation entre différentes méthodes d'évaluation du P-disponible

Tous les sites (n = 245)

	P total	P inorganique	P-E1min	P-NaHCO ₃	P-AAE
P inorganique	0.60 ***				
P-E(1min)	0.33 ***	0.67 ***			
P-NaHCO ₃	0.38 ***	0.76 ***	0.77 ***		
P-AAE	0.25 ***	0.70 ***	0.78 ***	0.76 ***	
P-CO ₂	0.13 *	0.48 ***	0.70 ***	0.54 ***	0.82 ***

Sols acides (pH < 6.8, n = 189)

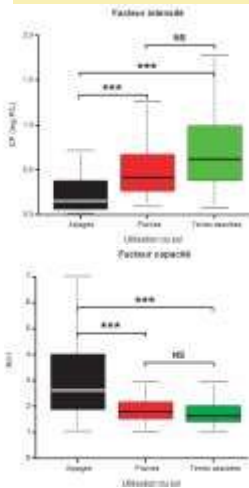
	P total	P inorganique	P-E1min	P-NaHCO ₃	P-AAE
P inorganique	0.63 ***				
P-E(1min)	0.35 ***	0.64 ***			
P-NaHCO ₃	0.33 ***	0.73 ***	0.72 ***		
P-AAE	0.25 ***	0.69 ***	0.76 ***	0.78 ***	
P-CO ₂	NS	0.41 ***	0.72 ***	0.52 ***	0.75 ***

Sols calcaires (pH ≥ 6.8, n = 56)

	P total	P inorganique	P-E1min	P-NaHCO ₃	P-AAE
P inorganique	0.60 ***				
P-E(1min)	0.33 *	0.65 ***			
P-NaHCO ₃	0.55 ***	0.79 ***	0.84 ***		
P-AAE	0.35 **	0.72 ***	0.84 ***	0.79 ***	
P-CO ₂	NS	0.50 ***	0.69 ***	0.57 ***	0.82 ***

La méthode internationale (P-NaHCO₃) est la mieux corrélée avec la méthode de référence (P-E1min), surtout dans le cas des sols calcaires. Parmi les méthodes suisses, P-AAE donne les meilleurs résultats sur l'ensemble des échantillons analysés.

2) Effets du type d'utilisation du sol sur la disponibilité du P



Les terres assolées et les prairies possèdent de plus grandes teneurs en P disponible (C_p et E1min) que les alpages. En revanche, la capacité des sols à fixer le P (R/r1) est bien plus grande dans les alpages que dans les autres types d'utilisation du sol.

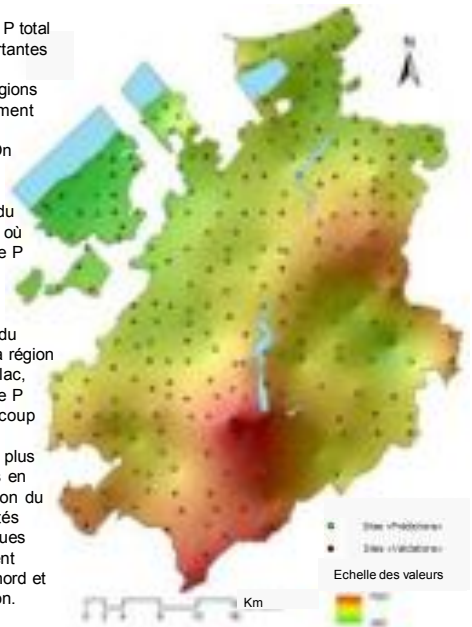
Conclusion: Le réseau FRIBO est un outil idéal pour comprendre la dynamique du P dans les agrosystèmes suisses. Cette étude démontre que l'utilisation du sol, les caractéristiques pédologiques ainsi que le relief influencent la distribution spatiale du P disponible.

Perspectives: Comment séparer l'impact de ces types d'influence ?

3) Cartographie du statut du P sur l'ensemble des sols agricoles du canton de Fribourg

Exemple: carte de prédiction du P total selon un modèle de co-Krigage

Les valeurs de P total sont plus importantes dans le Sud du canton. Ces régions sont principalement occupées par des alpages. On remarque en particulier une région au sud du lac de Gruyère où les quantités de P total sont très fortes. A l'inverse, au nord-ouest du canton, dans la région d'Estavayer-le-lac, les quantités de P total sont beaucoup plus faibles. Cependant, en plus des différences en terme d'utilisation du sol, les propriétés physico-chimiques des sols diffèrent aussi entre le nord et le sud du canton.



6.4 Etude du potentiel infectieux mycorhizogène (PIM) des sols agricoles suisses

Les champignons mycorhiziens sont répandus dans le monde entier. Depuis la nuit des temps, les mycorhizes ont accompagné les plantes dans leur colonisation du système terrestre, et leur rôle fonctionnel est aujourd'hui reconnu de tous. Elles sont une composante importante de nos sols et ont une influence sur leur fertilité. Pour ces raisons, les méthodes de référence des stations fédérales de recherche (FAL, 1996) ont été complétées par une nouvelle méthode de biologie du sol qui permet de déterminer l'activité mycorhizogène dans un échantillon de sol (potentiel infectieux mycorhizogène, PIM) à l'aide d'un biotest (B-MIP).

Après une première étude préliminaire (Egli & al, 2009), le groupe « Mycorhizes » du groupe de travail « Biologie du Sol Application » (BSA) a lancé à l'automne 2009 un nouveau projet visant à fournir une vue d'ensemble du potentiel infectieux mycorhizogène (PIM) des sols agricoles suisses. Plus de 100 sols des réseaux de mesure actuels des KABO et du NABO ont été évalués et des échantillons ont été prélevés au printemps 2010. Les analyses du PIM (% de racines colonisé par l'ensemble des champignons mycorhiziens AMF, % des racines colonisé par les mycorhizes à arbuscules, % des racines colonisées par les mycorhizes à vésicules) effectuées sur des plantes tests ont été complétées par des analyses chimiques, physiques et microbiologiques effectuées sur les échantillons de sols. L'objectif principal étant de vérifier, à partir d'un échantillon représentatif des sols agricoles suisses, si la mesure du PIM peut être un paramètre intégrateur pour évaluer la qualité des sols et d'étudier les principaux facteurs qui l'influencent.

Le réseau FRIBO a contribué à cette étude avec 35 sites comprenant 4 sols nus, 16 prairies, 13 alpages et 2 prairies extensives. Les résultats globaux n'étant pas encore disponibles, nous présentons ici les résultats des sites FRIBO uniquement.

Comme on l'a vu au chapitre 1, les sites FRIBO sont classés selon leur mode d'utilisation. Dans cette étude, l'analyse statistique ne fait pas ressortir le mode d'utilisation comme critère de classement, mais plutôt l'occupation du sol au moment du prélèvement. Nous avons donc défini deux nouvelles occupations du sol en plus des terres assolées, des prairies et des alpages, à savoir le sol nu et la prairie extensive. La figure 6.4-1 montre une colonisation totale des racines par les champignons mycorhiziens plus importante dans les prairies extensives que dans les autres types d'occupation du sol, cette différence n'est toutefois pas significative. La figure 6.4-2 nous donne la même tendance, mais encore moins significative pour le pourcentage de racines colonisées par les mycorhizes à arbuscules. La figure 6.4-3 montre elle une différence significative du pourcentage de racines colonisées par les mycorhizes à vésicules dans les prairies extensives.

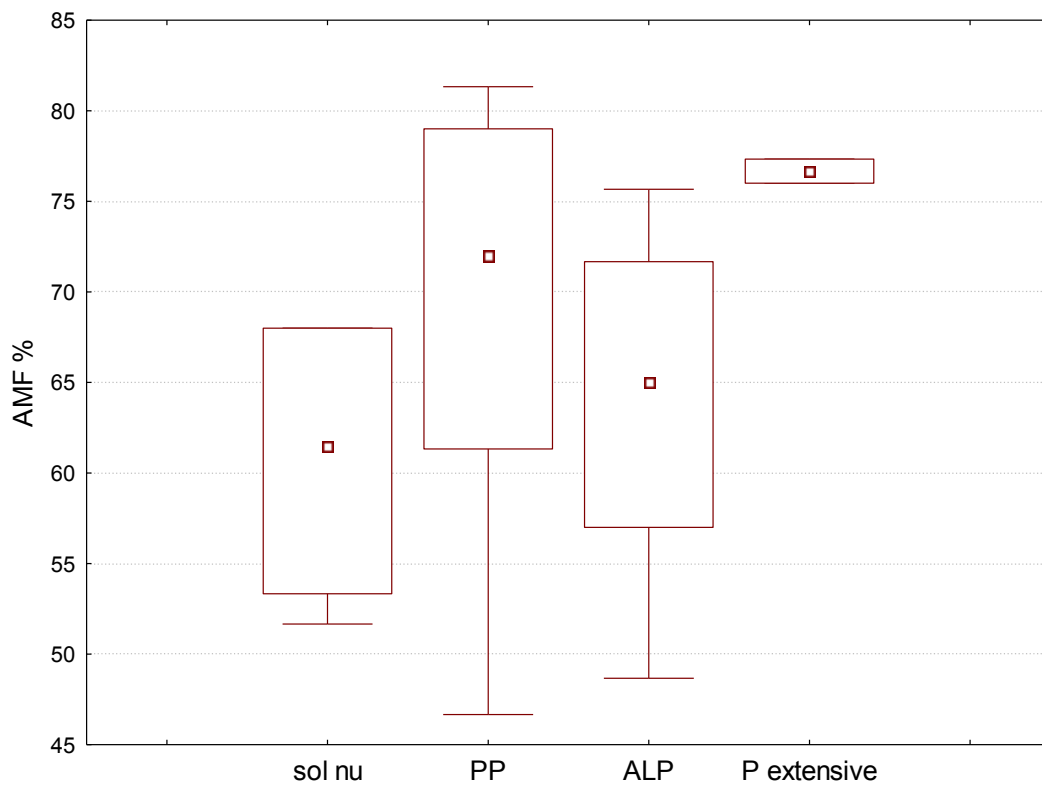


Figure 6.4-1 : Fraction des racines colonisées par les champignons mycorhiziens totaux

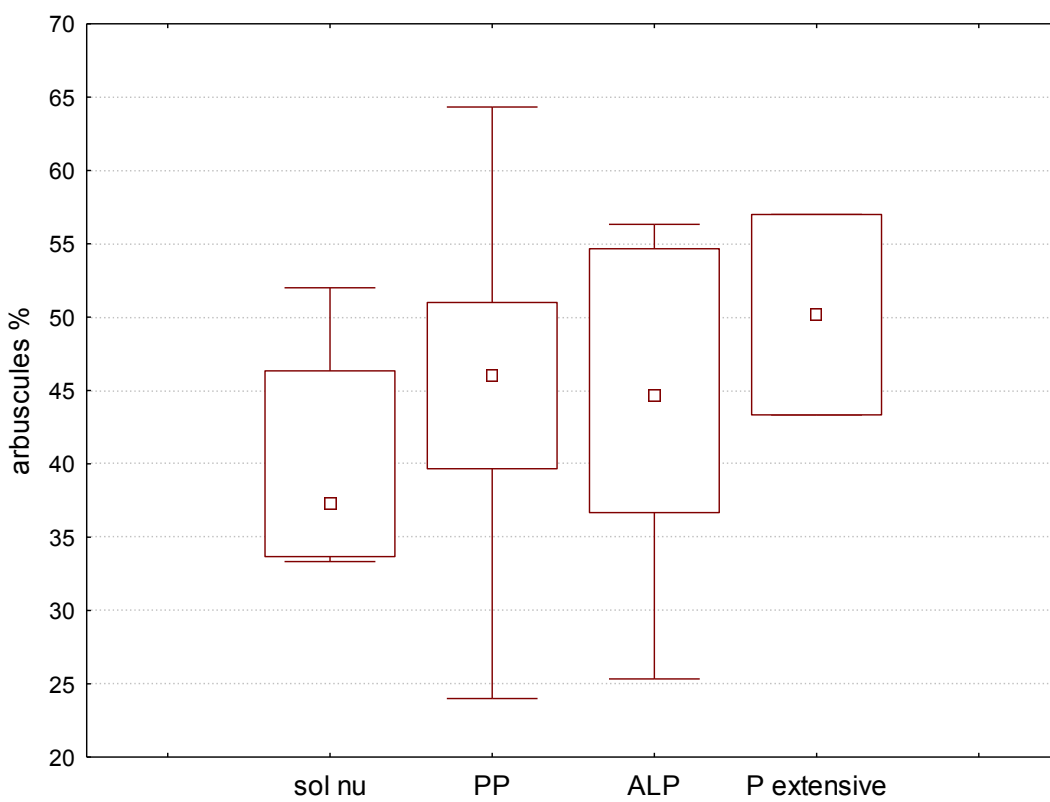


Figure 6.4-2 : Fraction des racines colonisées par les mycorhizes à arbuscules

Ces affirmations ne reposent cependant que sur deux échantillons provenant de prairies extensives et demandent à être confirmées par l'étude globale.

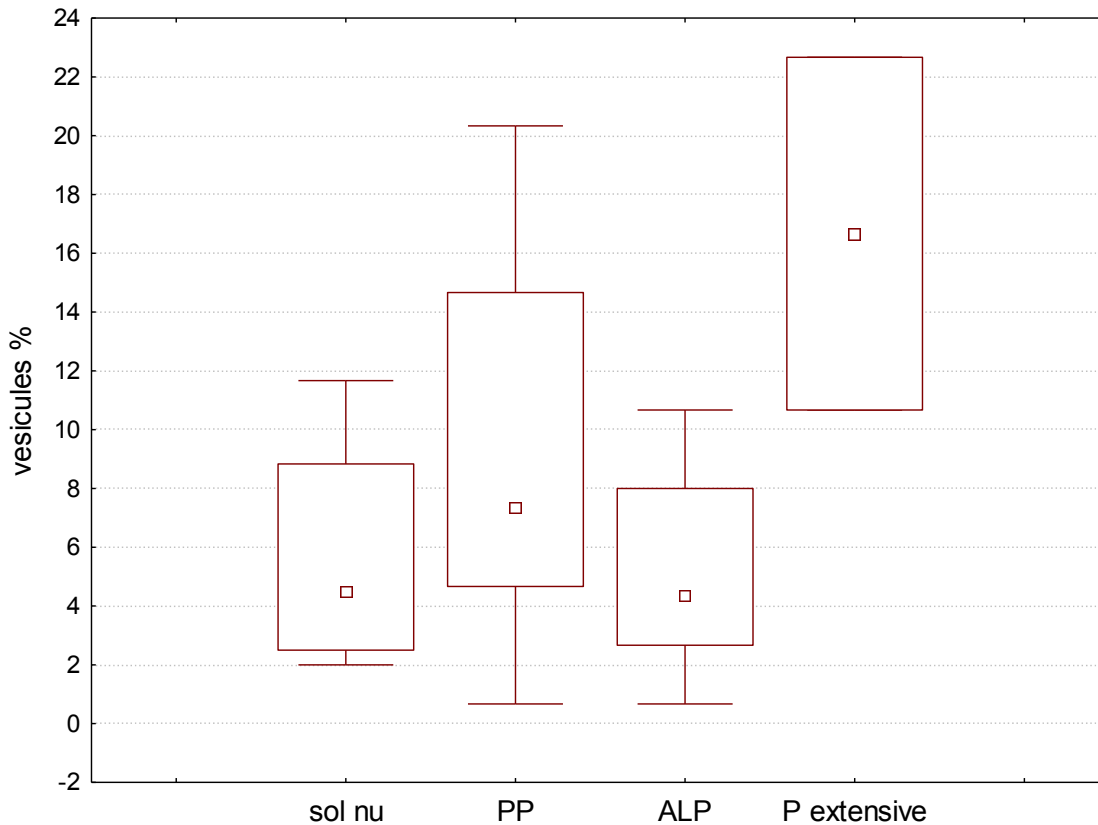


Figure 6.4-3 : Fraction des racines colonisées par les mycorhizes à vésicules

L'analyse des corrélations démontre que ce sont les mycorhizes à vésicules qui sont corrélées avec les paramètres agronomiques classiques et le pourcentage de prairies dans la rotation. Les corrélations les plus élevées sont obtenues avec les teneurs en phosphore totale ($r = -0.58$) et en phosphore organique des sols ($r = -0.54$), (figure 6.4-4). Il n'y a pas de corrélation significative avec les teneurs en phosphore soluble ou assimilable, ni avec les teneurs en potasse. Les mycorhizes à arbuscules n'ont aucune corrélation significative avec les paramètres agronomiques.

En conclusion cette partie fribourgeoise de l'étude montre que l'analyse du PIM n'est qu'un paramètre moyennement intéressant pour évaluer la qualité des sols agricoles, à cause d'une très grande variabilité des résultats et de faibles corrélations au niveau du PIM. Si déjà elle devait être utilisée, il faudrait se concentrer sur les mycorhizes à vésicules. Elle permet par contre de différencier des sols très extensifs sur lesquels aucune fumure n'est appliquée. Cette sensibilité des mycorhizes au phosphore a déjà été mentionnée par plusieurs auteurs, notamment par une étude similaire publiée en 2009 par Egli et al.

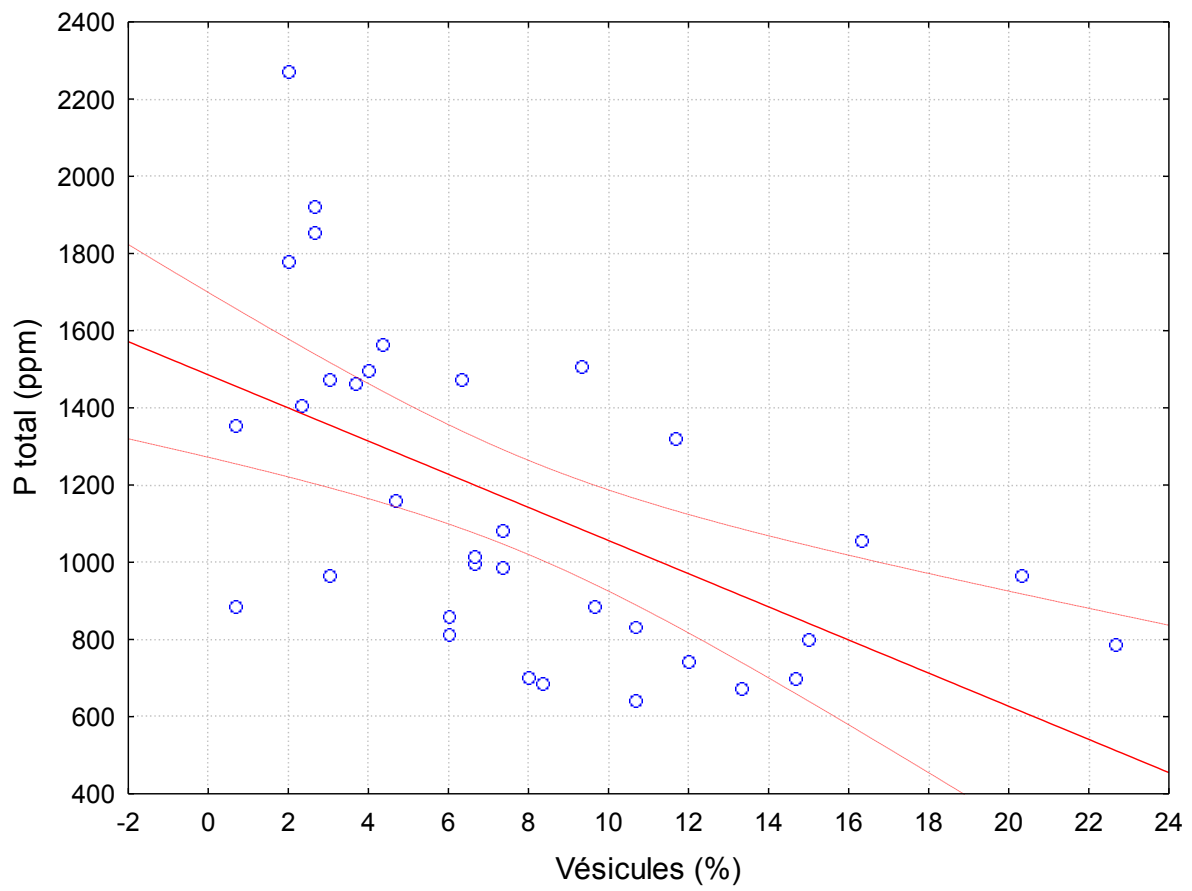


Figure 6.4-4 : Corrélation entre la fraction des racines colonisées par les vésicules et la teneur en phosphore totale du sol ($r = -0.58$, $p < 0.01$)

6.5 Méthodes géostatistiques robustes pour l'analyse spatiale et la cartographie des propriétés du sol

Méthodes géostatistiques robustes pour l'analyse spatiale et la cartographie des propriétés du sol

Keller¹ A., Rehbein¹ K., C. Schwierz² et A. Papritz²

¹Nationale Bodenbeobachtung Schweiz (NABO); ART Agroscope, Zürich

²Institut für terrestrische Ökosysteme, ETH Zürich

6.5.1 Introduction

Le but principal du projet NABODAT, système d'informations sur les sols, est la mise en place d'une base de données sur les polluants des sols en Suisse en collectant les données digitales disponibles et sa mise en relation avec un système d'information géographique (SIG). Le traitement uniforme, structuré et centralisé des données permet de rechercher facilement des informations concernant les sols et ses caractéristiques. Les informations peuvent être visualisées grâce aux fonctions SIG. La combinaison des mesures effectuées sur les sites étudiés avec les fonctions SIG présente un grand intérêt pour les cantons et pour tout utilisateur du système d'information NABODAT. Il est cependant difficile de tirer des conclusions générales concernant les caractéristiques des sols sur la base de quelques données ponctuelles. Des informations plus générales et adaptées au sol sont donc nécessaires dans le cadre des tâches de planification et d'exécution en protection des sols et des cours d'eau, en aménagement du territoire, etc. Aucun outil n'existe aujourd'hui, ni sur le plan cantonal ni sur le plan national, pour l'analyse spatiale et la cartographie de données digitales sur les sols. Il en résulte le besoin de développer des méthodes statistiques appropriées pour des évaluations spatiales et thématiques, mais aussi pour l'interpolation générale des caractéristiques des sols. C'est en cela que les méthodes statistiques robustes jouent un rôle particulier.



Figure 6.5-1 : Répartition spatiale de l'ensemble des 14'000 profils de sol rassemblés par l'ancienne Station fédérale de recherches agronomiques (FAP) de Zürich entre 1963 et 1996.

Dans le cadre de l'évaluation spatiale, les méthodes (géo)statistiques robustes garantissent que les résultats d'une cartographie régionale ne sont pas altérés par les données d'un site qui, localement, divergent fortement du reste de l'échantillonnage. L'utilisation de méthodes statistiques robustes est dans ce cas plus appropriée que l'utilisation de méthodes statistiques standard, car les méthodes statistiques robustes garantissent que les résultats ne sont pas influencés par quelque valeur extrême isolée. Les méthodes statistiques robustes permettent également d'identifier les mesures divergentes et d'en rechercher les causes. Leur utilisation semble donc appropriée dans l'identification de valeurs indiquant une charge locale de polluants lors d'une cartographie régionale et la façon adéquate de les prendre en compte. Les milieux aquatiques et aériens sont relativement homogènes, contrairement aux sols. Les valeurs observées dans les sols peuvent ainsi fortement varier d'un site à l'autre. Voilà pourquoi il est important d'utiliser des méthodes (géo)statistiques robustes pour l'évaluation spatiale et thématique de données concernant les sols. Comme les résultats sont tolérants vis-à-vis des anomalies présentes dans les jeux de données, les méthodes statistiques robustes sont également appropriées pour l'analyse semi-automatique de données et ont l'avantage de pouvoir être aisément utilisées par des personnes peu expérimentées.

6.5.2 Méthodes

6.5.2.1 Approche du krigeage universel robuste

Il existe dans la littérature nombre d'approches et d'algorithmes pour l'évaluation robuste de données environnementales. L'article de Maronna et al. (2006) fournit une introduction à la statistique robuste et celui de Lark (2000) une vue d'ensemble de l'estimation robuste du variogramme. Cette estimation avait au préalable été traitée par des auteurs tels que Cressie et Hawkins (1980) et Genton (1998), puis transformée par Marchant et Lark (2007) et Marchant et al. (2010).

Les aspects théoriques et le développement de la méthode robuste du krigeage universel ont été réalisés à l'ETH de Zürich par Künsch et al. (2010). La méthode ne sera pas décrite ici en détail. En résumé, la variable cible Y du site s est modélisée à l'aide d'une matrice de structure (variables auxiliaires) et à l'aide de variables de Gauss autocorrélées avec espérance nulle et matrice de covariance.

$$Y(s) = x^T(s)\beta + Z(s) + \varepsilon(s)$$

s : site

$x^T(s)\beta$: données de structure (régression)

$Z(s)$: variable de Gauss autocorrélée avec $N(0, V_\theta)$

$\varepsilon(s)$ erreur indépendante (nugget)

L'idée de base de cette approche est que le modèle spatial de variation des variables cibles peut être expliqué à l'aide des variables environnementales disponibles. Ceci peut contribuer à une meilleure compréhension des processus et à l'explication des relations. L'introduction de la fonction de pondération $\psi(r)$ pour les résidus $r = (y - X\beta - z)$ permet la robustesse de cette approche mathématique (voir Maronna et al. 2006). L'estimation des coefficients de régression et les paramètres de l'estimation du variogramme ont lieu simultanément.

La fonctionnalité (géo)statistique du programme SIG « state-of-the-art » ne suffit pas à réaliser des analyses géostatistiques satisfaisantes des données concernant les polluants contenus dans les sols. Dans cette étude de cas, divers programmes statistiques ont été utilisés en complément du programme SIG. Il en est ressorti que le programme statistique R (R Development Core team, 2011) est tout à fait approprié pour les analyses (géo)statistiques nécessaires au projet NABODAT.

6.5.2.2 Etude de cas à Fribourg

La méthode robuste a été utilisée dans le canton de Fribourg (1600 km²) pour la régionalisation de la matière organique dans le sol. La région étudiée se trouve entre le Plateau suisse (400 m d'altitude) et les Préalpes (1800 m d'altitude). Les données ont été collectées à 3 profondeurs différentes (0-20 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) sur 250 sites appartenant au réseau fribourgeois d'observation des sols (Rossier et al. 2007).

Les données de la profondeur 0-20 cm sont tirées de la quatrième série de relevés (période 2001 à 2006) du réseau fribourgeois des sols (fig. 6.5-2). Le réseau d'observation est constitué de mailles de 2 x 2 km réparties sur les quelque 1000 km² de surface agricole utile. Les sols étudiés sont majoritairement des terres agricoles (n=136), mais aussi des surfaces herbagères permanentes (n=67) et des pâturages alpins (n=47). Les relations entre le taux de substance organique contenue dans les sols des sites étudiés et les variables auxiliaires spatiales telles que l'exploitation des terres (statistique de la superficie), les données climatiques (précipitations, température annuelle moyenne), l'altitude, les attributs du terrain (exposition) et les informations résultant de la carte des aptitudes des sols à l'échelle 1 :200'000 pour des mailles de 100 x 100 m (1 ha) sont modélisées et utilisées comme variables explicatives dans l'approche robuste de krigeage universel. D'autres variables explicatives peuvent être tirées de sources de données supplémentaires (comme par exemple la détection à distance (Remote Sensing)).

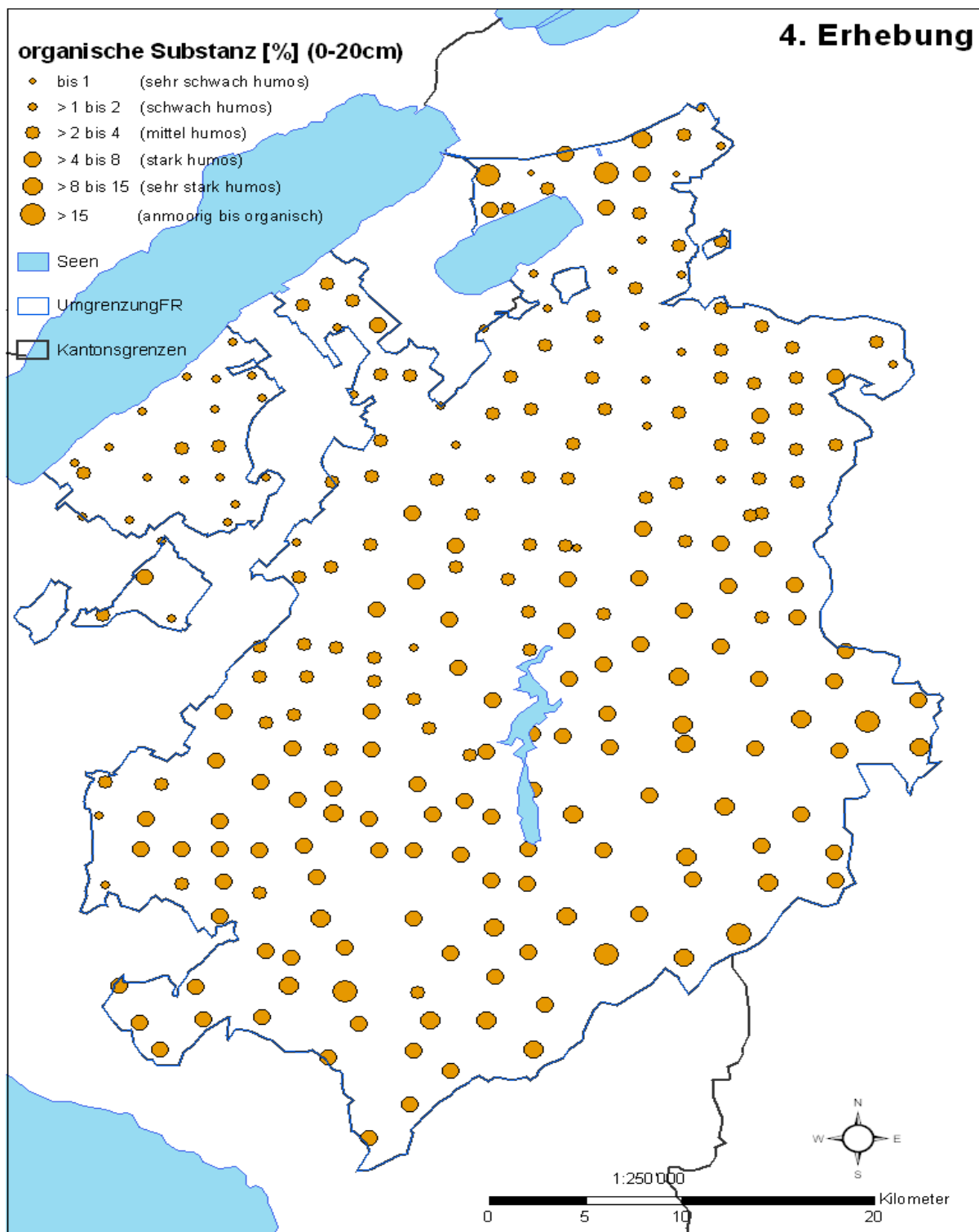


Figure 6.5-2 : Répartition des valeurs de substance organique dans les couches supérieures du sol (0-20 cm) du réseau fribourgeois d'observation des sols (FRIBO).

6.5.3 Résultats

Concernant l'estimation de la divergence avec le modèle de régression, l'altitude (ou les précipitations), l'exposition, l'exploitation des terres et les classes physiographiques de la carte des aptitudes des sols ont montré une relation statistiquement significative avec le taux de substance organique contenue dans les couches supérieures du sol (fig. 6.5-3). Le modèle de régression a expliqué à lui seul env. deux tiers de la variation spatiale de la variable cible ($R^2 = 0.6$ à 0.7). Le variogramme expérimental a pu être modélisé le plus précisément possible grâce à un modèle sphérique.

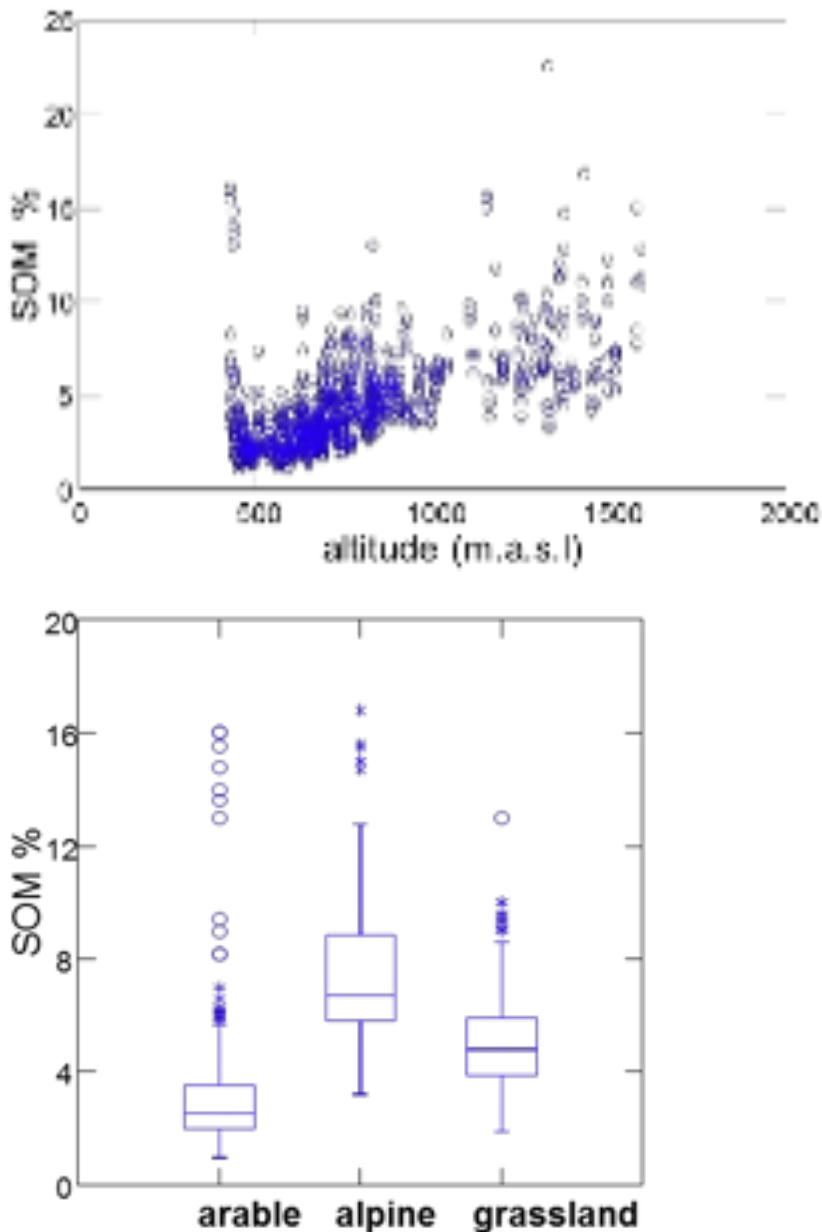


Figure 6.5-3 : Analyse explorative des variables auxiliaires pour la modélisation de la divergence du taux de substance organique contenue dans les couches supérieures des 250 sols étudiés.

La corrélation entre le taux de substance organique dans le sol et l'altitude reflète à la fois la relation étroite à la température annuelle moyenne et aux précipitations annuelles. La figure 6.5-3 démontre clairement les différents taux de substance organique contenus dans les trois principaux types de sols. La figure 6.5-4 présente les valeurs estimées et interpolées pour les mailles de 1 ha.

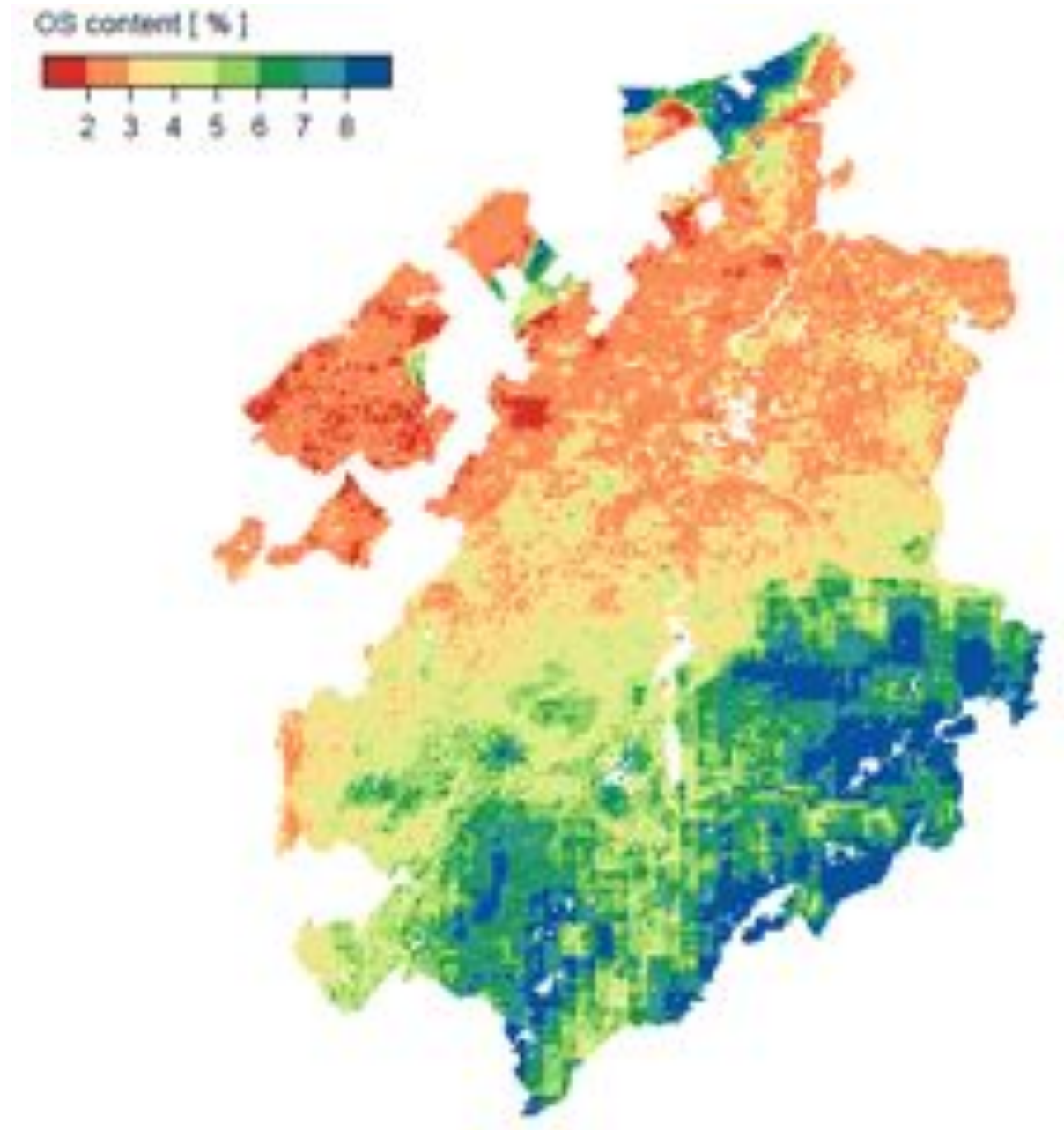


Figure 6.5-4 : Valeurs estimées du taux de substance organique dans les couches supérieures du sol (mailles de 1 ha, modèle sphérique)

Sur la base de l'analyse explorative du jeu de données et de l'analyse des relations des variables cibles avec les variables explicatives et la structure spatiale des résidus, la fonction de pondération peut être choisie pour limiter l'influence des résidus extrêmes. Le calcul a été effectué pour des contraintes importantes de résidus extrêmes. La figure 6.5-5 montre l'effet de la méthode robuste vis-à-vis de la

méthode classique de krigeage (comparaison entre les valeurs estimées classiquement et robustement).

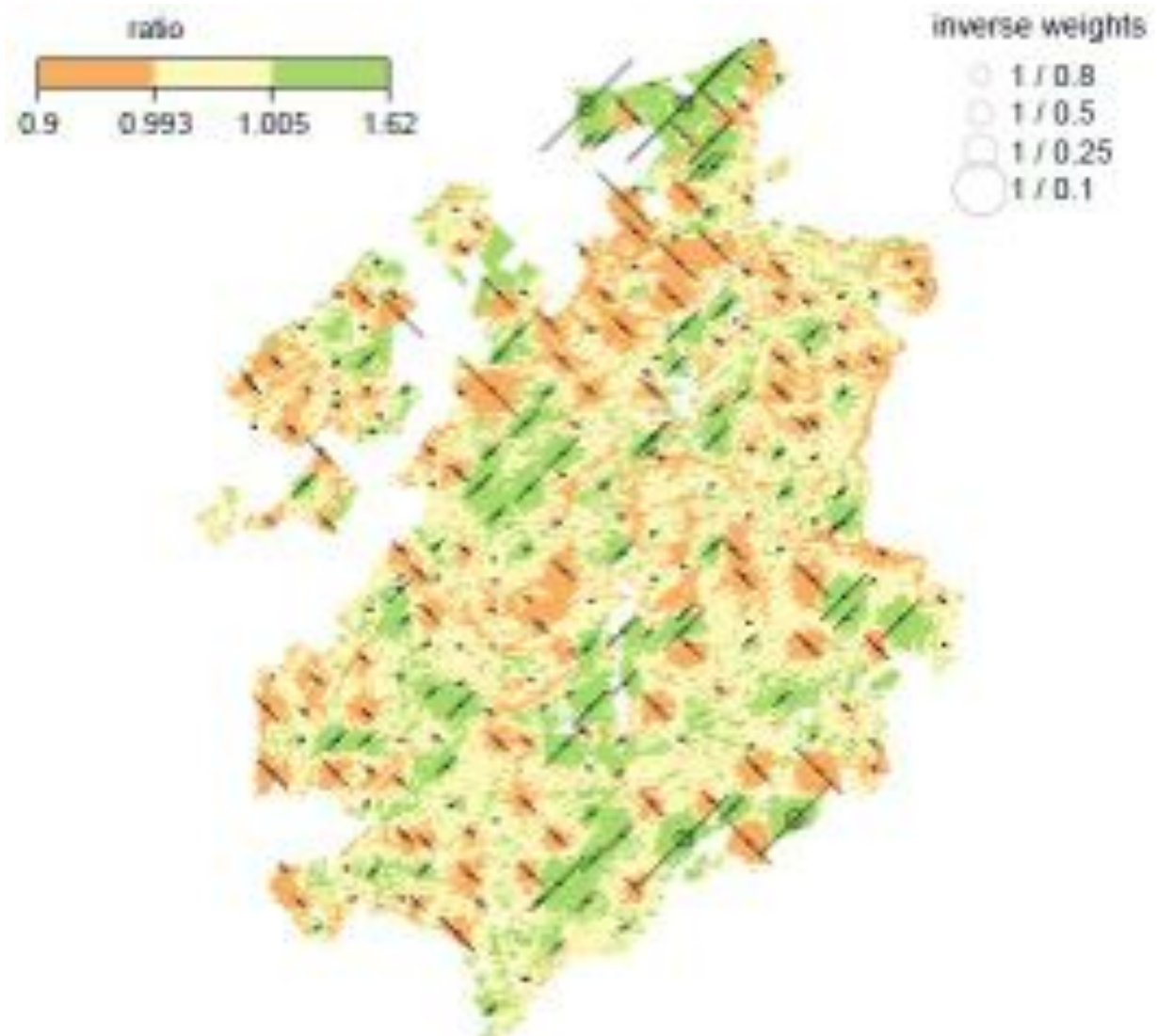


Figure 6.5-5 : Comparaison des méthodes de krigeage universel classique et robuste. L'influence des valeurs à hauts résidus est limitée dans la méthode robuste (grands cercles). (ratio = méthode d'estimation classique / robuste)

Les régions à fonds jaune ont démontré des valeurs estimées de substance organique très similaires entre les 2 méthodes d'évaluation alors que les régions à fonds vert et les régions à fonds orange ont démontré respectivement une surévaluation et une sous-évaluation de la substance organique sur la base de la méthode classique.

6.5.4 Conclusion

La méthode géostatistique robuste développée par Künsch et al. (2010) permet l'analyse spatiale des relations avec les variables cibles (matrice de structure). L'estimation des coefficients de régression de la modélisation de la divergence

spatiale a lieu simultanément avec l'estimation de la fonction de covariance. L'influence de valeurs locales extrêmes peut être plus ou moins limitée par une fonction de pondération. Sur la base des jeux de données hétérogènes concernant les caractéristiques des sols, la méthode d'estimation robuste permet de livrer des valeurs estimées (et des variances estimées) plus fiables que la méthode de krigeage classique.

Mots-clés : géostatistiques, robuste, krigeage universel, caractéristiques du sol, cartographie digitale, Digital Soil Mapping.

F. CONCLUSIONS

Après 25 ans d'observation des sols, le réseau FRIBO montre tout son potentiel et sa valeur pour la préservation et l'amélioration de la fertilité des sols et la protection de l'environnement. Il nous inique les conséquences des pratiques culturales et permet de rendre attentifs les différents acteurs aux modifications naturelles ou anthropiques.

Durant ces 25 dernières années, le réseau FRIBO a rendu les agriculteurs attentifs à l'importance de la teneur en humus, à l'acidification de leurs sols, aux faibles teneurs en bore, à la possibilité de réduire les apports en phosphore sans diminuer les rendements, à l'augmentation des teneurs en potasse des sols dangereuse pour la santé du bétail, à la diminution de la biomasse microbienne et aux dangers des métaux lourds et des micropolluants organiques.

La mise en évidence de la diminution de la biomasse microbienne des sols est un élément nouveau de ce cinquième rapport qui doit être prise au sérieux et qui demande approfondissement. Des moyens supplémentaires doivent être trouvés afin de financer une ou plusieurs études supplémentaires.

Le réseau urbain a rendu les jardiniers amateurs attentifs aux excès de fumure et de traitements avec des produits phytosanitaires et devrait de ce fait contribuer à l'amélioration de leur santé. Il a également permis de se faire une idée de la pollution urbaine qui n'est dans l'ensemble pas inquiétante.

Les différents messages à faire passer et les conseils adéquats sont diffusés et vulgarisés par l'institut agricole de Grangeneuve et le service de l'environnement grâce à ce rapport quinquennal, aux journées FRIBO et à l'élaboration de différentes fiches techniques et articles. Les résultats sont également intégrés dans l'enseignement des cours de pédologie et d'environnement.

Le réseau FRIBO est également devenu une base et une source de données inestimable pour l'approfondissement de différents thèmes liés à la pédologie et permet la collaboration avec plusieurs instituts actifs dans la protection des sols.

G. BIBLIOGRAPHIE

Baize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. INRA, Paris. 408 pages.

Baumgartner H., 2007, Protection de l'air in Environnement 04/07, pages 15-18

Cressie, N. and Hawkins, D. M. (1980). Robust estimation of the variogram: I. *Mathematical Geology*, 12, 115–125.

Desaules A. & Studer K., 1993. Réseau national d'observation des sols (NABO) – Période d'observation 1985-1991. Présentation du réseau et premiers résultats. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne. 177 pages.

Doffey C., 1997. Etude de la variabilité spatiale du cadmium dans les sols de la région de la Dent-de-Lys. Mémoire pour l'obtention d'un Diplôme d'études supérieures en sciences naturelles de l'environnement. EPFL, Lausanne. 58 pages.

Egli S., Oberholzer H.-R., Jansa J., 2009. Influence des facteurs liés au site sur le potentiel infectieux mycorhizogène (PIM) de sols agricoles suisses: étude préliminaire. *Bulletin BSA-VBB n°12 / août 2009*. Pages 7 à 9. Zürich.

FAL (1996). Méthodes de référence des stations fédérales de recherches agronomiques, vol. 2: Analyses de sols en vue de la caractérisation des sites. Stations de recherche ART et ACW.

Frossard E., Julien P., Neyroud J.-A. & Sinaj S., 2004. Le phosphore dans les sols. Etat de la situation en Suisse. *Cahier de l'environnement n° 368*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne. 180 pages.

Frossard, E. & Sinaj, S. 1997. The isotope exchange kinetic technique : a method to describe the availability of inorganic nutrients. Application to K, PO₄, SO₄ and Zn. *Isotopes Environ. Health Stud.* 33, 61-77.

Genton, M. (1998). Highly robust variogram estimation. *Mathematical Geology*, 30(2), 213–220.

Groupe de travail « Biologie du sol – application » (BSA), 2009. Utilisation et interprétation des paramètres biologiques du sol. Aide à la mise en œuvre. 25 pages. Posieux/Berne.

Julien P. & Morand D., 1995. FRIBO : Réseau d'observation des sols agricoles 1987-1994. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale de production végétale, Grangeneuve. 146 pages.

Julien P., Bouchard D. & Niggli T., 2002. FRIBO : Réseau d'observation des sols agricoles 1987-2001. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale des productions animales et végétales, Grangeneuve. 170 pages.

Kaufmann K., Rossier N., Oberholzer H.-R., v. Niederhäusern A., 2010. Vergleich dreier Methoden zur Langzeitbeobachtung der biologischen Bodenaktivität. *Bulletin n° 30 de la société suisse de pédologie*. Pages 75-80.

Keller A. & Desaules A., 2004. Stoffbilanzen für Parzellen der Nationalen Bodenbeobachtung. *AGRARForschung* 11 (11-12). Pages 498-503.

- Keller A., Rossier N. & Desaulles A.**, 2005. Bilans des métaux lourds sur les parcelles agricoles du réseau national d'observation des sols en Suisse. Les cahiers de la FAL 54, Zürich. 61 pages.
- Künsch H.R., Papritz A., Schwierz C., and W.A. Stahel.** (2010). Robust estimation of the external drift and the variogram of spatial data. ETH Zürich. Seminar für Statistik. 8092 Zürich. Switzerland.
- Lark, R.M.** (2000). A comparison of some robust estimators of the variogram for use in soil survey. *European Journal of Soil Science*. 51 : 137-157.
- Loué A.**, 1986. Les oligo-éléments en agriculture. Agri-Nathan International, Paris. 339 pages.
- Mailänder R. A. & Hämmann M.**, 2005. Sols pollués. Evaluation de la menace et mesures de protection. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne. 83 pages.
- Maire N.**, 1984. Extraction de l'adénosine triphosphate dans les sols ; une nouvelle méthode de calcul des pertes en ATP. *Soil Biology and Biochemistry*, 19 491,-500.
- Marchant, B.P. and Lark, R M.** (2007). Robust estimation of the variogram by residual maximum likelihood. *Geoderma*, 140, 62–72.
- Marchant, B.P., N.P.A. Saby, R.M. Lark, P.H. Bellamy, C.C. Jolivet and D. Arrouays.** (2010). Robust analysis of soil properties at the national scale: cadmium content of French soils. *European Journal of Soil Science*, February 2010, 61, 144–152.
- Maronna, R.A., Martin, D. R. und Yohai, V. J.** 2006. *Robust Statistics Theory and Methods*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Meyer K.**, 1991. La pollution des sols en Suisse. Rapport du PRN "sol". Liebefeld-Berne. 241 pages.
- Office fédéral de l'agriculture (OFAG)**, 2006. Rapport agricole 2006. OFAG, Berne. 235 pages.
- OSol, RS 814.12**, 1998. Ordonnance sur les atteintes portées aux sols du 1^{er} juillet 1998.
- Poget E., Rossier N. & Gfeller Laban B.**, 2004. FRIBO urbain : Réseau d'observation des sols en milieu urbain – Inventaire. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale des productions animales et végétales, Grangeneuve. 20 pages.
- R Development Core Team.** 2011. <http://www.R-project.org>, Wien.
- Rehbein, K. und Keller, A.** 2007. Digitale Kartierung von Schwermetallgehalten in den Böden des Kantons Thurgau. Teil 1 Methodik. Berichtsentwurf. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.
- Reutimann J.**, 2006. Kupfer- und Zinc-Einträge durch Rindvieh- und Schweinefutter in landwirtschaftliche Systeme. Technik Semesterarbeit - Studiengang Umweltwissenschaften. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich. 45 pages.
- Rossier N. & Dessureault-Rompré J.**, 2003. FRIBO : Réseau d'observation des sols agricoles 1987-2001 Biologie. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale des productions animales et végétales, Grangeneuve. 98 pages.

Rossier N., Altermath J., Niggli T., 2007. FRIBO. Réseau d'observation des sols agricoles 1987-2006 Biologie. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale des productions animales et végétales, Grangeneuve. 157 pages.

Sinaj S., Richner W., Flisch R., Charles R., 2009. Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages (DBF 2009). Station fédérale de recherches en production végétale de Changins et Station fédérale de recherches en agroécologie et agriculture de Reckenholz. 98 pages.

Stoll P., Kessler J., Gutzwiller A., Bee G., Chaubert C., Gafner J.-L., Bracher A., Jost M., Pfirter H. P. & Wenk C., 2005. Apports alimentaires recommandés et tables de la valeur nutritive des aliments pour porcs (Livre jaune). Agroscope Liebefeld-Posieux, Posieux. 255 pages.

Thöni L. & Seitler E., 2004. Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz – Moosanalysen 1990-2000. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern. 140 pages.

Thöni L., Matthaei D., Seitler E., Bergamini A., 2008. Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz – Moosanalysen 1990-2005. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern. 152 pages.

Tisdale S.L. & Werner L.N., 1975. Soil fertility and fertilizers, 3^{ème} edition. Collier Macmillan Publishin, New-York. 693 pages.

H. ANNEXES

Annexe 1 Données statistiques des différents paramètres

Répartition selon l'utilisation du sol et selon le cycle

Matière organique (%)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	3.2	3.1	3.0	2.8	2.9	4.9	5.1	5.2	5.2	5.3	7.5	7.7	8.3	8.1	8.3
Médiane	2.5	2.5	2.5	2.3	2.5	4.6	4.8	4.8	4.8	5.0	5.9	6.5	6.8	7.1	7.1
Minimum	1.2	1.1	1.2	1.0	1.2	2.2	1.9	2.8	2.7	2.3	3.5	3.9	3.2	3.8	4.5
Maximum	29.1	16.0	16.0	15.5	14.8	10.0	13.0	9.5	10.0	9.8	41.0	29.6	31.2	22.5	22.0
Quartile inférieur	2	2.1	2.0	1.9	2.0	3.8	3.8	4.1	4.0	4.3	5.3	5.9	6.1	6.2	6.2
Quartile supérieur	3.6	3.5	3.3	3.4	3.4	5.9	5.9	6.2	5.9	6.2	8.0	8.2	9.4	9.4	9.0
Ecart-type	2.8	1.9	1.9	1.8	1.9	1.6	1.9	1.6	1.6	1.5	5.5	4.1	4.4	3.2	3.3

pH

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	6.4	6.5	6.4	6.5	6.5	6.2	6.3	6.1	6.2	6.2	6.0	6.0	5.8	5.9	5.9
Médiane	6.2	6.4	6.3	6.4	6.3	6.1	6.3	6.0	6.1	6.1	5.9	5.9	5.6	5.8	5.9
Minimum	5.1	5.2	4.9	5.0	5.3	4.9	5.1	5.2	5.0	5.2	4.7	4.7	4.4	4.8	4.4
Maximum	7.9	7.9	7.9	7.8	8.0	7.5	8.0	7.4	7.5	7.7	7.4	7.4	7.3	7.4	7.3
Quartile inférieur	5.9	6.0	5.9	6.1	6.0	5.7	5.8	5.7	5.8	5.8	5.4	5.3	5.3	5.3	5.2
Quartile supérieur	6.9	6.8	6.9	6.9	7.0	6.4	6.6	6.4	6.4	6.5	6.6	6.6	6.4	6.2	6.3
Ecart-type	0.7	0.6	0.7	0.6	0.7	0.6	0.6	0.5	0.5	0.6	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8

Phosphore CO₂ (indice)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	19.7	16.3	14.8	13.6	13.0	14.2	10.3	9.3	12.2	12.8	5.3	4.3	4.7	4.6	4.0
Médiane	13	11.0	10.0	9.8	9.0	8.4	6.9	7.0	6.8	6.6	4.5	3.3	3.8	3.9	3.5
Minimum	2.9	1.1	2.3	1.4	1.9	1.5	2.4	2.2	1.9	2.1	1.4	1.1	1.1	1.2	1.2
Maximum	115	82.0	75.5	76.8	71.5	51.0	55.0	55.5	136	157.9	15.0	14.0	11.7	13.5	15.4
Quartile inférieur	7.9	6.4	6.0	5.6	5.4	5.4	4.6	4.2	4.7	4.7	3.2	2.3	2.9	2.5	2.5
Quartile supérieur	24	20.0	18.7	16.7	14.1	20.0	11.0	9.1	11.1	11.7	6.6	5.6	5.8	5.7	4.8
Ecart-type	20	15.7	14.1	12.2	12.6	12.6	10.5	9.2	18.2	20.1	3.2	2.6	2.6	3.0	2.6

Phosphore AAE10 (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	83.2	81.8	81.5	83.5	78.8	61.4	69.5	56.4	65.9	66.2	23.7	21.3	20.1	22.1	18.4
Médiane	68.6	66.1	65.6	69.8	63.4	42.6	46.0	39.5	43.8	41.0	20.4	13.7	12.1	16.1	15.0
Minimum	18	7.6	16.4	7.8	12.3	14.0	13.7	8.9	11.1	8.8	10.1	4.3	2.3	1.9	2.1
Maximum	354.2	348.5	286.9	311.0	337.3	333.6	385.3	293.8	439.1	423.6	48.8	86.7	80.9	96.4	66.6
Quartile inférieur	44.1	44.3	38.9	43.2	42.0	23.7	24.7	19.5	26.8	22.0	14.7	9.5	7.1	8.1	7.0
Quartile supérieur	96.6	96.8	104.8	105.5	94.6	68.9	80.8	68.8	72.6	70.2	26.8	27.3	27.4	34.6	22.4
Ecart-type	59.2	58.4	56.8	56.9	54.9	61.4	73.6	54.1	69.2	71.9	12.0	18.0	19.3	19.0	15.7

Potassium CO₂

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	3.2	3.2	3.2	3.3	3.0	2.7	2.7	2.2	3.3	3.7	2.0	1.6	2.1	1.7	1.9
Médiane	2.3	2.6	2.5	2.8	2.4	1.6	1.5	1.4	1.7	1.9	1.2	1.1	1.3	1.3	1.3
Minimum	0.3	0.4	0.5	0.5	0.6	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3	0.4	0.5	0.3	0.5
Maximum	18	16.8	16.6	16.2	11.0	27.0	20.0	15.7	27.3	27.0	18.0	9.5	12.5	8.4	10.2
Quartile inférieur	1.2	1.3	1.4	1.4	1.4	0.8	1.0	0.9	1.1	1.3	0.8	0.8	0.7	0.9	0.8
Quartile supérieur	3.8	4.2	4.6	4.6	4.4	2.6	3.0	2.6	4.2	5.0	2.1	2.0	2.0	1.8	2.2
Ecart-type	3.2	2.7	2.4	2.5	2.0	3.9	3.2	2.4	4.0	4.2	2.8	1.5	2.5	1.5	2.0

Potassium AAE10 (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	163.9	175.2	164.7	163.3	160.4	149.9	169.8	155.7	180.4	196.6	167.1	161.7	195.0	176.1	186.3
Médiane	140.6	155.8	143.6	150.9	149.5	122.3	124.9	125.8	160.3	166.0	125.4	127.4	149.2	150.2	173.8
Minimum	48.2	51.6	63.0	57.5	62.6	48.2	43.9	58.2	49.9	55.5	55.3	68.8	84.2	68.3	52.2
Maximum	702.7	764.5	568.5	539.9	443.3	787.6	818.0	578.0	820.3	748.0	697.2	565.5	598.5	540.0	519.2
Quartile inférieur	95	102.0	105.2	108.6	115.4	96.6	90.6	97.4	99.6	117.5	98.9	101.0	118.5	126.8	123.8
Quartile supérieur	198.6	219.8	213.2	204.2	194.8	162.0	206.1	187.6	220.8	254.3	181.5	203.4	231.7	188.9	212.1
Ecart-type	97.7	99.5	83.5	76.1	65.5	107.5	128.8	93.3	119.7	118.0	115.9	95.1	126.6	90.1	97.1

Magnésium SS

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	7.2	7.2	7.4	7.9	9.0	10.7	10.6	11.8	11.9	13.6	10.1	9.2	9.9	10.1	11.0
Médiane	6.3	6.4	6.6	7.3	7.8	10.6	10.5	12.3	11.1	13.6	8.8	8.3	8.6	9.1	9.0
Minimum	2.7	2.2	3.0	2.5	3.8	3.3	3.4	5.9	3.1	4.5	4.1	2.6	3.7	3.7	3.5
Maximum	24.9	27.9	24.3	30.0	29.7	18.3	18.5	23.8	22.3	25.5	34.1	28.6	36.1	29.5	31.0
Quartile inférieur	4.7	4.9	5.0	5.4	6.5	8.5	8.2	8.8	9.2	11.3	6.5	5.7	6.8	6.9	6.7
Quartile supérieur	8.9	8.5	9.0	9.1	10.6	13.2	13.2	14.0	14.4	16.1	12.0	11.5	11.9	12.9	14.2
Ecart-type	3.5	3.6	3.4	3.8	4.2	3.1	3.5	3.9	3.8	4.4	5.3	5.1	5.4	4.8	5.3

Magnésium AAE10 (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	104.4	116.7	120.6	121.7	128.4	151.4	169.3	176.9	169.8	182.2	153.8	167.4	170.8	162.5	170.2
Médiane	70.7	88.0	95.0	91.5	98.5	144.6	160.5	165.0	154.0	171.0	133.3	134.0	153.5	127.4	142.8
Minimum	18.1	25.0	34.0	27.5	40.2	24.3	44.5	70.5	31.9	53.5	37.8	57.0	52.0	43.4	60.5
Maximum	500.7	600.0	598.0	520.3	589.1	536.7	740.0	716.0	660.6	667.5	599.6	666.0	626.0	675.8	712.3
Quartile inférieur	52.2	71.0	69.0	66.6	78.7	98.5	111.5	119.0	123.0	131.0	77.1	87.0	108.0	94.5	94.0
Quartile supérieur	128.8	128.0	138.0	135.9	135.0	182.8	199.0	213.0	200.1	208.8	188.4	217.0	205.5	191.2	194.7
Ecart-type	86.6	89.5	90.7	89.2	89.1	74.7	96.5	90.5	82.1	80.3	106.9	123.0	107.3	124.8	120.0

Calcium AAE10

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	5219	4782	5181	5017	4796	5836	6297	4924	4512	5234	4777	6163	5122	5255	5563
Médiane	1512	1919	18880	1684	1795	2690	2966	3040	2676	2579	3286	4164	3569	3584	3532
Minimum	1	497	441	312	536	216	668	950	635	706	1	508	588	491	474
Maximum	54744	73020	93050	77030	76648	56752	103440	98800	80705	77962	19450	57580	23580	49047	53798
Quartile inférieur	696	1300	1375	1177	1270	1576	2226	2160	1917	1856	1913	2208	2251	2282	2539
Quartile supérieur	3824	3542	3095	2993	2979	4439	5106	4582	4141	4095	7107	6104	6013	6157	6029
Ecarts-type	10175	9630	12099	11052	10582	10472	14263	11862	9430	11046	4053	8836	4837	7289	7946

Bore (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	0.93	0.89	0.78	0.87	0.77	0.91	0.94	0.99	0.97	0.91	1.00	0.98	1.04	1.01	0.93
Médiane	0.87	0.83	0.72	0.81	0.68	0.90	0.91	0.94	0.91	0.81	0.94	0.98	1.01	0.94	0.85
Minimum	0.24	0.29	0.00	0.38	0.27	0.30	0.41	0.48	0.43	0.25	0.30	0.44	0.52	0.53	0.31
Maximum	2.63	2.15	1.73	3.60	2.26	2.27	1.98	1.80	2.20	2.06	1.76	1.80	1.73	2.24	1.96
Quartile inférieur	0.61	0.66	0.61	0.62	0.55	0.61	0.71	0.77	0.75	0.71	0.79	0.79	0.79	0.77	0.68
Quartile supérieur	1.10	1.07	0.92	0.97	0.91	1.11	1.15	1.17	1.17	1.11	1.23	1.14	1.26	1.15	1.10
Ecarts-type	0.42	0.32	0.27	0.41	0.37	0.39	0.33	0.29	0.35	0.34	0.34	0.30	0.32	0.34	0.44

Fer AAE10 (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
			3	4	5			3	4	5			3	4	5
Moyenne			402	381	373			552	513	510			824	698	706
Médiane			354	322	320			549	458	475			731	579	640
Minimum			140	124	127			213	204	216			260	342	370
Maximum			1'456	1'146	1'227			1'833	1'352	1'473			2'015	3'684	1'355
Quartile inférieur			259	276	261			389	368	392			540	441	462
Quartile supérieur			478	435	428			633	620	571			998	805	811
Ecarts-type			197	172	183			227	213	207			403	510	280

Manganèse AAE10

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
			3	4	5			3	4	5			3	4	5
Moyenne			298	296	293			349	339	350			384	340	385
Médiane			274	277	281			317	321	331			247	219	259
Minimum			85	39	47			46	66	56			33	26	25
Maximum			995	994	1'005			784	919	855			1'529	1'589	1'362
Quartile inférieur			210	201	211			196	205	247			153	116	134
Quartile supérieur			376	363	354			490	435	439			647	569	535
Ecarts-type			135	138	129			176	178	161			321	310	323

Cadmium (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	0.21	0.23	0.20	0.11	0.11	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.5	0.5	0.5	0.4	0.4
Médiane	0.17	0.18	0.14	0.13	0.15	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3
Minimum	0.07	0.04	0.00	0.01	0.01	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0
Maximum	0.81	0.89	0.76	0.60	0.52	0.7	1.0	0.9	0.8	0.8	1.7	1.9	1.3	1.3	2.1
Quartile inférieur	0.13	0.14	0.08	0.01	0.01	0.2	0.2	0.2	0.1	0.0	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2
Quartile supérieur	0.24	0.27	0.28	0.24	0.20	0.4	0.5	0.5	0.3	0.3	0.7	0.6	0.6	0.6	0.5
Ecart-type	0.12	0.14	0.17	0.18	0.16	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.4	0.3	0.3	0.4

Cobalt (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	6.6	5.8	6.3	5.8	5.9	8.3	6.4	7.3	6.4	6.6	8.9	7.2	8.5	7.5	7.8
Médiane	6.0	5.5	6.0	5.3	5.4	7.9	6.0	7.0	6.1	6.5	7.2	6.7	7.3	6.5	6.6
Minimum	3.1	2.9	3.2	2.7	3.1	3.9	3.1	2.8	3.3	3.2	0.7	0.5	0.5	0.7	0.6
Maximum	15.1	14.3	14.8	14.0	13.0	18.6	13.3	12.8	11.6	13.0	30.5	16.7	22.0	19.0	18.0
Quartile inférieur	5.1	4.6	4.9	4.7	4.8	6.2	5.1	5.6	5.1	5.2	4.8	4.1	5.0	4.4	4.8
Quartile supérieur	7.4	6.7	7.0	6.9	6.7	10.1	7.2	8.7	7.4	7.6	9.9	10.0	11.1	11.0	9.4
Ecart-type	2.4	1.8	2.0	1.7	1.7	2.7	1.9	2.2	1.9	2.1	6.0	4.3	5.5	4.8	4.7

Chrome (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	18.3	20.1	23.1	23.3	22.5	22.3	21.4	24.4	24.1	24.4	13.9	12.7	16.7	16.8	16.5
Médiane	16.2	18.5	22.0	22.0	21.7	18.5	20.1	24.2	25.0	25.0	11.9	8.5	14.8	14.0	14.0
Minimum	7.5	6.9	9.3	13.0	13.0	8.1	7.2	5.9	11.9	11.0	4.4	4.3	5.1	5.8	5.6
Maximum	48.8	41.4	62.4	59.0	51.0	58.0	56.0	42.8	52.0	49.0	71.5	42.9	64.6	56.0	58.0
Quartile inférieur	13.0	14.8	16.5	18.0	18.0	15.3	15.0	18.7	19.4	19.0	8.5	6.8	12.1	11.0	11.0
Quartile supérieur	21.6	25.2	28.6	26.0	25.2	27.1	27.5	29.7	28.0	29.0	14.7	15.3	18.0	17.0	17.0
Ecart-type	8.0	7.0	9.0	7.2	7.0	10.4	9.2	7.6	6.6	6.6	11.2	9.0	10.2	10.1	10.4

Cuivre (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	24.3	22.5	21.0	21.3	22.5	19.1	16.4	17.3	15.9	16.6	16.7	14.3	15.9	15.3	16.2
Médiane	15.2	14.5	14.7	14.0	21.7	16.9	14.5	15.7	14.0	15.0	14.6	11.0	12.4	12.5	13.0
Minimum	5.0	4.9	4.0	3.4	13.0	7.7	7.9	7.6	4.5	4.3	5.0	3.3	2.5	3.6	3.3
Maximum	375.0	419.0	372.3	410.0	51.0	99.0	101.0	81.8	96.0	90.9	49.7	49.5	57.8	53.0	56.0
Quartile inférieur	11.1	10.8	10.9	10.1	18.0	13.4	12.1	12.9	11.7	13.0	10.3	8.0	8.2	7.2	8.8
Quartile supérieur	19.5	17.6	18.1	17.0	25.2	20.5	16.7	21.0	17.0	19.0	19.2	18.2	22.3	20.0	21.9
Ecart-type	51.1	50.6	41.6	48.2	7.0	12.1	11.9	9.6	10.6	9.8	10.4	9.7	10.9	10.9	11.2

Nickel (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	24.7	23.7	24.3	23.2	23.1	27.6	24.3	25.7	23.8	25.1	24.3	19.9	22.1	20.5	21.2
Médiane	21.7	21.0	20.8	20.6	20.0	27.0	23.5	25.6	24.0	26.0	18.8	15.2	17.2	16.5	17.0
Minimum	10.4	10.0	10.4	10.0	11.0	12.0	8.5	9.1	9.0	8.2	3.1	2.0	2.1	2.2	2.0
Maximum	65.2	71.2	71.4	69.0	63.0	55.0	59.0	43.7	43.0	52.6	173.0	100.0	113.0	98.9	98.0
Quartile inférieur	17.6	16.4	17.0	16.4	16.0	18.6	16.9	17.6	16.0	17.8	10.0	7.9	10.1	9.0	10.9
Quartile supérieur	30.0	28.7	31.0	28.0	28.0	34.3	29.7	32.1	30.2	31.0	30.5	25.0	26.9	27.0	29.0
Ecarts-type	10.1	9.6	10.3	9.6	9.4	10.4	9.6	8.2	8.1	8.7	29.8	19.5	21.1	18.5	18.8

Plomb (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	14.2	13.5	15.4	13.3	13.6	19.6	16.9	18.5	17.4	26.6	45.0	26.7	30.1	32.3	37.8
Médiane	13.6	12.4	12.4	12.0	12.8	19.2	16.8	18.0	17.0	17.0	22.0	19.6	22.7	21.0	20.4
Minimum	7.5	7.9	7.5	6.7	8.0	11.0	10.6	9.8	8.3	9.1	13.2	11.8	11.7	12.2	13.2
Maximum	31.3	31.4	311.4	29.4	29.0	35.3	32.6	36.7	37.0	760.0	950.0	149.6	296.9	380.0	697.0
Quartile inférieur	11.2	10.5	10.3	9.9	10.6	15.1	14.6	15.2	15.0	14.5	18.9	16.5	18.2	18.0	18.0
Quartile supérieur	16.0	15.9	14.9	16.0	15.0	23.0	18.5	21.3	19.0	20.0	31.1	26.7	28.5	27.8	29.0
Ecarts-type	4.3	4.2	26.0	4.5	4.1	5.2	4.1	4.9	4.6	82.6	138.2	26.5	41.9	54.4	100.7

Zinc (ppm)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	46.5	42.4	45.6	42.7	41.6	63.2	52.7	58.6	51.7	51.6	67.5	61.0	69.6	61.7	61.7
Médiane	41.9	38.9	42.2	38.0	37.9	59.1	51.0	56.7	49.8	50.0	63.3	50.8	61.2	54.0	55.0
Minimum	22.6	23.8	14.3	24.0	23.5	28.0	28.8	29.4	26.0	22.0	27.2	20.5	22.5	20.0	19.0
Maximum	114.0	107.8	142.5	250.0	100.0	141.0	114.0	112.0	100.0	110.0	156.0	143.0	168.8	190.0	170.0
Quartile inférieur	34.8	33.2	35.5	32.0	32.0	46.2	43.0	49.5	42.2	43.8	48.2	40.4	46.2	40.0	40.0
Quartile supérieur	53.5	48.2	50.9	46.0	48.0	73.0	58.6	68.1	57.0	59.0	77.0	72.8	80.5	70.4	67.9
Ecarts-type	16.9	14.1	16.4	23.5	13.9	22.0	16.0	15.8	14.4	14.4	27.7	31.2	33.0	32.9	32.0

Biomasse ATP (ng/g)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	1189	1282	978	838	703	2631	2395	2098	1851	1476	3888	3196	3271	2642	2200
Médiane	940	954	847	694	658	2240	2075	1687	1578	1274	3779	2975	2802	2089	1935
Minimum	197	285	102	223	126	760	720	541	560	356	1467	684	1001	664	807
Maximum	4246	4384	4354	3159	2489	5834	12851	4940	5087	3598	9794	9928	8951	6329	5219
Quartile inférieur	720	683	567	478	388	1692	1370	1230	1095	941	2584	2216	2160	1683	1431
Quartile supérieur	1444	1848	1235	1072	945	3125	2964	2727	2363	1938	4596	3489	4255	3410	2761
Ecarts-type	734	799	611	525	387	1338	1629	1106	1007	695	1795	1667	1717	1399	1054

Minéralisation du carbone organique (mmg MO/g/15j)

	Terres assolées					Prairies permanentes					Alpages				
	Cycles					Cycles					Cycles				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Moyenne	686	691	746	641	664	1564	1553	1685	1556	1493	3408	2666	2737	2529	2575
Médiane	591	617	671	569	567	1414	1434	1548	1498	1432	2979	2346	2521	2305	2575
Minimum	79	252	255	171	210	446	664	939	519	339	1514	1037	1220	1215	955
Maximum	3878	2210	1688	1706	1986	3359	3427	3428	3010	2797	7753	7160	5221	6162	8890
Quartile inférieur	399	445	546	448	428	1184	1245	1273	1186	1101	2671	2132	2141	1906	1962
Quartile supérieur	843	797	947	776	824	2062	1803	1975	1837	1788	3799	2875	3152	3016	2890
Ecart-type	492	329	282	284	332	654	547	554	490	554	1318	1110	881	898	1167

Grangeneuve

Institut agricole de l'Etat de Fribourg IAG
Landwirtschaftliches Institut des Staates Freiburg LIG
Route de Grangeneuve 31, CH-1725 Posieux

www.grangeneuve.ch

Décembre 2012

—

Nicolas Rossier
Adrian von Niederhäusern
Léonie Bongard