

UNIVERSITE DE FRANCHE-COMTE
ECOLE DOCTORALE « HOMME, ENVIRONNEMENT, SANTE »

Thèse en vue de l'obtention du titre de docteur en
SCIENCES DE LA VIE ET DE L'ENVIRONNEMENT

**SENSIBILITE RADIOECOLOGIQUE DES ZONES DE PRAIRIES
PERMANENTES**

Présentée et soutenue publiquement par

Benoit BESSON

Le 9 décembre 2009

Sous la direction de M le Professeur Pierre-Marie BADOT

Membres du Jury :

Cyril FEIDT	Professeur, UR/AFPA - Vandoeuvre-lès-Nancy, Rapporteur
Sergey FESENKO	Professeur, IAEA - Seibersdorf (Autriche)
Pascal FROIDEVAUX	Docteur, IRA - Lausanne (Suisse)
Eric LUCOT	Maître de Conférences HDR, université de Franche-Comté
Laurent POURCELOT	Docteur HDR, IRSN - Cadarache
Yves THIRY	Docteur, ANDRA - Châtenay-Malabry, Rapporteur

Remerciements

Je voudrais remercier tout d'abord Cyril Feidt, Sergey Fesenko, Pascal Froidevaux et Yves Thiry d'avoir accepté de donner leur avis critique sur cette thèse et de faire partie du jury.

Merci à Sylvie Roussel Debet et Catherine Mercat-Rommens pour leur écoute et conseils dans mon projet. Merci aussi à Philippe Renaud pour son accueil au sein du Laboratoire d'Etudes Radioécologique en milieu Continental et Marin (LERCM) et à sa proximité.

Merci à Laurent Pourcelot qui m'a coaché, épaulé, soutenu en toute discrétion. L'œil de l'ingénieur-chercheur a su me réorienter et me conseiller de façon plus qu'efficace. De la même façon, les souvenirs et péripéties de missions sont nombreux. Il me revient par exemple le choix de certains hôtels de Charente, les carottages à la tarière à des températures extrêmes dans le Puy-de-Dôme où des séances natation dans les lacs de montagne.

Merci à l'ensemble des membres du laboratoire Chrono-Environnement de Besançon situé à la place Leclerc. Mon lien avec ce laboratoire n'a pas pris une ride malgré la distance et mes trop courtes visites durant ces trois années. Je tiens bien sûr à remercier Eric Lucot qui a pris soin de se déplacer dans chaque région, chaque station et chaque site. Merci à Pierre-Marie Badot, directeur de thèse, pour son aide et son soutien constant depuis quelques années maintenant.

Je tiens à remercier David Mourier qui m'a accompagné sur les nombreuses missions de terrain dans nos trois régions d'attache. Du début à la fin de la chaîne étudiée, il a su s'investir totalement dans le projet et m'aider plus qu'il ne fallait. De nombreux souvenirs, trop nombreux à énumérer, resteront de cette rencontre. Il n'en reste pas moins que c'est également un formidable compagnon de jogging, le choix de lieux insolites est une de ses spécialités.

Je tiens à remercier un certain nombre de personnes qui ont contribué au bon déroulement de ce projet. Tout d'abord, l'ensemble des éleveurs, au temps qu'ils m'ont consacrés, à leur écoute et à la mise à disposition de leurs parcelles. J'ajouterais que les discussions et les thèmes abordés avec eux ont été personnellement très enrichissants. Un des problèmes de cette étude d'assurer la traçabilité des échantillons prélevés. Ce point est particulièrement délicat dans une étude de prélèvements *in situ*. Je tiens ainsi à remercier l'ensemble des comités de productions fromagères qui nous ont orienté vers des éleveurs coopératifs, et nous ont assuré de la qualité et de l'origine des échantillons prélevés. Je remercie ainsi le GLAC (Groupement des LAiteries coopératives Charente-Poitou) et Mme Roux, le syndicat du St-Nectaire et Mr Reyrol ainsi que le CIGC (Comité Interprofessionnelle du Gruyère du Comté) et Mme Renard.

L'ensemble des mesures ont été réalisé au Laboratoire de Mesure de la Radioactivité dans l'Environnement (LMRE, Orsay). Je tiens à remercier l'ensemble du laboratoire pour son accueil. Je

pense particulièrement à Carole Vivien, Aline Maigret, Beatrice Boulay, Xavier Cagnat et Rodolfo Guriaran.

Je tiens à remercier toute l'équipe du LERCM de l'Institut de Radioprotection et de Sureté Nucléaire (IRSN) installé au bâtiment 153 de Cadarache ! C'est une équipe soudée et pleine de bonne humeur qui m'a accueillie durant trois ans et trois mois. Même s'il est difficile de personnaliser cette entité, je remercie, parmi ceux situés au premier étage : Pascal (pour ses chroniques multiples et son style en ski alpin), Gillou (pour son côté alpinisme qui fait rêver), Alain (pour son imposante stature), Lionel (pour son franc parler), Fred (pour ses lunatiques attitudes), Vaness (l'ingénieuse ingénieur agronome), Christelle (pour son esprit aubagnais). Au rez-de-chaussée, je tiens à remercier Gilles (pour sa représentation du pays marseillais et son sens de l'entreprise), Olivier (pour son atmosphérique vision large), Damien (pour sa perspicace écoute scientifique) et Emmanuelle (partageant mon bureau : pour sa patience et son écoute et ce malgré des lancées réguliers de boule antistress « Doliprane »). Au sous-sol, je me dois de remercier l'électronique Vincent. Franck (« mon sage ami qui scrute les mœurs et coutumes de chacun »), et David (pour son côté VTT-sport-blessure et ses exercices « serrage de main »). Je remercie tout particulièrement Laetitia (« chouchounoute one », pour son exigence et son soutien permanents : elle est le cœur de la communication dans le laboratoire). Je me dois également de remercier Gaellou pour avoir partagé mon bureau : sa verve de jeune chercheur est sans commune mesure, tout un art de recherche en un être. Nous arrivons au remerciement le plus crucial, je tiens donc à m'incliner devant Sabrina, son incroyable compréhension à toute épreuve et à n'importe quelle heure de problèmes de logistiques survenus bien inopinément m'ont été d'une grande aide. Il est à noter que Sabrina est un moteur de la bonne humeur quotidienne au sein du laboratoire, entre autre par la lecture de l'horoscope quelquefois personnalisé.

Cette thèse n'aurait pu exister sans le soutien de l'Institut de Radioprotection et de Sureté Nucléaire (IRSN) ainsi que le conseil régional de Franche-Comté.

Communication

Article

Besson, B., Pourcelot, L., Lucot E., Badot, P.-M., 2009. Variations in the Transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Milk to Cheese. Journal of Dairy Science, In Press.

Mercat-Rommens, C., Roussel-Debet, S., Briand, B., Durand, V., **Besson, B.**, Renaud, P., 2007. La sensibilité radioécologique : vers un outil opérationnel - le projet SENSIB. Radioprotection, 43-3, 277-295.

Communication orale

Besson, B., Pourcelot, L., Lucot E., Badot, P.-M., 2009. Sensibilité radioécologique des zones de prairies permanentes. Journées des thèses IRSN, 28 septembre - 1 octobre 2009, Aussois (73).

Besson, B., Pourcelot, L., Lucot E., Badot, P.-M., 2009. Sensibilité radioécologique des zones de prairies permanentes. XV^{ème} Forum des Jeunes Chercheurs, 25 - 26 juin 2009, Dijon (21).

Besson, B., Pourcelot, L., Lucot E., Badot, P.-M., 2008. Radioecological Sensitivity of Permanent Grassland Areas. International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity, 15 - 20 June 2008, Bergen (Norway). (Poster et Oral)

Besson, B., Pourcelot, L., Lucot E., Badot, P.-M., 2008. Sensibilité radioécologique des zones de prairies permanentes. XIV^{ème} Forum des Jeunes Chercheurs, 12 - 13 juin 2008, Besançon (25).

Besson, B., Pourcelot, L., Lucot E., Badot, P.-M., 2007. Sensibilité radioécologique des zones de prairies permanentes. Journées des thèses IRSN, 1 - 4 octobre 2007, Aussois (73).

Communication poster

Ferrand, E., **Besson, B.**, Piga, D., 2009. Transfert de radionucléides artificiels dans l'environnement. Journée des doctorants et post-doctorants CEA, 15 juin 2009, Cadarache (13).

Besson, B., Pourcelot, L., Lucot E., Badot, P.-M., 2009. Sensibilité radioécologique des zones de prairies permanentes. Ecole-Chercheurs INRA « Dynamique et impacts à long terme des contaminants dans les écosystèmes continentaux », 8 - 11 juin 2009, Pont-à-Mousson (54).

Besson, B., Pourcelot, L., Lucot E., Badot, P.-M., 2009. Radioecological Sensitivity of Permanent Grassland Areas. SETAC Europe 19th Annual Meeting, 31 may - 4 June 2009, Göteborg (Sweden).

Besson, B., Pourcelot, L., Lucot E., Badot, P.-M., 2008. Sensibilité radioécologique des zones de prairies permanentes. Journées des thèses IRSN, 6 - 9 octobre 2008, Vogüé (07).

Ferrand, E., **Besson, B.**, Piga, D., 2008. Transfert de radionucléides artificiels dans l'environnement. Journée des doctorants et post-doctorants CEA, 2 septembre 2008, Cadarache (13).

Briand, B., **Besson, B.**, Le Roux, G., 2007. Approche multidisciplinaire pour étudier l'impact d'une contamination atmosphérique. Journée des doctorants et post-doctorants CEA, 28 juin 2007, Cadarache (13). (Prix du meilleur poster)

Durand, V., Mercat-Rommens, C., Briand, B., Levain, A., **Besson, B.**, 2007. Utilisation du logiciel STICS pour l'évaluation des conséquences d'une pollution radioactive accidentelle du milieu agricole. Conférence STICS/INRA, 20 - 22 mars 2007, Reims (51).

Sommaire

CHAPITRE 1 - ETAT DES CONNAISSANCES	5
A/ Propriétés du ^{137}Cs et du ^{90}Sr. Origine de ces radionucléides dans les prairies permanentes	6
A/1 Caractéristiques physico-chimiques du ^{137}Cs et du ^{90}Sr	6
A/2 Origine et sources des contaminations radioactives en Europe et en France	7
A/2.1 Généralités	7
A/2.2 Accidents majeurs	8
A/2.2.1 Accident de Tchernobyl	8
A/2.2.2 Autres rejets	10
A/2.3 Les dépôts dans les régions d'étude	11
A/3 Caractéristiques générales des retombées radioactives sous forme de dépôts secs, humides et de brouillards	12
B/ Transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr du sol à la végétation prairiale	14
B/1 Facteurs de transfert (Cr et Cag) du ^{137}Cs et du ^{90}Sr	14
B/1.1 Généralités	14
B/1.2 Données de la littérature	14
B/1.3 Migration verticale des radionucléides dans les sols : généralités et modélisations	16
B/2 Paramètres intrinsèques de l'environnement influençant le transfert à la végétation	18
B/2.1 Implication des propriétés physico-chimiques des sols	18
B/2.1.1 Implication des colloïdes minéraux du sol	18
B/2.1.2 Influence des colloïdes organiques du sol	22
B/2.1.3 Implication de la composition de la solution du sol	23
B/2.1.4 Implication de l'humidité des sols	26
B/2.2 Implication des organismes du sol	27
B/2.3 Implication de la végétation prairiale	28
B/2.3.1 Implication de l'espèce végétale considérée	28
B/2.3.2 Implication de la structure du système racinaire et de la croissance de la végétation	30
B/2.4 Implication des particules de sol adhérentes sur la végétation	31
B/2.5 Implication des amendements et de la fertilisation des sols	32
B/3 Modélisation du comportement du ^{137}Cs et du ^{90}Sr	32
B/3.1 Modèle général ECOSYS-87	32
B/3.2 Modèles semi-mécanistiques basés sur les propriétés des sols	33
B/3.3 Modèles semi-mécanistiques basés sur les densités racinaires	35
C/ Transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr de l'alimentation des bovins au lait	38
C/1 Anatomie, physiologie et régime alimentaire des ruminants	38
C/2 Coefficient de transfert (Cft) du ^{137}Cs et ^{90}Sr	38
C/2.1 Définition	38
C/2.2 Données existantes	38
C/3 Paramètres intrinsèques de l'environnement influençant le transfert au lait	43
C/3.1 Implication de la ration alimentaire quotidienne ingérée	43
C/3.2 Influence de la qualité de la ration alimentaire	43
C/3.3 Implication de l'ingestion de sol contaminé	45
C/3.3.1 Qualité du pâturage	46
C/3.3.2 Qualité du sol	46
C/3.4 Implication de l'âge sur l'absorption	46
C/3.5 Implication du rendement laitier et du nombre de lactation	47
C/3.6 Implication des minéraux ajoutés à la ration	47
C/4 Modélisation du comportement du ^{137}Cs et du ^{90}Sr	48
D/ Transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr du lait aux produits dérivés	52

D/1 Facteur de transformation (Pf), Transfert direct et Facteur de rétention (Fr) du ¹³⁷ Cs et du ⁹⁰ Sr	52
D/1.1 Définition	52
D/1.2 Données existantes	52
D/2 Paramètres intrinsèques de l'environnement influençant le transfert aux produits fromagers	54
D/2.1 Implication de la qualité de l'alimentation	54
D/2.2 Implication de l'état physiologique des bovins	55
D/2.3 Implication des procédés de fabrication	55
B/3 Modélisation du comportement du ¹³⁷ Cs et du ⁹⁰ Sr dans le transfert aux produits fromagers	55
CHAPITRE 2 - MATERIELS ET METHODES	57
A/ Méthodes d'étude de la variabilité naturelle des régions et des stations d'étude	58
A/1 Variabilité naturelle des régions	58
A/2 Variabilité naturelle des stations	58
B/ Méthodes d'échantillonnage	61
B/1 Sol	61
B/2 Végétation prairiale	62
B/3 Fourrage sec, enrubannage et ensilage de maïs	62
B/4 Lait et produit laitier	62
C/ Indicateurs de sensibilité : mesure des activités en ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr et calcul des coefficients	63
C/1 Préparation des échantillons	63
C/2 Mesure des activités en ¹³⁷ Cs	64
C/3 Mesure des activités en ⁹⁰ Sr	65
C/4 Calcul des coefficients de transfert	66
D/ Méthodes d'acquisition des facteurs de sensibilité	68
D/1 Transfert sol-végétation prairiale	68
D/2 Transfert alimentation-lait	73
D/3 Transfert lait-produits laitiers	74
E/ Analyses statistiques des données	74
E/1 Analyse unidimensionnelle	75
E/2 Classification ascendante hiérarchique	75
E/3 Régression linéaire	75
E/4 Analyse en Composantes Principales (ACP)	75
CHAPITRE 3 - CHOIX DES STATIONS ET DES SITES D'ETUDE A PARTIR DE LA VARIABILITE DES FACTEURS DU MILIEU	77
A/ Les milieux naturels dans les zones de productions fromagères	78
A/1 Charente	78
A/1.1 Le bassin laitier du Coulommiers	78
A/1.2 Contexte géologique : une importante variabilité des terrains	79
A/1.3 Contexte topographique : de faibles variations d'altitude	80
A/1.4 Contexte climatique : un climat océanique à faibles précipitations	81
A/1.5 Choix des stations	82
A/2 Puy-de-Dôme	83
A/2.1 La zone AOP St-Nectaire	83
A/2.2 Contexte géologique : un volcanisme tertiaire et quaternaire	84
A/2.3 Contexte topographique : une zone d'altitude élevée	84
A/2.4 Contexte climatique : une influence océanique et continentale	86
A/2.5 Choix des stations	88
A/3 Jura	89
A/3.1 La zone AOP Comté	89

A/3.2 Contexte géologique : des roches sédimentaires carbonatées	89
A/3.3 Contexte topographique : des altitudes contrastées	94
A/3.4 Contexte climatique : une grande variabilité des étages bioclimatiques	95
A/4 Choix des stations	98
B/ Cartographie des types de sols des stations d'étude et choix des sites d'étude	99
B/1 Charente	99
B/1.1 Curac (C90)	99
B/2.2 St-Laurent de Cérés (C150)	102
B/2.3 Abzac	105
B/3 Puy-de-Dôme	110
B/3.1 St-Diéry (P860)	110
B/3.2 Beaune-le-Froid (P1040)	113
B/3.3 Péalat (P1140)	116
B/4 Jura	119
B/4.1 Moisse (J220)	119
B/4.2 Tourmont (J260)	122
B/4.3 Franois (J280)	125
B/4.4 Doucier (J520)	128
B/4.5 Plasne (J560)	131
B/4.6 Silley (J620)	134
B/4.7 Le Russey (J890)	137
B/4.8 Longchaumoisi (J920)	140
B/4.9 St-Antoine (J980)	143
C/ Bilan sur les types de sols rencontrés et sur les sites étudiés	146
 CHAPITRE 4 - HIERARCHISATION DES FACTEURS DE SENSIBILITE DES SOLS A LA VEGETATION	
	149
A/ Bilan du nombre d'échantillons prélevés et des analyses radiologiques effectuées	150
B/ Variabilité spatiale et saisonnière des indicateurs de sensibilité	151
B/1 Activités en ¹³⁷ Cs et ⁹⁰ Sr dans les sols	151
B/1.1.1 Activités massique et surfacique des sols de surface	151
B/1.1.2 Activités massique et surfacique en profondeur	157
B/2 Activités en ¹³⁷ Cs et ⁹⁰ Sr dans la végétation prairiale et l'ensilage de maïs	162
B/2.1.1 Végétation prairiale	162
B/2.1.2 Ensilage de maïs	166
B/3 Coefficients de transfert de ¹³⁷ Cs et ⁹⁰ Sr à la végétation prairiale et à l'ensilage de maïs	167
B/3.1.1 Transfert à la végétation prairiale	167
B/3.1.2 Transfert à l'ensilage de maïs	172
C/ Variabilité spatiale et temporelle des facteurs de sensibilité	175
C/1 Facteurs de sensibilité liés au climat	175
C/2 Facteurs de sensibilité liés aux propriétés physico-chimiques des sols	180
C/2.1.1 Analyse granulométrique	182
C/2.1.2 Teneurs en matière organique	186
C/2.1.3 pH	189
C/2.1.4 Capacité d'Echange Cationique (CEC) et cations échangeables	191
C/3 Facteurs de sensibilité liés à la végétation prairiale	199
C/4 Facteurs de sensibilité liés aux particules de sol adhérentes sur la végétation	211
C/5 Facteurs de sensibilité liés aux pratiques agricoles	215
D/ Hiérarchisation des facteurs de sensibilité	217
D/1 Hiérarchisation des facteurs de sensibilité par analyse qualitative	217
D/2 Hiérarchisation des facteurs de sensibilité par analyse multivariée	221
D/3 Hiérarchisation des facteurs de sensibilité par analyse des relations linéaires	223

D/4 Hiérarchisation des facteurs de sensibilité par discrétisation et tests de comparaison multiple	228
E/ CONCLUSION	232
CHAPITRE 5 - FACTEURS DE SENSIBILITE DES ALIMENTS DESTINES AUX BOVINS ET DES PRODUITS LAITIERS	233
A/ Bilan du nombre d'échantillons prélevés et des analyses radiologiques effectuées	234
B/ Transfert du ¹³⁷ Cs et du ⁹⁰ Sr dans le lait	235
B/1 Variabilité spatiale et saisonnière des indicateurs de sensibilité	235
B/2 Facteurs de sensibilité du transfert au lait	243
C/ Transfert du ¹³⁷ Cs et du ⁹⁰ Sr du lait aux produits laitiers	253
C/1 Variabilité spatiale des indicateurs de sensibilité	253
C/2 Facteurs de sensibilité du transfert au lactosérum et aux fromages	254
CHAPITRE 6 - DISCUSSION GENERALE : HIERARCHISATION DES FACTEURS DE SENSIBILITE DES SOLS AUX PRODUITS FROMAGERS	256
A/ Comparaison des indicateurs de sensibilité à chaque maillon de la chaine allant du sol aux produits laitiers	257
A/1 Bilan des activités et des coefficients de transfert Cr du ¹³⁷ Cs et du ⁹⁰ Sr	257
A/2 Représentativité, limites et perspectives de l'étude des indicateurs de sensibilité à chaque maillon	260
B/ Représentativité, limites et perspectives de l'étude des facteurs de sensibilité à chaque maillon	263
B/1 Transfert du sol à la végétation	263
B/2 Transfert de l'alimentation au lait	267
B/3 Transfert du lait aux produits laitiers	268
C/ Caractérisation de la sensibilité radioécologique du ¹³⁷ Cs pour un environnement donné	268
C/1 Transfert sol-végétation prairiale	268
C/2 Transfert de l'alimentation au lait	270
C/3 Caractérisation du transfert du sol au lait	271
CONCLUSION	272
Bibliographie	274
Annexes	287
Annexe 1-1 : Les différents types de fromages et leur mode de fabrication	287
Annexe 2-1 : Exemple de fiche terrain de description des sols à la station J920 (Longchaumois, Jura).	290
Annexe 2-2 : Exemple de fiche éleveur à la station J920 située dans la commune de Longchaumois (Jura).	291
Annexe 4-1 : Dendrogrammes des activités, coefficients et facteurs de sensibilité comparant les stations étudiées.	292
Annexe 4-2 : Analyse en composantes principales (ACP) des axes 1-3 comparant les prélèvements des régions d'étude et les facteurs de sensibilité du ¹³⁷ Cs (Figure A) et ⁹⁰ Sr (Figure B).	294
Annexe 4-3 : Discrétisation des coefficients de transfert agrégés (Cag) du ¹³⁷ Cs vis-à-vis des facteurs de sensibilité	295

Index des figures

Figure 1-2 : Chaîne de désintégration du ^{90}Sr (Roussel-Debet et Beaugelin, 2005).	7
Figure 1-3 : Principales trajectoires suivies par les panaches correspondant aux rejets successifs consécutifs à l'accident de Tchernobyl. A : rejets émis le 26 avril et atteignant la Scandinavie le 28 avril (explosion). B : rejets émis le 27 avril et atteignant la France à partir du 30 avril à la suite de l'incendie (Renaud et <i>al.</i> , 2007).	9
Figure 1-4 : Carte européenne des dépôts de ^{137}Cs après l'accident de Tchernobyl (CEC, 1998). La variabilité des dépôts en Europe provient de trajectoires successives de masses d'air contaminées et des précipitations pluvieuses.	10
Figure 1-5 : Carte des activités en ^{137}Cs potentiellement présentes dans les sols en 2006 et résultant du cumul des retombées des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère et de l'accident de Tchernobyl (Renaud et <i>al.</i> , 2007).	11
Figure 1-6 : Représentation schématique de la structure des argiles micacées (Duchaufour, 2001).	19
Figure 1-7 : Représentation schématique d'une particule de mica (taille de 10^{-6} à 10^{-7} en A/, Valcke, 1993) et représentation schématique de l'adsorption du ^{137}Cs dans l'illite (B/, Absalom et <i>al.</i> , 1996). FES : <i>Frayed Edges Sites</i> .	20
Figure 1-8 : Structure humique hypothétique différenciant les acides humiques et fulviques (Morel, 1996).	22
Figure 1-9 : Activités en ^{137}Cs dans des espèces spécifiques provenant de prairies islandaises entre 1994 et 1997. Les échantillons sont prélevés en juillet, début septembre et fin septembre. En 1997, les prélèvements sont réalisés en septembre (Palsson et <i>al.</i> , 2002).	30
Figure 1-10 : Concentration en ^{137}Cs (Bq L^{-1}) dans le lait. Série temporelle d'une station alpine durant l'été 2003 et modélisation de la mise à l'équilibre avec quatre paramètres libres (Figure A), 3 paramètres (B) et des paramètres provenant d'autres auteurs (C) (Lettner et <i>al.</i> , 2007).	49
Figure 1-11 : Comparaison entre le calcium ingéré et le coefficient de transfert (Cft) pour le strontium (Beresford et <i>al.</i> , 1998 ; Beresford et <i>al.</i> , 2000b). Les courbes représentent les valeurs prédictives issues de l'équation de Comar (1966) et sont basées sur des valeurs de calcium dans le lait de 1 g kg^{-1} pour les bovins et de $2,6 \text{ g kg}^{-1}$ pour les brebis.	50
Figure 2-1 : Exemple de sigle morpho-fonctionnel adapté au transfert de radionucléide.	60
Figure 2-2 : Positionnement des points de prélèvement de sol (Walter, 1990).	61
Figure 2-3 : Chronologie d'une incinération : montée progressive en température en fonction du temps.	64
Figure 2-4 : Nombre d'espèces en fonction de l'aire inventoriée.	70
Figure 2-5 : Chaîne de désintégration du thorium-232. L'actinium-228 est un descendant radioactif du thorium.	73
Figure 3-1 : Collecte laitière au sein du bassin laitier de la fabrication du coulommiers GLAC (en %) et de la région Poitou-Charentes (en gras).	78
Figure 3-2 : Carte des terrains géologiques de la région Poitou-Charentes.	79
Figure 3-3 : Carte topographique de la région Poitou-Charentes.	80
Figure 3-4 : Précipitations moyennes annuelles de la région Poitou-Charentes, données issues de méthodes de cokrigeage Aurhély (Bénichou et Le Breton, 1987).	81
Figure 3-5 : Stations et fermes choisies en Charente (coordonnées Lambert II étendu, NTF).	82
Figure 3-6 : Délimitation de la zone AOP St-Nectaire.	83
Figure 3-7 : Carte des terrains géologiques de la zone AOP St-Nectaire.	85
Figure 3-8 : Carte topographique de la zone AOP St-Nectaire (limite départementale en rouge).	85
Figure 3-9 : Précipitations moyennes annuelles sur la zone AOP St-Nectaire, données issues de méthodes de cokrigeage Aurhély (Bénichou et Le Breton, 1987).	87
Figure 3-10 : Stations et fermes choisies dans la zone AOP St-Nectaire (coordonnées Lambert II étendu, NTF).	88
Figure 3-11 : Délimitation de la zone AOP Comté.	90
Figure 3-12 : Carte des terrains géologiques de la zone AOP Comté (Carte géologique de la France - BRGM 1/1 000 000, limite départementale en rouge).	93
Figure 3-13 : Carte topographique de la zone AOP Comté (limite départementale en rouge).	94
Figure 3-14 : Les étages bioclimatiques du domaine jurassien (ONF, 1980 et adapté par Monnet, 1996).	95
Figure 3-15 : Précipitations moyennes annuelles de la zone AOP Comté, données issues de méthodes de cokrigeage Aurhély (Bénichou et Le Breton, 1987 - limite départementale en rouge).	96

Figure 3-16 : Stations d'étude choisies dans la zone AOP Comté (coordonnées Lambert II étendu, NTF).	98
Figures 3-17 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station C90 (Curac, Charente).	100
Figure 3-18 : Carte pédologique de la station C90 (Curac, Charente). Encadré rouge : sites de prélèvement.	101
Figures 3-19 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station C150 (St-Laurent de Cérés, Charente).	103
Figure 3-20 : Carte pédologique de la station C150 (St-Laurent de Cérés, Charente). Encadré rouge : site de prélèvement.	104
Figure 3-21 : Situation géologique de la station C220 (Abzac, Charente).	106
Figure 3-22 : Situation topographique de la station C220 (Abzac, Charente).	107
Figure 3-23 : Carte pédologique de la station C220 - partie sud (Abzac, Charente). ① et ③ correspondent aux emplacements des prélèvements de végétation prairiale.	108
Figure 3-24 : Carte pédologique de la station C220 - partie nord (Abzac, Charente). Encadré rouge : site de prélèvement. ② correspond à l'emplacement d'un prélèvement de végétation prairiale.	109
Figures 3-25 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station P860 (St-Diéry, Puy-de-Dôme).	111
Figure 3-26 : Carte pédologique de la station P860 (St-Diéry, Puy-de-Dôme). Encadré rouge : sites de prélèvement.	112
Figures 3-27 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station P1040 (Beaune-le-Froid, Puy-de-Dôme).	114
Figure 3-28 : Carte pédologique de la station P1040 (Beaune-le-Froid, Puy-de-Dôme). Encadré rouge : sites de prélèvement.	115
Figures 3-29 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station P1140 (Péalat, Puy-de-Dôme).	117
Figure 3-30 : Carte pédologique de la station P1140 (Péalat, Puy-de-Dôme). Encadré rouge : sites de prélèvement. ① correspond à un prélèvement unique de végétation prairiale.	118
Figures 3-31 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J220 (Moissey, Jura).	120
Figure 3-32 : Carte pédologique de la station J220 (Moissey, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.	121
Figures 3-33 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J260 (Tourmont, Jura).	123
Figure 3-34 : Carte pédologique de la station J260 (Tourmont, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.	124
Figures 3-35 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J280 (Franois, Jura).	126
Figure 3-36 : Carte pédologique de la station J280 (Franois, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.	127
Figures 3-37 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J520 (Doucier, Jura).	129
Figure 3-38 : Carte pédologique de la station J520 (Doucier, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.	130
Figures 3-39 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J560 (Plasne, Jura).	132
Figure 3-40 : Carte pédologique de la station J560 (Plasne, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.	133
Figures 3-41 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J620 (Silly, Jura).	135
Figure 3-42 : Carte pédologique de la station J620 (Silly, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.	136
Figures 3-43 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J890 (Le Russey, Jura).	138
Figure 3-44 : Carte pédologique de la station J890 (Le Russey, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.	139
Figures 3-45 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J920 (Longchaumois, Jura).	141
Figure 3-46 : Carte pédologique de la station J920 (Longchaumois, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.	142
Figures 3-47 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J980 (St-Antoine, Jura).	144
Figure 3-48 : Carte pédologique de la station J980 (St-Antoine, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.	145
Figure 3-49 : Répartition surfacique des types de sol par station et région d'étude.	147

Figure 4-1 : Chronologie des prélèvements de sol et de végétation (incluant les prélèvements d'ensilage de maïs en Charente).	150
Figure 4-2 : Densité des sols aux profondeurs 0-5, 5-10 et 10-15 cm dans les régions d'étude.	153
Figure 4-3 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) de l'activité surfacique (Aa) en ¹³⁷ Cs des sols en fonction des régions étudiées (profondeur 0-15 cm). La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	155
Figure 4-4 : Variabilité spatiale et statistique de l'activité surfacique (Aa) en ¹³⁷ Cs des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-15 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1A.	156
Figure 4-5 : Activité surfacique (Aa) en ¹³⁷ Cs des profils de sol des stations du Puy-de-Dôme en fonction de la profondeur (0-5, 5-10 et 10-15 cm). La Figure D présente l'ensemble des activités surfaciques dans la région.	157
Figure 4-6 : Activité surfacique (Aa) en ¹³⁷ Cs des profils de sol des stations du Jura et de Charente en fonction de la profondeur (0-5, 5-10 et 10-15 cm). L'ensemble des activités surfaciques des sous-régions du Jura est présenté en D en plaine, H pour le 1 ^{er} plateau et L pour le 2 ^{ème} plateau.	158
Figure 4-7 : Activité massique (Am) en ¹³⁷ Cs dans les sols en fonction de la profondeur (points rouges : activités en dessous des valeurs de détection). Les lignes pointillées représentent les trois sections aux profondeurs 0-5, 5-10, 10-15 et 15-40 cm. Les lignes bleues délimitent les horizons.	159
Figure 4-8 : Variabilité spatiale et statistique de l'activité massique (Am) en ¹³⁷ Cs dans la végétation prairiale en fonction des stations. L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1B.	164
Figure 4-9 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) de l'activité massique (Am) en ¹³⁷ Cs dans la végétation prairiale en fonction des régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	165
Figure 4-10 : Activité en ¹³⁷ Cs dans la végétation prairiale en fonction de la saison.	166
Figure 4-11 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du coefficient de transfert agrégé (Cag) en ¹³⁷ Cs dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	169
Figure 4-12 : Variabilité spatiale et statistique du coefficient de transfert agrégé (Cag) du ¹³⁷ Cs en fonction des stations (profondeur de sol 0-15 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1C.	170
Figure 4-13 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du flux annuel (J) de ¹³⁷ Cs dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	171
Figure 4-14 : Position géographique et nom des stations météorologiques (<i>Météo France</i>).	175
Figure 4-15 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des températures moyennes quotidiennes dans les régions étudiées (à -30, -60 et -90 jours avant les prélèvements). La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	177
Figure 4-16 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des précipitations moyennes quotidiennes dans les régions étudiées (à -30, -60 et -90 jours avant les prélèvements). La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	179
Figure 4-17 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des insolation moyennes quotidiennes dans les régions étudiées (à -30, -60 et -90 jours avant les prélèvements). La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	179
Figure 4-18 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du taux d'argile dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	182
Figure 4-19 : Variabilité spatiale et statistique des teneurs en argile des sols de surface en fonction des stations (profondeur : 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1D.	183
Figure 4-20 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des teneurs en limon dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	184
Figure 4-21 : Variabilité spatiale et statistique des teneurs en limon des sols de surface en fonction des stations (profondeur : 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1E.	185

Figure 4-22 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des teneurs en sable dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	186
Figure 4-23 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des teneurs en matière organique dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	186
Figure 4-24 : Variabilité spatiale et statistique des teneurs en sable des sols de surface en fonction des stations (profondeur : 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1F.	187
Figure 4-25 : Variabilité spatiale et statistique des teneurs en matière organique des sols de surface en fonction des stations (profondeur : 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1G.	188
Figure 4-26 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du pH dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	189
Figure 4-27 : Variabilité spatiale et statistique du pH des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1H.	190
Figure 4-28 : Relation entre le pH_{eau} et le pH_{KCl} .	191
Figure 4-29 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) de la Capacité d'Echange Cationique (CEC) dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	191
Figure 4-30 : Variabilité spatiale et statistique de la Capacité d'Echange Cationique (CEC) des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1I.	192
Figure 4-31 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du Ca^{2+} échangeable dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	194
Figure 4-32 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du K^+ échangeable dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	194
Figure 4-33 : Variabilité spatiale et statistique du Ca^{2+} échangeable des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1J.	195
Figure 4-34 : Variabilité spatiale et statistique du K^+ échangeable des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1K.	196
Figure 4-35 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du Mg^{2+} échangeable dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	197
Figure 4-36 : Variabilité spatiale et statistique du Mg^{2+} échangeable des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1L.	198
Figure 4-37 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du 40K dans la végétation et les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	201
Figure 4-38 : Activité massique (Am) en ^{40}K en fonction des saisons printemps et automne.	201
Figure 4-39 : Variabilité spatiale et statistique de l'activité massique (Am) en ^{40}K dans la végétation prairiale en fonction des stations. L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1M.	202
Figure 4-40 : Familles floristiques des stations (A) et des régions d'étude (B).	208
Figure 4-41 : Analyse en composante principale station/espèces floristiques des axes 1 et 2 (inertie totale : 18,7 %). Carte factorielle des variables : les couleurs correspondent aux familles floristiques, les lettres à la 1 ^{ère} lettre du genre et de l'espèce floristique.	209
Figure 4-42 : Analyses en composante principale station/famille floristique des axes 1-2 (A, inertie totale de 33 %), 2-3 (B, 27 %) et 1-3 (C, 25 %).	210
Figure 4-43 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du coefficient de transfert (Cr) du ^{232}Th dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	211

Figure 4-44 : Variabilité spatiale et statistique du coefficient de transfert (Cr) du ²³² Th en fonction des stations. L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1N.	213
Figure 4-46 : Relation entre le coefficient de transfert (Cr) du ²³² Th et l'indice visuel de particules de sol adhérentes sur la végétation.	214
Figure 4-47 : Relation entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) pour ¹³⁷ Cs et le type de sol.	217
Figure 4-48 : Relation entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) pour ⁹⁰ Sr et le type de sol.	218
Figure 4-49 : Coefficient de transfert agrégé (Cag) du ¹³⁷ Cs (A) et coefficient de transfert (Cr) du ⁴⁰ K (B) en fonction d'espèces prairiales (les coefficients sont calculés sur la section de sol 0-15 cm).	220
Figure 4-50 : Analyse en composantes principales (ACP) des axes 1-2 comparant les prélèvements des régions d'étude et les facteurs de sensibilité du ¹³⁷ Cs (inertie totale = 27,22 %). Les facteurs de sensibilité liés au climat sont notés P pour précipitation, I pour Insolation et T pour température.	221
Figure 4-51 : Analyse en composantes principales (ACP) des axes 1-2 comparant les prélèvements des régions d'étude et les facteurs de sensibilité du ⁹⁰ Sr (inertie totale = 47,88 %). Les facteurs de sensibilité liés au climat sont notés P pour précipitation, I pour Insolation et T pour température.	222
Figure 4-52 : Relation entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) du ¹³⁷ Cs et les facteurs de sensibilité significatifs au test de Spearman (seuil de significativité de 0,05).	225
Figure 4-53 : Relation entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) pour ⁹⁰ Sr et les facteurs de sensibilité significatifs (test de Spearman).	226
Figure 4-54 : Classement des facteurs de sensibilité du transfert du ¹³⁷ Cs (A) et du ⁹⁰ Sr (B) en fonction de l'inverse des probabilités du test de Spearman. La droite en tiret représente le seuil de	227
Figure 4-55 : Discrétisation des coefficients de transfert agrégé (Cag) du ¹³⁷ Cs en 10 classes et comparaison aux facteurs de sensibilité. Le groupe 1 est constitué des Cag les plus faibles, le groupe 10 des coefficients les plus élevés. Les 11 facteurs suivants sont présentés en Annexe 4-3.	230
Figure 4-56 : Hiérarchisation des facteurs de sensibilité du ¹³⁷ Cs par discrétisation et comparaisons multiples du test de Mann et Whitney. Le classement est établi en fonction du nombre de tests significatifs.	231
Figure 5-1 : Chronologie des prélèvements d'aliments destinés aux bovins (végétation prairiale, fourrage sec d'herbe, ensilage de maïs, enrubannage et soja), de lait et de produits fromagers (fromage et lactosérum).	234
Figure 5-2 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) de l'activité massique (Am) en ¹³⁷ Cs des aliments ingérés en fonction des régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	237
Figure 5-3 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) de l'activité massique (Am) en ⁹⁰ Sr des aliments ingérés en fonction des régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	239
Figure 5-4 : Activité volumique (Av) en ¹³⁷ Cs dans le lait en fonction des stations (A) et dendrogramme comparant ces activités aux régions étudiées (B). La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	240
Figure 5-5 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des coefficients de transfert Cr du ¹³⁷ Cs dans le lait en fonction des régions. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	242
Figure 5-6 : Coefficient de transfert (Cr) du ¹³⁷ Cs en fonction du type d'aliment ingéré.	243
Figure 5-7 : Comparaison des estimateurs TiO ₂ , Th et ²³² Th permettant de quantifier le sol adhérent sur divers aliments destinés aux bovins.	244
Figure 5-8 : Quantité de sol adhérent sur la végétation (calculé grâce au Th) en fonction de la qualité de l'alimentation des bovins (A) et de la région d'étude (B).	246
Figure 5-9 : Contribution de la contamination en ¹³⁷ Cs (A et B) et ⁹⁰ Sr (C et D) par l'adhésion de particules de sol sur divers aliments destinés aux bovins.	247
Figure 5-10 : Relation entre le coefficient de transfert Cft du ¹³⁷ Cs (A) et du ⁹⁰ Sr (B) et la quantité d'argile présent dans la ration.	248
Figure 5-11 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des activités massiques (Am) en ⁴⁰ K dans la ration en fonction des régions. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.	249
Figure 5-12 : Relation entre le ⁴⁰ K dans la ration et le coefficient de transfert Cr du ¹³⁷ Cs.	250

Figure 5-13 : Concentration en calcium dans la ration en fonction des régions d'étude.	251
Figure 5-14 : Relations entre les concentrations en calcium dans la ration et les coefficients de transfert Cr du ^{137}Cs .	251
Figure 5-15 : Coefficient de transfert (Cr) du ^{90}Sr au fromage en fonction de la concentration en calcium dans le fromage.	255
Figure 6-1 : Activité massique de ^{137}Cs (A) et ^{90}Sr (B) dans l'ensemble de la chaîne allant du sol aux produits laitiers (N = 15 stations par matrice pour ^{137}Cs et N = 9 pour ^{90}Sr). Les activités des matrices sol et végétation sont exprimées en Bq kg^{-1} MS, le lait et les produits laitiers en Bq.kg^{-1} MF.	257
Figure 6-2 : Activités et valeurs minimum et maximum des coefficients de transfert Cr du ^{137}Cs et ^{90}Sr à chaque maillon de la chaîne de transfert allant du sol aux produits fromagers et à chaque échelle d'observation (Figure A et E - territoire français, B et F - région, C et G - station et D - site ; couleurs des courbes : orange : Charente, bleue : Puy-de-Dôme et rouge : Jura).	259
Figure 6-3 : Comparaison des valeurs de coefficient de transfert Cr du ^{137}Cs en fonction des valeurs Cr prédites par le modèle semi-mécanistique d'Absalom (Absalom et al., 1996).	265
Figure 6-4 : Schéma des processus principaux intervenant dans le transfert des radionuclides du sol à la végétation. Les flèches rouges correspondent aux processus de transfert vulnérables au changement climatique (Schreckhise, 1980; Dowdall et al., 2008).	266
Figure 6-5 : Coefficient de transfert (Cft) du ^{90}Sr au lait en fonction de la concentration en calcium dans les aliments destinés aux bovins (présente étude). La droite noire correspond à la droite de régression linéaire calculée à partir des valeurs des coefficients Cft. Le calcul du coefficient est basé sur une quantité d'aliment ingéré de 16 kg par jour de matière sèche. Les courbes rouges et bleues correspondent aux modèles déjà existants (Beresford et al., 1998; Beresford et al., 2000).	267
Figure 6-6 : Classes de matière organique, pH et argile dans la station du Jura J920.	269
Figure 6-7 : Illustration du score traduisant le transfert sol-végétation établie dans la station du Jura J920 (deux saisons sont illustrées, A/ printemps et B/ automne). La discrétisation est effectuée sur des classes de même amplitude.	270

Index des tableaux

Tableau 1-1 : Activités de radionucléides rejetés dans l'environnement à la suite de divers événements (Cambray et <i>al.</i> , 1989 ; Gudiksen et <i>al.</i> , 1989 ; Gray et <i>al.</i> , 1995 ; NCI, 1997 ; Robeau et <i>al.</i> , 2000 ; UNSCEAR, 2000 ; Renaud et <i>al.</i> , 2007).	8
Tableau 1-2 : Coefficients de transfert (Cr) de ^{137}Cs du sol à la végétation en fonction du type de végétation et des propriétés des sols.	15
Tableau 1-3 : Moyenne arithmétique des facteurs de transfert (Cr) de ^{90}Sr en fonction du type de végétation et des propriétés des sols (Frissel et <i>al.</i> , 2002).	15
Tableau 1-4 : Activités en ^{137}Cs (Bq kg^{-1}) dans des genres et espèces spécifiques prélevées dans la période 1990-1997 (fin août) en Norvège (Amundsen, 2002). En gras, activités les plus importantes chaque année.	29
Tableau 1-5 : Coefficient de transfert (Cft) du ^{137}Cs en fonction de la quantité de lait excrété (Ward et Johnson, 1986).	39
Tableau 1-6 : Coefficient de transfert au lait (Cft) du césium stable, sous forme de traceur ou après contamination de sol.	39
Tableau 1-7 : Coefficient de transfert au lait (Cft) du ^{137}Cs à partir d'herbe fraîche, d'ensilage ou de foin contaminé par les retombées des explosions militaires atmosphériques.	40
Tableau 1-8 : Coefficients de transfert au lait (Cft) du ^{137}Cs à partir d'herbe fraîche, d'ensilage ou de foin contaminé par les retombées de l'accident de Tchernobyl.	41
Tableau 1-9 : Coefficients de transfert au lait (Cft) du ^{90}Sr issu de diverses origines et formes administrées. Données issues des synthèses de Green et Woodman (2003) et Fesenko et <i>al.</i> , 2007a.	42
Tableau 1-10 : Ration ingérée en fonction de la méthode d'affouragement des bovins (Koranda, 1965). L'UAF, « <i>utilized area factor</i> », est défini comme la surface réelle de prairie produisant la quantité de fourrage consommée par une vache en une journée	43
Tableau 1-11 : Coefficients de transfert au lait (Cft) selon la qualité de l'alimentation (Johnson et <i>al.</i> , 1968a).	44
Tableau 1-12 : Effet de l'âge sur l'absorption digestive du Cs chez le mouton (Mayes et <i>al.</i> , 1996).	47
Tableau 1-13 : Répartition du ^{137}Cs dans différents produits laitiers et diverses études (%).	53
Tableau 1-14 : Facteurs de transfert (F_r) aux produits laitiers (IAEA, 1994).	53
Tableau 1-15 : Facteurs de procédés de fabrication P_k utilisés dans ECOSYS-87 (Muller et Prohl, 1993).	56
Tableau 2-1 : Surface des classes de prospection lors d'un inventaire exhaustif.	71
Tableau 2-2 : Classes du coefficient d'abondance-dominance de Braun Blanquet (Braun-Blanquet, 1951).	71
Tableau 2-3 : Classes du coefficient de sociabilité de Braun Blanquet (Braun-Blanquet, 1951).	71
Tableau 2-4 : Recouvrement moyen par classe de coefficient d'abondance-dominance. La traduction numérique du coefficient « + » n'est pas prise en compte dans cette étude.	72
Tableau 3-1 : Bilan de la représentativité des sites d'étude en fonction du type de sol.	148
Tableau 4-1 : Nombre d'analyses de ^{137}Cs et ^{90}Sr effectuées dans le sol et la végétation (végétation prairiale et ensilage de maïs).	150
Tableau 4-2 : Activité massique (Am) en ^{137}Cs dans les sols aux profondeurs 0-5, 5-10 et 10-15 cm et densité à ces mêmes profondeurs.	152
Tableau 4-3 : Activité surfacique (Aa) en ^{137}Cs des sols aux profondeurs 0-5, 5-10, 10-15 et 0-15 cm (somme des activités des 3 profondeurs).	154
Tableau 4-4 : Activités massique (Am), densité et activité surfacique (Aa) en ^{137}Cs dans les sols en fonction de la profondeur.	160
Tableau 4-5 : Activité massique (Am), densité et activité surfacique (Aa) en ^{90}Sr dans les sols.	161
Tableau 4-6 : Activité massique (Am) en ^{137}Cs dans la végétation prairiale (saisons printemps et automne).	163
Tableau 4-7 : Comparaison statistique des activités en ^{137}Cs au printemps et en automne (les tests des rangs de Wilcoxon sont significatifs lorsque la probabilité est inférieure à 0,05).	165
Tableau 4-8 : Activité massique (Am) en ^{137}Cs dans l'ensilage de maïs (Charente).	166
Tableau 4-9 : Activité massique en ^{90}Sr dans l'ensilage de maïs et la végétation prairiale.	167
Tableau 4-10 : Coefficient de transfert (Cr), coefficient de transfert agrégé (Cag) et flux (J) de ^{137}Cs du sol à la végétation prairiale. Cr est calculé sur les 5 premiers cm de sol, Cag et J sur	

l'ensemble du profil (15 premiers cm). Cr et Cag sont calculés à chacune des saisons printemps et automne. La quantité de biomasse (Ba) de végétation est nécessaire au calcul du flux annuel. ___	168
Tableau 4-11 : Coefficient de transfert (Cr) et coefficient de transfert agrégé (Cag) de ¹³⁷ Cs à l'ensilage de maïs (le calcul du coefficient Cr est réalisé d'après l'activité massique du 1 ^{er} horizon de sol, le coefficient Cag sur l'ensemble du profil). _____	172
Tableau 4-12 : Coefficient de transfert (Cr) et coefficient de transfert agrégé (Cag) de ⁹⁰ Sr à l'ensilage et à la végétation prairiale (le coefficient Cr est calculé depuis les activités du 1 ^{er} horizon de sol, le coefficient Cag est calculé d'après l'inventaire complet pour la région Charente, d'après la profondeur 0-5 cm dans le Puy-de-Dôme et le Jura). _____	173
Tableau 4-13 : Données météorologiques de l'année 2007. _____	176
Tableau 4-14 : Facteurs de sensibilité liés aux conditions météorologiques (précipitations cumulées, température moyenne, durée moyenne de l'insolation 30, 60 et 90 jours avant le prélèvement) en fonction des dates de prélèvement de la végétation sur les zones d'étude. _____	178
Tableau 4-15 : Caractéristiques physico-chimiques des sols de surface (section : 0-5 cm). _____	181
Tableau 4-16 : Espèces minéralogiques identifiées dans la fraction inférieure à 2 µm par diffraction des rayons X. _____	184
Tableau 4-17 : Caractéristiques physiques des sols de Charente. _____	199
Tableau 4-18 : Activité massique (Am) en ⁴⁰ K dans la végétation prairiale aux saisons printemps et automne. _____	200
Tableau 4-19 : Comparaison statistique des activités en ⁴⁰ K dans la végétation prairiale des saisons printemps et automne (< 0,05 : tests significatifs des rangs de Wilcoxon). _____	201
Tableau 4-20 : Contribution spécifique de chaque espèce issue des relevés floristiques des régions Charente et Puy-de-Dôme (en %, les classes d'abondance-dominance inférieures à la notation 1 ne sont pas représentées). _____	204
Tableau 4-21 : Contribution spécifique de chaque espèce issue des relevés floristiques de la région Jura plaine (en %, les classes d'abondance-dominance inférieures à la notation 1 ne sont pas représentées). _____	205
Tableau 4-22 : Contribution spécifique de chaque espèce issue des relevés floristiques de la région du Jura du 1 ^{er} plateau (en %, les classes d'abondance-dominance inférieures à la notation 1 ne sont pas représentées). _____	206
Tableau 4-23 : Contribution spécifique de chaque espèce issue des relevés floristiques de la région du Jura du 2 ^{ème} plateau (en %, les classes d'abondance-dominance inférieures à la notation 1 ne sont pas représentées). _____	207
Tableau 4-24 : Activité massique (Am) en ²³² Th dans le sol et la végétation à deux saisons (printemps et automne) et coefficient de transfert (Cr). Un indice visuel sur le terrain traduit la quantité de sol adhérente sur la végétation (échelle allant de 0 à 5, 5 étant une valeur forte de sol adhérent la végétation) _____	212
Tableau 4-26 : Fertilisation potassique et amendement organique. _____	215
Tableau 4-27 : Activités massiques (Am) en ¹³⁷ Cs et ⁴⁰ K dans des espèces végétales et les échantillons composites des parcelles (entre parenthèse : contribution spécifique dans le site). _	219
Tableau 4-28 : Régression linéaire et test de Spearman entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) pour ¹³⁷ Cs et les facteurs de sensibilité (les facteurs de sensibilité en grisé sont en-dessous du seuil de significativité du test de Spearman, en italique sont représentés les facteurs à la limite de la significativité). _____	224
Tableau 4-29 : Régression linéaire et test de Spearman entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) pour du ⁹⁰ Sr et les facteurs de sensibilité (les facteurs de sensibilité en grisé sont en-dessous du seuil de significativité du test de Spearman, en italique sont représentés les facteurs à la limite de la significativité). _____	226
Tableau 5-1 : Nombre d'analyses de ¹³⁷ Cs et ⁹⁰ Sr effectuées dans les aliments destinés aux bovins, le lait et les produits laitiers. _____	235
Tableau 5-2 : Activité massique (Am) en ¹³⁷ Cs dans les aliments destinés aux bovins (échantillons de végétation prairiale, ensilage de maïs, fourrage sec d'herbe, enrubannage et soja à deux saisons). Le détail des analyses dans la végétation prairiale est disponible dans le chapitre 4. Les parts respectives des aliments ingérés sont également présentées. _____	236
Tableau 5-3 : Activité massique (Am) en ⁹⁰ Sr dans les aliments destinés aux bovins (échantillons de végétation prairiale, ensilage de maïs, fourrage sec d'herbe, enrubannage et soja à deux saisons). Les parts respectives des aliments ingérés sont également présentées. _____	238
Tableau 5-4 : Activité volumique (Av) en ¹³⁷ Cs dans le lait. _____	239
Tableau 5-5 : Activité volumique (Av) en ⁹⁰ Sr dans le lait. _____	240
Tableau 5-6 : Coefficients de transfert Cr du ¹³⁷ Cs au lait. _____	241

Tableau 5-7 : Coefficients de transfert Cr du ^{90}Sr au lait. _____	242
Tableau 5-8 : Activité massique (Am) en ^{232}Th et concentrations en TiO_2 et Th dans divers aliments destinés aux bovins et permettant d'estimer la quantité de sol adhérente sur l'échantillon de végétation. La part estimée de l'alimentation du troupeau est également présentée. _____	245
Tableau 5-9 : Activité massique (Am) en ^{40}K dans les aliments destinés aux bovins. _____	249
Tableau 5-10 : Concentration en calcium dans les aliments destinés aux bovins. _____	250
Tableau 6-1 : Discrétisation des facteurs de sensibilité principaux permettant une caractérisation de la sensibilité radioécologique du ^{137}Cs . Entre parenthèse, facteur de pondération (FP) à appliquer pour chaque facteur (issue de la classification par discrétisation et testes de comparaisons multiples appliqué dans le Chapitre 4). _____	269

L'observation recueille les faits, la réflexion les combine
, l'expérience vérifie le résultat de la combinaison.

D. Diderot

Introduction

Contexte de la thèse

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet Sensibilité Radioécologique (SENSIB) de l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) dont l'un des objectifs est d'évaluer dans quelle mesure les conséquences des dépôts de polluants radioactifs peuvent être accentuées ou diminuées en certaines zones du territoire. Il complète aussi le programme "Vulnérabilité des prairies franc-comtoises à la présence de contaminants dans la chaîne sol-végétation-lait" conduit par l'Université de Franche-Comté et le Comité Interprofessionnel du Gruyère de Comté (CIGC). La Sensibilité Radioécologique se définit comme l'ensemble des caractéristiques de l'environnement qui déterminent la nature et l'intensité de la réponse de celui-ci lorsqu'il est soumis à une contamination radioactive (Mercat-Rommens et Renaud, 2004). Les facteurs de sensibilité constituent l'ensemble des paramètres intrinsèques à l'environnement intervenant de façon significative sur les indicateurs de sensibilité. L'étape ultime du projet est la hiérarchisation de ces facteurs.

La cible dans cette étude est les zones de prairies permanentes et les productions laitières et fromagères qui leur sont associées. L'étude de la sensibilité radioécologique de ces milieux comporte d'une part des enjeux d'ordre sociétal et sanitaire en répondant aux problématiques actuelles de sécurité alimentaire et aux risques liés à l'ingestion d'aliments contaminés, et d'autre part des enjeux d'ordre environnemental et l'amélioration de la connaissance des niveaux de contamination et des incertitudes sur les transferts des contaminants radioactifs.

Il est souvent considéré en première approximation que les conséquences d'une contamination environnementale sont directement proportionnelles aux quantités déposées. Les dépôts radioactifs consécutifs des tirs atmosphériques d'armes nucléaires (années 1950 à 1960) et les retombées de l'accident de Tchernobyl (mai 1986) varient fortement selon les régions, comme le suggèrent les travaux menés par l'IRSN (Renaud *et al.*, 2003) et l'Université de Franche-Comté (Badot *et al.*, 2005). Ainsi, si on considère les données provenant de trois zones d'étude distinctes, on remarque que les sols témoignent d'un marquage spécifique par les dépôts radioactifs :

- Les données acquises dans l'ouest de la France par le Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants (SCPRI), puis l'Office de Protection contre le Rayonnement Ionisant (OPRI) entre 1961 et 2000 (Station de mesure de St-Laurent-de-Céris, Charente) en strontium-90 (^{90}Sr) et en césium-137 (^{137}Cs) expriment la prépondérance des dépôts des armes nucléaires (environ 10 Bq kg^{-1} en ^{137}Cs dans les sols, à l'heure actuelle).

- Les observations menées par l'IRSN depuis 1993, dans le cadre du programme de l'Observatoire Permanent de la Radioactivité (OPERA, station de prélèvements de Beaune-le-Froid,

Puy de Dôme), montrent que la part du ^{137}Cs provenant des deux sources de retombées atmosphériques est comparable (environ 30-40 Bq kg⁻¹ dans les sols, à l'heure actuelle).

- En France, la contamination des sols est très variable. En effet, les recherches menées par le laboratoire Chrono-Environnement de l'Université de Franche-Comté et l'IRSN, mettent en évidence des activités en ^{137}Cs des sols très variables (10-100 Bq kg⁻¹), mais globalement plus fortes en altitude, en fonction de l'étagement des plateaux du massif jurassien. La part des retombées consécutives à l'accident de Tchernobyl apparaît ici majoritaire (Badot *et al.*, 2006 ; Roussel-Debet *et al.*, 2006). Ainsi, la contribution des deux principales sources de dépôt de radioactivité dans l'environnement est très variable selon les régions considérées.

Paradoxalement, les activités en ^{137}Cs retrouvées dans le lait sont plus élevées à Beaune le Froid dans le Puy-de-Dôme (de l'ordre de 0.3 Bq L⁻¹) que sur les plateaux du Jura (0.09 Bq L⁻¹) (données IRSN). L'analyse d'échantillons prélevés autour des CNPE témoigne, de la même façon, d'une importante variabilité à chaque niveau de la chaîne allant du sol aux produits laitiers et fromagers (Duffa *et al.*, 2004). Entre les compartiments sol et végétation prairiale, les coefficients de transfert du ^{137}Cs varient de deux ordres de grandeurs. Les coefficients de transfert du ^{137}Cs de l'alimentation des bovins au lait montrent également deux ordres de grandeur, tout comme les transferts du ^{137}Cs du lait et aux produits fromagers.

A chaque niveau de la chaîne de transfert, la littérature décrit explicitement des facteurs de sensibilité qui modulent le transfert des radionucléides. Ainsi, les particules d'argile permettent la sorption du ^{137}Cs . La matière organique ou encore le pH sont également susceptibles d'agir sur les transferts du sol à la végétation. Absalom *et al.* (1996) créèrent, à l'aide de données expérimentales, un modèle permettant de prédire le devenir de ^{137}Cs à travers ces matrices. Ce modèle inclue des données sur le K⁺ de la solution du sol (analogue chimique au ^{137}Cs), mais aussi sur le taux d'argile, la Capacité d'Echange Cationique, le taux de matière organique et le pH du sol. Cependant, cette étude s'appuie sur un seul radionucléide artificiel à vie longue et dans des conditions particulières (basé sur de l'expérimentation et avec un seul choix d'espèce floristique par exemple). De la même façon, une étude réalisée par Lettner *et al.* (2006) dans les Alpes autrichiennes montre distinctement des variations de transfert de ^{137}Cs avec l'altitude, en fonction de variables climatiques, pédologiques et, dans une moindre mesure, des espèces floristiques répertoriées. Les facteurs de sensibilité principaux expliquant la variabilité des transferts entre l'alimentation des bovins et le lait sont liés aux pratiques agricoles et notamment au type d'aliment fourni aux bovins mais aussi à la quantité de Ca²⁺ ingéré quotidiennement par les bovins, pour le ^{90}Sr (Beresford *et al.*, 1998; Beresford *et al.*, 2000a ; Daburon et Vincent-Naulleau, 2001). Cependant, ces auteurs ne statuent pas sur un facteur ou un autre. Dans le transfert du lait aux fromages, Macasek et Gerhart (1994) ont montré que le ^{137}Cs suivait préférentiellement la phase aqueuse lors de l'égouttage et que le ^{90}Sr suivait davantage le caillé, ce qui a permis une meilleure compréhension des mécanismes de transfert. Cependant, ces auteurs n'ont pas montré de variations des transferts en fonction des types fromages. Peu d'études se sont intéressées aux transferts des

radionucléides à différents fromages. On considère, en générale, que le transfert des radionucléides artificiels est similaire à celui de leurs homologues chimiques respectifs (*i.e.* Ca pour ^{90}Sr et K pour ^{137}Cs).

Ainsi, à chaque niveau de la chaîne de transfert étudiée, des facteurs de sensibilité ont été décrits par des études précédentes. Cependant, ces études se limitent à un territoire donné ou sont peu représentatives des variabilités naturelles et des pratiques agricoles que l'on rencontre réellement dans les prairies permanentes. De plus, aucune étude ne s'est attachée à étudier l'ensemble de la chaîne de transfert et à établir des liens entre le compartiment source actuel, le sol, jusqu'aux produits laitiers et fromagers destinés à l'alimentation humaine. Enfin, sur l'ensemble de la chaîne, les facteurs de sensibilité du ^{137}Cs et ^{90}Sr n'ont jamais été hiérarchisés à ce jour.

Objectif de la thèse

L'objectif principal de cette étude consiste à identifier et hiérarchiser les facteurs de sensibilité intervenant sur le transfert du ^{137}Cs et ^{90}Sr de l'ensemble de la chaîne allant du sol aux produits laitiers en passant par la végétation prairiale et l'alimentation des bovins.

A chaque niveau de la chaîne de transfert, la démarche principale consiste à étudier puis confronter des indicateurs de sensibilité et des facteurs de sensibilité. Les indicateurs regroupent les activités et les coefficients de transfert des radionucléides étudiés. Les facteurs de sensibilité sont les paramètres naturels de l'environnement et les pratiques agricoles et fromagères susceptibles de modifier les transferts.

Cette étude *in situ* repose sur des prélèvements de terrain réalisés dans trois régions françaises aux caractéristiques naturelles et aux pratiques agricoles et fromagères différentes : la Charente, le Puy-de-Dôme et le Jura.

Structure de la thèse

Cette étude s'organise en 6 chapitres :

- Le chapitre 1 décrit l'état des connaissances actuelles des niveaux d'activités et des coefficients de transfert des deux radionucléides étudiés (^{137}Cs et ^{90}Sr) à chaque niveau de la chaîne de transfert, depuis le sol jusqu'au lait et aux produits laitiers. On s'intéressera également aux processus et aux facteurs de sensibilité agissant sur le transfert des radionucléides et disponibles dans la littérature scientifique. Enfin, les travaux de modélisation des transferts de radionucléides ayant fait l'objet de publications scientifiques sont résumés, à chaque niveau de la chaîne étudiée.

- Le chapitre 2 décrit, dans un premier temps, les méthodes nécessaires à l'étude de la variabilité naturelle, qui permettent de choisir les stations et les sites d'étude. La deuxième partie de ce chapitre se consacre aux méthodes de prélèvement des échantillons de sol, de végétation, et des produits laitiers. Les méthodes de préparation et de mesures des radionucléides ^{137}Cs et ^{90}Sr , ainsi que le calcul des coefficients de transfert (indicateurs de sensibilité) à chaque maillon de la chaîne sont exposés dans une troisième partie. Les méthodes d'acquisition des facteurs de sensibilité sont ensuite décrites. Enfin, les analyses statistiques employées dans cette étude sont discutées.

- L'objectif du chapitre 3 est de définir la zone de production fromagère en décrivant les variabilités géologiques, topographiques et climatiques afin de choisir les stations et fermes à étudier. De la même façon au sein des fermes, les sites d'échantillonnage des sols et de la végétation sont choisis à l'issue de la description des variabilités pédologiques des parcelles pâturées et de la réalisation de cartes pédologiques.

- L'objectif du chapitre 4 est de classer les facteurs de sensibilité du transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr allant du sol à la végétation prairiale et à l'ensilage de maïs en trois étapes principales :

- mesurer les activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans les sols et la végétation prairiale des sites choisis et déterminer les facteurs de transferts associés (C_r , C_{ag} et identifier les différences entre les stations et les régions de ces indicateurs de sensibilité,
- évaluer les facteurs de sensibilité qui sont susceptibles de modifier les transferts en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans les sites d'étude et identifier les différences entre les stations et les régions,
- hiérarchiser les facteurs de sensibilité du transfert entre les sols et la végétation.

- Le chapitre 5 a pour but de mesurer les activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans les différents types d'aliments destinés aux bovins et dans les produits laitiers et d'estimer les coefficients de transfert au lait d'une part (coefficient C_r) et aux produits laitiers (fromages et petit lait), d'autre part (facteurs P_f et F_r). A chaque niveau de la chaîne de transfert, des facteurs de sensibilité sont évalués en fonction des stations de prélèvement. Ce chapitre a fait l'objet d'une publication dans *Journal of Dairy Science*.

- Enfin, le chapitre 6 synthétise les coefficients de transfert C_r et leur variabilité à chaque niveau de la chaîne et dans les différentes zones étudiées, pour évaluer le ou les maillons de la chaîne les plus filtrants pour les transferts de ^{137}Cs et ^{90}Sr . Dans une deuxième partie, les facteurs de sensibilité sont discutés en évaluant leur pertinence, leurs limites et les perspectives d'étude. Enfin, à partir de la hiérarchisation des facteurs de sensibilité, une méthode de classification des zones de prairie permanentes basée sur leur sensibilité radioécologique, est proposée.

Etat des connaissances

Ce chapitre a pour but de recenser les niveaux d'activités et les valeurs des coefficients de transfert décrits dans la littérature scientifique pour deux radionucléides, le césium-137 (^{137}Cs) et le strontium-90 (^{90}Sr), à chaque niveau de la chaîne de transfert depuis le sol jusqu'au lait et les produits laitiers. Les processus et les facteurs de sensibilité naturels et anthropiques agissant sur le transfert des radionucléides sont identifiés à partir des informations bibliographiques. Enfin, les travaux de modélisation des transferts de radionucléides ayant fait l'objet de publications scientifiques sont résumés, à chaque niveau de la chaîne étudiée.

A/ Propriétés du ^{137}Cs et du ^{90}Sr . Origine de ces radionucléides dans les prairies permanentes

A/1 Caractéristiques physico-chimiques du ^{137}Cs et du ^{90}Sr

La radioactivité est la transformation spontanée d'un noyau instable vers un autre état avec l'émission de rayonnement ionisants (α , β , γ et X selon l'élément). Elle peut être d'origine naturelle ou artificielle. Le ^{137}Cs et le ^{90}Sr sont des radionucléides d'origine anthropique.

Le ^{137}Cs est l'un des principaux radionucléides produits lors de la fission de l'uranium. Sa demi-vie radioactive est de 30,2 années. Le précurseur du ^{137}Cs est le ^{137}Xe qui est un gaz inerte très volatil, ce qui explique l'importante diffusibilité du ^{137}Cs lors des accidents nucléaires, des tirs atmosphériques et au cours des essais nucléaires souterrains *via* les fissures dans le sol (Robeau et al., 2000).

La majorité du ^{137}Cs se désintègre avec émission de particules β (92 %) dont l'énergie maximale est de 520 keV puis se transforme en $^{137\text{m}}\text{Ba}$, élément métastable ($T_{1/2} = 2,6$ min), qui, à son tour, se stabilise pour donner du ^{137}Ba stable, en émettant un rayonnement γ de 662 keV (Figure 1-1).

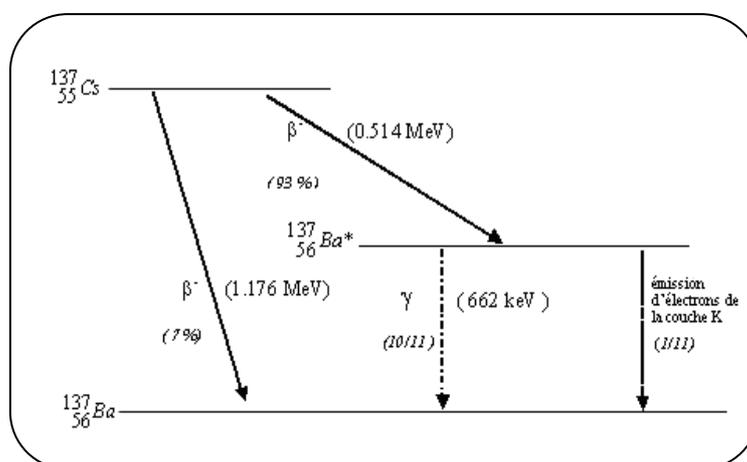


Figure 1-1 : Chaîne de désintégration du ^{137}Cs (Colle et al., 2005).

Une des particularités du ^{137}Cs est sa grande mobilité. C'est un élément métallique alcalin, analogue chimique du potassium et du rubidium. Les sels de césium sont solubles dans l'eau. Ce sont les radiations ionisantes émises par le ^{137}Cs lors de sa désintégration qui sont dangereuses car pénétrantes à plusieurs cm. Ces radiations exercent des effets toxiques sur les êtres vivants, car outre leurs effets énergétiques liés à leur interaction avec la matière, elles perturbent les bases du fonctionnement cellulaire en agissant notamment sur la réplication de l'ADN, les divisions

cellulaires (mutation, dégénérescence et la mort cellulaire). Ces radiations sont carcinogènes pour l'organisme (Colle et *al.*, 2005).

Le strontium appartient, comme le calcium, au groupe des métaux alcalino-terreux. En solution, il est le plus souvent sous forme de chlorures ou de nitrates. Le strontium naturel est un mélange de quatre isotopes stables (^{84}Sr ; ^{86}Sr ; ^{87}Sr ; ^{88}Sr). Parmi les 15 isotopes radioactifs connus (de nombre de masse s'échelonnant de 80 à 97), les plus importants sont ^{85}Sr , ^{89}Sr et ^{90}Sr . Le ^{90}Sr résulte de la chaîne de fission du brome 90. Il conduit par désintégration β^- à l'yttrium 90 ($E_{\text{max}} = 546 \text{ keV}$), lui-même émetteur β^- de période radioactive courte ($T_{1/2} = 64 \text{ h}$, $E_{\text{max}} = 2280 \text{ keV}$). La période radioactive du ^{90}Sr est longue ($T_{1/2} = 28,5 \text{ années}$, Figure 1-2). Le comportement du strontium dans l'environnement est étroitement lié à celui de son analogue et compétiteur chimique, le calcium (Roussel-Debet et Beaugelin, 2005).

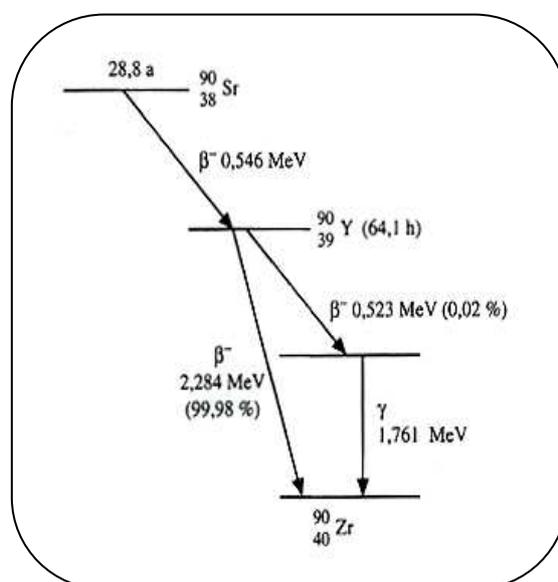


Figure 1-2 : Chaîne de désintégration du ^{90}Sr (Roussel-Debet et Beaugelin, 2005).

A/2 Origine et sources des contaminations radioactives en Europe et en France

A/2.1 Généralités

Au cours du siècle dernier, des quantités non négligeables de radionucléides artificiels ont été introduites dans l'environnement et ont causé une contamination en éléments radioactifs de grandes surfaces du globe. Les sources principales des radionucléides artificiels dans l'environnement sont les essais d'armes nucléaires (atmosphériques et souterrains) et les activités industrielles liées à la production d'énergie qui sont à l'origine de contaminations accidentelles ou de rejets autorisés.

Les explosions nucléaires atmosphériques, pendant la période 1945-1980, ont libéré dans l'environnement une quantité de ^{137}Cs estimée à 949×10^{15} Becquerel¹ (Tableau 1-1). Les dépôts ont contaminé majoritairement une bande située dans l'hémisphère nord entre les latitudes 40 et 50°. La seconde source de ^{137}Cs est les rejets des centrales nucléaires. En fonctionnement normal, une faible fraction de cet isotope se retrouve dans les effluents rejetés dans l'environnement. A titre indicatif, en 1999, un réacteur nucléaire de 1300 MWe rejetait annuellement environ $1,3 \times 10^9$ Bq de ^{137}Cs en quasi-totalité dans les effluents liquides (Renaud et al., 2007). La plus grande quantité de radionucléides relâchée dans l'environnement depuis la fin des essais nucléaires atmosphériques (fin des années 1980) l'a été lors de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl en Ukraine (Tableau 1-1). A la suite de cette pollution radioactive, un territoire de plus de 1000 km² a été tant affecté qu'il est devenu impropre à toute activité humaine.

Evénement	Zone	Rejets de ^{137}Cs (PBq, $\times 10^{15}$)	Rejets de ^{90}Sr (PBq, $\times 10^{15}$)	Rejet de ^{131}I (PBq, $\times 10^{15}$)
Tchernobyl (accident), 1986	Europe	89	7,4	1300
Hiroshima (bombe atomique), 1945	Quelques km autour de l'épicentre	0,1	0,085	52
Essais nucléaires atmosphériques, 1952-1981	Hémisphère nord	949	578	5550 (US)
Windscale (accident), 1957	Nord de l'Angleterre	0,022	0,000074	0,74
Rejets en 1999 d'un réacteur nucléaire		0,0000013		
Rejets annuels à La Hague en 1996 liquide/gazeux	France	0,00241 (ensemble B et γ) / 0,0000000037		
Rejets autorisés (liquide/gazeux)	France	1,7 (ensemble B et γ) / 0,000074		

Tableau 1-1 : Activités de radionucléides rejetés dans l'environnement à la suite de divers événements (Cambray et al., 1989 ; Gudiksen et al., 1989 ; Gray et al., 1995 ; NCI, 1997 ; Robeau et al., 2000 ; UNSCEAR, 2000 ; Renaud et al., 2007).

A/2.2 Accidents majeurs

A/2.2.1 Accident de Tchernobyl

Le 26 avril 1986, suite à une succession d'erreurs humaines, le réacteur n°4 de la centrale nucléaire de Tchernobyl est entré en fusion. Cet accident a conduit au rejet d'environ 13×10^{18} Bq de radionucléides dans l'atmosphère dont principalement le xénon 133 (6500×10^{15} Bq), l'iode 133 (2500×10^{15} Bq), l'iode 131 (1760×10^{15} Bq) et le tellure 132 ($1150 \text{ Bq} \times 10^{15}$ Bq) (IAEA, 2005). Ces rejets majoritaires concernent des gaz inertes et des éléments facilement volatils à période radioactive courte comprise entre 20,8 heures et 8 jours, respectivement pour l'iode 133 et 131. Les éléments à faible volatilité, tels que le ^{90}Sr , ou non volatils (neptunium, plutonium, curium...), n'ont été transportés qu'à faible distance du site de Tchernobyl (quelques dizaines de kilomètres)

¹ Le Becquerel est l'unité de mesure de l'activité d'une source radioactive et 1 Bq correspond à une désintégration par seconde *i.e.* une transformation nucléaire par unité de temps.

avant de se déposer au sol. Ils n'ont pas été décelés en France. Au final, trois radionucléides émis lors de l'accident de Tchernobyl présentent un intérêt particulier au point de vue de leur impact radioécologique en Europe occidentale : le césium 134, le césium 137 et l'iode 131 (Renaud et *al.*, 2007). De nombreux pays en Europe ont été soumis à des retombées de radionucléides lorsqu'ils ont été atteints par les masses d'air contaminées. Les zones les plus touchées sont l'Autriche, la partie orientale et méridionale de la Suisse, certaines régions du sud de l'Allemagne et de la Scandinavie, où le passage du nuage radioactif a coïncidé avec les précipitations (Figure 1-3). L'Espagne et le Portugal ont été les pays les moins touchés, de l'ordre de $0,02 \text{ kBq m}^{-2}$ au Portugal (UNSCEAR, 2000). Les retombées du nuage radioactif n'ont pas été dispersées de manière homogène autour de la centrale. En effet, la distribution spatiale des dépôts est largement liée aux conditions climatiques prévalant les jours et les semaines suivant l'accident. Les événements pluvieux ont contribué de manière décisive à la variabilité des dépôts de radiocésium (Fowler et *al.*, 1987).

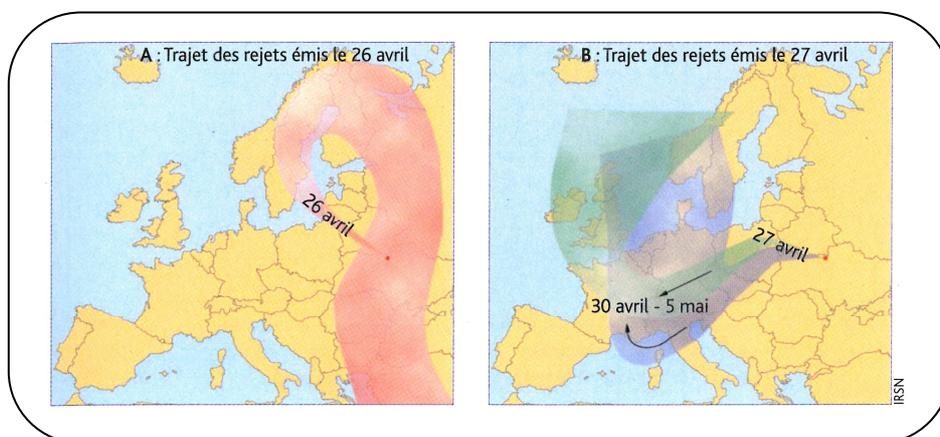


Figure 1-3 : Principales trajectoires suivies par les panaches correspondant aux rejets successifs consécutifs à l'accident de Tchernobyl. A : rejets émis le 26 avril et atteignant la Scandinavie le 28 avril (explosion). B : rejets émis le 27 avril et atteignant la France à partir du 30 avril à la suite de l'incendie (Renaud et *al.*, 2007).

Le dépôt, consécutif à l'accident de Tchernobyl, a pu atteindre plusieurs MBq m^{-2} à proximité du site, alors qu'en Europe occidentale, notamment en France, le dépôt a été de quelques kBq m^{-2} à quelques dizaines de kBq m^{-2} . Après l'accident, les dépôts surfaciques observés en France sont corrélés à la trajectoire du nuage, aux précipitations, au couvert végétal, et s'étendent globalement selon un gradient est-ouest (Figure 1-4). Les dépôts en césium sur les surfaces agricoles vont de $0,12 \text{ kBq m}^{-2}$ dans l'Ouest du pays à $3,6 \text{ Bq m}^{-2}$ dans l'Est, où les valeurs peuvent dépasser localement 6 kBq m^{-2} (Renaud et *al.*, 2007). Dans l'est de la France, les dépôts sont hétérogènes : Badot et *al.* (2005) mesurent, sur 186 points d'échantillonnage situés en Franche-Comté, des activités surfaciques en ^{137}Cs comprises entre 4 et 50 kBq m^{-2} .

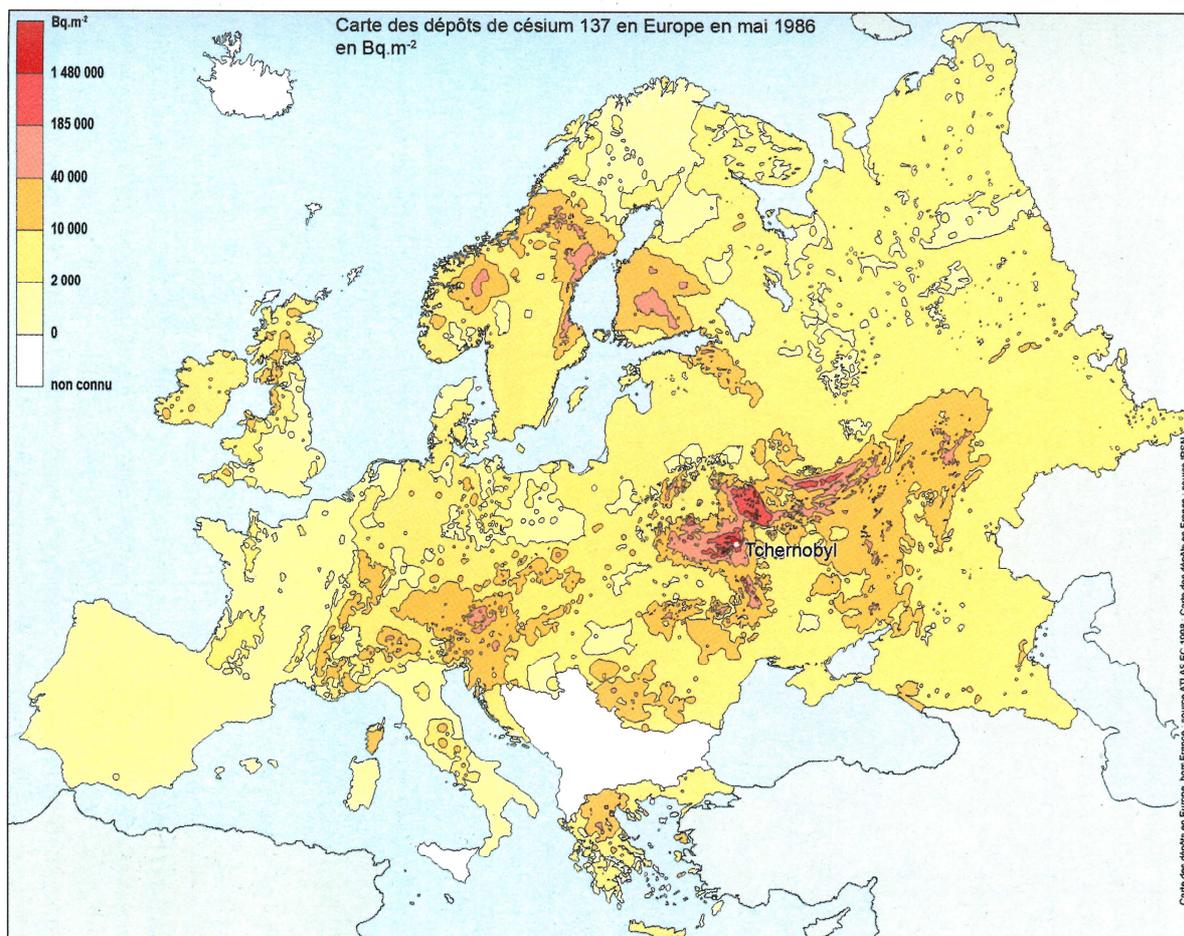


Figure 1-4 : Carte européenne des dépôts de ¹³⁷Cs après l'accident de Tchernobyl (CEC, 1998). La variabilité des dépôts en Europe provient de trajectoires successives de masses d'air contaminées et des précipitations pluvieuses.

A/2.2.2 Autres rejets

Un certain nombre d'autres événements ont aboutis à des rejets dans l'environnement. C'est le cas notamment d'autres accidents nucléaires, moins médiatisés que celui de Tchernobyl, car quantitativement moins importants, et qui se sont déroulés par exemple en Russie à Kysthym en 1957 (libération de $7,4 \times 10^{17}$ Bq de ¹³⁷Cs) et à Windscale (GB) en 1957 (libération de $7,4 \times 10^{15}$ Bq, dont $2,2 \times 10^{13}$ Bq de ¹³⁷Cs).

A/2.3 Les dépôts dans les régions d'étude

En France, les retombées globales issues des tirs des essais nucléaires atmosphériques et des retombées liées à l'accident de Tchernobyl ont été modélisées (Figure 1-5).

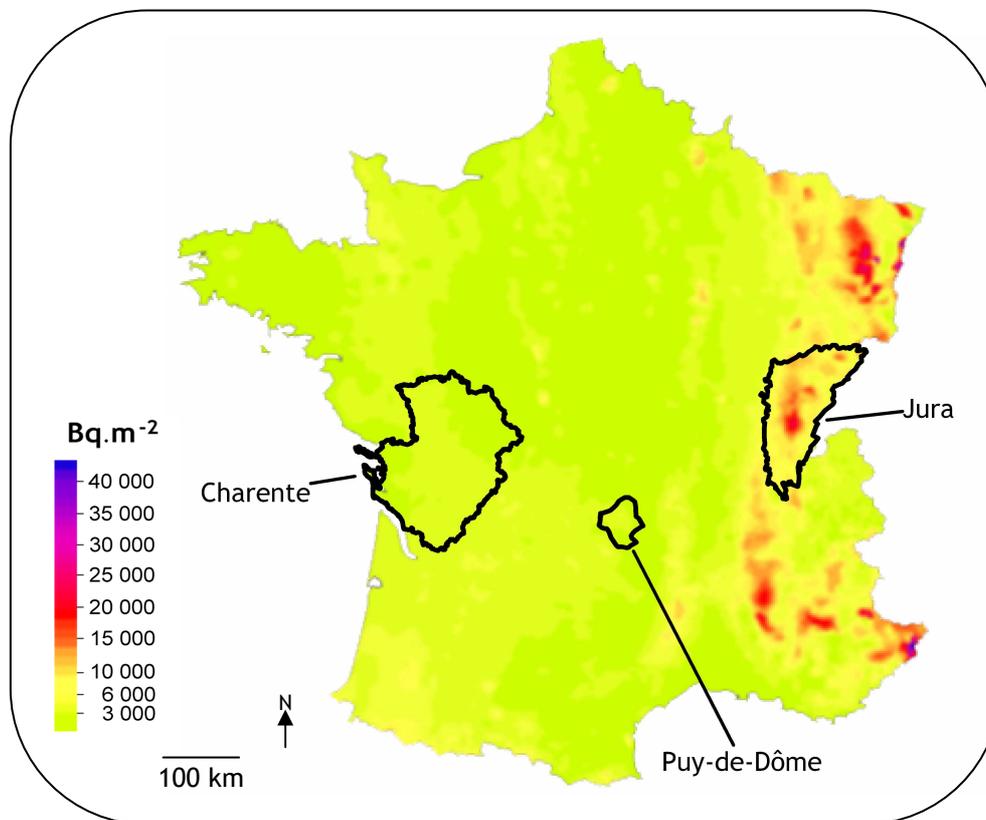


Figure 1-5 : Carte des activités en ^{137}Cs potentiellement présentes dans les sols en 2006 et résultant du cumul des retombées des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère et de l'accident de Tchernobyl (Renaud et *al.*, 2007).

Dans le Jura, les contaminations surfaciques sont comprises entre 4 et 20 kBq m⁻² de ^{137}Cs . Pour les régions Puy-de-Dôme et Charente, les retombées sont faibles, inférieures à 6 kBq m⁻². Dans le Jura, une part importante de la contamination des sols est imputable à l'accident de Tchernobyl. En Charente et dans le Puy-de-Dôme, l'essentiel de la contamination provient des tirs des essais nucléaires atmosphériques. Pour le ^{90}Sr , la totalité des retombées des régions étudiées provient des essais.

A/3 Caractéristiques générales des retombées radioactives sous forme de dépôts secs, humides et de brouillards

Deux types de rejets sont inhérents à l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl, les formes condensées et les particules de combustible. Ceci rend difficile l'interprétation du devenir des radionucléides dans l'environnement.

Ainsi, lors de leur libération, les éléments comme le césium et le strontium, se sont condensés sur des matrices inertes : carbone, poussières, matériaux de construction. Ces aérosols et ces particules radioactives ont ensuite été déposés sur le sol soit par dépôt sec (gravité, transfert turbulent), soit par dépôt humide (pluies, neiges,...). Les dépôts humides constituent le terme de variabilité du dépôt total à l'échelle de la France (Renaud *et al.*, 2007). En ce qui concerne le dépôt sec, son importance a été directement liée à l'activité volumique de l'air au niveau du sol. A une échelle plus localisée, le couvert végétal a eu une influence sensible sur la distribution du dépôt sec. Il s'agit toutefois d'un facteur de variabilité secondaire par rapport à ceux associés au dépôt humide. Pour reconstituer les dépôts cumulés de ^{137}Cs issus des essais nucléaires atmosphériques, Mitchell *et al.* (1990) ont ainsi confronté les activités résiduelles des sols irlandais mesurés en 1988 et les précipitations moyennes annuelles selon la relation :

$$D_c = (2,67 \pm 0,11) \times H_p + (631 \pm 128)$$

D_c : dépôt cumulé de ^{137}Cs (Bq m^{-2}),

H_p : hauteur de pluie moyenne annuelle (mm).

Pour le ^{137}Cs , les caractéristiques physico-chimiques du dépôt varient en fonction de la distance à la source (Oughton *et al.*, 1992). En effet, à proximité de la centrale nucléaire de Tchernobyl, celui-ci est souvent associé à des particules chaudes, composées d'oxydes d'uranium, c'est-à-dire les particules issues de produits d'activation ou de fission et de matériaux constituant le cœur du réacteur (Al Rayyes *et al.*, 1993). Sous cette forme complexée, le ^{137}Cs est peu disponible (Fesenko *et al.*, 1996). Puis, ces particules chaudes subissent une altération au cours du temps, qui rendra à terme le ^{137}Cs plus mobile dans l'environnement (Konoplev *et al.*, 1992 ; Bunzl *et al.*, 1995). En revanche, pour les dépôts plus éloignés, le ^{137}Cs a été déposé sous forme d'aérosols et sous forme soluble (Auerbach, 1986). Il est ainsi difficile de comparer le comportement du ^{137}Cs à proximité et plus éloigné de la source.

Dans le cas d'un accident, les précipitations peuvent agir comme des mécanismes de concentration. En effet, le dépôt humide peut accélérer la pénétration des radionucléides dans le sol, cela a été observé au sud de l'Allemagne lors d'une forte précipitation pendant le passage du panache radioactif de 1986 (Schimmack *et al.*, 1989). Le degré de pénétration dépend de l'intensité des pluies. Si elles sont peu intenses, toute l'activité déposée est retenue principalement dans la litière (Schimmack *et al.*, 1994).

Enfin, l'activité déposée au moment des rejets n'est pas la même que celle mesurée actuellement. Cette différence a pour origine :

- la décroissance physique du radionucléide : elle est due à la décroissance du radionucléide liée à sa demi-vie radioactive (30,2 ans pour le ^{137}Cs et 28,8 ans pour le ^{90}Sr). Dans la plupart des cas, les contaminations sont mesurées plusieurs années après le dépôt, ainsi la différence entre la contamination au moment du dépôt et la contamination actuelle peut être considérable. Afin d'assurer la comparaison entre les données, une date est choisie comme référence.
- les processus écologiques : ce sont les processus naturels de l'environnement qui conduisent soit à un transfert à d'autres compartiments (eau, organismes,...) soit à une accumulation des radionucléides dans le sol. Ces processus écologiques peuvent englober l'accumulation des eaux de pluie contaminées dans des dépressions locales, le flux de masse, le ruissellement, la migration avec l'eau de gravité ou bien l'érosion de surface mais aussi le transfert vers les milieux physiques, vers les organismes,.... Le fonctionnement et la structure de l'écosystème modulent la contamination en un point du système soit en l'augmentant soit au contraire en la diminuant.

RESUME

Le césium-137 (^{137}Cs) et le strontium-90 (^{90}Sr) sont des radionucléides artificiels à vie longue (demi-vie respectives de 30,2 ans et 28,8 ans). A la suite des essais d'armes nucléaires au cours du siècle dernier et de contaminations accidentelles, ces radionucléides se retrouvent dans l'environnement. Selon l'origine et la distance à la source, la spéciation des radionucléides n'est pas la même et conditionne le devenir ultérieur du contaminant.

B/ Transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr du sol à la végétation prairiale

B/1 Facteurs de transfert (Cr et Cag) du ^{137}Cs et du ^{90}Sr

B/1.1 Généralités

A l'heure actuelle, il n'y a pas de dépôt atmosphérique majeur de radionucléides artificiels. Par conséquent, le processus dominant de contamination en ^{137}Cs et ^{90}Sr de la végétation prairiale est l'absorption racinaire (IAEA, 1994). L'évaluation de la contamination s'effectue à l'aide du coefficient de transfert (Cr) exprimant le rapport entre l'activité massique (Am) dans la végétation et celle du sol.

$$\text{Cr} = \frac{\text{Am}_{\text{végétation}}}{\text{Am}_{\text{sol}}}$$

Généralement, les activités sont exprimées dans la végétation et le sol en $\text{Bq kg}^{-1} \text{MS}$ (Masse Sèche). Les activités dans les sols sont généralement mesurées dans les 20 premiers cm pour les cultures et 10 cm dans les pâturages.

Un autre indicateur est utilisé, il s'agit du coefficient de transfert agrégé (Cag). Celui-ci tient compte de la contamination surfacique (Aa) des sols (unité en Bq m^{-2} , calculée à partir de la l'activité massique (Bq kg^{-1}) et de la densité du sol (kg m^{-3})).

$$\text{Cag} = \frac{\text{Am}_{\text{végétation}}}{\text{Aa}_{\text{sol}}}, \text{ exprimé en } \text{m}^2 \text{ kg}^{-1}.$$

Les transferts de radionucléides dans un système sol- plante sont très voisins de ceux de leur isotope stable. Une des différences entre le transfert d'isotopes radioactifs d'une part et d'isotopes stables du même élément d'autre part est la différence de leur état dans le sol. Ainsi, le ^{137}Cs a été par exemple introduit relativement récemment et les équilibres physico-chimiques à long terme précédemment évoqués ne sont pas nécessairement réalisés complètement.

B/1.2 Données de la littérature

Pour le ^{137}Cs , les coefficients de transfert décrits dans la littérature montrent d'importantes différences. Ceux-ci varient en fonction du type d'alimentation mais aussi du type de sol et sont compris entre $0,17 \times 10^{-2}$ et 47×10^{-2} (Tableau 1-2). Les pâturages riches en matière organique et à pH acide montrent les valeurs les plus élevées. Les coefficients les plus élevés sont mesurés dans la végétation prairiale.

Type de culture	Lieu et type de sol	N	¹³⁷ Cs Cr (×10 ⁻²)	Facteur d'incertitude	Référence
Pâturage	Lieu : Espagne, profondeur du sol : 0-19 cm		9-47		Baeza et al., 2001
Pâturage	Lieu : Biélorussie		17		Konshin, 1992c
Pâturage	Tourbe, pH = 4	21	5,3	10	Frissel et al., 2002
Pâturage	Lieu : Allemagne		4,2		Clooth et Aumann, 1990
Maïs	Sableux, pH = 5	22	2,9	10	Frissel et al., 2002
Pâturage	Sableux, pH = 5	229	2,4	10	Frissel et al., 2002
Maïs	Tourbe, pH = 4	2	3	10	Frissel et al., 2002
Céréales	Sableux, pH = 5	132	2,6	10	Frissel et al., 2002
Pâturage	Lieu : Angleterre		2		Green et al., 1996
Pâturage	Argilo-limoneux, pH = 6	246	1,1	10	Frissel et al., 2002
Céréales	Argilo-limoneux, pH = 6	220	1,0	10	Frissel et al., 2002
Céréales	Tourbe, pH = 4	14	0,83	10	Frissel et al., 2002
Maïs	Argilo-limoneux, pH = 6	173	0,17	10	Frissel et al., 2002

Tableau 1-2 : Coefficients de transfert (Cr) de ¹³⁷Cs du sol à la végétation en fonction du type de végétation et des propriétés des sols.

Les transferts de ⁹⁰Sr sont de deux ordres de grandeurs plus importants que ceux mesurés pour le ¹³⁷Cs et sont également très variables. Les valeurs sont comprises entre 0,02 et 1,7 (Tableau 1-3). Les plus forts transferts sont mesurés dans les pâturages sur sol sableux. Tout comme le ¹³⁷Cs, les transferts sont plus importants dans la végétation prairiale que dans le maïs et les céréales.

Type de culture	Type de sol	N	⁹⁰ Sr Cr	Facteur d'incertitude
Pâturage	Sableux, pH = 5	115	1,7	4,7
Céréales	Sableux, pH = 5	81	1,4	10
Pâturage	Argilo-limoneux, pH = 6	70	1,1	2,7
Maïs	Sableux, pH = 5	50	1,0	10
Pâturage	Tourbe, pH = 4	4	0,34	10
Maïs	Argilo-limoneux, pH = 6	36	0,19	10
Céréales	Argilo-limoneux, pH = 6	81	0,12	10
Céréales	Tourbe, pH = 4	4	0,02	10

Tableau 1-3 : Moyenne arithmétique des facteurs de transfert (Cr) de ⁹⁰Sr en fonction du type de végétation et des propriétés des sols (Frissel et al., 2002).

Pour l'un et l'autre du radionucléide, les valeurs moyennes de Cr à la végétation présentent à un facteur d'incertitude élevé qui peut atteindre un ordre de grandeur. Les valeurs trouvées dans la littérature sont donc entachées de sérieuses limitations dues à des lacunes concernant :

- les conditions d'équilibre des échantillons,
- les concentrations des cations en compétition présents dans l'environnement,
- l'expression des activités en masse fraîche ou sèche (Higley et Bytwerk, 2007).

Le comportement des radionucléides dans les écosystèmes est conditionné par la forme physico-chimique initiale sous laquelle ils sont répandus dans l'atmosphère : les retombées des explosions

aériennes militaires étaient pour une large part composées de formes hydrosolubles ou échangeables de Cs. Le dépôt après l'accident de Tchernobyl était au contraire principalement composé de formes non échangeables (Bobovnicova et *al.*, 1990) : près de Tchernobyl ceux-ci étaient essentiellement composés de particules de combustibles insolubles dans l'eau ou de solutions neutres. Pour Vankerkom et *al.* (1988), la biodisponibilité du césium après Tchernobyl était de 30 % inférieure à celle observée avec le $^{137}\text{CsCl}$ sous forme ionique.

Après l'accident de Tchernobyl, en ce qui concerne le ^{90}Sr , l'observation prédominante est que son comportement dépend majoritairement de la forme physico-chimique des retombées (Bobovnicova et *al.*, 1991 ; Salbu et *al.*, 1994 ; Krouglov et *al.*, 1998).

B/1.3 Migration verticale des radionucléides dans les sols : généralités et modélisations

La connaissance de la distribution des radionucléides le long du profil se révèle essentielle pour estimer les quantités de radionucléide en contact avec la zone racinaire et les risques de transfert. Dans le cas du ^{137}Cs , il est important de connaître la migration verticale car la dose externe diminue avec la migration de l'élément dans le sol. Ainsi, dans les sols de Biélorussie, avec la pénétration du césium dans le sol, Forsberg et *al.* (2000) observent une réduction de la dose des rayonnements gamma externe de 17 à 45 % de 1986 à 1996.

Bien que les radionucléides issus de Tchernobyl soient initialement retenus dans les deux premiers cm de sol, une fraction de ceux-ci migre avec plus ou moins de rapidité. La fraction mobile, représentant entre 0,5 et 7,2 % de la radioactivité totale du sol, varie selon le radionucléide comme suit : $^{134}\text{Cs} \sim ^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr} > ^{106}\text{Ru} \sim ^{144}\text{Ce}$. Arapis et *al.* (1996) indiquent que la vitesse de migration du ^{137}Cs varie en fonction du type de sol : elle est estimée selon les cas entre 0,4 et 1,2 cm y^{-1} ce qui correspond à 6 à 18 cm de profondeur en 15 ans. La migration dépend fortement du type de sol (Barisic et *al.*, 1999) et principalement de sa texture (Forsberg et *al.*, 2000) et sa teneur en matière organique (Rosen et *al.*, 1999). Le ^{137}Cs issu des retombées de Tchernobyl, se situe actuellement à 80 % dans les 15 premiers cm du sol (Graham et Simon, 1996). Le ^{137}Cs est essentiellement présent dans les horizons organiques et migre progressivement dans les horizons minéraux en fonction de l'importance de la minéralisation de l'humus. La migration verticale n'est pas uniquement conditionnée par les caractéristiques physico-chimiques du sol. Mamikhin et *al.* (1997) distinguent une origine abiotique (phénomènes de diffusion, sorption, désorption, lié à la composition minérale, de lessivage et de flux d'eau) et une origine biotique (fonctionnement des racines, des champignons, de la mésofaune du sol,...) à la migration verticale. La migration est le résultat d'une multitude de mécanismes, tantôt limitant le transfert vertical (prélèvement par les organismes vivants, rétention par les constituants du sol, décroissance dues aux désintégrations...) et tantôt le favorisant (percolation de l'eau dans le profil, diffusion d'ions dans la solution du sol, composition de la matière organique, bioturbation,...). Le travail anthropique du sol tend à favoriser également la migration du ^{137}Cs (Salbu et *al.*, 1994).

Les modèles généralement utilisés pour décrire le transport de radionucléides dans les sols utilisent des paramètres de migration dépendants du temps. Les modèles simples semi-empiriques basés sur la distribution exponentielle en fonction de la profondeur sont capables de décrire convenablement le transport de radionucléides peu de temps après un dépôt. Pour Konshin (1992a, b), les coefficients de migration des radionucléides issus de Tchernobyl varient avec le temps selon $t^{-0,76}$. La diminution du coefficient de migration du ^{137}Cs avec le temps est souvent interprétée comme la fixation de cet élément par les minéraux argileux. A la suite d'expérimentations de terrain sur de longues périodes, il apparaît que les dépôts autour de Tchernobyl montrent les plus hauts taux de migration de ^{137}Cs et ^{90}Sr dans la période 1986-1987 (Bréchnac et al., 2001). Un état d'équilibre est observé à partir de la 5^{ème} année après le dépôt. Dans ce cas, la variation des coefficients de diffusion est donc dépendante du temps selon une fonction de type :

$$y = \alpha t^{-B}, \text{ avec } B = 0,49 \text{ et } 0,71, \text{ respectivement pour } ^{90}\text{Sr} \text{ et } ^{137}\text{Cs}.$$

Toso et Velasco (2001) ont comparé trois modèles de transfert vertical du césium dans le sol :

- un modèle de diffusion (DSF pour *Diffusion Sorption and Fixation*) qui tient compte des trois états du césium dans la matrice sol (mobile, sorbé et fixé). Ce modèle donne une bonne description de l'évolution temporelle du césium dans le profil du sol.

$$f_{z,t} = m_{z,t} + s_{z,t} \text{ et } c_{z,t} = f_{z,t} + b_{z,t}$$

$f_{z,t}$: concentration en césium (Bq cm^{-3}) à la profondeur z (cm) à l'issue d'un temps t (d) après le dépôt,

$m_{z,t}$: fraction mobile (Bq cm^{-3}),

$s_{z,t}$: fraction sorbée (Bq cm^{-3}),

$c_{z,t}$: concentration totale (Bq cm^{-3}),

$b_{z,t}$: fraction liée (Bq cm^{-3}).

- le modèle RABES décrit par Velasco et al. (1993), qui décrit la distribution verticale du radionucléide dans le sol en prenant en compte le type de sol :

$$C_{z,t} = Q_0 \times \alpha_t \times e^{-\alpha_t z} \times e^{-l t}$$

$c_{z,t}$: concentration totale (Bq cm^{-3}),

Q_0 : dépôt initial (Bq cm^{-2}),

α_t : coefficient (cm^{-1}) dépendant des caractéristiques de la distribution c'est-à-dire dépendant de la forme physico-chimique du radionucléide, du type de sol et du temps écoulé depuis le dépôt au temps t (d),

l : constante de décroissance radioactive en y^{-1} .

- le modèle RABES 1 inspiré du modèle RABES (Velasco et al., 1993) qui ne considère plus que deux paramètres libres : la vitesse de changement du profil du sol ainsi que la vitesse de migration à l'équilibre.

La comparaison des trois modèles aboutit à des prédictions équivalentes pour RABES 1 et DSF. Cependant, l'utilisation de modèles multi-compartimentaux différenciant les différents horizons de sol donne de moins bons résultats pour décrire la distribution de ^{137}Cs issus de retombées globales (Schuller et *al.*, 1997). Les résultats de récentes études montrent que des contraintes mathématiques existent lors de l'utilisation de ces modèles pour simuler la dynamique de transport de radionucléides dans les sols. Kirchner et *al.* (2008) suggèrent de ne pas utiliser ce genre de modèles dans un but prédictif. Pour modéliser la migration verticale de sols non remaniés, ces auteurs recommandent l'utilisation de modèles physiques de convection-dispersion (Bossew et Kirchner, 2004). Ces auteurs proposent des valeurs de paramètres d'entrée, dépendantes de la source des retombées ainsi que de la texture du sol (Kirchner et *al.*, 2008).

B/2 Paramètres intrinsèques de l'environnement influençant le transfert à la végétation

B/2.1 Implication des propriétés physico-chimiques des sols

B/2.1.1 Implication des colloïdes minéraux du sol

Les colloïdes du sol sont constituées d'éléments de petite taille, les micelles, capables de flocculer (former des agrégats) ou de se disperser dans un liquide (suspension). Le rôle des colloïdes dans la rétention des radionucléides est primordial. Les colloïdes du sol modulent la concentration des éléments traces dans la phase liquide et leur transfert aux plantes à travers l'absorption racinaire.

B/2.1.1.1 Implication des types d'argile

Le ^{137}Cs est spécifiquement retenu par les minéraux argileux micacés tels que les illites, les vermiculites et les smectites-montmorillonites (Cornell, 1993 ; Staunton et Roubaud, 1997). Ces minéraux argileux ont une influence majeure sur la sorption spécifique du césium (Shawhney, 1972 ; Comans et *al.*, 1991). Les argiles sont différenciées selon le nombre de couches constituant les feuillets. Les argiles micacées sont des structures de tétraèdres accolés (la couche T) dont les sommets sont occupés par des atomes d'oxygène et le centre, par un atome de silicium ou d'aluminium et d'octaèdres (la couche O), dont les sommets sont occupés par un atome d'oxygène et une molécule d'hydroxyde et le centre par de l'aluminium, plus ou moins substitué par du magnésium ou du fer (Figure 1-6). L'ensemble forme des feuillets de type TOT avec un atome d'oxygène en commun. Ce sont des phyllosilicates 2:1 constitués de deux couches T et d'une couche O comme la smectite, l'illite ou la vermiculite.

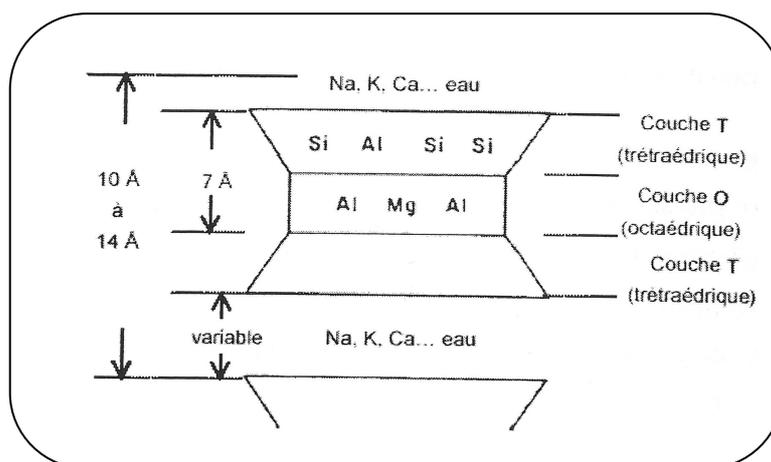


Figure 1-6 : Représentation schématique de la structure des argiles micacées (Duchaufour, 2001).

La substitution d'Al par Si peut engendrer des anomalies électriques au niveau des feuillets. Celles-ci sont compensées par l'incorporation entre les feuillets, de charges positives, sous forme de cations et/ou de molécules d'eau si le déficit à combler est faible. C'est cette particularité électrique qui confère aux phyllosilicates leurs propriétés d'absorption. Dans l'illite et la vermiculite, les substitutions isomorphiques se réalisent de préférence dans les feuillets élémentaires tétraédriques, en formant une charge négative partagée uniquement par quatre atomes d'oxygène. La présence de cette forte densité superficielle de la charge négative provoque la perte de molécules d'eau par les cations voisins dont l'énergie d'hydratation est assez basse (K^+ , Cs^+ par exemple) et par conséquent provoque le tassement des feuillets TOT. Cela forme donc une structure solide des feuillets TOT. Lors de ces processus d'érosion chimique, physique et biologique, les ions K^+ se trouvant dans l'espace interfoliaire sur la lisière des micas peuvent être libérés. Ce processus est stimulé par la consommation constante du K^+ de la solution du sol (lors de son absorption racinaire). Cela provoque l'élargissement de l'espace interfoliaire et ainsi, les micas sont constitués d'un cœur central comprimé et de feuillets TOT effilochés sur la lisière.

B/2.1.1.2 Implication de sites spécifiques de sorption

A partir de méthodes d'extraction et d'adsorption, trois types de sites de sorption sur les minéraux argileux expansibles ont été distingués pour les cations ayant des énergies d'hydratation relativement basses (Shawhney, 1972 ; Cremers et al., 1988). Ce sont :

- Les « *planar sites* » ou sites échangeables surfaciques trouve sur la surface extérieure des minéraux argileux. Sur ces sites, le Cs^+ peut être facilement déplacé par d'autres cations. Ce sont des sites de sorption non spécifiques.

- Les « *Frayed Edges Sites* » sont des sites échangeables interfoliaires à la lisière du minéral (FES). Situés dans les « *wedge zones* », Ils sont spécifiques au Cs^+ . Les échanges avec les cations équivalents (K^+ , Rb^+ et NH_4^+) sont assez rapides. Ces sites présentent une relative spécificité et sont capables de discriminer les cations.

- Les sites interfoliaires éloignés de la lisière sont les sites spécifiques au Cs⁺. Le remplacement du Cs⁺ par les autres cations est lent et s'effectue par diffusion. Les différents sites sont schématisés dans la Figure 1-7.

Les « sites planaires », éloignés de la lisière et les sites d'échange des composés organiques sont regroupés dans une famille appelée les sites d'échanges réguliers (RES pour « *Regular Exchange Site* »).

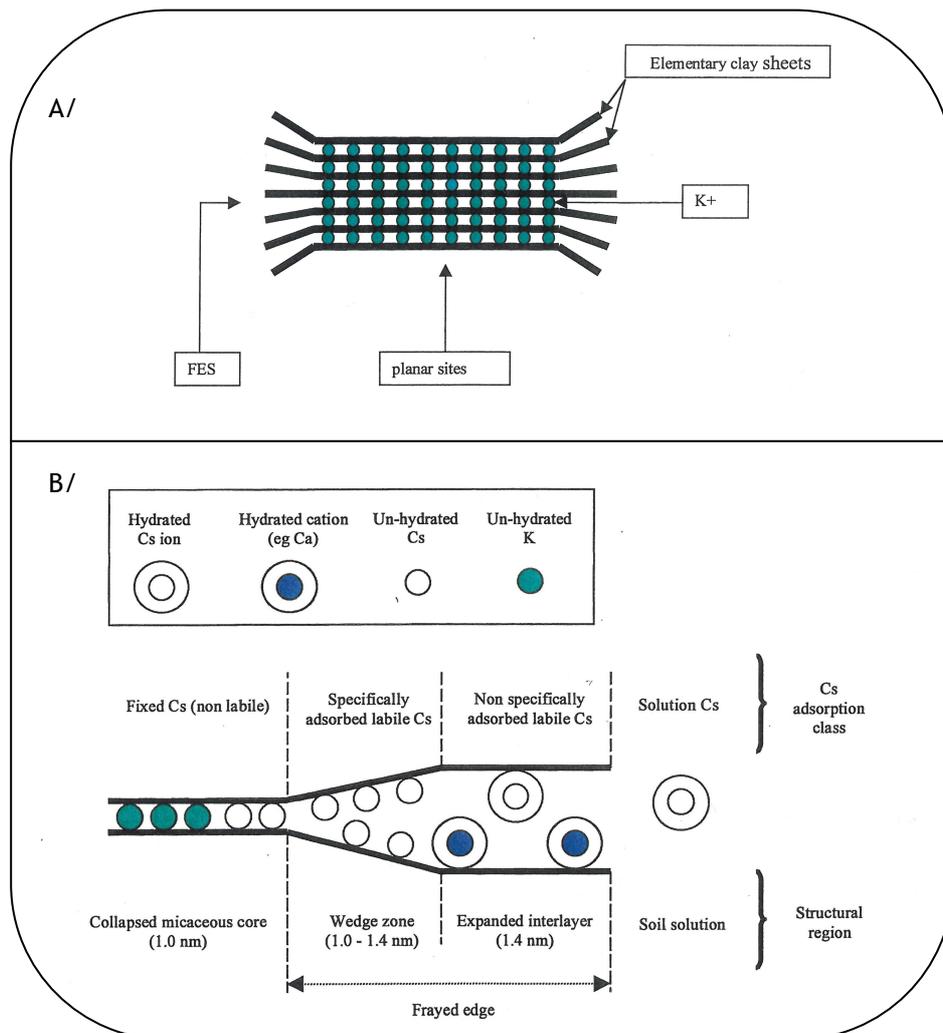


Figure 1-7: Représentation schématique d'une particule de mica (taille de 10⁻⁶ à 10⁻⁷ en A/, Valcke, 1993) et représentation schématique de l'adsorption du ¹³⁷Cs dans l'illite (B/, Absalom et al., 1996). FES : *Frayed Edges Sites*.

B/2.1.1.3 Les propriétés intrinsèques de sorption

Les sites FES et RES adsorbent le radiocésium de manière non spécifique (Valcke, 1994). La séquence de sélectivité est Cs⁺ > Rb⁺ > K⁺ > Na⁺. La différence de sélectivité est davantage marquée pour les FES que pour les RES. L'adsorption sélective du ¹³⁷Cs et sa rétention par les 2-1

phyllosilicates dépendent des propriétés intrinsèques du minéral et des conditions de l'environnement proches des particules minérales. Parmi les propriétés intrinsèques, on distingue :

- la charge des couches : plus elle est forte, plus la sorption du Cs^+ est forte (Tamura et Jacobs, 1960),
- la localisation des charges négatives dans le minéral : la sorption du Cs^+ est plus forte quand cette dernière se situe dans la couche octaédrique (Cornell, 1993),
- le type d'occupation des zones interfoliaires : la présence importante de K^+ dans l'espace interfoliaire des micas réduit de façon notable le rendement de sorption du Cs^+ . De même, l'aluminium interfoliaire des vermiculites diminue la capacité d'échange cationique (CEC) du minéral et donc aussi bien la fixation du K^+ que la sorption du Cs^+ (Elprince et *al.*, 1977),
- la taille des particules : les petites particules retiennent mieux le Cs^+ que les plus grandes. Sur les grandes particules, la dispersion s'étend de la lisère vers le cœur du mica ce qui produit une augmentation de la surface des zones « coins » et donc une réduction importante des espaces interfoliaires collapsés (Shawhney, 1972).

La vermiculite, associée à des zones coins micacées, semble être la structure minéralogique qui fixe le mieux le ^{137}Cs . En fait, l'abondance de la vermiculite dans le sol gouverne directement l'abondance des FES. Ces derniers provoquent une fixation irréversible du ^{137}Cs par éboulement des couches interfoliaires des minéraux micacés. Ce mécanisme limite la biodisponibilité du ^{137}Cs avec le temps.

B/2.1.1.4 Implication de l'évolution temporelle de l'adsorption et de la désorption

Poinssot et *al.* (1999) considèrent que l'adsorption cinétique sur les deux types de sites existants sur les minéraux est différente. L'adsorption sur les sites FES est beaucoup plus lente que sur les sites non spécifiques (RES). La sorption du ^{137}Cs sur l'illite varie significativement avec le pH et la carence en électrolyte. Ainsi, le résultat est dû à l'ensemble des réactions ioniques de compétition plutôt qu'à une modification de la nature, de la capacité ou de la disponibilité de ces sites de sorption. La désorption du césium des RES est constante et complète alors qu'elle diminue avec le temps quant elle s'effectue spécifiquement sur les FES : effet âge ou « *aging effect* ».

La composition minérale du sol est un des principaux paramètres qui détermine la capacité potentielle de sorption des sols pour le ^{137}Cs . Cependant, il est impossible de prédire le potentiel de sorption des sols en se basant seulement sur la composition du minéral (Livens et Loveland, 1988), la composition ionique du complexe d'échange et la solution du sol peuvent jouer un rôle clef dans les processus de sorption spécifique et dans la fixation.

B/2.1.2 Influence des colloïdes organiques du sol

La matière organique représente un ensemble de substances de nature et de propriétés diverses ayant pour origine la décomposition des débris végétaux et animaux incorporés dans le sol. On distingue habituellement les substances organiques non humiques (10 à 15 % de la fraction organique non vivante) et les substances humiques, matières organiques décomposées. Ce terme a été employé dans des acceptions souvent dépendantes des modes de préparation au laboratoire. Ces extractions se font par l'action de solvants divers : solutions alcalines, pyrophosphate de sodium, La structure chimique demeure actuellement mal déterminée. Les substances humiques contiennent de 52 à 58 % de carbone. On distingue généralement les acides humiques et les acides fulviques, distinguées par leur taille (Figure 1-8).

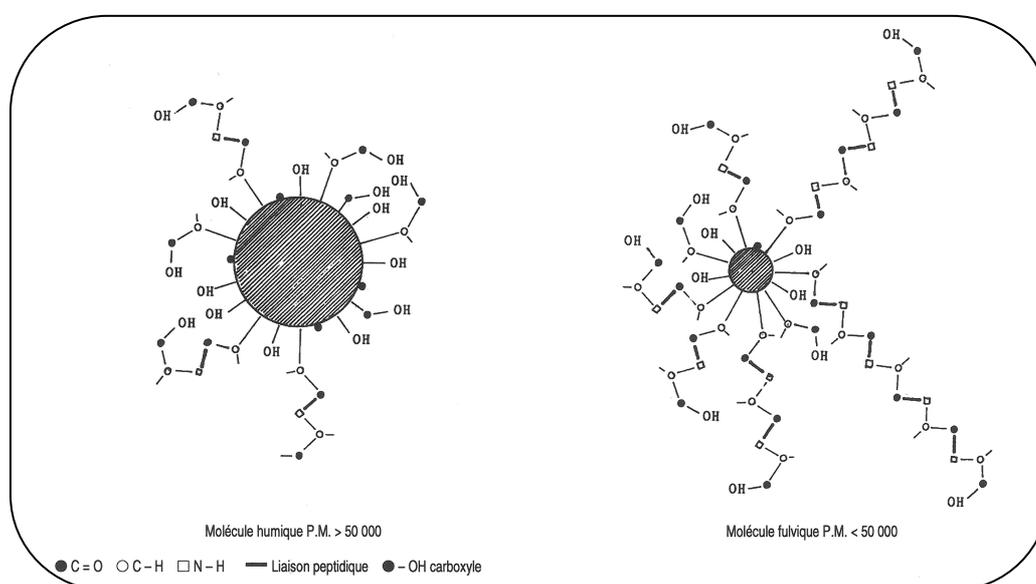


Figure 1-8 : Structure humique hypothétique différenciant les acides humiques et fulviques (Morel, 1996).

De par leur taille, les substances humiques sont considérées comme des colloïdes et peuvent donc être dispersées ou floculées dans le sol, comme les minéraux argileux. Elles ont la capacité de sorber les ions et de se sorber sur les phases minérales du sol pour former des complexes « argilo humiques ». Les acides humiques sont capables de se lier avec des cations par des mécanismes d'échange d'ions spécifiques mais aussi non spécifiques. Le rôle des acides humiques dans l'absorption directe est relativement mineur même dans le cas de sols fortement organiques (Lofts et *al.*, 2002).

Pour un nombre important de type de sol, des corrélations ont été établies entre l'adsorption du ^{137}Cs , ou le transfert sol-plante, et la teneur en matière organique (Van Bergeijk et *al.*, 1992). Van Bergeijk et *al.* (1992) ont calculé qu'un accroissement de la teneur en matière organique de 5 à 50 % dans le sol augmentait par un facteur 10 le transfert sol-plante du ^{137}Cs . Au-

delà de 10 % de matière organique dans les sols, les acides organiques neutralisent la charge des cations, ce qui empêche leur fixation sur les argiles : la mobilité du Cs^+ et sa biodisponibilité sont donc plus élevées. Ainsi, Staunton et *al.* (2002) suggèrent que la nature de la matière organique et son interaction avec la matière minérale sont aussi importantes que la quantité de matière organique dans le sol.

D'autres mécanismes expliquent que l'adsorption spécifique du ^{137}Cs est diminuée par la présence de matière organique

- la matière organique interagit avec les couches interfoliaires des minéraux. Ce rôle indirect de la matière organique, et plus précisément des acides humiques et fulviques, a été étudié soit par l'addition de composés organiques dans le sol minéraux ou argileux soit en déplaçant la matière organique du sol. Ainsi, l'addition de composés organiques diminue le $K_D(\text{Cs}^+)$ (Dumat et Staunton, 1999), et, à l'inverse, le déplacement des acides organiques augmente le $K_D(\text{Cs}^+)$ (Rigol et *al.*, 1998). Les composés organiques se lient aux argiles et bloquent ainsi l'accès aux sites spécifiques du ^{137}Cs . De plus, l'adsorption du ^{137}Cs est moins forte car les composés organiques ont des sites spécifiques au ^{137}Cs permettant une désorption facilitée, ce qui augmente encore la mobilité.

- La matière organique provoque l'expansion des couches interfoliaires des minéraux. Hird et *al.* (1996) suggèrent que la présence de matière organique dans les sols organiques acides maintient les couches interfoliaires des argiles dans un état expansé et empêche la fixation du ^{137}Cs sur ces sites. Ainsi, dans les sols organiques, la carence en potassium et la présence de composés organiques empêchent l'éboulement des couches interfoliaires des argiles ce qui contribue à une augmentation de la disponibilité du ^{137}Cs et donc du transfert sol-plante.

Par contraste avec le ^{137}Cs , la sorption du ^{90}Sr et sa rétention dans les sols tourbeux est plus importante que dans les sols minéraux (Van Bergeijk et *al.*, 1992). Ce fait est attribuable à la présence d'acide humique dans la matière organique des sols tourbeux qui forment des liens coordinaire avec ^{90}Sr . Ces complexes organo-métal retiennent plus fortement le ^{90}Sr et le Ca que dans les REC des minéraux argileux, réduisant la disponibilité pour l'absorption aux plantes (Bunzl et Schimmack, 1991).

B/2.1.3 Implication de la composition de la solution du sol

B/2.1.3.1 Rôle des cations en compétition

Les concentrations en K^+ , NH_4^+ et les autres cations dans la solution du sol influencent la mobilité du ^{137}Cs dans la rhizosphère :

- l'adsorption du Cs^+ par les minéraux argileux est régulée par les ions échangeables entre la matrice solide et la solution du sol,
- l'absorption du Cs^+ par les racines est largement dépendante du niveau de K^+ dans la solution du sol (Kruyts et Delvaux, 2002).

Il existe une forte influence des concentrations en K^+ et NH_4^+ , ions compétiteurs du ^{137}Cs , à deux niveaux :

- existence d'une compétition de sorption au niveau des sites d'échange,
- possibilité d'induire un éboulement des couches argileuses et donc de piéger le ^{137}Cs : une augmentation de la concentration en K^+ provoque en premier lieu un échange avec le Cs^+ et cause ensuite le piégeage de ce dernier, à travers le « *collapsage* » des couches.

K^+ et NH_4^+ entrent en compétition avec le Cs^+ pour l'adsorption sur les FES du sol : de fortes concentrations peuvent augmenter la désorption du ^{137}Cs des minéraux micacés (Shawhney, 1964). Le K^+ peut avoir deux effets sur le devenir du ^{137}Cs dans la rhizosphère (Nisbet et Lembrechts, 1990) :

- à forte concentration, il augmente la désorption du Cs^+ et ainsi l'absorption par les racines de ce dernier est abaissée,
- à faible concentration dans la solution du sol autour des racines, il provoque le ressuyage des micas à travers le relargage du K^+ interfoliaire dans la solution du sol. Ce processus de ressuyage peut exercer une influence sur la mobilisation du Cs^+ qui ne serait pas disponible dans d'autres conditions.

La concentration en K^+ dans la solution du sol, *i.e.* la phase d'échange du sol, est considérée comme l'un des facteurs clé qui contrôle au niveau du sol la disponibilité du ^{137}Cs (Roca et Vallejo, 1995). Le potassium, indispensable à la croissance et au développement de la plante, représente en moyenne 2 à 5 % de son poids sec total (Marschner, 1995). Le potassium intervient dans un grand nombre de fonctions physiologiques et biochimiques chez les plantes : économie en eau, photosynthèse, respiration, métabolisme des glucides et acides organiques, synthèse protéique et métabolisme des substances azotées ainsi que activation d'enzymes. Il est caractérisé par une très grande mobilité dans la plante et est facilement excrété (Marschner, 1995). Le césium peut de ce fait se retrouver dans tous les organes de la plante en empruntant les voies dans lesquelles le potassium est impliqué.

L'absorption racinaire est proportionnelle à la concentration du radionucléide considéré dans la solution du sol à proximité des racines. Celles-ci absorbent moins efficacement le radionucléide que son analogue. Le transport du césium est gouverné par la concentration externe en potassium (Buysse et *al.*, 1996). En effet, l'absorption est réduite lorsque la concentration en K^+ dans la solution du sol augmente. Au-delà de 1 mM, le K^+ n'a plus d'effet sur l'absorption racinaire du césium mais cet effet dépend fortement de l'espèce végétale (Delvaux et *al.*, 2001). Une faible concentration en K^+ dans la solution du sol entre 10 et 250 μM augmente fortement l'absorption du Cs^+ (Zhu et *al.*, 1999). Au delà de 250 μM , la discrimination est faible et il n'y a pas d'effet du K^+ sur le Cs^+ absorbé. La concentration du K^+ inhibe le flux net de césium vers les racines et le xylème des plantes. Il existe trois compartiments contenant des pools de césium dans les cellules des racines de plante : la paroi cellulaire, le cytoplasme et la vacuole. La concentration en K^+ externe

n'a pas d'effet sur la distribution en césium entre le cytoplasme et la vacuole. Mais, lorsque la concentration en potassium externe est basse, il n'y a plus de césium absorbé sur la surface des racines (Zhu et al., 1999).

Lors de l'absorption racinaire, le K^+ est 3,9 à 25 fois plus sélectif que le Cs^+ . Or, le césium est absorbé par les mêmes systèmes que le potassium dans les racines (Smolders et al., 1997). Ils sont donc en compétition lors de l'absorption. Le facteur de discrimination Cs/K quantifie l'efficacité de l'absorption du potassium par rapport au césium.

$$FD = \frac{\frac{[Cs]_{\text{végétation}}}{[K]_{\text{végétation}}}}{\frac{[Cs]_{\text{sol}}}{[K]_{\text{sol}}}}$$

Le K^+ est plus efficacement absorbé que le Cs^+ quand le FD est inférieur à 1. Le FD/K varie entre 0,01 et 0,8, en fonction du type de sol, de la concentration en K^+ , de l'espèce végétale et du type de tissu considéré (Nishita et al., 1962 ; Smolders et al., 1997 ; Ciuffo et al., 2003).

Dans les études à court terme, une augmentation de NH_4^+ réduit l'absorption du Cs^+ en affectant la disponibilité de ce dernier dans les sols (Shaw et al., 1992). Cet effet est provoqué par la mobilisation du Cs par le NH_4^+ dans les sols (Sanchez et al., 1999). Cependant, cet effet n'affecte que très faiblement les processus d'absorption racinaire, les concentrations en NH_4^+ étant généralement inférieures à 1 mM dans les sols aérobies (Wolt, 1994). Une augmentation des concentrations en Ca^{2+} et Mg^{2+} peut réduire également l'absorption de Cs^+ , les ions divalents sont également en compétition avec le Cs^+ au niveau de l'apoplaste. L'action de la concentration en K^+ dans le sol sur le transfert de ^{137}Cs à la végétation est toutefois discutée. En effet, Velasco et al. (2004) expliquent que la disponibilité en ^{137}Cs et ^{40}K dans les sols n'évoluent pas de la même façon, le ^{137}Cs étant fixé davantage au cours du temps. De même, Staunton et al. (2003) n'observent que de faibles effets du potassium dans le sol vis à vis du transfert de ^{137}Cs à la végétation (Staunton et al., 2003).

Le NH_4^+ est adsorbé plus sélectivement que le K^+ sur les FES et provoque alors une mobilité plus grande du césium. L'influence de la concentration en NH_4^+ sur l'intensité de l'absorption du césium par les plantes est toutefois moins claire. Shaw (1993) explique que l'absorption du césium par les racines du blé est inhibée, compétitivement, par le K^+ et le NH_4^+ . Smolders et al. (1997) ont montré que chez le *Ray grass* qu'à partir d'une valeur seuil de K^+ , le facteur de transfert sol-plante du césium augmente avec le réapprovisionnement du K^+ . Ceci pourrait donner lieu à des techniques de phytoextraction efficace. De même, les activités en ^{137}Cs dans les plantes sont significativement réduites par l'augmentation des teneurs en cations divalents, Ca^{2+} et Mg^{2+} , en solution (Smolders et al., 1996).

En effet, Ca^{2+} et Mg^{2+} accélèrent les processus de fixation du césium (Wauters et *al.*, 1994). Les cations Ca^{2+} et Mg^{2+} de grand rayon ionique et à haute énergie d'hydratation rentrent moins en compétition pour les sites FES que les autres cations (K^+ , NH_4^+), et facilitent même la diffusion du Cs^+ à l'intérieur du réseau cristallin (Comans et *al.*, 1991). Ainsi, bien que le statut Ca-Mg dans les sols n'ait pas d'effet direct sur la disponibilité du Cs, ces cations interviendraient à long terme et de façons indirectes sur le potentiel de fixation du Cs dans les sols.

Le ^{90}Sr entre en compétition avec le calcium dans les sols. Suivant le type de sol, minéral ou organique, leur comportement peut être très différent. Les sols minéraux adsorbent préférentiellement le strontium par rapport au calcium. Pour les sols organiques, l'inverse peut être observé (Juo et Barber, 1969). La fixation du ^{90}Sr est possible mais se déroule très lentement à cause du remplacement isomorphique du Ca et du Mg dans le minéral (Pavlotskaya, 1974). D'un point de vue physiologique, le passage du Sr dans les racines est moins claire comparativement au Cs et au K. Cependant, la relation inverse entre la concentration en Ca à l'extérieur de la racine et le Sr dans la racine a été mise en évidence avec l'hypothèse que Ca et Sr sont en compétition pour le même transporteur (Lembrechts et *al.*, 1990). A la suite d'observation sur l'accumulation en Ca dans la plante et en comparaison de l'accumulation du Sr, Romney et *al.* (1959) et Veresoglou et *al.* (1995) émettent l'hypothèse que les paramètres d'assimilation du Ca sont de bons estimateurs de ceux du Sr. Les mécanismes les plus probants dans l'assimilation du Sr est la diffusion passive lors de la transpiration, bien que, à faibles concentrations en Ca, de fortes concentrations de Sr peuvent activement être accumulées (Clarkson, 1984).

B/2.1.3.2 Rôle du pH

Le pH n'a pas d'effet direct sur la spéciation du césium en solution mais c'est l'acidité du sol qui a un effet sur les phénomènes d'absorption des éléments nutritifs de la plante. En conditions très acides, la concentration en protons dans la solution externe peut inhiber le prélèvement des cations (Marschner, 1995). Le pH jouerait un rôle sur les équilibres d'échanges sol/solution du sol, en particulier sur la libération du K^+ interfoliaire à partir des minéraux micacés. Le pH du sol est dépendant du taux de saturation des cations basiques dans lequel Ca^{2+} et Mg^{2+} jouent un rôle très important. La solubilité et la mobilité du césium augmentent avec la diminution du pH (Heinrich, 1992).

B/2.1.4 Implication de l'humidité des sols

L'influence de l'humidité du sol sur les processus d'absorption est importante et complexe, puisque les variations de la teneur en eau influencent la physiologie et la morphologie du système racinaire. Ehlken et Kirchner (1996) montrent que, dans des conditions naturelles, la diminution de l'humidité du sol augmente la concentration des solutés et influence la vitesse d'absorption des radionucléides par les racines.

B/2.2 Implication des organismes du sol

Dans les horizons fortement colonisés par les racines des végétaux, l'activité biologique peut modifier la migration du ^{137}Cs . Ces effets sont d'autant plus importants que la rhizosphère est fortement peuplée en microorganismes (bactéries et champignons). Les principales sources de nutrition des bactéries dans la rhizosphère sont les exsudats racinaires organiques et les tissus racinaires morts (Russell, 1973). Le développement bactérien provoque l'incorporation du césium dans la biomasse bactérienne, et une diminution de la concentration des ions dans la solution du sol (Barber, 1968). Les bactéries jouent un rôle important car elles peuvent interférer avec la sorption/désorption des éléments et des différents contaminants, notamment en libérant des ligands chélatants (Treeby et al., 1989) ou en cassant des complexes (Barber et Lee, 1974) ou en dégradent les minéraux (Barber, 1968) ou en décomposant la matière organique (Tegen et al., 1991).

La biomasse fongique serait un puits important en ^{137}Cs : elle peut fixer jusqu'à 32 % du césium total. De même, la microflore mycélienne retient jusqu'à 40 % du césium total (Steiner et al., 2002). Guillitte et al. (1994), et Nikolova et al. (2000) ont montré que 20 à 30 % du césium dans le sol serait contenu dans le mycélium fongique (Guillitte, 1994 ; Nikolova et al., 2000). Les champignons contribueraient à la migration horizontale du césium. Leur décomposition augmenterait de manière locale la teneur en ^{137}Cs (Gasó et al., 1998). Dans la matière organique en décomposition, les champignons représentent la plus importante biomasse et sont la source la plus importante d'enzymes nécessaires à la dégradation de la litière et ils sont donc indispensables au recyclage des nutriments et des radionucléides des sols (Rafferty et al., 1997). Les champignons interviennent dans l'immobilisation, la translocation et le recyclage du radiocésium. Les mycorhizes affectent l'acquisition et la translocation des nutriments et des substances traces en les stockant et en les immobilisant dans la biomasse fongique. L'assimilation du césium par les racines ou par le mycélium retarde sa migration verticale le long du profil (Bunzl et al., 1995). Les mycorhizes jouent un rôle dans l'augmentation de la capacité d'acquisition des nutriments par la plante en augmentant la surface de prospection (hyphes externes des champignons), en modifiant la morphologie et la longévité des racines infestées et en modifiant la membrane plasmique des cellules corticales autour des hyphes intercellulaires (Ehlken et Kirchner, 2002).

Les vers de terre sont un autre groupe d'organismes susceptibles de modifier le comportement du césium dans les sols : ils peuvent non seulement transporter les minéraux portant les FES des couches profondes vers la surface et ils participent aussi à l'homogénéisation de la distribution verticale du césium dans le sol. Ainsi, les vers de terre (Schimmack et al., 1997) et les enchytréides (Tyler et al., 2001), par leur action bioturbatrice, accélèrent le transfert du ^{137}Cs dans les horizons plus profonds.

B/2.3 Implication de la végétation prairiale

B/2.3.1 Implication de l'espèce végétale considérée

La plante absorbe le ^{137}Cs sous forme cationique, Cs^+ , à partir de la solution du sol. L'absorption racinaire libère des ions H^+ dans la solution du sol ce qui provoque une augmentation de l'acidité, diminue la sorption du ^{137}Cs et augmente sa mobilité au sein de la rhizosphère (Kruyts et Delvaux, 2002). Cette libération de H^+ joue un rôle clef dans la mobilisation de nutriments et d'éléments toxiques. Un certain nombre de substances sont également excrétées comme les acides organiques, les sucres, les acides aminés créant ainsi un micro-environnement spécifique autour des racines. Ainsi, les exsudats organiques des racines augmentent la solubilité des métaux en formant des complexes organométalliques solubles (Ehlken et Kirchner, 2002). A l'inverse, l'absorption racinaire diminue lorsque le pH augmente.

La distribution et le développement phénologique des racines dans le sol ont un rôle important sur le potentiel d'absorption des radionucléides du sol (Atkinson et Webster, 2001). La dégradation des vermiculites induites par les racines participent à la remobilisation du ^{137}Cs fixé.

Il existe deux mécanismes d'absorption au niveau des racines (Zhu et Smolders, 2000) :

- le co-transporteur à haute affinité dont le fonctionnement est régi par une équation de type Michaelis-Menten (cinétique d'absorption),
- le co-transporteur à faible affinité qui est régi par une cinétique linéaire analogue à celles des canaux ioniques.

Dans les cellules racinaires, des transporteurs à haute affinité pour le potassium ont également été identifiés. Ces transporteurs spécifiques peuvent s'avérer déterminant dans le transport du ^{137}Cs .

Deux voies de transport cellulaire du ^{137}Cs ont été identifiées : une voie apoplasmique (dominée par le Ca^{2+}) et une voie symplasmique (Clarkson, 1988). Le ^{137}Cs en contact avec les racines diffuse à travers le réseau interconnecté des parois cellulaires du parenchyme cortical (transport apoplastique). La première étape de l'absorption sélective du ^{137}Cs a lieu au niveau du plasmalemme des cellules corticales des racines, où les solutés entrent dans le symplasme. Le ^{137}Cs se déplace de cellule en cellule par l'intermédiaire des plasmodesmes. A la fin du transport radial racinaire, le ^{137}Cs rencontre une seconde membrane sélective au niveau du plasmalemme des cellules parenchymateuses du xylème avant d'entrer dans les vaisseaux du xylème. Il est transporté dans celui-ci sous forme ionique. Il pourra rejoindre les diverses parties de la plante grâce au flux interne (Mengel et Kirkby, 1979).

Il existe d'importantes différences de capacité d'absorption et de redistribution du ^{137}Cs selon les espèces végétales considérées (Buysse et al., 1996). Ces différences sont dues à la fois à des caractéristiques morphologiques et physiologiques (Smolders et Merckx, 1993). Les plantes pérennes qui accumulent le ^{137}Cs au cours des années ont des activités supérieures aux plantes annuelles (Livens et al., 1991). En général, les dicotylédones présentent des teneurs en ^{137}Cs dans

les parties aériennes 2 à 4 fois supérieures par rapport aux monocotylédones (Lasat et al., 1997). Amundsen (2002) montre notamment que les genres *Festuca* et *Rumex* possèdent d'importantes capacités à accumuler le ^{137}Cs (Tableau 1-4).

Plante (Bq kg ⁻¹ MS)	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
<i>Trifolium spp</i>		2380	1244	1035	911		1129	1278
<i>Poa spp</i>	623	1210	133	878	950	210	543	997
<i>Agrostis spp</i>	2045	1720	256	2557	2215	260	845	999
<i>Descampia cespitosa</i>	1165	1700	185	159	514	180	817	809
<i>Festuca spp</i>	4201	2340	619	1648	636	255	701	662
<i>Rumex acetosa</i>	1620	6210		948	6074			4697
<i>Ranunculus spp</i>	736	1480	819	1235	1176	463	1005	935
<i>Carex spp</i>				857	3210	558		417

Tableau 1-4 : Activités en ^{137}Cs (Bq kg⁻¹) dans des genres et espèces spécifiques prélevées dans la période 1990-1997 (fin août) en Norvège (Amundsen, 2002). En gras, activités les plus importantes chaque année.

Palsson et al. (2002) rapportent des variations de deux ordres de grandeur suivant les espèces prélevées dans des prairies islandaises, riches en *Carex* (Figure 1-9). Coughtrey et al. (1989) observent des activités en ^{137}Cs importantes pendant la période où la densité de *Carex* est majoritaire (Coughtrey et al., 1989a, b).

Broadley et Willey (1997), à partir de l'étude de 30 espèces, montrent que d'une façon générale les graminées, à croissance plus lente, absorbent moins de ^{137}Cs que les autres espèces, en particulier les Chenopodiacees. Broadley et al. (1999) renforcent cette idée par l'utilisation des équations cinétiques de Michaelis-Menten, qui différencient les espèces selon leur vitesse de croissance. Ciuffo et al. (2003) observent, sur 2 sites, des variations de coefficient de transfert Cr d'un ordre de grandeur suivant l'espèce considérée. Les coefficients de transfert augmentent ainsi suivant les espèces : *Plantago sp.* ≈ *Taraxacum officinale* >> Graminaceae > *Trifolium spp.*.

Cependant, Staunton et al. (2003) montrent que l'influence des espèces végétales sur le transfert de ^{137}Cs est minoritaire par rapport aux effets des sols. Ils précisent que l'influence des espèces est déterminée par les propriétés d'absorption des racines, indépendante du type de sol. Lettner et al. (2006) n'observent que de faibles variations de Cag pour le transfert du ^{137}Cs entre les espèces prairiales d'un même site. Les auteurs précisent que les effets inter-espèces sont peu importants dans le cas d'une contamination de communautés de plantes.

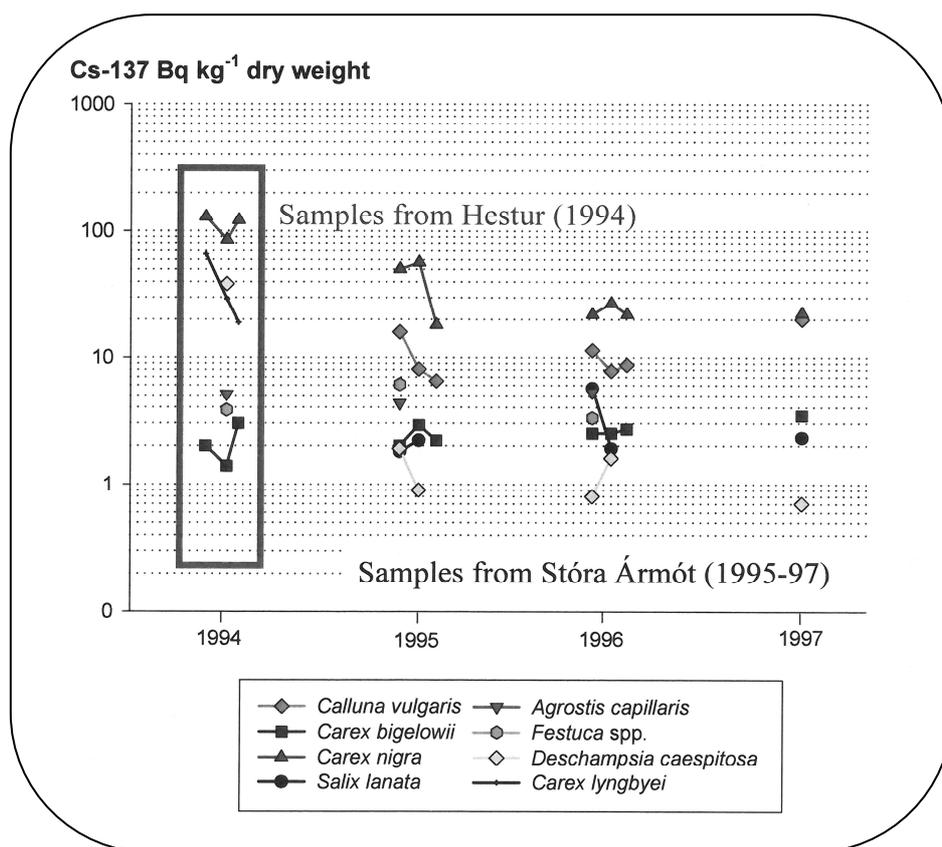


Figure 1-9 : Activités en ^{137}Cs dans des espèces spécifiques provenant de prairies islandaises entre 1994 et 1997. Les échantillons sont prélevés en juillet, début septembre et fin septembre. En 1997, les prélèvements sont réalisés en septembre (Pálsson et al., 2002).

B/2.3.2 Implication de la structure du système racinaire et de la croissance de la végétation

L'architecture racinaire, la profondeur d'enracinement, le renouvellement racinaire, le taux de croissance des racines, la densité racinaire et la surface spécifique des racines conditionnent l'absorption du potassium et du césium par la plante (Gobran et al., 1998). Ces caractéristiques sont contrôlées génétiquement (Zobel, 1996) mais elles sont aussi modulées par les propriétés du sol : texture, structure, porosité, humidité, température (Silberbush, 1996). La structure du système racinaire est un paramètre difficile à intégrer dans la compréhension des mécanismes de transfert du ^{137}Cs dans les écosystèmes naturels et semi-naturels (Harper et al., 1991). L'absorption racinaire est sensible à la fois à la densité racinaire et à la distribution racinaire en fonction de la profondeur (Darrah et Staunton, 2000).

Le taux de croissance de la plante conditionne l'accumulation de ^{137}Cs . Elle est deux fois plus importante chez les espèces à croissance rapide par rapport aux espèces à croissance lente (Broadley et Willey, 1997 ; Lasat et al., 1998 ; Broadley et al., 1999). Selon Roca et al. (1997), l'influence de l'aspect physiologique des plantes doit être pris en compte lors de l'étude de

l'absorption du ^{137}Cs par la végétation. Un déclin dans le transport du ^{137}Cs s'observe par exemple avec le vieillissement de la plante (Noordijck et *al.*, 1992).

Les travaux de Mück et Gerzabek (1995) soulignent les évolutions des demi-vies effectives dans la végétation en fonction de la croissance de la végétation. Ils montrent notamment que ces demi-vies dépendent des effets de dilution due à la croissance de la plante, à la translocation et aux effets climatiques. Les moyennes des demi-vies effectives durant la période de croissance sont comprises entre 5 et 18 jours (mai à juillet).

Velasco et *al.* (2004) observent des transferts en ^{137}Cs à la végétation (Cag) différents selon les saisons. Les Cag sont les plus bas en fin de printemps, puis ils augmentent jusqu'à la fin de l'été et le début du printemps. Cette augmentation du Cag correspond à l'augmentation des besoins en nutriment des tissus végétaux. Une variabilité saisonnière a également été observée dans le transfert de ^{137}Cs à la végétation (Strebl et *al.*, 2002). La variabilité saisonnière du Cag est attribuée à deux facteurs : la physiologie et le développement de la plante. Selon la saison, la végétation ne montre pas les mêmes activités. L'activité est basse ou nulle en hiver et en automne, saisons à conditions défavorables pour le développement et la reproduction. Au printemps et en été, le niveau d'activité monte graduellement pour atteindre une valeur maximale en été (Salisbury et Ross, 1994). Une corrélation positive a été trouvée entre l'absorption de nutriment par la plante et l'augmentation de l'activité mesurée dans la plante (Colgan et *al.*, 1990 ; Van Bergeijk et *al.*, 1992). De nombreux auteurs ont mis en évidence que le transfert du ^{137}Cs à la végétation était dépendant du temps (Rosen et *al.*, 1999 ; Ehlken et Kirchner, 2002 ; Frissel et *al.*, 2002 ; Strebl et *al.*, 2002). Velasco et *al.* (2004) suggèrent de raisonner en termes de flux plutôt que de Cag du ^{137}Cs à la végétation.

B/2.4 Implication des particules de sol adhérentes sur la végétation

L'adhésion de particules de sol à la végétation pourrait être causée par différents processus dont notamment le piétinement des bovins dans la prairie, la hauteur et le type de plante mais aussi le type de sol et l'intensité des pluies (IAEA, 1994). Les quantités moyennes de sol adhérent sur les feuilles de la végétation prairiales sont comprises entre 4 et 10 g de sol (MS) par kg de végétation (MS) selon la hauteur (inférieure ou supérieure à 40 cm). L'apport moyen de sol pour les bovins varie de 4 à 8 %, et peut atteindre 14 % de la masse de masse sèche ingérée sur des pâturages à végétation très pauvre (Fries et *al.*, 1982). Pindler III et *al.* (1991) considèrent que l'apport de terre adhérente au gazon *bahia* (fourrage très commun sur les sols sableux du sud-est des Etats-Unis) est égal à $9 \pm 1,7 \text{ mg g}^{-1}$ de MS, soit environ 1 %. En l'absence de localisation précise, Zach et Mayoh (1984) proposent la valeur de 4 %. Une analyse des données de coefficient de transfert (Cr) montre que ce phénomène pourrait jouer un rôle déterminant lorsque les coefficients Cr sont inférieures à 0,1 (Garland et *al.*, 1992). Ce qui signifie que pour le ^{90}Sr , dans des situations

normales, ce phénomène ne semble pas être déterminant puisque les coefficients sont compris entre 0,02 et 1,7. Pour le ^{137}Cs , avec des valeurs de Cr comprises entre 0,001 et 0,05, l'adhésion de particules de sol pourrait jouer un rôle majeur. Baeza et *al.* (2001) supposent une contribution significative de la remise en suspension de particules de sols pour expliquer le transfert à la végétation de ^{90}Sr et ^{137}Cs sur des prairies espagnoles. Beresford et Howard (1991) montrent, par des mesures de titane dans les fèces et la végétation prairiale, que le phénomène de remise en suspension de particules de sol et l'ingestion de sol *via* la végétation par les ruminants est plus important en automne et en hiver. La proportion de sol pouvait atteindre 46 % de la masse sèche de l'échantillon de végétation.

B/2.5 Implication des amendements et de la fertilisation des sols

Wasserman et *al.* (2008) rapportent que les amendements organiques ont un effet sur la mobilité potentielle et la biodisponibilité du ^{137}Cs sur des sols tropicaux. Les résultats montrent en effet que les amendements organiques réduisent d'un ordre de grandeur sur une faible période de temps les facteurs de transfert du ^{137}Cs aux radis.

Nisbet (1993) rapporte que les amendements potassiques et ammonium dans des concentrations importantes causent une diminution proportionnelle de la concentration en Cs^+ dans la solution du sol, qui indique un effet inhibiteur de K^+ et NH_4^+ sur la sorption du ^{137}Cs . Brechignac et Howard (2001) montrent qu'un mois après l'application de fertilisant potassique à des doses croissantes, la concentration de ^{137}Cs dans les sols est inversement proportionnelle et non-linéaire au K^+ échangeable. Le faible niveau de potassium labile dans les sols proches de la zone affectée par Tchernobyl est une des principales raisons de la mise en place de mesures spécifiques d'amendements potassiques à hautes doses dans cette zone (Alexakhin, 1993). Schuller et *al.* (2005) montrent que la fertilisation potassique réduit les Cr du ^{137}Cs dans les blettes, le maïs doux et les choux de 30 à 75 % mais que l'addition de Ca n'a pas d'effet sur le transfert du ^{90}Sr .

B/3 Modélisation du comportement du ^{137}Cs et du ^{90}Sr

B/3.1 Modèle général ECOSYS-87

Le modèle ECOSYS-87 est un modèle dynamique qui simule les conséquences radiologiques d'une contamination (Muller et Prohl, 1993). Il prend en compte le transfert racinaire à la végétation suivant l'équation :

$$C_{i,r}(t) = TF_i C_s(t)$$

$C_{i,r}(t)$: concentration des activités dans la plante *i* due à l'absorption racinaire au temps *t* après le dépôt ($\text{Bq kg}^{-1} \text{ MF}$),

TF_i : Facteur de Transfert du sol à la végétation pour la plante *i*,

$C_s(t)$: Concentration des activités dans le sol à proximité des zones racinaires au temps t (Bq kg⁻¹).

Les coefficients TF utilisés pour le transfert du ¹³⁷Cs et du ⁹⁰Sr à l'herbe sont respectivement de 5×10^{-2} et 5×10^{-1} . La contamination des plantes due à la resuspension de sol est prise en compte dans ce modèle. Cette voie de transfert est proportionnelle à l'activité mesurée dans les sols. Le transfert est de 0,001 pour toutes les plantes considérées, compte tenu du manque de données spécifiques disponibles.

B/3.2 Modèles semi-mécanistiques basés sur les propriétés des sols

Des modèles semi-mécanistiques ont été développés pour les agrosystèmes et les écosystèmes pour rendre compte du transfert des radionucléides du sol à la végétation. Ces modèles se différencient par les paramètres prioritaires d'entrée : (i) les propriétés des sols, (ii) les densités racinaires.

Pour les sols organiques, Absalom et *al.* (1996) proposent deux modèles de fixation du ¹³⁷Cs. Le modèle 1 possède deux compartiments labiles : le premier représente le ¹³⁷Cs adsorbé non spécifiquement sur les sites d'échange (L) et le deuxième représente le ¹³⁷Cs adsorbé spécifiquement sur les FES dont l'accès est fonction du temps (L_{sa}). La fixation du ¹³⁷Cs est présentée comme un échange lent avec le potassium présent dans les micas collapsés. L'échange conduit à une forme non labile de ¹³⁷Cs adsorbé (N). Dans ce modèle, un partage instantané entre le pool labile et la solution est supposé.

La relation entre la solution et le ¹³⁷Cs labile est donnée par :

$$S = \frac{L}{K_{dl}}$$

S : activité de la solution en ¹³⁷Cs (Bq cm⁻³),

L : activité du ¹³⁷Cs adsorbé non spécifiquement (Bq g⁻¹) dans la phase labile,

K_{dl} : coefficient de distribution du ¹³⁷Cs de la phase labile en solution (cm³ g⁻¹). Sa valeur est déterminée par les données expérimentales, en fonction de la teneur en argiles et de la teneur en K⁺ échangeable dans le sol.

Le transfert cinétique du ¹³⁷Cs est donné par :

$$\frac{\partial L_{sa}}{\partial t} = k_1 L + k_4 N - k_2 L_{sa} - k_3 L_{sa} \quad \text{et} \quad \frac{\partial N}{\partial t} = k_3 L_{sa} - k_4 N$$

L_{sa} : activité du ¹³⁷Cs adsorbé spécifiquement (Bq g⁻¹) dans la phase labile,

N : activité du ¹³⁷Cs dans la phase non labile,

k_1 , k_2 , k_3 et k_4 : coefficients de vitesse évalués par des données expérimentales.

Le modèle 2 décrit la fixation progressive du ¹³⁷Cs comme le résultat d'un processus de diffusion vers la phase solide. Il existe une étape cinétique initiale d'absorption non spécifique des

formes labiles puis cette absorption devient spécifique. Ensuite, la fixation est décrite comme une diffusion du ^{137}Cs par échange avec le potassium interfoliaire des minéraux argileux.

Les changements dans le ^{137}Cs labile adsorbé spécifiquement sont donnés ici par l'équation :

$$\frac{\partial L_{sa}}{\partial t} = -k_2 L_{sa} + k_1 L - [D_a (L_{sa} - N_i^*)]$$

Les changements de l'activité en Cs non labile dans le $i^{\text{ème}}$ compartiment de diffusion sont :

$$\frac{\partial N_i^*}{\partial t} = -[D_a (N_i^* - N_{i+1}^*)] + [D_a (N_{i-1}^* - N_i^*)], \text{ avec } D_a = \frac{DA\rho}{x} \text{ (d}^{-1}\text{)}.$$

D : coefficient de diffusion,

A : aire de diffusion ($\text{cm}^2 \text{ g}^{-1}$),

ρ : densité apparente du sol (g.cm^{-3}),

x : profondeur du compartiment de diffusion (cm),

N_i^* : activité spécifique au $i^{\text{ème}}$ compartiment (Bq g^{-1}).

Absalom et al. (1999) ont également développé un modèle semi-mécanistique de transfert sol-plante du ^{137}Cs en estimant l'activité dans les plantes à partir des caractéristiques du sol. Ce modèle peut être utilisé pour prédire les changements de l'activité en ^{137}Cs dans les plantes au cours du temps à l'aide de données sur la concentration en potassium échangeable, sur la teneur en argile et le niveau initial du ^{137}Cs dans le sol. Dans ce modèle, l'absorption du ^{137}Cs par les plantes est déterminée à partir du Facteur de Concentration (CF), défini comme le rapport de l'activité en Cs dans la plante ($C_{s_{pl}}$) et celle de la solution du sol ($C_{s_{sol}}$). L'activité du ^{137}Cs dans la solution est estimée à partir du coefficient de distribution (K_{dl}) qui est lui même lié à la teneur en argile du sol (%) et à la concentration en potassium dans la solution du sol (m_k), selon la relation :

$$C_{s_{pl}} = (CF)C_{s_{sol}} \text{ et } \log(CF) = -[k_2 \log(\min([m_k], k_{lim}) + k_1)]$$

k_1 et k_2 : constante empirique,

k_{lim} : concentration en K^+ au dessus de laquelle CF a une valeur minimale constante,

$[m_k]$: $(k_3(\%k_x)) + k_4$ où k_3 et k_4 sont dérivées d'une régression linéaire,

k_x : pourcentage du K^+ échangeable.

$$\text{et on a alors } RIP = k_{dl} [m_k]$$

K_{dl} : constante d'échange spécifique Cs^+/K^+ ,

m_k : sites spécifiques Cs/K qui sont exclusivement occupés par K^+ .

Le RIP (« *Radiocaesium Interception Potential* ») est un facteur permettant d'estimer la capacité d'un sol à fixer du radiocésium en tenant compte de la sélectivité spécifique des sites et de leur capacité. Le RIP peut être utile pour prédire la biodisponibilité du ^{137}Cs dans les sols (Cremers et al., 1990).

Il existe une relation entre le RIP et le % d'argile :

$$K_{dl} = \frac{k_5 + [k_6 (\%_{\text{argiles}})^2]}{[m_k]^{n_1}}, \text{ où } k_5, k_6 \text{ et } n_1 : \text{ constantes empiriques.}$$

Les valeurs de K_{dl} décrivent la constante de distribution entre le ^{137}Cs adsorbé et la solution.

B/3.3 Modèles semi-mécanistiques basés sur les densités racinaires

Casadesus et *al.* (2001) rappellent que les facteurs clef qui affectent l'absorption racinaire de ^{137}Cs et ^{90}Sr sont :

- l'hétérogénéité des caractéristiques du système racinaire,
- l'affinité des racines pour des radionucléides qui dépend des concentrations en K et Ca dans la solution du sol mais aussi du type de plante et de son âge,
- les concentrations en radionucléides aux alentours immédiats des racines.

Kirchner et *al.* (1998) ont développé un modèle mécanistique simple de transfert à l'herbe de prairie. Ils ont estimé que la disponibilité des radionucléides vis-à-vis de l'absorption racinaire ne varie pas selon la profondeur du sol et le temps et que l'activité physiologique des racines ne varie pas dans la rhizosphère. La vitesse d'absorption du ^{137}Cs à la profondeur x est donnée par l'équation :

$$C_r^{Cs}(x, t) = \alpha \times C_s^{Cs}(x, t) \times \rho_r(x)$$

α : fraction du ^{137}Cs dans le sol qui est absorbé par un segment racinaire par unité de longueur et unité de temps,

$C_s^{Cs}(x, t)$: concentration en ^{137}Cs dans le sol à la profondeur x et au temps t ,

$\rho_r(x)$: densité racinaire à la profondeur x .

L'absorption totale du césium par le sol est :

$$C_r^{Cs}(x, t) = \int dx \alpha C_s^{Cs}(x, t) \rho_r(x)$$

X : profondeur maximale des racines.

Les densités racinaires de nombreuses plantes suivent une décroissance exponentielle avec la profondeur de la forme :

$$\rho_r(x) = \rho_0 e^{-Bx}$$

ρ_0 : densité racinaire à la surface du sol,

B : constante.

Il existe des variabilités temporelle et spatiale des activités en ^{137}Cs . Velasco et *al.* (2004) calculent le flux d'activité surfacique du sol vers la plante (FD) :

$$FD = \sum_{i=1}^n C_{vi} B D_i$$

FD : flux d'activité surfacique entre le sol et la plante ($\text{Bq m}^{-2} \text{y}^{-1}$),

n : nombre d'échantillon de plante par an,

C_{vi} : activité dans la plante ($Bq\ kg^{-1}$),

BD_i : densité de biomasse de la plante ($Bq\ m^{-2}\ y^{-1}$).

Ils ont ainsi défini le flux d'activité surfacique à partir de l'activité superficielle du sol (J) :

$$J = \frac{FD}{D}, \text{ exprimé en année.}$$

Darrah et Staunton (2000) ont développé un modèle mécanistique dynamique à long terme de l'absorption racinaire de cations métalliques fortement absorbés, comme le ^{137}Cs déposé sur les sols de surface. Il est composé de deux sous-modèles. Le premier permet de calculer le prélèvement par unité de longueur racinaire à une échelle locale pendant la durée de vie d'une racine pour diverses conditions initiales. Le deuxième estime le prélèvement cumulé à l'échelle de la plante entière sur toute la profondeur racinaire en fonction du temps. Ce modèle simule le système sol-plante pérenne. La longueur, la densité et la distribution des racines y sont considérées comme constantes. Le modèle permet de distinguer les effets :

- des paramètres du sol dont la capacité tampon dépend de la nature du sol et des éléments absorbés,
- des caractéristiques du végétal notamment l'absorption racinaire, la densité, la distribution et le *turnover* racinaire. Le transfert des ions vers les extrémités des racines dépend de l'espèce végétale et de l'ion considéré.

D'après Darrah et Staunton (2000) la longueur entière de la racine des plantes mature ne contribue pas à l'absorption. Le prélèvement au niveau racinaire est sensible à l'architecture racinaire. Les paramètres essentiels pour prédire l'absorption racinaire sont le diamètre des racines, leur longueur effective, la distribution en profondeur, la vitesse du *turnover* racinaire, la distribution de l'ion recherché dans le système racinaire mais aussi entre les racines et les tiges et enfin le recyclage à partir des racines et des tiges. Les interactions entre les ions ne sont pas prises en compte dans ce modèle.

Albrecht et *al.* (2002) ont développé un modèle qui repose sur la localisation des radionucléides (paramètre physique) et des racines (paramètre biologique). Ces deux paramètres sont fonction de la profondeur et du fonctionnement hydrique du sol. La distribution des racines dans le sol dépend de la profondeur et est fortement influencée par la structure du sol. Le modèle d'Albrecht et *al.* (2002) n'est pas basé sur l'hypothèse de conditions uniformes au sein du sol. Ce modèle s'appuie sur des expérimentations (transfert du manganèse-54 et du zinc-65 dans des semis de blé, *Triticum aestivum*) et prend en compte les différents horizons des sols selon la relation :

$$C_{S_{\text{plante}}} = \sum C_i \times R_i \times F \text{ avec } R_i = \frac{r_i A_i}{\sum_{i=1}^n r_i A_i}$$

$C_{S_{\text{plante}}}$: activité dans la plante ($Bq\ kg^{-1}$),

C_j : activité dans le sol ($Bq\ kg^{-1}$),

R_j : densité relative des racines,

F : facteur de transfert,

r_i : densité racinaire au compartiment i (g cm^{-3}),

A_i : aire du compartiment i (cm^2).

Un second modèle prend en compte plusieurs compartiments. Dans ce modèle, la variation des activités en radionucléide et la distribution des racines sont fonction de la profondeur (et donc des compartiments), et non pas du temps.

Une importante conclusion dérivée de ces simulations mécanistiques est que la biodisponibilité n'est pas une constante pour un sol donné mais une variable dépendante du type de culture et du temps. Le transfert final à la plante est le résultat de l'interaction entre des processus différents qui sont dépendants du temps durant le cycle de production. Dans le cas du ^{137}Cs , l'effet du K ne peut pas être déterminé seulement par la concentration en K dans la solution du sol, cette variable variant avec le temps en fonction du type de sol et de la croissance de la plante. L'effet de K serait mieux prédit par K_{dK} , le K échangeable dans la production en biomasse. Une forte incertitude demeure dans ces modélisations mécanistiques dans les concentrations de radionucléide à la surface des racines.

RESUME

Il existe une importante variabilité des facteurs de transferts de ^{137}Cs et ^{90}Sr à la végétation prairiale (2 ordres de grandeur). Le transfert de ^{90}Sr est globalement plus important que celui de ^{137}Cs .

La mobilité du ^{137}Cs dans les sols est principalement fonction de la distribution du radionucléide entre les RES et les FES des minéraux argileux. Les sites FES contrôlent l'activité effective en ^{137}Cs dans la solution du sol. Les concentrations en K^+ et NH_4^+ dans la phase solide et liquide sont également essentielles car ces éléments entrent en compétition vis-à-vis du ^{137}Cs pour l'adsorption et l'absorption. La mobilité du ^{90}Sr dans les sols est régie dans les sols par la capacité d'échange cationique qui contrôle la sorption de l'élément. Les concentrations en Ca et Mg qui sont les cations compétiteurs, jouent un rôle également important. Une part non négligeable du transfert de ^{137}Cs à la végétation peut être expliquée par la remise en suspension de particules de sol adhérentes sur la végétation.

Plusieurs modèles permettent de simuler le transfert de ^{137}Cs à la végétation prairiale. Ils sont construits de manière dynamique ou semi-mécanistique et prennent en compte soit des coefficients propres à chacun des radionucléides visés, soit des paramètres liés aux propriétés physico-chimiques des sols, soit des paramètres liés à la biomasse racinaire. Une large part d'incertitudes demeure dans ces modélisations.

C/ Transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr de l'alimentation des bovins au lait

C/1 Anatomie, physiologie et régime alimentaire des ruminants

Chez les ruminants, l'estomac est composé de plusieurs poches (rumen, réseau, feuillet, caillette) : ces réservoirs permettent l'accumulation d'aliments grossiers, ingérés rapidement, mal mastiqués, qui seront ensuite régurgités, finement broyés et déglutis à nouveau (ruminantion). L'intestin grêle est long, mais le gros intestin et le caecum sont relativement peu importants. Le temps moyen de transit est compris entre 48 et 65 heures (Udén et *al.*, 1982), le temps de transit est réalisé à 95 % entre 59 et 149 heures (Balch et *al.*, 1954 ; Jacquot et *al.*, 1958 ; Daburon et *al.*, 1971). Le délai correspondant à la disparition totale du marqueur dans les fèces est long, plus variable et difficile à déterminer : il semble néanmoins compris entre 12 et 13 jours chez les bovins (Kolb, 1975). L'excrétion lactée ne constitue pas une composante importante de l'élimination du césium chez les ruminants (maximum de 14 % chez la vache après une administration *per os*).

C/2 Coefficient de transfert (Cft) du ^{137}Cs et ^{90}Sr

C/2.1 Définition

Il existe un coefficient utilisé pour évaluer les transferts de radionucléides au lait. Il s'agit du coefficient de transfert au lait (Cft) qui est égal à :

$$C_{ft} = \frac{AV_{\text{lait}}}{R_{\text{fourrage}}}, \text{ exprimé en d L}^{-1}$$

AV_{lait} : Activité volumique dans le lait (Bq L^{-1}),

R_{fourrage} : activité quotidienne ingérée (Bq d^{-1}). Ce coefficient est calculé à partir de l'activité dans le fourrage ($\text{Bq kg}^{-1} \text{MS}$) et de la quantité de fourrage ingérée par jour (kg d^{-1}).

C/2.2 Données existantes

Ward et Johnson (1986) ont quantifié le terme Cft à partir d'expérimentations réalisées sur 23 vaches recevant de 1962 à 1963 en fonction de l'alimentation (foin, ensilage, concentré). Ils ont observé à l'équilibre les coefficients de variation (σ/m) suivants (Tableau 1-5) :

	Quantité de lait d ⁻¹	% ingéré quotidien par litre de lait	Cft ($\times 10^{-2}$ d L ⁻¹)
m+ σ m	23 \pm 10	8,7 \pm 4,2	0,38 \pm 0,07
Coefficient de variation	0,43	0,49	0,18

Tableau 1-5 : Coefficient de transfert (Cft) du ¹³⁷Cs en fonction de la quantité de lait excrété (Ward et Johnson, 1986).

Ce tableau indique que le coefficient de variation le plus faible est celui du Cft comparativement aux quantités de lait produites quotidiennement ou au pourcentage du césium ingéré, mesuré chaque jour dans le lait. Nous avons regroupé dans une série de tableaux (Tableaux 1-6, 1-7, 1-8) les coefficients de transfert au lait (Cft) pour le ¹³⁷Cs :

Voie de contamination	Type ou quantité d'aliment consommé	Durée	Cs Cft ($\times 10^{-2}$ d L ⁻¹)	Références
CsCl	Faible productivité des bovins		1,2-1,4	Korneyev et Sirotkin, 1982
CsCl			1,3	Korneyev et al., 1989
CsCl			0,96-1,25	Ilyin et Moskalev, 1957
Cs stable	50 kg.j ⁻¹ : herbe	Equilibre	1,2	NCRP, 1977
CsCl			0,78	Sirotkin et al., 1970
CsCl			0,84	Sirotkin et al., 1978
Cs stable		Equilibre	0,7	Ng et al., 1979
Cs stable			0,6	Vankerkom et al., 1988
Traceur	Foin, concentrés		1,5	Comar, 1966a
	Foin, concentrés	60-100 j	1,34	Lengemann et Wentworth, 1978
	Foin, concentrés	28 j	0,84	Sansom, 1966
	Foin, herbe fraîche	14 j	0,79	Sam et al., 1980
	Traceur		0,75	Van den Hoeck, 1980
	Traceur, foin		0,64	Van den Hoeck, 1980
		4 j	0,2	IlinetMoskalev Yu, 1957
A partir du sol	Traceur sur le sol		1,5	Alexakhin, 1974
	Herbe mai	8 j	0,8	Lacourly et al., 1971
	Herbe septembre	10-18 j	0,45	Van den Hoeck et al., 1969
	Herbe mai	10-18 j	0,31	Van den Hoeck et al., 1969
	Contamination racinaire		0,2	Voigt et al., 1988

Tableau 1-6 : Coefficient de transfert au lait (Cft) du césium stable, sous forme de traceur ou après contamination de sol.

Les valeurs provenant du Cs stable ont l'avantage d'être établies en régime d'équilibre, mais elles ne pourront pas indiquer rapidement, en situation de crise, le niveau de transfert du ¹³⁷Cs. L'administration sous forme de traceur donne en général la valeur la plus élevée des coefficients de transfert si l'on atteint un équilibre. Certains auteurs ont calculé, par extrapolation, la valeur à l'équilibre (Lengemann et Wentworth, 1978). Le transfert est néanmoins nettement dépendant de la composition de la ration, et notamment de sa teneur en fibres.

Années	Type ou quantité d'aliment consommé	Durée	^{137}Cs Cft ($\times 10^{-2}$ d L $^{-1}$)	Références
	Période à l'extérieur		1,0	Moisseev <i>et al.</i> , 1967
	Période à l'intérieur		0,91	Moisseev <i>et al.</i> , 1967
	Herbe fraîche		0,88	Potter <i>et al.</i> , 1969
1980-1983	Foin	36 j	0,68-0,80	Kahn <i>et al.</i> , 1965
1962-1965	Foin		0,64-0,74	Sumerling <i>et al.</i> , 1984
	Foin		0,3-0,7	Hawthorne, 1966
	Pâturage	19 j	0,68	Kahn <i>et al.</i> , 1965
1986			0,6	Mikhailov <i>et al.</i> , 1984
1964-1965	Grain		0,6	Pelletier et Voilleque, 1971
1962-1964	Grain		0,58	Ward <i>et al.</i> , 1967
			0,52	Kalmykov et Mikhailov, 2001
1964-1965	Ensilage		0,46	Pelletier et Voilleque, 1971
	Foin	120 j	0,4	Hanout <i>et al.</i> , 1972
1977-1985	Pâturage septembre		0,4	Popplewell et Ham, 1989
1963-1964	Foin		0,38	Ward <i>et al.</i> , 1965
1980-1983	Pâturage		0,36	Sumerling <i>et al.</i> , 1984
	Foin		0,3	Hausken et Nygard, 1964
1962-1964	Foin		0,24	Ward <i>et al.</i> , 1967
1964-1965	Foin		0,2	Pelletier et Voilleque, 1971
1964-1965	Luzerne		0,12	Pelletier et Voilleque, 1971
1964-1965	Pâturage		0,07	Pelletier et Voilleque, 1971

Tableau 1-7 : Coefficient de transfert au lait (Cft) du ^{137}Cs à partir d'herbe fraîche, d'ensilage ou de foin contaminé par les retombées des explosions militaires atmosphériques.

Les valeurs obtenues dans les étables, où l'on peut évaluer précisément les quantités ingérées, les refus et les excréta paraissent beaucoup plus fiables que celles obtenues au pâturage, où l'appréciation d'un certain nombre de paramètres (quantités ingérées quotidiennement, absorption de terre) sont difficiles à estimer. Pour estimer des coefficients de transfert sur le terrain, Howard et Beresford (2001) recommandent d'utiliser un ratio de concentration (Cr), défini comme l'activité massique dans le lait sur l'activité massique dans l'aliment ingéré.

On observe de fortes variations des valeurs de Cft. La valeur moyenne arithmétique révisée de Cft pour le ^{137}Cs est de $0,46 \times 10^{-2}$ d L $^{-1}$, calculée à partir de 288 valeurs (Howard *et al.*, 2009). La forme chimique du ^{137}Cs ne semble pas conditionner le transfert au lait. Fesenko *et al.* (2007a) ne montrent pas de différences significatives de Cft selon l'origine et la forme chimique dans les données issues de la littérature russe. Pour les transferts aux animaux, il est facile de concevoir, en bout de chaîne, l'importance de tous les facteurs définis ci-dessus en ajoutant : le mode d'élevage (pâturage ou étable), l'alimentation (foin sec, ensilage ou herbe fraîche), l'état physiologique (âge, gestation, lactation).

Type d'aliment ingéré, lieu et période	Durée	¹³⁷ Cs Cft ($\times 10^{-2}$ d L ⁻¹)	Références
Foin 2 ^{ème} coupe		1,2-2,0	Ward <i>et al.</i> , 1989
Période extérieure		1,9	Kudryavtsev et Sirotkin, 1991
Données de terrain		1,9 (0,3-9)	Pshikhodsky <i>et al.</i> , 2001
Région de Moscou		0,8-1,7	Sokolova <i>et al.</i> , 1999
Foin mai 1986	90 j	1,1	Daburon <i>et al.</i> , 1989
Eté 2002 et 2003		0,35-1,14	Lettner <i>et al.</i> , 2007
Herbe 1986	mai-septembre	0,3-1,0	Vankerkom <i>et al.</i> , 1988
Période intérieure		0,97	Kudryavtsev et Sirotkin, 1991
Période intérieure ; Bryansk		0,95	Sobolev <i>et al.</i> , 1992
Eté		0,9	Wilkins <i>et al.</i> , 1988
Gomel (Biélorussie), données de terrain		0,87	Averin <i>et al.</i> , 2002
Période extérieure, étude de terrain		0,84	Issamov <i>et al.</i> , 1998
Etude de terrain		0,75	Vasiliev <i>et al.</i> , 1995
Foin 1987	2 mois	0,7	Bonka <i>et al.</i> , 1988
Foin (15 cm) 1986	30 j	0,67	Bertilsson <i>et al.</i> , 1988
Foin 1988	26 j	0,64	Belli <i>et al.</i> , 1993b
2 ^{ème} coupe 1986	Eté	0,61	Vreman <i>et al.</i> , 1987
Europe de l'est		0,54	Kirchner, 1994
Période intérieure, étude de terrain		0,52	Issamov <i>et al.</i> , 1998
Hiver		0,4	Wilkins <i>et al.</i> , 1988
Foin 1986		0,4	Handl et Pfau, 1988
Pâturage 1986		0,25-0,40	Voigt <i>et al.</i> , 1989
Foin 1986	2 mois	0,3	Bonka <i>et al.</i> , 1988
Foin 1987		0,3	Belli <i>et al.</i> , 1993b
Foin 1986	100 j	0,3	Fabbri <i>et al.</i> , 1994
Foin mai 1986		0,2-0,3	Vreman et Berende, 1986
Foin dépôt sec Eté		0,2-0,3	Wilkins <i>et al.</i> , 1988
Foin 1986, ensilage	60 j	0,2-0,3	Pearce <i>et al.</i> , 1989
Hiver		0,2	Wilkins <i>et al.</i> , 1988
Foin 1 ^{ère} coupe	40 j	0,2	Ward <i>et al.</i> , 1989
Foin (5 cm) 1986	15 j	0,19	Bertilsson <i>et al.</i> , 1988
Foin, concentré, ensilage, maïs		0,19	Albini <i>et al.</i> , 1990
1 ^{ère} coupe 1986	Printemps	0,17	Vreman <i>et al.</i> , 1987

Tableau 1-8 : Coefficients de transfert au lait (Cft) du ¹³⁷Cs à partir d'herbe fraîche, d'ensilage ou de foin contaminé par les retombées de l'accident de Tchernobyl.

Pour le ^{90}Sr , les valeurs de Cft oscillent entre 0,043 et $0,43 \times 10^{-2} \text{ d L}^{-1}$ suivant le type d'expérimentation, le régime alimentaire, le rendement laitier, la quantité de calcium ingéré et l'âge des bovins (Tableau 1-9). La valeur moyenne de la littérature russe est de $0,24 \times 10^{-2} \text{ d L}^{-1}$ (Fesenko et al., 2007a). La moyenne arithmétique révisée sur 154 échantillons proposée par Howard et al. (2009) est plus basse ; elle est de $0,13 \times 10^{-2} \text{ d L}^{-1}$. Ces valeurs sont proches de celles du ^{137}Cs .

Type d'alimentation, mode d'administration, et période	^{90}Sr Cft (10^{-2} d L^{-1})	Références
Administration sous forme chlorure	0,43	Sirotkin, 1973 ; Sirotkin et Sarapultsev, 1973
Incorporation de plantes	0,046-0,38	Buldakov et Moskalev, 1968
Tchernobyl, Période à l'intérieur	0,30	Averin et al., 2001
Administration sous forme chlorure	0,10-0,26	Burov, 1974
Tchernobyl, période à l'intérieur	0,25	Averin et al., 1992
Ca ingéré entre 8 et 143 g d ⁻¹	0,24	Panchenko et al., 1974
Long-terme, N = sup. 5000	0,22	Kalmykov et Mikhailov, 2001
Plante, faible productivité des bovins	0,21	Diadiuchin, 1973
Long-terme, N = sup. 2000	0,20	Mikhailov et al., 1984
Plante, à chaque mois de lactation	0,13-0,19	Annenkov, 1969
Tchernobyl, période à l'extérieur	0,18	Averin et al., 2001
Retombées Sellafield	0,18	Green et Woodman, 2003
Pâturage, Alpes autrichiennes	0,05-0,17	Lettner et al., 2007
Retombées globales	0,164	Green et Woodman, 2003
Post Tchernobyl	0,154	Green et Woodman, 2003
Retombées globales	0,151	Green et Woodman, 2003
Prairie naturelle	0,15	Annenkov, 1964
Légumineuse	0,14	Annenkov, 1964
Céréales	0,12	Annenkov, 1964
Retombées Tchernobyl	0,08	Green et Woodman, 2003
Post Tchernobyl	0,043	Green et Woodman, 2003

Tableau 1-9 : Coefficients de transfert au lait (Cft) du ^{90}Sr issu de diverses origines et formes administrées. Données issues des synthèses de Green et Woodman (2003) et Fesenko et al., 2007a.

La forme chimique du ^{90}Sr incorporé ne semble pas avoir d'effet sur les transferts au lait : on retrouve en effet des valeurs de Cft qui ne sont pas regroupées pour une même origine et une même forme administrée. Les plus basses valeurs sont issues d'une ferme en Ukraine utilisant 6 types de fourrage. Les auteurs attribuent ces faibles valeurs à un régime à concentration en calcium particulièrement élevé (Beresford et al., 2000a). Lettner et al. (2007) observent des valeurs plus importantes de Cft au ^{90}Sr dans les fermes situées en altitude. Il fait le lien avec un régime appauvri en Ca en altitude, dû à de plus faibles concentrations en Ca dans la végétation d'altitude (Gastberger et al., 2000). Selon les auteurs, il existe une importante source de variabilité des valeurs de Cft calculés à partir de données de terrains. Elles sont principalement de 2 ordres :

- les activités sont variables entre deux échantillons de végétation ; le faible nombre d'échantillon de végétation ne reflète pas la forte variabilité de la contamination ingérée,
- les pratiques de conduite des troupeaux ne sont pas toujours connues et peuvent avoir une influence significative sur le transfert de ^{137}Cs au lait.

C/3 Paramètres intrinsèques de l'environnement influençant le transfert au lait

C/3.1 Implication de la ration alimentaire quotidienne ingérée

Le niveau de contamination des animaux, et surtout des ruminants, après un rejet accidentel dans l'environnement dépendra de la quantité d'aliments exposés aux retombées (herbe, fourrage) ingérée quotidiennement. Une vache au pré consomme en moyenne 14 kg de matière sèche (MS), soit environ 62 kg d'herbe fraîche. Cette quantité peut varier considérablement (de 6 à 25 kg de MS) pour un même sujet en fonction de son âge, son poids, son niveau de production, et enfin l'abondance et la qualité des végétaux offerts. Voisin (1957) avait donné une valeur de 48 kg d⁻¹ de foin frais (correspondant à 10-15 kg de foin sec) et Scott Russell (1965) de 60 kg d⁻¹. La surface broutée moyenne est de 100 m² d⁻¹ dans les pâturages riches (200-250 g m⁻² MS) et 200 m² d⁻¹ dans les pâturages pauvres (100-150 g m⁻² MS). Koranda (1965) a regroupé les différentes méthodes d'affouragement des bovins en fonction des quantités ingérées dans le Tableau 1-10.

Type d'alimentation	% de perte de MS	UAF (m ² vache ⁻¹)	Masse sèche ingérée (kg)
Pâturage continu (une pâture)	65	41	9,1
Pâturage alternatif (plusieurs pâtures)	43	20	11,8
Pâturage en bandes (déplacement sur la même pâture)	31	17,6	11,8
Fourrage vert au pré	2	21,8	13,6
Fourrages stockés	11	14,4	-

Tableau 1-10 : Ration ingérée en fonction de la méthode d'affouragement des bovins (Koranda, 1965). L'UAF, « *utilized area factor* », est défini comme la surface réelle de prairie produisant la quantité de fourrage consommée par une vache en une journée

C/3.2 Influence de la qualité de la ration alimentaire

La présence d'aliments dans le tube digestif modifie la vitesse de l'absorption de Cs (Moore et Comar, 1962). Snipes et Riedesel (1969) ont observé, après une injection intra-péritonéale unique de césium chez le rat, une rétention plus élevée avec un régime concentré à taux élevé de glucides, protéines et lipides. Il existe une relation directe entre la masse de fèces et la quantité de césium excrétée par les fèces ; en revanche, il n'y a pas de relation n'est pas observée entre l'excrétion urinaire et les volumes d'urine émis.

De plus, les temps de transit sont différents suivant la composition de l'aliment. Ainsi, Balch et al. (1954) ont montré que pour un transit terminé à 95 % les temps sont respectivement de 94 et de 149 heures selon que l'aliment à digérer est du foin ou du concentré. Le temps de vidange du rumen a été évalué par Balch et al. (1954) entre 44 et 52 heures, selon le type de l'aliment : le foin

grossier est plus rapidement éliminé que le foin haché ; le temps total de transit (rumen puis réseau) serait de 67 heures, et (feuillet puis caillette puis intestin) de 28 heures. Jones (1975) a trouvé respectivement des durées de 22 h avec du SiCr et 84 h avec des grains de silice marqués par des radionucléides. Avec du $^{131}\text{BaSO}_4$ ajouté à un repas de foin et de granulés, Daburon et *al.* (1971) ont trouvé, chez deux vaches, par comptage externe, des périodes de vidange du rumen de 15,5 et 16 heures.

Pelletier et Voilleque (1971) ont montré que les absorptions digestives des bovins sont variables selon la qualité de l'aliment : les coefficients sont respectivement de 0,2, 0,46 et 0,6 selon que l'aliment est du foin, de l'ensilage ou du grain.

Selon l'aliment consommé, les proportions éliminées sont différentes. Les pourcentages varient de 5,5 à 10,4 % dans le lait suivant que le mode d'administration est du foin (80 %) ou des grains (80 %) (Johnson et *al.*, 1968b).

Chez des vaches en lactation, Johnson et *al.* (1968a) ont comparé le transfert au lait du ^{134}Cs injecté par voie intra-ruminale (pendant 6-12 jours) ou du ^{137}Cs des retombées atmosphériques contenu dans les aliments chez les mêmes animaux recevant successivement un régime composé de proportions variables en foin ou en grain (Tableau 1-11).

Régime	Coefficient de transfert au lait ($\times 10^{-2}$ d L $^{-1}$)		% de la dose journalière excrétée par le lait		
	^{134}Cs	^{137}Cs	^{134}Cs	^{137}Cs	K
81 % foin 19 % grain	0,92	0,48	12,8	4,4	6,9
22 % foin 70 % grain 8 % tourteau soja	1,36	1,21	18,8	9,3	19,4

Tableau 1-11 : Coefficients de transfert au lait (Cft) selon la qualité de l'alimentation (Johnson et *al.*, 1968a).

Précédemment, Stewart et *al.* (1965) avaient tenté d'établir une corrélation entre le coefficient de transfert au lait du Cs ingéré, en fonction du taux de fibres de la ration : le coefficient de transfert variait de 0,25 à $0,72 \times 10^{-2}$ d L $^{-1}$, quand le pourcentage de grains variait de 15 à 81 % et la teneur en fibres de 30 à 11 %. Le coefficient de corrélation (R^2) variait selon les groupes d'animaux de 0,86 à 0,92.

C/3.3 Implication de l'ingestion de sol contaminé

Une source importante de la contamination par le césium des animaux domestiques élevés à l'extérieur par le césium, est l'ingestion de sol. Après la publication d'un certain nombre d'observations consacrées à l'ingestion de minéraux, d'oligoéléments et de toxiques, Zach et Mayoh (1984) ont attiré l'attention des radioécologistes sur le rôle important que l'apport de sol contaminé pouvait jouer dans les processus de contamination. Les ruminants sont les plus concernés, soit par ingestion directe, soit indirectement lorsque les végétaux sont contaminés par des particules de sol par resuspension, par éclaboussures après de fortes pluies, ou en raison du piétinement des animaux (Crout et *al.*, 1993).

Fries et *al.* (1982) ont observé chez la vache que l'apport de sol pouvait constituer jusqu'à 14 % de la matière sèche absorbée au pâturage, contre 0,5 % à l'étable, sur un sol bétonné et 0,35 % sur une litière à l'étable. Thornton et Abrahams (1983) ont donné des valeurs aussi élevées que 18 % chez les bovins et 30 % chez les ovins. Green et Dodd (1988) ont évalué à 7 % de la matière sèche la quantité de sol ingéré dans le Cumberland (USA) par les vaches au pâturage, représentant 74 % du césium absorbé après Tchernobyl. La quantité de sol adhérent à la végétation est déterminée par la teneur en titane (Ti) des fèces, par comparaison avec la teneur en Ti du sol : le Ti n'est mesurable que dans le sol et son absorption digestive par les ruminants est inférieure à 0,5 %. Plus récemment, Rafferty et *al.* (1994) ont émis des réserves sur la fiabilité et la représentativité de la mesure du Ti dans les fèces comme indicateur de la quantité de sol ingéré. Selon les types de sol (organiques ou minéraux) et les saisons (au cours desquelles la biomasse varie beaucoup), la contribution de l'apport de sol peut varier considérablement. Une corrélation existe entre les taux de Cs et de Ti dans les végétaux prélevés sur des sols minéraux. Cette relation n'existe pas dans les végétaux prélevés sur sol organique où l'absorption racinaire est élevée.

Afin de réduire l'absorption du césium par les ruminants, certains auteurs ont ajouté de l'argile à la ration afin de diminuer les transferts (Hazzard et *al.*, 1969 ; Van den Hoeck, 1976 ; Hove et Ekern, 1988 ; Giese, 1989 ; Piva et *al.*, 1989 ; Unsworth et *al.*, 1989 ; Fabbri et *al.*, 1994). Les argiles utilisées pour fixer et rendre non absorbable par le tube digestif le césium ont été principalement la zéolite (tectosilicate avec une architecture en tétraèdres), la montmorillonite (phyllosilicate avec des tétraèdres en feuillets), principal composant de la bentonite et la vermiculite (montmorillonoïde). Ainsi chez les vaches en lactation, Rindsig et Schultz (1970), en étudiant l'influence d'une addition pendant six semaines de bentonite à une ration riche en grains sur la teneur en matières grasses du lait, ont précisé les bilans nutritionnels d'azote et de minéraux. L'apport d'argile, très efficace pour diminuer l'absorption digestive du Cs peut présenter un certain nombre d'inconvénients sur le plan des bilans nutritionnels qu'il convient de mettre en parallèle avec le bénéfice obtenu sur le plan de la contamination des animaux. Cette étude souligne que le césium adhérent sur les argiles est peu ou pas absorbé et que, de plus, ces particules de sol peuvent diminuer les transferts au lait.

C/3.3.1 Qualité du pâturage

Sumerling *et al.* (1984) ont observé chez des vaches laitières, pâturant autour du centre de retraitement des déchets nucléaires de Sellafield (GB), que le transfert du Cs au lait était de 0,3 d L⁻¹ en été (avril-octobre) et de 0,9 d L⁻¹ en hiver, à l'étable. Cette différence est vraisemblablement liée à l'ingestion de sol lors du broutage au champ. Une partie du Cs, associé à ce sol, est beaucoup moins disponible pour l'absorption digestive.

C/3.3.2 Qualité du sol

Belli *et al.* (1993a) ont contaminé artificiellement deux types de sol avec du Cs et les ont fait ingérer à des brebis en lactation pendant 1 semaine. Les coefficients de transfert au lait ont été respectivement de 3,7 x10⁻⁴ d L⁻¹, pour un sol comportant 38 % de sable, 51 % de limon et 11 % d'argile et de 6,1 x10⁻⁴ d L⁻¹, lorsque les proportions granulométriques sont respectivement de 7 et 16 %.

C/3.4 Implication de l'âge sur l'absorption

L'absorption digestive du césium s'exprime de deux façons :

- L'absorption apparente (A_a) est le bilan d'absorption :

$$A_a = \frac{(Cs_{\text{ingéré}} - Cs_{\text{fécal}})}{Cs_{\text{ingéré}}}$$

- L'absorption vraie (A_v) ne peut être déterminée qu'en utilisant deux isotopes du césium : l'un (¹³⁴Cs) est administré par voie digestive ; l'autre (¹³⁷Cs), injecté dans la circulation sanguine, permettra d'évaluer le Cs fécal endogène. On aura :

$$A_v = \frac{{}^{134}Cs_{\text{ingéré}} - ({}^{134}Cs_{\text{fécal total}} + {}^{134}Cs_{\text{fécale endogène}})}{{}^{134}Cs_{\text{ingéré}}}, \text{ avec } {}^{134}Cs_{\text{fécale endogène}} = {}^{137}Cs_{\text{fécal}} \times \frac{{}^{134}Cs_{\text{urinaire}}}{{}^{137}Cs_{\text{urinaire}}}$$

Mayes *et al.* (1996) ont étudié les coefficients A_v et A_a à partir du tube digestif d'ovins. Le coefficient A_v ne varie pas chez les agneaux de 11 à 59 semaines et est compris entre 0,80 et 0,85 %. L'absorption apparente, elle, varie avec l'âge, suggérant une augmentation de l'excrétion de Cs à partir du sang circulant vers le tube digestif (Tableau 1-12).

De nombreuses publications russes étudient les changements d'absorption de ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr en fonction de l'âge des bovins (Fesenko *et al.*, 2007b). A_a diminue avec l'âge en raison d'une plus faible perméabilité des membranes de la paroi intestinale des animaux matures comparativement aux jeunes animaux, qui ont besoin d'absorber de larges proportions de nutriments et d'éléments essentiels (Sirotkin, 1987). Les deux radionucléides ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr ont des absorptions apparentes (A_a) respectives de 0,68 ± 0,05 et 0,60 ± 0,1 (Fesenko *et al.*, 2007b).

Age (semaine)	Absorption apparente (A_a)	Absorption vraie (A_v)
11-13	0,99	1,00
16	0,85	1,00
16	0,75	0,85
20	0,73	0,80
30	0,68	0,82
39	0,69	0,84
59	0,62	0,85
adulte	0,58	0,78

Tableau 1-12 : Effet de l'âge sur l'absorption digestive du Cs chez le mouton (Mayes et *al.*, 1996).

C/3.5 Implication du rendement laitier et du nombre de lactation

Annenkov (1969) a montré que les valeurs de Cft pour le transfert au lait de ^{90}Sr étaient statistiquement plus élevées pour les bovins en dernière lactation avec un plus faible rendement laitier de moins de 4 L d⁻¹. Diadiuchin (1973) et Burov (1974) rapportent des valeurs élevées de Cft de $0,21 \pm 0,4 \times 10^{-2}$ et $0,22 \times 10^{-2}$ d L⁻¹ pour des bovins en dernière lactation produisant de faibles quantités de lait, comprises entre 3 et 5 L d⁻¹. Un lien étroit avec le métabolisme du calcium expliquerait ces transferts plus importants.

C/3.6 Implication des minéraux ajoutés à la ration

Quelques résultats ont été obtenus chez le rat et un certain nombre d'essais ont été tentés chez les ovins, qui supportent facilement un excès de potassium dans la ration. Mraz (1959) a donné à des moutons contaminés un régime supplémenté en K : la rétention du Cs est moins élevée chez les sujets traités ; l'ajout de Na au K ne modifie pas l'excrétion globale.

Cousi (1989) a administré à une brebis en lactation recevant pendant 60 jours du foin contaminé après Tchernobyl, 42 g de potassium par jour (soit 3,5 % de la ration de concentré donné en complément), en plus des 30 g d⁻¹ présents normalement dans la ration (Cousi, 1989). Les besoins quotidiens étant de 16 g d⁻¹, l'apport de potassium, par ailleurs bien supporté, était largement excédentaire (d'un facteur 4,5). Dans ces conditions, le coefficient de transfert au lait calculé à la phase d'équilibre entre J30 et J50, était de $5,85 \times 10^{-2}$ d L⁻¹ contre $7,53 \pm 0,5$ pour 3 brebis non supplémentées. Le coefficient de transfert au muscle était de $9,6 \times 10^{-2}$ d kg⁻¹ contre $11 \pm 1,3$ pour les témoins. Enfin, les courbes de charge et de décontamination (corporelle et dans le lait) étaient parallèles à celles des témoins.

Depuis les années 1950, il est reconnu que l'ingestion de calcium dans l'alimentation influence le taux de ^{90}Sr au lait. Les travaux de Annenkov (1964), Pancheko et *al.* (1974), Sirotkin

(1977), Buldakov et Moskalev (1968) et Korneyev et *al.* (1973) ont montré qu'une augmentation de la concentration en Ca dans la ration se traduit par une diminution du transfert de ^{90}Sr au lait.

C/4 Modélisation du comportement du ^{137}Cs et du ^{90}Sr

Des modélisations du transfert du ^{137}Cs depuis la ration alimentaire jusqu'au lait ont été réalisés. Ces calculs prennent en compte le temps de mise à l'équilibre et prédisent les variations des activités dans le lait au cours du temps (saison). Les calculs utilisent, pour modéliser l'évolution de l'activité du lait au cours du temps, l'équation suivante (Coughtrey et Thorne, 1983) :

$$C_m(T) = Cft \int_0^T I(t)R(T-t)dt$$

$C_m(T)$: Activités massiques dans le lait au temps T (Bq L⁻¹)

Cft : Coefficient de transfert à l'équilibre (d L⁻¹)

I(t) : Activité ingérée par jours (Bq d⁻¹)

R(t) : Fonction de rétention (d⁻¹)

Des modèles plus élaborés basés sur plusieurs compartiments permettent de distinguer les périodes biologiques et les aliments consommés. Les calculs utilisent la fonction dépendante du temps pour modéliser la fonction de rétention R :

$$R(T-t) = \sum_i \lambda_i a_i e^{-\lambda_i(T-t)}, \text{ exprimé en d}^{-1}.$$

a_i : contribution du compartiment i,

λ_i : taux de perte du compartiment i (d⁻¹) correspondant à la demi-vie $t_{h,i}$.

Dans la littérature, deux compartiments sont habituellement distingués pour prédire les activités du ^{137}Cs et du ^{90}Sr dans le lait (Coughtrey et Thorne, 1983; Voigt et *al.*, 1989; Fabbri et *al.*, 1994).

Ainsi, l'équation finale modélisant les activités massiques dans le lait est de la forme :

$$C_m(T) = ICft[a_1(1 - e^{-\lambda_1 T}) + a_2(1 - e^{-\lambda_2 T_0})]$$

a_1 et λ_1 : Fraction et périodes pour le compartiment rapide,

a_2 et λ_2 : Fraction et périodes pour le compartiment lent.

En fonction des auteurs, le calcul de ces coefficients varie. Lettner et *al.* (2007) soulignent qu'en fonction du nombre de paramètres libres (4 ou 3), ces valeurs fluctuent entre 0,26 et 0,69 pour a_1 , 1,19 et 0,28 d⁻¹ pour λ_1 , 0,74 et 0,31 pour a_2 et 3,65 et 3,8 d⁻¹ pour λ_2 (Figure 1-10).

Le modèle ECOSYS-87 utilise une fonction similaire (Muller et Prohl, 1993) :

$$C(T) = Cft \int_0^T I(t)(\lambda_a e^{-(\lambda_a + \lambda_r)(T-t)} + \lambda_b (1-a) e^{-(\lambda_b + \lambda_r)(T-t)}) dt$$

λ_r : Période radioactive.

La valeur par défaut de la quantité d'aliment ingérée (I_k) est de 70 kg d⁻¹ MF pour la période de végétation et des vaches laitières.

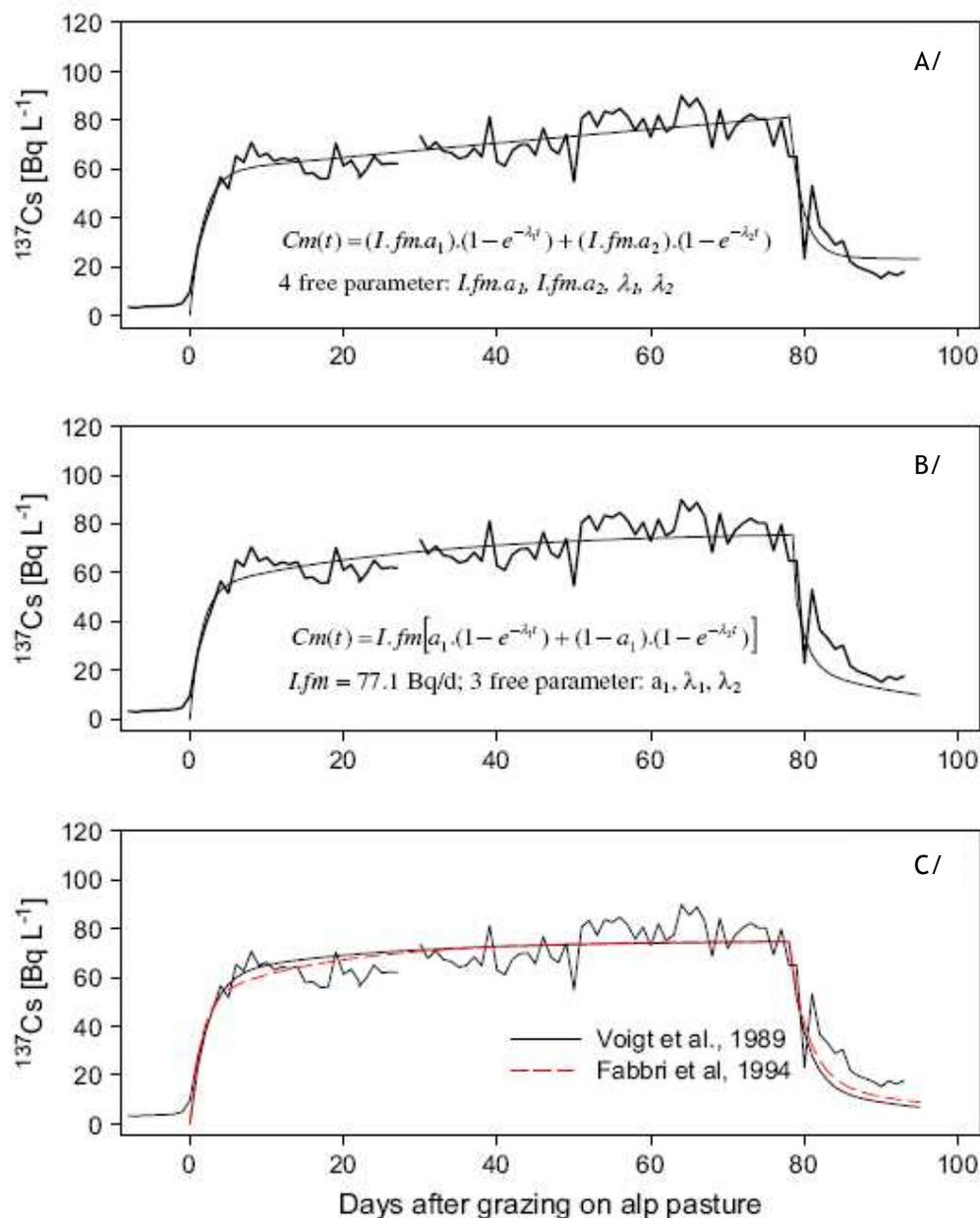


Figure 1-10 : Concentration en ^{137}Cs (Bq L^{-1}) dans le lait. Série temporelle d'une station alpine durant l'été 2003 et modélisation de la mise à l'équilibre avec quatre paramètres libres (Figure A), 3 paramètres (B) et des paramètres provenant d'autres auteurs (C) (Lettner et al., 2007).

La prise en compte de la quantité de sol ingérée par les troupeaux est variable en fonction des modèles. Dans le modèle décrit par Simmonds (1985), la quantité de sol ingérée est de 4 %. Dans ECOSYS, elle est de 8 % (Prohl et al., 1986).

Des relations établissant un lien entre la concentration en calcium ingéré (I_{Ca} en g d^{-1}) et le facteur de transfert de ^{90}Sr au lait de ruminants (Cft). Les expressions sont :

$$Cft - Sr = 0,016e^{(-0,056I_{Ca})} + 0,00087, R^2 = 0,7.$$

D'après Annenkov, 1964 ; Buldakov et Moskalev, 1968 ; Korneyev et *al.*, 1973 ; Panchenko et *al.*, 1974 ; Sirotkin, 1977.

$$C_{ft-Sr} = \frac{0,11 \times [Ca]_{\text{lait}}}{I_{Ca}}$$

D'après Comar et *al.* (1956) et Comar (1966b).

$[Ca]_{\text{lait}}$: concentration en calcium dans le lait (g kg^{-1}),

I_{Ca} : ingestion journalière de calcium (g d^{-1}).

Cependant, un contrôle homéostatique par les analogues stables a été considéré comme étant un phénomène peu plausible dans le cas du ^{90}Sr (Howard et *al.*, 1997). De plus, aucune relation n'a été prédite récemment (Howard et *al.*, 1997 ; Beresford et *al.*, 1998). Green et Woodman (2003) ajoutent que les variations du coefficient de transfert C_{ft} sont faibles par rapport aux quantités de calcium ingérées, comprises entre 25 et 170 g d^{-1} . Il paraît peu réaliste d'en conclure ainsi sur un lien raisonnable entre ces C_{ft} et les quantités ingérées de Ca compte tenu des incertitudes de calcul du coefficient. La Figure 1-11 illustre les liens qui existent entre les valeurs prédites et des données de terrain.

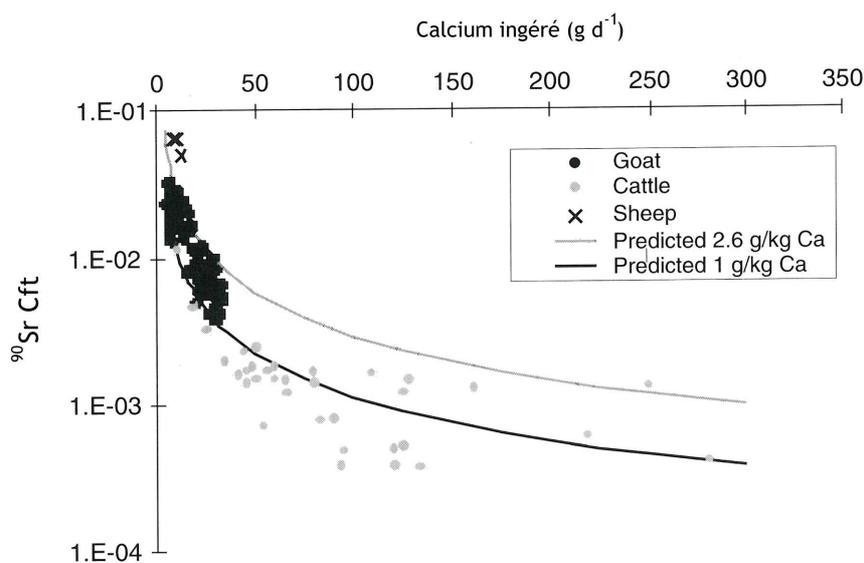


Figure 1-11 : Comparaison entre le calcium ingéré et le coefficient de transfert (C_{ft}) pour le strontium (Beresford et *al.*, 1998 ; Beresford et *al.*, 2000b). Les courbes représentent les valeurs prédictives issues de l'équation de Comar (1966) et sont basées sur des valeurs de calcium dans le lait de 1 g kg^{-1} pour les bovins et de $2,6 \text{ g kg}^{-1}$ pour les brebis.

RESUME

Les valeurs des coefficients de transfert C_{ft} sont comprises entre 0,07 et $2,0 \times 10^{-2} \text{ d L}^{-1}$ et entre 0,043 et $0,43 \times 10^{-2} \text{ d L}^{-1}$, respectivement pour le ^{137}Cs et le ^{90}Sr . La variabilité des sources et le manque de précision sur l'origine des données impliquent des incertitudes importantes, notamment sur le temps de mise à l'équilibre estimé et sur le fait que les prélèvements soient effectués sur le terrain.

La quantité et la qualité de la ration alimentaire semblent des facteurs de sensibilité intervenant majoritairement sur les transferts de ^{137}Cs , les aliments pauvres en fibres augmentant les transferts. Pour le ^{90}Sr , l'augmentation de l'ingestion de calcium, analogue chimique au strontium, se traduit par une diminution des transferts.

Des travaux de modélisation considèrent plusieurs compartiments pour prédire le transfert de radionucléides. Ces travaux se basent sur des valeurs moyennes de coefficient de transfert. Pour le ^{90}Sr , des relations existent entre le coefficient de transfert C_{ft} et la quantité de calcium ingéré.

D/ Transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr du lait aux produits dérivés

D/1 Facteur de transformation (Pf), Transfert direct et Facteur de rétention (Fr) du ^{137}Cs et du ^{90}Sr

D/1.1 Définition

Trois méthodes ont été utilisées pour déterminer les transferts du Cs et Sr du lait aux sous-produits :

- le calcul du facteur de transformation (P_f) qui est exprimé comme le ratio des concentrations d'activité entre le produit transformé et le produit brut,
- le calcul du transfert direct, c'est à dire le pourcentage de la radioactivité présente dans un litre de lait que l'on peut retrouver dans la crème (et le beurre) ou le caillé (et le fromage) obtenu après traitement du lait,
- le calcul du Facteur de Rétention (F_r), comme :

$$F_r = \frac{A_m}{A_{v_{\text{lait}}} \times P_e}, \text{ activités massique (Am) et volumique (Av) exprimées en Bq kg}^{-1} \text{ et Bq L}^{-1} \text{ (MF)}.$$

P_e : Facteur d'efficacité de transformation, soit le ratio du poids frais de l'aliment fabriqué divisé par le poids du matériel brut original. Cette donnée peut s'apparenter dans le cas du fromage au rendement fromager.

D/1.2 Données existantes

Le tableau 1-13 regroupe les résultats obtenus pour le ^{137}Cs en pourcentage de la radioactivité du lait entier.

Produit laitier	Lait écrémé	Crème	Beurre	Fromage frais	Fromage fermenté
Teneur en eau (%)	87,5	54	16	80	45
Référence					
Kirchmann et al., 1966	100	87	11	140	90
Wood et al., 1990	100	48	15		49
Assimakopoulos et al., 1987		20			40
Lengemann, 1962			3	1,1	7,7
Wilson et al., 1988	99	2,7	0,4	5	4,5
Grauby et Luykx, 1990	89	11	1		
Noorddijk et Quinault, 1992	95	3-15	0,3-2	1-20	
Long et al., 1996				50-70	

Tableau 1-13 : Répartition du ^{137}Cs dans différents produits laitiers et diverses études (%).

Les activités montrent une assez grande variabilité, peut-être à cause de l'extrême diversité des méthodes de production fromagère (par exemple pour les fromages : utilisation de la présure ou des ferments lactiques).

Le ^{137}Cs se retrouve principalement dans la phase aqueuse du lait (Wilson et al., 1988 ; Vosniakos et al., 1989 ; Grauby et Miribel, 1990 ; McEnri et al., 1990 ; Macasek et Gerhart, 1994). Il est possible d'obtenir comme produits peu contaminés :

- la crème (donc le beurre) ; elle ne contient que 5 % du Cs du lait, dans le produit à 40 % de matière grasse et 2 %, dans celle à 48 %,
 - le lait caillé égoutté (« *cottage cheese* ») où 90 % du Cs a été éliminé avec le lactosérum.
- Les procédés de fabrication du lait en poudre ne permettent pas d'obtenir un produit décontaminé.

Le tableau 1-14 illustre les Facteurs de rétention (F_r) aux fromages et au lactosérum. L'IAEA (1994) distingue deux types de fromage (frais ou non) et deux types de procédés (fromage à coagulation présure ou acide).

Produit	^{90}Sr Fr	^{137}Cs Fr
<u>Fromage</u>		
Coagulation présure	0,025-0,80	0,05-0,23
Coagulation acide	0,04-0,08	0,11-0,12
<u>Fromage frais</u>		
Coagulation présure	0,07-0,17	0,01-0,05
Coagulation acide	0,22	
<u>Lactosérum</u>		
Coagulation présure	0,20-0,80	0,73-0,96
Coagulation acide	0,70-0,90	0,75-0,90

Tableau 1-14 : Facteurs de transfert (F_r) aux produits laitiers (IAEA, 1994).

En fonction des fromages fabriqués, les Facteurs de rétention (F_r) ne sont pas les mêmes, avec d'importantes variations de F_r pour le Sr. Ce radioélément se concentre principalement dans

cette matrice. Macasek et Gerhart (1994) précisent que le Sr est relié au calcium triphosphate relié lui-même aux groupes des phosphosérines des α -caséines. Le Cs, qui se concentre principalement dans la phase aqueuse, suit le lactosérum (de 75 à 95 %).

Selon l'incorporation du Sr contenu directement dans le lait ou en dose injectée, les résultats du ratio $^{89}\text{Sr}/^{45}\text{Ca}$ dans le fromage sur $^{89}\text{Sr}/^{45}\text{Ca}$ ne sont pas les mêmes. Ils étaient en moyenne pour une fabrication de Cheddar, de $1,23 \pm 0,28$ par contamination du lait. A partir de doses injectées, les valeurs moyennes sont de $1,06 \pm 0,12$. A partir de ces résultats, on pourrait conclure que les chemins par lequel le traceur de strontium est introduit, influence le transfert aux produits laitiers fabriqués. La forme chimique du strontium dans le lait semble influencer le transfert aux produits laitiers (Buma et Meerstra, 1964).

D/2 Paramètres intrinsèques de l'environnement influençant le transfert aux produits fromagers

D/2.1 Implication de la qualité de l'alimentation

Une étude de Verdier-Metz et *al.* (2000) a consisté à alimenter les bovins avec trois types d'aliments différents (foin de *Dactyle*, de prairie naturelle et de prairie riche en *Ray-grass*). Ces auteurs ont montré des variations chimiques observées dans les fromages St-Nectaire. Avec une alimentation exclusive de *Dactyle*, les fromages ont un pH plus élevé. En revanche, dans une autre étude, Agabriel et *al.* (1999) ne montrent pas de relation nette de changement de composition des fromages en fonction de l'alimentation des bovins. Ces auteurs différencient les proportions d'aliments concentrés dans la ration, indicateur indirect de l'intensification de la conduite du troupeau.

Les variations d'alimentation au cours des saisons sont un important facteur de variation de la composition du lait. Les laits de printemps-été révèlent une meilleure aptitude à la coagulation que les laits d'hiver. L'effet favorable de la période de pâturage pourrait s'expliquer par certains critères, comme la teneur en Ca plus élevée et des micelles plus petites dans les laits d'été (Gaillard, 2004). Une étude réalisée sur la zone AOP Comté (massif du Jura) montre par exemple des changements significatifs de la teneur en matière azotée, de la composition en acides gras et du taux butyreux en fonction de l'alimentation (Masson et *al.*, 1978). Agabriel et *al.* (2001) différencient plusieurs classes de laits en fonction des variations dans l'alimentation d'exploitations d'Auvergne. Ces auteurs observent que les laits d'hiver produits à partir de fourrages fermentés montrent de faibles teneurs en protéines et en minéraux ainsi qu'une acidité faible.

D/2.2 Implication de l'état physiologique des bovins

L'état physiologique des animaux est un facteur de variation majeur des différents constituants du lait : teneur et composition des matières grasses, teneurs en protéines, en minéraux ou en enzymes telle la plasmin. Cela se répercute ainsi sur la coagulation du lait, donc sur les rendements fromagers, et donc ces facteurs peuvent, *in fine*, modifier les transferts de radionucléides aux produits fromagers (Martin et Coulon, 1995).

D/2.3 Implication des procédés de fabrication

Comme vu dans le Tableau 1-14, les transferts de radionucléides sont modifiés en fonction des types de fromage fabriqués. Trois phases principales sont susceptibles d'intervenir dans les transferts de ^{137}Cs et ^{90}Sr : la phase de coagulation, la phase d'égouttage et le mode d'affinage. La coagulation est la dénaturation de la caséine, élément spécifique du lait fabriqué dans la mamelle, qui permet la coagulation du lait. En technologie fromagère, on distingue donc deux types de coagulations, la coagulation lactique (acide) et la présure. Suivant le type de fromage fabriqué, un type de coagulation est privilégié plutôt qu'un autre. Des généralités sur les types de fabrications fromagères sont présentées en Annexe 1-1.

B/3 Modélisation du comportement du ^{137}Cs et du ^{90}Sr dans le transfert aux produits fromagers

La contamination de denrées alimentaires et, en l'occurrence, des produits laitiers est modélisée en prenant en compte l'enrichissement ou la dilution pendant la fabrication. La concentration de l'activité dans le produit k est calculée depuis le produit brut suivant :

$$C_k(t) = C_{k0}(t - t_{pk})P_k e^{(-\lambda_r t_{pk})}$$

$C_k(t)$: concentration d'activité (Bq kg^{-1}) dans le produit brut au temps t,

P_k : facteur de procédé pour le produit k,

λ_r : constante de décroissance radioactive (d^{-1}),

t_{pk} : Temps de stockage ou de procédé pour le produit k (d). Ce temps est évalué à 30 jours pour la fabrication de fromage à coagulation présure, 7 jours pour la coagulation acide et de 2 jours pour la production de lactosérum.

Suivant le type de fabrication, les valeurs des facteurs de procédé de fabrication P_k sont variables :

Procédé de fabrication	Strontium	Césium
Fromage, coagulation présure	6,0	0,6
Fromage, coagulation acide	0,8	0,6
Lactosérum, coagulation présure	0,4	1,05
Lactosérum, coagulation acide	1,04	1,05

Tableau 1-15 : Facteurs de procédés de fabrication P_k utilisés dans ECOSYS-87 (Muller et Prohl, 1993).

Les Facteurs de rétention (Fr), qui expriment le transfert aux produits transformés issus du lait et qui prennent en compte les quantités de lait initiales pour une masse de produit final, sont variables suivant le radionucléide, le fromage fabriqué et le type de coagulation. D'une façon générale, le ^{137}Cs se concentre majoritairement dans le lactosérum et le ^{90}Sr dans le caillé des fromages affinés à coagulation présure.

Des facteurs sont susceptibles de moduler les transferts de ^{137}Cs et ^{90}Sr suivant la composition initiale du lait, variable avec les saisons, mais aussi, en fonction des procédés de fabrication, différents suivant les fromages fabriqués.

Le modèle dynamique ECOSYS-87 considère uniquement le type de coagulation pour prédire le transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr dans les produits transformés.

Matériels et méthodes

Ce chapitre décrit, dans un premier temps, les méthodes et les matériels nécessaires à l'étude de la variabilité naturelle, qui permet de choisir les stations et les sites d'étude. La deuxième partie se consacre aux méthodes de prélèvement des échantillons de sol, de végétation, et des produits laitiers. Les méthodes de préparation et de mesures des radionucléides ^{137}Cs et ^{90}Sr ainsi que le calcul des coefficients de transfert (indicateurs de sensibilité) à chaque maillon de la chaîne sont exposés dans une troisième partie. Les méthodes d'acquisition des facteurs de sensibilité sont ensuite décrites. Enfin, les analyses statistiques employées dans cette étude sont discutées.

A/ Méthodes d'étude de la variabilité naturelle des régions et des stations d'étude

A/1 Variabilité naturelle des régions

L'examen de la variabilité naturelle des régions passe, en amont, par la délimitation de la zone étudiée, définie selon l'aire de la production fromagère.

A l'intérieur de cette zone d'étude, les variabilités géologiques, topographiques et climatiques (pluviométrie et température) sont identifiées à l'aide de Système d'Information Géographique (SIG) et par la construction de cartes qui regroupent et synthétisent les informations (logiciel utilisé : MapInfo© 8.5). Ces informations permettent d'établir des unités homogènes. Le choix des stations est privilégié dans les unités ayant les surfaces les plus grandes. Cette étape permet donc le choix raisonné des stations d'étude.

A/2 Variabilité naturelle des stations

A l'intérieur des stations ou fermes d'étude, la variabilité naturelle est appréhendée par l'examen des types de sol et la réalisation de cartes pédologiques. La délimitation des parcelles étudiées se limite aux prairies pâturées pendant l'année. La méthode utilisée pour la cartogénèse est la méthode dite stratifiée ou raisonnée (Legros, 1996). Cette méthode utilise un maximum d'informations issues des documents déjà existants (carte topographique, carte géologique et photographie aérienne), afin de permettre la mise en place des Unités Cartographiques de Sols (UCS) ; puis on étend, par interpolation, l'information récoltée à l'unité délimitée, les sols étant décrits en continuité géographique dans la zone.

A/2.1 Prézonage

La formation des sols s'effectuant sous l'influence principalement de la roche mère (géologie) et de la topographie (Lacoste et Salanon, 1996), le repérage des UCS s'appuie préférentiellement sur ces critères. Par conséquent, on utilise tout d'abord la carte géologique pour délimiter les substrats géologiques. La carte topographique et les photographies aériennes permettent de délimiter de nouvelles surfaces homogènes. Le SIG permet la superposition de l'ensemble des informations extraites des documents. A chaque combinaison originale de topographie et de géologie correspond une UCS. Le taux d'erreur sur ces délimitations est estimé à 15 % (Legros, 1996). Les contours de ce prézonage sont corrigés à la suite des observations de terrains (variations localisées de topographie, hétérogénéité des sols d'une même unité).

A/2.2 Sondage

Le nombre et l'emplacement des points de sondage appartiennent au libre choix qui repose sur la méthode du « choix raisonné » (Legros, 1996). Cette méthode, qui est la plus couramment employée, tient compte selon Legros (1978a, b) :

- des moyens disponibles pour l'étude,
- de l'homogénéité du milieu,
- de la position sur le terrain.

Pour les unités homogènes, un seul échantillonnage est effectué. Toutefois, pour les unités fortement hétérogènes, un échantillonnage par transect est réalisé (assimilable à un échantillonnage systématique intra-UCS).

A/2.3 Descripteurs retenus

La dénomination génétique d'un sol résulte d'un faisceau d'indices morphologiques cohérents, indicateurs des conditions et des processus qui déterminent le fonctionnement du sol. Les caractères indicateurs doivent correspondre à la définition du processus génétique décrit dans la classification. Plusieurs processus peuvent coexister avec superposition des indices morphologiques. Les descripteurs permettant de caractériser les sols sont les suivants :

- le contexte topographique permet d'estimer les apports et les mélanges de matériaux par colluvions et alluvions.

- le contexte géologique détermine les potentialités géochimiques du sol. Une attention particulière est nécessaire concernant les formations superficielles, quelquefois non représentées par les cartes géologiques.

- le pH est évalué au laboratoire sur chaque description de sol. Dans la région du Puy-de-Dôme, la mesure du pH-NaF permet d'identifier la présence de substance tel que l'aluminium sous forme active $Al(OH)_3$. En cas de présence d'aluminium, les anions OH^- sont libérés et causent une augmentation du pH. La mesure du pH s'effectue à différents temps après la mise en solution dans NaF 1 M (Pansu et Gautheyrou, 2006).

- la profondeur des horizons organiques (litières) et des horizons organo-minéraux traduit entre autre l'évolution du sol. La forme des transitions entre les horizons est également renseignée (subhorizontale, ondulée, lobée, irrégulière ou en glosses).

- la couleur des horizons. Elle est exprimée en claire et à l'aide du *Munsell*© *soil color charts* (Munsell©, 2000). Le code *Munsell* permet le calcul de la teneur en matière organique du sol (MO) à l'aide des valeurs *value* (= valeur) et *chroma* (= intensité de la couleur). On peut ainsi calculer le taux de carbone organique dans le sol (C %) ainsi que le taux de matière organique (MO %) :

$$C \% = 9 - value - 0,5 \times chroma$$

$$MO \% = 1,72 \times C\%.$$

- la caractérisation de l'humus renseigne sur le recyclage de la matière organique et l'activité biologique. L'humus est un bon indicateur du contexte géochimique global. La matière organique humifiée est déterminée par la couleur.
- l'abondance et la couleur des tâches d'oxydo-réduction reflètent l'aération du sol.
- l'activité biologique. Le type (galeries, canaux, turricules et coprolithes) et l'intensité de la bioturbation sont évalués.
- la structure reflète l'agrégation des particules. On distingue les formes particulières, massives et fragmentaires.
- la texture de la terre fine (inférieure à 2 mm) permet de distinguer sur le terrain (par le toucher), la texture argileuse, limoneuse, ou sableuse ainsi que les combinaisons.
- la présence d'éléments calcimagnésiques est obtenue par le test d'effervescence à l'acide chlorhydrique (HCl).
- les éléments grossiers, dont le type (graviers - 0,2 à 2 cm, cailloux - 2 à 8 cm, pierres - 8 à 20 cm, blocs - supérieurs 20 cm), l'abondance, la forme et la nature lithologique sont pris en considération.

Pour chaque description de sol, une fiche est réalisée. Un exemple est présenté en Annexe 2-1.

A/2.4 Principes de codification des sols

Les données recueillies permettent de désigner les unités cartographiques par leur nom génétique de la classification internationale *World Reference Base for Soil Resources* (WRB) proposée par la FAO et la classification française de Duchaufour (Duchaufour, 1983; FAO, 1998; Duchaufour, 2001). La classification française est basée sur les processus dominants gouvernant la formation des sols. La classification internationale se base à la fois sur ces processus mais aussi sur les propriétés des horizons. Pour une étude de transfert d'éléments traces, la classification est imprécise, c'est la raison pour laquelle un sigle morpho-fonctionnel adapté au transfert de radionucléides est utilisé dans ce travail. Ce sigle est une adaptation du sigle morpho-édaphique des sols, proposé par Bruckert (1989) puis amélioré par Lucot et Gaiffe (1995). Il indique de façon analytique, dans un rapport, les caractéristiques les plus essentielles du sol (Figure 2-1).

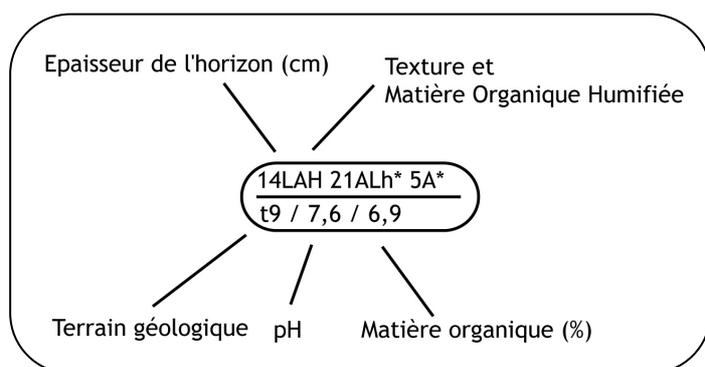


Figure 2-1 : Exemple de sigle morpho-fonctionnel adapté au transfert de radionucléide.

Le numérateur comporte divers paramètres, parmi lesquels :

- la profondeur de l'horizon jusqu'à 40 cm (dans l'exemple le premier horizon fait 14 cm),
- la texture : argile (« A » ou « a » suivant les quantités), limon (« L » ou « l ») et sable (« S » ou « s ») et combinaisons. Dans l'exemple, la texture du premier horizon est argilo-limoneuse.
- la matière organique humifiée : légèrement humifère (h), moyennement humifère (H), très humifère (HH), tourbe (T).
- la carbonatation : ajout de « * » pour les horizons carbonatés.

Les paramètres qui figurent au dénominateur sont :

- le terrain géologique, appellation tirée de la nomenclature du BRGM et basé sur l'âge des terrains,
- le pH : valeur du pH des 5 premiers cm mesurée au laboratoire,
- la matière organique humifiée estimée à l'aide de la formule (MO %) et qui se base sur la couleur du premier horizon décrite par le *Munsell© Soil Color Charts* (Munsell©, 2000).

B/ Méthodes d'échantillonnage

B/1 Sol

Les sols sont prélevés à l'aide d'une tarière racinaire de 8 cm de diamètre graduée tous les 5 cm (SDEC, Tours). En effet, à l'échelle parcellaire, la variabilité des dépôts atmosphériques est susceptible d'être importante (Ulsh et al., 2000; Pourcelot et al., 2003; Paretzke et al., 2006). La constitution d'un échantillon composite offre l'avantage de se prémunir de cette variabilité. Un échantillon pour un site donné est constitué de 6 carottes. Deux carottes de prélèvement sont choisies de façon « raisonnée » en fonction de leur représentativité et de l'unité définissant le site. A partir de chaque point de prélèvement dits « raisonnés », deux autres points sont déterminés dans des directions aléatoires (Figure 2-2). Si l'un des points sort de la parcelle, une nouvelle direction est choisie (Walter, 1990). Les trois profondeurs de prélèvement de sol (0-5, 5-10 et 10-15 cm) sont choisies en fonction de deux hypothèses principales :

- la contamination en ^{137}Cs est située à 80 % dans les 15 premiers cm de sol (Graham et Simon, 1996),
- la biomasse racinaire de la végétation prairiale est située à 75 % dans les 30 premiers cm de sol (Dahlman et Kucera, 1965),

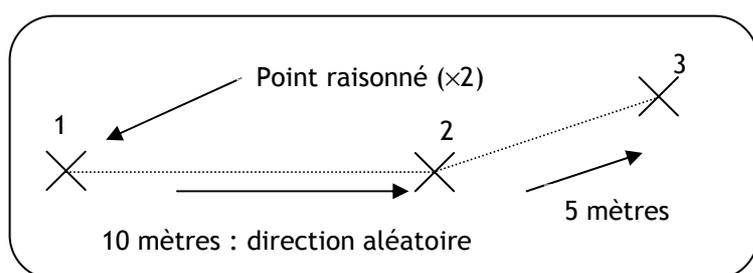


Figure 2-2 : Positionnement des points de prélèvement de sol (Walter, 1990).

En Charente, un mode de prélèvement spécifique est adapté, car l'utilisation des parcelles y est destinée à la culture du maïs (*Zea mays*) ; le maïs étant, dans cette région, la source principale de l'alimentation des bovins, sous forme d'ensilage. Bien que les racines pivotantes du maïs atteignent habituellement 70 cm de profondeur, il est primordial de connaître les niveaux d'activités en profondeur. Pour cette raison, des profils complets sont échantillonnés, avec un échantillon par horizon. Le nombre de carottes pris en considération sur chaque site est alors réduit à trois. Dans le Puy-de-Dôme et le Jura, des échantillons complémentaires des horizons en profondeur sont prélevés sur un nombre restreint de sites, choisis en fonction de leur représentativité régionale. Après prélèvement, les échantillons sont conditionnés dans des sacs plastiques robustes et entreposés en chambre froide au laboratoire avant traitement.

B/2 Végétation prairiale

Les prélèvements sont effectués à deux périodes de l'année : au printemps (avril à juin 2007), alors que la végétation prairiale a des demandes plus importantes en matière minérale et en automne (octobre 2007), période de repos végétatif. Dans chaque site, du fourrage est prélevé (surface = 1 m²), coupé à 5 cm de hauteur à l'aide d'outils tranchants. Six prélèvements sont réalisés correspondants aux six points de prélèvement de sol. Lorsque la végétation est trop abondante (hauteur d'herbe supérieure à 1 m), la surface de prélèvement est réduite (50 cm²). L'échantillon est conditionné dans des barquettes aérées et entreposées en chambre froide avant traitement. La hauteur de coupe de 5 cm reproduit au mieux le broutage des bovins. La surface de prélèvement de 6 × 1 m² assure à la fois une représentativité optimale de l'échantillon et la quantité de matière requise pour les mesures.

B/3 Fourrage sec, enrubannage et ensilage de maïs

Le prélèvement de fourrages secs est réalisé au printemps et en automne 2007 dans l'ensemble des trois régions. Des apports complémentaires d'herbe sous forme d'enrubannage sont prélevés au Puy-de-Dôme. En Charente, l'alimentation spécifique des bovins sous forme d'ensilage de maïs justifie le prélèvement de cette matrice.

B/4 Lait et produit laitier

Un échantillon constitué de 8 L de lait est prélevé dans les fermes et stations choisies aux mêmes périodes que pour la végétation prairiale. A ces prélèvements de printemps et d'automne s'ajoute une campagne hivernale qui ne concerne que les régions Puy-de-Dôme et Jura et qui est complétée dans certaines stations par des prélèvements de lactosérum. Trois campagnes de prélèvement de fromage sont effectuées. Elles correspondent aux prélèvements de lait d'hiver, de

printemps et d'automne. Quatre kilos de fromage sont échantillonnés, soit dans les fermes (Puy-de-Dôme), soit dans les fruitières ou dans les caves d'affinage (Jura), ou encore à l'usine de fabrication (Charente). Une attention toute particulière est portée quant à la traçabilité des échantillons de fromage. Ainsi, des collaborations avec les groupements laitiers (GLAC -Groupement des Laiteries Coopératives Charente-Poitou-, en Charente, AOP St-Nectaire - Appellation d'Origine Protégée - dans le Puy-de-Dôme et CIGC -Comité Interprofessionnel du Gruyère de Comté-, dans le Jura) nous garantissent l'origine et la date de fabrication des fromages.

C/ Indicateurs de sensibilité : mesure des activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr et calcul des coefficients

C/1 Préparation des échantillons

Après émottage et quartage, la totalité de l'échantillon de sol est séché à l'étuve à 40°C. Celui-ci est alors broyé puis tamisé à 2 mm. Lors de cette étape, la fraction d'éléments grossiers et de racines est séparée de la terre fine. Le broyage est effectué au pilon afin de ne pas déstructurer le sol. Cet échantillon ainsi préparé est destiné aux différentes analyses pédologiques et est un échantillon de stockage avant les analyses radiologiques.

Une aliquote d'environ 500 g est ensuite incinérée à 105°C avant analyse β ou γ (CMT, Villers-Cotterets). Cette aliquote est alors broyée (Retsch Grindomix GM200, Eragny sur Oise) puis conditionnée dans une boîte cylindrique plastique de 60 mL avant mesure γ . Cette étape de broyage intense (particules finales inférieures à 300 μm) permet d'homogénéiser et de compacter l'échantillon de façon plus efficace en concentrant celui-ci dans un volume minimum. Référencé, l'échantillon est alors transmis au Laboratoire de Mesure de la Radioactivité dans l'Environnement (IRSN/LMRE, Orsay). Pour la mesure β , 20 g de sol incinérés et broyés sont référencés et transmis dans des sacs au LMRE.

De retour au laboratoire, les échantillons de végétation, de lait et de fromages sont pesés (masse fraîche). A noter que les échantillons de végétation ne sont pas nettoyés préalablement, reproduisant ainsi la part de contamination liée à l'ingestion de sol adhérent directement sur la végétation. Ils sont ensuite placés en étuve à 105°C jusqu'à dessiccation complète pendant 48 h. Le poids sec de l'échantillon est noté, puis le résidu est incinéré dans un four. La montée en température s'effectue par paliers successifs afin d'éviter l'inflammation des échantillons (Figure 2-3). A la sortie du four, les cendres sont pesées puis broyées jusqu'à obtention d'une poudre, afin de concentrer le maximum de matière dans le minimum de volume. Le conditionnement pour la mesure est réalisé dans des boîtes plastiques de 60 mL, référencées. Pour la mesure du ^{90}Sr , 20 g de l'échantillon incinéré et broyé sont référencés et conditionnés en sac puis transmis au LMRE.

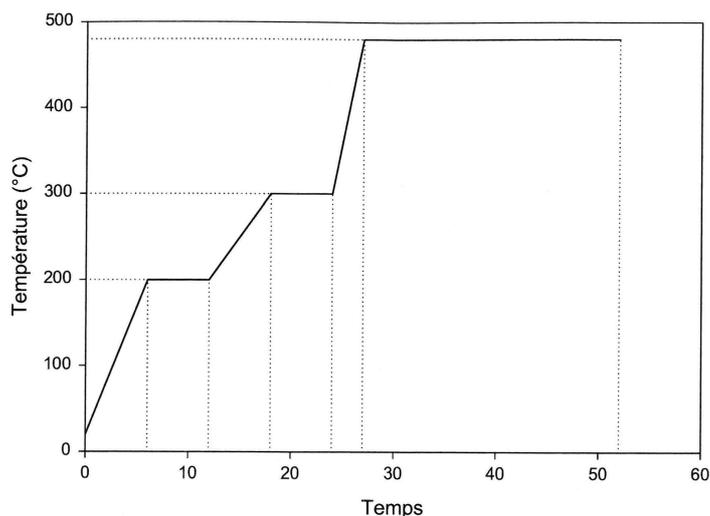


Figure 2-3 : Chronologie d'une incinération : montée progressive en température en fonction du temps.

C/2 Mesure des activités en ^{137}Cs

L'ensemble des mesures par spectrométrie γ est réalisé par le laboratoire de Mesure de la Radioactivité dans l'Environnement (IRSN/LMRE, Orsay).

Le LMRE dispose d'installation de mesures spécifiques lui permettant de détecter et de quantifier les radionucléides artificiels émetteurs γ dans des échantillons de très faibles niveaux de radioactivité (radioactivité massique inférieure à 1 Bq g^{-1}). Le LMRE dispose de salles de mesure situées au sous-sol du laboratoire sous une dalle de béton de 3 m d'épaisseur. Pour la spectrométrie γ , le laboratoire dispose d'une salle de comptage dont le blindage est constitué d'un mur de briques de plomb de faible activité de 10 cm d'épaisseur recouvert de plaques de cuivre électrolytique de 0,5 cm d'épaisseur. Ce dispositif permet de s'affranchir au mieux du rayonnement ambiant. Afin d'éviter l'influence d'un échantillon mesuré sur un détecteur voisin, chaque détecteur est isolé dans une enceinte en plexiglas sous balayage d'azote gazeux, elle-même installée dans une couronne de plomb de faible activité de 5 cm d'épaisseur doublée intérieurement d'un anneau de cuivre électrolytique de 0,7 cm d'épaisseur (Bouisset et Calmet, 1997).

Les détecteurs sont constitués de cristaux de Germanium hyper pur de type N (Ortec GMX) avec une fenêtre de béryllium de 0,5 mm d'épaisseur. Ces détecteurs de 50 % d'efficacité relative à 1,33 MeV ont une résolution de 0,7 keV à 5,9 keV et de 1,8 keV à 1,33 MeV. L'électronique associée est constituée d'un amplificateur Ortec 572 et d'un codeur Silena de type 7411S. Les chaînes de mesure sont étalonnées en efficacité et en résolution, pour chaque géométrie de comptage, à l'aide de sources solides multi-élémentaires. La mesure des échantillons est effectuée pendant 20 h sur une dynamique de 8000 canaux à 0,4 keV par canal. L'acquisition et l'analyse des spectres sont

réalisées à l'aide du logiciel GeniePC© commercialisé par la société Canberra. L'incertitude associée aux résultats est donnée à 1σ et elle tient compte de l'incertitude sur le comptage et de l'incertitude sur l'étalonnage en efficacité. Les limites de détection sont calculées à 2σ suivant la formule décrite par Pinera et Pringent (1990).

C/3 Mesure des activités en ^{90}Sr

L'ensemble des mesures par compteur proportionnel β est réalisé par le laboratoire de Mesure de la Radioactivité dans l'Environnement (IRSN/LMRE, Orsay).

Une première étape consiste à minéraliser l'échantillon de 20 g de cendre. Celle-ci s'effectue par ajout d'acide nitrique (70 %, 15,5 M) puis d'acide chlorhydrique si nécessaire (4 M à 9 M). De l'eau oxygénée est régulièrement ajoutée par petite dose tout au long de l'opération. Le tout est chauffé à 80°C. Une fois cette mise en solution réalisée, il convient de purifier l'échantillon par précipitation des oxalates de calcium. Cette étape est réalisée par ajout de 10 mL de NH_4Cl (25 %) et d'un ajustement du pH à 4,5 par ajout de NH_4OH concentré. Une deuxième étape de purification consiste à précipiter les hydroxydes ferriques. Cette étape consiste à ajuster le pH à 8,5 par addition de NH_4OH jusqu'à apparition d'un précipité colloïdal. A la suite de ces purifications, le Sr est séparé par passage sur colonne remplie de résine échangeuse d'ion (Sr-spec, résine chromatographique éther couronne Eichrom Industrie). Cette étape est suivie d'une attente de mise à l'équilibre de 15 jours du ^{90}Sr et du fils l' ^{90}Y . Le ^{90}Sr est ensuite séparé du ^{90}Y par précipitation de l'oxalate d'yttrium. Cette étape est réalisée en ajoutant 6 mL d'une solution saturée de $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ jusqu'à l'apparition d'un co-précipité blanc d'oxalate d'yttrium. Le précipité est déposé et lavé sur un filtre en acétate de cellulose (diamètre de 47 mm et porosité de 0,65 μm).

Le comptage du ^{90}Y est alors réalisé à l'aide de multidétecteurs β de faibles activités de type IN20 (Intertechnique Eurisys mesures, St Quentin en Yvelines). C'est la courbe de décroissance de l'yttrium-90, et non le maximum qui estime les activités en ^{90}Sr d'un échantillon. Le comptage dure 36×2 h soit 10 périodes radioactives. Les détecteurs utilisés sont des compteurs à circulation d'argon méthane, fonctionnant au régime proportionnel. La réduction du bruit de fond (rayonnement cosmique et ambiance gamma naturelle) est obtenue par un blindage plomb-acier inoxydable et par un ensemble de deux détecteurs de garde largement dimensionné (Bouisset et *al.*, 2003).

C/4 Calcul des coefficients de transfert

A chaque maillon de la chaîne étudiée, le transfert des radionucléides est évalué à l'aide de coefficients. L'estimation du transfert à la végétation s'effectue à l'aide de la détermination du coefficient de transfert $C_r(\text{végétation})$ exprimant le ratio d'activité massique du césium ou du strontium dans la végétation sur celle du sol. Un autre indicateur est utilisé, il s'agit du coefficient de transfert agrégé (C_{ag}). Celui-ci prend en compte la densité des sols et permet d'exprimer la contamination surfacique des sols (ICRU, 2001). Les coefficients s'expriment :

$$C_r(\text{végétation}) = \frac{Am_{\text{végétation}}}{Am_{\text{sol}}}$$

$Am_{\text{végétation}}$: activité massique dans la végétation ($\text{Bq kg}^{-1} \text{MS}$),

Am_{sol} : activité massique dans les premières fractions de sol (0-5, 5-10 et 10-15 cm de profondeur, $\text{Bq kg}^{-1} \text{MS}$).

$$C_{ag} = \frac{Am_{\text{végétation}}}{Aa_{\text{sol}}}, \text{ exprimé en } \text{m}^2 \text{ kg}^{-1}.$$

$Am_{\text{végétation}}$: activité massique dans la végétation ($\text{Bq kg}^{-1} \text{MS}$),

Aa_{sol} : activité surfacique (Bq m^{-2}).

Les erreurs liées à l'échantillonnage et à la mesure sont quantifiées. La masse volumique apparente du sol (Mv exprimée en g cm^{-3}) est mesurée en utilisant la norme NF X31-501 (AFNOR, 1996). Une erreur de 10 % est associée à cette méthode.

Enfin, le dernier coefficient permet d'évaluer les flux annuels J des radionucléides par unité de surface. Ce calcul prend en compte la densité de végétation lors du prélèvement (Velasco et al., 2004).

Le coefficient de transfert surfacique (Ra) exprime la quantité de radionucléide qui passe du sol à la végétation par m^2 et par année (y) :

$$Ra_{\text{végétation}} = \sum_{i=1}^n Am_i Ba_i, \text{ exprimé en } \text{Bq m}^{-2} \text{ y}^{-1}.$$

Am_i : activité massique de végétation prairiale pour un prélèvement i ($\text{Bq kg}^{-1} \text{MS}$),

Ba_i : densité de biomasse de végétation pour un prélèvement i (kg m^{-2}).

Le flux annuel par unité de surface (J) est donné par l'équation :

$$J = \frac{Ra_{\text{végétation}}}{Aa_{\text{sol}}}, \text{ exprimé en } \text{d}^{-1}.$$

Aa_{sol} : activité surfacique du sol (Bq m^{-2}).

$Ra_{\text{végétation}}$: taux de transfert surfacique à la végétation par an ($\text{Bq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$).

L'erreur liée à la détermination de la densité de la végétation est évaluée à 10 %.

Pour évaluer les transferts de radionucléides au lait, les coefficients $C_r(\text{lait})$ et C_{ft} sont calculés. C_r est le taux de transfert massique dans le lait.

$$C_r(\text{lait}) = \frac{AV_{\text{lait}}}{Am_{\text{fourrage}}}, \text{ exprimé en kg L}^{-1}.$$

AV_{lait} : Activité volumique dans le lait (Bq L^{-1}),

Am_{fourrage} : Activité massique du fourrage (Bq kg^{-1}).

C_{ft} est le coefficient de transfert au lait, tenant compte de l'activité ingérée :

$$C_{ft} = \frac{AV_{\text{lait}}}{R_{\text{fourrage}}}, \text{ exprimé en d L}^{-1}.$$

AV_{lait} : Activité volumique dans le lait (Bq L^{-1}),

R_{fourrage} : activité quotidienne ingérée (Bq d^{-1}). Ce coefficient est calculé à partir de l'activité dans le fourrage ($\text{Bq kg}^{-1} \text{MS}$) et de la quantité de fourrage ingérée par jour (kg d^{-1}).

Deux coefficients sont déterminés pour exprimer les transferts de radionucléides du lait aux produits laitiers. Il s'agit du facteur de transformation (P_f) :

$$P_f = \frac{Am_{\text{produit laitier}}}{Am_{\text{lait}}}$$

$Am_{\text{produit laitier}}$: activité massique dans les produits laitiers ($\text{Bq kg}^{-1} \text{MF}$),

Am_{lait} : activité massique dans le lait ($\text{Bq kg}^{-1} \text{MF}$).

Le deuxième coefficient est nommé facteur de rétention (F_r), exprimé par la relation :

$$F_r = \frac{Am_{\text{produit laitier}}}{Am_{\text{lait}} \times P_e}$$

$Am_{\text{produit laitier}}$: activité massique dans les produits laitiers ($\text{Bq kg}^{-1} \text{MF}$),

Am_{lait} : activité massique dans le lait ($\text{Bq kg}^{-1} \text{MF}$),

P_e : facteur d'efficacité de transformation, soit le ratio entre le poids frais de l'aliment fabriqué et le poids du matériel brut original. Ce facteur s'apparente dans le cas de la fabrication du fromage, au rendement fromager. P_e est caractérisé dans cette étude en utilisant la concentration en Ca dans les divers matrices comme :

$$P_{e_{\text{fromage}}} = \frac{[Ca_{\text{lactosérum}}] - [Ca_{\text{fromage}}]}{[Ca_{\text{lactosérum}}] - [Ca_{\text{lait}}]}, \text{ pour le transfert aux fromages.}$$

$$P_{e_{\text{lactosérum}}} = \frac{[Ca_{\text{fromage}}] - [Ca_{\text{lactosérum}}]}{[Ca_{\text{fromage}}] - [Ca_{\text{lait}}]}, \text{ pour le transfert au lactosérum.}$$

D/ Méthodes d'acquisition des facteurs de sensibilité

A chaque maillon de la chaîne de transfert, des facteurs de sensibilité de l'environnement ont été retenus d'après la synthèse bibliographique exposée dans le Chapitre 1.

D/1 Transfert sol-végétation prairiale

D/1.1 Paramètres climatiques

Trois données climatiques sont prises en compte dans cette étude : les températures moyennes quotidiennes, les précipitations moyennes quotidiennes ainsi que l'ensoleillement moyen quotidien de l'année 2007. Ces données sont issues des stations *Météo France* les plus proches des stations étudiées ou situées autant que possible dans le même contexte bioclimatique. A partir des données brutes, trois valeurs moyennes sont calculées en fonction de la date de prélèvement, 30 jours avant le prélèvement, 60 jours et 90 jours.

D/1.2 Paramètres physico-chimiques des sols

D/1.2.1 Analyse granulométrique

La texture des horizons de sol est évaluée grâce à la méthode normalisée de la pipette Robinson permettant une analyse granulométrique (Norme X31-107, AFNOR, 1996). Cette méthode se base sur la sédimentation par gravité des particules, selon la loi de Stokes (Pansu et Gautheyrou, 2006). Ces analyses, réalisées sur le premier horizon des sols des sites définis, sont effectuées au Laboratoire d'Analyses des Sols (LAS/INRA, Arras).

B/1.2.2 Analyse minéralogique des fractions inférieures à 2 μm des sols

Différentes étapes permettent l'analyse des types d'argile contenus dans la fraction inférieures à 2 μm . Une première étape consiste à laver l'échantillon afin de permettre la défloculation des argiles. La suspension est centrifugée à 2500 trs min^{-1} pendant 10 minutes. De l'acide chlorhydrique dilué à 10 % est ajouté progressivement tout en agitant constamment pour éviter les surconcentrations locales. Cette étape permet la décarbonatation des échantillons. La suspension est ensuite chauffée au bain-marie à 70°C et le peroxyde d'hydrogène (30 % - Rotipuran / Pour analyses - ROTH) est ajouté progressivement afin de détruire la matière organique. Cette étape est réalisée en agitant constamment pour éviter les surconcentrations locales. L'extraction de la fraction argileuse à partir d'une suspension dans l'eau est basée sur la loi de Stokes.

L'extraction de la fraction inférieure à 2 μm est réalisée par sédimentation. Au bout de 100 min de sédimentation, les 2 cm du surnageant siphonnés correspondent à la fraction inférieure à 2 μm . Ces séparations et ces analyses sont réalisées au Centre de la Chimie de la Surface (CNRS/ULP, Strasbourg) à l'aide d'un diffractomètre RX Brüker (modèle D5000), en mode $\theta/2\theta$ (Balayage de 3 à 15° ou 3° à 30°, par pas de 0,02° d'une durée de 1 s, anticathode Cu, 40 kV - 30 mA).

D/1.2.3 Méthode d'évaluation de la matière organique

La matière organique est évaluée grâce la mesure de la quantité de carbone (Baize, 1988). La méthode consiste à prélever une aliquote de sol de 5 à 10 g préalablement séché. L'échantillon est pesé et placé pendant 12 h dans un four à 550°C. Celui-ci est alors pesé à nouveau et la différence exprime la portion de matière organique décarboxylée. A partir de 550°C il est estimé que 90 % du carbone organique est oxydé (Pansu et Gautheyrou, 2006). Cette méthode est adaptée de la norme NF ISO 10694 (ISO, 1995). Ces analyses, réalisées sur le premier horizon des sols (0-5 cm), sont effectuées au Laboratoire d'Analyse des Sols (LAS/INRA, Arras).

D/1.2.4 Détermination du pH_{eau} et pH_{KCl}

Le pH_{eau} est mesuré en utilisant la norme X-31-103 dans les laboratoires de l'IRSN Cadarache (AFNOR, 1996). Le pH, avec l'eau, ne rend pas compte de l'acidité totale. Le pH ainsi déterminé ne tient pas compte des protons et des formes de l'aluminium fixées sur le complexe adsorbant qui représentent l'acidité potentielle. Afin de compléter cette première détermination, on réalise également une mesure en présence de KCl 1 mol L⁻¹ (pH_{KCl} , Pansu et Gautheyrou, 2006).

D/1.2. Détermination de la CEC et de cations échangeables

La Capacité d'Echange Cationique (CEC) ainsi que trois cations extractibles (Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+) sont déterminés en utilisant la norme NF X31-130 (AFNOR, 1996). Ces analyses, réalisées sur le premier horizon des sols des sites définis, sont également effectuées au Laboratoire d'Analyse des Sols (LAS/INRA, Arras). La méthode au chlorure de cobaltihexammine est effectuée pour ces analyses. Le sol est saturé par les cations cobaltihexammines $\text{Co}(\text{NH}_3)_6^{3+}$ en excès. La CEC est calculée par la différence entre la quantité de cations adhérents et la quantité remis en solution. Cette méthode modifie peu le complexe adsorbant, en particulier le pH, et est particulièrement adaptée pour la comparaison de sols à pH variés.

D/1.3 Paramètres liés à la végétation prairiale

D/1.3.1 Données floristiques

Les zones de moyenne montagne à vocation essentiellement laitière comme le Jura ou le Puy-de-Dôme sont dominées par les prairies permanentes. Celles-ci se caractérisent par un certain nombre de groupement herbacé de composition floristique variable, à destination fourragère (Jeangros et *al.*, 1994). La démarche naturaliste, basée sur un inventaire exhaustif des espèces rencontrées, vise à comprendre la dynamique de l'installation, des interactions et de l'évolution du couvert botanique prairial, avec l'objectif d'une typologie basée sur la classification phytosociologique des groupements. Les relevés sont effectués selon les méthodes de la phytosociologie sigmatiste. L'inventaire exhaustif des espèces se base sur le principe de l'aire minimale, délimitée selon la courbe aire-espèces (Figure 2-4).

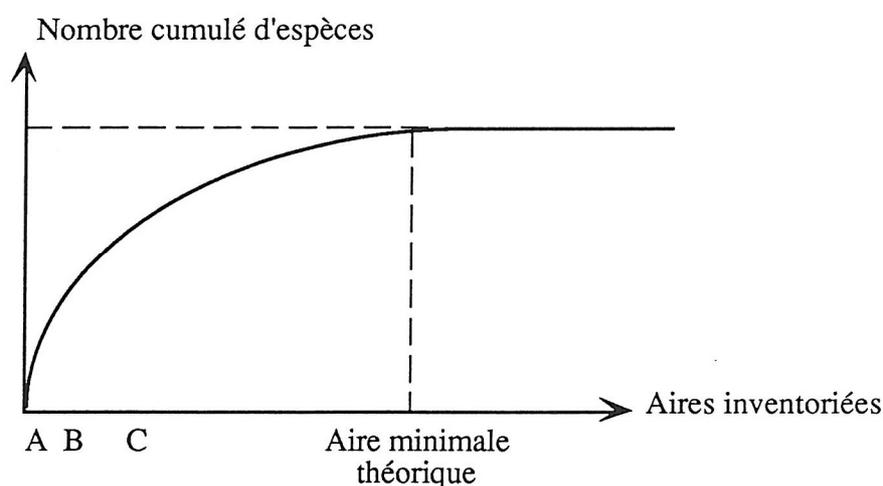


Figure 2-4 : Nombre d'espèces en fonction de l'aire inventoriée.

Cette courbe représente le nombre cumulé d'espèces que l'on trouve sur des surfaces croissantes. L'aire minimale théorique est atteinte lorsqu'aucune espèce nouvelle n'est déterminée.

L'inventaire des espèces se fait par une observation détaillée de toute la surface des 16 premiers m² (Tableau 2-1). Puis, le reste de la station est parcouru sur une surface d'environ 100 m² pour s'assurer de l'absence d'espèces nouvelles non inventoriées. Les espèces situées en marge de la station (bordures, lisières, clôtures, passage d'engins agricoles,...) ne sont pas prises en compte dans le cortège floristique de la prairie inventoriée.

Aire	Surface
A	$s = 1 \text{ m}^2$
B	$2 s = 2 \text{ m}^2$
C	$4 s = 4 \text{ m}^2$
D	$8 s = 16 \text{ m}^2$ (extension proche)
E	$16 s \Rightarrow 16 \text{ m}^2$ (extension lointaine)

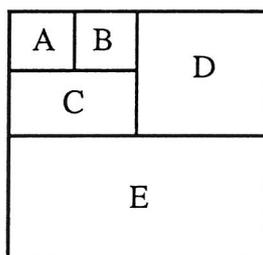


Tableau 2-1 : Surface des classes de prospection lors d'un inventaire exhaustif.

A l'inventaire exhaustif s'ajoute la description de la structuration horizontale de la strate herbacée, selon les coefficients d'abondance-dominance et de sociabilité de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1951). Le coefficient d'abondance-dominance (Ab/d) tend à décrire le plus précisément possible le nombre d'individus de l'espèce et son recouvrement (projection au sol des parties aériennes) par unité de surface. Ce coefficient de recouvrement est l'alternative phytosociologique aux méthodes agronomiques dites de l'anneau, de la poignée ou des points quadrats (Bidault et *al.*, 1990). Pour chaque espèce, le coefficient d'abondance-dominance estimé a été attribué ainsi :

Coefficient d' Ab/d	Recouvrement par unité de surface et nombre d'individus
5	recouvrement de 75 à 100 %, nombre quelconque d'individus
4	recouvrement de 50 à 74 %, nombre quelconque d'individus
3	recouvrement de 25 à 49 %, nombre quelconque d'individus
2	recouvrement de 5 à 24 %, nombre quelconque d'individus
1	espèce abondante ayant un faible recouvrement, de 1 à 4 %
+	espèce peu abondante ayant un très faible recouvrement

Tableau 2-2 : Classes du coefficient d'abondance-dominance de Braun Blanquet (Braun-Blanquet, 1951).

Le coefficient de sociabilité exprime la manière dont les individus d'une espèce se répartissent sur la station (Tableau 2-3).

Coefficient de sociabilité	Distribution des individus
5	peuplement très dense, en général peuplement monospécifique
4	individus regroupés en petites colonies
3	individus regroupés en troupes
2	individus regroupés en groupes
1	individus isolés

Tableau 2-3 : Classes du coefficient de sociabilité de Braun Blanquet (Braun-Blanquet, 1951).

Les espèces inventoriées dans diverses prairies permanentes sont souvent semblables (Daget et Poissonet, 1972). Une comparaison basée sur la présence ou l'absence des espèces ne permet pas

de différencier nettement les résultats. La contribution spécifique (CS), déterminée à partir des coefficients d'abondance-dominance, est utilisée (Braun-Blanquet, 1951). Elle traduit le recouvrement de l'espèce considérée, rapporté à la somme des recouvrements de toutes les espèces.

$$CS = \frac{Ab / d \text{ Espèce}}{\sum Ab / d} \times 100$$

Pour effectuer ces calculs, nous avons pris pour chaque coefficient d'abondance-dominance un recouvrement correspondant à la moyenne de la classe (Putot, 1975) :

Coefficient d'abondance-dominance (Ab/d)	Recouvrement
5	88 %
4	63 %
3	38 %
2	15 %
1	3 %

Tableau 2-4 : Recouvrement moyen par classe de coefficient d'abondance-dominance. La traduction numérique du coefficient « + » n'est pas prise en compte dans cette étude.

Les relevés sont réalisés au printemps 2008 (juin), sur les UCS des sites choisis. Nous avons inventorié indistinctement prairies de fauches, pâtures et communaux selon les cas considérés.

D/1.3.2 Analyses du potassium-40 dans la végétation

La mesure en potassium-40 dans la végétation prairiale est un indicateur de l'absorption de cet élément, qui est en outre un analogue chimique au césium. Le potassium 40 est mesuré systématiquement par spectrométrie γ (1460,8 keV). Ces mesures sont effectuées au Laboratoire de Mesure de la Radioactivité dans l'Environnement (IRSN/LMRE, Orsay).

D/1.3.3 Mesures γ sur des espèces spécifiques

Des prélèvements d'espèces végétales majoritaires et ubiquistes sont réalisés dans certains sites représentatifs. Le choix de ces sites est effectué à l'issue de la réalisation de la carte pédologique et sur la base des sols majoritaires dans chacune des régions. Compte-tenu des quantités minimum nécessaires pour la mesure, le prélèvement s'effectue sur l'ensemble de l'unité définie. Cette campagne spécifique est réalisée en juin 2008. Des analyses de l'activité en ^{137}Cs sont réalisées dans ces échantillons.

D/1.4 Paramètres liés à l'adhésion de particules de sol sur la végétation

Sur chaque site et point de prélèvement est notée qualitativement la présence de particules de sol adhérees sur la végétation prairiale. Cet indice visuel est noté de 0 à 5 (5 correspondant à une présence importante de sol sur la prairie). En complément, des éléments lourds, peu mobiles et peu transférés à la végétation par voie racinaire, sont également analysés dans la végétation et le sol. Il s'agit du titane (Ti) et du thorium (Th). Les analyses de Ti et Th stables sont réalisées au Centre de la Chimie de la Surface (CNRS/ULP, Strasbourg) sur un panel d'échantillons représentatifs des 3 régions étudiées.

Un descendant du thorium-232 (^{232}Th) est mesuré en spectrométrie γ . Il s'agit du ^{228}Ac (Figure 2-5). Nous utiliserons également ce traceur pour estimer la quantité de sol adhééré sur la végétation.

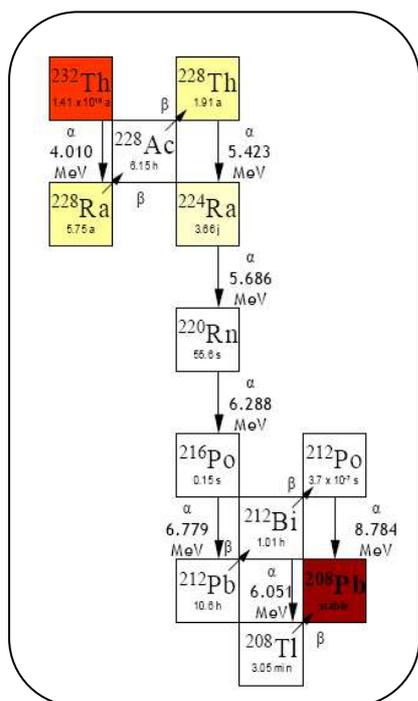


Figure 2-5 : Chaîne de désintégration du thorium-232. L'actinium-228 est un descendant radioactif du thorium.

D/1.5 Paramètres liés aux pratiques agricoles

Sur chaque station, les quantités et la qualité des amendements et des fertilisations sont renseignées. Ces informations sont notées dans une « fiche éleveur » où sont renseignées les données à la suite d'entretiens avec les éleveurs. Un exemple de fiche remplie est présentée en Annexe 2.

D/2 Transfert alimentation-lait

Pour le transfert alimentation-lait, trois types de facteurs de sensibilité de l'environnement sont pris en compte.

Il s'agit en premier lieu de la qualité de l'alimentation des bovins. La proportion des aliments consommés et l'estimation des apports d'aliments extérieurs sont évalués avec l'éleveur dans chaque station. Un deuxième paramètre concerne les proportions des races bovines dans

chaque station. En effet, suivant la race, les laits sont de composition différente. Ces informations sont répertoriées dans la « fiche éleveur » lors des entretiens (exemple en Annexe 2-2). Enfin, des analyses en ^{40}K et Ca sont réalisées dans les échantillons de lait ainsi que dans l'alimentation. Ces mesures sont effectuées respectivement au LMRE (Orsay) et au Laboratoire d'analyses des terres et des eaux (SCP_{id}, Aix-en-Provence).

D/3 Transfert lait-produits laitiers

Pour le transfert lait-produits laitiers, les minéraux analogues chimiques aux ^{137}Cs et ^{90}Sr (K et Ca) sont analysés dans le lait, les fromages et le lactosérum. Des mesures en ^{40}K et Ca sont ainsi réalisées respectivement au LMRE (Orsay) et au Laboratoire d'analyses des terres et des eaux (SCP_{id}, Aix-en-Provence).

E/ Analyses statistiques des données

Le domaine d'application fondamental de la statistique est la comparaison de un ou plusieurs individus, caractérisés par une seule et unique variable. La performance maximale est atteinte avec les tests paramétriques, c'est-à-dire lorsque la normalité des populations d'origine est vérifiée. Un défaut de normalité nécessite une batterie de tests non paramétriques, toujours moins puissants ou précis que les précédents en raison de la dispersion des données.

Dans le cas de plusieurs individus, la méthode la plus performante est l'analyse de variance à un critère de classification (test paramétrique). Elle permet la comparaison, pour chaque individu, de la moyenne des valeurs mesurées de la variable et la validation statistique ou non de différences significatives.

Ces analyses unidimensionnelles sont limitées à une seule variable. La multiplicité des variables caractérisant les individus nécessitent l'emploi de méthodes d'analyses multidimensionnelles. La comparaison de plusieurs individus, comme ici les stations, basées sur n variables, ne peut plus se faire dans un espace plan mais nécessite un espace à n dimensions.

L'objectif de ces méthodes est d'obtenir des représentations graphiques synthétiques de l'ensemble des données à partir du nuage de points de l'espace multidimensionnel. Le principe de l'analyse en composante principale est de trouver les axes d'inertie maximale du nuage de points (variables et individus), c'est-à-dire les axes contenant le maximum de l'information initiale apportée par le tableau de données. Le premier axe est calculé de telle façon que la somme des carrés des distances des points pondérés du nuage à lui-même soit minimum. Le premier axe passe donc par l'allongement maximum du nuage de points. Le second axe est orthogonal au premier, et - comme pour le premier axe - est calculé, tel que la somme des carrée des distances des points

pondérés du nuage à lui-même soit minimum. Et ainsi de suite, jusqu'à ce que l'on estime avoir « expliqué » par ces axes un pourcentage suffisant de l'inertie du nuage. On visualise le nuage en projetant les points sur des plans engendrés par l'association des axes factoriels (ou axes d'inertie ou facteurs) pris deux à deux, en commençant par les axes de plus grande inertie.

E/1 Analyse unidimensionnelle

Compte-tenu du faible nombre d'individus dans chaque échantillon lorsque qu'on effectue des comparaisons entre deux échantillons, des tests non paramétriques sont utilisés (la normalité et l'homocédasticité des variables n'étant pas vérifiée). Il s'agit des tests de Mann et Whitney et des rangs de Wilcoxon, lorsqu'il s'agit de comparer deux échantillons et respectivement quand les données sont appariés et non appariés. Lorsque plusieurs échantillons sont comparés, le test de Kruskal-Wallis est utilisé pour des échantillons non appariés.

E/2 Classification ascendante hiérarchique

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est utilisée quand on dispose d'un grand volume de données au sein duquel on cherche à distinguer les sous-ensembles homogènes, susceptibles de traitements et d'analyses différenciés. La classification est l'opération statistique qui consiste à regrouper des objets (individus ou variables) en un nombre limité de groupes, les classes (ou segments, ou *clusters*). La CAH produit des suites de partitions emboîtées d'hétérogénéités croissantes, entre la partition en n classes où chaque objet est isolé, et la partition en une classe qui regroupe tous les objets. La CAH est utilisable dès que l'on dispose d'une notion de distance (Tufféry, 2007). Ici, nous utiliserons l'inverse des probabilités (p) calculée par les tests unidimensionnels pour regrouper ou différencier les échantillons semblables ou non. On coupe alors à la distance $1/p = 20$.

E/3 Régression linéaire

Afin d'évaluer le lien entre les facteurs de sensibilité et les indicateurs, des régressions linéaires sont effectuées. La corrélation des rangs de Spearman est évaluée afin de traduire statistiquement la relation linéaire.

E/4 Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'analyse en composantes principales, basée sur la métrique euclidienne, est utilisée dans cette étude. Elle présente le double avantage d'étudier la répartition des individus (groupes) et la

structure des variables associées. L'objectif de cette analyse est de transformer les variables quantitatives initiales (ici les facteurs de sensibilité), plus ou moins corrélées entre elles, en nouvelles variables quantitatives synthétiques, non corrélées, appelées composantes principales. L'ACP recherche la première composante principale (axe 1), ou combinaison linéaire des variables initiales pour laquelle la variance des individus est maximale, sur laquelle la projection du nuage des individus (ici les sites) est la moins déformée. Ce premier axe présente donc la proportion la plus grande de la variation totale des individus. L'analyse recherche ensuite une seconde composante principale qui représente une part de la variation non expliquée par le premier axe. Cette deuxième composante, non corrélée avec la première, est elle aussi une combinaison linéaire des variables initiales. Le processus se déroule jusqu'à la $x^{\text{ème}}$ composante ($x^{\text{ème}}$ variable) pour représenter la totalité de la variation du nuage. Les représentations graphiques sont les projections du nuage des individus sur les axes principaux (les premiers axes ou axes principaux apportant le maximum d'informations). Les calculs d'ajustement utilisés pour décrire individus et variables sont basés sur des propriétés d'algèbre linéaire (distance euclidienne). Afin de faciliter les calculs, les données initiales sont centrées réduites. L'interprétation de l'ACP est fondée sur plusieurs éléments fournis par le calcul. La contribution à la variation totale de la variance (pourcentage expliqué par chacune des composantes principales) permet de ne retenir que les axes factoriels intéressants. Enfin, on considère le nuage des individus dont l'étude se fait par référence à l'interprétation des axes opérés précédemment.

L'ensemble des analyses statistiques est réalisé en utilisant les logiciels R© (*R development core team*, 2004) et *KyPlot*© (v2.0).

Choix des stations et des sites d'étude à partir de la variabilité des facteurs du milieu

Trois régions d'étude, représentant trois terroirs, ont été sélectionnées. Il s'agit des régions Charente, Puy-de-Dôme et Jura. L'objectif principal de ce chapitre est de définir la zone de production fromagère en décrivant les variabilités géologiques, topographiques et climatiques afin de choisir les stations et fermes à étudier. De la même façon au sein des fermes, les sites d'échantillonnage sont choisis à l'issue de la description des variabilités pédologiques des parcelles pâturées et de la réalisation de cartes pédologiques.

A/ Les milieux naturels dans les zones de productions fromagères

A/1 Charente

A/1.1 Le bassin laitier du Coulommiers

Le bassin laitier du coulommiers du Groupement des LAiteries Coopératives Charentes-Poitou (GLAC) est constitué d'une surface comprenant douze départements, soit près de 82 000 km². L'essentiel de la collecte est effectué dans la région Poitou-Charentes (78 %, Figure 3-1). Dans cette étude, nous nous focaliserons sur cette région.

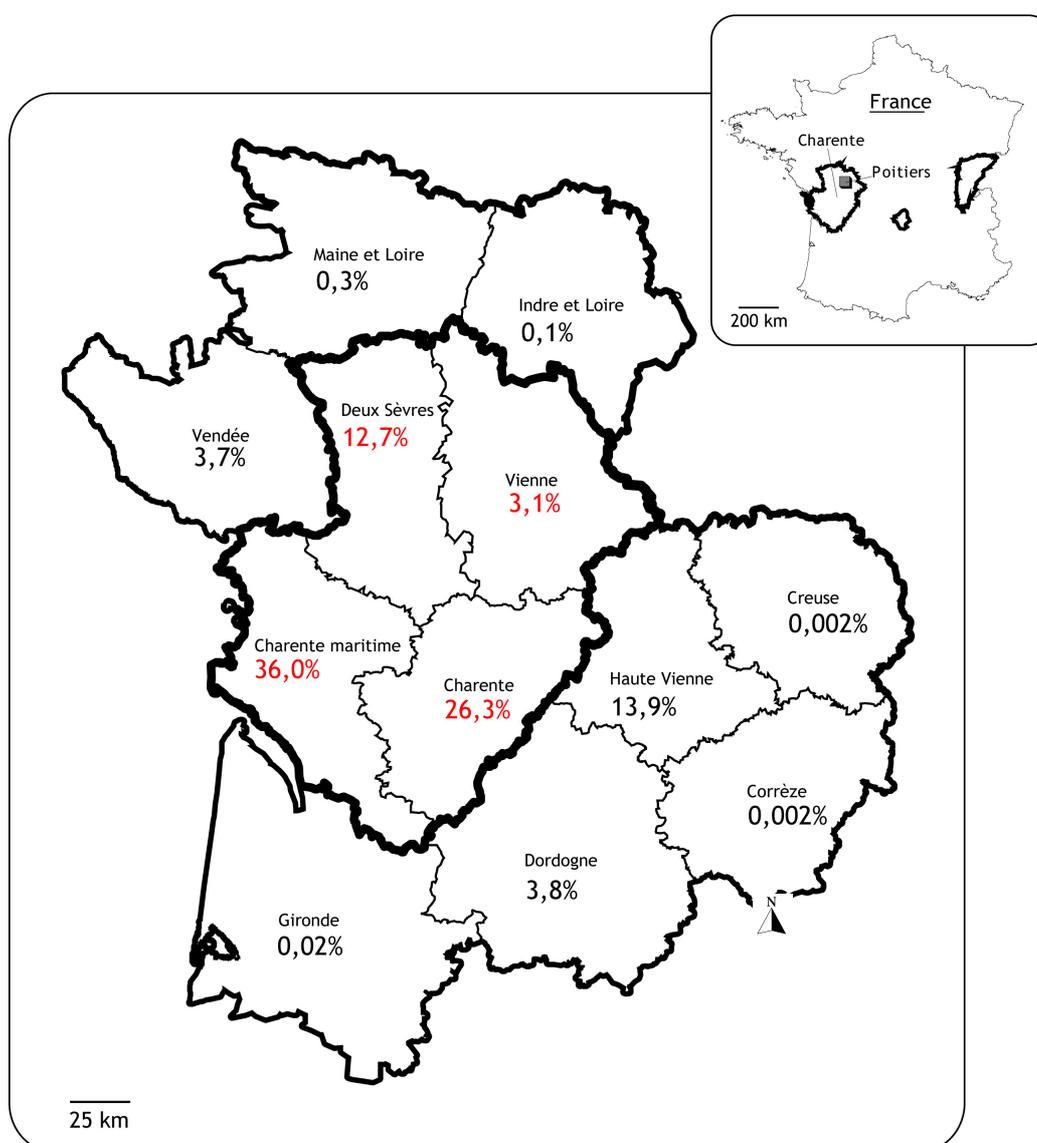


Figure 3-1 : Collecte laitière au sein du bassin laitier de la fabrication du coulommiers GLAC (en %) et de la région Poitou-Charentes (en gras).

A/1.2 Contexte géologique : une importante variabilité des terrains

Le contexte géologique de la région Poitou-Charentes est original : les roches qui y affleurent sont de nature, d'origine et d'âge extrêmement variés qui appartiennent à quatre principales unités géologiques : le Massif Armoricaïn (Massif Vendéen), le Massif Central (plateau du Limousin), le Bassin Parisien et Aquitain. Le Massif Armoricaïn et le Massif Central, composés de roches magmatiques et métamorphiques (granites et schistes), représentent les reliques de la chaîne Hercynienne. Les Bassins Parisien et Aquitain sont constitués de roches sédimentaires d'origine marine de l'ère Secondaire, qui communiquaient par l'intermédiaire d'un haut-fond, le Seuil du Poitou. L'essentiel des terrains rencontrés en Poitou-Charentes est constitué de roches sédimentaires (bancs de calcaires et de craies, de marnes et de sables, Figure 3-2).

En dehors des vallées, rares sont les endroits où la roche affleure directement. Le plus souvent, des dépôts meubles, centimétriques à métriques, recouvrent les formations géologiques énumérées plus haut. Les formations superficielles proviennent parfois directement de l'altération du substratum, c'est le cas notamment des arénites en pays cristallin. Dans d'autres cas, les formations de surface diffèrent plus ou moins des couches géologiques qu'elles recouvrent : limons des plateaux développés sur le versant méridional de la Vendée, argiles à silex, terrains de transport des plateaux (Gabilly et Cariou, 1978).

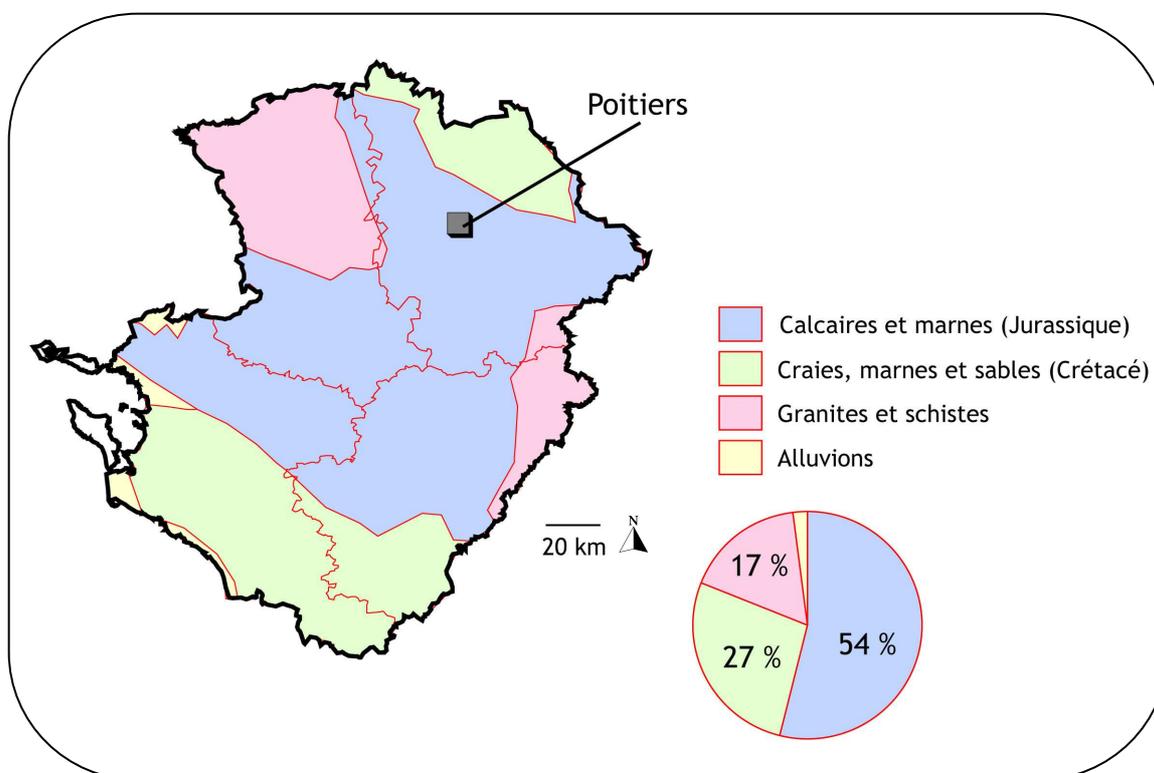


Figure 3-2 : Carte des terrains géologiques de la région Poitou-Charentes.

A/1.3 Contexte topographique : de faibles variations d'altitude

Le relief de la région Poitou-Charentes est peu marqué. L'altitude moyenne est de 166 m. Sur 71 % de ce territoire, correspondant aux zones sédimentaires et situées du nord au sud de la région (Figure 3-3), les altitudes sont comprises entre 50 et 200 m. Celles-ci sont plus élevées dans les contreforts du Massif-Central et du Massif Armoricaïn, situés respectivement à l'est et au nord-ouest de la région (altitude maximum de 977 m).

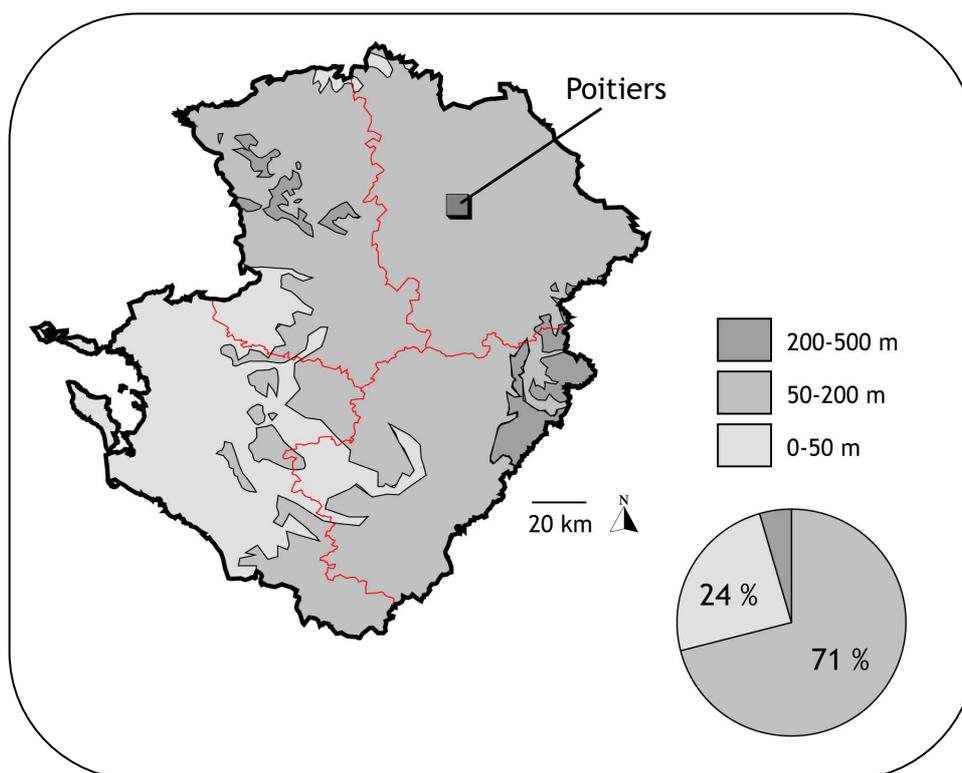


Figure 3-3 : Carte topographique de la région Poitou-Charentes.

A/1.4 Contexte climatique : un climat océanique à faibles précipitations

L'ouverture de la région Poitou-Charentes sur la façade atlantique laisse largement pénétrer les influences océaniques : la côte bénéficie d'un climat océanique caractérisée par des hivers doux, des printemps et des automnes cléments, et des chaleurs estivales tempérées par la brise de mer (température moyenne 6,5°C en hiver et 19°C en été, à La Rochelle). Le printemps et l'été sont relativement secs (minimum des pluies en juillet), l'automne et l'hiver sont plus arrosés (maximum des pluies en novembre). Le mois de janvier est le plus froid, celui de juillet le plus chaud. L'ensoleillement est exceptionnel, de l'ordre de 2 200 heures (2^{ème} région de France pour l'ensoleillement).

L'intérieur des terres bénéficie d'un climat océanique plus ou moins dégradé où les hivers sont plus rigoureux que sur la côte et les étés sont plus chauds. L'amplitude thermique entre le mois le plus froid et le mois le plus chaud est d'autant plus réduite que l'on se rapproche de l'océan. Les précipitations moyennes annuelles s'échelonnent entre 630 et 1050 mm (données Météo France). La partie nord-est est la zone la moins arrosée. Les pluies sont légèrement plus importantes en Charente (840 mm). La partie ouest des Deux-Sèvres, séparée de la Vendée par les hauteurs des Gâtines, bénéficie de précipitations plus importantes d'environ 900 mm (Figure 3-4).

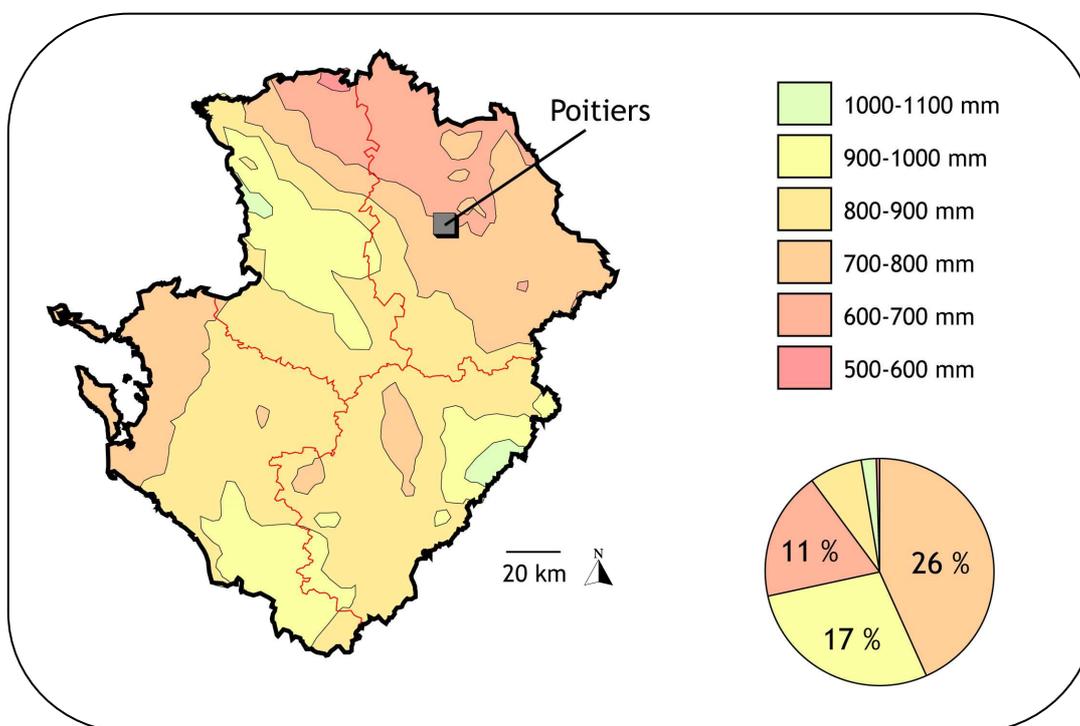


Figure 3-4 : Précipitations moyennes annuelles de la région Poitou-Charentes, données issues de méthodes de cokrigage Aurhély (Bénichou et Le Breton, 1987).

A/1.5 Choix des stations

En Charente, notre choix s'est porté sur la station de St-Laurent de Cérés où l'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr a été mesurée dans les années 1960 à 1990 par le SCPRI, puis l'OPRI.

Nous avons également choisi deux autres stations situées sur d'autres substrats géologiques. Il s'agit des sites d'Abzac et Curac, localisés, respectivement, sur une zone granitique et une zone calcaire (les stations sont notées par une lettre et un nombre, correspondants à la première lettre de la région et l'altitude de la station en m, Figure 3-5).

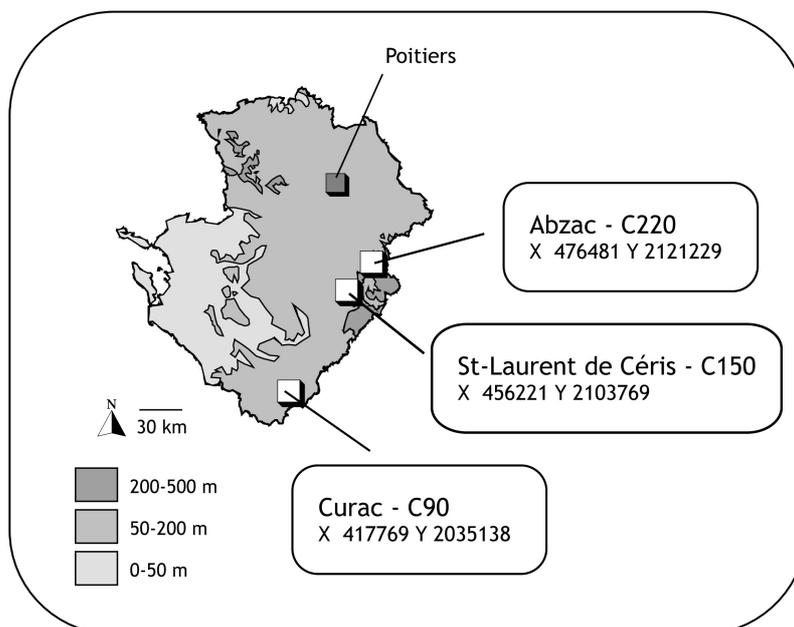


Figure 3-5 : Stations et fermes choisies en Charente (coordonnées Lambert II étendu, NTF).

A/2 Puy-de-Dôme

A/2.1 La zone AOP St-Nectaire

La zone de fabrication du Saint-Nectaire couvre une surface de près de 1900 km² dont les limites et l'AOP ont été juridiquement fixées le 1er décembre 1955. Cette Appellation d'Origine Protégée (AOP) est une des plus petites de France. A cheval sur les départements du Puy-de-Dôme et du Cantal, elle se trouve localisée autour du massif du Mont-Dore et déborde sur l'Artense et le Cézallier (Figure 3-6). Il existe dans cette zone 1187 producteurs dont 287 fabriquent le fromage à la ferme. Placée par son tonnage au 5^{ème} rang des 37 appellations fromagères françaises, c'est l'appellation représentant le plus gros volume de fabrication fermière : 5,4 tonnes par ferme et par an sont produites en 2001.

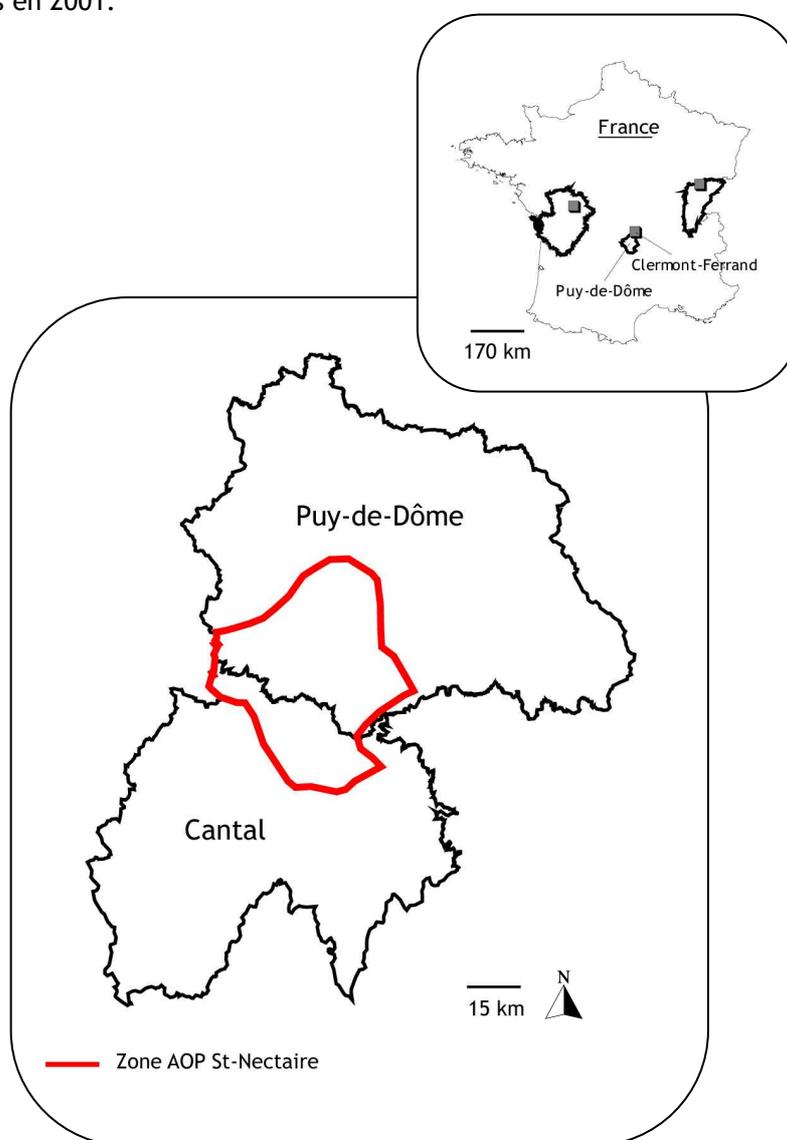


Figure 3-6 : Délimitation de la zone AOP St-Nectaire.

A/2.2 Contexte géologique : un volcanisme tertiaire et quaternaire

La zone AOP St-Nectaire est située sur le massif du Mont-Dore. Celui-ci est constitué d'un volcan qui s'inscrit dans une ellipse de 35 km (du nord au sud), sur 116 km (d'est en ouest), au sud de la chaîne des Puys. Il est inclus totalement dans le département du Puy de Dôme. C'est un édifice composite, un « strato-volcan ». Il existe en réalité deux strato-volcans séparés dans l'espace et dans le temps, le Mont-Dore *sensu stricto* et le Sancy (Antonetti et al., 2006).

Les laves des volcans d'Auvergne appartiennent aux séries dites « alcalines » dont la proportion de sodium et de potassium, par rapport au silicium, est relativement élevée. Les plus abondantes sont les basaltes, roches noires massives où on peut distinguer des phénocristaux de pyroxènes (noir brillant) et de péridot d'olivine jaune. Les leucobasaltes se caractérisent par un noir légèrement moins soutenu. On peut noter la présence de trachy-andésites, grises, dont certaines sont homogènes et poreuses. Les trachytes et les rhyolites sont encore plus claires, parfois vitreuses. Cette variation de teinte reflète la proportion décroissante des minéraux ferromagnésiens sombres (pyroxènes, amphiboles) et l'augmentation concomitante de feldspath clairs. Il faut joindre à cette liste sommaire, des laves à déficit de silice ou des felspathoïdes, qui remplacent en partie les feldspaths. Ce sont les basanites, les phonolites, ou plus accessoirement, les téphrites grises à hauyne. Autour du Mont-Dore, l'essentiel des constituants sont composés d'Ordanchites et de trachy-andésites et pyroclastites associées (De Puytorac et al., 1997). On constate la large domination des terrains volcaniques, présents à 53 %. La partie ouest du Mont-Dore montre des surfaces importantes de roches métamorphiques (Figure 3-7).

A/2.3 Contexte topographique : une zone d'altitude élevée

Etablie de part et d'autre du massif du Mont-Dore, la zone AOP St-Nectaire se situe à des altitudes élevées, souvent supérieures à 1000 m (Figure 3-8). Le Puy de Sancy, point culminant du massif, s'élève à 1885 m. L'altitude la plus basse de la zone se situe à 750 m.

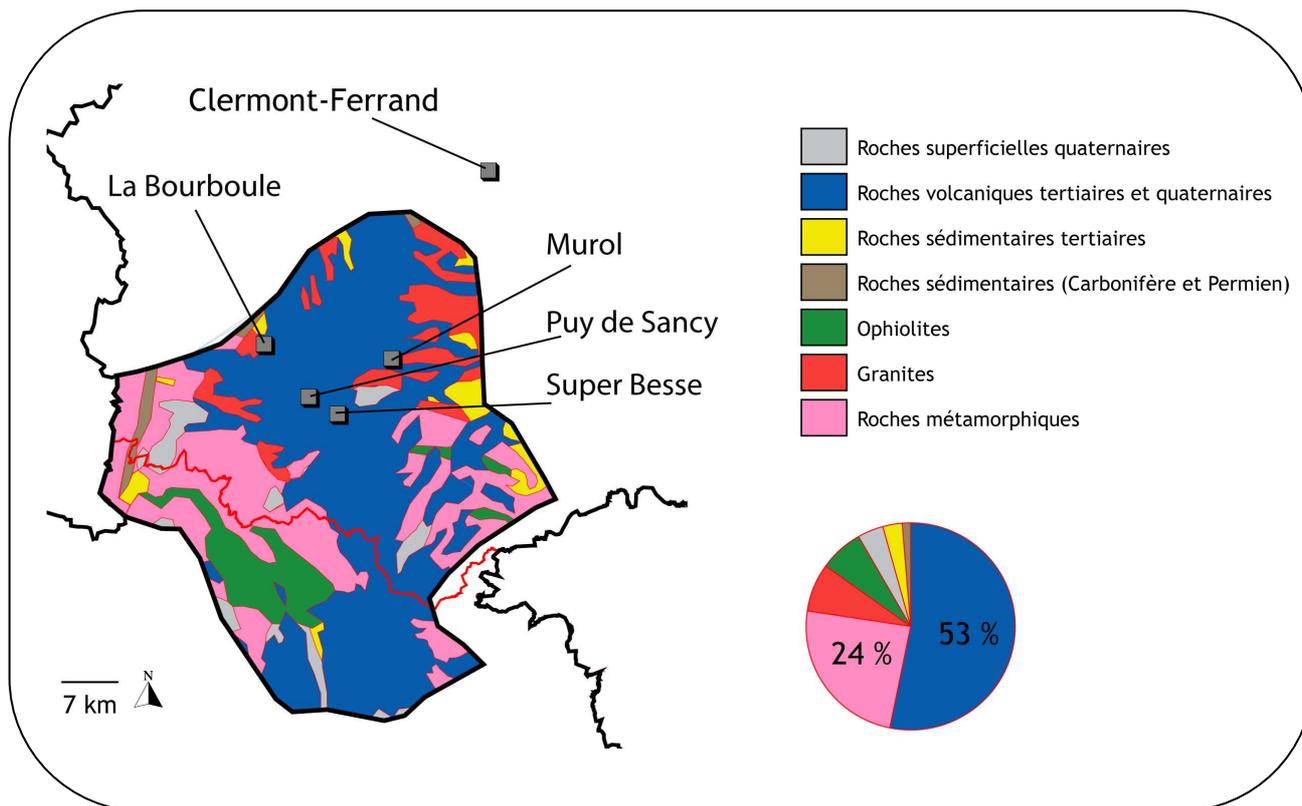


Figure 3-7 : Carte des terrains géologiques de la zone AOP St-Nectaire.

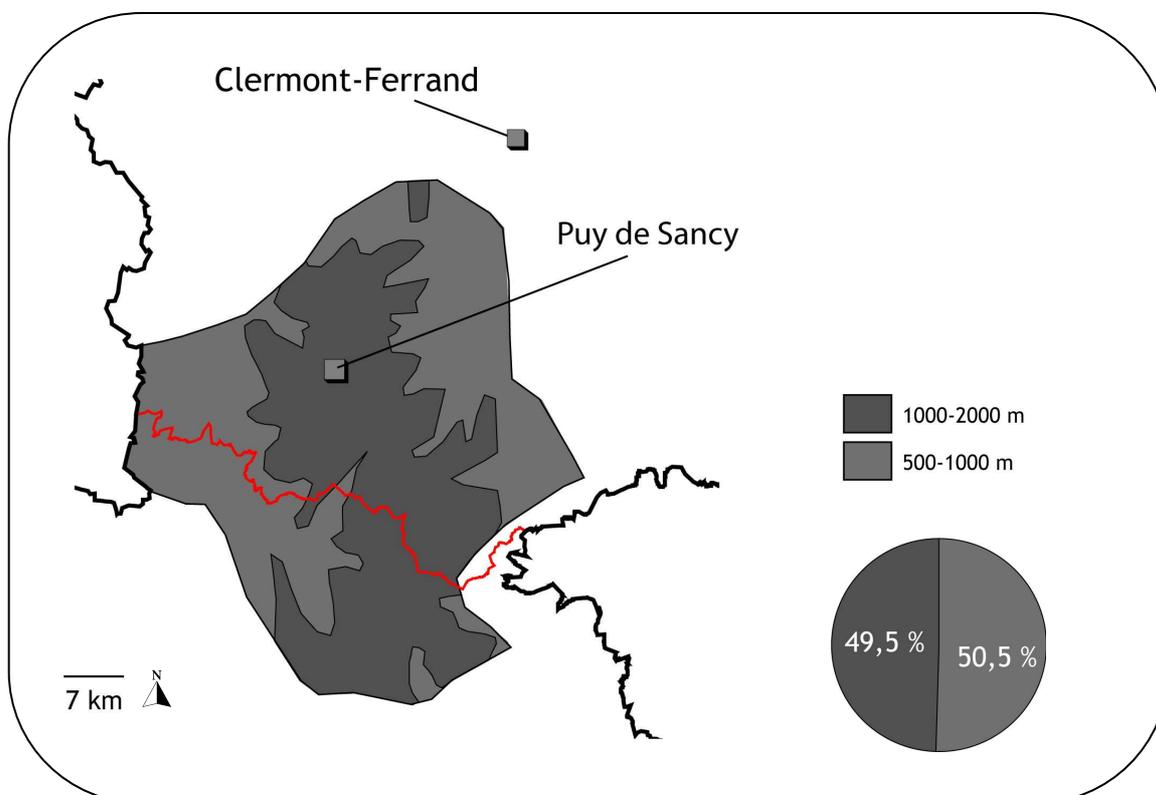


Figure 3-8 : Carte topographique de la zone AOP St-Nectaire (limite départementale en rouge).

A/2.4 Contexte climatique : une influence océanique et continentale

Au niveau régional, la limite occidentale du Limousin s'approche jusqu'à 130 km de l'Océan Atlantique ; la région Auvergne atteint au sud-est (massif du Mézenc) la ligne de partage des eaux avec la Méditerranée, située également à 130 km. *A priori*, on serait tenté de concevoir l'ensemble limousin et auvergnat comme une zone de partage entre climats océanique et méditerranéen. En fait, la répartition est des plus inégales : l'obstacle majeur de la barrière cévenole limite étroitement l'influence méditerranéenne à la frange sud-est du territoire. Le type océanique est donc largement dominant, mais vers l'intérieur, il est fortement mâtiné de climat continental, encore à cause du relief, qui est, en définitive, le grand régisseur du climat. La température moyenne en un lieu donné en dépend directement : elle descend de 0,6°C par 100 m d'altitude (De Puytorac et *al.*, 1997).

Deux types d'influence peuvent néanmoins être distingués :

- L'influence océanique concerne les plateaux occidentaux des massifs volcaniques (Dôme, Dore, Cézallier, Cantal). Leur situation en altitude et leur exposition aux vents dominants d'ouest jouent un rôle majeur sur la distribution des températures. Leurs valeurs moyennes annuelles, le plus souvent inférieures à 9°C vers 800 m d'altitude et 7°C au delà, suivent assez fidèlement les courbes des reliefs. L'orographie affecte également les précipitations, les principaux reliefs étant non seulement des îlots de fraîcheur mais également d'humidité. Ainsi, les précipitations, en dépit d'une altitude pourtant plus modeste, sont sensiblement identiques à celles que l'on peut rencontrer plus à l'est, sur les reliefs des Préalpes (le Mont-Dore : de 1600 mm à plus de 2000 mm par an). La répartition saisonnière des précipitations est irrégulière, avec cependant un minimum en été, un maximum en hiver sur les sommets, et en automne sur les plateaux (Antonetti et *al.*, 2006). Dans la zone ainsi délimitée, l'influence océanique persiste, mais n'est plus prédominante. Les massifs volcaniques occidentaux jouent si bien leur rôle de limite climatique qu'ils sont eux-mêmes fortement dissymétriques en ce qui concerne le régime pluvial. Les versants ouest du Mont-Dore, très arrosés, présentent un léger maximum hivernal ou automnal (caractère atlantique), alors que sur le versant est, on observe clairement un minimum en hiver (maximum en automne, voire en été comme à St-Flour) avec une pluviosité totale bien inférieure (De Puytorac et *al.*, 1997).

- l'influence continentale s'exerce dès les versants est « sous le vent » des massifs volcaniques occidentaux. Elle est caractérisée par un assèchement des masses d'air qui se détendent et s'échauffent en perdant de l'altitude. Cet effet de foehn favorise l'apparition progressive de la continentalité comme la tendance à la sécheresse hivernale et aux orages de fin de printemps et d'été en témoigne. Les bassins et fossés d'effondrement de la zone médiane, orientés perpendiculairement à la circulation des masses d'air, sont ainsi soumis à un régime continental marqué : les limagnes (région de Clermont-Ferrand) reçoivent ainsi moins de 700 mm par an. Les températures enregistrées confirment également cette tendance à la continentalité.

Leurs valeurs étant cependant plus douces qu'en altitude, on voit se renforcer les écarts thermiques saisonniers (De Puytorac et al., 1997; Antonetti et al., 2006).

Dans la zone AOP St-Nectaire, située sur le massif du Mont-Dore, le régime des précipitations est important et supérieur à 1200 mm par an sur 56 % du terroir. On note un gradient de pluviométrie sur les versants est et ouest (Figure 3-9).

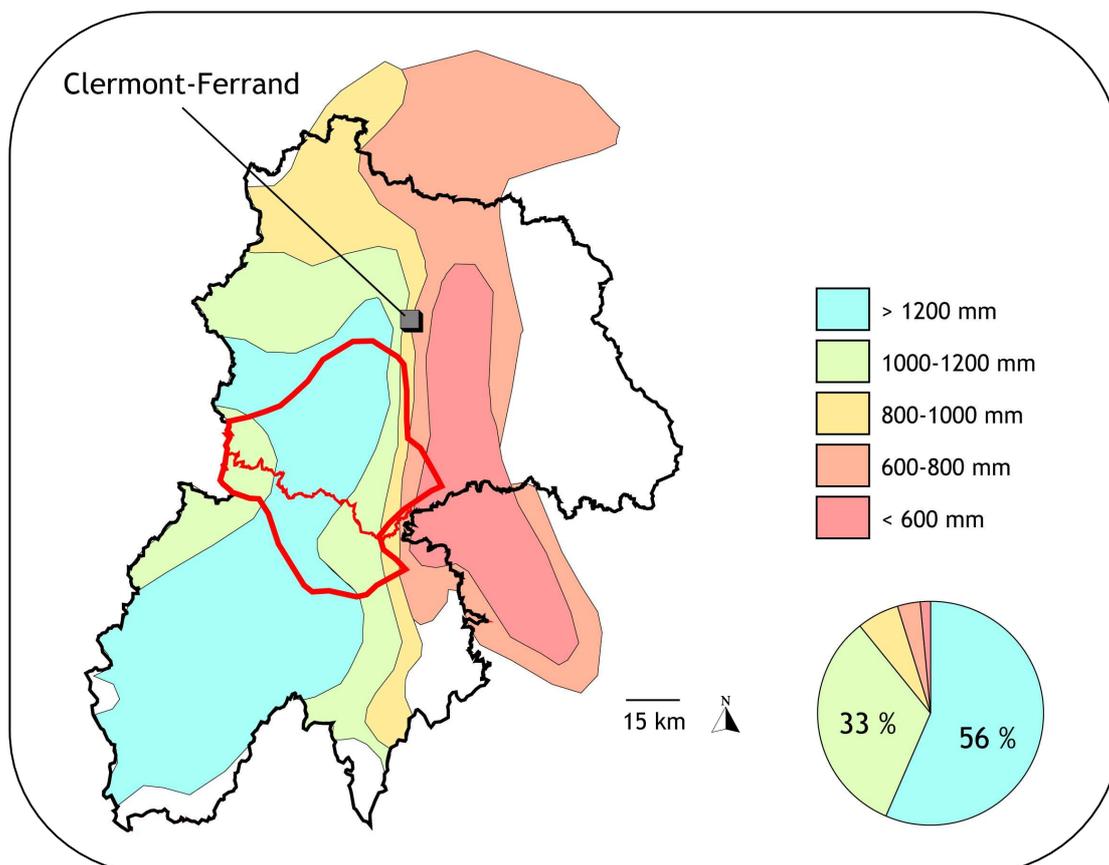


Figure 3-9 : Précipitations moyennes annuelles sur la zone AOP St-Nectaire, données issues de méthodes de cokrigage Auhély (Bénichou et Le Breton, 1987).

A/2.5 Choix des stations

Dans la zone AOP St-nectaire, notre choix s'est porté sur la station de Beaune-le-Froid où l'activité en ^{137}Cs et ^{90}Sr a été mesurée sur toute la chaîne de transfert visée, issue du programme OPERA (Observatoire PERmanent de la RAdioactivité de l'environnement).

Nous avons choisi deux autres stations situées à plus hautes et plus basses altitudes et représentatives de situations bioclimatiques différentes. Il s'agit des sites de Péalat et St-Diéry situés respectivement à 860 et 1140 m d'altitude (Figure 3-10).

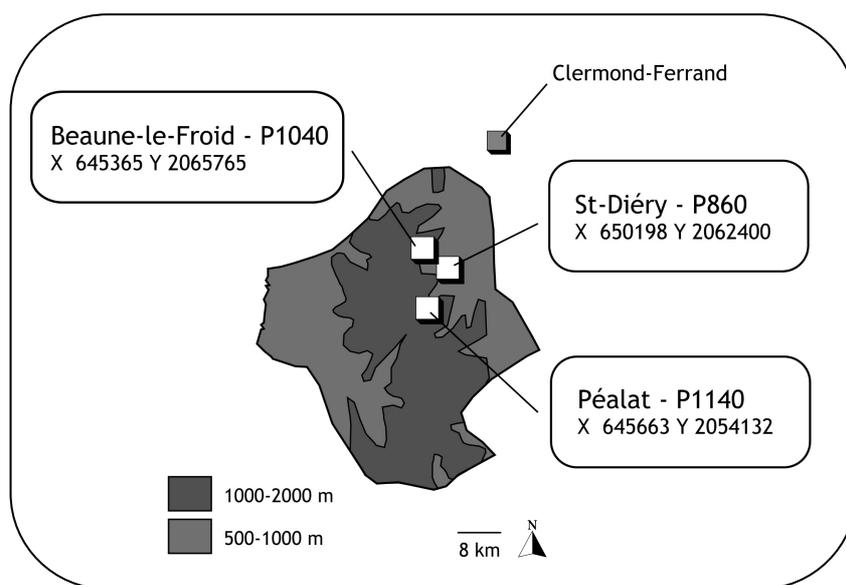


Figure 3-10 : Stations et fermes choisies dans la zone AOP St-Nectaire (coordonnées Lambert II étendu, NTF).

A/3 Jura

A/3.1 La zone AOP Comté

Le gruyère de Comté doit son nom à sa province d'origine, la Franche-Comté. La délimitation de la zone de production, fixée depuis 1958, s'inscrit dans une zone géographique et géologique homogène : le massif jurassien.

La zone est constituée de fruitières, ateliers de fabrication regroupant les laits des éleveurs dans un diamètre de 25 km. La zone comprend 3000 exploitations laitières pour 170 fruitières (Figure 3-11).

A/3.2 Contexte géologique : des roches sédimentaires carbonatées

La zone AOP Comté se caractérise par des terrains sédimentaires calcaires plus ou moins perméables appartenant à la chaîne du Jura (jurassique moyen et supérieur à 63 %, Figure 3-12).

Le massif apparaît comme un croissant montagneux à convexité tournée vers le nord-ouest, d'une longueur de 250 km et d'une largeur maximale de 65 km. Ce massif est bien individualisé par un contexte géomorphologique dépressionnaire constitué, à l'ouest, du bassin d'effondrement tertiaire et quaternaire de la Bresse, au sud, de la vallée de l'Isère et, à l'est, de la plaine mollassique Suisse s'amenuisant progressivement au sud-est en raison du contact de l'arc jurassien avec les massifs subalpins. Au nord-est, les plateaux de Haute-Saône assurent la transition progressive vers le bassin parisien. Cette plaine est constituée d'alluvions récentes qui recouvrent des dépôts continentaux datés du Pliocène masquant eux-mêmes les terrains secondaires.

Les roches jurassiennes trouvent leur origine dans la sédimentation de formation carbonatées au cours des époques jurassiques et crétacées. Une succession de séries transgressives et régressives d'intensité différente est à l'origine de modalités de dépôts distinctes, avec une sédimentation tantôt détritique, tantôt néritique ou tantôt lagunaire, d'où des dépôts calcaires de composition variable, conditionnant leur résistance à l'altération. L'altération associée à une tectonique mésozoïque restreinte à de simples oscillations de plateforme, est responsable de fortes variations de faciès, de lacunes ou de remaniements particulièrement nets au Jurassique moyen et supérieur.

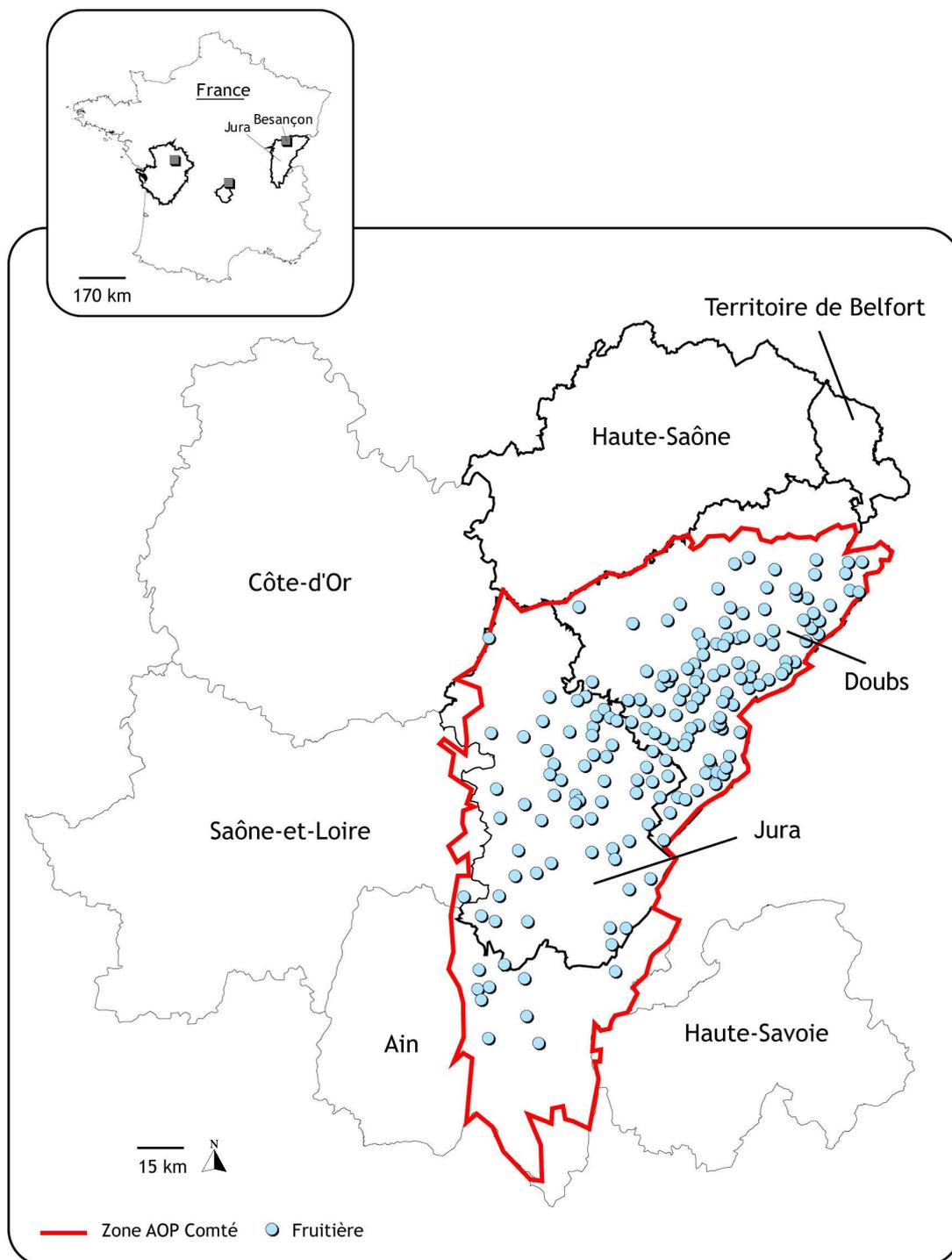


Figure 3-11 : Délimitation de la zone AOP Comté.

Les cycles orogéniques tertiaires sont à l'origine de l'individualisation du massif jurassien. L'Oligocène est marqué par d'importantes déformations des couches sédimentaires (plis, failles), touchant essentiellement la Haute-Chaîne et donnant au Jura son relief naissant. A la transition Miocène-Pliocène, une puissante orogénèse permet l'émergence du massif individualisé.

Entre les paroxysmes oligocène et fin miocène se situe une longue période d'altération et d'érosion touchant essentiellement le jura externe (miocène). L'altération y dissout des masses importantes de calcaires et libère les impuretés qui s'y trouvaient incluses (argiles à chailles et à silex de l'Argovien et argiles de décarbonatation des faciès plus purs du Jurassique supérieur). Les pulsations climatiques quaternaires, successions de périodes glaciaires et interglaciaires, apportent des dépôts morainiques importants. La dernière glaciation (Würm), laisse des traces plus visibles. Les variations sont responsables de la morphologie actuelle de la chaîne, mettant en relief les zones les plus dures et soulignant les traits majeurs de la structure, tout en conservant localement des témoins de surface antérieurement élaborés (Chauve, 1975).

Le Jura est ainsi une chaîne jeune, contemporaine des grands mouvements alpins. Elle comprend un domaine de plateau ou Jura externe, constitué d'un domaine subtabulaire peu déformé, séparé par des faisceaux (ou secteurs étroits et plissés) et un domaine plissé interne, la Haute-Chaîne (ou faisceau helvétique), formée par un faisceau d'ondulations serrées débordant en Suisse et qui vient se joindre aux Alpes dans sa partie méridionale.

A/3.2.1 Les plis ou faisceaux de plis du Jura externe

Cette série décrit un vaste arc de cercle entaillé par différentes vallées. On distingue du sud au nord, la succession suivante, compliquée de failles, d'intersections, de chevauchements et d'accidents tectoniques divers :

- l'extrémité septentrionale du faisceau lédonien qui chevauche le tertiaire bressan et présente un relief tourmenté dû à la dissection profonde des plis jusqu'aux niveaux marneux du Lias et du Trias supérieur,

- le faisceau de Quingey : il est orienté nord-sud à la suite d'une torsion du faisceau bisontin et relaye le faisceau lédonien au niveau de l'intersection avec le faisceau salinois qui traverse obliquement l'ensemble des plateaux internes en formant une ligne de crêtes situées entre 800 et 1000 m. Au niveau de cette zone de contact, culmine le Mont Poupet à 850 m d'altitude.

- le faisceau bisontin : il constitue un ensemble complexe parallèle à la vallée du Doubs à Besançon puis au niveau de Baume-les-Dames, où les anticlinaux sont séparés par une faille longitudinale. Les sommets dépassent rarement 600 m tandis que le Doubs coule à 250 m et que les plateaux situés au sud-est atteignent 400 à 450 m d'altitude.

- l'anticlinal de Clerval et celui du Lomont : ils forment un relief atteignant 850 m d'altitude et se terminent brusquement au niveau de Baume-les-Dames contre une faille méridienne.

Cette zone de plissements occidentaux ou faisceaux du Jura externe apparaît comme un ensemble de chapelets de brachyanticlinaux à noyaux de Trias, de Lias et de Jurassique moyen séparés par des bandes synclinales de Jurassique supérieur faillé.

A/3.2.2 Les plateaux

Cette zone du Jura tabulaire aux assises subhorizontales essentiellement calcaires est soumise à divers accidents tectoniques de style cassant et s'apparente à une région de causses en formation dont le système hydrologique souterrain est excessivement actif.

Cet ensemble comprend de part et d'autre du faisceau salinois :

- les plateaux externes ou premiers plateaux : les plateaux de Montrond (altitude 400 à 500 m) et d'Ornans, où les altitudes croissent d'ouest en est (550 à 700 m), sont séparés par un ensemble plissé constituant le faisceau de Mamirole. De grandes failles transverses recoupent l'ensemble des collines préjurassiennes au faisceau helvétique (décrochement de Pontarlier).

- les plateaux internes ou hauts plateaux : ces plateaux sont parcourus d'accidents tectoniques complexes qui délimitent, en progressant vers le nord-est, des compartiments constituant les sous-plateaux d'Amancey, Nozeroy, Frasné, Pontarlier, Morteau et Maîche dont l'altitude varie entre 700 et 1000 m.

A/3.2.3 Les faisceaux du Jura interne ou faisceau helvétique ou Haute-Chaîne

Dominant la plaine molassique suisse, le faisceau helvétique, le plus large de tous les faisceaux jurassiens, se compose d'un ensemble de plis parallèles qui se suivent d'une manière presque continue du nord vers le sud de la chaîne. Ces plis, resserrés dans le Jura septentrional, s'élargissent au niveau du Jura central pour donner de vastes synclinaux et des anticlinaux larges et souvent replissés (Risoux, Mont Tendre).

Cet ensemble de plis se présente comme une masse de Jurassique supérieur où s'enchâssent des chapelets de synclinaux amygdaloïdes à noyaux créacés séparés par des anticlinaux à noyaux jurassiques.

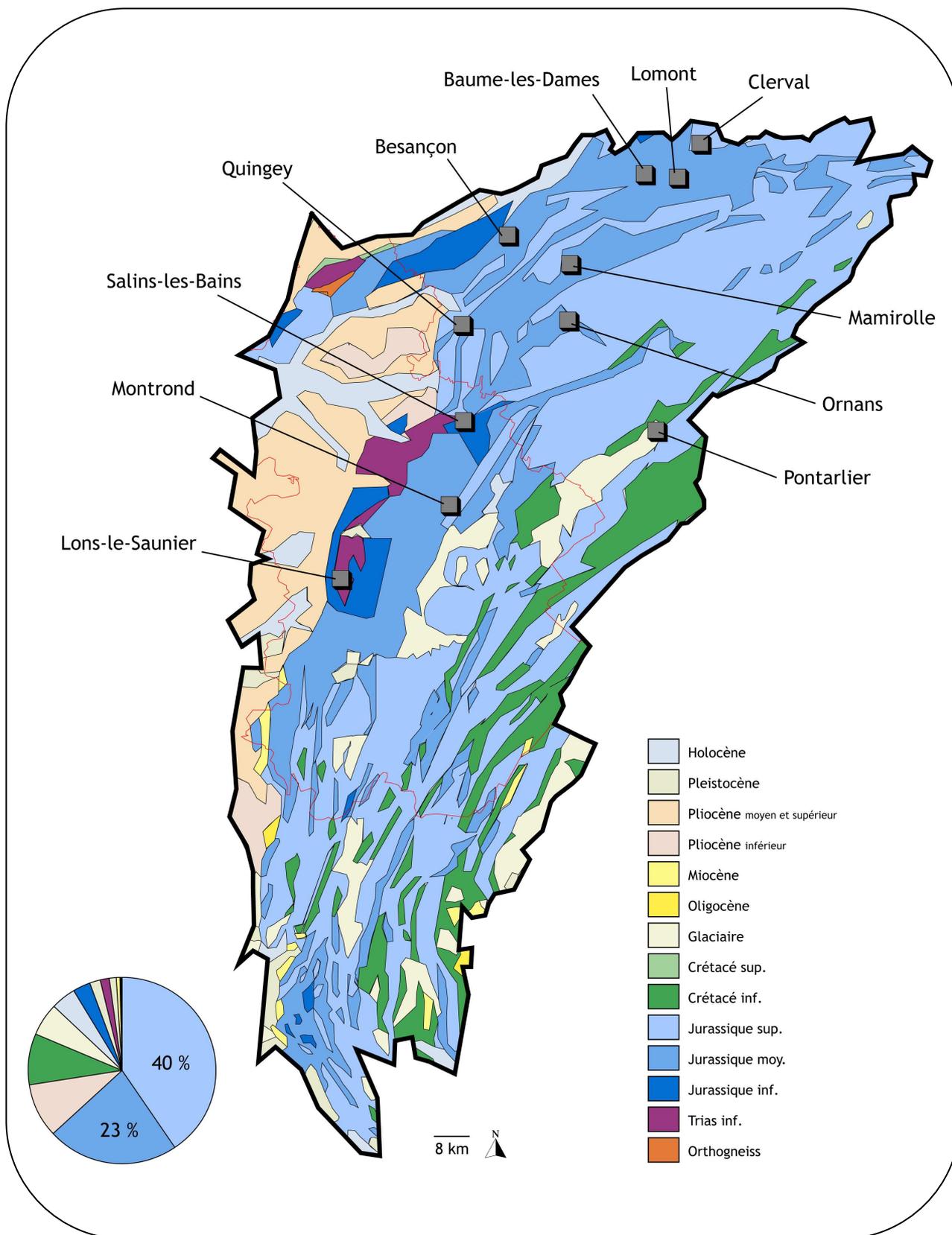


Figure 3-12 : Carte des terrains géologiques de la zone AOP Comté (Carte géologique de la France - BRGM 1/1 000 000, limite départementale en rouge).

A/3.3 Contexte topographique : des altitudes contrastées

Le massif jurassien induit un gradient altitudinal nord-sud. Les altitudes les plus faibles se situent au nord et dans la zone de plaine comprenant Besançon. Les sommets occidentaux culminent entre 1000 et 1200 m et ne dominent les plateaux internes que de 200 à 300 m. Les points culminants sont situés au sud, dans la Haute-Chaîne et constituent les Monts Jura (Crêt de la Neige, 1723 m).

On peut ainsi distinguer trois zones altitudinales distinctes en proportions quasi-équivalentes :

- une zone de plaine au nord, où les altitudes sont inférieures à 200 m (45 % de la surface),
- une zone de 1^{er} plateau avec des altitudes comprises entre 200 et 500 m (34 %),
- une zone de 2^{ème} plateau et la Haute-Chaîne, où les altitudes sont supérieures à 500 m (25 %, Figure 3-13).

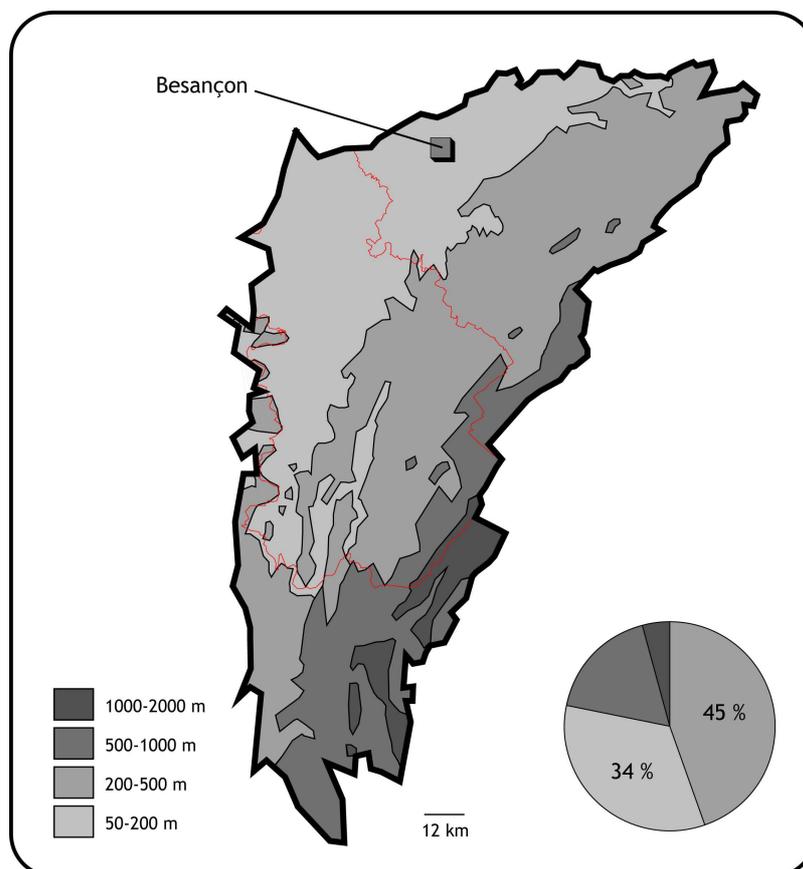


Figure 3-13 : Carte topographique de la zone AOP Comté (limite départementale en rouge).

A/3.4 Contexte climatique : une grande variabilité des étages bioclimatiques

Le climat du massif jurassien se singularise par une pluviosité abondante, répartie à peu près régulièrement sur toute l'année, sans que se dégage nettement la notion de saison, avec un léger maximum au printemps et en automne, traduisant une influence océanique et des températures extrêmement différentes, basses en hiver et relativement hautes en été, traduisant une influence continentale.

L'altitude, qui s'échelonne de 200 à 1500 m induit un gradient climatique qui se traduit par un abaissement de température évalué à 0,54°C et une augmentation de pluviosité de 170 mm pour une élévation de 100 m (l'humidité provenant de l'Atlantique est arrêtée par la Haute-Chaîne et se déverse sur le massif). La chaîne du Jura se divise ainsi en six zones climatiques, représentées sur la Figure 3-14, où sont consignées, pour chaque étage bioclimatiques, les fourchettes altitudinales ainsi que les températures et précipitations moyennes annuelles.

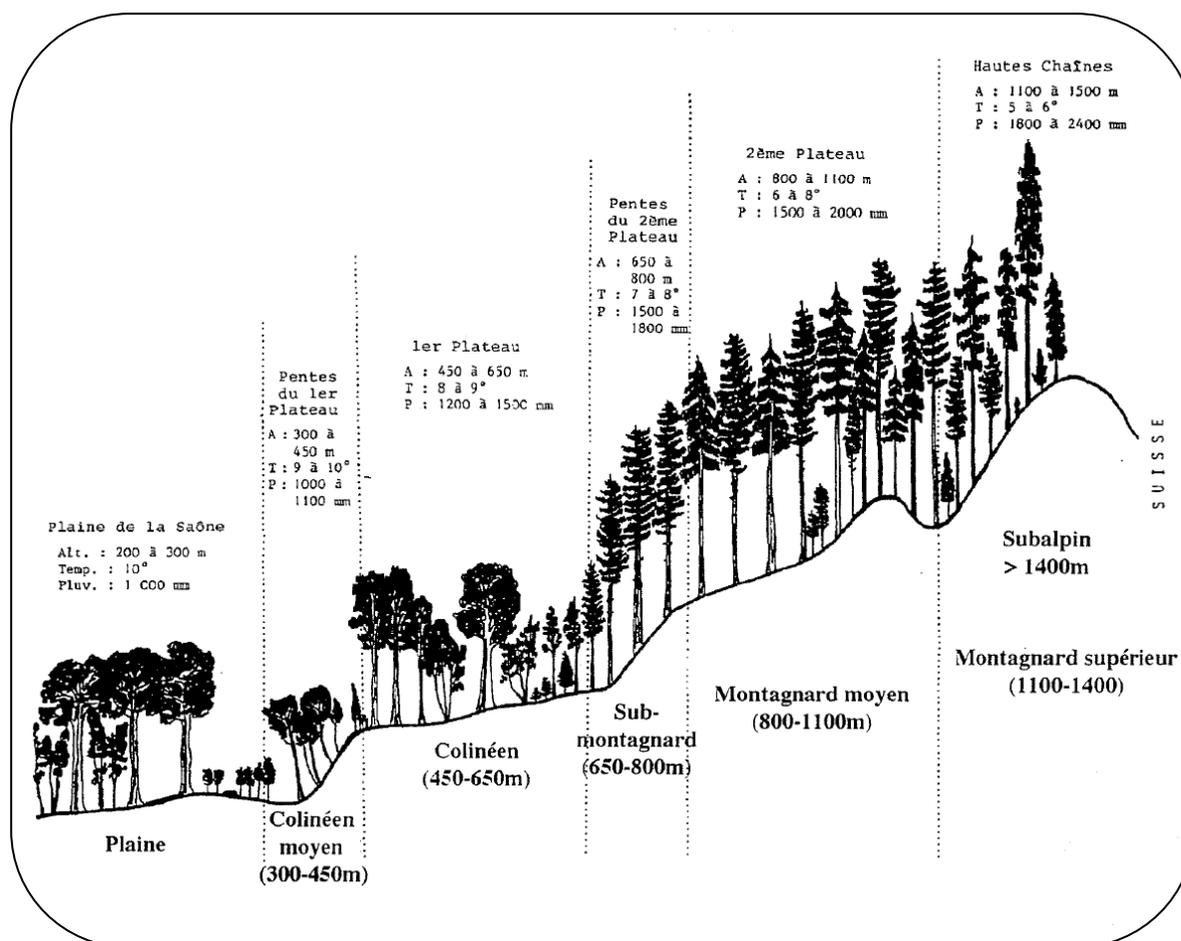


Figure 3-14 : Les étages bioclimatiques du domaine jurassien (ONF, 1980 et adapté par Monnet, 1996).

L'écart des moyennes annuelles entre la Haute-Chaîne et la plaine Saônoise dépasse 5°C, ce qui est considérable à l'échelle du massif et se traduit par une température moyenne mensuelle toujours supérieure à 0°C à l'étage collinéen et inférieure à 0°C pendant au minimum cinq mois à l'étage montagnard.

L'ensoleillement est de 1600 h par an à Pontarlier (second plateau) et de 1900 h à Besançon (plaine).

La Figure 3-15 présente les précipitations moyennes annuelles recueillies depuis 1960. Elles varient de 700 à 1600 mm par an et s'accroissent nettement avec le relief, au passage plateaux - Haute-Chaîne. Le tracé des isohyètes suit assez fidèlement les accidents topographiques majeurs. Les précipitations moyennes annuelles peuvent dépasser 2000 mm par an dans certains secteurs de la Haute-Chaîne. Les précipitations sont supérieures à l'évapotranspiration potentielle, toutefois, un déficit hydrique est possible certaines années. Leur fréquence semble en augmentation ces dernières années, notamment en plaine (Lucot, communication personnelle).

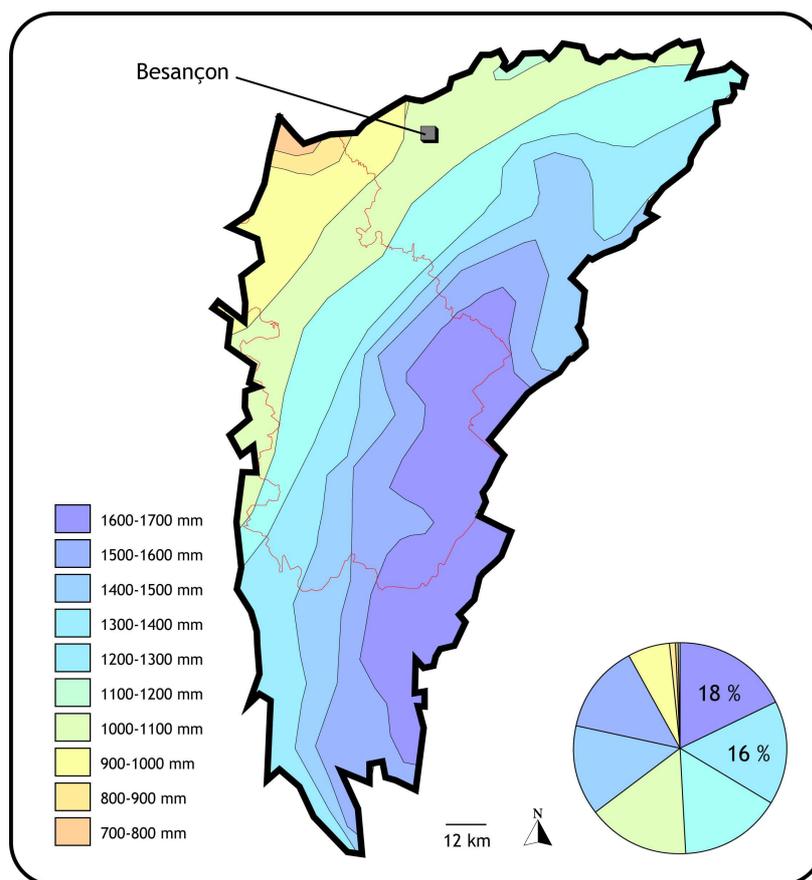


Figure 3-15 : Précipitations moyennes annuelles de la zone AOP Comté, données issues de méthodes de cokrigage Aurhély (Bénichou et Le Breton, 1987 - limite départementale en rouge).

Les jours d'enneigement, ainsi que les jours de gelée, sont nombreux aux étages submontagnard et montagnard. Dans la partie basse du massif jurassien (collinéen moyen), les précipitations sont faites surtout de pluies, plus rarement de neige ou alors la fusion nivale intervient très souvent entre deux chutes successives. Les brouillards y sont abondants, en particulier en automne. La variabilité interannuelle des précipitations, tant mensuelles qu'annuelles, est très importante dans cette région.

Le relief karstique, constitué de dépressions et de ressauts, modifie considérablement le climat général. La forme d'entonnoir fermé de la plupart des dépressions (combes, dolines) est à l'origine de véritables pièges où l'air froid s'accumule durablement faute d'exutoire, conditionnant une température constamment plus basse que sur les buttes voisines. Les zones sommitales sont libérées plus tôt de leur manteau neigeux qui subsiste plus longtemps dans les creux où le drainage des eaux froides et agressives issues de la fonte nivale s'accroît préférentiellement. Ainsi, d'un point de vue climatique, les écarts thermiques et le bilan hydrique opposent les deux situations. La conjonction de ces facteurs locaux détermine l'apparition de mésoclimats particuliers plus ou moins marqués, au sein du contexte climatique régional.

A/4 Choix des stations

Le massif jurassien se subdivise en trois grands domaines (la plaine, le 1^{er} plateau, le 2^{ème} plateau et la Haute-Chaîne), dont les climats diffèrent. Compte-tenu de la diversité des étages bioclimatiques rencontrés, 9 stations sont définies dans cette région. Il s'agit de :

- Moissey, Tourmont et Franois, en plaine (altitudes comprises entre 220 et 280 m),
- Doucier, Plasne et Silley, sur le 1^{er} plateau (altitudes comprises entre 520 et 620 m),
- Le Russey, Longchaumois et St-Antoine, sur le 2^{ème} plateau (altitudes de 890 à 980 m),

Figure 3-16).

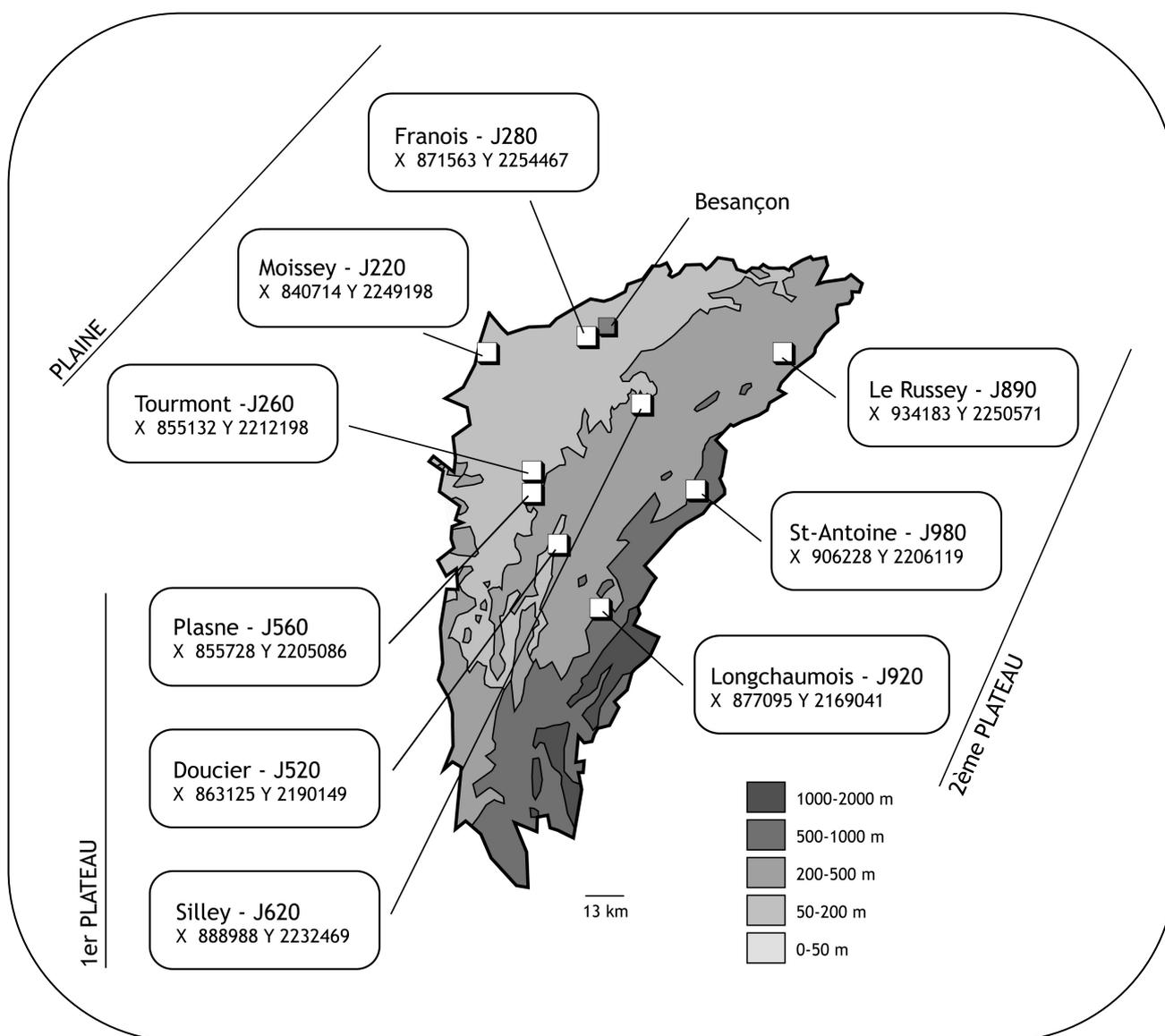


Figure 3-16 : Stations d'étude choisies dans la zone AOP Comté (coordonnées Lambert II étendu, NTF).

B/ Cartographie des types de sols des stations d'étude et choix des sites d'étude

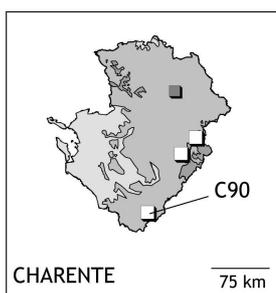
B/1 Charente

B/1.1 Curac (C90)

La station de Curac se caractérise par des sols calcimagnésiques allant des bruns calcaires aux rendzines (Figure 3-18). La genèse de ces types de sol est liée à la richesse en calcaire de la roche mère. En effet, la station de Curac est située sur la plate-forme nord-aquitaine, en limite des affleurements de calcaires marins de la fin du Crétacé et des dépôts silicoclastiques continentaux du tertiaire. La formation de Biron (C5bi), représentant 61 % des terrains rencontrés, est une alternance d'assises marneuses à glauconie et terriers et de calcaires crayo-marneux jaune verdâtre. Au sud, la formation de Barbézieux (C5ba), représentant 22 % des parcelles, est constituée de calcaires crayo-marneux grisâtres bioclastiques (Figure 3-17A). Ces roches sont tendres et favorisent le développement de cette famille de sols. Ceux-ci se caractérisent par un pH alcalin et d'une quantité importante de matière organique jusqu'en profondeur.

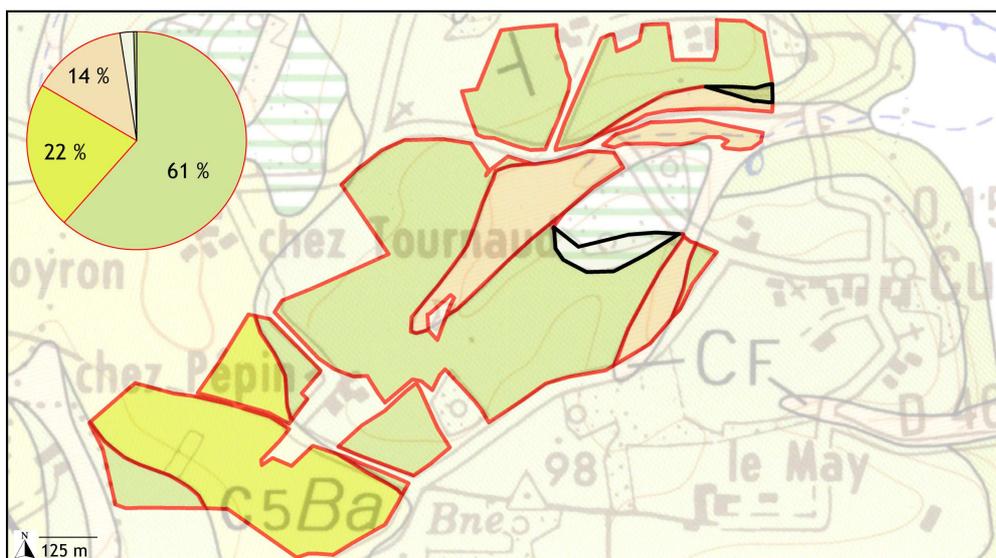
Quatre types de sols sont identifiés à Curac. Les sols bruns calcaires humifères (intitulés CAH) constituent 50 % des parcelles décrites. Ils se caractérisent par des pH situés entre 7,0 et 7,3 et des quantités de matière organique comprises entre 7 et 10 %. Les tests à l'acide chlorhydrique sont positifs sur l'ensemble du profil. La structure de ces sols est polyédrique, témoin d'une bonne agrégation des particules entre elles et d'un processus de brunification dominant. Les sols bruns calcaires, moins humifères, et les rendzines constituent les autres sols de cette station. Les rendzines se caractérisent par un excès de calcium dans le sol qui ne permet plus cette fois l'agrégation des particules. La structure est alors grumeleuse. Ces sols sont situés dans le nord de la station, dans une zone de pente comprise entre 10 et 15 % (Figure 3-17B). Dans cette zone, la roche affleure quelque fois. La quantité de cailloux et de blocs dans le profil est importante. Au sud, un autre type de sol particulier est caractérisé. Il s'agit d'un sol brun calcaire dont les deux premiers horizons sont remaniés et labourés par l'homme (intitulé CAr). Sur ces premiers horizons, on ne note pas constamment un excès de calcium. Cependant, la quantité de cailloux directement visible à la surface de ces sols nus suggère ce type de sol. Dans cette famille de sols la nutrition des plantes est déficiente, en effet, les cations Ca^{2+} , en excès, gênent l'absorption d'autres cations.

Compte tenu de l'exploitation alternée des terrains en cycle prairie-maïs et de l'affouragement en vert (bovins en stabulation toute l'année), un nombre restreint de sites est défini. Deux sites sont choisis dans cette station. L'un, nommé C90-CAR (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 417588 Y 2035086), est situé sur les sols bruns calcaires remaniés et décrit les transferts sol-maïs. L'autre site comporte un sol brun calcaire humifère. Il est nommé C90-CAH (X 417914 Y 2035225) et décrit les transferts sol-végétation prairiale.



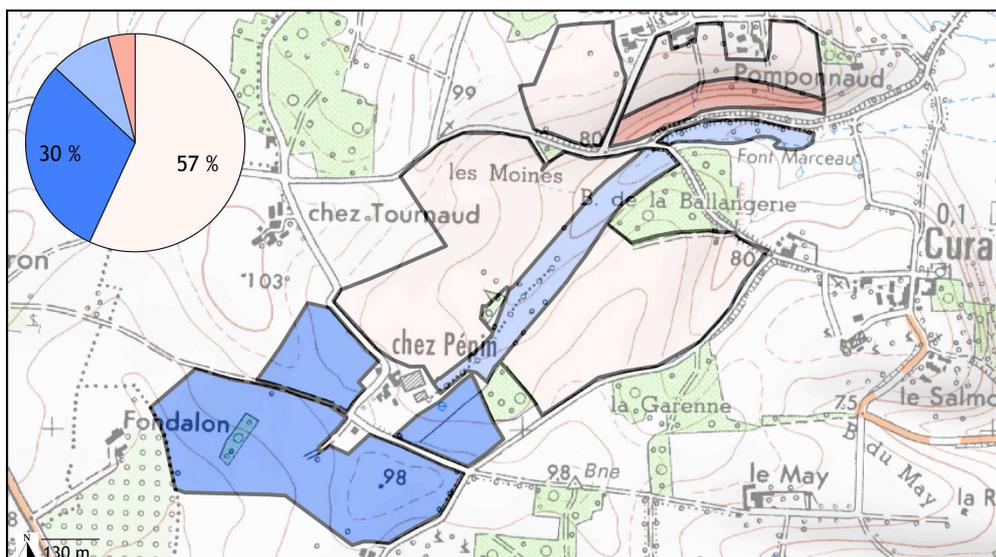
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Charente
 Station : C90
 Commune : Curac
 Superficie : 60,73 hectares



Carte géologique des parcelles paturées. BRGM 1:50000 757 RIBERAC, 1999.

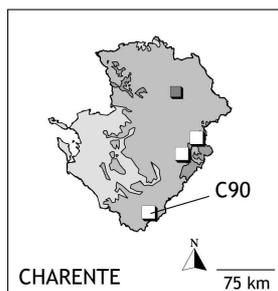
CF - Colluvions mixtes de vallons secs
 Ac - Argiles verdâtres à débris silicifiés
 C5Ba - Formation de Barbézieux
 C5Bi - Formation de Biron
 C5Sg - Formation de Segonzac



Carte topographique des parcelles paturées. IGN 1:25000 17340, 2005.

Pente :
 0
 [5;10[
 [15;40[
]0;5[
 [10;15[
 Unité: %

Figures 3-17 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station C90 (Curac, Charente).



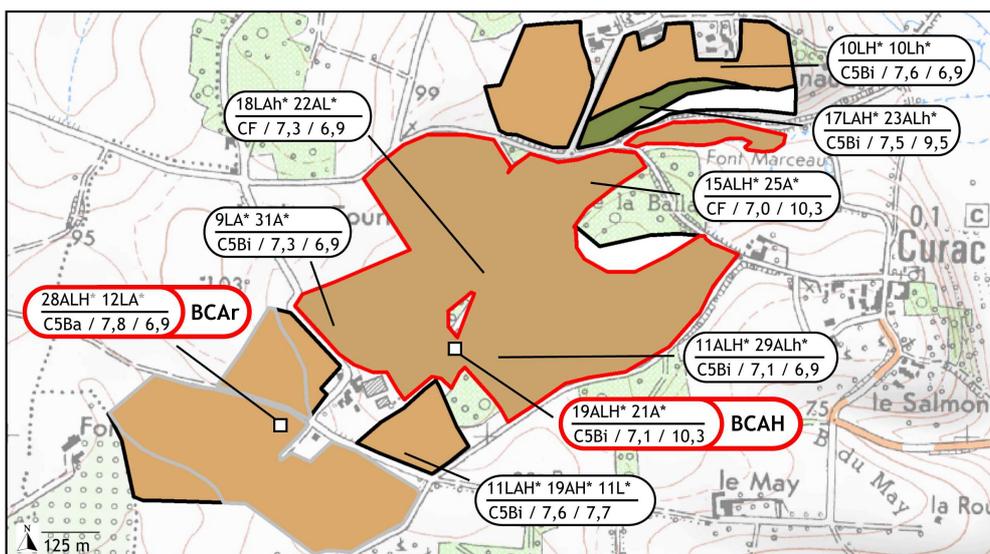
Carte pédologique des parcelles paturées.

Région : Charente
 Station : C90
 Commune : Curac
 Superficie : 60,73 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondages permettant l'évaluation des types de sol.

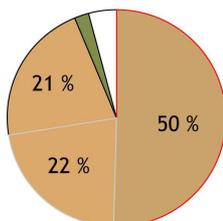
□ Zone homogène
 ● Point de sondage



Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :
 - classification française (Duchaufour, 2001),
 - entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun calcaire (Calcic Cambisol)
- Brun calcaire remanié (Calcic Cambisol)
- Brun calcaire humifère (Humo Calcic Cambisol)
- Renszine (Rendzina)
- Non renseigné



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

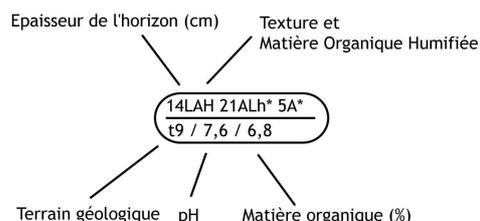


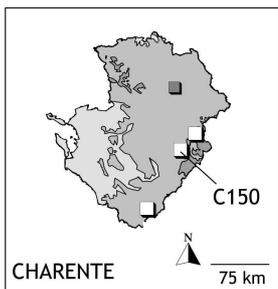
Figure 3-18 : Carte pédologique de la station C90 (Curac, Charente). Encadré rouge : sites de prélèvement.

B/2.2 St-Laurent de Cérés (C150)

Les sols de la station de St-Laurent de Cérés sont exclusivement dominés par des processus de brunification. Les deux types rencontrés sont des sols bruns mésotrophes, à 72 %, et des sols bruns acides (intitulé BAC), à 28 % (Figure 3-20). Ces sols ont une structure de forme polyédrique, témoin d'une bonne agrégation. La quantité de matière organique est faible, comprise entre 1,7 et 6,9 %. La texture de ces sols fait généralement apparaître des quantités importantes de sable sur l'ensemble du profil. Les particules d'argile sont lessivées en profondeur, toutefois, le phénomène est peu intense et ne matérialise par un horizon éluvial. Les sols lessivés sont pourtant caractéristiques du domaine atlantique, où l'abondance de pluies en dehors de la saison chaude favorise au maximum les processus d'entraînement. Le lessivage des colloïdes est en outre accentué sur des roches mères peu filtrantes et en station peu drainée (parcelles planes, Figure 3-19B). De plus, ce phénomène est facilité par une faible teneur en calcium de la roche mère, qui conduit à une acidification et une désaturation du complexe absorbant (Duchaufour, 1983). Les pH sont acides (compris entre 4,4 et 6,0) et témoignent d'une mauvaise complexation des constituants en raison notamment de ce défaut de calcium.

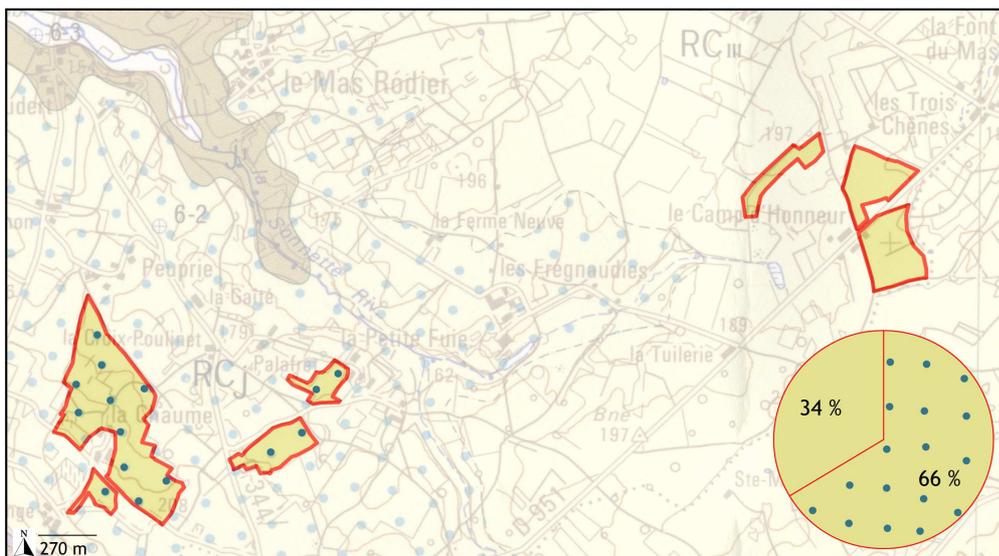
En effet, les parcelles se situent sur les terrains sédimentaires du Bassin Aquitain. La série sédimentaire secondaire est représentée à l'affleurement par des assises allant de l'infra-Lias au Dogger. Un épandage détritique tertiaire ainsi que des formations résiduelles (sous forme d'argiles sableuses et d'argiles à silex) constituent les termes les plus récents de cette série de couverture. Les formations d'argiles à silex (notés RCj et situées à l'ouest) et d'argiles sableuses à galets (RCIII, à l'est) sont présentes en recouvrement des plateaux à soubassement sédimentaires (Figure 3-19A). Les argiles sableuses à galets sont des formations tertiaires certainement fluviolacustres qui sont composées à la base d'une argile gris-bleu à vert clair fine et, au sommet, d'une argile rougeâtre à graviers et galets, mais aussi parfois à silex roulés. Les argiles à silex représentent les formations résiduelles résultant de la décalcification des séries carbonatées du Dogger depuis que celles-ci ont été exondées.

Les parcelles sont à 75 % destinées à la culture du maïs. Un seul site est retenu dans cette étude, noté C150-BAC (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 457493 Y 2104321). On retrouve sur ce sol brun acide les caractéristiques de la station, à savoir des taux de sables importants (texture limono-sableuse humifère à argilo-limono-sableuse sur le 40 premiers cm) et un pH acide (4,7).



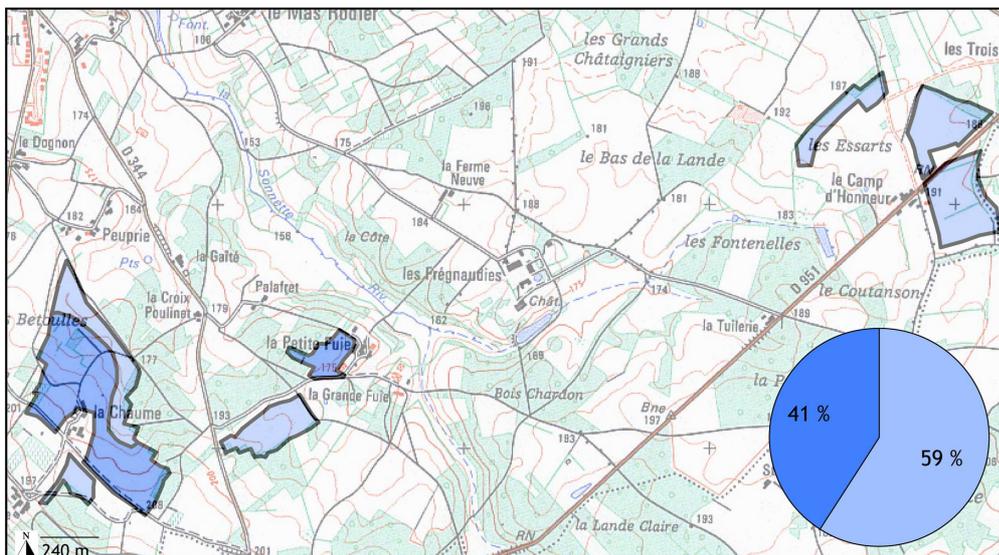
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Charente
 Station : C150
 Commune : St-Laurent-de-Céris
 Superficie : 50,37 hectares



Carte géologique des parcelles pâturées. BRGM 1:50000 757 RIBERAC, 1999.

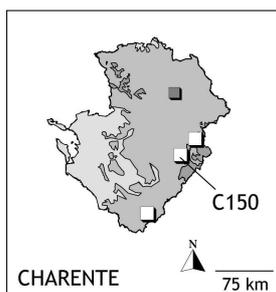
RCj - Argiles jaunes à silex
 RCIII - Argiles sableuses à galets



Carte topographique des parcelles pâturées. IGN 1:25000 18300, 1996.

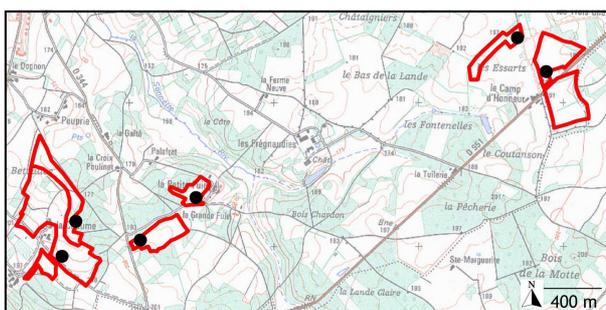
Pente : 0 [5;10[[15;40]
 0;5[[10;15[Unité : %

Figures 3-19 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station C150 (St-Laurent de Céris, Charente).



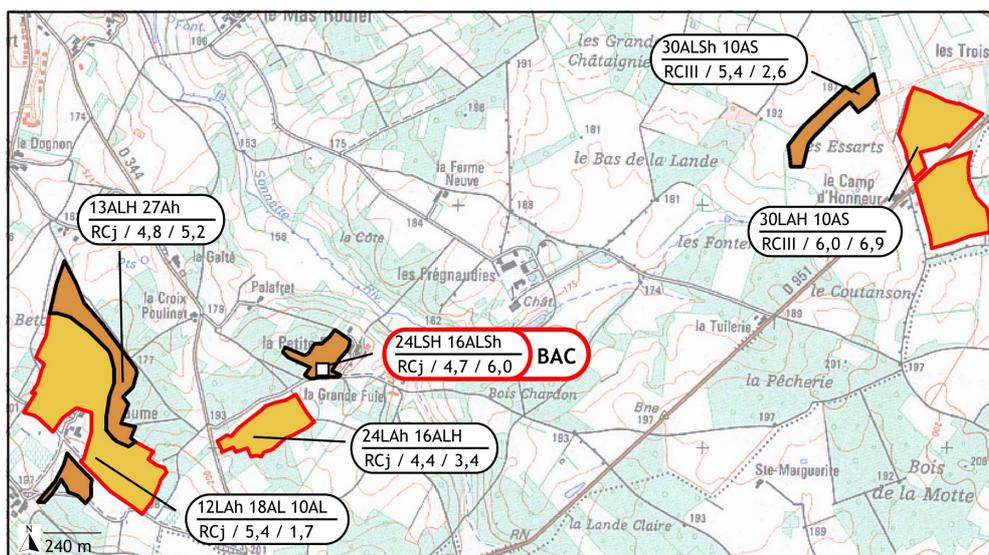
Carte pédologique des parcelles pâturées.

Région : Charente
Station : C150
Commune : St-laurent-de-Céris
Superficie : 50,37 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondages permettant l'évaluation des types de sol.

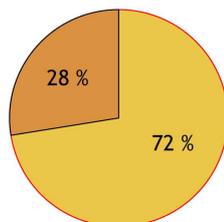
Zone homogène
Point de sondage



Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :
- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

Brun acide (Dystric Cambisol)
Brun mésotrophe (Eutric Cambisol)



Sigle morpho-fonctionnel adapté (Lucot, 2007).

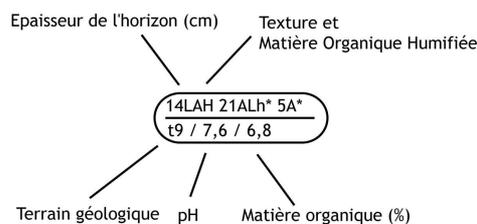


Figure 3-20 : Carte pédologique de la station C150 (St-Laurent de Céris, Charente). Encadré rouge : site de prélèvement.

B/2.3 Abzac

Trois types de sols sont rencontrés dans la station d'Abzac. Il s'agit, à 41 %, de sols bruns acides (Figures 3-23 et 3-24). Ils se caractérisent par une structure de type polyédrique témoignant d'une bonne agrégation des constituants. Cependant, le pH de ces sols est acide, toujours inférieur à 5,4. La texture en surface est généralement limoneuse puis tend à devenir plus sableuse dès le deuxième horizon. La deuxième catégorie des sols rencontrés se caractérise par un engorgement hydrique temporaire ou permanent. Il s'agit de sols bruns hydromorphes (36 % des parcelles) ou de pseudogley glossiques (22 %) selon la nature de l'engorgement (respectivement si la nappe est permanente ou temporaire). Les sols bruns hydromorphes ou à pseudogley glossiques présentent des défauts physiques graves, ils sont en général asphyxiants. Ces prairies peuvent être colonisées par des espèces hygrophiles (*Carex*), c'est le cas notamment dans le secteur sud-ouest, à proximité d'un étang. Ces sols se forment en général en station non drainée comme c'est le cas pour les parcelles d'Abzac, où la pente est quasi nulle (Figure 3-22) et est sur roche mère compacte (Duchaufour, 1983).

Les terrains cristallins primaires, compacts, favorisent les sols engorgés. Le granite à grain moyen, à biotites et rare hornblende du massif granitique d'Esse (G3sm), représente 54 % des terrains rencontrés à Abzac et est une association subalcaline, magnésio-potassique (Figure 3-21). Il est composé de granites de teinte beige ou rosée, ponctuées de petites biotites noires. Des granodiorites à gros grains, à biotite et amphiboles, à tendance porphyroïdes sont également observées sur la station (pG3-4). Ce sont des roches claires, de couleur rosée, à très gros grains. Enfin, les paragneiss gris plagioclastiques à biotites ou à deux micas (G2), sont des roches de couleur sombre et de teinte grisâtre. Elles forment des bancs décimétriques à métriques.

Comme pour Curac, l'essentiel des parcelles sont en rotation entre culture de maïs et prairie temporaire. Un seul site est choisi à Abzac, noté C220-BAC (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 474307 Y 2125352). Ce sol brun acide profond, supérieur à un mètre, présente les caractéristiques principales de la station, c'est-à-dire un pH acide (4,9) et une texture toujours sableuse (limono-sableuse en surface à argilo-sableuse en profondeur). Les propriétés de ce sol sont proches de celui choisi à St-Laurent (C150-BAC), toutefois la nature de la roche mère est bien différente.

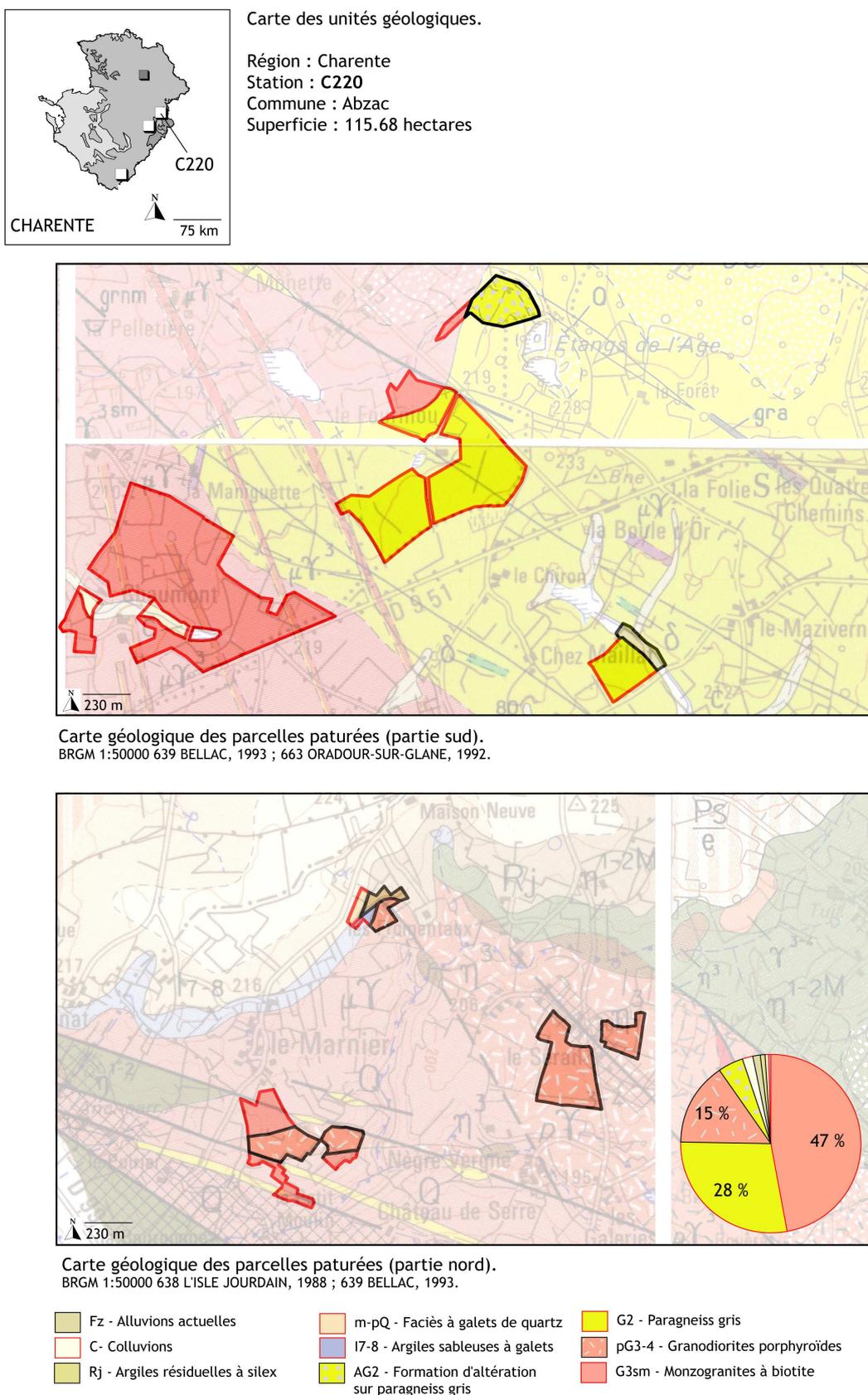
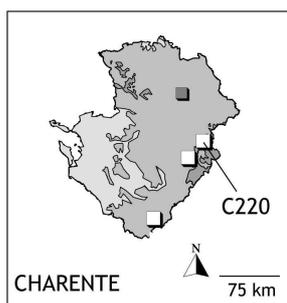
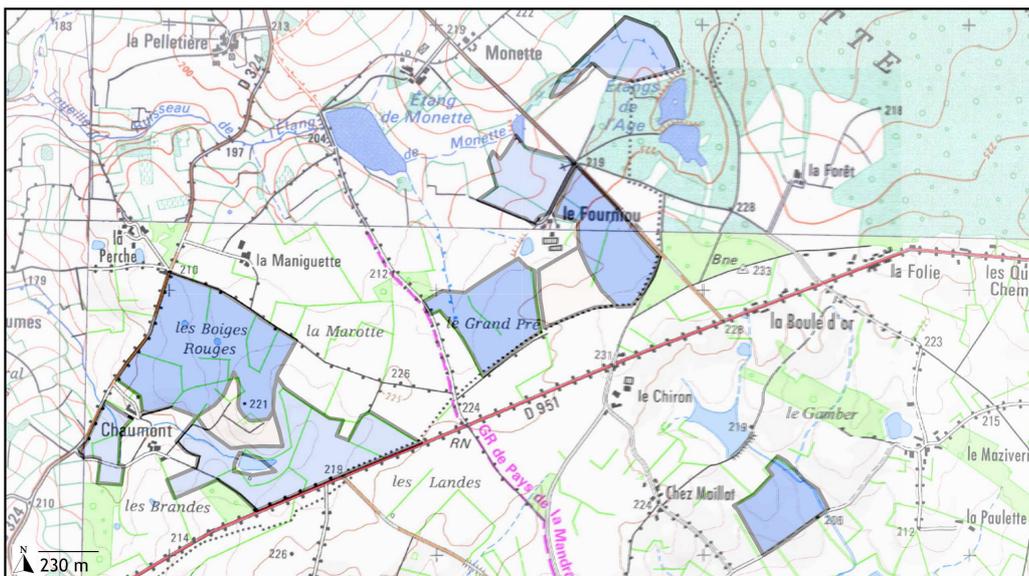


Figure 3-21 : Situation géologique de la station C220 (Abzac, Charente).

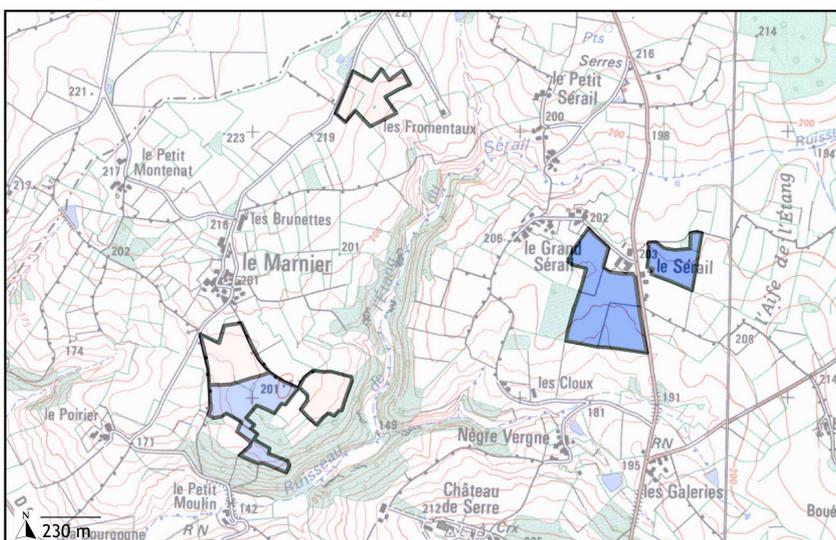


Carte des unités topographiques.

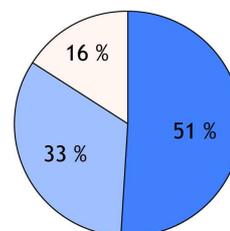
Région : Charente
 Station : C220
 Commune : Abzac
 Superficie : 115.68 hectares



Carte topographique des parcelles pâturées (partie sud).
 IGN 1:25000 19300, 2005 ; 19290, 1996.

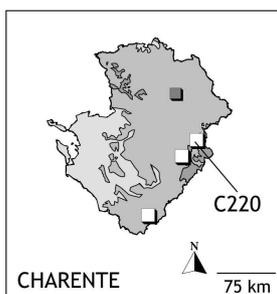


Carte topographique des parcelles pâturées (partie nord).
 IGN 1:25000 1929E, 1996.



Pente :
 0 [5;10[[15;40]
]0;5[[10;15[Unité: %

Figure 3-22 : Situation topographique de la station C220 (Abzac, Charente).



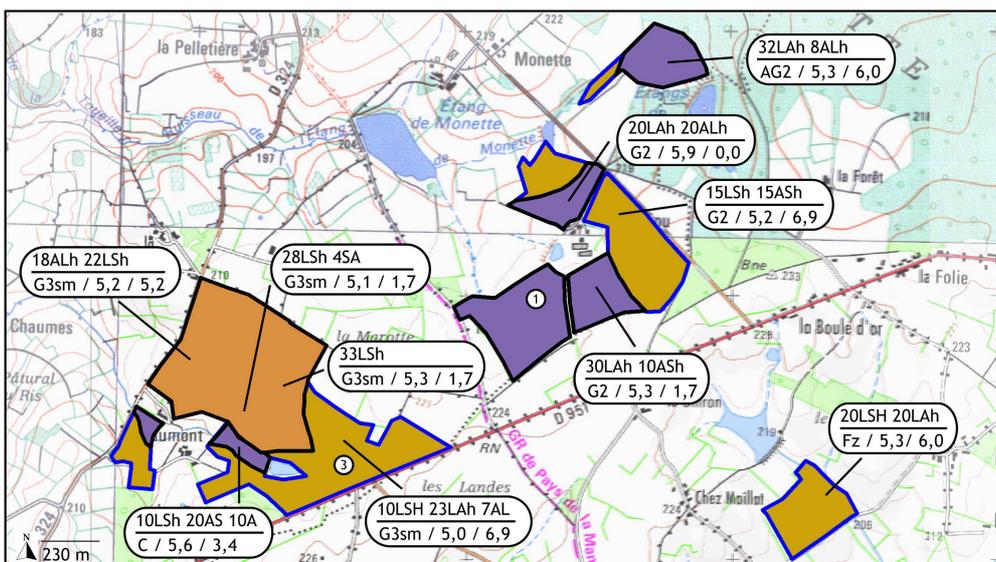
Carte pédologique des parcelles pâturées.

Région : Charente
 Station : C220
 Commune : Abzac
 Superficie : 115,68 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondages permettant l'évaluation des types de sol (partie sud).

□ Zone homogène
 ● Point de sondage

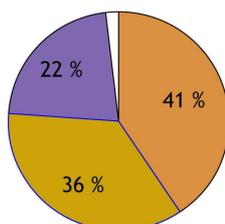


Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté (partie sud).

Légende de sol :

- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Ressources* (FAO, 1998).

- Brun acide (Dystric Cambisol)
- Brun hydromorphe (Gleyic Cambisol)
- Pseudogley glossique (Stagnic Gleysol)
- Non renseigné



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

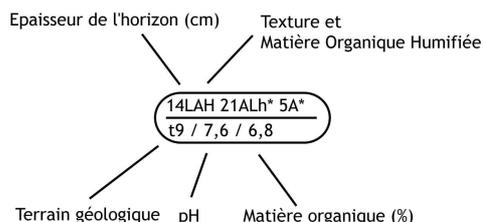
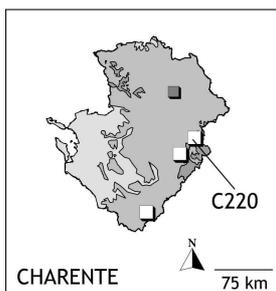
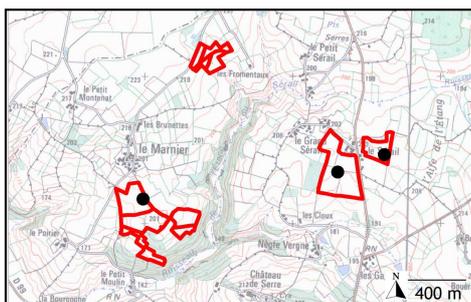


Figure 3-23 : Carte pédologique de la station C220 - partie sud (Abzac, Charente). ① et ③ correspondent aux emplacements des prélèvements de végétation prairiale.



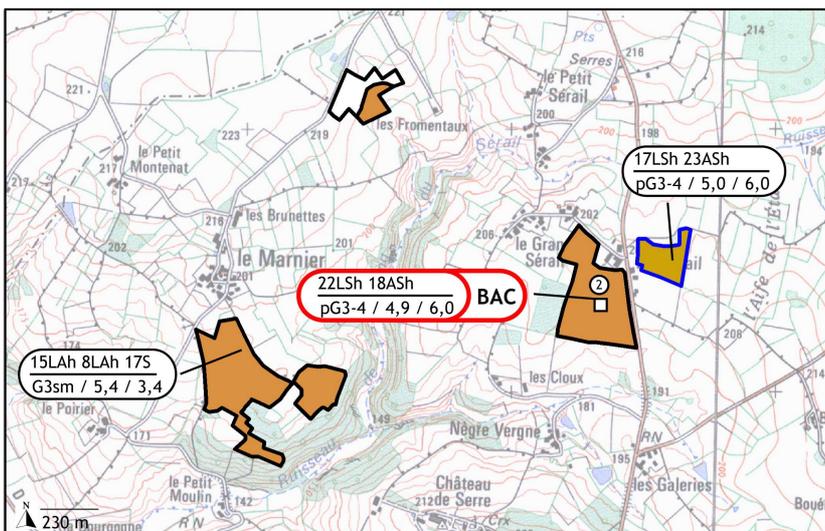
Carte pédologique des parcelles pâturées.

Région : Charente
 Station : C220
 Commune : Abzac
 Superficie : 115,68 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondages permettant l'évaluation des types de sol (partie nord).

□ Zone homogène
 ● Point de sondage

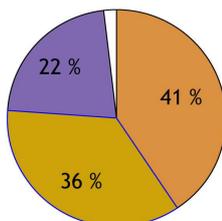


Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté (partie nord).

Légende de sol :

- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun acide (Dystric Cambisol)
- Brun hydromorphe (Gleyic Cambisol)
- Pseudogley glossique (Stagnic Gleysol)
- Non renseigné



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

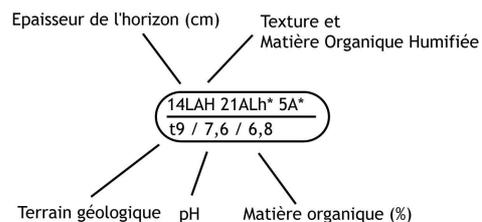


Figure 3-24 : Carte pédologique de la station C220 - partie nord (Abzac, Charente). Encadré rouge : site de prélèvement. ⊙ correspond à l'emplacement d'un prélèvement de végétation prairiale.

B/3 Puy-de-Dôme

B/3.1 St-Diéry (P860)

Les andosols et les sols andiques constituent les sols rencontrés à la station de St-Diéry (Figure 3-26). Ces sols sont formés sur roche volcanique et sont riches en éléments vitreux (donnant des allophanes qui sont des composés allumino-siliciques amorphes issus de l'altération des roches éruptives à structure vitreuse). Ces éléments vitreux fixent la matière organique, qui ne se dégrade plus. Les taux de matière organique sont élevés, compris entre 8,6 et 9,4.

Les cinérites de la station de St-Diéry, directement issues du massif volcanique du Mont-Dore, sont propices à la formation de ces sols (notées Pa et représentant 79 % des terrains rencontrés). Ce sont des formations grossières englobant des blocs volcaniques d'assez grande taille et dont l'origine peut être complexe, due soit uniquement à des projections volcaniques, soit en plus ou moins grande partie à des remaniements par voie aqueuse tels que des coulées boueuses (Figure 3-25A). Un deuxième élément de formation de ces sols est la situation climatique : les andosols ne peuvent prendre naissance que sous des climats constamment humides, comme observé dans ce massif.

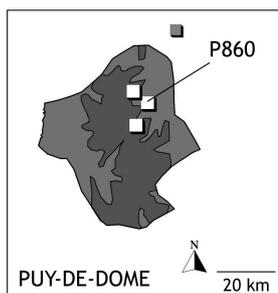
Ces sols, peu évolués, ont typiquement un profil de type AC² et sont caractérisés par la forte accumulation des amorphes organiques et minéraux, et sont donc fortement humifères. Les principales caractéristiques de ces sols sont une faible densité apparente, une structure en fins agrégats de type grumeleuse et une capacité d'échange exceptionnellement élevée. Le pH est généralement acide, il est ici compris entre 6,0 et 7,0. Ces principales caractéristiques s'observent particulièrement pour les andosols humiques (intitulés AH). La station de St-Diéry est séparée par un ruisseau autour duquel les parcelles sont disposées sur des pentes comprises entre 5 et 10 % (Figure 3-25B). Les sols bruns à gley andiques (intitulés BGA), intergrades, se retrouvent à proximité de ce cours d'eau. Plus structurés et moins humifères, ces sols combinent des problèmes d'anoxie liés à des nappes temporaires ainsi qu'aux caractères des andosols (Duchaufour, 1983).

Dans cette station, trois sites de prélèvement sont retenus :

- deux sites représentent les andosols humiques, notés P860-AHa (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 650408 Y 2061806) et P860-AHb (X 650534 Y 2062055). Ces deux sols sont semblables, les profondeurs de sol de l'unité comprenant AHb sont toutefois variables, quelquefois inférieures à 15 cm.

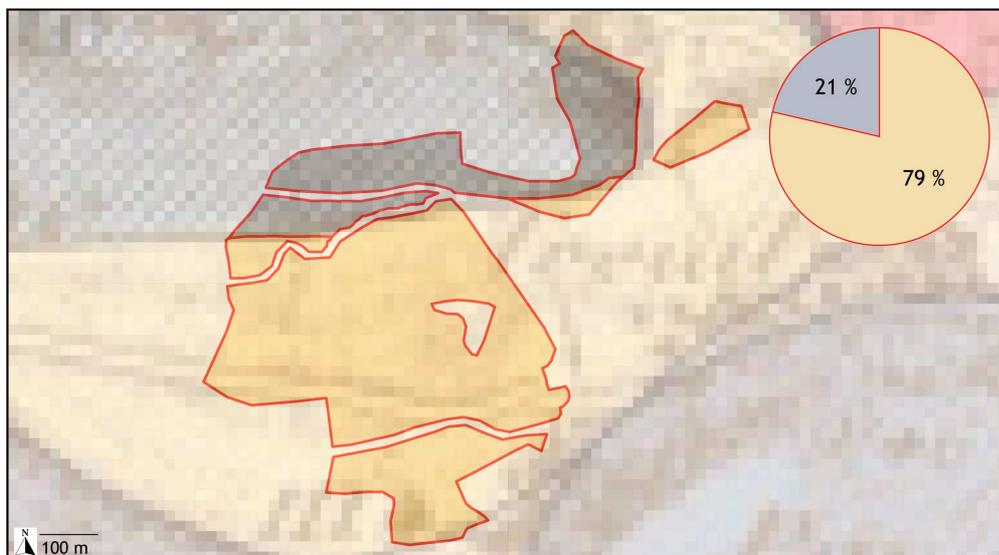
- un site représente les sols bruns à gley andiques, noté P860-BGA (X 650516 Y 2062055) situé en pente le long du ruisseau.

² Composé d'un horizon de surface, organique (A) puis directement d'un horizon (C), minéral



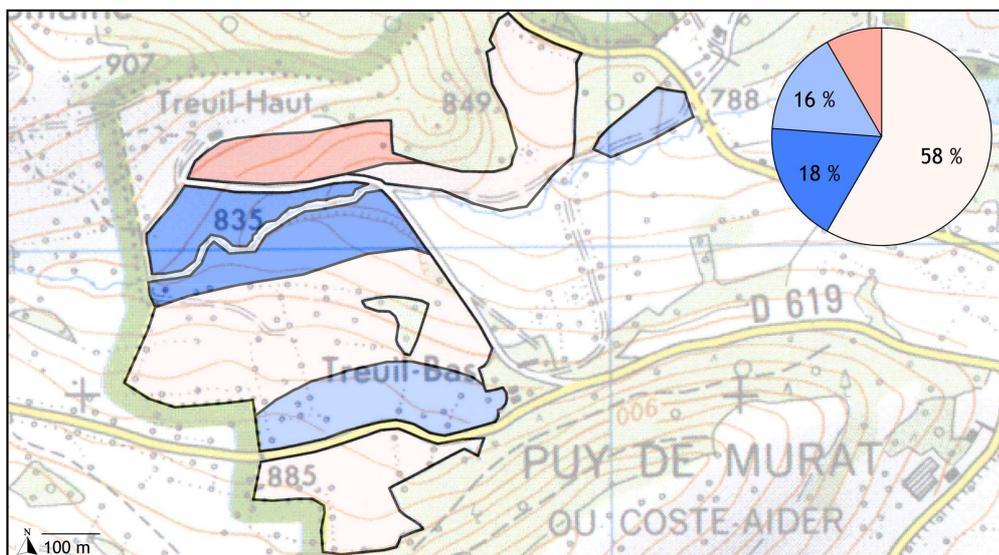
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Puy-de-Dôme
 Station : P860
 Commune : St-Diéry
 Superficie : 24,10 hectares



Carte géologique des parcelles paturées. BRGM 1:80000 166 CLERMONT-FERRAND, 1962.

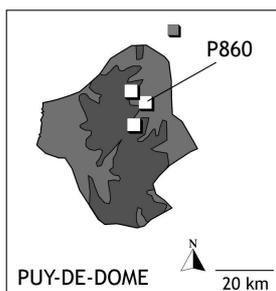
Pa - Cinérite b2-3 - Basalte demi-deuil



Carte topographique des parcelles paturées. IGN 1:25000 2432ET, 1997.

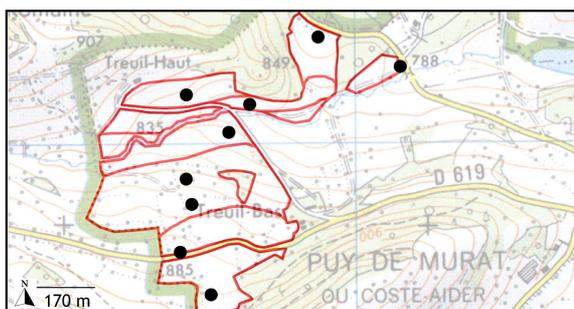
Pente : 0 [5;10[[15;40]
]0;5[[10;15[Unité: %

Figures 3-25 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station P860 (St-Diéry, Puy-de-Dôme).



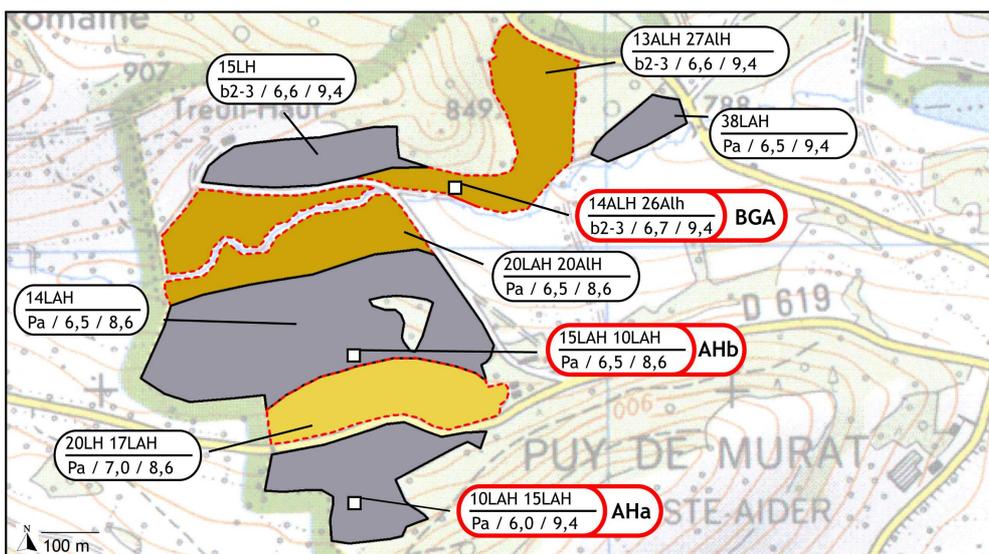
Carte pédologique des parcelles pâturées.

Région : Puy-de-Dôme
 Station : **P860**
 Commune : St-Diéry
 Superficie : 24,10 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondage permettant l'évaluation des types de sol.

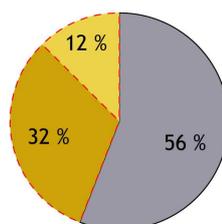
□ Zone homogène
 ● Point de sondage



Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :
 - classification française (Duchaufour, 2001),
 - entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun andique (Ando Eutric Cambisol)
- Brun à gley andique (Ando Gleyic Cambisol)
- Andosol humique (Ochric Andosol)



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

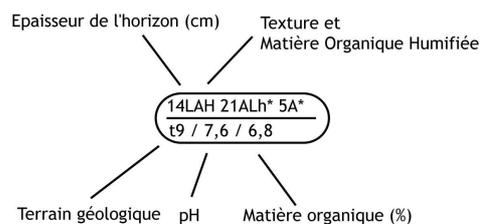


Figure 3-26 : Carte pédologique de la station P860 (St-Diéry, Puy-de-Dôme). Encadré rouge : sites de prélèvement.

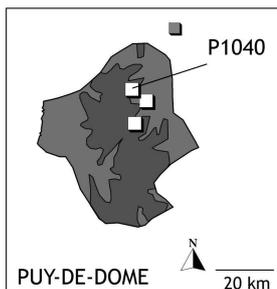
B/3.2 Beaune-le-Froid (P1040)

La station de Beaune-le-Froid est située dans une zone de plateau au nord du lac Chambon, où la topographie des parcelles est faible à nulle (Figure 3-27B). Les sols bruns andiques (intitulés BA) sont caractéristiques de cette station : ils représentent en effet 50 % des sols rencontrés (Figure 3-28). Ce sont des sols évolués, dont l'horizon humifère s'individualise nettement et devient plus superficiel. On note ainsi sur ces sols des pourcentages de matière organique moins élevés qu'à la station de St-Diéry (compris entre 5,1 et 7,7 %). L'horizon organo-minéral (B), limono-argileux, possède une structure polyédrique témoignant d'une bonne agrégation des particules et de processus de brunification. Cependant, ces sols restent plus riches en amorphes que les sols bruns eutrophes et le pH est acide, compris entre 5,6 et 5,9 (Duchaufour, 1983). Au sud de la station, on peut noter la présence de sols bruns hydromorphes (intitulés BH), caractérisés par un engorgement temporaire peu intense en profondeur (en moyenne à partir de 30 cm). Ces sols ont des pH encore relativement acides (compris entre 4,9 et 6,0) mais leur taux de matière organique à la surface est nettement moins important puisqu'il est compris entre 1,7 et 5,1 %. Un troisième type de sol est situé au nord de la station. Il s'agit d'un sol brun acide (intitulé BAC) caractérisé par un taux de matière organique en profondeur moins important que pour les sols à caractère andique. Le pH reste acide (5,6). Enfin, des sols bruns à gley andiques (intitulés BGA), à l'extrême nord de la station, jouxtent les abords d'un ruisseau et sont caractérisés par un engorgement temporaire dès l'horizon organique (A). La quantité de matière organique en profondeur reste élevée.

L'essentiel des terrains rencontrés à la station de Beaune-le-Froid est constitué de basalte sans olivine (b2-3), c'est-à-dire de laves saturées en silice. A ces basaltes sont associées des alluvions modernes issues du colluvionnement des matériaux (Figure 3-27A).

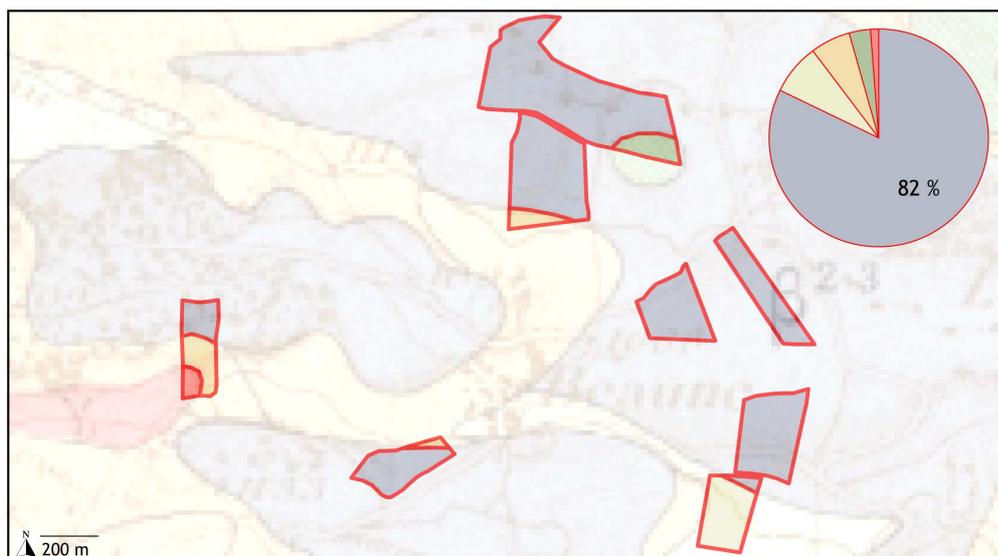
Les sites sont choisis d'après les 3 types de sols majoritaires qui sont rencontrés sur la station. Il s'agit de :

- P1040-BA (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 646392 Y 2065718), à structure grenue en surface à polyédrique en profondeur et dont le taux de matière organique est important jusqu'en profondeur,
- P1040-BH (X 644939 Y 2065382), dont le taux de matière organique est faible en surface et qui est engorgé dans l'horizon organo-minéral à partir de 30 cm de profondeur,
- P140-BAC (X 645411 Y 2066787) situé au nord de la station.



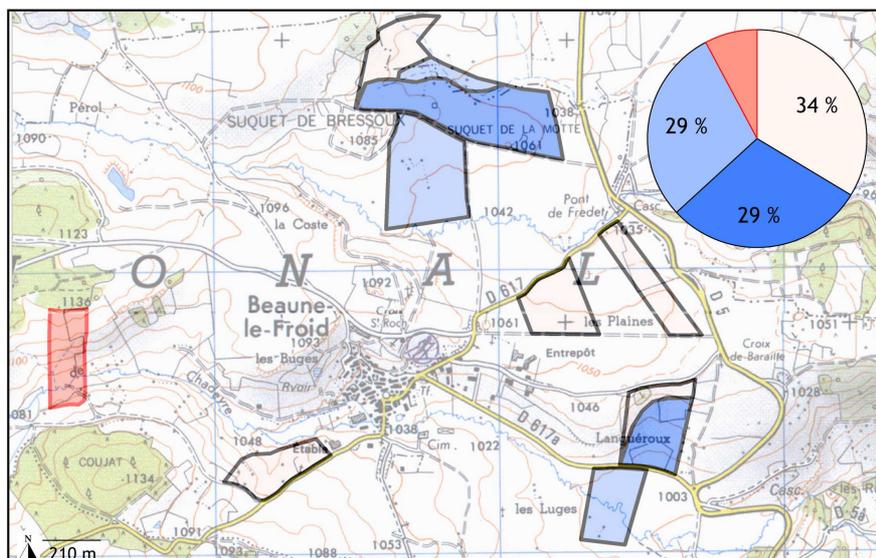
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Puy-de-Dôme
 Station : P1040
 Commune : Beaune-le-froid
 Superficie : 53,69 hectares



Carte géologique des parcelles paturées. BRGM 1:80000 166 CLERMONT-FERRAND, 1962.

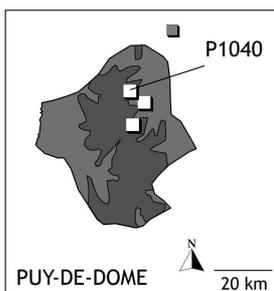
a2 - Alluvions modernes gi - Granite w2-3 - Ordanchite
 Pa - Cinérite b2-3 - Basalte sans olivine



Carte topographique des parcelles paturées. IGN 1:25000 2432ET, 1997.

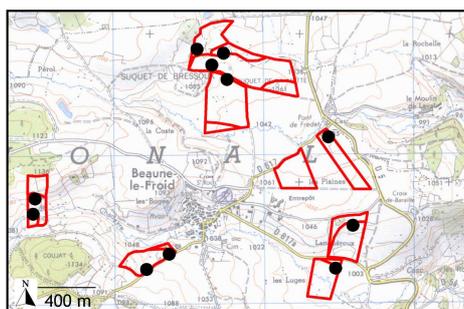
Pente : 0 [5;10[[15;40]
 [0;5[[10;15[Unité: %

Figures 3-27 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station P1040 (Beaune-le-Froid, Puy-de-Dôme).



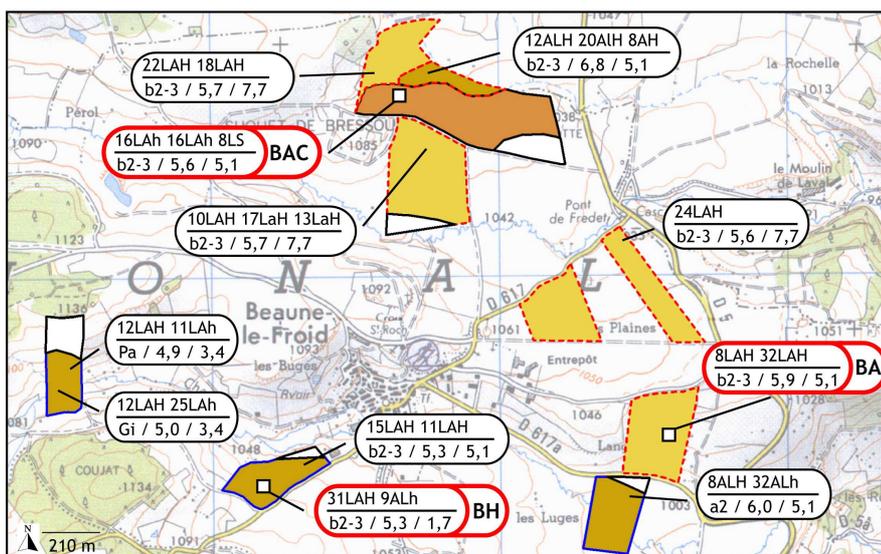
Carte pédologique des parcelles pâturées.

Région : Puy-de-Dôme
 Station : P1040
 Commune : Beaune-le-froid
 Superficie : 53,69 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondage permettant l'évaluation des types de sol.

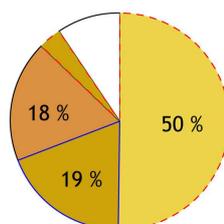
□ Zone homogène
 ● Point de sondage



Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :
 - classification française (Duchaufour, 2001),
 - entre parenthèse, World Reference Base for Soil Resources (FAO, 1998).

- Brun acide (Dystric Cambisol)
- Brun andique (Ando Eutric Cambisol)
- Brun hydromorphe (Gleyic Cambisol)
- Brun à gley andique (Ando Gleyic Cambisol)
- Non renseigné



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

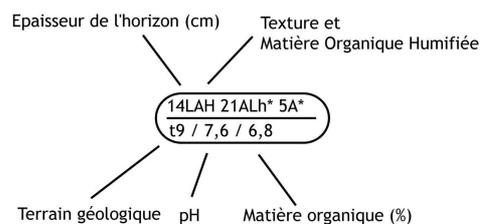


Figure 3-28 : Carte pédologique de la station P1040 (Beaune-le-Froid, Puy-de-Dôme). Encadré rouge : sites de prélèvement.

B/3.3 Péalat (P1140)

La station de Péalat est située à 1140 m d'altitude. A cette altitude, les sols constitués sur terrains volcaniques acides (doréites où plus précisément des trachy-andésite mésocrate notées t2-3, Figure 3-29A), sont principalement des andosols sous l'effet de précipitations importantes en comparaison de St-Diéry et Beaune-le-Froid. Trois types d'andosols constituent les parcelles de Péalat (Figure 3-30). Les andosols mélaniques (intitulés AM) représentent 49 % des parcelles. Ce sont des sols où l'aluminium complexé par des acides organiques domine par rapport à l'aluminium des minéraux allophaniques. Le pH de ces parcelles est acide (compris entre 5,4 et 5,5) et le taux de matière organique est très élevé (quelque fois supérieur à 10 %).

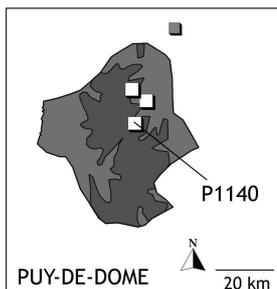
Les andosols humiques (intitulés AH) représentent 43 % des parcelles. Ils sont caractérisés par un horizon où prédominent des minéraux secondaires para ou crypto cristallins tels que allophane, imogolite ou isingérite (AFES, 1995; Quantin, 2004). Le pH est légèrement plus élevé que pour les andosols mélaniques (pH = 5,7 à 6,2). Enfin, les andosols différenciés (intitulés AD) sont moins humifères que les andosols humiques, avec la présence d'un horizon organo-minéral (B) brun ou ocre. On note toutefois des quantités équivalentes de matière organique sur les horizons organiques (compris entre 7 et 10 %).

Les sites retenus se situent sur les trois types de sols intergrades dont le processus dominant est l'andosolisation :

- sur andosol mélanique, noté P1140-AM (X 644128 Y 2053894). Ce sol, à proximité d'une zone de tourbière, est particulièrement acide (5,4) et montre des quantités importantes de matière organique, supérieures à 11 %. La texture est limono-argileuse.

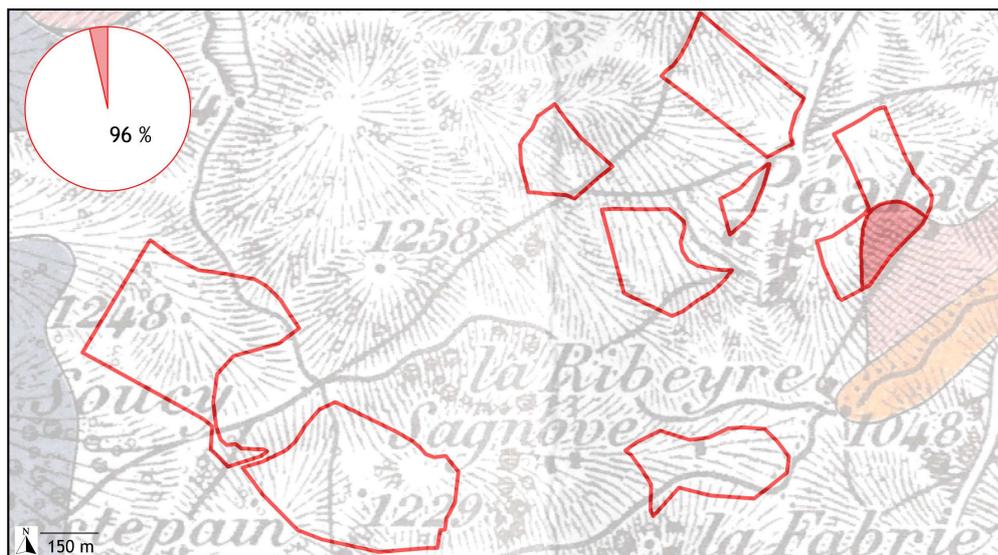
- sur andosol humique, noté P1140-AH (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X645044 Y 2054489). Ce sol limono-argileux montre des quantités de matière organique supérieures à 10 % et un pH de 5,9.

- sur andosol différencié, noté P1140-AD (X 645562 Y 2054559). Ce sol contient moins de matière organique (8 %), un horizon organo-minéral (B) à partir de 50 cm et une structure grenue à grumeleuse. La texture est limono faiblement argileuse en surface à argilo-sableuse à partir de l'horizon (B).



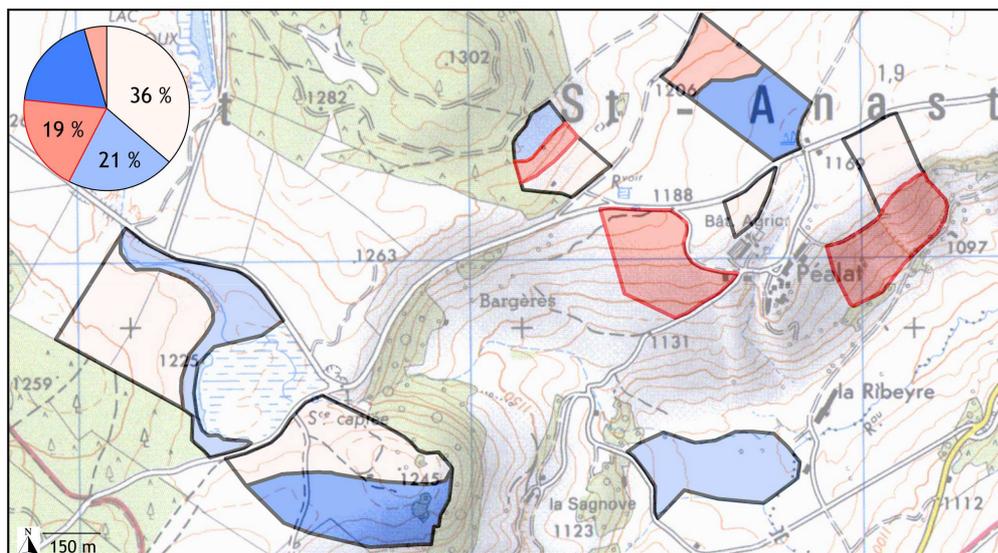
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Puy-de-Dôme
 Station : P1140
 Commune : Péalat (Besse-en-Chandesse)
 Superficie : 58,44 hectares



Carte géologique des parcelles paturées. BRGM 1:80000 175 BRIOUDE, 1964.

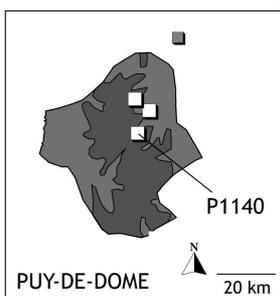
□ t2-3 - Doréite ■ b2-3 - Basalte sans olivine



Carte topographique des parcelles paturées. IGN 1:25000 2432ET, 1997.

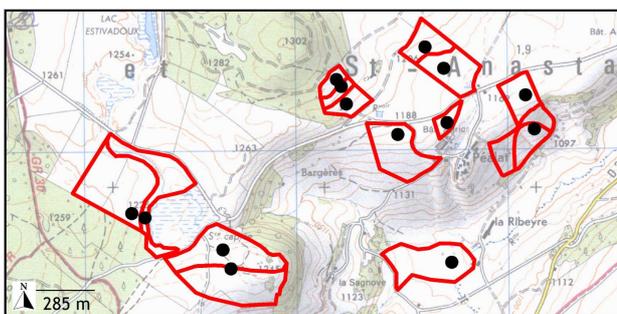
Pente :
 ■ 0 ■ [5;10[■ [15;40]
 ■]0;5[■ [10;15[Unité: %

Figures 3-29 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station P1140 (Péalat, Puy-de-Dôme).



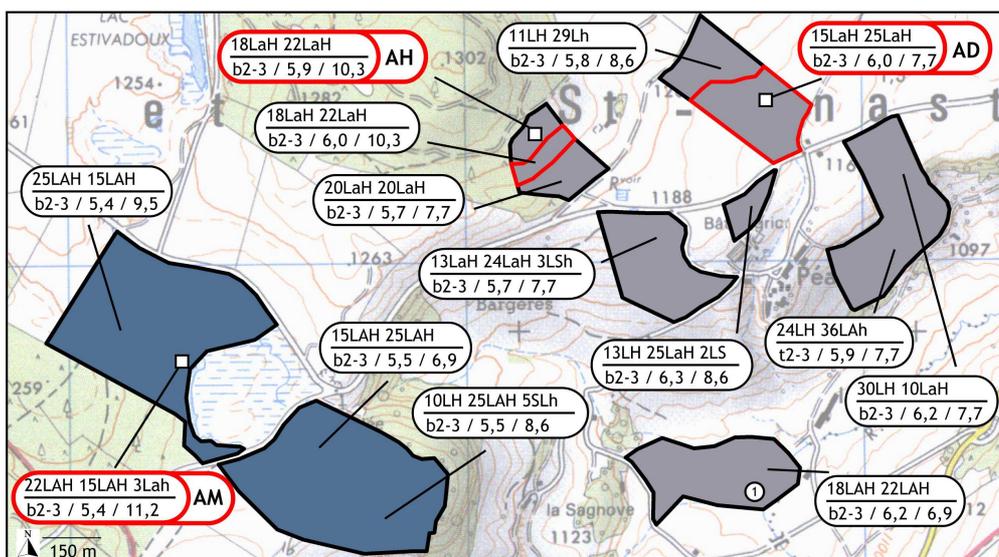
Carte pédologique des parcelles paturées.

Région : Puy-de-Dôme
Station : P1140
Commune : Péalat (Besse-et-Chandesse)
Superficie : 58,44 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondage permettant l'évaluation des types de sol.

□ Zone homogène
● Point de sondage

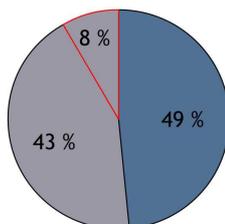


Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :

- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Andosol mélanique (Humic Andosol)
- Andosol humique (Ochric Andosol)
- Andosol différencié (Ochric Andosol)



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

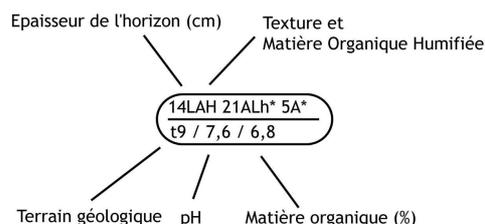


Figure 3-30 : Carte pédologique de la station P1140 (Péalat, Puy-de-Dôme). Encadré rouge : sites de prélèvement. ① correspond à un prélèvement unique de végétation prairiale.

B/4 Jura

B/4.1 Moisse (J220)

Trois ensembles géologiques majoritaires sont présents dans cette station située dans la plaine du massif Jurassien, en bordure du Massif de la Serre et des Avant-Monts :

- une puissante série marneuse de 150 m datant du Jurassique (I5-8, Lias) et les alluvions de fond de vallée (Fz) entourant le ruisseau de Frasné. Ces terrains sont peu drainants et entraînent le développement de sols bruns hydromorphes (intitulés BH et représentent 55 % des parcelles). Ce sont des sols dominés par les processus de brunification mais ceux-ci présentent une nappe d'eau temporaire en profondeur caractérisée par des tâches bleues et rouilles abondante témoignant de processus d'oxydo-réduction du fer. Les pH, en surface, sont également neutres, dans certains cas plus acides. On note la présence de *Carex* parsemés dans ces unités de sol. Les textures en surface contiennent une bonne proportion de limon et d'argile.

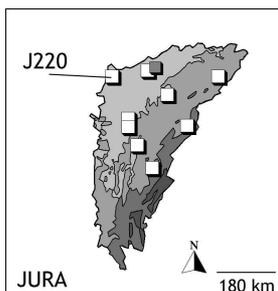
- les terrains calcaires à entroques miroitantes et calcaires oolithiques biolastiques (I9). Cette série de 15 à 20 m d'épaisseur se débite à la base en dalles fines et régulières et représente 38 % des terrains (Figure 3-31A). Les sols calcimagnésiques brunifiés, sur ces terrains, se caractérisent par la présence d'une quantité plus ou moins importante de calcaire actif sur l'ensemble des horizons du profil (les sols bruns calcaires, intitulés BCA, représentent 36 %, Figure 3-32). Ces sols sont plus riches en terre fine silicatée, notamment en argiles, que la station C90 de Curac. La texture est généralement limono-argileuse à argilo-limoneuse à la surface. Au centre de la station, ces sols sont peu profonds (20 à 30 cm de profondeur). Situés en position sommitale, les terrains calcaires affleurent quelque fois. Les pH de ces sols sont neutres.

A l'est de Moisse, la présence du Horst cristallin de la Serre, qui culmine à 391 m et autour duquel s'organisent les structures de l'ensemble de la région, conditionne le nombre important de terrains en affleurement dans cette station à la suite de mouvements tectoniques (nombreuses failles sur les parcelles de Moisse).

Trois sites sont définis sur les deux types de sols rencontrés :

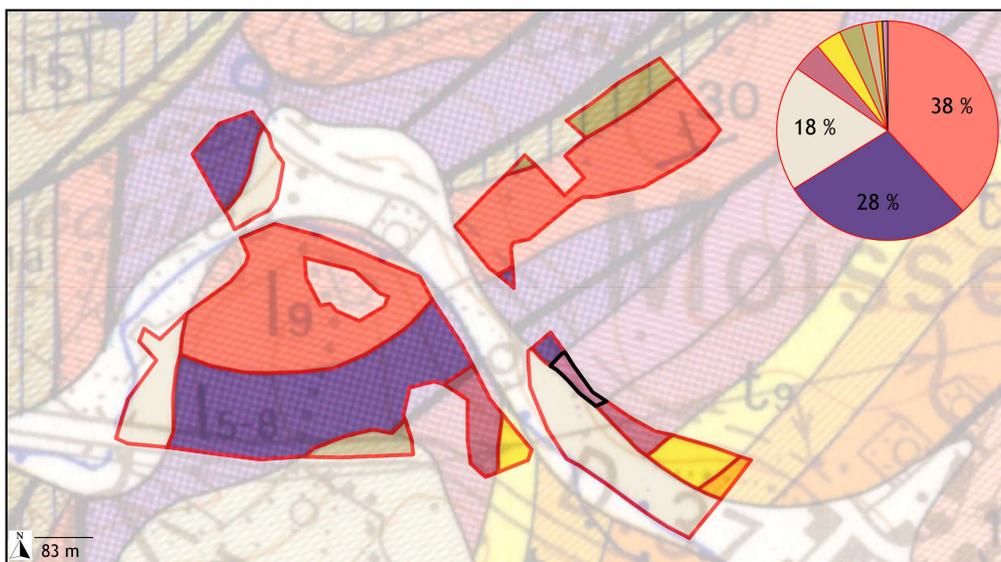
- sur sol brun hydromorphe, noté J220-BH0 (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 840727 Y 2249295) et J220-BH4 (X 840624 Y 2249312). La pente différencie ces deux sites : BH0 longe le ruisseau et est en position plane, BH4 se situe dans des pentes comprises entre 10 et 15 %. Le pH de ces sites est différent, neutre pour BH0 (7,0), acide pour BH4 (5,8). La profondeur de l'engorgement est également différente : à partir de 17 cm pour BH4, 70 cm pour BH0. On note d'ailleurs de plus importantes quantités de *Carex* dans l'unité caractérisant BH4.

- sur sol brun calcaire, noté J220-BCA (X 840894 Y 2249551). Ce sol à pH neutre (7,2) et à calcaire actif sur l'ensemble des horizons, montre des proportions toujours importantes d'argile.



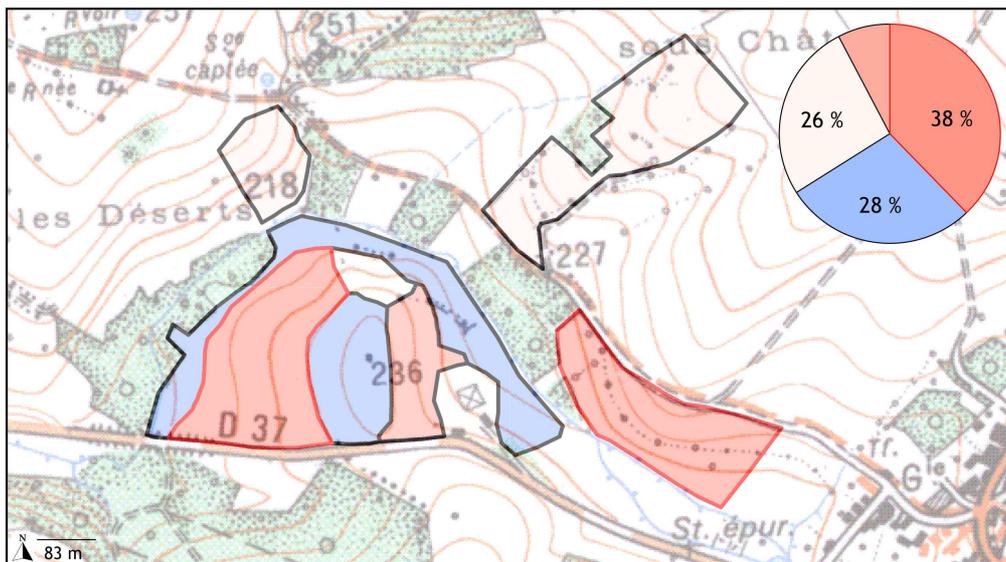
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Jura plaine
 Station : J220
 Commune : Moissesey
 Superficie : 18,84 hectares



Carte géologique des parcelles paturées. BRGM 1:50000 501 PESMES, 1982.

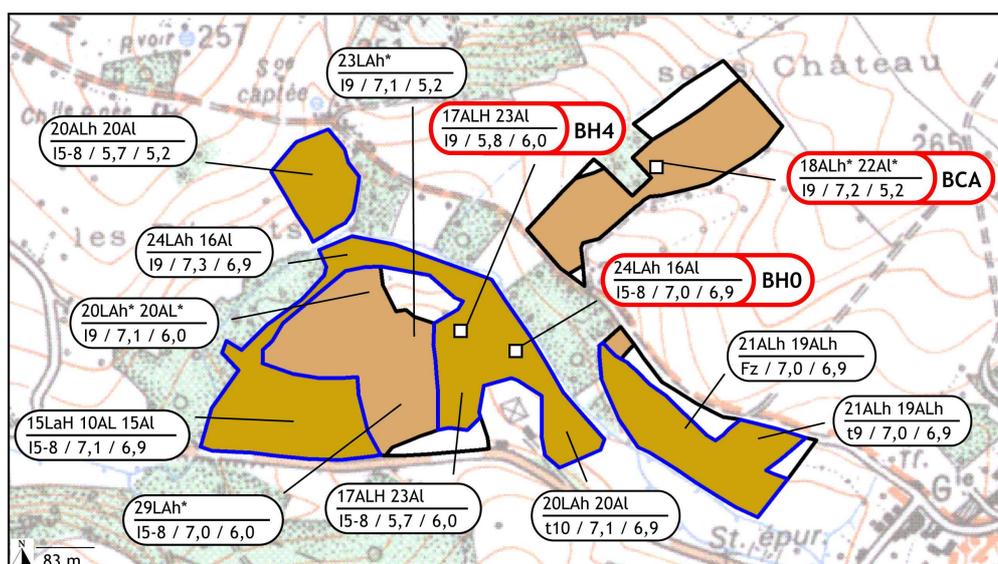
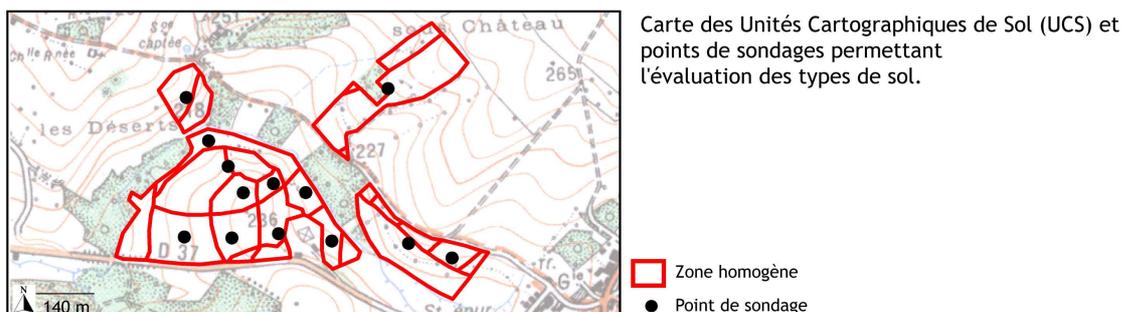
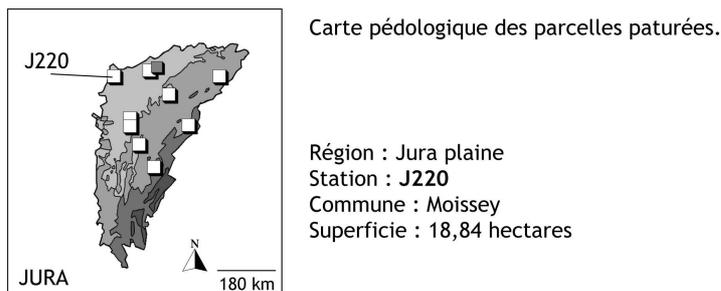
Fz - Alluvions de fond de vallée	j1a - Bajocien inférieur	I5-8 - Lias moyen et sup. marneux	t10 - Rhétien	t8 - Keuper moyen
P - Argiles et silts à quartz	I9 - Aalénien	I1-4 - Hettangien-Sinemurien -Lotharingien	t9 - Keuper supérieur	



Carte topographique des parcelles paturées. IGN 1:25000 32230, 1996.

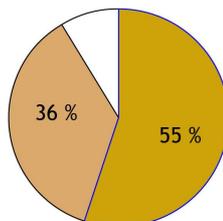
Pente :
 [0;5[[5;10[[15;40]
 [10;15[Unité: %

Figures 3-31 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J220 (Moissesey, Jura).



Légende de sol :
 - classification française (Duchaufour, 2001),
 - entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun hydromorphe (Gleyic Cambisol)
- Brun calcaire (Calciq Cambisol)
- Non renseigné



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

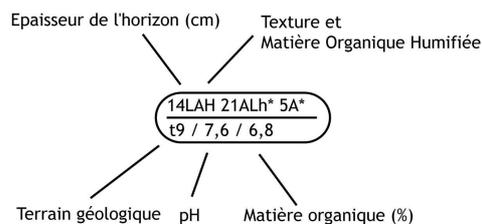


Figure 3-32 : Carte pédologique de la station J220 (Moissey, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.

B/4.2 Tourmont (J260)

Les parcelles pâturées de la station de Tourmont sont constituées de terrains datant du plio-quaternaire et issus du comblement du fossé bressan et de l'érosion de la partie jurassienne.

Les alluvions de basses terrasses (Fy), d'épaisseur importante (30 m), sont composées d'argiles jaunes, de sables et d'éléments calcaires de différentes tailles (Figure 3-33A). Sur ces terrains de diverses natures et représentant 49 % des parcelles, on trouve différents types de sols bruns : eutrophes (intitulés BE), hydromorphes (BH) et calcaires (BCA). Les sols bruns eutrophes constituent les profils majoritaires (42 % des surfaces, Figure 3-34). Ces sols ont des pH compris entre 5,7 et 6,3 et une texture limono-argileuse en surface. Le sol est moins profond dans la partie sud (30 cm), et on note la présence d'éléments grossiers à partir de 20 cm. Comme pour la station de Moisse, Les sols bruns calcaires sont caractérisés par un profil dont l'ensemble des horizons contient de la calcite.

Les alluvions de la Glantine, affluent de l'Orain (Fz), sont composées de graviers calcaires à matrice sableuse, plus ou moins argileuse. On y retrouve des sols bruns hydromorphes et bruns eutrophes.

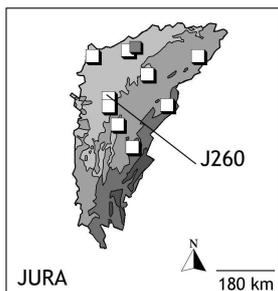
Les marnes irisées supérieures du Keuper supérieur (t9) sont souvent recouvertes par des formations d'altération et ne se décèlent que par la teinte rouge violacée du sol. Ces marnes, couplées à des formations d'altération, sont à l'origine de sols bruns à gley calciques (intitulés BGC).

Trois sites de prélèvement sont retenus dans cette station de plaine :

- sur sol brun eutrophe, noté J260-BE (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 855555 Y 2211754) et situé au sud de la station en position plane. Ce sol est peu profond (30 cm) et présente une texture argilo-limoneuse humifère.

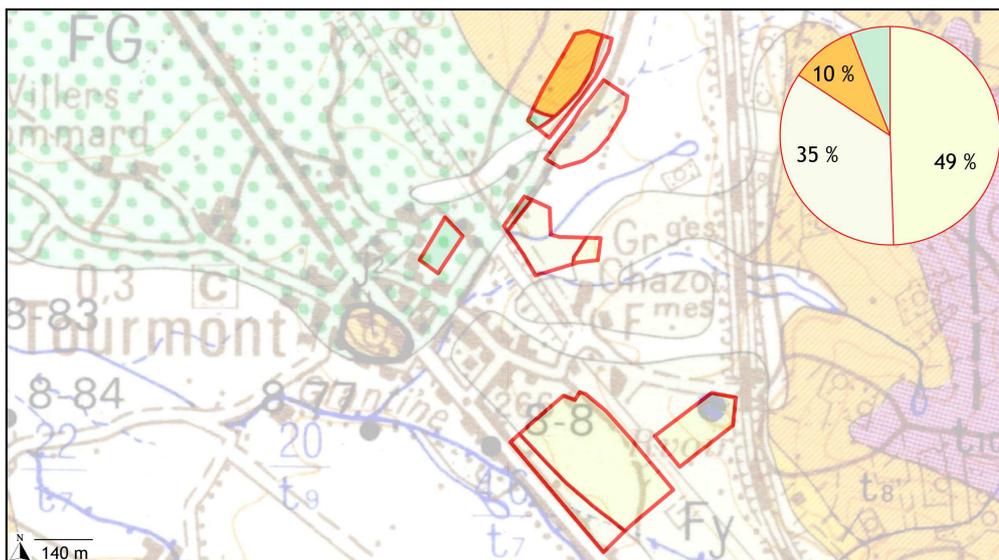
- sur sol brun hydromorphe, noté J260-BLH (X 855466 Y 2212527). Cette unité, traversée par un ruisseau, montre un engorgement temporaire situé à partir de 50 cm. L'engorgement semble peu intense, les tâches étant peu nombreuses et la structure de forme polyédrique néanmoins dans cet horizon.

- sur sol brun à gley calcique, noté J260-BGC (X 855446 Y 2212699). Ce sol, plus basique (pH de 7,6) et profond (supérieur à 1 m), montre un engorgement intense à partir de 35 cm. La texture passe de limono-argileux à argileux en profondeur.



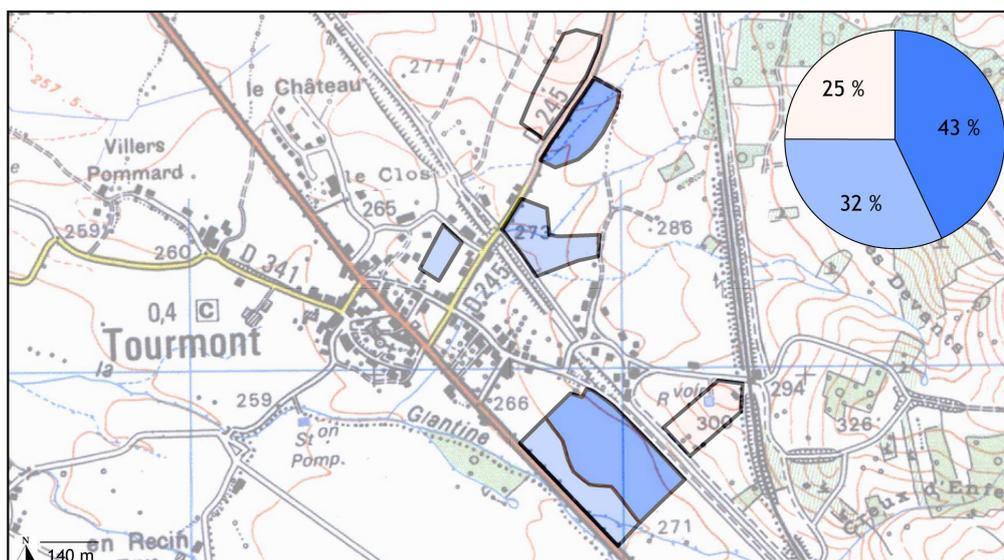
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Jura plaine
 Station : J260
 Commune : Tourmont
 Superficie : 15,17 hectares



Carte géologique des parcelles paturées. BRGM 1:50000 555 POLIGNY, 1981.

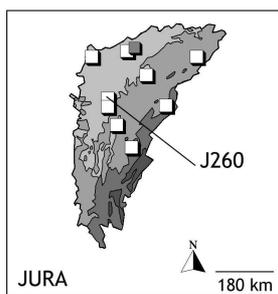
Fy - Alluvions des basses terrasses : sables et graviers
 t9 - Keuper supérieur et Rhétien non différencié
 Fz - Alluvions fluviales modernes : sables, argiles, graviers
 FG - Complexe périglaciaire



Carte topographique des parcelles paturées. IGN 1:25000 3225E, 2001.

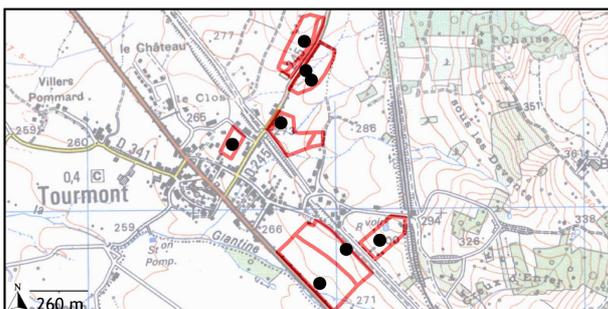
Pente :
 0 [5;10[[15;40]
]0;5[[10;15[Unité: %

Figures 3-33 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J260 (Tourmont, Jura).



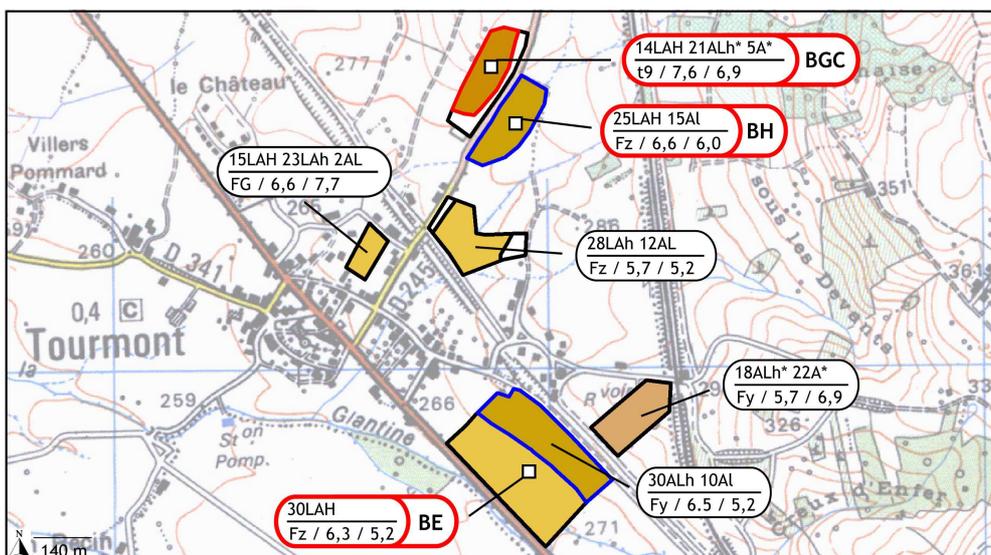
Carte pédologique des parcelles paturées.

Région : Jura plaine
 Station : J260
 Commune : Tourmont
 Superficie : 15,17 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondage permettant l'évaluation des types de sol.

□ Zone homogène
 ● Point de sondage

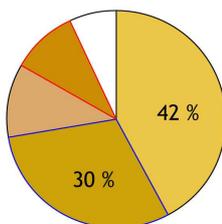


Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :

- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun eutrophe (Eutric Cambisol)
- Brun hydromorphe (Gleyic Cambisol)
- Brun à gley calcique (Calcaro Gleyic Cambisol)
- Brun calcaire (Calcic Cambisol)
- Non renseigné



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

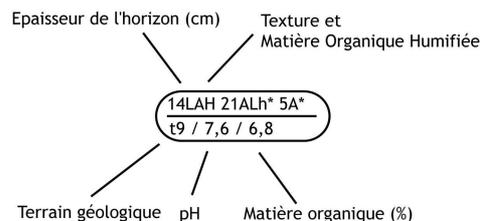


Figure 3-34 : Carte pédologique de la station J260 (Tourmont, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.

B/4.3 Franois (J280)

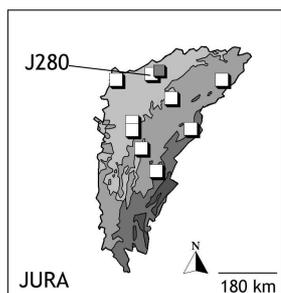
Les sols de la station de plaine (domaine des Avant-Monts) de Franois sont constitués en grande majorité de sols bruns eutrophes (intitulés BE) qui représentent 46 % de la surface de la station (Figure 3-36). La partie inférieure du Bajocien et Aalénien supérieur (j1a), subdivisée en calcaire à polypiers au sommet et en calcaires à entroques à la base, constitue le substrat des sols bruns eutrophes. Ces sols montrent un pH neutre à acide au sud (5,8). Les textures de surface sont généralement limono-argileuses et la structure est de forme polyédrique.

Des intergrades brunifiés, hydromorphes (BH) et à gley (BG) se retrouvent sur les terrains géologiques I6-3 et Fz, imperméables. En effet, la couche Aalénique et Toarcienne est marneuse. Cet ensemble est associé au Charmouthien et Lotharingien supérieur (I4-3), à dominance également marneuse (Figure 3-35A). L'engorgement se situe dans le deuxième horizon, à partir de 20 cm et est plus intense dans les unités situées au nord-ouest de la station.

Des sols brun calciques (BCQ) sont enfin situés au nord, en zone de pente (10-15 %). Ce sont des sols profonds dont le calcaire actif est important à partir de 35 cm. L'effervescence est toutefois modérée.

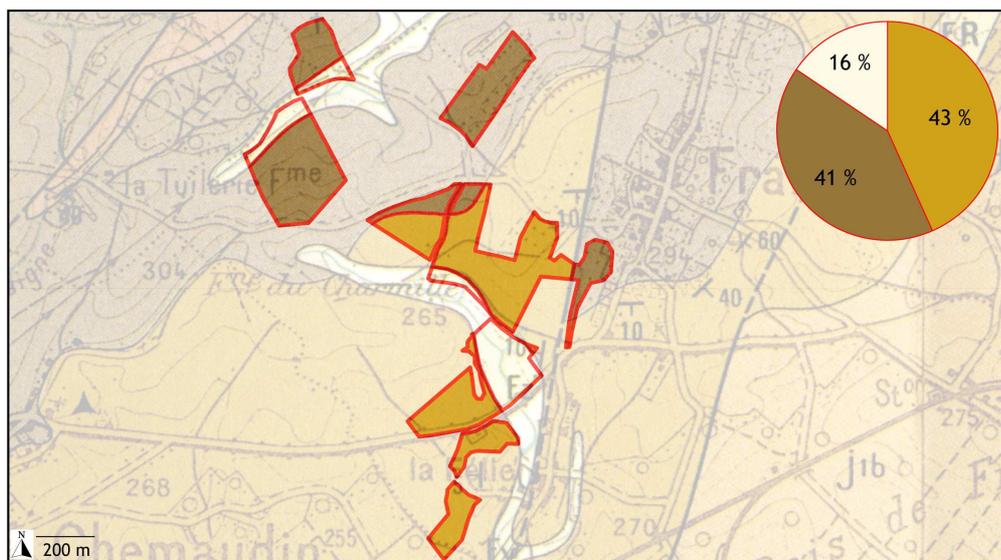
Deux sites de prélèvement sont choisis sur des sols bruns eutrophes, l'un sur des terrains calcaires datant du jurassique (j1b), l'autre sur des alluvions récentes. Il s'agit de :

- J280-BEf (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 871049 Y 2253905),
- J280-BEj (X 870759 Y 2254249). Les propriétés sont globalement identiques en surface, une faible quantité de matière organique, comprise entre 1,7 et 3,4 % et une texture limono-argileuse à argilo-limoneuse caractérise ces sols à pH neutre. Un troisième site est choisi sur un sol brun à gley, noté J280-BG (X 870152 Y 2254587). Situé au nord-ouest de la station, l'engorgement est situé à partir d'une profondeur de 20 cm. Les argiles dominent sur ce type de sol (texture argilo-limoneuse à argileuse en profondeur).



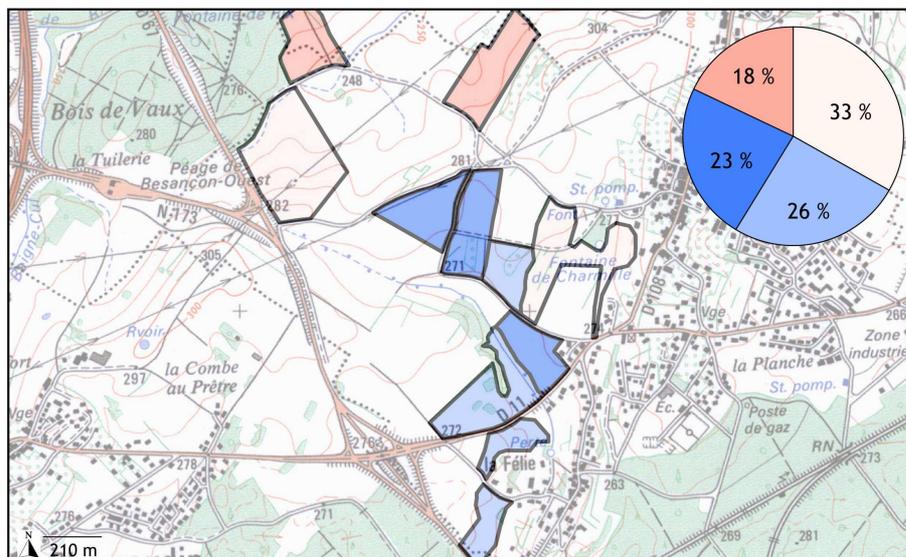
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Jura plaine
 Station : J280
 Commune : Franois
 Superficie : 51,92 hectares



Carte géologique des parcelles paturées. BRGM 1:50000 502 BESANCON, 1967.

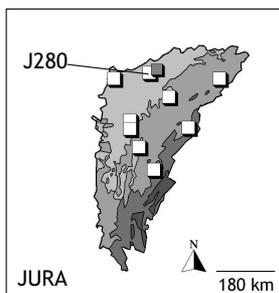
■ Fz - Alluvions modernes
■ I6-3 - Aalénien marneux et Toarcien Charmoutien et Lotharingien
■ j1a - Partie inférieure du Bajocien et Aalénien supérieur



Carte topographique des parcelles paturées. IGN 1:25000 33230, 1996.

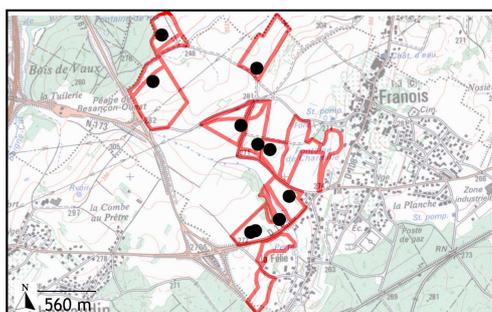
Pente : ■ 0 ■ [5;10[■ [15;40[
■]0;5[■ [10;15[Unité: %

Figures 3-35 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J280 (Franois, Jura).



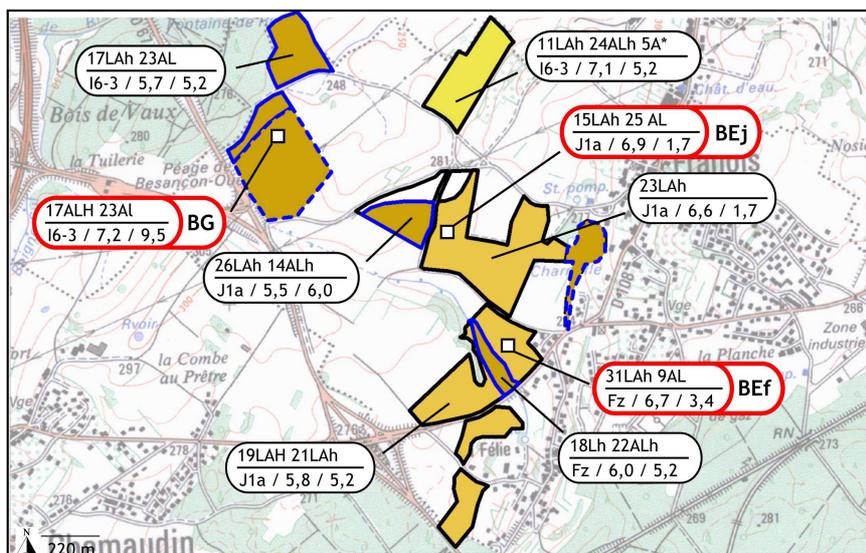
Carte pédologique des parcelles paturées.

Région : Jura plaine
 Station : J280
 Commune : Franois
 Superficie : 51,92 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondages permettant l'évaluation des types de sol.

□ Zone homogène
 ● Point de sondage

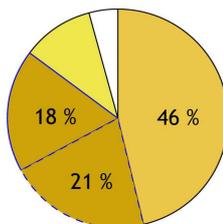


Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :

- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun eutrophe (Eutric Cambisol)
- Brun calcique (Calcario Eutric Cambisol)
- Brun hydromorphe (Gleyic Cambisol)
- Brun à gley (Gleyic Cambisol)
- Non renseigné



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

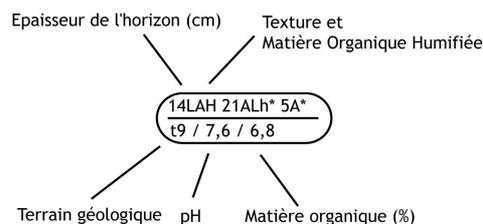


Figure 3-36 : Carte pédologique de la station J280 (Franois, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.

B/4.4 Doucier (J520)

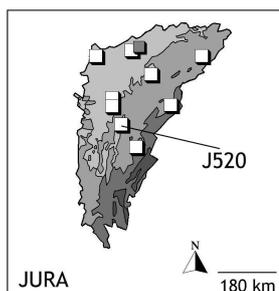
La station de Doucier est située en bordure du plateau lédonien (1^{er} plateau jurassien), dans la combe d'Ain. L'ensemble des parcelles pâturées de la station est situé sur des alluvions glaciaires morainiques (Gm, Figure 3-37A). Ce sont des terrains quaternaires, des moraines de fond principalement, qui sont constituées d'une matrice plus ou moins argileuse qui englobe des éléments grossiers qui ont en général une origine locale. Trois types de sols calcimagnésiques brunifiés témoignent d'une importante quantité de calcaire actif dans ces sols. Il s'agit de sols bruns calcaires (BCA) pour 61 % des cas, de sols bruns calciques (BCQ, à 28 %) et de rendzines brunifiées (RB, à 11 %).

Les rendzines brunifiées se situent dans une zone de pente comprise entre 10 et 15 %. Ce sont des sols superficiels peu évolués de 15 cm de profondeur. Ils sont riches en matière organique (à 10,0 %) et à calcaire actif. On constate la présence de cailloux calcaires en nombre important dans ces sols. Leur structure est polyédrique à grumeleuse, témoignant de processus secondaire de brunification (Figure 3-38). La texture est limoneuse.

Les sols bruns calcaires, plus profonds, montrent des quantités de matière organique moins importantes, de l'ordre de 8,5 % à la surface. La structure est polyédrique, les textures limoneuses à argilo-limoneuses en profondeur. Les pH de l'ensemble des sols sont alcalins (7,5) et le calcaire actif important sur l'ensemble du profil.

Les sols bruns calciques sont situés à l'est de la station. Ce sont des sols profonds, supérieurs à 1 m, dont l'excès de calcaire actif est observé au-delà de 60 cm. Le pH de ces sols est basique.

Trois sites de prélèvements sont retenus dans cette station. Deux sont des sols bruns calcaires (à deux classes de pente différentes) et le troisième est une rendzine brunifiée. Ils sont notés, respectivement, J520-BCA4 (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 862927 Y 2190176), J520-BCA0 (X 863430 Y 2190390) et J520-RB (X 863521 Y 2190293).



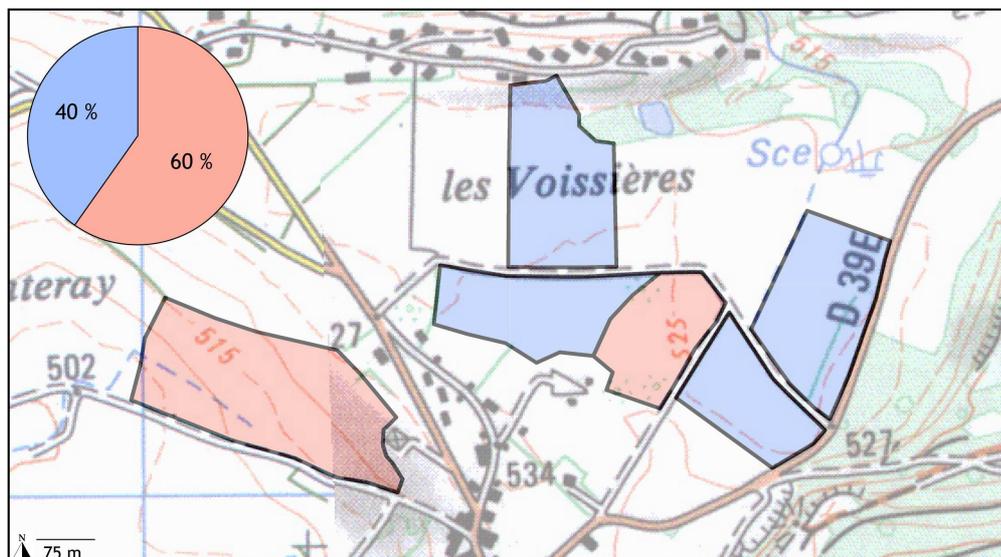
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Jura 1er plateau
 Station : J520
 Commune : Doucier
 Superficie : 20,96 hectares



Carte géologique des parcelles pâturées. BRGM 1:50000 582 CHAMPAGNOLE, 1962.

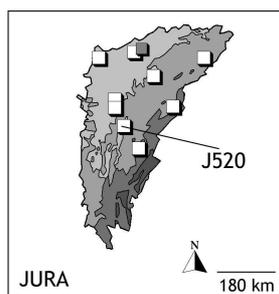
Gm - Alluvions glaciaires morainiques



Carte topographique des parcelles pâturées. IGN 1:25000 3326ET, 2002.

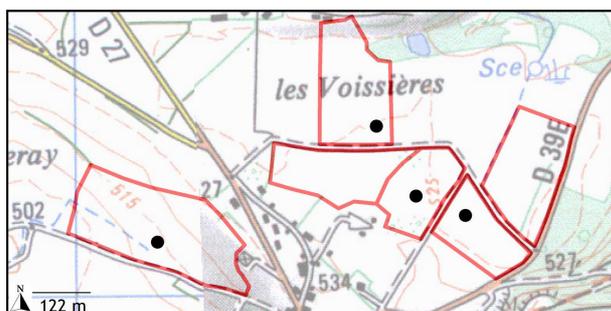
Pente :
 0 [5;10[[15;40]
 [0;5[[10;15[Unité: %

Figures 3-37 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J520 (Doucier, Jura).



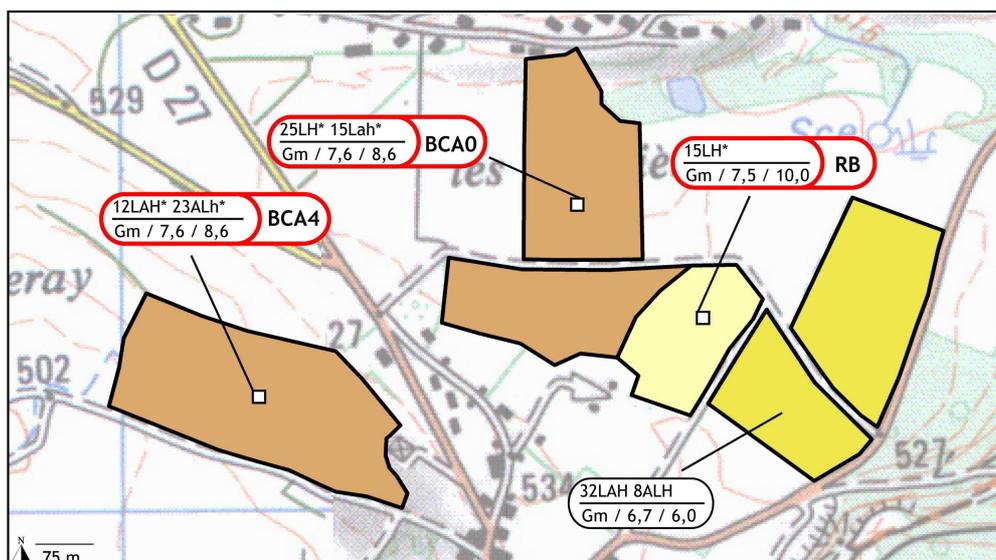
Carte pédologique des parcelles paturées.

Région : Jura 1er plateau
Station : J520
Commune : Doucier
Superficie : 20,96 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondages permettant l'évaluation des types de sol.

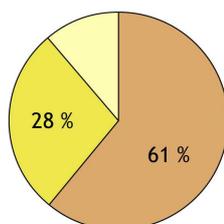
- Zone homogène
- Point de sondage



Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :
- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun calcaïque (Calcaro Eutric Cambisol)
- Brun calcaire (Calcic Cambisol)
- Rendzine brunifiée (Cambic Rendzina)



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

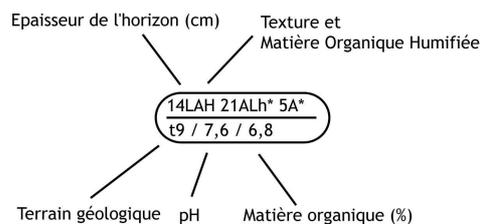


Figure 3-38 : Carte pédologique de la station J520 (Doucier, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.

B/4.5 Plasne (J560)

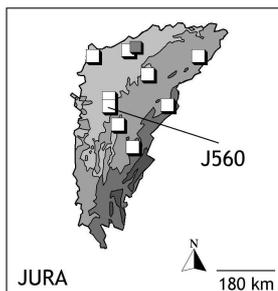
La station de Plasne est située sur le plateau Lédonien (1^{er} plateau jurassien). C'est une zone de plaine où la topographie est quasi nulle (Figure 3-39B). Les terrains géologiques sont constitués à 93 % de calcaire Bajocien moyen et supérieur (j1b, Figure 3-39A). Ce sont des successions de calcaires à polypiers, calcaires spathiques, marnes et calcaires oolithiques. Morphologiquement, ces calcaires résistent bien à l'érosion (ils forment par exemple la falaise supérieure des reculées et des bordures du plateau).

Les sols bruns de Plasne sont profonds et bien différenciés. Ce sont des sols à bonne complexation et à structure polyédrique. Ils représentent 91 % des parcelles (Figure 3-40). Une unité de ces sols bruns est basée sur des argiles à chailles (RS). Ce sont des formations superficielles très abondantes sur le rebord oriental du Jura et débordant en grandes coulées. Ces formations peuvent être épaisses, jusqu'à 5 m. Leur faciès est celui des argiles à chailles classiques : abondante matrice silto-argileuse brune. Le pH de ces sols bruns est acide, compris entre 5,6 et 5,7 au sud-est, et 5,4 par exemple sur la partie ouest. On peut différencier ces sols bruns en deux catégories, bruns mésotrophes (BM) et eutrophes (BE).

Une unité est constituée de sols bruns calciques (BCQ), avec la présence de CaCO₃ dans la terre fine au-delà de 35 cm de profondeur (représente 9 % des surfaces pâturées).

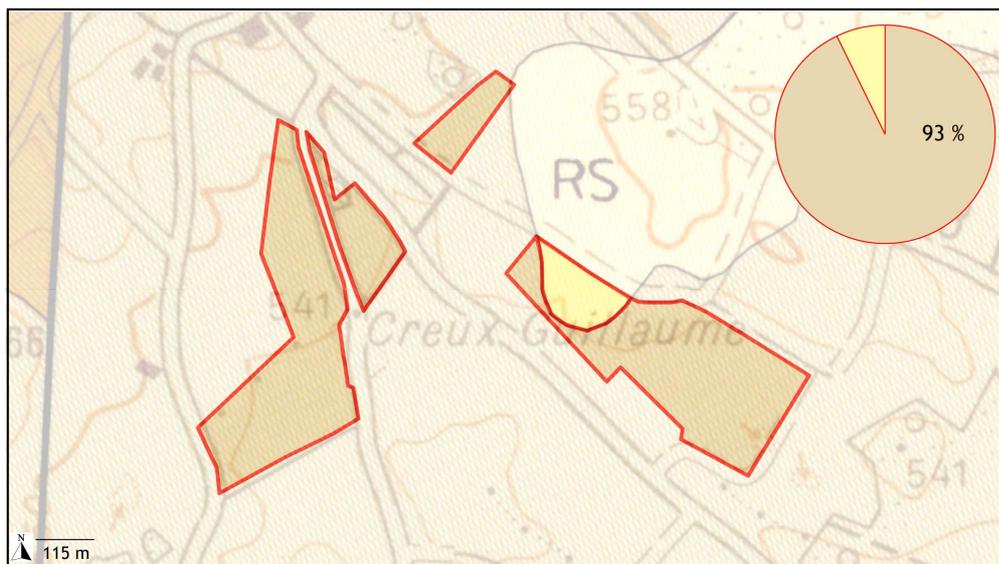
La texture de l'ensemble des sols rencontrés est limono-argileuse en surface à argilo-limoneuse. La quantité de matière organique en surface est faible, comprise entre 3,4 et 6,0 %.

Trois sites sont choisis dans cette station. Deux sites sont des sols bruns, eutrophe et mésotrophe, et le troisième sur des sols bruns calciques. Il s'agit, respectivement, de J560-BE (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 856276 Y 2204626, sur argiles à chailles), J560-BM (X 856055 Y 2204837, sur terrain calcaire datant du Bajocien) et J560-BCQ (X 855907 Y 2204646).



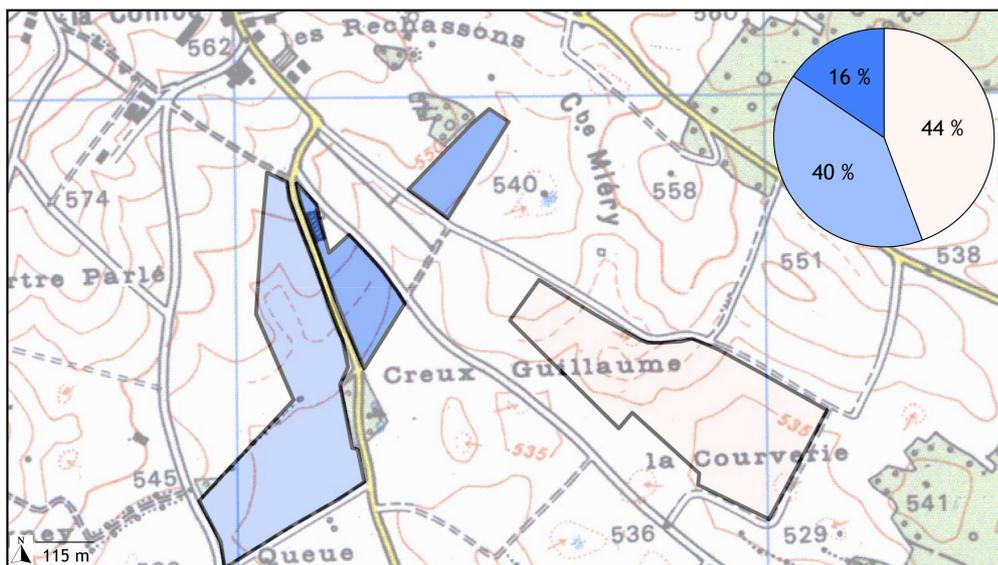
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Jura 1er plateau
 Station : J560
 Commune : Plasne
 Superficie : 24,18 hectares



Carte géologique des parcelles pâturées. BRGM 1:50000 581 LONS-LE-SAUNIER, 1993.

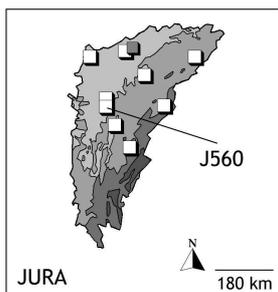
■ RS - Argiles à chailles
■ j1b - Bajocien supérieur (base)



Carte topographique des parcelles pâturées. IGN 1:25000 3226ET, 2000.

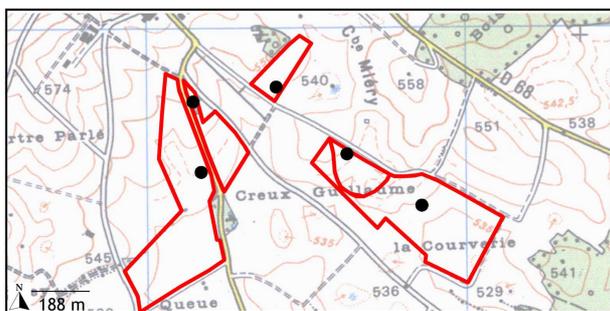
Pente : ■ 0 ■ [5;10[■ [15;40[
■]0;5[■ [10;15[Unité : %

Figures 3-39 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J560 (Plasne, Jura).



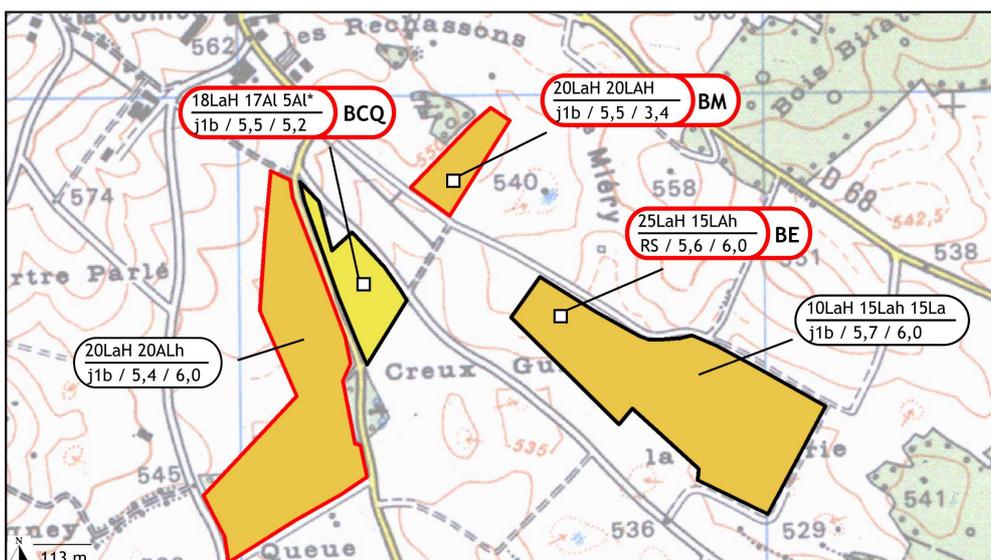
Carte pédoologique des parcelles paturées.

Région : Jura 1er plateau
 Station : J560
 Commune : Plasne
 Superficie : 24,18 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondage permettant l'évaluation des types de sol.

□ Zone homogène
 ● Point de sondage

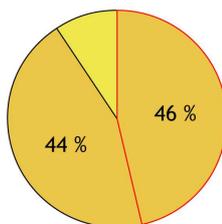


Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :

- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Ressources* (FAO, 1998).

- Brun eutrophe (Eutric Cambisol)
- Brun mésotrophe (Eutric Cambisol)
- Brun calcique (Calcaro Eutric Cambisol)



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

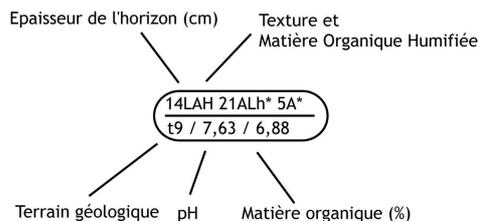


Figure 3-40 : Carte pédoologique de la station J560 (Plasne, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.

B/4.6 Silley (J620)

Située sur le plateau d'Ornans (1^{er} plateau jurassien), la station de Silley est établie sur des terrains calcaires datant du Séquanien, d'une épaisseur de 100 à 150 m et comprenant deux séries calcaires séparées par un ensemble marneux (Figure 3-41A). Les marnes de la série j7b atteignent des épaisseurs suffisantes (15 à 30 m) pour donner des combes ou des pentes douces. Les terrains de la station de Silley ont des pentes comprises entre 10 et 15 % (47 % de la surface, Figure 3-41B). Les calcaires supérieurs (j7c) ont des faciès relativement variés où ils peuvent être bicolores. Enfin, des blocs erratiques quaternaires (Gx), tous d'origine alpine et de grosse dimension, sont localement les témoins des plus anciennes glaciations (Günz ou Mindel).

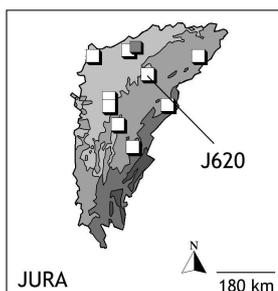
Les sols de cette station sont, en grande majorité, des sols bruns eutrophes (intitulé BE) et mésotrophes (BM, illustrés dans la Figure 3-42). A l'est, ces sols montrent des pH neutres, compris entre 6,7 et 7,3. Ils sont profonds sur l'unité en pente légère (pente comprise entre 0 et 5 %) et deviennent plus superficiels avec le dénivelé (profondeur de sol de 17 cm). A l'ouest, les sols bruns sont plus acides avec des pH qui sont compris entre 5,3 et 5,6. Ces sols sont qualifiés de mésotrophes avec notamment une activité biologique plus modérée.

Une unité montre un sol superficiel (< à 20 cm de profondeur), basé sur des terrains calcaires datant du Séquanien inférieur. Il s'agit d'un sol brun calcaire (BCA), à excès de CaCO₃ sur l'ensemble du profil. Le pH de ce sol est neutre (6,8).

Au centre de la station, une unité importante montre des sols bruns lessivés (BL). Ce sont des sols où l'on constate un lessivage des particules fines en profondeur. Les pH sont plus acides dans ces sols (compris entre 5,6 et 5,8). Le lessivage est cependant peu intense, on ne constate pas en effet un véritable horizon éluvial, plus clair et appauvri en particules d'argiles.

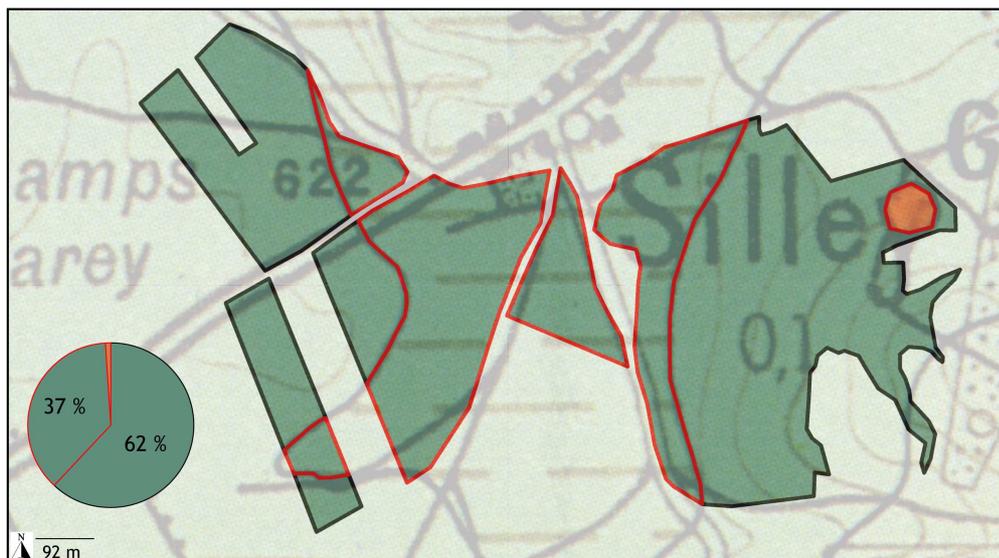
Trois sites sont retenus à Silley. Il s'agit de :

- J620-BCA (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 888821 Y 2232471), sur sol brun calcaire. C'est un sol superficiel, à texture limono faiblement argileuse et à pH neutre de 6,8.
- J620-BL (X 888661 Y 2232327), sur sol brun lessivé. C'est un sol profond avec un enrichissement en argile avec la profondeur et un pH de 5,8.
- J620-BE (X 899222 Y 2232197), sur sol brun eutrophe. C'est un sol superficiel en système de pente, à pH neutre et à texture homogène, limono faiblement argileuse en surface.



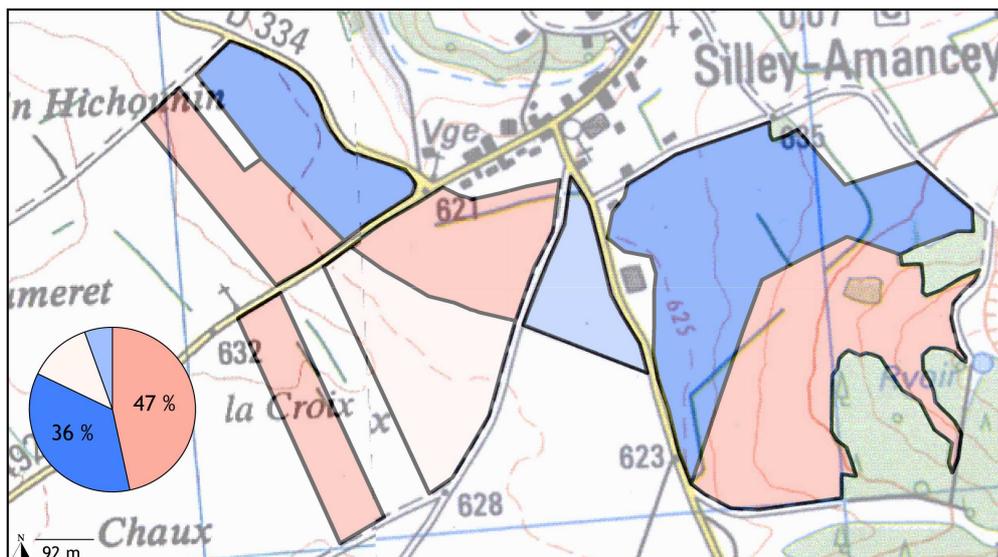
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Jura 1er plateau
 Station : J620
 Commune : Silley
 Superficie : 43,49 hectares



Carte géologique des parcelles pâturées. BRGM 1:50000 530 ORNANS, 1983.

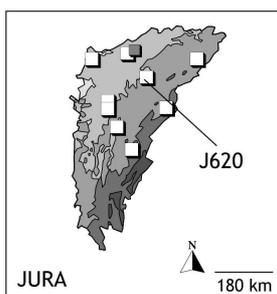
■ Gx - Blocs erratiques ■ j7b - Séquanien, niveau-repère des Marnes à Exogyres
■ j7c - Séquanien, calcaires supérieures



Carte topographiques des parcelles pâturées. IGN 1:25000 34240T, 2000.

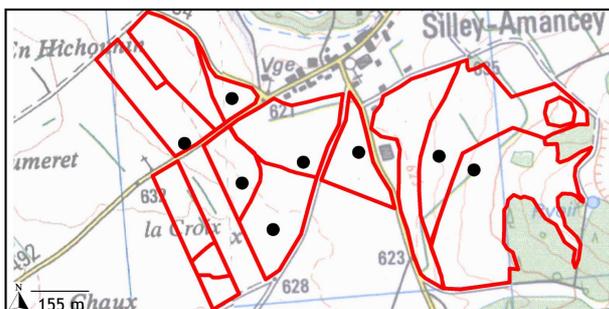
Pente : ■ 0 ■ [5;10[■ [15;40[
■]0;5[■ [10;15[Unité : %

Figures 3-41 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J620 (Silley, Jura).



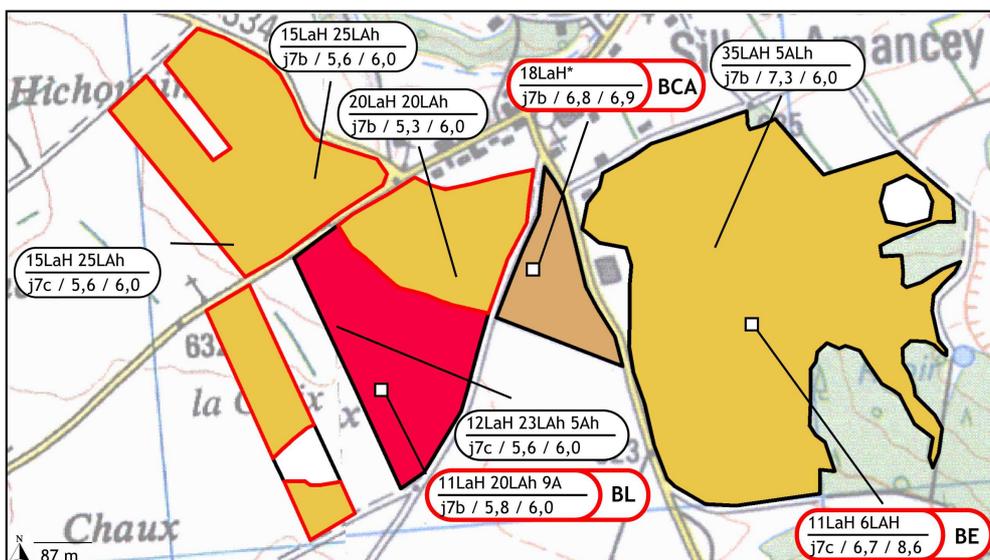
Carte pédoologique des parcelles pâturées.

Région : Jura 1er plateau
 Station : J620
 Commune : Silley
 Superficie : 43,49 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondages permettant l'évaluation des types de sol.

□ Zone homogène
 ● Point de sondage

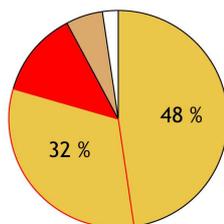


Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :

- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun eutrophe (Eutric Cambisol)
- Brun mésotrophe (Eutric Cambisol)
- Brun calcaire (Calcic Cambisol)
- Brun lessivé (Orthic Luvisol)
- Non renseigné



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

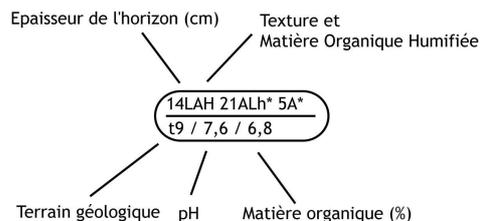


Figure 3-42 : Carte pédoologique de la station J620 (Silley, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.

B/4.7 Le Russey (J890)

La station du Russey se situe sur le deuxième plateau jurassien. Comme pour la station de Silley, celle-ci est établie sur un ensemble datant du Séquanien (j7, Figure 3-43A). Cette série a été séparée en deux ensembles lithologiques nettement différenciés. Au sommet, des formations calcaires (j7b), de 40 à 50 m d'épaisseur, sont formées par des calcaires compacts de teinte claire en bancs réguliers. Toutefois, des variations locales sont fréquentes, calcaires oolithiques beiges, calcaires à Polypiers, calcaires à débris, A la base, un ensemble marneux (j7a), de 30 à 40 m d'épaisseur, est constitué de marnes tendres qui présentent une grande variété lithologique de niveaux plus durs dont la position relative est difficile à préciser. Cet étage marneux dessine partout une combe ou un replat bien marqué dans la morphologie, entre les calcaires Séquaniens-Kimméridgiens et les calcaires Rauraciens. Enfin, la formation datant du Rauracien (j6) est une série calcaire complexe et compacte où s'imbriquent différents faciès récifaux et périrécifaux.

Ces terrains, alternance de marnes et de calcaires durs, façonnent le paysage de monts et de vallons. La station du Russey est constituée d'unités plates et de zones de pentes comprises entre 10 et 15 % (Figure 3-43B).

Les sols rencontrés sont des sols bruns mésotrophes (intitulés BM) à 57 % et bruns lessivés (BL) à 22 %. Ces sols sont bien différenciés et de bonne profondeur. Le pH est bas, compris entre 5,0 et 5,6. Tout comme Silley, le lessivage est peu intense, peu matérialisé par un horizon (Bt) bien délimité.

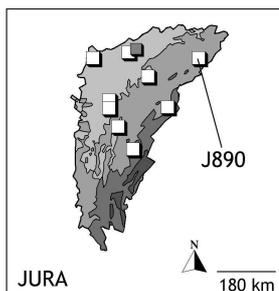
Des sols superficiels de 15 à 20 cm de profondeur sont situés en zone de pente. Ils sont particulièrement riches en matière organique, compris entre 7 et 9 %. Malgré ces proportions importantes, ce sont des sols bien agrégés à structure polyédrique dominante. Le pH de ces sols est acide, de l'ordre de 5,5. Ces sols, représentant 18 % des parcelles pâturées, sont nommés bruns mésotrophes humifères (BME, Figure 3-44).

Trois sites de prélèvement sont retenus dans cette station :

- J890-BM, sur sol brun mésotrophe (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 933796 Y 2250675). Ce sol, situé en pente légère comprise entre 5 et 10 %, est peu profond. Il montre un pH acide (5,3) et la texture est limono-argileuse.

- J890-BL, sur sol brun lessivé (X 933953 Y 2250373). Ce sol de profondeur supérieure à 1 m montre un lessivage des particules argileuses en profondeur. A partir de 40 cm, la texture est argileuse. Le pH est également acide (5,4).

- J890-BMH, sur sol brun mésotrophe humifère (X 933613 Y 2250529). Ce sol est superficiel, inférieur à 20 cm de profondeur, et est riche en matière organique (estimation de 7,2 %).



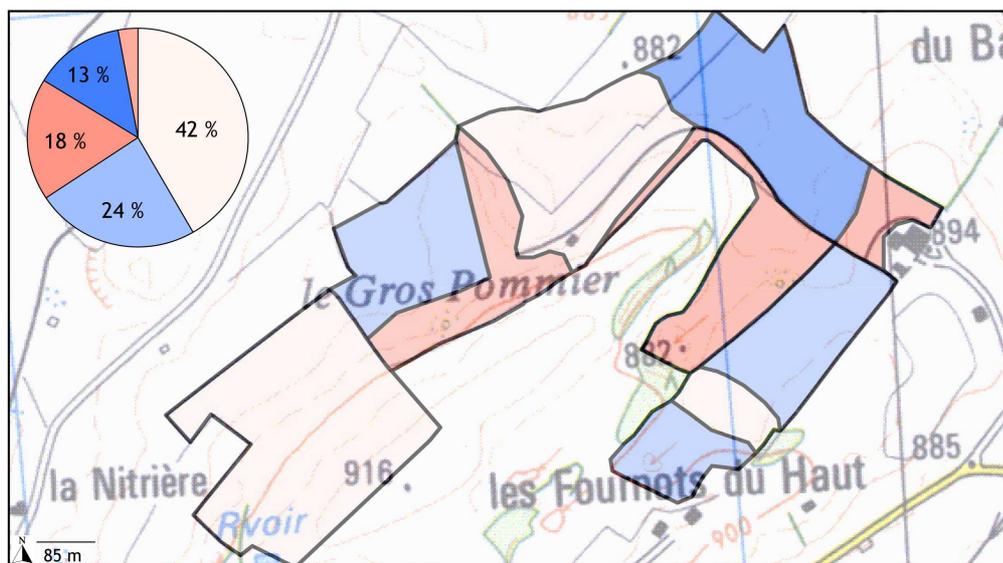
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Jura 2ème plateau
 Station : J890
 Commune : Le Russey
 Superficie : 32,70 hectares



Carte géologique des parcelles pâturées. BRGM 1:50000 504 MAICHE, 1979.

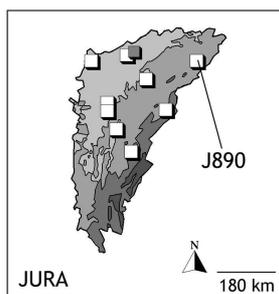
■ j7b - Séquanien supérieur calcaire ■ j6 - Rauracien
 ■ j7a - Séquanien inférieur marneux



Carte topographique des parcelles pâturées. IGN 1:25000 35230T, 2000.

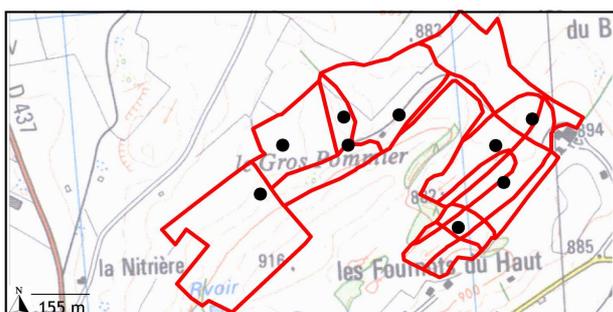
Pente : ■ 0 ■ [5;10[■ [15;40]
 ■]0;5[■ [10;15[Unité : %

Figures 3-43 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J890 (Le Russey, Jura).



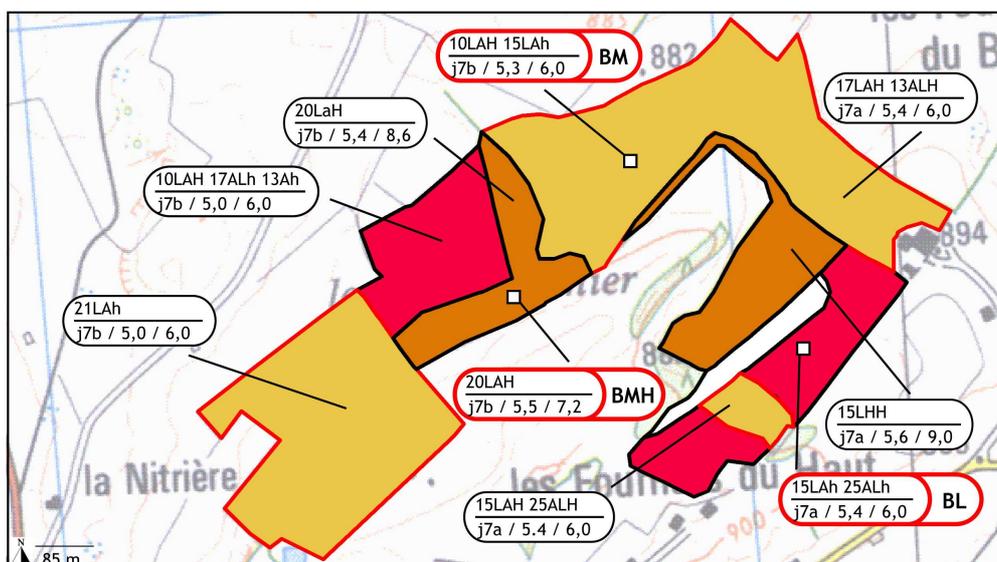
Carte pédologique des parcelles paturées.

Région : Jura 2ème plateau
Station : J890
Commune : Le Russey
Superficie : 32,70 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondage permettant l'évaluation des types de sol.

□ Zone homogène
● Point de sondage

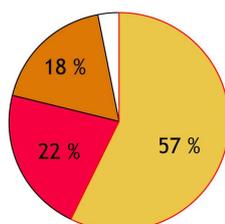


Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :

- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun mésotrophe (Eutric Cambisol)
- Brun mésotrophe humifère (Humic Cambisol)
- Brun lessivé (Orthic Luvisol)
- Non renseigné



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

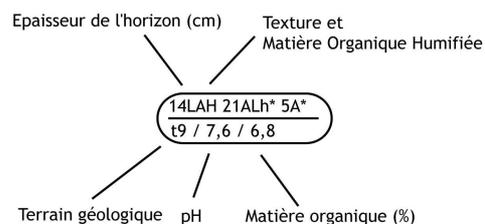


Figure 3-44 : Carte pédologique de la station J890 (Le Russey, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.

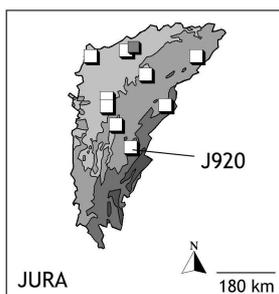
B/4.8 Longchaumois (J920)

La station de Longchaumois est située dans la Haute-Chaîne du massif du Jura, à une altitude de 920 m. Cette station est dominée par des alluvions glaciaires établies sur un vallon dans la zone nord-ouest de la carte (Figure 3-45A). Ces dépôts, morainiques en général, couvrent d'assez grandes surfaces mais sont peu profonds. Ils sont constitués d'une matrice argileuse. Les sols reposant sur ces terrains plats ou quasi plats sont exclusivement des sols calcimagnésiques, bruns calciques ou calcaires (Figures 3-45B, 3-46).

Les autres sols rencontrés sont situés sur des formations datant de l'Hautérivien (n3) et du Valanginien (n2). Le premier substrat est un complexe à dominante marneuse mais les intercalations calcaires y sont fréquentes. Le second est constitué de calcaires roux qui sont couronnés par un niveau de calcaire rougeâtre. Ils sont bien stratifiés, riches en débris de Bryozoaires et d'échinodermes. Ces terrains sont dominés par des sols calcimagnésiens, qui représentent 81 % des parcelles (Figure 3-46). Ces sols ont des pH compris entre 6,0 et 7,4. Globalement, l'horizon de surface a une texture limoneuse à limono-argileuse. Localement, certaines unités montrent des quantités importantes de matière organique, supérieures à 8 %. Ces sols sont situés dans la partie sud-est et en zone de pente.

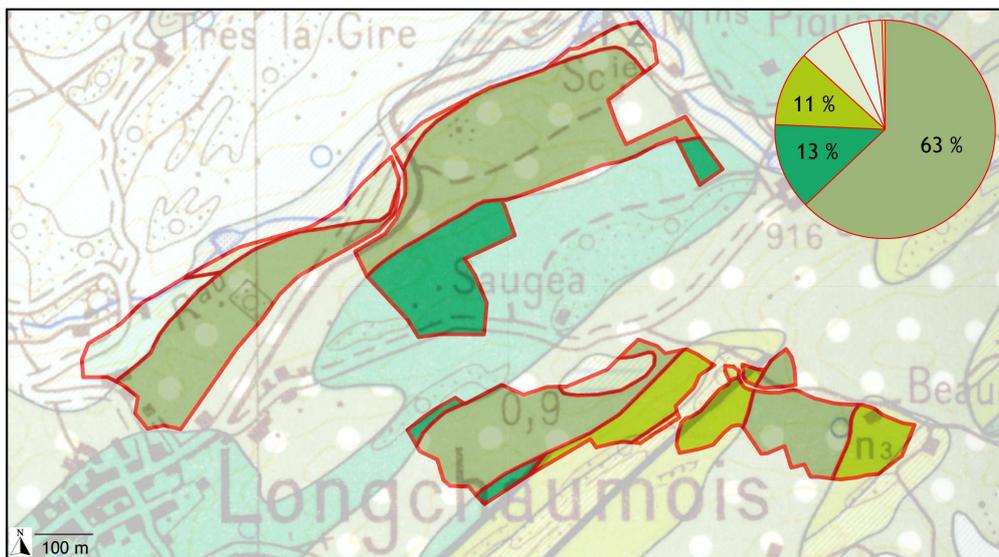
Deux autres types de sols sont minoritaires, il s'agit de sols bruns hydromorphes et de sols bruns eutrophes. Situé à l'est de la station, ce sol, à excès de calcaire actif, montre un engorgement temporaire peu intense à partir d'une profondeur de 10 cm.

Deux sites de prélèvement sont choisis sur sols bruns calcaires et sur deux catégories de pente différentes. Il s'agit de J920-BCA2 (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 876992 Y 2168892) et J920-BCA3 (X 876765 Y 2169358). Un troisième site est situé sur un sol brun calcique et est noté J920-BCQ (X 877627 Y 2168933). Les trois sites sont situés sur les terrains glaciaires.



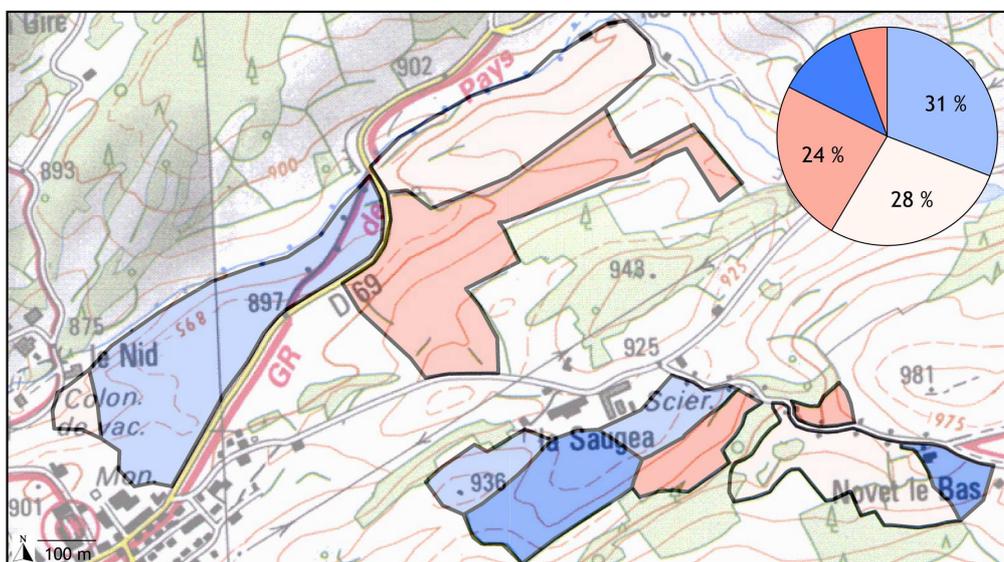
Carte des unités géologiques et topographiques.

Région : Jura 2ème plateau
 Station : J920
 Commune : Longchaumois
 Superficie : 49,87 hectares



Carte géologique des parcelles paturées. BRGM 1:50000 605 MOREZ - BOIS D'AMONT, 1968.

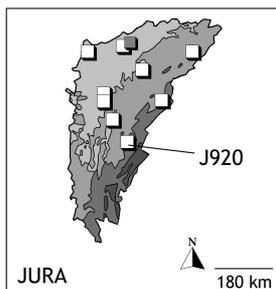
Fz - Alluvions récentes
 G - Glaciaire
 n3 - Hauterivien, marnes et calcaires
 j9 - Portlandien, calcaires sublithographiques et dolomitiques
 FzT - Tourbe
 n4 - Barrémien, calcaires récifaux
 n2 - Valanginien, marnes et calcaires



Carte topographique des parcelles paturées. IGN 1:25000 3327ET, 2005.

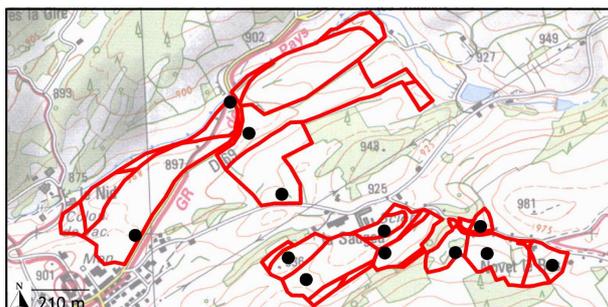
Pente : 0
 [5;10[
 [15;40]
]0;5[
 [10;15[
 Unité: %

Figures 3-45 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J920 (Longchaumois, Jura).



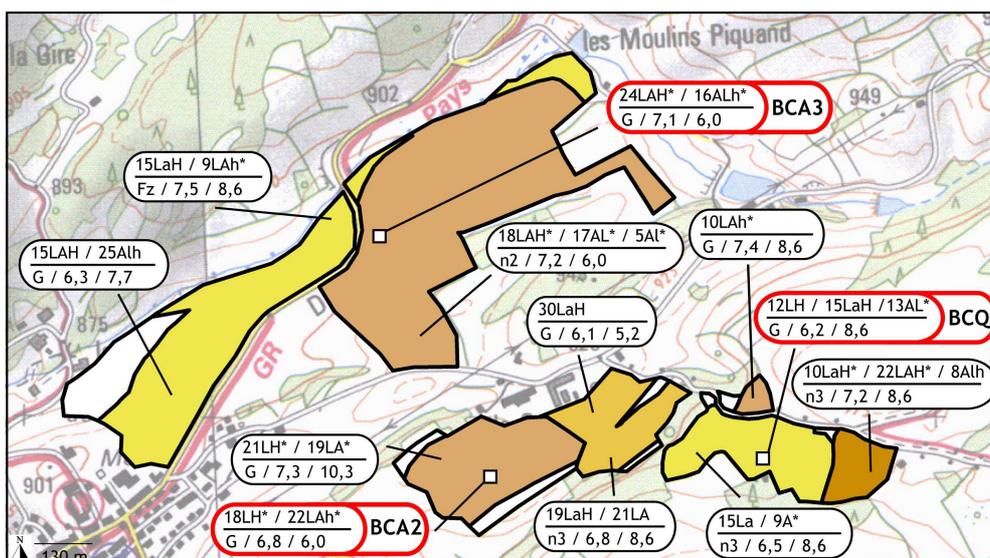
Carte pédologique des parcelles pâturées.

Région : Jura 2ème plateau
Station : **J920**
Commune : Longchaumois
Superficie : 49,87 hectares



Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondages permettant l'évaluation des types de sol.

□ Zone homogène
● Point de sondage

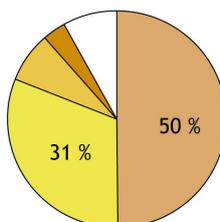


Classification des types de sol et sigle de désignation morpho-fonctionnel adapté.

Légende de sol :

- classification française (Duchaufour, 2001),
- entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun eutrophe (Eutric Cambisol)
- Brun calcique (Calcario Eutric Cambisol)
- Brun hydromorphe calcaire (Calcario Gleyic Cambisol)
- Brun calcaire (Calcic Cambisol)
- Non renseigné



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

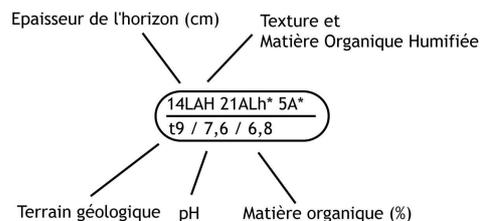


Figure 3-46 : Carte pédologique de la station J920 (Longchaumois, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.

B/4.9 St-Antoine (J980)

La station de St-Antoine est située dans la Haute-Chaîne jurassienne. Les parcelles de cette station sont situées en partie en zone de vallon, au sud, et en partie en position sommitale ou en zone de pente le long d'un faisceau (partie nord). L'ensemble est situé sur des terrains sédimentaires calcaires (Figure 3-47A).

Au sud, sur un calcaire oolithique jaune (glaucconieux et bioclastique sur la base et datant du Hautérvien, noté n3), se développent des sols bruns calciques (intitulés BCQ), profonds et à pH alcalin en surface (pH = 7,7). Dans la partie sud, les terrains formant la base du Portlandien (j9) sont composés d'un calcaire compact à grains très fins identiques à ceux du Kimméridgien supérieur. Enfin, les terrains datant du Kimméridgien (J8) sont des calcaires un peu cristallins de teinte beige et qui constituent un ensemble de calcaires marneux et de marnes. Les sols rencontrés sur ces terrains sont :

- soit profonds et à structure polyédrique. La brunification est alors dominante et contribue à la formation de sols bruns eutrophes et mésotrophes (intitulés BE et BM),

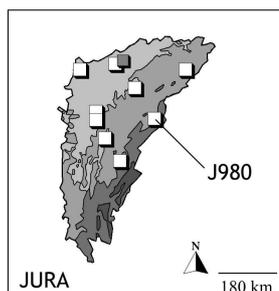
- soit peu profonds à superficiels. Le sol est alors constitué d'éléments grossiers et de calcaire actif sur une partie du profil et forme des sols bruns calciques (Figure 3-48).

Les pH des parcelles de la partie nord sont variables, souvent acides (proches de 5,5). L'unité située au nord, notée sol brun calcique, est une unité hétérogène constituée de sols superficiels (inférieurs à 15 cm) et de sols plus profonds (de 60 cm environ). Suivant la profondeur, ceux-ci sont calciques ou calcaires. L'ensemble des sondages effectués montrent que les sols bruns calciques sont majoritaires dans cette zone.

Trois sites de prélèvement sont retenus, en fonction du type de sol et du terrain géologique :

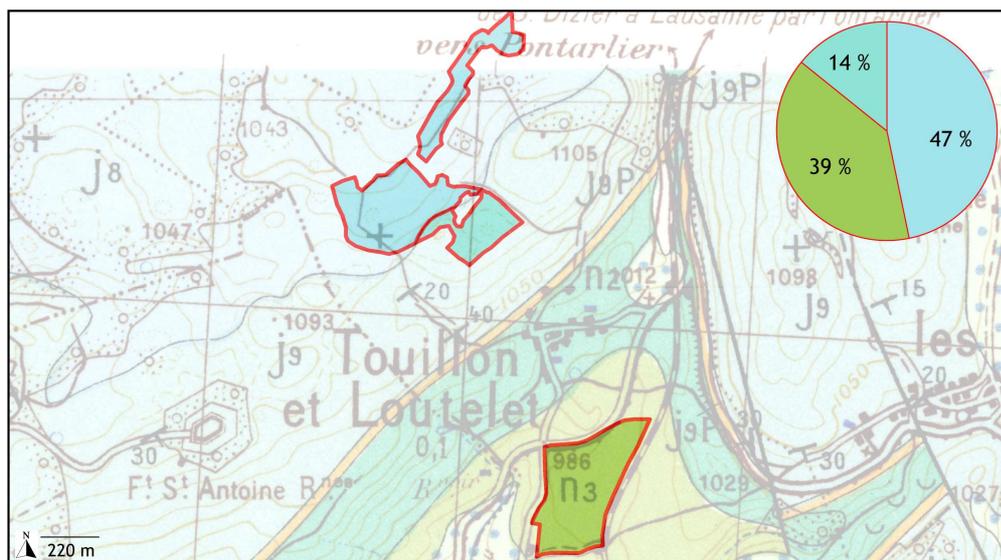
- sols bruns calciques (représentant 59 % de la surface), noté J980-BCQn (coordonnées Lambert II étendu, NTF - X 906366 Y 2206364) et J980-BCQj (X 906040 Y 2207993),

- sol brun mésotrophe (représentant 32 % de la surface), noté J980-BE (X 905816 Y 2207383).



Carte des unités géologiques et topographiques.

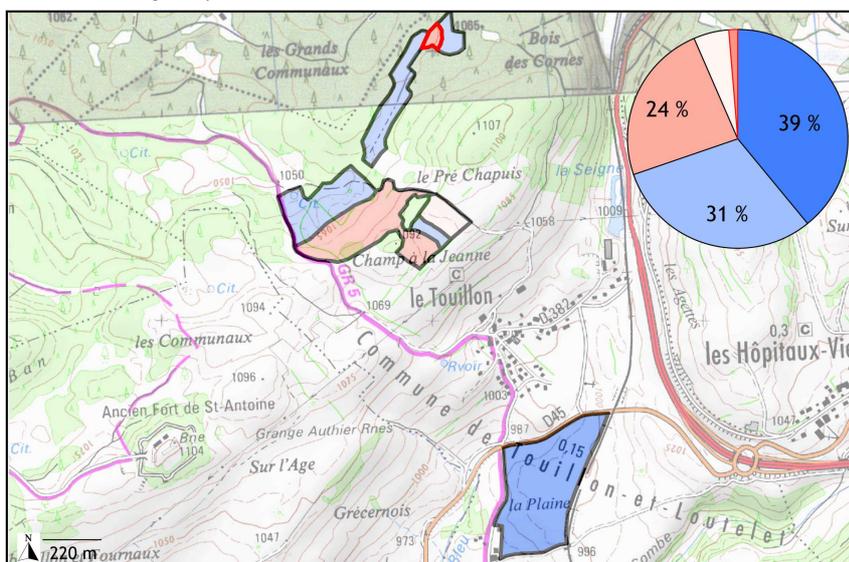
Région : Jura 2ème plateau
 Station : J980
 Commune : St-Antoine
 Superficie : 31,61 hectares



Carte géologique des parcelles pâturées. BRGM 1:50000 583 MOUTHE, 1957.

n3 - Hauterivien j8 - Kimméridgien inf.

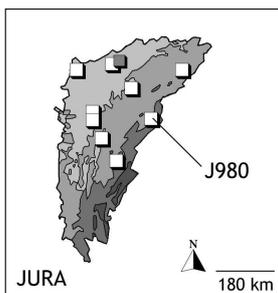
j9 - Portlandien et Kimméridgien sup.



Carte topographique des parcelles pâturées. IGN 1:25000 34250T, 2000 et 34260T, 1998.

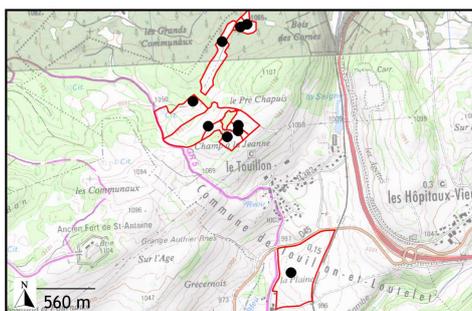
Pente : [0;5[[5;10[[15;40[
]0;5[[10;15[Unité: %

Figures 3-47 : Situation géologique (A) et topographique (B) de la station J980 (St-Antoine, Jura).



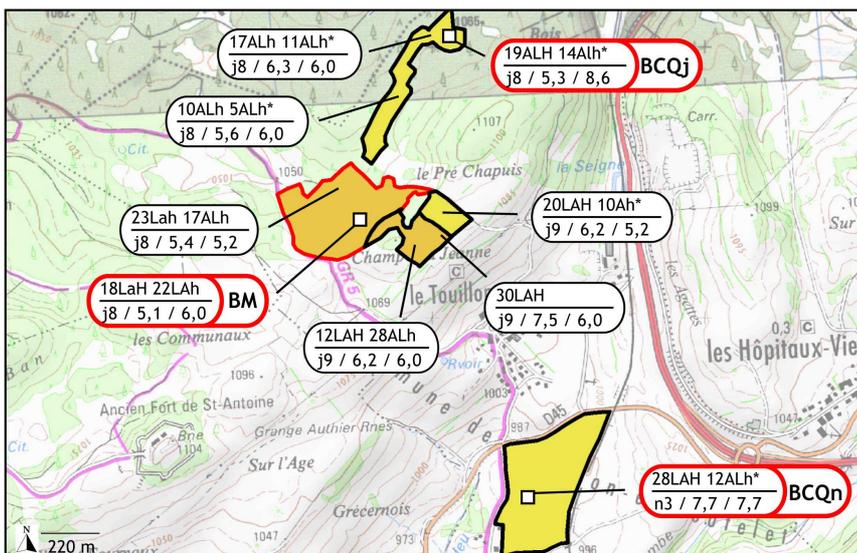
Carte pédologique des parcelles pâturées.

Région : Jura 2ème plateau
 Station : **J980**
 Commune : St-Antoine
 Superficie : 31,61 hectares



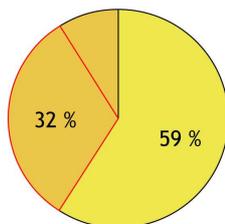
Carte des Unités Cartographiques de Sol (UCS) et points de sondages permettant l'évaluation des types de sol.

□ Zone homogène
 ● Point de sondage



Légende de sol :
 - classification française (Duchaufour, 2001),
 - entre parenthèse, *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 1998).

- Brun eutrophe (Eutric Cambisol)
- Brun mésotrophe (Eutric Cambisol)
- Brun calcique (Calcaro Eutric Cambisol)



Sigle morpho-fonctionnel adapté.

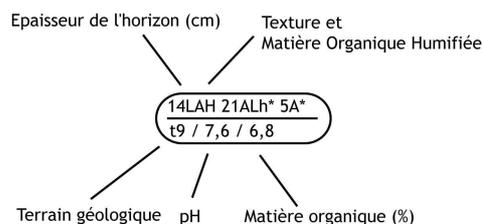


Figure 3-48 : Carte pédologique de la station J980 (St-Antoine, Jura). Encadré rouge : sites de prélèvement.

C/ Bilan sur les types de sols rencontrés et sur les sites étudiés

Pour chaque station, des cartes pédologiques des parcelles pâturées ont été réalisées. Ces cartes permettent, outre le choix des sites d'étude, d'obtenir la variabilité pédologique des stations, des régions et du territoire. Vingt-et-un types de sols sont ainsi répertoriés sur 653 hectares.

La Charente montre la plus grande variabilité de types de sols (N = 8, Figure 3-49). En effet, il existe des familles de types de sol différentes au sein de chaque station. On ne peut pas, ainsi, généraliser sur une famille en particulier et des propriétés à l'échelle de la région. Toutefois, on peut noter que les sols les plus représentés sont brunifiés et hydromorphes. Ces sols sont représentatifs de la station C220, située à Abzac, sur les terrains granitiques. Cette station, en surface, est deux fois plus importante que les autres stations et conditionne les sols majoritaires de la région. Les sols de cette station sont à pH acide de l'ordre de 5,5, à texture limoneuse à sableuse en profondeur. Les sols hydromorphes montrent la présence d'un engorgement situé aux environs de 50 cm de profondeur qui conduisent à des problèmes d'anoxie. Les deux autres sols représentent la station C150 et C90. Il s'agit de sols bruns mésotrophes pour C150 et bruns calcaires humifères pour C90. Ces premiers sont des sols profonds, souvent supérieures à 1 m, à pH aux alentours de 6. Ces sols montrent une texture limono-argileuse à la surface et d'une structure de forme polyédrique, témoin d'une bonne agrégation et de processus de brunification. Les seconds sols, calcimagnésiques, montrent un excès de calcium actif qui conditionne des problèmes de dégradation de la matière organique (abondante) et une mauvaise agrégation des particules (structure de type grumeleuse). Un seul site est défini dans chaque station de Charente. La représentativité de la région, en termes d'échantillon prélevé sur ces sites, est inférieure à 50 % (Tableau 3-1).

Dans le Puy-de-Dôme, les andosols et intergrades représentent environ 70 % des sols observés. Ces sols se caractérisent par des taux importants de matière organique jusqu'en profondeur et d'un pH acide. Les processus de mélanisation et d'andosolisation sont accentués avec l'altitude. Les sols situés à P1140 sont les plus acides et les plus riches en matière organique. Trois sites sont déterminés à chaque station. La représentativité générale des prélèvements est de 97 %.

Dans le Jura, on peut distinguer trois étages différents, caractérisés chacun d'eux par une grande famille de sols. Il s'agit en plaine, de sols bruns eutrophes et hydromorphes, de sols bruns eutrophes et mésotrophes sur le 1^{er} plateau, et de sols calcimagnésiens dans le 2^{ème} plateau et la Haute-Chaîne (Figure 3-49). En plaine, les sols hydromorphes représentent environ 30 % des surfaces pâturées. Ces sols sont caractérisés par des engorgements temporaires d'une nappe d'eau. La texture est souvent argileuse à proximité de cet engorgement. On peut noter sur l'ensemble de la région, une augmentation des sols calcimagnésiens qui deviennent majoritaires dans le 2^{ème} plateau. Trois sites sont également choisis sur chacune des stations étudiées. La représentativité est comprise entre 88 et 99 %.

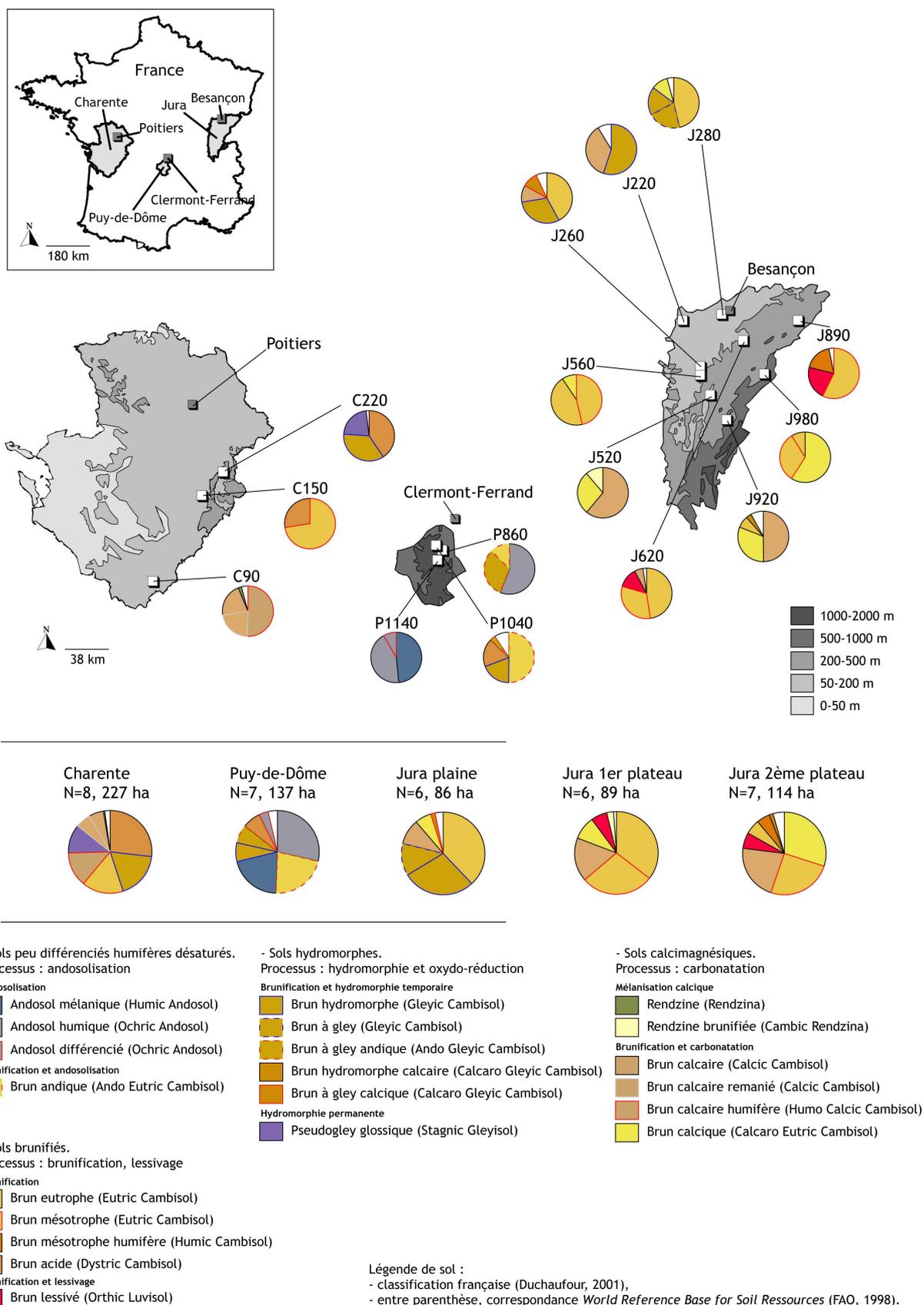


Figure 3-49 : Répartition surfacique des types de sol par station et région d'étude.

Région	Station	Site	Processus	Type de sol	Surface (% de la station)	Surface (% de la région)	
Charente	C90	BCAr	Brunification et carbonatation	Brun calcaire remanié	22,0	5,9	
		BCAH	Brunification et carbonatation	Brun calcaire humifère	50,4	13,5	
						72	
	C150	BAC	Brunification	Brun acide	27,6	13,4	
C220	BAC	Brunification	Brun acide	40,6	13,4		
					46		
Puy-de-Dôme	P860	AHa	Andosolisation	Andosol humique	27,9	9,6	
		AHb	Andosolisation	Andosol humique	27,9	9,6	
		BGA	Brunification et hydromorphie temporaire	Brun à gley andique	31,7	7,2	
						88	
	P1040	BA	Brunification et andosolisation	Brun andique	50,2	21,9	
		BAC	Brunification	Brun acide	18,1	7,1	
		BH	Brunification et hydromorphie temporaire	Brun hydromorphe	18,9	7,4	
						87	
	P1140	AD	Andosolisation	Andosol différencié	8,4	3,6	
		AH	Andosolisation	Andosol humique	43,2	9,6	
AM		Andosolisation	Andosol mélanique	48,5	20,6		
					100	97	
Jura plaine	J220	BCA	Brunification et carbonatation	Brun calcaire	36,3	9,9	
		BH0	Brunification et hydromorphie temporaire	Brun hydromorphe	27,5	9,4	
		BH4	Brunification et hydromorphie temporaire	Brun hydromorphe	27,5	9,4	
						91	
	J260	BGC	Brunification et hydromorphie temporaire	Brun à gley calcique	9,8	1,7	
		BH	Brunification et hydromorphie temporaire	Brun hydromorphe	30,2	9,4	
		BE	Brunification	Brun eutrophe	42,1	12,6	
						82	
	J280	BG	Brunification et hydromorphie temporaire	Brun à gley	20,9	12,6	
		BEj	Brunification	Brun eutrophe	23,2	12,6	
BEf		Brunification	Brun eutrophe	23,2	12,6		
					67	90	
Jura 1 ^{er} plateau	J520	BCA0	Brunification et carbonatation	Brun calcaire	30,5	5,7	
		BCA4	Brunification et carbonatation	Brun calcaire	30,5	5,7	
		RB	Mélanisation calcique	Rendzine brunifiée	11,2	2,6	
						72	
	J560	BCQ	Brunification et carbonatation	Brun calcique	9,3	9,1	
		BM	Brunification	Brun mésotrophe	46,3	28,2	
		BE	Brunification	Brun eutrophe	44,4	17,7	
						100	
	J620	BE	Brunification	Brun eutrophe	47,7	17,7	
		BCA	Brunification et carbonatation	Brun calcaire	5,4	5,7	
BL		Brunification et lessivage	Brun lessivé	12,7	6,3		
					66	99	
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	BL	Brunification et lessivage	Brun lessivé	21,6	6,2	
		BM	Brunification	Brun mésotrophe	57,2	12,6	
		BMH	Brunification	Brun mésotrophe humifère	18,0	5,2	
						97	
	J920	BCQ	Brunification et carbonatation	Brun calcique	31,2	10,0	
		BCA2	Brunification et carbonatation	Brun calcaire	24,9	10,9	
		BCA3	Brunification et carbonatation	Brun calcaire	24,9	10,9	
						81	
	J980	BCQn	Brunification et carbonatation	Brun calcique	29,5	10,0	
		BM	Brunification	Brun mésotrophe	32,1	12,6	
BCQj		Brunification et carbonatation	Brun calcique	29,5	10,0		
					91	88	

Tableau 3-1 : Bilan de la représentativité des sites d'étude en fonction du type de sol.

Hiérarchisation des facteurs de sensibilité des sols à la végétation

L'objectif de ce chapitre est de classer les facteurs de sensibilité du transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr allant du sol à la végétation prairiale et à l'ensilage de maïs. Trois étapes principales sont proposées :

- mesurer les activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans les sols et la végétation prairiale des sites choisis, déterminer les facteurs de transferts associés (C_r , C_{ag} et J) et identifier les différences entre les stations et les régions de ces indicateurs de sensibilité,
 - évaluer les facteurs de sensibilité qui sont susceptibles de modifier les transferts en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans les sites d'étude et identifier les différences entre les stations et les régions,
 - hiérarchiser les facteurs de sensibilité du transfert entre les sols et la végétation.
-

A/ Bilan du nombre d'échantillons prélevés et des analyses radiologiques effectuées

L'étude se décline en trois campagnes d'échantillonnage principales, au printemps (avril à juin), puis à l'automne 2007 (octobre). Enfin, au printemps 2008, une nouvelle campagne de prélèvements est réalisée sur des espèces spécifiques de végétation (Figure 4-1).

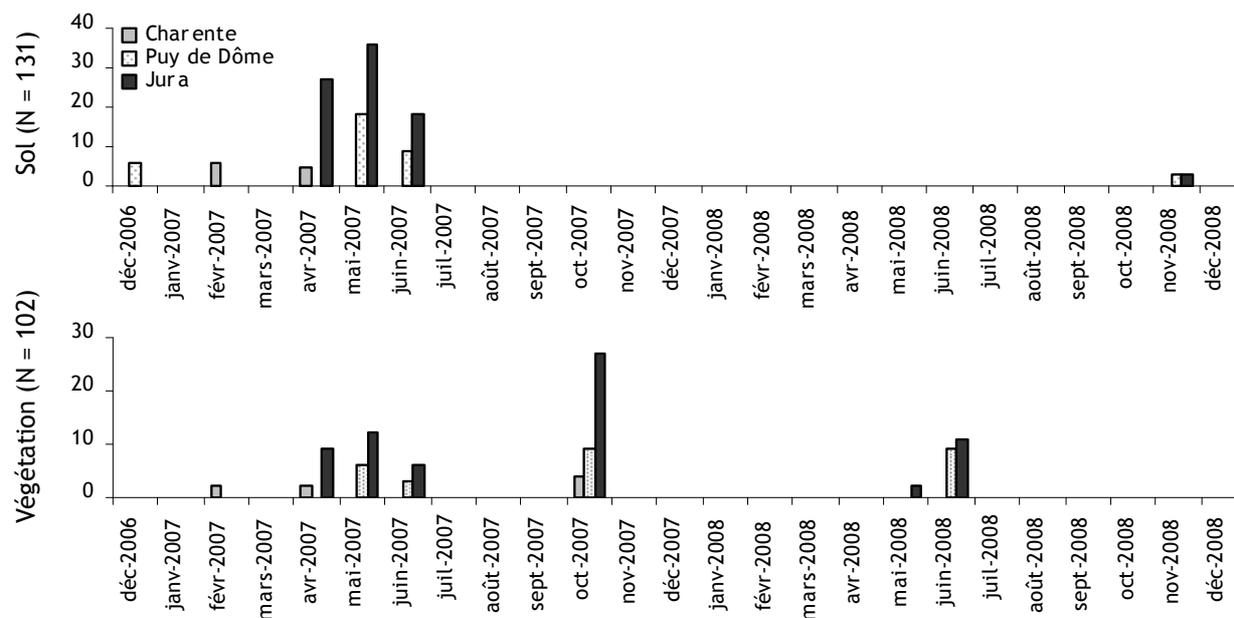


Figure 4-1 : Chronologie des prélèvements de sol et de végétation (incluant les prélèvements d'ensilage de maïs en Charente).

Le ^{137}Cs a été mesuré dans l'ensemble des échantillons prélevés, soit 102 échantillons de sol et 131 échantillons de végétation (en comptabilisant ici les prélèvements d'ensilage de maïs en Charente). Les mesures de ^{90}Sr nécessitent des étapes longues et onéreuses : le nombre des analyses est plus restreint. En conséquence, seuls les prélèvements de sol aux profondeurs 0-5 cm sont analysés dans 9 stations et un seul type de sol (le plus représenté). Ainsi, 14 analyses en ^{90}Sr sont effectuées pour les sols et 18 pour la végétation prairiale et l'ensilage de maïs (Tableau 4-1).

Région	^{137}Cs		^{90}Sr	
	Sol	Végétation	Sol	Végétation
Charente	11	8	8	6
Puy-de-Dôme	30	27	3	6
Jura	84	67	3	6

Tableau 4-1 : Nombre d'analyses de ^{137}Cs et ^{90}Sr effectuées dans le sol et la végétation (végétation prairiale et ensilage de maïs).

B/ Variabilité spatiale et saisonnière des indicateurs de sensibilité

B/1 Activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans les sols

Les activités massiques de ^{137}Cs des sols des trois régions étudiées sont comprises entre 5,9 et 94,0 Bq kg⁻¹ MS (N = 111). Globalement, la région du Jura montre des activités plus élevées que les autres régions, probablement à cause des retombées de Tchernobyl. Les activités massiques de ^{90}Sr des sols sont comprises entre 0,8 et 18,5 Bq kg⁻¹ (N = 12) et sont donc moins élevées que pour le ^{137}Cs . Il existe un lien entre les activités mesurées et l'altitude, les stations du Puy-de-Dôme situées au-delà de 800 m étant les plus contaminées.

B/1.1 Activité en ^{137}Cs

B/1.1.1 Activités massique et surfacique des sols de surface

Sur l'ensemble des sites étudiés, les activités en ^{137}Cs dans les sols sont comprises entre 5,9 et 94,0 Bq kg⁻¹ MS (Tableau 4-2). On observe, en général, une variabilité faible au sein d'une même station, sauf dans le cas du site d'altitude du Puy-de-Dôme nommé P1140-AM³, où l'on mesure une activité particulièrement élevée (94,0 Bq kg⁻¹ MS). La variabilité des activités dans les sols est plus importante entre les stations d'une même région (variabilité d'un facteur 2), témoignant de dépôts variables. Entre les régions, les activités moyennes des sols sont équivalentes, proches de 30 Bq kg⁻¹ MS (profondeur de 0-5 cm). Dans le Jura, les activités des sols de surface sont les plus élevées sur le 1^{er} plateau, comme à Doucier (J520, activités moyennes de 54,7 Bq kg⁻¹ MS). Les activités les plus basses sont observées en plaine (moyenne de 28,5 Bq kg⁻¹ MS), comme à Moisse (J220, moyenne de 14,0 Bq kg⁻¹ MS). Les activités en ^{137}Cs du site C90-BCAH situé à Curac en Charente sont faibles, comprises entre 11,9 et 14,6 Bq kg⁻¹ MS.

La mesure de la densité des sols permet de calculer l'activité surfacique en ^{137}Cs . Sur les 15 premiers cm, la densité est comprise entre 0,5 et 1,6 g cm⁻³ (Tableau 4-2). La plus faible densité est mesurée dans le Puy-de-Dôme, à la station P1140. Les densités des sols dans cette station sont particulièrement faibles, généralement inférieures à 1. Globalement dans cette région, où les andosols sont largement majoritaires, les densités sont plus faibles que dans les autres régions (moyenne de 0,9 g cm⁻³). Au sein d'une même station, les densités varient en fonction des types de sols. Cette variabilité est observable au niveau régional et ne permet pas de distinguer

³ Correspond au type de sol du site (AM : Andosol Mélanique).

véritablement un territoire. En surface, les sols ont en moyenne une densité de 0,9 g cm⁻³, indépendamment de la région étudiée. Avec la profondeur, les densités tendent à augmenter dans la région du Jura et en Charente (Figure 4-2). Cette observation est plus nette dans la zone de plaine du Jura où les densités passent de 0,8 à 1,2 g cm⁻³ entre 0 et 15 cm. En moyenne, dans le Puy-de-Dôme, les densités tendent à diminuer avec la profondeur.

Région	Station	Site	¹³⁷ Cs Am (Bq kg ⁻¹ MS, 0-5 cm)		¹³⁷ Cs Am (Bq kg ⁻¹ MS, 5-10 cm)		¹³⁷ Cs Am (Bq kg ⁻¹ MS, 10-15 cm)		Densité (g cm ⁻³ , 0-5 cm)		Densité (g cm ⁻³ , 5-10 cm)		Densité (g cm ⁻³ , 10-15 cm)		
			±		±		±		±		±		±		
Charente	C90	BCAH	14,6	1,4	14,1	1,4	11,9	1,2	1,0	0,10	1,0	0,10	1,2	0,12	
		AHa	28,8	2,7	26,2	2,2	20,3	1,8	0,9	0,09	0,6	0,06	0,9	0,09	
		AHb	21,4	2,0	18,3	1,7	10,8	1,1	1,0	0,10	1,4	0,14	1,6	0,16	
	P860	BGA	18,9	1,8	17,5	1,6	5,9	0,8	0,7	0,07	0,8	0,08	0,8	0,08	
		P1040	BA	17,4	1,7	18,7	1,8	11,6	1,2	1,5	0,15	1,2	0,12	1,4	0,14
			BAC	16,1	1,6	14,6	1,5	12,6	1,3	1,0	0,10	0,6	0,06	0,9	0,09
	P1140	BH	20,0	1,9	21,6	2,0	9,9	1,2	1,2	0,12	0,6	0,06	0,7	0,07	
		AD	28,4	2,6	27,0	2,3	20,6	1,9	1,2	0,12	0,8	0,08	0,8	0,08	
		AH	35,5	3,2	43,3	3,5	21,3	1,9	1,2	0,12	0,7	0,07	0,9	0,09	
		AM	94,0	9,0	77,0	7,0	18,2	1,7	0,9	0,09	0,5	0,05	0,7	0,07	
	Moyenne		31,2	2,9	29,4	2,6	14,6	1,4	1,0	0,10	0,8	0,08	1,0	0,10	
Jura plaine	J220	BCA	20,8	1,9	17,9	1,6	13,3	1,3	0,7	0,07	1,2	0,12	1,4	0,14	
		BH0	9,8	1,0	11,1	1,2	11,1	1,1	0,8	0,08	1,3	0,13	1,3	0,13	
		BH4	11,4	1,1	10,3	1,1	10,0	1,1	0,8	0,08	1,4	0,14	1,2	0,12	
	J260	BGC	41,0	4,0	32,8	2,7	21,3	1,8	0,6	0,06	1,1	0,11	1,3	0,13	
		BH	33,1	3,0	33,4	2,7	23,6	2,1	0,9	0,09	1,1	0,11	1,2	0,12	
		BE	36,7	3,3	40,9	3,2	28,0	2,4	0,9	0,09	1,0	0,10	1,2	0,12	
	J280	BG	36,6	3,3	37,8	3,0	33,1	2,7	1,0	0,10	0,8	0,08	0,9	0,09	
		BEj	32,6	3,0	39,6	3,2	36,1	2,9	0,9	0,09	1,1	0,11	0,9	0,09	
		BEf	34,9	3,2	35,1	2,8	31,1	2,6	0,9	0,09	1,1	0,11	1,1	0,11	
		Moyenne		28,5	2,6	28,8	2,4	23,0	2,0	0,8	0,08	1,1	0,11	1,2	0,12
Jura 1 ^{er} plateau	J520	BCA0	48,0	5,0	52,1	4,0	38,7	3,1	1,0	0,10	1,3	0,13	1,3	0,13	
		BCA4	54,0	5,0	53,9	4,1	47,1	3,7	1,1	0,11	1,0	0,10	1,0	0,10	
		RB	62,0	6,0	52,1	4,0	39,4	3,1	0,9	0,09	1,2	0,12	1,6	0,16	
	J560	BCQ	27,4	2,5	25,7	2,2	27,6	2,3	0,7	0,07	1,4	0,14	1,3	0,13	
		BM	26,5	2,4	26,6	2,2	28,6	2,4	0,9	0,09	1,2	0,12	1,2	0,12	
		BE	23,0	2,1	25,6	2,4	22,6	2,1	1,1	0,11	1,3	0,13	1,2	0,12	
	J620	BE	39,0	4,0	41,4	3,3	35,5	2,9	1,0	0,10	0,9	0,09	1,3	0,13	
		BCA	20,5	1,9	22,5	2,0	19,9	1,8	1,0	0,10	1,0	0,10	0,9	0,09	
		BL	22,5	2,1	24,5	2,1	20,2	1,8	0,8	0,08	1,0	0,10	1,0	0,10	
		Moyenne		35,9	3,4	36,0	2,9	31,1	2,6	1,0	0,10	1,1	0,11	1,2	0,12
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	BL	22,7	2,1	24,0	2,1	18,1	1,7	0,9	0,09	0,7	0,07	0,7	0,07	
		BM	31,0	2,8	31,5	2,6	26,6	2,3	0,8	0,08	1,1	0,11	1,0	0,10	
		BMH	34,6	3,1	31,3	2,6	28,9	2,5	1,0	0,10	0,6	0,06	0,7	0,07	
	J920	BCQ	62,0	6,0	62,3	4,7	43,2	3,4	0,8	0,08	0,9	0,09	1,0	0,10	
		BCA2	50,0	5,0	42,0	4,0	28,7	2,6	0,7	0,07	1,0	0,10	1,0	0,10	
		BCA3	43,0	4,0	47,3	3,7	38,3	3,1	1,0	0,10	0,9	0,09	1,0	0,10	
	J980	BCQn	18,7	1,8	20,5	1,8	20,6	1,8	0,9	0,09	0,8	0,08	0,9	0,09	
		BM	21,5	2,0	20,5	1,9	21,8	2,0	1,1	0,11	1,1	0,11	1,0	0,10	
		BCQj	22,4	2,1	25,4	2,2	19,6	1,8	0,9	0,09	0,8	0,08	0,7	0,07	
		Moyenne		34,0	3,2	33,9	2,8	27,3	2,4	0,9	0,09	0,9	0,09	0,9	0,09

Tableau 4-2 : Activité massique (Am) en ¹³⁷Cs dans les sols aux profondeurs 0-5, 5-10 et 10-15 cm et densité à ces mêmes profondeurs.

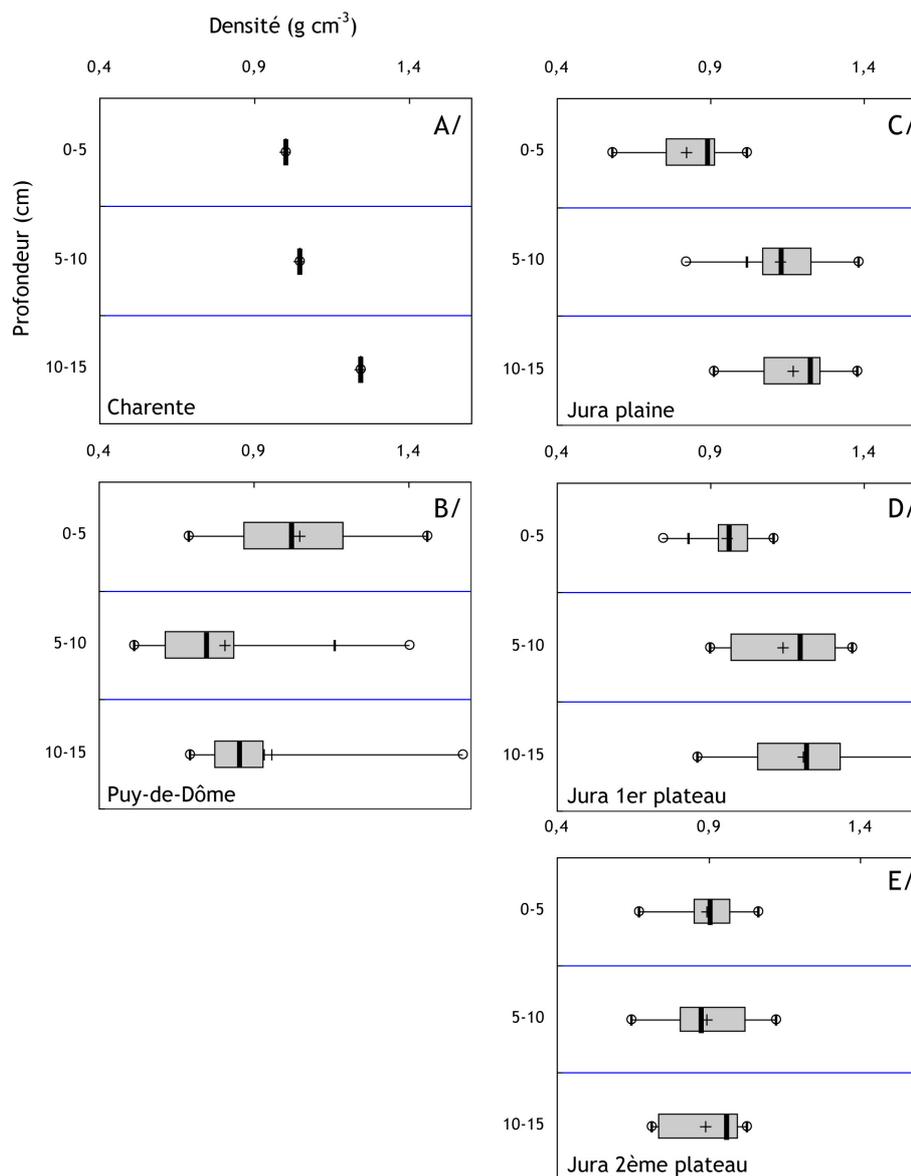


Figure 4-2 : Densité des sols aux profondeurs 0-5, 5-10 et 10-15 cm dans les régions d'étude.

L'activité surfacique est calculée aux profondeurs 0-5, 5-10 et 10-15 cm. La somme des activités nous permet de faire l'inventaire en ^{137}Cs des 15 premiers cm de sol et constitue une estimation de la contamination du sol en ^{137}Cs . Les inventaires en ^{137}Cs des 15 premiers cm de sol sont compris entre 1584 ± 316 et $9035 \pm 1660 \text{ Bq m}^{-2} \text{ MS}$ (Tableau 4-3). En moyenne, les régions Charente et Puy-de-Dôme montrent les inventaires les plus faibles (moyennes respectives de $2920 \pm 578 \text{ Bq m}^{-2} \text{ MS}$ et $3309 \pm 641 \text{ Bq m}^{-2} \text{ MS}$). Les activités surfaciques les plus élevées sont situées dans le Jura du 1^{er} plateau (moyenne de 5679 ± 1057). Cette région se distingue statistiquement des autres régions (Figure 4-3B), néanmoins la variabilité des activités y est importante (coefficient de variation de 41 %).

Région	Station	Site	¹³⁷ Cs Aa (Bq m ⁻² MS, profondeur 0-5)	±	¹³⁷ Cs Aa (Bq m ⁻² MS, profondeur 5-10)	±	¹³⁷ Cs Aa (Bq m ⁻² MS, profondeur 10-15)	±	¹³⁷ Cs Aa (Bq m ⁻² MS, profondeur 0-15)	±	
Charente	C90	BCAH	1448	290	735	147	737	147	2920	357	
		P860	AHa	1242	248	754	151	942	188	2938	346
			AHb	1089	218	1279	256	849	170	3217	376
	P1040	BGA	651	130	707	141	226	45	1584	197	
		BA	1267	253	1083	217	786	157	3135	369	
		BAC	804	161	450	90	566	113	1820	216	
	P1140	BH	1187	237	657	131	341	68	2185	280	
		AD	1695	339	1125	225	873	175	3693	443	
		AH	2044	409	1609	322	907	181	4560	551	
		AM	4055	811	1961	392	632	126	6648	910	
	Moyenne		1559	312	1069	214	680	136	3309	410	
Jura plaine	J220	BCA	696	139	1098	220	910	182	2704	317	
		BH0	371	74	719	144	696	139	1786	213	
		BH4	429	86	709	142	610	122	1748	206	
	J260	BGC	1187	237	1846	369	1392	278	4425	520	
		BH	1530	306	1884	377	1400	280	4814	560	
		BE	1626	325	2076	415	1717	343	5419	629	
	J280	BG	1858	372	1543	309	1571	314	4972	576	
		BEj	1488	298	2101	420	1632	326	5221	610	
		BEf	1583	317	1906	381	1663	333	5152	597	
		Moyenne		1196	239	1542	308	1288	258	4027	470
Jura 1 ^{er} plateau	J520	BCA0	2357	471	3419	684	2556	511	8332	975	
		BCA4	2884	577	2791	558	2470	494	8146	943	
		RB	2846	569	3095	619	3094	619	9035	1044	
	J560	BCQ	1016	203	1743	349	1789	358	4548	539	
		BM	1255	251	1599	320	1731	346	4586	534	
		BE	1268	254	1667	333	1313	263	4249	495	
	J620	BE	1987	397	1849	370	2349	470	6184	718	
		BCA	983	197	1077	215	849	170	2908	337	
		BL	926	185	1168	234	1028	206	3122	362	
		Moyenne		1725	345	2045	409	1909	382	5679	661
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	BL	1024	205	868	174	662	132	2554	299	
		BM	1230	246	1739	348	1359	272	4327	505	
		BMH	1679	336	1007	201	1047	209	3733	444	
	J920	BCQ	2625	525	2873	575	2111	422	7610	886	
		BCA2	1668	334	2137	428	1374	275	5180	608	
		BCA3	2161	432	2061	412	1902	381	6124	708	
	J980	BCQn	827	165	860	172	879	176	2566	296	
		BM	1141	228	1147	229	1113	223	3401	393	
		BCQj	1016	203	1017	203	696	139	2729	319	
		Moyenne		1486	297	1523	305	1238	248	4247	495

Tableau 4-3 : Activité surfacique (Aa) en ¹³⁷Cs des sols aux profondeurs 0-5, 5-10, 10-15 et 0-15 cm (somme des activités des 3 profondeurs).

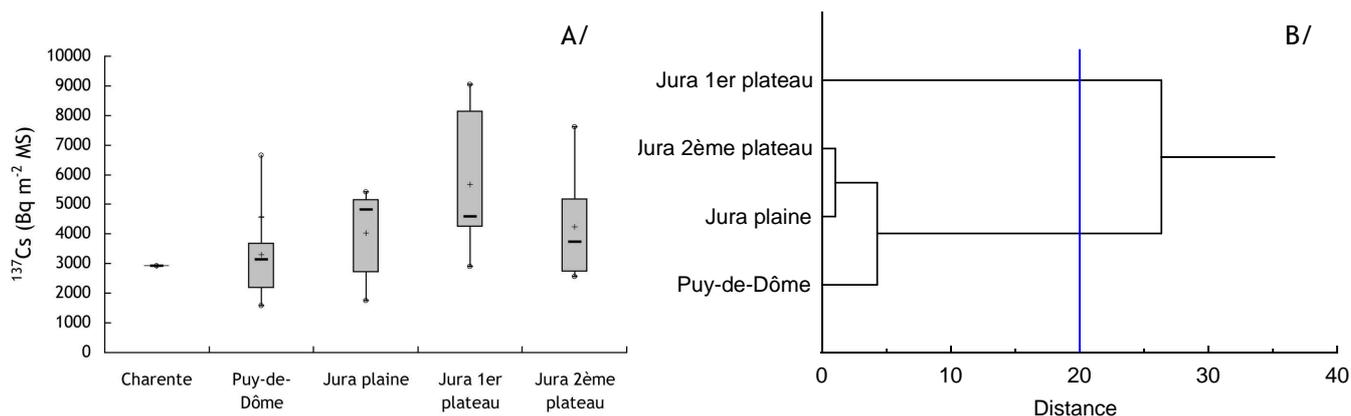
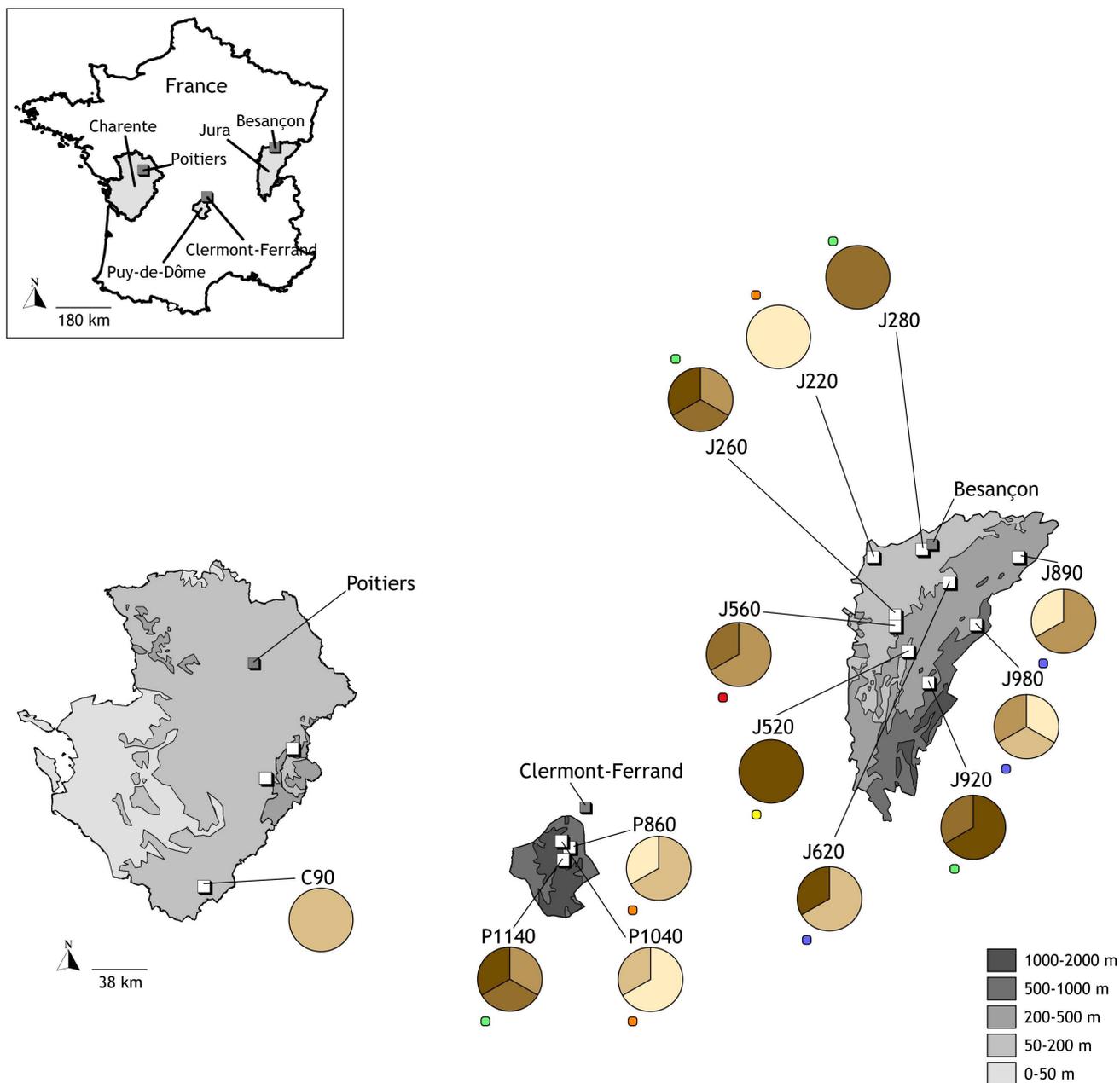


Figure 4-3 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) de l'activité surfacique (Aa) en ^{137}Cs des sols en fonction des régions étudiées (profondeur 0-15 cm). La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

Les inventaires en ^{137}Cs sont classés en cinq catégories en fonction de leur contamination (Figure 4-4). Dans la classe 5, constitutive des activités en ^{137}Cs comprises entre 5379 et 9035 $\text{Bq m}^{-2} \text{MS}$, prédomine la station P1140 alors que les deux autres stations sont situées dans les classes 1 et 2 (activités comprises entre 1584 et 3291 $\text{Bq m}^{-2} \text{MS}$). Il existe donc un contraste important entre les stations de cette région, la station d'altitude étant plus contaminée. Dans cette région, l'origine de la contamination provient essentiellement des retombées des tirs des essais atmosphériques. Ces retombées, issues de précipitations pluvieuses réparties sur plusieurs années, peuvent expliquer ces variations de contamination en fonction de l'altitude, les précipitations étant plus intenses en altitude.

C'est dans la région Jura que l'on observe les activités les plus élevées. En moyenne, les activités surfaciques en ^{137}Cs sont de $4027 \pm 470 \text{ Bq m}^{-2} \text{MS}$ en plaine, $5679 \pm 661 \text{ Bq m}^{-2} \text{MS}$ sur le 1^{er} plateau et de $4247 \pm 495 \text{ Bq m}^{-2} \text{MS}$ dans le 2^{ème} plateau (Tableau 4-3). La région du 1^{er} plateau est la plus contaminée, elle se distingue d'ailleurs statistiquement des deux autres régions (Figure 4-3A). Au sein de chaque sous-région du Jura, on observe un coefficient de variation moins important que pour le Puy-de-Dôme, en moyenne proche de 40 %. Contrairement au Puy-de-Dôme, on ne retrouve pas de lien entre la contamination et l'altitude, et ce malgré de plus importantes précipitations sur le 2^{ème} plateau et la Haute-Chaine. Dans cette région, une part conséquente du ^{137}Cs est liée aux retombées de l'accident de Tchernobyl. Les précipitations pluvieuses dans les jours qui suivent l'accident sont susceptibles d'expliquer la variabilité des contaminations mesurées dans les stations étudiées (Renaud et al., 2007).

En Charente, les activités d'un seul site sont proposées. Il apparaît que les activités sont faibles, appartenant à la classe 2 (Figure 4-4).



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

-]5379;9035]
-]4555;5379]
-]3291;4555]
-]2709;3291]
- [1584;2709]

Unité : Bq m² MS

Figure 4-4 : Variabilité spatiale et statistique de l'activité surfacique (Aa) en ¹³⁷Cs des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-15 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1A.

B/1.1.2 Activités massique et surfacique en profondeur

Les activités surfaciques en ^{137}Cs des 15 premiers cm, de la région Puy-de-Dôme, diminuent en moyenne de 1559 ± 312 à $680 \pm 136 \text{ Bq m}^{-2} \text{ MS}$ avec des différences statistiques des activités de chaque profondeur (test des rangs de Wilcoxon, $p < 0,03$, Figure 4-5). Cette observation est particulièrement nette pour la station P1140 où l'on peut observer une diminution d'un facteur 6 (entre la surface (0-5 cm), et la profondeur 10-15 cm (P1140-AM, Figure 4-5C).

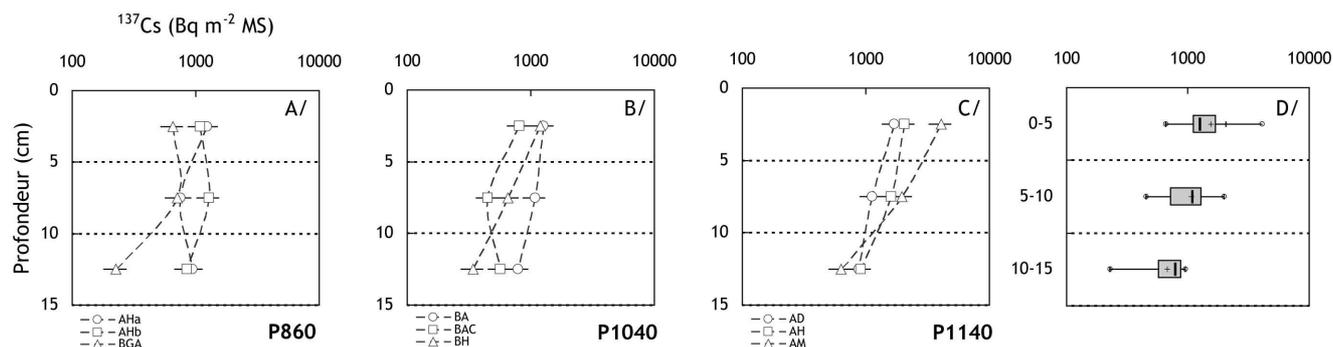


Figure 4-5 : Activité surfacique (Aa) en ^{137}Cs des profils de sol des stations du Puy-de-Dôme en fonction de la profondeur (0-5, 5-10 et 10-15 cm). La Figure D présente l'ensemble des activités surfaciques dans la région.

Dans le Jura, les différences de contamination en fonction de la profondeur sont moins nettes que dans le Puy-de-Dôme (Figure 4-6, de A à L). La migration du ^{137}Cs dans cette région est davantage marquée que dans la région Puy-de-Dôme. Des différences statistiques sont toutefois identifiées, tantôt par une augmentation des activités pour la section 5-10 cm en plaine et sur le 1^{er} plateau (tests respectifs des rangs de Wilcoxon, $p < 0,02$ et $p < 0,03$, $N = 9$), tantôt par des activités plus basses pour la section 10-15 dans la Haute-Châine (test des rangs de Wilcoxon, $p < 0,04$, $N = 9$).

En Charente, les activités d'un unique site de prélèvement sont mesurées. L'activité surfacique diminue de moitié avec la profondeur (Figure 4-3M).

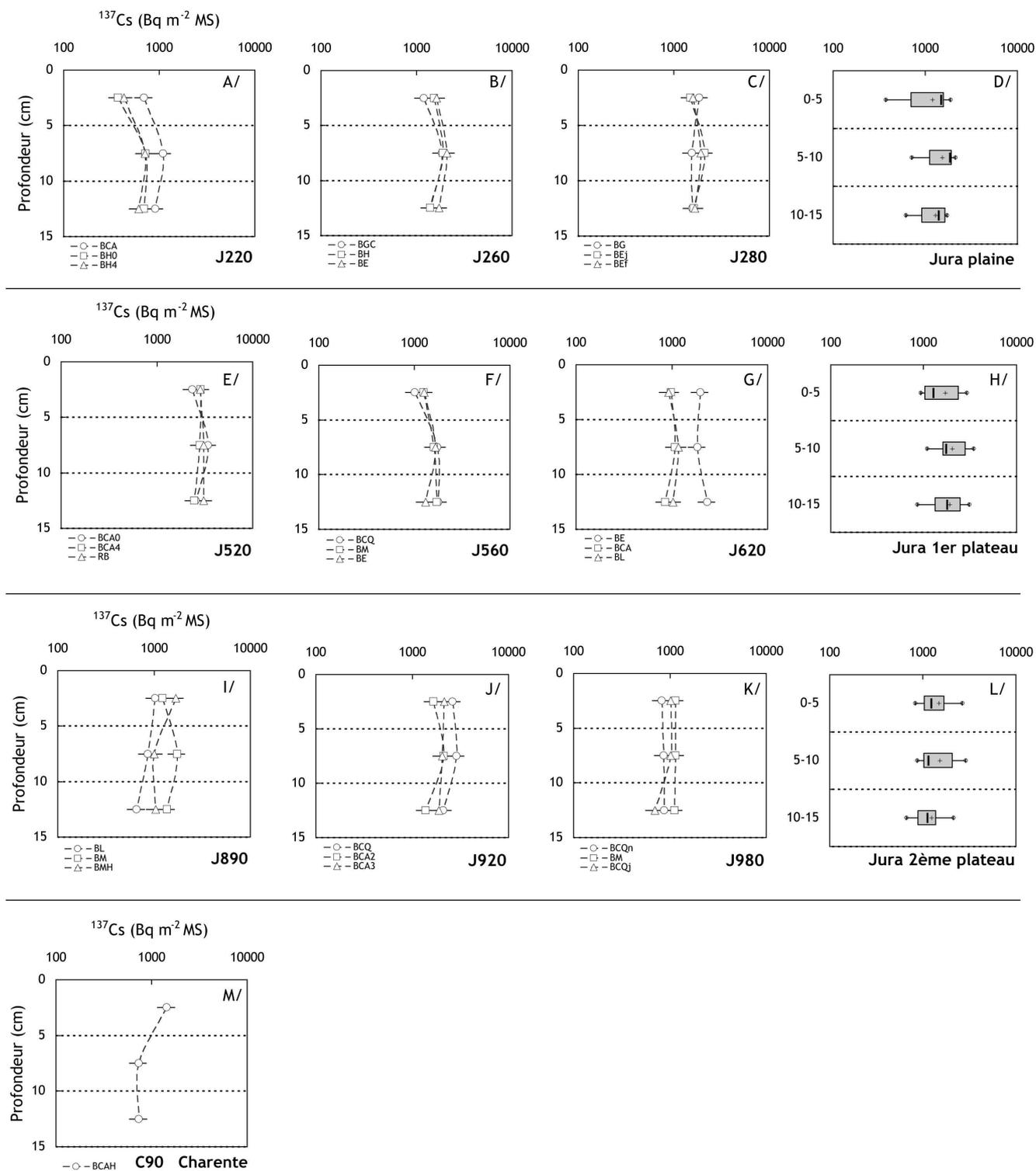


Figure 4-6 : Activité surfacique (Aa) en ¹³⁷Cs des profils de sol des stations du Jura et de Charente en fonction de la profondeur (0-5, 5-10 et 10-15 cm). L'ensemble des activités surfaciques des sous-régions du Jura est présenté en D en plaine, H pour le 1^{er} plateau et L pour le 2^{ème} plateau.

Sur un nombre restreint de sites dans le Puy-de-Dôme, dans le Jura et dans la totalité des sites de Charente, les activités en ^{137}Cs sont mesurées à chaque horizon de sol. Il apparaît en Charente que les activités diminuent d'un facteur 10 à 4 entre l'horizon de surface et le second horizon (Figure 4-7A). Dans le 3^{ème} horizon (inférieur à 45 cm), les activités en ^{137}Cs ne sont plus détectables. Il apparaît donc que la plus grande partie du ^{137}Cs reste dans les 25 premiers cm de sol et migre lentement jusqu'en profondeur. Les activités mesurées dans le premier horizon (0-25 cm) sont plus faibles dans la station C90 que dans les deux autres stations avec des activités surfaciques de $1729 \pm 372 \text{ Bq m}^{-2} \text{ MS}$ sur une section de 25 cm contre des activités supérieures à $3000 \text{ Bq m}^{-2} \text{ MS}$ dans les deux autres stations (Tableau 4-4). Les activités en ^{137}Cs dans les sols de Charente restent faibles par rapport à celles rencontrées dans les deux autres régions. Dans le Puy-de-Dôme, nous avons déjà remarqué une diminution des activités dans la section 10-15 cm. Cette diminution est confirmée dans le deuxième horizon avec une diminution des activités d'un facteur 7 à 20 par rapport à la profondeur 0-5 cm (Figure 4-7B). Dans le Jura, les activités sont diminuées avec la profondeur, hormis pour le site J920-BCA2. Les activités restent du même ordre de grandeur et la migration du ^{137}Cs est plus élevée (Figure 4-7C).

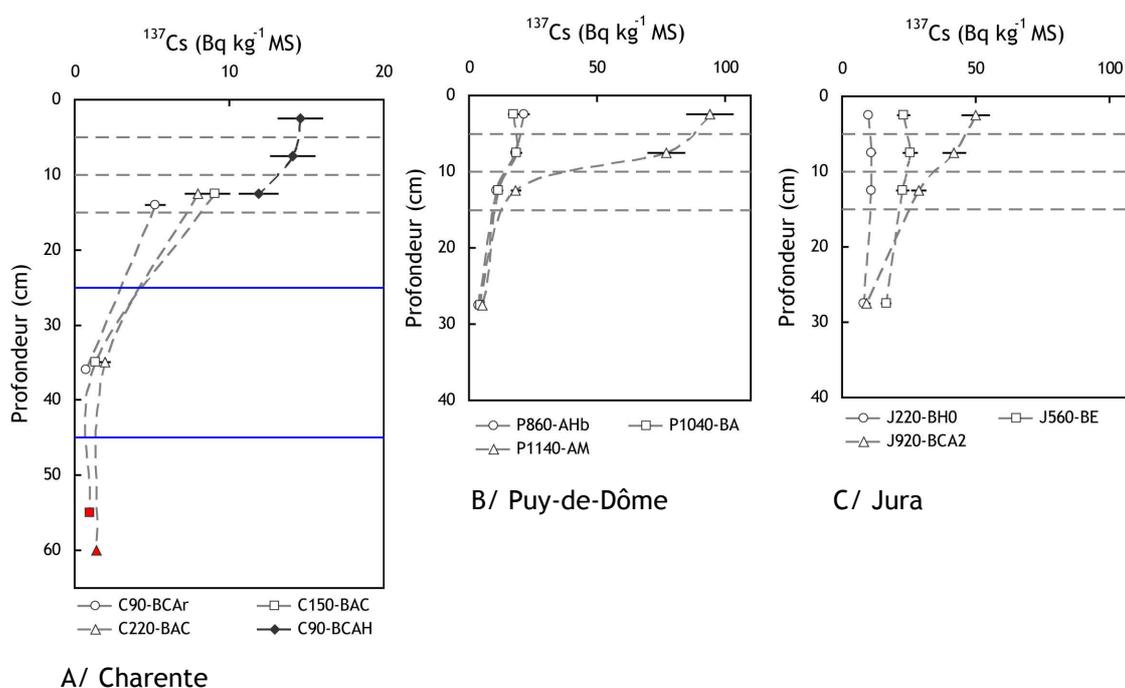


Figure 4-7 : Activité massique (Am) en ^{137}Cs dans les sols en fonction de la profondeur (points rouges : activités en dessous des valeurs de détection). Les lignes pointillées représentent les trois sections aux profondeurs 0-5, 5-10, 10-15 et 15-40 cm. Les lignes bleues délimitent les horizons.

Région	Station	Site	Profondeur (cm)	¹³⁷ Cs Am (Bq kg ⁻¹ MS)	±	Densité (g cm ⁻³)	±	¹³⁷ Cs Aa (Bq m ⁻² MS)	±
Charente	C90	BCAr	0-28	5,2	0,6	1,2	0,1	1729	372
			28-44	0,8	0,2	1,5	0,2	177	64
	C150	BAC	0-25	9,1	0,9	1,6	0,2	3535	703
			20-45	1,4	0,2	1,9	0,2	518	128
			45-65	<1,0		2,0	0,2		
	C220	BAC	0-25	8,0	0,8	1,5	0,2	3060	612
25-45			2,0	0,3	2,0	0,2	796	200	
45-75			<1,4		2,0	0,2			
Puy-de-Dôme	P860	AHb	0-5	21,4	2,0	1,0	0,1	1089	211
			5-10	18,3	1,7	1,4	0,1	1279	247
			10-15	10,8	1,1	1,6	0,2	849	171
			15-40	3,7	0,5	1,2	0,1	2401	565
	P1040	BA	0-5	17,4	1,7	1,5	0,2	1267	250
			5-10	18,7	1,8	1,2	0,1	1083	213
			10-15	11,6	1,2	1,4	0,1	786	160
			15-40	4,3	0,5	1,3	0,1	1430	309
	P1140	AM	0-5	94,0	9,0	0,9	0,1	4055	794
			5-10	77,0	7,0	0,5	0,1	1961	374
			10-15	18,2	1,7	0,7	0,1	632	122
			15-40	5	0,6	0,6	0,1	775	194
Jura	J220	BH0	0-5	9,8	1,0	0,8	0,1	371	75
			5-10	11,1	1,2	1,3	0,1	719	150
			10-15	11,1	1,1	1,3	0,1	696	139
			15-40	8,1	0,9	1,9	0,2	3807	1070
Jura	J560	BE	0-5	23,0	2,1	1,1	0,1	1268	243
			5-10	25,6	2,4	1,3	0,1	1667	323
			10-15	22,6	2,1	1,2	0,1	1313	253
			15-40	16,5	1,6	1,4	0,1	5734	1760
Jura	J920	BCA2	0-5	50,0	5,0	0,7	0,1	1668	334
			5-10	42,0	4,0	1,0	0,1	2137	417
			10-15	28,7	2,6	1,0	0,1	1374	262
			15-40	9,4	1	1,1	0,1	2679	955

Tableau 4-4 : Activités massique (Am), densité et activité surfacique (Aa) en ¹³⁷Cs dans les sols en fonction de la profondeur.

B/1.2 Activités massique et surfacique en ⁹⁰Sr dans les sols

Les activités massiques en ⁹⁰Sr mesurées dans les sols sont comprises entre $0,8 \pm 0,4$ et $18,5 \pm 2,2$ Bq kg⁻¹ MS (Tableau 4-5). Les activités les plus élevées sont mesurées dans le Puy-de-Dôme où l'on observe un gradient net avec l'altitude (l'activité mesurée à P860, altitude de 860 m, est de $3,2 \pm 1,6$ Bq kg⁻¹ MS et à P1140, altitude de 1140 m, de $18,5 \pm 2,2$ Bq kg⁻¹ MS). L'origine des activités en ⁹⁰Sr ne provient pas cette fois-ci de l'accident de Tchernobyl mais uniquement des retombées des essais. On peut ainsi observer un gradient avec l'altitude dans le Jura, les sites d'altitude, plus arrosés étant aussi les plus contaminés (activités allant de 1,9 à 4,0 Bq kg⁻¹ MS entre 220 et 920 m d'altitude). Toujours en lien avec l'altitude, la région Charente montre les plus faibles activités en ⁹⁰Sr. La station C90, montre des activités en-dessous des seuils de détection. Les mesures de profondeur en Charente montrent que le ⁹⁰Sr est plus mobile que le ¹³⁷Cs, les activités mesurées dans les différents horizons étant similaires voir supérieures à l'horizon de surface. Pour le site

C150-BAC, les activités en ^{90}Sr passent de $0,8 \pm 0,4 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ MS}$ en surface à $1,4 \pm 0,7 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ MS}$ dans l'horizon 45-65 cm.

Région	Station	Site	Profondeur (cm)	^{90}Sr Am (Bq kg ⁻¹ MS)	±	Densité (g cm ⁻³)	±	^{90}Sr Aa (Bq m ⁻² MS)	±
Charente	C90	BCAr	0-28	<2,4		1,2	0,12		
			28-44	<2,2		1,5	0,15		
	C150	BAC	0-25	0,8	0,4	1,6	0,16	315	171
			20-45	0,9	0,5	1,9	0,19	435	275
			45-65	1,4	0,7	2,0	0,20	559	342
	C220	BAC	0-25	1,6	0,6	1,5	0,15	593	304
25-45			2,0	0,7	2,0	0,20	780	338	
45-75			0,9	0,6	2,0	0,20	562	431	
Puy-de-Dôme	P860	AHb	0-5	3,2	1,6	1,0	0,10	163	98
	P1040	BA	0-5	5,2	1,8	1,5	0,15	379	110
	P1140	AM	0-5	18,5	2,2	0,9	0,09	798	175
Jura	J220	BH0	0-5	1,9	0,6	0,8	0,08	70	31
	J560	BE	0-5	2,2	0,7	1,1	0,11	122	51
	J920	BCA2	0-5	4,0	1,5	0,7	0,07	133	63

Tableau 4-5 : Activité massique (Am), densité et activité surfacique (Aa) en ^{90}Sr dans les sols.

B/2 Activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans la végétation prairiale et l'ensilage de maïs

Dans la végétation prairiale, les activités en ^{137}Cs sont comprises entre 0,10 et 13,90 Bq kg⁻¹ MS (N = 68). Les régions Puy-de-Dôme et Jura du 2^{ème} plateau montrent les activités les plus élevées. Des différences saisonnières sont observées dans certaines régions, avec une augmentation des activités en automne (en moyenne d'un facteur 2 dans le Puy-de-Dôme et 3 dans le Jura du 1^{er} plateau). Les activités en ^{137}Cs dans l'ensilage de maïs, en Charente, sont faibles, comprises entre 0,058 et 0,184 Bq kg⁻¹ MS.

Dans la végétation prairiale, les activités en ^{90}Sr sont comprises entre 1,18 et 26,30 Bq kg⁻¹ MS (N = 12). Les activités mesurées en ^{90}Sr dans la végétation ne sont pas représentatives d'une région en particulier, ni même d'une saison.

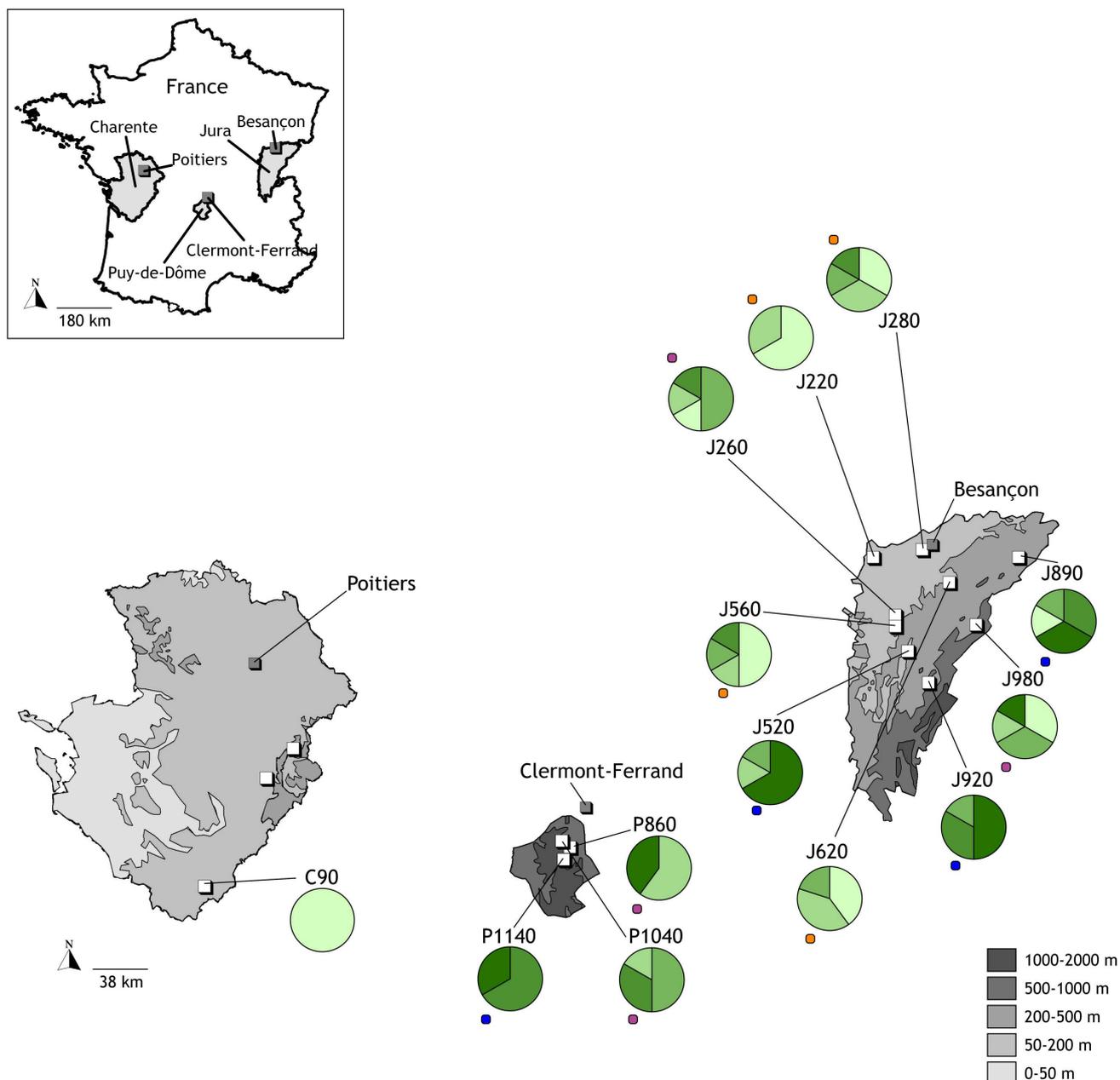
B/2.1 Activité en ^{137}Cs

B/2.1.1 Végétation prairiale

Les activités en ^{137}Cs dans la végétation prairiale sont comprises entre 0,10 ± 0,04 et 13,90 ± 1,30 Bq kg⁻¹ MS (Tableau 4-6). Les plus fortes activités sont mesurées dans le Puy-de-Dôme, avec une moyenne de 2,10 ± 0,23 Bq kg⁻¹ MS. Cependant, l'activité varie fortement dans cette région (coefficient de variation de 150,4 %, Figure 4-9A). Sur 17 mesures d'activités mesurées dans la végétation dans cette région, quatre mesures ont des activités supérieures à la moyenne dont une est de 13,90 Bq kg⁻¹ MS (site P1140-AM). Même si c'est dans la station P1140 que l'on observe les activités les plus élevées (classes 4 et 5), il est difficile d'établir un lien entre les activités dans la végétation et l'altitude. On observe ainsi des activités de classe 5 et 2 dans la station P860 (Figure 4-8). Les activités mesurées dans la région Puy-de-Dôme appartiennent statistiquement au même groupe que le Jura du 2^{ème} plateau (Figure 4-9B). Bien que, dans cette région, les activités soient en moyenne de 1,66 ± 0,18 Bq kg⁻¹ MS.

Région	Station	Site	¹³⁷ Cs Am (Bq kg ⁻¹ MS, printemps)		¹³⁷ Cs Am (Bq kg ⁻¹ MS, automne)		
				±		±	
Charente	C90	BCAH	0,12	0,05	<		
		AHa	2,40	0,22	2,93	0,30	
		AHb	0,41	0,05	0,62	0,10	
	P860	BGA	<		0,34	0,10	
		P1040	BA	0,78	0,11	0,86	0,13
			BAC	0,58	0,12	0,90	0,15
	BH		1,29	0,15	1,70	0,20	
	P1140	AD	1,04	0,13	1,07	0,13	
		AH	1,54	0,17	2,03	0,22	
		AM	3,36	0,32	13,90	1,30	
	Moyenne		1,43	0,16	2,71	0,29	
Jura plaine	J220	BCA	<		0,17	0,07	
		BH0	<		0,41	0,07	
		BH4	<		0,22	0,08	
	J260	BGC	0,38	0,08	0,64	0,08	
		BH	0,24	0,07	1,93	0,23	
		BE	0,86	0,11	0,67	0,11	
	J280	BG	0,16	0,07	0,24	0,06	
		BEj	0,20	0,06	0,51	0,10	
		BEf	1,25	0,15	0,78	0,11	
		Moyenne		0,51	0,09	0,62	0,10
Jura 1 ^{er} plateau	J520	BCA0	0,57	0,09	3,24	0,32	
		BCA4	2,52	0,25	3,04	0,31	
		RB	0,62	0,09	2,40	0,25	
	J560	BCQ	0,16	0,05	0,93	0,14	
		BM	0,20	0,06	0,33	0,07	
		BE	0,17	0,04	2,28	0,23	
	J620	BE	0,13	0,05	0,97	0,14	
		BCA	<		0,34	0,07	
		BL	0,10	0,04	0,36	0,08	
		Moyenne		0,56	0,09	1,54	0,18
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	BL	0,86	0,11	1,60	0,19	
		BM	0,22	0,07	2,10	0,23	
		BMH	2,78	0,32	3,86	0,42	
	J920	BCQ	2,43	0,22	1,36	0,18	
		BCA2	4,65	0,42	0,64	0,09	
		BCA3	1,34	0,13	2,89	0,29	
	J980	BCQn	0,19	0,07	0,84	0,13	
		BM	2,58	0,25	0,78	0,11	
		BCQj	0,58	0,10	0,10	0,00	
		Moyenne		1,74	0,19	1,57	0,18

Tableau 4-6 : Activité massique (Am) en ¹³⁷Cs dans la végétation prairiale (saisons printemps et automne).



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

-]2,35;13,90]
-]0,99;2,35]
-]0,62;0,99]
-]0,24;0,62]
- [0,10;0,24]

Unité : Bq kg⁻¹ MS

Figure 4-8 : Variabilité spatiale et statistique de l'activité massique (Am) en ¹³⁷Cs dans la végétation prairiale en fonction des stations. L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1B.

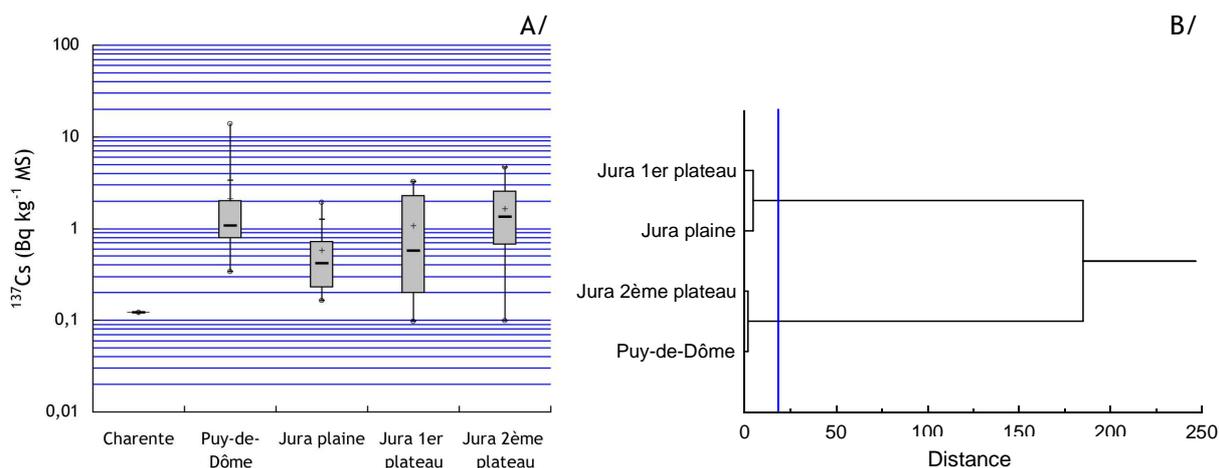


Figure 4-9 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) de l'activité massique (Am) en ^{137}Cs dans la végétation prairiale en fonction des régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

Dans le Jura, les activités sont également très variables (coefficient de variation de 79,3 %), certains sites témoignant d'activités significativement plus importantes que d'autres, comme par exemple J890-BMH avec des activités moyennes de $3,32 \pm 0,37 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ MS}$. Dans cette région, l'ensemble des classes de contamination sont représentées, la classe 5 étant dominante. Les régions de plaine et du 1^{er} plateau sont considérées statistiquement comme appartenant au même groupe (Figure 4-9B). En moyenne, cependant, les différences sont notoires. Les activités en ^{137}Cs dans la végétation de plaine sont de $0,58 \pm 0,10$ et de $1,08 \pm 0,14 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ MS}$ sur le 1^{er} plateau. L'importante variabilité des mesures au sein de chacune de ces régions explique ce regroupement (coefficient de variation de 84,3 et 103,9 %, respectivement pour la région de plaine et du 1^{er} plateau). Pour ces deux régions, la classe 1 est dominante (supérieure à 25 %), certaines stations étant peu contaminées (J220 et J620). La classe 5 est représentée dans la région du 1^{er} plateau, la station J520 montrant de plus fortes activités.

Les activités en ^{137}Cs sont mesurées à deux saisons différentes, au printemps et à l'automne. Il existe des différences statistiques entre les activités mesurées à ces deux saisons dans les régions Puy-de-Dôme et Jura 1^{er} plateau (Tableau 4-7). Dans ces régions, une augmentation des activités est notée en automne. A l'opposée, aucune augmentation n'est observée dans les autres régions, certaines ayant même des activités en ^{137}Cs les plus faibles en automne (Figure 4-10).

Région	N couple	Valeur de probabilité
Puy-de-Dôme	8	0,01
Jura plaine	6	0,92
Jura 1 ^{er} plateau	8	0,01
Jura 2 ^{ème} plateau	9	0,86

Tableau 4-7 : Comparaison statistique des activités en ^{137}Cs au printemps et en automne (les tests des rangs de Wilcoxon sont significatifs lorsque la probabilité est inférieure à 0,05).

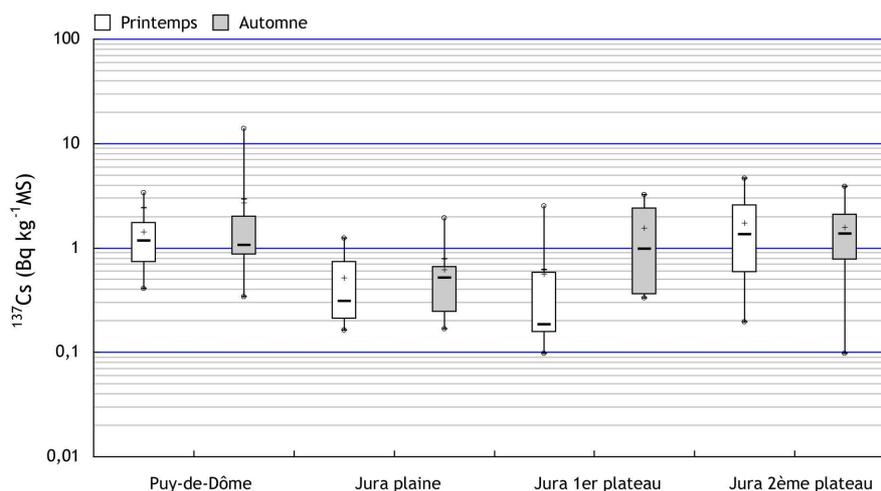


Figure 4-10 : Activité en ^{137}Cs dans la végétation prairiale en fonction de la saison.

B/2.1.2 Ensilage de maïs

En Charente, l'activité en ^{137}Cs de l'ensilage de maïs est comprise entre 0,058 et 0,184 Bq kg^{-1} MS. Cette activité est faible, comparativement à celles mesurées dans la végétation prairiale puisque la gamme d'activité correspondrait à la classe 1 d'activités comprises entre 0,10 et 0,24 Bq kg^{-1} MS. L'activité mesurée à C90 ($0,058 \pm 0,014$ Bq kg^{-1} MS) est inférieure à celle mesurée dans la végétation de la même station ($0,12 \pm 0,05$ Bq kg^{-1} MS, Tableau 4-8). Malgré une diminution des activités de plus de 50 % en automne à C220, il est difficile de statuer de variations saisonnières dans cette matrice.

Station	^{137}Cs Am (Bq kg^{-1} MS, printemps)	\pm	^{137}Cs Am (Bq kg^{-1} MS, automne)	\pm
C90	0,058	0,014	< 0,075	
C150	0,090	0,035	0,125	0,028
C220	0,184	0,050	0,071	0,022

Tableau 4-8 : Activité massique (Am) en ^{137}Cs dans l'ensilage de maïs (Charente).

B/2.2 Activité en ^{90}Sr dans la végétation prairiale et l'ensilage de maïs

Indépendamment de la ration (végétation ou ensilage), les activités en ^{90}Sr sont comprises entre $0,22 \pm 0,04$ et $26,30 \pm 1,33$ Bq kg^{-1} MS (Tableau 4-9). Les activités les plus élevées sont mesurées dans la végétation prairiale dans le Puy-de-Dôme (P1140-AM). En dehors de ce site singulier, les activités dans la végétation prairiale sont du même ordre de grandeur, comprises entre 1 et 3 Bq kg^{-1} MS sans distinction régionale ou de lien avec l'altitude. Cinq stations sur neuf montrent des activités plus élevées en automne par rapport au printemps. En moyenne, sur

l'ensemble des stations, cette augmentation est de facteur 2. Les activités en ^{90}Sr dans l'ensilage de maïs mesurées aux deux saisons de prélèvement sont du même ordre de grandeur.

Région	Station	Site	Nature	$^{90}\text{Sr Am}$ (Bq kg ⁻¹ MS, printemps)		$^{90}\text{Sr Am}$ (Bq kg ⁻¹ MS, automne)	
					±		±
Charente	C90		Ensilage de maïs	0,22	0,04	0,38	0,06
	C150		Ensilage de maïs	1,47	0,16	2,56	0,28
	C220		Ensilage de maïs	1,04	0,14	0,93	0,13
Puy-de-Dôme	P860	AHb	Végétation prairiale	2,96	0,39	2,19	0,38
	P1040	BA	Végétation prairiale	1,76	0,30	3,24	0,38
	P1140	AM	Végétation prairiale	11,48	1,33	26,30	2,50
Jura	J220	BH0	Végétation prairiale	1,18	0,20	2,30	0,31
	J560	BE	Végétation prairiale	2,06	0,24	5,05	0,62
	J920	BCA2	Végétation prairiale	2,08	0,31	2,30	0,30

Tableau 4-9 : Activité massique en ^{90}Sr dans l'ensilage de maïs et la végétation prairiale.

B/3 Coefficients de transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr à la végétation prairiale et à l'ensilage de maïs

Les coefficients de transfert agrégés (Cag) du ^{137}Cs sont variables ; ils sont compris entre $2,2 \times 10^{-5}$ et $209,1 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Les coefficients les plus élevés se situent dans la région Puy-de-Dôme et le Jura du 2^{ème} plateau. Les coefficients agrégés (Cag) à l'ensilage de maïs sont compris entre $10,5 \times 10^{-5}$ et $23,0 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ et sont du même ordre de grandeur qu'à la végétation.

Les coefficients de transfert agrégés (Cag) du ^{90}Sr à la végétation sont compris entre 465 et $4127 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ et sont nettement plus élevés que pour le ^{137}Cs . Statistiquement, les coefficients à la végétation des deux régions Puy-de-Dôme et Jura ne sont pas différents. Bien que le Jura montre en moyenne des coefficients plus élevés, la variabilité au sein d'une même région est trop importante. Les coefficients à l'ensilage de maïs sont du même ordre de grandeur, compris entre 228 et $884 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$.

B/3.1 Coefficients de transfert du ^{137}Cs

B/3.1.1 Transfert à la végétation prairiale

Indépendamment de la saison, les coefficients de transfert Cr de ^{137}Cs à la végétation prairiale, calculés sur les activités massiques des 5 premiers cm de sol, sont compris entre 3×10^{-3} et 148×10^{-3} (Tableau 4-10). Dans le Chapitre 1, les valeurs proposées de la littérature étaient comprises entre $1,7 \times 10^{-3}$ et 53×10^{-3} . Nos valeurs sont dans une gamme équivalente, hormis pour le

site P1140-AM qui montre des transferts nettement plus importants. Les régions Puy-de-Dôme et du Jura situé dans le 2^{ème} plateau témoignent des coefficients les plus élevés, aux alentours de la limite supérieure décrite dans la littérature (50×10^{-3}).

Région	Station	Site	¹³⁷ Cs Cr ($\times 10^{-3}$, 0-5 cm, printemps)		¹³⁷ Cs Cr ($\times 10^{-3}$, 0- 5 cm, automne)		¹³⁷ Cs Cag ($\times 10^{-3}$ 0-15 cm, printemps)		¹³⁷ Cs Cag ($\times 10^{-3}$, 0- 15 cm, automne)		Ba (g m ⁻² MS, printemps)		Ba (g m ⁻² MS, automne)		¹³⁷ Cs J ($\times 10^{-6}$ y ⁻¹)	
			±		±		±		±		±		±		±	
Charente	C90	BCAH	8	3	24	2	4,2	1,7	<		99	10	75	8	4,1	2,1
		AHa	83	11	102	14	81,8	12,2	99,9	15,7	127	13	110	11	213,2	39,0
		AHb	19	3	29	6	12,8	2,2	19,2	4,0	86	9	60	6	22,6	4,8
	P860	BGA	<		18	5	<		21,6	6,7	375	37	53	5	11,4	4,6
		BA	45	8	49	9	25,0	4,6	27,4	5,2	76	8	76	8	39,7	8,4
		BAC	36	8	56	11	31,8	7,5	49,4	10,3	69	7	74	7	58,7	13,8
	P1040	BH	65	10	85	13	59,1	10,2	77,9	13,5	62	6	98	10	112,5	23,2
		AD	37	6	38	6	28,2	4,9	28,9	5,0	76	8	60	6	38,7	7,7
		AH	43	6	57	8	33,8	5,6	44,5	7,3	75	8	76	8	59,2	11,5
	P1140	AM	36	5	148	20	50,5	8,4	209,1	34,6	78	8	107	11	263,3	56,9
Moyenne			45	7	65	10	40,4	7,0	64,2	11,4	114	11	79	8	91,0	18,9
Puy-de-Dôme	J220	BCA	<		8	3	<		6,2	2,7	71	7	87	9	5,4	2,9
		BH0	<		42	8	<		23,1	4,6	57	6	13	1	3,1	0,9
		BH4	<		19	7	<		12,3	4,8	81	8	75	7	9,2	4,5
	J260	BGC	9	2	16	3	8,5	2,0	14,4	2,6	97	10	85	8	20,5	4,5
		BH	7	2	58	9	5,0	1,6	40,0	6,7	61	6	77	8	33,8	7,9
		BE	23	4	18	3	15,9	2,8	12,3	2,4	86	9	76	8	23,0	4,8
	J280	BG	4	2	7	2	3,3	1,4	4,9	1,4	86	9	58	6	5,6	1,9
		BEj	6	2	16	3	3,8	1,3	9,8	2,2	72	7	111	11	13,7	3,8
		BEf	36	5	22	4	24,2	4,1	15,2	2,8	68	7	95	10	31,0	6,2
	Moyenne		14	3	23	5	10,1	2,2	15,4	3,4	76	8	75	8	16,2	4,1
Jura plaine	J520	BCA0	12	2	67	10	6,8	1,3	38,9	5,9	280	28	50	5	38,5	7,7
		BCA4	47	6	56	8	30,9	4,7	37,3	5,8	92	9	95	9	63,7	11,7
		RB	10	2	39	5	6,8	1,3	26,6	4,1	268	27	78	8	39,1	7,6
	J560	BCQ	6	2	34	6	3,6	1,3	20,5	3,9	72	7	66	7	16,2	4,1
		BM	7	2	12	3	4,3	1,4	7,2	1,8	42	4	65	6	6,5	1,8
		BE	8	2	99	14	4,1	1,2	53,6	8,3	26	3	54	5	30,2	6,9
	J620	BE	3	1	25	4	2,2	0,9	15,8	2,9	623	62	82	8	26,5	8,0
		BCA	<		17	4	<		11,8	2,7	631	63	89	9	10,6	3,4
		BL	4	2	16	4	3,1	1,5	11,5	2,9	806	81	85	9	34,9	15,0
	Moyenne		12	3	41	6	7,7	1,7	24,8	4,3	315	32	74	7	29,6	7,4
Jura 1 ^{er} plateau	J890	BL	38	6	71	10	33,5	5,7	62,7	10,4	59	6	53	5	53,3	10,5
		BM	7	2	68	10	5,2	1,7	48,5	7,7	80	8	55	6	31,0	6,9
		BMH	80	12	111	16	74,6	12,3	103,3	16,6	369	37	96	10	373,9	76,5
	J920	BCQ	39	5	22	4	31,9	4,7	17,9	3,1	63	6	55	5	29,9	5,7
		BCA2	93	13	13	2	89,7	13,3	12,3	2,3	66	7	105	10	71,8	14,4
		BCA3	31	4	67	9	21,9	3,3	47,2	7,3	271	27	74	7	94,2	17,5
	J980	BCQn	10	4	45	8	7,6	2,8	32,7	6,3	241	24	91	9	48,0	12,4
		BM	120	16	36	6	75,8	11,5	22,9	4,2	79	8	86	9	79,8	15,8
		BCQj	26	5	4	0	21,4	4,5	3,6	0,4	281	28	130	13	64,7	18,0
	Moyenne		49	7	49	7	40,2	6,6	39,0	6,5	168	17	83	8	94,1	19,8

Tableau 4-10 : Coefficient de transfert (Cr), coefficient de transfert agrégé (Cag) et flux (J) de ¹³⁷Cs du sol à la végétation prairiale. Cr est calculé sur les 5 premiers cm de sol, Cag et J sur l'ensemble du profil (15 premiers cm). Cr et Cag sont calculés à chacune des saisons printemps et automne. La quantité de biomasse (Ba) de végétation est nécessaire au calcul du flux annuel.

La variabilité des coefficients de transfert agrégé (Cag) du ^{137}Cs est forte avec des coefficients compris entre $2,2 \times 10^{-5}$ et $209,1 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ (Tableau 4-10).

Les coefficients les plus élevés sont situés dans la région Puy-de-Dôme (moyenne de $52,3 \pm 9,2 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, Figure 4-11A). L'ensemble des stations et sites de cette région ont des valeurs élevées de Cag, majoritairement de classes 4 ou 5. Les classes 1 et 2 ne sont pas ou peu représentées dans cette région (Figure 4-12).

Statistiquement, la région Puy-de-Dôme montre des Cag équivalents au Jura du 2^{ème} plateau (Figure 4-11B). Dans cette région, la moyenne des Cag est de $39,6 \pm 6,5 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Contrairement au Puy-de-Dôme, l'ensemble des classes sont représentées. On note cette observation notamment dans les stations J920 et J980. La station J890 montre des coefficients élevés, de classe 5 dans environ 60 % des cas.

Les deux autres régions, c'est-à-dire le Jura en plaine et sur le 1^{er} plateau, forment statistiquement un groupe de coefficients Cag plus faibles. En moyenne, les coefficients sont de $12,7 \pm 2,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ dans le Jura en plaine, $16,3 \pm 3,0 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ dans le Jura du 1^{er} plateau. Globalement, les coefficients sont plus élevés selon l'étagement altitudinale du Jura. Dans le Jura en plaine, les classes de 1 et 2 sont majoritaires. Chaque station montre des répartitions de coefficient semblables. L'ensemble des coefficients des stations situées sur le 1^{er} plateau est plus contrasté qu'en plaine : la station J520 montre des coefficients majoritairement de classe 3, alors que J620 possède des coefficients faibles, à l'image de la plaine.

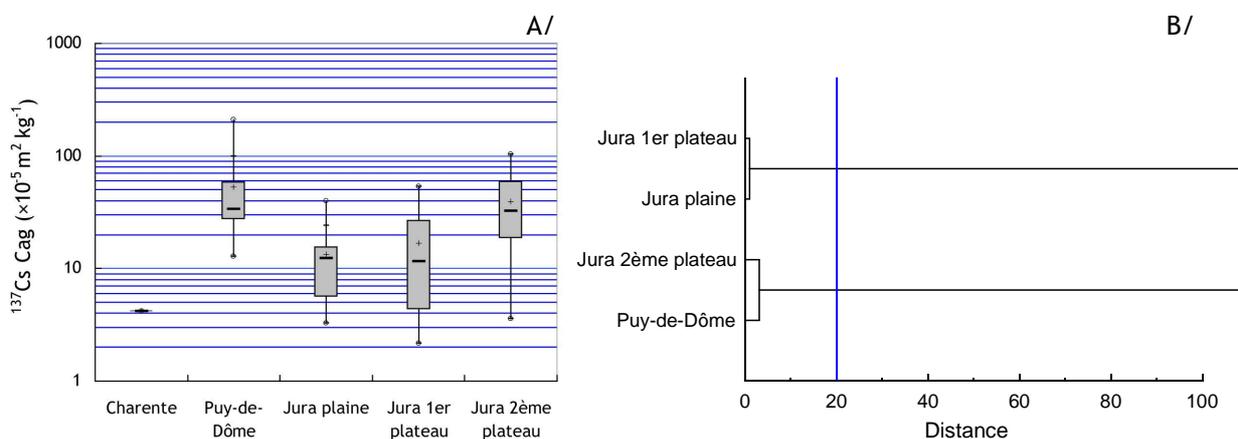
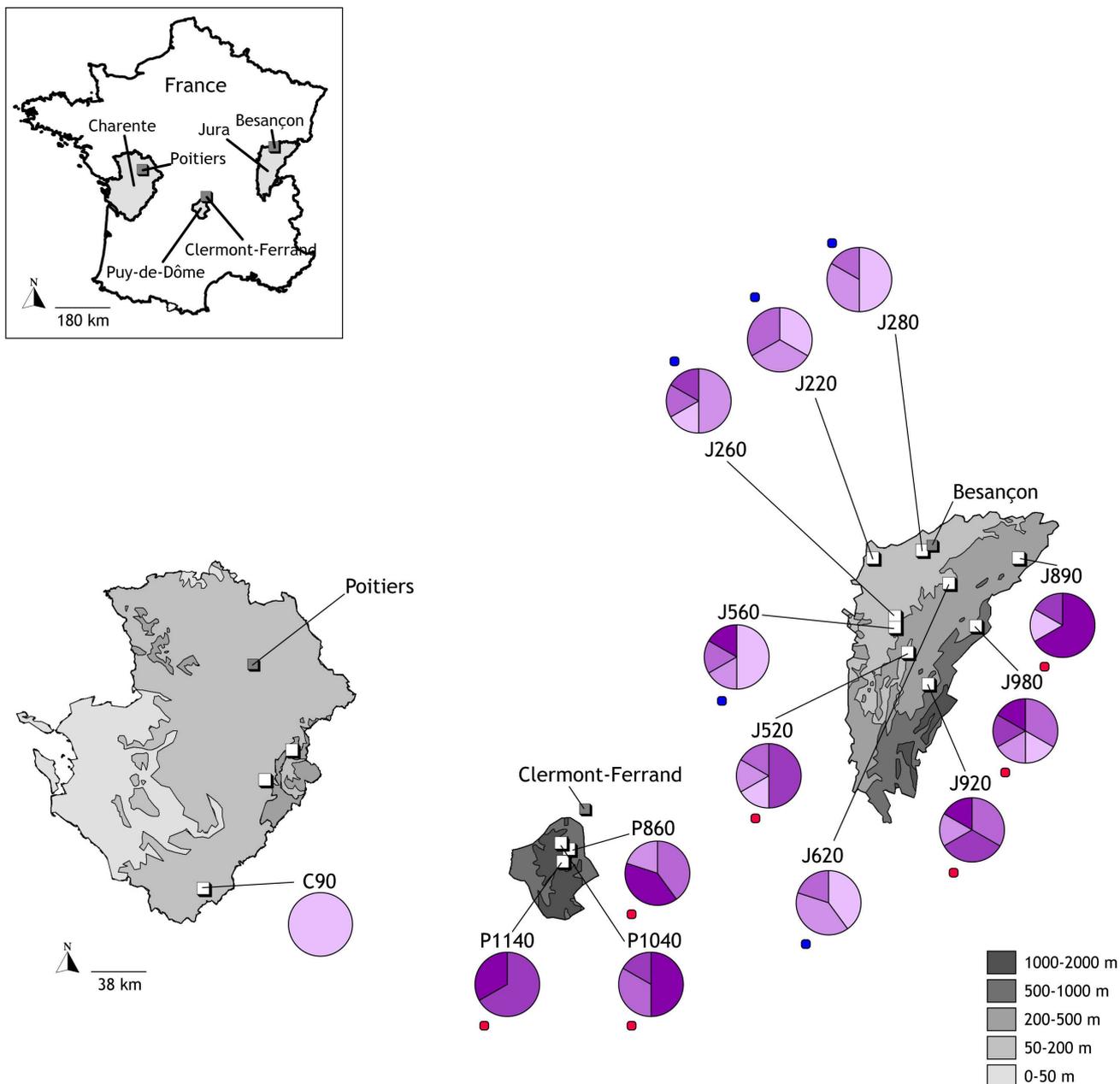


Figure 4-11 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du coefficient de transfert agrégé (Cag) en ^{137}Cs dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

-]48,0;209,1]
-]27,6;48,0]
-]15,6;27,6]
-]6,8;15,6]
-]2,2;6,8]

Unité : $\times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$

Figure 4-12 : Variabilité spatiale et statistique du coefficient de transfert agrégé (Cag) du ¹³⁷Cs en fonction des stations (profondeur de sol 0-15 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1C.

Le flux annuel (J) de ^{137}Cs est estimé à partir des prélèvements de printemps et d'automne. Ce calcul prend en compte la quantité de biomasse de végétation (B_a) et s'avère donc plus précis que les C_{ag} . Globalement, on constate une diminution de la densité de biomasse en fonction de la saison de prélèvement. Ce constat est accentué dans le Jura du 1^{er} et du 2^{ème} plateau. La densité passe en effet de 315 à 74 g m⁻² MS et de 168 à 83 g m⁻² MS respectivement au 1^{er} plateau et au 2^{ème} plateau (Tableau 4-10). Au printemps, en effet, certaines parcelles, en alternance entre prairie de fauche et prairie pâturée, n'étaient pas encore fauchées. On constate ainsi sur certains sites, des valeurs de densité quelque fois élevées. En automne, densité de biomasse est plus faible du fait d'une croissance diminuée. Ces valeurs de densité sont faibles en comparaison des valeurs relevées communément dans les zones de pâturage, se situant dans l'intervalle 100-150 g m⁻² MS.

Les flux annuels de ^{137}Cs sont compris entre $3,1 \times 10^{-6}$ et $463 \times 10^{-6} \text{ y}^{-1}$ (Tableau 4-10). Tout comme pour le coefficient de transfert agrégé (C_{ag}), les régions du Puy-de-Dôme et le Jura du 2^{ème} plateau montrent les flux les plus élevés (moyennes respectives de $91 \pm 18,9 \times 10^{-6}$ et $94,1 \pm 19,1 \times 10^{-6}$, Figure 4-13).

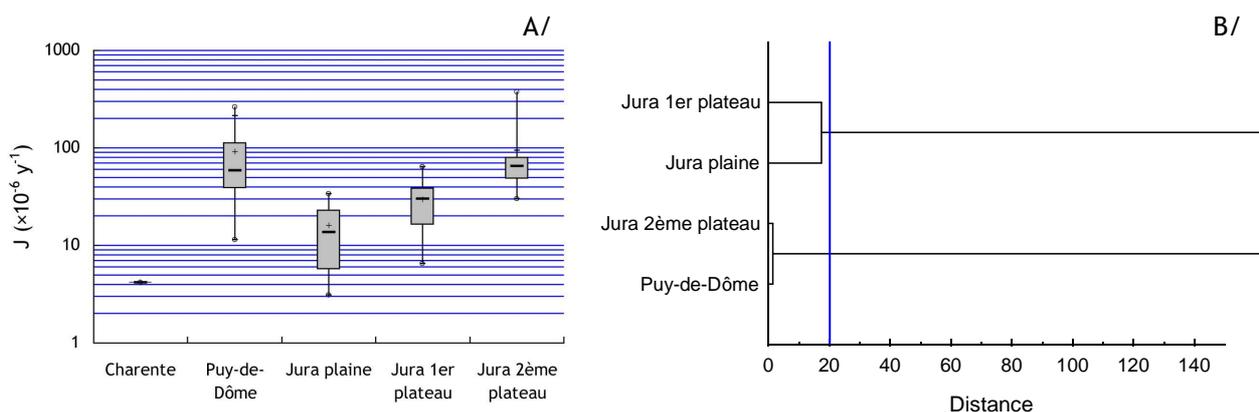


Figure 4-13 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du flux annuel (J) de ^{137}Cs dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

Velasco et *al.* (2004) montrent une diminution du flux annuel pour ^{137}Cs en fonction du temps après le dépôt. Dans son étude, le flux diminue de 1400×10^{-6} à $160 \times 10^{-6} \text{ y}^{-1}$ entre 1989 et 1992 pour un dépôt exclusivement due à Tchernobyl, donc datant de 1986. Cette diminution était attribuable, pour Velasco et *al.*, à des fixations plus importantes avec le temps, du ^{137}Cs dans les composants du sol. Les moyennes régionales calculées dans cette étude sont toutes en-dessous de ces valeurs.

Le calcul de flux, plus précis, n'apporte ici que peu d'information supplémentaire. Les différences d'activité dans la végétation entre les saisons ne sont pas importantes de même que la biomasse de végétation.

B/3.1.2 Transfert à l'ensilage de maïs

Le coefficient de transfert Cr à l'ensilage de maïs, calculé à partir des activités massiques des 1^{ers} horizons de sol, est homogène en fonction des stations de Charente (coefficients compris entre $9,9 \times 10^{-3}$ et $23,0 \times 10^{-3}$). La faible variabilité des coefficients peut, de plus, être issue de la provenance de l'échantillon d'ensilage, qui est difficile à obtenir précisément. La correspondance à une parcelle précise, par exemple, est impossible à estimer.

Les coefficients agrégés (Cag) sont compris entre $10,5 \times 10^{-5}$ et $23,0 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Si l'on compare ces coefficients à ceux relatifs à la végétation prairiale, ceux-ci se situent dans le même ordre de grandeur (intervalle de valeur correspondant aux classes 2 et 3 de la Figure 4-12).

Station	Site	¹³⁷ Cs Cr		¹³⁷ Cs Cr		¹³⁷ Cs Cag		¹³⁷ Cs Cag	
		printemps ($\times 10^{-3}$)	±	automne ($\times 10^{-3}$)	±	printemps ($\times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$)	±	automne ($\times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$)	±
C90	BCAr	11,2	3,0	<		15,8	5,4		
C150	BAC	9,9	4,0	13,7	3,3	10,5	4,7	14,5	4,4
C220	BAC	23,0	6,7	8,8	2,9	23,0	8,0	8,8	3,3

Tableau 4-11 : Coefficient de transfert (Cr) et coefficient de transfert agrégé (Cag) de ¹³⁷Cs à l'ensilage de maïs (le calcul du coefficient Cr est réalisé d'après l'activité massique du 1^{er} horizon de sol, le coefficient Cag sur l'ensemble du profil).

B/3.2 Coefficients de transfert du ⁹⁰Sr

Les coefficients de transfert (Cr) de ⁹⁰Sr à la végétation prairiale sont compris entre $339 \pm 131 \times 10^{-3}$ et $3163 \pm 1448 \times 10^{-3}$ (Tableau 4-12). Les coefficients sont souvent supérieurs à un, témoignant d'un enrichissement à la végétation en ce radionucléide artificiel.

En moyenne, les coefficients sont plus élevés dans le Jura par rapport au Puy-de-Dôme ($1028 \pm 371 \times 10^{-3}$ contre $769 \pm 353 \times 10^{-3}$). Les différences observées ne sont pourtant pas statistiquement différentes entre les deux régions, une valeur de coefficient particulièrement élevée augmentant les moyennes observées dans le Jura (test de Mann et Whitney, $p > 0,05$). Les coefficients de transfert (Cr) de ⁹⁰Sr à l'ensilage de maïs sont compris entre $598 \pm 261 \times 10^{-3}$ et $3163 \pm 1448 \times 10^{-3}$. Les valeurs de coefficient sont dans la même gamme que ceux observés à la végétation prairiale. Les coefficients de transfert à l'ensilage de maïs, en Charente, sont deux fois plus élevés à la station C150 par rapport à C220. Les activités dans la végétation de la station C90 sont inférieures aux limites de détection et ne permettent pas le calcul des coefficients.

Les coefficients de transfert agrégé (Cag) de ⁹⁰Sr à la végétation sont compris entre $228 \pm 123 \times 10^{-5}$ et $4127 \pm 1806 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Si l'on compare ces valeurs aux coefficients agrégés du ¹³⁷Cs,

ceux-ci appartiennent tous à la classe 5 et au-delà. Le ^{90}Sr est donc davantage absorbé par la végétation prairiale par rapport au ^{137}Cs .

Région	Station	Site	^{90}Sr Cr ($\times 10^{-3}$, printemps)	\pm	^{90}Sr Cr ($\times 10^{-3}$, automne)	\pm	^{90}Sr Cag ($\times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, printemps)	\pm	^{90}Sr Cag ($\times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, automne)	\pm
Charente	C90	BCAr	<		<		<		<	
	C150	BAC	1820	833	3163	1448	509	312	884	542
	C220	BAC	669	291	598	261	255	140	228	123
Puy-de-Dôme	P860	AHb	924	478	685	362	1816	1116	1345	840
	P1040	BA	339	131	624	228	465	92	857	133
	P1140	AM	620	103	1421	216	1438	356	3295	787
Jura	J220	BH0	636	240	1234	451	1679	787	3260	1498
	J560	BE	928	316	2276	780	1683	734	4127	1806
	J920	BCA2	520	210	575	228	1559	777	1723	849

Tableau 4-12 : Coefficient de transfert (Cr) et coefficient de transfert agrégé (Cag) de ^{90}Sr à l'ensilage et à la végétation prairiale (le coefficient Cr est calculé depuis les activités du 1^{er} horizon de sol, le coefficient Cag est calculé d'après l'inventaire complet pour la région Charente, d'après la profondeur 0-5 cm dans le Puy-de-Dôme et le Jura).

RESUME

Les activités massiques de ^{137}Cs des sols des trois régions étudiées sont comprises entre 5,9 et 94,0 Bq kg⁻¹ MS (N = 111). Globalement, la région du Jura montre des activités plus élevées que les autres régions, probablement à cause des retombées de Tchernobyl. Dans la végétation prairiale, les activités sont comprises entre 0,10 et 13,90 Bq kg⁻¹ MS (N = 68). Les régions Puy-de-Dôme et Jura du 2^{ème} plateau montrent les activités les plus élevées. Des différences saisonnières sont observées dans certaines régions, avec une augmentation des activités en automne (en moyenne d'un facteur 2 dans le Puy-de-Dôme et 3 dans le Jura du 1^{er} plateau). Les activités dans l'ensilage de maïs, en Charente, sont faibles, comprises entre 0,058 et 0,184 Bq kg⁻¹ MS. Les coefficients de transfert agrégés (Cag) du ^{137}Cs sont variables et compris entre $2,2 \times 10^{-5}$ et $209,1 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Les coefficients de transfert agrégés (Cag) de ^{137}Cs les plus élevés se situent dans la région Puy-de-Dôme et Jura 2^{ème} plateau. Les coefficients agrégés (Cag) à l'ensilage de maïs sont compris entre $10,5 \times 10^{-5}$ et $23,0 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ et sont du même ordre de grandeur qu'à la végétation.

Les activités massiques de ^{90}Sr des sols sont comprises entre 0,8 et 18,5 Bq kg⁻¹ (N = 12). Il existe un lien entre les activités mesurées et l'altitude, les stations du Puy-de-Dôme situées au-delà de 800 m étant les plus contaminées. Dans la végétation prairiale, les activités sont comprises entre 1,18 et 26,30 Bq kg⁻¹ MS (N = 12). Les activités mesurées dans la végétation ne sont pas représentatives d'une région en particulier, ni même d'une saison. Les coefficients de transfert agrégés (Cag) du ^{90}Sr à la végétation sont compris entre 465 et $4127 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Statistiquement, les coefficients de transfert à la végétation des deux régions Puy-de-Dôme et Jura ne sont pas différents. Bien que le Jura montre en moyenne des coefficients plus élevés, la variabilité au sein d'une même région est trop importante. Les coefficients à l'ensilage de maïs sont du même ordre de grandeur, compris entre 228 et $884 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$.

C/ Variabilité spatiale et temporelle des facteurs de sensibilité

C/1 Facteurs de sensibilité liés au climat

La température, les précipitations et l'insolation sont relevées à trois périodes différentes avant les prélèvements de printemps et d'automne. Les températures les plus basses sont enregistrées dans les régions d'altitude (Puy-de-Dôme et Jura du 2^{ème} plateau). Les précipitations et les insolation les plus abondantes sont mesurées dans le Jura du 1^{er} et 2^{ème} plateau. Les températures sont plus élevées en automne, les précipitations et l'insolation restent globalement stables.

Dans chaque station, des facteurs climatiques différents sont pris en compte à partir de stations de Météo France représentant au mieux l'unité géographique des stations de cette étude. Les stations sont présentées dans la Figure 4-14. Trois types de données ont été acquis quotidiennement durant l'année 2007 (les précipitations, les températures moyennes et l'insolation).

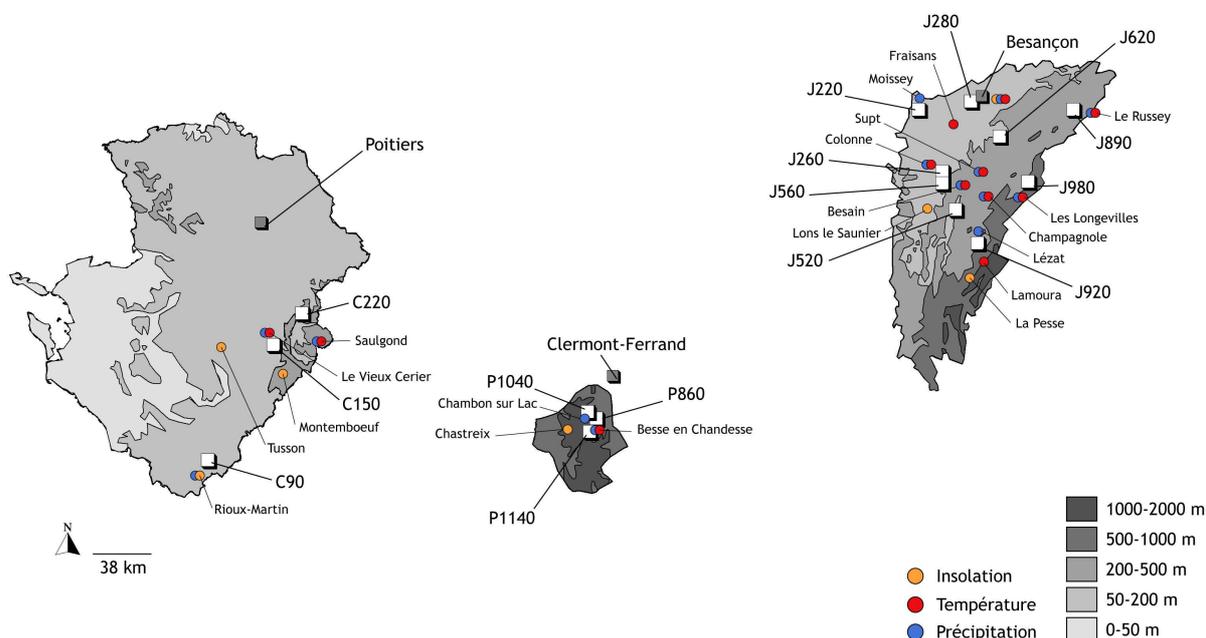


Figure 4-14 : Position géographique et nom des stations météorologiques (Météo France).

Durant cette période, les précipitations cumulées sont de 974 mm en Charente, 1441 mm dans le Puy-de-Dôme et 1615 mm dans le Jura (Tableau 4-13). En Charente, région la moins arrosée, les précipitations sont variables d'une station à l'autre, allant de 781 pour C90 à 1156 mm y⁻¹ pour C150. Dans le Puy-de-Dôme, l'adéquation entre les stations météorologiques et les stations d'étude

est moins bonne : c'est en effet la même station météorologique qui mesure les précipitations de P860 et P1140. Les précipitations dans le Jura sont les plus importantes. La plaine est la moins arrosée (1154 mm y⁻¹), puis le 1^{er} plateau (1710 mm y⁻¹) et enfin le 2^{ème} plateau (1980 mm y⁻¹). La station J890, située au nord-est, est la plus arrosée avec 2090 mm y⁻¹.

Les températures moyennes quotidiennes sont respectivement de 12,3, 8,0 et 9,3 °C pour les régions Charente, Puy-de-Dôme et Jura. En Charente, région la plus chaude et sous influence océanique, les températures sont situées entre -3,4 et 25,7 °C. Les températures en-dessous de 0 °C ne dépassent pas 15 jours et sont situées au mois de février. Les températures du Puy-de-Dôme sont comprises entre -10,5 °C et 21,2 °C, les températures en-dessous de 0 °C dans cette région représentant 37 jours. Dans le Jura, les températures diminuent avec l'altitude, celles-ci passent de 11,2 °C en plaine à 7,5 °C dans le 2^{ème} plateau. Les températures extrêmes dans le 2^{ème} plateau sont équivalentes au Puy-de-Dôme (-10,5 °C), le nombre de jours en-dessous de 0 °C est de 45 jours.

La somme de l'insolation est de 82 jours en Charente, 73 jours dans le Puy-de-Dôme et 81 dans le Jura. Au sein de chaque région, l'insolation est stable d'une station à l'autre.

Région	Station	Précipitation cumulée (mm y ⁻¹)	Température moyenne quotidienne (°C)	Insolation cumulée (d y ⁻¹)
Charente	C90	781	13,1	81
	C150	1156	11,7	82
	C220	986	12,2	82
	Moyenne	974	12,3	82
Puy-de-Dôme	P860	1432	8,0	73
	P1040	1460	8,0	73
	P1140	1432	8,0	73
	Moyenne	1441	8,0	73
Jura plaine	J220	1034	10,9	81
	J260	1170	11,4	81
	J280	1258	11,4	80
	Moyenne	1154	11,2	81
Jura 1 ^{er} plateau	J520	1803	9,1	81
	J560	1638	9,7	81
	J620	1690	9,0	80
	Moyenne	1710	9,3	81
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	2090	8,1	80
	J920	2079	7,2	83
	J980	1771	7,2	80
	Moyenne	1980	7,5	81

Tableau 4-13 : Données météorologiques de l'année 2007.

Les données météorologiques traduisent indirectement le développement physiologique de la végétation prairiale et l'état hydrique des sols avant le prélèvement. Trois périodes sont retenues à 30, 60 et 90 jours avant le prélèvement. Elles sont notées respectivement -30 j, -60 j et -90 j (Tableau 4-14). Elles correspondent aux précipitations cumulées et à la température moyenne 30, 60 et 90 jours avant le prélèvement.

Depuis le début du printemps jusqu'aux prélèvements, les températures croissent d'environ 4°C entre -90 j et -30 j et ce, indifféremment des régions étudiées. En moyenne, celles-ci atteignent, 13,8°C pour la Charente, 11,9°C pour le Puy-de-Dôme et 10,8°C pour le Jura. Compte-tenu de prélèvements espacés dans le temps, les températures les plus basses sont mesurées dans le Jura de plaine, ceux-ci étant effectués précocement, début avril. Trente jours avant le prélèvement, ces températures moyennes sont de 6,9°C en plaine contre 14,0°C et 11,6°C pour les plateaux du Jura. Les précipitations les plus importantes (30 jours avant le prélèvement) sont mesurées dans la région du Jura du 1^{er} plateau avec 4,6 mm d⁻¹. C'est dans cette région que l'on enregistre les plus fortes températures, facteur augmentant également la croissance végétale. C'est également dans cette région que les densités de végétation sont les plus importantes (Tableau 4-10 de la partie précédente). Dans les trois régions, les précipitations cumulées diminuent : P30 > P60 > P90. Les plus basses précipitations se retrouvent en Charente avec une moyenne quotidienne de 0,8 mm. L'insolation la plus importante est mesurée dans le Jura avec un gradient altitudinal, la région du 2^{ème} plateau étant la plus ensoleillée (500 min d⁻¹, 30 jours avant le prélèvement).

Les températures avant le prélèvement d'automne sont globalement plus élevées qu'au printemps, la plus grande hausse s'observant pour le Jura de plaine (+7°C). La Charente (C90) montre les températures les plus élevées 90 jours avant le prélèvement, en moyennes de 17,1°C. Sur l'ensemble des deux saisons, les températures dans le Jura du 2^{ème} plateau et du Puy-de-Dôme, régions les plus en altitude, appartiennent au même groupe de valeurs de température (Figure 4-15).

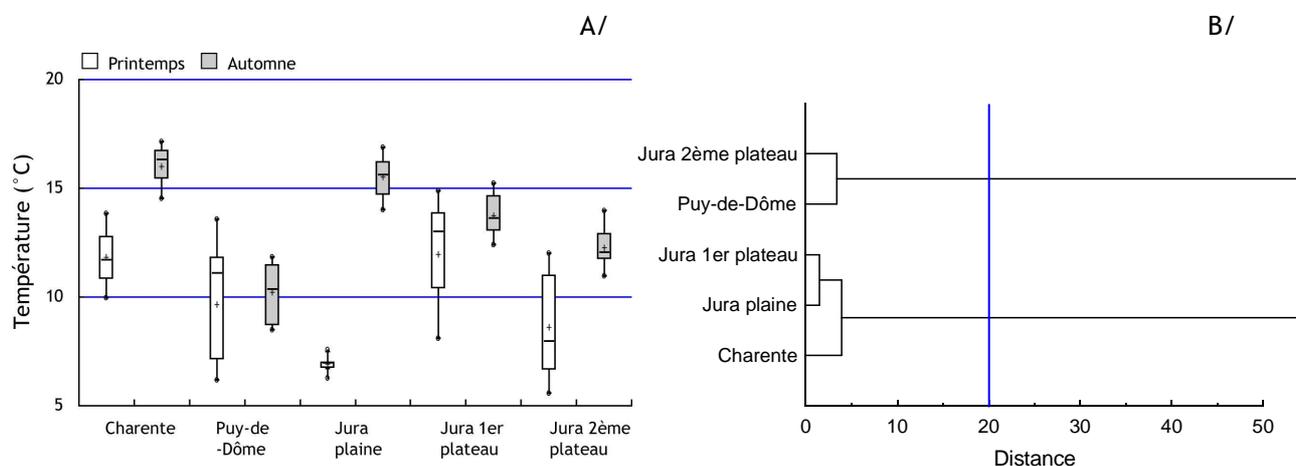


Figure 4-15 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des températures moyennes quotidiennes dans les régions étudiées (à -30, -60 et -90 jours avant les prélèvements). La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

[Chapitre 4 - Hiérarchisation des facteurs de sensibilité des sols à la végétation]

Région	Station	Printemps Date de prélèvement	Précipitation moyenne quotidienne (mm d ⁻¹)			Température moyenne quotidienne (°C d ⁻¹)			Insolation moyenne quotidienne (min d ⁻¹)			Automne Date de prélèvement	Précipitation moyenne quotidienne (mm d ⁻¹)			Température moyenne quotidienne (°C d ⁻¹)			Insolation moyenne quotidienne (min d ⁻¹)		
			-30 jours	-60 jours	-90 jours	-30 jours	-60 jours	-90 jours	-30 jours	-60 jours	-90 jours		-30 jours	-60 jours	-90 jours	-30 jours	-60 jours	-90 jours	-30 jours	-60 jours	-90 jours
Charente	C90	24-avr.	0,8	2,0	2,4	13,8	11,7	9,9	323	275	253	23-oct.	1,3	1,4	1,8	14,5	16,3	17,1	306	423	433
Puy-de-Dôme	P860	26-juin	5,7	4,7	3,9	13,6	12,8	11,8	263	272	323	24-oct.	1,8	2,2	2,7	8,7	10,6	11,8	349	386	361
	P1040	3-mai	2,2	2,3	5,3	11,1	7,1	6,2	439	378	302	25-oct.	1,7	2,6	2,6	8,6	10,4	11,6	352	385	356
	P1140	2-mai	2,9	2,6	5,3	11,1	7,2	6,2	438	381	304	25-oct.	1,4	2,2	2,7	8,5	10,1	11,5	357	375	357
	Moyenne		3,6	3,2	4,8	11,9	9,0	8,1	380	344	310		1,6	2,3	2,7	8,6	10,4	11,6	353	382	358
Jura plaine	J220	3-avr.	1,9	3,2	2,8	6,7	7,0	6,3	347	280	226	11-oct.	2,6	2,2	3,4	14,0	15,1	16,2	369	404	419
	J260	4-avr.	2,6	3,8	3,2	7,0	7,6	6,7	348	286	230	11-oct.	3,1	2,6	3,2	14,7	15,7	16,9	369	404	419
	J280	5-avr.	2,5	3,9	3,3	7,0	7,5	6,7	368	291	226	11-oct.	2,8	2,4	3,8	14,7	15,6	16,8	408	387	404
	Moyenne		2,3	3,7	3,1	6,9	7,3	6,6	354	286	227		2,8	2,4	3,5	14,4	15,4	16,6	382	398	414
Jura 1 ^{er} plateau	J520	7-juin	6,6	4,1	3,5	14,1	13,2	10,4	348	443	434	10-oct.	3,5	3,1	3,8	12,5	13,5	14,6	381	405	425
	J560	6-mai	1,0	2,2	3,9	13,0	9,0	8,1	580	482	395	10-oct.	4,3	3,3	4,3	13,0	14,0	15,2	381	405	425
	J620	12-juin	6,3	4,2	3,7	14,9	13,9	11,1	376	447	436	9-oct.	3,7	3,3	4,2	12,4	13,6	14,7	414	391	411
	Moyenne		4,6	3,5	3,7	14,0	12,0	9,9	434	457	422		3,8	3,3	4,1	12,6	13,7	14,9	392	401	420
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	14-mai	4,4	3,5	4,6	12,0	8,5	7,3	495	456	415	9-oct.	2,2	3,8	5,5	11,8	12,8	14,0	414	391	411
	J920	6-mai	1,3	2,1	5,0	11,0	6,7	5,6	486	414	344	10-oct.	3,4	3,0	3,6	11,0	11,9	12,9	384	386	408
	J980	13-mai	3,5	2,9	4,1	11,9	8,0	6,5	519	466	416	8-oct.	3,0	2,6	4,3	11,2	12,0	13,0	408	383	406
	Moyenne		3,0	2,8	4,6	11,6	7,7	6,5	500	446	392		2,8	3,1	4,5	11,3	12,2	13,3	402	387	408

Tableau 4-14 : Facteurs de sensibilité liés aux conditions météorologiques (précipitations cumulées, température moyenne, durée moyenne de l'insolation 30, 60 et 90 jours avant le prélèvement) en fonction des dates de prélèvement de la végétation sur les zones d'étude.

Les précipitations avant le prélèvement d'automne sont équivalentes à celles de printemps, hormis pour le Puy-de-Dôme qui est moins arrosé (moyenne de 4 mm d¹ au printemps à 2,5 mm d¹ en automne). La Charente est statistiquement la région la moins pluvieuse, puis le Jura de plaine regroupé avec le Puy-de-Dôme, enfin le Jura des plateaux (Figure 4-16). Les insolation augmentent entre les deux saisons dans les régions Charente, Puy-de-Dôme et le Jura de plaine. Elle diminue dans le Jura des plateaux. Sur l'ensemble des deux saisons, ces dernières montrent les plus importantes insolation, et sont regroupées ensemble statistiquement (Figure 4-17).

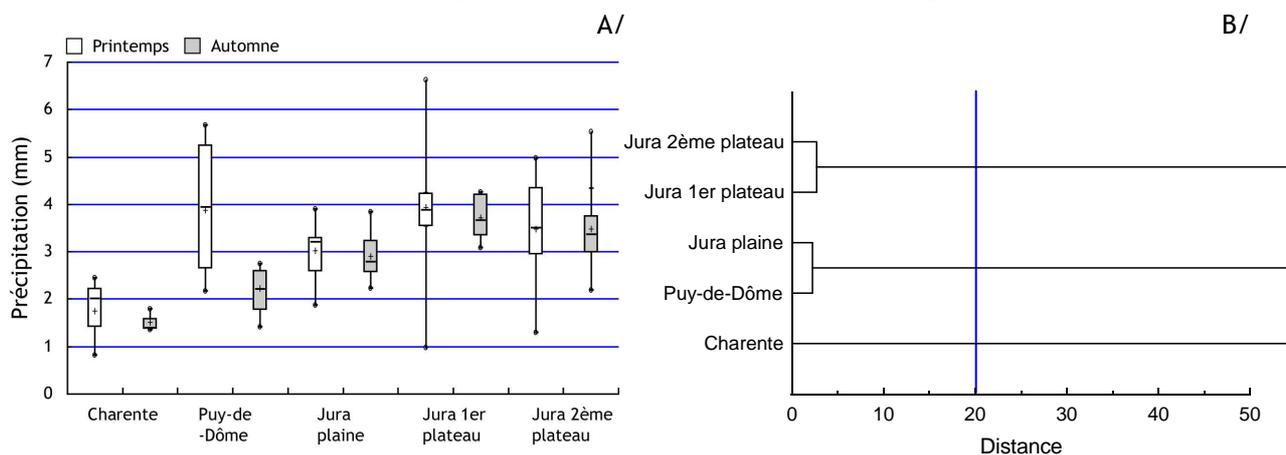


Figure 4-16 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des précipitations moyennes quotidiennes dans les régions étudiées (à -30, -60 et -90 jours avant les prélèvements). La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

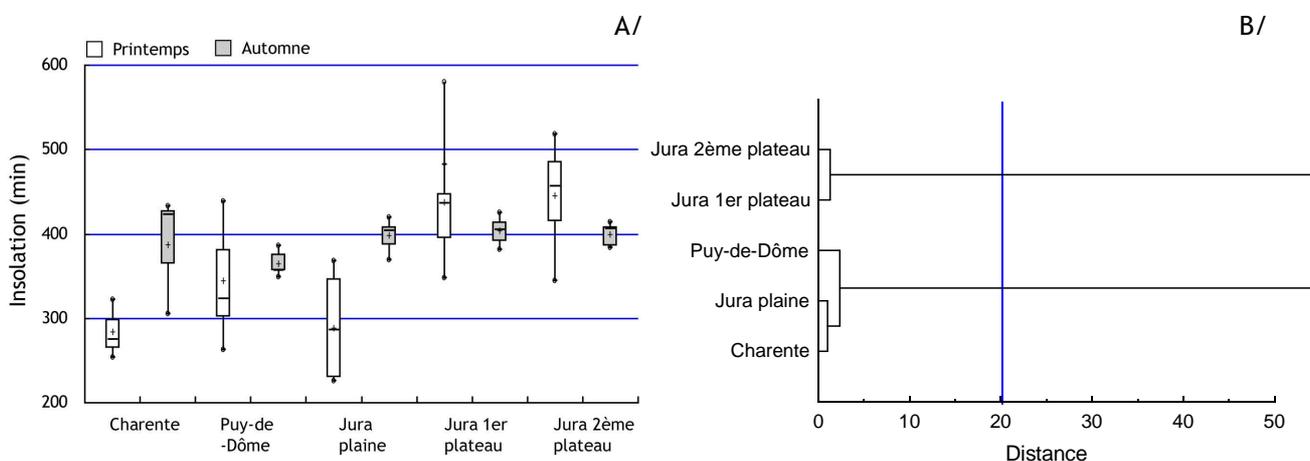


Figure 4-17 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des insolation moyennes quotidiennes dans les régions étudiées (à -30, -60 et -90 jours avant les prélèvements). La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

C/2 Facteurs de sensibilité liés aux propriétés physico-chimiques des sols

Chaque région étudiée se caractérise par des propriétés physico-chimiques des sols, qui leur sont propres. Le Puy de Dôme se caractérise par des pH acides (entre 4,5 et 6,5) et un taux de matière organique élevée (jusqu'à 45 %). Dans cette région, la présence de terrains volcaniques entraîne des concentrations importantes en cations K^+ et Mg^{2+} échangeables, respectivement de $1,52 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ et $7,30 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$, en moyenne. La région du Jura de plaine montre les taux d'argile les plus élevés (moyenne de 43 %). La région du Jura des plateaux est caractérisée par des taux de limon élevés avec des moyennes supérieures à 50 %. C'est dans cette même région que les valeurs en Ca^{2+} échangeables les plus fortes sont mesurées ; cependant ce facteur est variable au sein d'une même région. En Charente, les propriétés des sols sont caractérisées par des valeurs extrêmes. Les sols sont faibles en matière organique et en argile (teneurs en matière organique inférieures à 7,57 % et teneurs en argile inférieures à 36,2 %), et sont soit acides (C150 et C220 ont des pH inférieurs à 5,33), soit basiques (les pH sont supérieurs à 8,00 pour C90).

C/2.1 Facteurs de sensibilité des sols de surface

L'ensemble des facteurs liés aux sols de surface (0-5 cm) sont présentés dans le Tableau 4-15.

Région	Station	Site	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Matière organique (%)	pH _{eau}	pH _{KCl}	CEC (cmol+ kg ⁻¹)	Ca ²⁺ échangeable (cmol+ kg ⁻¹)	K ⁺ échangeable (cmol+ kg ⁻¹)	Mg ²⁺ échangeable (cmol+ kg ⁻¹)	
Charente	C90	BCAH	46,7	43,3	10,0	20,6	7,36	6,69	48,5	51,2	2,86	2,71	
		AHa	46,0	38,0	16,0	27,3	6,02	5,30	43,1	24,8	0,88	7,62	
		AHb	29,7	40,0	30,3	15,9	6,35	5,51	27,2	16,9	1,97	5,70	
	P860	BGA	55,5	20,6	23,9	22,1	6,49	5,99	44,5	27,0	2,53	7,34	
		P1040	BA	22,9	41,4	35,8	15,9	5,79	5,11	23,4	16,4	0,90	3,42
			BAC	25,4	41,3	33,2	15,2	5,62	4,99	23,6	17,3	1,67	1,95
	P1140	BH	37,9	43,5	18,6	21,1	5,20	4,66	26,7	19,5	1,68	3,65	
		AD	20,0	37,6	42,4	27,5	5,42	5,14	18,3	16,7	1,41	14,40	
		AH	18,7	32,5	48,8	30,2	5,21	4,85	13,8	13,4	0,92	8,61	
		AM	34,4	27,0	38,6	44,3	4,39	4,19	15,9	14,9	1,76	13,00	
	Moyenne		32,3	35,8	32,0	24,4	5,61	5,08	26,3	18,5	1,52	7,30	
Jura plaine	J220	BCA	53,4	32,9	13,7	17,5	7,24	6,73	41,0	41,2	1,88	2,81	
		BH0	33,4	55,0	11,6	12,4	6,95	6,42	24,2	18,8	1,10	5,88	
		BH4	39,1	39,0	21,9	15,1	6,53	5,98	25,5	22,9	0,97	3,66	
	J260	BGC	51,5	49,9	9,8	15,8	7,25	6,75	31,1	22,3	1,50	9,79	
		BH	32,4	40,2	16,9	13,5	5,99	5,26	22,2	20,9	0,70	1,83	
	J280	BE	38,2	44,8	20,7	15,2	6,89	6,43	30,3	30,8	0,72	2,13	
		BG	55,6	42,0	6,1	19,1	6,74	6,42	34,5	34,7	0,92	1,96	
		BEj	43,3	38,3	14,7	16,6	6,44	5,91	26,1	24,1	1,33	2,09	
		BEf	42,1	47,0	10,9	14,8	6,80	6,25	25,3	23,8	1,24	1,67	
		Moyenne		43,2	43,2	14,0	15,6	6,76	6,24	28,9	26,6	1,15	3,54
Jura 1 ^{er} plateau	J520	BCA0	32,2	59,4	17,9	15,9	6,98	6,73	31,1	32,4	1,09	1,41	
		BCA4	32,3	58,0	27,5	15,4	7,44	7,08	31,6	33,3	0,33	0,63	
		RB	36,3	54,4	18,9	18,5	7,17	6,68	39,1	42,0	0,62	1,36	
	J560	BCQ	29,0	52,0	25,6	12,0	5,59	4,78	13,3	10,7	0,85	1,98	
		BM	35,3	41,7	22,0	12,1	6,07	5,25	17,7	13,5	1,88	2,92	
	J620	BE	26,7	62,9	28,9	9,0	5,61	4,71	10,6	8,0	0,92	1,52	
		BE	44,9	44,4	3,7	22,9	6,65	6,14	39,5	38,5	0,61	1,76	
		BCA	28,8	42,7	13,1	12,3	5,77	5,21	16,4	13,5	1,31	1,80	
		BL	28,5	45,4	17,2	12,1	6,99	6,58	23,2	25,1	0,63	0,88	
		Moyenne		32,7	51,2	19,4	14,5	6,47	5,91	24,7	24,1	0,91	1,58
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	BL	35,2	51,4	5,4	15,2	5,19	4,63	17,9	14,8	0,70	2,17	
		BM	40,5	58,1	5,1	17,9	5,70	5,12	24,7	20,3	1,97	2,38	
		BMH	37,4	54,3	4,6	18,1	5,30	4,75	18,7	15,7	0,48	1,41	
	J920	BCQ	39,1	43,5	8,9	25,0	6,60	6,01	40,5	40,5	0,81	1,38	
		BCA2	49,4	54,3	8,9	24,4	6,88	6,33	44,7	45,0	0,82	1,53	
		BCA3	20,2	52,0	16,9	23,5	7,03	6,51	50,3	49,1	0,55	1,22	
	J980	BCQn	35,7	50,7	20,8	13,7	7,26	6,85	31,5	33,1	0,56	0,74	
		BM	38,5	38,7	7,2	15,5	6,02	5,54	26,1	24,5	0,68	1,62	
		BCQj	35,4	41,1	12,6	15,4	4,95	4,32	15,0	11,7	0,78	1,76	
		Moyenne		36,8	49,3	10,0	18,7	6,10	5,56	29,9	28,3	0,82	1,58

Tableau 4-15 : Caractéristiques physico-chimiques des sols de surface (section : 0-5 cm).

C/2.1.1 Analyse granulométrique

C/2.1.1.1 Teneur et nature des argiles

Le taux d'argile des sols de surface est compris entre 18,7 et 55,6 % (Tableau 4-15). Le Jura en plaine montre les taux les plus élevés, en moyenne de 43,2 %. L'ensemble des stations de cette région ont des taux élevés, de classe 4 et 5 majoritairement (supérieurs à 38 %, Figure 4-19). Cette région contraste avec le Jura du 1^{er} plateau, dont les taux moyens sont de 32,7 %. Cette région montre des taux faibles dans l'ensemble des stations, les classes 1 et 2 étant majoritaires à environ 70 % (taux inférieurs à 35 %). Le Puy-de-Dôme est semblable statistiquement au Jura du 1^{er} plateau avec des taux de plus en plus bas avec l'altitude (Figure 4-18). C'est dans cette région que l'on observe le plus de variabilité (coefficient de variation de 38,6 %). Les sols bruns à gley andiques situés dans la station P860 sont particulièrement argileux (55,5 %). Au contraire, à P1140, les andosols humiques ont des taux très bas (18,7 %). Ces observations confirment l'examen de cartographie des sols exposé en Chapitre 3. Les sols du Jura en plaine, hydromorphes dans 30 % des cas, sont riches en argiles.

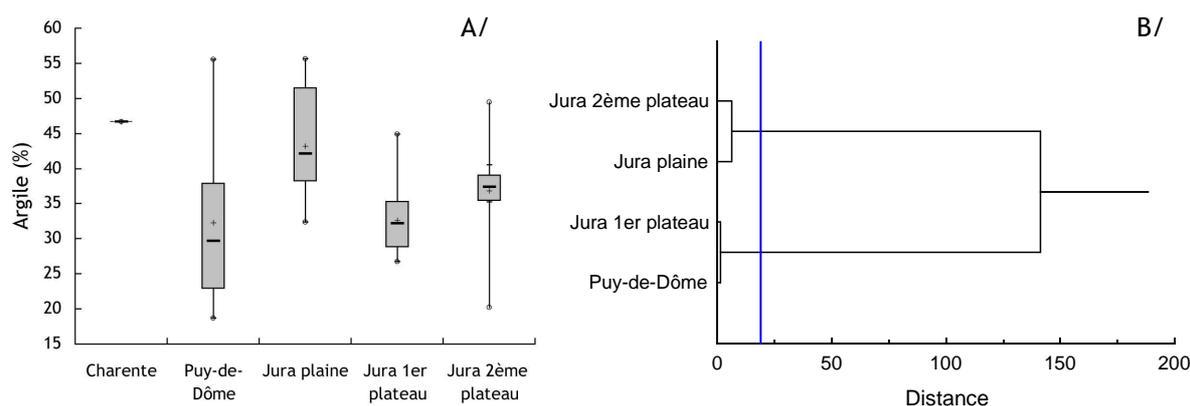
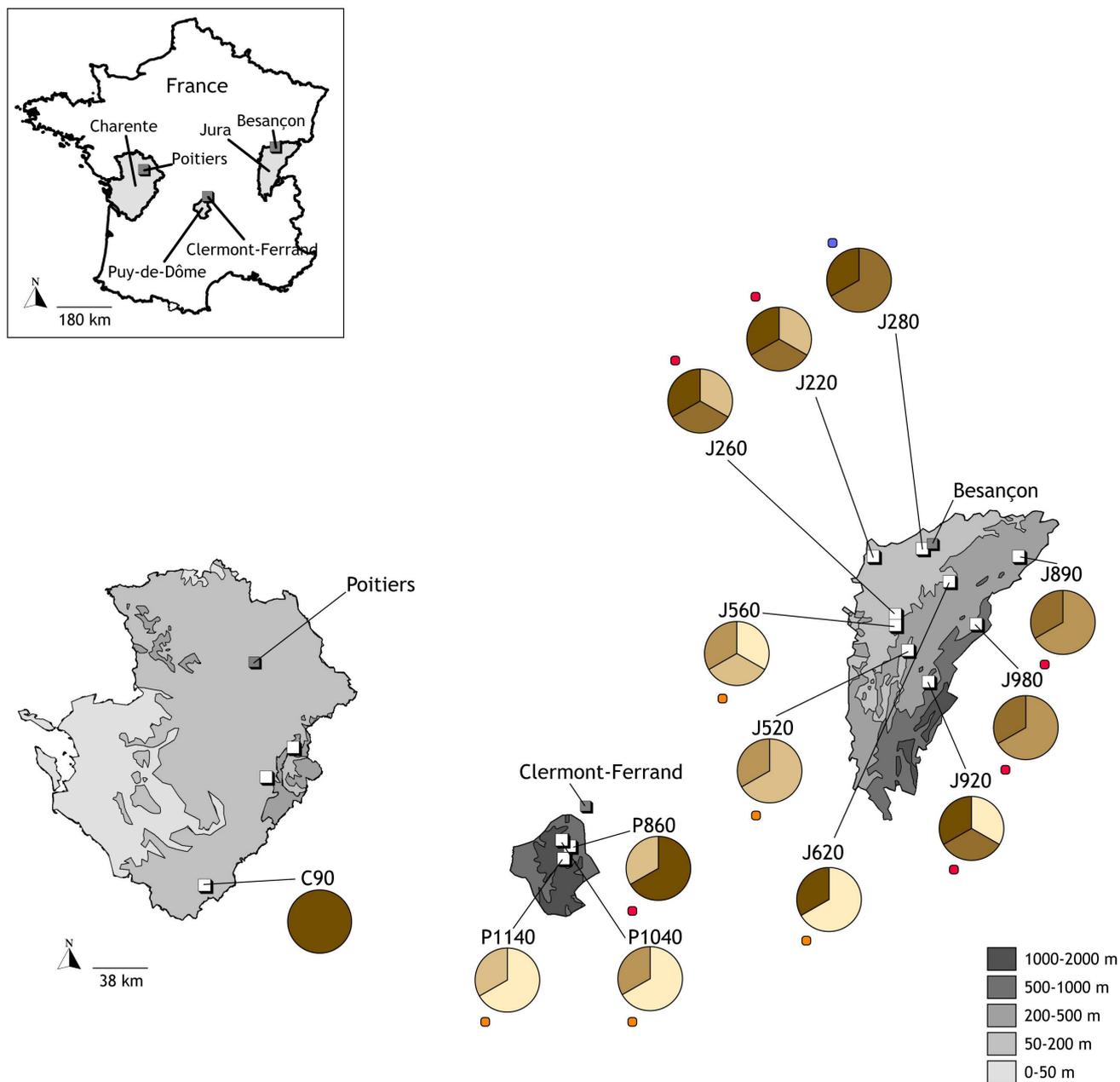


Figure 4-18 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du taux d'argile dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

L'examen des types d'argiles rencontrés sur des sites représentatifs reflète peu de différences entre les régions. Le ^{137}Cs est spécifiquement retenu par les minéraux argileux micacés tels que les illites, les vermiculites et les smectites-montmorillonites (voir Chapitre 1). Les illites sont retrouvées dans l'ensemble des sites retenus (Tableau 4-16). Les vermiculites sont plus difficiles à identifier clairement. Les stations C90, P860 et P1040 ne contiennent pas de ce type d'argile. Dans la majorité des cas, la kaolinite est représentée.



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

- [44,6;55,6]
- [38,1;44,6]
- [34,7;38,1]
- [28,8;34,7]
- [18,7;28,8]

Unité : %

Figure 4-19 : Variabilité spatiale et statistique des teneurs en argile des sols de surface en fonction des stations (profondeur : 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1D.

Région	Station	Site	Profondeur (cm)	Chlorite	Illite	Kaolinite	Smectite	Vermiculite	Illite/Smectite	Illite/Vermiculite	Quartz	Feldspath	Goethite
Charente	C90	BCAr	0-28		□	□ ?	□		□				
			28-44		□		□		□				
	C150	BAC	0-25		□	□		□?			□		
			20-45		□	□		□?			□		□?
			45-65		□	□		□?			□		□?
	C220	BAC	0-25		□	□		□?			□	□	
25-45				□	□		□?	(□ ou □?)		□			
45-75				□	□		□?	(□ ou □?)		□			
Puy-de-Dôme	P860	AHb	0-5		□	□	□		□			□	
	P1040	BA	0-5		□	□	□		□			□	
	P1140	AM	0-5		□	□		□?	(□ ou □?)				
Jura	J220	BH0	0-5		□	□		□?	(□ ou □?)				
	J560	BE	0-5	□	□	□		□?	(□ ou □?)		□		
	J920	BCA2	0-5		□	□		□?	(□ ou □?)		□		□

Tableau 4-16 : Espèces minéralogiques identifiées dans la fraction inférieure à 2 µm par diffraction des rayons X.

C/2.1.1.2 Teneur en limon

Les taux de limon des sols de surface sont compris entre 20,6 et 62,9 % (Tableau 4-15). Les plus faibles taux sont identifiés dans le Puy-de-Dôme (moyenne de 35,8 %), puis le Jura en plaine (43,2 %) et enfin le Jura des plateaux (de l'ordre de 50 %). Les pourcentages les plus élevés sont retrouvés à la station J560 située sur un sol brun eutrophe (62,9 %). Globalement, les sols des plateaux du Jura, brunifiés et calcimagnésiens, montrent statistiquement des teneurs en limon plus élevées (Figures 4-20 et 4-21).

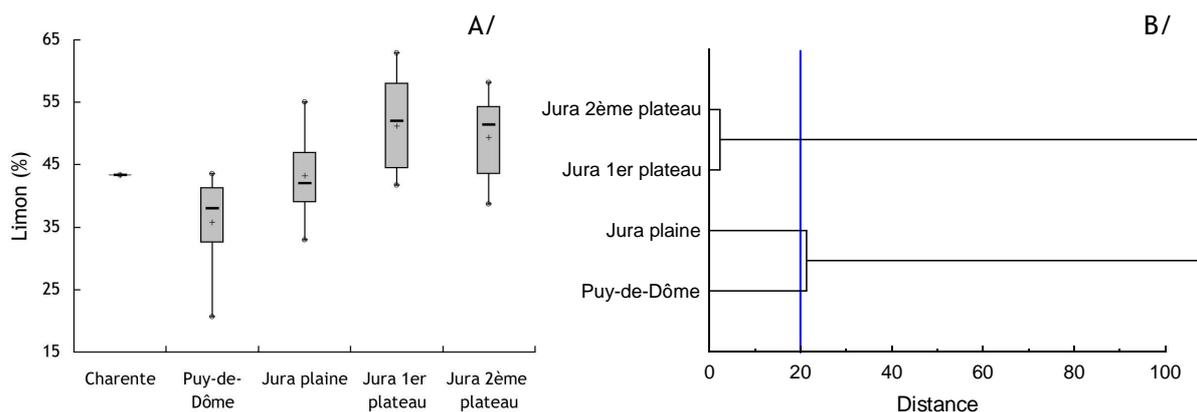
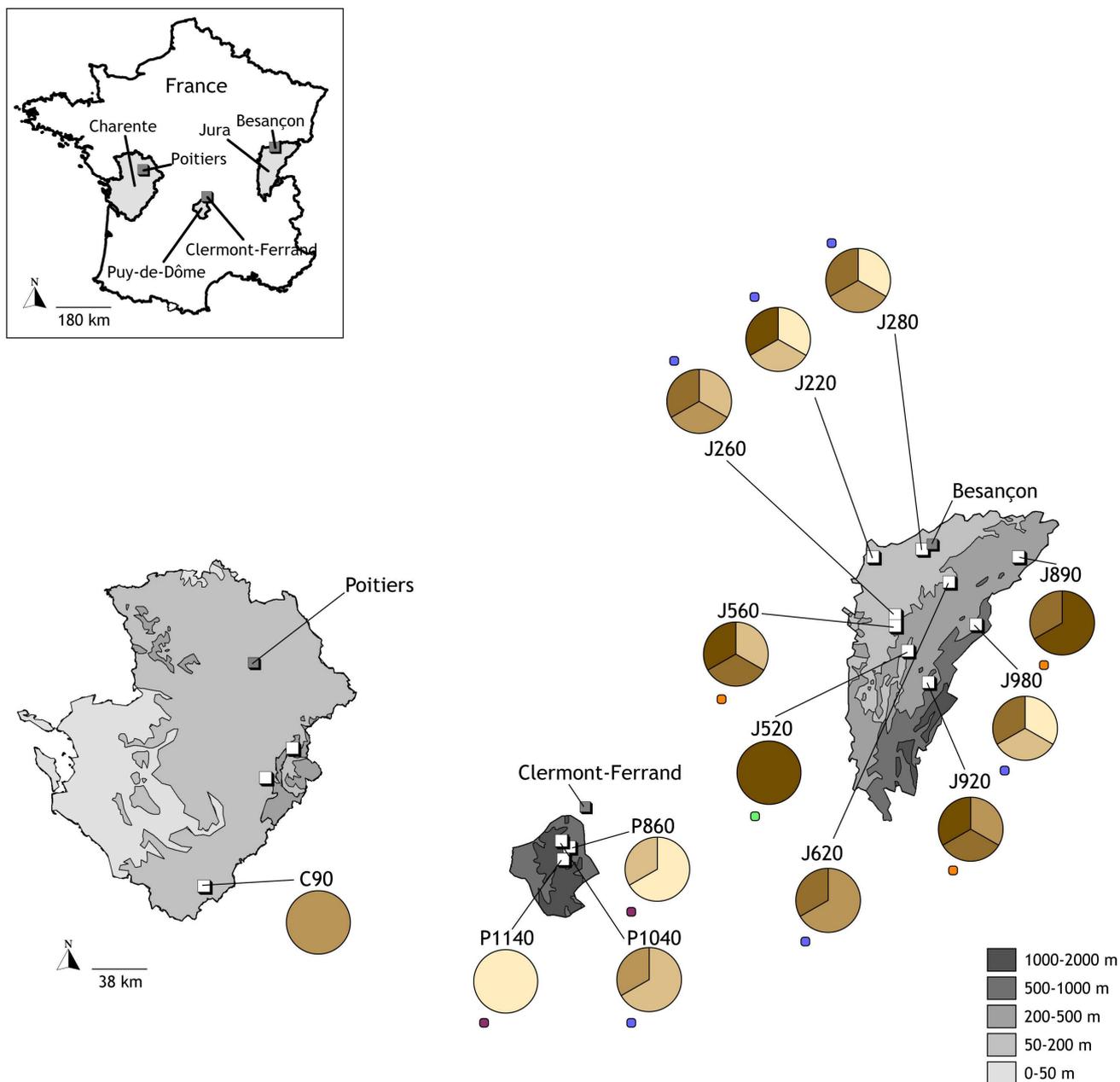


Figure 4-20 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des teneurs en limon dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

- [53,8;62,9]
- [45,2;53,8]
- [41,8;45,2]
- [38,8;41,8]
- [20,6;38,8]

Unité : %

Figure 4-21 : Variabilité spatiale et statistique des teneurs en limon des sols de surface en fonction des stations (profondeur : 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1E.

C/2.1.1.3 Teneur en sable

Les taux de sable varient de 3,7 à 48,8 %. Les taux les plus élevés sont mesurés dans le Puy-de-Dôme (moyenne de 35,8 %), puis le Jura du 1^{er} plateau (19,4 %) et enfin le Jura de plaine et du 2^{ème} plateau (12 %), regroupées statistiquement (Tableau 4-15, Figures 4-22 et 4-24).

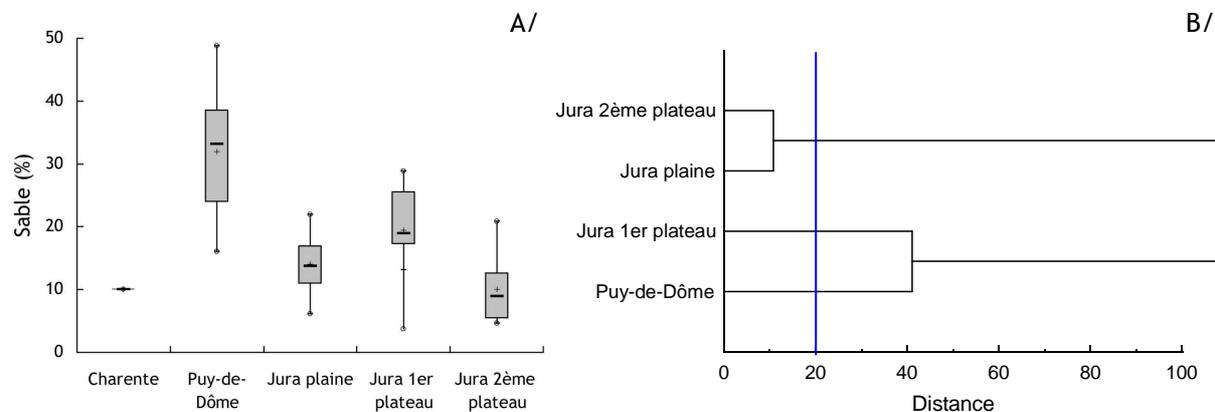


Figure 4-22 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des teneurs en sable dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

C/2.1.2 Teneurs en matière organique

Toute station confondue, les taux de matière organique sont comprises entre 9,0 et 44,3 % (Tableau 4-15). Globalement, la région Puy-de-Dôme montre les plus fortes valeurs (moyenne de 24,4 %). C'est dans cette région aussi que l'on rencontre la plus forte variabilité des teneurs en matière organique (coefficient de variation de 38,2 %), qui ne permettent pas de distinguer statistiquement le Puy-de-Dôme du Jura (Figures 4-23 et 4-25).

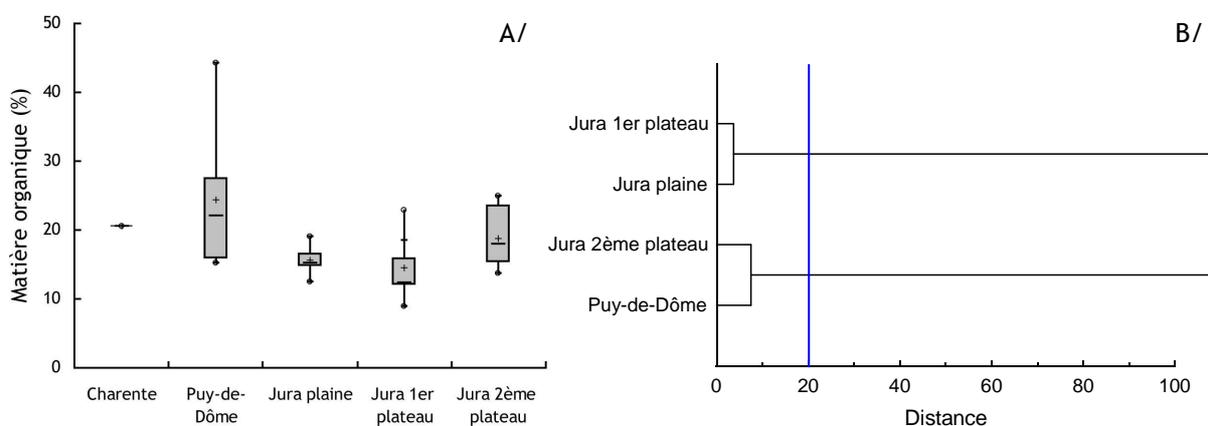
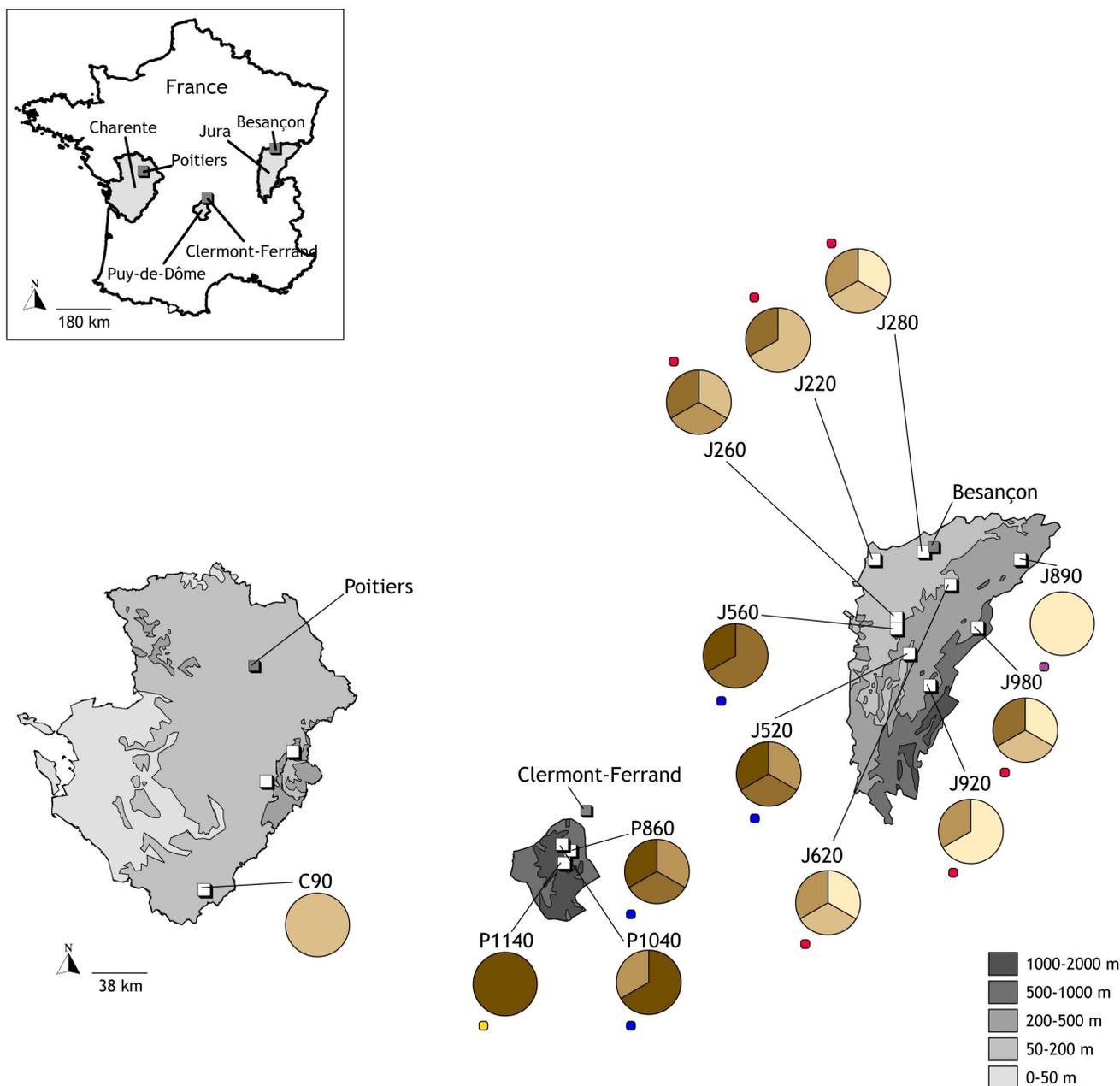


Figure 4-23 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des teneurs en matière organique dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.



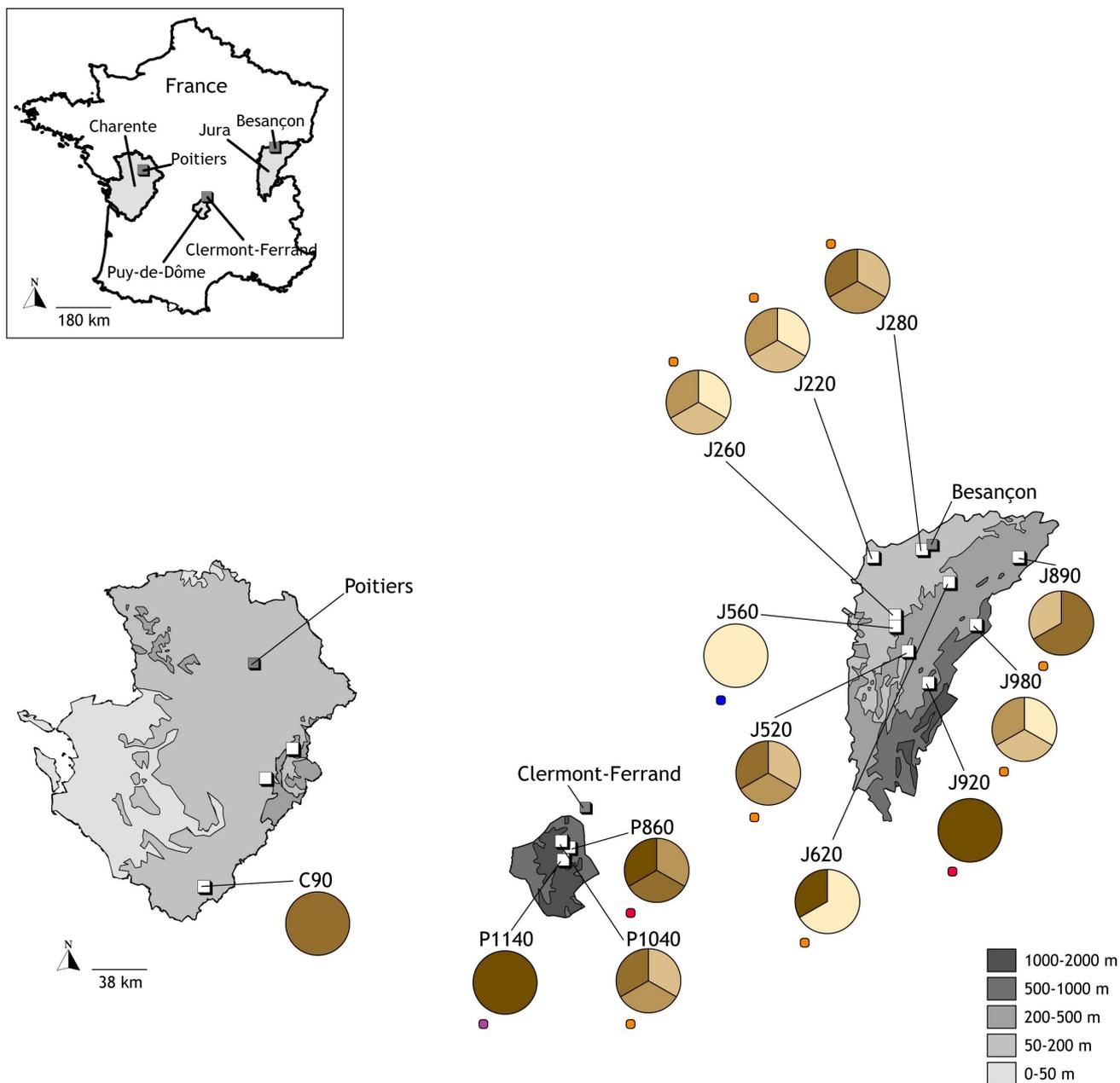
Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

-]27,1;48,8]
-]18,8;27,1]
-]14,1;18,8]
-]9,1;14,1]
- [3,7;9,1]

Unité : %

Figure 4-24 : Variabilité spatiale et statistique des teneurs en sable des sols de surface en fonction des stations (profondeur : 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1F.



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

-]22,7;44,3]
-]17,7;22,7]
-]15,4;17,7]
-]13,9;15,4]
- [9,0;13,9]

Unité : %

Figure 4-25 : Variabilité spatiale et statistique des teneurs en matière organique des sols de surface en fonction des stations (profondeur : 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1G.

La région Jura (2^{ème} plateau) témoigne de taux de matière organique variables en fonction de la station visée. La station J920, à plus de 75 % composée de sols bruns calciques et calcaires, possède des taux toujours de classe 5, supérieures à 22,7 %.

C/2.1.3 pH

Le pH des sols est compris entre 4,39 et 7,44 (Tableau 4-15). Les pH les plus acides sont mesurés dans les andosols du Puy-de-Dôme avec des valeurs moyennes de 5,61. Ceux-ci sont globalement plus acides en fonction de l'altitude, en lien direct avec le type d'andosol rencontré. Les andosols mélaniques montrent les pH les plus acides à la station P1140 (4,39). Dans le Jura, en fonction de l'altitude, la variabilité augmente (Figure 4-27). Les stations situées dans le 2^{ème} plateau montrent les pH les plus acides (en moyenne de 6,10) et la plus forte variabilité (coefficient de variation de 14,2 %). On observe dans cette région des stations à pH acides, c'est le cas notamment de J890 et, *a contrario*, des stations où les pH sont neutres à basiques (J920). Ces deux régions sont particulièrement différentes en termes de types de sols. La station J920 possède des sols calcimagnésiens, neutres à alcalins, la station J890, des sols bruns mésotrophes. Les deux autres régions, c'est-à-dire le Jura de plaine et le 1^{er} plateau, montrent des pH statistiquement équivalents (Figure 4-26). On peut noter que les pH des stations situées en plaine sont peu variables, à l'intérieur de la station comme entre les stations (moyenne de 6,8).

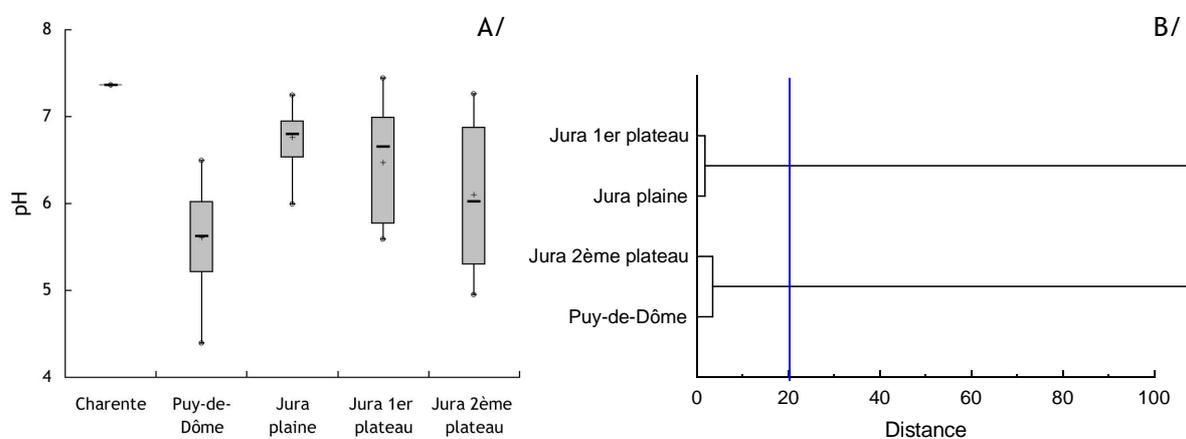


Figure 4-26 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du pH dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

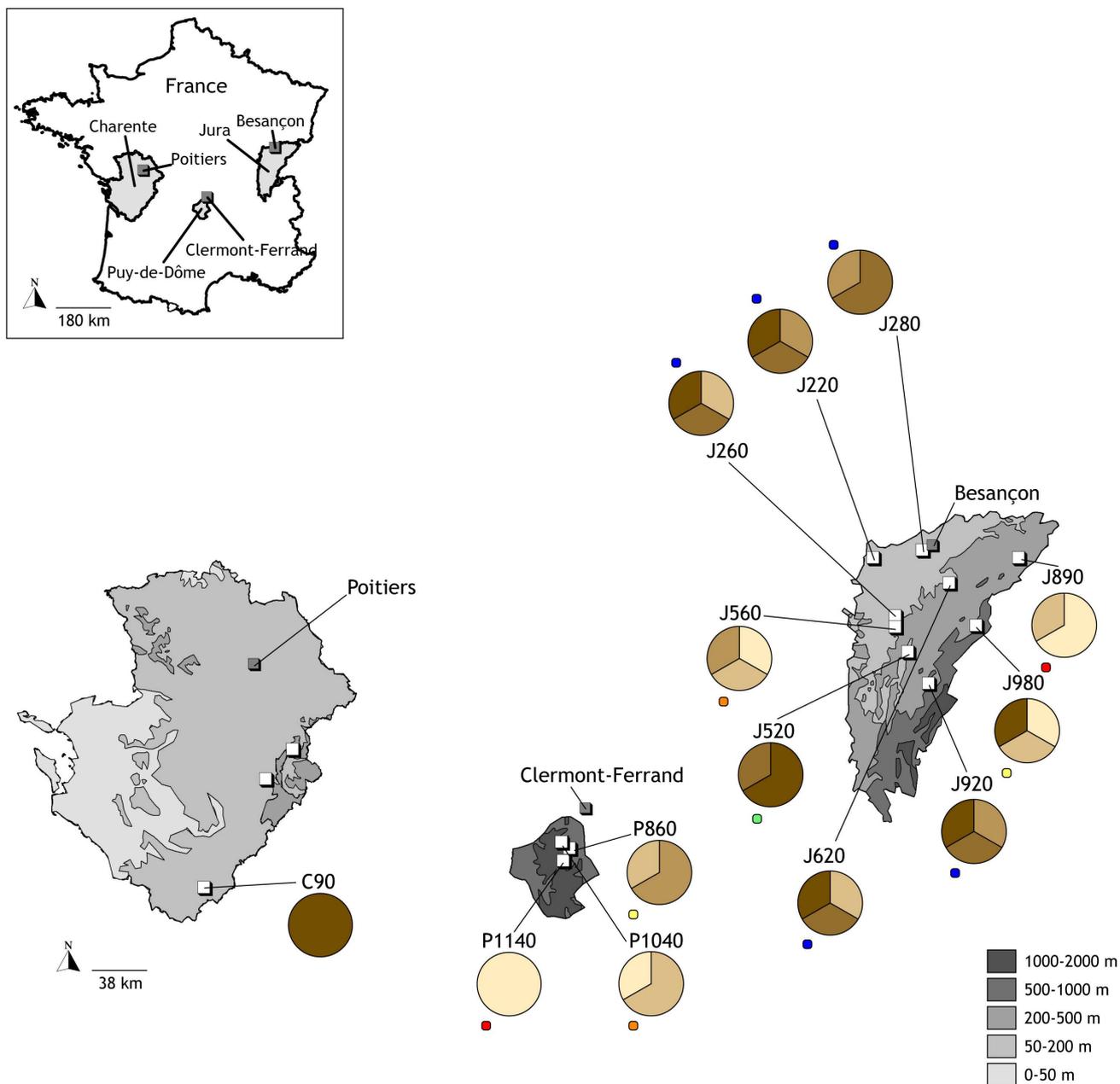


Figure 4-27 : Variabilité spatiale et statistique du pH des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1H.

La relation entre le pH_{eau} et le pH_{KCl} est linéaire (Figure 4-28). Dans le reste de l'exposé, seul le pH_{eau} est retenu comme facteur de sensibilité.

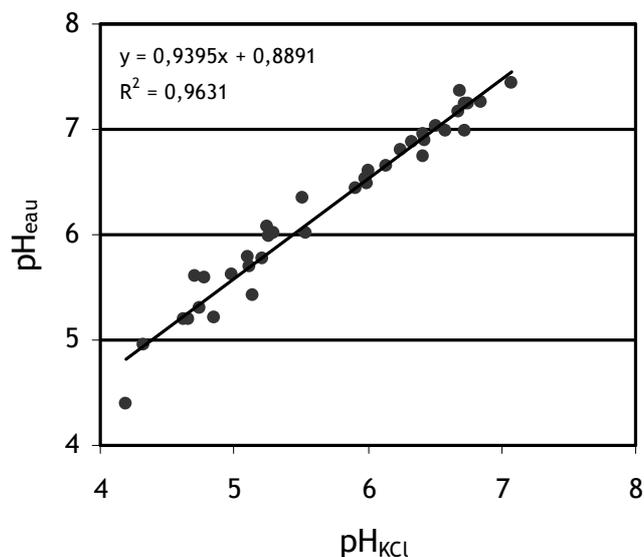


Figure 4-28 : Relation entre le pH_{eau} et le pH_{KCl} .

C/2.1.4 Capacité d'Echange Cationique (CEC) et cations échangeables

C/2.1.4.1 Capacité d'échange cationique

Les capacités d'échange cationique (CEC) sont comprises entre 10,6 et 50,3 $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$ (Tableau 4-15 et Figure 4-30). Au sein d'une même région, ces capacités sont variables avec des coefficients de variation proches de 40 %, si bien que l'on ne peut pas identifier statistiquement des valeurs de CEC plus fortes ou moins fortes pour une région donnée (Figure 4-29).

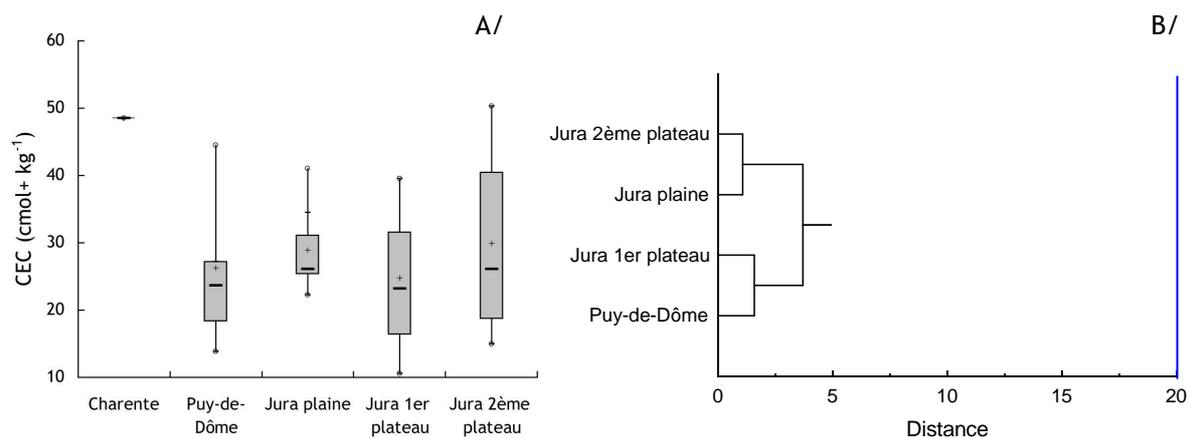
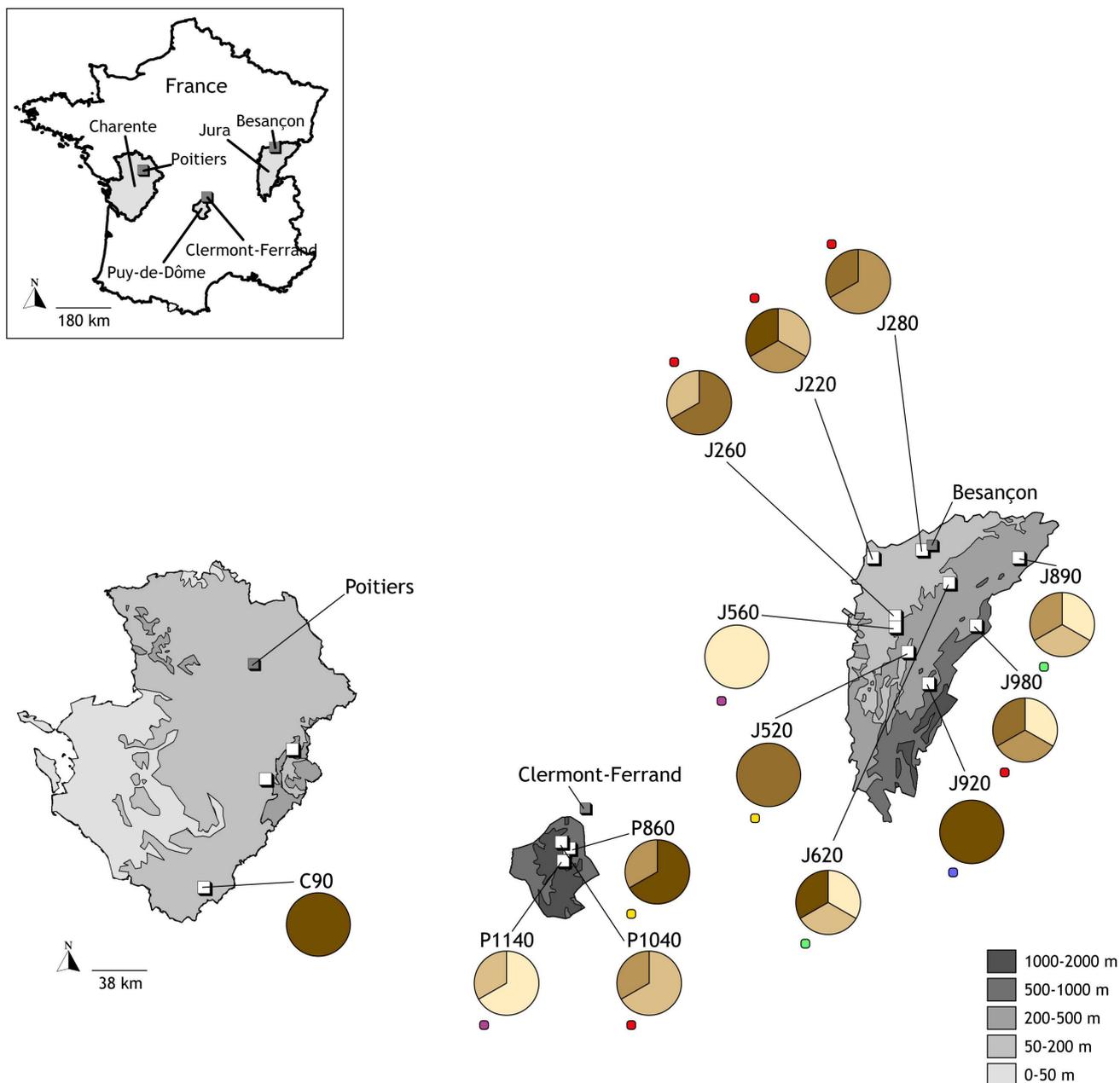


Figure 4-29 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) de la Capacité d'Echange Cationique (CEC) dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

- [39,4;50,3]
- [29,1;39,4]
- [24,4;29,1]
- [18,0;24,4]
- [10,6;18,0]

Unité : $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$

Figure 4-30 : Variabilité spatiale et statistique de la Capacité d'Echange Cationique (CEC) des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-11.

En moyenne, les capacités les plus élevées sont rencontrées dans le Jura de plaine et sur le 2^{ème} plateau. Si les stations ont globalement des valeurs de CEC équivalentes en plaine, celles-ci sont variables dans le 2^{ème} plateau. La station J920, située sur des sols calcimagnésiens, montre des CEC toutes appartenant à la catégorie des valeurs les plus fortes (CEC comprises entre 39,4 et 50,3 cmol+ kg⁻¹). Comme dans le cas des autres variables étudiées précédemment (hormis les limons), le Puy-de-Dôme montre un gradient altitudinal de capacité d'échange cationique. Les valeurs les plus fortes sont rencontrées à la station P860, les plus moins élevées sont identifiées à P1140. L'unique valeur de CEC dont on dispose en Charente (à C90, sur un sol brun calcaire humifère), est une valeur forte.

C/2.1.4.2 Calcium échangeable (Ca²⁺)

Les valeurs de calcium échangeable sont comprises entre 8,0 et 51,2 cmol+ kg⁻¹ (Tableau 4-15). Les valeurs de calcium les plus élevées sont situées sur les sols calcimagnésiques, caractérisés par un excès de calcium. Ainsi, les sols de la région du 2^{ème} plateau du Jura témoignent des plus fortes valeurs (Figure 4-31). Ainsi, la station J920, composée à plus de 75 % par ce type de sol, a les valeurs les plus élevées, comprises entre 40,5 et 49,1 cmol+ kg⁻¹ (Figure 4-33).

Au sein d'une même région, les valeurs de calcium sont variables, les coefficients de variation étant compris entre 30 et 50 %. Il est ainsi difficile d'identifier une région possédant les valeurs les plus élevées. En Charente, l'unique point situé sur un sol brun calcaire humifère, montre une valeur de 51,2 cmol+ kg⁻¹, la plus élevée, toute région confondue.

C/2.1.4.3 Potassium échangeable (K⁺)

Les valeurs de potassium échangeable sont comprises entre 0,33 et 2,86 cmol+ kg⁻¹ (Tableau 4-15). Les valeurs les plus élevées sont clairement identifiées dans le Puy-de-Dôme. Cette région montre des moyennes de 1,52 cmol+ kg⁻¹ et l'ensemble des sites ont des valeurs fortes, de classes 3, 4 et 5 (Figure 4-34). Dans le Jura, les valeurs diminuent avec l'altitude, passant en moyenne de 1,15 en plaine à 0,82 cmol+ kg⁻¹ sur le 2^{ème} plateau. Certains sites ont des valeurs du même ordre que dans le Puy-de-Dôme (J220, J280 et J560), les autres étant caractérisées par des faibles valeurs. Les roches mères expliquent la variabilité de ces concentrations : les deux groupes de minéraux primaires des roches et des sols contenant du potassium sont essentiellement les micas (muscovite, biotite) et les feldspaths (orthoclase, microcline), minéraux que l'on retrouve dans les roches volcaniques du Puy-de-Dôme. Le contenu en potassium des roches sédimentaires varie, quant à lui, selon la teneur en argile et plus particulièrement en illite (Morel, 1996). Un autre aspect concerne les quantités issues des amendements des engrais potassique (discutés par la suite). Les stations de plaine dans le Jura montrent justement des teneurs en argile plus importants (40 à 50 %) et des concentrations plus élevées en potassium (Figure 4-18).

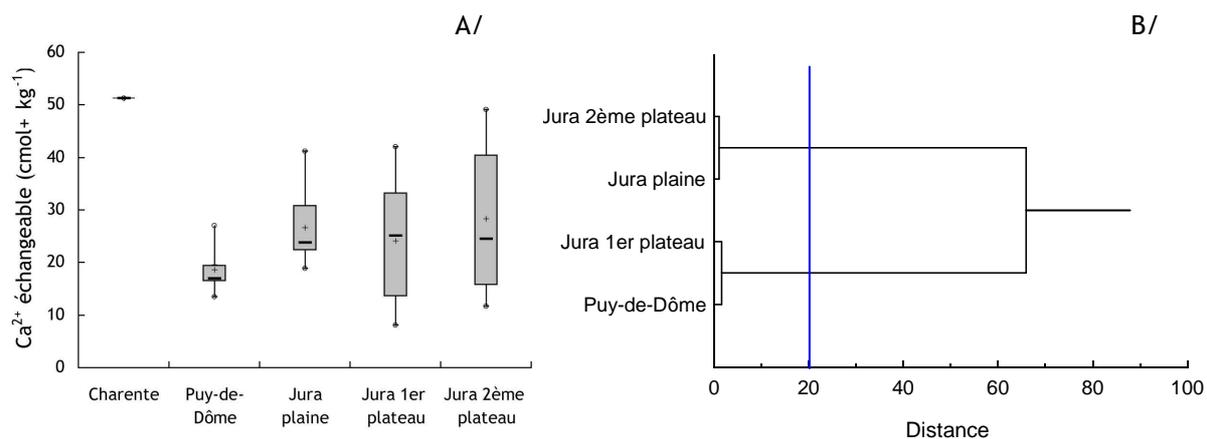


Figure 4-31 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du Ca^{2+} échangeable dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

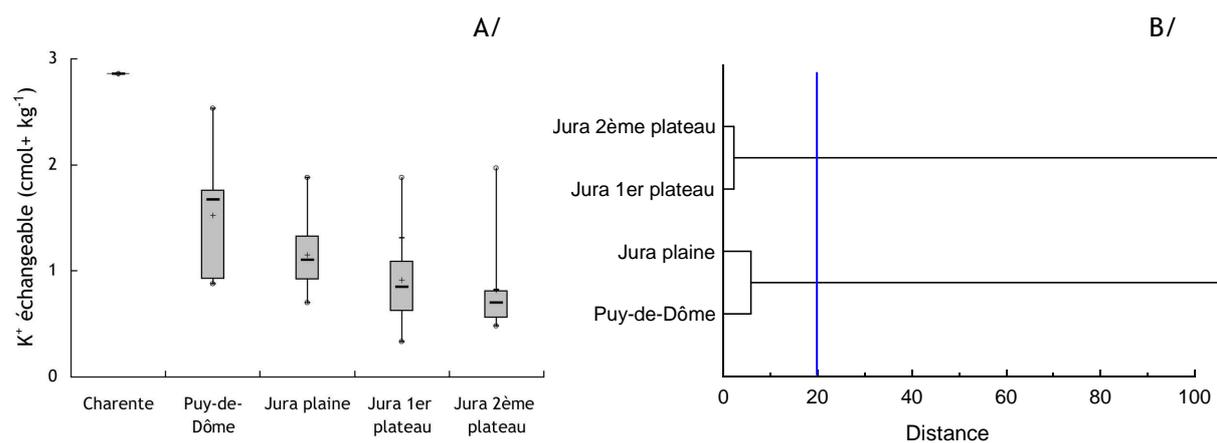
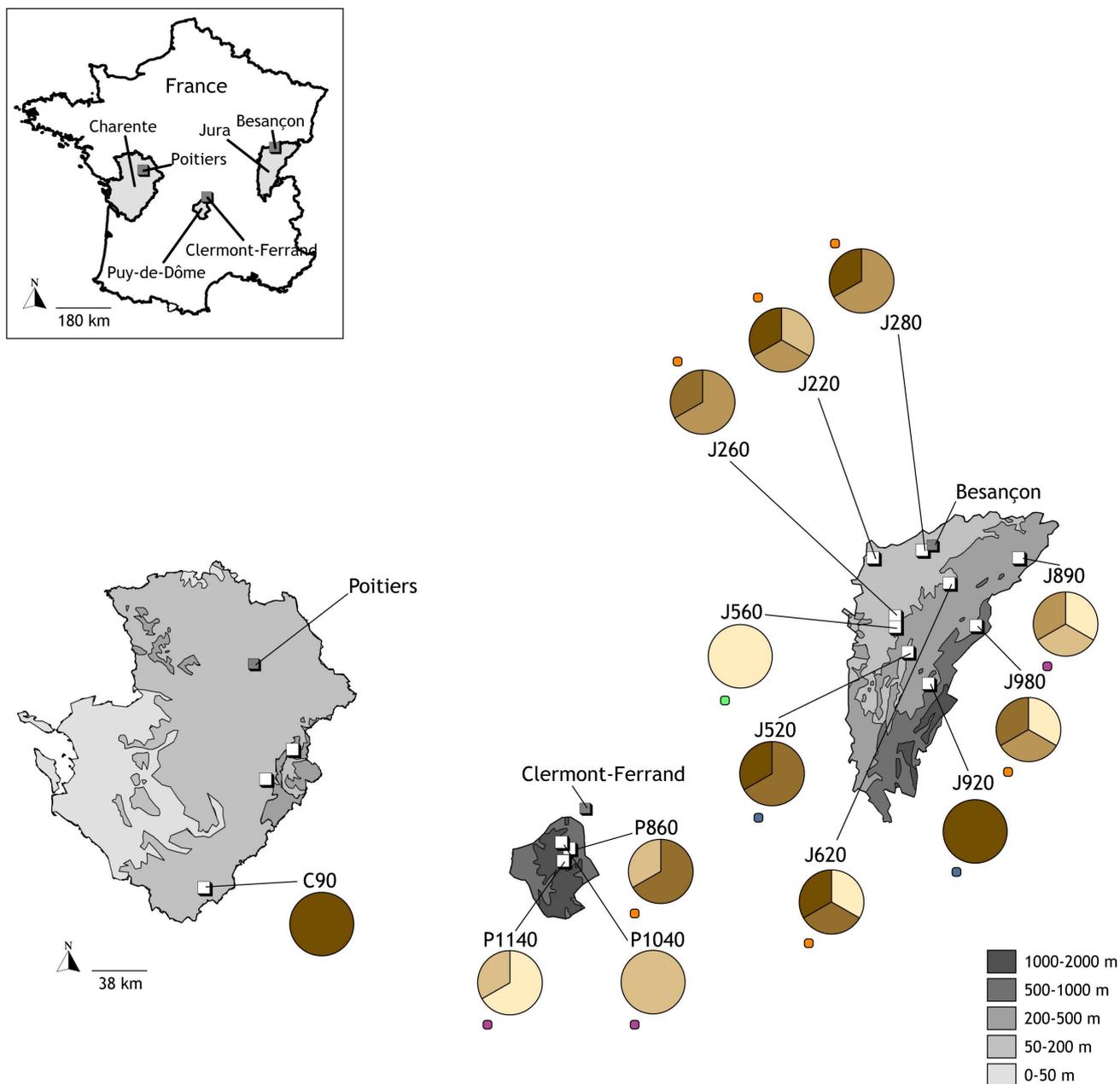


Figure 4-32 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du K^+ échangeable dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.



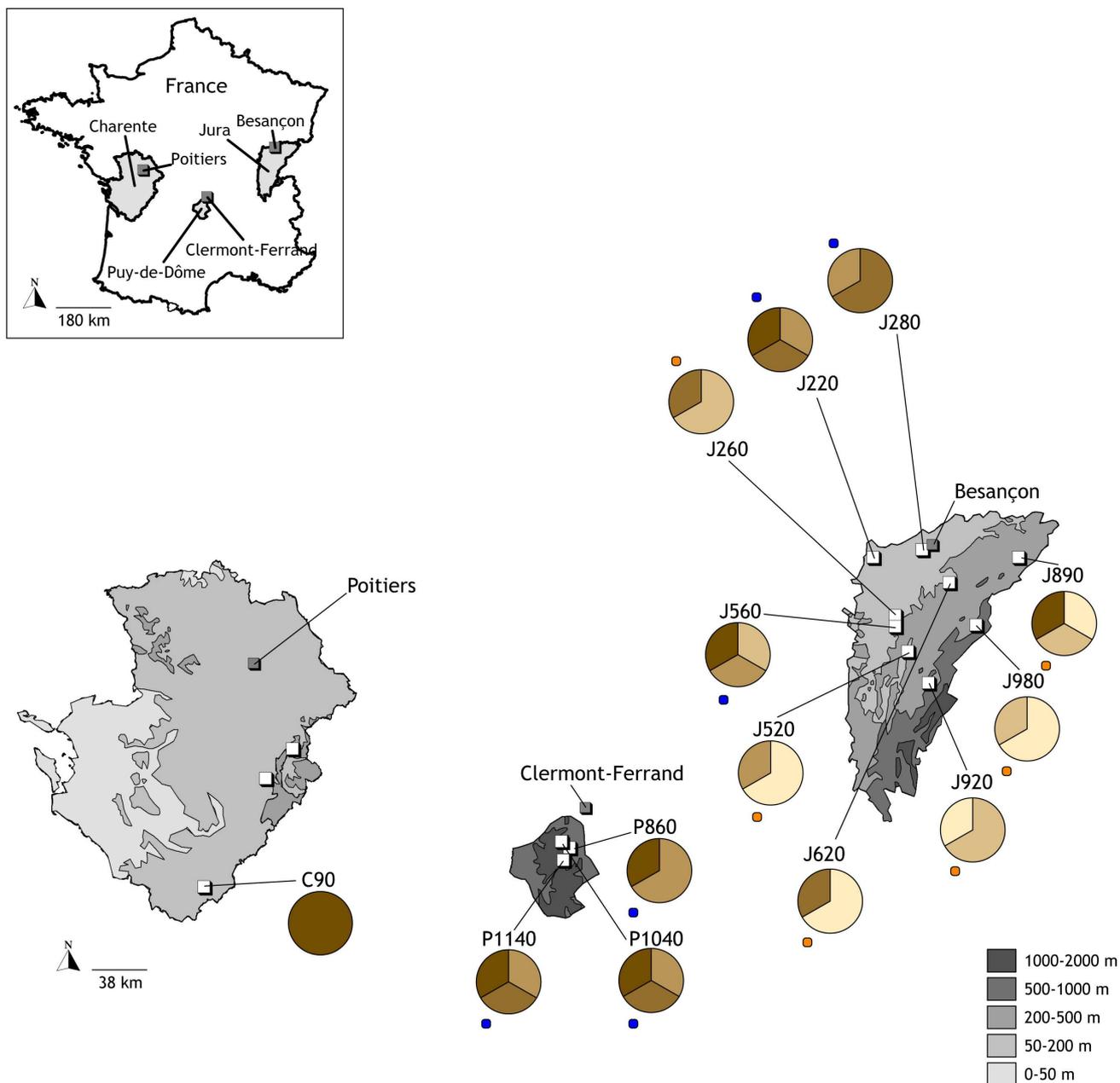
Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

- [34,4;51,2]
- [24,7;34,4]
- [19,8;24,7]
- [15,1;19,8]
- [8,0;15,1]

Unité : $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$

Figure 4-33 : Variabilité spatiale et statistique du Ca^{2+} échangeable des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1J.



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

- [1,68;2,86]
 - [1,10;1,68]
 - [0,86;1,10]
 - [0,69;0,86]
 - [0,33;0,69]
- Unité : cmol+ kg⁻¹

Figure 4-34 : Variabilité spatiale et statistique du K⁺ échangeable des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1K.

C/2.1.4.4 Magnésium échangeable (Mg^{2+})

Les valeurs de magnésium échangeable sont comprises entre 0,63 et 14,40 $cmol+ kg^{-1}$ (Tableau 4-15). Comme pour le potassium, les valeurs les plus élevées sont situées dans la région Puy-de-Dôme (moyenne de 7,3 $cmol+ kg^{-1}$) et dans le Jura, en plaine (moyenne de 1,58 $cmol+ kg^{-1}$, Figure 4-35). Un contraste régional important est observé pour le magnésium échangeable. Les stations de la région Puy-de-Dôme montrent des classes de valeurs élevées, dans deux stations les valeurs sont exclusivement de classe 5 (Figure 4-36). L'origine de magnésium est multiple, on le retrouve par exemple dans les sols dans les états suivants :

- sous forme de minéraux magnésiens dont les minéraux silicatés ferromagnésiens (pyroxènes, amphiboles, péridot, micas rencontrés dans le Puy-de-Dôme),
- sous forme de minéraux carbonatés (représentés dans le Jura).

De hauts niveaux sont généralement trouvés dans les sols argileux, à la suite de l'altération des minéraux. La fraction disponible est en lien avec la roche mère et le type de sol. Les régions Puy-de-Dôme, riche en minéraux ferromagnésiens, et le Jura, en plaine, à teneurs en argile élevées, en sont un bon exemple.

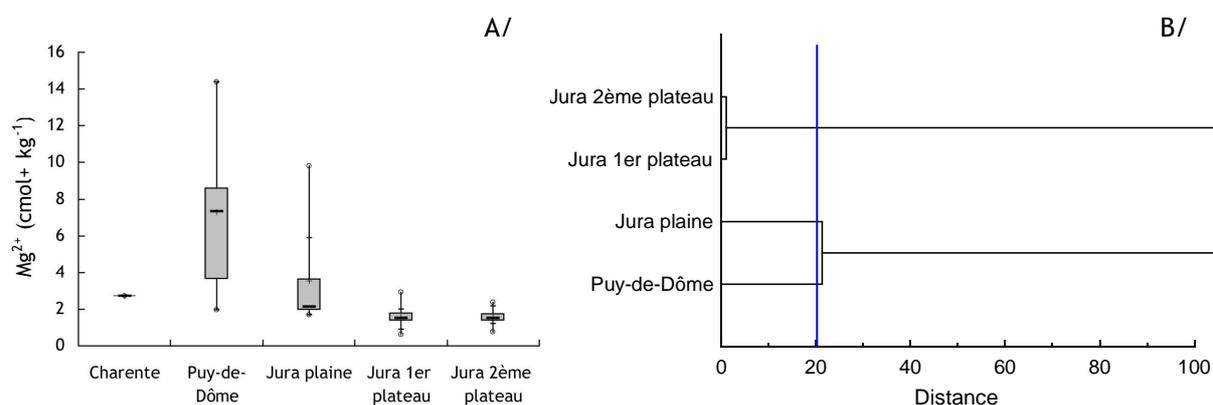
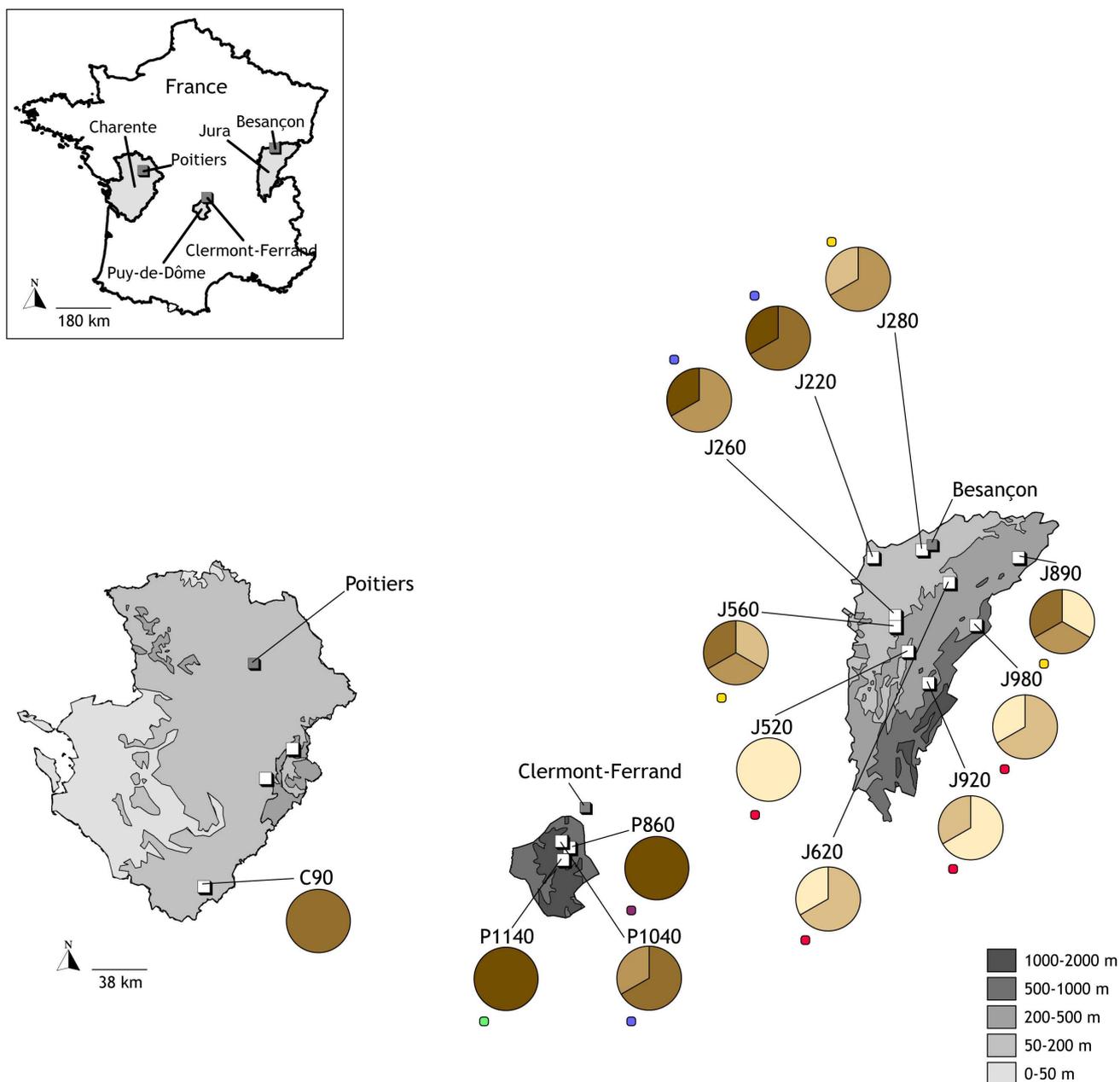


Figure 4-35 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du Mg^{2+} échangeable dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

C/2.2 Facteurs de sensibilité des sols en fonction de la profondeur

En Charente, les facteurs de sensibilité des sols sont analysés en profondeur, c'est-à-dire à chaque horizon, du fait de la spécificité liée à la culture de maïs. Le Tableau 4-17 répertorie les données recensées dans ces parcelles. Les sols rencontrés sur ces parcelles sont faibles en matière organique et en argile (teneurs en matière organique inférieures à 7,57 % et teneurs en argile inférieures à 36,2 %), et sont soit acides (C150 et C220 ont des pH inférieurs à 5,33), soit basiques (les pH sont supérieurs à 8,00 pour C90). Les propriétés de ces sols sont donc en marge des sols rencontrés dans les deux autres régions.



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

	[5,29;14,40]
	[2,30;5,29]
	[1,81;2,30]
	[1,43;1,81]
	[0,63;1,43]

Unité : cmol+ kg⁻¹

Figure 4-36 : Variabilité spatiale et statistique du Mg²⁺ échangeable des sols de surface en fonction des stations (profondeur, 0-5 cm). L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1L.

Région	Station	Site	Profondeur (cm)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Matière organique (%)	pH _{eau}	CEC (cmol+ kg ⁻¹)	Ca ²⁺ échangeable (cmol+ kg ⁻¹)	K ⁺ échangeable (cmol+ kg ⁻¹)	Mg ²⁺ échangeable (cmol+ kg ⁻¹)
Charente	C90	BCAr	0-28	32,0	41,6	26,4	7,57	8,00	25,3	26,1	0,74	0,87
			28-44	22,4	51,3	26,3	5,39	8,37	13,3	15,2	0,40	0,55
	C150	BAC	0-25	10,7	26,7	62,6	4,30	5,10	3,0	1,2	0,22	0,29
			20-45	20,0	19,8	60,2	3,59	5,17	3,0	1,7	0,22	0,29
			45-65	36,2	9,8	54,0	5,28	5,33	5,0	3,5	0,15	0,35
	C220	BAC	0-25	15,1	25,8	59,1	6,27	5,22	6,2	4,6	0,19	0,58
			25-45	18,1	25,5	56,4	4,40	5,19	5,0	3,4	0,11	0,46
			45-75	10,5	16,5	73,0	3,46	5,34	5,3	4,0	0,13	0,56

Tableau 4-17 : Caractéristiques physiques des sols de Charente.

C/3 Facteurs de sensibilité liés à la végétation prairiale

En mesurant le potassium 40, on cherche à évaluer s'il existe des demandes spécifiques des cortèges prairiaux en fonction des régions. La faible variabilité des mesures effectuées ne permet pas de confirmer cette hypothèse. La composition floristique en Charente est dominée par les Poacées (81 %). Dans cette région, la richesse spécifique des familles est faible (N = 3). Les régions Puy de Dôme et Jura du 2^{ème} plateau montrent les diversités de familles les plus importantes.

C/3.1 Potassium-40 dans la végétation prairiale

Le potassium-40 (⁴⁰K) est mesuré par spectrométrie γ . Les données dans la végétation prairiale sont susceptibles de nous renseigner sur des demandes spécifiques des cortèges prairiaux pour cet élément. Les activités en ⁴⁰K varient fortement entre 71 et 1530 Bq kg⁻¹ (Tableau 4-18). Seulement deux groupes de stations sont identifiés sur la base du traitement statistique des données (Figure 4-39). Les stations qui montrent les activités de ⁴⁰K les plus élevées sont les mêmes que celles déterminées pour le potassium échangeable dans les sols. Il s'agit des stations d'altitude du Puy-de-Dôme (P1040 et P1140) et des stations de plaine dans le Jura (J280 et J220). La variabilité à l'intérieur d'une même station demeure importante, puisque l'ensemble des classes sont bien souvent représentées au sein d'une station (Figure 4-38). Entre les régions, les activités saisonnières sont équivalentes statistiquement si bien que l'on observe des activités plus élevées sur le 1^{er} plateau du Jura en automne (Figure 4-38 et Tableau 4-19).

Région	Station	Site	⁴⁰ K Am (Bq kg ⁻¹ , printemps)	±	⁴⁰ K (Bq kg ⁻¹ , automne)	±	
Charente	C90	BCAH	1012	98	714	74	
		AHa	628	60	664	69	
		AHb	709	72	918	92	
	Puy-de-Dôme	P860	BGA	587	52	610	61
			BA	820	75	680	64
			BAC	1134	106	1530	153
		P1040	BH	1047	93	776	76
			AD	1195	107	1006	96
			AH	836	82	614	58
		P1140	AM	1014	92	720	70
Moyenne		886	82	835	82		
Jura plaine	J220	BCA	785	77	467	50	
		BH0	1068	103	991	99	
		BH4	1017	97	1050	94	
	J260	BGC	788	76	441	47	
		BH	950	94	846	88	
		BE	836	86	731	75	
	J280	BG	799	77	849	85	
		BEj	909	84	794	78	
		BEf	854	76	916	86	
	Moyenne		890	86	787	78	
Jura 1 ^{er} plateau	J520	BCA0	905	89	1345	124	
		BCA4	403	38	512	56	
		RB	529	52	844	78	
	J560	BCQ	1318	124	1144	113	
		BM	1495	137	1124	106	
		BE	537	51	967	94	
	J620	BE	652	63	887	87	
		BCA	711	71	861	80	
		BL	560	52	599	60	
	Moyenne		790	75	920	89	
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	BL	847	79	907	87	
		BM	886	78	1002	97	
		BMH	437	44	448	42	
	J920	BCQ	651	60	1146	101	
		BCA2	798	78	959	92	
		BCA3	461	44	469	44	
	J980	BCQn	846	78	811	85	
		BM	509	48	846	79	
		BCQj	775	70	71	7	
	Moyenne		690	64	740	70	

Tableau 4-18 : Activité massique (Am) en ⁴⁰K dans la végétation prairiale aux saisons printemps et automne.

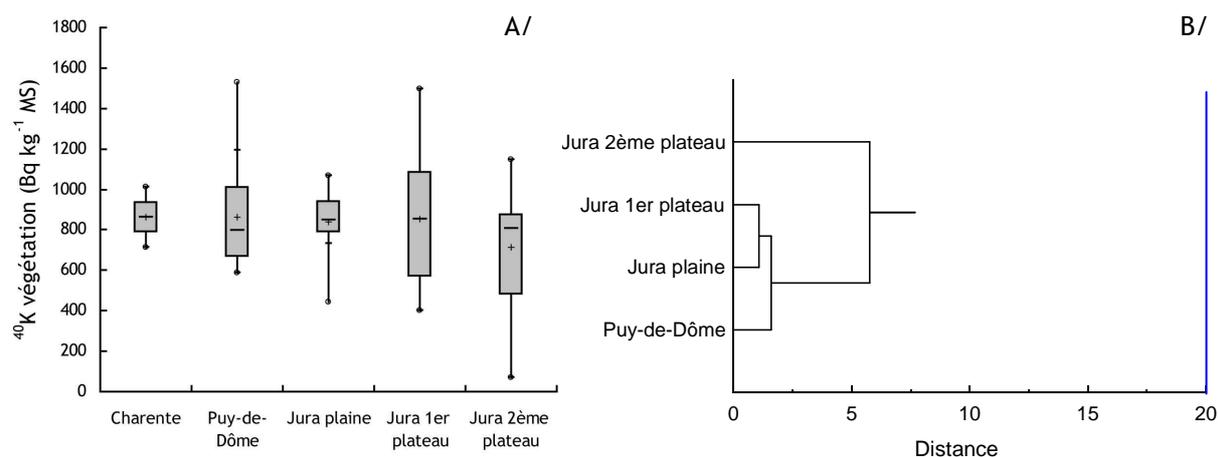


Figure 4-37 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du ^{40}K dans la végétation et les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

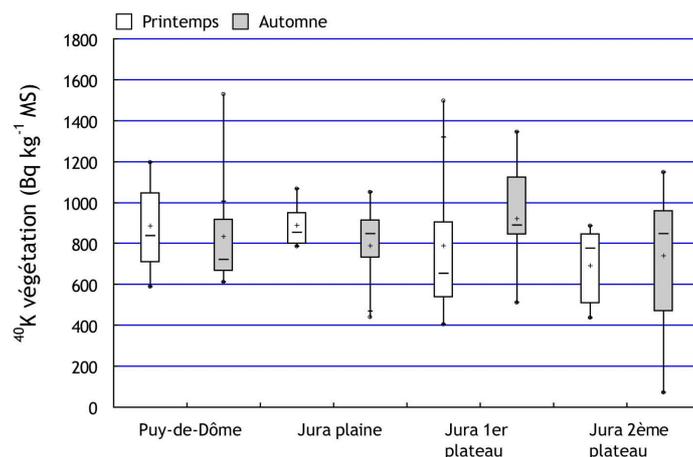
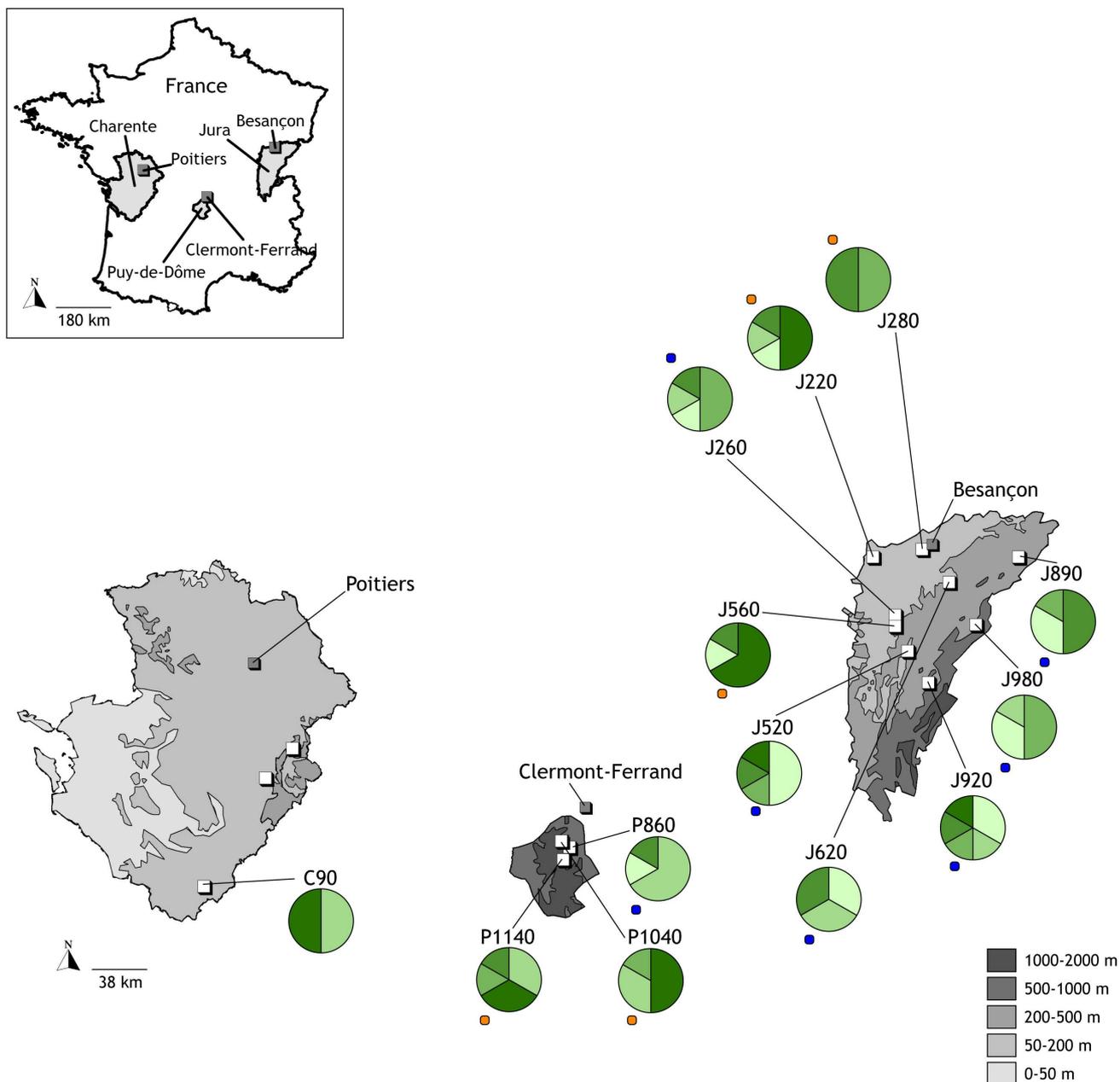


Figure 4-38 : Activité massique (A_m) en ^{40}K en fonction des saisons printemps et automne.

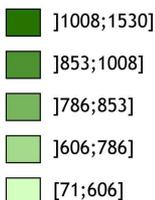
Région	N couple	Valeur de p
Puy-de-Dôme	9	0,53
Jura plaine	9	0,05
Jura 1 ^{er} plateau	9	0,17
Jura 2 ^{ème} plateau	9	0,21

Tableau 4-19 : Comparaison statistique des activités en ^{40}K dans la végétation prairiale des saisons printemps et automne ($< 0,05$: tests significatifs des rangs de Wilcoxon).



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.



Unité : Bq kg⁻¹MS

Figure 4-39 : Variabilité spatiale et statistique de l'activité massique (Am) en ⁴⁰K dans la végétation prairiale en fonction des stations. L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1M.

C/3.2 Espèces prairiales

Sur chaque site, des relevés floristiques sont réalisés au printemps 2008. Les contributions spécifiques de chaque espèce sont calculées et répertoriées dans les Tableaux 4-24, 4-25, 4-26 et 4-27. Le relevé floristique d'un seul site a été réalisé en Charente. Il est composé d'un cortège de 22 espèces. Seuls 9 espèces sont représentées dans cette étude témoignant d'une répartition des espèces peu équitable, avec par exemple 81 % de Poacées (Figure 4-40). Le Puy-de-Dôme se compose d'une proportion moins importante de Poacées (54 %). Les stations, avec l'altitude, montrent des pourcentages de Poacées moins élevés (de 57 à 47 % de Poacées entre P860 et P1140). On observe néanmoins que la richesse spécifique de cette famille n'est pas moins importante avec l'altitude (P860, richesse spécifique des Poacées : 13, P1040 : 10 et P1140 : 11). Les Fabacées sont la deuxième famille représentée au Puy-de-Dôme (en moyenne, 16 %), en proportion quasi-équivalente en fonction des stations. Les autres familles, moins représentées, sont toutefois en proportions plus élevées avec l'altitude. Les familles de Renonculacées et d'Astéracées, mais aussi de Polygonacées sont majoritaires dans ce groupe.

En proportions, les grandes familles de flore, (Poacées, Fabacées et Renonculacées) sont variables dans le Jura. Les familles observées se répartissent ainsi : les Poacées de 46 à 59 %, les Fabacées de 15 à 21 % et les autres familles de 22 à 39 %. Les plus importantes proportions de Poacées sont retrouvées dans le Jura en plaine et dans le 1^{er} plateau surtout. La station J560 montre une richesse spécifique pauvre et une proportion de Poacées importante. Globalement, les richesses spécifiques sont plus importantes dans les régions du Jura de plaine et du 2^{ème} plateau. La diversité est augmentée sur l'ensemble des stations du 2^{ème} plateau, expliqué entre autre par une proportion plus faible de Poacées et de Fabacées dans cette région (61 % de Poacées et Fabacées dans cette région).

Les Figures 4-41 et 4-42 représentent les Analyses en Composantes Principales (ACP) des espèces ou familles (variables) en fonction des sites (individus). Il apparaît que les régions sont bien individualisées vis-à-vis des espèces floristiques, avec pour le Jura une évolution en fonction des différents étages bioclimatiques. En effet, le Jura de plaine évolue dans la Figure 4-41 sur l'axe de Dimension 1 de -6 à -1, le Jura du 1^{er} plateau se situe entre -4 et 2 et le Jura du 2^{ème} plateau de 1 à 5. En termes d'espèce, le Jura de plaine est caractérisé par un groupement d'espèces de différentes familles allant du Trèfle rampant (Tr) au Pâturin commun (Pt) en plaine, au Fromental (Ae) et à la famille des Rosacées dans le 2^{ème} plateau. Le Puy-de-Dôme se situe sur l'axe de dimension 2, entre 0 et 4, et hormis pour la station P1140, cette région s'individualise totalement. Cette direction est caractérisée, entre autre, par l'Avoine pubescente (Ap) ainsi que la Fléole des prés (Php). Les ACP de la Figure 4-42 regroupe les espèces dans leurs familles. On remarque que les régions du Jura de plaine et du 2^{ème} plateau sont orientées dans des directions bien individualisées (Figure 4-42A et B). Les familles Géraniacées, Convolvulacées et Clusiacées caractérisent le Jura de plaine. Le Puy-de-Dôme est caractérisé par des Renonculacées et des Scrofulariacées.

Famille	Nom vernaculaire	Espèce	C90				P1040			P1140		
			BCAH	AHa	AHb	BGA	BA	BAC	BH	AD	AH	AM
Amaryllidées	Narcisse des poètes	<i>Narcissus poeticus</i>										
Apiacées	Carotte sauvage	<i>Daucus carota</i>			2,5		4,7	3,2		3,9		3,0
	Apiacées sp.	<i>Apiaceae sp.</i>				2,5		3,2			3,5	3,0
Asteracées	Pissenlit	<i>Taraxacum vulgaria</i>	10,5		2,5	2,5	4,7	9,5	3,6	5,9		4,5
	Paquerette	<i>Bellis perennis</i>		4,3	2,5							
	Marguerite commune	<i>Leucanthemum vulgare</i>		4,3	2,5		2,3					
	Centaurée noire	<i>Centaurea nigra</i>				3,8						
	Salsifis des prés	<i>Tragopogon pratensis</i>									3,5	3,0
	Centaurée jacée	<i>Centaurea jacea</i>										
Brassicacées	Capselle bourse-à-pasteur	<i>Capsella bursa-pastoris</i>								5,9		
Caryophyllacées	Stellaire holostée	<i>Stellaria holostea</i>			3,8				3,6		7,0	3,0
	Mouron des oiseaux	<i>Stellaria media</i>		7,1		2,5	2,3					
	Silène dioïque	<i>Silene dioica</i>										
Clusiacées	Millepertuis	<i>Hypericum perforatum</i>										
Convolvulacées	Liseron des champs	<i>Convolvulus arvensis</i>										
Fabacées	Trèfle rampant (blanc)	<i>Trifolium repens</i>		4,3	10,0	10,1	7,0	12,7	5,4	13,7		4,5
	Trèfle des prés (violet)	<i>Trifolium pratense</i>		5,7	6,3	7,6	2,3	4,8	8,9	3,9	5,3	9,1
	Lotier corniculé	<i>Lotus corniculatus</i>		2,9			2,3					
	Trèfle jaune	<i>Trifolium campestre</i>			5,0							
	Vesce cultivée	<i>Vicia sativa</i>			2,5						3,5	
	Gesse des prés	<i>Lathyrus pratensis</i>				2,5						
	Vesce des haies	<i>Viscia sepium</i>					3,5					
	Luzerne lupuline (Minette)	<i>Medicago lupulina</i>					2,3					
	Vesce cracca	<i>Viscia cracca</i>										
Géraniacées	Géranium des prés	<i>Geranium pratense</i>					2,3					
	Géranium colombin	<i>Geranium columbinum</i>										
Juncacées	Jonc épars	<i>Juncus effusus</i>										
Lamiacées	Bugle rampant	<i>Ajuga reptans</i>										
	Brunelle commune	<i>Prunella vulgaris</i>										
Plantaginacées	Plantain lancéolé	<i>Plantago lanceolata</i>			3,8	3,8	4,7	4,8		9,8		3,0
Poacées	Fétuque	<i>Festuca pratensis</i>	15,8									
	Paturin commun	<i>Poa trivialis</i>	15,8									12,1
	Brome mou	<i>Bromus hordeaceus</i>	15,8			7,6	5,8	3,2		3,9		6,1
	Fromentale	<i>Arrhenatherum elatius</i>	5,3									
	Houlque laineuse	<i>Holcus lanatus</i>	7,9	11,4			9,3	4,8	14,3			
	Dactyle aggloméré	<i>Dactylis glomerata</i>	10,5	4,3	10,0	10,1	9,3	11,1	5,4	5,9	10,5	12,1
	Avoine dorée	<i>Trisetum flavescens</i>	10,5	8,6	5,0	5,1	3,5	6,3	14,3	3,9	8,8	
	Crételle	<i>Cynosurus cristatus</i>		8,6	10,0		3,5	3,2	14,3			3,5
	Ray-grass anglais	<i>Lolium perenne</i>		5,7	3,8	6,3	3,5	4,8	5,4	15,7	3,5	
	Avoine pubescente	<i>Avenula pubescens</i>		8,6	7,5		7,0	4,8				7,0
	Fléole des prés	<i>Phleum pratense</i>		2,9	3,8	7,6	2,3	3,2		3,9	3,5	
	Brome erigé	<i>Bromus erectus</i>		4,3	2,5	2,5						
	Fétuque faux-roseau	<i>Festuca arundinacea</i>		2,9		3,8						
	Flouve odorante	<i>Anthoxantum odoratum</i>		2,9			2,3		5,4		3,5	12,1
	Paturin des prés	<i>Poa pratense</i>		5,7	6,3	7,6	7,0	7,9	10,7	11,8	8,8	
	Agrostide géante	<i>Agrostis gigantea</i>				6,3						
Brize intermédiaire	<i>Briza media</i>										3,0	
	Ray-grass d'Italie	<i>Lolium multiflorum</i>										
Polygonacées	Rumex Oseille	<i>Rumex acetosa</i>			2,5	3,8	2,3		5,4		3,5	
	Renouée bistorte	<i>Bistorta officinalis</i>					2,3	3,2				
	Rumex petite-oseille	<i>Rumex acetosella</i>						3,2				
	Rumex à feuilles obtuses	<i>Rumex obtusifolius</i>								3,9	5,3	6,1
Renonculacées	Renoncule acre	<i>Ranunculus acris</i>	7,9	5,7	2,5	3,8	3,5	3,2	3,6	7,8	14,0	7,6
	Renoncule rampante	<i>Ranunculus repens</i>			2,5				3,2			
	Renoncule bulbeuse	<i>Ranunculus bulbosus</i>										
Rosacées	Alchémille commune	<i>Alchemilla vulgaris</i>										
	Pimprenelle officinale	<i>Sanguisorba officinalis</i>										
Rubiacées	Gaillet croisette	<i>Cruciata laevipes</i>			2,5							
Scrofulariacées	Véronique petit-chêne	<i>Veronica chamaedrys</i>									5,3	
	Rhinanthe velue	<i>Rhinanthus alectorolophus</i>										7,6
Urticacées	Ortie dioïque	<i>Urtica dioica</i>										
Nombre d'espèces répertoriées			22	29	30	31	39	28	28	19	30	26
Nombre d'espèces représentatives			9	18	22	19	24	19	13	14	17	16

Tableau 4-20 : Contribution spécifique de chaque espèce issue des relevés floristiques des régions Charente et Puy-de-Dôme (en %, les classes d'abondance-dominance inférieures à la notation 1 ne sont pas représentées).

Famille	Nom vernaculaire	Espèce	J220			J260			J280			
			BCA	BH0	BH4	BGC	BH	BE	BG	BEJ	BEf	
Amaryllidées	Narcisse des poètes	<i>Narcissus poeticus</i>										
Apiacées	Carotte sauvage	<i>Daucus carota</i>										
	Apiacées sp.	<i>Apiaceae sp.</i>				3,1				9,3		
Astéracées	Pissenlit	<i>Taraxacum vulgaria</i>		4,8	6,2		5,3	3,9				
	Paquerette	<i>Bellis perennis</i>	3,7	4,8	4,6					4,7	6,9	
	Marguerite commune	<i>Leucanthemum vulgare</i>										
	Centaurée noire	<i>Centaurea nigra</i>										
	Salsifis des prés	<i>Tragopogon pratensis</i>			3,8	3,1		3,9				
	Centaurée jacée	<i>Centaurea jacea</i>								4,7		
Brassicacées	Capselle bourse-à-pasteur	<i>Capsella bursa-pastoris</i>										
Caryophyllacées	Stellaire holostée	<i>Stellaria holostea</i>										
	Mouron des oiseaux	<i>Stellaria media</i>										
	Silène dioïque	<i>Silene dioica</i>										
Clusiacées	Millepertuis	<i>Hypericum perforatum</i>	7,4	6,3	3,8	3,1		7,8			6,9	
Convolvulacées	Liseron des champs	<i>Convolvulus arvensis</i>	3,7	3,2	6,2	3,1	2,6					
Fabacées	Trèfle rampant (blanc)	<i>Trifolium repens</i>	11,1	12,7	12,4	12,5	7,9	5,9		9,3	6,9	19,0
	Trèfle des prés (violet)	<i>Trifolium pratense</i>		4,8		9,4	7,9	5,9		9,3		
	Lotier corniculé	<i>Lotus corniculatus</i>				4,7	10,5					
	Trèfle jaune	<i>Trifolium campestre</i>	5,6			3,1	7,9			18,6		
	Vesce cultivée	<i>Vicia sativa</i>										
	Gesse des prés	<i>Lathyrus pratensis</i>										
	Vesce des haies	<i>Viscia sepium</i>										
	Luzerne lupuline (Minette)	<i>Medicago lupulina</i>										
	Vesce cracca	<i>Viscia cracca</i>	3,7									
Géraniacées	Géranium des prés	<i>Geranium pratense</i>										
	Géranium colombin	<i>Geranium columbinum</i>	5,6	6,3	3,8		6,6					
Juncacées	Jonc épars	<i>Juncus effusus</i>			6,2			3,9				
Lamiacées	Bugle rampant	<i>Ajuga reptans</i>										
	Brunelle commune	<i>Prunella vulgaris</i>										
Plantaginacées	Plantain lancéolé	<i>Plantago lanceolata</i>	3,7	4,8		3,1	10,5	9,8				
Poacées	Fétuque	<i>Festuca pratensis</i>								20,7	19,0	
	Paturin commun	<i>Poa trivialis</i>	7,4	12,7	12,4	9,4	6,6	15,7		10,3	14,3	
	Brome mou	<i>Bromus hordeaceus</i>	9,3	3,2		9,4	3,9			7,0		
	Fromentale	<i>Arrhenatherum elatius</i>									6,9	
	Houlque laineuse	<i>Holcus lanatus</i>		3,2	6,2	3,1	2,6	15,7		7,0	13,8	28,6
	Dactyle aggloméré	<i>Dactylis glomerata</i>	14,8	3,2	9,2	3,1	2,6			4,7	6,9	
	Avoine dorée	<i>Trisetum flavescens</i>					3,9	13,7		7,0		
	Crételle	<i>Cynosurus cristatus</i>				9,4				4,7		
	Ray-grass anglais	<i>Lolium perenne</i>	5,6	7,9	7,7	4,7	5,3			4,7		9,5
	Avoine pubescente	<i>Avenula pubescens</i>										
	Fléole des prés	<i>Phleum pratense</i>										
	Brome erigé	<i>Bromus erectus</i>										
	Fétuque faux-roseau	<i>Festuca arundinacea</i>	14,8	9,5	9,2	12,5	2,6	5,9				
	Flouve odorante	<i>Anthoxanthum odoratum</i>								4,7		
	Paturin des prés	<i>Poa pratense</i>	3,7									
	Agrostide géante	<i>Agrostis gigantea</i>										
	Brize intermédiaire	<i>Briza media</i>										
	Ray-grass d'Italie	<i>Lolium multiflorum</i>										
Polygonacées	Rumex Oseille	<i>Rumex acetosa</i>		3,2								
	Renouée bistorte	<i>Bistorta officinalis</i>										
	Rumex petite-oseille	<i>Rumex acetosella</i>						2,6				
	Rumex à feuilles obtuses	<i>Rumex obtusifolius</i>										
Renonculacées	Renoncule acre	<i>Ranunculus acris</i>		6,3	7,7	3,1	10,5	7,8		4,7	10,3	9,5
	Renoncule rampante	<i>Ranunculus repens</i>										
	Renoncule bulbeuse	<i>Ranunculus bulbosus</i>										
Rosacées	Alchémille commune	<i>Alchemilla vulgaris</i>										
	Pimprenelle officinale	<i>Sanguisorba officinalis</i>										
Rubiaceées	Gaillet croquette	<i>Cruciata laevipes</i>										
Scrofulariacées	Véronique petit-chêne	<i>Veronica chamaedrys</i>										
	Rhinanthe velue	<i>Rhinanthus alectorolophus</i>										
Urticacées	Ortie dioïque	<i>Urtica dioica</i>		3,2	3,8						10,3	
Nombre d'espèces répertoriées			35	26	19	32	27	25		28	35	25
Nombre d'espèces représentatives			14	17	15	17	17	12		14	10	6

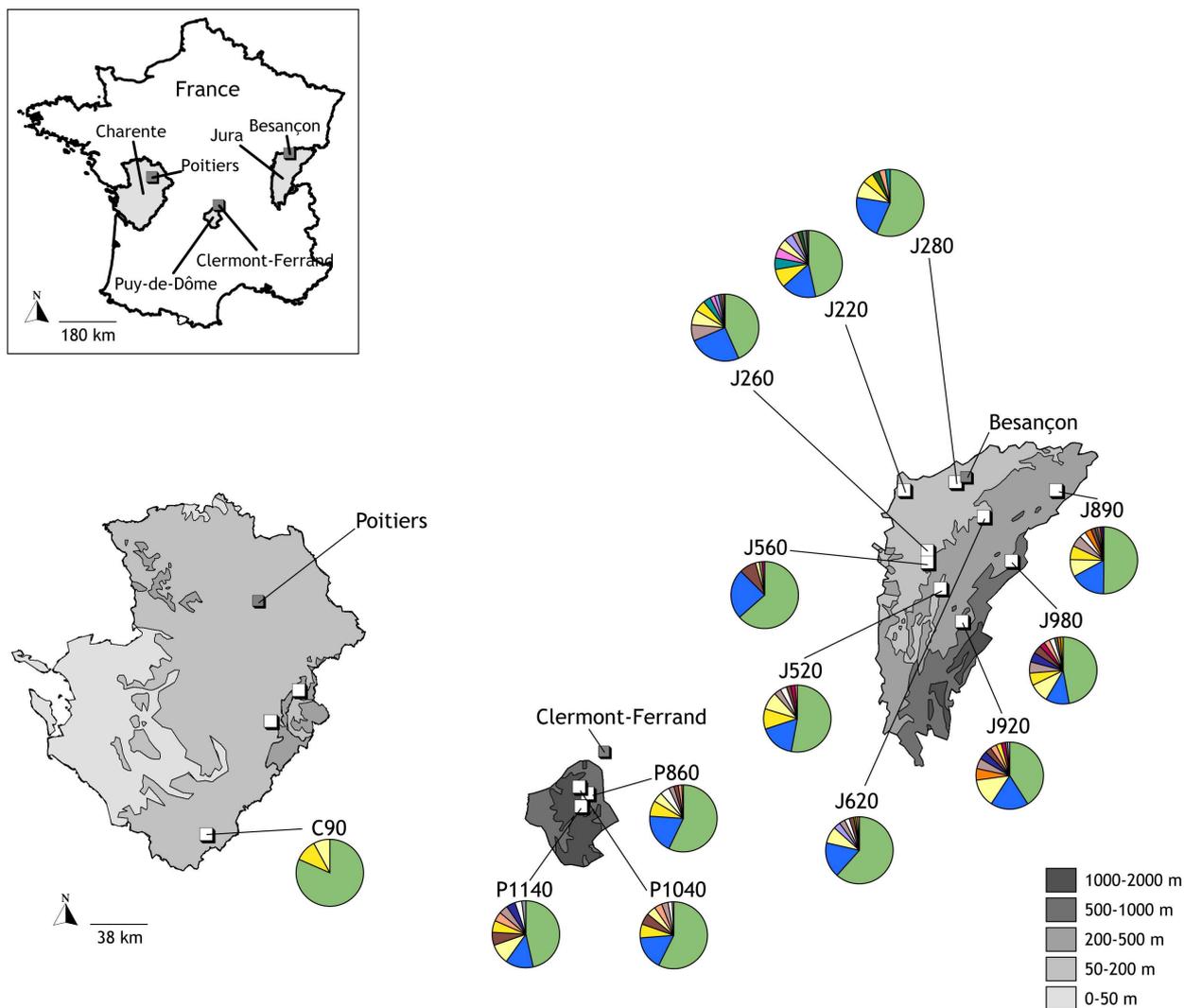
Tableau 4-21 : Contribution spécifique de chaque espèce issue des relevés floristiques de la région Jura plaine (en %, les classes d'abondance-dominance inférieures à la notation 1 ne sont pas représentées).

Famille	Nom vernaculaire	Espèce	J520			J560			J620			
			BCA0	BCA4	RB	BCQ	BM	BE	BE	BCA	BL	
Amaryllidées	Narcisse des poètes	<i>Narcissus poeticus</i>										
Apiacées	Carotte sauvage	<i>Daucus carota</i>									2,8	
	Apiacées sp.	<i>Apiaceae sp.</i>			3,4							
Astéracées	Pissenlit	<i>Taraxacum vulgaria</i>	4,5	3,2	8,5							
	Paquerette	<i>Bellis perennis</i>		6,5	3,4							
	Marguerite commune	<i>Leucanthemum vulgare</i>									2,8	
	Centaurée noire	<i>Centaurea nigra</i>										
	Salsifis des prés	<i>Tragopogon pratensis</i>			3,4							
	Centaurée jacée	<i>Centaurea jacea</i>										
Brassicacées	Capselle bourse-à-pasteur	<i>Capsella bursa-pastoris</i>										
Caryophyllacées	Stellaire holostée	<i>Stellaria holostea</i>	3,0									
	Mouron des oiseaux	<i>Stellaria media</i>			3,4					2,8	4,2	
	Silène dioïque	<i>Silene dioica</i>	3,0									
Clusiacées	Millepertuis	<i>Hypericum perforatum</i>										
Convolvulacées	Liseron des champs	<i>Convolvulus arvensis</i>								4,2	5,7	
Fabacées	Trèfle rampant (blanc)	<i>Trifolium repens</i>	3,0	8,1	3,4	23,3	15,1	13,3	5,6	8,3		
	Trèfle des prés (violet)	<i>Trifolium pratense</i>	10,4	6,5	10,2	9,3	7,5		7,0	12,5	3,8	
	Lotier corniculé	<i>Lotus corniculatus</i>										
	Trèfle jaune	<i>Trifolium campestre</i>								2,8		
	Vesce cultivée	<i>Vicia sativa</i>							2,8	4,2	3,8	
	Gesse des prés	<i>Lathyrus pratensis</i>										
	Vesce des haies	<i>Viscia sepium</i>										
	Luzerne lupuline (Minette)	<i>Medicago lupulina</i>	3,0		3,4							
	Vesce cracca	<i>Viscia cracca</i>	3,0				3,8					
Géraniacées	Géranium des prés	<i>Geranium pratense</i>										
	Géranium colombin	<i>Geranium columbinum</i>										
Juncacées	Jonc épars	<i>Juncus effusus</i>										
Lamiacées	Bugle rampant	<i>Ajuga reptans</i>	3,0				3,8					
	Brunelle commune	<i>Prunella vulgaris</i>		3,2								
Plantaginacées	Plantain lancéolé	<i>Plantago lanceolata</i>		6,5	3,4		3,8		2,8		5,7	
Poacées	Fétuque	<i>Festuca pratensis</i>										
	Paturin commun	<i>Poa trivialis</i>		3,2		18,6		6,7				
	Brome mou	<i>Bromus hordeaceus</i>	9,0		3,4				2,8		3,8	
	Fromentale	<i>Arrhenatherum elatius</i>	3,0									
	Houlque laineuse	<i>Holcus lanatus</i>	11,9	9,7	11,9	4,7	11,3		8,5	16,7	15,1	
	Dactyle aggloméré	<i>Dactylis glomerata</i>	3,0	3,2	3,4	18,6	11,3	26,7	2,8	8,3	13,2	
	Avoine dorée	<i>Trisetum flavescens</i>	3,0		3,4		3,8		5,6			
	Crételle	<i>Cynosurus cristatus</i>		6,5			7,5		5,6	10,4	3,8	
	Ray-grass anglais	<i>Lolium perenne</i>	4,5	9,7	3,4		5,7	6,7	5,6		5,7	
	Avoine pubescente	<i>Avenula pubescens</i>							5,6		5,7	
	Fléole des prés	<i>Phleum pratense</i>										
	Brome érige	<i>Bromus erectus</i>	9,0				13,2		5,6			
	Fétuque faux-roseau	<i>Festuca arundinacea</i>	9,0	3,2	10,2	18,6	3,8	26,7	4,2	16,7	7,5	
	Flouve odorante	<i>Anthoxanthum odoratum</i>			3,2							
	Paturin des prés	<i>Poa pratense</i>	7,5	12,9	11,9				11,3	12,5	7,5	
	Agrostide géante	<i>Agrostis gigantea</i>										
	Brize intermédiaire	<i>Briza media</i>										
	Ray-grass d'Italie	<i>Lolium multiflorum</i>						6,7				
Polygonacées	Rumex Oseille	<i>Rumex acetosa</i>	3,0				7,0	13,3	2,8		3,8	
	Renouée bistorte	<i>Bistorta officinalis</i>										
	Rumex petite-oseille	<i>Rumex acetosella</i>			3,4			3,8				
	Rumex à feuilles obtuses	<i>Rumex obtusifolius</i>										
Renonculacées	Renoncule acre	<i>Ranunculus acris</i>	4,5	8,1	3,4		5,7		2,8	6,3	15,1	
	Renoncule rampante	<i>Ranunculus repens</i>		6,5	3,4							
	Renoncule bulbeuse	<i>Ranunculus bulbosus</i>										
Rosacées	Alchémille commune	<i>Alchemilla vulgaris</i>										
	Pimprenelle officinale	<i>Sanguisorba officinalis</i>										
Rubiaceées	Gaillet croisette	<i>Cruciata laevipes</i>								2,8		
Scrofulariacées	Véronique petit-chêne	<i>Veronica chamaedrys</i>										
	Rhinanthe velue	<i>Rhinanthus alectorolophus</i>										
Urticacées	Ortie dioïque	<i>Urtica dioica</i>										
Nombre d'espèces répertoriées			36	27	29		14	27	12	36	11	21
Nombre d'espèces représentatives			19	16	19		7	14	7	22	10	14

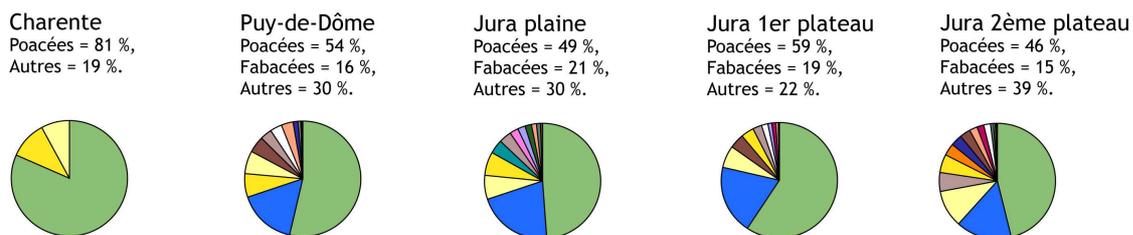
Tableau 4-22 : Contribution spécifique de chaque espèce issue des relevés floristiques de la région du Jura du 1^{er} plateau (en %, les classes d'abondance-dominance inférieures à la notation 1 ne sont pas représentées).

Famille	Nom vernaculaire	Espèce	J890			J920			J980		
			BL	BM	BMH	BCQ	BCA2	BCA3	BCQn	BM	BCQj
Amaryllidées	Narcisse des poètes	<i>Narcissus poeticus</i>									2,9
Apiacées	Carotte sauvage	<i>Daucus carota</i>		4,0	4,1						
	Apiacées sp.	<i>Apiaceae sp.</i>				3,2				9,0	
Astéracées	Pissenlit	<i>Taraxacum vulgaria</i>	3,9	10,0	4,1	6,3	7,0		3,0	4,4	
	Paquerette	<i>Bellis perennis</i>				3,2	3,5				
	Marguerite commune	<i>Leucanthemum vulgare</i>									
	Centaurée noire	<i>Centaurea nigra</i>									
	Salsifis des prés	<i>Tragopogon pratensis</i>									
	Centaurée jacée	<i>Centaurea jacea</i>									
Brassicacées	Capselle bourse-à-pasteur	<i>Capsella bursa-pastoris</i>									2,9
Caryophyllacées	Stellaire holostée	<i>Stellaria holostea</i>							3,0		
	Mouron des oiseaux	<i>Stellaria media</i>	3,9			3,2					
	Silène dioïque	<i>Silene dioica</i>		4,0					3,0		
Clusiacées	Millepertuis	<i>Hypericum perforatum</i>									
Convolvulacées	Liseron des champs	<i>Convolvulus arvensis</i>									
Fabacées	Trèfle rampant (blanc)	<i>Trifolium repens</i>				6,3	10,5			10,3	7,9
	Trèfle des prés (violet)	<i>Trifolium pratense</i>	11,8	12,0	10,2	12,7	10,5	7,6	11,9	10,3	7,9
	Lotier corniculé	<i>Lotus corniculatus</i>									
	Trèfle jaune	<i>Trifolium campestre</i>									
	Vesce cultivée	<i>Vicia sativa</i>							3,0		
	Gesse des prés	<i>Lathyrus pratensis</i>									
	Vesce des haies	<i>Viscia sepium</i>									3,2
	Luzerne lupuline (Minette)	<i>Medicago lupulina</i>						3,0			
Géraniacées	Géranium des prés	<i>Geranium pratense</i>									
	Géranium colombin	<i>Geranium columbinum</i>									
Juncacées	Jonc épars	<i>Juncus effusus</i>			4,1		3,5				
Lamiacées	Bugle rampant	<i>Ajuga reptans</i>		4,0	4,1			3,0			6,3
	Brunelle commune	<i>Prunella vulgaris</i>									
Plantaginacées	Plantain lancéolé	<i>Plantago lanceolata</i>		8,0	8,2	6,3	7,0	3,0	6,0	5,9	3,2
Poacées	Fétuque	<i>Festuca pratensis</i>									
	Paturin commun	<i>Poa trivialis</i>									
	Brome mou	<i>Bromus hordeaceus</i>	11,8					3,0	3,0		
	Fromentale	<i>Arrhenatherum elatius</i>						9,1	3,0	2,9	6,3
	Houlque laineuse	<i>Holcus lanatus</i>				4,8	5,3	7,6	4,5	5,9	3,2
	Dactyle aggloméré	<i>Dactylis glomerata</i>	7,8	6,0	8,2	3,2	5,3	3,0	7,5	2,9	3,2
	Avoine dorée	<i>Trisetum flavescens</i>		4,0				6,1	3,0		
	Crételle	<i>Cynosurus cristatus</i>	3,9	12,0	4,1	6,3	3,5	4,5	4,5	4,4	
	Ray-grass anglais	<i>Lolium perenne</i>	3,9				7,0				
	Avoine pubescente	<i>Avenula pubescens</i>									
	Fléole des prés	<i>Phleum pratense</i>	13,7								
	Brome érige	<i>Bromus erectus</i>				6,3		7,6	3,0		4,8
	Fétuque faux-roseau	<i>Festuca arundinacea</i>			4,1	9,5	10,5	3,0	3,0	11,8	12,7
	Flouve odorante	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	3,9	6,0	4,1	3,2		3,0	3,0	8,8	9,5
	Paturin des prés	<i>Poa pratense</i>	15,7	16,0	16,3	12,7	14,0	12,1	3,0	4,4	4,8
	Agrostide géante	<i>Agrostis gigantea</i>									
	Brize intermédiaire	<i>Briza media</i>									
Ray-grass d'Italie	<i>Lolium multiflorum</i>										
Polygonacées	Rumex Oseille	<i>Rumex acetosa</i>						6,1			3,2
	Renouée bistorte	<i>Bistorta officinalis</i>									
	Rumex petite-oseille	<i>Rumex acetosella</i>		4,0	4,1						
Rumex à feuilles obtuses	<i>Rumex obtusifolius</i>	3,9						3,0	2,9		
Renonculacées	Renoncule acre	<i>Ranunculus acris</i>	7,8	6,0	6,1	3,2	3,5	3,0	11,9	5,9	11,1
	Renoncule rampante	<i>Ranunculus repens</i>							6,0		
	Renoncule bulbeuse	<i>Ranunculus bulbosus</i>	3,9		4,1	6,3	8,8			5,9	
Rosacées	Alchémille commune	<i>Alchemilla vulgaris</i>			4,1	3,2		3,0	3,0	4,4	6,3
	Pimprenelle officinale	<i>Sanguisorba officinalis</i>						3,0			3,2
Rubiacées	Gaïlet croïsette	<i>Cruciata laevipes</i>			4,1						
Scrofulariacées	Véronique petit-chêne	<i>Veronica chamaedrys</i>	3,9	4,0	6,1			3,0		2,9	3,2
	Rhinanthe velue	<i>Rhinanthus alectorolophus</i>							6,0		
Urticacées	Ortie dioïque	<i>Urtica dioica</i>									
Nombre d'espèces répertoriées			17	22	33	37	20	39	32	38	33
Nombre d'espèces représentatives			14	14	17	17	14	21	20	18	17

Tableau 4-23 : Contribution spécifique de chaque espèce issue des relevés floristiques de la région du Jura du 2^{ème} plateau (en %, les classes d'abondance-dominance inférieures à la notation 1 ne sont pas représentées).



A/ Stations d'étude



B/ Régions d'étude

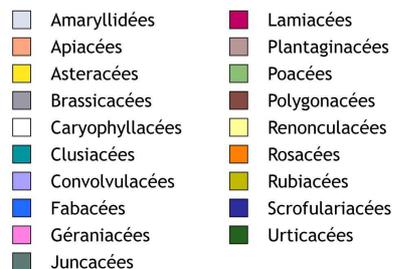


Figure 4-40 : Familles floristiques des stations (A) et des régions d'étude (B).

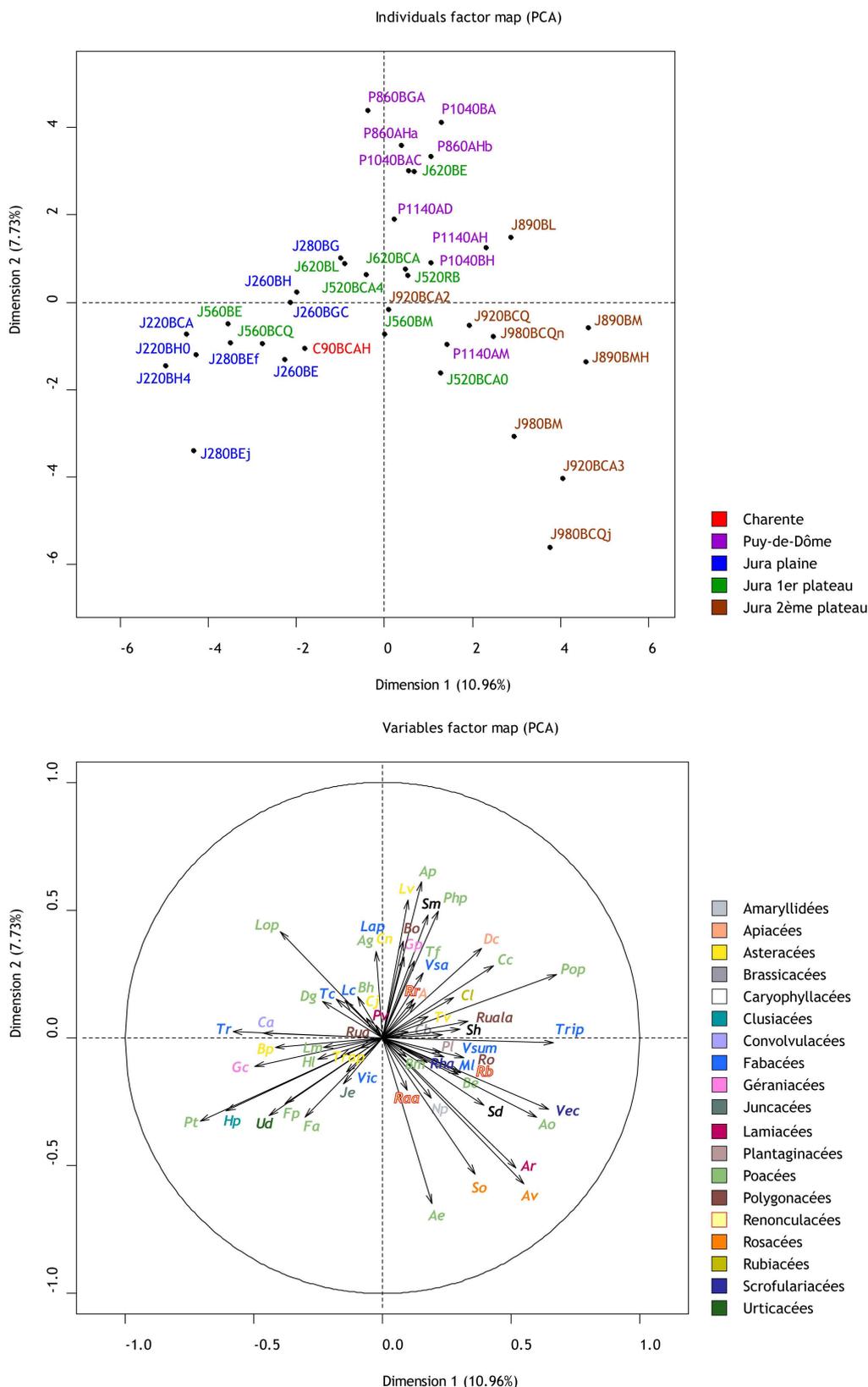


Figure 4-41 : Analyse en composante principale station/espèces floristiques des axes 1 et 2 (inertie totale : 18,7 %). Carte factorielle des variables : les couleurs correspondent aux familles floristiques, les lettres à la 1^{ère} lettre du genre et de l'espèce floristique.

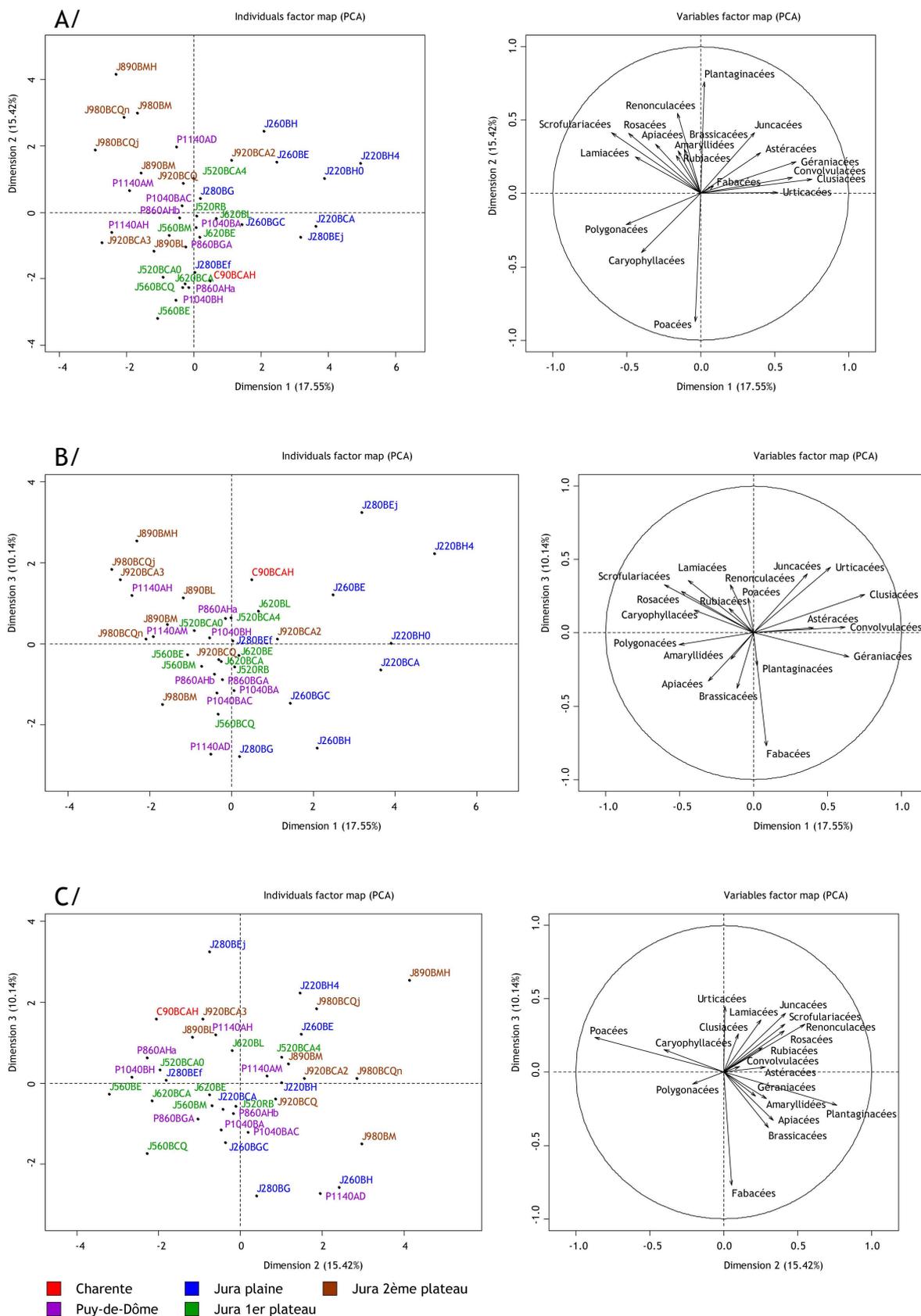


Figure 4-42 : Analyses en composante principale station/famille floristique des axes 1-2 (A, inertie totale de 33 %), 2-3 (B, 27 %) et 1-3 (C, 25 %).

C/4 Facteurs de sensibilité liés aux particules de sol adhérentes sur la végétation

Le coefficient de transfert du thorium 232 ($^{232}\text{Th-Cr}$) est un indicateur des particules de sol adhérentes sur l'échantillon de végétation. Sur l'ensemble des régions étudiées, les échantillons n'ont pas permis d'établir de différences de coefficient en fonction des saisons. Au sein d'une même région, ce facteur de sensibilité est variable. Les coefficients de transfert de ^{232}Th les plus importants sont mesurés dans la région du Puy-de-Dôme et du Jura du 1^{er} plateau.

Le thorium-232 (^{232}Th) est considéré comme peu ou pas transféré par voie racinaire aux plantes. Sa mesure dans la végétation témoigne donc *a priori* d'une contamination par des particules de sol adhérentes sur la végétation des prairies. Les coefficients de transfert (Cr) de ^{232}Th sont compris entre $10,5 \times 10^{-3}$ et $132,1 \times 10^{-3}$ (Tableau 4-24). La variabilité des coefficients au sein d'une même région et station est forte, si bien que statistiquement, on n'observe que trois groupes de stations distincts (Figure 4-44). Néanmoins, les coefficients les plus élevés sont situés dans certaines stations, à P1140 dans le Puy-de-Dôme ou à J560 dans le Jura. Les régions appartenant à ces deux stations (Puy-de-Dôme et Jura du 1^{er} plateau) montrent ainsi des coefficients de transfert plus élevés que les autres régions (moyennes respectives de $62,9 \times 10^{-3}$ et $53,6 \times 10^{-3}$). Dans chacune de ces deux régions, on note une importante variabilité des données (coefficient de variation supérieur à 50 %, Figure 4-44).

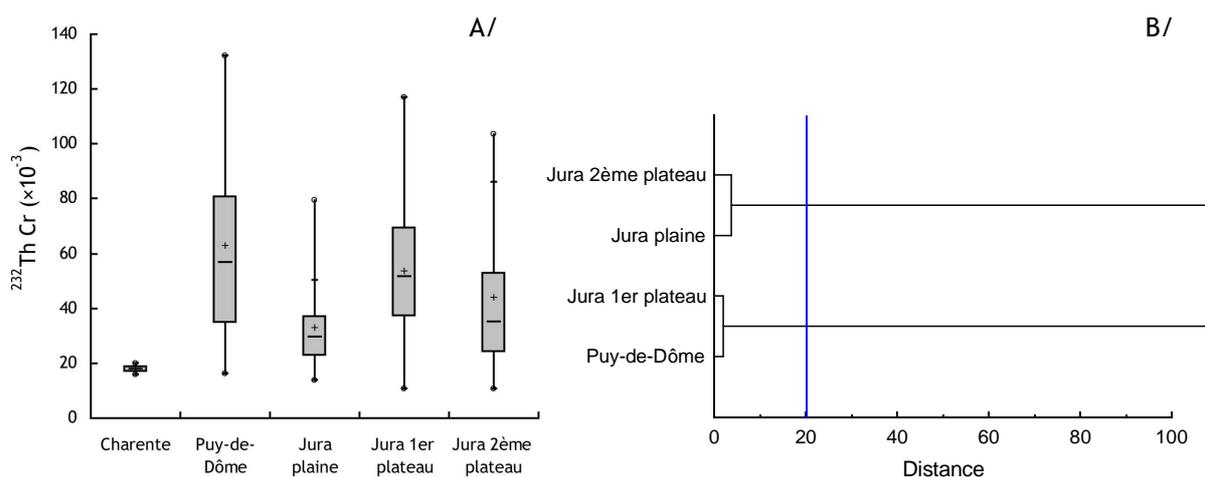
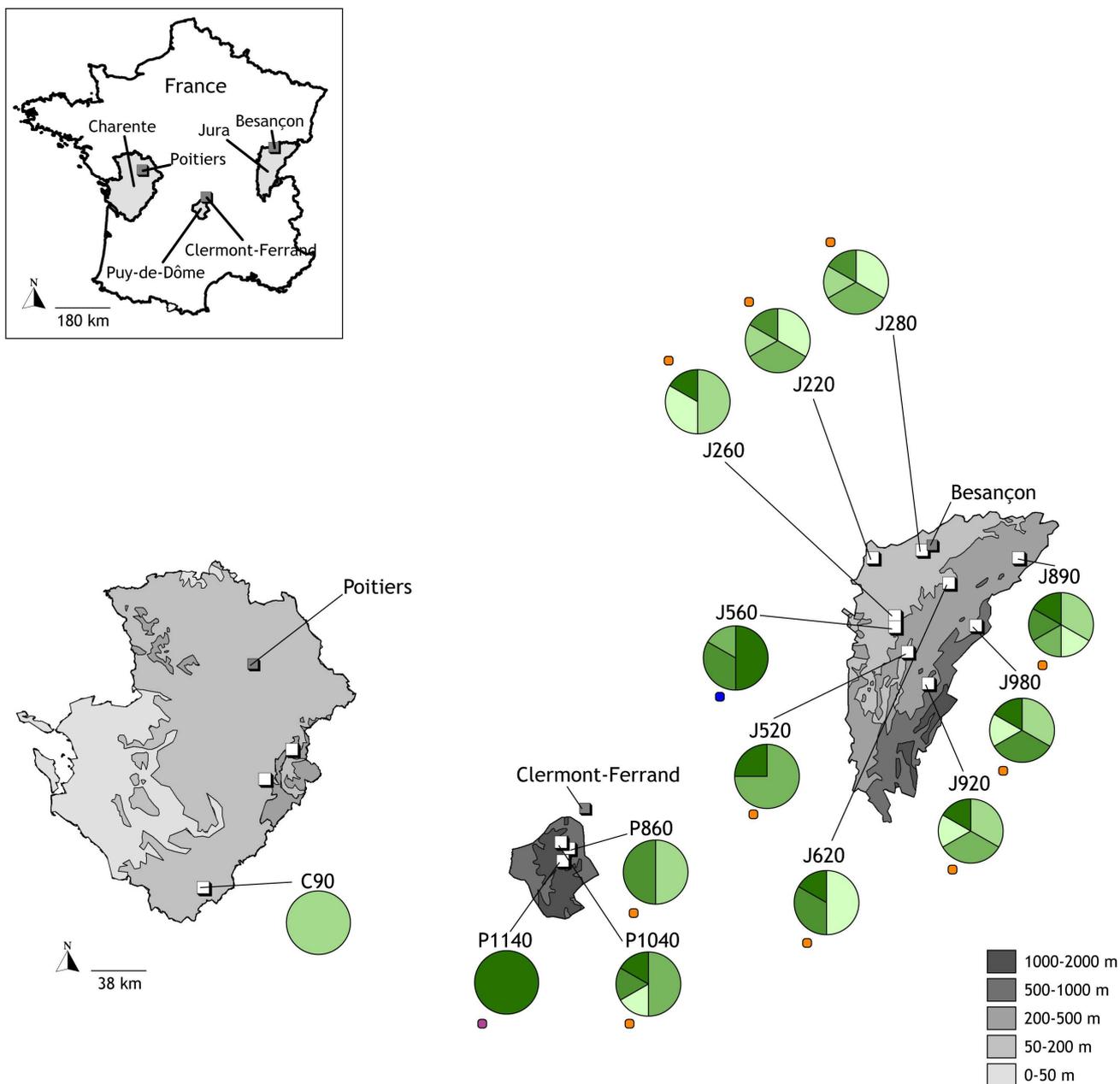


Figure 4-43 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) du coefficient de transfert (Cr) du ^{232}Th dans les régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

Région	Station	Site	²³² Th Am Sol (Bq kg ⁻¹ MS)	±	²³² Th Am Végétation (Bq kg ⁻¹ MS, printemps)	±	²³² Th Am Végétation (Bq kg ⁻¹ MS, automne)	±	²³² Th Cr (×10 ⁻³ , printemps)	±	²³² Th Cr (×10 ⁻³ , automne)	±	Indice visuel (printe mps)	Indice visuel (autom ne)
Charente	C90	BCAH	46	6	0,91	0,29	0,73	0,34	19,9	6,9	15,8	7,8	1	3
		AHa	37	5	1,04	0,20	1,94	0,46	28,0	6,6	52,4	14,2	2	2
	P860	AHb	41	5	1,28	0,21	2,16	0,43	31,3	6,3	52,8	12,4	2	2
		BGA	44	6	1,30	0,22	2,93	0,73	29,6	6,4	66,5	18,9	0	3
		BA	36	5	0,59	0,30	1,24	0,40	16,3	8,6	34,6	12,0	0	3
	P1040	BAC	57	7	2,13	0,59	3,44	0,76	37,3	11,3	60,4	15,3	0	0
		BH	52	6	1,86	0,47	4,11	0,76	35,8	9,9	79,0	17,2	3	3
	P1140	AD	39	5	4,26	0,71	5,15	0,72	109,2	23,0	132,1	25,0	3	4
		AH	42	6	3,67	0,61	3,41	0,58	87,4	19,2	81,2	18,1	1	2
		AM	32	4	2,56	0,41	3,80	0,60	80,0	16,3	118,7	23,9	2	2
	Moyenne		42	5	2,08	0,41	3,13	0,61	50,6	11,9	75,3	17,5	1	2
Jura plaine	J220	BCA	61	7	1,00	0,44	1,39	0,40	16,3	7,5	22,8	7,0	1	0
		BH0	57	7	1,38	0,46	3,96	0,53	24,2	8,6	69,5	12,6	3	3
		BH4	46	6	1,51	0,43	1,51	0,44	32,9	10,3	32,8	10,6	2	3
	J260	BGC	38	5	1,19	0,31	1,21	0,27	31,3	9,2	31,8	8,3	1	2
		BH	44	6	1,04	0,42	3,50	0,73	23,7	10,0	79,6	19,8	0	2
		BE	48	6	1,11	0,32	0,86	0,43	23,1	7,3	17,9	9,2	0	2
	J280	BG	49	6	0,67	0,38	0,72	0,31	13,7	8,0	14,7	6,5	0	0
		BEj	67	8	1,88	0,42	2,57	0,56	28,1	7,1	38,4	9,5	0	1
		BEf	61	7	2,80	0,51	3,05	0,61	45,9	9,9	50,1	11,5	1	3
		Moyenne		52	6	1,40	0,41	2,09	0,48	26,6	8,7	39,7	10,6	1
Jura 1 ^{er} plateau	J520	BCA0	40	5	1,40	0,32	3,87	0,58	34,9	9,2	96,9	19,0	2	3
		BCA4	34	5	<		1,34	0,45	<		39,3	14,3	0	0
		RB	42	5	<		1,77	0,43	<		42,0	11,4	0	2
	J560	BCQ	40	5	2,73	0,41	2,97	0,57	68,3	13,4	74,2	16,9	0	2
		BM	42	6	2,84	0,43	2,13	0,47	67,6	14,0	50,7	13,4	0	2
		BE	32	4	1,22	0,32	3,74	0,78	38,0	11,1	117,0	28,4	0	2
	J620	BE	49	6	0,71	0,26	1,12	0,39	14,4	5,6	23,0	8,4	0	0
		BCA	47	6	2,58	0,44	3,44	0,57	54,9	11,8	73,3	15,4	0	1
		BL	44	6	0,46	0,19	2,30	0,50	10,5	4,5	52,2	13,4	0	0
		Moyenne		41	5	1,70	0,34	2,52	0,53	41,2	9,9	63,2	15,6	0
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	BL	52	6	1,41	0,35	1,24	0,41	27,1	7,5	23,9	8,4	0	1
		BM	50	6	1,95	0,49	5,17	0,81	39,0	10,8	103,4	20,4	3	3
		BMH	52	7	0,82	0,32	2,81	0,52	15,8	6,4	54,1	12,4	2	1
	J920	BCQ	47	6	1,11	0,24	1,89	0,50	23,7	5,9	40,2	11,9	2	3
		BCA2	57	7	5,79	0,78	1,47	0,36	101,6	18,5	25,7	7,0	3	1
		BCA3	50	6	0,53	0,17	1,96	0,44	10,5	3,6	39,3	9,9	0	4
	J980	BCQn	41	5	0,88	0,39	1,27	0,41	21,4	9,8	30,9	10,7	0	0
		BM	55	7	4,72	0,73	1,35	0,45	85,9	17,1	24,6	8,8	4	3
		BCQj	51	6	2,52	0,40	3,73	0,59	49,3	9,8	73,1	14,4	0	1
		Moyenne		51	6	2,19	0,43	2,32	0,50	41,6	10,0	46,1	11,5	1

Tableau 4-24 : Activité massique (Am) en ²³²Th dans le sol et la végétation à deux saisons (printemps et automne) et coefficient de transfert (Cr). Un indice visuel sur le terrain traduit la quantité de sol adhérente sur la végétation (échelle allant de 0 à 5, 5 étant une valeur forte de sol adhérent la végétation)



Légende :

- méthode de discrétisation basée sur les quintiles,
- les groupes de même couleur sont situés dans la même classe statistique (○), test de Mann et Whithney.

-]73,2;132,1]
-]48,0;73,2]
-]32,2;48,0]
-]23,2;32,2]
- [10,5;23,2]

Unité : $\times 10^{-3}$

Figure 4-44 : Variabilité spatiale et statistique du coefficient de transfert (Cr) du ^{232}Th en fonction des stations. L'analyse de classification hiérarchique permettant de classer les stations est présentée en Annexe 4-1N.

Il n'y a pas de différence de coefficient de transfert en fonction des saisons, bien que, en moyenne, les coefficients soient plus élevés en automne (Tableau 4-25 et Figure 4-45). C'est particulièrement le cas pour les régions Puy-de-Dôme et Jura en plaine où l'on observe une hausse de 25 et 50 %.

Région	N couple	Valeur de p
Puy-de-Dôme	9	0,011
Jura plaine	9	0,051
Jura 1 ^{er} plateau	7	0,062
Jura 2 ^{ème} plateau	9	0,515

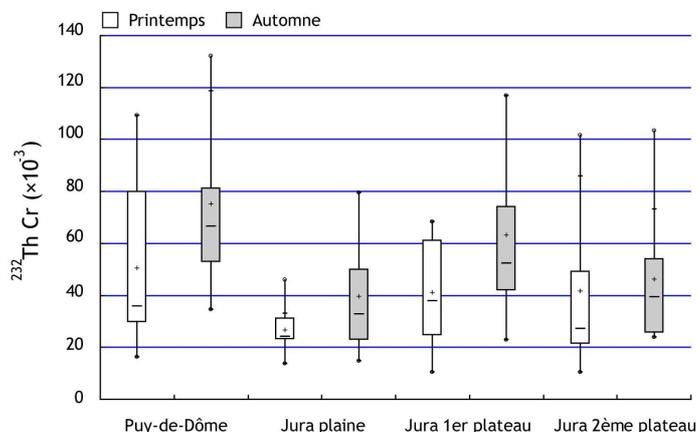


Tableau 4-25 : Probabilité des tests de rangs de Wilcoxon comparant les coefficients de transfert d'²³²Th en fonction des saisons.

Figure 4-45 : Comparaison des coefficients de transfert (Cr) du ²³²Th en fonction des saisons.

Un indice visuel qualitatif d'estimation de sol à la surface de la végétation est proposé. Cet indice est compris entre 0 et 5, la valeur 5 étant une forte présence de sol à la surface de la végétation. Il apparaît que cet indice est peu corrélé avec le coefficient de transfert (Cr) du ²³²Th (Figure 4-46). Cependant, on remarque que les valeurs les plus élevées (indice 4) sont bien corrélés avec les transferts les plus importants (100 × 10⁻³). La variabilité maximum se situe pour les classes comprises entre 1 et 3.

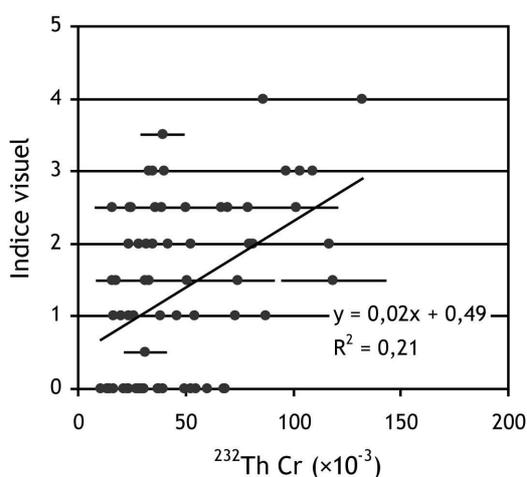


Figure 4-46 : Relation entre le coefficient de transfert (Cr) du ²³²Th et l'indice visuel de particules de sol adhérees sur la végétation.

C/5 Facteurs de sensibilité liés aux pratiques agricoles

Les informations concernant les amendements organiques et les fertilisations potassiques issues de l'enquête menée auprès des éleveurs sont proposées dans le Tableau 4-26. Les fertilisations potassiques sont effectuées au début du printemps, avant la pousse de la végétation. A l'exception de J260, il apparaît que ces amendements sont réalisés sur l'ensemble des parcelles pâturées. Deux stations n'épandent pas d'engrais, d'autres utilisent ces pratiques de façon intensive (c'est le cas de la station C90 avec 120 kg ha⁻¹ de potassium épandue). Hormis pour la Charente, les quantités épandues sont équivalentes entre les régions.

Région	Station	Site	Fertilisation potassique (kg ha ⁻¹)	Amendement organique (kg ha ⁻¹)	
Charente	C90	BCAH	120	0	
		AHa	0	45	
		AHb	0	45	
	Puy-de-Dôme	P860	BGA	40	45
			BA	0	35
			BAC	0	35
		P1040	BH	0	35
			AD	44	12
			AH	44	12
	P1140	AM	44	12	
	Moyenne		19	31	
Jura plaine	J220	BCA4	0	7	
		BH0	0	7	
		BH	0	7	
	J260	BGC	0	8	
		BH	0	8	
		BE	40	8	
	J280	BG	60	0	
		BEj	60	0	
		BEf	60	0	
		Moyenne		24	5
Jura 1 ^{er} plateau	J520	BCA0	24	47	
		BCA4	24	47	
		RB	24	47	
	J560	BCQ	0	38	
		BM	0	38	
		BE	0	38	
	J620	BE	36	0	
		BCA	36	0	
		BL	36	0	
		Moyenne		20	28
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	BL	32	35	
		BM	32	35	
		BMH	32	35	
	J920	BCQ	16	100	
		BCA2	16	100	
		BCA3	16	100	
	J980	BCQn	24	70	
		BM	24	70	
		BCQj	24	70	
		Moyenne		24	68

Tableau 4-26 : Fertilisation potassique et amendement organique.

Les amendements organiques sous formes de fumiers et de lisiers sont variables suivant les stations allant de 100 kg ha⁻¹ pour une station située dans le Jura du 2^{ème} plateau (J920) à aucun épandage. L'ensemble des parcelles sont épandues de façon identique dans une station d'étude. Les quantités moyennes épandues sont de 31 kg ha⁻¹ dans le Puy-de-Dôme, puis sont croissantes en fonction de l'altitude et de l'étage bioclimatique dans le Jura (5 kg ha⁻¹ en plaine à 68 kg ha⁻¹ dans le 2^{ème} plateau).

RESUME

Les conditions climatiques, les propriétés physico-chimiques des sols ainsi que la composition floristique sont variables selon les régions.

En Charente, les propriétés des sols sont caractérisées par des valeurs extrêmes : les sols sont faibles en matière organique et en argile (teneurs en matière organique inférieures à 7,57 % et teneurs en argile inférieures à 36,2 %), et sont soit acides (C150 et C220 ont des pH inférieurs à 5,33), soit basiques (les pH sont supérieurs à 8,00 pour C90). La composition floristique est dominée par les Poacées (81 %) et la richesse spécifique des familles est faible (N = 3). Sur l'ensemble des régions étudiées, la Charente est la région qui montre les fertilisations potassiques les plus importantes (120 kg ha⁻¹).

Le Puy de Dôme se caractérise par des pH acides (entre 4,5 et 6,5) et un taux de matière organique élevé (jusqu'à 45 %). Dans cette région, la présence de terrains volcaniques entraîne des concentrations importantes en cations K⁺ et Mg²⁺ échangeables, respectivement de 1,52 cmol+ kg⁻¹ et 7,30 cmol+ kg⁻¹, en moyenne. Le Puy de Dôme est une région qui montre une des plus importantes diversités de familles floristiques.

La région du Jura de plaine montre les taux d'argile les plus élevés (moyenne de 43 %). Le Jura des plateaux se caractérise par des valeurs élevées en Ca²⁺ échangeables. Comme le Puy-de-Dôme, le Jura du 2^{ème} plateau montre une diversité de familles floristiques importante. De même, les quantités d'amendement organique épandues y sont élevées (en moyenne 68 kg ha⁻¹).

Les coefficients de transfert de ²³²Th, indicateurs des particules de sol adhérentes sur l'échantillon de végétation, sont les plus importants dans la région du Puy-de-Dôme et du Jura du 1^{er} plateau.

D/ Hiérarchisation des facteurs de sensibilité

D/1 Hiérarchisation des facteurs de sensibilité par analyse qualitative

Les coefficients de transfert agrégés (Cag) sont comparés en fonction des types de sol et de certaines espèces floristiques. Les sols riches en matière organique, tels que les andosols mélaniques correspondent à des Cag du ^{137}Cs élevés. Pour le ^{90}Sr , il est plus difficile d'établir des correspondances entre le Cag et le type de sol.

Il existe, sur un même site, des variations de Cag du ^{137}Cs en fonction de l'espèce végétal. Ces variations sont accentuées pour les sites d'altitude (jusqu'à un ordre de grandeur).

D/1.1 Hiérarchisation en fonction des types de sol

Dans chaque station, la proportion des types de sol a été évaluée. Les coefficients de transfert agrégés (Cag) de chaque radionucléide sont comparés aux types de sols rencontrés. Pour le ^{137}Cs , les coefficients de transfert agrégés sont variables de deux ordres de grandeur (Figure 4-12). La relation entre le type de sol et le Cag du ^{137}Cs est présentée dans la Figure 4-47.

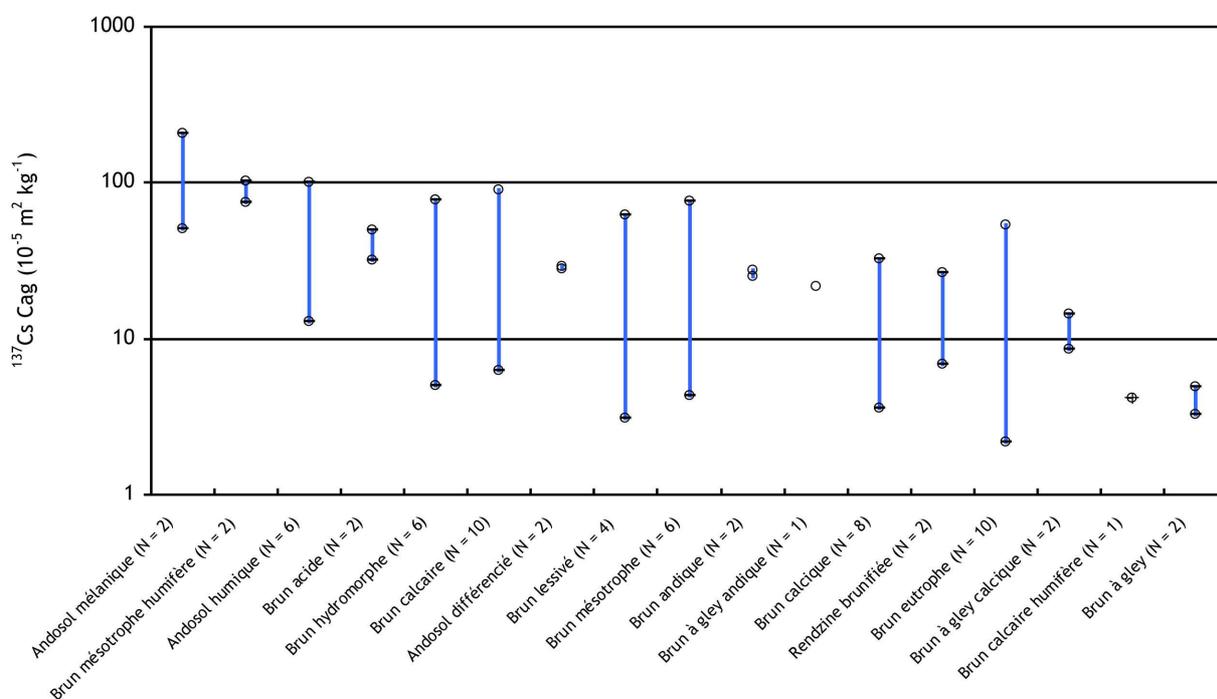


Figure 4-47 : Relation entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) pour ^{137}Cs et le type de sol.

Il apparaît, en moyenne, que les sols riches en matière organique ainsi que les sols acides montrent les coefficients de transfert les plus importants. Les sols bruns à gley et sols bruns à gley calciques, riches en argiles, montrent les Cag les plus faibles. Il est plus difficile de discuter des autres types de sols qui ont des moyennes équivalentes et qui montre une variabilité importante. Les sols bruns eutrophes, les plus représentés avec 10 valeurs de Cag, ont une variabilité de plus d'un ordre de grandeur.

Pour le ^{90}Sr , il est difficile de commenter l'effet du type de sol sur les Cag, leur nombre étant plus restreint (N = 12). Le sol brun eutrophe de la station J560 témoigne à la fois des coefficients les plus élevées mais aussi de la plus grande variabilité (Figure 4-48).

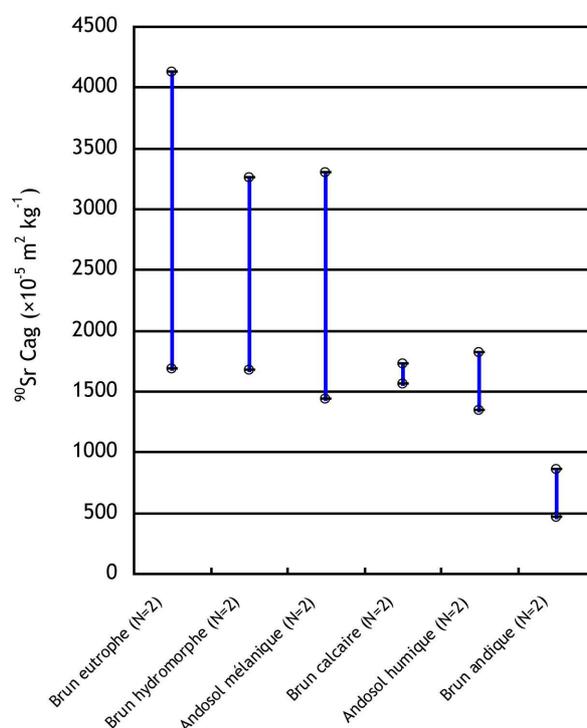


Figure 4-48 : Relation entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) pour ^{90}Sr et le type de sol.

D/1.2 Hiérarchisation en fonction des espèces prairiales

Sur certains sites, des analyses en ^{137}Cs dans des espèces floristiques dominantes sont réalisés (Tableau 4-27). Des coefficients de transfert agrégé (Cag) sont calculés : il apparaît que les coefficients sont variables à la fois entre les sites et entre les espèces floristiques échantillonnées. Par exemple, dans la station P1140, des variations de coefficient de transfert agrégé atteignent jusqu'à un ordre de grandeur (Figure 4-49A). Les Poacées (en noir dans la Figure 4-48) montrent les coefficients de transfert les plus faibles pour un site donné. Une espèce, *Rhinantus alectorolophus* (Scrofulariacée), montre des coefficients de transfert agrégés élevés ($305 \pm 51 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ alors que l'échantillon composite est de $180 \pm 30 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$). C'est dans les stations d'altitude que les

variabilités des Cag entre les espèces sont les plus marqués. Il apparaît alors que les transferts de ^{137}Cs dépendent de l'espèce dans les stations en altitude.

Le coefficient de transfert (Cr) du ^{40}K exprime le transfert de l'analogue chimique au ^{137}Cs , le potassium (Figure 4-49B). Les coefficients de transfert sont moins variables entre les sites et entre les espèces (facteur 2). En comparaison avec le coefficient de transfert agrégé (Cag) du ^{137}Cs , on remarque que l'ordre, entre les espèces et pour un même site, est respecté. Les différentes espèces ont des demandes variables en potassium pour leur métabolisme et leur croissance. Il apparaît que le transfert du ^{137}Cs soit conditionné par ces demandes.

Région	Station	Site	Espèce	^{137}Cs Am (Bq kg ⁻¹ MS)	±	^{40}K Am (Bq kg ⁻¹ MS)	±
Puy-de-Dôme	P860	AHa	Echantillon composite	2,26	0,24	737	73
			<i>Holcus lanatus</i> (11)	0,71	0,11	582	62
	P1040	BA	Echantillon composite	0,41	0,11	925	96
			<i>Dactylis glomerata</i> (9)	0,22	0,08	747	79
	P1140	AM	Echantillon composite	11,95	1,09	810	84
			<i>Dactylis glomerata</i> (12)	9,04	0,85	670	65
			<i>Poa trivialis</i> (12)	3,39	0,33	487	49
			<i>Rhinanthus alectorolophus</i> (8)	20,26	1,92	962	102
			<i>Trifolium pratense</i> (9)	9,90	0,95	459	48
	Jura	J280	BEj	Echantillon composite	0,15	0,05	645
<i>Festuca pratensis</i> (21)				0,40	0,06	1023	101
J560		BE	Echantillon composite	0,16	0,04	901	95
			<i>Dactylis glomerata</i> (27)	0,08	0,03	678	70
J920		BCA3	<i>Festuca arundinacea</i> (27)	0,10	0,03	608	61
			Echantillon composite	1,89	0,19	557	54
	<i>Trisetum flavescens</i> (6)		1,53	0,16	580	56	
J980	BCQn	<i>Poa pratense</i> (12)	0,96	0,11	522	51	
		Echantillon composite	0,56	0,08	883	95	
		<i>Apiaceae sp.</i> (9)	0,35	0,12	969	93	
		<i>Dactylis glomerata</i> (7,5)	0,17	0,05	791	78	
		<i>Ranunculus acris</i> (12)	0,37	0,09	665	68	
			<i>Trifolium pratense</i> (12)	0,53	0,11	682	69

Tableau 4-27 : Activités massiques (Am) en ^{137}Cs et ^{40}K dans des espèces végétales et les échantillons composites des parcelles (entre parenthèse : contribution spécifique dans le site).

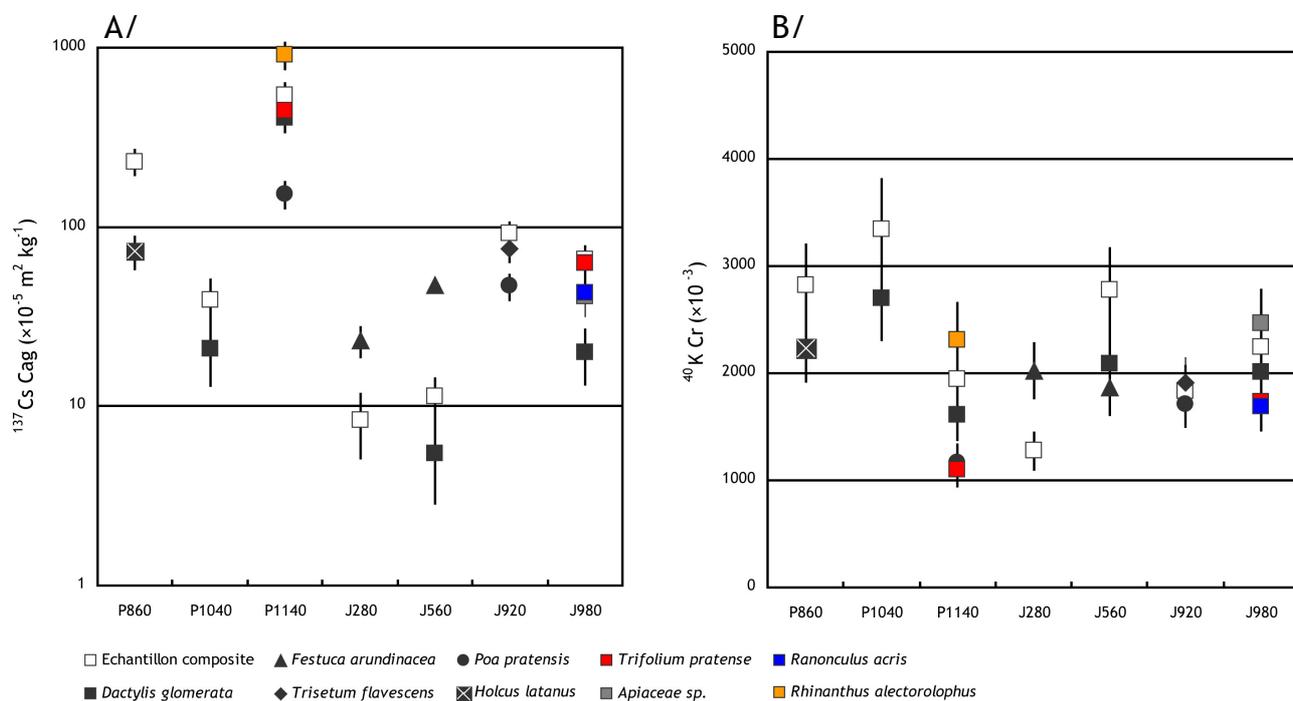


Figure 4-49 : Coefficient de transfert agrégé (Cag) du ^{137}Cs (A) et coefficient de transfert (Cr) du ^{40}K (B) en fonction d'espèces prairiales (les coefficients sont calculés sur la section de sol 0-15 cm).

D/2 Hiérarchisation des facteurs de sensibilité par analyse multivariée

Des analyses en composantes principales sont réalisées. Le coefficient de transfert agrégé du ^{137}Cs est situé à proximité du facteur $^{232}\text{Th-Cr}$, des taux de sable et de matière organique. La région Puy-de-Dôme est caractérisée par l'ensemble de ces facteurs. Pour le ^{90}Sr , le faible nombre d'analyses ne permet pas une analyse fine par cette méthode.

Des analyses en composantes principales sont réalisées afin de représenter sur un même plan l'ensemble des facteurs de sensibilité. La Figure 4-50 représente les prélèvements différenciés par région d'étude (*individuals factor* en 4-50A) ainsi que les facteurs de sensibilité (*variables factor* en 4-50B).

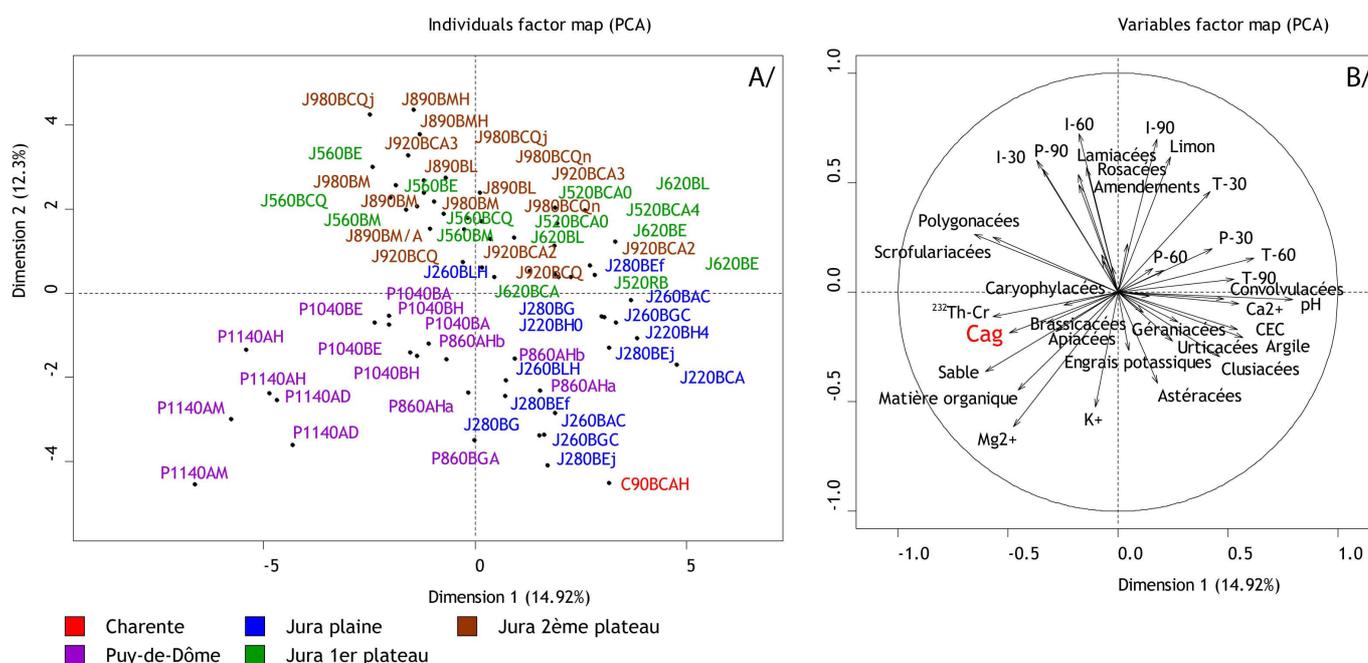


Figure 4-50 : Analyse en composantes principales (ACP) des axes 1-2 comparant les prélèvements des régions d'étude et les facteurs de sensibilité du ^{137}Cs (inertie totale = 27,22 %). Les facteurs de sensibilité liés au climat sont notés P pour précipitation, I pour Insolation et T pour température.

Il apparaît dans cette figure que les facteurs de sensibilité individualisent les régions d'étude. La région Puy-de-Dôme est caractérisée, entre autre, par des teneurs en sable et matière organique plus importants. Au sein de ce groupe, on observe que les stations d'étude sont davantage individualisées en fonction d'un gradient altitudinal. La station P1140 est ainsi intégralement isolée dans le secteur en bas à gauche de la Figure 4-49A. La station P860 se mélange aux stations de

plaine du Jura. Le Jura en plaine se caractérise, entre autre, par des teneurs en argile plus importantes et de certaines familles de flore plus abondantes. Enfin, les plateaux du Jura se distinguent notamment par des valeurs plus fortes des facteurs climatiques, notamment l'insolation. Le coefficient de transfert agrégé du ^{137}Cs se situe dans la direction de la région Puy-de-Dôme. A proximité de ce coefficient, on retrouve le facteur $^{232}\text{Th-Cr}$, les taux de sable et de matière organique. Des variables climatiques sont situées à l'opposé de ce coefficient, la température 60 jours avant le prélèvement et les précipitations moyennes 30 jours avant. L'analyse en composantes principales des axes 1-3 est présentée en Annexe 4-2.

De la même façon, une ACP est réalisée pour ^{90}Sr (Figure 4-51). Compte tenu du faible nombre de prélèvements et de mesures (N = 12), cette analyse est peu pertinente. Toutefois, il apparait que les sites du Puy-de-Dôme sont caractérisés par certaines familles de flore, tel que les Scrofulariacées, ainsi que le magnésium échangeable. Les stations du Jura sont distinctes l'une de l'autre, peu caractérisées par une variable pour J220 en plaine, caractérisées par les Poacées pour J560 sur le 1^{er} plateau et par des teneurs en argile plus élevées et des valeurs de CEC et de Ca^{2+} plus importantes pour J920, sur le 2^{ème} plateau. Les variables climatiques telles que l'insolation et la température sont proches du coefficient de transfert agrégé (Cag) du ^{90}Sr . L'analyse en composantes principales des axes 1-3 est présentée en Annexe 4-2.

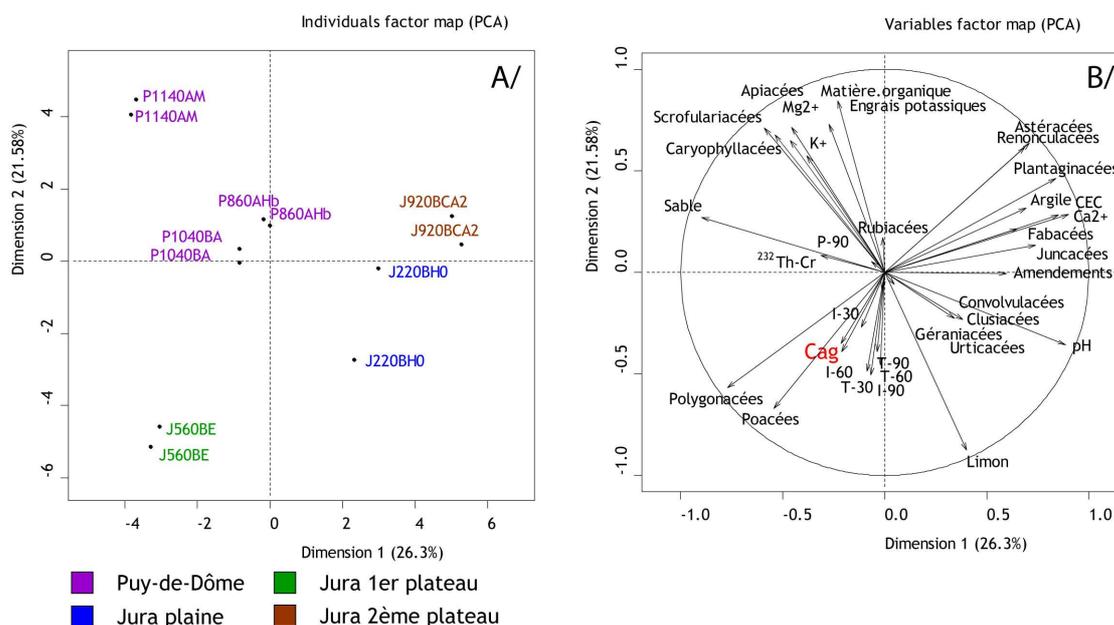


Figure 4-51 : Analyse en composantes principales (ACP) des axes 1-2 comparant les prélèvements des régions d'étude et les facteurs de sensibilité du ^{90}Sr (inertie totale = 47,88 %). Les facteurs de sensibilité liés au climat sont notés P pour précipitation, I pour Insolation et T pour température.

D/3 Hiérarchisation des facteurs de sensibilité par analyse des relations linéaires

Douze facteurs de sensibilité sont corrélés de façon significative avec le Cag du ^{137}Cs . Le facteur le plus déterminant dans cette hiérarchisation est le $^{232}\text{Th-Cr}$ (indicateur exprimant la quantité de particules de sol adhérentes sur la végétation). Dans le cas du ^{90}Sr , un seul facteur de sensibilité est corrélé de façon significative au Cag. Il s'agit de l'insolation (-90j avant le prélèvement).

D/3.1 Cas du ^{137}Cs

L'analyse des corrélations linéaires est réalisée en comparant l'ensemble des facteurs de sensibilité en fonction du coefficient de transfert (Cag) du ^{137}Cs . Un classement est ensuite réalisé sur la base de la relation linéaire évaluée par le test de Spearman. Pour le ^{137}Cs , 12 variables sont ainsi en-dessous du seuil de significativité, établi pour une probabilité de 0,05 (Tableau 4-28). Les facteurs de sensibilité qui modulent Cag sont de différents types :

- liés à diverses familles de végétation prairiale (Caryophyllacées, Scrofulariacées, Polygonacées, Convolvulacées, Clusiacées et Fabacées),
- liés aux propriétés des sols (pH, matière organique),
- liés à la quantité de sol adhérente sur la végétation ($^{232}\text{Th-Cr}$),
- liés aux pratiques agricoles (amendements organiques),
- liés aux conditions climatiques, à la température (-30j) et aux précipitations (-90j).

Il apparaît dans la Figure 4-52 que les paramètres étudiés sont peu corrélés avec Cag. Les trois variables ($^{232}\text{Th-Cr}$, pH et Matière organique), qui montrent les liens les plus forts avec Cag, ont des R^2 compris entre 0,19 et 0,32. Les taux d'argile n'apparaissent que dans les facteurs à la limite de la significativité (en italique dans le Tableau 4-28).

Facteur de sensibilité	R	Probabilité du test de Spearman	Facteur de sensibilité	R	Probabilité du test de Spearman
²³² Th-Cr	0,46	0,0001	Insolation (-60j)	-0,14	0,274
pH	-0,39	0,001	Brassicacées	0,13	0,283
Matière organique	0,37	0,002	Mg ²⁺	0,13	0,292
Caryophyllacées	0,36	0,003	Renonculacées	0,13	0,307
Scrofulariacées	0,36	0,003	Rosacées	0,12	0,318
Polygonacées	0,33	0,006	Juncacées	0,12	0,341
Convolvulacées	-0,32	0,009	Amaryllidées	0,11	0,363
Amendements	0,31	0,01	Engrais potassiques	-0,1	0,416
Température (-30j)	-0,29	0,02	Insolation (-90j)	-0,09	0,469
Clusiacées	-0,27	0,031	Température (-90j)	-0,09	0,489
Fabacées	-0,26	0,036	Plantaginacées	0,08	0,514
Précipitation (-90j)	0,24	0,05	K ⁺	-0,08	0,521
<i>Précipitation (-30j)</i>	<i>-0,23</i>	<i>0,066</i>	Poacées	-0,07	0,552
<i>Astéracées</i>	<i>0,21</i>	<i>0,097</i>	Géraniacées	-0,07	0,602
<i>Argile</i>	<i>-0,18</i>	<i>0,138</i>	Limon	-0,06	0,611
Température (-60j)	-0,18	0,154	Précipitation (-60j)	-0,06	0,649
Urticacées	-0,17	0,166	CEC	-0,05	0,68
Apiacées	0,16	0,202	Insolation (-30j)	0,04	0,742
Ca ²⁺	-0,15	0,234	Rubiacées	0,03	0,838
Sable	0,14	0,257	Lamiacées	0,01	0,956

Tableau 4-28 : Régression linéaire et test de Spearman entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) pour ¹³⁷Cs et les facteurs de sensibilité (les facteurs de sensibilité en grisé sont en-dessous du seuil de significativité du test de Spearman, en italique sont représentés les facteurs à la limite de la significativité).

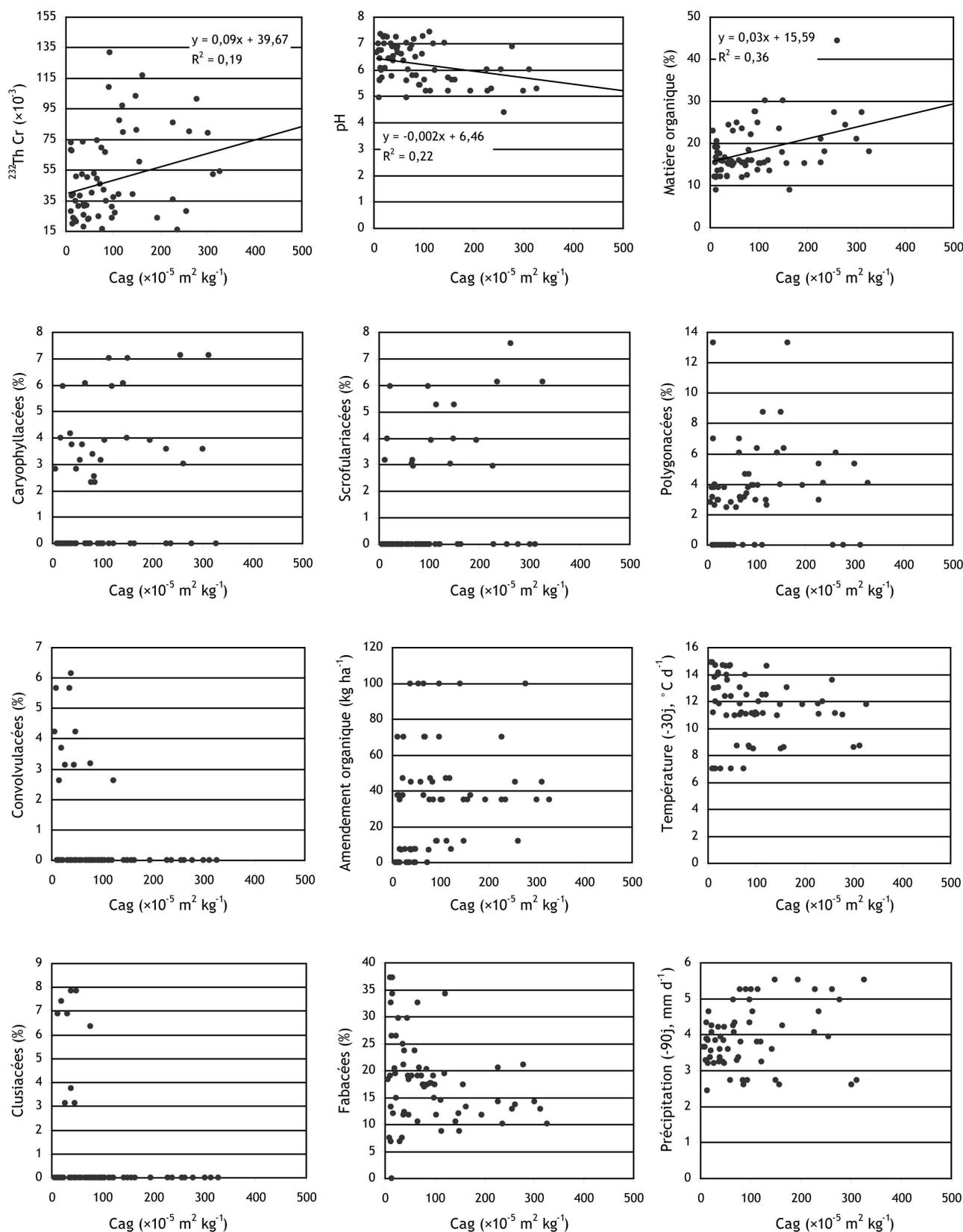


Figure 4-52 : Relation entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) du ^{137}Cs et les facteurs de sensibilité significatifs au test de Spearman (seuil de significativité de 0,05).

D/3.2 Cas du ⁹⁰Sr

De la même façon que pour le ¹³⁷Cs, l'examen des corrélations linéaires du ⁹⁰Sr est réalisé avec chaque facteur de sensibilité. Hormis pour le facteur climatique lié à l'insolation (-90j), les autres facteurs sont au-dessus du seuil de significativité établi à 0,05 (Tableau 4-29 et Figure 4-53). Toutefois, deux autres facteurs sont proches de ce seuil : il s'agit également de variables climatiques, la température à -60j et à -90j. Bien que non significative, ou faiblement, ces observations confirment la plus importante mobilité du ⁹⁰Sr, qui se transfère davantage lorsque les facteurs climatiques varient. Le classement des facteurs de sensibilité du ⁹⁰Sr est présenté en Figure 4-54B.

Facteur de sensibilité	R	Probabilité du test de Spearman	Facteur de sensibilité	R	Probabilité du test de Spearman
Insolation (-90j)	0,59	0,047	Clusiacées	0,19	0,545
<i>Température (-60j)</i>	<i>0,57</i>	<i>0,054</i>	Urticacées	0,19	0,545
<i>Température (-90j)</i>	<i>0,55</i>	<i>0,065</i>	Polygonacées	0,18	0,568
²³² Th-Cr	0,48	0,112	CEC	-0,18	0,568
Apiacées	-0,36	0,25	Poacées	-0,16	0,629
Température (-30j)	0,35	0,261	Insolation (-30j)	-0,15	0,651
Précipitation (-30j)	0,31	0,314	Scrofulariacées	0,13	0,688
Argile	0,3	0,349	Ca ²⁺	-0,13	0,694
Limon	0,3	0,349	Engrais potassiques	0,12	0,717
Caryophyllacées	-0,27	0,395	Insolation (-60j)	0,08	0,792
Sable	-0,25	0,425	Astéracées	0,08	0,793
Plantaginacées	-0,25	0,425	Renonculacées	0,07	0,827
Précipitation (-60j)	0,25	0,442	Précipitation (-90j)	-0,07	0,829
Géraniacées	-0,24	0,448	Rubiacées	-0,06	0,841
Matière organique	-0,21	0,517	Amendements	-0,06	0,861
Fabacées	-0,2	0,538	pH	-0,03	0,931
K ⁺	0,2	0,538	Mg ²⁺	-0,01	0,965
Convolvulacées	0,19	0,545	Juncacées	0	1

Tableau 4-29 : Régression linéaire et test de Spearman entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) pour du ⁹⁰Sr et les facteurs de sensibilité (les facteurs de sensibilité en grisé sont en-dessous du seuil de significativité du test de Spearman, en italique sont représentés les facteurs à la limite de la significativité).

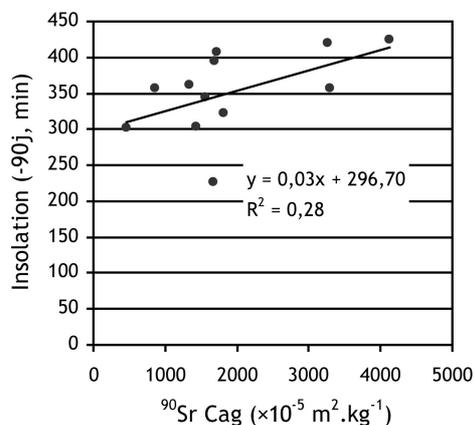


Figure 4-53 : Relation entre le coefficient de transfert agrégé (Cag) pour ⁹⁰Sr et les facteurs de sensibilité significatifs (test de Spearman).

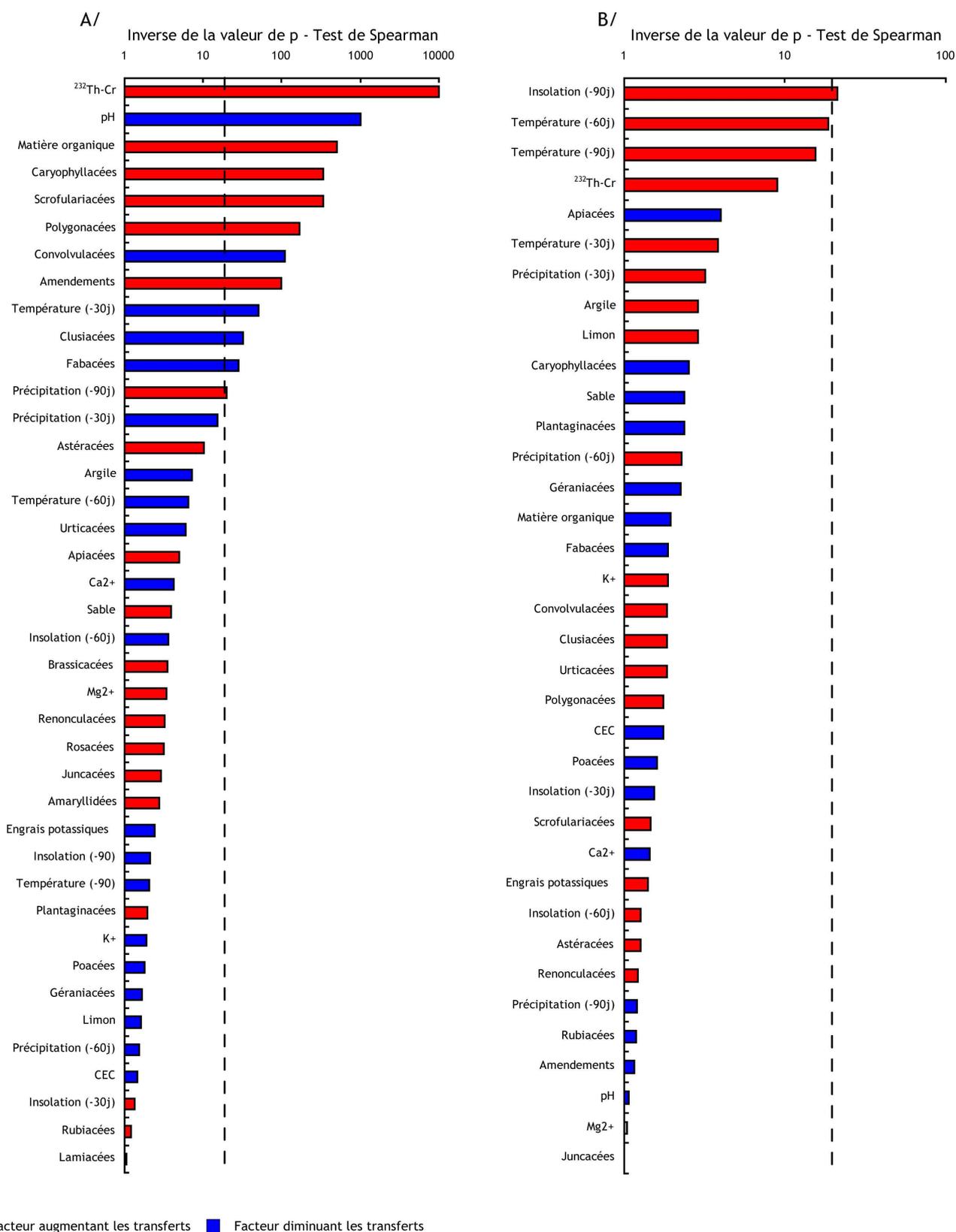


Figure 4-54 : Classement des facteurs de sensibilité du transfert du ¹³⁷Cs (A) et du ⁹⁰Sr (B) en fonction de l'inverse des probabilités du test de Spearman. La droite en tiret représente le seuil de significativité : à gauche de ce trait, les facteurs de sensibilité ne sont pas corrélés statistiquement au Cag.

D/4 Hiérarchisation des facteurs de sensibilité par discrétisation et tests de comparaison multiple

Des tests de comparaison multiples permettent de hiérarchiser les facteurs de sensibilité de façon non-linéaire. Les propriétés physico-chimiques des sols, c'est-à-dire le taux d'argile ainsi que le pH, sont les facteurs les plus déterminants pour le transfert du ^{137}Cs . Cette hiérarchisation permet de classer le $^{232}\text{Th-Cr}$ en troisième position. Cette méthode n'est pas utilisable dans le cas du transfert ^{90}Sr .

Afin de s'affranchir des relations linéaires et des liens pouvant exister entre nos variables, une méthode de classification se basant sur la discrétisation de la variable cible, c'est-à-dire le coefficient de transfert agrégé (Cag) du ^{137}Cs , est utilisée. Elle consiste à comparer statistiquement les groupes de même effectif deux à deux. Le nombre de tests significatifs permet de classer les facteurs de sensibilité. L'ensemble des facteurs les plus significatifs est présenté dans la Figure 4-55 et le classement est exposé dans la Figure 4-56.

A l'aide de cette méthode, 22 facteurs de sensibilité sont ainsi classés. Avec 9 groupes distincts statistiquement (sur 45 combinaisons possibles), le taux d'argile apparaît comme le facteur de sensibilité qui module le plus les coefficients de transfert agrégé (Cag) du ^{137}Cs . Cette variable n'apparaissait pas comme déterminante lorsque l'on hiérarchisait de façon linéaire. En effet, on remarque que les groupes ne sont pas rangés de façon linéaire en fonction des valeurs de coefficient. Même si l'on constate une diminution entre les groupes 2 à 8, les groupes 9 et 10 constitués des coefficients de transfert les plus élevés, montrent une augmentation du taux d'argile (Figure 4-54). Le pH apparaît en deuxième position avec 8 tests différents. Avec une variabilité générale peu élevée, ce facteur montre néanmoins de faibles variations intra-groupes (Figure 4-54).

Le coefficient de transfert du thorium ($^{232}\text{Th-Cr}$), facteur exprimant la quantité de sol adhérente sur la végétation, montre également 8 tests significatifs. Les groupes à valeurs de coefficients élevés montrent les plus grandes variabilités de données. La famille floristique des Polygonacées, comprenant entre autre les oseilles, montrent également 8 tests significatifs. Certains groupes montrent une faible variabilité (groupes 6 et 7), d'autres montrent une variabilité forte (groupes 5 et 10). Les températures, aux trois périodes décrites, diminuent de façon significative les coefficients avec 8, 7 et 6 tests significatifs. Globalement, sur les trois facteurs « température », la variabilité générale est faible, celle-ci étant même souvent exprimée au sein même d'un groupe. Le groupe 4 montre des températures plus élevées qui conditionnent les résultats ici. La température à 30 jours semble montrer des résultats plus structurés, avec une augmentation des coefficients de transfert agrégés (Cag) du ^{137}Cs avec la baisse des températures. La variabilité du taux de matière organique augmente avec les groupes de plus fort Cag. Les valeurs

les plus élevées se retrouvent dans les groupes qui ont les plus forts Cag. Les trois derniers facteurs (Astéracées, Caryophyllacées et les amendements organiques), avec un nombre de tests significatifs respectifs de 4, 4 et 3 montrent des graphiques moins structurés où l'on observe certains groupes comportant des valeurs fortes et variables et d'autres fois montrant des variabilités faibles mais dans la même moyenne générale. Ces deux cas particuliers peuvent être décrits pour les amendements organiques avec l'exemple des groupes 5 et 9.

Avec un nombre plus faible de coefficients de transfert (Cag) calculés pour le ^{90}Sr , cette méthode n'est pas applicable.

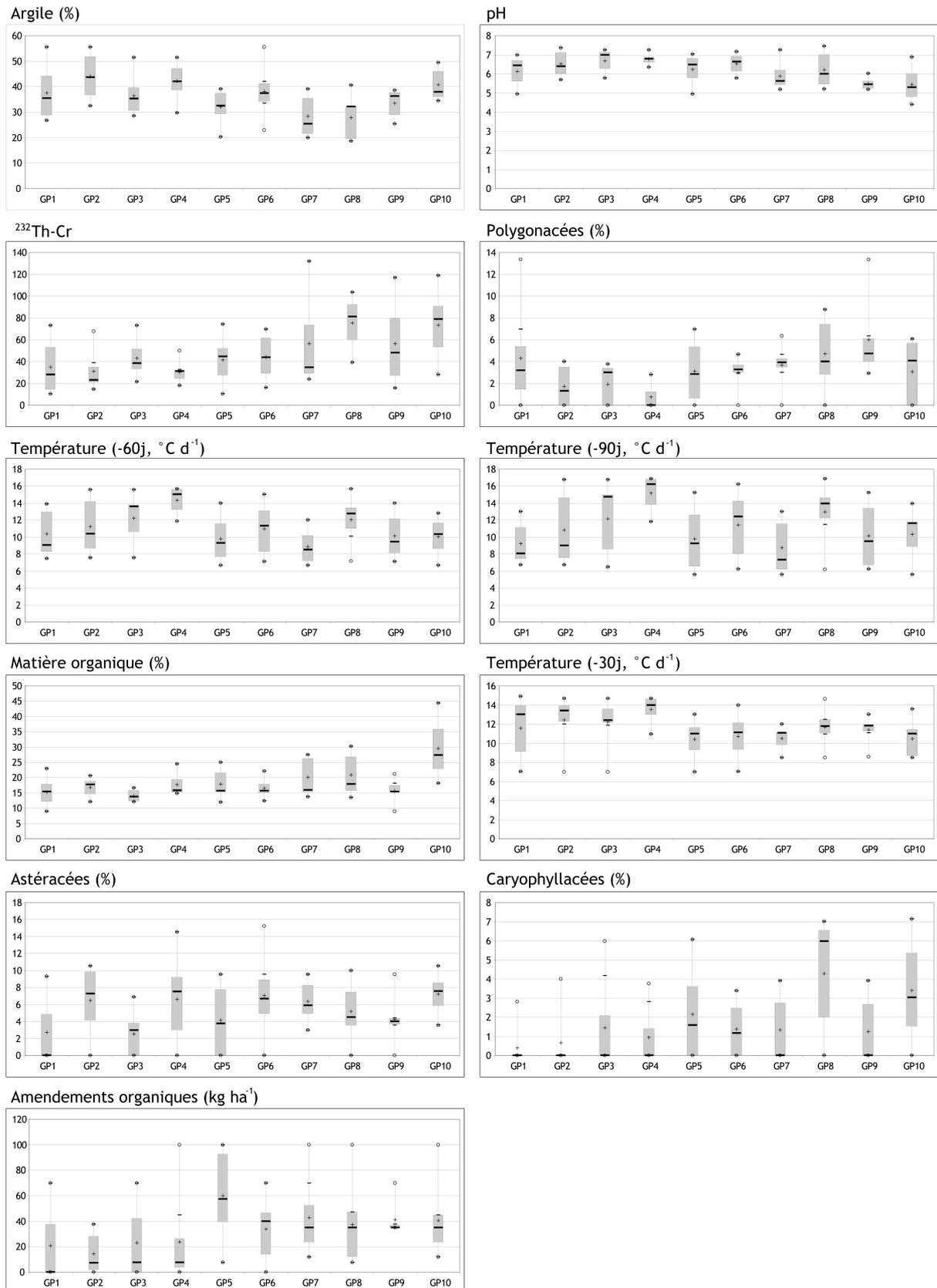


Figure 4-55 : Discretisation des coefficients de transfert agrégé (Cag) du ¹³⁷Cs en 10 classes et comparaison aux facteurs de sensibilité. Le groupe 1 est constitué des Cag les plus faibles, le groupe 10 des coefficients les plus élevés. Les 11 facteurs suivants sont présentés en Annexe 4-3.

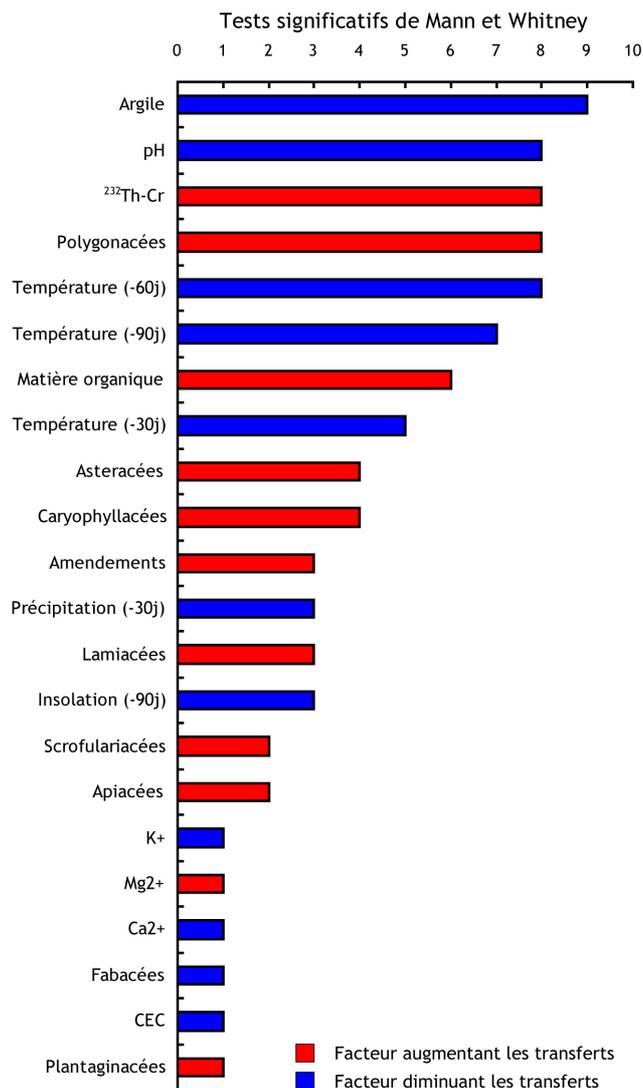


Figure 4-56 : Hiérarchisation des facteurs de sensibilité du ¹³⁷Cs par discrétisation et comparaisons multiples du test de Mann et Whitney. Le classement est établi en fonction du nombre de tests significatifs.

RESUME

Quatre méthodes permettent de hiérarchiser les facteurs de sensibilité. Pour le ¹³⁷Cs, la méthode la plus fine est la hiérarchisation par discrétisation suivie de tests de comparaison multiple. Cette méthode non-linéaire permet de hiérarchiser 22 facteurs. Les propriétés physico-chimiques des sols, c'est-à-dire le taux d'argile ainsi que le pH, sont les facteurs les plus déterminants pour le transfert du ¹³⁷Cs.

Pour le ⁹⁰Sr, la hiérarchisation par analyse des relations linéaires permet d'identifier que les facteurs liés au climat sont les plus déterminants. Seule l'insolation à j-90 est corrélée de façon significative au Cag.

E/ CONCLUSION

Pour hiérarchiser les facteurs de sensibilité, quatre méthodes de classification ont été utilisées. Pour le ^{137}Cs , la méthode se révélant la plus pertinente est celle par discrétisation de la variable cible et tests de comparaison multiple, elle est également la plus difficile à mettre en œuvre. Cette méthode a permis de répertorier 22 facteurs de sensibilité en fonction de leur influence sur le Cag. La méthode qualitative, moins précise, permet toutefois de dégager des résultats cohérents. Dans le cas du ^{90}Sr , compte tenu du faible nombre de mesures, les résultats peuvent plus difficilement être interprétés.

Facteurs de sensibilité des aliments destinés aux bovins et des produits laitiers

Ce chapitre a pour but de mesurer les activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans les différents types d'aliments destinés aux bovins et dans les produits laitiers et d'estimer les coefficients de transfert au lait d'une part (coefficients Cr) et aux produits laitiers d'autre part (facteurs Pf et Fr). A chaque niveau de la chaîne de transfert, des facteurs de sensibilité sont évalués en fonction des stations de prélèvement.

A/ Bilan du nombre d'échantillons prélevés et des analyses radiologiques effectuées

Deux campagnes d'échantillonnages principales ont été réalisées au printemps et à l'automne 2007 (Figure 5-1). Pour les échantillons destinés à l'alimentation des bovins, une première campagne en Charente a été effectuée en février 2007 (prélèvement d'ensilage, de fourrage sec de végétation et du soja en granulés). En novembre 2008, des échantillons de végétation enrubbannée ont été prélevés au Puy-de-Dôme. Pour les échantillons de lait, 4 campagnes de prélèvement ont été effectuées. Enfin, pour les produits fromagers (fromage et lactosérum), deux périodes de prélèvements ont été choisies (printemps et automne 2007). Les échantillons de Comté ont été prélevés 6 mois après leur fabrication, compte tenu du délai de l'affinage des fromages en cave. Ces prélèvements ont été réalisés directement dans les caves, en accord avec le CIGC (Comité Interprofessionnelle du Gruyère de Comté). Des échantillons de lactosérum ont été prélevés dans les fruitières (coopératives fromagères) des stations J220, J560 et J920 et dans la station P1040, dans le Puy-de-Dôme.

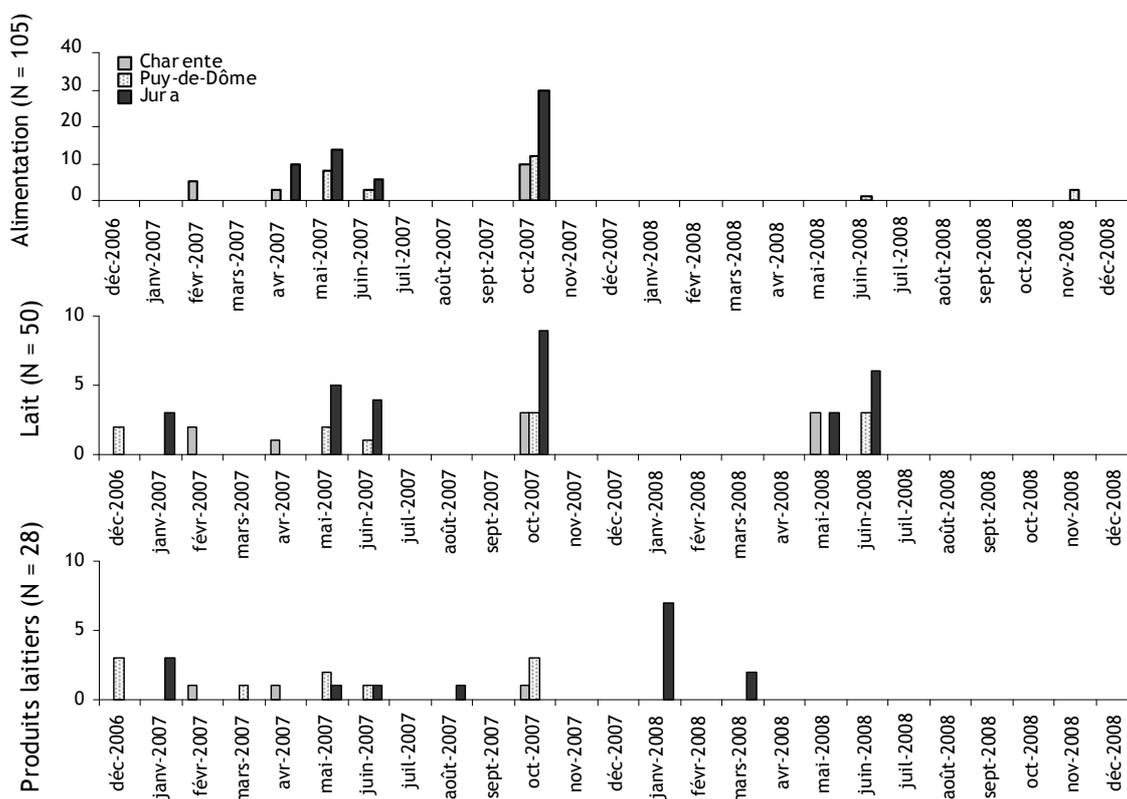


Figure 5-1 : Chronologie des prélèvements d'aliments destinés aux bovins (végétation prairiale, fourrage sec d'herbe, ensilage de maïs, enrubbannée et soja), de lait et de produits fromagers (fromage et lactosérum).

Au total, l'activité en ^{137}Cs a été analysé dans 183 échantillons (Tableau 5-1). La pression d'échantillonnage et de mesure a été plus réduite pour l'analyse du ^{90}Sr (87 échantillons).

Région	¹³⁷ Cs			⁹⁰ Sr		
	Alimentation	Lait	Produits laitiers	Alimentation	Lait	Produits laitiers
Charente	18	9	3	13	6	3
Puy-de-Dôme	27	11	10	13	8	10
Jura	60	30	15	13	9	9

Tableau 5-1 : Nombre d'analyses de ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr effectuées dans les aliments destinés aux bovins, le lait et les produits laitiers.

B/ Transfert du ¹³⁷Cs et du ⁹⁰Sr dans le lait

B/1 Variabilité spatiale et saisonnière des indicateurs de sensibilité

Des mesures en ¹³⁷Cs sont réalisées dans différents aliments destinés aux bovins (végétation prairiale, ensilage de maïs, fourrage sec, enrubannage et soja). Les activités en ¹³⁷Cs sont comprises entre 0,6 et 13,90 Bq kg⁻¹ MS. Afin de comparer les régions étudiées, les activités sont pondérées aux parts des aliments consommés. Les régions Puy-de-Dôme et le Jura du 2^{ème} plateau montrent les plus fortes activités. Dans le lait, les activités sont variables et comprises entre 0,69 × 10⁻² et 19,77 × 10⁻² Bq L⁻¹. Les mêmes régions montrent les activités les plus élevées. Les transferts les plus forts sont toutefois mesurés en Charente.

Toutes denrées confondues, les activités en ⁹⁰Sr sont comprises entre 0,22 et 26,30 Bq kg⁻¹ MS. Dans le lait, celles-ci sont comprises entre 1,45 × 10⁻² et 15,90 × 10⁻² Bq L⁻¹. C'est dans la région Puy-de-Dôme que l'on observe les plus fortes activités dans ces deux matrices. Les transferts de ⁹⁰Sr sont variables au sein d'une même région et ne permettent pas les différencier.

B/1.1 Activités dans les aliments destinés aux bovins

B/1.1.1 Activités en ¹³⁷Cs

Les activités en ¹³⁷Cs dans la végétation prairiale et l'ensilage de maïs ont été discutées dans le chapitre 4. Les valeurs pour chaque station sont résumées dans le Tableau 5-2. Des prélèvements de fourrages secs d'herbe sont réalisés dans certaines stations. Le fourrage sec ne fait pas partie de l'alimentation principal du bétail des régions Puy-de-Dôme et Jura. Il est toutefois intéressant de quantifier les activités dans ces matrices, compte tenu que ces échantillons sont susceptibles d'être souillés par des particules de sol. Les activités en ¹³⁷Cs sont comprises entre 0,11 et 5,33 Bq kg⁻¹ MS et correspondent aux écarts d'activité mesurées dans la végétation prairiale.

Région	Station	Qualité	Part ingérée (%) ⁴	¹³⁷ Cs Am (Bq kg ⁻¹ MS, printemps)	±	¹³⁷ Cs Am (Bq kg ⁻¹ MS, automne)	±
Charente	C90	Ensilage de maïs	80	0,06	0,01	<	
		Fourrage sec d'herbe	20	0,22	0,07	0,11	0,05
		Végétation prairiale			0,12	0,05	<
	C150	Ensilage de maïs	75	0,09	0,04	0,12	0,03
		Fourrage sec d'herbe	20	0,23	0,06	4,67	0,49
		Soja	5	0,19	0,07		
	C220	Ensilage de maïs	80	0,18	0,05	0,07	0,02
		Fourrage sec d'herbe	20	1,72	0,20	0,57	0,06
		Végétation prairiale ①				0,19	0,07
		Végétation prairiale ②				0,26	0,08
		Végétation prairiale ③				0,17	0,05
	Puy-de-Dôme	P860	Végétation prairiale	62	0,41-2,40		0,34-2,93
Fourrage sec d'herbe						0,32	0,08
Enrubannage						0,14	0,06
P1040		Végétation prairiale	75	0,58-1,29		0,70-0,90	
		Fourrage sec d'herbe			3,80	0,40	<
		Enrubannage				1,40	0,16
P1140		Végétation prairiale	66	1,04-3,36		1,07-13,90	
		Fourrage sec d'herbe			1,37	0,15	5,33
		Fourrage sec d'herbe ①			2,97	0,32	
	Enrubannage				1,18	0,13	
Jura plaine	J220	Végétation prairiale	84	<		0,17-0,41	
		Fourrage sec d'herbe		0,19	0,05	0,74	0,08
	J260	Végétation prairiale	100	0,24-0,86		0,64-1,93	
J280	Végétation prairiale	75	0,16-1,25		0,24-0,78		
Jura 1 ^{er} plateau	J520	Végétation prairiale	81	0,57-2,52		2,40-3,24	
	J560	Végétation prairiale	81	0,16-0,20		0,33-2,28	
		Fourrage sec d'herbe			<		0,28
J620	Végétation prairiale	75	0,10-0,13		0,34-0,97		
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	Végétation prairiale	94	0,22-2,78		1,60-3,86	
	J920	Végétation prairiale	81	1,34-4,65		0,64-2,89	
		Fourrage sec d'herbe			1,24	0,14	2,84
J980	Végétation prairiale	18	0,19-2,58		0,10-0,84		

Tableau 5-2 : Activité massique (Am) en ¹³⁷Cs dans les aliments destinés aux bovins (échantillons de végétation prairiale, ensilage de maïs, fourrage sec d'herbe, enrubannage et soja à deux saisons). Le détail des analyses dans la végétation prairiale est disponible dans le chapitre 4. Les parts respectives des aliments ingérés sont également présentées.

⁴ Considère la proportion de l'aliment ingéré. Ce facteur de sensibilité est discuté dans la partie B de ce chapitre.

Comparativement à la végétation prairiale d'une même station, on observe quelquefois une hausse des activités mesurées dans le fourrage sec (station P1040, J220 et C220). En Charente, où ces échantillons sont constamment plus contaminés que dans l'ensilage de maïs, des prélèvements de végétation prairiale dans trois parcelles autour de la ferme C220 ont été réalisés afin de comparer les activités mesurées dans le fourrage sec (échantillons C220-①②③). Il apparaît que les activités dans le fourrage sec étaient 5 fois plus élevées. Dans la station P1140, un prélèvement de fourrage est réalisé directement après passage de la herse remuant le fourrage sur le sol avant le ramassage (P1140-①). Il apparaissait visuellement que cet outil induisait une remise en suspension importante de poussière de sol sur la végétation. L'échantillon prélevé a une activité de $2,97 \pm 0,32$ Bq kg⁻¹, ce qui n'est pas une activité supérieure à celles observées dans cette station. Une hypothèse avancée pour rendre compte de ces hausses serait une plus importante contamination par des particules de sol de ces échantillons, 1/ du fait de la coupe elle-même qui fait intervenir des engins et 2/ par l'entreposage des meules à même le sol. Comparativement à la végétation prairiale, il est difficile d'établir une hausse des activités dans le fourrage sec. Dans l'enrubannage, les activités en ¹³⁷Cs observées sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans la végétation prairiale et le fourrage sec (activités comprises entre 0,14 et 1,18 Bq kg⁻¹ MS). De même, l'activité en ¹³⁷Cs dans le soja, de $0,19 \pm 0,07$ Bq kg⁻¹ MS, est du même ordre de grandeur que les autres denrées de la station.

En tenant compte de la part de chaque aliment destiné aux bovins (facteur de sensibilité discuté dans la partie B), il est possible d'estimer l'activité moyenne en ¹³⁷Cs ingérée. Il n'y a pas de différence statistique des activités ingérées entre les saisons printemps et automne (test des rangs de Wilcoxon, $p > 0,1$). Entre les régions, il apparaît qu'il existe des différences statistiques entre les régions qui sont regroupées en deux groupes (Figure 5-2). Ces différences sont également observées dans la végétation prairiale (cf. chapitre 4), avec des activités plus élevées dans les régions Puy-de-Dôme et dans le Jura du 2^{ème} plateau. La région Charente se situe dans le groupe des activités les plus faibles. Cette région ne se détache pas statistiquement de ce second groupe, mais est proche du seuil (Figure 5-2B).

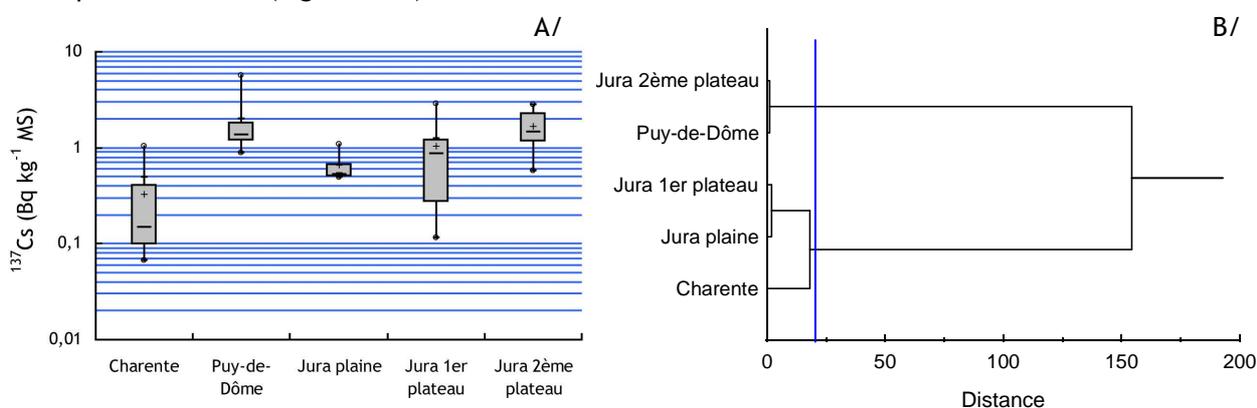


Figure 5-2 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) de l'activité massique (A_m) en ¹³⁷Cs des aliments ingérés en fonction des régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

B/1.1.2 Activités en ⁹⁰Sr

Les variations d'activités en ⁹⁰Sr dans la végétation prairiale et l'ensilage de maïs sont discutées dans le Chapitre 4. Les activités en ⁹⁰Sr dans le fourrage sec d'herbe sont comprises entre 1,29 et 10,38 Bq kg⁻¹ MS (Tableau 5-3). Ces activités sont plus élevées d'un facteur 5 à 10 par rapport à celles mesurées dans l'ensilage de maïs en Charente. Pour les stations du Puy-de-Dôme et du Jura, ces activités sont équivalentes à celles mesurées dans la végétation prairiale. L'activité en ⁹⁰Sr dans l'échantillon de soja provenant de la station C150 est faible (0,43 ± 0,11 Bq kg⁻¹ MS).

En fonction de la saison, les activités en ⁹⁰Sr ne sont pas différentes statistiquement (test des rangs de Wilcoxon, p > 0,06). On peut noter cependant que, globalement, les activités sont plus élevées en automne, puisque sur les 9 stations, 7 montrent une hausse des activités en ⁹⁰Sr à cette saison. Cette hausse est cependant peu importante, comprise entre un facteur 1,1 à un facteur 2,5. En fonction de la région, malgré de plus faibles activités en ⁹⁰Sr mesurées en Charente, les activités sont statistiquement similaires (Figure 5-3).

Région	Station	Qualité	Part ingérée (%)	⁹⁰ Sr Am (Bq kg ⁻¹ MS, printemps)	±	⁹⁰ Sr Am (Bq kg ⁻¹ MS, automne)	±
Charente	C90	Ensilage de maïs	80	0,22	0,04	0,38	0,06
		Fourrage sec d'herbe	20	3,70	0,44	1,29	0,20
	C150	Ensilage de maïs	75	1,47	0,16	2,56	0,28
		Fourrage sec d'herbe	20	4,50	0,55	9,64	1,17
		Soja	5	0,43	0,11		
	C220	Ensilage de maïs	80	1,04	0,14	0,93	0,13
Fourrage sec d'herbe		20	4,30	0,59	5,61	0,66	
Puy-de-Dôme	P860	Végétation prairiale	62	2,96	0,39	2,19	0,38
		Fourrage sec d'herbe				2,43	0,30
	P1040	Végétation prairiale	75	1,76	0,30	3,24	0,38
		Fourrage sec d'herbe			2,54	0,34	1,56
	P1140	Végétation prairiale	66	11,48	1,33	26,30	2,50
Fourrage sec d'herbe				9,55	0,99	10,38	1,08
Jura plaine	J220	Végétation prairiale	84	1,18	0,20	2,30	0,31
		Fourrage sec d'herbe			2,21	0,33	4,53
Jura 1 ^{er} plateau	J560	Végétation prairiale	81	2,06	0,24	5,05	0,62
		Fourrage sec d'herbe			2,75	0,38	3,42
Jura 2 ^{ème} plateau	J920	Végétation prairiale	81	2,08	0,31	2,30	0,30
		Fourrage sec d'herbe			1,38	0,20	2,03

Tableau 5-3 : Activité massique (Am) en ⁹⁰Sr dans les aliments destinés aux bovins (échantillons de végétation prairiale, ensilage de maïs, fourrage sec d'herbe, enrubannage et soja à deux saisons). Les parts respectives des aliments ingérés sont également présentées.

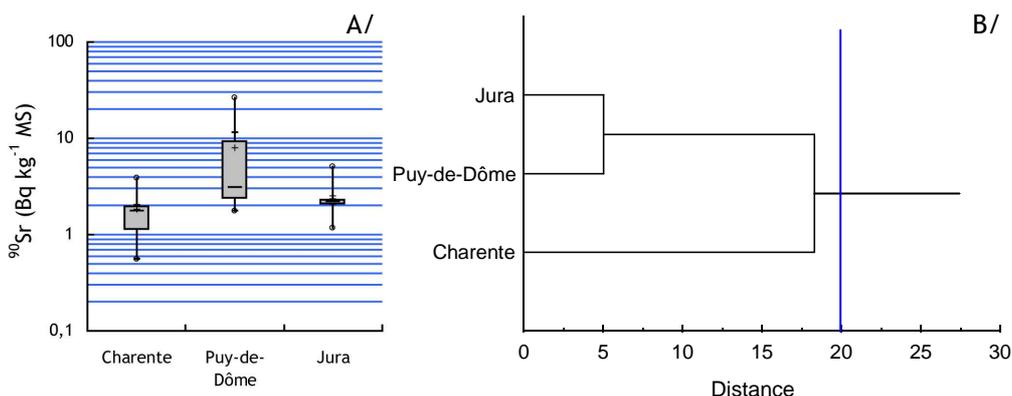


Figure 5-3 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) de l'activité massique (Am) en ^{90}Sr des aliments ingérés en fonction des régions étudiées. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

B/1.2 Activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans le lait

B/1.2.1 Activités en ^{137}Cs

Les activités en ^{137}Cs dans le lait sont variables d'un facteur 20 et sont comprises entre $0,69 \times 10^{-2}$ et $19,77 \times 10^{-2} \text{ Bq L}^{-1}$ (Tableau 5-4).

Région	Station	^{137}Cs Av ($\times 10^{-2} \text{ Bq L}^{-1}$, hiver 2007)	\pm	^{137}Cs Av ($\times 10^{-2} \text{ Bq L}^{-1}$, printemps 2007)	\pm	^{137}Cs Av ($\times 10^{-2} \text{ Bq L}^{-1}$, automne 2007)	\pm	^{137}Cs Av ($\times 10^{-2} \text{ Bq L}^{-1}$, printemps 2008)	\pm
Charente	C90			1,13	0,52	0,98	0,36	<	
	C150			3,17	0,55	<		1,61	0,31
	C220			1,83	0,51	3,31	0,56	1,09	0,24
Puy-de-Dôme	P860			2,37	0,52	5,38	0,72	2,67	0,37
	P1040	16,46	1,65	16,21	1,57	9,61	1,09	18,12	1,72
	P1140	19,77	1,85	13,72	1,42	11,73	1,34	15,60	1,46
Jura plaine	J220	2,07	0,54	<		0,75	0,18	<	
	J260			1,33	0,37	1,60	0,30	2,71	0,36
	J280			0,95	0,35	1,09	0,27	0,72	0,36
Jura 1 ^{er} plateau	J520			3,76	0,66	4,09	0,46	4,12	0,58
	J560	2,19	0,55	1,02	0,36	0,69	0,24	0,83	0,24
	J620			1,28	0,51	1,11	0,21	0,95	0,24
Jura 2 ^{ème} plateau	J890			2,92	0,60	3,37	0,39	2,06	0,36
	J920	8,30	0,99	3,20	0,49	3,75	0,46	3,20	0,44
	J980			3,87	0,64	1,83	0,46	2,58	0,46

Tableau 5-4 : Activité volumique (Av) en ^{137}Cs dans le lait.

Les activités les plus élevées sont mesurées dans le Puy-de-Dôme et plus particulièrement dans la station d'altitude P1140 (Figure 5-4A). Les activités les plus faibles sont mesurées en Charente et dans le Jura, en plaine (C90 et J220). Statistiquement, on peut distinguer 3 groupes, les régions Puy-de-Dôme et le Jura du 2^{ème} plateau étant isolés (Figure 5-4B). On ne constate pas de

différences d'activités en fonction des saisons printemps, 2007 et 2008, et à l'automne 2007 (tests de Mann et Whitney, $p > 0,05$). A l'hiver 2007, les prélèvements sont effectués directement sur le lieu de fabrication des fromages, c'est-à-dire dans la ferme pour le Puy-de-Dôme et dans la fromagerie dans le Jura. Les activités sont plus élevées à cette saison, jusqu'à un facteur 3 pour la station J560.

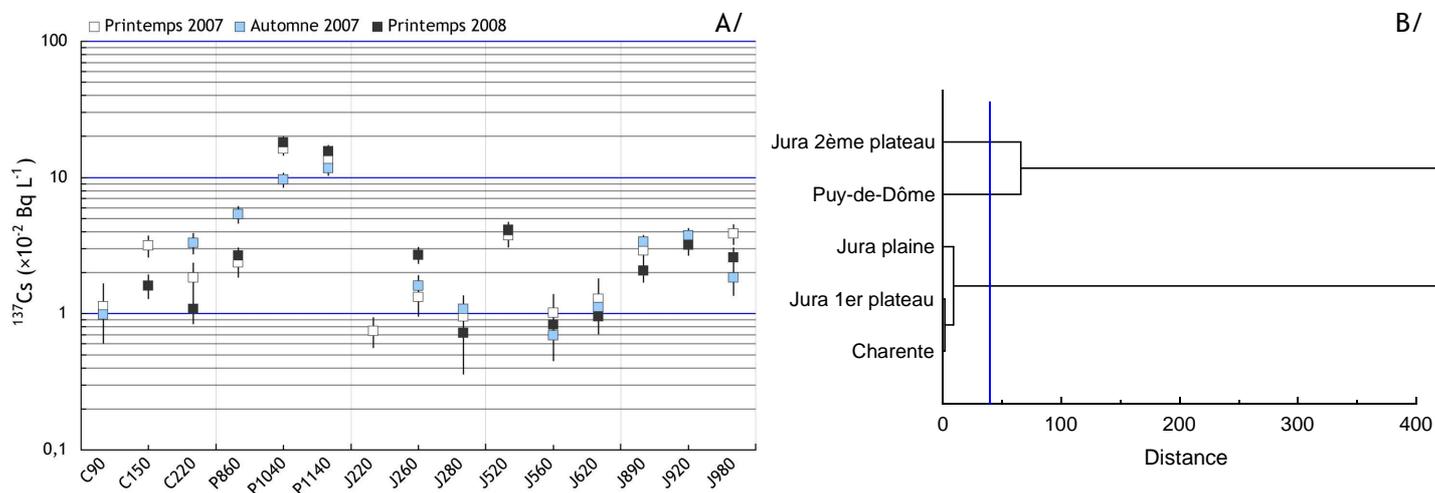


Figure 5-4 : Activité volumique (Av) en ¹³⁷Cs dans le lait en fonction des stations (A) et dendrogramme comparant ces activités aux régions étudiées (B). La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

B/1.2.2 Activités en ⁹⁰Sr

Les activités volumiques (Av) en ⁹⁰Sr dans le lait sont comprises entre $1,45 \times 10^{-2}$ et $15,90 \times 10^{-2} \text{ Bq L}^{-1}$ (Tableau 5-5).

Région	Station	⁹⁰ Sr Av ($\times 10^{-2} \text{ Bq L}^{-1}$, hiver 2007)	±	⁹⁰ Sr Av ($\times 10^{-2} \text{ Bq L}^{-1}$, printemps 2007)	±	⁹⁰ Sr Av ($\times 10^{-2} \text{ Bq L}^{-1}$, automne 2007)	±
Charente	C90			1,45	0,65	1,52	0,64
	C150			3,32	1,50	<	
	C220			5,49	1,53	4,46	0,73
Puy-de-Dôme	P860			3,63	0,89	3,46	0,79
	P1040	4,02	0,95	5,60	1,05	6,67	0,93
	P1140	6,10	1,08	11,91	1,97	15,90	2,05
Jura plaine	J220	3,87	1,71	3,17	0,67	3,47	0,63
Jura 1 ^{er} plateau	J560	6,79	1,87	5,81	1,23	5,24	1,00
Jura 2 ^{ème} plateau	J920	3,12	1,37	2,97	0,81	<	

Tableau 5-5 : Activité volumique (Av) en ⁹⁰Sr dans le lait.

Les activités les plus élevées sont mesurées, tout comme le ¹³⁷Cs, dans la région Puy-de-Dôme et plus particulièrement dans la station P1140. Cette région se distingue ainsi statiquement

des deux autres régions (tests de Mann et Whitney, $p < 0,05$). Il n'existe pas de différence entre les saisons printemps et automne (test des rangs de Wilcoxon, $p > 0,05$).

B/1.3 Coefficients de transfert du ^{137}Cs et du ^{90}Sr dans le lait

Les coefficients de transfert Cr au lait pour le ^{137}Cs sont compris entre 6×10^{-3} et 258×10^{-3} (Tableau 5-6). En moyenne, les Cr les plus faibles sont situés dans le Jura (moyenne de 28 ± 10) puis dans le Puy-de-Dôme (69 ± 12) et sont statistiquement plus élevés en Charente (151 ± 59 , Figure 5-5). Compte tenu de l'incertitude trop élevée des quantités ingérées par jour, les coefficients de transfert Cft ne sont pas calculés. Il n'y a pas de différence statistique entre les saisons printemps et automne (test des rangs de Wilcoxon, $p > 0,4$).

Région	Station	Part totale (%) ⁵	^{137}Cs Cr ($\times 10^{-3}$, printemps)	±	^{137}Cs Cr ($\times 10^{-3}$, automne)	±
Charente	C90	100	125	68	145	69
	C150	100	258	100		
	C220	100	37	12	193	47
Puy-de-Dôme	P860	56	17	4	41	8
	P1040	75	183	32	83	15
	P1140	66	69	10	21	3
Jura plaine	J220	84			28	10
	J260	100	27	9	15	3
	J280	75	18	7	21	6
Jura 1 ^{er} plateau	J520	81	30	6	14	2
	J560	81	57	27	6	2
	J620	75	111	65	20	5
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	94	23	5	13	2
	J920	81	11	2	23	4
	J980	19	35	7	32	9

Tableau 5-6 : Coefficients de transfert Cr du ^{137}Cs au lait.

⁵ Concerne la part d'aliments ingérés par les bovins dont l'activité est connue.

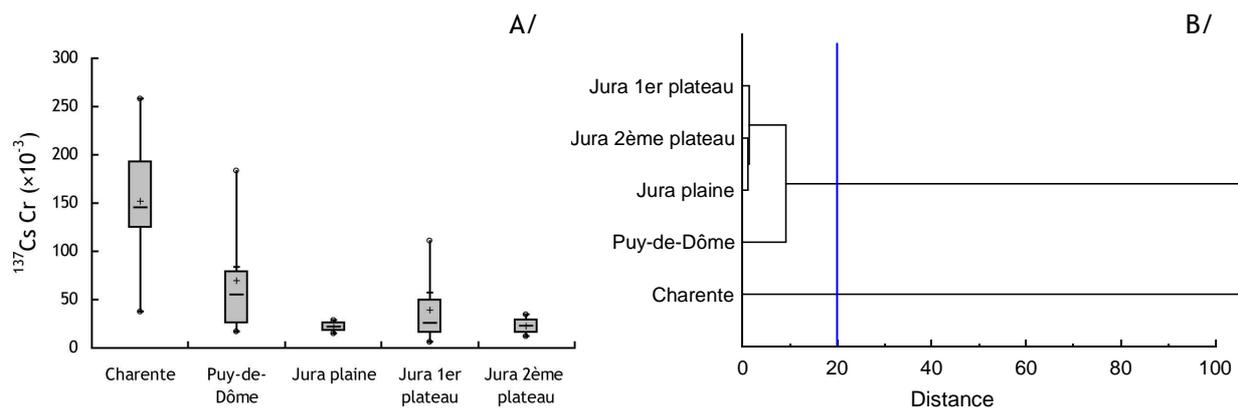


Figure 5-5 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des coefficients de transfert Cr du ^{137}Cs dans le lait en fonction des régions. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

Les coefficients Cr du ^{90}Sr au lait sont compris entre 6 et 28×10^{-3} (Tableau 5-7). Les coefficients les plus élevés sont mesurés dans la région Charente, à C220 ; les coefficients les plus faibles sont calculés dans le Puy-de-Dôme, à P1140 (Tableau 5-7). Il n'existe pas de différence statistique entre les saisons (test des rangs de Wilcoxon, $p > 0,2$) ni même entre les régions étudiées (tests de Mann et Whitney, $p > 0,05$).

Région	Station	Part totale (%)	^{90}Sr Cr ($\times 10^{-3}$, printemps)	\pm	^{90}Sr Cr ($\times 10^{-3}$, automne)	\pm
Charente	C90	100	16	7	27	12
	C150	100	16	8		
	C220	100	33	10	24	5
Puy-de-Dôme	P860	56	12	3	16	5
	P1040	75	32	8	21	4
	P1140	66	10	2	6	1
Jura	J220	84	27	7	15	3
	J560	81	28	7	23	5
	J920	81	14	4		

Tableau 5-7 : Coefficients de transfert Cr du ^{90}Sr au lait.

B/2 Facteurs de sensibilité du transfert au lait

Quatre facteurs de sensibilité susceptibles de modifier le transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr au lait, sont mesurés. Il s'agit du type d'aliment consommé par les bovins, de la proportion de sol ingéré ainsi que deux minéraux, le calcium et le potassium.

Il apparaît que le transfert de ^{137}Cs soit accentué en Charente, où les bovins sont nourris principalement d'ensilage de maïs. Ce type d'aliment est aussi celui contenant le moins d'argile à sa surface. L'argile, présente dans l'aliment, diminue le transfert de ^{137}Cs au lait. Une relation inverse est observée entre le taux d'argile dans la ration et le coefficient de transfert du ^{137}Cs ($R^2 = 0,47$). Le transfert de ^{90}Sr est modulé dans notre étude par la concentration en calcium dans la ration. Une relation linéaire montre qu'une forte concentration en calcium réduit le transfert du ^{90}Sr ($R^2 = 0,42$). Cette observation a déjà fait l'objet d'études concernant le contrôle homéostatique du calcium, sur son analogue chimique, le ^{90}Sr .

B/2.1 Alimentation du troupeau

La part de l'alimentation destinée aux bovins est évaluée par retour des questionnaires remplis avec les différents éleveurs. Il apparaît que l'alimentation principale en Charente est constituée à 80 % d'ensilage de maïs et à 20 % de fourrage sec de végétation prairiale. C'est dans cette région que l'on observe les coefficients de transfert (Cr) du ^{137}Cs les plus élevés (Tableau 5-2 et Figure 5-6). Dans le Puy-de-Dôme et le Jura, l'essentiel de l'alimentation au printemps et en automne est constitué de végétation prairiale, des apports complémentaires sous formes de granulés complètent la base de l'alimentation. Il est à noter que dans certaines stations, cet apport est majoritaire, c'est le cas notamment de la station J980 située dans le 2^{ème} plateau jurassien. Globalement et hormis pour cette station, les apports de compléments sont plus élevés dans le Puy-de-Dôme. Dans ces régions, les transferts de ^{137}Cs sont plus faibles que dans la Charente. Le type d'aliment ingéré semble donc contribuer à modifier les transferts de ^{137}Cs au lait. Cette observation est à mettre en relation avec des temps de transit et d'assimilation et des absorptions variables suivant les aliments consommés (Daburon et Vincent-Naulleau, 2001)

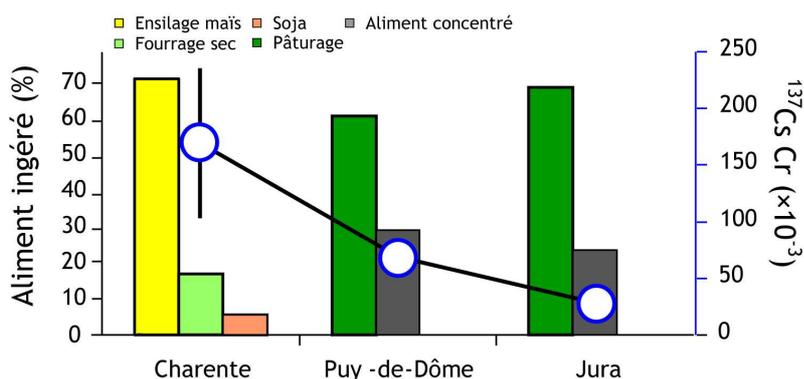


Figure 5-6 : Coefficient de transfert (Cr) du ^{137}Cs en fonction du type d'aliment ingéré.

B/2.2 Particules de sol adhérees sur les différents aliments

Trois types de marqueurs sont proposés pour évaluer les particules de sol adhérees sur les aliments destinés aux bovins. Il s'agit du ^{232}Th , du titane (TiO_2) et du thorium stable (Th), mesurés dans la végétation et le sol (cf. chapitre 2) et considérés comme peu ou pas transférés par voie racinaire aux plantes. L'ensemble des résultats d'analyse sont présentés dans le Tableau 5-8.

Pour estimer la quantité de sol adhéree, la formule suivante est utilisée :

$$\text{Sol adhéree (\%)} = \frac{[\text{Th}]_{\text{végétation}}}{[\text{Th}]_{\text{sol}} - [\text{Th}]_{\text{végétation}}} \times 100, \text{ avec le thorium pour exemple.}$$

La comparaison des estimateurs est présentée dans la Figure 5-7. Il apparaît que, en masse, la quantité de sol dans l'échantillon de végétation est comprise entre 0 et 11 % et est proche de 1 % en moyenne. Les résultats obtenus grâce à TiO_2 et Th sont corrélés ($R^2 = 0,95$), ce qui démontre que ces estimations sont de bonne qualité (Figure 5-7A). La relation entre le Th et l' ^{232}Th est moins nette ($R^2 = 0,32$, Figure 5-7B). Il apparaît dans cette figure que les estimations basées sur ^{232}Th sont quelque fois surévaluées par rapport aux autres estimateurs (Th). Des problèmes métrologiques sont susceptibles d'intervenir pour la mesure du ^{232}Th .

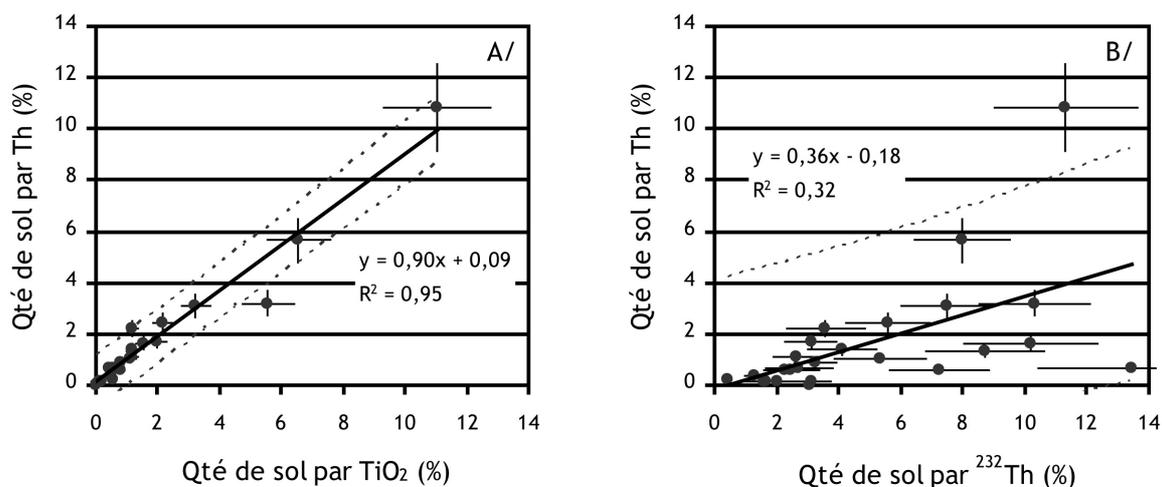


Figure 5-7 : Comparaison des estimateurs TiO_2 , Th et ^{232}Th permettant de quantifier le sol adhéree sur divers aliments destinés aux bovins.

Région	Station	Qualité	Part ingérée (%)	²³² Th Am (Bq kg ⁻¹ MS, printemps	±	²³² Th Am (Bq kg ⁻¹ MS, automne	±	TiO ₂ (mg kg ⁻¹ MS)	±	Th (mg kg ⁻¹ MS)	±	
Charente	C90	Sol (1 ^{er} horizon)		46	6			3,91	0,39	11,51	1,15	
		Ensilage de maïs	80	0,13	0,05	<		0,0027	0,0003	0,0067	0,0007	
		Fourrage sec	20	<		1,38	0,27	0,0012	0,0001	0,0026	0,0003	
		Végétation prairiale (printemps/automne)		0,91	0,29	0,73	0,34	0,0048/0,0054	0,0005/0,0005	0,0136/0,0134	0,0014/0,0013	
	C150	Sol (1 ^{er} horizon)		54	7			4,88	0,49	11,03	1,10	
		Ensilage de maïs	75	<		0,69	0,14	0,0225	0,0022	0,0379	0,0038	
		Fourrage sec	20	8,94	1,13	3,99	0,49	0,3008	0,0301	0,5901	0,0590	
		Soja	5	3,58	0,62							
	C220	Sol (1 ^{er} horizon)		97	11			4,33	0,43	19,49	1,95	
		Ensilage de maïs	80	0,96	0,29	0,42	0,12	0,0229	0,0023	0,0438	0,0044	
		Fourrage sec	20	8,15	1,10	9,07	0,99	0,2282	0,0228	0,6042	0,0604	
		Végétation prairiale ①				1,40	0,37					
		Végétation prairiale ②				9,85	1,22					
			Végétation prairiale ③			4,52	0,60					
Puy-de-Dôme	P860	Sol (0-5 cm)		41	5			33,02	3,30	11,37	1,14	
		Végétation prairiale (printemps/automne)	62	1,04-1,30		1,94-2,93		0,261/0,6987	0,0261/0,0699	0,1011/0,2726	0,0101/0,0273	
		Fourrage sec				1,62	0,38	0,3821	0,0382	0,1561	0,0156	
		Enrubannage				1,36	0,35					
	P1040	Sol (0-5 cm)		36	5			32,80	3,28	7,90	0,79	
		Végétation prairiale (printemps/automne)	75	0,59-2,13		1,24-4,10		0,0356/0,3883	0,0036/0,0388	0,0143/0,1785	0,0014/0,0170	
		Fourrage sec	0	<		0,95	0,35	0,1455	0,0146	0,0496	0,0050	
		Enrubannage				<						
	P1140	Sol (0-5 cm)		32	4			5,01	0,50	3,89	0,39	
		Végétation prairiale (printemps/automne)	66	2,56-4,26		3,41-5,15		0,0572/0,0270	0,0057/0,0027	0,0504/0,0270	0,005/0,0027	
		Fourrage sec		2,60	0,46	2,95	0,43	0,0749	0,0075	0,0632	0,0063	
		Fourrage sec ①		8,46	1,16							
		Enrubannage			1,83	0,37						
Jura plaine	J220	Sol (0-5 cm)		57	7			7,06	0,71	12,67	1,27	
		Végétation prairiale (printemps/automne)	84	1,00-1,51		1,39-3,96		0,0411/0,2212	0,0041/0,0221	0,0725/0,3827	0,0072/0,0383	
			Fourrage sec		1,77	0,39	1,73	0,26	0,0125	0,0012	0,0225	0,0022
	J260	Végétation prairiale	100	1,04-1,19		0,86-3,50						
J280	Végétation prairiale	75	0,67-2,80		0,72-3,05							
Jura 1 ^{er} plateau	J520	Végétation prairiale	81	1,40		1,34-3,87						
	J560	Sol (0-5 cm)		42	6			7,15	0,71	11,48	1,15	
		Végétation prairiale (printemps/automne)	81	1,22-2,84		2,13-3,74		0,0404/0,0793	0,004/0,0079	0,0678/0,1196	0,0068/0,0120	
			Fourrage sec		0,56	0,20	0,94	0,17	0,0559	0,0056	0,0713	0,0071
J620	Végétation prairiale	75	0,46-2,58		1,12-3,44							
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	Végétation prairiale	94	0,82-1,95		1,24-5,17						
	J920	Sol (0-5 cm)		57	7			6,77	0,68	12,43	1,24	
		Végétation prairiale (printemps/automne)	81	0,53-5,79		1,47-1,96		0,6729/0,0783	0,0673/0,0078	1,2162/0,1324	0,1216/0,0132	
			Fourrage sec		0,40	0,18	1,72	0,40	0,1318	0,0132	0,2109	0,0211
J980	Végétation prairiale	18	0,88-4,72		1,27-3,73							

Tableau 5-8 : Activité massique (Am) en ²³²Th et concentrations en TiO₂ et Th dans divers aliments destinés aux bovins et permettant d'estimer la quantité de sol adhérente sur l'échantillon de végétation. La part estimée de l'alimentation du troupeau est également présentée.

En fonction de la ration et de la région, les estimations de la quantité de sol adhérente sont comparées grâce au Th (Figure 5-8). Bien que globalement les échantillons de végétation en automne contiennent davantage de sol, il n'y a pas de différence statistique entre les denrées (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$, Figure 5-8A). De la même façon, il n'existe pas de différence entre les régions (Figure 5-8B).

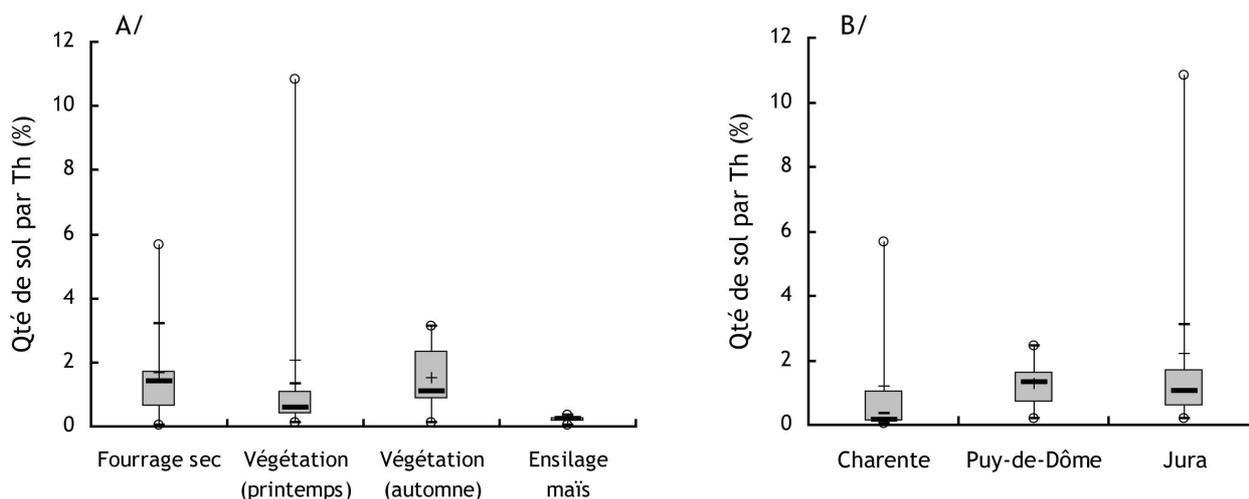


Figure 5-8 : Quantité de sol adhérente sur la végétation (calculé grâce au Th) en fonction de la qualité de l'alimentation des bovins (A) et de la région d'étude (B).

La contribution des contaminations de la végétation par les particules de sol est estimée par la formule :

$$\text{Contribution (\%)} = \frac{\text{Sol adhérent (\%)} \times [\text{Activité}]_{\text{sol}}}{[\text{Activité}]_{\text{végétation}}}$$

Il apparaît que ces contributions pour le ^{137}Cs sont variables, allant de 2 à 92 % (Figure 5-9A et B). En fonction des matrices, les échantillons de végétation en automne sont contaminés en ^{137}Cs par le sol au-delà de 50 % (Figure 5-9A). Toutefois, la variabilité intra-groupe est forte et ne permet pas d'évaluer statistiquement de différences (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Bien que les quantités de sol soient quasi similaires entre les différentes régions, une plus forte contribution de la contamination en ^{137}Cs de la végétation par les particules de sol est observée dans le Jura (contribution majoritairement supérieure à 50 %). La contamination initiale des sols en ^{137}Cs est plus importante dans la région du Jura. Toutefois, les différences de contaminations ne sont pas validées statistiquement (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

Du fait d'un transfert par voie racinaire du ^{90}Sr important, les contributions de la contamination sont plus faibles que pour le ^{137}Cs et sont comprises entre 0,03 et 21 % (Figure 5-9C et D). Comme pour le ^{137}Cs , les contributions dans l'ensilage de maïs sont les plus faibles. Il n'y a plus de différence statistique en fonction de la denrée (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). La

région Charente montre des contributions statistiquement plus faibles que les 2 autres régions (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

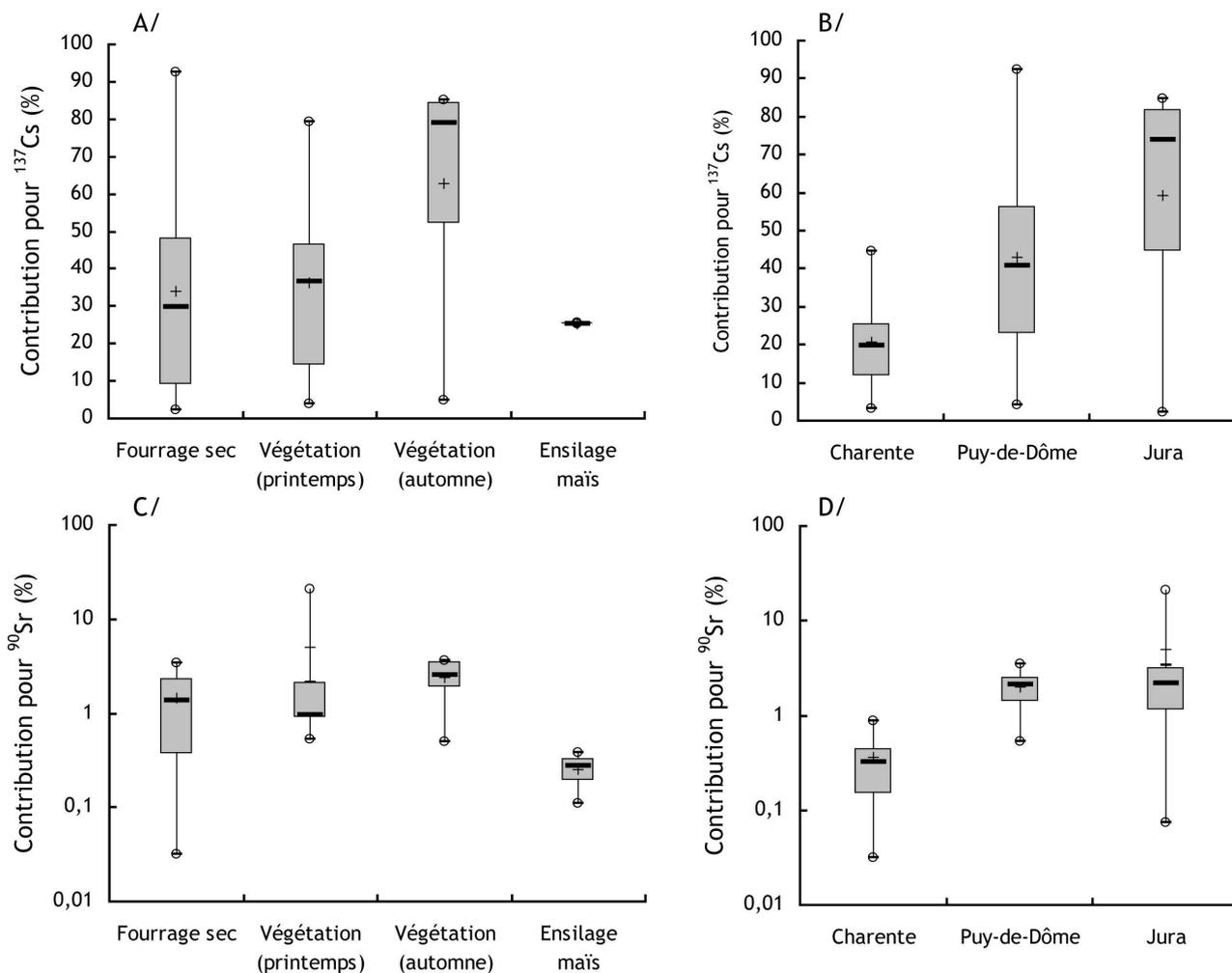


Figure 5-9 : Contribution de la contamination en ^{137}Cs (A et B) et ^{90}Sr (C et D) par l'adhésion de particules de sol sur divers aliments destinés aux bovins.

En utilisant les taux d'argile des sols (cf. chapitre 4), on peut déduire la quantité d'argile présente dans la ration alimentaire des bovins des stations étudiées. On observe ainsi une relation inverse entre la quantité d'argile présente dans la ration alimentaire des bovins et le coefficient de transfert Cr du ^{137}Cs ($R^2 = 0,47$, Figure 5-10A). Plus la végétation est riche en argiles et plus le transfert de ^{137}Cs est faible. Cet effet a déjà été mesuré dans différentes études. En effet, de nombreux auteurs ont tenté de réduire l'absorption du césium par les ruminants et ont ajouté de l'argile à la ration afin de diminuer les transferts (Hazzard et al., 1969 ; Van den Hoek, 1976 ; Hove et Ekern, 1988 ; Giese, 1989 ; Piva et al., 1989 ; Unsworth et al., 1989 ; Fabbri et al., 1994). Les types d'argile tels que la zéolite, la montmorillonite ainsi que la vermiculite ont montré les meilleurs résultats en fixant et rendant non absorbable le césium par le tube digestif. Il n'existe pas de relation nette pour le ^{90}Sr (Figure 5-10B).

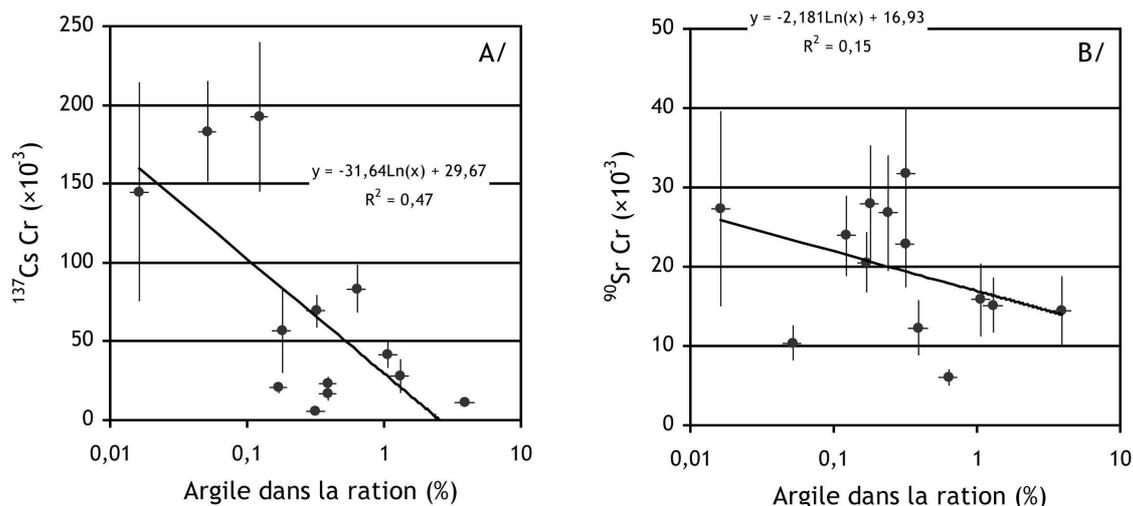


Figure 5-10 : Relation entre le coefficient de transfert Cft du ^{137}Cs (A) et du ^{90}Sr (B) et la quantité d'argile présent dans la ration.

B/2.3 Les analogues chimiques dans les aliments destinés aux bovins

B/2.3.1 Potassium (^{40}K)

Les activités de ^{40}K dans les aliments destinés aux bovins sont présentées dans le Tableau 5-9. En comparaison aux activités de la végétation prairiale, les données dans les fourrages secs sont du même ordre de grandeur et bien souvent inférieures à la valeur basse de l'échantillon de végétation (dans 6 stations sur 7).

En tenant compte de la composition de la ration, on n'observe pas de variation des activités en ^{40}K ingérés entre les saisons printemps et automne (test des rangs de Wilcoxon, $p > 1$). Les activités en ^{40}K sont variables entre les régions. En Charente, où l'alimentation est constituée d'ensilage de maïs, les activités en ^{40}K ingérés sont plus faibles et sont distinctes statistiquement des autres régions (Figure 5-11).

Région	Station	Qualité	Part de l'alimentation (%)	⁴⁰ K Am (Bq kg ⁻¹ , printemps)	±	⁴⁰ K Am (Bq kg ⁻¹ , automne)	±
Charente	C90	Ensilage de maïs	80	186	17	347	35
		Fourrage sec d'herbe	20	870	89	1029	94
		Végétation prairiale		1012	98	714	74
	C150	Ensilage de maïs	75	284	26	411	37
		Fourrage sec d'herbe	20	1272	113	243	21
		Soja	5	709	69		
	C220	Ensilage de maïs	80	368	33	393	35
		Fourrage sec d'herbe	20	969	88	575	54
		Végétation prairiale ①				1226	118
		Végétation prairiale ②				741	71
Puy-de-Dôme	P860	Végétation prairiale	62	587-709		610-918	
		Fourrage sec d'herbe				1100	107
		Enrubannage				1124	114
	P1040	Végétation prairiale	75	820-1134		680-1530	
		Fourrage sec d'herbe		526	47	632	61
		Enrubannage				763	78
	P1140	Végétation prairiale	66	836-1195		614-1006	
		Fourrage sec d'herbe		627	61	641	58
		Fourrage sec d'herbe ①				747	100
Enrubannage					660	66	
	J220	Végétation prairiale	84	785-1068		467-1050	
		Fourrage sec d'herbe		671	62	577	51
J260	Végétation prairiale	100	788-950		441-846		
	Végétation prairiale	75	799-909		795-916		
Jura 1 ^{er} plateau	J520	Végétation prairiale	81	403-905		512-1345	
	J560	Végétation prairiale	81	537-1495		967-1144	
		Fourrage sec d'herbe		728	65	852	77
J620	Végétation prairiale	75	560-711		599-887		
Jura 2 ^{ème} plateau	J890	Végétation prairiale	94	437-886		448-1002	
	J920	Végétation prairiale	81	461-798		469-1146	
		Fourrage sec d'herbe		412	39	330	33
J980	Végétation prairiale	18	509-846		71-846		

Tableau 5-9 : Activité massique (Am) en ⁴⁰K dans les aliments destinés aux bovins.

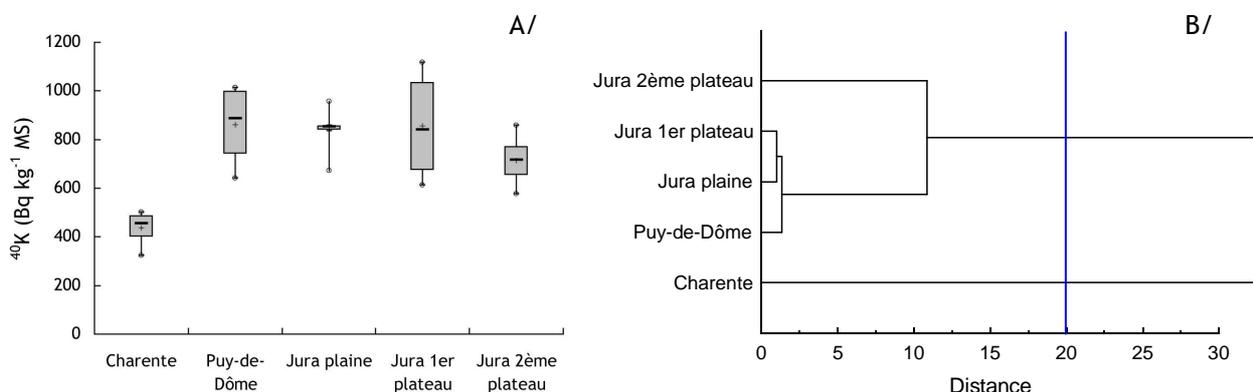


Figure 5-11 : Boxplot (A) et dendrogramme (B) des activités massiques (Am) en ⁴⁰K dans la ration en fonction des régions. La distance de significativité est fixée à 20 (inverse de la probabilité du test de Mann et Whitney) et est représentée par un trait bleu.

La relation entre le potassium dans les aliments et le coefficient de transfert Cr du ^{137}Cs est faible ($R^2 = 0,13$, Figure 5-12). Le ^{40}K , ne se comporte pas de façon identique au ^{137}Cs lors du transfert au lait, même si on observe une tendance à la diminution du transfert de ^{137}Cs lorsque les rations sont riches en potassium.

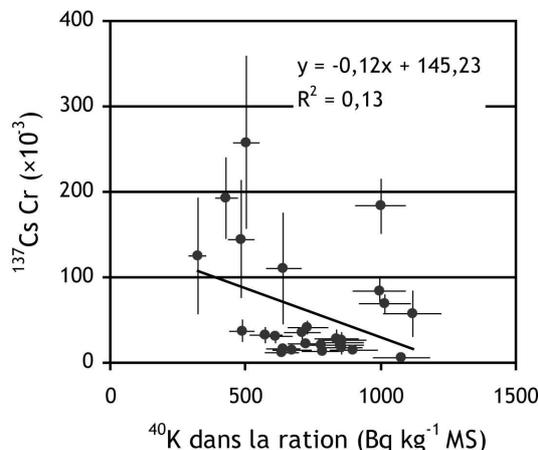


Figure 5-12 : Relation entre le ^{40}K dans la ration et le coefficient de transfert Cr du ^{137}Cs .

B/2.3.2 Calcium

Les concentrations en calcium dans les denrées destinées aux bovins sont présentées dans le Tableau 5-10 et sont comprises entre 1,5 et 26,8 g kg⁻¹ MS.

Région	Station	Qualité	Part de l'alimentation (%)	Ca (g kg ⁻¹ MS, printemps)	Ca (g kg ⁻¹ MS, automne)
Charente	C90	Ensilage Maïs	80	3,3	2,6
		Fourrage sec Herbe	20	26,8	4,2
	C150	Ensilage Maïs	75	2,0	2,5
		Fourrage sec Herbe	20	3,4	6,6
		Soja	5	2,6	
	C220	Ensilage Maïs	80	1,5	1,7
Fourrage sec Herbe		20	4,6	4,4	
Puy-de-Dôme	P860	Végétation prairiale		5,4	4,7
	P1040	Végétation prairiale		3,7	4,2
	P1140	Végétation prairiale		4,5	6,6
Jura	J220	Végétation prairiale		4,7	7,4
	J560	Végétation prairiale		1,9	5,0
	J920	Végétation prairiale		6,4	9,4

Tableau 5-10 : Concentration en calcium dans les aliments destinés aux bovins.

Celles-ci sont peu variables entre les saisons printemps et automne (test des rangs de Wilcoxon, $p > 0,2$). On observe cependant une hausse des concentrations en automne dans 5 stations sur 6 et dans la végétation prairiale des régions Puy-de-Dôme et Jura. Il n'existe pas de

différences significatives de concentration entre les régions, la variabilité dans une même région étant trop importante (test de Mann et Whitney, $p > 0,05$, Figure 5-13). On remarque néanmoins que les plus fortes concentrations sont mesurées dans le Jura, région basée sur terrain calcaire.

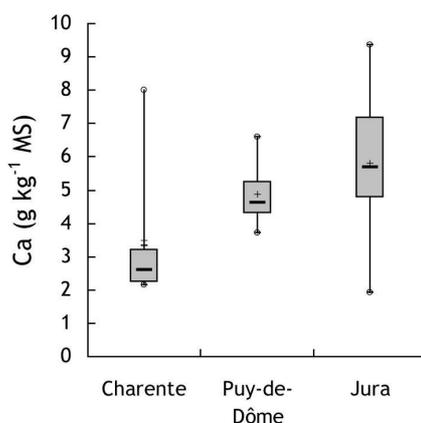


Figure 5-13 : Concentration en calcium dans la ration en fonction des régions d'étude.

Une relation linéaire est observée entre la ration en calcium et le coefficient de transfert du ^{90}Sr ($R^2 = 0,42$, Figure 5-14). L'hypothèse la plus probable est un contrôle homéostatique du ^{90}Sr par l'analogue stable, le calcium. Plus la ration est riche en calcium est plus le transfert est faible. Diverses études ont déjà établies ce lien (Beresford et al., 1998 ; Beresford et al., 2000b).

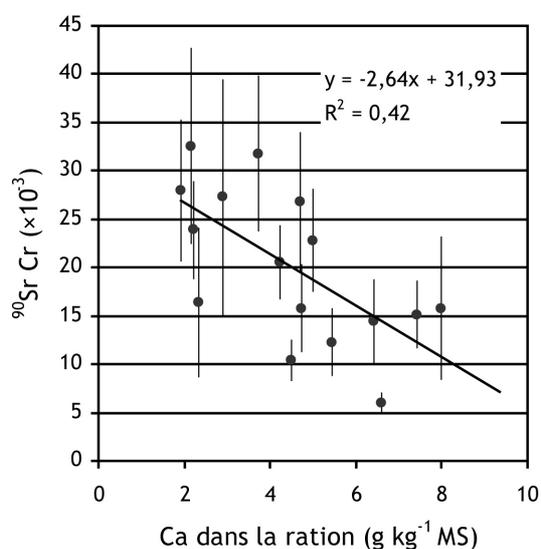


Figure 5-14 : Relations entre les concentrations en calcium dans la ration et les coefficients de transfert Cr du ^{137}Cs .

RESUME

Des mesures en ^{137}Cs sont réalisées dans différents aliments destinés aux bovins (végétation prairiale, ensilage de maïs, fourrage sec, enrubannage et soja). Les activités en ^{137}Cs sont comprises entre 0,6 et 13,90 Bq kg⁻¹ MS. Afin de comparer les régions étudiées, les activités sont pondérées aux parts des aliments consommés. Les régions Puy-de-Dôme et le Jura du 2^{ème} plateau montrent les plus fortes activités. Dans le lait, les activités sont variables et comprises entre 0,69 ×10⁻² et 19,77 ×10⁻² Bq L⁻¹. Les mêmes régions montrent les activités les plus élevées. Il apparaît que le transfert de ^{137}Cs soit accentué en Charente, où les bovins sont nourris principalement d'ensilage de maïs. Ce type d'aliment est aussi celui contenant le moins d'argile à sa surface. L'argile, présente dans l'aliment, diminue le transfert de ^{137}Cs au lait. Une relation inverse est observée entre le taux d'argile dans la ration et le coefficient de transfert du ^{137}Cs ($R^2 = 0,47$).

Toutes denrées confondues, les activités en ^{90}Sr sont comprises entre 0,22 et 26,30 Bq kg⁻¹ MS. Dans le lait, celles-ci sont comprises entre 1,45 ×10⁻² et 15,90 ×10⁻² Bq L⁻¹. C'est dans la région Puy-de-Dôme que l'on observe les plus fortes activités dans ces deux matrices. Les transferts de ^{90}Sr sont variables au sein d'une même région et ne permettent pas les différencier. Le transfert de ^{90}Sr est modulé dans notre étude par la concentration en calcium dans la ration. Une relation linéaire montre qu'une forte concentration en calcium réduit le transfert du ^{90}Sr ($R^2 = 0,42$). Cette observation a déjà fait l'objet d'études concernant le contrôle homéostatique du calcium, sur son analogue chimique, le ^{90}Sr .

C/ Transfert du ^{137}Cs et du ^{90}Sr du lait aux produits laitiers

L'objectif de cette partie est de comparer les transferts de ^{137}Cs et ^{90}Sr du lait au lactosérum et aux fromages des trois types de productions fromagères à coagulation présure et d'identifier des facteurs de sensibilité par la mesure du ^{40}K et du Ca dans chacune des matrices visées. Ce paragraphe a fait l'objet d'une publication acceptée dans *Journal of Dairy Science*.

C/1 Variabilité spatiale des indicateurs de sensibilité

Les activités en ^{137}Cs mesurées dans le lactosérum sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans le lait, comprises entre 0,01 et 0,62 Bq kg⁻¹ (MF) dans le Puy-de-Dôme et dans le Jura (test des rangs signés de Wilcoxon, $p > 0,05$, $N = 12$). Les activités les plus fortes sont observées dans le Puy-de-Dôme, dans les fermes situées au-delà de 1000 m d'altitude. Dans les fromages, les activités sont comprises entre 0,01 et 0,52 Bq kg⁻¹ (MT pour Masse Totale). De la même façon, les activités les plus élevées sont mesurées dans le Puy-de-Dôme avec, en moyenne, des activités sept fois plus importantes que dans le Jura ou la Charente (moyenne de $0,15 \pm 0,02$ Bq kg⁻¹ MT au Puy-de-Dôme et $0,02 \pm 0,01$ Bq kg⁻¹ MT dans le Jura). Les activités mesurées dans les fromages sont statistiquement plus basses que celles mesurées dans le lait (test des rangs signés de Wilcoxon, $p < 0,01$, $N = 28$), ce qui signifie que le niveau en ^{137}Cs est réduit par les procédés fromagers. La plupart du ^{137}Cs est présent dans la phase aqueuse et se retrouve donc concentré dans le lactosérum. En ce qui concerne le transfert de ^{137}Cs au lactosérum, Pf, c'est-à-dire le ratio des activités massiques est compris entre 0,86 et 1,30 ($N = 12$). Fr, calculé en utilisant le facteur d'efficacité de transformation (Pe), est compris entre 0,85 et 1,19 ($N = 9$). Il n'existe pas de différence significative de Pf et Fr du ^{137}Cs au lactosérum entre nos productions fromagères.

Dans le lactosérum, les activités en ^{90}Sr sont comprises entre 0,007 et 0,02 Bq kg⁻¹ (MF) dans le Puy-de-Dôme et le Jura, et il n'y a pas de différence significative entre les régions (moyenne globale de $0,01 \pm 0,005$ Bq kg⁻¹ MF). L'activité est statistiquement plus faible que dans le lait (test des rangs de Wilcoxon, $p < 0,01$, $N = 13$). Dans les fromages, les activités en ^{90}Sr sont comprises entre 0,16 et 0,93 Bq kg⁻¹ (MT). Les activités les plus faibles sont mesurées en Charente (rangées entre 0,18 et 0,24 Bq kg⁻¹ MT) et les plus hautes pour les stations du Puy-de-Dôme situées au-delà de 1000 m d'altitude (rangées entre 0,21 et 0,93 Bq kg⁻¹ MT). Les valeurs moyennes sont similaires dans le Jura et le Puy-de-Dôme, les différences observées dans le lait ne sont plus mesurées dans cette matrice (test de Mann et Whitney, $p > 0,05$). Les Pf aux fromages pour ^{90}Sr , sont compris entre 3,95 et 12,16, avec des différences significatives en fonction du type de fromage fabriqué. Les plus fortes valeurs de Pf sont retrouvées dans le fromage à pâte dure, comme le Comté.

C/2 Facteurs de sensibilité du transfert au lactosérum et aux fromages

Le potassium (^{40}K) et le calcium (Ca) sont considérés comme des analogues chimiques du ^{137}Cs et du ^{90}Sr , respectivement.

Les activités en ^{40}K dans le lactosérum sont du même ordre de grandeur que dans le lait, en moyenne de $49,20 \pm 5,0 \text{ Bq kg}^{-1}$ MF, et dans les fromages, en moyenne de $33,2 \pm 3,3 \text{ Bq kg}^{-1}$ MT. Des variations significatives sont observées entre les fromages étudiés (test de Mann et Whitney, $p < 0,01$). La plupart du ^{40}K est concentré dans la phase aqueuse et donc le lactosérum. Les activités les plus basses sont mesurées dans les fromages à pâte pressée, tel que le Comté, avec des activités comprises entre 22,6 et 31,2 Bq kg^{-1} MT. Les plus fortes activités sont mesurées dans le Coulommiers, fromage à synérèse spontanée, comprises entre 34,8 et 36,0 Bq kg^{-1} MT. Bien que des différences soient observées entre les fromages sélectionnés, la large variation de ^{40}K pour un même type de fromage montre que l'étape de pressurage est variable au sein d'une même production. Nous ne pouvons pas établir de liens entre les facteurs de transfert de ^{137}Cs et le ^{40}K ce qui suggère que potassium et ^{137}Cs suivent des voies différentes lors des fabrications fromagères.

Les concentrations en calcium dans le lactosérum sont plus basses que dans le lait, en moyenne comprises entre $0,27 \pm 0,03 \text{ g kg}^{-1}$ MF. Dans les fromages, nos données montrent des variations des concentrations en calcium, avec des valeurs comprises entre 2,90 et 9,46 g kg^{-1} MT. On peut distinguer des concentrations différentes suivant le type de fromage fabriqué (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$) de 2,90 à 4,17 g kg^{-1} MT pour le Coulommiers, de 4,92 à 6,59 g kg^{-1} MT pour le St-Nectaire et de 6,54 à 9,46 g kg^{-1} MT pour le Comté. Des relations sont établies entre le type de fromage fabriqué et la concentration en calcium dans les fromages (Eck et Gillis, 2000). Le calcium joue effectivement un rôle décisif dans la phase de coagulation, en formant le coagulum. Durant cette phase, une réaction irréversible se déroule, formant des ponts calciques entre les macropeptides de caséines. Ainsi, la concentration en calcium dans les fromages est un indicateur de la phase d'acidification et de coagulation, et permet de distinguer les fromages et d'évaluer les variations de fabrication pour un même type de fromage fabriqué. Une corrélation linéaire est observée entre ^{90}Sr -Pf au fromage et la concentration en calcium dans les fromages ($R^2 = 0,57$, Figure 5-15). Ainsi, Pf est plus élevé pour les fromages à pâte pressée, enrichis en calcium. C'est confirmé par des valeurs de Ft constants, rangés entre 0,66 et 0,83.

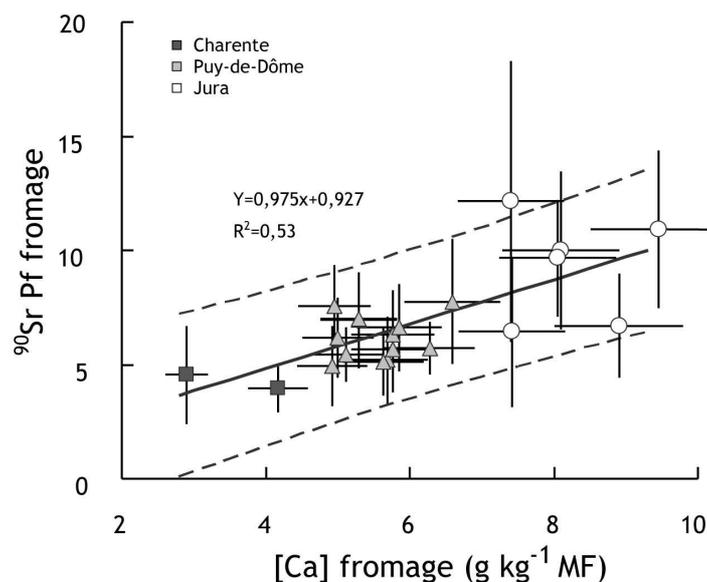


Figure 5-15 : Coefficient de transfert (Cr) du ^{90}Sr au fromage en fonction de la concentration en calcium dans le fromage.

RESUME

Les mesures des activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans le lait, le lactosérum et trois types de fromages différents montrent qu'il existe des variations dans les transferts.

Il n'existe pas de variations significatives entre les productions fromagères et le transfert de ^{137}Cs . D'importantes variations de Pf pour le Comté suggèrent que des procédés au sein de cette production fait varier les transferts. Le transfert de ^{137}Cs au lactosérum est constant et indépendant du type de fromage produit. Le fait qu'il n'existe pas de corrélations entre le ^{137}Cs -Pf et ^{40}K suggère que les voies de transfert sont différentes pour ces deux éléments.

^{90}Sr -Pf varie d'un type de fromage à un autre, en fonction de la concentration en calcium dans le fromage. Dans les fromages à pâte dure, enrichis en calcium, le transfert en ^{90}Sr est accentué.

Variations in the transfer of radiocaesium (^{137}Cs) and radiostrontium (^{90}Sr) from milk to cheese

B. Besson,*† L. Pourcelot,*¹ E. Lucot,† and P.-M. Badot†

*Laboratory of Continental and Marine Radioecological Studies—LERCM, Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety—IRSN Cadarache Bat. 153, St. Paul les Durance 13108, France

†Chrono-Environment Laboratory, CNRS-University of Franche-Comté, Place Leclerc, Besançon cedex 25030, France

ABSTRACT

This study aimed to compare the transfer of 2 manmade radionuclides, radiocaesium (^{137}Cs) and radiostrontium (^{90}Sr), from cow milk to whey and cheese in 3 different types of French cheese production with rennet coagulation. Most of the ^{137}Cs was present in the aqueous phase and became concentrated in the whey. For ^{137}Cs transfer to whey, the processing factor (Pf; i.e., the ratio of the activity concentrations) ranged between 0.86 and 1.30 ($n = 12$). The food processing retention factor (Fr), calculated using the processing efficiency, ranged between 0.85 and 1.19 ($n = 9$). No statistical difference of Pf and Fr to whey is identified for ^{137}Cs and the cheese products. The Pf calculated for ^{90}Sr transfer to cheese ranged between 3.95 and 12.16, with significant differences depending on the type of cheese. In addition, a linear correlation is observed between ^{90}Sr Pf to cheese and the Ca level in the cheese ($r^2 = 0.57$). Thus, the Pf is enhanced in hard cheeses that are enriched in calcium. This is confirmed by nearly constant Ft [AU1: Fr values?] values, ranging between 0.66 and 0.83.

Key words: ^{137}Cs , ^{90}Sr , caesium, strontium, cheese, whey, milk [AU2: Please delete 1 key word; maximum is 4.]

INTRODUCTION

Radiocaesium (^{137}Cs) and radiostrontium (^{90}Sr), 2 manmade radioactive nuclides with half-lives of 30.2 and 28.8 yr, respectively, have been accidentally released into the environment as a result of various events, the most recent being the contamination caused by the meltdown and explosion of the Chernobyl nuclear reactor in 1986. Before this accident, the Northern Hemisphere (more specifically, the area between latitudes 40° and 50°N) and the continent of Europe had been contaminated

by radioactive fallout from nuclear testing (UNSCEAR, 2000; Renaud and Louvat, 2004; Smith and Beresford, 2005).

In meadows, the distribution of radioactive contaminants is variable depending on climatic conditions, soil types, and plant species (Albers et al., 2000; Gastberger et al., 2000; Lettner et al., 2000; Pourcelot et al., 2003; Lettner et al., 2007). McGee et al. (1995) emphasized that the greatest variation in fallout is observed on a local scale. Therefore, it is of interest to measure the radioactivity in milk and dairy products at the meadow level because this incorporates contamination on a larger scale. Milk and cheese have proved to be good indicators for evaluating radionuclide contamination over large, heterogeneous areas (Pourcelot et al., 2007). A good example of this is the correlation established between altitude and ^{90}Sr activity for one type of cheese (Froidevaux et al., 2004). However, this observation can be made because the study is specific to a single type of cheese, in this case, Emmental, which is a matured cheese.

The concentration of radionuclides in food may be affected by the food processing actions of radionuclide extraction such as boiling, the removal of certain parts of the raw food, drying, or dilution. Neglecting radionuclide losses during food processing may lead to over- or underestimation of the calculated radiation dose. Because of the variety of processes employed and products generated, this consideration has to be taken into account carefully for dairy products. It would be useful to have a better understanding and a quantitative assessment of radionuclide transfer in different types of cheese over large areas in case of accidental radioactive discharges. In particular, this would help producers select methods that minimize the transfer of contaminants to dairy products and thus to the public. It is also important to consider the transfer of these manmade radionuclides to whey, because although whey was formerly used only for animal feed, it is now used in various ways within the human food chain. Studies performed on radionuclide transfer report differences that depend on the radionuclide involved:

Received May 6, 2009.

Accepted August 14, 2009.

¹Corresponding author: laurent.pourcelot@irsn.fr

^{137}Cs tends to concentrate in the aqueous phase and in whey (Wilson et al., 1988; Vosniakos et al., 1989; Macasek and Gerhart, 1994), whereas ^{90}Sr tends to concentrate mainly in cheese, following Ca, which is its chemical analog (Geering et al., 1990; Macasek and Gerhart, 1994). Variations in radionuclide transfer according to the type of cheese are not well evaluated. For radionuclide transfer to dairy products, IAEA (1994) distinguishes cheese (fresh or matured) and coagulation (rennet or acid) types. However, the same category can show a large range of values. For example, processing retention factor, an indicator of radionuclide transfer, ranges between 0.025 and 0.80 for ^{90}Sr in cheese matured by rennet coagulation. In addition, ECOSYS-87 (a time-dependent radioecological simulation model), modeling radionuclide transfer, does not differentiate between the various types of production to predict radionuclide transfer (Müller and Pröhl, 1993). More field values, especially for matured cheese and ^{90}Sr , would improve our understanding of radionuclide transfer to dairy products.

The aim of the present study was to evaluate the sensitivity of several cheese products to manmade radionuclides, namely ^{137}Cs and ^{90}Sr . Special attention was paid to cheese that enhanced the transfer of radioactive pollutants.

MATERIALS AND METHODS

Study Areas and the Associated Regional Cheeses

Three types of cheeses were selected from 3 regions in France. Samples of Comté and St-Nectaire were taken from the Jura and Puy-de-Dôme mountains, respectively, and samples of Coulommiers were taken from the Charente region. In each region, farms were selected for milk sampling following an altitude gradient, an indicator of the bioclimatic zone (Figure 1).

In Charente, the milk catchment area is vast, covering approximately 82,500 km² for a single cheesemaking factory. The Coulommiers produced in this region is a soft cheese with a bloomy rind formed by spontaneous syneresis, and it coagulates quickly. Acid and rennet coagulations are similar for this cheesemaking process. Despite milk being collected over large areas, 3 sites were chosen in this region because the altitude varies by only 100 to 200 m across the region. Moreover, the expected variation in manmade radionuclide activity in this western part of France is low (Roussel-Debel et al., 2007).

The St-Nectaire production area is approximately 2,000 km². St-Nectaire is a semi-hard cheese made by accelerated drainage. The principal coagulation method

used is addition of rennet. The cheese is made daily on dairy farms. In this region, 3 sites were chosen at altitudes of 800, 1,000, and 1,200 m.

The Comté production area is approximately 12,000 km². Comté is a hard cheese made by accelerated drainage. As in St-Nectaire cheese, rennet coagulation prevails. The cheese is made from milk produced in a circular area 25 km in diameter, and it ripens for more than 4 mo. The Jura mountains are composed of a series of plateaus at different altitudes. Given the large ecological differences, more attention was paid to sampling in this region, with a total of 9 sites selected from different altitudes: the plain (200 m), the first plateau (400 m), and the second plateau (800 m).

Field Sampling, Preparation, and Analysis of the Radionuclides

Eight liters (approximately 8 kg) of milk and 5 kg of cheese (total weight; **TW**) were taken from each region. Eight liters of whey were also collected in the Jura and the Puy-de-Dôme [**AU3: Eight liters from each region or in total?**]. Samples were taken in each of 3 following seasons: winter (December 2006–February 2007), spring (April–June 2007), and autumn (October 2007). The minimum ripening time of 4 mo was allowed for the Comté. The cheese samples were collected in cooperation with the cheese industry so that the samples would be traceable. In the Puy-de-Dôme, cheeses are made directly after milking, so the milk and whey were collected at the same time as the cheese. In Charente, the Coulommiers and milk samples were taken at the same time from the factory and the farms, respectively. Additional information, provided since 2005 by the IRSN OPERA [**AU4: Please spell out IRSN OPERA, and add location if necessary.**] project concerning the seasonal activity of ^{137}Cs and ^{90}Sr in milk, whey, and cheese, was also used for the 1,000-m site in Puy-de-Dôme.

All samples were stored at -20°C before processing. The samples were dried at 80°C and then reduced to ash at 480°C for 52 h (CMT [**AU5: Please spell out CMT, if applicable.**], Villers-Cotterets, France). The ash was then ground and compacted in a 60-mL cylindrical container before gamma-ray analysis. Gamma spectrometry was performed using coaxial hyperpure germanium detectors with a relative efficiency of more than 50%. The gamma measurements were usually taken using a counting time of 80,000 s to measure the ^{137}Cs and potassium-40 (^{40}K) activity based on peaks at 661.7 and 1,460.8 keV, respectively. For low-activity samples, counting times were increased to 160,000 and 240,000 s (Bouisset and Calmet, 1997). To measure

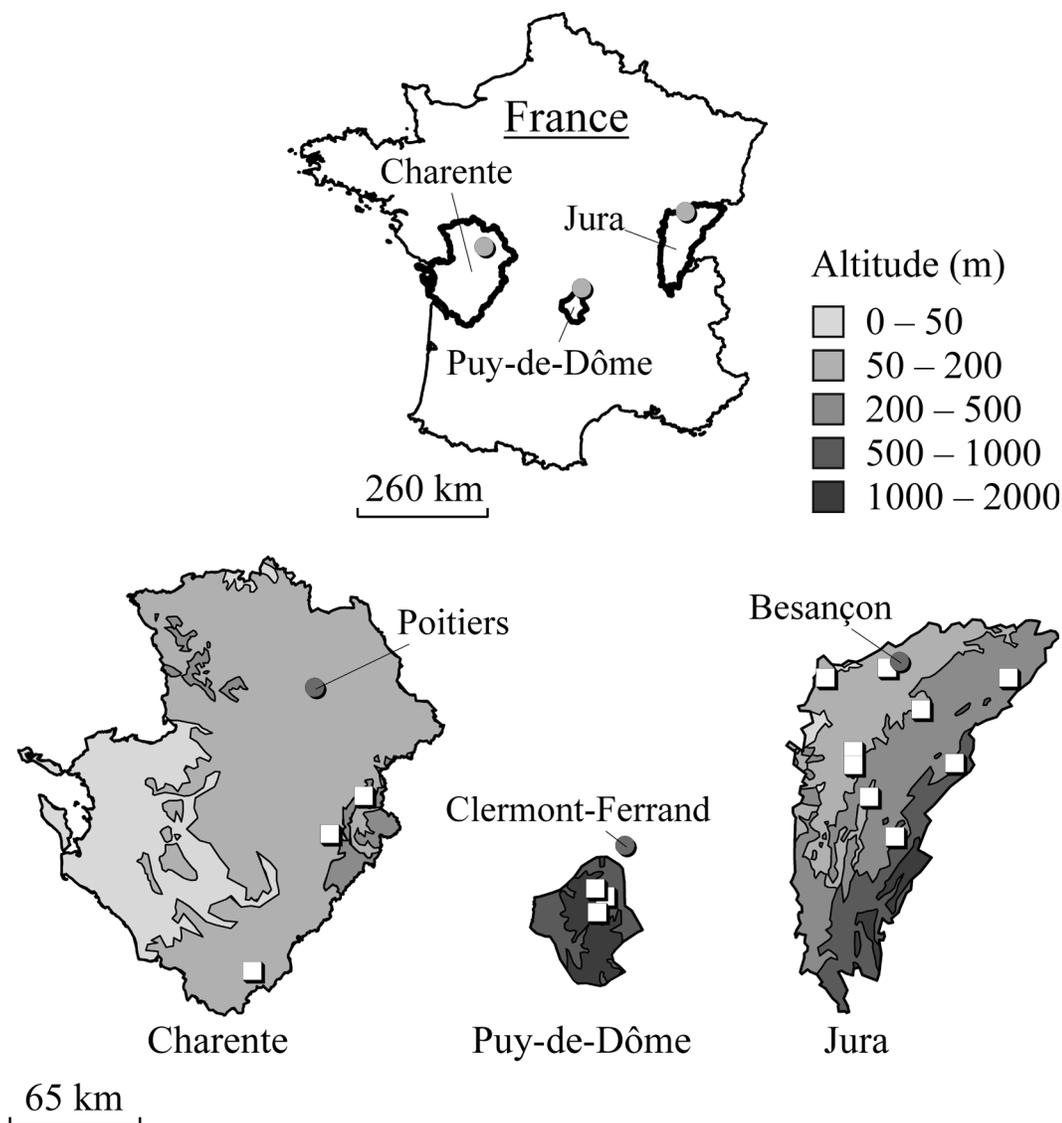


Figure 1. Location of sampling sites (□[AU13: Please check the legend added to the figure (shades of gray could not be replicated in text)]) in Charente, Puy-de-Dôme, and Jura.

^{90}Sr activity, a chemical preparation of the sample was carried out and involved several stages (mineralization of 5 g of ash with 15.5 M $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ and removal of interfering elements such as Ca and Fe). Then, the strontium was separated on Sr-spec resin (crown ether chromatography resin; Eichrom Technologies, Lisle, IL). The concentration of daughter isotope, yttrium-90 (^{90}Y), was measured using a β -proportional counter (IN20 Eurisys, St-Quentin Yvelines, France) over a period of 36 times 2 h. To compare ^{137}Cs and ^{90}Sr , activity was reported as of January 1, 2008. Calcium levels were measured by atomic absorption. All analyses were carried out in the IRSN's Environmental Radioactivity Measurement Laboratory (Orsay, France).

Statistical Analysis and Evaluation of Radionuclide Transfer

Statistical validation of the differences between activity and measured concentration was carried out using 3 types of nonparametric tests: the Wilcoxon signed-rank test for paired samples, the Mann-Whitney test for unpaired samples, and the Kruskal-Wallis test for 3 or more unpaired samples.

$^{137}\text{Caesium}$ and ^{90}Sr transfers to cheese and whey were evaluated by using 2 types of food processing transfer parameters recommended by the International Commission on Radiation Units and Measurements (ICRU, 2001). The processing factor (**Pf**) for foodstuff is the

ratio of the radionuclide activity concentrations and is expressed in equation [1]:

$$Pf = \frac{[\text{Activity}_{\text{cheese or whey}}]}{[\text{Activity}_{\text{milk}}]}, \quad [1]$$

with the activities expressed as becquerels per kilogram of fresh weight (**FW**) for milk and whey samples and TW for cheese samples.

The food processing retention factor (**Fr**) is the fraction of activity of radionuclides retained in food after processing, namely the ratio of the FW of processed food divided by the weight of original raw material. Processing retention factor is expressed by equation [2]:

$$Fr = \frac{[\text{Activity}_{\text{cheese or whey}}]}{Pe \times [\text{Activity}_{\text{milk}}]}, \quad [2]$$

with the activities expressed as becquerels per kilogram of FW or TW.

An evaluation of processing efficiency (**Pe**) was made in the present study by using Ca concentrations. Cheese transfer is expressed by equation [3], and whey transfer by equation [4], with Ca concentration expressed in grams per kilogram of FW or TW:

$$Pe_{\text{cheese}} = \frac{[\text{Ca}_{\text{whey}}] - [\text{Ca}_{\text{cheese}}]}{[\text{Ca}_{\text{whey}}] - [\text{Ca}_{\text{milk}}]} \quad [3]$$

$$Pe_{\text{whey}} = \frac{[\text{Ca}_{\text{cheese}}] - [\text{Ca}_{\text{whey}}]}{[\text{Ca}_{\text{cheese}}] - [\text{Ca}_{\text{milk}}]} \quad [4]$$

RESULTS AND DISCUSSION

Radionuclide and Mineral Concentrations in Milk, Whey, and Cheese

Activity concentrations of ^{137}Cs , ^{90}Sr , and ^{40}K and concentration of Ca in milk, whey, and cheese samples are given in Table 1. A variation in ^{137}Cs activity level was observed in milk, ranging from 0.01 to 0.72 Bq/kg of FW. The highest activity was measured in the Puy-de-Dôme (mean = 0.19 ± 0.02 Bq/kg of FW) and the lowest in Charente (mean = 0.02 ± 0.005 Bq/kg of FW). Significant differences between the regions were demonstrated (Mann–Whitney test; $P < 0.01$). In a given region, the activity measured in milk is affected by many different factors. Activity levels are related to the intensity of radioactive pollutant deposits, which

are usually increased by precipitation and are altitude-related (Renaud et al., 2003). Soil types, farming practices, and cattle diet can also increase or decrease ^{137}Cs transfer to milk (IAEA, 1994; Smith and Beresford, 2005). A small part of the contamination could be explained by the fact that the feed was not produced locally but was brought in from another region. In Puy-de-Dôme, the combination of a damp climate increasing radioactive deposits (mean annual precipitation = approximately 2,000 mm) and specific soil properties from the volcanic bedrock are likely to increase the activity in milk (Sigurgeirsson et al., 2005). ^{137}Cs activity in whey is of the same order of magnitude as in milk, ranging from 0.01 to 0.62 Bq/kg of FW in Puy-de-Dôme and Jura (Wilcoxon signed-rank test; $P > 0.05$; $n = 12$). The highest activity levels in whey were found in Puy-de-Dôme in farms above 1,000 m, and it was the same as for milk. In cheese, ^{137}Cs activity ranged from 0.01 to 0.52 Bq/kg of TW. Similarly, the highest activity was found in Puy-de-Dôme: on average, activity was 7 times higher than in Jura or Charente (mean = 0.15 ± 0.02 Bq/kg of TW in Puy-de-Dôme and 0.02 ± 0.01 Bq/kg of TW in Jura). ^{137}Cs activity in cheese was statistically lower than in milk (Wilcoxon signed-rank test; $P < 0.01$; $n = 28$), showing that the level of ^{137}Cs was reduced by the cheesemaking process.

The ^{90}Sr activity in milk samples from the study regions ranged from 0.01 to 0.16 Bq/kg of FW. As in ^{137}Cs , significant differences in ^{90}Sr activity were found between study regions (Kruskal–Wallis test; $P < 0.01$). The highest activity levels were at altitudes above 1,000 m in Puy-de-Dôme, where the mean activity level was 0.07 ± 0.01 Bq/kg of FW. The lowest activity levels were in Charente (altitude = < 220 m), where the mean activity level was 0.03 ± 0.01 Bq/kg of FW. As for ^{137}Cs , the variability of ^{90}Sr activity in milk was the result of many factors. Aside from the initial deposits, the particular soil properties in Puy-de-Dôme may promote the transfer of ^{90}Sr to meadow vegetation, which seemed to be the case for ^{137}Cs , whereas the clay–chalk soil of the Jura may reduce the transfer. In whey, ^{90}Sr activity ranged from 0.007 to 0.02 Bq/kg of FW in Puy-de-Dôme and Jura, and there was no significant difference between the regions (overall mean = 0.01 ± 0.005 Bq/kg of FW). Activity was statistically lower than in milk (Wilcoxon signed-rank test; $P < 0.01$; $n = 13$), showing that the ^{90}Sr level in whey was reduced by the cheesemaking process. In cheese, ^{90}Sr activity ranged from 0.16 to 0.93 Bq/kg of TW. The lowest activity was measured in Charente (ranging from 0.18 to 0.24 Bq/kg of TW) and the highest at altitudes above 1,000 m in Puy-de-Dôme (ranging from 0.21 to 0.93 Bq/kg of TW; mean = 0.41 ± 0.07 Bq/kg of TW). The mean values were similar in Puy-de-Dôme and Jura,

Table 1. Activities of radiocaesium (^{137}Cs), radiostrontium (^{90}Sr), and potassium-40 (^{40}K) and Ca concentration in samples of milk, whey, and cheese from 3 regions and cheese productions¹

Item ²	Charente			Puy-de-Dôme			Jura		
	n	Range	Mean	n	Range	Mean	n	Range	Mean
^{137}Cs									
Milk (Bq/kg of FW)	5	0.01–0.03	0.02 ± 0.005	17	0.02–0.72	0.19 ± 0.02	20	0.01–0.08	0.03 ± 0.01
Whey (Bq/kg of FW)				9	0.01–0.62	0.23 ± 0.02	3	0.02–0.09	0.05 ± 0.01
Cheese (Bq/kg of TW)	1		0.01 ± 0.005	15	0.02–0.52	0.15 ± 0.02	11	0.01–0.05	0.02 ± 0.01
^{90}Sr									
Milk (Bq/kg of FW)	5	0.01–0.05	0.03 ± 0.01	17	0.04–0.16	0.06 ± 0.01	9	0.02–0.07	0.04 ± 0.01
Whey (Bq/kg of FW)				10	0.008–0.017	0.012 ± 0.005	3	0.007–0.014	0.01 ± 0.006
Cheese (Bq/kg of TW)	3	0.18–0.24	0.20 ± 0.05	17	0.18–0.93	0.39 ± 0.07	12	0.16–0.69	0.34 ± 0.07
^{40}K									
Milk (Bq/kg of FW)	5	47.2–55.8	50.5 ± 5.0	17	43.8–67.6	49.9 ± 5.1	21	41.8–51.7	47.6 ± 4.6
Whey (Bq/kg of FW)				10	45.4–59.9	49.2 ± 5.2	3	48.0–50.3	49.1 ± 4.4
Cheese (Bq/kg of TW)	3	34.8–36.0	35.4 ± 3.3	17	28.4–50.1	36.2 ± 3.7	12	22.6–31.2	28.4 ± 2.8
Ca									
Milk (g/kg of FW)	5	0.87–1.02	0.96 ± 0.10	16	0.74–1.02	0.89 ± 0.09	9	0.77–0.97	0.89 ± 0.09
Whey (g/kg of FW)				9	0.20–0.34	0.28 ± 0.03	3	0.25–0.29	0.27 ± 0.03
Cheese (g/kg of TW)	3	2.9–4.17	3.73 ± 0.37	13	4.92–6.59	5.55 ± 0.55	12	6.54–9.46	7.74 ± 0.77

¹The activities were reported as of January 1, 2008. The uncertainty of the mean figures is caused by measurement error.

²FW = fresh weight; TW = total weight.

and the statistically significant difference observed for milk was not found for cheese from these regions (Mann–Whitney test; $P > 0.05$).

Potassium-40 and Ca are considered to be chemical analogs for ^{137}Cs and ^{90}Sr , respectively. In milk, ^{40}K activity ranged from 41.8 to 67.6 Bq/kg of FW with a mean of 48.8 ± 4.8 Bq/kg of FW. This variability means that no regional difference in activity can be demonstrated (Kruskal–Wallis test; $P > 0.05$). Activity of ^{40}K in whey was of the same order of magnitude as in milk, with a mean of 49.20 ± 5.0 Bq/kg of FW, whereas it was lower in cheese, with a mean of 33.2 ± 3.3 Bq/kg of TW. Significant variations in ^{40}K activity were observed between the cheeses studied (Mann–Whitney test; $P < 0.01$). Most of the ^{40}K was concentrated in the aqueous phase, thus in the whey. The lowest ^{40}K activity was measured in hard cheeses, such as Comté during pressure drainage, ranging from 22.6 to 31.2 Bq/kg of TW. The highest activity was found in cheeses such as Coulommiers during spontaneous syneresis, ranging from 34.8 to 36.0 Bq/kg of TW. Although differences were observed between the selected cheese products, the wide variation in ^{40}K for the same type of cheese shows that the whey drainage stage produces discrepancies.

Calcium levels vary little in milk. There was no statistically significant difference between regions, and mean concentrations were around 0.91 ± 0.07 g/kg of FW (Kruskal–Wallis test; $P > 0.05$). Calcium levels in whey were lower than in milk, with a mean of 0.27 ± 0.03 g/kg of FW. In cheese, our data showed variation in calcium levels, with values ranging from 2.90 to 9.46 g/kg of TW. A distinct range of calcium levels was seen for

each type of cheese studied (Kruskal–Wallis test; $P < 0.001$): from 2.90 to 4.17 g/kg of TW for Coulommiers, 4.92 to 6.59 g/kg of TW for St-Nectaire, and 6.54 to 9.46 g/kg of TW for Comté. Direct relationships have been established between type of cheese and calcium content (Eck and Gillis, 2000). This is because calcium plays a decisive role in the acidification and rennet coagulation stage, forming the coagulum or curds and, thus, the cheese. During this phase, an irreversible reaction occurs, forming calcium bridges between the casein macro-peptides. Thus, the calcium content of cheese is an indicator of the acidification and the coagulation stage and provides a way of distinguishing between different types of cheese and also of detecting variations occurring within the same process. As Geering et al. (1990) reported, most ^{90}Sr transfers to cheese through casein precipitation. Activity in cheese was statistically higher than in milk (Wilcoxon signed-rank test; $P < 0.001$; $n = 25$).

Radionuclide Processing Factors to Cheese and Whey

Radiocaesium and radiostrontium Pf and Fr to cheese and whey are expressed in Tables 2 and 3. Processing efficiency, used for calculated Fr, is calculated using equations [3] and [4].

The Pf of ^{137}Cs to cheese ranged between 0.25 and 1.79. No significant difference was observed between St-Nectaire and Comté production processes (Mann–Whitney test; $P > 0.05$). The lowest and highest ^{137}Cs Pf was calculated for Comté products (Table 2).

Table 2. Radiocaesium (^{137}Cs) and radiostrontium (^{90}Sr) processing factor (Pf) and processing retention factor (Fr) to 3 types of cheeses

Item	Coulommiers			St-Nectaire			Comté		
	n	Range	Mean	n	Range	Mean	n	Range	Mean
$\text{Pe}_{\text{cheese}}^1$	5	3.53–6.45	5.00 ± 1.42	13	7.29–11.70	8.64 ± 2.56	6	11.37–18.69	13.55 ± 4.04
^{137}Cs Pf	2	0.39–0.69	0.55 ± 0.27	15	0.61–1.07	0.82 ± 0.19	10	0.25–1.79	1.07 ± 0.51
^{90}Sr Pf	2	3.95–4.54	4.25 ± 1.61	17	4.30–8.03	6.14 ± 1.74	6	6.43–12.16	9.32 ± 3.53
^{137}Cs Fr	2	0.10–0.20	0.15 ± 0.07	12	0.06–0.15	0.10 ± 0.03	4	0.02–0.15	0.09 ± 0.05
^{90}Sr Fr	2	0.78–0.83	0.81 ± 0.17	13	0.66–0.77	0.73 ± 0.16	6	0.66–0.73	0.71 ± 0.16

¹Processing efficiency (Pe) is evaluated from calcium concentrations in cheese and milk.

The Pe varied from cheese to cheese [AU6: Do you mean varied among cheese types or varied within individual cheeses of one type?]. Assuming that the Ca concentration in whey was 0.27 g/kg of FW, $\text{Pe}_{\text{cheese}}$ was, on average, 5.00 ± 1.42 for Coulommiers, 8.64 ± 2.56 for St-Nectaire, and 13.55 ± 4.04 for Comté. Thus, the amount of milk, calculated with $\text{Pe}_{\text{cheese}}$, was different according to the produced cheese (Kruskal–Wallis test; $P < 0.001$).

The Fr of ^{137}Cs to cheese ranged between 0.02 and 0.20. No difference in Fr values was found between the Comté and St-Nectaire products (Mann–Whitney test; $P > 0.05$). Coulommiers cheese showed the highest Fr (0.10–0.20). The IAEA (1994) transfer values exhibit a similar range of variation, between 0.05 and 0.23.

Data provided no evidence of any significant correlation between Fr and Ca concentration or ^{40}K activity in cheese, although the latter was assumed to be a radiocaesium analog. According to this observation, there was no enhancement of ^{137}Cs Pf in cheese with a Pf smaller than unity. Furthermore, large values of Pf and Fr recorded by a single cheese (Comté) showed that cheesemaking technology, especially manmade stages, would induce large variation of ^{137}Cs .

The Pf for ^{137}Cs to whey ranged between 0.86 and 1.30. No difference of Pf was observed between St-Nectaire and Comté production processes (Mann–Whitney test; $P > 0.05$). Regardless of the cheese produced, the Pe to whey ranged between 1.06 and 1.16. Such a short range suggests that Pe_{whey} value was globally stable and

not dependent on cheese type. The Fr of ^{137}Cs to whey ranged between 0.85 and 1.19 with no statistical difference between the St-Nectaire and Comté products (Mann–Whitney test; $P > 0.05$). These values were of the same order of magnitude as those found by IAEA (1994), which ranged between 0.73 and 0.96, showing that the activity in whey is close to that in milk. ^{137}Cs caesium tends to concentrate mainly in the phase with the highest water content, which, in cheesemaking, is the whey. This was previously observed by Wilson et al. (1988) for a hard cheese of the Cheddar type.

The Pf range of ^{90}Sr to cheese was large, from 3.95 to 12.16. The lowest Pf to cheese was for Coulommiers, ranging between 3.95 and 4.54. Higher values were observed for the St-Nectaire process (4.30–8.03) and higher still for the Comté process (6.43–12.16). The differences between Comté and St-Nectaire production processes are statistically significant (Mann–Whitney test; $P < 0.01$). Therefore, it seems that different cheesemaking methods affect the ^{90}Sr processing factor. The coagulation stage seems to be the key factor in the variability observed. A large Pf variation was found for the same cheese product (a factor of 2 for Comté and St-Nectaire). Seasonal variation of the microbiological and biochemical composition of milk is likely to alter the ^{90}Sr transfer for a given cheesemaking method (Eck and Gillis, 2000).

The cheese Fr for ^{90}Sr ranged between 0.66 and 0.83, with no statistical differences between the selected cheese processes (Kruskal–Wallis test; $P > 0.05$). Thus,

Table 3. Radiocaesium (^{137}Cs) and radiostrontium (^{90}Sr) processing factor (Pf) and processing retention factor (Fr) to 2 types of whey

Item	St-Nectaire whey			Comté whey		
	n	Range	Mean	n	Range	Mean
$\text{Pe}_{\text{whey}}^1$	13	1.09–1.16	1.13 ± 0.21	6	1.06–1.10	1.08 ± 0.18
^{137}Cs Pf	9	0.86–1.12	1.02 ± 0.16	3	0.95–1.30	1.11 ± 0.33
^{90}Sr Pf	10	0.16–0.27	0.21 ± 0.10	3	0.20–0.21	0.21 ± 0.16
^{137}Cs Fr	6	0.85–0.99	1.02 ± 0.28	3	0.86–1.19	1.02 ± 0.28
^{90}Sr Fr	6	0.15–0.24	0.20 ± 0.09	3	0.19–0.19	0.19 ± 0.14

¹Processing efficiency (Pe) is evaluated from calcium concentrations in cheese and milk.

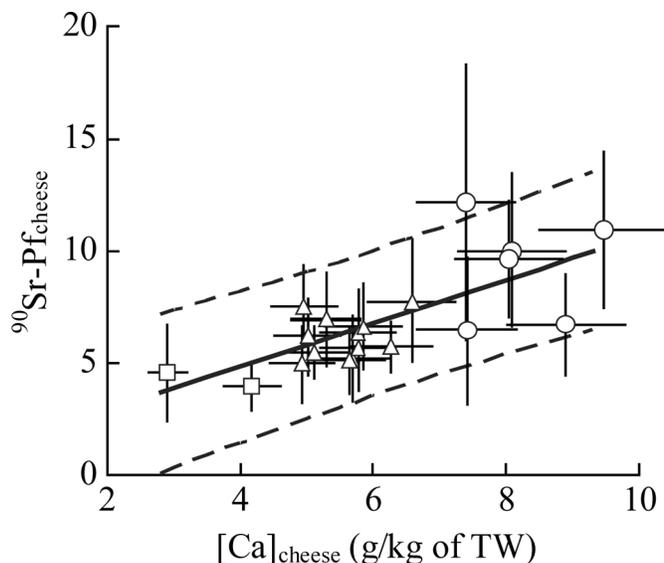


Figure 2. Radiostromium processing factor ($^{90}\text{Sr Pf}_{\text{cheese}}$) as a function of the Ca concentration in cheese. Linear regression: $y = 0.9754x + 0.927$, $r^2 = 0.53$. Cheeses: \square = Coulommiers; Δ = St-Nectaire; \circ = Comté.

small variations of retention factors were observed when the amount of milk needed, estimated through Ca concentration, was taken into account. Obtained Fr values fall in the high range established by IAEA (1994), which reported transfer in the cheese ranging between 0.025 and 0.80.

Thus, mass transfer regulates the ^{90}Sr concentration in cheese. As mentioned before, Ca concentration in milk was constant in the studied regions. Thus, the differences in Ca concentrations in cheese are direct indicators of $\text{Pe}_{\text{cheese}}$. A linear correlation is observed between Ca concentration in cheese and $^{90}\text{Sr Pf}$ (Figure 2):

$$^{90}\text{Sr Pf}_{\text{cheese}} = 0.975 \times [\text{Ca}]_{\text{cheese}} + 0.927,$$

where $[\text{Ca}]_{\text{cheese}}$ is given in grams per kilogram of TW, $r^2 = 0.57$.

This equation expresses the relationship between cheesemaking methods, specifically the acidification and coagulation stage correlated with the Ca level in cheese and the ^{90}Sr transfer from milk to cheese. Thus, cheeses with a high level of Ca concentration, such as hard cheese, show the highest $^{90}\text{Sr Pf}$, mainly because of the larger amount of milk needed to produce the cheese.

The Pf and Fr to whey did not strongly vary, ranging from 0.16 to 0.27 and from 0.15 and 0.25, respectively, regardless of the cheese (St-Nectaire and Comté); no statistical difference was found between the cheeses

(Mann-Whitney test; $P > 0.05$). Variations of the Fr to whey, ranging between 0.20 and 0.80, were reported by IAEA (1994).

CONCLUSIONS

The measurements of ^{137}Cs and ^{90}Sr activities in milk, whey, and 3 different kinds of cheese have shown variations in the transfer of these radionuclides. No difference of ^{137}Cs transfer to cheese was observed in the cheese products. We found large Pf variations in Comté cheese, which suggest that the process used for the production of this cheese would modify ^{137}Cs transfers. The transfer of ^{137}Cs to whey was constant and independent of the type of cheese product. The fact that there was no correlation between the $^{137}\text{Cs Pf}$ and its chemical analog (^{40}K) suggested different ways of transfer to dairy products. The $^{90}\text{Sr Pf}$ to cheese differed among types of cheeses and varied according to Ca concentration. Hard cheeses that are enriched in calcium enhance the $^{90}\text{Sr Pf}$ and thus are more sensitive than other cheeses. In the case of accidental contamination, changing the kind of cheese could be a useful way to limit radiocontaminant transfer to food.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the Comté industrial sector [the Interprofessional Gruyère and Comté Committee (CIGC) in particular], the St-Nectaire industrial sector, and the Groupement des Laiteries Coopératives Charente Poitou—Cooperative Dairy Group (GLAC), which helped the study by supplying the cheese samples. Special thanks to the farmers who provided these samples. The study had technical support from D. Mourier [AU7: Please add affiliation and location for Mourier.] for sampling and sample preparations. Thanks also to the LMRE [AU8: Please spell out LMRE and IRSN.] staff (IRSN, Orsay, France) for their help and patience in making the ^{137}Cs and ^{90}Sr measurements. Benoit Besson was funded (PhD grant) by the Franche-Comté Regional Council.

REFERENCES

- Albers, B. P., H. Steindl, W. Schimmack, and K. Bunzl. 2000. Soil-to-plant and plant-to-cow's milk transfer of radiocaesium in alpine pastures: Significance of seasonal variability. *Chemosphere* 41:717–723.
- Bouisset, P., and D. Calmet. 1997. Hyper pure gamma-ray spectrometry applied to low-level environmental sample measurements. Pages 73–81 in proceedings of the International Workshop on the Status of Measurement Techniques for the Identification of Nuclear Signatures [AU9: Please add name and location of publisher.].
- Eck, A., and J.-C. Gillis. 2000. *Cheesemaking: From Science to Quality Assurance*. Lavoisier, Paris, France.

- Froidevaux, P., J. J. Geering, L. Pillonel, J. O. Bosset, and J. F. Valley. 2004. ^{90}Sr , ^{238}U , ^{234}U , ^{137}Cs , ^{40}K and $^{239/240}\text{Pu}$ in Emmental type cheese produced in different regions of Western Europe. *J. Environ. Radioact.* 72:287–298.
- Gastberger, M., F. Steinhausler, M. H. Gerzabek, H. Lettner, and A. Hubmer. 2000. Soil-to-plant transfer of fallout caesium and strontium in Austrian lowland and Alpine pastures. *J. Environ. Radioact.* 49:217–233.
- Geering, J. J., C. Friedli, and P. Lerch. 1990. Method of determination of ^{90}Sr in the environment. *J. Trace Microprobe Techniques* 8:211–230.
- IAEA. 1994. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. IAEA, Vienna, Austria.
- ICRU. 2001. ICRU report 65: Quantities, units, and terms in radioecology. *J. ICRU* 1:XXX–XXX[**AU10: Please add page numbers.**]
- Lettner, H., P. Bossew, and A. K. Hubmer. 2000. Spatial variability of fallout caesium-137 in Austrian alpine regions. *J. Environ. Radioact.* 47:71–82.
- Lettner, H., A. Hubmer, P. Bossew, and F. Strelb. 2007. ^{137}Cs and ^{90}Sr transfer to milk in Austrian alpine agriculture. *J. Environ. Radioact.* 98:69–84.
- Macasek, F., and P. Gerhart. 1994. Distribution and speciation of caesium, strontium, and europium in the aqueous two-phase system milk-pectin. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 186:9–21.
- McGee, E. J., M. J. Keatinge, H. J. Synnott, and P. A. Colgan. 1995. The variability in fallout content of soils and plants and the design of optimum field sampling strategies. *Health Phys.* 68:320–327.
- Müller, H., and G. Pröhl. 1993. ECOSYS-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. *Health Phys.* 64:232–252.
- Pourcelot, L., D. Louvat, F. Gauthier-Lafaye, and P. Stille. 2003. Formation of radioactivity enriched soils in mountain areas. *J. Environ. Radioact.* 68:215–233.
- Pourcelot, L., P. Steinmann, and P. Froidevaux. 2007. Lower variability of radionuclide activities in upland dairy products compared to soils and vegetation: Implication for environmental survey. *Chemosphere* 66:1571–1579.
- Renaud, P., and D. Louvat. 2004. Magnitude of fission product depositions from atmospheric nuclear weapon test fallout in France. *Health Phys.* 86:353–358.
- Renaud, P., L. Pourcelot, J.-M. Métivier, and M. Morello. 2003. Mapping of ^{137}Cs deposition over eastern France 16 years after the Chernobyl accident. *Sci. Total Environ.* 309:257–264.
- Roussel-Debel, S., P. Renaud, and J. M. Métivier. 2007. ^{137}Cs in French soils: Deposition patterns and 15-year evolution. *Sci. Total Environ.* 374:388–398.
- Sigurgeirsson, M. A., O. Arnalds, S. E. Palsson, B. J. Howard, and K. Gudnason. 2005. Radiocaesium fallout behaviour in volcanic soils in Iceland. *J. Environ. Radioact.* 79:39–53.
- Smith, J. and N. A. Beresford. 2005. Chernobyl: Catastrophe and Consequences. Springer, New York, NY.
- UNSCEAR. 2000. Report to the General Assembly, Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation[**AU11: Please add location of publisher.**]
- Vosniakos, F., P. Karakoltsidis, A. Moutzias, A. Kesidou, S. Ganatsios, and A. Bizopoulos. 1989. Transfer of ^{121}I and ^{137}Cs from cow milk to cheese and other products. *Aust. J. Dairy Technol.* XX:44–46. [**AU12: Please add journal volume number.**]
- Wilson, L. G., R. C. Bottomley, P. M. Sutton, and C. H. Sisk. 1988. Transfer of radioactive contamination from milk to commercial dairy products. *J. Soc. Dairy Technol.* 41:10–13.

Discussion générale : hiérarchisation des facteurs de sensibilité des sols aux produits fromagers

La première partie de ce chapitre consiste à comparer les coefficients de transfert Cr et leur variabilité à chaque niveau de la chaîne pour évaluer le ou les maillons de la chaîne les plus filtrants pour les transferts de ^{137}Cs et ^{90}Sr . Dans une deuxième partie, les facteurs de sensibilité sont discutés en évaluant leur pertinence, leurs limites et les perspectives qu'ils apportent. Enfin, sur la base de la hiérarchisation établie des facteurs de sensibilité, une classification de la sensibilité radioécologique est réalisée pour un environnement donné.

A/ Comparaison des indicateurs de sensibilité à chaque maillon de la chaîne allant du sol aux produits laitiers

Une des difficultés pour discuter du transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr le long de l'ensemble d'une chaîne est d'uniformiser les coefficients évaluant le transfert à chaque étape. Dans ce chapitre, des coefficients spécifiques ont été calculés qui affinent les évaluations du transfert. L'idéal d'uniformisation est de réaliser des bilans complets des activités des radionucléides. Mais, compte tenu des contraintes d'une étude de terrain, cette évaluation n'est pas aisée et est soumise à de nombreuses approximations. Nous nous contenterons alors de discuter des variations des coefficients de transfert de masse (Cr).

A/1 Bilan des activités et des coefficients de transfert Cr du ^{137}Cs et du ^{90}Sr

Les activités en ^{137}Cs du sol jusqu'au lait décroissent, passant d'activités comprises entre 5,2 à 49,7 Bq kg⁻¹ MS dans les sols à des activités comprises entre 0,007 et 0,127 Bq kg⁻¹ MF dans le lait (Figure 6-1A). Ces activités restent stables ou sont supérieures jusqu'aux produits laitiers puisque les activités dans les fromages et le lactosérum sont comprises entre 0,011 et 0,184 Bq kg⁻¹ MF. Les activités massiques en ^{90}Sr sont semblables entre le sol et la végétation et comprises entre 0,74 et 18,89 Bq kg⁻¹ MS (Figure 6-1B). Lors du transfert au lait, les activités diminuent de deux ordres de grandeur, elles sont alors comprises entre 0,01 et 0,14 Bq kg⁻¹ MF. Le ^{90}Sr se concentre à nouveau dans les fromages avec des activités comprises entre 0,20 et 0,79 Bq kg⁻¹ MS. Il est intéressant d'observer que le ^{90}Sr est plus mobile que le ^{137}Cs : bien que les activités dans les sols soient plus importantes d'un ordre de grandeur pour le ^{137}Cs , les activités en ^{90}Sr dans les fromages sont plus élevées d'un ordre de grandeur par rapport au ^{137}Cs .

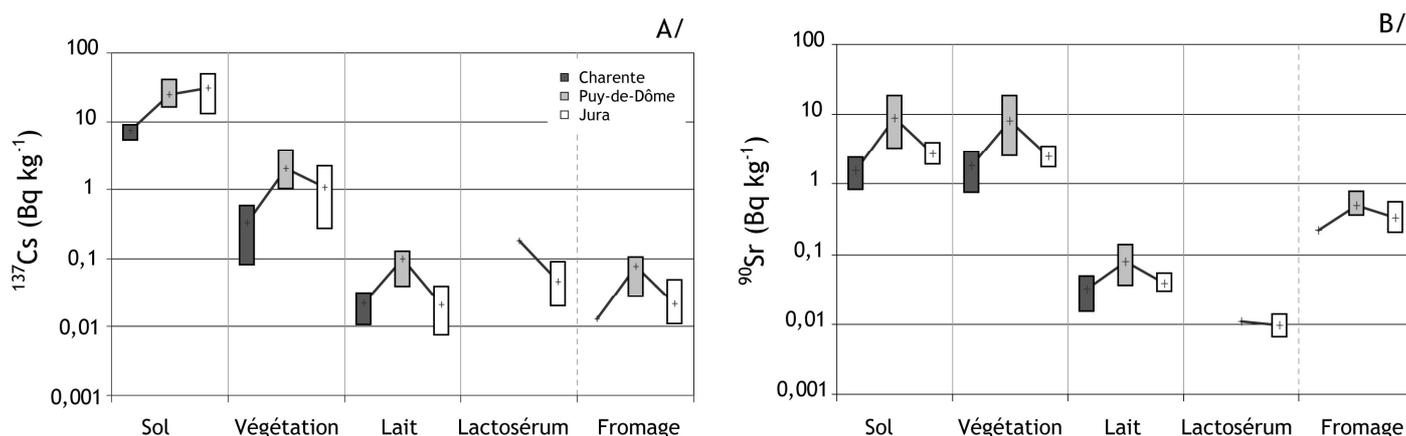


Figure 6-1 : Activité massique de ^{137}Cs (A) et ^{90}Sr (B) dans l'ensemble de la chaîne allant du sol aux produits laitiers (N = 15 stations par matrice pour ^{137}Cs et N = 9 pour ^{90}Sr). Les activités des matrices sol et végétation sont exprimées en Bq kg⁻¹ MS, le lait et les produits laitiers en Bq.kg⁻¹ MF.

La Figure 6-2 compare les coefficients de transfert (Cr) à chaque maillon de la chaîne et à plusieurs niveaux spatiaux (territoire français, région, station et site).

Le coefficient de transfert Cr du ^{137}Cs est faible à la végétation, et entre la ration des bovins et le lait (respectivement de 0,05 et 0,03, Figure 6-2A). A l'échelle du territoire français, il apparaît que le maillon de la chaîne le plus filtrant pour le ^{137}Cs se situe entre le lait et les produits fromagers (coefficient de transfert moyen de 0,89). Cette remarque est vraie quelque soit l'échelle d'observation (territoire national, région,...). A l'échelle du site, les coefficients les plus élevés sont effectivement situés encore entre les compartiments lait et les produits fromagers (Figure 6-2D).

Les coefficients de transfert les plus élevés à chaque maillon de la chaîne, se situent dans les trois régions d'étude. Ainsi, les coefficients de transfert à la végétation les plus élevés se situent dans le Puy-de-Dôme, les coefficients au lait les plus élevés sont situés en Charente. Enfin, les coefficients les plus élevés entre le lait et les fromages sont observés dans le Jura.

La variabilité des coefficients de transfert Cr la plus importante est observée dans la chaîne sol-végétation et végétation-lait (un ordre de grandeur, Figure 6-2D).

De plus, la position le long de la chaîne de transfert est importante. Ainsi, bien que le transfert de ^{137}Cs à la végétation soit faible, ce maillon est situé le premier le long de la chaîne et module indirectement les transferts suivants.

En conséquence, bien que le maillon de la chaîne le plus filtrant soit situé entre le lait et le fromage, l'ensemble des maillons sont importants à prendre en considération, notamment la variabilité et la position du maillon le long de la chaîne. Il n'est pas possible de statuer directement sur la sensibilité radioécologique d'une région et pour l'ensemble de la chaîne sur la base seule des valeurs des coefficients de transfert.

Les coefficients de transfert du ^{90}Sr les plus élevés sont situés entre le lait et les produits fromagers et entre le sol et la végétation (respectivement de 6,93 et 0,97). De même que pour le ^{137}Cs et bien que les coefficients de transfert aux fromages soient élevés, la variabilité des transferts au lait est importante (un ordre de grandeur) et les coefficients de transfert à la végétation, élevés, sont situés à la base de la chaîne de transfert.

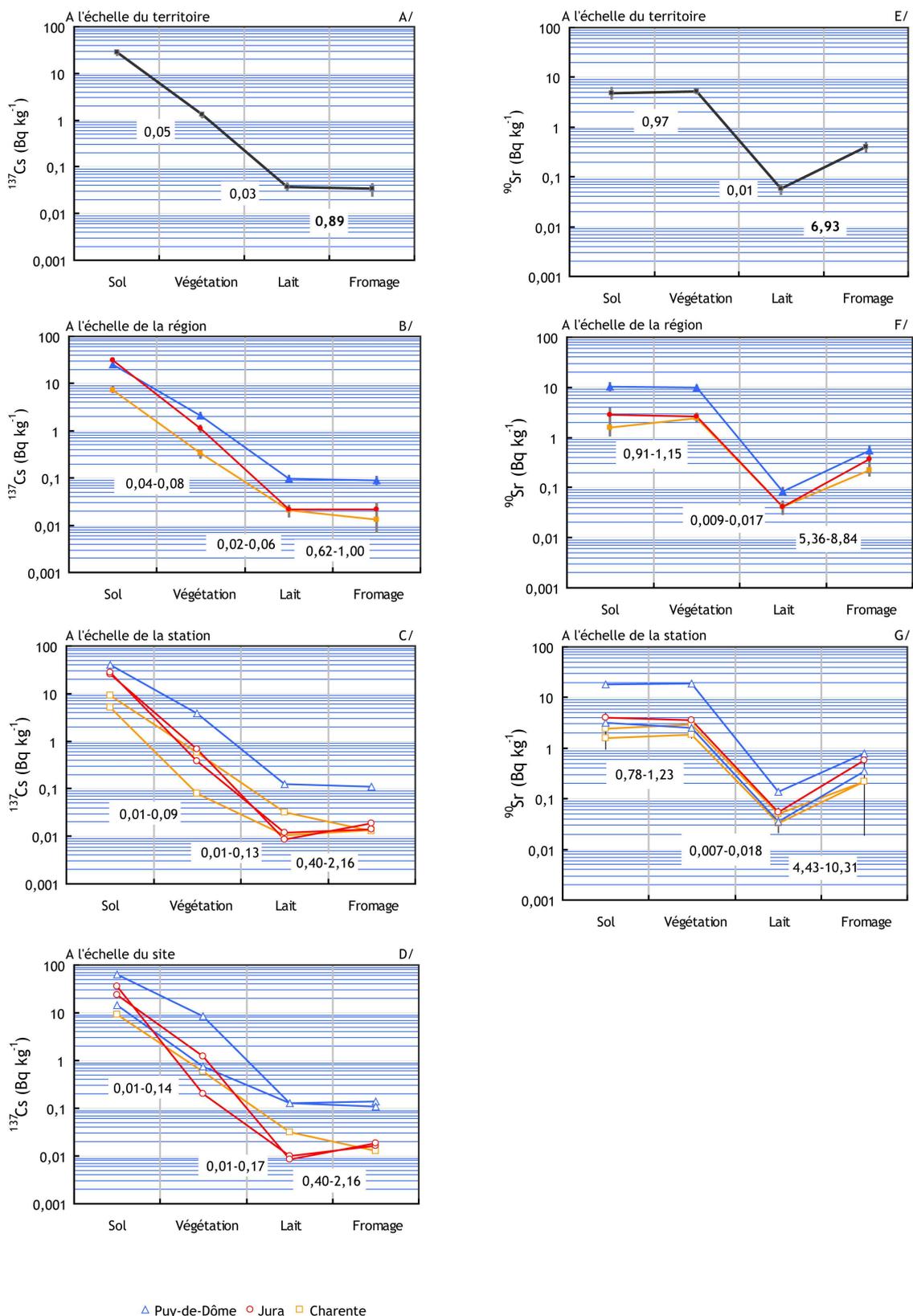


Figure 6-2 : Activités et valeurs minimum et maximum des coefficients de transfert Cr du ^{137}Cs et ^{90}Sr à chaque maillon de la chaîne de transfert allant du sol aux produits fromagers et à chaque échelle d'observation (Figure A et E - territoire français, B et F - région, C et G - station et D - site ; couleurs des courbes : orange : Charente, bleue : Puy-de-Dôme et rouge : Jura).

A/2 Représentativité, limites et perspectives de l'étude des indicateurs de sensibilité à chaque maillon

A/2.1 Transfert du sol à la végétation

A/2.1.1 Critique des aspects méthodologiques

La méthodologie employée pour définir les sites d'échantillonnage est basée sur les types de sol dominants. Cette méthode maximise ainsi les variabilités des coefficients de transfert rencontrés au sein de chaque station. Dans l'absolue, les surfaces de chaque type de sol devraient être pondérées par le coefficient de transfert calculé. Sans connaissances *a priori* de la relation entre le transfert de ^{137}Cs et le type de sol, cette démarche n'a pas été appliquée. L'estimation d'un indice de sensibilité du ^{137}Cs pour un environnement donné est proposée dans la partie C/ de ce chapitre. En comparaison des autres études, cette démarche est novatrice puisque elle tient compte des variabilités naturelles des stations, ce qui permet d'obtenir une représentativité correcte à l'échelle de l'exploitation et de la région.

Les prélèvements ont été effectués à deux saisons, au printemps et à l'automne. Ce choix se base avant tout sur des aspects pratiques puisque le prélèvement de la végétation des prairies est propice à ces périodes, avant la fauche et après les regains d'été. Cependant, divers études relatent de variations temporelles des transferts à la végétation qui sont expliquées notamment par des demandes physiologiques différentes de la végétation (Ehlken et Kirchner, 1996; Velasco *et al.*, 2004). Rantavaara *et al.* (2002) mesurent également ces variations saisonnières dans le lait, peut être due à des variations des transferts dans l'herbe broutée par les ruminants. Dans l'absolue, une caractérisation précise des variations temporelle permettrait de s'affranchir de ces variations cycliques où en tous les cas de comprendre davantage la saisonnalité des phénomènes. Une solution, proposée par Velasco *et al.* (2004), est de calculer le flux du ^{137}Cs à la végétation. Ce calcul tient compte des variations saisonnières de la densité de biomasse végétale, en lien avec le développement de la plante. De plus, ce paramètre permet de proposer le bilan complet en exprimant le transfert surfacique du sol jusqu'à la végétation. Dans notre étude, on constate que les valeurs de flux n'apportent pas davantage d'information que le coefficient de transfert agrégé (Cag). Cette faible plus-value s'explique en partie par un nombre de campagnes limitées dans le temps et des variations des transferts peu importantes au final, dans les périodes choisies.

A/2.1.3 Représentativité des méthodes de prélèvement

En ce qui concerne les prélèvements de sol, il existe deux paramètres particulièrement difficiles à estimer. Il s'agit de la biomasse racinaire pour une profondeur donnée et la migration verticale du radionucléide visé dans le sol. Nous avons choisis dans cette étude d'analyser, pour le ^{137}Cs , trois profondeurs de prélèvements, à 0-5, 5-10 et 10-15 cm de profondeur. Ce choix permet à la fois de renseigner la migration verticale tout en permettant de calculer des activités surfaciques. Toutefois, il est difficile de connaître la quantité de biomasse racinaire à ces profondeurs. Cette difficulté est encore accrue en ce qui concerne les transferts au maïs, directement sous forme d'ensilage. Les racines en pivot descendant plus profondément dans les sols et il est difficile d'estimer leur hauteur.

A/2.1.2 Représentativité des coefficients de transfert

Les coefficients de transfert C_r du ^{137}Cs entre le sol et la végétation prairial de la littérature sont compris entre $0,17 \times 10^{-2}$ et $5,3 \times 10^{-2}$ dans des sols en milieu continental (cf. Chapitre 1). Les transferts à la végétation à partir des andosols, constitués sur roche volcanique, sont accentués en comparaison des autres types de sols (Sigurgeirsson et al., 2005). Sur l'île de Tahiti pour des sols similaires, Descamps et Bernard (2005) calculent des coefficients compris entre 2,6 et 19,7. Les coefficients mesurés dans ce travail sont du même ordre de grandeur que ceux relevés dans la littérature (C_r compris entre $0,3 \times 10^{-2}$ et $14,8 \times 10^{-2}$).

Les coefficients C_r du ^{90}Sr sont compris dans la littérature entre 0,02 et 1,7. Les coefficients de transfert dans cette étude sont situés dans les valeurs supérieures ou au-delà (Figure 6-2G).

A/2.2 Transfert de la végétation au lait

A/2.2.1 Critique des aspects méthodologiques et métrologiques

Une des difficultés dans ce maillon de la chaîne est d'établir la traçabilité des échantillons de végétation et d'aliment destiné au bovin vis à vis des échantillons de lait. En Charente, la représentativité de l'échantillon d'ensilage de maïs est difficile à établir. De la même façon, il est difficile de connaître précisément la quantité des aliments destinés aux bovins. Dans le Jura et le Puy-de-Dôme, les proportions de complémentation (à base de tourteau essentiellement) ont été évaluées. Cependant, aucune mesure de ces compléments n'a été réalisée et la région d'origine de cette complémentation n'a pu être renseignée. Ce manque d'information induit des incertitudes dans les calculs de coefficient.

Un autre point particulièrement délicat à prendre en compte est la digestibilité des aliments et leur temps de transfert jusqu'au lait. Par soucis d'optimisation des déplacements entre les trois régions d'attache, les échantillons de végétation et de lait sont prélevés à la même période et ne tiennent pas compte du temps de la mise à l'équilibre. Compte tenu des variations des activités en fonction des saisons dans la végétation, avec notamment des pics d'activités à la fin de l'été, ce point est particulièrement important à renseigner.

Les activités en ^{90}Sr et ^{137}Cs mesurées actuellement en France et dans le lait sont globalement faibles. Ces faibles niveaux induisent une incertitude parfois importante et dans certains cas, des activités inférieure à la limite de détection. Les incertitudes liées sont fonction de l'activité et sont comprises entre 9 et 46 %, pour ^{137}Cs .

A/2.2.3 Critique du calcul des coefficients de transfert

Pour finaliser le bilan, il nous faut connaître la quantité d'aliment ingérée et les quantités de lait produites. Théoriquement, les quantités ingérées par jour sont comprises entre 14 et 16 kg de matière sèche, avec des fluctuations allant de 10 à 20 kg par jours. Les quantités de lait produites sont variables suivant les races (en moyenne de 6158 kg de lait produit par an pour les Montbéliardes et de 9 à 11 000 kg pour les *Prim'Holstein*), leur âge et le nombre et la période des lactations. Ces paramètres ne sont pas connus avec précision par les éleveurs quelque soit la station d'étude. En dehors de conditions parfaitement contrôlées, un bilan précis des quantités ingérées ne peut être envisagé.

A/2.3 Transfert du lait aux produits laitiers

A/2.3.1 Représentativité des méthodes de prélèvement

Comme pour le transfert au lait, la représentativité des échantillons de fromage vis-à-vis de l'échantillon de lait est parfois difficile à établir. Cet aspect est particulièrement aisé dans le Puy-de-Dôme, où le fromage St-Nectaire fermier est fabriqué le soir après la traite et limite ainsi les soucis de traçabilité. Dans le Jura, le Comté est fabriqué à partir de laits de différentes fermes autour de la fruitière (fromagerie). En Charente, les fromages Coulommiers sont fabriqués à partir des collectes d'une zone correspondant à un département. Ce sont donc des problèmes d'échelle spatiale et de traçabilité qui sont mis en avant ici avec un nombre de prélèvements de lait souvent limité (3 prélèvement de lait en Charente pour une mesure dans les fromages).

A/2.3.2 Critique du calcul des coefficients de transfert

Comme pour le transfert au lait, l'estimation du transfert se base sur le calcul de coefficients. Dans cette étude, le facteur d'efficacité de transformation est déduit à l'aide des concentrations en calcium dans les fromages. Ce paramètre nous permet d'évaluer la quantité de lait nécessaire pour fabriquer un kilogramme de chacun des fromages échantillonnés

B/ Représentativité, limites et perspectives de l'étude des facteurs de sensibilité à chaque maillon

B/1 Transfert du sol à la végétation

Compte tenu des connaissances acquises par le passé, un nombre important de facteurs de sensibilité a été choisi pour ce maillon de la chaîne de transfert.

B/1.1 Limites et perspectives d'étude des facteurs de sensibilité principaux

B/1.1.1 Limite de l'estimation de la quantité de sol adhéree sur la végétation

Les particules de sol adhérees sur la végétation sont un paramètre important à considérer pour le transfert du ^{137}Cs . La quantification par le thorium radioactif est peu concluante, mais permet une estimation des quantités adhérees. Le choix des sites de prélèvement s'avère délicat pour décrire efficacement ce phénomène à l'échelle de la station, un échantillon pouvant très bien être contaminé par quelques grammes de sol seulement.

B/1.1.2 Limite de la caractérisation des espèces floristiques

Les transferts de ^{137}Cs sont variables en fonction de l'espèce considérée (jusqu'à un ordre de grandeur pour un même site). Dans la littérature, d'autres études réalisent ces mêmes observations. Lettner et *al.* (2006) ajoutent qu'une prairie est constituée d'un panel d'espèces qui montrent des transferts de radionucléides variables mais que c'est l'ensemble qu'il est important de caractériser. Ils ajoutent que de plus les variations observées sont moins élevées que peuvent être celle observées entre deux types de sol différents.

La famille des Scrofulariacées sont susceptibles d'augmenter les coefficients de transfert de ^{137}Cs . Typiquement pour cette famille, l'appétence est très faible. C'est un aspect non pris en

compte dans cette étude. Une deuxième limite est que les relevés sont effectués au printemps et ne sont pas renouvelés en automne. Les contributions spécifiques ainsi que les espèces sont susceptibles d'être différents entre ces deux saisons pour un même site.

B/1.1.3 Perspective d'étude de la Sorption et la désorption des radionucléides dans les sols

Le taux d'argile apparaît dans notre étude comme étant le premier facteur intervenant dans la sorption du ^{137}Cs . Ce facteur a d'ailleurs été largement documenté par le passé dans diverses études comme étant un paramètre essentiel. Compte tenu de l'importance de ce facteur, les différents types d'argile ont été renseignés sur certains sites clefs. Il apparaît que les méthodes d'estimation sont peu concluantes et ne permettent pas d'aboutir à des données quantitatives. La matière organique, en se fixant sur les argiles, accentue les transferts de ^{137}Cs . Un autre facteur permettant de décrire la désorption est le pH, qui est une expression des capacités de désorption en H^+ du sol. Les qualités de sorption et de désorption seraient intéressantes à connaître plus précisément. Des expérimentations en injectant une source radioactive dans du sol, permettrait une meilleure caractérisation des propriétés des sols étudiés. Les méthodes RIP (*Radiocaesium Interception Potential*) pourraient tout à fait convenir pour traduire les capacités des sols. Plus compliquées à réaliser, des prélèvements *in situ* de solutions des sols pourraient permettre une estimation des capacités de désorption du ^{137}Cs . Cependant, dans les régions étudiées où les activités dans les sols sont faibles, ces études sont difficilement possibles (due notamment aux contraintes liés aux quantités de solution à échantillonner).

B/1.1.4 Perspectives d'étude des facteurs climatiques

Les facteurs climatiques apparaissent en premier lieu des facteurs de sensibilité du transfert du ^{90}Sr . Pour le ^{137}Cs , la température avant le prélèvement s'avère primordiale. Ces facteurs influent directement sur le développement des plantes. C'est plutôt l'intégration des paramètres climatiques qu'il conviendrait de prendre en compte ici pour caractériser le développement.

L'utilisation d'un modèle agronomique permettrait de traduire des variables de sortie illustrant ce développement. Le modèle STICS est un modèle de fonctionnement des cultures à pas de temps journaliers (Brisson et al., 2003). Il prend en compte à la fois les paramètres climatiques quotidien, mais aussi les paramètres du sol ou liés aux itinéraires techniques. Une autre possibilité de ce modèle est qu'il renseigne sur la biomasse racinaire. Il serait intéressant de coupler cette variable de sortie avec les modèles comportementaux décrivant le transfert de ^{137}Cs aux plantes en utilisant les quantités de biomasse prédites.

B/1.2 Critique des méthodes statistiques employées

A l'issue de cette étude, des facteurs de sensibilité sont identifiés et hiérarchisés à l'aide de diverses méthodes : qualitative, multivariée, linéaire et par discrétisation et tests de comparaisons multiples. La méthode qualitative, basée sur la dénomination des types de sol, est la plus simple à mettre en œuvre, mais est sujette à caution : on observe par exemple une variabilité importante des coefficients de transfert pour certains types de sol. La méthode par discrétisation et tests de comparaison multiples, la plus précise dans cette étude, permet d'identifier 20 facteurs de sensibilité (le facteur température, calculé à 3 dates avant le prélèvement est regroupé en un seul).

Les deux principales difficultés en termes de méthodologie ont été :

- de discuter de facteurs indépendants, c'est-à-dire se regroupant le moins possible. Cet aspect est particulièrement délicat, puisque les facteurs sont de toute façon tous en interactions. Par exemple, les groupements végétaux se constituent sur des types de sols particuliers, la capacité d'échange cationique intègre un certains nombres de paramètres, tel que les cations échangeables ou la granulométrie,...
- de s'affranchir de la linéarité des phénomènes observés. Compte tenu du nombre plus faible d'échantillon pour l'étude du transfert du ^{90}Sr , seule cette méthode a été possible de réaliser.

B/1.3 Comparaison des prédictions du coefficient de transfert Cr à l'aide d'un modèle semi-mécanistique

Le modèle semi-mécanistique d'Absalom permet de prédire les coefficients de transfert à partir des paramètres taux d'argile, pH, matière organique, CEC et potassium échangeable. La comparaison des Cr trouvés et prédits sont illustrés dans la Figure 6-3. Il apparaît que les coefficients de transfert Cr du ^{137}Cs prédits sont sous-évalués par rapport aux coefficients calculés à partir des analyses. Un des paramètres non pris en compte dans ce modèle est justement la

quantité de sol adhérent directement sur la végétation. La différence est accentuée pour les plus élevés, supérieurs à 0,1.

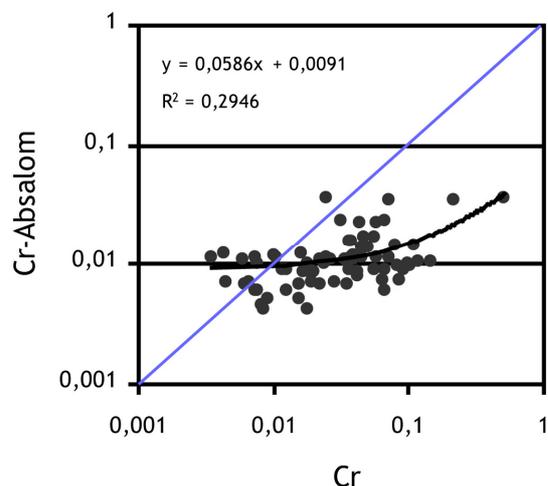


Figure 6-3 : Comparaison des valeurs de coefficient de transfert Cr du ^{137}Cs en fonction des valeurs Cr prédites par le modèle semi-mécanistique d'Absalom (Absalom *et al.*, 1996).

B/1.4 Evolution des facteurs de sensibilité face aux changements climatiques globaux

Outre le fait de caractériser le transfert des radionucléides à un instant t , il s'avère primordial de prédire les évolutions possibles de ce transfert dans le temps, notamment à l'heure actuelle du changement climatique. Dowdall et *al.* (2008) ont estimé les maillons de la chaîne de transfert les plus sensibles face à ces changements (Figure 6-4). Il apparaît que les facteurs de sensibilité principaux pour le transfert du ^{137}Cs sont également les plus sensibles face à un réchauffement climatique. La remise en suspension de sol adhérent sur la végétation s'avère accentuée face à ces changements.

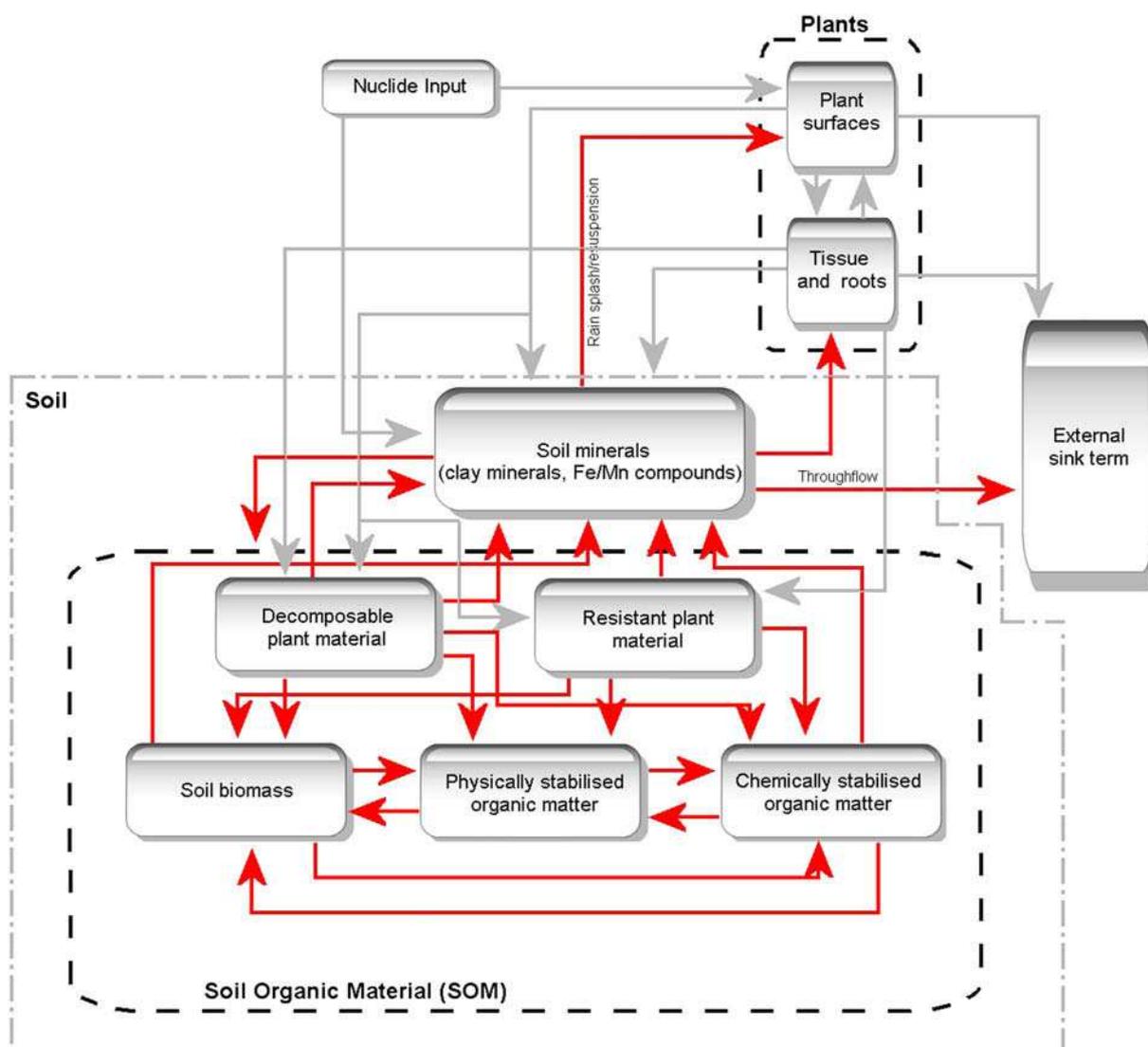


Figure 6-4 : Schéma des processus principaux intervenant dans le transfert des radionucléides du sol à la végétation. Les flèches rouges correspondent aux processus de transfert vulnérables au changement climatique (Schreckhise, 1980; Dowdall et *al.*, 2008).

B/2 Transfert de l'alimentation au lait

Un des paramètres modulant le transfert de ^{137}Cs au lait s'avère être la quantité d'argile ingérée (particules de sol adhérentes sur la végétation). Cette quantité d'argile est mesurée par des mesures en Th stable dans divers aliments du bétail. Une limite importante concerne la représentativité de l'échantillon par rapport à la masse réellement ingérée. De plus, le taux d'argile des sols provient des trois sites de chaque station, et ne représente pas forcément la quantité d'argile réellement ingérée. Des études complémentaires dans les fèces (Th stable et ^{137}Cs) permettraient d'aboutir à des caractérisations plus fines à la fois sur les bilans du ^{137}Cs mais aussi sur la quantité de sol dans l'alimentation, ceux-ci étant très peu absorbés (absorptions inférieures à 5 %). Un autre élément important concerne la composition de l'aliment consommé. Dans cette étude, les différents types d'aliment sont décrits et les proportions ingérées sont renseignées. Il s'avère cependant que ces proportions soient soumises à une importante incertitude.

Concernant le transfert du ^{90}Sr , il ressort de cette étude que la quantité de calcium ingérée s'avère être un facteur déterminant. Cet effet a déjà été observé par le passé et des modélisations ont été réalisées sur la base de données expérimentales. Les mesures réalisées dans cette étude rejoignent les résultats issus des modèles bien que, pour des quantités de calcium ingérées faibles, les coefficients de transfert sont sous-évalués dans notre cas (Figure 6-5).

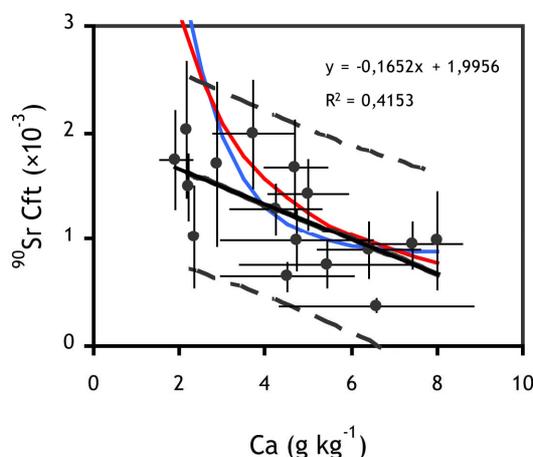


Figure 6-5 : Coefficient de transfert (Cft) du ^{90}Sr au lait en fonction de la concentration en calcium dans les aliments destinés aux bovins (présente étude). La droite noire correspond à la droite de régression linéaire calculée à partir des valeurs des coefficients Cft. Le calcul du coefficient est basé sur une quantité d'aliment ingéré de 16 kg par jour de matière sèche. Les courbes rouges et bleues correspondent aux modèles déjà existants (Beresford et al., 1998; Beresford et al., 2000).

B/3 Transfert du lait aux produits laitiers

L'essentiel du ^{137}Cs se concentre dans le lactosérum à la suite de la transformation fromagère. Il apparaît que le transfert du ^{137}Cs n'est pas influencé directement par une fabrication plutôt qu'une autre. On observe par exemple une variabilité aussi importante des coefficients de transfert pour une même fabrication qu'entre les fromages fabriqués. C'est le cas notamment de la fabrication du Comté. Il apparaît que pour cette fabrication, les technologies soient variables notamment en ce qui concerne les méthodes de séparations mécaniques du caillé. L'influence de ces méthodes de séparation sur le transfert du ^{137}Cs entre le lactosérum et le fromage pourrait être « affiner ».

Le ^{90}Sr se concentre fortement dans les fromages. Il suit la même voie que son homologue chimique, le calcium, lors des fabrications fromagères, et plus précisément lors de la phase chimique de coagulation. Cette phase se décline en deux étapes dans les fromages étudiés : une phase chimique dite coagulation acide, et une phase de coagulation présure, biologique. La coagulation présure est dominante pour les fromages fabriqués dans cette étude. La phase de coagulation acide est majoritaire pour la fabrication de fromages frais. Les conditions de transfert du ^{90}Sr pour ce type de fromage sont encore mal comprises et les coefficients proposés encore trop variables. Une étude du transfert du ^{90}Sr dans différents fromages frais permettrait d'approfondir les connaissances.

C/ Caractérisation de la sensibilité radioécologique du ^{137}Cs pour un environnement donné

L'étape ultime de ce travail est de proposer un outil opérationnel permettant d'évaluer la sensibilité radioécologique pour une zone de prairie permanente donnée. Il s'agit ainsi de proposer une méthode qualitative, utilisable simplement dans une étude de terrain à l'échelle de l'exploitation laitière. A cette fin, la typologie et la classification des types de sol est réutilisée. Compte-tenu des résultats des indicateurs et des facteurs de sensibilité identifiés dans cette étude, une caractérisation est proposée pour le ^{137}Cs dans la chaîne de transfert allant du sol au lait.

C/1 Transfert sol-végétation prairiale

En ce qui concerne le transfert sol-végétation, quatre facteurs de sensibilité sont pris en compte. Il s'agit du taux d'argile, du pH, du pourcentage de matière organique et de la température moyenne 60 jours avant le prélèvement. Pour chacun de ces facteurs, trois classes sont établies (Tableau 6-1).

Classe (C)	Argile (FP = 9)	pH (FP = 8)	Température 60 jours avant le prélèvement (FP = 8)	Matière organique (FP = 6)
1	Texture argileuse	> 6,5	12 à 14 °C	rien
2	Texture argilo-limoneuse ou limono-argileuse	entre 5 et 6,5	10 à 12 °C	H
3	Texture limoneuse ou sableuse	< 5	8 à 10 °C	HH

Tableau 6-1 : Discrétisation des facteurs de sensibilité principaux permettant une caractérisation de la sensibilité radioécologique du ¹³⁷Cs. Entre parenthèse, facteur de pondération (FP) à appliquer pour chaque facteur (issue de la classification par discrétisation et testes de comparaisons multiples appliqué dans le Chapitre 4).

Pour chaque unité cartographique de sol, les classes établies sont appliquées à partir du sigle morpho-fonctionnel (Figure 6-6). Pour chaque unité, un score (S_u) est obtenu selon la formule :

$$S_u = \sum(C \times FP_i)$$

C : valeur de la classe,

FP_i : facteur de pondération appliqué au facteur de sensibilité i.

L'ensemble des scores sont alors pondérés aux surfaces pâturées. On obtient alors un score (S_{végétation}) caractérisant l'ensemble de la station pour le transfert sol-végétation.

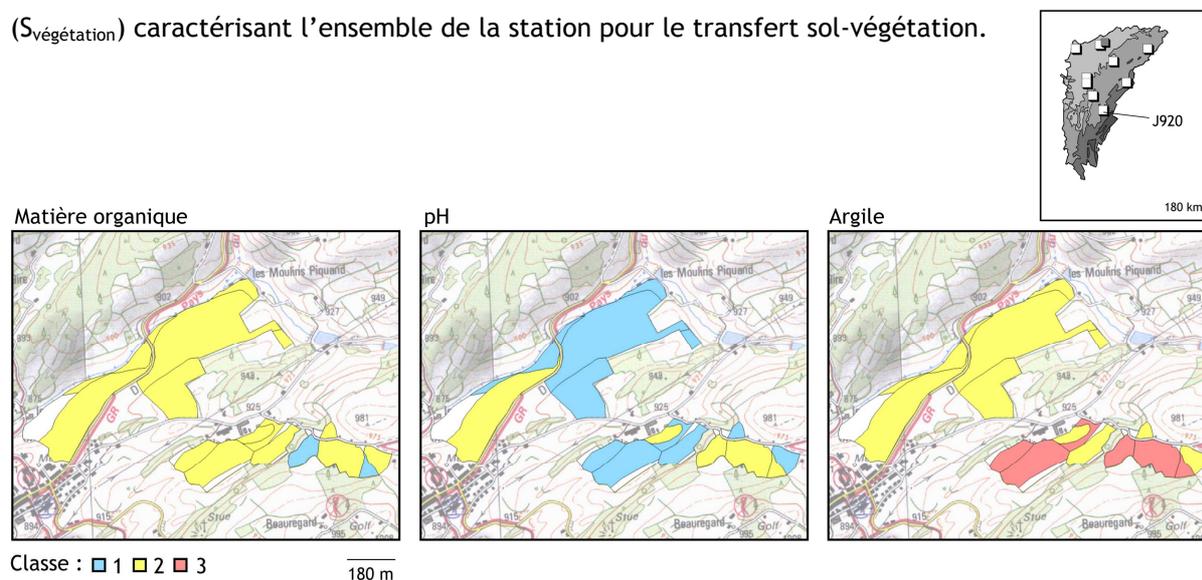


Figure 6-6 : Classes de matière organique, pH et argile dans la station du Jura J920.

$$S_{\text{végétation}} = \frac{\sum S_u \times \text{Surface}_{\text{unité}}}{\text{Surface}_{\text{totale}}}$$

Le score $S_{\text{végétation}}$ est compris entre 31 et 93.

Un exemple est illustré dans la Figure 6-7.

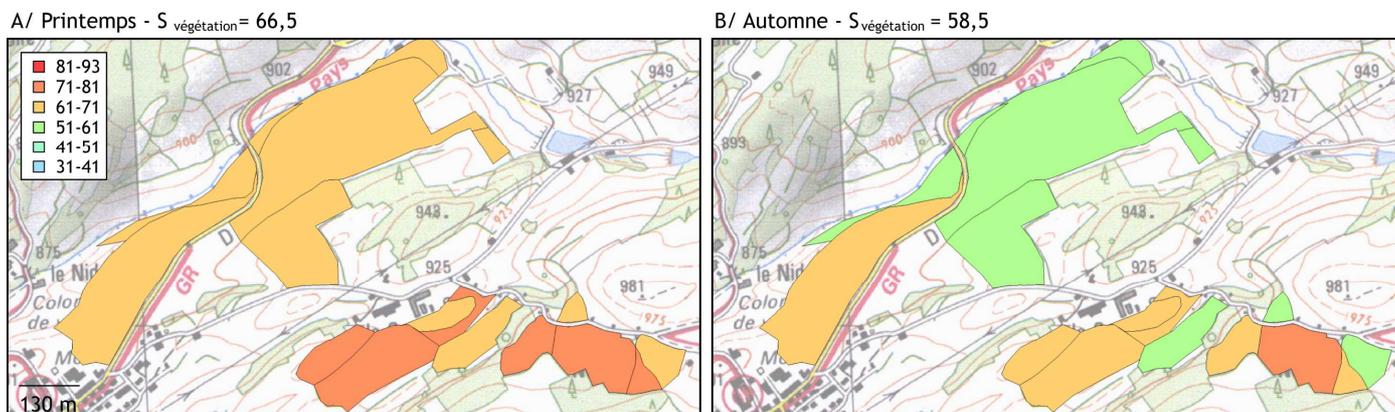


Figure 6-7 : Illustration du score traduisant le transfert sol-végétation établie dans la station du Jura J920 (deux saisons sont illustrées, A/ printemps et B/ automne). La discrétisation est effectuée sur des classes de même amplitude.

Il apparaît dans notre exemple que la station J920 témoigne de transferts du ^{137}Cs à la végétation intermédiaires à forts (classes représentées allant de 3 à 5). Lorsque que l'on compare ces scores aux coefficients de transfert agrégés (Cag) calculés dans le chapitre 4, ceux-ci sont situés dans des classes équivalentes. Cette station fait effectivement partie des stations à Cag élevés, avec des valeurs variables au sein de la station.

C/2 Transfert de l'alimentation au lait

Sur la base des résultats du chapitre 5 et de la relation qu'il existe entre la quantité de d'argile ingérée et le coefficient de transfert au lait, on opère de la même façon une classification dans la chaîne de transfert allant du l'alimentation des bovins au lait (Tableau 6-2). La relation entre le taux d'argile et le coefficient de transfert Cr du ^{137}Cs n'est pas linéaire, la classe 2 est donc occultée, ce qui accentue les transferts pour les classes 3, avec un taux d'argile dans l'alimentation inférieure à 0,1 %.

Classe	Argile dans la végétation(%)
1	> à 0,1
3	< à 0,1

Tableau 6-2 : Discrétisation du taux d'argile dans la végétation afin de caractériser le transfert du ^{137}Cs au lait.

Dans l'exemple de la station du Jura J920, les deux échantillons de végétation ont des taux d'argiles supérieures à 0,1 % (voir Chapitre 5). Ils appartiennent donc à la classe 1 (et donc un score de 1), correspondant à des transferts faibles.

C/3 Caractérisation du transfert du sol au lait

Sur l'ensemble de la chaîne allant du sol au lait, le transfert du ^{137}Cs est caractérisé. Les scores de chaque maillon sont additionnés et l'on obtient un score global pour la station. Les maillons de la chaîne de transfert sont de même niveau. C'est ainsi que le score $S_{\text{végétation}}$ est ramené sur une échelle allant de 1 à 3. Dans le cas de la station J920 située à Longchaumois, la score global est alors de $2,14 + 1 = 3,14$ au printemps et de $1,89 + 1 = 2,89$ en automne. Les scores globaux sont compris entre 2 et 6.

RESUME

Les coefficients de transfert de ^{137}Cs et ^{90}Sr le long de la chaîne allant du sol au lait et aux produits laitiers sont, à chaque maillon, variables, filtrant ou non, en début de chaîne ou non. Pour le ^{137}Cs , le maillon le plus filtrant est situé en fin de chaîne entre le lait et les produits laitiers. Les coefficients de transfert de ce maillon sont variables mais encore mal compris, notamment du fait que l'on observe cette variabilité au sein même d'une production fromagère. Des technologies variables entre les fromageries d'une production sont susceptibles d'expliquer ces variations.

De la même façon, les coefficients de transfert du ^{90}Sr les plus filtrants sont situés entre le lait et les fromages. Le transfert du ^{90}Sr est en relation avec la phase chimique de coagulation. Les fromages frais, non étudiés dans cette étude, utilisent majoritairement la coagulation acide pour leur fabrication. Le transfert du ^{90}Sr avec ce type de coagulation est encore mal connu et pourrait nécessiter de plus amples recherches.

Enfin, un outil opérationnel d'évaluation de la sensibilité du transfert de ^{137}Cs du sol au lait dans un environnement donné est proposé. Cet outil prend en compte 4 facteurs de sensibilité pour le transfert du sol à la végétation et 1 de l'aliment au lait.

Conclusion

A chaque niveau de la chaîne de transfert du ^{137}Cs et du ^{90}Sr allant du sol aux produits laitiers et fromagers, des facteurs de sensibilité ont été déterminés et hiérarchisés.

Concernant le ^{137}Cs et le transfert à la végétation, quatre méthodes ont permis de hiérarchiser les facteurs de sensibilité du transfert sol-végétation : une méthode qualitative, multivariée, linéaire et de discrétisation puis utilisation de tests de comparaisons multiples. La méthode la plus fine est la hiérarchisation par discrétisation, suivie de tests de comparaison multiple. Cette méthode non-linéaire a permis de hiérarchiser 22 facteurs de sensibilité. Les propriétés physico-chimiques des sols, c'est-à-dire le taux d'argile ainsi que le pH, sont les facteurs les plus déterminants pour le transfert du ^{137}Cs . Diverses études ont modélisé le rôle de l'argile sur la rétention du ^{137}Cs dans les sols. Les coefficients de transfert estimés par un modèle semi-mécanistique (Absalom et *al.*, 1996), qui tient compte uniquement des paramètres physico-chimique des sols (pH, taux d'argiles, CEC et K^+ échangeable), sont plus faibles que les coefficients observés dans cette étude. Ceci montre l'importance d'autres voies de transfert telles que la remise en suspension de sol à la surface de la végétation. Ce facteur de sensibilité apparaît en 3^{ème} position de la hiérarchisation proposée. Ce facteur de sensibilité est susceptible, à l'avenir, de devenir prépondérant en comparaison du transfert racinaire du ^{137}Cs . C'est ce que laisse supposer les travaux de Dowdall et *al.* (2008) sur les conséquences des modifications climatiques sur le transfert de ^{137}Cs à la végétation.

Il apparaît dans cette étude que le transfert de ^{137}Cs au lait est accentué en Charente, où les bovins en stabulation sont nourris principalement d'ensilage de maïs. Ce type d'aliment est susceptible d'accentuer les transferts en modifiant notamment les absorptions. C'est aussi cet aliment qui contient le moins de particules de sol et d'argile à sa surface. En effet, des analyses en thorium stable dans la ration ont permis d'identifier les pourcentages de sol présents dans la ration. Une relation inverse a montré que les teneurs en argile dans la ration diminuent le transfert de ^{137}Cs au lait. Divers auteurs ont montré l'intérêt d'ajouter de l'argile à la ration des troupeaux dans le but de diminuer les transferts du ^{137}Cs dans les denrées laitières. Des analyses plus précises concernant la qualité de l'aliment ingéré, notamment le taux de fibre, mais aussi concernant les quantités d'argile ingérées, par des mesures en thorium dans les fèces par exemple, permettraient d'identifier quel paramètre (type d'aliment ou quantité d'argile ingéré), influence significativement le transfert du ^{137}Cs .

La variation des coefficients de transfert du ^{137}Cs aux productions fromagères ne permettent pas d'identifier une production accentuant les transferts. De trop fortes variations du transfert sont effectivement observées pour un même type de fromage. C'est notamment le cas du Comté. Pour ce fromage, des technologies varient d'une fromagerie à une autre (notamment lors du brassage du

caillé), suggérant des modifications dans les transferts de ^{137}Cs observés. Le transfert de ^{137}Cs au lactosérum est constant et indépendant du type de fromage produit. Il n'existe pas de corrélations entre le facteur de transfert Pf et les activités en ^{40}K du fromage ce qui suggère que les voies de transfert sont différentes pour ces deux éléments, lors de la fabrication des fromages.

Ainsi, pour le transfert du ^{137}Cs , un indice de sensibilité pour un environnement donné est proposé. Cet indice permet une évaluation rapide du transfert du ^{137}Cs du sol au lait à l'aide d'un faible nombre de descripteurs retenus (tels que la quantité de matière organique, d'argile ou encore le pH du sol). La comparaison de cet indice en tenant compte de l'ensemble des données acquises dans cette étude permettrait d'en estimer la robustesse.

Pour le ^{90}Sr et le transfert à la végétation, la hiérarchisation par analyse des relations linéaires montre que les facteurs de sensibilité liés au climat sont les plus déterminants. Seule l'insolation 90 jours avant le prélèvement est corrélée de façon significative au coefficient de transfert (Cag). Les facteurs climatiques sont probablement un indicateur de l'état physiologique des espèces prairiales. La confrontation des données acquises dans cette étude avec un modèle agronomique, estimant en outre le développement racinaire et foliaire à partir notamment des données climatiques, serait une piste de recherche intéressante. De plus, l'acquisition d'un nombre de données significatif des activités en ^{90}Sr (analyses longues et onéreuse) permettrait d'affiner ce résultat en réalisant des analyses statistiques non linéaires.

Les données acquises dans cette thèse montrent que le transfert de ^{90}Sr dans le lait est modulé par la concentration en calcium dans la ration des bovins. Une relation linéaire montre qu'une forte concentration en calcium dans la ration quotidienne réduit le transfert du ^{90}Sr ($R^2 = 0,42$). Cette observation a déjà fait l'objet de publications qui suggèrent un contrôle homéostatique du ^{90}Sr . Dans la littérature scientifique, le lien avec le calcium est controversé, notamment du fait que les variations du coefficient de transfert du ^{90}Sr soient faibles par rapport aux variations des quantités ingérées en calcium.

Le coefficient de transfert du ^{90}Sr aux fromages varie d'un type de fromage à un autre, en fonction de la concentration en calcium dans le fromage. Le transfert en ^{90}Sr est accentué dans les fromages à pâte dure qui sont enrichis en calcium. L'étude du transfert de ^{90}Sr sur différents fromages frais, à coagulation acide dominante, permettraient de compléter les travaux réalisés dans cette étude.

Bibliographie

- Absalom, J.P., Crout, N.M.J., Young, S.D., 1996. Modeling radiocesium fixation in upland organic soils of northwest England. *Environmental Science and Technology* 30, 2735-2741.
- Absalom, J.P., Young, S.D., Crout, N.M.J., Nisbet, A.F., Woodman, R.F.M., Smolders, E., Gillett, A.G., 1999. Predicting soil to plant transfer of radiocesium using soil characteristics. *Environmental Science and Technology* 33, 1218-1223.
- AFES, 1995. Référentiel pédologique. INRA.
- AFNOR, 1996. Qualité des sols -Environnement- Recueil de normes françaises.
- Agabriel, C., Coulon, C., Journal, C., De Rancourt, B., 2001. Composition chimique du lait et systèmes de production dans les exploitations du Massif Central. *Prod. Anim.* 14, 119-128.
- Agabriel, C., Coulon, J.B., Journal, C., Sibra, C., Albouy, H., 1999. Variabilité des caractéristiques des fromages saint-nectaires fermiers : relations avec la composition du lait et les conditions de production. *Lait* 79, 291-302.
- Al Rayyes, A.H., Ronneau, C., Stone, W.E.E., Genet, M.J., Ladriere, J., Cara, J., 1993. Radiocaesium in hot particles: Solubility vs chemical speciation. *Journal of Environmental Radioactivity* 21, 143-151.
- Albini, E., Mascaro, L., Belletti, S., 1990. Measurements of radiocesium transfer to milk and calculation of resulting dose in Brescia, Italy, following the Chernobyl accident. *Health Physics* 59, 455-460.
- Albrecht, A., Schultze, U., Liedgens, M., Flühler, H., Frossard, E., 2002. Incorporating soil structure and root distribution into plant uptake models for radionuclides: Toward a more physically based transfer model. *Journal of Environmental Radioactivity* 59, 329-350.
- Alexakhin, R.M., 1993. Counter measures in agricultural production as an effective means of mitigating the radiological consequences of the Chernobyl accident. *Science of the Total Environment* 137, 9-20.
- Amundsen, I., 2002. Transfer of ^{137}Cs from soil to plants and sheep at Tjotta, Norway, 1988-1998. Summaries of studies carried out on the NKS/BOK-2 project - Technical report, pp. 61-64.
- Annenkov, B.N., 1964. On radioactive strontium migration *via* the fodder-cow-milk chain. In: Moscalev, Y.I. (Ed.). *Distribution, biological effect, acceleration of radioactive isotope removal. Medicine, Moscow*, pp. 154-159.
- Annenkov, B.N., 1969. Strontium metabolism in agricultural and laboratory animals. *Moscow*, p. 35.
- Antonetti, P., Brugel, E., Kessler, F., Barbe, J.-P., Tort, M., 2006. Atlas de la flore d'Auvergne. Conservatoire Botanique National - Massif Central.
- Arapis, G., Petrayev, E., Shagalova, E., Zhukova, O., Sokolik, G., Ivanova, T., 1996. Effective migration velocity of ^{137}Cs and ^{90}Sr as a function of the type of soils in Belarus. *Journal of Environmental Radioactivity* 34, 171-185.
- Assimakopoulos, P.A., Ioannides, K.G., Pakou, A.A., Papadopoulou, C.V., Paradopoulou, C.V., 1987. Transport of the radioisotopes iodine-131, cesium-134, and cesium-137 from the fallout following the accident at the Chernobyl nuclear reactor into cheesemaking products. *Journal of dairy science* 70, 1338-1343.
- Atkinson, C.J., Webster, A.D., 2001. The influence of the development of temperate fruit tree species on the potential for their uptake of radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity* 52, 131-146.
- Auerbach, S.I., 1986. Comparative behaviour of three long-lived radionuclides in forest ecosystems. *Proceedings of the Ann. Seminar on The Cycling of Long-lived Radionuclides in the Biosphere-observations and Models* 1.
- Averin, V.S., Golubinsky, I.P., Datsenko, A.P., Kosukh, E.I., Rovin, L.E., 1992. Five years after Chernobyl. *Radiation Health Production*.
- Averin, V.S., Kalinichenko, S.A., Nenashev, R.A., Tsurankov, E.N., 2002. Evaluation of radionuclides transfer factors from soil particles and plant component of the upper layer of turf to cow milk under pasture conditions. *Radiat. Biol. Radioecol.* 42, 429-432.
- Averin, V.S., Zhuchenko, Y.M., Tsyglintsev, P.N., 2001. Concentration of ^{90}Sr in cow milk of private farms in the southern districts of the Gomel region (Belarus). IV congress on radiation research (Radiobiology, Radioecology, Radiation Safety), Moscow.
- Badot, P.-M., Lamarque, S., Lucot, E., Joly, D., 2005. Les retombées atmosphériques du césium 137 en Franche-Comté. *Images de Franche-Comté* 32, 18-24.

- Baeza, A., Paniagua, J., Rufo, M., Guilleⁿ, J., Sterling, A., 2001. Seasonal variations in radionuclide transfer in a Mediterranean grazing-land ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity* 55, 283-302.
- Baize, D., 1988. Guide des analyses courantes en Pédologie., Paris.
- Balch, C.C., Balch, D.A., Bartlett, S., Johnson, V.W., Rowland, S.J., Turner, J., 1954. Studies of the secretion of milk of low fat content by cows on diets low in hay and in concentrates. The effect of variations in the intake of digestible nutrients. *J. Dairy Res.* 21, 305-317.
- Barber, D.A., 1968. Microorganisms and the inorganic nutrition of higher plants. *Annual Review of Plant Physiology* 19, 71-88.
- Barber, D.A., Lee, R.B., 1974. The effects of microorganisms on the absorption of manganese by plants. *The New Physiologist* 73, 97-106.
- Barisic, D., Vertacnik, A., Lulic, S., 1999. Caesium contamination and vertical distribution in undisturbed soils in Croatia. *Journal of Environmental Radioactivity* 46, 361-374.
- Belli, M., Blasi, M., Capra, E., Drigo, A., Menegon, S., Piasentier, E., Sansone, U., 1993a. Ingested soil as a source of ¹³⁷Cs to ruminants. *Science of the Total Environment* 136, 243-249.
- Belli, M., Sansone, U., Piasentier, E., Capra, E., Drigo, A., Menegon, S., 1993b. ¹³⁷Cs transfer coefficients from fodder to cow milk. *Journal of Environmental Radioactivity* 21, 1-8.
- Bénichou, P., Le Breton, O., 1987. Prise en compte de la topographie pour la cartographie des champs pluviométriques statistiques. *La Météorologie* 19, 23-34.
- Beresford, N.A., Gashchak, S., Lasarev, N., Arkhipov, A., Chyorny, Y., Astasheva, N., Arkhipov, N., Mayes, R.W., Howard, B.J., Baglay, G., Loginova, L., Burov, N., 2000a. The transfer of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr to dairy cattle fed fresh herbage collected 3.5 km from the Chernobyl nuclear power plant. *Journal of Environmental Radioactivity* 47, 157-170.
- Beresford, N.A., Howard, B.J., 1991. The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals. *Science of the Total Environment* 107, 237-254.
- Beresford, N.A., Mayes, R.W., Colgrove, P.M., Barnett, C.L., Bryce, L., Dodd, B.A., Lamb, C.S., 2000b. A comparative assessment of the potential use of alginates and dietary calcium manipulation as countermeasures to reduce the transfer of radiostrontium to the milk of dairy animals. *Journal of Environmental Radioactivity* 51, 321-334.
- Beresford, N.A., Mayes, R.W., Hansen, H.S., Crout, N.M.J., Hove, K., Howard, B.J., 1998. Generic relationship between calcium intake and radiostrontium transfer to the milk of dairy ruminants. *Radiation and Environmental Biophysics* 37, 129-131.
- Bertilsson, J., Andersson, I., Johanson, K.J., 1988. Feeding green-cut forage contaminated by radioactive fallout to dairy cows. *Health Physics* 55.
- Bidault, M., Trivaudey, M.J., Guinchard, P., Gobet, N., 1990. Eléments pour une approche typologique des prairies permanentes. Région de Franche-Comté. Laboratoire de Phytosociologie, Besançon, p. 116.
- Bobovnicova, T.I., Mahonko, K.P., Siverina, A.A., Rabotnova, F.A., Gutareva, V.P., Volokitin, A.A., 1991. Physico-chemical forms of radiocnuclides in the atmospheric fallout after Chernobyl accident and their transformation in soils. *Atomnaya Energiya* 71, 449-454.
- Bobovnicova, T.I., Virchenko, Y.P., Konoplyov, A.V., Siverina, A.A., Shkuratova, I.G., 1990. Chemical forms of long-lived radionuclides and their transformation in soils of the 30 km of the Chernobyl APS. *Pochvovedeniye* 10, 20-25.
- Bonka, H., Küppers, J., Maqua, M., 1988. Measured transfer factors in milk and meat after the Chernobyl reactor accident. 7th Int. Congress IRPA 87. Pergamon Press, Sydney, pp. 1474-1477.
- Bouisset, P., Gurriaran, R., Yerebakanian, E., Courti, A., 2003. Spectrométrie bêta appliquée à la mesure de la radioactivité dans l'environnement. Journées Techniques CETAMA « Les détecteurs et l'analyse », Saclay.
- Bouisset, P., Calmet, D., 1997. « Hyper Pure Gamma-Ray Spectrometry Applied to Low-Level Environmental Sample Measurements », Proceedings of the International Workshop on the Status of Measurement Techniques for the Identification of Nuclear Signatures. Geel, pp. 73-81.
- Bossew, P., Kirchner, G., 2004. Modelling the vertical distribution of radionuclides in soil. Part 1: The convection-dispersion equation revisited. *Journal of Environmental Radioactivity* 73, 127-150.
- Braun-Blanquet, J., 1951. Pflanzensozologie. Springer, Vienne.
- Bréchnignac, F., Howard, B.J., 2001. Radioactive pollutants. Impact on the environment.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussiere, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillere, J.P., Henault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy* 18, 309-332.

- Broadley, M.R., Willey, N.J., 1997. Differences in root uptake of radiocaesium by 30 plant taxa. *Environmental Pollution* 97, 11-15.
- Broadley, M.R., Willey, N.J., Philippidis, C., Dennis, E.R., 1999. A comparison of caesium uptake kinetics in eight species of grass. *Journal of Environmental Radioactivity* 46, 225-236.
- Bruckert, S., 1989. Désignation et classement des sols agricoles d'après des critères de situation et d'organisation: application aux terres franc-comtoises du domaine climatique tempéré semi-continentale. *Agronomie* 9, 353-361.
- Buldakov, L.A., Moskalev, Y.I., 1968. Problems of distribution and experimental calculation of permissible levels of Cs-137, Sr-90 and Ru-106. *Atomizdat* (in russian).
- Buma, T.J., Meerstra, J., 1964. Transfer of radiostrontium from milk to cheese and whey. *Nature* 202, 310-311.
- Bunzl, K., Kracke, W., Schimmack, W., Auerswald, K., 1995. Migration of fallout $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs in the various horizons of a forest soil under pine. *Journal of Environmental Radioactivity* 28, 17-34.
- Bunzl, K., Schimmack, W., 1991. Kinetics of the sorption of ^{137}Cs , ^{85}Sr , ^{57}Co , ^{65}Zn and ^{109}Cd by the organics horizons of forest soils. *Radiochimica Acta* 54, 97-102.
- Burov, N., 1974. Metabolisme of strontium-90 in some species of farm animals. Moscow, p. 18.
- Buyse, J., VanDenbrande, K., Merclex, R., 1996. Genotypic differences in the uptake and distribution of radiocaesium in plants. *Plant and Soil* 178, 265-271.
- Cambray, R.S., Playford, K., Lewis, G.N.J., Carpenter, R.C., 1989. Radioactive fallout in air and rain, results to the end of 1988. Atomic Energy Authority Report. AERE, London.
- Casadesus, J., Sauras, T., Gonze, M.A., Vallejo, R., Bréchignac, F., 2001. A nutrient-based mechanistic model for predicting the root uptake of radionuclides. *Radioactive pollutants - Impact on the environment*. IPSN, pp. 210-239.
- CEC, 1998. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. In: communities, Opote (Ed.). Commission of the European Communities, Luxembourg.
- Chauve, P., 1975. Jura. Guides géologiques régionaux. Masson et Cie.
- Ciuffo, L., Velasco, H., Belli, M., Sansone, U., 2003. ^{137}Cs soil-to-plant transfer for individual species in a semi-natural grassland. Influence of potassium soil content. *Journal of Radiation Research* 44, 277-283.
- Clarkson, D.T., 1984. Calcium transport between tissues and its distribution in the plant. *Plant Cell and Environment* 7, 745-750.
- Clarkson, D.T., 1988. Movements of ions across roots. Solute transport in plants cells and tissues. Longman Scientific and Technical, pp. 251-304.
- Clooth, G., Aumann, D.C., 1990. Environmental transfer parameters and radiological impact of the Chernobyl fallout in and around Bonn (FRG). *Journal of Environmental Radioactivity* 12, 97-119.
- Colgan, P.A., McGee, E.J., Pearce, J., Cruickshank, J.G., Mulvany, N.E., McAdam, J.H., Moss, B.W., 1990. Behaviour of radiocaesium in organic soils - some preliminary results on soil-plant transfers from a semi-natural ecosystem in Ireland. In: Desmet, G.M., Nasimbini, P., Belli, M. (Eds.). *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier Applied Science, London, pp. 341-354.
- Colle, C., Adam, C., Garnier-Laplace, J., Roussel-Debet, S., 2005. Fiche radionucléide. Césium-137 et environnement. IRSN.
- Comans, R.N.J., Haller, M., De Preter, P., 1991. Sorption of cesium on illite: Non-equilibrium behaviour and reversibility. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 55, 433-440.
- Comar, C.L., 1966a. Radioactive materials in animals - Entry and metabolism. *Radioactivity and Human Diet*. Pergamon Press, Oxford.
- Comar, C.L., 1966b. Transfer of strontium-90 into animal produce. *Radioactivity and human diet*. Pergamon Press, Oxford, pp. 247-275.
- Comar, C.L., Wasserman, R.H., Nold, N.M., 1956. Strontium-calcium discrimination factors in the rat. *Proc. Soc. Exptl. Biol. Med.* 92, 859-863.
- Cornell, R.M., 1993. Adsorption of caesium on minerals: a review. *J. of Radioanal. and Nucl. Chemistry* 171, 483-500.
- Coughtrey, P.J., Kirton, J.A., Mitchell, N.G., 1989a. Caesium transfer and cycling in upland pastures. *Science of the Total Environment* 85, 149-158.
- Coughtrey, P.J., Kirton, J.A., Mitchell, N.G., 1989b. Transfer of radioactive caesium from soil to vegetation and comparison with potassium in upland grasslands. *Environmental Pollution* 62, 281-315.
- Coughtrey, P.J., Thorne, M.C., 1983. Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: a critical review of data. In: Balkema, A.A. (Ed.), Rotterdam, pp. 374-388.

- Cousi, J., 1989. Etude expérimentale de la contamination des ovins par les radiocésium 134 et 137. Faculté médecine ENV Alfort, Créteil.
- Cremers, A., Elsen, A., De Preter, P., Maes, A., 1988. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature* 335, 247-249.
- Cremers, A., Elsen, A., Valcke, E., Wauters, J., Sandalls, F., Gaudern, S., 1990. The sensitivity of upland soils to radiocaesium. In: Elsevier (Ed.). *Transfert of radionuclides in natural and semi-natural environments*, London, pp. 238-248.
- Crout, N.M.J., Beresford, N.A., Howard, B.J., 1993. Does soil adhesion matter when predicting radiocaesium transfer to animals? *Journal of Environmental Radioactivity* 20, 201-212.
- Daburon, F., Vincent-Naulleau, S., 2001. Transit métabolique du radiocésium chez les animaux domestiques - application à une situation accidentelle. Direction des Sciences du Vivant. CEA, Saclay, p. 143.
- Daburon, F., Fayart, G., Tricaud, Y., 1989. Caesium and iodine metabolism in lactating cows under chronic administration. *Science of the Total Environment* 85, 253-261.
- Daburon, F., Remy, J., Grillon, G., Tricaud, Y., Nizza, P., 1971. Essais de spectrométrie gamma chez les grands animaux domestiques. CEA.
- Daget, P., Poissonet, J., 1972. Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages. *Fourrages* 49, 31-39.
- Dahlman, R.C., Kucera, C.L., 1965. Root productivity and turnover in native prairie. *Ecology* 46, 84-89.
- Darrah, P.R., Staunton, S., 2000. A mathematical model of root uptake of cations incorporating root turnover, distribution within the plant, and recycling of absorbed species. *European Journal of Soil Science* 51, 643-653.
- Delvaux, B., Kruyts, N., Maes, E., Smolders, E., 2001. Fate of radiocaesium in soil and rhizosphere. In: Press, C. (Ed.). *Trace elements in the rhizosphere*, pp. 61-91.
- De Montard, F.X., 1991. Réflexions sur la dynamique de la végétation des prairies en moyenne montagne du Massif Central. *Fourrages* 125, 71-84.
- De Puytorac, P., Peterlongo, J., Bouteville, P., Gigault, L., Vitte, R., Fain, J., 1997. L'Auvergne. Les milieux, la flore, la faune. Delachaux et Niestlé.
- Descamps, B., Bernard, C., 2005. Données radioécologiques à l'ensemble "sol-herbe-lait et viande de bovin" et facteurs de transfert associés, dans l'île de Tahiti, Polynésie Française. IRSN, p. 75.
- Diadiuchin, L.N., 1973. A comparative estimation of ^{90}Sr concentration in cow and yak milk. Use of radioisotopes and ionizing radiation in veterinary science and animal production, Moscow, p. 199.
- Dowdall, M., Standing, W., Shaw, G., Strand, P., 2008. Will global warming affect soil-to-plant transfer of radionuclides? *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 1736-1745.
- Duchaufour, P., 2001. Introduction à la science du sol -Sol, Végétation, Environnement-. Dunod.
- Duchaufour, P., 1983. Pédologie 1. Pédogénèse et Classification 2ième Ed. Masson.
- Duffa, C., Masson, M., Gontier, G., Claval, D., Renaud, P., 2004. Synthèse des études radioécologiques annuelles menées dans l'environnement des centrales électronucléaires françaises depuis 1991. *Radioprotection* 39, 233-254.
- Dumat, C., Staunton, S., 1999. Reduced adsorption of caesium on clay minerals caused by various humic substances. *Journal of Environmental Radioactivity* 46, 187-200.
- Eck, A., 1975. Le lait et l'industrie laitière.
- Eck, A., Gillis, J.-C., 2000. Cheesemaking: from science to quality assurance. Lavoisier.
- Ehlken, S., Kirchner, G., 1996. Seasonal variations in soil-to-grass transfer of fallout strontium and cesium and of potassium in north german soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 33, 147-181.
- Ehlken, S., Kirchner, G., 2002. Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: A review. *Journal of Environmental Radioactivity* 58, 97-112.
- Elprince, A.M., Riche, C.L., Martens, D.C., 1977. Effect of temperature and hydroxy aluminium interlayers on the adsorption of trace radioactive caesium by sediments near water-cooled nuclear reactors. *Water Resources Research* 13, 375-380.
- Fabbri, S., Piva, G., Sogni, R., Fusconi, G., Lusardi, E., Borasi, G., 1994. Transfer kinetics and coefficients of ^{90}Sr , ^{134}Cs , and ^{137}Cs from forage contaminated by Chernobyl fallout to milk of cows. *Health Physics* 66, 375-379.
- FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports. FAO, Roma.

- Fesenko, S., Howard, B.J., Isamov, N., Voigt, G., Beresford, N.A., Sanzharova, N., Barnett, C.L., 2007a. Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: part 2. Transfer to milk. *Journal of Environmental Radioactivity* 98, 104-136.
- Fesenko, S., Isamov, N., Howard, B.J., Voigt, G., Beresford, N.A., Sanzharova, N., 2007b. Review of Russian language studies on radionuclide behaviour in agricultural animals: part 1. Gut absorption. *Journal of Environmental Radioactivity* 98, 85-103.
- Fesenko, S.V., Spiridonov, S.I., Sanzharova, N.I., Alexakhin, R.M., 1996. Dynamics of ^{137}Cs bioavailability in a soil-plant system in areas of the Chernobyl nuclear power plant accident zone with a different physico-chemical composition of radioactive fallout. *Journal of Environmental Radioactivity* 34, 287-313.
- Forsberg, S., Rose, K., Fernandez, V., Juhan, H., 2000. Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in undisturbed soil profiles under controlled and close-to-real conditions. *Journal of Environmental Radioactivity* 50, 235-252.
- Fowler, S.W., Buat-Menard, P., Yokoyama, Y., Ballestra, S., Holm, E., Nguyen, H.V., 1987. Rapid removal of Chernobyl fallout from Mediterranean surface waters by biological activity. *Nature* 329, 56-57.
- Fries, G.F., Marrow, G.S., Snow, P.A., 1982. Soil ingestion by dairy cattle. *Journal of dairy science* 65, 611-618.
- Frissel, M.J., Deb, D.L., Fathony, M., Lin, Y.M., Mollah, A.S., Ngo, N.T., Othman, I., Robison, W.L., Skarlou-Alexiou, V., Topcuoglu, S., Twining, J.R., Uchida, S., Wasserman, M.A., 2002. Generic values for soil-to-plant transfer factors of radiocesium. *Journal of Environmental Radioactivity* 58, 113-128.
- Gabilly, J., Cariou, E., 1978. Poitou Vendée Charentes -Guides géologiques régionaux-. Masson.
- Gaillard, C., 2004. Le Lait -Composition et paramètres de qualité-. ENESAD, 18.
- Garland, J.A., Pattenden, K., Playford, K., 1992. "Resuspension following Chernobyl", modelling of resuspension, seasonality and losses during food processing. IAEA, Vienna, p. 27.
- Gaso, M.I., Segovia, N., Herrera, T., Perez-Silva, E., Cervantes, M.L., Quintero, E., Palacios, J., Acosta, E., 1998. Radiocesium accumulation in edible wild mushrooms from coniferous forests around the Nuclear Centre of Mexico. *Science of the Total Environment* 223, 119-129.
- Gastberger, M., Steinhausler, F., Gerzabek, M.H., Lettner, H., Hubmer, A., 2000. Soil-to-plant transfer of fallout caesium and strontium in Austrian lowland and Alpine pastures. *Journal of Environmental Radioactivity* 49, 217-233.
- Giese, W.W., 1989. Countermeasures for reducing the transfer of radiocesium to animal derived foods. *Science of the Total Environment* 85, 317-327.
- Gobran, G.R., Clegg, S., Courchesne, F., 1998. Rhizospheric processes influencing the biogeochemistry of forest ecosystems. *Biogeochemistry* 42, 107-120.
- Graham, J.C., Simon, S.L., 1996. A study of ^{137}Cs in soil profiles from the Marshall Islands. *Science of the Total Environment* 183, 255-268.
- Grauby, A., Luykx, F., 1990. Radioactivity transfer during processing and culinary preparation. *Environmental Contamination Following Major Accident*. IAEA, Vienna.
- Grauby, A., Miribel, J., 1990. Les techniques agro-alimentaires sur les niveaux radiologiques des aliments. *Radiactivity transfer during food processing and culinary preparation - Séminaire CEA-IPSN-DERS, Cadarache*.
- Gray, J., Jones, S.R., Smith, A.D., 1995. Discharges to the environment from the Sellafield site, 1951-1992. *Journal of Radiological Protection* 15, 99-131.
- Green, N., Dodd, N.J., 1988. The uptake of radionuclides from inadvertent consumption of soil by grazing animals. *Science of the Total Environment* 69, 367-377.
- Green, N., Johnson, D., Wilkins, B.T., 1996. Factors affecting the transfer of radionuclides to sheep grazing on pastures reclaimed from the sea. *Journal of Environmental Radioactivity* 30, 173-183.
- Green, N., Woodman, R.F.M., 2003. Recommended transfer factors from feed to animal products. *NRPB*, p. 57.
- Gudiksen, P.H., Harvey, T.F., Lange, R., 1989. Chernobyl source term, atmospheric dispersion and dose estimation. *Health Physics* 57, 697-705.
- Guillitte, O., 1994. Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem. *Science of the Total Environment* 157, 207-215.
- Handl, J., Pfau, A., 1988. Transfer of some Chernobyl fallout nuclides in the animal-product chain. *IV Symp. Internat. de Radioécologie de Cadarache*. CEA-IPSN-DERS, Cadarache
- Hanout, R., Daburon, F., Duclos, J., 1972. Bilan consécutif à l'administration chronique des ruminants du radiocésium provenant des retombées. *Radioprotection* 7, 181-190.

- Harper, J.L., Jones, M., Sackville Hamilton, N.R., 1991. The evolution of roots and the problems of analysing their behaviour. *Plant root growth*, 3-22.
- Hausken, O.W., Nygard, J.J., 1964. Uptake and excretion of cesium-137, potassium and zirconium/niobium-95 in cattle. *Acta Vet. Scand.* 5, 331-346.
- Hawthorne, H.A., 1966. Field studies of the transfer of ^{137}Cs from fallout to milk. *Radioecol. Concent. Processes*, 77-85.
- Hazzard, D.G., Withrow, T.J., Bruckner, B.H., 1969. Verxite flakes for *in vivo* binding of cesium-134 in cows. *J. Dairy Sci.* 7, 995-997.
- Heinrich, G., 1992. Uptake and transfer factors of ^{137}Cs by mushrooms. *Radiation and Environmental Biophysics* 31, 39-49.
- Higley, K.A., Bytwerk, D.P., 2007. Generic approaches to transfer. *Journal of Environmental Radioactivity* 98, 4-23.
- Hird, A.B., Rimmer, D.L., Livens, F.R., 1996. Factors affecting the sorption and fixation of caesium in acid organic soil. *European Journal of Soil Science* 47, 97-104.
- Hove, K., Ekern, A., 1988. Combating radiocesium contamination in farm animals. In: Lag, J. (Ed.). *Health problems with radiation from radioactive matter in fertilizers, soils and rocks*. Norwegian University Press, Oslo, pp. 139-153.
- Howard, B.J., Beresford, N.A., 2001. Advances in animal radioecology. *Radioactive pollutants - Impact on the environment*. IPSN, pp. 187-207.
- Howard, B.J., Beresford, N.A., Barnett, C.L., Fesenko, S., 2009. Radionuclide transfer to animal products: revised recommended transfer coefficient values. *Journal of Environmental Radioactivity* 100, 263-273.
- Howard, B.J., Beresford, N.A., Mayes, R.W., Hansen, H.S., Crout, N.M.J., Hove, K., 1997. The use of dietary calcium intake of dairy ruminants to predict the transfer coefficient of radiostrontium to milk. *Radiation and Environmental Biophysics* 36, 39-43.
- IAEA, 1994. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments*. IAEA, Vienne, p. 86.
- IAEA, 2005. *Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience*. Report of the UN Chernobyl forum expert group 'Environment'. IAEA.
- ICRU, 2001. *Quantities, Units, and Terms in Radioecology*. Journal of the ICRU. ICRU.
- Ilin, D.I., Moskalev Yu, I., 1957. On the metabolism of caesium, strontium and a mixture of β -emitters in cows. *J. Nuclear Energy II* 5, 413-420.
- Ilyin, D.I., Moskalev, Y.I., 1957. On the problem of the metabolic exchange of caesium, strontium and a mixture of a betta emitters in cows. *Atomnaya Energiya* 2, 163-168.
- ISO, 1995. *Qualité du sol - Dosage du carbone organique et du carbone total après combustion sèche*.
- Issamov, N.N., Sirotkin, A.N., Fesenko, S., Sokolova, E.A., 1998. Regularities of migration of technogenic contaminants in the trophic chain of lactating cows. *Ecology* 6, 441-446.
- Jacquot, R., Le Bars, H., Simmonet, H., 1958. *Données générales sur la nutrition et l'alimentation*. Baillière et Fils, Paris.
- Jeanros, B., Berther, V., Scehovic, J., 1994. *Plantes herbacées dicotylédones: une contribution à la biodiversité des prairies permanentes*. *Revue suisse Agric.* 26, 151-166.
- Johnson, J.E., Garner, D., Ward, G.M., 1968a. Influence of dietary potassium, rubidium, or sodium on the retention time of radiocaesium in rats. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 127, 857-860.
- Johnson, J.E., Ward, G.M., Firestone, E., Knox, K.L., 1968b. Metabolism of radioactive cesium (^{134}Cs and ^{137}Cs) and potassium by dairy cattle as influenced by high and low forage diets. *J. Nutr.* 94, 282-288.
- Jones, B.E.V., 1975. Simulated near-in fallout in goats and its effects. *Acta. Vet. Scand.* 58, 106.
- Juo, A.S., Barber, S.A., 1969. An explanation for the variability in Sr-Ca exchange selectivity of soils, clays and humic acid. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33, 360-363.
- Kahn, B., Jones, I.R., Carter, M.W., Robbins, P.J., Straub, C.P., 1965. Relation between amount of caesium-137 in cows' feed and milk. *J. Dairy Sci.* 48, 556-562.
- Kalmykov, M.V., Mikhailov, Y.Y., 2001. Transfer of global radionuclides of ^{90}Sr and ^{137}Cs from fodder of farm animals to animal products. IV congress on radiation research (Radiobiology, Radioecology, Radiation Safety). Russian People's Friendship University, Moscow, p. 648.
- Kirchmann, R., Adam, V., Van Puymbroeck, S., 1966. *Radiocontamination des dérivés du lait de vache*. *Radioisotopes and Radiation in Dairy Science and Technology*. IAEA, Vienna.
- Kirchner, G., 1994. Transport of iodine and cesium *via* grass-cow-milk pathway after the Chernobyl accident. *Health Physics* 66, 653-665.

- Kirchner, G., 1998. Applicability of compartmental models for simulating the transport of radionuclides in soil. *Journal of Environmental Radioactivity* 38, 339-352.
- Kirchner, G., Strebl, F., Bossew, P., Ehlken, S., Gerzabek, M.H., 2008. Vertical migration of radionuclides in undisturbed grassland soils. *Journal of Environmental Radioactivity*.
- Kolb, E., 1975. *Physiologie des animaux domestiques*. Vigot, Paris.
- Konoplev, A.V., Bulgakov, A.A., Popov, V.E., Bobovnikova, T.I., 1992. Behaviour of long-lived Chernobyl radionuclides in a soil-water system. *The Analyst* 117, 1041-1047.
- Konshin, O.V., 1992a. Applicability of the convection-diffusion mechanism for modelling migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the soil. *Health Physics* 63, 291-300.
- Konshin, O.V., 1992b. Mathematical model of ^{137}Cs migration in soil: Analysis of observations following the Chernobyl accident. *Health Physics* 63, 301-306.
- Konshin, O.V., 1992c. Transfer of ^{137}Cs from soil to grass - Analysis of possible sources of uncertainty. *Health Physics* 63, 307-315.
- Koranda, J.J., 1965. Agricultural factors affecting the daily intake of fresh fallout by dairy cows. In: UCRL (Ed.). *Biology and medicine*, California.
- Korneyev, N.A., Burov, N., Sirotkin, A.N., Nikolaeva, A.N.E.M., Antakova, N.N., Siuslova, V.V., 1973. Radioecology of farms animals. In: Klechkovskii, V.M., polikarpov, E.G., Alexakhin, R.M. (Eds.). *Radioecology*. Wiley, New-York, pp. 275-282.
- Korneyev, N.A., Rasin, I.V., Sirotkin, A.N., 1989. Radionuclide metabolism in lactating cows. *Vestnik Selxoz* 12, 146-148.
- Korneyev, N.A., Sirotkin, A.N., 1982. Migration of strontium-90 and cesium-137 via the soil-fodder-cattle chain. *Dokl. VASHNIL* 4, 26-28.
- Krouglov, S.V., Alexakhin, R.M., Vasilieva, N.A., Kurinov, A.D., Ratnikov, A.V., 1998. Chemical fractionation of ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs , and ^{144}Ce in Chernobyl-contaminated soils: an evolution in a course of time. *Journal of Environmental Radioactivity* 38, 59-76.
- Kruyts, N., Delvaux, B., 2002. Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* 58, 175-190.
- Kudryavtsev, V.N., Sirotkin, A.N., 1991. $^{134,137}\text{Cs}$ migration in the trophic chain of lactating cows in different systems of their management. *Dokl. VASHNIL* 5, 36-38.
- Lacourly, G., Savy, C., Lehr, J., Kirschmann, R., 1971. Relation entre la contamination de la viande de bovin et celle du lait par le radiocésium. *Health Physics* 21, 793-802.
- Lacoste, A., Salanon, R., 1996. *Élément de biogéographie et d'écologie*.
- Lasat, M.M., Fuhrmann, M., Ebbs, S.D., Cornish, J.E., Kochian, L.V., 1998. Phytoremediation of a radiocesium-contaminated soil: Evaluation of cesium-137 bioaccumulation in the shoots of three plant species. *Journal of Environmental Quality* 27, 165-169.
- Lasat, M.M., Norvell, W.A., Kochian, L.V., 1997. Potential for phytoextraction of ^{137}Cs from a contaminated soil. *Plant and Soil* 195, 99-106.
- Legros, J.P., 1996. *Cartographie des sols. De l'analyse spatiale à la gestion des territoires*.
- Legros, J.P., 1978a. Recherche et contrôle numérique de la précision en cartographie pédologique I : précision dans la délimitation des sols. *Ann. Agron.* 29, 499-519.
- Legros, J.P., 1978b. Recherche et contrôle numérique de la précision en cartographie pédologique II : précision dans la caractérisation des unités de sol. *Ann. Agron.* 29, 583-601.
- Lembrechts, J.F., van Ginkel, J.H., Desmet, G.M., 1990. Comparative study on the uptake of strontium-85 from nutrient solutions and potted soils by lettuce. *Plant and Soil* 125, 63-69.
- Lengemann, F.W., 1962. Distribution of radiostrontium and radiocesium in milk and milk products. *J. Dairy Sci.* 45, 338-339.
- Lengemann, F.W., Wentworth, R.A., 1978. The transfer coefficient of ^{137}Cs into cow's milk as related to the level of milk production. *Health Physics* 34, 720-722.
- Lettner, H., Griesebner, A., Peer, T., Hubmer, A.K., Pintaric, M., 2006. Altitude dependent ^{137}Cs concentrations in different plant species in alpine agricultural areas. *Journal of Environmental Radioactivity* 86, 12-30.
- Lettner, H., Hubmer, A., Bossew, P., Strebl, F., 2007. ^{137}Cs and ^{90}Sr transfer to milk in Austrian alpine agriculture. *Journal of Environmental Radioactivity* 98, 69-84.
- Livens, F.R., Horrill, A.D., Singleton, D.L., 1991. Distribution of radiocesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe. *Health Physics* 60, 539-545.
- Livens, F.R., Loveland, P.J., 1988. The influence of soil properties on the environmental mobility of caesium in Cumbria. *Soil Use and Management* 4, 69-75.
- Lofts, S., Tipping, E.W., Sanchez, A.L., Dodd, B.A., 2002. Modelling the role of humic acid in radiocaesium distribution in a British upland peat soil. *Journal of Environmental Radioactivity* 61, 133-147.

- Long, S.C., Sequeira, S., Polmlard, D., Fedin, F.A., Krylova, N.V., 1996. The removal of radionuclides from contaminated milk and meat. The radiological consequences of the Chernobyl accident - Int. Conf., Minsk.
- Lucot, E., Gaiffe, M., 1995. Méthode pratique de description des sols forestiers caillouteux sur substrats calcaires. *Etude de Gestion des sols* 2, 91-104.
- Macasek, F., Gerhart, P., 1994. Distribution and speciation of cesium, strontium, and europium in the aqueous two-phase system milk-pectin. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 186, 9-21.
- Mamikhin, S.V., Tikhomirov, F.A., Shcheglov, A.I., 1997. Dynamics of ^{137}Cs in the forests of the 30-km zone around the Chernobyl nuclear power plant. *Science of the Total Environment* 193, 169-177.
- Marschner, H., 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London.
- Martin, B., Coulon, J.B., 1995. Facteurs de production et caractéristiques des laits de troupeaux et des pratiques fromagères sur les caractéristiques des laits de troupeaux et des pratiques fromagères sur les caractéristiques du Reblochon de Savoie fermier. *Lait* 75, 133-149.
- Masson, C., Decaen, C., Rousseaux, P., Bouty, J.L., 1978. Variations géographiques et saisonnières de la composition du lait destiné à la fabrication de gruyère de Comté. *Le Lait* 575-576, 261-273.
- Mayes, R.W., Beresford, N.A., Howard, B.J., Vandecasteele, C.M., Stakelum, G., 1996. Use of the true absorption coefficient as a measure of bioavailability of radiocaesium in ruminants. *Radiation and Environmental Biophysics* 35, 101-109.
- McEnri, C.M., Mitchell, P.I., Cunningham, J.D., 1990. The transfer of radiocaesium from whole milk to milk products. Radioactivity transfer during food processing and culinary preparation - Séminaire. CEA-IPSN-DERS, Cadarache.
- Mengel, K., Kirkby, E.A., 1979. Principles of Plant Nutrition, Bern Switzerland.
- Mercat-Rommens, C., Renaud, P., 2004. Projet Sensibilité Radioécologique (SENSIB). Bilan de l'utilisation opérationnelle du concept de sensibilité de l'environnement. IRSN.
- Mikhailov, Y.Y., Kruglov, S.V., Shchurova, G.S., Pedchenko, V.I., 1984. Migration of strontium-90 and cesium-137 in the fodder-animal products chain under global fallout. Second all union conference on agricultural radiology, Obninsk, pp. 120-121.
- Mitchell, P.I., Sanchez-Cabeza, J.A., Ryan, T.P., McGarry, A.T., 1990. Preliminary estimates of cumulative caesium and plutonium deposition in the Irish terrestrial environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 138, 241-256.
- Moisseev, A.A., Muchin, I.E., Pogodin, R., Antropova, Z., Filimonov, G., 1967. Peculiar features of global ^{137}Cs migration from soddy-podzolic sandy soils via food chains to humans. *Atomizdat. USSR State Committee on Atomic Energy Usage, Moscow*, p. 22.
- Monnet, J.-C., 1996. Caractérisation fonctionnelle d'unités cartographiques prairiales dans le massif du Jura. Franche-Comté, Besançon, p. 140.
- Moore, J.W., Comar, C.L., 1962. Absorption of caesium-137 from the gastro-intestinal tract of the rat. *Int. J. Rad. Biol.* 5, 247-254.
- Morel, R., 1996. Les sols cultivés. Lavoisier Tech & Doc.
- Mraz, F.R., 1959. Influence of dietary potassium and sodium on cesium-134 and potassium-42 excretion in sheep. *J. Nutr.* 68, 655-662.
- Mück, K., Gerzabek, M.H., 1995. Trends in caesium activity concentrations in milk from agricultural and semi-natural environments after nuclear fallout. Seibersdorf.
- Muller, H., Prohl, G., 1993. Ecosys-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. *Health Physics* 64, 232-252.
- Munsell© Color, 2000. Munsell© Soil Color Charts. Gretagmacbeth, New Windsor.
- NCI, 1997. Estimated exposures and thyroid doses received by the American people from iodine-131 in fallout following Nevada atmospheric nuclear bomb tests. US National Cancer Institute, Bethesda.
- NCRP, 1977. Cesium-137 from the environment to man: metabolism and dose. NCRP, Washington.
- Ng, Y.C., Colsher, C.S., Thompson, S.E., 1979. Transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products. Biological implications of radionuclides released from nuclear industries, Vienne, pp. 295-316.
- Nikolova, I., Johanson, K.J., Clegg, S., 2000. The accumulation of ^{137}Cs in the biological compartment of forest soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 47, 319-326.
- Nisbet, A.F., 1993. Effect of soil-based countermeasures on solid-liquid equilibrium in agricultural soils contaminated with radiocaesium and radiostrontium. *Science of the Total Environment* 137, 99-118.

- Nisbet, A.F., Lembrechts, J., 1990. The dynamics of radionuclide behaviour in soil solution with special reference to the application of countermeasures. transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Science, London, pp. 371-381.
- Nishita, H., Dixon, D., Larson, K.-H., 1962. Accumulation of Cs and K and growth of bean plants in nutrient solution and soil. *Plant and Soil* 17, 221-242.
- Noordijk, H., Quinault, J.M., 1992. The influence of food processing and culinary preparation on the radionuclide content of foodstuffs: a review of available data. In: group, Frot Vtw (Ed.). IAEA-TECHDOC, Vienne, pp. 35-59.
- Noordijk, H., Van Bergeijk, K.E., Lembrechts, J., Frissel, M.J., 1992. Impact of ageing and weather conditions on soil-to-plant transfer of radiocaesium and radiostrontium. *Journal of Environmental Radioactivity* 15, 277-286.
- ONF, 1980. La forêt publique franc-comtoise. Nos forêts comtoises, Franche-Comté.
- Oughton, D.H., Salbu, B., Ruse, G., Lien, H., Ostby, G., Noren, A., 1992. Radionuclide mobility and bioavailability in Norwegian and Soviet soils. *The Analyst* 117 3, 481-486.
- Palsson, E., Porsson, J., Sigurgeisson, M.A., Porkelsson, E., Gudnason, K., 2002. Transfer of Cs-137 from soil to plants and lamb meat in Iceland. Summaries of studies carried out on the NKS/BOK-2 project - Technical report, pp. 45-51.
- Panchenko, I.Y., Ivin, I.S., Burov, N.I., Sirotkin, A.N., 1974. Accumulation of ^{90}Sr in various animals. *Selskoxoz. Biol.* 9, 124-127.
- Pansu, M., Gautheryrou, J., 2006. Handbook of Soil Analysis -Mineralogical, Organic and Inorganic Methods-. Springer.
- Paretzke, H., DeLuca, P., Wambersie, A., 2006. Sampling for radionuclides in the environment. *Journal of the ICRU* 6, i-84.
- Pavlotskaya, F.I., 1974. Migration of radioactive products from global fallout in soils. *Atomizdat* (in Russian).
- Pearce, J., McMurray, C.H., Unsworth, E.F., Moss, B.W., Gordon, F.J., Kilpatrick, D.J., 1989. Studies of the transfer of dietary radiocaesium from silage to milk in dairy cows. *Science of the Total Environment* 85, 267-278.
- Pelletier, C.A., Voilleque, P.G., 1971. The behavior of ^{137}Cs and other fall radionuclides on a Michigan dairy farm. *Health Physics* 21.
- Pinder III, J.E., McLeod, K.W., Lide, R.F., Sherrod, K.C., 1991. Mass loading of soil particles on a pasture grass. *Journal of Environmental Radioactivity* 13, 341-354.
- Pinera, T., Pringent, R., 1990. Comité d'instrumentation de radioprotection et centre technique d'homologation de l'instrumentation de radioprotection. Fiches de synthèse: limites de détection. CEA.
- Piva, G., Fusconi, G., Fabbri, S., Lusardi, E., Stefanini, L., Modenesi, R., 1989. Effects of bentonite on transfer of radionuclides from forage to milk. *Health Physics* 57, 181-182.
- Poinssot, C., Baeyens, B., Bradbury, M.H., 1999. Experimental and modelling studies of caesium sorption on illite. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 63, 3217-3227.
- Popplewell, D.S., Ham, G.J., 1989. Transfer factors for ^{137}Cs and ^{90}Sr from grass to bovine milk under field conditions. *J. Radiol. Prot.* 9, 189-193.
- Potter, G.D., McIntyre, D.R., Pomeroy, D., 1969. Transport of fallout radionuclides in the grass-to-milk food chain studied with a germanium lithium-drifted detector. *Health Physics* 16, 297-300.
- Pourcelot, L., Louvat, D., Gauthier-Lafaye, F., Stille, P., 2003. Formation of radioactivity enriched soils in mountain areas. *Journal of Environmental Radioactivity* 68, 215-233.
- Prohl, G., Friedland, W., Paretzke, H.G., 1986. Intercomparison of the terrestrial food chain models FOOD-MARC and ECOSYS. Institut für Strahlenschutz, Munich.
- Pshikhodsky, G.M., Podluzhny, G.I., Shirko, P.A., 2001. Pathways to reduce radionuclide uptake in the soil-fodder-animal trophic chain. In: abstracts, C. (Ed.). Fourth congress on radiation research (Radiobiology, Radioecology, radiation safety). Russian people's friendship university, Moscow, p. 705.
- Putot, P., 1975. Les groupements herbacés de la région de Morez - Bois d'Amont (Jura). Etude phytosociologique et application à la détermination des valeurs pastorales. Franche-Comté, Besançon, p. 232.
- Quantin, P., 2004. Volcanic soils of France. *Catena* 56, 95-109.
- R development core team, 2004. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Rafferty, B., Dawson, D., Kliashorin, A., 1997. Decomposition in two pine forest: The mobilisation of ^{137}Cs and K from forest litter. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1673-1681.

- Rafferty, B., Dawson, D.E., Colgan, P.A., 1994. Assessment of the role of soil adhesion in the transfer of ^{137}Cs and ^{40}K to pasture grass. *Science of the Total Environment* 145, 135-141.
- Rantavaara, A., Saxen, R., Kostianen, E., 2002. Dietary ^{137}Cs and ^{90}Sr in Finland in 1960-2000. In: STUK (Ed.). Summaries of studies carried out on the NKS/BOK-2 project - Technical report, pp. 10-18.
- Renaud, P., Champion, D., Brenot, J., 2007. Les retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl sur le territoire français. Conséquences environnementales et exposition des personnes. Paris.
- Renaud, P., Garcia-Sanchez, L., Métivier, J.-M., Pourcelot, L., Champion, D., 2005. Interprétation phénoménologique et analytique de la relation pluie-dépôt utilisée pour la reconstitution cartographique des dépôts de ^{137}Cs en France consécutifs à l'accident de Tchernobyl. Rapport IRSN-DEI. IRSN.
- Renaud, P., Pourcelot, L., J.-M., M., Morello, M., 2003. ^{137}Cs deposits and behaviour over eastern France after the Chernobyl accident. *Sciences of the Total Environment* 309, 257-264.
- Rigol, A., Vidal, M., Rauret, G., Shand, C.A., Cheshire, M.V., 1998. Competition of organic and mineral phases in radiocesium partitioning in organic soils of Scotland and the area near Chernobyl. *Environmental Science and Technology* 32, 663-669.
- Rindsig, R.B., Shultz, L.H., 1970. Effect of bentonite on nitrogen and mineral balances and ration digestibility of high-grain rations fed to lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 53, 888-892.
- Robeau, D., Daburon, F., Metivier, H., 2000. Le césium de l'environnement à l'homme. EDP Sciences.
- Roca, M.C., Vallejo, V.R., 1995. Effect of soil potassium and calcium on caesium and strontium uptake by plant roots. *Journal of Environmental Radioactivity* 28, 141-159.
- Roca, M.C., Vallejo, V.R., Roig, M., Tent, J., Vidal, M., Rauret, G., 1997. Prediction of cesium-134 and strontium-85 crop uptake based on soil properties. *Journal of Environmental Quality* 26, 1354-1362.
- Romney, E.M., Alexander, G.V., Rhoads, W.A., Larson, K.H., 1959. Influence of calcium on uptake of Sr-90 and stable strontium. *Soil Science* 87, 160-165.
- Rosen, K., Oborn, I., Lonsjo, H., 1999. Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995. *Journal of Environmental Radioactivity* 46, 45-66.
- Roussel-Debet, S., Renaud, P., Métivier, J.M., 2007. ^{137}Cs in French soils: Deposition patterns and 15-year evolution. *Science of the Total Environment* 374, 388-398.
- Roussel-Debet, S., Beaugelin, K., 2005. Fiche radionucléide. Strontium 90 et environnement. IRSN, p. 25.
- Russell, E.W., 1973. Soil conditions and plant growth. William Clowes and sons, London.
- Salbu, B., Oughton, D.H., Ratnikov, A.V., Zhigareva, T.L., Kruglov, S.V., Petrov, K.V., Grebenshakikova, N.V., Firsakova, S.K., Astasheva, N.P., Loshchilov, N.A., Hove, K., Strand, P., 1994. The mobility of ^{137}Cs and ^{90}Sr in agricultural soils in the Ukraine, Belarus, and Russia, 1991. *Health Physics* 67, 518-528.
- Salisbury, F.B., Ross, C.W., 1994. Plant physiology. Wadsworth Publishing, Belmont.
- Sam, D., Williams, W.F., Rockmann, D.D., Allen, J.T., 1980. Transfer coefficients of radionuclides secreted in milk of dairy cows. *J. Dairy Sci.* 63, 1447-1450.
- Sanchez, A.L., Wright, S.M., Smolders, E., Naylor, C., Stevens, P.A., Kennedy, V.H., Dodd, B.A., Singleton, D.L., Barnett, C.L., 1999. High plant uptake of radiocesium from organic soils due to Cs mobility and low soil K content. *Environmental Science and Technology* 33, 2752-2757.
- Sansom, B.F., 1966. The metabolism of caesium-137 in dairy cows. *J. Agric. Sci.* 66, 389-393.
- Schimmack, W., Bunzl, K., Dietl, F., Klotz, D., 1994. Infiltration of radionuclides with low mobility (^{137}Cs and ^{60}Co) into a forest soil: Effect of the irrigation intensity. *Journal of Environmental Radioactivity* 24, 53-63.
- Schimmack, W., Bunzl, K., Kreutzer, K., 1997. A long-term field study on the effect of acid irrigation and compensatory liming on the transport of Chernobyl-derived radiocesium in a forest soil. *Science of the Total Environment* 198, 271-285.
- Schimmack, W., Bunzl, K., Zelles, L., 1989. Initial rates of migration of radionuclides from the Chernobyl fallout in undisturbed soils. *Geoderma* 44, 211-218.
- Schreckhise, R.G., 1980. Simulation of the long-term accumulation of radiocontaminants in crop plants. Pacific Northwest laboratory, Richland, p. 68.
- Schuller, P., Bunzl, K., Voigt, G., Krarup, A., Castillo, A., 2005. Seasonal variation of the radiocaesium transfer soil-to-Swiss chard (*Beta vulgaris var. cicla L.*) in allophanic soils from the Lake Region, Chile. *Journal of Environmental Radioactivity* 78, 21-33.
- Schuller, P., Ellies, A., Kirchner, G., 1997. Vertical migration of fallout ^{137}Cs in agricultural soils from Southern Chile. *Science of the Total Environment* 193, 197-205.

- Scott-Russell, R., 1965. Food and agricultural aspects of radiation emergencies. Protection of the public in the event of radiation accident. OMS, Geneva.
- Shaw, G., 1993. Blockade by fertilisers of caesium and strontium uptake into crops: Effects on the root uptake process. *Science of the Total Environment* 137, 119-133.
- Shaw, G., Hewamanna, R., Lillywhite, J., Bell, J.N.B., 1992. Radiocaesium uptake and translocation in wheat with reference to the transfer factor concept and ion competition effects. *Journal of Environmental Radioactivity* 16, 167-180.
- Shawhney, B.L., 1964. Sorption and fixation of microquantities of caesium clay minerals: effect of saturating cations. *Soil Science Society of America Proceedings* 28, 183-186.
- Shawhney, B.L., 1972. Selective sorption and fixation of cations by clay minerals: a review. *Clays Clay Minerals* 20, 93-100.
- Sigurgeirsson, M.A., Arnalds, O., Pálsson, S.E., Howard, B.J., Gudnason, K., 2005. Radiocaesium fallout behaviour in volcanic soils in Iceland. *Journal of Environmental Radioactivity* 79, 39-53.
- Silberbush, M., 1996. Simulation of ion uptake from the soil. *Plant roots: the hidden half*. Marcel Dekker, pp. 643-658.
- Simmonds, J.R., 1985. The influence of season of the year on the transfer of radionuclides to terrestrial foods following an accidental release to the atmosphere. National Radiological Protection Board.
- Sirotkin, A.N., 1973. Transfer of fission products to farm animals and animal products. In: Annenkov, B.N., Dibobes, I.K., Alexakhin, R.M. (Eds.). *Radiobiology and radioecology of farm animals*. Atomizdat, Moscow, pp. 140-172.
- Sirotkin, A.N., 1977. Radionuclide transfer to animal products. In: Korneyev, N.A., Sirotkin, A.N., Korneyev, N.A. (Eds.). *Radionuclides in the body of farm animals - uptake and metabolism. A radioactivity in plants and livestock products*, Moscow, pp. 96-161.
- Sirotkin, A.N., 1987. Radionuclides exchange in body of agricultural animals. In: Korneyev, N.A., Sirotkin, A.N. (Eds.). *Foundations of radioecology of farm animals*. Energoatomizdat, Moscow, pp. 21-99.
- Sirotkin, A.N., Burov, N., Fedorov, E.A., Prister, B.S., Alexakhin, R.M., Nikolayeva, E.M., 1978. Uptake and metabolism of radioisotopes in farm animals. In: Ilyenko, A.I. (Ed.). *Radioecology of vertebrates*. Nauka, Moscow, pp. 103-123.
- Sirotkin, A.N., Burov, N., Tyumenev, L.N., Grishin, A.I., 1970. On the behaviour of ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{125}Sb , and ^{95}Zr in cattle. *Radiobiologiya* 10, 629.
- Sirotkin, A.N., Sarapultsev, I.A., 1973. Transfer of fission products to cow milk in chronic and single uptake *via* ingestion. *Gigiena i Sanitariya* 6, 108-110.
- Smolders, E., Merckx, R., 1993. Some principles behind the selection of crops to minimize radionuclide uptake from soil. *Science of the Total Environment* 137, 135-146.
- Smolders, E., Sweeck, L., Merckx, R., Cremers, A., 1996. Cationic interactions in radiocaesium uptake from solution by spinach. *Journal of Environmental Radioactivity* 34, 161-170.
- Smolders, E., Van Den Brande, K., Merckx, R., 1997. Concentrations of ^{137}Cs and K in soil solution plant availability of ^{137}Cs in soils. *Environmental Science and Technology* 31, 3432-3438.
- Snipes, M.B., Riedesel, M.L., 1969. Studies of diet as a factor in ^{137}Cs metabolism by rats. *J.Nut.* 97, 212-218.
- Sobolev, A.S., Astasheva, N.P., Yuretsky, S.V., Bozhenko, E.B., Zhlobina, T.V., Syasky, S.S., 1992. Control of ^{137}Cs content in private milk of settlements from the evacuation zone. In: Papers, C. (Ed.). *Problems of agricultural radiology*, pp. 136-140.
- Sokolova, E.A., Voronov, S.I., Issamov, N.N., Sanzharova, N.I., 1999. ^{137}Cs uptake to animal stuffs produced in the Moscow region. *Vestn. RASHN* 4, 64-66.
- Staunton, S., Dumat, C., Zsolnay, A., 2002. Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 58, 163-173.
- Staunton, S., Hinsinger, P., Guivarch, A., Brechignac, F., 2003. Root uptake and translocation of radiocaesium from agricultural soils by various plant species. *Plant and Soil* 254, 443-455.
- Staunton, S., Roubaud, M., 1997. Adsorption of ^{137}Cs on montmorillonite and illite: Effect of charge compensating cation, ionic strength, concentration of Cs, K and fulvic acid. *Clays and Clay Minerals* 45, 251-260.
- Steiner, M., Linkov, I., Yoshida, S., 2002. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* 58, 217-241.
- Stewart, H.F., Ward, G.M., Johnson, J.E., 1965. Availability of fallout ^{137}Cs to dairy cattle from different types of feed. *J. Dairy Sci.* 48, 709-713.

- Strebl, F., Ringer, W., Gerzabek, M.H., 2002. Radiocaesium contamination of meadow vegetation - Time-dependent variability and influence of soil characteristics at grassland sites in Austria. *Journal of Environmental Radioactivity* 58, 143-161.
- Sumerling, T.J., Grenn, N., Daodd, N.J., 1984. Uptake of radionuclides by farm animals close to a major nuclear installation. 6th Int. Congress IRPA, Berlin.
- Tamura, T., Jacobs, D.G., 1960. Structural implications in caesium sorption. *Health Physics* 2, 391-396.
- Tegen, I., Dorr, H., Munnich, K.O., 1991. Laboratory experiments to investigate the influence of microbial activity on the migration of cesium in a forest soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 57-58, 441-447.
- Thornton, I., Abrahams, P., 1983. Soil ingestion - A major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. *Science of the Total Environment* Vol. 28, 287-294.
- Toso, J.P., Velasco, R.H., 2001. Describing the observed vertical transport of radiocesium in specific soils with three time-dependent models. *Journal of Environmental Radioactivity* 53, 133-144.
- Treeby, M., Marschner, H., Römheld, V., 1989. Mobilization of iron and other micronutrient cations from a calcareous soil by plant-borne, microbial, and synthetic metal chelators. *Plant and Soil* 114, 217-226.
- Tufféry, S., 2007. Data mining et statistique décisionnelle. L'intelligence des données.
- Tyler, A.N., Carter, S., Davidson, D.A., Long, D.J., Tipping, R., 2001. The extent and significance of bioturbation on ^{137}Cs distributions in upland soils. *Catena* 43, 81-99.
- Udén, P., Rounsville, T.R., Wiggans, G.R., Van Soest, P.J., 1982. The measurement of liquid and solid digesta retention in ruminants, equines and rabbits given timothy (*Phleum pratense*) hay. *British Journal of Nutrition* 48, 329-339.
- Ulsh, B., Rademacher, S., Whicker, F.W., 2000. Variations of ^{137}Cs depositions and soil concentrations between alpine and montane soils in northern Colorado. *Journal of Environmental Radioactivity* 47, 57-70.
- UNSCEAR, 2000. Report to the General Assembly, Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.
- Unsworth, E.F., Pearce, J., McMurray, C.H., Moss, B.W., Gordon, F.J., Rice, D., 1989. Investigations of the use of clay minerals and Prussian Blue in reducing the transfer of dietary radiocaesium to milk. *Science of the Total Environment* 85, 339-347.
- Valcke, E., 1993. The Behaviour Dynamics of Radiocesium and Radiostrontium in Soils Rich in Organic Matter. Katholieke Universiteit Leuven, Leuven.
- Valcke, E., 1994. Sorption-desorption dynamics of radiocaesium in organic matter soils. *Science of the Total Environment* 157, 275-283.
- Van Bergeijk, K.E., Noordijk, H., Lembrechts, J., Frissel, M.J., 1992. Influence of pH, soil type and soil organic matter content in soil-plant transfer of radiocaesium and radiostrontium as analyzed by a non parametric method. *Journal of Environmental Radioactivity* 15, 265-276.
- Van den Hoeck, J., 1976. Cesium metabolism in sheep and the influence of orally ingested bentonite on cesium absorption and metabolism. *Z. Tierphysiol. Tiernahrung und Futtermittelkunde* 37, 315-321.
- Van den Hoeck, J., 1980. The influence of bentonite adsorption and metabolism in the lactating cow. *Zeitschrift für Tierphysiol. Tiernahrung und Futtermittelkunde* 43, 101-109.
- Van den Hoeck, J., Kirschmann, R.J., Colard, J., Sprietsma, J.E., 1969. Importance of some methods of pasture feeding, of pasture type and seasonal factors on ^{85}Sr and ^{134}Cs transfer from grass to milk. *Health Physics* 17, 691-700.
- Vankerkom, J., Van Hees, M., Vandecasteele, C.M., Colard, J., Culot, J.P., Kirschmann, R., 1988. Transfer to farm animals (ruminants) and their products of ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{131}I after the Chernobyl accident. IV Symp. Internat. de Radioécologie de Cadarache. CEA-IPSN-DERS, Cadarache.
- Vasiliev, A.V., Ratnikov, A.N., Alexakhin, R.M., Sirotkin, A.N., Krasnova, E.G., Kudryavtsev, V.N., Grudina, N.V., 1995. Regularities of radionuclides and heavy metals transfer in the soil-plant-animal-animal products system. *Himiya v Sel'skom Hozyaistve* 4, 16-18.
- Velasco, H., Juri Ayub, J., Belli, M., Sansone, U., 2004. Temporal trends of ^{137}Cs and ^{40}K activity flux from soil to plant in grassland ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* 71, 225-241.
- Velasco, R.H., Belli, M., Sansone, U., Menegon, S., 1993. Vertical transport of radiocesium in surface soils: Model implementation and dose-rate computation. *Health Physics* 64, 37-44.
- Verdier-Metz, I., Coulon, J.B., Pradel, P., Viallon, C., Albouy, H., Berdague, J.L., 2000. Effect of the botanical composition of hay and casein genetic variants on the chemical and sensory characteristics of ripened Saint-Nectaire type cheeses. *Lait* 80, 361-370.

- Veresoglou, D.S., Barbayiannis, N., Zalidis, G.C., Kalpakis, S., Batianis, E., 1995. Transfer factors for Sr as influenced by species Ca uptake and soil Ca availability. *Plant and Soil* 175, 225-232.
- Voigt, G., Henrichs, K., Pröhl, G., Paretzke, H.G., 1988. Measurements of transfer coefficients for ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{22}Na , ^{131}I and $^{95\text{m}}\text{Tc}$ from feed into milk and beef. *Radiation and Environmental Biophysics* 27, 143-152.
- Voigt, G., Muller, H., Prohl, G., Paretzke, 1989. Experimental determination of transfer coefficients of ^{137}Cs and ^{131}I from fodder into milk of cows and sheep after the Chernobyl accident. *Health Physics* 57, 967-973.
- Voisin, A., 1957. *Productivité de l'herbe*. Flammarion, Paris.
- Vosniakos, F., Karakoltsidis, P., Moutziz, A., Kesidou, A., Ganatsios, S., Bizopoulos, A., 1989. Transfer of ^{121}I and ^{137}Cs from cow milk to cheese and other products. *The Australian Journal of Dairy Technology* Mai, 44-46.
- Vreman, K., Berende, P.L.M., 1986. Transfer of contaminants from feed to animal products. Institute for Livestock Feeding and Nutrition research (IVVO).
- Vreman, K., Berende, P.L.M., Weseman, J.M., 1987. Transfer of radiocaesium to milk of dairy cows. Institute for Livestock Feeding and Nutrition research (IVVO).
- Walter, C., 1990. Estimation de propriétés du sol et quantification de leur variabilité à moyenne échelle. Université de Paris VI, Paris, p. 172.
- Ward, G.M., Johnson, J.E., 1986. Validity of the term transfer coefficient. *Health Physics* 50, 411-414.
- Ward, G.M., Johnson, J.E., Sasser, L.B., 1967. Transfer coefficients of fallout cesium-137 to milk of dairy cattle fed pasture, green-cut alfalfa, or stored feed. *J. Dairy. Sci.* 50, 1092-1096.
- Ward, G.M., Johnson, J.E., Stewart, H.F., 1965. Cesium-137 passage from precipitation to milk. CONF-765, pp. 703-710.
- Ward, G.M., Keszthelyi, Z., Kanyar, B., Kralovansky, U.P., Johnson, J.E., 1989. Transfer of ^{137}Cs to milk and meat in Hungary from Chernobyl fallout with comparisons of worldwide fallout in the 1960s. *Health Physics* 57, 587-592.
- Wasserman, M.A., Bartoly, F., Portilho, A.P., Rochedo, E.R.R., Viana, A.G., Perez, D.V., Conti, C.C., 2008. The effect of organic amendment on potential mobility and bioavailability of ^{137}Cs and ^{60}Co in tropical soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 554-562.
- Wauters, J., Sweeck, L., Valke, E., Elsen, A., Cremers, A., 1994. Availability of radiocaesium in soils: a new methodology. *Science of the Total Environment* 157, 239-248.
- Wilkins, B.T., Bradley, E.J., Fulker, M.J., 1988. The influence of different agricultural practices on the transfer of radionuclides from pasture to milk after the Chernobyl accident. *Sci. Total Environ.* 68, 161-172.
- Wilson, L.G., Bottomley, R.C., Sutton, P.M., Sisk, C.H., 1988. Transfer of radioactive contamination from milk to commercial dairy products. *J. Soc. Dairy Technol.* 41, 10-13.
- Wolt, J.D., 1994. *Soil solution chemistry: applications to environmental science and agriculture*. John Wiley and Sons. Inc., New-York.
- Wood, G.M., Wilson, L.G., Bottomley, R.C., Sutton, P.M., Sisk, C.H., 1990. Transfer of radioactive contamination from milk to commercial dairy products. Radioactivity transfer during food processing and culinary preparation. CEA-IPSN-DERS, Cadarache, pp. 275-293.
- Zach, R., Mayoh, K.R., 1984. Soil ingestion by cattle: A neglected pathway. *Health Physics* 46, 426-431.
- Zhu, Y.G., Shaw, G., Nisbet, A.F., Wilkins, B.T., 1999. Effects of external potassium supply on compartmentation and flux characteristics of radiocaesium in intact spring wheat roots. *Annals of Botany* 84, 639-644.
- Zhu, Y.G., Smolders, E., 2000. Plant uptake of radiocaesium: A review of mechanisms, regulation and application. *Journal of Experimental Botany* 51, 1635-1645.
- Zobel, R.N., 1996. Genetic control of root systems. *Plant roots: the hidden half*. Marcel Dekker, pp. 21-30.

Annexes

Annexe 1-1 : Les différents types de fromages et leur mode de fabrication

La classification des fromages proposée dans le Tableau 1-1 repose sur la teneur en eau rapportée à la partie non grasse du fromage (rapport plus ou moins lié à la consistance) sur la teneur en matière grasse dans l'extrait sec et enfin sur le mode principal d'affinage.

La coagulation est la dénaturation de la caséine, élément spécifique du lait fabriqué dans la mamelle, qui permet la coagulation du lait. La matière grasse et les protéines ont un rôle passif. Les différentes caséines sont organisées en micelles qui sont des agrégats de plusieurs molécules de caséine. C'est un complexe de protéines phosphorées précipitant à pH 4,6 ou sous l'action d'enzymes spécifiques. En technologie fromagère, on distingue donc deux types de coagulations, la coagulation lactique (acide) et la présure. La coagulation lactique est la fixation d'acide lactique sur les charges négatives de la caséine. Elle s'effectue à pH 4,6 et permet le rapprochement des micelles de caséine par liaison hydrophobe réversible qui englobe un certain nombre de composés, tels que les globules gras et les vitamines, et qui constituent la maille du réseau caséinique (Figure 1-1). La coagulation présure est une réaction irréversible de liaisons fortes par des ponts calciques et des interactions hydrophobes avec les CMP (Caseino-Macro-Peptide). Ces deux actions sont combinées lors de la fabrication, certaines fromages utilisent la coagulation acide majoritairement, c'est le cas des fromages frais, d'autres plutôt la coagulation présure (fromages à pâte dure).

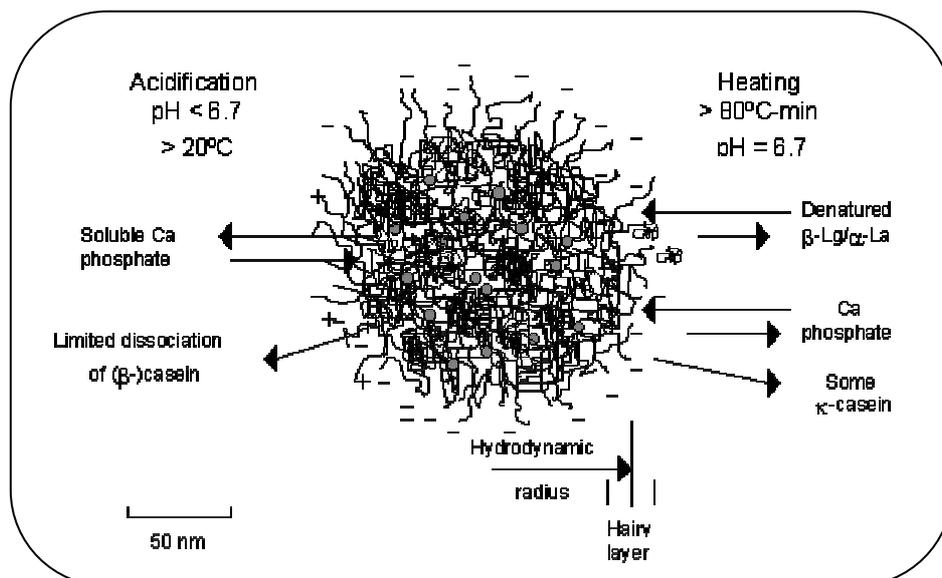


Figure 1-1 : Réseau caséinique à l'issue de la phase de coagulation (Eck et Gillis, 2000).

En plus de ces aspects théoriques interviennent des pratiques individualisées liées à l'expérience du fromager. La notion de « prendre le caillé » est par exemple un moyen empirique, au toucher, permettant d'évaluer un caillé trop déminéralisé ou trop plastique. Ces pratiques font intervenir un nombre de variables peu simples à mesurer au quotidien : - acidité actuelle du sérum, - teneur en calcium, - propriétés mécaniques du coagulum,.... En pratique, le fromager essaie de fixer les paramètres de fabrication en fonction de l'expérience qu'il a retirée des fabrications antérieures. Pour certains, ce n'est qu'au bout de plusieurs mois qu'il est possible de se livrer utilement aux observations nécessaires.

Durant la phase d'égouttage, c'est presque 80 % de l'eau contenue dans le caillé qui est extraite. Deux types de facteurs interviennent :

- un facteur biologique : acidification ou « fermentation lactique », génératrice de porosité dans le caillé,
- un facteur mécanique qui se déroule en plusieurs phases : le découpage, le brassage, le chauffage et enfin le pressage, suivant les fromages fabriqués.

Cette étape est essentielle car c'est la conjugaison de ces facteurs qui va déterminer la dureté et l'onctuosité du fromage à venir. L'égouttage d'un fromage frais et celui d'un Comté, par exemple, sont très différents. Pour obtenir un fromage frais au goût acidulé, la fermentation lactique est favorisée. Le lait est maintenu pendant quelques heures (de 12 à 48 h) à une température avoisinant les 15°C. Pendant cette période, les ferments se développent et produisent de l'acidité (le lactose devient de l'acide lactique). L'acide lactique déminéralise alors le caillé en lui enlevant une grande partie de son calcium et donc de sa souplesse. On obtient alors un caillé « lactique », d'une grande porosité qui s'égoutte lentement et spontanément. A l'opposé, pour obtenir des pâtes dures, on va fabriquer plus rapidement et à plus haute température (30 à 40°C). L'égouttage se fait de manière mécanique. On découpe alors le caillé afin d'accélérer l'écoulement du lactosérum. On brasse et on chauffe le caillé qui se contracte alors sous le double effet du remous et de la chaleur. Quand il est suffisamment égoutté, il est mis en moule. Intervient alors la phase de pressage, plus ou moins forte selon le degré souhaité de dureté de la pâte.

C'est en combinant ces deux types de facteurs que l'on peut donner naissance à toutes les sortes de pâtes fromagères. En privilégiant le facteur biologique, on se rapprochera des fromages frais avec des formats plutôt petits. A l'inverse, en favorisant le facteur mécanique, on produira des pâtes plutôt dures pouvant supporter des formats de plus en plus grands selon les différentes étapes d'égouttage. Ainsi, en fonction de ces différentes méthodes de fabrication, se dessinent les différentes familles de fromage : les pâtes molles (Camembert, Munster, ...) sont uniquement découpées, les pâtes persillées (Roquefort, Bleu des Causses, ...) sont découpées et brassées, les pâtes pressées (Tomme de Savoie, Saint-Nectaire, ...) sont découpées, brassées puis pressées. Quant aux pâtes pressées cuites (Emmental, Comté, Beaufort...), elles sont en plus chauffées (Tableau 1-13).

Fromages frais.	-	Pâtes fraîches.	Coagulation lente. Coagulation rapide.	Non salés: Petits-Suisses, Fontainebleau, Neufchâtel frais. Salés: Demi-sels, Gournay frais. Fromages à la pie.				
				A moisissure			A croûte	
				Externes	Internes	Séchée	Lavée	Cendrée
	Egouttage spontané.	Pâtes molles à croûte fleurie.	Coagulation lente. Coagulation rapide.	Brie. Neufchâtel. Gournay. Saint-Marcellin.				
				Camembert. Coulommiers.		Fromages de chèvre.	Langres. Bourguignon. Epoisses.	Vendôme. Olivet
Fromages affinés.		Pâtes molles à croûtes lavées / persillées.	Découpage. Découpage. Brassage	Carré de l'Est. Maroilles.	Roquefort. Saingorlon. Bleus. Fourme d'Ambert		Munster. Géromé. Pont-l'Evêque. Maroilles. Livarot. Italico. Tilsitt.	
	Egouttage accéléré.	Pâtes pressées non cuites	Découpage. Brassage. Pression.	Tome de Savoie. Saint-Nectaire. Savaron.		Edam. Gouda.	Saint-Paulin. Reblochon.	
			Découpage. Brassage. Pression. Broyage.			Cheddar.	Chester. Cantal. Laguiole.	
		Pâtes pressées cuites.	Découpage. Brassage. Cuisson. Pression.			Sbrinz. Parmesan. Asiago. Montasio	Emmental. Gruyère. Comté.	
Fromages fondus.								

Tableau 1-1 : Classification des fromages. En grisé, les classes de fromage visées dans cette étude.

Annexe 2-1 : Exemple de fiche terrain de description des sols à la station J920 (Longchaumois, Jura).

BCA3 - J920 (Longchaumois), Jura
05/05/07

N°	BCA3	Commune :	Longchaumois	Date :	05/05/07	Lambert II étendu (NTF)	X	876765	Y	2169358
		Surface :	6,12 ha							
<u>Topographie</u>		Situation :	Mi-pente	Pente	13 %					
		Orientation :	NW	Altitude	898 m					
<u>Terrain géologique</u>		Etage :	G	Nature :	Glaciaire					
<u>Particularités</u>		-		pH _{eau} :	7,1					

Identification des Horizons	A	B ₁	B ₂	C
Profondeur (cm)	0-24	24-47	47-69	69-83-->
Régularité de la limite	sub-horizontale	sub-horizontale	sub-horizontale	
Couleur Code Munsell©	Brun 10YR 4/3	Brun jaune 10YR 5/4	Jaune 10YR 7/6	Brun pale 10YR 8/2
Mat. Organique (abondance)	3,5	2	0,5	-
Tâches oxydation Remarques	-	-	-	-
Tâches de réduction Remarques	-	-	-	-
Traces d'activité biologique Racines	- 3,5	- 2	- -	- -
Structure Texture	Grenue Limono argileux	Polyédrique Argilo limoneux	Polyédrique Argileux	Polyédrique Argileux
Effervescence	2	2	5	5
Eléments grossiers	-	-	3	4
Charbon	-	-	-	-
Nom génétique	Brun calcaire (Calcic Cambisol)			
Particularités	-			



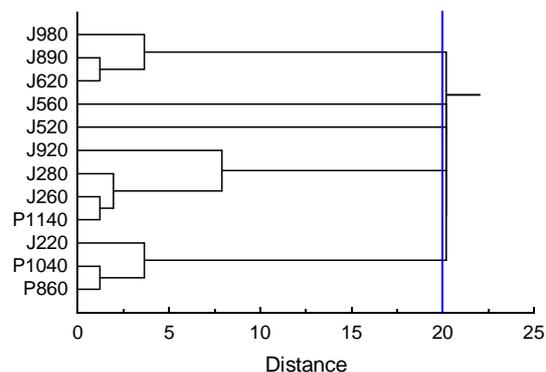
Annexe 2-2 : Exemple de fiche éleveur à la station J920 située dans la commune de Longchaumois (Jura).

J920 Longchaumois	
Surface totale (ha)	127
Production fourragère (t)	180000
Regain (t)	20000
Mode d'exploitation	
Mise à l'herbe	27/04/2007
1 ^{ière} coupe	01/07/2007
Durée	20
Regain	15/08/2007
Bovins laitiers	
Nombre	45
Race	Montbéliarde
Quota laitier	192000
Complémentation	
Type	VL18
Local	
Quantité (kg)	3
Ecart	1,5 à 5
Hiver	VL18 + tourteau
Quantité	1 à 1,5 kg de plus
Fertilisation	
Fumier	Fumier/Lisier
Période	printemps/automne
Quantité	100 m ³ y ⁻¹
Lisier	
Période	
Quantité	
NPK	6-13-8
Période	mai
Quantité	150 kg ha ⁻¹

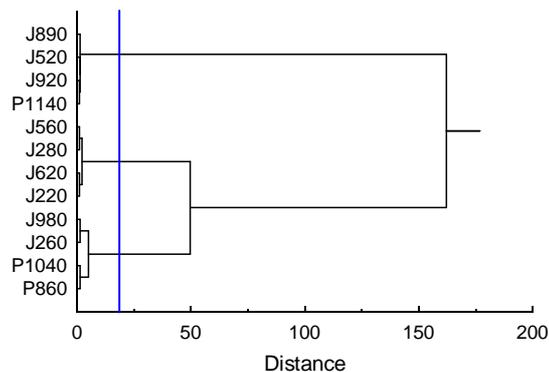
Annexe 4-1 : Dendrogrammes des activités, coefficients et facteurs de sensibilité comparant les stations étudiées.

Ces analyses sont basées sur des analyses de classification hiérarchique (matrice non euclidienne issue du calcul de l'inverse des valeurs de probabilité des tests de Mann et Whitney, méthode des liens complets).

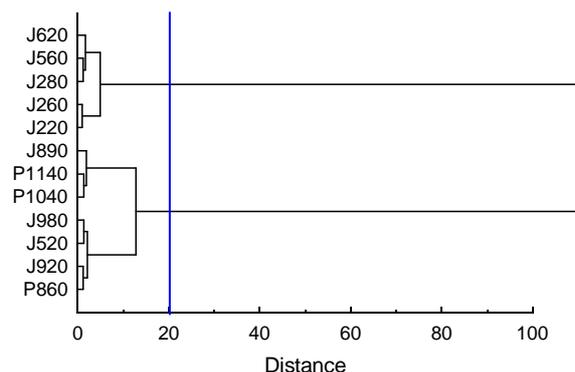
A/ Activité surfacique (Aa) des sols en ^{137}Cs



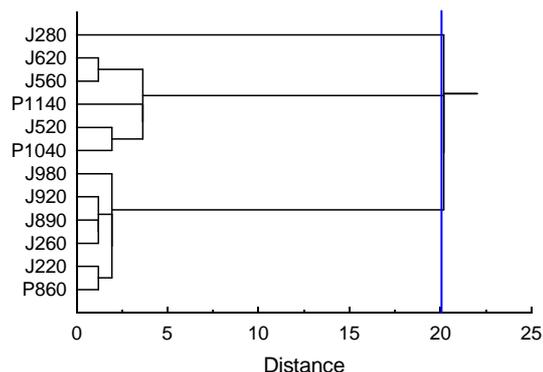
B/ Activité massique (Am) de la végétation en ^{137}Cs



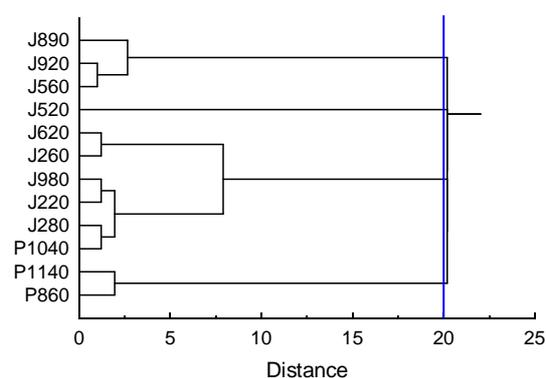
C/ Coefficient de transfert agrégé (Cag) du ^{137}Cs



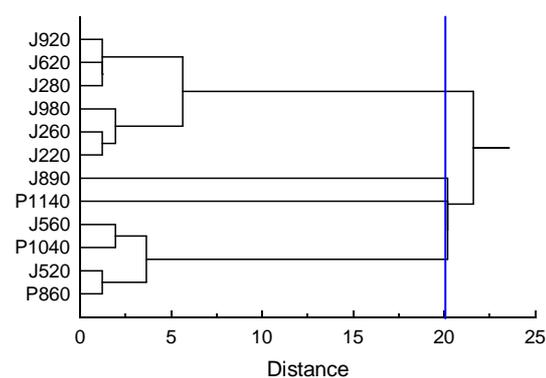
D/ Taux d'argile



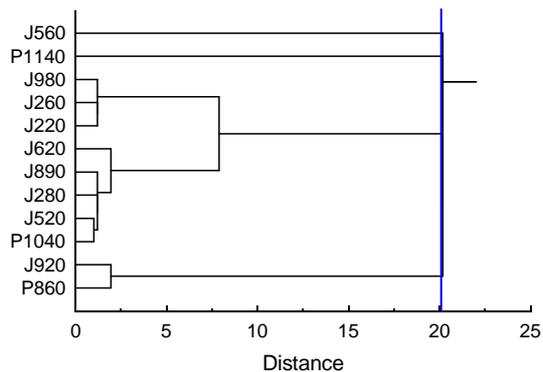
E/ Taux de limon



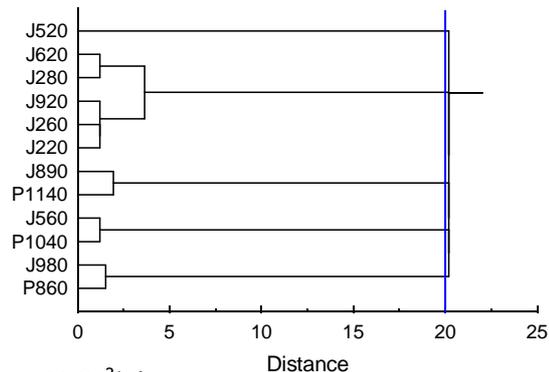
F/ Taux de sable



G/ Taux de matière organique

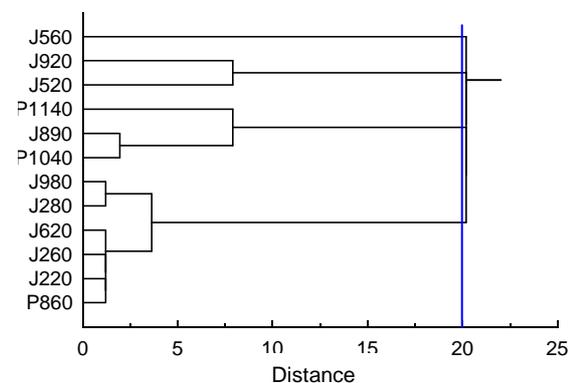
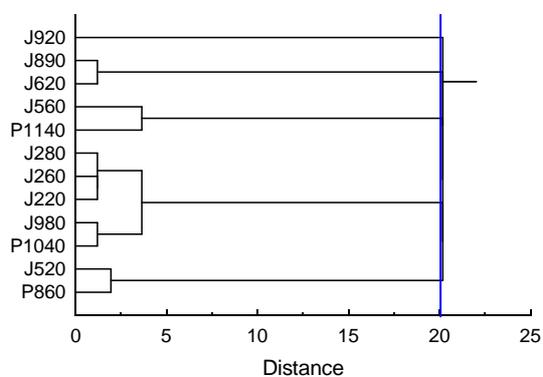


H/ pH

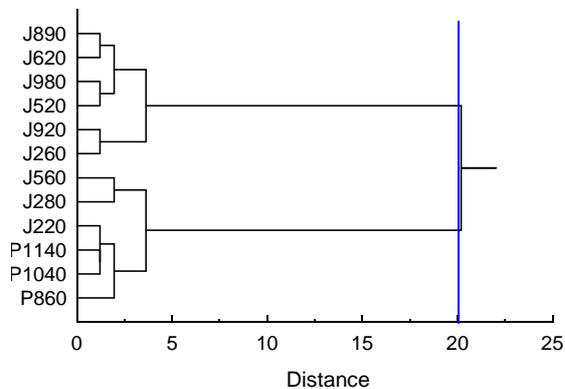


J/ Ca²⁺ échangeable

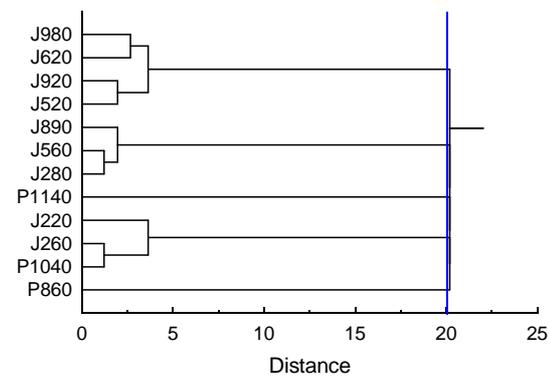
I/ CEC



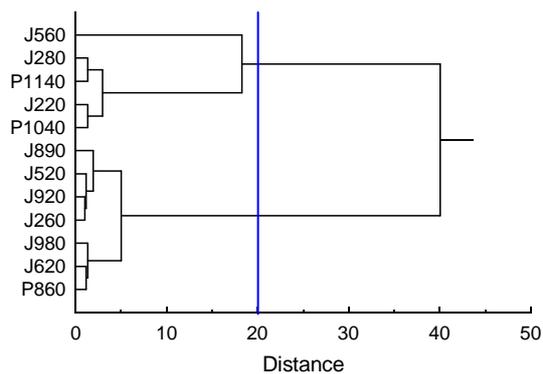
K/ K⁺ échangeable



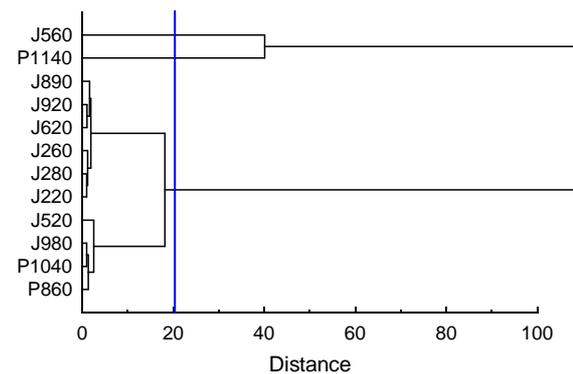
L/ Mg²⁺ échangeable



M/ ⁴⁰K dans la végétation

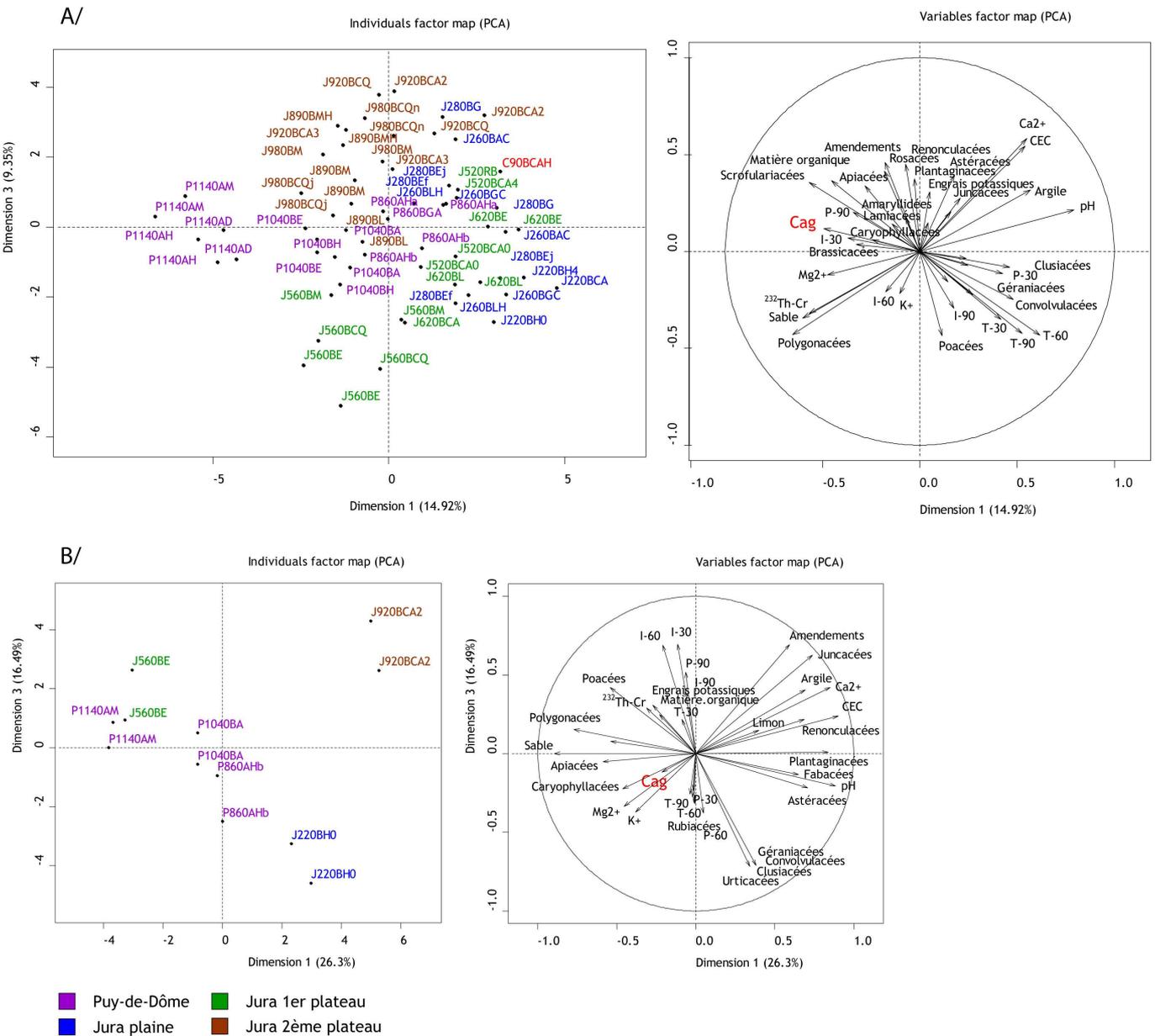


N/ Coefficient de transfert (Cr) du ²³²Th



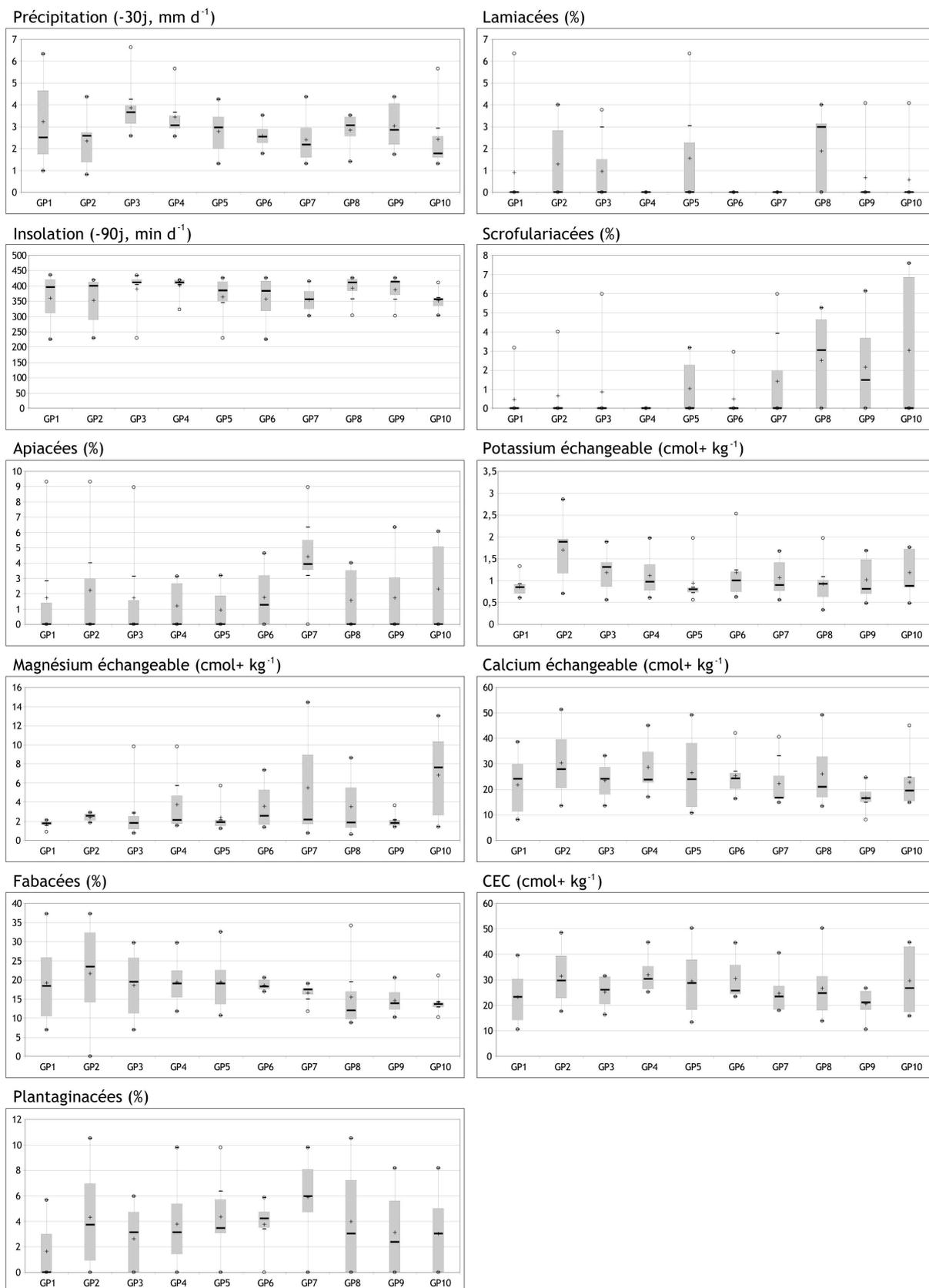
Annexe 4-2 : Analyse en composantes principales (ACP) des axes 1-3 comparant les prélèvements des régions d'étude et les facteurs de sensibilité du ^{137}Cs (Figure A) et ^{90}Sr (Figure B).

Les facteurs de sensibilité liés au climat sont notés P pour précipitation, I pour Insolation et T pour température.



Annexe 4-3 : Discrétisation des coefficients de transfert agrégés (Cag) du ¹³⁷Cs vis-à-vis des facteurs de sensibilité

Les 11 derniers facteurs de sensibilité inférieurs au seuil de significativité du test de Spearman.



Résumé

Le projet « Sensibilité radioécologique » de l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) a pour but de caractériser et hiérarchiser les paramètres qui ont un effet significatif sur le transfert des contaminants radioactifs dans l'environnement. L'objectif de ce travail de thèse, focalisé sur les zones de prairies permanentes, est d'analyser les variations des activités de deux radionucléides artificiels (^{137}Cs et ^{90}Sr) dans la chaîne allant du sol aux produits fromagers et de hiérarchiser les paramètres écologiques et anthropiques qui déterminent la sensibilité des zones étudiées.

Cette étude est réalisée grâce à des prélèvements *in situ* dans 15 exploitations situées dans trois régions (Charente, Puy-de-Dôme et Jura). Les exploitations laitières sont choisies en fonction des variabilités naturelles des régions (terrains géologiques, altitude, climat). Les cartographies des sols des parcelles pâturées sont effectuées afin de choisir les sites de prélèvement les plus représentatifs. Des données géographiques, pédologiques, floristiques et relatives aux principales pratiques agricoles et fromagères sont alors acquises, en complément des mesures radiologiques.

Du sol à la végétation prairiale, les coefficients de transfert de ^{137}Cs varient entre 3×10^{-3} et 148×10^{-3} Bq kg^{-1} sec par Bq kg^{-1} sec (N = 73). Ils sont significativement plus élevés dans le Puy-de-Dôme que dans le Jura. Le coefficient de transfert du ^{137}Cs entre l'alimentation des bovins et le lait varie de $5,9 \times 10^{-3}$ à 258×10^{-3} Bq kg^{-1} frais par Bq kg^{-1} sec (N = 28) et est statistiquement plus élevé en Charente. Enfin, le coefficient de transfert du ^{90}Sr du lait aux fromages est compris entre 3,9 et 12,1 et est plus élevé dans le Jura (N = 25). Le maillon le plus filtrant pour ^{137}Cs et ^{90}Sr est situé entre le lait et les produits fromagers.

Une méthode non-linéaire basée sur la discrétisation du coefficient de transfert puis par des tests de comparaison multiple permet de hiérarchiser les facteurs de sensibilité du sol à la végétation prairiale. Il apparaît que 20 facteurs interviennent dans le transfert du ^{137}Cs à la végétation, comme le taux d'argile des sols ainsi qu'un marqueur des particules de sol adhérentes sur la végétation. Les transferts de ^{137}Cs dans le lait sont dépendants du taux d'argile présent dans l'échantillon de végétation et la nourriture du bétail. Enfin, lors de la fabrication des fromages, le ^{90}Sr se comporte comme son analogue chimique, le calcium, ce qui explique des transferts accentués en ^{90}Sr dans les fromages enrichis en Ca, comme le Comté. Sur la base de la hiérarchisation de ces facteurs, une méthode qui vise à évaluer la sensibilité du transfert du ^{137}Cs du sol au produit laitier est proposée.

Mots-clefs : Transfert, Sol, Végétation prairiale, Lait, Fromage, ^{137}Cs , ^{90}Sr .

Summary

The project "SENSIB" of the Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety (IRSN) aims at characterizing and classifying parameters with significant impact on the transfer of radioactive contaminants in the environment. This thesis is focused on permanent grassland areas. Its objectives are the analysis of the activity variations of two artificial radionuclides (^{137}Cs and ^{90}Sr) in the chain from soil to dairy products as well as the categorization of ecological and anthropogenic parameters, which determine the sensitivity of the studied area.

For this study, *in situ* sampling is carried out in 15 farms in 3 different French regions (Charente, Puy-de-Dôme and Jura). The sampling sites are chosen according to their natural variations (geology, altitude and climate) and the soil types. Additionally to the radiologic measurements, geographic, soil and vegetation data as well as data concerning cattle-rearing and cheese manufacturing processes are gathered.

From the soil to the grass vegetation, ^{137}Cs transfer factors vary between 3×10^{-3} and 148×10^{-3} Bq kg^{-1} (dry weight) per Bq kg^{-1} (dry weight) (N = 73). These transfer factors are significantly higher in the region Puy-de-Dôme than in the Jura region. The ^{137}Cs transfer factor from cattle feed to milk varies from 5.9×10^{-3} to 258×10^{-3} Bq kg^{-1} (fresh weight) per Bq kg^{-1} (dry weight) (N = 28). Statistically, it is higher in the region Charente. Finally, the ^{90}Sr transfer factor from milk to cheese ranges from 3.9 to 12.1. The studied site with the highest factor is the Jura (N = 25). The link between milk and dairy products is the stage with the most ^{137}Cs and ^{90}Sr transfers.

A nonlinear approach based on a discretization method of the transfer factor with multiple comparison tests admits a classification of the sensitivity factors from soil to grass vegetation. We can determine 20 factors interfering in the ^{137}Cs transfer into the vegetation, for instance, the clay rate of the soils or a marker for soil particles adhered on vegetation. ^{137}Cs transfers into milk depend on the clay rate of the vegetation sample and on the cattle feed. Finally, during the cheese manufacturing process, ^{90}Sr acts like the calcium, its chemical analogue, what explains the increase of ^{90}Sr transfer in calcium enriched cheeses, like Comté cheese. Based on the classification of these factors, a method is proposed to evaluate the ^{137}Cs sensitivity transfer from soil to dairy product.

Key-words: Transfer, Soil, Grass vegetation, Milk, Cheese, ^{137}Cs , ^{90}Sr .