

RAPPORT D'AVANCEMENT

MESURE DES MOUVEMENTS DE SOL À L'AIDE DU ^{137}Cs DANS LE CADRE DE L'ÉTUDE SUR L'ÉTAT DE SANTÉ DES SOLS AGRICOLES DU QUÉBEC PREMIERS RÉSULTATS

Auteur : Claude BERNARD
Collaborateurs : Marc-Olivier GASSER, Catherine BOSSÉ, Marie-Ève TREMBLAY, Francis ALLARD
Responsable du projet : Marc-Olivier GASSER, chercheur
Date : 1^{er} avril 2020
Projet IRDA # : 820 050

 PARTENARIAT
CANADIEN pour
l'AGRICULTURE

Canada Québec 

www.
irda.
qc.ca

LE RAPPORT PEUT ÊTRE CITÉ COMME SUIT :

Bernard, C. 2020. Mesure des mouvements de sol à l'aide du ^{137}Cs dans le cadre de l'Étude sur l'état de santé des sols agricoles du Québec - Premiers résultats. 15 pages. © Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA).



2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8

POUR EN SAVOIR DAVANTAGE

Claude Bernard, Ph. D.

Chercheur associé

Téléphone : 418 643 2380, poste 406

claude.bernard@irda.qc.ca

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	1
2. ÉTABLISSEMENT DES RETOMBÉES DE ¹³⁷ Cs POUR LES BESOINS DE L'EESSAQ.....	2
2.1 Qualités requises d'un site témoin pour l'utilisation du ¹³⁷ Cs comme marqueur de mouvements de sol ..	2
2.2 Sites témoins retenus dans la cadre de l'EESSAQ et leur potentiel pour l'utilisation du ¹³⁷ Cs	2
2.3 Estimation des retombées de ¹³⁷ Cs pour le Québec.....	3
3. ESTIMATION DE L'ÉROSION À PARTIR DES MESURES DE ¹³⁷ Cs	6
3.1 Considérations méthodologiques.....	6
3.2 Modèle d'interprétation retenu	6
3.3 Premiers résultats dans le cadre de l'EESSAQ	8
3.3.1 Ensemble des 135 premiers sites	8
3.3.2 Sites témoins	9
3.3.3 Sites cultivés	10
4. CONCLUSIONS	13
5. ANNEXE - SÉRIES ÉTUDIÉES	14
6. RÉFÉRENCES	15

1. INTRODUCTION

L'Étude sur l'état de santé des sols agricoles du Québec (EESSAQ) vise à produire des données quantitatives sur l'état de santé des sols agricoles du Québec. La dernière grande étude de ce type remonte à la fin des années 1980 (Tabi *et al.*, 1990).

Dans le cadre de ce projet, diverses propriétés physiques, chimiques et biologiques sont mesurées pour les 71 principales séries de sol, ventilées par matériau parental et régions pédologiques du Québec. Sauf exception, six champs (sites) sont retenus par série de sol, dont quatre sont en production et les deux autres sont des sites témoins non dégradés servant de base de comparaison pour les quatre autres. Lorsque possible, les sites échantillonnés par Tabi *et al.* (1990) sont retenus et rééchantillonnés, permettant alors de vérifier l'évolution des propriétés de ces sites au cours des 30 dernières années. Normalement, quatre points distants d'au moins 80 mètres sont échantillonnés dans chacun des sites retenus. Au total, 1682 points d'échantillonnage, répartis dans 425 champs ont été échantillonnés en 2018 et 2019.

Pour la quantification de l'érosion des sols, la mesure du ^{137}Cs a été retenue. Cette approche est la seule permettant de mesurer l'ampleur réelle des mouvements de sol subis depuis le début des années 1960 par les champs échantillonnés. Cette période correspond à celle de l'intensification de l'agriculture québécoise susceptible d'avoir provoqué une dégradation et des pertes de sol significatives.

Les mesures de ^{137}Cs présentent l'intérêt de produire des données intégrant l'effet de la variabilité interannuelle des conditions agronomiques et climatiques. Les valeurs qui seront établies seront donc représentatives des tendances à long terme et non seulement de l'effet des conditions agroenvironnementales récentes. Le lecteur est invité à prendre connaissance d'un document précédent (Bernard, 2019) qui présente l'utilité du ^{137}Cs comme marqueur de mouvements de sol.

Le présent rapport présente les estimations de mouvements nets de sol pour 135 champs pour lesquels l'exercice est complété, ce qui représente 32 % des 425 champs à l'étude dans le cadre de l'EESSAQ

2. ÉTABLISSEMENT DES RETOMBÉES DE ¹³⁷Cs POUR LES BESOINS DE L'EESQAQ

2.1 QUALITÉS REQUISES D'UN SITE TÉMOIN POUR L'UTILISATION DU ¹³⁷Cs COMME MARQUEUR DE MOUVEMENTS DE SOL

L'utilisation du ¹³⁷Cs comme marqueur d'érosion ou de redéposition du sol est basée sur la comparaison des inventaires (Bq m⁻²) de radiocésium d'un site cultivé avec celui d'un site témoin.

Ce site témoin doit répondre à certains critères pour pouvoir être retenu (Fulajtar *et al.*, 2017):

- refléter l'importance résiduelle des retombées historiques de ¹³⁷Cs;
- présenter préférentiellement une topographie plane ou très peu prononcée, ainsi qu'un important couvert végétal depuis le début des années 1960, minimisant ainsi les risques de redistribution de sol;
- ne pas avoir subi d'érosion ni de redéposition de sol depuis le début des retombées significatives de ¹³⁷Cs;
- être situé à proximité des sites d'étude, de façon à avoir été exposé à des précipitations annuelles et des retombées de ¹³⁷Cs similaires à celles des sites cultivés auxquels il est comparé.

2.2 SITES TÉMOINS RETENUS DANS LA CADRE DE L'EESQAQ ET LEUR POTENTIEL POUR L'UTILISATION DU ¹³⁷Cs

Lors de la sélection des sites témoins, à l'été 2017 et au printemps 2018, certaines contraintes sont apparues. Notamment, pour certaines séries de sol situées en zone de production intensive, il s'est avéré difficile, sinon impossible de trouver des sites répondant aux exigences d'un site témoin pour l'utilisation du ¹³⁷Cs comme indicateur de mouvements de sol.

La principale contrainte provient du fait qu'un tel site témoin doit avoir été exempt de mouvement de sol significatif depuis le début des années 1960. Les sites situés dans les bordures (champs, clôtures, bandes riveraines), sous les haies brise-vent ou encore dans les champs cultivés doivent donc à priori être considérés avec circonspection, puisqu'ils sont susceptibles d'avoir subi des mouvements de sol significatifs.

Le tableau 1 présente la répartition des sites témoins retenus pour l'EESQAQ selon le type d'usage du sol. Les types d'usage pouvant théoriquement convenir pour les mesures de ¹³⁷Cs sont encadrés en vert. Ils représentent 62 % des sites retenus comme témoins. La pertinence de ces sites est cependant incertaine et demeure à être validée. Cet aspect est rediscuté à la section 3.3.2.

Par ailleurs, dans la mesure où ils présentent des caractéristiques correspondant aux critères arrêtés pour le protocole de l'EESQAQ, tous les sites retenus conviennent très bien pour les autres paramètres prévus à l'étude. Ces critères se définissent comme suit :

Tableau 1. Sites témoins retenus pour l'EESQAQ

Type de témoin	N	%
Boisés	12	9
Bordures*	28	20
Cultivés	5	4
Friches	26	19
Haies brise-vent	20	14
Pâturages	11	8
Plantations	12	9
Prairies	26	19
Total	140	100
Adéquats pour le ¹³⁷Cs	87	62

* Bordures de champs, de clôtures et bandes riveraines

«Les deux sites témoins seront échantillonnés sur des sols en friche herbacée récente (1er choix), en prairie extensive (2e choix), ou en pâturage extensif (3e choix). Le site idéal pour qualifier l'état de référence de la série de sols serait sous couvert de plantes pérennes herbacées et ne serait plus cultivé (sol travaillé ou récolte) depuis 5 ans au minimum. Il ne présenterait pas de perturbation anthropique importante (dépôt de roches ou d'ordures, remblai), mais il aura déjà été aménagé et cultivé. Il ne devrait donc pas non plus se retrouver en milieu forestier ou boisé. La sélection de cette parcelle sera de la responsabilité des pédologues. Ils devront y retrouver un sol dont la structure, la consistance et la macroporosité sont dans un état non-dégradé et l'activité biologique présente» (Gasser et al., 2017).

Compte tenu de l'incertitude concernant la pertinence des sites témoins retenus pour évaluer la valeur résiduelle des retombées de ^{137}Cs , une approche alternative a donc été développée.

2.3 ESTIMATION DES RETOMBÉES DE ^{137}Cs POUR LE QUÉBEC

La littérature démontre une relation très étroite entre la hauteur des précipitations annuelles moyennes et l'importance des retombées de ^{137}Cs (Ritchie et McHenry, 1990).

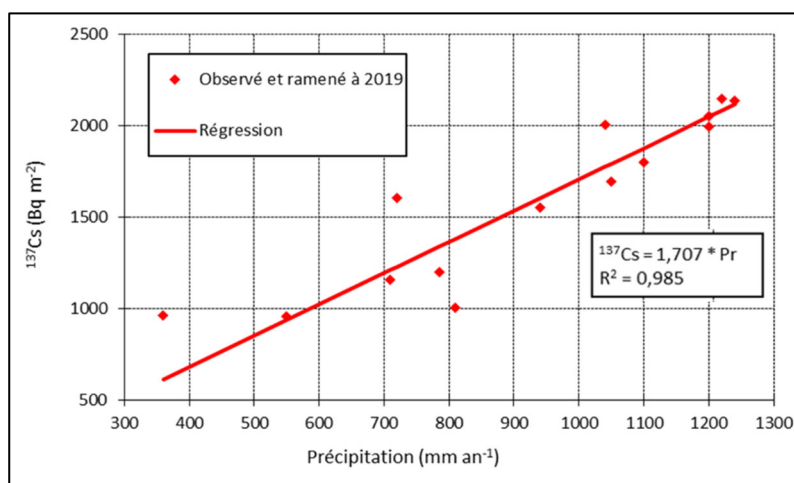


Figure 1. Relation entre l'inventaire des sols en ^{137}Cs et les précipitations annuelles moyennes pour divers sites en Amérique du Nord (d'après Bernard et al., 1998)

Cette relation a été confirmée par Bernard et al. (1998), à partir de données publiées pour divers endroits en Amérique du Nord, incluant le Québec, et pour lesquels les précipitations annuelles variaient de 360 à 1240 mm. Les données utilisées pour développer cette relation ont été ajustées pour l'année 2019 et l'équation recalculée (figure 1). Un coefficient de détermination de 0,985 a été obtenu, confirmant ainsi l'étroitesse de la relation entre les deux variables.

Afin de vérifier la validité de l'approche retenue, les inventaires de ^{137}Cs mesurés pour divers sites témoins au Québec, dans le cadre d'études passées, ont été comparés aux valeurs prédites par la relation présentée à la figure 1. Quatre études ont été considérées (tableau 2). Les inventaires de ^{137}Cs mesurés lors de ces études ont été ramenés à 2019 et ont été comparés aux inventaires estimés à l'aide de l'équation présentée à la figure 1. Les résultats du tableau 2 montrent une très bonne correspondance entre les résultats ajustés de ces quatre études et ceux obtenus avec l'équation de régression. Cette dernière évalue donc de façon tout-à-fait satisfaisante la valeur résiduelle des retombées de ^{137}Cs .

Cette relation a alors été appliquée aux données de précipitations annuelles moyennes de 200 stations climatiques situées au Québec et disposant de statistiques portant sur les années 1961-1990 (Gouvernement du Canada, 2018), couvrant de cette façon la période de retombées maximales de ^{137}Cs .

Tableau 2. Inventaires mesurés et estimés de ^{137}Cs pour quatre sites expérimentaux du Québec

Site	Nombre de valeurs	Précipitation annuelle moyenne (mm)	Année de mesure	Inventaire mesuré de ^{137}Cs	Inventaire de ^{137}Cs ramené à 2019	Inventaire estimé de ^{137}Cs	Référence
				(Bq m^{-2})	(Bq m^{-2})	(Bq m^{-2})	
Île d'Orléans	12	1200	1989	3860	1930	2048	Bernard et Laverdière, 1992
Sherbrooke	9	950	1996	2650	1558	1622	Mabit <i>et al.</i> , 1999
Rivière Boyer	14	1100	2002	2780	1877	1878	Mabit <i>et al.</i> , 2007
Saint-Elzéar	15	1050	1992	3163	1695	1792	Nolin <i>et al.</i> , 1993

Des retombées résiduelles moyennes de ^{137}Cs de 1774 Bq m^{-2} et variant entre 1355 et 2607 Bq m^{-2} ont été estimées pour ces 200 stations. La spatialisation de ces retombées par krigeage a permis de produire une carte des retombées, telles que présentées à la figure 2. La carte présente un gradient général décroissant du sud vers le nord. On note également l'influence régionale des Laurentides, au nord de Québec, ainsi que celle des Appalaches, dans le sud-ouest de la province.

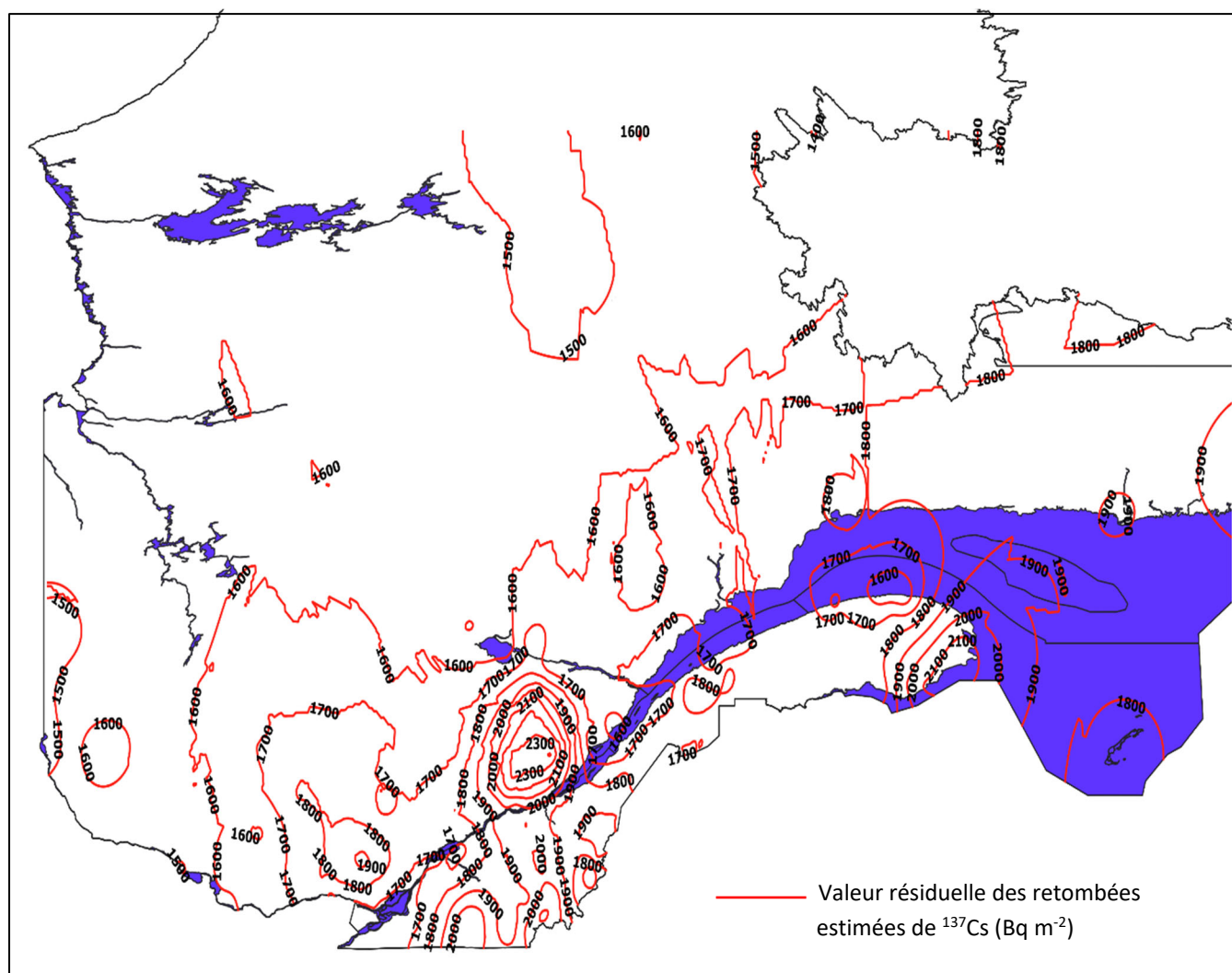


Figure 2. Retombées de ^{137}Cs pour le Québec, telles qu'estimées à partir de la relation Précipitations-Retombées (données ajustées au 01.01.2019)

Il est cependant difficile d'estimer, à partir de la figure 2, l'importance des retombées de ^{137}Cs pour chacun des 425 sites échantillonnés pour l'EESSAQ. Pour les besoins de l'étude, une estimation des retombées a donc été obtenue de la façon suivante :

1. comme les coordonnées géographiques de chacun des points d'échantillonnage d'un même site étaient enregistrées, la position géographique du centroïde de ces points a été déterminée;
2. cette position a permis de situer le centroïde dans un pixel de 2 km de côté, pour lequel les précipitations annuelles moyennes sont disponibles pour la période 1955-1990 (Ressources naturelles Canada, 2020);
3. les retombées de ^{137}Cs ont été estimées en utilisant ces données de précipitations et l'équation de la figure 1.

3. ESTIMATION DE L'ÉROSION À PARTIR DES MESURES DE ¹³⁷Cs

3.1 CONSIDÉRATIONS MÉTHODOLOGIQUES

Comme le ¹³⁷Cs est fermement retenu par le sol, une fois retombé avec les précipitations, sa redistribution spatiale subséquente s'effectue avec le sol érodé. L'importance des mouvements de sol est estimée en comparant l'activité spécifique, i.e. l'activité par unité de surface (Bq m⁻²) d'un site d'intérêt à celle d'un site témoin, n'ayant subi ni érosion ni déposition de sol et dont l'activité spécifique en ¹³⁷Cs reflète le niveau résiduel des retombées. Une activité spécifique du site d'intérêt inférieure à celle du site témoin témoigne d'une perte nette de sol depuis le début des années 1960. Du sol érodé peut s'être déposé sur ce site. Cependant, une perte d'activité spécifique indique globalement une perte nette de sol. Il en va inversement pour un site cultivé présentant une activité spécifique supérieure à celle du site témoin. On conclura alors à une accumulation nette de sol, ce qui n'exclue pas que des pertes aient pu survenir à un moment ou l'autre.

La variation de l'activité spécifique d'un site en ¹³⁷Cs doit être traduite en termes de mouvement de sol pour être d'intérêt. Techniquement, la perte ou la déposition nette de sol couvre la période entre 1963 (pic des retombées de ¹³⁷Cs) et 2019 (date-référence pour l'EESSAQ) et s'exprime en termes de tonnes à l'hectare. Afin de pouvoir plus facilement comparer cette valeur à des mesures réalisées sur de plus courtes périodes de temps, la perte totale de sol exprimée en t ha⁻¹ an⁻¹ en la divisant par 56, soit le nombre d'années écoulées entre 1963 et 2019.

3.2 MODÈLE D'INTERPRÉTATION RETENU

Divers modèles de conversion ont été proposés pour traduire la variation d'activité spécifique du sol en ¹³⁷Cs en taux d'érosion ou de déposition de sol. Un rapport de Walling *et al.* (2014) présente ces modèles et discute de leurs avantages et limitations respectifs.

Dans le cadre de l'EESSAQ, le modèle «Mass Balance 1» a été retenu, même s'il n'est pas le modèle le plus sophistiqué proposé par ces auteurs. Diverses raisons motivent ce choix :

1. bien que trois à quatre points aient été échantillonnés dans chacun des champs (sites) sous étude, un seul échantillon composite a été utilisé pour les mesures de ¹³⁷Cs;
2. on ne pourra ainsi estimer qu'un mouvement net (perte ou gain) de sol pour chacun des champs;
3. le modèle retenu est simple d'utilisation et des valeurs peuvent facilement être définies pour ses variables;
4. à l'inverse, les autres modèles comportent plusieurs variables pour lesquelles il est difficile de définir des valeurs spécifiques aux diverses conditions agroenvironnementales rencontrées, et cela selon les auteurs eux-mêmes (Walling *et al.*, 2014);
5. enfin, les autres modèles proposés par Walling *et al.* (2014) requièrent plusieurs points d'échantillonnage par champ, selon un transect, ce qui les rend inutilisables selon le protocole utilisé pour l'EESSAQ.

L'équation de calcul du mouvement net de sol dans le cadre de l'EESSAQ s'énonce donc comme suit :

$$M = -C_l * R^{-1} * (1 - (N_s / N_r)^{1/n}) \quad (\text{équation 1})$$

où M = mouvement de sol (t ha⁻¹ an⁻¹)

C_l = poids de la couche de labour (t ha⁻¹)

R = coefficient d'enrichissement du sol érodé/déposé en ¹³⁷Cs = 3

N_s = activité spécifique du sol (Bq m⁻²)

N_r = valeur résiduelle des retombées de ¹³⁷Cs (Bq m⁻²)

n = nombre d'années depuis le pic de retombées = 56

Le paramètre R exprime l'effet du caractère sélectif de l'érosion sur les caractéristiques du sol érodé et de sa teneur en ^{137}Cs . L'établissement de valeurs réalistes pour ce facteur demeure un exercice difficile, en absence de données caractérisant le sol érodé des champs étudiés dans le cadre de l'EESSAQ, et ce depuis 56 ans. Cette difficulté est aussi soulignée par Walling *et al.* (2014). Quelques études permettent cependant d'estimer une valeur réaliste pour ce facteur.

Il convient d'abord de rappeler que l'érosion des sols est un processus très sélectif qui se traduit par des sédiments plus riches en fractions fines (argiles, limons) et plus pauvres en fractions plus grossières (sables) que le sol en place d'où ils originent. Cette sélectivité résulte de l'effet combiné de la détachabilité variable des particules sous l'impact des précipitations et du ruissellement et de leur transportabilité par le ruissellement. Comme l'illustre la figure 3, les fractions argileuses sont moins facilement détachées de la masse de sol, en raison de leur cohésivité. En revanche, une fois arrachées, les particules argileuses se redéposent peu lors du ruissellement dans les champs et sont plus facilement exportées au-delà des limites de ces champs. Pour les sables, la situation est inverse. Les particules sableuses sont peu cohésives et se détachent facilement sous l'impact des agents érosifs. En raison de leur taille, ils ont cependant tendance à se redéposer lorsque le ruissellement est ralenti ou que sa capacité de transport est dépassée. Les particules limoneuses sont moins cohésives que les argiles et se détachent donc plus facilement. Leur petite taille ($\leq 50 \mu\text{m}$) favorise leur exportation. D'ailleurs, ce sont les sols à haute teneur en limons et sables fins qui sont les plus érodables.

	Arrachement	Transport
Argile	—	++
Limon	+	+
Sable	++	—

Figure 3. Détachabilité et transportabilité des fractions minérales du sol

Cet enrichissement en fractions fines a été rapporté par plusieurs auteurs (Massey et Jackson, 1952; Alberts *et al.*, 1983; Bernard *et al.*, 1992; Chartier *et al.*, 2013; Zhang, 2016). Les travaux de Bernard *et al.* (1992) ont démontré que l'enrichissement des sédiments érodés en fractions fines est proportionnellement plus important pour les sols à texture plus grossière. Dans cette étude, le coefficient d'enrichissement moyen en argile était de 39 % pour un loam limoneux et de 82 % pour un loam graveleux. Les travaux de Zhang (2016), de Porto et Walling (2012) et de Sinukaban (1981) ont pour leur part révélé que l'enrichissement du sol érodé en fractions fines est inversement proportionnel à la sévérité de l'érosion. Comme les fractions fines sont celles qui retiennent le ^{137}Cs (Livens et Baxter, 1988; He et Walling, 1996), l'enrichissement du sol érodé en ^{137}Cs varie donc selon la texture du sol et la sévérité de l'érosion. Une faible érosion et l'érosion d'un sol à texture grossière se traduiront par un coefficient d'enrichissement des sédiments en ^{137}Cs plus important que pour une érosion plus sévère ou l'érosion d'un sol à texture plus fine. Ainsi, Bernard *et al.* (1992) ont mesuré un coefficient d'enrichissement moyen du sol érodé en radiocésium de 191 % pour un loam limoneux et de 464 % pour un loam graveleux.

Des travaux de Bernard et Mabit (2020) démontrent que la succession des phases d'érosion et de redéposition, comme cela se produit dans les champs, accroît le caractère sélectif de l'érosion. Sous pluie simulée et avec un dispositif favorisant la redéposition d'une fraction du sol érodé, les deux chercheurs ont comparé la composition granulométrique des sédiments érodés (points A, B et C de la figure 4) à celle du sol des parcelles (point P) d'où provenaient ces sédiments. Tel qu'indiqué

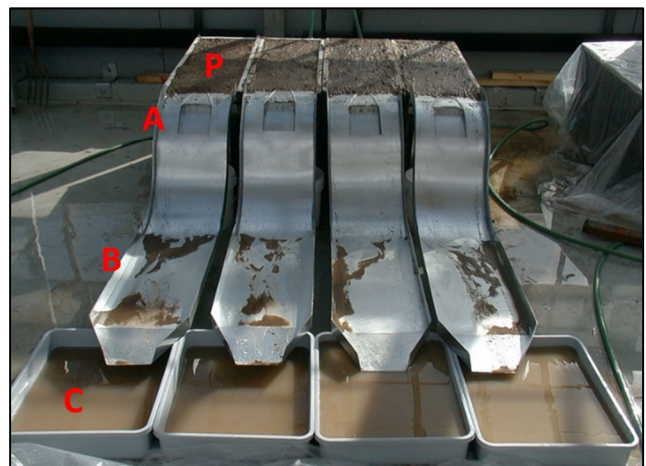


Figure 4. Dispositif expérimental de Bernard et Mabit (2020) montrant les points d'échantillonnage des sédiments érodés

Tableau 3. Composition granulométrique du sol en place et des diverses phases de sédiments érodés (Bernard et Mabit, 2020)

Position	Sable (%)	Limon + Argile (%)
P	28,9	71,1
A	21,0	79,0
B	40,4	59,6
C	14,1	85,9
A / P	73	111
B / A	193	75
C / B	35	144
C / A	69	109
C / P	49	121

au tableau 3, le sol érodé des parcelles (position A) présentait une teneur en limon + argile 11 % plus élevée et une teneur en sable 27 % plus basse que celles du sol en place. La composition des sédiments déposés et recueillis en B traduit un appauvrissement de 25 % en limon et argile et un enrichissement en sable de 93 % par rapport à la position A, confirmant ainsi que la redéposition d'une partie des sédiments érodés concerne principalement la fraction sableuse et que les fractions fines (porteuses de ^{137}Cs) sont exportées plus loin. Ce que confirme la composition des sédiments recueillis en C, qui montrait une teneur en argile et limon augmentée de 9 % et une teneur en sable réduite de 31 % par rapport aux sédiments quittant la parcelle (position A). Il apparaît donc que la redéposition d'une partie du sol érodé (position B) s'est traduite par un accroissement de l'enrichissement des sédiments en fractions fines et de leur appauvrissement en fractions sableuses. Les sédiments recueillis en C sont en effet plus enrichis en limon et argile que ceux quittant la parcelle (+21 % en C vs + 11 % en A) et plus appauvris en sable (-51 % en C vs -27 % en A), tels que le démontrent les ratios C/P vs A/P du tableau 3.

L'ensemble de ces considérations, de même que les coefficients d'enrichissement du sol érodé en fractions fines ou en ^{137}Cs par rapport au sol en place, tels que publiés par divers auteurs, amènent à considérer un coefficient d'enrichissement (facteur R de l'équation 1) de 3.

3.3 PREMIERS RÉSULTATS DANS LE CADRE DE L'EESQAQ

3.3.1 ENSEMBLE DES 135 PREMIERS SITES

Le tableau 4 présente les statistiques descriptives pour les premiers 135 sites représentant 23 séries de sol. Il importe de rappeler que pour les mesures de ^{137}Cs , les échantillons provenant des quatre points d'échantillonnage d'un même champ (site) ont été mélangés de façon à constituer un échantillon composite. De ces 135 sites, 42 sont des sites témoins et 93 des sites cultivés, selon la nomenclature utilisée pour l'EESQAQ.

Les retombées de ^{137}Cs pour ces sites, telles qu'estimées comme expliqué précédemment, variaient de 1379 à 2049 Bq m⁻², avec une moyenne et un écart-type de 1662 et 136 Bq m⁻² respectivement.

La profondeur moyenne de l'horizon Ap était comprise entre 10 et 45 cm, pour une valeur moyenne de 25 cm. Compte tenu de la masse volumique apparente des sols, le poids de la couche de labour a été établi à 3210 ± 900 t ha⁻¹ (moyenne ± écart-type). Cette variable montrait cependant une grande amplitude, se situant entre 1635 et 5651 t ha⁻¹ (tableau 4).

Tableau 4. Statistiques descriptives pour la mesure d'érosion des 135 premiers sites de l'EESQAQ

	Retombées de ^{137}Cs (Bq m ⁻²)	Inventaire de ^{137}Cs (Bq m ⁻²)	Couche de labour (cm)	Couche de labour (t ha ⁻¹)	Mouvement net de sol (t ha ⁻¹ an ⁻¹)
Moyenne	1662	1320	25	3210	-5,1
Moyenne > 0					+3,5
Moyenne < 0					-7,6
Écart-type	136	435	6	900	7,4
Minimum	1379	258	10	1635	-45,5
Maximum	2049	2795	45	5651	+9,2

La teneur du sol (inventaire) en ^{137}Cs a varié entre 258 et 2795 Bq m^{-2} , pour une valeur moyenne de 1320 ± 435 Bq m^{-2} (moyenne \pm écart-type). Ces valeurs, comparées aux données équivalentes de retombées, suggèrent que les mouvements de sol ont varié d'une perte nette à une redéposition nette.

Le mouvement net de sol estimé pour les 135 sites a en effet varié entre une perte de $-45,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et une redéposition de $+9,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, pour une valeur moyenne de $-5,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (tableau 3). Les valeurs extrêmes sont le reflet des différences minimales et maximales entre les inventaires de ^{137}Cs mesurés et les retombées pour ces mêmes sites.

Cent cinq (105) de ces sites ont subi une perte nette de sol, avec une valeur moyenne de $-7,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les autres 30 sites ont enregistré une redéposition nette de sol, avec une moyenne de $+3,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

3.3.2 SITES TÉMOINS

Les 42 sites témoins présentent globalement une perte moyenne de sol de $-4,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les mouvements de sol estimés varient cependant de $-45,5$ à $+8,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. La perte moyenne de sol pour les 32 sites érodés est de $-7,0 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les 10 sites en redéposition ont connu une accumulation moyenne de $+4,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

Une telle amplitude trouve son explication dans la définition des sites témoins dans le cadre de l'EESSAQ et des particularités de l'utilisation du ^{137}Cs comme indicateur de mouvements de sol. Pour les besoins de l'étude, de façon générale, un site témoin a déjà été aménagé et cultivé, mais ne le serait plus (sol travaillé ou récolte) depuis 5 ans au minimum. Cet intervalle de 5 ans a été jugé suffisant pour que les paramètres physiques et chimiques mesurés dans le cadre de l'EESSAQ aient pu retrouver des conditions «non dégradées».

L'utilisation du ^{137}Cs révèle cependant les mouvements de sol cumulés sur une longue période, soit depuis le début des années 1960. Le fait qu'un site ne soit plus sous exploitation agricole depuis au moins 5 ans ne garantit pas l'absence de pratiques antérieures favorisant l'érosion. Ainsi, seul un site n'ayant manifestement subi ni érosion ni redéposition depuis 1960 peut servir de site témoin fiable pour estimer le niveau résiduel des retombées historiques de ^{137}Cs .

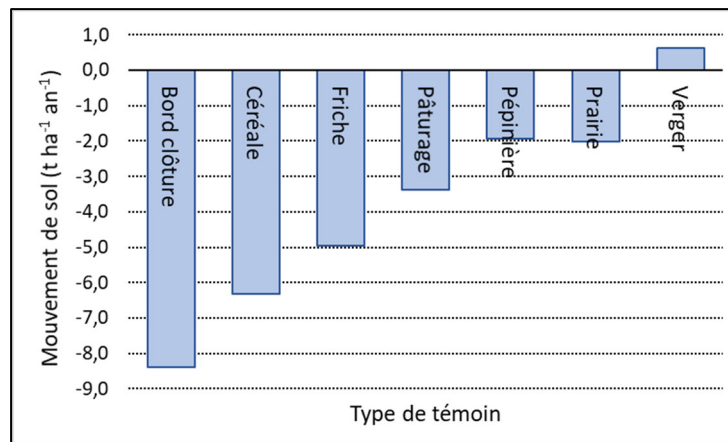


Figure 5. Mouvement de sol moyen selon l'occupation du sol des sites témoins

Un examen plus détaillé des mouvements de sol moyens estimés pour les 42 sites témoins démontre l'à-propos d'avoir plutôt opté pour une estimation des retombées à partir des statistiques de précipitations annuelles. La figure 5 révèle que l'estimation des mouvements de sol moyens a varié de $-8,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, pour les sites situés dans les bordures de clôtures, à $+0,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour les vergers. La perte moyenne de sol a été de $-5,0 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour les friches et de $-1,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour les pépinières et les prairies.

Ces premiers résultats pour les sites témoins suggèrent que ces sites soient traités au même titre que les sites cultivés dans le futur.

3.3.3 SITES CULTIVÉS

Pour les 93 sites cultivés, des mouvements de sol variant de $-29,8$ à $+9,2$ $t\ ha^{-1}\ an^{-1}$ ont été estimés, avec une moyenne de $-5,5$ $t\ ha^{-1}\ an^{-1}$. De ce nombre, 73 sites sont en situation de perte nette de sol avec un taux moyen estimé de $-7,8$ $t\ ha^{-1}\ an^{-1}$. Les 20 sites restants sont en situation de déposition nette de sol, selon leur teneur en ^{137}Cs et la valeur locale des retombées, avec un taux moyen de $+3,2$ $t\ ha^{-1}\ an^{-1}$.

À priori, ce résultat est surprenant. En effet ces statistiques ressemblent beaucoup à celles obtenues pour les sites témoins. Une distribution des taux de mouvements de sol, regroupés par classes, démontre de plus un patron de distribution similaire pour les deux types de sites (figure 6). Ce résultat contraste fortement avec la distribution obtenue pour une étude de l'érosion des sols de l'île d'Orléans (Bernard et Laverdière, 1992) ou encore pour le Royaume-Uni (Walling et Zhang, 2010). Dans ces deux cas, les sites moins intensément cultivés présentaient une distribution des classes de mouvement de sol déportée vers les faibles taux d'érosion et les taux de redéposition. À l'inverse, les sites plus intensément cultivés montraient des fréquences plus élevées pour les classes de plus forte érosion (voir figures 7 et 10 dans Bernard, 2019).

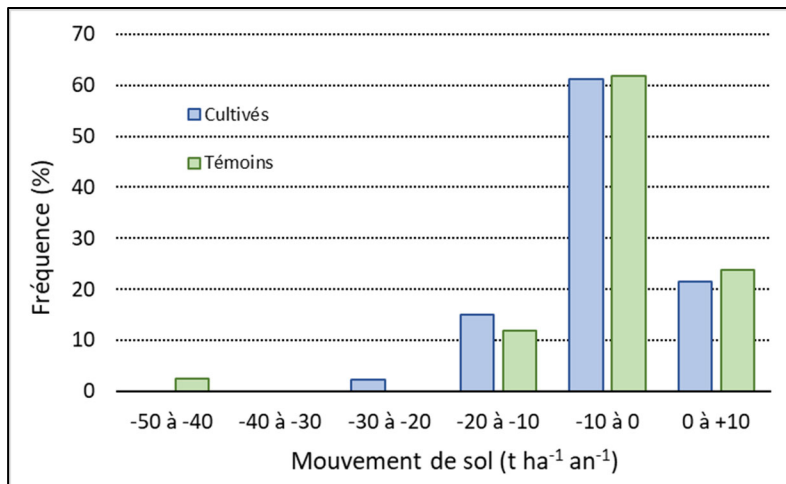


Figure 6. Distribution des classes de mouvement de sol pour les 135 sites complétés

La figure 6 vient par ailleurs appuyer la conclusion de la section précédente à l'effet que les sites témoins méritent d'être traités comme des sites cultivés, pour ce qui est de l'estimation des mouvements de sol à l'aide des mesures de ^{137}Cs .

Les 93 sites dits cultivés ont été regroupés en trois classes texturales. La classe «lourd» regroupe 36 sites situés sur un matériau parental argileux ou loameux. La classe «léger» comporte 44 sites sur un matériau parental sableux à squelettique. Enfin, la classe «till» regroupe 13 sites où le sol est dérivé de tills glaciaires.

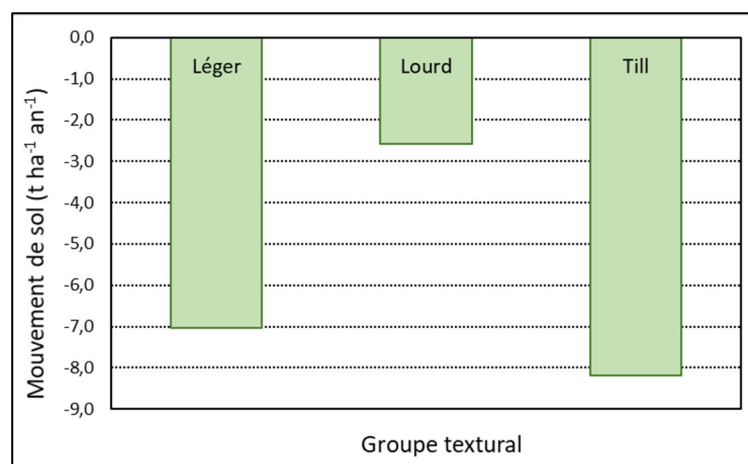


Figure 7. Distribution des classes de mouvement de sol par classe de matériau parental pour les 93 sites cultivés

La figure 7 rapporte le taux moyen de mouvement de sol pour ces trois classes texturales. Les sols lourds ont perdu en moyenne $-2,6$ $t\ ha^{-1}\ an^{-1}$ de sol, alors que la perte a été de $-7,0$ et $-8,2$ $t\ ha^{-1}\ an^{-1}$ pour les sols légers et ceux sur till respectivement.

Les résultats sont en concordance avec les concepts de détachabilité et de transportabilité des classes granulométriques, tels que présentés précédemment. Ils sont également en lien avec les résultats obtenus dans le bassin de la rivière Boyer (Mabit *et al.*, 2007), où des mesures de ^{137}Cs indiquaient des taux d'érosion moindres pour les sols à texture plus lourde que pour les sols sableux (voir le tableau 3 de

Bernard, 2019). Ces résultats ne prennent cependant en considération ni l'historique cultural ni la topographie des sites échantillonnés.

La figure 8 présente le taux moyen d'érosion pour les 93 sites cultivés regroupés par région pédologique. La région A1 correspond à la Plaine de Montréal, la région A2 à la Plaine littorale des îles du Saint-Laurent, la région A3 à la Plaine du Lac-Saint-Jean et la région A4 aux Hautes-terrasses du Saint-Laurent. Les régions B2, B6 et B7 désignent les Basses et moyennes collines des Appalaches orientales, les Monts Notre-Dame et le Bas plateau de la baie des Chaleurs respectivement. Enfin, le taux d'érosion moyen est rapporté pour les régions de la Plaine (barre orangée A) et des Appalaches (barre orangée B).

La moitié des séries du groupe A1 présentaient des textures loameuses et l'autre moitié des textures sableuses à squelettiques. Celles des groupes A2 et A4 étaient sableuses à squelettiques et celles du groupe A3 étaient argileuses ou loameuses. Les taux moyens d'érosion pour ces quatre groupes semblent confirmer les tendances observées à la figure 7, avec des taux plus faibles pour les séries de sol à texture lourde (A1 et A3) et plus élevés pour les séries à texture plus légère (A2 et A4). De plus, le mélange de sols lourds et légers du groupe A1 se traduit par un taux moyen d'érosion plus élevé que pour le groupe A3 qui ne comportait que des séries à texture plus lourde.

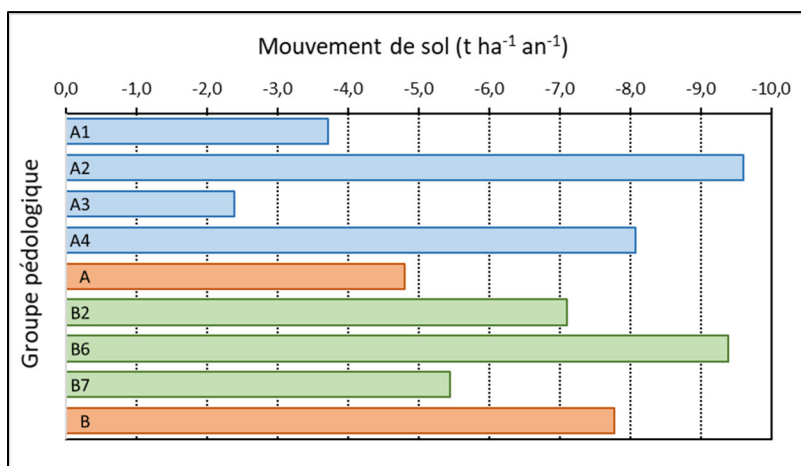


Figure 8. Distribution des classes de mouvement de sol par région pédologique pour les 93 sites dits cultivés

Les séries des groupes B présentaient toutes des textures de sol sableuses ou de till. Les taux moyens d'érosion, tels qu'indiqués par les mesures de ¹³⁷Cs, y sont généralement plus élevés que pour les séries du groupe A. De fait, l'érosion moyenne pour l'ensemble du groupe B est de -7,8 t ha⁻¹ an⁻¹, supérieure de 60 % à celle pour l'ensemble du groupe A qui s'établit à -4,8 t ha⁻¹ an⁻¹.

Il est à noter que ces résultats n'intègrent pas les données climatiques et topographiques, ni l'historique cultural des champs. La prise en considération de ces éléments pourrait moduler les résultats présentés.

À cet effet, la pente des 23 séries de sol sur lesquelles se situent les sites étudiés a été qualifiée en utilisant les données de modelé disponibles pour ces séries et en évaluant une inclinaison de pente d'après les indications contenues dans le descriptif du Système canadien de classification des sols (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2002). Cinq classes de pente ont ainsi été définies :

- 1) Pla (Plat) : < 2 %
- 2) Ond (Ondulé) : 2 - 5 %
- 3) Val (Vallonné) : 5 - 10 %
- 4) Dor (Dorsal) : 10 - 15 %
- 5) Inc (Incliné) : > 15 %

La figure 9 rapporte la distribution des pertes moyennes de sol par classe de pente. De façon générale, la perte de sol est la plus élevée pour les inclinaisons de pente plus fortes et elle diminue avec celle-ci. On note que les sols «plats» présentent une perte moyenne plus élevée que les sols «ondulés», malgré une inclinaison de pente plus faible. Il faut cependant considérer que la catégorie «ondulée» ne comportait que quatre champs. Par conséquent, ces conclusions préliminaires demanderont à être validées à mesure que de nouveaux comptages deviendront disponibles.

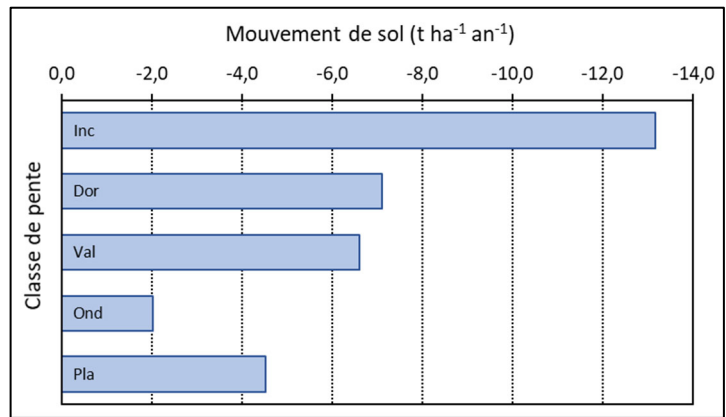


Figure 9. Distribution des classes de mouvement de sol par classe d'inclinaison de pente pour les 93 sites cultivés

À nouveau, il convient de préciser que ces résultats pour les pentes ne prennent en considération ni la texture des sols, ni le climat ainsi que l'historique cultural des sites étudiés.

4. CONCLUSIONS

Les résultats d'estimation des mouvements de sol pour les 135 premiers sites, à l'aide de la mesure du ^{137}Cs , permettent de tirer certaines conclusions :

- La relation très étroite mise en évidence entre l'importance des retombées de ^{137}Cs et les précipitations annuelles moyennes permet d'utiliser avec confiance cette relation pour estimer le niveau de référence de l'inventaire de ^{137}Cs , plutôt que le recours à un site témoin, tel que défini conventionnellement.
- Les valeurs de référence pour les retombées de ^{137}Cs ainsi obtenues se comparent très bien à des valeurs de sites témoins conventionnels tirées d'études précédentes. Elles ont également permis la production d'une carte des valeurs résiduelles (ajustées au 01-01-2019) de ^{137}Cs pour le Québec.
- Le modèle d'interprétation retenu pour traduire les variations d'inventaire de ^{137}Cs en mouvement de sol est adapté aux contraintes méthodologiques de l'EESSAQ, malgré les fortes valeurs pour le poids de la couche de labour. Ces fortes valeurs sont le résultat de la définition des horizons d'échantillonnage retenue pour l'EESSAQ.
- Avec un taux d'érosion moyen de $-5,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, et un mouvement net de sol entre $-45,5$ et $+9,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, l'analyse des 135 premiers sites a produit des taux de mouvement de sol réalistes. Un peu plus de 75 % de ces 135 sites ont subi une érosion nette (moyenne de $-7,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) alors qu'une redéposition nette moyenne de $+3,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ a été estimée pour l'autre quart des sites. Tant la proportion entre sites érodés et en redéposition que les taux moyens mesurés sont réalistes.
- Comme mentionné dans le texte, une perte nette n'exclut pas une part de redéposition, et vice-versa pour les sites affichant une redéposition nette. L'approche pour les mesures de ^{137}Cs retenue pour l'EESSAQ ne permet cependant d'estimer qu'un mouvement net pour l'ensemble du site échantillonné.
- Les sites témoins, tels que définis pour l'EESSAQ, conviennent pour l'ensemble des propriétés physico-chimiques mesurées dans le cadre de l'étude. Cependant, il est clair que cette classification ne tient pas pour ce qui est des mesures de ^{137}Cs . Celles-ci révèlent en effet le résultat des pratiques agronomiques (rotations des cultures et opérations culturales) en cours depuis quelque 60 ans. Ainsi, les pratiques en cours depuis les derniers 5-10 ans ne présument en rien celles pratiquées dans les années 1960-1970. Par contre, les mesures de ^{137}Cs intègrent l'effet cumulé de ces pratiques.
- Les mouvements moyens de sol mesurés pour les différents types de témoins reflètent cette réalité, avec une érosion marquée pour les bords de clôture allant jusqu'à une faible accumulation nette (vraisemblablement non statistiquement différente de zéro) pour les vergers.
- Pour cette raison, les taux moyens de mouvement de sol et la distribution des classes de mouvement de sol n'ont pas différé pour les sites témoins et les sites cultivés.
- Les pertes moyennes de sol des sites cultivés ont varié de façon marquée avec la texture. Les sols lourds (argileux et loameux) ont subi des pertes moyennes plus faibles que les sols légers (sableux). Les plus forts taux ont été mesurés pour les tills.
- De façon générale, les sols de la Plaine ont subi une perte moyenne de sol presque moitié moindre que les sols des Appalaches.
- L'effet de la topographie s'est manifesté de la façon attendue, la perte moyenne de sol augmentant avec l'inclinaison de la pente.
- Enfin, tout intéressants qu'ils soient, il convient de préciser que ces résultats ne portent que sur 32 % des sites prévus au protocole de l'EESSAQ et ne prennent pas en considération l'historique cultural et les données climatiques des sites étudiés, pas plus que l'interaction entre ces facteurs et ceux considérés dans ce rapport. Ces aspects seront intégrés lors de l'analyse des résultats de la totalité des 425 sites.

5. ANNEXE - SÉRIES ÉTUDIÉES

Le tableau suivant présente les 23 séries de sol sur lesquelles étaient situés les 135 sites faisant l'objet de la présente analyse des mesures de redistribution du sol à l'aide du ^{137}Cs .

Région pédologique	Matériau parental	Séries de sol
A1 - Plaine de Montréal	Loameux	Beaudette, Chaloupe, Saint-Aimé, Saint-Hyacinthe, Sainte-Barbe
	Sableux à squelettique	Achigan, Aston, Joseph, Saint-Damase
A2 - Plaine littorale et îles du Saint-Laurent	Sableux à squelettique	Saint-André, Saint-Nicolas
A3 - Plaine du Lac Saint-Jean	Argileux	Hébertville, Normandin
	Loameux	Alma, Taillon
A4 - Hautes-terrasses du Saint-Laurent	Sableux à squelettique	Beaurivage, Morin, Saint-Jude
B2 - Collines des Appalaches orientales	Sableux à squelettique	Danby, Saint-Bruno
B6 - Monts Notre-Dame	Glaciaires (tills)	Amqui, Quisibis
B7 - Bas plateau de la baie des Chaleurs	Glaciaires (tills)	Comis

6. RÉFÉRENCES

- Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2002. Le système canadien de classification des sols. 3^e éd. Ottawa, 196 p.
- Alberts, E.E., Wendt, R.C., Piest, R.F., 1983. Physical and chemical properties of eroded soil aggregates. *Trans. ASAE* 25:465-471.
- Bernard, C., Mabit, L. 2020. Article en préparation.
- Bernard, C. 2019. Mesure des mouvements de sol à l'aide du Césium-137 (¹³⁷Cs) - Utilisation dans le cadre de l'étude sur l'état de santé des sols agricoles du Québec. IRDA. 19 p.
- Bernard, C., Mabit, L., Laverdière, M.R., Wicherek, S. 1998. Césium-137 et érosion des sols. *Cahiers Agric.* 7:179-186.
- Bernard, C., Laverdière, M.R. 1992. Spatial redistribution of Cs-137 and soil erosion on Orléans Island, Québec. *Can. J. Soil Sci.* 72:543-554.
- Bernard, C., Laverdière, M.R., Pesant, A.R. 1992. Variabilité de la relation entre les pertes de césium et de sol par érosion hydrique. *Geoderma* 52:265-277.
- Chartier, M.P., Rostagno, C.M., Videla, L.S. 2013. Selective erosion of clay, organic carbon and total nitrogen in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *J. Arid Environ.* 88:43-49.
- Fulajtar, E., Mabit, L., Renschler, C.S., Lee Zhi Yi, A. 2017. Use of ¹³⁷Cs for soil erosion assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) / International Atomic Energy Agency (IAEA), Rome, Italy. 64 p.
- Gasser, M.O., Tremblay, M.-È., Bernard, C. 2017. Étude sur l'état de santé des sols agricoles du Québec - Rapport d'avancement. IRDA. 22 p.
- Gouvernement du Canada. 2018. Résultats de station - Normales climatiques canadiennes. Consulté le 28 janvier 2019. http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html.
- He, Q., Walling, D.E. 1996. Interpreting particle size effects in the adsorption of ¹³⁷Cs and unsupported ²¹⁰Pb by mineral soils and sediments. *J. Environ. Radioactivity* 30:117-137.
- Livens, F.R., Baxter, M.S. 1988. Chemical associations of artificial radionuclides in Cumbrian soils. *Environ. Radioactiv.* 7:75-86.
- Mabit, L., Bernard, C., Laverdière, M.R. 2007. Assessment of erosion in the Boyer River watershed (Canada) using a GIS oriented sampling strategy and ¹³⁷Cs measurements. *Catena* 71:242-249.
- Mabit, L., Bernard, C., Laverdière, M.R., Wicherek, S. 1999. Assessment of water erosion in a small agricultural basin of the St. Lawrence river watershed. *Hydrobiologia* 410:263-268.
- Massey, H.F., Jackson, M.L., 1952. Selective erosion of soil fertility constituents. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 16:353-356.
- Nolin, M. C., Cao, Y., Coote, D. R. and Wang, C. 1993. Short-range variability of fallout ¹³⁷Cs in an uneroded forest soil. *Can. J. Soil Sci.* 73:381-385.
- Porto, P., Walling, D.E. 2012. Using plot experiments to test the validity of mass balance models employed to estimate soil redistribution rates from ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb_{ex} measurements. *Appl. Radiat. And Isotopes* 70:2451-2459.
- Ressources naturelles Canada. 2020. Site internet https://scf.rncan.gc.ca/projets/3/9?lang=fr_CA. Consulté le 15 Janvier 2020.
- Ritchie, J.C. and McHenry, J.R., 1990. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review. *J. Environ. Qual.* 19:215-233.
- Sinukaban, N. 1981. Erosion selectivity as affected by tillage-planting systems. Ph. D. Thesis. Univ. of Wisconsin-Madison. 107 p.
- Tabi, M., Tardif, L., Carrier, D., Laflamme, G., Rompré, M. 1990. Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec – Rapport synthèse. MAPAQ. 65 p.
- Walling, D.E., Zhang, Y., He, Q. 2014. Conversion models and related software. Pages 125-148 dans: Guidelines for using fallout radionuclides to assess erosion and effectiveness of soil conservation strategies. IAEA-TECDOC-1741. Vienna.
- Walling, D.E., Zhang, Y. 2010. A national assessment of soil erosion based on Caesium-137 measurements. *Advances in GeoEcology* 41:89-97.
- Zhang, G. 2016. Characteristics of runoff nutrient loss and particle size distribution of eroded sediment under varied rainfall intensities. Pages 588-596 dans: 4th International conference on machinery, materials and computing technology (ICMMCT 2016). Atlantic Press.

Ces travaux ont été réalisés grâce à un soutien financier dans le cadre de l'Accord Canada-Québec de mise en œuvre du Partenariat canadien pour l'agriculture

 PARTENARIAT
CANADIEN pour
L'AGRICULTURE

Canada  Québec 