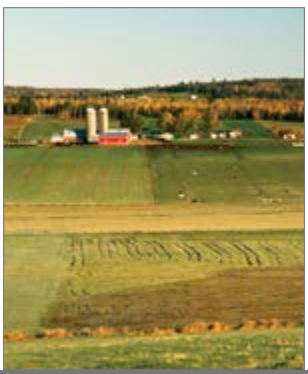
Agriculture et Agroalimentaire Canada
Agriculture and Agri-Food Canada
Canada

Rapport n° 4

Série sur les indicateurs agroenvironnementaux

L'agriculture écologiquement durable au Canada



L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux - Rapport n° 4.

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, représentée par le ministre de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire, (2016)

N° d'AAC 12488F
ISBN 978-0-660-04856-7
N° de catalogue A22-201/2016F-PDF

Issued also in English under the title Environmental Sustainability of Canadian Agriculture:
Agri-Environmental Indicator Report Series – Report #4.

Pour de plus amples renseignements, rendez-vous au www.agr.gc.ca ou composez sans frais le 1-855-773-0241.

Ce rapport peut être cité comme suit : Clearwater, R. L., T. Martin et T. Hoppe (eds.) 2016. *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux - Rapport n° 4*. Ottawa, Ontario : Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Chaque chapitre peut être cité comme suit : [Nom(s) de l'auteur ou des auteurs du chapitre]. 2016. [Tête de chapitre]. Pages [...] - [...] dans Clearwater, R. L., T. Martin et T. Hoppe (eds.) 2016. *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport n° 4*. Ottawa, Ontario : Agriculture et Agroalimentaire Canada.

L’agriculture écologiquement durable au Canada

Série sur les indicateurs agroenvironnementaux

Rapport n° 4

CLEARWATER, R.L., T. MARTIN ET T. HOPPE (ÉDITEURS)

Agriculture et Agroalimentaire Canada
2016

ERRATUM

Dans une version antérieure du tableau 18.2 (chapitre 18, p. 216), des erreurs de transcription se sont glissées dans la valeur des oléagineux en C. B., en Alberta et en Saskatchewan. Ces erreurs sont maintenant corrigées.

Dans une version antérieure du tableau 6.3 (chapitre 6, p. 61), des erreurs de transcription se sont glissées dans les valeurs de tous les provinces. Ces erreurs sont maintenant corrigées.

Nous sommes désolés des inconvénients que cela peut vous avoir causés.

Table des matières

Sommaire **1**

Introduction **7**

01 Introduction 7

02 Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire 10

03 Facteurs déterminants 17

Gestion des terres agricoles **25**

04 Utilisation des terres agricoles 28

05 Gestion agroenvironnementale 38

06 Couverture du sol 53

07 Habitat faunique 64

Qualité du ≠sol **74**

08 Érosion du sol 77

09 Matière organique du sol 90

10 Salinisation du sol 101

Qualité de l'eau **110**

11 Azote 113

Azote résiduel dans le sol 114

Contamination de l'eau par l'azote 121

12 Phosphore 131

13 Coliformes 143

14 Pesticides 153

Qualité de l'air et émissions de gaz à effet de serre **166**

15 Gaz à effet de serre d'origine agricole 169

16 Ammoniac 180

17 Particules 195

Applications et orientations futures **209**

18 Intensité des émissions de gaz à effet de serre attribuables aux produits agricoles 211

19 Modélisation économique et environnementale intégrée – Relier la science aux politiques 223

Annexes **229**

Glossaire 230

Remerciements 237

Sommaire

Le secteur agricole s'adapte continuellement aux exigences du marché, aux innovations, aux modifications apportées à la réglementation et aux possibilités et restrictions commerciales. Au Canada, depuis trente ans, l'exploitation agricole moyenne grossit, tandis que le nombre d'exploitations diminue. Les types d'exploitation ont changé, une plus grande partie des terres étant maintenant affectée aux cultures arables. À l'échelle du pays, le nombre d'animaux d'élevage a diminué, mais la taille moyenne des troupeaux des exploitations a augmenté, ce qui indique que la production s'est intensifiée et concentrée. Avec près de 65 millions d'hectares affectés aux cultures et aux élevages[1], le Canada a un des plus gros secteurs agricoles du monde, et il est le cinquième exportateur mondial de produits agricoles[2]. Les agriculteurs, qui assurent l'intendance d'une bonne partie du territoire rural du pays, sont de plus en plus conscients de l'impact qu'ont leurs activités sur la qualité de l'air, de l'eau et du sol et sur la **biodiversité**[3]. La population de la planète allant croissant, il est essentiel de veiller à ce que nos terres continuent à fournir les aliments, les combustibles et les fibres pour les générations à venir. L'enjeu sera notamment de maintenir la santé et la durabilité de nos ressources naturelles, et le secteur a besoin d'informations utiles et objectives pour éclairer les décisions à prendre à la ferme et pour étayer les politiques et les programmes.

Agriculture et Agroalimentaire Canada a élaboré un ensemble d'**indicateurs agroenvironnementaux** (**IAE**) scientifiques qui intègrent les renseignements sur les sols, le climat et la topographie avec des statistiques sur l'utilisation des terres et les pratiques de gestion des cultures et des élevages. Les indicateurs fournissent des renseignements précieux sur les conditions et les risques environnementaux en agriculture et sur la façon dont ils évoluent. Les indicateurs sont sensibles aux différences considérables des conditions et de l'assortiment de produits d'une région à l'autre du Canada, qui se traduisent par de grands écarts de la performance environnementale. Parallèlement, la démarche systématique et les ensembles communs de données permettent d'étendre la portée des renseignements pour la mettre à l'échelle nationale, ce qui permet de dégager des tendances qui se retrouvent dans tous les coins du pays.

Les indicateurs mesurent la performance environnementale du secteur agricole et agroalimentaire en ce qui touche la qualité du sol, de l'eau et de l'air et la gestion des terres agricoles. Les résultats obtenus de multiples indicateurs agroenvironnementaux touchant la qualité du sol, de 'eau et de l'air ainsi que la biodiversité sont incorporés dans des indices de performance agroenvironnementale pour simplifier la présentation de la performance environnementale globale. Les indices sont présentés pour permettre des observations générales à l'échelle du pays sur l'état et les tendances de la durabilité agroenvironnementale du secteur agricole et agroalimentaire (voir le tableau 2-2 du chapitre 2 pour obtenir une description de ces indices). Les variations régionales sont abordées plus explicitement dans le corps du rapport.

La présente publication peut servir de bulletin de la performance agroenvironnementale pour les producteurs, les consommateurs et la communauté internationale. Elle met en évidence les éléments à améliorer et fournit des renseignements précieux sur lesquelles peuvent s'appuyer les décideurs qui définissent et évaluent les politiques agricoles. Voici, en résumé, les principales constatations.

---

1 Statistique Canada. 2011. Tableau 004-0002 – Recensement de l'agriculture, superficie totale des terres et utilisation des terres agricoles, Canada et provinces, aux 5 ans. CANSIM (base de données).

2 Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2013. Une culture en pleine croissance. Ottawa (Ontario). Consultée à http://www.agr.gc.ca/fra/a-propos-de-nous/publications/une-culture-en-pleine-croissance/?id=1251899760841.

3 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

Gestion des terres agricoles

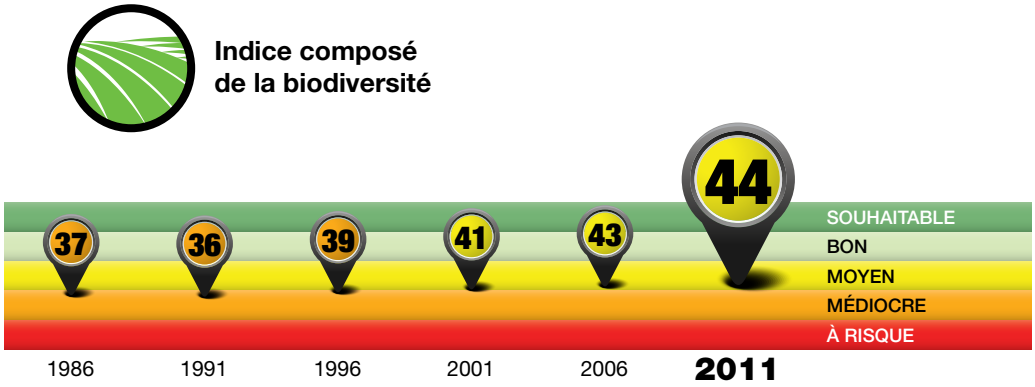


Figure S-1 : Indice composé de la biodiversité

Entre 1981 et 2011, deux grandes tendances se discernent dans la production agricole canadienne : le regroupement des terres dans des exploitations moins nombreuses et l'intensification de la production dans ces exploitations. L'intensification se révèle par l'accroissement des superficies affectées aux **oléagineux** et aux légumineuses, le rétrécissement des superficies mises en **jachère** et de celles affectées aux **céréales** et la hausse du nombre d'animaux par exploitation.

Sur la période de 30 ans, le nombre total d'animaux d'élevage a progressé dans la plupart des catégories au pays. L'industrie des bovins de boucherie au Canada a connu une croissance soutenue entre 1981 et 2006 et a atteint un sommet entre 2001 et 2006. Depuis 2006, la taille des troupeaux diminue, surtout en raison de la baisse de la demande de bœuf par les consommateurs, mais aussi par contrecoup de l'éclosion d'**encéphalopathie spongiforme bovine (ESB)** en 2003-2004. En revanche, entre 1981 et 2011, le nombre de vaches laitières a diminué de façon régulière, chutant de 46 % au cours de la période. La principale raison de cette chute est l'augmentation spectaculaire de la production laitière des vaches, à laquelle ont contribué le regroupement des exploitations et l'amélioration de l'efficience alimentaire.

De 1981 à 2011, la biodiversité s'est améliorée partout au Canada, passant d'un état « médiocre » en 1981 à un état « moyen » en 2011, comme le montre l'indice composé de la biodiversité (figure S-1). Cet indice de performance composé est une moyenne pondérée des indices de performance de la couverture du sol et de la capacité d'habitat faunique[4]. Il s'agit d'un aperçu statistique très généralisé de ces deux variables, tant en ce qui a trait à la situation actuelle qu'à l'évolution dans le temps[5].

L'amélioration vient surtout des changements de pratiques de travail du sol dont rend compte, en particulier, l'indicateur de la couverture du sol. Envisagés comme un moyen de réduire les frais de combustible et d'améliorer la santé des sols, le **travail réduit du sol** et la culture **sans travail du sol** sont en hausse constante depuis le début des années 1990. Entre 2006 et 2011, la superficie de terres agricoles faisant l'objet d'un **travail intensif du sol** a reculé de 30,9 %. En 2011, la culture sans travail du sol a été utilisée sur plus de 50 % de la superficie totale des terres préparées pour l'ensemencement au Canada (Statistique Canada, 2011[6]). La réduction du travail du sol, conjuguée à celle des mises en jachère, a donné lieu à une amélioration de la couverture moyenne du sol à l'échelle du pays. De 1981 à 2011, la couverture moyenne du sol a augmenté de 7,6 % au Canada.

De 1986 à 1996, la capacité d'habitat faunique (CHF) était plutôt stable, mais de 1996 à 2011, il y a eu une baisse généralisée à l'échelle nationale, malgré la réduction des jachères (les jachères offrent une capacité limitée d'habitat faunique) et l'augmentation de la couverture du sol. La baisse de la CHF est surtout due à l'intensification de l'agriculture et à la perte de terres naturelles et semi-naturelles qui a résulté de la conversion des pâturages et des **cultures fourragères** en cultures de plantes annuelles, notamment dans l'est du Canada.

4 Tous les indicateurs nationaux « de base », dont les indicateurs de la couverture du sol et de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles, ont une valeur pondérée de 1.

5 Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2 « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

6 Statistique Canada, 2011. Tableau 004-0010 – *Recensement de l'agriculture, certaines pratiques de gestion des terres et pratiques de travail du sol utilisées pour préparer les terres pour les semis*, Canada et provinces, aux 5 ans. CANSIM (base de données).

Qualité du sol

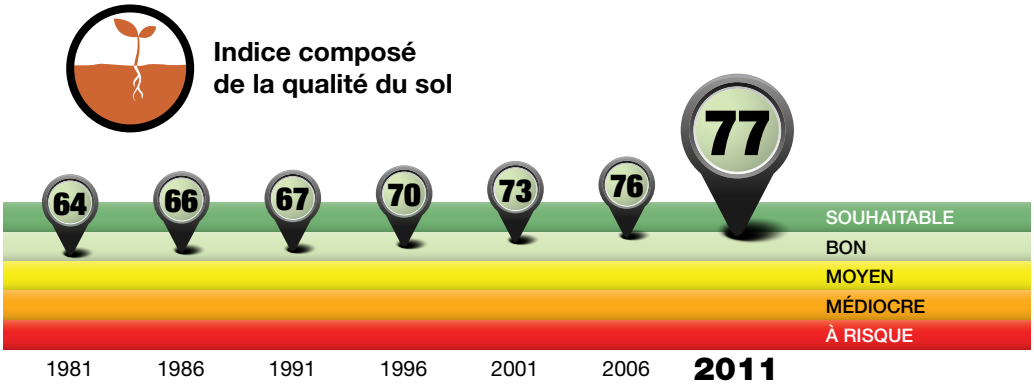


Figure S-2 : Indice composé de la qualité du sol

Si on prend en considération divers aspects de la qualité du sol collectivement, comme l'illustre l'indice composé de la santé du sol (figure S-2), la performance environnementale de l'agriculture obtient la cote « bon », et elle s'est beaucoup améliorée au cours de la période de 30 ans qui a précédé 2011. Cet indice de performance composé est une moyenne pondérée[7] des indices de performance présentés pour les indicateurs de l'érosion, de la teneur en carbone organique et de la salinisation du sol, ainsi que des résultats obtenus pour l'indicateur de la teneur en oligoéléments, ou éléments traces, du sol (extrapolés d'années précédentes; l'indicateur n'est pas traité dans la présente publication[8]). Il s'agit d'un aperçu statistique très généralisé de la santé du sol, tant en ce qui a trait à la situation actuelle qu'à l'évolution dans le temps.

L'amélioration de l'indice composé de la santé du sol est directement attribuable à l'amélioration des pratiques de gestion des terres telles que la réduction ou l'abandon du travail du sol et la réduction des superficies mises en jachère.

La meilleure performance a été alimentée par les provinces des Prairies, où les superficies cultivées sont vastes et où les principales cultures sont les céréales et les oléagineux. Cette région agricole se prête particulièrement bien au travail réduit du sol et à la culture sans travail du sol. Ces pratiques ont augmenté la couverture du sol, ce qui a enrichi sensiblement les terres en matière organique. Elles ont aussi abaissé le risque d'érosion, notamment de l'érosion attribuable au travail du sol, qui était à l'origine du gros des pertes dans le passé (suivie de l'érosion éolienne, puis de l'érosion hydrique). La réduction considérable des superficies en jachère a aussi amélioré l'état de santé des sols. Elle a fait diminuer l'érosion, en particulier par le vent et l'eau, et le risque de salinisation.

Comme il pleut davantage en Ontario, au Québec et dans les provinces de l'Atlantique que dans les Prairies, l'agriculture y est plus intensive et on y cultive un éventail différent de végétaux. Après le tassement de la production bovine en 2006, ces régions ont délaissé les pâturages et les cultures fourragères au profit des cultures en rangs, qui protègent moins le sol. Cela étant, vu que l'essentiel des terres agricoles se trouvent dans les Prairies, où la santé des sols s'améliore, la situation nationale est à l'embellie.

---

7 Tous les indicateurs nationaux « de base », dont les indicateurs de l'érosion, de la teneur en carbone organique et des oligoéléments, ont une valeur pondérée de 1. Dans le cas de l'indicateur de la salinisation du sol, qui ne concerne que les Prairies, la pondération est réduite à 0,81 pour refléter la superficie relative des terres agricoles visées.

8 L'indicateur du risque de contamination du sol par les oligoéléments a été calculé pour les recensements des années 1981 et 2006 seulement. Il ne fait donc pas l'objet d'un chapitre distinct. Comme les quantités d'oligoéléments ne changent pas de façon importante d'une année à l'autre à l'échelle d'analyse employée pour ce rapport, elles n'ont pas fait l'objet de nouveaux calculs pour 2011. Les valeurs de 2006 ont plutôt été extrapolées pour l'année 2011, et ont été incluses dans le calcul de l'indice global composé de la qualité du sol.

Qualité de l'eau

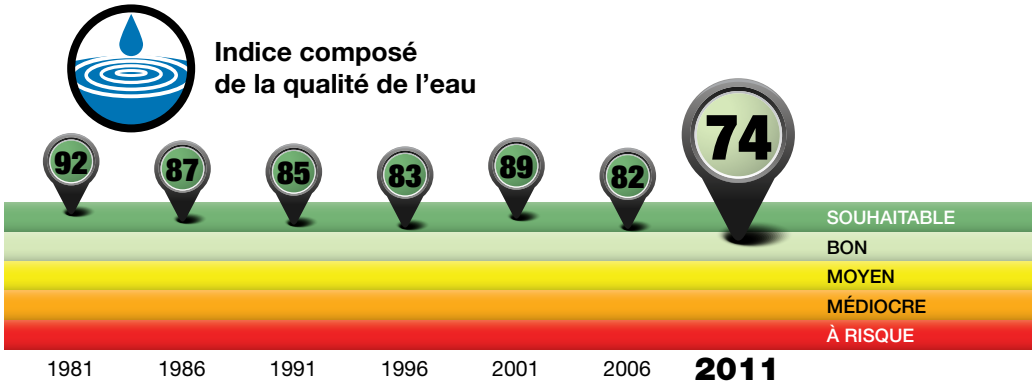


Figure S-3 : Indice composé de la qualité de l'eau

Si on prend en considération divers aspects du risque pour la qualité de l'eau collectivement[9] (figure S3), la performance environnementale de l'agriculture obtient une cote « bon ». Toutefois, il s'agit d'un recul, car la qualité de l'eau était « souhaitable » en 1981. Cette tendance se retrouve dans les indices de performance des indicateurs, qui ont aussi reculé de « souhaitable » en 1981 à « bon » en 2011, sauf l'indicateur du phosphore, qui est passé de « souhaitable » à « moyen ». La détérioration de l'indice composé peut être attribuée au plus grand apport d'**éléments nutritifs** (N et P) sous forme d'**engrais** et de fumier, ainsi qu'à l'usage accru de **pesticides** dans l'ensemble du Canada.

La moindre performance agroenvironnementale s'est observée dans toutes les régions du pays. Les quantités d'azote (N) résiduel dans le sol ont augmenté de façon constante, les apports d'engrais et de fumier en particulier augmentant plus rapidement que les retraits par les récoltes, les pertes gazeuses et les pertes par **lessivage**. Cet azote dans le sol est le plus disponible sous forme de **nitrates** hydrosolubles qui risquent d'être lessivés vers l'**eau souterraine** et, là où les champs sont drainés par canalisations, emportés avec l'eau de drainage vers les fossés, les ruisseaux et les rivières. Malgré le risque qui grandit, l'indicateur de l'azote demeure dans la catégorie « souhaitable ».

Dans le cas du **phosphore** (P), la performance a chuté; après s'être maintenue comme « souhaitable » entre 1981 et 1991, elle est passée à la cote « bon » en 1996, est revenue à « souhaitable » en 2001 pour reculer depuis. Dans ce rapport, l'indicateur se classe pour la première fois comme « moyen », sous l'effet conjugué des facteurs source et transport. L'augmentation des excédents de phosphore dans le sol dans toutes les régions témoigne de l'application accrue d'engrais et de fumier à l'échelle du pays ainsi que de la plus grande concentration des animaux d'élevage. À ce facteur source qui s'alourdit s'ajoute un **ruissellement** moyen anormalement abondant en 2011, après un printemps très pluvieux dans l'ensemble des Prairies. Ce ruissellement accru a haussé le risque en déversant dans les eaux de surface une bonne partie du phosphore qui s'était accumulé dans le sol.

Si le nombre d'animaux d'élevage a diminué à l'échelle du pays, la taille des élevages augmente et la concentration des animaux aussi. Une conséquence de cette augmentation est que le volume de fumier produit dépasse parfois les besoins des terres avoisinantes, ce qui débouche sur un épandage excessif. Il en a découlé une dégradation de l'indice des coliformes, qui est passé à « bon » en 2011 alors qu'il était « souhaitable » les années précédentes.

Dans le cas des pesticides, le risque de contamination de l'eau a augmenté dans 50 % des terres agricoles depuis 30 ans. L'indice a reculé de « souhaitable » à « bon » en 2011. Le risque a augmenté le plus dans les Prairies, entre 2006 et 2011, où la superficie traitée aux fongicides a doublé. Cette hausse, ainsi que l'usage accru d'herbicides, est attribuable à la réduction ou à l'abandon du travail du sol, qui oblige à recourir aux pesticides pour lutter contre les mauvaises herbes et les maladies (les cultures sous régime de travail réduit sont plus exposées aux maladies fongiques). Le risque accru peut aussi s'expliquer par l'abandon des pâturages et des cultures fourragères au profit de cultures qui exigent davantage de pesticides et, dans une moindre mesure, par le temps anormalement pluvieux dans la région des Maritimes en 2010.

9 L'indice de performance agroenvironnementale de la qualité de l'eau combine les indices de la contamination de l'eau par l'azote (N), le phosphore (P), les coliformes et les pesticides.

Dans tout le Canada, il faut redoubler d'efforts pour réduire au minimum le risque que les éléments nutritifs, les pesticides et les **coliformes** migrent vers les eaux de surface et qu'ils soient lessivés sous le niveau où s'enracinent les plantes. C'est particulièrement vrai dans les régions du pays où il pleut davantage. Il est possible de réduire encore le risque, par exemple en analysant le sol régulièrement et en dosant mieux les intrants agricoles en fonction des conditions dans les champs. Les pratiques qui atténuent le ruissellement, dont l'aménagement de **bandes tampons riveraines**, la plantation de **couvre-sol d'hiver** et le maintien de résidus à la surface, contribueront aussi à alléger le risque pour la qualité de l'eau.

Qualité de l'air

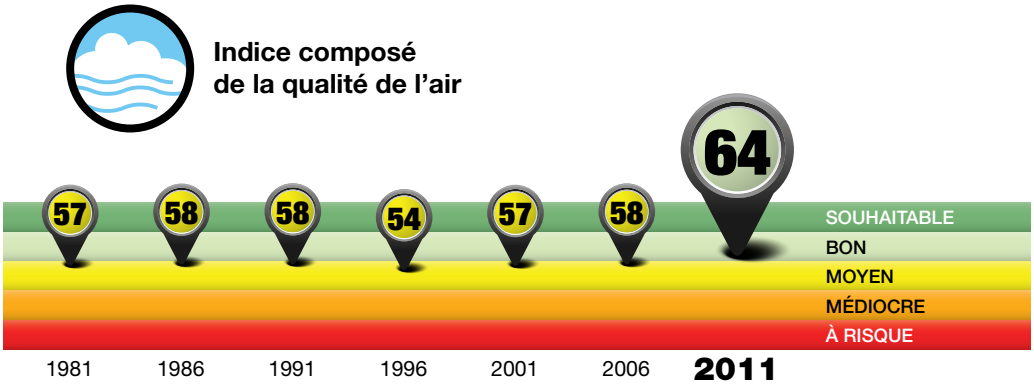


Figure S-4 : Indice composé de la qualité de l'air

Si on tient compte de diverses émissions d'origine agricole collectivement[10] (figure S-4), la performance environnementale de l'agriculture en matière de qualité de l'air obtient la cote « bon », après être demeurée plutôt stable entre 1981 et 2006, puis s'être considérablement améliorée jusqu'en 2011. Cette amélioration de l'indice composé se reflète dans tous les indices de performance simples sous ce thème.

L'amélioration de la gestion des terres, notamment par l'adoption accrue du travail de conservation du sol et de la culture sans travail du sol, par la réduction des mises en jachères et par l'augmentation des cultures fourragères et de la couverture végétale permanente, explique en grande partie la meilleure performance agroenvironnementale en matière de qualité de l'air. Ces pratiques de gestion, en particulier dans les Prairies, ont transformé les sols en **puits** nets du **carbone** atmosphérique; autrement dit, les sols séquestrent une plus grande quantité de carbone qu'ils n'en émettent, ce qui se solde par une réduction des émissions globales de **gaz à effet de serre** (**GES**). Les mêmes pratiques ont entraîné une diminution des émissions de **particules** au cours de la période à l'étude. En ce qui concerne les émissions d'**ammoniac**, la diminution du nombre d'animaux d'élevage au pays entre 2006 et 2011 est la principale raison pour laquelle l'indice de performance s'est amélioré; sa valeur s'établit maintenant juste au-dessus de celle de 1996.

Il faut poursuivre et étendre les pratiques de gestion des terres qui favorisent la **séquestration** du carbone dans le sol, comme le travail réduit du sol et la gestion des résidus destinée à maintenir les terres couvertes, afin de maintenir et d'accroître la quantité de **dioxyde de carbone** soutirée de l'atmosphère et stockée dans le sol. Les mêmes pratiques qui restreignent le nombre d'opérations au champ et protègent la surface des terres contre l'érosion par le vent réussissent à réduire au minimum les émissions de particules. De meilleures stratégies d'alimentation des animaux et un usage plus efficace de l'azote en agriculture sont des exemples de **pratiques de gestion bénéfiques** (**PGB**) qui peuvent servir à diminuer les émissions de **méthane**, d'ammoniac et d'**oxyde nitreux**.

10 L'indice de performance agroenvironnementale de la qualité de l'air combine les indices des émissions de gaz à effet de serre (GES), de particules et d'ammoniac d'origine agricole.

Applications et orientations futures

Outre les indicateurs de risque et d'état présentés dans ce rapport, on s'intéresse de plus en plus aux indicateurs d'un troisième type, les indicateurs d'intensité portant sur un produit en particulier, qui donnent une estimation de l'efficacité de l'utilisation des ressources, habituellement par la comparaison des intrants et des extrants d'une ressource donnée, comme l'eau ou un combustible. Le chapitre 18 « Intensité des émissions de gaz à effet de serre attribuables aux produits agricoles » présente les calculs des émissions totales de gaz à effet de serre (GES) attribuables à la production d'une unité d'un produit agricole donné dans différentes régions du Canada. Il donne les résultats notamment pour les principales grandes cultures, les produits laitiers et le bœuf.

Pour être viables, les systèmes de production qui sont durables sur le plan écologique doivent aussi l'être sur le plan économique. AAC met au point des outils et des approches pour relier les indicateurs de durabilité agroenvironnementale aux modèles économiques afin de guider l'élaboration et l'évaluation des politiques et des programmes et de répondre à des questions relatives à des produits particuliers quant à la durabilité économique d'autres utilisations des terres ou d'autres pratiques de gestion reconnues comme étant favorables à l'environnement. Le chapitre 19 sur la modélisation économique et environnementale intégrée offre des renseignements sur la façon dont les indicateurs peuvent être combinés à des modèles économiques pour éclairer l'élaboration et l'évaluation des politiques et des programmes. Il donne des exemples de la façon dont les IAE ont été utilisés récemment, pour fournir à Environnement Canada des estimations des émissions de GES dans le secteur agricole et pour réaliser les évaluations environnementales des programmes de gestion des risques de l'entreprise.

01 Introduction

Auteurs :
R.L. Clearwater, T. Martin,
R. MacKay, A. Lefebvre.

L'industrie agricole canadienne a beaucoup évolué depuis 30 ans. Partout au pays, le nombre d'exploitations a diminué, tandis que la taille moyenne des exploitations, les superficies en culture et le nombre d'animaux par exploitation ont augmenté. Les progrès de la technologie et des pratiques agricoles ont permis aux agriculteurs de gérer des exploitations beaucoup plus grosses avec une quantité égale ou moindre de main-d'œuvre, ce qui a ouvert la voie à l'ajustement structurel en faveur de l'intensification de la production et mené à des économies d'échelle qui ont aidé à compenser le rétrécissement des marges bénéficiaires.

La démographie des producteurs évolue aussi. Selon Statistique Canada, pour la première fois dans l'histoire du recensement, les 55 ans et plus constituent le plus gros groupe d'exploitants. En outre, les agriculteurs maîtrisent de mieux en mieux les technologies et les systèmes d'aide à la décision comme les applications mobiles pour les assister dans leur travail. La croissance rapide de l'accès à Internet haute vitesse a favorisé cette compétence. L'**agriculture de précision**[1] se popularise, et elle aide à maximiser l'efficacité de l'exploitation.

Les producteurs ont réussi à gagner en efficacité et en rendement sur une superficie donnée de terrain, tout en évoluant dans un marché mondial très concurrentiel où les prix des produits de base sont instables. Pendant ce temps, ils ont été confrontés à de multiples difficultés sociales, économiques et environnementales : sécheresses, inondations, prix élevés de l'énergie, empiétement du développement urbain et nouvelles exigences des acheteurs.

Les agriculteurs s'efforcent de répondre à la demande mondiale de produits de base dans un contexte où les prix fluctuent et la météo est imprévisible. Ces dernières années, les facteurs du marché ont joué au détriment des élevages (qui constituaient 50,9 % des exploitations en 2006, contre 41,6 % en 2011) et en faveur des cultures (dont le pourcentage est passé de 49,1 % en 2006 à 58,4 % en 2011). Le canola a détrôné le blé de printemps comme principale culture au Canada, alors qu'il était au troisième rang en 2006, derrière le foin. La transition s'est accompagnée d'une consommation accrue d'**engrais** contenant de l'**azote** et de **pesticides**.

La recherche scientifique a fait progresser la technologie, faisant apparaître de nouveaux cultivars et de nouveaux équipements, et elle a permis d'établir de meilleures pratiques de production qui emploient les intrants plus efficacement. Ces améliorations ont permis aux agriculteurs de mieux s'adapter et d'innover, et aussi d'intensifier leur production. La production s'intensifiant et devenant de plus en plus sophistiquée, les pressions environnementales se sont complexifiées. Le public et les consommateurs se sont mis à scruter les méthodes de production des aliments, et des normes privées de durabilité ont vu le jour, ce qui a ajouté aux difficultés qu'ont les producteurs à réaliser leurs objectifs économiques tout en gérant leurs terres de façon durable. Heureusement, la plupart des producteurs comprennent l'importance de gérer les fonctions et les services de l'**écosystème**, dont le cycle des **éléments nutritifs** et le cycle de l'eau, la **séquestration du carbone** et la pollinisation, et ils sont conscients que la bonne gestion des ressources naturelles cruciales comme l'eau, le sol et la **biodiversité** est essentielle à la réussite à long terme de leurs exploitations.

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

Évaluation de la performance environnementale : indicateurs agroenvironnementaux

Les **agroécosystèmes** sont des écosystèmes gérés par les humains qui produisent des aliments, des fibres et d'autres biens pour la société. Cette production nécessite des manipulations qui peuvent s'exécuter de diverses manières : défricher, cultiver, ensemencer, récolter, suppléer les éléments nutritifs et les précipitations naturelles et lutter contre les mauvaises herbes et les organismes nuisibles. Comme les écosystèmes naturels, les agroécosystèmes sont dynamiques, parcourus d'un flux constant d'énergie, d'eau et d'éléments chimiques qui y pénètrent et en sortent par cycle.

Les décideurs du secteur agricole ont besoin d'une information de qualité pour bien comprendre et bien gérer les systèmes agroécologiques complexes tout en tenant compte des facteurs sociaux et économiques. Or, la recherche écologique aussi est complexe et s'inscrit dans le long terme, ce qui signifie que la compréhension que nous avons de ces systèmes dynamiques évolue et qu'il faut un effort pour traduire les résultats en renseignements qui seront utiles aux producteurs et aux décisions qu'ils doivent prendre.

En 1993, devant le besoin d'informations agroenvironnementales et afin d'évaluer les incidences des politiques agricoles sur l'environnement, Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) a entrepris d'élaborer un ensemble d'indicateurs scientifiques de l'environnement propres au secteur agricole et agroalimentaire (McRae et coll., 2000). Le mandat a été renforcé en 2003, lorsqu'AAC a créé le Programme national d'analyse et de rapport en matière de santé agroenvironnementale (PNARSA). Les **indicateurs agroenvironnementaux (IAE)** rassemblent une grande quantité de renseignements biophysiques, notamment sur les types de sol, le climat et le relief, et les combinent avec des données sur l'utilisation des terres et les pratiques de gestion des cultures et des élevages. Il en résulte des mesures faciles à comprendre et faites pour éclairer les parties prenantes du secteur agricole et d'autres décideurs touchant les aspects suivants :

- la performance environnementale de l'agriculture, c'est-à-dire la gestion et la conservation des ressources naturelles et la compatibilité avec l'environnement dans son ensemble;
- l'évolution de la performance environnementale de l'agriculture au fil du temps;
- l'incidence de l'adoption de **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)** pour l'environnement;
- l'élaboration de stratégies et de mesures pour préserver des lieux et des ressources;
- l'efficacité des politiques et programmes agricoles.

Ce quatrième rapport de *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux* table sur les travaux antérieurs. Les résultats et les tendances de nombreux indicateurs en matière agroenvironnementale sont maintenant présentés pour la période de 30 ans entre 1981 et 2011. Les progrès de la recherche ont permis d'affiner la plupart des indicateurs, de les actualiser relativement aux rapports antérieurs et d'en améliorer les méthodes de calcul. Conformément à l'engagement du Canada à l'égard des données ouvertes, le libre accès aux données et aux méthodes est offert en ligne à l'adresse ouvert.canada.ca.

Applications et orientations futures

Les résultats des indicateurs présentés dans ce rapport sont destinés à fournir un instantané des conditions et des risques environnementaux en agriculture aux échelles régionale et nationale. Le rapport s'adresse aux lecteurs qui souhaitent connaître les enjeux environnementaux les plus importants dans le secteur agricole et savoir si on s'approche ou on s'éloigne de l'agriculture écologiquement durable. Les renseignements qu'il renferme servent de bulletin qui signale les éléments à améliorer aux producteurs, aux consommateurs et à la communauté internationale. Le rapport fournit aussi de précieuses informations qui aideront les décideurs à établir et à évaluer la politique agricole.

Ainsi, les indicateurs présentés sont de plus en plus employés pour mesurer la performance environnementale aux fins des politiques et des programmes canadiens, ainsi que dans les rapports internationaux sur les progrès mondiaux. L'accord fédéral-provincial-territorial **Cultivons l'avenir 2** concernant les politiques et les programmes agricoles emploie l'indicateur des émissions de **gaz à effet de serre (GES)** et les indices composés de

performance[2] touchant la qualité de l'eau et du sol et la biodiversité comme indicateurs des résultats obtenus en faveur de la durabilité écologique à long terme de l'agriculture canadienne. Pareillement, la Stratégie fédérale de développement durable du Canada et la Stratégie de développement durable ministérielle d'AAC utilisent certains indicateurs comme mesures de la durabilité. Le programme des indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement d'Environnement Canada, qui fournit des informations pour suivre la performance du Canada touchant les grands enjeux de la pérennité de l'environnement, s'appuie sur les indicateurs de qualité du sol et de l'eau. L'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) a publié un rapport intitulé *La performance environnementale de l'agriculture dans les pays de l'OCDE depuis 1990* (OECD, 2008) qui résume les efforts déployés par les pays membres pour élaborer un ensemble d'IAE qui se fonde sur des méthodes cohérentes et compatibles. L'établissement d'indicateurs environnementaux pouvant servir au niveau international est particulièrement difficile, en raison des conditions environnementales, de l'activité économique, des priorités nationales et de la disponibilité des données qui diffèrent d'un pays à un autre. Le Canada participe activement aux efforts de l'OCDE à ce chapitre, par les travaux d'AAC portant sur les IAE.

Les IAE sont utiles à l'industrie et aux groupements de producteurs spécialisés qui ont besoin de paramètres de durabilité pour obtenir ou maintenir l'accès aux marchés. Par exemple, le modèle de l'indicateur de la matière organique du sol a contribué à assurer l'accès du canola canadien au marché européen des **biocombustibles**.Les chercheurs et les spécialistes de la mise en marché d'AAC collaborent avec des consortiums et des groupements de producteurs spécialisés, y compris la Table ronde canadienne sur la production durable du bœuf et la Table ronde canadienne sur la production durable des cultures, pour adapter les méthodes et les ensembles de données des indicateurs aux estimations de l'incidence par unité de production, par exemple les émissions de gaz à effet de serre par litre de lait produit. Le chapitre 18 « Intensité des émissions de gaz à effet de serre attribuables aux produits agricoles » fait état de progrès en ce sens.

Organisation du rapport

Outre ce chapitre, la partie introductive du rapport comprend des chapitres sur les méthodes d'évaluation et sur les facteurs qui déterminent l'évolution des indices. La partie 2 présente les indicateurs qui concernent la gestion des terres agricoles et l'habitat des espèces. Les parties 3, 4 et 5 présentent respectivement les indicateurs de la qualité du sol, de la qualité de l'eau et de la qualité de l'air. La partie 6 analyse les applications et les orientations futures de ces indicateurs.

Le rapport présente les indicateurs séparément, mais beaucoup, sinon la plupart, sont étroitement liés. Ainsi, l'amélioration des indicateurs de la couverture du sol, de la matière organique du sol et de l'érosion du sol se rattache aux tendances en faveur du **travail réduit du sol** et de la diminution des mises en **jachère** dans les Prairies. Ces mêmes tendances d'utilisation des terres ont déterminé l'amélioration des indicateurs des gaz à effet de serre et des particules. Elles ont par contre fait empirer certains indicateurs nationaux; ainsi, l'indicateur des pesticides se détériore en partie en raison de l'augmentation du volume de pesticides nécessaire à la lutte contre les mauvaises herbes et les maladies qui découlent de la culture avec travail réduit du sol ou **sans travail du sol**. Voilà qui montre la nécessité d'une approche holistique à l'égard des enjeux agroenvironnementaux, afin de prendre en considération la santé de nos eaux, de notre atmosphère, de nos sols et de notre biodiversité collectivement. Comme bulletin de l'état de notre agroenvironnement, la présente publication peut aider les décideurs à cibler les problèmes et les régions à l'égard desquels il faut consentir des efforts supplémentaires.

Références

McRae, T., C.A.S. Smith et L.J. Gregorich (dir.). 2000. *L'agriculture écologiquement durable au Canada : rapport sur le Projet des indicateurs agroenvironnementaux*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario), Canada.

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 2008. *La performance environnementale de l'agriculture dans les pays de l'OCDE depuis 1990*. Document consulté en anglais (*Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries Since 1990*) le 15 juillet 2009 à l'adresse : http://www.oecd.org/document/56/0,3343,en_2649_33793_40374392_1_1_1_1,00.html.

2 Voir le chapitre 2, « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire » pour obtenir une description des indices de performance composés et de la façon dont ils sont calculés.

02 Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire

Auteurs :
T. Martin, R.L. Clearwater,
T. Hoppe, W.D. Eilers

Sommaire

Le rapport traite quatre grands aspects de l'agriculture primaire : la gestion des terres agricoles, la qualité du sol, la qualité de l'eau et la qualité de l'air. Ce chapitre explique comment le ministère de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire du Canada (AAC) utilise les **indicateurs agroenvironnementaux (IAE)**[1] pour procéder à des évaluations nationales exhaustives et rendre compte de la performance agroenvironnementale du Canada. Il décrit les méthodes et précise les normes de présentation appliquées à l'ensemble des indicateurs. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indicateurs et sur les modèles et les algorithmes employés se trouvent dans chaque chapitre consacré à un indicateur donné.

Indicateurs agroenvironnementaux

Les IAE peuvent servir à évaluer la durabilité écologique de l'agriculture. Ils sont conçus pour tenir compte des changements apportés aux pratiques d'utilisation et de gestion des terres et se prêtent à l'analyse de vastes superficies. Ils font ressortir les améliorations au fil du temps et permettent de déterminer les régions précises où il convient de concentrer les interventions stratégiques.

Il faut souligner que chaque nouveau rapport sur les IAE remplace celui qui le précède, car les perfectionnements des modèles et des données amènent à reprendre les estimations des années antérieures. Il est donc important de ne pas comparer les données quantitatives provenant de deux rapports. Par ailleurs, le jeu même des indicateurs est revu. Certains indicateurs présentés dans les anciens rapports ont disparu de celui-ci. Par exemple, comme les concentrations d'oligoéléments dans le sol, qui ont été évaluées dans le troisième rapport, ne changent pas beaucoup d'une année à l'autre, elles ne sont pas analysées ici.

Pour être jugés cohérents et crédibles, les IAE doivent satisfaire aux critères fondamentaux suivants :

ÊTRE PERTINENTS

Les indicateurs doivent être liés à un enjeu agroenvironnemental que les gouvernements et d'autres parties intéressées du secteur agricole et agroalimentaire tentent de régler.

REPOSER SUR DE SOLIDES BASES SCIENTIFIQUES

Le calcul des indicateurs doit faire appel à des méthodes qui reposent sur de solides bases scientifiques et qui sont reproductibles, défendables et reconnues, bien que leur élaboration puisse supposer des étapes d'amélioration successives.

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

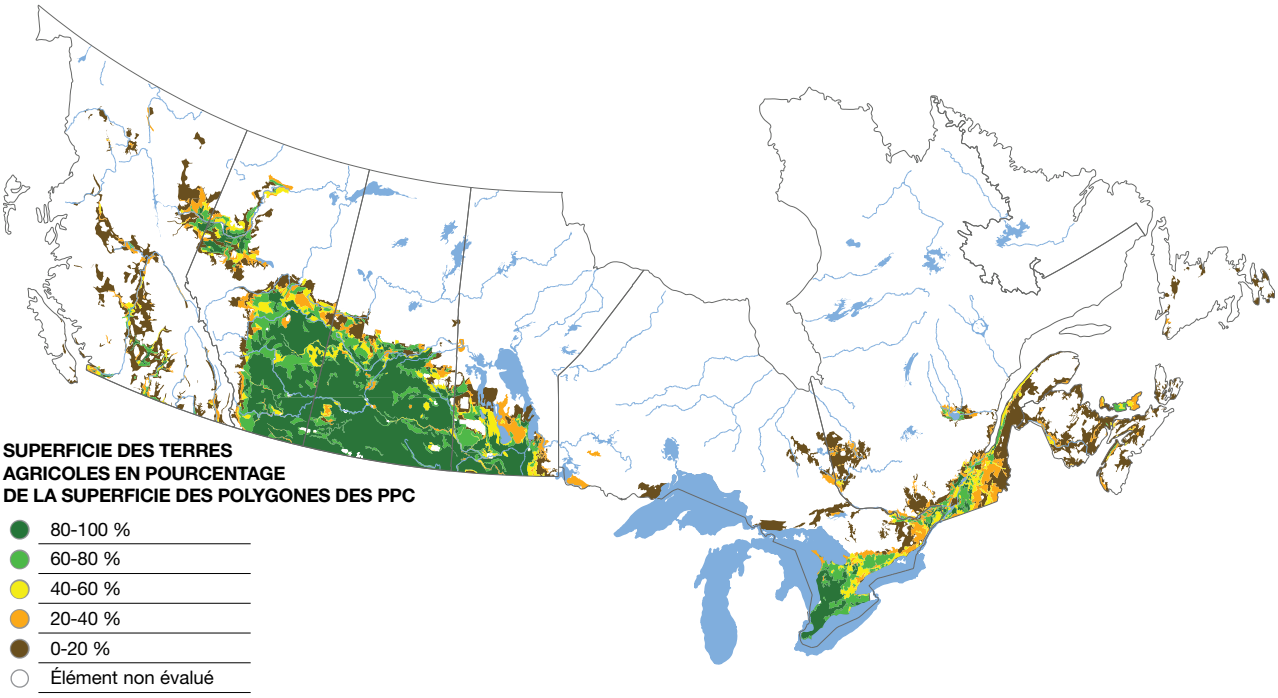


Figure 2-1 : Pourcentage des terres agricoles au Canada, 2011

ÊTRE COMPRÉHENSIBLES

La signification de la valeur déclarée des indicateurs doit être facile à comprendre pour les non spécialistes.

PERMETTRE DE DÉTECTER UN CHANGEMENT GÉOSPATIAL ET TEMPOREL

Les indicateurs doivent permettre de reconnaître les tendances temporelles et spatiales.

ÊTRE PRATIQUES

Le calcul des indicateurs doit faire appel à des données existantes dans la mesure du possible, et le coût de leur élaboration doit être raisonnable.

Les indicateurs appartiennent généralement à l'une des trois catégories suivantes :

1. Les *indicateurs de risque* estiment la probabilité d'un effet environnemental potentiel.
2. Les *indicateurs d'état* estiment l'existence et l'ampleur réelles d'un effet.
3. Les *indicateurs d'intensité* estiment l'efficience de l'utilisation des ressources, en règle générale en comparant les intrants ou les extrants d'une certaine ressource, comme l'eau ou le carburant.

Méthode de calcul

Les IAE sont calculés à l'aide de modèles ou de formules mathématiques qui intègrent des données sur le sol, le climat et le paysage, tirées principalement des **Pédo-paysages du Canada (PPC)** (Groupe de travail sur les Pédo-paysages du Canada, 2007), des renseignements sur les cultures, l'utilisation et la gestion des terres et l'élevage provenant des résultats du **Recensement de l'agriculture** et d'autres ensembles de données adaptées provenant d'organismes provinciaux, du secteur privé et de la télédétection. Les résultats sont généralisés pour donner un aperçu des conditions environnementales du paysage à un moment donné. Les calculs et les modèles de chaque indicateur diffèrent considérablement, mais ces modèles et formules mathématiques ont été adaptés ou développés à partir de connaissances scientifiques solides sur les interactions de divers aspects des pratiques agricoles avec l'environnement et d'une connaissance de ces dernières.

Les données utilisées pour calculer les IAE sont recueillies à différentes échelles temporelles et géographiques et doivent être interprétées et intégrées à un cadre géospatial commun pour le calcul et la représentation cartographique des indicateurs. Les zones utilisées pour la plupart des calculs associés aux modèles d'indicateurs pour l'agriculture primaire sont les **polygones** de la série cartographique des PPC.

La figure 2-1 est une carte indiquant le pourcentage de terres agricoles à l'intérieur de chaque polygone de pédo-paysage, selon des données d'observation terrestre. Dans les régions limitrophes où les activités

agricoles sont fortement dispersées, certains polygones des PPC sont omis des calculs parce qu'il n'y a pas suffisamment d'informations vérifiables. L'agriculture au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut a aussi été exclue de l'étude pour cette raison.

Un deuxième cadre fondé sur les limites des bassins versants, Données-cadres à l'échelle nationale sur l'hydrologie — Aires de drainage, Canada (CNRC, 2003) est utilisé pour certains indicateurs qui évaluent le risque pour la qualité de l'eau. Ce cadre permet d'intégrer les données de gestion agricole et des sols au réseau de drainage de surface dans ces **bassins hydrographiques** de façon à indiquer le risque pour la qualité de l'eau de sources agricoles.

Les résultats synthétisés du Recensement de l'agriculture, des sondages spéciaux comme l'Enquête sur la gestion agroalimentaire (Statistique Canada, 2012) ou des combinaisons de ces deux sources, sont aussi présentés dans ce rapport (chapitre 4 « Utilisation des terres agricoles » et chapitre 5 « Gestion agroenvironnementale ») pour apporter un complément d'information fournie par les indicateurs agroenvironnementaux. Ces résultats ne sont pas considérés comme des indicateurs en eux-mêmes, mais fournissent néanmoins d'importants renseignements qui peuvent aider les lecteurs à interpréter les résultats des indicateurs.

Comprendre les résultats

Les IAE servent à communiquer de l'information sommaire sur d'importants enjeux d'un point de vue biophysique, mais ils ne servent pas seulement à illustrer l'état actuel et les tendances. Un indicateur donné peut signaler un changement évident du risque, mais la complexité des interactions de l'agriculture avec l'environnement signifie que les tendances positives dans un indicateur peuvent entraîner des tendances négatives dans un autre. Les indicateurs ne doivent donc pas être interprétés isolément. Il y a aussi des questions sectorielles plus vastes à prendre en compte, comme les coûts et avantages socioéconomiques et environnementaux globaux associés à l'adoption d'autres pratiques d'utilisation ou de gestion des terres. AAC conçoit non seulement des IAE mais aussi des outils et approches permettant d'établir des liens entre ces indicateurs et des modèles économiques, afin d'orienter l'évaluation et l'élaboration des politiques et programmes. L'utilisation des indicateurs pour l'élaboration des politiques fait l'objet d'une discussion plus approfondie au chapitre 19 « Modélisation économique et environnementale intégrée – Relier la science aux politiques ».

Comme les résultats des indicateurs sont exprimés à l'aide de différentes unités (par exemple, l'**azote** et le **phosphore** sont calculés en kilogrammes; les **gaz à effet de serre** en tonnes d'émissions; les **coliformes** en unités formant des colonies par hectare), des catégories communes relatives ont été élaborées pour faciliter un plus grand nombre de comparaisons entre les indicateurs et permettre aux non spécialistes de mieux comprendre la situation et les tendances relatives aux divers indicateurs.

CADRE DE CLASSIFICATION

Un système de classement en cinq catégories a été élaboré pour interpréter et comparer les indicateurs. Chaque catégorie a une signification générale en relation avec la stabilité environnementale ou une application donnée provenant d'une perspective stratégique. Le tableau 2-1 présente le système de cotation utilisant la terminologie appropriée pour les indicateurs de risque, par exemple les indicateurs de l'érosion du sol et de la qualité de l'eau.

Les cartes montrant les résultats des indicateurs agroenvironnementaux de risque présentent des polygones dont la couleur dénote les conclusions tirées pour la superficie agricole dans chaque polygone. Ainsi, le rouge signale un risque élevé, tandis que le vert indique un risque faible. La même palette de couleurs est employée pour les indicateurs servant à estimer l'état, par exemple les indicateurs de la qualité de l'air, qui estiment les taux d'émission, le vert signalant un bon état santé, le jaune, un état moyen et le rouge, un état malsain. Dans ce rapport, les cartes montrant les résultats des indicateurs présentent généralement les évaluations les plus récentes des conditions en question, soit l'état des indicateurs d'après les données du Recensement de l'agriculture de 2011. Ces cartes attribuent une valeur aux polygones entiers des PPC ou autres polygones spatiaux, mais les résultats ne s'appliquent qu'à la partie agricole des polygones. De plus, les résultats des indicateurs par polygone présentent des valeurs regroupées et ne devraient être pas ramenés à une exploitation agricole en particulier.

La tendance temporelle révélée par un indicateur est aussi importante que la situation actuelle de l'indicateur. Les tendances temporelles sont généralement présentées dans des tableaux qui montrent les résultats pour le Canada et chacune des provinces pour chaque année où l'indicateur a été calculé. Les cartes sont présentées dans la plupart des chapitres pour montrer les régions où l'indicateur a changé de catégorie (généralement entre 1981 et 2011).

Tableau 2-1 : Description des catégories pour les indicateurs de risque

Catégorie	Couleur	Signification	Incidence
1. Risque très faible		En général, ce niveau de risque est négligeable. Il est probable que la santé agroenvironnementale se maintienne ou s'améliore avec le temps.	Une analyse plus détaillée de la situation se justifie, pour comprendre les divers facteurs qui ont contribué à cette cote. Il serait peut être possible d'exporter les approches des politiques et des programmes à des zones où le risque est supérieur.
2. Risque faible		Dans de nombreux cas, ce niveau de risque peut être acceptable. Le risque est faible que la santé agroenvironnementale soit considérablement dégradée.	L'adoption constante de pratiques de gestion bénéfiques, mieux adaptées aux limites des ressources biophysiques, peut amélioner la durabilité dans certaines zones. Des mesures (politiques ou programmes) précises ne se justifient pas nécessairement.
3. Risque moyen		Il importe d'être attentif à la situation. Le risque est moyen que la santé agroenvironnementale soit considérablement dégradée.	Il faut évaluer si la tendance est orientée vers la durabilité ou si elle s'en éloigne. À l'échelon local, il faut encourager davantage l'adoption de pratiques de gestions bénéfiques. Ainsi, il sera mieux tenu compte des limites des ressources biophysiques et le risque sera réduit.
4. Risque élevé		Une vigilance accrue se justifie. Dans les conditions actuelles, le risque est élevé que la santé agroenvironnementale soit considérablement dégradée.	Il est probablement justifié de procéder à une évaluation locale approfondie. D'autres efforts et des mesures ciblées sont probablement nécessaires à l'échelle locale pour adapter les pratiques de gestion aux limites des ressources biophysiques.
5. Risque très élevé		Une attention immédiate est probablement requise. Dans les conditions actuelles, le risque est très élevé que la santé agroenvironnementale soit considérablement dégradée.	Il est justifié de procéder à une évaluation locale approfondie. Des mesures concrètes ciblées sont probablement nécessaires à l'échelle locale pour adapter les pratiques de gestion aux limites des ressources biophysiques. Il pourrait être nécessaire d'envisager d'autres modes d'utilisation des terres afin de réduire le risque.

INDICE DE PERFORMANCE AGROENVIRONNEMENTALE

L'indice de performance agroenvironnementale montre l'état de la performance environnementale et les tendances au fil de temps à partir d'une pondération du pourcentage de terres agricoles dans chaque catégorie[2] d'indicateur, ce qui donne un indice variant de 0 (toutes les terres dans la catégorie la moins souhaitable) à 100 (toutes les terres dans la catégorie[3] la plus souhaitable). Le tableau 2-2 présente les catégories de l'indice. L'indice utilise la même palette à cinq couleurs que les cartes d'indicateurs, où le vert foncé représente un état souhaitable ou en santé et le rouge, l'état le moins souhaitable ou le moins en santé.

Tableau 2-2 : Échelle de l'indice de performance

Échelle	Couleur	Catégorie
80-100		Souhaitable
60-79		Bon
40-59		Moyen
20-39		Médiocre
0-19		À risque

Ces indices sans unité présentent des renseignements qualitatifs sur la performance des indicateurs au fil du temps. Comme une méthode commune est employée pour permettre des comparaisons directes entre les indicateurs, ils peuvent aussi être groupés avec d'autres indices semblables pour donner un aperçu de la santé pour un thème donné, comme la qualité de l'eau, la qualité de l'air ou la qualité du sol. Ces indices composés sont des moyennes pondérées des indicateurs relevant d'un thème donné. Ils sont calculés en appliquant des pondérations égales aux indicateurs nationaux et des pondérations partielles à ceux qui n'ont pas une portée[4] nationale. Les indices sont représentés graphiquement au début de la section de chaque thème et au début du chapitre de chaque indicateur et servent de point de départ pour discuter des tendances globales.

2 L'équation est simple : (% dans la catégorie « médiocre » multiplié par 0,25) plus (% dans la catégorie « moyen » multiplié par 0,5) plus (% dans la catégorie « bon » multiplié par 0,75) plus (% dans la catégorie « souhaitable »). Comme le pourcentage des terres dans la catégorie « à risque » est multiplié par zéro, il n'est pas inclus dans l'algorithme. Les valeurs du pourcentage pour ces catégories sont indiquées sous forme de tableau dans tous les chapitres sur les indicateurs et elles sont ensuite arrondies pour qu'il n'y ait aucune décimale. Les valeurs de l'indice de performance sont dérivées de données soumises à l'origine, qui n'ont pas été arrondies. Par conséquent, l'application de l'équation aux tableaux figurant dans ce rapport peut donner des valeurs différentes de celles présentées.

3 Cette échelle des indicateurs est légèrement différente de celle des rapports précédents. Les rapports précédents considéraient la catégorie 0-20 « à risque »; 21-40 « médiocre »; 41-60 « moyen »; 61-80 « bon »; 81-100 « souhaitable ». Tous les indices de performance ont été recalculés pour les années précédentes en utilisant la nouvelle échelle.

4 Tous les indicateurs nationaux « de base » ont une valeur pondérée de 1. Dans le cas de l'indicateur de la salinisation du sol, qui ne porte que sur les Prairies, la pondération est réduite à 0,81 pour refléter la superficie relative des terres agricoles visées.

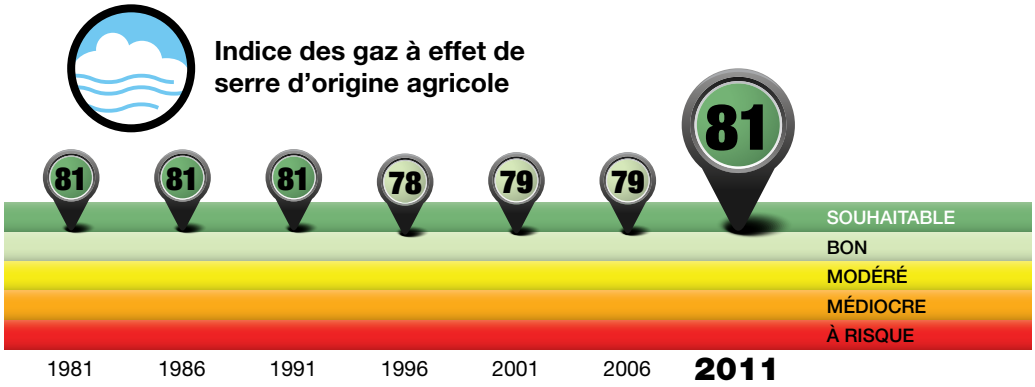


Figure 2-2 : Comme pour tous les indices, l'indice des gaz à effet de serre d'origine agricole, présenté ici, illustre tant l'état actuel que la tendance au fil du temps (1981-2011)

La figure 2-2 est un exemple de la façon dont l'indice est présenté, pour signaler à la fois l'état et la tendance. Les catégories de l'indice sont présentées à l'axe des Y, et la valeur de l'indice est fournie pour chaque année. Les années de rapport apparaissent à l'axe des X, et on peut ainsi déterminer si cet indice s'est amélioré ou a empiré avec le temps.

Interprétation des conclusions

Pour l'interprétation des résultats des IAE, plutôt que l'échelle provinciale, le rapport privilégie l'échelle des **écozones** terrestres, grandes unités écologiques, et des **écorégions**, unités plus précises, telles que définies par le Cadre écologique national (Groupe de travail sur la stratification écologique, 1995). C'est que les écorégions décrivent des zones aux caractéristiques semblables : le climat, la géographie physique, le sol, l'hydrologie et la végétation, qui réagissent de façon similaire à certaines pratiques de gestion ou à certains intrants, tandis que les provinces comprennent souvent une diversité de variables climatiques ou physiographiques. La figure 2-3 montre les écozones et les écorégions dont il est fait mention. Elle ne recense pas toutes les écorégions agricoles, mais celles mentionnées explicitement dans ce rapport.

Limites

Les scientifiques qui mettent au point des IAE évaluent la performance environnementale d'un système complexe dont on ne comprend pas tous les aspects, avec les données restreintes dont ils disposent. Il faut donc faire les réserves générales suivantes au sujet de la démarche empruntée pour établir les IAE présentés dans ce rapport. Les limites particulières à chaque indicateur sont décrites dans le chapitre correspondant, le cas échéant.

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

La façon dont nous établissons les indicateurs dépend de notre compréhension des processus en jeu dans l'**écosystème**. Pour certains indicateurs, l'élaboration des modèles et des méthodes de calcul se fait déjà depuis un certain temps et elle est bien avancée. Pour d'autres, ce n'est pas le cas. Parfois, les liens entre les questions principales sont mal compris, ce qui a des incidences sur l'interprétation des résultats. De plus, idéalement, la délimitation des cinq catégories utilisées pour rendre compte des résultats se fonderait sur des seuils de référence scientifiques, comme ceux fixés par les normes de qualité environnementale. Toutefois, ces seuils n'ont généralement pas été fixés à l'échelle nationale. Pour la plupart des indicateurs, la catégorisation fait appel aux connaissances des spécialistes et elle est susceptible d'évoluer à mesure que nous améliorons nos connaissances.

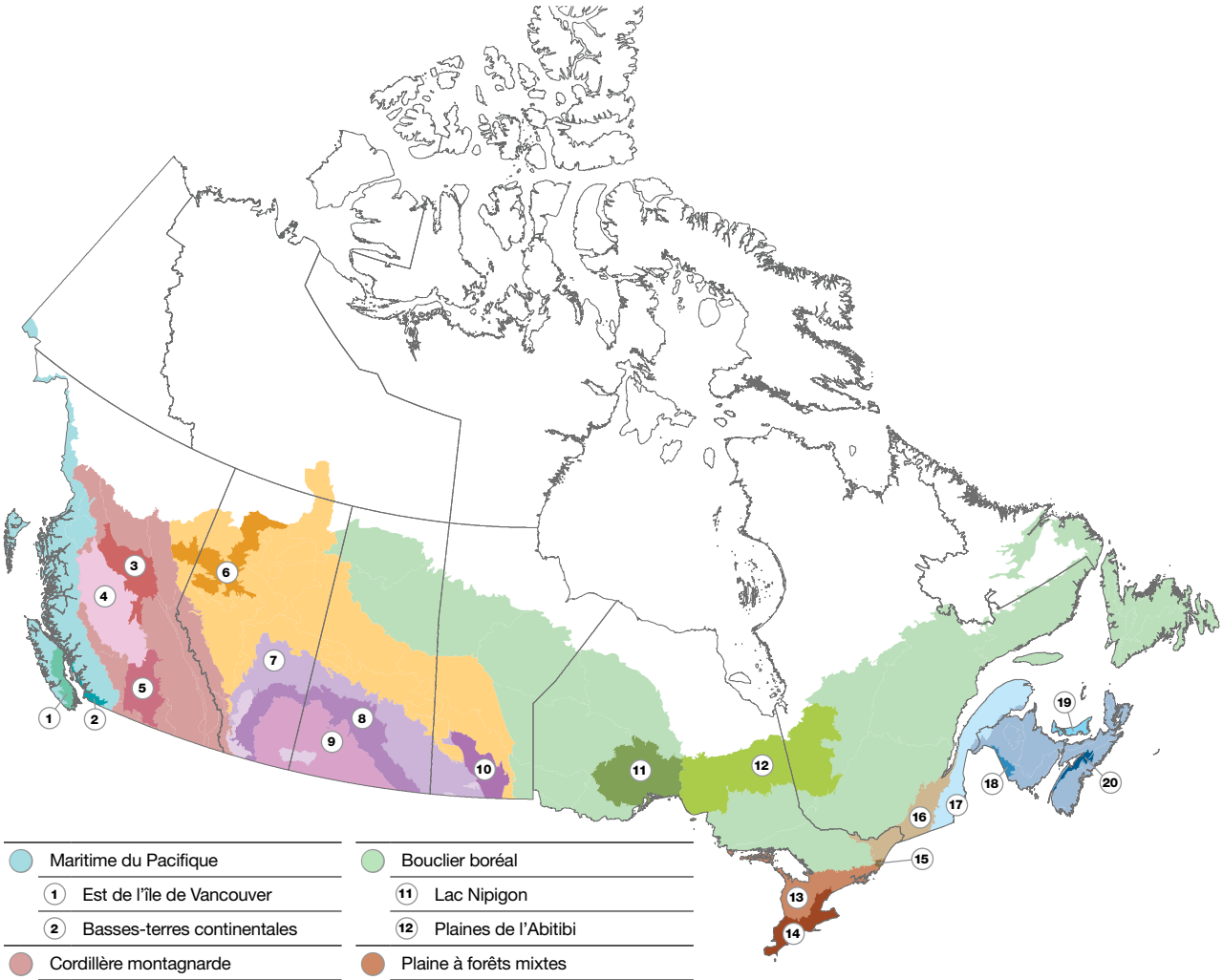


Figure 2-3 : Écozones et écorégions du Cadre écologique national comprenant des terres agricoles, telles que mentionnées dans ce rapport

AUGMENTATION D'ÉCHELLE

Dans cette publication, les indicateurs sont habituellement calculés au moyen des modèles élaborés et mis à l'essai sur le terrain, ce qui fournit un bon fondement théorique pour l'évaluation. Toutefois, le niveau d'incertitude des résultats augmente lorsque les modèles validés sur le terrain sont utilisés à plus grande échelle. En raison de cette incertitude, les résultats présentés sont limités à des évaluations de risque potentiel ou relatif par opposition à des effets déterminés, concrets et réels sur l'environnement à des endroits précis.

PROBLÈMES DE DONNÉES

Toutes les données mesurées utilisées pour calculer les indicateurs comportent une incertitude intrinsèque. De plus, les données requises n'existent pas toujours pour toutes les années de recensement ni pour l'ensemble du pays. Parfois, en effet, un paramètre n'a pas été mesuré ou sondé de manière uniforme (p. ex. les mesures s'appliquant à la culture **sans travail du sol** et au **travail de conservation du sol** dans le Recensement de l'agriculture sont effectuées uniquement depuis 1991), ou des données sont supprimées pour protéger la confidentialité d'un producteur (p. ex., lorsqu'il y a trop peu de cas d'une activité agricole particulière dans une région donnée). D'autres approches sont employées pour surmonter ces obstacles et estimer les valeurs manquantes qui serviront aux calculs; toutefois, des lacunes peuvent fausser les résultats. Les indicateurs sont souvent calculés au moyen de données qui ont été recueillies dans un autre cadre spatial que le leur, ce qui oblige à en modifier la répartition. Un bon exemple est la réaffectation nécessaire des données du Recensement de l'agriculture de Statistique Canada, qui sont organisées en fonction des limites politiques et qui ne peuvent facilement être rapportées à des informations biophysiques comme celles des Pédo-paysages du Canada (PPC). On a mis au point une méthode fondée sur le pourcentage de superficie des polygones des PPC par rapport aux superficies du Recensement pour calculer et réaffecter les données du recensement aux polygones des PPC (AAC, 2004). Ce genre de méthode d'interpolation introduit une certaine incertitude, particulièrement là où l'agriculture occupe un faible pourcentage de la zone du polygone des PPC.

Les informations représentatives des sols et des paysages dans les polygones des PPC sont une composante essentielle de nombreux indicateurs. Toutefois, les données sur des propriétés particulières des sols ou des caractéristiques des paysages sont souvent fondées sur des informations limitées ou historiques, ce qui accroît l'incertitude.

FIABILITÉ

Des efforts ont été déployés pour valider les résultats des indicateurs; cependant, très peu de données expérimentales indépendantes sont habituellement disponibles pour étalonner ou valider les résultats des modèles. Bien que l'analyse de l'incertitude ait été envisagée pour certains des indicateurs, aucun progrès véritable n'a été réalisé. Dans ce rapport, nous n'avons pas été en mesure d'utiliser des méthodes statistiques pour déterminer l'incertitude réelle associée aux résultats des indicateurs.

Orientations futures

Les détaillants de produits agroalimentaires exigent de plus en plus des producteurs et des groupements de producteurs spécialisés qu'ils démontrent que leurs produits sont élaborés de façon écologiquement durable. Voilà qui crée une demande d'indicateurs qui aident à reconnaître les effets environnementaux ou les risques pour l'environnement en fonction d'une unité de production – par litre de lait, par kilogramme de bœuf ou par tonne de grains –, comme il en est question au chapitre 18 « Intensité des émissions de gaz à effet de serre attribuables aux produits agricoles ». Ces indicateurs sont regroupés selon des paramètres de durabilité, qui comprennent des analyses du cycle de vie, l'empreinte environnementale et des paramètres d'intensité. L'élaboration en cours d'indicateurs environnementaux à AAC met l'accent sur la création de paramètres et d'outils de durabilité pour les principaux produits agricoles, tout en continuant à tenir compte des besoins stratégiques.

Références

Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2004. Census of agriculture: Soil landscapes of Canada (SLC), v.3 and Water survey of Canada sub-sub drainage area (WSCSSDA), v.5, Re-allocation. Données de recherche non publiées. Ottawa (Ontario), Canada.

Groupe de travail sur la stratification écologique. 1995. *Cadre écologique national pour le Canada. Agriculture et Agroalimentaire Canada*. Ottawa (Ontario).

Ressources naturelles Canada. 2003. *Aires de drainage fondamentales au Canada : Données-cadre à l'échelle nationale sur l'hydrologie au Canada, version 5.0*. Ottawa (Ontario), Canada.

Groupe de travail sur les Pédo-paysages du Canada. 2007. *Pédo-paysages du Canada, version 3.1.1*. Agriculture et Agroalimentaire Canada. (Carte et base de données numériques à l'échelle de 1⁄1 million.)

Statistique Canada. 2013. *Enquête sur la gestion agroenvironnementale de 2011*. Numéro de catalogue 21-023-X. Ottawa (Ontario). Consultable en ligne à : http://www.statcan.gc.ca/pub/21-023-x/21-023-x2013001-fra.pdf

03 Facteurs déterminants

Auteurs :
I. C. Campbell, A. Felfel,
M. Shakeri et P. Verreault

Sommaire

Divers facteurs – mondialisation, innovations technologiques, baisse des marges de profit, efforts pour suivre le rythme de la demande intérieure et mondiale en produits agricoles – ont poussé le secteur agricole canadien à accroître sa productivité et sa production. Certains des changements structuraux qui en sont résultés, au cours du dernier siècle, ont eu des conséquences environnementales. Des problèmes d'approvisionnement ont émergé, car les producteurs luttent pour s'adapter à la plus grande variabilité climatique et à la fréquence accrue des épisodes météorologiques extrêmes, tout en tâchant de soutenir la concurrence pour les terres arables et les ressources en eau. En même temps, les producteurs doivent répondre à la demande croissante de produits agricoles possédant des caractéristiques de durabilité. Au fil des ans, les Canadiens ont appuyé un éventail toujours plus large d'accords et de règlements nationaux et internationaux visant à protéger l'environnement.

En réaction à ces divers facteurs, le secteur agricole s'est efforcé d'intégrer les considérations environnementales à la formulation de politiques et à la prise de décision à la ferme. Il adopte de nouvelles technologies et de nouvelles pratiques de production et d'affaires. En outre, il lance des initiatives d'application volontaire pour satisfaire à la demande croissante de produits durables, et certaines provinces ont pris des règlements pour améliorer les résultats environnementaux. Vu les preuves qui s'accumulent concernant les impacts des changements climatiques sur la production agricole, le besoin grandit de l'adapter à l'évolution du climat.

Introduction

Ce chapitre passe en revue certains des facteurs qui ont vraisemblablement influé sur la performance environnementale du secteur agricole, mesurée à l'aune des **indicateurs agroenvironnementaux**[1] présentés dans le rapport.

L'agriculture est inextricablement liée aux grands contextes stratégiques, économiques et sociaux de la planète. La mondialisation, les accords commerciaux, l'évolution de la demande intérieure et mondiale, la structure changeante des marchés et les innovations technologiques jouent sur les décisions des producteurs agricoles. Les conditions climatiques et météorologiques influent grandement sur les productions végétales et animales dans le secteur agroalimentaire (Kandlikar et Risbey, 2000). Les producteurs prennent en compte ces facteurs et choisissent les stratégies de production qui leur permettront d'atteindre les résultats souhaités avec un maximum d'efficience.

Ces résultats englobent les impacts environnementaux locaux et les attributs des produits. De nombreux producteurs ont à cœur la bonne gestion du territoire et souhaitent tenir compte des répercussions de leurs pratiques pour les collectivités locales. De plus, les producteurs peuvent quelquefois augmenter leur revenu net en adoptant des pratiques durables qui abaissent les coûts des intrants ou qui sont directement rétribuées par les acheteurs de leurs produits.

Les producteurs influencent le niveau de risques et de bénéfices environnementaux de la production agricole, niveau qui varie considérablement en fonction des pratiques de gestion adoptées et des **écosystèmes** locaux.

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

Le secteur agricole s'est complexifié au cours du dernier siècle, et le phénomène n'a fait que s'accélérer récemment. Pendant que le secteur continue de s'attaquer aux effets des activités agricoles sur l'écosystème, de nouveaux enjeux émergent constamment. Les facteurs déterminants continueront d'évoluer, et le risque pour l'environnement demeurera, alors que la production augmentera grâce à une utilisation plus intensive du territoire agricole. Il faudra recourir aux politiques, à la technologie et à d'autres moyens pour réagir à ces facteurs de façon à atteindre les objectifs économiques, écologiques et sociaux.

Demande du marché

La croissance de la population mondiale, la hausse des revenus disponibles et l'allongement de l'espérance de vie ont contribué à stimuler la demande d'aliments à l'échelle mondiale. La population mondiale, qui comptait 7,2 milliards de personnes vers le milieu de 2013, devrait en gagner près d'un milliard au cours des onze prochaines années et atteindre 8,1 milliards de personnes en 2025, 9,6 milliards en 2050 et 10,9 milliards en 2100 (Nations Unies, 2013). Comme les gens vivent plus longtemps, on prévoit une hausse considérable de la demande d'aliments santé. En outre, les préférences des consommateurs évoluent en raison de la hausse des revenus, aussi bien dans les pays industrialisés que dans les pays en développement. Dans les pays en développement, les populations commencent à privilégier les produits à plus grande valeur tels que les oléagineux, les produits laitiers et la viande. Dans les pays industrialisés, la cote va de plus en plus aux produits possédant des attributs de durabilité (commerce équitable, produits biologiques, aliments produits dans des fermes satisfaisant à diverses normes d'environnement et de bien-être animal). Il y a également croissance de la demande industrielle en produits agricoles non alimentaires (p. ex., **biocombustibles**, bioénergie, biomatériaux, produits biochimiques). La hausse de la demande mondiale en produits agricoles alimentaires et non alimentaires s'accompagne d'une mondialisation des marchés et d'une libéralisation du commerce qui a entraîné la disparition de nombreuses subventions à l'exportation et restrictions à l'importation. La situation a accru l'accessibilité des produits agricoles canadiens aux autres pays, tout en rendant possible l'établissement de barrières commerciales en raison des nouveaux critères de durabilité imposés par les partenaires commerciaux pour maintenir l'accès à certains marchés.

Avec son vaste territoire, sa faible population, ses abondantes réserves d'eau et son industrie concurrentielle, le Canada a su profiter des occasions créées par la hausse de la demande de produits agricoles, et il demeure un grand exportateur net d'aliments (figure 3-1). Cependant, les forces du marché peuvent également nuire à la production et à l'activité commerciale du secteur agricole et agroalimentaire. Par exemple, la fluctuation du dollar canadien et l'introduction de politiques et de règlements régissant le commerce international peuvent nuire aux exportations.

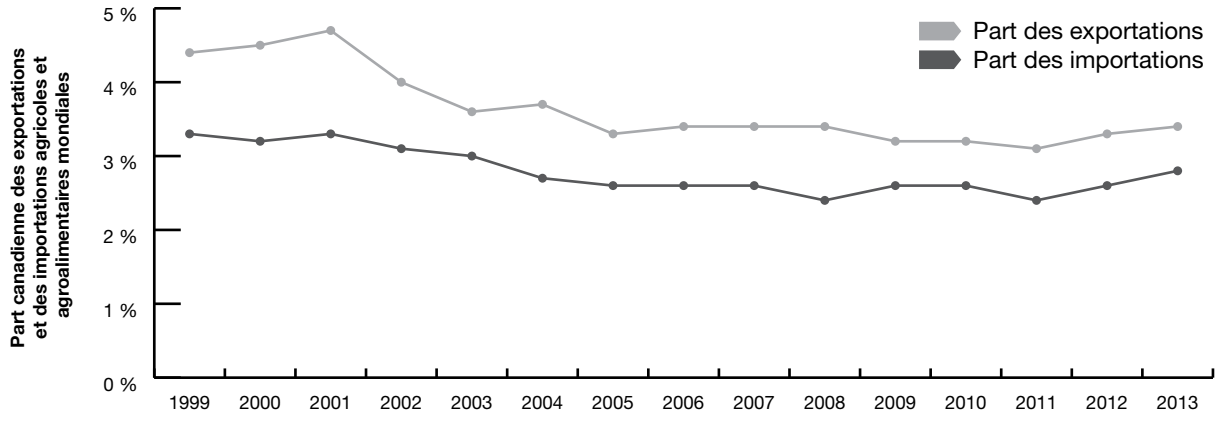


Figure 3-1 : Part canadienne du commerce agroalimentaire mondial, 1999 à 2013 (Source : Global Trade Atlas et calculs d'AAC)

L'accroissement de la demande commerciale a mené à une utilisation plus intensive du territoire agricole depuis quelques décennies. Entre 1991 et 2013, la production agricole a connu une augmentation marquée, sans hausse correspondante de l'utilisation des ressources terrestres ou hydriques. Ainsi, la production des principales espèces de céréales et d'**oléagineux** a crû d'environ 57 % durant la période, alors que la superficie de **terres cultivées** a très peu changé.

L'intensification de la production sur un territoire agricole limité n'augmente pas nécessairement les risques pour les ressources agricoles ou l'environnement. Les **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)**, comme le recours accru à l'analyse des sols et l'application judicieuse d'**éléments nutritifs**, peuvent réduire la possibilité que les éléments nutritifs s'échappent des champs pour aboutir dans l'eau ou dans l'air. Même s'il faudra intensifier davantage la production pour répondre aux besoins alimentaires d'une population mondiale croissante, le secteur agricole peut atténuer les risques en appliquant des PGB et de nouvelles technologies et en tenant compte de la fonction paysagère pour protéger les zones les plus menacées, comme les **milieux humides** et les habitats importants.

Certains problèmes peuvent atteindre un seuil critique en raison des impacts cumulatifs de plusieurs secteurs et/ou de multiples activités d'utilisation du territoire, exerçant ainsi des pressions sur l'agriculture malgré la contribution relative de celle-ci. Les espèces en péril, la qualité et l'abondance des ressources en eau et les émissions de **gaz à effet de serre (GES)** sont des enjeux dont les effets combinés potentiels peuvent atteindre des seuils critiques quant à l'utilisation de certaines ressources.

Répondre aux exigences des acheteurs en quête d'attributs durables

Il y a approvisionnement durable lorsque les acheteurs fondent leurs décisions sur des considérations environnementales en plus des critères habituels que sont le prix et la qualité. Dans certains secteurs, on change l'étiquetage des produits de consommation, comme la certification des produits de la mer par le *Marine Stewardship Council* et l'accréditation des produits forestiers par le *Forest Stewardship Council*. Dans le secteur agricole, la plus grande partie de la pression subie par la chaîne d'approvisionnement est exercée par les entreprises mondiales (tels les fabricants et les détaillants de produits alimentaires) et demeure invisible pour le consommateur. Ici, les facteurs déterminants incluent la réputation de la marque, le souci de l'approvisionnement futur en matières premières, les coûts et l'incertitude liés à l'obtention de capitaux, ainsi que le fardeau réglementaire.

Divers acteurs clés des marchés financiers, de plus en plus conscients du lien entre les enjeux environnementaux et la valeur financière des sociétés, exigent de ces dernières qu'elles divulguent davantage d'informations relatives à l'environnement. Reflet de cette exigence, un nombre croissant d'entreprises publient de leur plein gré des rapports de durabilité et s'engagent à utiliser des produits agricoles durables. À titre d'exemple, la société McDonald a pris l'engagement d'acheter, à compter de 2016, du bœuf dont la production durable est vérifiée. Depuis 2007, McCain Foods Canada exige de tous ses producteurs de pommes de terre la mise en place d'un **plan environnemental de la ferme (PEF)** assurant une production durable. Ces deux entreprises, avec plus de 40 autres fabricants et détaillants de produits alimentaires, sont également membres de la *Sustainable Agricultural Initiative Platform*, organisme sans but lucratif voué à soutenir la formulation et l'application de stratégies d'approvisionnement durable.

La production de rapports sur la durabilité a des conséquences pour toute la chaîne de valeur. Dans le secteur agricole, bon nombre des impacts environnementaux résultent surtout de l'agriculture. Face à ce facteur déterminant sur le marché, les groupes producteurs spécialisés, les transformateurs et les détaillants ont mis en œuvre divers systèmes qui mesurent, récompensent et communiquent leur performance environnementale. Au centre de ce mécanisme de rapport, il y a les paramètres et les données qui aident à mesurer l'impact par unité de production, par exemple au moyen des outils de mesure de l'**empreinte carbone**, dont beaucoup s'appuient sur les séries de données et les méthodes des indicateurs agroenvironnementaux.

Un autre problème de taille a trait aux exigences environnementales imposées par les partenaires commerciaux pour maintenir l'accès à certains marchés, notamment les exigences de l'Union européenne (UE) concernant des enjeux environnementaux mondiaux à grande résonance comme la déforestation tropicale et les changements climatiques. Le secteur agricole canadien a récemment connu ce type de problème d'accès au marché, le Conseil canadien du canola ayant dû fournir des données précises à l'UE et procéder à la certification de fermes pour aider ses membres à accéder au marché du **biodiesel** de l'UE. Les problèmes d'accès au marché accroîtront la demande de données agroenvironnementales à divers paliers, depuis celui de la ferme jusqu'au palier national, et rehausseront la comparabilité entre les pays.

Il s'agit là d'un domaine en rapide mutation, où les entreprises et les partenaires commerciaux révisent continuellement leurs lignes de conduite. On admet généralement que la prolifération des exigences au chapitre de l'approvisionnement fait augmenter les coûts et alourdit le fardeau de déclaration des producteurs et des transformateurs.

Politiques gouvernementales

Les politiques gouvernementales s'appliquent à l'échelle locale, régionale, provinciale, nationale et internationale et influent grandement sur les décisions de production touchant l'utilisation des ressources agricoles. Depuis le début du 20e siècle, la politique agricole du Canada a eu pour principal objectif d'augmenter la production et de promouvoir la stabilité du revenu dans un secteur qui doit faire face à la variabilité des conditions météorologiques, à la volatilité des prix des produits et à une robuste concurrence internationale. Au cours des dernières décennies, le gouvernement a plutôt déplacé son soutien vers la recherche agricole visant à trouver des moyens d'accroître la productivité et de limiter les impacts environnementaux, vers l'aide en capital à long terme pour financer la croissance et la technologie, vers la stabilité du revenu et vers la libéralisation du commerce.

L'aide gouvernementale au soutien du revenu a plafonné durant les années 1970 et 1980, alors que le montant total des subventions directes et indirectes (l'estimation du soutien aux producteurs, ou ESP) atteignait environ 30 % de la valeur de la production. En 1995, la plupart des pays industrialisés ont ratifié l'Accord sur l'agriculture, sous l'égide de l'Organisation mondiale du commerce, et convenu de réduire les mesures qui faussent les échanges. Le Canada encourage fortement la réduction des subventions agricoles qui ont un effet de distorsion sur le commerce, puisque les producteurs canadiens peuvent très bien soutenir la concurrence pour la majorité des produits. De 2012 à 2014, l'ESP du Canada se situait à un niveau beaucoup plus faible (environ 11 %) que lors des précédentes décennies en raison de diverses réformes, comme l'élimination des subventions pour le transport du grain et le découplage des programmes de protection du revenu agricole et de la production de produits particuliers (OCDE, 2015). L'ESP du Canada est maintenant très inférieure à la valeur moyenne observée dans les pays membres de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE).

Les politiques gouvernementales ou commerciales ne visent pas toutes à accroître la production. Les pressions mondiales relatives à des enjeux environnementaux comme les changements climatiques, l'appauvrissement de la couche d'ozone, l'habitat faunique et la diversité biologique ont engendré un certain nombre d'initiatives internationales auxquelles participe le Canada. À l'échelle nationale comme internationale, de multiples politiques et initiatives ont été adoptées, qui ont des répercussions importantes pour la production agricole et l'environnement au Canada. Voici quelques exemples d'initiatives environnementales internationales :

- La Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, qui peut avoir un effet sur les émissions de gaz à effet de serre du milieu agricole.
- Le Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone, qui a mis fin à l'utilisation du bromure de méthyle, un **fumigant** agricole.
- La Convention des Nations Unies sur la diversité biologique, qui encourage la conservation des habitats, des espèces.
- Le Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, qui encourage la conservation des milieux humides situés en zone agricole et de la biodiversité des cultures et des élevages.

Au Canada, les règlements actuels visant l'agriculture sont surtout de ressort provincial ou municipal. De plus en plus, les producteurs doivent composer avec des règlements provinciaux ou municipaux nouveaux ou plus stricts, notamment à ce qui a trait aux restrictions de zonage, à l'obligation de produire des plans de gestion des éléments nutritifs, aux rotations culturales et à la largeur minimale des **tampons riverains** et aux exigences localisées de protection de l'environnement (p. ex. les règles entourant les installations d'entreposage des **pesticides** et des fumiers). Voici quelques-uns des outils législatifs ou réglementaires mis en place au Canada qui touchent l'agriculture :

- La *Loi sur les pêches* du Canada, qui protège le poisson et l'habitat du poisson et peut toucher la gestion des cours d'eau agricoles, y compris les canaux d'irrigation et de drainage.
- La *Loi sur les produits antiparasitaires* du Canada, qui réglemente l'utilisation des pesticides en fonction de divers facteurs (environnement, santé humaine, etc.)
- Le *Watercourse and Wetland Protection Regulations* (règlement d'application de l'*Environmental Protection Act*) et l'*Agricultural Crop Rotation Act* de l'Île-du-Prince-Édouard qui fixent des exigences concernant la largeur des bandes tampons riveraines et les rotations culturales, et qui restreignent la culture des terres à forte pente.
- Le *Règlement sur les exploitations agricoles* du Québec, règlement pris en vertu de la *Loi sur la qualité de l'environnement*, qui oblige les producteurs à tenir des registres de gestion des éléments nutritifs et interdit l'application excessive de fumier.

En 2013, les autorités fédérales, provinciales et territoriales se sont entendues sur la mise en place de **Cultivons l'avenir 2** (CA 2), un cadre stratégique pour l'agriculture visant la période 2013 à 2018. CA 2 prévoit notamment

l'investissement de 2 milliards de dollars (en hausse de 50 % par rapport au cadre stratégique précédent, **Cultivons l'avenir**) pour la réalisation par les provinces et les territoires de programmes à coûts partagés (60 % fédéral, 40 % provincial/territorial) adaptés aux besoins régionaux. Les programmes de CA 2 mettent l'accent sur l'innovation, la compétitivité et le développement des marchés afin que les producteurs et les transformateurs canadiens aient les outils et les ressources nécessaires pour continuer d'innover et de tirer profit des nouveaux débouchés. Pierre d'assise de la politique agroenvironnementale au Canada, CA 2 comprend des programmes à frais partagés qui favorisent l'évaluation volontaire des risques environnementaux à la ferme, comme les PEF. Ceux-ci encadrent la détermination des risques environnementaux par l'incitation des producteurs à adopter des PGB. Ces mesures d'encouragement sont à frais partagés, et les producteurs contribuent (souvent beaucoup) aux coûts d'application et de maintien des pratiques bénéfiques, avec le soutien technique des provinces.

Les programmes Agri-innovation (PAI) et Agri-marketing (PAM), deux initiatives exclusivement fédérales, soutiennent les projets de l'industrie, dont certains touchent les paramètres environnementaux de l'approvisionnement durable.

De plus, une série de programmes de gestion des risques de l'entreprise (GRE) aident les agriculteurs à gérer les risques liés aux catastrophes et à une importante instabilité des marchés. Les gouvernements aident également l'industrie à étudier, à élaborer et à mettre en œuvre de nouveaux outils de gestion des risques agricoles.

Agriculture et Agroalimentaire Canada a pour rôle de mener des recherches, d'appuyer financièrement les programmes agroenvironnementaux, de fournir des informations sur les marchés, de déterminer et de promouvoir les PGB environnementales, de réformer la politique commerciale et d'honorer les engagements internationaux du Canada en matière agricole. Pour inciter les producteurs à respecter les normes et les objectifs environnementaux, certains pays ont fait de la performance environnementale un critère d'admissibilité aux programmes agricoles, une pratique appelée écoconformité. Même si, jusqu'à maintenant, le Canada a privilégié le volontariat et les mesures d'encouragement, depuis l'année de programme 2013, une province ou un territoire peut rendre l'admissibilité aux contributions gouvernementales découlant d'Agri-Investissement (un des programmes de GRE) conditionnelle au respect de certains critères. L'environnement est un des quatre secteurs thématiques des exigences d'écoconformité d'Agri-Investissement.

Changements technologiques

À l'échelle de la ferme, les progrès technologiques des 200 dernières années ont profondément modifié la façon dont les producteurs utilisent les ressources. C'est tout particulièrement le cas de l'explosion technologique qui a marqué la fin du 20e siècle. Entre autres percées technologiques dignes de mention, citons les nouvelles machines agricoles telles que les semoirs pneumatiques, la grande avancée de la technologie de l'information et de la génétique et l'avènement de l'agriculture de précision. Entre 1991 et 2011, le pourcentage du territoire total préparé pour l'ensemencement à l'aide de méthodes sans travail du sol a connu une augmentation considérable (de 7 % à 56 %), qui s'est accompagnée de nombreux effets environnementaux positifs : amélioration de la qualité du sol, moindre érosion et réduction des émissions nettes de GES par une plus grande **séquestration du carbone** dans le sol. La proportion de fermes recourant à l'informatique pour mieux gérer les opérations agricoles a presque doublé tous les cinq ans entre 1986 et 2001, et atteignait 60 % en 2011. Parmi ces fermes, 93 % utilisent Internet pour les opérations agricoles et 75 % ont accès à Internet haute vitesse.

L'adoption des technologies novatrices peut se faire rapidement quand les producteurs prennent conscience des avantages. Le recours à la technologie GPS est un bon exemple. En 2011, 47 % des producteurs utilisaient la technologie GPS pour diverses applications, dont la cartographie des rendements et l'échantillonnage des sols, et pour des systèmes de pistage faisant appel à des tracteurs à guidage automatique pour améliorer les efficiences. Parmi les fermes qui employaient la technologie GPS, l'utilisation la plus courante, et de loin, était pour les systèmes de guidage ou de pistage (guidage automatique) avec un taux d'utilisation de 90 % en 2011, tandis que 19 % des exploitations recouraient à la cartographie des rendements. Le taux d'utilisation de la technologie GPS est également proportionnel à la taille de l'exploitation, atteignant 80 % dans les fermes d'au moins 1 000 acres.

Avec tous ces progrès, le travail physique dans l'agriculture cède aujourd'hui la place aux activités à base de savoir et de compétences. L'agriculture moderne se caractérise par une réduction du travail physique et par un virage vers la spécialisation, la concentration de la production et le regroupement des actifs. La spécialisation s'est répandue dans des régions entières où certaines cultures sont le plus rentables et où les fermes offraient auparavant aux marchés locaux un approvisionnement plus diversifié. Comme les prix des cultures spécialisées tendent à fluctuer, les producteurs se sont adaptés en ajoutant la valeur de la transformation, en développant des marchés

et des pratiques de production pour les nouvelles cultures et en participant davantage à la vente de leurs cultures en ligne ou par des agents commerciaux. Pour la majorité des produits, la distance du marché n'est plus le facteur prépondérant qui détermine le lieu de production.

L'effet de ces changements technologiques sur la performance environnementale du secteur suscite un vaste débat. Certaines technologies ont eu des effets négatifs imprévus sur l'environnement, comme l'épandage de bromure de méthyle, un fumigant dont on a graduellement interdit l'emploi en raison de ses effets nocifs sur l'**ozone** stratosphérique.

D'autres nouvelles technologies et pratiques promettent de réduire les risques environnementaux ou ont des effets négatifs minimes, comme la lutte biologique antiparasitaire, l'amélioration de la gestion des fumiers, l'amélioration de l'efficacité du régime alimentaire des animaux d'élevage et le travail de conservation du sol. La **biotechnologie** et le génie génétique présentent un potentiel considérable pour les agriculteurs qui souhaitent bonifier leurs rendements culturaux. La tolérance aux herbicides et la résistance aux insectes – les traits dominants des cultures **génétiquement modifiées (GM)** – peuvent contribuer à accroître la productivité culturale et, dans le cas des variétés résistantes aux insectes, diminuer le besoin de pesticides. Cependant, au Canada et ailleurs, les avantages de ces technologies suscitent un vaste débat en raison de l'incertitude qui entoure leurs effets à long terme sur l'environnement et la santé humaine. Dans certains cas, les restrictions imposées par d'autres pays ont engendré des barrières commerciales pour les produits GM canadiens.

Une autre technologie émergente porte sur l'utilisation de matières premières agricoles pour la fabrication de divers bioproduits, comme les biocombustibles. Les prix des **combustibles fossiles** et le désir de réduire les émissions de GES ont stimulé l'intérêt pour la production nationale de biocarburants, qui consiste actuellement à convertir la **biomasse** végétale (typiquement le maïs ou le canola au Canada) en éthanol, en biodiesel, en biogaz et en hydrogène. Les recherches actuelles se concentrent sur la prochaine génération de biocarburants, fabriqués à partir de la cellulose contenue dans les **résidus de culture**. Cette technologie permettra de produire des biocarburants d'une façon qui ne concurrence pas la demande future de nourriture. Les déchets agricoles peuvent également générer de la bioénergie. On travaille actuellement à des **digesteurs anaérobies** capables de convertir les résidus agroalimentaires et les fumiers animaux en biogaz pouvant être consommé à la ferme ou, lorsque les politiques en place le permettent, vendu aux services publics d'électricité et de gaz naturel. La demande émergente de divers bioproduits, tels que les produits biochimiques (p. ex. l'acide aspartique dérivé de la betterave à sucre) et les biomatériaux (p. ex. les mousses et le **bioplastique**), ouvre des débouchés pour la fabrication de produits d'origine biologique et la production de cultures à valeur ajoutée.

Changements climatiques

La température, l'humidité et les conditions météorologiques influent grandement sur la productivité végétale et animale, la quantité d'intrants utilisés, les pratiques de gestion ainsi que les rendements agricoles et économiques des fermes canadiennes. On prévoit que les changements climatiques viendront modifier les conditions de croissance, de même que les risques et les possibilités reliés au climat. De tout temps, les agriculteurs se sont adaptés à la météo; cependant, quand on considère l'aggravation prévue des risques de nature climatique et météorologique, la capacité de s'adapter aux conditions futures sera essentielle au développement du secteur agroalimentaire.

Au vu des recherches menées jusqu'à maintenant, les changements climatiques s'accompagneront d'un certain nombre de risques et de certaines possibilités pour le secteur agroalimentaire sur le territoire canadien (Campbell et coll., 2014). Les projections de changements climatiques font souvent ressortir les hausses de température, qui pourraient s'avérer bénéfiques si l'allongement de la saison de croissance et l'augmentation des unités de chaleur disponibles engendrent des retombées positives pour la production. Des températures plus chaudes et des saisons de croissance allongées devraient donner aux agriculteurs une plus grande souplesse pour déterminer le moment des opérations et choisir les cultures ou les variétés, particulièrement dans les marges septentrionales. À titre d'exemple, des producteurs québécois et ontariens ont pu élargir la production céréalière par la mise au point de cultivars végétaux, et ils croient pouvoir étendre leur production de maïs et de soya dans des zones agricoles plus nordiques. Cela dit, même si la possibilité d'étendre vers le nord la production agricole est attirante et souvent réalisable, elle peut se heurter à des contraintes telles que la qualité des sols ou l'humidité disponible. En outre, au-delà d'un certain seuil, la chaleur peut diminuer la productivité des cultures et des élevages et stimuler la demande d'eau, ce qui pose de nouveaux problèmes aux agriculteurs. D'autres changements sont prévus dans les conditions climatiques du Canada, dont une légère hausse des précipitations totales, mais selon des régimes fluctuants –précipitations plus abondantes en hiver et au printemps qu'à l'été et à l'automne et davantage de pluie que de neige. On s'attend à ce que ces changements se répercutent sur l'hydrologie régionale et causent des

problèmes d'approvisionnement en eau durant la saison de croissance, particulièrement dans les régions qui dépendent de la fonte nivale pour réalimenter les cours d'eau durant l'été. En outre, les changements climatiques devraient avoir un effet sur la fréquence, l'ampleur et l'étendue des épisodes extrêmes comme les sécheresses et les inondations (Environnement Canada, 2014) et sur l'apparition de nouveaux organismes nuisibles et de nouvelles maladies. Le climat est naturellement variable et les systèmes agricoles ont évolué pour s'accommoder des variations modestes, mais ils sont vulnérables aux variations extrêmes.

Malgré les importantes conséquences économiques des changements climatiques, on les caractérise souvent comme un enjeu environnemental dont les impacts sont définis en zones de température, en conditions de production, en conditions de saison de croissance ou en rendement. Cependant, les conditions climatiques et météorologiques mettent en péril la viabilité financière des entreprises agricoles, des secteurs agricoles régionaux et des collectivités rurales, selon l'activité agricole concernée. Par exemple, les sécheresses ou les inondations induites par des extrêmes climatiques et météorologiques peuvent causer de mauvaises récoltes et donc entraîner des préjudices financiers pour les producteurs. Sont également touchées les agroentreprises qui fournissent les intrants, transforment les extrants et offrent des services, ainsi que les organismes qui financent les programmes de soutien à la production agricole. Ainsi, la perte d'une récolte au début de la saison de croissance se traduirait par une baisse des besoins en intrants chimiques, une baisse des produits à transformer et une baisse des revenus consacrés à l'achat d'équipement, aux améliorations agricoles ou au maintien de la main-d'œuvre agricole, et elle mettrait de la pression sur les programmes de soutien du revenu.

À pied d'œuvre

Les défis environnementaux, techniques et commerciaux auxquels l'agriculture est confrontée ont amené les agriculteurs, l'industrie agroalimentaire et le gouvernement à renforcer la sensibilisation, la résilience et la capacité d'adaptation. On a créé un grand nombre de technologies et d'outils administratifs pour préparer l'industrie agricole à affronter l'avenir. Par exemple, des familles agricoles dressent volontairement des PEF pour mieux connaître les enjeux environnementaux des divers aspects de leurs exploitations. Par ce processus d'évaluation, les agriculteurs mettent en lumière les forces de leur exploitation agricole sur le plan environnemental, ciblent les problèmes environnementaux et établissent des plans d'action réalistes afin d'améliorer l'état de l'environnement. Les programmes environnementaux à frais partagés peuvent les aider à mettre en oeuvre des projets. De leur côté, les gouvernements mènent de nombreuses activités d'adaptation axées sur l'agriculture. Ainsi, ils exercent une surveillance et un suivi des maladies des animaux et des organismes nuisibles pour les végétaux, appuient la recherche pour mettre au point des cultures résistantes aux ravageurs et à la sécheresse et scrutent les approches de gestion des risques des entreprises. Grâce aux innovations issues de la recherche, le Canada peut tirer profit de ses atouts agricoles. Nous assistons déjà à l'adoption de mesures d'adaptation, comme la diversification des cultures et la modification des pratiques agricoles pour en rehausser la durabilité sur le plan environnemental (Oliver, 2013). Ces initiatives, conjuguées à de nombreuses autres innovations et nouveautés, renforcent la résilience du secteur agricole canadien face aux changements et aux incertitudes de demain.

Références

Campbell, I.D., D.G. Durant, K.L. Hunter et K.D. Hyatt. 2014. Production alimentaire. P. 99-134, dans Warren, F.J. et D.S. Lemmen (dir.), *Vivre avec les changements climatiques au Canada : perspectives des secteurs relatives aux impacts et à l'adaptation*. Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario).

Environnement Canada. 2013. *Le sixième rapport du Canada sur les changements climatiques 2014 : mesures prises en vertu de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques*. Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario).

Kandlikar, M., et J. Risbey. 2000. *Agricultural impacts of climate change: If adaptation is the answer, what is the question?* Climatic Change, 45: 529-539.

Oliver, S. 2013. *What does a changing climate mean for Canadian agriculture?* Canada 2020 Analytical Commentary: N° 02, mars 2013.

Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). 2015. *Politiques agricoles : suivi et évaluation 2015*. Éditions OCDE, Paris.

Reid, S., B. Smit, W. Caldwell et S. Belliveau. 2007. Vulnerability and adaptation to climate risks in Ontario agriculture. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12:609-637.

Nations Unies, Département des affaires économiques et sociales, Division de la population, 2013. *World population prospects: The 2012 revision: highlights and advance tables*. Document de travail ESA/P/WP.228.

Résumé des statistiques agricoles au Canada, 2011

Statistiques terrestres

Superficie totale	998,5 millions ha
Superficie terrestre totale	909,4 millions ha
Superficie agricole totale	64,8 millions ha
Terres cultivées	58 %
Pâturages	31 %
Autres terres	11 %
Superficie agricole moyenne	315 ha

Caractéristiques des exploitations agricoles

Nombre total d'exploitations	205 730
Nombre total de familles (non constituées en société)	150 745
Nombre total d'exploitants	294 000
Âge moyen des exploitants	54
Niveau d'instruction des exploitants	
Diplôme universitaire	13 %
Sans diplôme universitaire	87 %

Principaux extrants agricoles

Bovins et veaux	6,3 milliards $
Produits laitiers	5,8 milliards $
Porcs	3,9 milliards $
Canola	7,7 milliards $
Volailles et œufs	3,4 milliards $
Blé	4,1 milliards $
Pommes de terre	1 milliard $
Maïs	2,1 milliards $

Animaux d'élevage (nombre d'animaux)

Volaille	133 millions
Bovins et veaux	13 millions
Porcs	13 millions
Vaches laitières	1 million

Revenu agricole

Revenu net total	11,4 milliards $
Recettes nettes totales	49,6 milliards $
Dépenses d'exploitation totales	42,2 milliards $
Répartition des exploitations agricoles par catégorie de revenu	
Moins de 10 000 $	21 %
10 000 $ à 49 000 $	28 %
50 000 $ à 100 000 $	12 %
Plus de 100 000 $	38 %

Industrie de l'alimentation et des boissons

Nombre total d'établissements – décembre	6 112
Petits (moins de 50 employés)	83 %
Moyens (50 à 199 employés)	13 %
Grands (plus de 200 employés)	4 %
Valeur totale des expéditions	91,3 milliards $
Transformation de la nourriture	80,6 milliards $
Produits de viande	28 %
Produits laitiers	16 %
Mouture de céréales et de graines oléagineuses	12 %
Produits de boulangerie et tortillas	10 %
Autres aliments	34 %
Boissons	10,7 milliards $

Statistiques internationales sur le commerce

Surplus commercial	9,4 milliards $
Exportations	
Exportations agricoles totales	40,4 milliards $
Produits primaires	49 %
Produits transformés	51 %
Principaux marchés d'exportation	
États-Unis	49 %
Chine	9 %
Japon	7 %
Union européenne	7 %
Mexique	4 %
Importations	
Importations agricoles totales	31,0 milliards $
Produits primaires	29 %
Produits transformés	71 %
Principaux marchés d'importation	
États-Unis	60 %
Union européenne	12 %
Mexique	4 %
Brésil	3 %
Chine	2 %

Contribution au PIB - (en dollars réels de 2007)

Secteur agroalimentaire	45,1 milliards $
Agriculture primaire	17,4 milliards $
Transformation des aliments	27,7 milliards $

SOURCES DES DONNÉES

Principale source des statistiques sur l'utilisation des terres, les animaux d'élevage, les caractéristiques des exploitations agricoles et le revenu agricole : Statistique Canada, 2011. *Recensement de l'agriculture*.
Industrie de l'alimentation et des boissons : Statistique Canada, 2011. *Enquête annuelle sur les manufactures et l'industrie forestière*.
Commerce international, marchés d'importation et d'exportation : Statistique Canada. 2011. *Base de données sur le commerce international canadien de marchandises et calculs d'AAC*.
Contribution au PIB : Statistique Canada, Système de comptabilité nationale du Canada (SCNC) (et calculs d'AAC).

Gestion des terres agricoles

Sommaire

La manière dont les terres agricoles sont gérées est un facteur essentiel de la performance environnementale de l'agriculture. Le **Recensement de l'agriculture**[1] et l'Enquête sur la gestion agroenvironnementale (EGA) sont deux enquêtes importantes qui fournissent des renseignements utiles sur l'évolution de l'agriculture dans le temps de même que sur les activités agricoles et les **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)** mises en œuvre pour atténuer les risques environnementaux provenant de l'agriculture. Ces enquêtes permettent de recueillir des données servant à préparer deux sommaires clés qui, même s'ils ne sont pas des indicateurs, fournissent une information hautement pertinente et permettent de dégager des tendances sur l'état de l'agriculture et des pratiques agricoles.

- Le chapitre 4, « Utilisation des terres agricoles », donne un aperçu de l'évolution de l'utilisation des terres, des pratiques de culture et de travail du sol, ainsi que des populations d'animaux d'élevage de 1981 à 2011 au Canada. L'aperçu est fondé sur les données du Recensement de l'agriculture, qui servent aussi à suivre les pratiques agricoles et leurs effets sur l'environnement par le biais des **indicateurs agroenvironnementaux**. Le Recensement est une composante clé de l'évaluation de la performance environnementale du secteur agricole.
- Le chapitre 5, « Gestion agroenvironnementale », présente un résumé des principales constatations tirées de l'EGA de 2011, qui a recueilli des renseignements sur les pratiques de gestion utilisées par les producteurs en 2011. Les questions posées aux producteurs portaient sur l'entreposage et l'épandage du fumier, les pratiques de pâturage, la gestion des cultures et des **éléments nutritifs**, l'application de **pesticides**, les dommages causés par la faune, la gestion du sol, de l'eau et des déchets, ainsi que la planification environnementale à la ferme.

La gestion des terres agricoles influe sur l'environnement de diverses façons, notamment sur l'efficacité de l'utilisation et de la conservation des ressources et sur la disponibilité de l'habitat faunique. Cette partie du rapport porte sur l'indicateur de la couverture du sol et l'indicateur de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles. Les deux indicateurs s'intègrent à l'indice composé de **biodiversité** dont il est question à la fin du sommaire.

1. L'indicateur de la couverture du sol (chapitre 6) indique le nombre de jours par année où les sols agricoles sont couverts et protégés contre l'érosion. L'augmentation du nombre de jours pendant lesquels un sol est couvert est le signe d'une plus grande durabilité de l'environnement, car le sol est mieux protégé contre la dégradation et moins susceptible de contribuer à la contamination de l'eau et aux émissions atmosphériques.
2. L'indicateur de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles (chapitre 7) permet d'évaluer les grandes tendances relatives à la capacité des terres agricoles canadiennes de fournir un milieu adéquat aux populations de vertébrés terrestres. Les paysages agricoles sont dynamiques, et les changements subis par la couverture terrestre, salutaires ou néfastes, sont dictés par des forces économiques. C'est la nature de ces changements qui, en définitive, détermine la capacité d'habitat faunique du territoire, ainsi que la structure et la viabilité des populations sauvages qui s'y trouvent. L'évaluation de la capacité d'habitat faunique d'une terre agricole est importante pour comprendre les effets de l'agriculture sur l'environnement.

Deux tendances dominantes dans la production agricole canadienne se dégagent entre 1981 et 2011 – le réaménagement des terres agricoles en un moins grand nombre d'exploitations et l'augmentation de l'intensité de production de ces exploitations. L'intensification de la production s'explique par l'augmentation des superficies consacrées aux **oléagineux** et aux légumineuses, par la diminution des mises en **jachère** et des cultures de céréales, de même que par l'augmentation du nombre d'animaux dans les élevages.

Dans les Prairies, les mises en jachère diminuent depuis le début des années 1980. Le principal moteur de cette diminution est l'augmentation du **travail réduit du sol** et de la culture **sans travail du sol**, laquelle a été possible grâce à des **herbicides** efficaces et du matériel capable d'ensemencer malgré la présence de **résidus de culture** à la surface du sol.

Le recours au travail réduit du sol et à la culture sans travail du sol est en croissance depuis le début des années 1990 et fait partie des efforts consentis pour réduire le coût des combustibles et améliorer la santé du sol. Entre 2006 et 2011, la superficie totale des terres agricoles faisant l'objet d'un **travail intensif du sol** a diminué de 30,9 %. En 2011, la culture sans travail du sol a été appliquée sur plus de 50 % de la superficie totale des terres préparées pour l'ensemencement au Canada (Statistique Canada, 2011[2]). La baisse des mises en jachère combinée à l'augmentation du travail réduit du sol et de la culture sans travail du sol a donné lieu à une amélioration de la couverture moyenne du

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

2 Statistique Canada. 2011. Tableau 004-0010 – *Recensement de l'agriculture, certaines pratiques de gestion des terres et pratiques de travail du sol utilisées pour préparer les terres pour les semis*, Canada et provinces aux 5 ans. CANSIM (base de données).

sol à l'échelle nationale. De 1981 à 2011, la couverture moyenne du sol a augmenté de 7,6 % au pays.

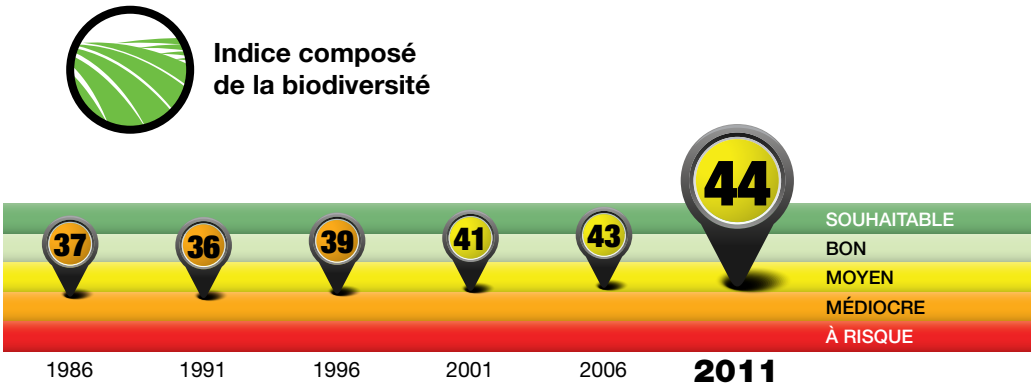
De 1986 à 1996, la capacité d'habitat faunique (CHF) était plutôt stable, mais de 1996 à 2011, il y a eu une baisse généralisée à l'échelle nationale, malgré la réduction des jachères (les jachères offrent une capacité limitée d'habitat faunique) et l'augmentation de la couverture du sol. La baisse de la CHF est surtout due à l'intensification de l'agriculture et à la perte de terres naturelles et semi-naturelles qui a résulté de la conversion de terres de pâturage ou de cultures de plantes fourragères en cultures de plantes annuelles, notamment dans l'est du Canada.

Pour l'essentiel, les résultats de 2011 indiquent que les producteurs continuent d'adopter des pratiques de gestion des éléments nutritifs, telles que l'analyse des éléments nutritifs dans le sol, l'optimisation du moment d'application et l'incorporation de fumier solide et liquide et d'**engrais**, ainsi que l'augmentation de la capacité d'entreposage du fumier. On signale toutefois des changements importants dans l'utilisation des fongicides et une moindre mise en œuvre de certaines pratiques de lutte contre l'érosion du sol, en raison de l'utilisation accrue du travail réduit du sol.

Dans l'ensemble du pays, le nombre total des animaux de toutes les catégories d'animaux d'élevage a augmenté de 1981 à 2011. Pendant ces 30 années, l'industrie des bovins a montré des tendances notables. Depuis 1981, le secteur des bovins de boucherie a augmenté de façon constante pour atteindre un pic entre 2001 et 2006, mais, depuis, la taille des troupeaux diminue, d'une part en raison de la baisse de la demande des consommateurs pour le bœuf et, d'autre part, par contrecoup de l'éclosion d'**encéphalopathie spongiforme bovine (ESB)** en 2003-2004. En revanche, entre 1981 et 2011, le nombre de vaches laitières a diminué de façon régulière, chutant de 46 % et notamment de 3,4 % entre 2006 et 2011. La principale raison de cette baisse générale du nombre de bovins laitiers est l'augmentation spectaculaire de la production laitière des vaches, à laquelle ont contribué le regroupement des fermes laitières et l'amélioration de l'efficience alimentaire.

Indice composé de la biodiversité

De 1981 à 2011, la tendance de la biodiversité s'est améliorée partout au Canada, comme le montre l'indice composé de la biodiversité ci-dessous.



Cet indice de performance composé est une moyenne pondérée des indices de performance de la couverture du sol et de la capacité d'habitat faunique[3]. Ainsi, il s'agit d'un aperçu statistique très généralisé de ces deux variables, tant en ce qui a trait à la situation actuelle qu'à l'évolution dans le temps. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2 « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

3 Tous les indicateurs nationaux « de base », dont les indicateurs de la couverture du sol et de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles, ont une valeur pondérée de 1.

04 Utilisation des terres agricoles

Auteurs :
B. Daneshfar et T. Huffman

Portée :
Échelle nationale, de 1981 à 2011

Sommaire

L'utilisation des terres agricoles et les pratiques de gestion sont des facteurs déterminants de l'état de la durabilité agroenvironnementale au Canada. L'évolution de ces facteurs influe sur l'orientation de la tendance de la durabilité. Pour évaluer la performance environnementale de l'agriculture, il est essentiel de disposer d'informations fiables sur l'utilisation des terres agricoles et les pratiques de gestion.

De 1981 à 2011, il y a eu une augmentation de la superficie des terres vouée à la production d'**oléagineux** et de légumineuses, de même qu'une augmentation du nombre d'animaux d'élevage par exploitation. Bien que des changements comme ceux-ci ont tendance à accroître le risque environnemental, au cours des dernières décennies, le risque accru a été compensé par des tendances environnementales bénéfiques, dont le passage du **travail classique du sol**[1] au **travail de conservation du sol** et à des cultures **sans travail du sol**, la diminution généralisée de la superficie des terres en **jachère** et la réduction du nombre de bovins laitiers.

Ce chapitre offre une vue d'ensemble de la situation et des tendances liées au nombre d'animaux d'élevage, aux pratiques de travail du sol et d'utilisation des terres ainsi qu'à la superficie cultivée pour aider à comprendre et à interpréter les différents **indicateurs agroenvironnementaux** présentés dans ce rapport, qui permettent de traiter en détail de questions environnementales précises.

Enjeu : pourquoi est-il important?

La durabilité agroenvironnementale dépend du degré d'utilisation des pratiques de gestion agricole conçues pour prévenir ou réduire la dégradation du sol, de l'eau et de l'air. Par exemple, une augmentation de la superficie des terres cultivées en rangs selon des méthodes sans travail du sol ou une augmentation des terres consacrées à la production de foin, au pâturage ou à d'autres cultures vivaces peut réduire le risque d'érosion du sol et améliorer la durabilité de cette ressource. À l'inverse, une augmentation de la superficie des terres cultivées en rangs selon des méthodes de travail classique du sol ou sans mesures pour limiter l'érosion accroît le risque d'érosion du sol et en réduit la durabilité. De même, des changements dans le nombre, le type et l'emplacement des troupeaux peuvent avoir d'importantes répercussions sur la qualité de l'air, du sol et de l'eau. Le risque environnemental peut augmenter ou diminuer selon les pratiques de gestion employées, comme les méthodes de travail du sol et de gestion du fumier utilisées en agriculture et en élevage.

Il faut disposer de données fiables sur les tendances en matière d'utilisation des terres agricoles et de pratiques de gestion au fil du temps pour pouvoir déterminer l'évolution de la durabilité environnementale de l'agriculture. Ces données sont aussi importantes pour comprendre les risques et les possibilités, de même que pour élaborer des pratiques, des politiques et des programmes qui favorisent la production agricole durable. Cette information sert à la fois de données à saisir et de clé pour l'interprétation des indicateurs agroenvironnementaux.

De nombreux facteurs influent sur l'utilisation des terres agricoles, dont la consolidation et l'intensification, l'évolution des préférences des consommateurs et les exigences du marché. La réponse du marché à l'éclosion d'**encéphalopathie spongiforme bovine (ESB)** illustre bien ce principe : l'éclosion de cette maladie a entraîné une diminution appréciable de la production de bœuf et des **cultures fourragères** entre 2006 et 2011, de même qu'une augmentation de la superficie des terres consacrée à des cultures annuelles. Ces changements ont, à leur tour, influé sur d'autres facteurs et indicateurs comme la fertilité du sol, le risque d'érosion, le risque de contamination de l'eau, la contribution du secteur agricole aux émissions de **gaz à effet de serre (GES)** et l'abondance des habitats fauniques.

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

Renseignements sur l'utilisation et la gestion des terres agricoles

Ce chapitre présente certains des principaux changements survenus entre 1981 et 2011 au Canada dans l'utilisation des terres, les pratiques de culture et de labour ainsi que les populations d'animaux d'élevage, d'après les données du **Recensement de l'agriculture**. Les répercussions environnementales possibles de ces tendances sont définies et examinées plus en détail dans les chapitres consacrés aux indicateurs.

UTILISATION DES TERRES

Au Canada, la superficie totale des terres agricoles comprend les grandes cultures, le foin, les fruits, les légumes et les cultures spéciales, les pâturages, les parcours naturels et **toutes les autres terres** appartenant aux producteurs comme les terres boisées, les **milieux humides** et les terres contenant les bâtiments de ferme, les cours, les chemins et les jardins privés. Les risques environnementaux diffèrent selon l'utilisation des terres. Dans le présent rapport, nous avons eu recours aux quatre variables suivantes employées dans le recensement pour brosser le tableau des tendances d'utilisation à long terme des terres dans chaque province et dans l'ensemble du Canada :

1. La superficie des **terres cultivées** (y compris les cultures de foin, mais à l'exclusion des jachères et des pâturages);
2. La superficie en jachère;
3. La superficie des pâturages (pâturages cultivés et parcours naturels);
4. La superficie des terres consacrées à « d'autres utilisations » (dont la nouvelle catégorie de « terres boisées et terres humides » qui inclut les boisés, les érablières, les brise-vent, les étangs, les marais et les terrains marécageux; la catégorie « toutes les autres superficies » comprend les terres improductives et les terres contenant les bâtiments de ferme, les enclos de ferme, les chemins et les jardins privés.)

PRATIQUES CULTURALES

Outre l'information sur l'utilisation des terres, il importe de connaître les types de végétaux cultivés dans une région et les tendances temporelles qui s'y rattachent, parce que les effets sur l'environnement diffèrent selon les types et les systèmes de culture. Les sept variables du recensement utilisées dans ce rapport sont les superficies consacrées à la culture :

1. des **céréales** (blé, orge, avoine et céréales mélangées);
2. des **oléagineux** (canola, moutarde, lin, carthame et tournesol);
3. du maïs (maïs grain et maïs d'ensilage);
4. des pommes de terre;
5. des légumineuses (haricots [y compris le **soja**], lentilles et pois);
6. des fourrages (luzerne, foin cultivé et graines fourragères);
7. d'autres végétaux (toutes les autres cultures comme la betterave à sucre, les légumes, les fruits, les raisins, les baies, etc.)

MÉTHODES DE TRAVAIL DU SOL

Les pratiques de gestion adoptées par les producteurs doivent être prises en compte dans l'interprétation des tendances en matière d'utilisation des terres. Les pratiques de gestion dont il est question dans ce chapitre comprennent les méthodes de travail du sol et de lutte contre les mauvaises herbes, ainsi que la répartition des méthodes classiques de travail du sol (travail intensif), des méthodes de conservation (travail réduit) du sol et des méthodes sans travail du sol. Depuis 1991, le Recensement de l'agriculture examine six variables pour évaluer les pratiques de gestion des producteurs :

1. La superficie des terres cultivées préparées pour l'ensemencement par des méthodes classiques de travail du sol (travail intensif du sol permettant de retourner le sol jusqu'à une profondeur de 15 à 20 cm, d'enfouir les débris végétaux et d'exposer le sol, suivi d'un travail superficiel destiné à briser les agrégats et à aplanir et à égaliser la surface d'ensemencement);
2. La superficie des terres préparées pour l'ensemencement par un travail de conservation du sol (travail réduit du sol destiné à briser les agrégats et à détruire les mauvaises herbes sans retourner le sol, maintenant ainsi la plupart des **résidus de culture** en surface);
3. La superficie préparée pour l'ensemencement sans travail du sol entre la récolte et l'ensemencement (ce qui laisse tous les débris végétaux à la surface du sol);
4. La superficie en jachère où la lutte contre les mauvaises herbes se fait uniquement par le travail du sol (en général, la jachère nécessite un travail du sol à intervalles réguliers pendant la saison de croissance, ce qui a pour effet d'enterrer les résidus de culture);
5. La superficie en jachère où la lutte contre les mauvaises herbes se fait par un traitement combinant l'application de produits chimiques et le travail du sol. (Le désherbage chimique et mécanique permet de réduire le travail du sol nécessaire pour éliminer les mauvaises herbes, soit par un travail du sol moins fréquent soit par un labour ponctuel);
6. La superficie en jachère où la lutte contre les mauvaises herbes se fait uniquement par l'application de produits chimiques (sans travail du sol).

ANIMAUX D'ÉLEVAGE

Pour évaluer la relation entre les pratiques de production agricole et la santé de l'environnement, il faut disposer de données fiables sur le nombre, l'emplacement et le type d'animaux d'élevage, ainsi que sur les changements qui leur sont associés au fil du temps. L'agriculture et l'élevage sont étroitement liés, car les systèmes culturaux employés dans de nombreuses exploitations agricoles sont déterminés par les besoins alimentaires des animaux de la ferme et les exigences associées à la gestion de leur fumier. En outre, la production locale efficace de certains types de cultures encourage le développement de systèmes d'élevage particuliers. Cette relation entre l'utilisation des terres et l'élevage a d'importantes répercussions sur l'évaluation et l'atténuation des phénomènes suivants : émissions de gaz à effet de serre, érosion du sol, contamination des eaux superficielles et des **eaux souterraines**, appauvrissement du sol en **carbone** et dégradation de la qualité de l'air. Dans ce rapport, nous avons utilisé le nombre d'animaux dans chacune des cinq catégories suivantes afin de cerner les tendances et les changements pertinents :

1. bovins laitiers,
2. bovins de boucherie,
3. porcs,
4. volaille,
5. moutons et chèvres.

Limites

Une des principales difficultés associées à l'analyse des données sur l'utilisation des terres, les cultures, le travail du sol et les animaux d'élevage concerne la tendance à interpréter les activités individuelles séparément des autres facteurs comme les pratiques de gestion utilisées qui ne peuvent pas être incluses, étant donné le manque de données. Par exemple, une augmentation du nombre d'animaux élevés en système confiné pourrait entraîner un accroissement des émissions de **méthane** et un risque accru de contamination de l'eau. Mais, si l'augmentation du nombre d'animaux en confinement est accompagnée d'améliorations dans la gestion de la qualité de l'air, ainsi que dans l'entreposage et la manipulation du fumier, l'effet global pourrait être une amélioration de la durabilité environnementale. De même, une augmentation de la production de pommes de terre peut laisser de plus grandes superficies de sol non protégées pendant l'hiver, mais si on ajoute des **couvre-sol d'hiver** à la rotation, l'effet net pourrait être une amélioration de la protection du sol.

Une autre limite relative aux valeurs déclarées dans ce chapitre découle des changements apportés au Recensement de l'agriculture au fil du temps et à la possibilité que des producteurs aient mal interprété les questions du recensement. Par exemple, en 1981, la superficie déclarée de pâturages non améliorés était inférieure à la valeur réelle dans les quatre provinces de l'Ouest, parce que cette catégorie de terres était groupée avec les terres non agricoles comme les marais. Par conséquent, les données n'étaient pas directement comparables à celles des années précédentes. Ce changement a aussi influé sur les catégories de superficie totale des terres agricoles et d'« autres terres » pour chacune des provinces de l'Ouest de même que pour l'ensemble du Canada. L'interprétation du nombre d'animaux d'élevage peut aussi poser problème dans le cas des animaux comme la volaille et les porcs, pour lesquels on compte plusieurs « cycles » de production dans une année. Le recensement fait état du nombre d'animaux se trouvant dans une exploitation à un moment donné, mais si on présume que le nombre total représente le nombre d'animaux se trouvant dans l'exploitation tout au long de l'année, il se pourrait que l'impact environnemental soit surestimé s'il y a des périodes, entre les cycles de production, pendant lesquelles il y a moins ou pas d'animaux sur les lieux. Statistique Canada présente une description complète des erreurs possibles et de la qualité des données du recensement (2011a).

Résultats et interprétation

UTILISATION DES TERRES

D'après le Recensement de l'agriculture de 2011, la superficie totale des terres agricoles (y compris les terres cultivées, les pâturages, les forêts, les terres humides et toutes les autres terres appartenant à des producteurs) représentait 7,2 % du territoire canadien. La province de Terre-Neuve-et-Labrador comptait le plus faible pourcentage (0,1 %) et l'Île-du-Prince-Édouard et la Saskatchewan, le pourcentage le plus élevé (environ 42 %) (Statistique Canada, 2011b).

Au Canada, les terres cultivées (affectées notamment aux cultures annuelles, à la luzerne et au foin cultivé, aux jachères, aux légumes, aux fruits, aux produits de pépinière et au gazon) ont toujours représenté la plus grande proportion de terres consacrées à l'agriculture (58 % en 2011) – plus de 64 millions d'hectares (ha) des terres agricoles ont été déclarés dans le Recensement de l'agriculture de 2011 (Statistique Canada, 2011c; Statistique Canada, 2011d). La superficie totale des terres de pâturage, dont les pâturages artificiels ou ensemencés et les parcours naturels, représentait 31 % de la superficie agricole, le reste (11,0 %) étant constitué des d'« autres terres », dont les terres boisées, les milieux humides, les terres occupées par des bâtiments fermes, les chemins et les jardins (figure 4-1).

Au Canada, l'agriculture est une industrie dynamique où l'utilisation des terres change avec le temps. Le tableau 4-1 montre l'importance de l'évolution des principales catégories d'utilisation des terres agricoles par rapport à la

superficie des terres agricoles au Canada (Statistique Canada, 2011c). Entre 1981 et 2011, l'évolution a été déterminée par les tendances observées au Manitoba, en Saskatchewan, en Alberta et en Colombie-Britannique, provinces où la superficie des terres consacrées à l'agriculture a augmenté entre 1981 et 2006, puis diminué de 2006 à 2011. Ces changements peuvent être attribués à l'amélioration générale des marchés de produits ainsi qu'à l'augmentation du nombre de bovins jusqu'en 2005, suivies d'une augmentation du coût des intrants, laquelle a motivé la recherche de l'efficacité économique et l'abandon des terres marginales. Dans l'est du Canada, la superficie des terres agricoles a diminué graduellement au cours de la même période en raison de la conversion à une utilisation urbaine et de l'abandon des terres de piètre qualité.

De 1981 à 2011, à l'échelle nationale, la superficie des terres cultivées et des pâturages artificiels présente une tendance générale à la hausse, alors qu'on observe une tendance générale à la baisse (figure 4-2) pour les terres en jachère. En Ontario, au Québec, à l'Île-du-Prince-Édouard et dans les provinces des Prairies, les terres cultivées sont au premier rang des utilisations dans tous les recensements faits depuis 1981, et on observe une légère tendance à la hausse dans la plupart des régions de même que dans l'ensemble du pays. La superficie des pâturages (artificiels ou ensemencés) diminue depuis 1981 dans toutes les provinces sauf en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba, où elle augmente.

Les jachères sont des terres qui ne portent pas de culture pendant un an afin que les mauvaises herbes puissent être réduites et la teneur en eau, augmentée. Au Canada, l'utilisation de jachères se limite presque exclusivement aux Prairies, notamment dans les prairies semi-arides du sud de la Saskatchewan et de l'Alberta. Même si, dans une année de jachères, la lutte contre les mauvaises herbes se faisait habituellement par la répétition des cultures, l'utilisation d'herbicides (« jachère chimique ») est devenue de plus en plus courante au cours des trente dernières années. Depuis le début des années 1980, l'utilisation de jachères a diminué dans les Prairies, passant d'environ 10 millions d'hectares en 1981 à près de 2 millions en 2011 (Statistique Canada, 2011g). La tendance à la baisse s'est maintenue jusqu'en 2011, la superficie en jachère ayant diminuée d'environ 40,5 % entre 2006 et 2011. En 2011, la superficie des terres en jachère représentait environ 3 % de la superficie totale des terres agricoles au Canada (tableau 4-1) (Statistique Canada, 2011d). Cette diminution est surtout attribuable à l'adoption de cultures sans travail du sol, lesquelles sont possibles grâce à la disponibilité accrue d'herbicides efficaces et d'équipement capable d'ensemencer efficacement malgré la présence de résidus de culture à la surface du sol. Les cultures sans travail du sol offrent de nombreux avantages, dont une meilleure rétention de l'humidité du sol, un risque réduit d'érosion au cours des années de jachère et une utilisation réduite de combustible.

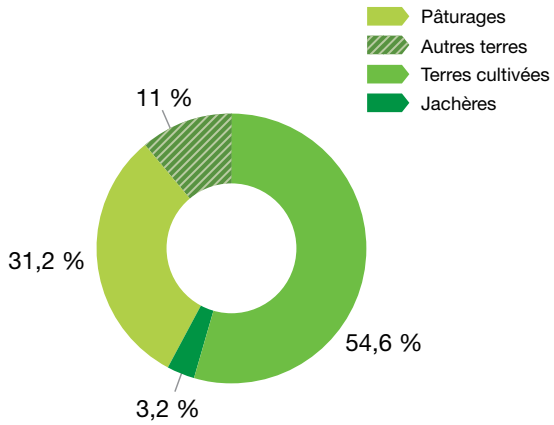


Figure 4-1 : Pourcentage d'utilisation des terres agricoles en fonction de la superficie totale de terres agricoles en 2011 au Canada (Statistique Canada, 2011d)

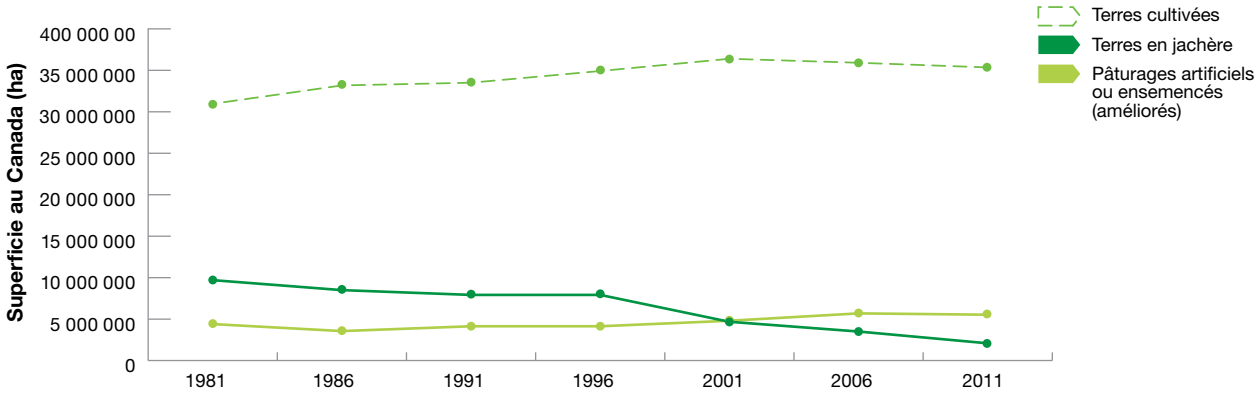


Figure 4–2: Évolution de l'utilisation des terres agricoles de 1981 à 2011 au Canada (Statistique Canada, 2011c)

Tableau 4-1 : Pourcentage* des terres agricoles consacrées à diverses fins de 1981 à 2011 (d'après Statistique Canada, 2011c)

				Pourcentage des terres agricoles consacrées à diverses fins (« - » signifie moins de 1 %)																											
	Superficie des terres agricoles (ha)			Cultures							Jachères							Pâturages							Autres usages						
Province	1981	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	2 178 596	2 835 458	2 620 889	26	24	23	23	24	21	23	3	3	2	2	1	1	1	59	51	53	56	56	62	62	12	22	21	20	19	17	15
Alberta	19 108 513	21 095 393	20 415 173	44	44	45	45	46	46	48	12	10	9	7	6	4	3	40	38	40	41	42	43	43	4	7	6	7	6	7	7
Saskatchewan	25 947 086	26 002 606	24 951 334	45	50	50	54	59	58	59	26	21	21	17	12	9	6	27	24	24	24	25	27	28	2	5	5	5	5	6	8
Manitoba	7 615 926	7 718 570	7 293 419	58	58	62	61	62	61	60	8	7	4	4	3	2	1	29	26	27	26	26	27	26	5	9	7	9	9	11	13
Ontario	6 039 237	5 386 453	5 129 202	60	61	63	63	67	68	71	1	1	1	-	-	-	-	24	19	19	18	15	14	13	15	19	17	18	17	18	16
Québec	3 779 169	3 462 936	3 338 960	46	48	48	51	54	56	56	1	1	-	-	-	-	-	21	17	19	15	11	9	8	31	34	33	34	35	35	36
Nouveau-Brunswick	437 888	395 228	380 116	30	32	33	36	39	39	38	1	1	-	-	-	-	-	20	14	16	13	12	11	10	49	53	52	51	49	50	52
Nouvelle-Écosse	466 023	403 044	411 815	24	26	27	29	32	31	29	1	1	-	-	-	-	-	20	16	17	14	14	14	11	55	56	56	56	55	55	59
Île-du-Prince-Édouard	283 024	250 859	240 514	56	57	60	64	67	68	69	1	1	-	-	-	-	-	18	14	14	10	9	9	7	25	28	27	25	23	22	23
Terre-Neuve-et-Labrador	33 454	36 195	31 302	14	13	13	17	21	26	27	1	1	-	-	-	-	-	64	34	39	21	24	35	33	21	52	47	62	55	39	40
Canada	**65 888 916**	**67 586 741**	**64 812 723**	**47**	**49**	**49**	**51**	**54**	**53**	**55**	**15**	**13**	**12**	**9**	**7**	**5**	**3**	**31**	**28**	**30**	**29**	**30**	**31**	**31**	**7**	**10**	**9**	**10**	**9**	**10**	**11**

* Seuls les polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC) avec plus de 5 % de terres agricoles sont inclus dans les calculs.

Tableau 4-2 : Pourcentage des terres consacrées à diverses cultures de 1981 à 2011 (d'après Statistique Canada, 2011e)

Pourcentage des terres agricoles dans les différentes catégories d'utilisation (« - » signifie moins de 1 %)

	Superficie des terres cultivées (ha)			Céréales							Oléagineux							Maïs						
Province	1981	2006	2011*	81	86	91	96	01	06	11	81	86	91	96	01	06	11	81	86	91	96	01	06	11
C.-B.	568 241	589 803	607 176	30	22	22	22	17	15	17	4	8	7	5	4	4	6	2	2	2	2	2	2	2
Alb.	8 441 242	9 622 121	9 739 832	71	65	65	63	57	52	48	8	13	14	14	11	18	26	-	-	-	-	-	-	-
Sask.	11 740 864	14 960 355	14 746 108	85	80	78	71	58	52	45	6	11	12	15	17	21	30	-	-	-	-	-	-	-
Man.	4 420 369	4 701 355	4 341 760	67	64	62	60	52	45	38	15	17	18	19	21	25	33	2	1	1	1	1	2	3
Ont.	3 632 727	3 667 333	3 622 040	24	25	19	18	15	20	17	-	-	1	1	-	-	1	31	27	26	25	26	21	26
Qc	1 756 038	1 941 166	1 881 255	20	20	20	16	17	16	13	-	-	-	-	-	-	1	14	17	20	21	26	24	24
N.-B.	130 526	154 209	144 282	20	21	21	22	21	17	15	-	-	-	-	-	-	6	1	1	1	1	2	3	5
N.-É.	112 782	125 742	121 322	16	13	12	10	9	7	6	-	-	-	-	-	-	-	4	4	3	4	5	6	8
Î.-P.-É.	158 280	171 494	166 349	46	-	41	37	36	32	27	-	-	-	-	-	-	-	2	1	1	1	1	2	3
T.-N.-L.	4 744	9 298	8 460	1	-	3	2	3	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	7	4
Canada	**30 965 812**	**35 942 878**	**35 378 585**	**66**	**63**	**62**	**58**	**49**	**45**	**39**	**7**	**8**	**11**	**13**	**13**	**17**	**24**	**5**	**4**	**4**	**4**	**4**	**4**	**5**

	Pommes de terre							Légumineuses et soja							Fourrages							Autres cultures						
Province	81	86	91	96	01	06	11	81	86	91	96	01	06	11	81	86	91	96	01	06	11	81	86	91	96	01	06	11
C.-B.	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	1	1	-	1	58	62	63	64	70	71	66	5	5	5	7	6	6	7
Alb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	3	3	4	20	21	20	21	27	26	22	-	-	-	-	-	-	1
Sask.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	4	14	11	12	8	7	7	8	10	14	13	-	1	1	2	-	1	1
Man.	-	-	-	1	1	1	1	1	2	3	2	4	6	8	13	14	15	16	20	21	18	1	3	1	1	1	1	1
Ont.	-	-	-	-	-	-	-	10	13	19	23	25	26	29	30	30	31	29	28	28	23	5	5	4	4	6	4	4
Qc	1	1	1	1	1	1	1	-	-	2	6	8	9	15	61	59	53	50	42	44	41	4	3	4	5	5	5	5
N.-B.	17	15	17	16	16	16	15	-	-	-	-	-	1	0	56	56	53	50	52	54	49	6	7	8	10	9	9	11
N.-É.	1	1	2	2	2	1	1	-	-	-	-	1	1	3	65	64	64	58	58	60	55	13	17	19	27	26	26	27
Î.-P.-É.	16	17	20	26	25	23	21	-	1	2	1	2	3	13	33	34	33	32	33	37	31	3	47	2	3	3	3	4
T.-N.-L.	8	5	4	5	3	4	2	-	-	-	-	-	-	0	74	80	78	70	75	69	75	16	15	14	23	16	19	17
Canada	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**2**	**2**	**3**	**5**	**10**	**9**	**11**	**19**	**18**	**18**	**18**	**21**	**23**	**20**	**1**	**4**	**1**	**2**	**1**	**2**	**2**

Tableau 4-3 : Pourcentage de terres cultivées et de jachères soumises à différentes méthodes de travail du sol de 1981 à 2011 (d'après Statistique Canada, 2011g)

	Pourcentage des terres cultivées selon les différentes pratiques de travail du sol															Pourcentage des jachères soumises aux différentes pratiques													
	Travail classique					Travail de conservation					Sans travail du sol					Travail du sol seulement					Travail du sol et produits chimiques					Produits chimiques seulement				
Province	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**
Colombie-Britannique	83	65	65	55	39	12	24	21	26	33	5	10	14	19	28	66	65	65	62	68	31	29	30	23	27	3	5	6	15	6
Alberta	73	57	37	25	13	24	33	35	28	22	3	10	27	48	65	58	51	39	27	24	37	38	38	28	23	5	11	24	45	53
Saskatchewan	64	45	32	18	10	26	33	29	22	20	10	22	39	60	70	57	55	48	31	25	39	37	36	31	25	4	9	16	38	50
Manitoba	66	63	54	43	38	29	28	33	35	38	5	9	13	21	24	73	61	50	46	40	24	34	38	40	43	3	6	12	13	17
Ontario	78	59	52	44	37	18	22	22	25	30	4	18	27	31	33	66	53	65	68	74	26	38	24	23	19	8	9	11	9	7
Québec	85	80	77	62	49	12	16	19	28	33	3	4	5	10	18	48	43	56	71	69	28	25	18	11	16	24	32	26	17	15
Nouveau-Brunswick	85	80	82	78	68	12	18	15	17	24	2	2	3	5	7	79	72	71	76		14	8	17	18	14	8	20	12	6	-
Nouvelle-Écosse	88	77	71	66	60	8	20	20	20	22	4	3	8	14	17	72	62	69	78	59	19	26	19	17	34	9	13	12	4	8
Île-du-Prince-Édouard	91	82	76	78	74	8	16	22	19	22	1	2	2	3	4	35	55	44	49	-	23	32	17	38	-	42	13	39	14	-
Terre-Neuve-et-Labrador	84	88	76	88	86	8	8	13	6	10	8	4	11	6	4	49	74	62	62	65	38	19	7	38	-	13	7	30	-	35
Canada	**69**	**53**	**41**	**28**	**19**	**24**	**31**	**30**	**26**	**25**	**7**	**16**	**30**	**46**	**56**	**58**	**54**	**46**	**31**	**26**	**38**	**37**	**36**	**31**	**25**	**4**	**9**	**18**	**38**	**49**

Tableau 4-4 : Nombre d'animaux d'élevage au Canada en 1981 et en 2011 (d'après Statistique Canada, 2011h)

	Bovins de boucherie			Bovins laitiers			Porcs			Volaille			Moutons et chèvres		
Province	**1981**	**2011**	**changement %**	**1981**	**2011**	**changement %**	**1981**	**2011**	**changement %**	**1981**	**2011**	**changement %**	**1981**	**2011**	**changement %**
Colombie-Britannique	233 911	195 920	-16	89 279	73 707	-17	254 895	89 067	-65	10 958 442	20 328 880	86	75 783	72 105	-5
Alberta	1 367 783	1 528 429	12	165 528	80 724	-51	1 199 397	1 397 711	17	10 358 078	12 866 849	24	211 861	231 823	9
Saskatchewan	946 049	1 124 948	19	84 619	28 029	-67	574 334	1 033 574	80	4 860 929	5 739 181	18	81 369	123 830	52
Manitoba	389 363	485 213	25	83 188	41 848	-50	874 995	2 845 360	225	7 257 002	8 836 707	22	41 047	75 980	85
Ontario	378 311	282 062	-25	552 748	318 158	-42	3 165 837	3 088 646	-2	38 727 767	51 770 766	34	297 037	469 067	58
Québec	146 326	187 332	28	705 935	359 510	-49	3 440 724	4 096 678	19	24 756 269	34 716 344	40	125 232	311 449	149
Nouveau-Brunswick	19 454	16 312	-16	28 050	18 534	-34	89 620	54 630	-39	2 329 911	3 232 595	39	14 133	10 210	-28
Nouvelle-Écosse	24 072	18 563	-23	36 237	21 935	-39	139 344	18 645	-87	3 544 852	5 068 065	43	44 391	28 912	-35
Île-du-Prince-Édouard	11 038	10 207	-8	24 106	13 128	-46	116 843	53 649	-54	234 955	468 655	99	7 967	8 097	2
Terre-Neuve-et-Labrador	979	382	-61	2 660	6 153	131	19 076	1 144	-94	936 087	1 625 578	74	7 731	2 562	-67
Canada	**3 517 286**	**3 849 368**	**9**	**1 772 350**	**961 726**	**-46**	**9 875 065**	**12 679 104**	**28**	**103 964 292**	**144 653 620**	**39**	**906 551**	**1 334 035**	**47**

TENDANCES CULTURALES

Comme le montre le tableau 4-2, la tendance la plus prononcée et la plus constante au Canada a été la diversification des cultures, avec une diminution constante de la superficie consacrée aux céréales (blé, orge, avoine, seigle) et une augmentation de celle consacrée aux oléagineux (canola, soja, lin, moutarde, tournesol), aux légumineuses et au soja (Statistique Canada, 2011e). Cette tendance a été favorisée par les variétés canadiennes améliorées et par l'expansion du marché mondial des oléagineux et des légumineuses.

Selon le Recensement de l'agriculture de 2011, la superficie totale des cultures de canola a dépassé celle des cultures de blé de printemps en 2011, faisant du canola la principale culture au Canada. Le Manitoba et la Saskatchewan ont connu les diminutions les plus marquées des superficies consacrées à la culture du blé de printemps. Si la superficie consacrée au canola a considérablement augmenté dans les provinces des Prairies, celle consacrée au soja a augmenté de 33,2 % de 2006 à 2011 dans le centre du Canada, en raison des prix plus élevés résultant de la demande accrue. L'Ontario est le plus important producteur de soja, avec 62,3 % de la production totale du Canada. Les nouvelles variétés de soja adaptées à des saisons de croissance plus courtes ont permis au Manitoba de doubler la superficie consacrée à cette culture entre 2006 et 2011. À l'inverse, la superficie des terres consacrée au tournesol, un autre oléagineux cultivé principalement au Manitoba, a fait l'objet d'une diminution entre 2006 et 2011 (Statistique Canada, 2006; 2011f). La culture de légumineuses (féverole à petits grains, lentilles, petits pois) a aussi augmenté au Canada. Par exemple, la superficie consacrée aux lentilles a doublé de 2006 à 2011, la grande majorité des cultures étant produites en Saskatchewan (96 %) et une petite fraction (3,8 %), en Alberta.

Pour ce qui est du foin cultivé, une tendance graduelle à la hausse a été constatée de 1981 à 2006, mais la superficie totale consacrée à ce type de culture a diminué de 14,0 % entre 2006 et 2011. Cette inversion de la tendance est probablement due à la population décroissante des animaux d'élevage (notamment les bovins) et à l'augmentation des prix du marché pour les oléagineux. La superficie réservée aux céréales fourragères (avoine, orge et céréales mélangées) a aussi diminué de 26,0 % entre 2006 et 2011 au Canada (données non présentées). Soixante-quatorze pour cent de la production canadienne de fourrages se fait dans l'Ouest canadien, et l'Alberta demeure le principal producteur de foin cultivé et de luzerne (30,2 % du total). La production de maïs, qui est surtout concentrée en Ontario, au Québec et au Manitoba, a légèrement fluctué depuis 1981, sans présenter de tendance significative à la hausse ou à la baisse.

MÉTHODES DE TRAVAIL DU SOL

Au cours des dernières décennies, de nombreux producteurs ont cherché à réduire le travail du sol pour en améliorer la santé et diminuer leurs frais de combustibles. L'utilisation de pratiques de conservation du sol et de cultures sans travail du sol augmente de façon constante depuis le début des années 1990 (tableau 4-3; figure 4-3). Les cultures sans travail du sol sont de plus en plus courantes lorsque le type de culture et les conditions du sol le permettent, alors que le travail du sol (de conservation et classique) est encore utilisé lorsque l'accumulation de résidus de culture à la surface du sol pose problème. Entre 2006 et 2011, la superficie totale des terres agricoles faisant l'objet d'un travail classique du sol a diminué de 30,9 %. En 1991, dans le premier Recensement de l'agriculture comportant des questions sur les méthodes de travail du sol, 29,9 % des producteurs canadiens déclaraient utiliser soit un travail réduit du sol (conservation) ou des cultures sans travail du sol, tandis qu'en 2011, cette proportion atteignait 72,5 %. En 2011, il y avait 17,1 % plus de producteurs qu'en 2006 qui utilisaient des cultures sans travail du sol, et ces cultures représentaient plus de 50 % de la superficie des terres préparées pour l'ensemencement au Canada (Statistique Canada, 2011g).

Le recours aux cultures sans travail du sol demeure très élevé au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta. Les principaux facteurs en faveur des cultures sans travail du sol sont une meilleure rétention de l'humidité du sol, une réduction de l'érosion, la disponibilité d'herbicides et de matériel d'ensemencement approprié ainsi que l'utilisation réduite de combustible.

Depuis 2001, en Alberta, en Saskatchewan et en Ontario, la superficie des terres consacrée aux cultures sans travail du sol a dépassé celle nécessitant un travail de conservation du sol, alors que dans les autres provinces, la superficie consacrée à des cultures nécessitant un travail de conservation du sol est demeurée plus élevée ou équivalente à celle consacrée à des cultures sans travail du sol (Statistique Canada, 2011g).

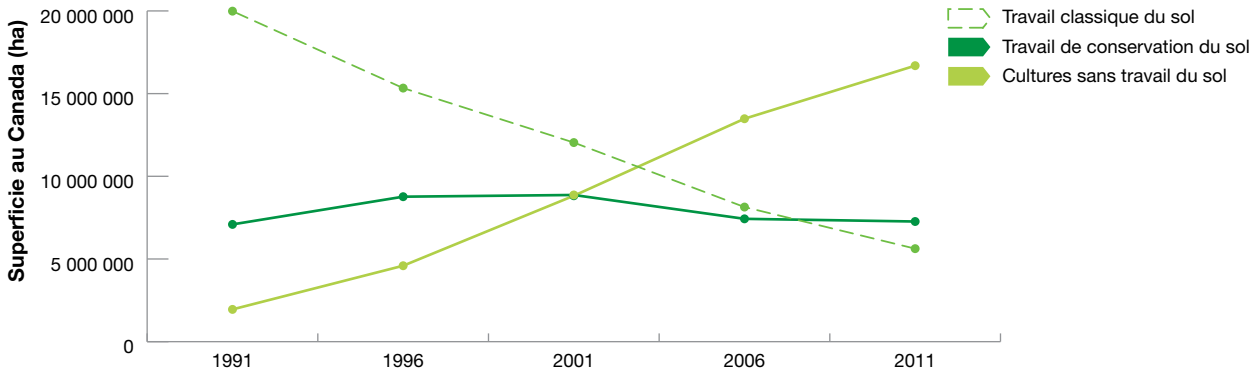


Figure 4-3 : Évolution des pratiques de travail du sol de 1991 à 2011 au Canada (Statistique Canada, 2011g)

ANIMAUX D'ÉLEVAGE

Au Canada, l'industrie des bovins de boucherie a augmenté de façon constante de 1981 à 2001, et a atteint son maximum en 2006. Depuis, la taille du cheptel de bovins de boucherie (tel que représenté par le nombre de vaches de boucherie) ne cesse de diminuer, surtout à cause des effets résiduels de la crise de l'ESB en 2003 au Canada, mais aussi en raison de la force du dollar canadien et des changements survenus dans les préférences des consommateurs (tableau 4-4) (Statistique Canada, 2011d). En revanche, le nombre de vaches laitières a diminué de façon constante de 1981 à 2011, avec une chute de 46 % au cours de ces 30 années et une baisse de 3,4 % entre 2006 et 2011. C'est en Saskatchewan que la diminution du nombre de bovins laitiers a été la plus marquée. Terre-Neuve-et-Labrador est la seule province où la taille du cheptel de bovins laitiers a augmenté depuis 1981. En 2001, le Canada comptait 1 091 000 vaches laitières, qui produisaient en moyenne 6 700 litres de lait chacune. En 2011, la taille du cheptel avait baissé à environ 987 000 vaches, qui produisaient en moyenne 7 800 litres de lait chacune, une augmentation de 16 % de la production individuelle des vaches (Commission canadienne du lait, 2015). Le nombre total de porcs dans les fermes canadiennes est passé de près de 10 millions en 1981, à environ 13 millions en 2011. Les provinces atlantiques et la Colombie-Britannique ont enregistré une diminution du nombre de porcs, alors que leur nombre a augmenté de façon importante au Manitoba et en Saskatchewan, et de façon moyenne en Alberta et au Québec. En Ontario, le nombre de porcs est demeuré relativement constant (Statistique Canada, 2011d). La tendance vers de plus grosses exploitations s'est poursuivie, le nombre moyen de porcs par exploitation passant de 1 414 en 1981 à 1 707 en 2011 (Statistique Canada, 2011i).

Entre 1981 et 2011, le nombre total de volailles (poules pondeuses et oiseaux de chair) au Canada a augmenté de 39 %, passant de près de 100 millions à environ 140 millions, avec des augmentations dans toutes les provinces. L'Ontario et le Québec ont été les principaux producteurs de volailles tout au long de cette période, bien que les plus fortes hausses dans la production aient été constatées à Terre-Neuve-et-Labrador, à l'Île-du-Prince-Édouard et en Colombie-Britannique, avec des augmentations respectives de 74 %, 99 % et 86 % dans les populations.

Depuis 1981, le nombre de moutons, d'agneaux et de chèvres au Canada est passé de 0,9 million à 1,3 million, une hausse de 47 %. L'Ontario et le Québec sont les principaux producteurs, suivis de l'Alberta. Les plus fortes hausses dans les troupeaux ont été observées au Québec (149 %) et au Manitoba (85 %), alors qu'il y a eu des diminutions au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse ainsi qu'à Terre-Neuve-et-Labrador de 1981 à 2011.

INTENSITÉ DE L'AGRICULTURE

Le rapport entre les terres cultivées et la superficie totale de terres agricoles (%) permet d'évaluer l'intensité de l'utilisation des terres agricoles ou, plus simplement, la proportion de terres agricoles cultivées, particulièrement les cultures annuelles par rapport aux cultures vivaces comme les fourrages, le foin et les pâturages. Un pourcentage à la hausse signifie qu'une plus grande proportion des terres est consacrée à la culture et que l'agriculture pratiquée dans la région est plus intensive, tandis qu'un pourcentage à la baisse indique qu'une plus grande superficie de terres agricoles est convertie en pâturages ou en terres improductives et correspond à une agriculture moins intensive. L'intensification de l'agriculture ne se traduit pas nécessairement par un risque accru pour l'environnement, car elle peut signifier – et signifie souvent – une concentration de la production agricole dans les sols et les paysages qui s'y prêtent le mieux sur le plan environnemental.

La figure 4-4 illustre l'évolution, de 1981 à 2011, du rapport entre la superficie des terres cultivées déclarée dans le recensement (grandes cultures annuelles, luzerne et foin cultivé, légumes, fruits, gazon et produits de pépinières) et la superficie totale des terres agricoles, en tant qu'indicateur de changement dans l'intensité de l'agriculture. La carte montre que de 1981 à 2011, il y a eu une augmentation de l'intensité de l'agriculture dans les principales régions agricoles du Canada, surtout à l'Île-du-Prince-Édouard, dans les plaines à forêts mixtes et dans la plus grande partie des Prairies.

Cette tendance à la hausse a été particulièrement marquée dans les régions où les terres agricoles étaient les plus productives. Dans les Prairies, cette tendance est due à la diminution des jachères. Puisque les prix des céréales et des oléagineux augmentent sur le marché mondial et le nombre de bovins diminue dans l'est des Prairies, les producteurs de cette région convertissent des prairies, des pâturages et des terres improductives pour y cultiver des cultures annuelles et de spécialité plus productives.

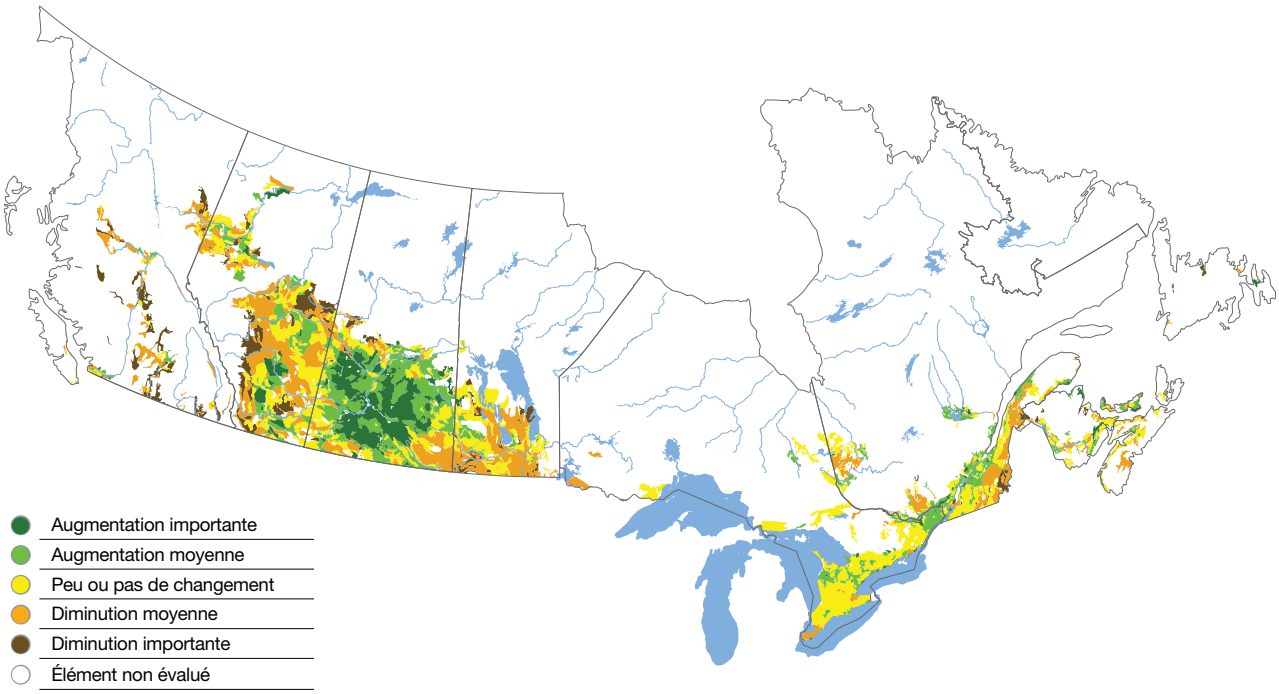


Figure 4-4 : Évolution de l'intensité d'utilisation des terres agricoles, de 1981 à 2011, définie par le rapport de la superficie des terres cultivées à la superficie totale des terres agricoles. Données du Recensement de l'agriculture interpolées pour les Pédo-paysages du Canada (PPC).

Conclusion

L'information sur l'état et les tendances de certaines des principales utilisations et pratiques de gestion des terres agricoles présentée dans ce chapitre devrait aider à mieux comprendre les chapitres qui suivent sur les indicateurs.

Tant l'intensité de la production que la diversité des cultures sont en croissance dans la plupart des régions du Canada. L'intensification de l'utilisation des terres fait partie de la tendance mondiale vers une production accrue sur un territoire agricole limité, tandis que la diversification est due au marché croissant des cultures de remplacement, comme les oléagineux et les légumineuses.

Dans certains cas, une intensité de production accrue peut exercer plus de pression sur l'environnement et compromettre la durabilité. Il semble toutefois que l'intendance environnementale s'améliore, notamment avec le passage rapide, survenu au cours des dernières décennies, du travail classique du sol à un travail de conservation du sol et à des cultures sans travail du sol, et avec la diminution généralisée des jachères et du nombre de bovins laitiers.

La détermination et la cartographie des différents facteurs associés au changement d'utilisation des terres agricoles et la compréhension des tendances spatio-temporelles connexes sont utiles à l'interprétation d'autres indicateurs agroenvironnementaux. Les changements dans l'utilisation des terres agricoles sont aussi un moteur important des tendances observées dans les indicateurs agroenvironnementaux, comme les émissions de gaz à effet de serre, le risque de contamination de l'eau et la qualité des habitats fauniques.

Références

Commission canadienne du lait. 2015. *Production de lait*. Internet : http://www.cdc-ccl.gc.ca/CDC/index-fra.php?id=3801.

Statistique Canada. 2006. *Recensement de l'agriculture sur les exploitations et les exploitants agricoles* (N° 95-629-x au catalogue).

Statistique Canada. 2011a. *Recensement de l'agriculture de 2011, qualité des données.* Internet : http://www.statcan.gc.ca/fra/ra2011/qd.

Statistique Canada. 2011b. *Le Quotidien*. 10 mai 2012. Internet : http://www.statcan.gc.ca/daily-quotidien/120510/dq120510a-fra.htm).

Statistique Canada. 2011c. *Tableau 004-0002 – Recensement de l'agriculture, superficie totale des terres et utilisation des terres agricoles*, Canada et provinces, aux 5 ans. CANSIM (base de données).

Statistique Canada. 2011d. *Un portrait de l'agriculture canadienne*, Recensement de l'agriculture de 2011 (N° 95-640-X au catalogue).

Statistique Canada. 2011e. *Tableau 004-0003 – Recensement de l'agriculture, certaines données sur les cultures*, Canada et provinces, aux 5 ans. CANSIM (base de données).

Statistique Canada, 2011f. *Recensement de l'agriculture sur les exploitations et les exploitants agricoles* (n° 95-640-XWF au catalogue).

Statistique Canada. 2011g. *Tableau 004-0010 – Recensement de l'agriculture, certaines pratiques de gestion des terres et pratiques de travail du sol utilisées pour préparer les terres pour les semis, Canada et provinces aux 5 ans*. CANSIM (base de données).

Statistique Canada. 2011h. *Tableau 004-0004 – Recensement de l'agriculture, certaines données sur le bétail et la volaille, Canada et provinces, aux 5 ans*. CANSIM (base de données).

Statistique Canada. 2011i. *Tableau 003-0103 – Statistiques de porcs, nombre de fermes déclarantes et nombre moyen de porcs par ferme, semestriel (nombre)*. CANSIM (base de données).

05 Gestion agroenvironnementale

Auteurs :
T. Hoppe, D. Haak, J. Hewitt

Sommaire

La gestion d'une exploitation agricole a des incidences directes sur la performance agroenvironnementale. Les pratiques de gestion choisies par un producteur peuvent influer sur les réalités économiques de la ferme et avoir des effets directs sur la qualité de l'air, de l'eau et du sol, tant à la ferme qu'à l'extérieur de ses installations. Les producteurs de l'ensemble du Canada mettent en œuvre des pratiques qui réduisent les incidences des activités agricoles sur l'environnement. Les résultats de l'Enquête sur la gestion agroenvironnementale (EGA) de 2011 montrent que les producteurs partout au Canada ont adopté un certain nombre de **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)**[1] avec ou sans **plan environnemental de la ferme** (PEF) officiel, afin de gérer le fumier, les engrais et les pesticides plus efficacement et de protéger l'eau et le sol.

Pour l'essentiel, les résultats de l'Enquête de 2011 indiquent l'adoption continue de pratiques de gestion des **éléments nutritifs**, telles que l'analyse des éléments nutritifs dans le sol, l'optimisation du moment de l'ajout d'éléments nutritifs et de l'application de pesticides, de l'incorporation de fumier solide et liquide et d'engrais, ainsi que l'augmentation de la capacité d'entreposage du fumier. Parmi les changements importants, on signale une augmentation de l'utilisation de fongicides et une utilisation accrue du **travail de conservation du sol**. Ce travail est associé à la diminution de certaines pratiques visant à réduire l'érosion du sol. C'est que certaines pratiques de protection contre l'érosion, comme l'emploi de **cultures couvre-sol** et d'engrais verts qui visent à couvrir les sols exposés, ne sont pas nécessaires quand le travail de conservation du sol est retenu.

L'Enquête de 2011 a aussi indiqué que d'autres améliorations pouvaient être apportées dans certains domaines où peu de progrès ont été observés depuis 2006 – plus particulièrement en relation avec la gestion du fumier et l'accès du bétail aux eaux de surface. Les producteurs dotés d'un plan environnemental de la ferme ont mentionné que les pressions économiques constituaient le principal obstacle à la mise en œuvre de régimes améliorés dans ces domaines. En conséquence, des mesures incitatives pourraient être nécessaires pour accroître le taux d'adoption de certaines pratiques.

Ce chapitre examine la mesure dans laquelle les producteurs canadiens ont apporté des changements à leurs infrastructures et à leurs pratiques de façon à gérer les risques environnementaux menaçant la qualité de l'eau, de l'air et du sol. Bien que ce chapitre fasse ressortir certaines des relations entre les pratiques agricoles et la performance environnementale du secteur, il ne présente pas une liste exhaustive de toutes les pratiques pouvant l'améliorer.

Enquête

En 2011, Statistique Canada, en partenariat avec Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), a mené la troisième Enquête sur la gestion agroenvironnementale pour recueillir des renseignements sur les pratiques de gestion adoptées par les producteurs. Le questionnaire de l'enquête à participation volontaire a été envoyé à 20 000 producteurs agricoles et éleveurs de tout le Canada (sauf le Yukon, les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut) qui avaient déclaré des revenus bruts de plus de 10 000 $ dans le **Recensement de l'agriculture** de 2011. Environ 15 400 (77 %) de ces producteurs ont

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

répondu. Les questions portaient sur l'entreposage et l'épandage du fumier, les pratiques de pâturage, la gestion des cultures et des éléments nutritifs, l'application de pesticides, les dommages causés par la faune, la gestion des terres et des eaux, la gestion des déchets et la planification environnementale à la ferme. L'EGA de 2011 s'est fondée sur les enquêtes précédentes, menées en 2001 et 2006, et fournit aujourd'hui de l'information permettant d'analyser les tendances relatives au taux d'adoption de certaines PGB sur une période de 10 ans. Les données présentées dans ce chapitre représentent un sommaire des principales conclusions de l'EGA 2011.

Planification environnementale à la ferme au Canada

La planification environnementale à la ferme est un outil ou un processus confidentiel d'auto-évaluation volontaire conçu pour aider les producteurs agricoles à améliorer leur gestion environnementale en accroissant leur sensibilisation aux risques et aux avantages agroenvironnementaux ainsi que leurs connaissances dans ces domaines. Selon cette approche, les producteurs communiquent avec le personnel d'appui (p. ex., un facilitateur ou un coordonnateur de la planification environnementale à la ferme et des responsables d'ateliers sur ce même sujet) et des experts techniques (p. ex., personnel du ministère provincial de l'Agriculture, des agronomes et des ingénieurs agricoles) et obtiennent des ressources documentaires (p. ex., documents de travail, manuels de référence et fiches d'information sur la planification environnementale de la ferme.) Les producteurs utilisent les connaissances acquises pour cerner les risques et les avantages agroenvironnementaux découlant de leurs activités agricoles. L'aboutissement de ce processus est la création d'un plan environnemental de la ferme (PEF), qui dresse la liste des risques agroenvironnementaux et présente un plan d'action détaillant les PGB requises pour atténuer ces risques. Le PEF finalisé est souvent une exigence pour obtenir une aide financière à coûts partagés du gouvernement fédéral et du gouvernement provincial afin de mettre en œuvre des pratiques de gestion bénéfiques (PGB) admissibles destinées à réduire les risques agroenvironnementaux.

Le concept de planification environnementale à la ferme est né en Ontario en 1993 et a tôt fait de gagner en popularité partout dans l'est du Canada. À la fin des années 1990, des programmes de PEF provinciaux ou équivalents étaient instaurés en Ontario, au Québec et au Canada atlantique, pour encourager les agriculteurs à élaborer leur propre plan et à promouvoir l'adoption de PGB. En avril 2003, dans la foulée de l'établissement du **Cadre stratégique pour l'agriculture (CSA)**, l'initiative nationale de PEF a défini un ensemble de principes et d'éléments de programmes uniformes à l'échelle nationale pour les programmes de PEF au Canada. Cette approche a contribué à la création d'un partenariat entre les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux, visant à concevoir et à implanter un programme de PEF dans toutes les provinces canadiennes et au Yukon avant le 1er avril 2005.

Les PEF sont réalisés à l'échelle provinciale par le biais d'ententes fédérales-provinciales de partage des coûts conclues dans le cadre de l'initiative **Cultivons l'avenir 2**. Le processus de planification environnementale à la ferme est adapté aux différentes provinces et peut donc varier. La planification environnementale à la ferme améliore la réputation du Canada et la valeur de sa production marchande à titre de fournisseur de produits agricoles salubres et de grande qualité, qui sont fabriqués de façon écologique. L'accroissement récent de la demande en produits agricoles durables par des acheteurs nationaux et internationaux pourrait influer sur la façon dont les PEF seront utilisés à l'avenir. Les PEF pourraient jouer un rôle accru dans la sensibilisation des producteurs agricoles et les aider à démontrer leur conformité aux exigences relatives à l'approvisionnement durable des acheteurs. Par exemple, depuis 2010, McCain Foods demande à ses producteurs et à ses fournisseurs de pommes de terre d'avoir un PEF.

Enjeu : pourquoi est-il important?

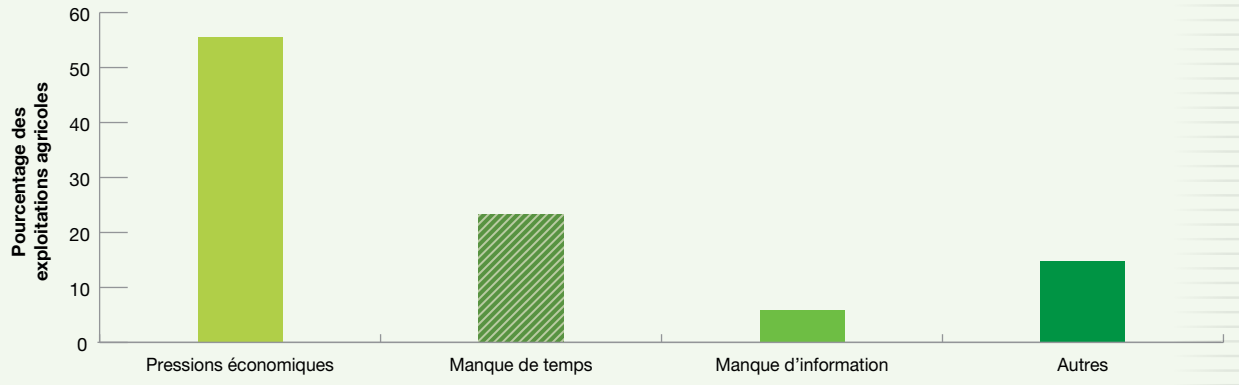
Les pratiques de gestion choisies par les producteurs canadiens ont une incidence directe sur la performance environnementale du secteur agricole. Le choix des pratiques de gestion est guidé par plusieurs facteurs, dont la rentabilité, les infrastructures et les pratiques antérieures. Il existe de nombreuses PGB pouvant aider les producteurs à maintenir ou à améliorer leur productivité, tout en atténuant ou en réduisant les risques pour l'environnement. Dans bien des cas, les PGB procurent des avantages environnementaux, comme la filtration de l'eau et la création d'habitats fauniques.

Les données recueillies par l'EGA, qui mettent l'accent sur les activités d'élevage et d'exploitation des cultures, permettent l'établissement de points de référence, le dégagement de tendances relatives à l'évolution des pratiques et l'élaboration de mises à jour pour un ensemble élargi d'**indicateurs agroenvironnementaux**. Ces indicateurs servent à jauger les pratiques de gestion environnementale partout au Canada; à cerner les domaines où les besoins sont les plus pressants pour des mesures de gestion environnementale; à générer de l'information pour concevoir des mesures efficaces et bien ciblées en matière de politiques et de programmes, mesures qui tiennent compte de l'évolution des pratiques de gestion des ressources dans les exploitations agricoles.

Points saillants : PEF – Éléments qui freinent la mise en œuvre de PGB

Alors que la majorité des producteurs ont pris des mesures pour adopter les PGB définies dans leur PEF, l'EGA décrit un certain nombre d'éléments importants qui nuisent à la pleine mise en œuvre de ces plans (voir la figure 5-1).

- La majorité des producteurs qui ont participé à l'enquête (54 %) ont indiqué que les pressions économiques étaient la principale raison de ne pas mettre pleinement en œuvre les PGB recommandées dans leur PEF.
- La deuxième raison la plus importante pour ne pas mettre en œuvre les PGB était le manque de temps (23 %).



Source : Agriculture et Agroalimentaire Canada. Tiré de l'Enquête sur la gestion agroenvironnementale de Statistique Canada de 2011.

Figure 5-1 : Principales raisons citées de ne pas adopter les PGB établies dans les plans d'action, 2011[2] (adapté de Statistique Canada, 2013)

2 Nota : La figure montre le pourcentage des exploitations agricoles possédant un PEF. Les producteurs pouvaient choisir plus d'une réponse.

Limites

Les pratiques de gestion des exploitations agricoles et leurs incidences potentielles sur l'environnement varient selon les régions, puisque la production agricole, les caractéristiques des sols et des paysages, les conditions météorologiques et d'autres facteurs ne sont pas uniformes dans l'ensemble du pays. Cela signifie que l'efficacité et l'acceptabilité d'une pratique de gestion peuvent varier d'une région à l'autre. Ces différences dans les caractéristiques biophysiques ne sont pas prises en compte dans les résultats présentés dans ce chapitre et par conséquent, en elles-mêmes, les conclusions sont insuffisantes pour évaluer la performance environnementale. Une évaluation plus exhaustive de la performance environnementale du secteur est fournie par les indicateurs agroenvironnementaux décrits dans le présent rapport.

Il convient de souligner que depuis la dernière enquête, des changements ont été apportés au questionnaire de façon à alléger la tâche imposée aux répondants, à clarifier des éléments et à améliorer la qualité des réponses. En conséquence, les comparaisons directes entre les résultats des enquêtes des différentes années ne peuvent être faites pour toutes les questions. De plus, certaines modifications ont été apportées pour améliorer les méthodes d'analyse entre les enquêtes. Cela signifie que certaines données des différentes années d'enquête ne peuvent être comparées directement. Soulignons les changements importants suivants : l'introduction d'une nouvelle section sur les cultures de plantes vivaces; l'ajout d'un classement des facteurs décisionnels pour l'épandage du fumier et des engrais et l'application des pesticides (au cours des enquêtes précédentes, les répondants pouvaient cocher autant de facteurs qu'ils le souhaitaient). Des modifications ont été apportées aux catégories d'incorporation du fumier dans le sol.

Finalement, en 2011, les producteurs n'avaient pas à présenter de données sur les distances de séparation autour des **terres humides**.

Résultats et interprétation

PLANIFICATION ENVIRONNEMENTALE À LA FERME

La sensibilisation aux questions agroenvironnementales et aux pratiques de gestion constitue la première étape en vue d'améliorer la performance environnementale. Le processus de planification environnementale à la ferme est devenu une source essentielle d'information et de sensibilisation pour les producteurs canadiens. Il les aide à se renseigner sur les questions agroenvironnementales, à appliquer ces connaissances pour cerner les risques potentiels pour l'environnement et ceux propres aux exploitations agricoles et à élaborer un plan d'action pour les atténuer. L'adoption de PGB peut contribuer à une meilleure performance agroenvironnementale et à la durabilité de l'agriculture. Selon les résultats de l'EGA de 2011, 35 % des exploitations agricoles au Canada possédaient un PEF officiel, ce qui compte pour 50 % de la superficie des terres agricoles et représente une augmentation de 7 % du nombre d'exploitations agricoles dotées d'un PEF officiel depuis 2006. En outre, 2 % des exploitations étaient en voie d'élaborer un plan environnementale à la ferme.

Les producteurs de l'ensemble du Canada ont participé activement à des programmes de planification environnementale à la ferme, comme le montre la figure 5-2, qui présente les pourcentages provinciaux des exploitations agricoles dotées d'un PEF. Le Québec compte une proportion considérablement plus élevée de producteurs participant à un programme de planification environnementale à la ferme que les autres provinces, surtout à cause de la législation provinciale qui cible les questions de gestion des éléments nutritifs et du fumier,

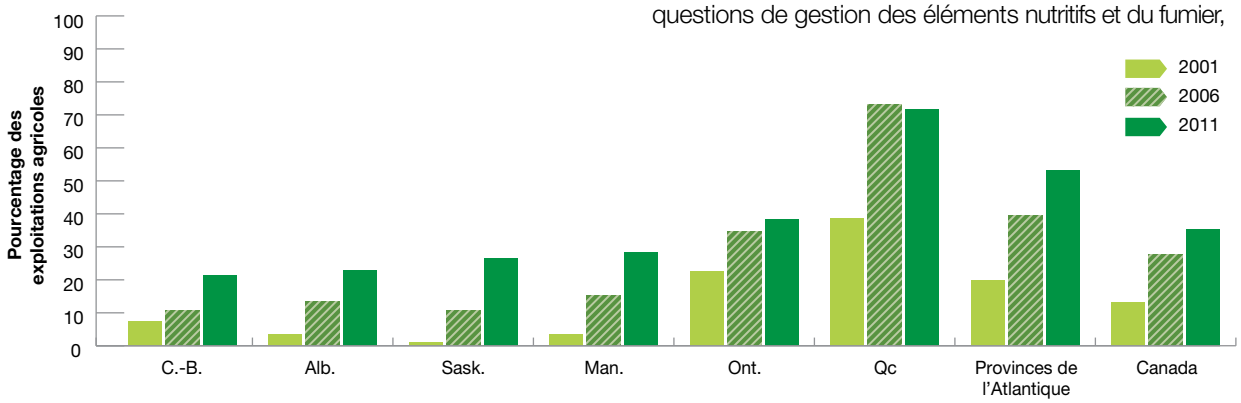


Figure 5-2 : Pourcentage des exploitations agricoles dotées d'un plan environnemental de la ferme, par province[3]

3 Les provinces de l'Atlantique comprennent le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard ainsi que Terre-Neuve-et-Labrador.

ainsi que des programmes de promotion de la mise en œuvre des PEF, qui existent depuis le début des années 1990[4]. La participation du Québec à la planification environnementale à la ferme semble avoir atteint un plateau, tandis que celle de toutes les autres provinces était à la hausse. En 2011, la participation à des programmes de planification environnementale à la ferme continuait d'être plus élevée dans les régions de l'est et du centre du Canada où ce type de planification existe depuis plus longtemps que dans l'ouest du Canada.

Les sections suivantes fournissent des détails sur les pratiques mises en œuvre dans les exploitations agricoles canadiennes en 2011 pour la gestion des éléments nutritifs, des pesticides, du sol et de l'eau. De plus, certaines tendances relatives aux PEF sont mises en valeur et présentées dans les encadrés tout au long de ce chapitre.

GESTION DES ÉLÉMENTS NUTRITIFS

L'**azote (N)**, le **phosphore (P)** et le potassium (K) sont des éléments nutritifs essentiels à la croissance des plantes. Les sols en santé contiennent ces éléments nutritifs, mais pas toujours en quantités suffisantes pour répondre aux besoins des cultures, de sorte qu'il est souvent nécessaire d'ajouter des suppléments sous forme de fumier ou d'engrais afin de maximiser la productivité et les revenus. Toutefois, le fait d'enrichir le sol en éléments nutritifs au-delà des besoins des cultures peut poser certains risques pour l'environnement. Une application excessive et le choix d'un moment inopportun pour épandre et incorporer les fumiers et les engrais ou une absorption réduite des éléments nutritifs en raison d'une sécheresse ou de dommages aux cultures, peuvent laisser dans le sol des éléments nutritifs excédentaires qui risquent de se perdre dans l'environnement. L'azote excédentaire peut se volatiliser dans l'air, contribuant aux émissions atmosphériques de **gaz à effet de erre (GES)** et à une piètre qualité de l'air, tandis que l'eau peut transporter l'azote et le phosphore jusqu'à des **eaux souterraines** ou des plans d'eau de surface, entraînant potentiellement la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques, ce qui peut contribuer à l'**eutrophisation**. Bien que les pertes d'éléments nutritifs soient inévitables, certaines PGB peuvent aider à gérer les éléments nutritifs et à réduire les risques de perte dans l'environnement. Ces pertes peuvent aussi représenter une perte économique pour les producteurs, car les éléments nutritifs ne sont pas disponibles pour répondre aux besoins des cultures.

L'analyse des éléments nutritifs dans le sol fournit de précieux renseignements qui peuvent aider les producteurs à répondre aux besoins nutritifs des cultures en tenant compte des éléments déjà présents dans le sol et des quantités qu'ils ajoutent sous forme de fumier et d'engrais commerciaux. Cela peut aider à maximiser la productivité et à tirer le meilleur parti possible des ressources, tout en diminuant les risques de pertes dans l'environnement. Plus les analyses de sol sont fréquentes, plus le producteur a d'occasions d'ajuster la quantité d'éléments nutritifs qu'il ajoute pour la croissance des cultures. La figure 5-3 montre que, dans l'ensemble, la fréquence de l'analyse des éléments nutritifs dans le sol est demeurée assez constante depuis 2006, bien que des améliorations considérables aient été apportées entre 2001 et 2006. Le nombre de producteurs qui n'analysent pas leur sol a diminué de presque la moitié depuis 2001 et représente 13 % des terres agricoles et 12 % de la superficie totale cultivée. C'est l'analyse annuelle du sol qui a le moins varié avec le temps, environ 20 % des producteurs effectuant des analyses chaque année, ce qui représentait 28 % de la superficie totale des **terres cultivées** au Canada en 2011. La fréquence la plus commune de l'analyse du sol est encore tous les deux ou trois ans : 37 % des producteurs ont fait des analyses à cette fréquence, ce qui représentait environ 34 % de la superficie totale des terres cultivées en 2011.

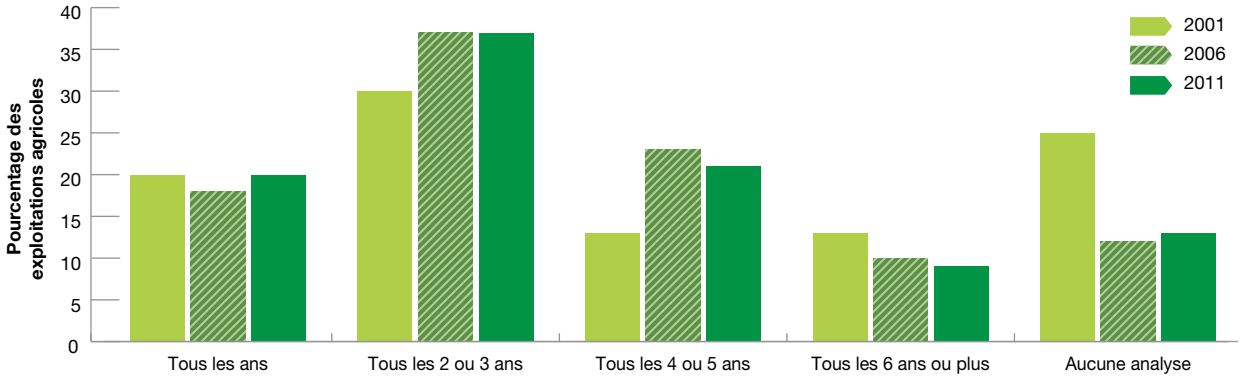


Figure 5-3 : Fréquence des analyses des éléments nutritifs dans le sol par les producteurs canadiens

4 Les valeurs pour le Québec sont peut-être surestimées; elles comprennent les exploitations agricoles dotées d'un plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF).

FUMIER

L'entreposage et l'épandage du fumier figurent parmi les plus importants défis environnementaux des éleveurs. L'épandage de fumier est une autre source d'éléments nutritifs pour les cultures et une façon d'utiliser ce dérivé inévitable des animaux d'élevage. Des pratiques sous-optimales d'entreposage et d'épandage de fumier peuvent toutefois aggraver les risques pour l'environnement.

Le fumier peut être solide, liquide (lisier) ou semi-solide, selon le type d'animaux élevés et la façon dont le fumier est géré avant d'être entreposé. En général, les producteurs de bovins et de volaille entreposent du fumier solide, tandis que les producteurs de porcs et de bovins laitiers entreposent du lisier et du fumier semi-solide. Les différents types de fumier nécessitent des méthodes d'entreposage distinctes, et chacune présente ses propres défis. Un des principaux objectifs de l'entreposage du fumier est de conserver le plus d'éléments nutritifs pour l'épandage subséquent sur les cultures. Durant l'entreposage, les éléments nutritifs peuvent se perdre par **volatilisation**, par **ruissellement** (écoulement à partir des tas de fumier solide exposés) et par **lessivage** dans le sol sous l'installation d'entreposage de fumier. Le meilleur système d'entreposage du fumier solide comprend une plateforme imperméable couverte et dotée d'un dispositif de rétention des écoulements. La meilleure façon d'entreposer le lisier et le fumier semi-solide est dans un réservoir ou un puits couvert et étanche, souterrain ou hors-sol.

Points saillants : PEF –Tendances relatives à l'adoption de PGB

Les producteurs se préoccupent de plus en plus des effets de leurs pratiques agricoles sur l'environnement (figure 5-4) :

- Les producteurs qui ont élaboré un plan environnemental de la ferme (PEF) en 2011 étaient plus susceptibles d'avoir adopté diverses PGB.
- L'une des PGB recommandées pour les producteurs qui procèdent tant à l'épandage du fumier que d'engrais est de modifier la dose d'engrais en se fondant sur le contenu en éléments nutritifs du fumier qu'ils épandent, évitant ainsi la fertilisation excessive. L'EGA 2011 indique que les producteurs qui possédaient un PEF avaient environ 20 % plus de chances d'adopter cette pratique.
- Les producteurs dotés d'un PEF avaient aussi davantage tendance à créer des **tampons riverains** pour protéger les plans d'eau, à utiliser la technologie GPS ainsi que d'autres techniques d'**agriculture de précision** et à analyser le contenu en éléments nutritifs de leur fumier solide avant de l'épandre et de l'appliquer sur le sol.
- Même si de nombreux facteurs (p. ex. économies de coûts, efficacité accrue et réglementation) peuvent influer sur l'adoption de pratiques bénéfiques à l'environnement, il existe une tendance claire de l'adoption accrue de PGB, avec ou sans PEF officiel.

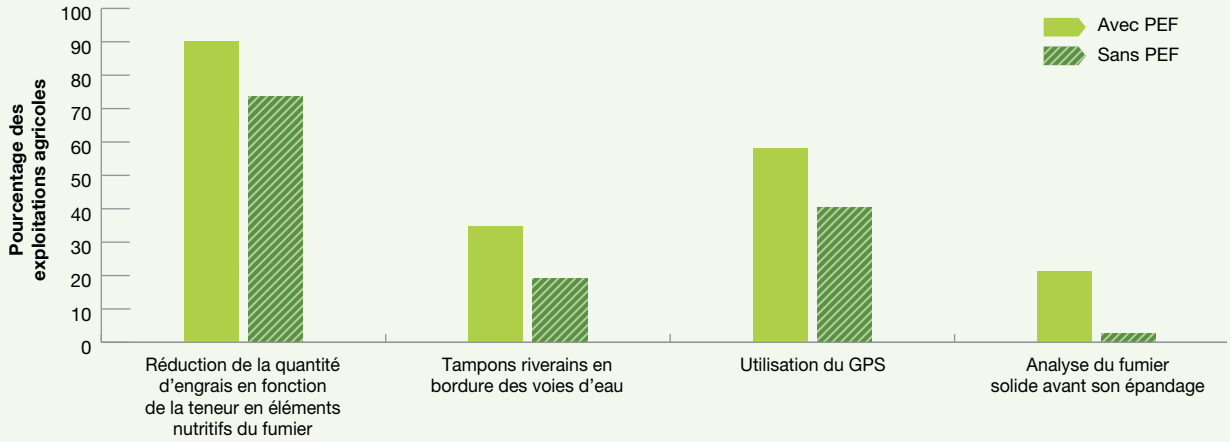


Figure 5-4 : Pourcentage des exploitations agricoles qui mettent en œuvre des pratiques de gestion bénéfiques, 2011

L'EGA de 2011 reconnaissait l'existence de trois lieux d'entreposage fréquents pour le fumier solide. Dans une exploitation agricole donnée, plus d'un lieu peut être utilisé. Le fumier est généralement entassé près des bâtiments d'élevage. On trouve aussi des litières profondes dans les étables ou les enclos. Le risque environnemental provenant de l'entreposage du fumier solide dépend davantage de la manière dont il est géré que de l'endroit où il est entreposé. Le facteur déterminant pour réduire la perte d'éléments nutritifs est l'utilisation de systèmes d'entreposage dotés de couvertures, de plateformes imperméables et/ou de dispositifs de rétention des écoulements.

En 2011, des plateformes imperméables étaient utilisées par 59 % des producteurs qui accumulaient le fumier dans les étables et par 35 % qui l'entassaient près des bâtiments d'élevage, mais seulement 17 % de ceux qui l'entassaient dans des enclos ou des sites d'alimentation à l'extérieur utilisaient de telles plateformes. Il y a donc matière à amélioration.

Le lisier ou le fumier semi-solide est souvent entreposé dans des bassins de terre, des fosses et des réservoirs à ciel ouvert ou sous le plancher à lattes d'une étable. Chacun de ces systèmes d'entreposage comporte des limites avec lesquelles il faut composer pour assurer la durabilité de l'environnement. Les bassins de terre offrent une grande capacité d'entreposage, mais ils doivent être aménagés de façon à prévenir les fuites et sont difficiles à couvrir en raison de leur grande superficie. Les réservoirs et les fosses sont plus faciles à couvrir, mais leur construction coûte cher et leur capacité d'entreposage est limitée. La figure 5-5 illustre la fréquence d'utilisation de différents types d'entreposage de lisier ou de fumier semi-solide par différents types d'éleveurs.

Les résultats de l'EGA 2011 indiquent que seulement 26 % des installations d'entreposage du lisier et du fumier semi-solide étaient couvertes. Bien que cette valeur soit légèrement plus élevée que celle de 22 % de l'enquête de 2001, le faible pourcentage suggère qu'il pourrait y avoir des obstacles supplémentaires à l'adoption de ce type de pratique, et que d'autres efforts doivent être déployés pour améliorer les taux d'adoption.

La dose, la méthode et le moment de l'épandage et de l'incorporation du fumier peuvent influer sur la quantité totale d'éléments nutritifs perdus par ruissellement ou par volatilisation. Les producteurs doivent considérer plusieurs facteurs pour déterminer la quantité de fumier à épandre sur leurs cultures. Les cinq principaux facteurs décisionnels mentionnés dans l'EGA 2011 sont indiqués aux tableaux 5-1 et 5-2.

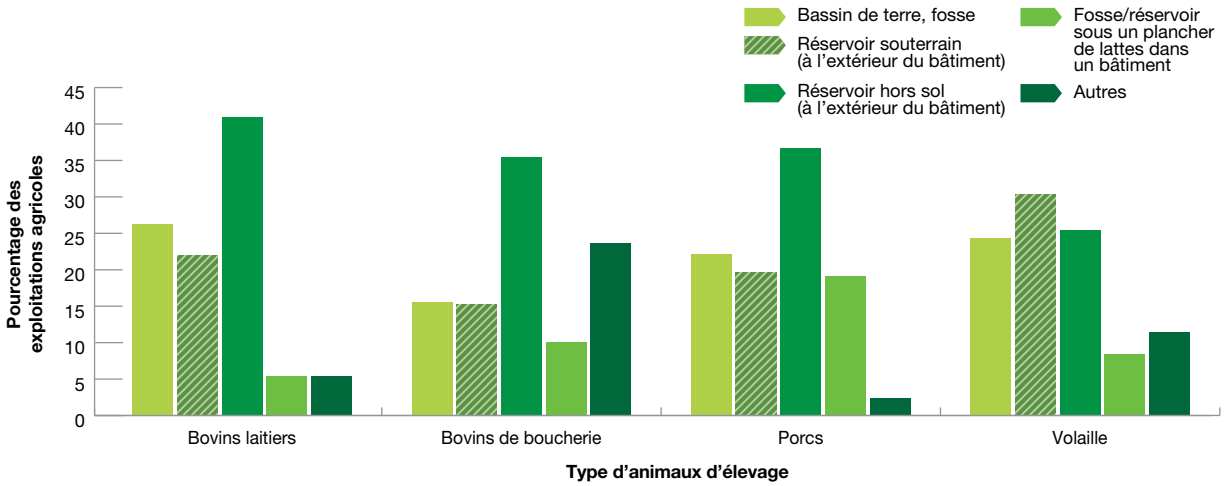


Figure 5-5 : Pourcentage des exploitations agricoles selon les divers types d'entreposage du lisier ou du fumier semi-solide par type d'animaux d'élevage

Tableau 5-1 : Les cinq facteurs les plus utilisés pour déterminer la quantité de fumier solide à épandre[5]

Facteur décisionnel	Cote globale
Quantité d'engrais utilisée dans le passé ou selon l'expérience	2,14
Besoins en éléments nutritifs de la culture ou éléments nutritifs provenant de la culture précédente	1,83
Superficie pouvant recevoir du fumier	1,71
Humidité du sol, température ou autres conditions de croissance	1,67
Teneur en éléments nutritifs du fumier	1,50

Tableau 5-2 : Les cinq facteurs les plus utilisés pour déterminer la quantité de lisier à épandre[5]

Facteur décisionnel	Cote globale
Besoins en éléments nutritifs de la culture ou éléments nutritifs provenant de la culture précédente	2,48
Analyse du sol ou analyse des plantes	2,37
Quantité d'engrais utilisée dans le passé ou selon l'expérience	2,36
Sources d'information externes (conseiller en agriculture, fournisseur d'engrais, recommandations provinciales, voisins, etc.)	2,23
Humidité du sol, température ou autres conditions de croissance	2,22

Dans le cas du lisier, les facteurs décisionnels ayant reçu les cotes les plus élevées par les producteurs relativement au lisier et au fumier semi-solide étaient les besoins en éléments nutritifs de la culture, suivis de l'analyse du sol ou de l'analyse des plantes. Il convient de souligner que l'utilisation historique (pratiques utilisées dans le passé) se classait au troisième rang. Ces résultats indiquent que les producteurs considèrent soigneusement les facteurs pouvant les aider à bien gérer les apports en éléments nutritifs.

Une comparaison rapide entre le tableau 5-1 et le tableau 5-2 révèle que les cotes globales sont systématiquement plus élevées pour le lisier. Cela laisse supposer que la gestion du lisier reçoit davantage d'attention que celle du fumier solide, ce qui pourrait s'expliquer par les facteurs uivants : capacité limitée d'entreposage du lisier, exigences réglementaires, teneur plus uniforme du lisier en éléments nutritifs et facilité d'épandage par rapport au fumier solide.

La méthode d'épandage du fumier a aussi une incidence sur le risque de pertes d'éléments nutritifs dans l'environnement. La meilleure façon d'épandre du fumier solide consiste à l'étendre et à l'incorporer immédiatement dans le sol, si possible, comme dans un champ exploité selon un régime de cultures annuelles ou durant l'année d'établissement de cultures vivaces comme des graminées ou la luzerne. Alors que les **plantes fourragères vivaces** constituent les cultures privilégiées pour l'utilisation et le stockage des éléments nutritifs provenant du fumier, les possibilités d'incorporation sont limitées dans les cultures établies, lesquelles nécessitent un équipement spécialisé comme des injecteurs ou des aérateurs à faible perturbation pour incorporer le fumier sous la surface du sol.

Dans le cas du lisier ou du fumier semi-solide, la meilleure pratique consiste à injecter le fumier directement dans le sol. Cela est souvent faisable, même dans les cultures établies de plantes fourragères vivaces, en utilisant un équipement d'injection à ouvertures étroites. D'autres méthodes d'épandage du lisier peuvent aussi être acceptables, comme l'utilisation d'une barre d'aspersion à faible hauteur (sous le couvert des cultures) ou l'**application à la volée** avec incorporation immédiate dans le sol. Ces pratiques de gestion réduisent le risque de ruissellement et de pertes d'éléments nutritifs dans l'atmosphère, diminuent les odeurs et favorisent l'absorption des éléments nutritifs en les rapprochant le plus possible des cultures. Dans le cas du fumier solide ou du lisier, la pratique la moins bénéfique consiste à épandre le fumier et à le laisser à la surface du sol, exposant ainsi les éléments nutritifs à l'air, entraînant d'importantes pertes d'éléments nutritifs, contribuant à répandre des odeurs et augmentant le risque de ruissellement jusqu'aux **voies d'eau**. Il est difficile de se prononcer de façon définitive sur le recours à l'incorporation du fumier, car dans le cas de l'épandage sans incorporation, l'EGA 2011 ne posait aucune question visant à préciser si cette pratique était utilisée sur les cultures annuelles ou les plantes fourragères vivaces.

5 On a demandé aux producteurs d'accorder une cote à l'importance de chaque facteur en utilisant « élevée », « moyenne » ou « faible ». Le calcul de la cote globale a été fait de façon à pouvoir attribuer une valeur unique pondérée à chaque facteur décisionnel selon le pourcentage des réponses pour chaque cote prioritaire. À cette fin, on a attribué des valeurs numériques aux cotes prioritaires de la façon suivante : élevée = 3; moyenne = 2; faible = 1; aucune = 0.

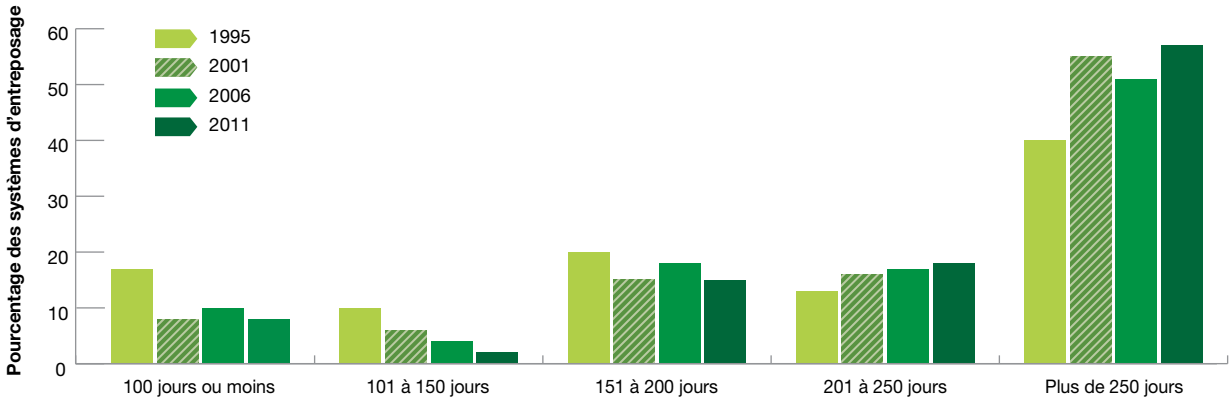


Figure 5–6: Évolution de la capacité d'entreposage du lisier depuis 1995[6]

Le moment de l'épandage est également un facteur très important. Plus il s'écoule de temps entre l'épandage du fumier et son incorporation, plus s'accroît le risque de pertes d'éléments nutritifs par volatilisation ou ruissellement causé par les précipitations. Plus précisément, les pertes par volatilisation sont habituellement plus importantes au cours de la première journée suivant l'épandage. Comme l'incorporation du fumier dans le sol aide aussi à réduire les odeurs, l'incorporation immédiate ou le même jour est ce qu'il y a de mieux. En 2011, l'incorporation du fumier la journée même a été faite par 29 % des producteurs et celle du lisier, par 34 % des producteurs. Cette même année, l'incorporation du fumier solide (41 % des producteurs) et celle du lisier (45 % des producteurs) a été réalisée dans les deux jours suivant l'épandage. Ces statistiques montrent qu'une bonne proportion d'agriculteurs tient compte du moment de l'incorporation du fumier. Mais on peut faire mieux dans le cas du fumier solide, puisqu'en 2011, 32 % des producteurs ont retardé l'incorporation de plus de cinq jours, comparativement à seulement 6 % pour le lisier[7].

Le moment de l'année ou le stade de croissance de la culture au cours duquel le fumier est épandu influe sur la perte d'éléments nutritifs et finit par avoir un effet sur la performance environnementale, car la capacité des cultures à absorber les éléments nutritifs varie tout au long de la saison de croissance. Idéalement, les éléments nutritifs sont ajoutés au sol de manière à ce qu'ils soient disponibles lorsque les cultures en ont le plus besoin et lorsque leur capacité d'absorption est à son plus haut niveau. L'épandage de fumier en hiver est une pratique peu souhaitable habituellement liée à une capacité d'entreposage insuffisante. Elle présente un risque élevé de pertes des éléments nutritifs par ruissellement et peut contaminer l'eau. De nombreuses provinces ont imposé une réglementation pour dissuader les producteurs d'épandre du fumier en hiver, et seul un faible pourcentage de producteurs a eu recours à cette pratique.

À mesure que la capacité d'entreposage augmente pour répondre à une production accrue de fumier, le producteur peut mieux choisir le moment d'épandre ce dernier. L'augmentation de la capacité d'entreposage du fumier en réponse à une production accrue représente donc une pratique bénéfique. La capacité d'entreposage du lisier est à la hausse depuis 1995 (figure 5-6).

ENGRAIS

Les engrais minéraux constituent la principale source d'éléments nutritifs des fermes canadiennes. En 2011, 69 % des cultivateurs ont appliqué des engrais minéraux, ce qui correspond à 84 % de la superficie cultivée au Canada. Les engrais représentant un investissement économique considérable pour les producteurs[8], et ceux-ci doivent les utiliser de la manière la plus efficace possible pour maximiser le rendement du capital investi. De bonnes pratiques de gestion des éléments nutritifs assurent un épandage efficace des engrais, favorisant ainsi la production de cultures de haute qualité et optimisant les rendements avec une perte minimale d'éléments nutritifs dans l'environnement. Comme ceux provenant du fumier, les excès d'éléments nutritifs issus des engrais peuvent

6 Les résultats de 2006 s'appliquent tant au au lisier qu'au fumier semi-solide; les résultats de 1995 et 2001 s'appliquent uniquement au lisier.

7 En raison des modifications apportées aux questions de l'Enquête, il est impossible de comparer directement les résultats des enquêtes précédentes à l'évolution des tendances au fil du temps.

8 Au cours de la période de 2003 à 2013, les engrais et la chaux étaient au deuxième rang des dépenses opérationnelles, précédées par les coûts des aliments commerciaux du bétail (AAC, 2015). Ensemble, les coûts associés aux engrais et à la chaux totalisaient 3,6 milliards de $ en 2010, soit 8,4 % des dépenses d'exploitation totales de l'année (Statistique Canada, 2014).

être soustraits des terres agricoles par lessivage, par ruissellement ou par volatilisation, contribuant ainsi à la contamination des eaux souterraines et de surface (voir le chapitre 11 « Azote » et le chapitre 12 « Phosphore ») ainsi qu'aux émissions d'**ammoniac** (un précurseur des **particules** en suspension dans l'air) (voir le chapitre 16 « Ammoniac » et le chapitre 17 « Particules ») et d'**oxyde nitreux** (un gaz à effet de serre) voir le chapitre 15 « Gaz à effet de serre d'origine agricole »).

Comme c'est le cas pour le fumier, la méthode d'épandage des engrais influe sur le risque de perte d'éléments nutritifs. Les résultats de l'EGA 2011 montrent que les méthodes d'épandage d'engrais n'ont pas beaucoup changé depuis 2001. L'application au moment de l'ensemencement demeure la pratique la plus répandue (figure 5-7). L'application par injection souterraine avec les semences (p. ex., appliquer des engrais granulaires à l'aide de semoirs pneumatiques) ou en bandes latérales séparées au moment de l'ensemencement diminue le risque de ruissellement et de volatilisation ainsi que le nombre de passages de l'équipement dans les champs.

De telles pratiques aident aussi à réduire les émissions de GES (moins de carburant est utilisé) et permettent aux producteurs de faire un emploi plus efficace de leur temps.

De plus, les applications supplémentaires après les semis – habituellement des engrais liquides destinés aux cultures plus exigeantes en éléments nutritifs et plus rentables – ont augmenté depuis 2001. Cette pratique est utilisée surtout dans le centre et l'est du Canada, où l'on cultive des plantes exigeantes en éléments nutritifs comme le maïs et la pomme de terre. Même si l'application supplémentaire après les semis nécessite une autre opération au champ, cette approche est bénéfique si elle permet de mieux harmoniser les apports d'éléments nutritifs avec les besoins nutritifs des cultures d'après les conditions de croissance en début de saison et les prévisions de croissance, ainsi que les prévisions météorologiques les plus à jour. En 2011, il y a eu une baisse de l'épandage d'engrais à la volée, et la plupart des producteurs qui avaient continué à utiliser cette méthode ont indiqué qu'ils incorporaient ensuite les engrais au sol (68 %). Ces deux résultats représentent des tendances positives.

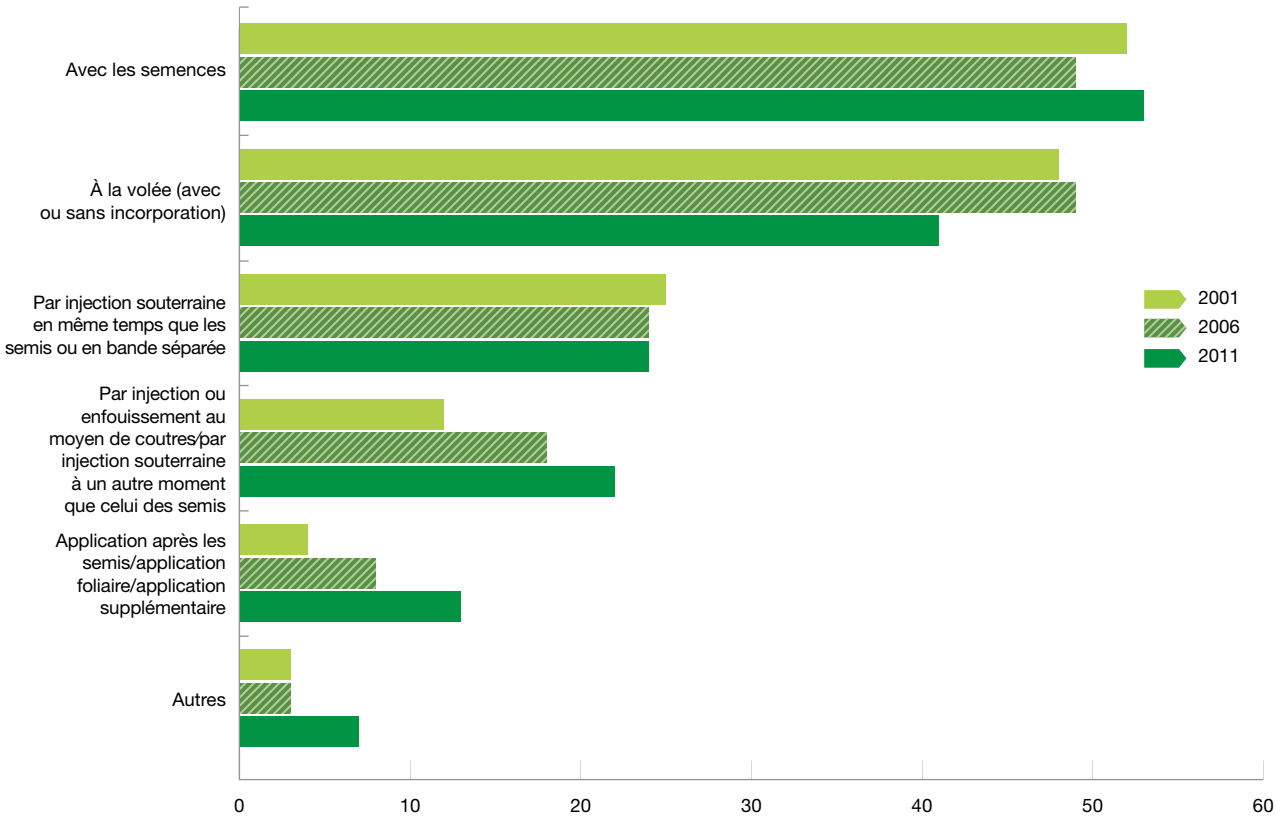


Figure 5-7 : Méthodes d'épandage des engrais dans les exploitations agricoles canadiennes en 2001, 2006 and 2011[9]

9 L'addition des pourcentages peut atteindre plus de 100 % puisque les répondants pouvaient « cocher plus d'une réponse ».

Figure 5-3 : Les cinq facteurs les plus utilisés pour déterminer la quantité d'engrais à épandre

Facteur décisionnel	Cote globale
Quantité d'engrais utilisée dans le passé ou fondée sur l'expérience	2,41
Besoins en éléments nutritifs de la culture ou éléments nutritifs provenant de la culture précédente	2,34
Coût des engrais ou prix des cultures	2,19
Analyse du sol ou analyse des plantes	2,09
Humidité du sol, température ou autres conditions de croissance	2,04

La plupart des producteurs ont recours à plus d'une méthode d'épandage des engrais pour différentes raisons. Par exemple, pour ne pas endommager les semis (brûlure), seule une quantité limitée d'azote peut être appliquée de façon sécuritaire avec la semence au moment de l'ensemencement. La méthode privilégiée pourrait être l'application avec les semences sur la majorité des terres cultivées, et sur les terres trop humides pour supporter de l'équipement lourd au moment de l'ensemencement, on pourrait appliquer les engrais à la volée à un autre moment.

Les producteurs prennent beaucoup d'autres facteurs en compte dans la détermination de la quantité d'engrais à appliquer. Le facteur décisionnel le plus prisé est la quantité d'engrais utilisée par le passé. Cette approche n'est peut-être pas idéale, à moins que l'état du sol et les besoins des cultures aient été pris en considération dans le passé. Les autres facteurs décisionnels courants (voir tableau 5-3) contribuent tant à l'utilisation maximale des éléments nutritifs par les cultures qu'à la diminution des pertes d'éléments nutritifs dans le cadre d'une saine gestion économique.

En règle générale, les agriculteurs qui épandent du fumier, qui peut être une source riche en éléments nutritifs, ont habituellement besoin de moins d'engrais que les autres. Ceux qui ne réduisent pas la quantité d'engrais appliquée pour tenir compte du fumier épandu risquent d'augmenter la perte d'éléments nutritifs dans l'environnement et de faire face à des coûts plus élevés. En 2011, 84 % des producteurs ont réduit la quantité d'engrais qu'ils ont appliquée en fonction des éléments nutritifs ajoutés au sol par le fumier. Malgré une baisse de seulement 5 % par rapport à 2006, cela représente une amélioration considérable par rapport à 2001 (43 %).

PESTICIDES

L'agriculture est vulnérable aux ravageurs qui se nourrissent de plantes cultivées ou qui font concurrence aux cultures pour les mêmes ressources. Il existe trois principaux types de ravageurs : les insectes, les mauvaises herbes et les champignons. Pour protéger leur investissement et maintenir le rendement de leurs cultures, les producteurs peuvent choisir d'appliquer des pesticides qui englobent les insecticides, les herbicides et les fongicides. Le chapitre 14, consacré aux pesticides, présente d'autres renseignements sur leur utilisation au Canada.

Les pesticides ont évolué au cours des dernières années et sont aujourd'hui moins toxiques pour les organismes non ciblés. Ces produits continuent toutefois de poser des risques pour l'environnement. Appliqués sous certaines conditions, les pesticides peuvent dériver vers des zones non ciblées, être moins efficaces dans les zones ciblées et nuire à la qualité de l'air. Ils peuvent également être transportés vers les plans d'eau ou dans le sol, et avoir des répercussions sur les organismes non ciblés et même, dans certains cas, sur les organismes utiles. En plus de présenter des risques pour l'environnement, la dérive des pesticides ou leur transport loin des organismes ciblés représentent une perte financière pour les agriculteurs de même qu'une diminution de l'efficacité opérationnelle.

En 2011, 71 % des producteurs ont indiqué qu'ils utilisaient des pesticides dans le cadre de leurs activités, ce qui représente une baisse de 5 % par rapport à 2006. Toujours en 2011, 69 % des cultivateurs appliquaient des herbicides (aussi un recul de 5 % par rapport à 2006) sur une superficie correspondant à 71 % de toutes les terres cultivées au Canada, environ le même pourcentage qu'en 2006[10]. Des insecticides étaient appliqués par 15 % des producteurs (semblable à la proportion en 2006), ce qui représente 9 % de la superficie totale cultivée. Vingt-trois pour cent (23 %) des agriculteurs utilisaient des fongicides, une hausse de 16 % par rapport à 2006, ce qui représente 21 % de la superficie totale cultivée au Canada, une augmentation de 14 % depuis 2006. Le chapitre 14 sur les pesticides signale que l'utilisation des fongicides dans les Prairies a presque doublé entre 2006 et 2011, situation attribuable aux précipitations plus élevées que la normale en 2010, et au virage vers une diminution du travail du sol, deux facteurs qui augmentent le risque de maladies fongiques comme la fusariose.

10 Ces statistiques rendent compte du nombre d'exploitants appliquant des pesticides et non du volume de pesticides appliqué, qui est en augmentation. Pour obtenir plus d'information sur les tendances relatives à l'utilisation des pesticides, voir le chapitre 14 « Pesticides ».

Les tendances relatives à l'utilisation des pesticides peuvent varier considérablement d'une région à l'autre, compte tenu de la nature diversifiée du secteur. Comme il en est question au chapitre 14 sur les pesticides, l'utilisation accrue de ces produits a vraisemblablement des liens avec l'utilisation accrue de méthodes de travail réduit du sol dans les Prairies, puisque ces méthodes sont plus susceptibles d'entraîner des problèmes de mauvaises herbes, d'insectes ravageurs et de maladies fongiques. La perspective de revenus accrus associés aux prix plus élevés pour les produits en 2011 pourrait aussi avoir incité les producteurs à accroître leur utilisation de pesticides pour augmenter le rendement de leurs cultures et atteindre les objectifs de qualité.

Les producteurs tiennent compte de nombreux facteurs pour décider s'il y a lieu d'appliquer des pesticides et déterminer le moment propice à leur application. Dans l'idéal, les pesticides ne sont utilisés qu'en cas de besoin, par exemple à l'approche du seuil de dommages économiques. Les facteurs décisionnels les plus fréquemment cités dans la détermination du moment d'application en 2011 étaient l'état de la culture ou le stade de croissance; les conditions météorologiques; l'expérience du producteur; le profil historique ou la régularité des applications. Il est bon de fonder ces décisions sur l'état des cultures et les conditions météorologiques; cependant le producteur qui se fie à son expérience passée ou qui prévoit des applications régulières risque d'obtenir des résultats sous-optimaux, car ses décisions ne sont pas liées à l'observation de la culture. Une autre pratique bénéfique est décrite comme « la détection des organismes nuisibles, le dépistage au champ ou les données régionales sur les organismes nuisibles » dans l'EGA et se classait au quatrième rang des facteurs de décision.

Un spécialiste agréé en application de pesticides connaît les méthodes optimales d'application, le moment propice, l'équipement approprié et les risques pour l'environnement dus aux pesticides. Certaines provinces exigent que tous les pesticides soient appliqués par un spécialiste agréé. En 2011, 53 % des producteurs faisaient appel à un spécialiste agréé en application de pesticides dans tous les cas et 9 %, dans certains cas. Cette proportion est demeurée à peu près la même au cours des deux dernières enquêtes.

Il est aussi important d'étalonner le pulvérisateur pour que les pesticides soient appliqués aux doses prescrites. L'idéal est d'étalonner les pulvérisateurs tout au long de la saison de croissance — par exemple, avant d'appliquer un type de pesticide différent. La figure 5-8 montre que, malgré une légère baisse depuis 2006, la majorité des producteurs étalonnent leur appareil au début de chaque saison de croissance et que 21 % de nouveau entre les différentes applications, une faible baisse par rapport à 2006.

Les diminutions mentionnées plus haut s'expliquent en partie par le fait que d'autres options d'étalonnage pouvaient être choisies dans l'enquête de 2011. Selon ces nouvelles options, 21 % des producteurs procèdent à l'étalonnage avant chaque utilisation et 22 % ont recours à un spécialiste agréé en application de pesticides. L'étalonnage avant chaque utilisation, l'étalonnage entre les divers types de pesticides appliqués et le recours à des entrepreneurs à forfait assurent une utilisation plus efficace des pesticides, ce qui réduit le risque de pertes dans l'environnement. Toutefois, en raison des changements apportés à la liste des options dans le questionnaire, il est difficile de cerner la tendance depuis 2006.

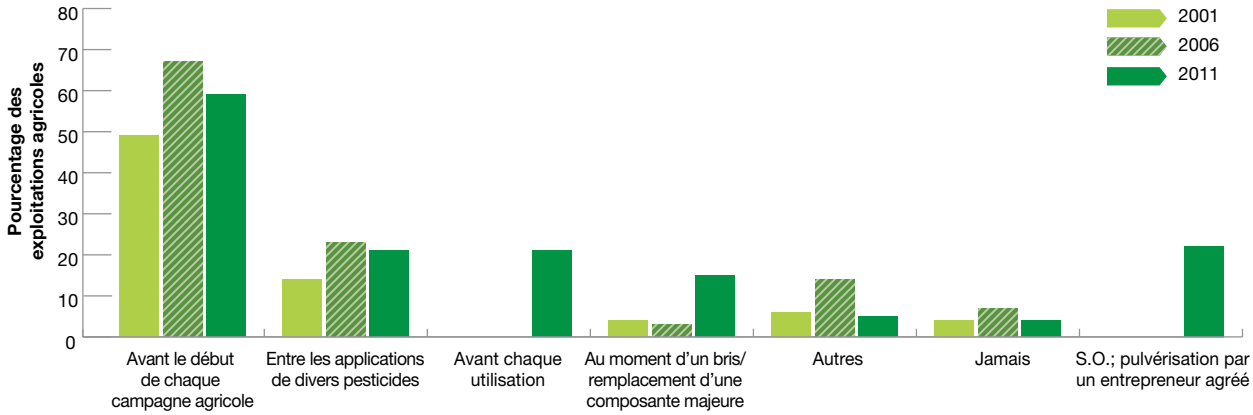


Figure 5-8 : Évolution de la fréquence de l'étalonnage des pulvérisateurs de pesticides depuis 2001[11]

11 La somme des pourcentages de 2006 pourrait dépasser 100 % puisque les répondants pouvaient « cocher plus d'une réponse ».

Tableau 5-4 : Solutions les plus fréquemment employées en 2011 pour lutter contre les ravageurs et réduire l'utilisation de pesticides

Méthode	Pourcentage des exploitations agricoles
Rotation des cultures pour perturber le cycle des ravageurs	59
Utilisation d'instruments de travail du sol	38
Utilisation de variétés de cultures résistantes aux pesticides	33
Utilisation d'attractifs/de pièges	32
Fauchage (pour lutter contre les mauvaises herbes vivaces)	28

Afin de réduire l'utilisation des pesticides, de nombreux producteurs ont recours à la **lutte intégrée**, processus décisionnel qui s'appuie sur de multiples pratiques pour réprimer les ravageurs de façon efficace, économique et respectueuse de l'environnement (voir l'encadré « Lutte intégrée » au chapitre 14 sur les pesticides). En 2011, 59 % des producteurs pratiquaient la rotation des cultures pour lutter contre les ravageurs; les autres méthodes les plus populaires étaient le travail du sol, au deuxième rang, et l'utilisation de variétés résistantes aux pesticides, au troisième rang (tableau 5-4). Ces résultats sont encourageants, car ils donnent à penser que les producteurs s'efforcent de réduire leur utilisation de pesticides. Toutefois, il convient de souligner que le recours à des variétés de cultures résistantes aux pesticides ne contribue pas nécessairement à diminuer l'utilisation de pesticides. Elle peut accroître l'efficacité divers de pesticides dans la lutte contre les ravageurs et éviter qu'ils endommagent la culture.

GESTION DES TERRES ET DE L'EAU

Des sols en santé et de l'eau propre sont essentiels aux cultures, aux animaux d'élevage et aux habitats fauniques. Les producteurs canadiens gèrent non seulement les apports agricoles tels que le fumier, les engrais et les pesticides, mais aussi leurs ressources terrestres et hydriques dans une perspective de durabilité afin de soutenir la productivité de leur exploitation.

Les pratiques de gestion durable du sol et de l'eau ont notamment pour avantages de réduire l'érosion et donc la perte de sols productifs, et de protéger les eaux. Selon les résultats de l'EGA 2011, les producteurs adoptent moins de PGB destinées à réduire l'érosion qu'en 2006. Par exemple, 25 % des producteurs cultivaient des plantes fourragères vivaces en permanence sur les terres érodables, comparativement à 34 % en 2006. Seulement 15 % des producteurs utilisaient des couvre-sol ou des cultures-abris, comparativement à 23 % en 2006, et seulement 9 % prévoyaient des **couvre-sol d'hiver** ou des engrais verts après la récolte, comparativement à 11 % en 2006. Toutefois, la baisse dans l'utilisation de ces pratiques n'est peut-être pas préoccupante. Au cours de la même période, le **travail réduit du sol** et la culture **sans travail du sol** ont augmenté. Ces pratiques ne sont peut-être pas applicables ou compatibles avec certaines des pratiques de gestion du sol mentionnées plus haut. Par conséquent, malgré la réduction de certaines PGB contribuant à réduire l'érosion du sol, le risque d'érosion du sol a en fait diminué. Pour obtenir plus d'information sur l'érosion du sol, veuillez consulter le chapitre 8 « Érosion du sol ».

ACCÈS DES ANIMAUX D'ÉLEVAGE À L'EAU

La plupart des exploitations agricoles canadiennes disposent d'eaux de surface quelconques - comme les terres humides, les ruisseaux, les mares-réservoirs ou les étangs permanents ou saisonniers - pendant au moins une

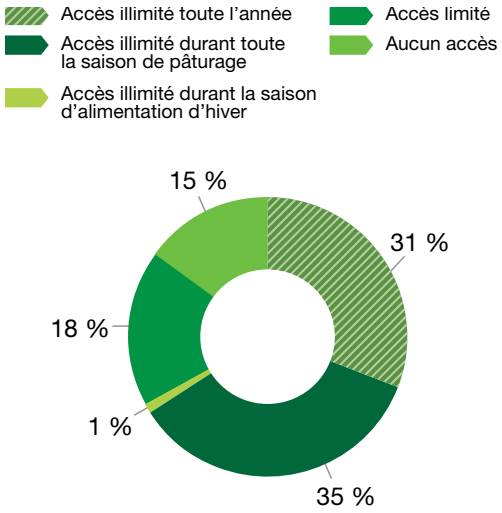


Figure 5-9 : Pourcentage des producteurs de bovins de boucherie et de bovins laitiers qui permettaient l'accès aux eaux de surface en 2011[12]

partie de l'année. La qualité de ces eaux de surface peut être compromise par les activités agricoles qui provoquent l'érosion du sol, le ruissellement des éléments nutritifs et des pesticides ou la contamination par le bétail. L'accès direct des animaux en pâturage aux eaux de surface peut éroder les rives des cours d'eau et en réduire la stabilité, et peut contaminer les eaux de surface par des sédiments, des éléments nutritifs et des **agents pathogènes** provenant du fumier. En limitant l'accès du bétail aux eaux de surface, les producteurs aident à prévenir la dégradation des berges et à protéger la qualité de l'eau. Dans bien des cas, ils peuvent arriver à cette fin en limitant simplement l'accès au plan d'eau (particulièrement en combinaison avec des stratégies appropriées de rotation des pâturages) mais, dans certaines régions sensibles, il peut être nécessaire ou souhaitable d'en éliminer carrément l'accès. Selon les résultats de l'enquête EGA de 2011, seulement 15 % des producteurs de bovins de boucherie et de bovins laitiers qui avaient des terres de pâturage adjacentes à des plans d'eaux de surface bloquaient l'accès à ces eaux; 18 % en limitaient l'accès et 35 % en permettaient l'accès illimité durant la saison de pâturage (figure 5-9). Ces résultats sont semblables à ceux signalés au cours de la dernière enquête; toutefois, on observe une réduction positive du nombre de répondants permettant l'accès illimité durant toute la saison de pâturage (47 % en 2006). L'accès aux eaux de surface demeure un enjeu clé où les producteurs peuvent améliorer sensiblement leur performance environnementale.

PRATIQUES DE GESTION DES ZONES RIVERAINES

Les pratiques de gestion comme le maintien d'une distance de séparation entre des cultures et des eaux de surface, la stabilisation des rives et la création de zones tampons riveraines avec des plantes vivaces peuvent réduire le risque de contamination de l'eau et améliorer la **biodiversité** et l'habitat faunique. Comme le montre le tableau 5-5, 54 % des producteurs maintiennent des zones tampons autour de toutes les terres cultivées adjacentes à des voies d'eau et 11 % des producteurs protègent certaines de leurs voies d'eau (pour un total de 65 %). Les voies d'eau sont les zones riveraines les plus fréquemment protégées, suivies des terres humides permanentes et des terres humides saisonnières. Les producteurs sont moins enclins à maintenir des zones tampons autour des terres humides saisonnières (étangs, bourbiers, etc. qui contiennent de l'eau pendant seulement une partie de la campagne), car ils peuvent utiliser ces terres à des fins agricoles durant les périodes sèches de l'été et les années de sécheresse. Dans certaines provinces, la réglementation oblige les producteurs à maintenir une distance de séparation par rapport aux voies d'eau, ce qui se traduit sans doute dans les résultats. Les résultats indiquent néanmoins qu'il y a encore matière à amélioration.

12 Données fondées sur les exploitations de bovins de boucherie et de bovins laitiers qui possèdent des terres de pâturage adjacentes à des eaux de surface.

Tableau 5-5 : Producteurs qui, en 2011, maintenaient des zones tampons riveraines sur les terres cultivées où se trouvaient des plans d'eaux de surface

	Maintien d'un tampon riverain sur toutes les terres cultivées (% des exploitations agricoles)	Maintien d'un tampon riverain sur certaines terres cultivées (% des exploitations agricoles)
Terres humides saisonnières	22	34
Terres humides permanentes	41	53
Voies d'eau	54	65

Conclusion

Les pratiques agricoles évoluent au fil du temps. De multiples facteurs influent sur les changements apportés à la culture à la production animale, notamment les préférences et la demande des consommateurs, l'accès au marché, les fluctuations météorologiques et les changements climatiques. L'Enquête sur la gestion agroenvironnementale sert à établir les tendances relatives à l'adoption de PGB qui influent sur la performance environnementale du secteur. Les données de l'enquête servent à déterminer la mesure dans laquelle ces pratiques sont utilisées au pays et à suivre les changements au fil du temps. De plus, ces renseignements sont utilisés dans les modèles des indicateurs de coliformes et de phosphore (voir le chapitre 12 « Phosphore » et le chapitre 13 « Coliformes »), dans la composante des pâturages et dans celle de l'épandage. Le sommaire de l'EGA présenté ici aide à interpréter les mesures prises par les producteurs et les tendances agroenvironnementales qui en découlent. Cette information peut améliorer l'évaluation de la performance environnementale du secteur et contribuer à orienter les politiques et les programmes du gouvernement, ainsi que les groupes sectoriels et les organisations de producteurs agricoles.

Références

Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2015. *Vue d'ensemble du système agricole et agroalimentaire canadien 2015*. Catalogue nº A38-1/1-2015E.

Statistique Canada. 2013. *Enquête sur la gestion agroenvironnementale de 2011*. Numéro de catalogue en ligne 21-023-X.Ottawa (Ontario). Consultable en ligne : http://www.statcan.gc.ca/pub/21-023-x/21-023-x2013001-fra.pdf.

Statistique Canada. 2014. *L'engraissement des sols nourrit la population*. Numéro de catalogue en ligne 96-325-X201400113006, Ottawa (Ontario), Consultable en ligne : http://www.statcan.gc.ca/pub/96-325-x/2014001/article/13006-fra.pdf.

Statistique Canada. 2007. *Enquête sur la gestion agroenvironnementale de 2006*. Ottawa (Ontario).

06 Couverture du sol

Auteurs :
T. Huffman et J. Liu

Nom de l'indicateur :
Indicateur de la couverture du sol

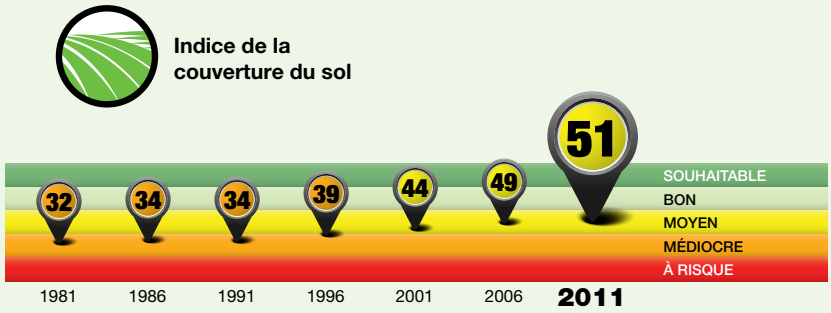
Portée :
Échelle nationale,
de 1981 à 2011

Sommaire

Les sols agricoles couverts de végétation, de **résidus de culture**[1] ou de neige sont partiellement protégés et moins exposés aux processus de dégradation qui agissent sur les sols nus, comme l'érosion par le vent et l'eau, l'épuisement de la matière organique, la dégradation de la structure et la perte de fertilité. La durée pendant laquelle un sol est couvert au cours d'une année dépend de nombreux facteurs, comme le type de culture (en général, les cultures vivaces fournissent une meilleure couverture que les cultures annuelles) et la quantité de **biomasse** qu'il produit, les pratiques de récolte ainsi que le type et le moment des travaux au champ, notamment le travail du sol. L'indicateur de la couverture du sol indique le nombre réel de jours dans l'année durant lesquels les sols agricoles sont couverts. L'augmentation du nombre de jours pendant lesquels un sol est couvert est le signe d'une plus grande durabilité de l'environnement, car le sol est mieux protégé contre la dégradation et moins susceptible de contribuer à la contamination de l'eau et aux émissions atmosphériques. L'indicateur de la couverture du sol évalue l'*état* et la *tendance* à grande échelle du degré de couverture du sol du paysage agricole canadien.

Indice de la couverture du sol – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un aperçu statistique d'un ensemble de variables utilisé pour illustrer une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si cet indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, en 2011, l'état de la couverture du sol des terres agricoles au Canada était « moyen ». L'indice montre une tendance à la hausse, étant passé de 32 en 1981, à 51 en 2011, soit une amélioration constante et une augmentation de la couverture du sol au cours de ces 30 années. Entre 1981 et 2011, le niveau moyen de couverture du sol a augmenté de 7,6 % au Canada. Cette augmentation à l'échelle nationale est surtout due à l'adoption répandue de cultures sans travail du sol ou à travail réduit du sol (travail de conservation), ainsi qu'à la diminution des mises en jachère au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta. Toutefois, ces améliorations ont été largement neutralisées par l'augmentation des cultures à faible couverture, comme la pomme de terre, le canola et le soja.

L'indice groupe et généralise les tendances. Les constatations, les variations et les interprétations régionales sont abordées plus en détail dans la partie « Résultats et interprétation » du présent chapitre. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2 « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

La couverture du sol des terres agricoles a augmenté au Canada. La moyenne nationale est passée de 268,5 jours de couverture en 1981 à 288,8 jours en 2011. L'augmentation la plus forte s'est produite dans les provinces des Prairies, particulièrement en Saskatchewan. L'amélioration dans cette région est surtout attribuable à la diminution des terres en **jachère** et à l'adoption de cultures **sans travail du sol** ou ne nécessitant qu'un **travail réduit du sol**. Dans d'autres parties du pays, la conversion de pâturages et de **cultures fourragères** à des cultures annuelles a entraîné une diminution du nombre de jours de couverture du sol, mais, à l'échelle nationale, la tendance a été à la hausse.

Enjeu : pourquoi est-il important?

Dans les **agroécosystèmes**, le sol nu est plus exposé aux processus de dégradation comme l'érosion par le vent et l'eau, la perte de matière organique, la dégradation de la **structure du sol** et la baisse de fertilité. Ces processus nuisent à la qualité et au rendement des cultures. Un sol de qualité marginale limite les types de végétaux qui peuvent y être cultivés et nécessite davantage d'intrants, ce qui entraîne des coûts plus élevés et une compétitivité réduite pour le producteur. Dans les cas extrêmes, la dégradation du sol entraîne la perte de terres agricoles productives. Cette dégradation est préoccupante, non seulement sur le plan de la qualité du sol, mais également sur le plan environnemental plus large. Une plus grande érosion augmente le risque de contamination de l'**eau souterraine** et de l'eau de surface par des solides, des **éléments nutritifs** et des produits chimiques, tandis qu'une oxydation accrue de la **matière organique** dans les sols nus contribue aux émissions de **gaz à effet de serre**. Par ailleurs, les sols nus ne fournissent habituellement pas un bon habitat aux espèces sauvages; ils peuvent donc nuire à la **biodiversité**.

Le type de culture détermine l'espacement entre les rangs, la vitesse de croissance et la quantité de biomasse produite, et a ainsi une forte influence sur la quantité de couverture végétale produite une année donnée. Les cultures vivaces de plein champ, comme le foin, fournissent une bonne couverture du sol tout au long de l'année, tandis que les cultures annuelles, comme le blé ou le maïs, laissent le sol exposé après l'ensemencement et après le travail du sol à l'automne. En outre, les périodes avec couverture végétale complète sont généralement plus courtes avec des cultures comme le haricot, le pois, le canola et la pomme de terre, qui laissent moins de résidus au sol après la récolte. La gestion des résidus et la méthode, le moment et la fréquence du travail du sol ont également des répercussions importantes sur la couverture du sol. Les pratiques de **travail intensif du sol** (également appelé travail classique du sol) supposent habituellement l'incorporation de la plupart des résidus de culture dans le sol afin de laisser la surface libre pour l'ensemencement, tandis que le travail réduit du sol et la culture sans travail du sol laissent plus de résidus sur le sol et, par conséquent, assurent une couverture plus importante. Aussi, le travail du sol effectué à l'automne après la récolte expose le sol pendant une durée plus importante que le travail effectué au printemps, juste avant l'ensemencement.

La productivité du sol et les conditions climatiques ou météorologiques influent également sur la couverture du sol par leur incidence sur la vigueur de la croissance des plantes et, par conséquent, sur la quantité de végétation et de résidus disponibles pour la couverture. Les mêmes végétaux cultivés sous différents régimes climatiques fournissent généralement des quantités différentes de couvert et de résidus, selon l'intensité de leur croissance végétative. De même, le nombre de jours dans l'année durant lesquels la couverture de neige protège le sol contre l'érosion par le vent et l'eau varie fortement au Canada.

L'enlèvement des résidus (paille et canne) par brûlage ou mise en balles peut avoir une incidence négative sur la couverture du sol, mais comme le brûlage n'est plus une pratique courante au Canada et que la mise en balles n'est effectuée que dans les régions où la paille est abondante, aucune de ces pratiques n'a d'effet important sur les estimations nationales de la couverture du sol. De plus, la paille retirée par la mise en balles est généralement utilisée comme litière pour le bétail et retourne presque en totalité dans les champs avec le fumier, ce qui limite les effets globaux et à long terme de cette pratique de gestion. Des études récentes qui ont modélisé différents scénarios de récolte de résidus pour la bioénergie ont montré qu'enlever jusqu'à 40 % des résidus de culture n'avait que peu d'effet sur la couverture du sol, sauf dans les zones de **sols brun** et **brun foncé** du sud de la Saskatchewan et de l'Alberta (Huffman et coll., 2013). À l'heure actuelle, l'enlèvement systématique des résidus de culture par la mise en balles ou le brûlage se limite généralement aux champs de lin du Manitoba, et le brûlage de la paille a considérablement diminué en raison des préoccupations environnementales

et des améliorations de la capacité de la machinerie agricole de labourer et d'ensemencer au travers de résidus lourds.

Dans l'ensemble, le principal facteur qui, au fil du temps, influe sur l'évolution de la couverture des sols agricoles est la gestion des terres. L'adoption de pratiques de travail réduit du sol et de cultures sans travail du sol, la réduction de la quantité de mises en jachère ainsi que la conversion de cultures annuelles à des cultures vivaces tendent à augmenter la couverture du sol, alors que le travail accru du sol, la récolte plus importante des résidus de culture et la production élargie de cultures annuelles tendent à diminuer le degré de couverture du sol.

La couverture du sol a des répercussions sur de nombreux processus environnementaux et sur les caractéristiques liées à la santé générale du sol, notamment la teneur en matière organique et la vulnérabilité du sol à l'érosion, ainsi que sur des aspects plus généraux de l'environnement, comme l'habitat faunique et la qualité de l'eau et de l'air. La couverture du sol a également une incidence sur la productivité des terres et sur le rendement et la qualité des cultures.

Les sols nus sont sensibles à la dégradation de la structure et à l'érosion pendant les périodes de **ruissellement** ou de vents violents, ce qui influe sur la durabilité à plus long terme de la production agricole. Pendant les années 1930, il y a eu des pertes de sol catastrophiques dans certaines régions des Prairies, causées en grande partie par des pratiques de labour en profondeur et de jachères importées d'Europe. L'absence de couverture du sol qui en a résulté, combinée à la sécheresse et à des vents forts, a fait perdre des millions de tonnes de sols et a conduit à l'introduction de la **culture sèche**, qui convenait mieux à la région. Heureusement, des améliorations considérables et continues, surtout en ce qui concerne les pratiques du travail réduit du sol et de culture sans travail du sol, de même que la réduction de la mise en jachère, ont été apportées au cours des 30 dernières années, tout particulièrement dans les Prairies.

Les terres ayant une bonne couverture de sol offrent un habitat et de la nourriture à la faune et elles sont généralement avantageuses pour la biodiversité. La couverture de sol aide à garder le sol en place, ce qui réduit l'érosion de même que le ruissellement d'éléments nutritifs et de **pesticides** vers les plans d'eau, et diminue ainsi les répercussions négatives sur la qualité de l'eau et les pertes financières des producteurs. La couverture de sol a également une incidence sur la qualité de l'air, puisqu'elle prévient la décomposition de la matière organique sous la surface, ce qui réduit l'oxydation et le rejet de **dioxyde de carbone** dans l'atmosphère. La couverture de sol aide à maintenir la santé et la productivité du sol, un facteur crucial de la qualité des aliments et de la sécurité de l'approvisionnement alimentaire.

Indicateur

Depuis l'analyse effectuée pour le précédent rapport sur les indicateurs agroenvironnementaux (Eilers et coll., 2010), on a amélioré le modèle du nombre de jours de sol couvert (JSC) et ajouté de nouveaux renseignements, notamment les données du **Recensement de l'agriculture** de 2011. Les valeurs de toutes les années de recensement précédentes ont été recalculées, ce qui a modifié légèrement les valeurs qui avaient été présentées. En cas de divergence entre les résultats du présent rapport du présent rapport précédent, il est recommandé de se fier au rapport le plus récent.

Le modèle du nombre de jours de sol couvert est assez facile à comprendre et peut être mis en œuvre à différentes échelles, y compris à celle de la ferme. Le modèle peut servir à évaluer et à montrer l'évolution de la durabilité des ressources en sol du Canada qui découle des changements apportés aux pratiques de gestion.

L'indicateur de la couverture du sol précise le nombre de jours par an où les terres agricoles sont couvertes dans un cycle de production agricole typique (Huffman et coll., 2012). Un jour de sol couvert correspond à un sol couvert à 100 % pendant une journée ou à un sol couvert à 50 % pendant deux jours, ou encore à un sol couvert à 10 % pendant dix jours, et ainsi de suite. L'indicateur tient compte de la couverture fournie par les cultures, les résidus de culture et la neige au sol. À titre d'exemple, une culture de foin vivace donne habituellement plus de 300 jours de sol couvert par an , puisque, quel que soit le moment, il y a très peu de sol exposé. En revanche, une culture de soja dans une région où il y a peu de neige et aucun **couvre-sol d'hiver** peut donner moins de 150 jours de sol couvert.

Pour estimer le nombre de jours de sol couvert, un calendrier annuel a été établi qui comporte les dates des activités habituelles au champ et la quantité de couverture du sol pour chaque culture et chaque pratique de travail du sol dans chaque **écorégion**. L'indicateur de la couverture du sol tient compte des variables suivantes :

- le jour où des changements importants se produisent dans la couverture du sol (p. ex. l'ensemencement, la récolte, le travail du sol) et le pourcentage de couverture du sol une fois l'activité terminée;
- la durée (le nombre de jours) et le pourcentage de couverture du sol entre les activités;
- la croissance et la décroissance du couvert végétal, entre l'ensemencement et la récolte;
- la **décomposition** des résidus;
- le nombre total de jours pendant lesquels la couverture de neige est supérieure à 2 cm;
- les coupes multiples et le broutage du foin et des pâturages.

Une série de calendriers des jours de sol couvert a été élaborée pour toutes les cultures et écorégions au Canada d'après les données d'études sur le terrain (Wall et coll., 2002), des bulletins (Agriculture et Agroalimentaire Canada, sans date), des documents publiés (Steiner et coll., 1999) et des consultations menées auprès d'experts locaux en agronomie. Pour les cultures couvrant une petite superficie, on a établi des procédures par extrapolation des données connues pour des superficies, des cultures et des pratiques de gestion semblables.

Les données sur la répartition des superficies cultivées et du travail du sol proviennent des recensements de l'agriculture de 1981, 1986, 1991, 1996, 2001, 2006 et 2011. Une valeur moyenne du nombre de jours de sol couvert, pondérée en fonction de la superficie, a été calculée pour chaque **polygone des Pédo-paysages du Canada (PPC)**, pour chaque province ainsi que pour l'ensemble du pays.

Les résultats de l'indicateur sont exprimés sous forme de nombre moyen de jours de sol couvert par an ou sous forme de proportion de terres cultivées entrant dans chacune des cinq catégories de couverture du sol pour chaque année de recensement de 1981 à 2011. Une augmentation du nombre de jours de sol couvert ou de la proportion des terres dans les catégories de degré élevé de couverture indique une meilleure durabilité et une moindre probabilité que les sols se dégradent ou participent à la dégradation des milieux environnants.

Limites

Un certain nombre d'hypothèses et de limites sont inhérentes à la méthodologie du calcul du nombre de jours de sol couvert. L'utilisation de pratiques culturales « typiques » et de moyennes climatiques à long terme (pour la couverture de neige) signifie que les variations locales (sous-écorégions) des pratiques culturales, des dates et des conditions météorologiques ne sont pas prises en compte. De plus, comme le Recensement de l'agriculture est la seule source nationale de renseignements sur le travail du sol et qu'il ne ventile pas les données sur les pratiques de travail du sol en fonction des cultures, la même répartition du travail intensif du sol, du travail réduit du sol et de la culture sans travail du sol est utilisée pour toutes les cultures dans un polygone des PPC. Puisque le travail réduit du sol et la culture sans travail du sol ne sont employés couramment que depuis 25 ou 30 ans et que les pratiques de travail du sol ne sont recensées que depuis 1991, nous avons supposé que le travail du sol des cultures et des jachères avait été intensif en 1981 et en 1986.

Résultats et interprétation

Les pratiques de travail du sol, la fréquence de la récolte des cultures vivaces, la mise en jachère, la couverture de neige et les conditions pédoclimatiques varient selon les régions agricoles canadiennes, et ces variations sont représentées dans les valeurs moyennes de jours de sol couvert estimées pour chaque région (figure 6-1 et tableau 6-1).

Le tableau 6-1 et la figure 6-2 illustrent aussi les tendances de couverture du sol par province de 1981 à 2011. La figure 6-3 donne une illustration géographique de l'étendue des changements observés dans l'ensemble du pays pendant la même période.

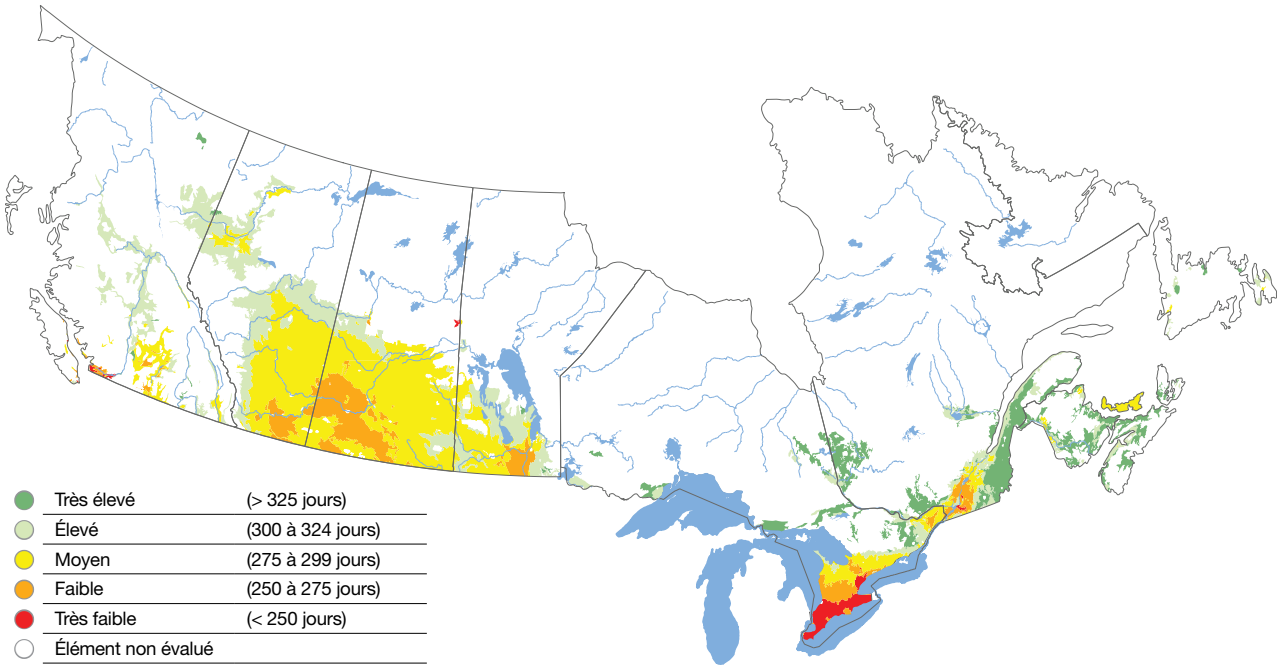


Figure 6-1 : Nombre de jours de sol couvert au Canada en 2011

Tableau 6-1 : Nombre moyen de jours de sol couvert par année, pondéré en fonction de la superficie, pour chaque province et pour l'ensemble du Canada de 1981 à 2011

	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
C.-B.	291,2	299,6	300,8	301,3	302,2	300,0	298,0
Alb.	273,4	276,4	277,6	282,3	287,0	291,7	292,4
Sask.	252,0	254,3	255,1	261,5	268,1	278,0	283,2
Man.	274,4	278,2	279,2	282,2	284,8	290,0	291,7
Ont.	271,6	272,6	271,7	275,1	275,3	276,2	273,9
Qc	312,0	313,5	311,3	310,7	306,6	308,6	308,9
N.-B.	323,9	328,1	325,9	325,8	325,3	326,6	325,8
N.-É.	326,1	328,5	329,1	329,8	328,1	328,9	330,1
Î.-P.-É.	289,9	292,0	292,0	289,0	287,5	288,7	287,5
T.-N.-L.	294,4	323,5	319,7	333,5	329,5	314,0	316,6
Canada	**268,5**	**271,2**	**271,6**	**276,4**	**280,6**	**286,7**	**288,8**

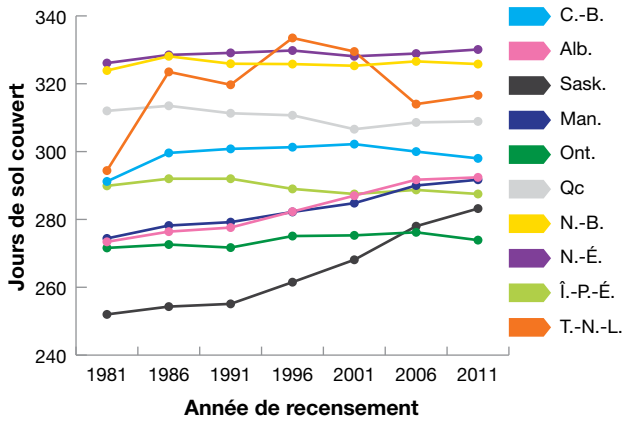


Figure 6-2 : Couverture du sol au Canada de 1981 à 2011

L'adoption du travail réduit du sol a eu une incidence positive sur la couverture du sol pour l'ensemble des cultures dans toutes les régions du Canada, avec un effet particulièrement marqué dans l'Ouest canadien et dans les Prairies pour toutes les années évaluées (tableau 6-2, figure 6-4). Dans les Prairies, l'adoption du travail réduit du sol et de la culture sans travail du sol ainsi que la diminution de la fréquence de mise en jachère ont contribué de manière importante à l'augmentation de la couverture. Pendant les 30 années à l'étude, l'augmentation de la superficie des cultures annuelles dans l'est du Canada de même que l'augmentation à l'échelle nationale des cultures annuelles à faible couvert comme le canola, la pomme de terre et le soja ont eu une incidence négative sur la couverture du sol (figure 6-5). Par exemple, de 1981 à 2011, le pourcentage de terres consacrées à des cultures annuelles est passé de 55,3 % à 62,2 % à l'Île-du-Prince-Édouard, de 32,1 % à 52,6 % au Québec et de 59 % à 70,3 % en Ontario, tandis que la superficie totale consacrée à la culture de pommes de terre, de canola et de soja est passée de 2 à 11 millions d'hectares au Canada.

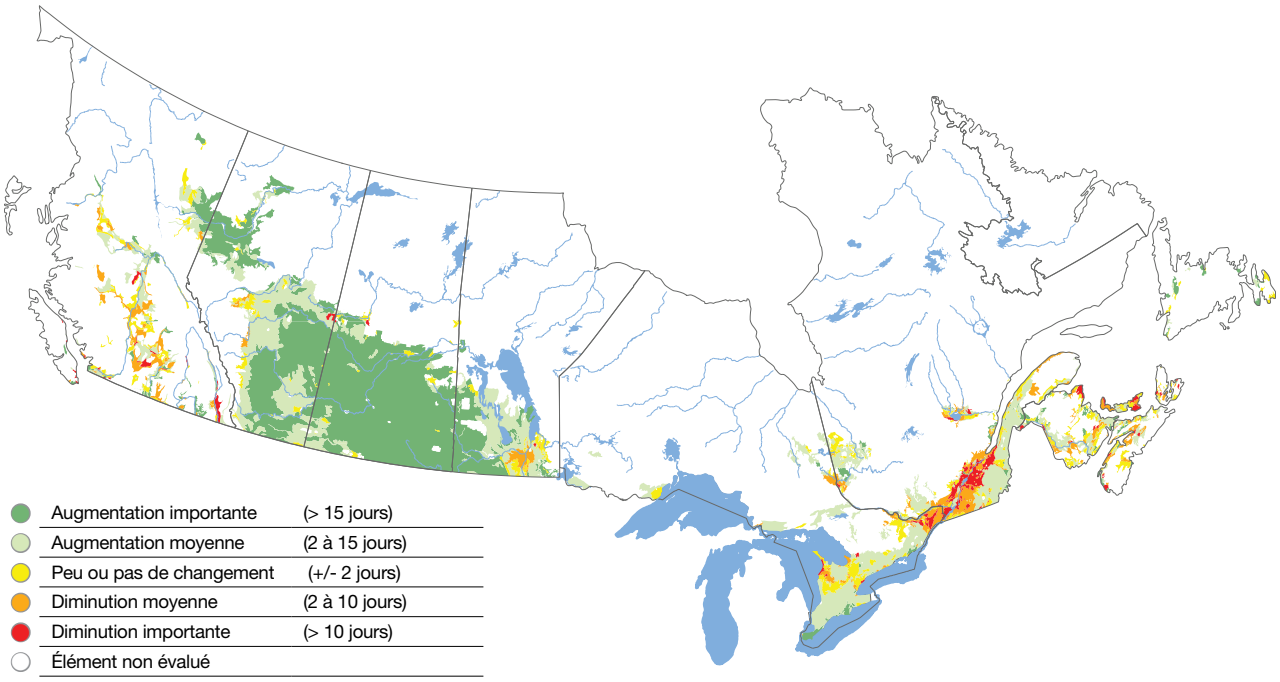


Figure 6-3 : Évolution de la couverture du sol au Canada par unité de pédo-paysage de 1981 à 2011

Tableau 6-2 : Nombre moyen de jours de sol couvert (JSC) selon différentes pratiques de travail du sol, pour certaines cultures et régions au Canada

Culture	Pratique de travail du sol	Région			
		Île-du-Prince-Édouard	Sud-ouest de l'Ontario	Sud du Manitoba	Sud de l'Alberta/ Saskatchewan
		Nombre annuel moyen de JSC			
Céréales	Intensif	239	214	244	222
	Réduit	271	245	263	245
	Sans travail du sol	309	283	300	283
Canola	Intensif	195	155	245	219
	Réduit	231	176	254	233
	Sans travail du sol	292	275	275	249
Foin	Intensif	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
	Réduit	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
	Sans travail du sol	312	236	318	315
Jachère	Intensif	s.o.	s.o.	203	178
	Réduit	s.o.	s.o.	244	219
	Sans travail du sol	s.o.	s.o.	287	251

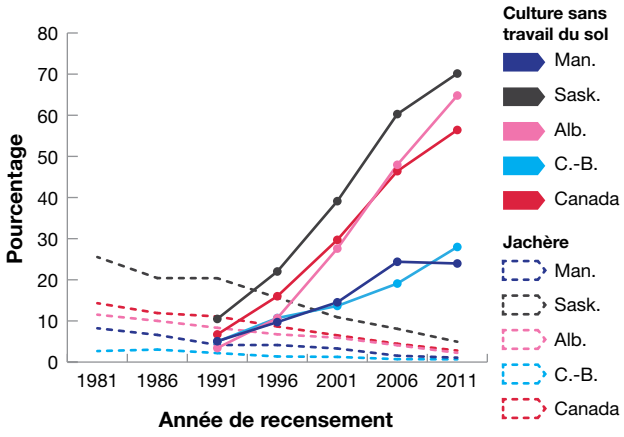


Figure 6-4 : Tendances de la mise en jachère et de la culture sans travail du sol dans l'Ouest canadien et les Prairies de 1981 à 2011. À noter que les données du recensement concernant le travail du sol ne sont disponibles qu'à partir de 1991.

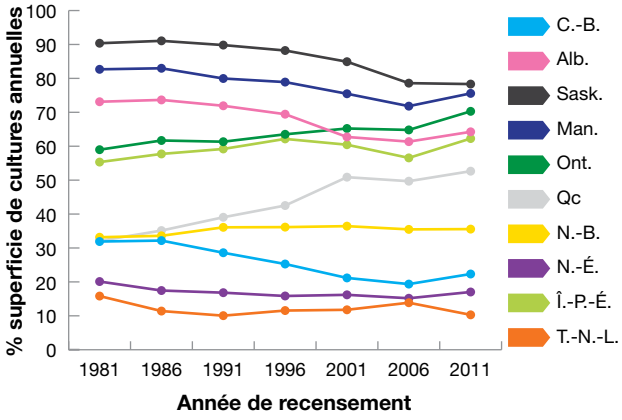


Figure 6-5 : Tendances des cultures annuelles de 1981 à 2011

Au cours de la période à l'étude, le nombre moyen de jours de sol couvert par province varie de 252 (faible) en Saskatchewan, en 1981, à 333,5 (élevé) à Terre-Neuve-et-Labrador, en 1996 (tableau 6-1). Pendant cette période, la moyenne nationale est passée de 268,5 à 288,8 jours de sol couvert (tableau 6-1), les augmentations les plus importantes ayant été enregistrées en Saskatchewan (12,4 %), à Terre-Neuve-et-Labrador (7,5 %), en Alberta (6,9 %) et au Manitoba (6,3 %). Des augmentations moins marquées ont été constatées en Colombie-Britannique (2,3 %), en Nouvelle-Écosse (1,2 %), en Ontario (0,8 %) et au Nouveau-Brunswick (0,6 %), tandis que le nombre moyen de jours de sol couvert a diminué d'environ 1 % à l'Île-du-Prince-Édouard et au Québec. À l'échelle nationale, l'augmentation du nombre moyen de jours de sol couvert de 1981 à 2011 est surtout attribuable aux vastes superficies agricoles des Prairies et à l'augmentation assez importante de la couverture du sol en raison du travail réduit du sol et de la diminution de la superficie des terres en jachère (figures 6-3 et 6-4). Jusqu'en 2006, il y a eu une amélioration généralement constante, mais modeste, dans les provinces de l'Ontario, du Québec et de l'Île-du-Prince-Édouard, suivie d'une légère diminution attribuable au passage de cultures vivaces à des cultures annuelles. Peu de changements ont été notés au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, où les nombres moyens de jours de sol couvert demeurent néanmoins les plus élevés au pays, en raison de la grande quantité de cultures vivaces qu'on y trouve. En Colombie-Britannique, il y a eu une amélioration assez spectaculaire au début de la période à l'étude, soit de 1981 à 1986, en raison d'une réduction du travail du sol. En revanche, peu de changements sont survenus entre 1986 et 2001, et la couverture du sol est même à la baisse depuis 2001. La diminution récente peut être attribuée à l'augmentation considérable de la superficie déclarée de parcours naturels faiblement végétalisés dans les vallées des montagnes intérieures au climat plus sec et de faible enneigement. À Terre-Neuve-et-Labrador, la couverture globale des sols s'est améliorée pendant la période à l'étude, avec toutefois d'importantes fluctuations d'un recensement à l'autre en raison de changements de la répartition des cultures sur une superficie agricole peu importante.

Pour avoir un aperçu de la variation géographique de la couverture du sol au pays, nous avons défini le degré de couverture *très élevé* comme étant supérieur à 325 jours par année, le degré *élevé* se situant entre 300 et 324 jours, le degré *moyen*, entre 275 et 299 jours, le degré *faible*, entre 250 et 274 jours, et le degré *très faible* comme étant inférieur à 250 jours. La proportion de terres agricoles par province et par année dans chacune de ces catégories est présentée au tableau 6-3. La répartition géographique en 2011, fondée sur les polygones des PPC, est présentée à la figure 6-1. Environ 4 % des terres agricoles au Canada avaient un degré de couverture *très élevé* en 1981; cette valeur avait chuté à 3 % en 2011, alors que la proportion des terres avec un degré de couverture *élevé* est passée de 8 % en 1981 à 21 % en 2011, et que celle des terres avec un degré de couverture *moyen* est passée de 23 % en 1981 à 57 % en 2011. Ces augmentations sont dues à la baisse de la proportion de terres dans les catégories *faible* (de 41 % à 17 %) et *très faible* (de 24 % à 2 %). Ce sont Terre-Neuve-et-Labrador, le Québec, le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse qui ont les pourcentages les plus élevés de terres dans la catégorie de couverture du sol *très élevé*, alors que l'Ontario compte la plus grande proportion de terres dans la catégorie *très faible*.

Tableau 6-3 : Pourcentage* de terres agricoles par catégorie de couverture du sol de[1] 1981 à 2011

Catég.	Très élevé (> 325)							Élevé (300 à 325)							Moyen (275 à 300)							Faible (250 à 275)							Très faible (< 250)						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	0	3	1	2	1	4	1	42	56	64	62	67	61	62	41	28	26	29	24	28	23	14	10	5	5	5	6	11	4	3	3	3	3	1	3
Alberta	0	0	0	0	0	0	0	6	13	14	20	25	30	29	39	38	38	47	56	58	63	42	36	38	29	17	12	8	13	13	10	4	2	0	0
Saskatchewan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	5	7	8	11	12	18	34	52	69	48	45	45	55	51	43	24	44	44	43	26	14	1	0
Manitoba	0	0	0	0	0	0	0	8	14	13	15	15	25	32	29	35	38	50	63	58	52	63	51	49	34	21	15	16	0	0	0	0	1	1	0
Ontario	4	7	7	6	7	5	6	17	16	16	22	16	21	15	32	30	30	23	26	25	27	18	18	18	22	22	23	25	29	30	30	28	29	27	28
Québec	39	45	39	40	37	31	37	37	31	34	33	26	37	29	13	12	14	11	15	20	14	11	12	13	15	14	11	19	0	0	0	1	7	1	1
Nouveau-Brunswick	56	70	66	67	66	74	56	38	23	27	27	19	19	30	6	7	7	6	15	7	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nouvelle-Écosse	72	77	78	77	71	76	72	20	16	15	21	22	21	23	7	6	7	2	7	2	3	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Île-du-Prince-Édouard	0	0	0	0	0	0	0	20	25	21	14	0	9	1	65	60	75	66	83	91	98	15	15	4	20	17	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Terre-Neuve-et-Labrador	0	59	36	86	61	20	23	31	23	57	13	37	68	64	59	15	8	1	3	13	14	10	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Canada	**4**	**4**	**3**	**4**	**3**	**3**	**3**	**8**	**11**	**11**	**15**	**16**	**20**	**21**	**23**	**24**	**25**	**31**	**42**	**49**	**57**	**41**	**37**	**37**	**37**	**30**	**24**	**17**	**24**	**24**	**23**	**14**	**9**	**3**	**2**

* Seuls les polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC) ayant au moins 5 % de terres agricoles dans les recensements de 1981 à 2011 sont inclus dans le tableau.

1 Seuls les polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC) ayant au moins 5 % de terres agricoles dans les recensements de 1981 à 2011 sont inclus dans le tableau. Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100 %.

La répartition géographique des changements de couverture du sol au Canada de 1981 à 2011 est présentée au tableau 6-3. La majeure partie du centre des Prairies, où il y a eu d'importantes réductions du travail du sol et de la mise en jachère, a connu des augmentations de plus de dix jours de sol couvert, tandis que les régions agricoles limitrophes (caractérisées par une plus grande proportion de cultures vivaces, moins d'occasions de réduire le travail du sol et moins de jachère) n'ont connu que des changements mineurs ou des augmentations moins marquées. Dans toutes les autres régions agricoles du Canada, il y a eu des diminutions ou des augmentations moyennes ou légères, sauf dans quelques régions du sud de la Colombie-Britannique et des basses terres du Saint-Laurent (dans l'est de l'Ontario et l'ouest du Québec), où la diminution atteint plus de dix jours de sol couvert. Ces régions ont subi des changements majeurs dans la distribution des cultures, avec des conversions assez importantes de cultures vivaces en cultures annuelles pendant la période à l'étude.

Moyens d'action

L'évolution de la couverture moyenne des sols d'une région dépend des changements, tant dans le travail du sol (intensif, réduit ou nul) que dans la distribution des cultures. Ainsi, bien que l'adoption du travail réduit du sol puisse faire augmenter la couverture pour une culture donnée (tableau 6-2), le passage du travail intensif du sol pour une culture laissant beaucoup de résidus (comme les céréales) à un travail réduit du sol pour une culture laissant moins de résidus (comme le canola) peut entraîner une diminution du nombre de jours de sol couvert.

Un autre moyen est peut-être plus important encore que le travail réduit du sol : la mise en œuvre de pratiques pour améliorer la couverture du sol pendant la production de cultures laissant essentiellement peu de résidus comme la pomme de terre, le canola, le soja, les légumes et les produits de pépinières. Depuis 1981, la superficie consacrée à ces cultures a augmenté, et on s'attend à ce qu'elle augmente encore. Lorsque cela est faisable, semer des engrais verts ou des couvre-sol d'hiver dès que possible après la récolte assurerait une meilleure couverture du sol pour ces cultures pendant la longue période entre la récolte à l'automne et l'ensemencement au printemps. Cela pourrait être particulièrement important si les changements climatiques réduisent le nombre de jours de protection du sol par la neige ou si des événements météorologiques extrêmes deviennent plus courants au printemps avant l'ensemencement, lorsque le sol est particulièrement exposé à la dégradation par l'érosion.

La poursuite d'une meilleure couverture du sol ouvre des champs de recherche, que ce soit pour trouver des cultures d'accompagnement ou des couvre-sol d'hiver convenables, des variétés sans travail du sol pouvant germer malgré le froid ou encore de l'équipement permettant de mieux maintenir les résidus au sol tout en exécutant les opérations agricoles voulues. Un autre champ de recherche prometteur serait la mise au point de cultures avec une masse accrue de feuillage plus durable.

Depuis le début des années 1980, le degré de couverture du sol montre une tendance généralement positive. L'augmentation s'est toutefois ralentie presque partout, rapide au début et jusqu'à la moitié des années 1990, puis beaucoup moins marquée. Cela témoigne des défis techniques croissants de maintenir la tendance lorsque le taux d'adoption de pratiques de travail réduit du sol se stabilise. Il est donc nécessaire de poursuivre les efforts pour adapter et mettre au point des pratiques bénéfiques qui tiennent compte de l'évolution des pratiques culturales, comme l'augmentation récente de l'utilisation de cultures en rangs à faible couverture. Il faut de tels efforts pour suivre le rythme d'adoption de pratiques qui occasionnent un appauvrissement de la couverture du sol.

Références

Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC). 2008. *Données interpolées du Recensement de l'agriculture pour les pédo-paysages – Cadre écologique et aires de drainage du Canada*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Service national d'information sur les terres et les eaux. Consulté le 9 juin 2009. Internet : www.agr.gc.ca.

Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC). Sans date. *Crop Residue Survey on the Prairies: Managing crop residues on the prairies*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Administration du rétablissement agricole des Prairies. Consulté le 9 juin 2009. Internet : www.agr.gc.ca.

Eilers, W., R. Mackay, L. Graham et A. Lefebvre (dir.). 2010. *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport nº 3*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ont.).

Huffman, T., J. Liu, D.R. Coote et M. Green. *The effect on soil quality of integrating perennial crops into cropping systems in response to demand for bioenergy feedstock*, 2013. Communication sollicitée. ASA, CSSA and SSSA International Annual Meetings: Water, Food, Energy and Innovation for a Sustainable World, Tampa, Floride, 3-6 novembre 2013.

Huffman, T., D.R. Coote et M. Green. 2012. Twenty-five years of changes in soil cover on Canadian Chernozemic (Mollisol) soils, and the impact on the risk of soil degradation. *Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science*, 92: 471-479.

Statistique Canada. 2011. *À propos du Recensement de l'agriculture*. Consulté le 25 juin 2012. Internet : http://www.statcan.gc.ca/ca-ra2011/index-fra.htm.

Steiner, J.L., H.H. Schomberg, P.W. Unger et J. Cresap. 1999. Crop residue decomposition in no-tillage small-grain fields. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1817-1824.

Wall, G.J., D.R. Coote, E.A. Pringle et I.J. Shelton (dir.). 2002. *RUSLE-CAN – Équation universelle révisée des pertes de sol pour application au Canada : Manuel pour l'évaluation des pertes de sol causées par l'érosion hydrique au Canada*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ont.).

Wischmeier, W.H., et D.D. Smith. 1965. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation. Washington (D.C.), U.S. Department of Agriculture, *Agriculture Handbook*, nº 282.

07 Habitat faunique

Auteurs :
S.K. Javorek, M.C. Grant et S. Fillmore

Nom de l'indicateur :
Capacité d'habitat faunique des terres agricoles

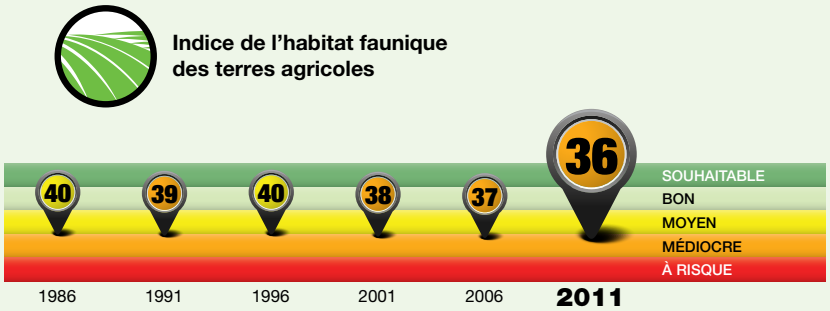
Portée :
Échelle nationale, de 1986 à 2011

Sommaire

Le paysage agricole varié du Canada fournit un habitat à près de 600 espèces d'oiseaux, de mammifères, de reptiles et d'amphibiens. Ces **agroécosystèmes**[1] subviennent aux besoins de nombreuses espèces sauvages indigènes du Canada, mais des facteurs économiques fluctuants entraînent dans l'utilisation des terres des changements dynamiques qui peuvent avoir à la fois des effets bénéfiques et des effets défavorables sur les espèces sauvages.

Indice de l'habitat faunique des terres agricoles – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un instantané statistique d'un ensemble de variables utilisé pour illustrer une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur unique aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si l'indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, en 2011 l'état de l'environnement, du point de vue de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles au Canada était « médiocre ». Entre 1986 et 1996, l'habitat est resté stable dans 97 % des terres agricoles canadiennes; il y a cependant eu une diminution de la capacité d'habitat entre 1996 et 2011, comme l'illustre la baisse de valeur des indices. Au cours des 15 dernières années, la majorité (85 %) des terres agricoles canadiennes ont maintenu leur capacité d'habitat, et une petite proportion (1 %) ont connu une augmentation de cette capacité. Cependant, 14 % des terres agricoles ont connu une baisse de la capacité au cours de cette période, ce qui correspond à une baisse de la disponibilité ou du caractère approprié de l'habitat. Cette baisse est principalement attribuable à la perte de terres naturelles et semi-naturelles et à l'intensification de l'exploitation agricole. Dans certaines régions, surtout dans l'écozone des Plaines à forêts mixtes, la perte de milieux de foin vivace et de pâturage a grandement contribué à la diminution de la capacité d'habitat faunique (CHF).

L'indice groupe et généralise les tendances. D'autres constats plus précis, comme les variations et les interprétations régionales, sont exposés plus en détail dans la section « Résultats et interprétation » du présent chapitre. On trouvera davantage de renseignements sur le calcul des indices de performance au chapitre 2, « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre .

L'agriculture peut avoir un effet positif sur les espèces sauvages en augmentant l'**hétérogénéité du paysage** ou un effet négatif en occasionnant la perte, la modification ou la fragmentation de l'habitat. La vaste majorité des espèces sauvages (près de 90 %) associées aux terres agricoles dépendent de types de couvertures terrestres naturelles ou semi-naturelles, comme les terres boisées, les **milieux humides** ou les prairies, qui leur fournissent un milieu de reproduction et d'alimentation essentiel. En revanche, seulement 3 % des espèces sauvages identifiées pouvaient subvenir à leurs besoins de reproduction et d'alimentation dans les seules terres consacrées à la culture de plantes annuelles. Cela indique que l'existence de populations d'espèces sauvages viables dans les terres agricoles est liée à la disponibilité des types de couvertures naturelles et semi-naturelles dans le paysage agricole canadien. L'indicateur de la capacité d'habitat faunique (CHF) des terres agricoles évalue la *tendance* et l'*état* généraux du paysage agricole canadien du point de vue de la disponibilité d'un milieu approprié pour les populations de vertébrés terrestres[2].

En 2011, la plupart des terres agricoles canadiennes se voyaient attribuer les valeurs *faible* (46,1 % des terres) ou *très faible* (47,9 %) pour les espèces sauvages, seulement 4,5 % des terres se situant dans la catégorie *moyenne*, 1,3 % dans la catégorie *élevée* et 0,2 % dans la catégorie *très élevée*. La répartition de ces catégories correspond généralement aux régions où la proportion de terres agricoles est élevée, par exemple les **écozones** des Prairies et des Plaines à forêts mixtes, où l'utilisation des terres agricoles correspond à 90 % et 60 % de la couverture terrestre, respectivement, et où les couvertures terrestres naturelles et semi-naturelles représentent un pourcentage relativement petit du paysage agricole. Au cours des 15 dernières années, la majorité (85 %) des terres agricoles du Canada ont conservé leur capacité d'habitat, et une petite proportion (1 %) a connu une augmentation de sa capacité. Cependant, 14 % des terres agricoles ont connu une baisse de leur capacité au cours de cette période, principalement à cause d'une perte de couvertures terrestres naturelles et semi-naturelles, ainsi que d'une conversion des terres de pâturage et de **culture fourragère** en terres consacrées à des cultures annuelles, à la suite de la baisse de production de bétail, en particulier depuis 2006. La plupart de ces diminutions se sont produites dans la région de l'écozone des Plaines à forêts mixtes, dans l'est du Canada. Les Prairies, où se trouve la majorité des terres agricoles du Canada, ont vu apparaître quelques poches de diminution, mais leur capacité à offrir un habitat faunique est demeurée relativement stable. Il est important de noter que pour cet indicateur, le principal objectif pour la majorité des paysages de travail agricole est de fournir un niveau de capacité d'habitat stable ou amélioré, et d'éviter ainsi une dégradation plus importante de l'habitat.

Enjeu : pourquoi est-il important?

Environ 8 % de la masse terrestre du Canada est utilisée pour l'agriculture; cela comprend des terres cultivées, des prairies de fauche et des pâturages, ainsi que des types de couvertures naturelles et semi-naturelles connexes, par exemple des milieux humides, des terres boisées, des **zones riveraines** et des prairies. On a identifié 579 espèces d'oiseaux, de mammifères, de reptiles et d'amphibiens utilisant cette mosaïque de couvertures terrestres pour s'alimenter, se reproduire ou s'abriter. Chacune de ces espèces a, en ce qui concerne l'habitat, des besoins uniques qui doivent être satisfaits pour que des populations viables puissent exister.

Bien que les paysages agricoles puissent répondre aux besoins de nombreuses **espèces indigènes** du Canada, l'utilisation des terres agricoles est dynamique et des modifications peuvent avoir des effets majeurs sur les espèces sauvages. L'habitat des terres agricoles se dégrade à cause de la conversion des zones naturelles et semi-naturelles en terres de culture, de l'utilisation accrue de produits chimiques, du drainage des milieux humides, de la suppression des **brise-vent** et des barrières naturelles pour accommoder une machinerie plus lourde, et parfois à cause d'une augmentation de la densité du bétail. Ces changements peuvent mener à une fragmentation de l'habitat et à la perte de l'hétérogénéité du paysage.

L'habitat naturel en paysage agricole est extrêmement important pour les espèces sauvages, car il répond à la fois aux besoins de reproduction et d'alimentation de la vaste majorité (89 %) des espèces associées aux terres agricoles. En revanche, seulement 3 % des espèces peuvent répondre à leurs besoins concernant la reproduction et l'alimentation dans les seules terres en culture annuelle, et 19 % des espèces pourraient répondre à ces besoins dans toutes les terres cultivées (cultures annuelles et vivaces et **foin cultivé**). La valeur des terres en culture s'accroît pour les espèces sauvages lorsque d'autres couvertures terrestres (principalement **toutes les**

2 Dans le cas de cet indicateur, le terme « espèce sauvage » renvoie aux vertébrés terrestres seulement, sans s'étendre aux invertébrés ni aux végétaux.

autres terres[3] et les **pâturages non améliorés**[4]) sont présentes dans le paysage agricole, puisque 35 % des espèces utilisent les terres cultivées pour répondre à un seul besoin lié à l'habitat (la reproduction ou l'alimentation). De la même façon, 30 % des espèces pourraient utiliser les pâturages non améliorés pour la reproduction et pour l'alimentation, mais ce type de couverture terrestre pourrait soutenir 49 % des espèces lorsque d'autres types de couverture sont présents pour répondre à une partie des besoins d'habitat. On voit donc que la valeur de certains types de couverture peut varier selon la présence de milieux complémentaires satisfaisant à une partie des besoins vitaux de chaque espèce. Le maintien de paysages agricoles hétérogènes assortis d'une quantité appropriée de couvertures terrestres naturelles et semi-naturelles, dans une disposition spatiale adéquate, profite grandement aux espèces sauvages.

Étant donné que dans certaines écozones du Canada (p. ex. l'écozone des Prairies), un grand pourcentage des zones terrestres est voué à une utilisation agricole, la planification à l'échelle provinciale ou nationale est essentielle pour répondre aux besoins d'une grande variété d'espèces se trouvant dans de telles zones et appuyer la gestion de la **biodiversité** du Canada. La conservation et l'amélioration de l'habitat faunique sont particulièrement importantes dans les zones agricoles, car certaines des espèces utilisant les terres agricoles canadiennes sont reconnues comme étant en péril (CCCEP, 2011; Javorek et Grant, 2010) par la loi fédérale ou les lois provinciales sur les espèces en péril. Cela peut mener à une augmentation de la pression du public ou de la réglementation sur les producteurs pour qu'ils modifient leurs pratiques de gestion afin de protéger et conserver les caractéristiques importantes de l'habitat au sein de leurs exploitations. Actuellement, la moitié des vertébrés terrestres désignés en péril utilisent des terres agricoles dans une partie ou dans toutes leurs aires d'alimentation et de reproduction. La *Convention concernant les oiseaux migrateurs*, un traité signé avec les États-Unis pour protéger les oiseaux migrateurs, peut aussi avoir des retombées sur la gestion des terres agricoles.

L'agriculture bénéficie des **services écosystémiques** importants assurés par les espèces sauvages, notamment la pollinisation des cultures et la lutte naturelle contre les organismes nuisibles. La présence d'un milieu propice dans les régions agricoles, par exemple à cause de la création ou du maintien de zones tampons, de boisés ou de milieux humides, peut aussi offrir d'autres avantages, comme une amélioration de la qualité du sol et de l'eau, un cycle des **éléments nutritifs** et une **séquestration du carbone** efficaces. Néanmoins, les efforts publics pour conserver et rétablir la capacité d'habitat faunique dans les terres privées doivent tenir compte des réalités du paysage exploité, entre autres des facteurs de production et des facteurs économiques dans le secteur agricole. Plusieurs initiatives existent (gérées par les provinces et des organismes non gouvernementaux) pour indemniser les producteurs de leurs efforts visant à assurer ou à améliorer les services écosystémiques dans les zones ciblées contribuant au bien public.

Indicateur

L'indicateur de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles permet d'évaluer les grandes tendances relatives à la capacité des terres agricoles canadiennes de fournir un milieu adéquat aux populations des nombreuses espèces de vertébrés terrestres.

Il est important de noter que dans le cas de cet indicateur, le principal objectif est que la majorité des paysages agricoles exploités offrent un niveau stable ou amélioré de capacité d'habitat, ce qui permettra d'éviter une dégradation plus importante de l'habitat.

---

3 La catégorie « toutes les autres terres » est une ancienne catégorie (avant 2006) du Recensement de l'agriculture qui comprend les terres d'une exploitation agricole qui sont improductives, les boisés, les marécages et les milieux humides, ainsi que les terres contenant les bâtiments de ferme, les étables, les chemins et les jardins privés. Depuis 2006, cette catégorie a été divisée en deux : la catégorie « terres boisées et terres humides », qui inclut les boisés, les érablières, les brise-vent, les étangs, les marais et les terrains marécageux, et la nouvelle catégorie « toutes les autres superficies », qui n'inclut que les terres improductives et les terres contenant les bâtiments de ferme, les étables, les chemins et les jardins privés. Pour assurer la cohérence du calcul de cet indicateur, la catégorie originale « toutes les autres terres » a été conservée.

4 La catégorie « pâturage non amélioré » inclut les terres de pâturage naturelles.

La CHF du paysage agricole canadien a été étudiée à intervalles de 5 ans entre 1986 et 2011 pour que les données obtenues coïncident avec celles du **Recensement de l'agriculture** du Canada, qui est la source des données sur la couverture terrestre utilisées dans le calcul de l'indicateur. L'analyse s'est limitée aux terres visées par le Recensement; par conséquent, les terres non agricoles, comme les terres boisées et urbaines, n'ont pas été incluses dans l'étude.

MÉTHODOLOGIE

Les données sur la couverture terrestre au niveau des **polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC)** sont tirées du Recensement. Une matrice d'association des milieux a été construite pour relier chacune des 579 espèces (363 oiseaux, 136 mammifères, 42 amphibiens et 38 reptiles) aux 15 types de couverture terrestre indiqués dans le Recensement. Ces couvertures sont les céréales, les céréales d'hiver, les **oléagineux**, le maïs, le soja, les légumes, les petits fruits, les arbres fruitiers, les autres cultures (notamment les pommes de terre, le millet, le carvi, le ginseng et la coriandre), les légumineuses, les **jachères**, le foin cultivé, les **pâturages améliorés**, les pâturages non améliorés et toutes les autres terres. L'habitat utilisé par une espèce a été spatialement relié aux données sur la couverture terrestre du Recensement par l'ajout de l'aire de répartition naturelle de chaque espèce aux polygones des PPC. Les habitats primaire et secondaire utilisés pour la reproduction et l'alimentation ont été inclus dans le calcul de l'indicateur.

Pour chaque espèce dont l'aire de répartition incluait un polygone donné des PPC, les pourcentages moyens de terres correspondant aux types de couvertures terrestres utilisées pour la reproduction et l'alimentation ont été calculés pour déterminer la superficie d'habitat disponible (SHD) correspondant à ce polygone.

Pour chaque polygone des PPC, une valeur unique a été attribuée à la capacité d'habitat faunique (CHF) potentielle des terres agricoles à l'aide de la moyenne de toutes les valeurs SHD calculées pour ce polygone des PPC.

L'état de la CHF dans les terres agricoles du Canada en 2011 a été déterminé par la classification de ces valeurs CHF potentielles en cinq catégories, selon la répartition nationale des notes de capacité d'habitat de tous les polygones des PPC visés par le rapport. Ces catégories sont les suivantes : *très faible* (< 26,0), *faible* (26,0 à 42,5), *moyenne* (42,6 à 59,5), *élevée* (59,6 à 76,0) et *très élevée* (> 76,0).

Les tendances pour les périodes 1986 à 1996, 1996 à 2011 et 1986 à 2011 ont été déterminées par l'analyse de la variance, suivie de la comparaison des moyennes deux à deux pour détecter les changements significatifs ($p < 0,001$) de la capacité d'habitat pour les polygones des PPC au fil des années.

La méthodologie a été révisée pour le présent rapport. Les versions précédentes appliquaient une pondération à l'utilisation de l'habitat selon la valeur de celui-ci (p. ex., primaire, secondaire, tertiaire). Cette approche a été abandonnée pour ce quatrième rapport, en raison des difficultés que présente l'attribution d'une valeur unique pour l'utilisation de l'habitat, comme l'habitat primaire, à une catégorie plus large, comme « toutes les autres terres ». Les valeurs de toutes les années précédentes ont été recalculées. En cas de divergence entre les données du présent rapport et celles des rapports précédents, c'est la méthode utilisée dans le présent rapport qui prévaut.

Limites

Le calcul de l'indicateur est limité par le manque de résolution pour la catégorie « toutes les autres terres » du Recensement, qui, aux fins du calcul de l'indicateur[5], englobe les **terres improductives**, les boisés, les marécages et les milieux humides, ainsi que les terres contenant des bâtiments de ferme, des étables, des chemins et des jardins privés. L'utilisation d'une catégorie aussi large peut causer une surestimation ou une sous-estimation de la superficie d'habitat disponible pour une espèce précise. Pour y remédier, on élabore une composante de télédétection visant à établir une meilleure distinction entre ces types d'habitats. L'intégration des données d'observation de la terre permettra également aux chercheurs d'analyser l'importance de la configuration du paysage (afin d'inclure l'hétérogénéité, la connectivité et la fragmentation), facteur qui n'est pas pris en compte dans le modèle existant. Une fois la composante intégrée, les sorties du modèle, ainsi que la saisie de l'état et de la tendance de l'habitat des terres agricoles seront améliorées.

Les paysages agricoles sont dynamiques, et les changements subis par la couverture terrestre, avantageux ou désavantageux, surviennent souvent en même temps. Les analyses faites à large échelle au niveau national ou provincial peuvent finir par contrebalancer les effets sur les espèces sauvages du changement dans la couverture terrestre, et par masquer les changements accusés par l'habitat à l'échelle régionale ou locale. Par conséquent, il est important d'interpréter les tendances avec précaution, puisque des changements locaux relativement petits apportés aux couvertures terrestres naturelles et semi-naturelles, qui ne sont pas saisis lors des évaluations à large échelle, peuvent avoir un effet important sur les espèces sauvages.

Il faut garder à l'esprit que les populations d'espèces sauvages sont opportunistes et adaptatives. L'indicateur ne fait actuellement pas de lien entre les changements de capacité d'habitat et les réponses des populations d'espèces sauvages.

Le classement des catégories de CHF est fondé sur leur valeur relative parmi tous les polygones des PPC faisant l'objet d'un rapport, et non sur un classement des milieux axé sur la biologie. L'indicateur ne tient actuellement compte que des terres agricoles et n'intègre donc pas l'influence des autres types d'utilisation des terres adjacentes (p. ex. la foresterie) sur les espèces sauvages.

Résultats et interprétation

UTILISATION POTENTIELLE DES TERRES AGRICOLES PAR LES ESPÈCES SAUVAGES

La figure 7-1 montre le nombre d'espèces sauvages utilisant chacun des types de couvertures pour la reproduction et l'alimentation dans les terres agricoles du Canada. Le type de couverture « toutes les autres terres » est celui qui est utilisé par le plus grand nombre d'espèces sauvages, suivi par le pâturage non amélioré (terres de pâturage naturelles), ce qui montre l'importance de ces types de couvertures terrestres naturelles et semi-naturelles pour les espèces sauvages. Les terres en culture vivace, incluant les pâturages améliorés, le foin cultivé et les vergers, venaient ensuite, mais avec un nombre sensiblement moins élevé d'espèces considérant ces types de couvertures comme un milieu de reproduction ou d'alimentation approprié. Les terres en culture annuelle, entre autres les cultures de grains, de céréales, d'oléagineux, de légumineuses et les cultures horticoles, se sont caractérisées par un nombre comparativement faible d'espèces sauvages, en particulier en termes de milieux de reproduction. Les terres en jachère ont aussi été associées à un nombre proportionnellement peu élevé d'espèces sauvages.

RÉSULTATS NATIONAUX ET INTERPRÉTATION

En 2011, la capacité d'habitat moyenne dans les terres agricoles du Canada était *faible*. La capacité d'habitat dans la majorité des terres agricoles du Canada se situait dans les catégories *très faible* (47,9 %) et *faible* (46,1 %); les valeurs pour les autres catégories étaient de 4,5 % (*moyenne*), 1,3 % (*élevée*) et 0,2 % (*très élevée*) (tableau 7-1).

En 2011, la majorité des terres agricoles classées dans les catégories de CHF *faible* et *très faible* se trouvaient dans l'ouest et le centre du Canada (figure 7-2). La répartition de ces catégories correspond généralement à des régions où la proportion de terres agricoles est élevée, comme dans les écozones des Prairies et des Plaines à forêts mixtes, où l'utilisation des terres agricoles représente 90 % et 60 % de la couverture terrestre, respectivement, et où les couvertures terrestres naturelles et semi-naturelles englobent un pourcentage relativement faible du paysage agricole. Dans les régions où l'agriculture est le type de couverture terrestre dominant, l'utilisation des terres agricoles et les décisions de gestion des terres peuvent avoir un effet positif ou négatif important sur la disponibilité de l'habitat.

5 Une explication est fournie au bas de la page 3, et dans le glossaire figurant à la fin du rapport.

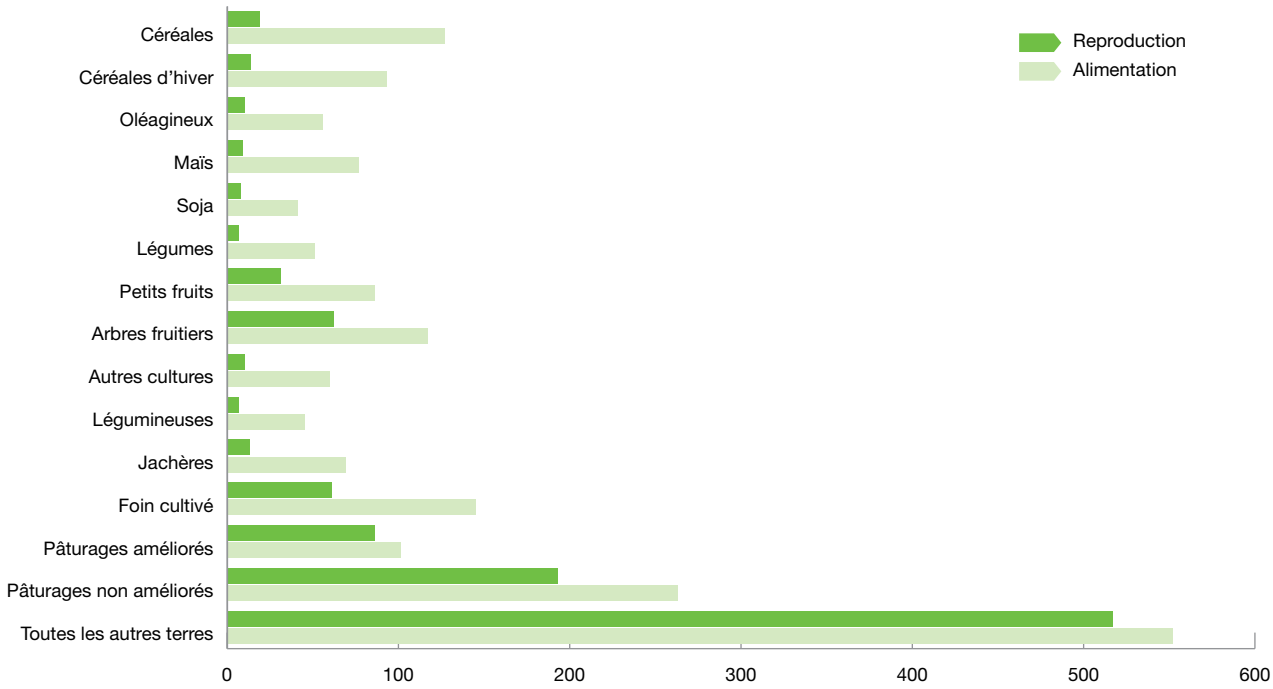


Figure 7-1 : Nombre d'espèces sauvages utilisant chacun des types de couvertures présents dans les terres agricoles au Canada pour la reproduction et l'alimentation

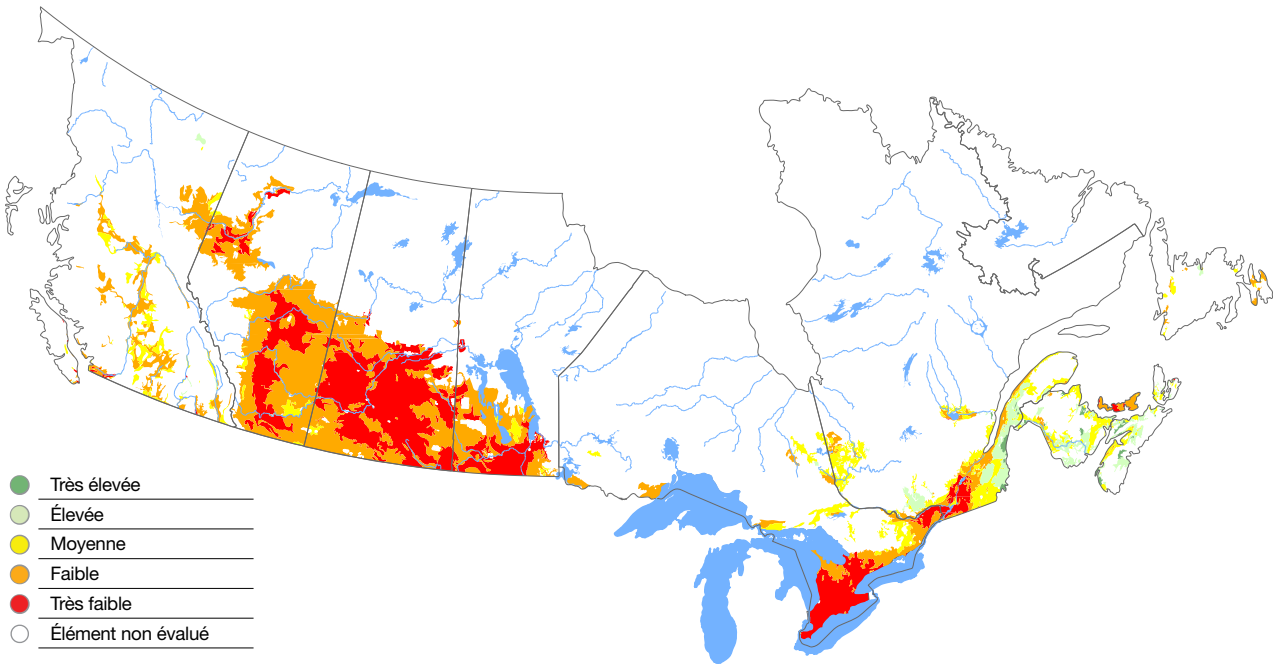


Figure 7-2 : Capacité d'habitat pour les vertébrés terrestres utilisant les terres agricoles pour la reproduction et l'alimentation, 2011

Tableau 7-1 : Pourcentage de la superficie agricole par catégorie de capacité d'habitat pour la reproduction et l'alimentation des vertébrés en 1986, 1991, 1996, 2001, 2006 et 2011

Catég.	Très élevée						Élevée						Moyenne						Faible						Très faible					
Année	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	0	0	0,1	0	0	0	1,9	1,1	0,8	0,2	0,4	1,2	46,8	53,4	58,3	53	25	19,9	49,9	44,2	39,8	45,9	72,3	75,1	1,4	1,3	1	0,9	2,3	3,7
Alberta	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0	4	3,5	5,8	3,6	3,5	2,2	76	78,2	76,5	74,9	71,5	64,7	20,1	18,3	17,4	21,5	25	33,2
Saskatchewan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0,5	0,5	0,4	0,4	0,5	41,7	38,9	41	36	37,6	34,5	57,5	60,6	58,5	63,6	62	65
Manitoba	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,2	0,2	0,4	2,7	3,3	2,7	59,2	57,6	58,4	57,2	53,9	44,1	37,6	42,1	41,1	40,2	42,6	53,2
Ontario	0	0	0	0	0	0	1,2	0,7	2,7	0,9	0,2	0,3	16,3	12,3	12,2	11,8	9,6	6,2	44	43,3	41,4	37	35,5	28,9	38,5	43,6	43,8	50,2	54,7	64,6
Québec	0,4	0,2	1,2	0,6	1,3	1,8	10,7	9,9	15,9	18,8	10,5	15,5	46,1	45,1	36,4	33,4	35,8	29,3	31,4	31,1	32,1	29,4	31,9	31,2	11,4	13,6	14,4	17,7	20,5	22,2
Nouveau-Brunswick	2,6	0,6	1,5	1,7	0,8	4,1	54,4	42,5	45,4	44,8	37,6	31,1	38,9	51,3	47,9	41,9	48,9	53,4	4,2	5,5	5,1	11,6	12,7	11,4	0	0	0	0	0	0
Nouvelle-Écosse	3,8	4,5	9	10,8	4,7	17,1	62,4	63,6	58,7	43,6	43,7	42,4	31,3	31,7	30,8	42,2	47,4	33,1	2,5	0,2	0,8	3,5	3,9	7	0	0	0	0	0,2	0,3
Île-du-Prince-Édouard	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	24,2	14,1	15,7	0	1,5	75	72	81,7	84,3	75,4	70	0	3,8	4,1	0	24,6	28,5
Terre-Neuve-et-Labrador	2,1	2,1	10,5	9	0,2	0	45	20	63,8	29	4,3	10	35	68,5	24,5	57,4	51,5	24,4	17,7	9,5	1,2	4,7	42,4	64	0,2	0	0	0	1,7	1,6
Canada	**0,1**	**0**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,2**	**1,5**	**1,2**	**1,8**	**1,6**	**1**	**1,3**	**7,9**	**7,1**	**7,6**	**6,8**	**5,8**	**4,5**	**53,7**	**52,9**	**53,2**	**50,4**	**50,9**	**46,1**	**36,9**	**38,7**	**37,3**	**41**	**42,2**	**47,9**

Les terres agricoles dont la CHF est *moyenne* à *élevée* étaient généralement associées à des cultures mixtes dans l'écozone Maritime de l'Atlantique, et à des parcours dans l'écozone de la Cordillère montagnarde et l'écozone Maritime du Pacifique. Une grande partie des terres agricoles dans l'écozone Maritime de l'Atlantique se caractérisaient par des quantités significatives de terres naturelles et semi-naturelles. À l'exception de quelques régions (vallée de la rivière Saint-Jean, basses terres d'Annapolis-Minas et certaines parties de l'Île-du-Prince-Édouard), l'agriculture est un élément mineur dans le paysage général. Dans de nombreuses régions de l'écozone de la Cordillère montagnarde et l'écozone Maritime du Pacifique, les parcours représentent un élément important des terres agricoles. La valeur relativement élevée des pâturages non améliorés comme habitat par rapport aux terres cultivées a contribué à l'attribution de la catégorie de CHF *moyenne* aux terres agricoles dans certaines parties de ces écozones.

De 1986 à 2011, la CHF a été constante dans 82,1 % des terres agricoles, a diminué dans 16,5 % et augmenté dans 1,4 % de ces terres (figure 7-3, tableau 7-2). Le résultat net de ces changements a été une diminution de la proportion de terres agricoles dans les catégories *moyenne* (7,9 à 4,5 %) et *faible* (53,7 à 46,1 %), et une augmentation dans la catégorie *très faible* (39,9 à 47,9 %) (figure 7-4, tableau 7-2). Le taux de diminution de la CHF n'a pas été constant au cours des 25 années étudiées. De 1986 à 1996, la CHF était relativement stable, restant constante dans 97,0 % des terres agricoles, diminuant dans 1,1 % de ces terres et augmentant dans 1,8 % de celles-ci. De 1996 à 2011, la CHF a connu une baisse constante, de sorte que si l'habitat est resté stable dans la majorité (85,3 %) des terres agricoles et s'est amélioré dans 0,8 % de celles-ci, il a connu une baisse dans 13,9 % des terres agricoles.

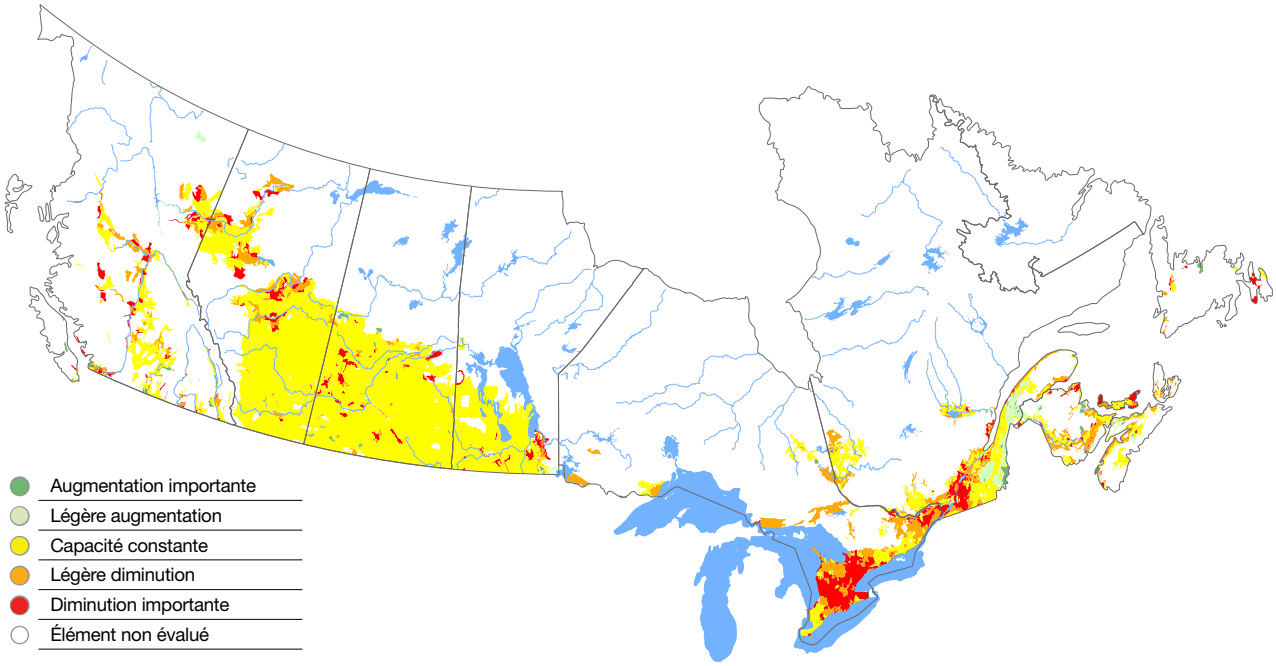


Figure 7-3 : Évolution de la capacité d'habitat faunique dans les terres agricoles pour la reproduction et l'alimentation des invertébrés terrestres, 1986-2011

Tableau 7-2 : Proportion des terres agricoles par catégorie de capacité d'habitat faunique, 1986-1996, 1996-2011 et 1986-2011

Catég.	Augmentation importante			Légère augmentation			Capacité constante			Légère diminution			Diminution importante		
Année	1986-1996	1996-2011	1986-2011	1986-1996	1996-2011	1986-2011	1986-1996	1996-2011	1986-2011	1986-1996	1996-2011	1986-2011	1986-1996	1996-2011	1986-2011
Colombie-Britannique	0,7	2,2	2,8	0,4	1,2	1,3	97,9	63,6	57,4	0,6	23,2	23,7	0,5	9,8	14,9
Alberta	1,5	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	97,5	92,8	90,0	0,8	3,8	5,8	0,1	3,2	4,1
Saskatchewan	0,5	0,3	0,6	0,3	0,0	0,0	99,0	95,1	94,3	0,1	1,1	1,3	0,1	3,5	3,8
Manitoba	0,5	0,6	0,2	0,1	0,1	0,1	98,7	92,0	93,4	0,3	1,3	1,6	0,3	6,1	4,7
Ontario	0,9	0,2	0,2	1,3	0,1	0,0	96,1	33,3	22,4	1,7	36,6	32,1	0,0	29,9	45,3
Québec	2,1	0,9	2,0	11,8	4,1	12,5	79,1	56,5	38,7	6,6	21,4	25,3	0,5	17,0	21,5
Nouveau-Brunswick	1,7	5,0	6,0	5,8	6,4	6,1	64,3	57,6	36,5	28,1	24,2	40,4	0,2	6,7	11,0
Nouvelle-Écosse	4,0	3,5	9,0	19,7	19,0	11,9	68,9	45,7	42,3	6,3	27,0	32,2	1,0	4,8	4,5
Île-du-Prince-Édouard	0,0	1,5	1,5	0,0	0,0	0,0	89,8	64,5	52,6	9,8	22,8	9,2	0,4	11,2	36,7
Terre-Neuve-et-Labrador	41,1	0,0	6,8	12,8	0,0	0,0	38,1	20,2	33,0	3,9	4,7	9,3	4,1	75,2	50,9
Canada	**0,9**	**0,4**	**0,6**	**0,9**	**0,4**	**0,8**	**97,0**	**85,3**	**82,1**	**0,9**	**7,1**	**7,7**	**0,2**	**6,8**	**8,8**

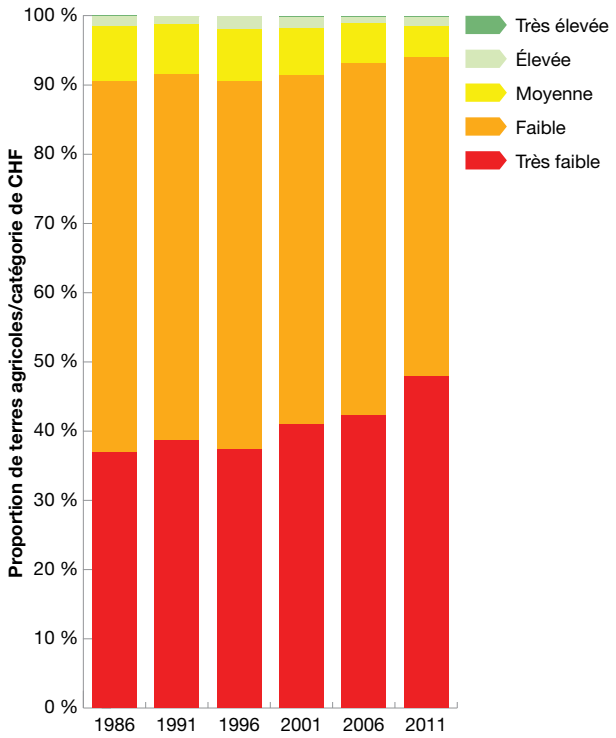


Figure 7-4 : Proportion nationale des terres agricoles par catégorie de capacité d'habitat faunique (CHF) entre 1986 et 2011

Les diminutions dans la catégorie « toutes les autres terres » se sont produites à un rythme lent, mais relativement continu dans tout le Canada de 1986 à 2011, ce qui a eu comme résultat une perte d'environ 2 millions d'hectares de terres considérées comme ayant une capacité élevée de subvenir aux besoins des espèces sauvages. Cela a largement contribué à la diminution de la CHF. Des changements de type de culture ont aussi joué un rôle dans cette diminution, car les types de cultures associées aux milieux les plus appropriés ont souvent été remplacés par des cultures moins propices. Plus précisément, la part des cultures céréalières a baissé, tandis que la part des oléagineux, du soja et des pommes de terre (incluses dans d'autres cultures) a augmenté, surtout depuis 1996.

À l'échelle régionale, les changements dans les pratiques agricoles dans toute la région des Prairies ont mené à une réduction spectaculaire des terres en jachère entre 1986 et 2011. Une portion de ces terres sont passées à la production de foin cultivé et de pâturages améliorés. Le remplacement des jachères pauvres en espèces (surtout en matière d'habitat de reproduction) par des types de couvertures plus appropriées pour l'habitat faunique a eu

un effet positif sur le taux de capacité d'habitat faunique. La réduction de la taille des troupeaux de bovins en Ontario et au Québec depuis 2001 a conduit à une réduction des pâturages et des prairies de fauche, et à une augmentation très marquée de la production de soja, ce qui a contribué à la diminution de la CHF dans ces régions. La figure 7-3 illustre très bien la situation dans ces régions.

Moyens d'action

Il est reconnu que les agroécosystèmes diversifiés sur le plan biologique sont en général sains, résilients et productifs, et qu'ils constituent une base solide pour l'**agriculture durable**. Cependant, la production agricole est régie par les marchés et le prix des produits, ce qui rend difficile l'atteinte de l'équilibre entre productivité élevée et santé à long terme de l'agroécosystème dans son ensemble. La conservation des milieux pour les espèces sauvages est particulièrement ardue, parce que les utilisations les plus profitables des terres agricoles peuvent entrer en compétition avec les couvertures terrestres naturelles et semi-naturelles qui sont nécessaires au maintien de populations viables de nombreuses espèces d'oiseaux, de mammifères, de reptiles et d'amphibiens dans le paysage agricole. Dans le cas de cet indicateur, il importe de noter que l'objectif principal est que la plupart des paysages agricoles exploités disposent d'une capacité d'habitat stable ou améliorée, pour éviter que l'habitat se dégrade encore sensiblement. Conserver cette stabilité peut toutefois être impossible, parce que la demande en aliments et les pressions conflictuelles sur l'utilisation des terres évoluent. La perte et la fragmentation de l'habitat causées par le drainage des milieux humides, le déboisement et la culture de terres peu productives sont des facteurs clés de la moindre disponibilité de l'habitat dans les terres agricoles. Étant donné que la plupart des terres agricoles du Canada sont de propriété privée, les activités et les décisions des producteurs peuvent avoir des effets importants sur l'habitat.

La plupart des producteurs comprennent le dilemme production-conservation et recherchent des solutions sensées qui tiennent compte de la réalité économique de l'agriculture dont ils vivent. L'élaboration d'une série de **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)** conçues pour améliorer l'habitat dans les terres agricoles peut fournir aux producteurs une orientation et faciliter leurs décisions de conservation. Par l'établissement d'un **plan environnemental de la ferme**, les producteurs apprennent à connaître les effets que peuvent avoir leurs activités sur les espèces sauvages et à connaître les PGB qu'ils peuvent mettre en œuvre pour les maîtriser. Ces PGB incluent la gestion des zones riveraines et boisées; la conversion des terres cultivables peu productives à la **couverture végétale permanente**; la plantation ou le maintien de brise-vent et de haies; la récolte tardive du foin et la conservation des milieux humides, des zones tampons et des terres naturelles et semi-naturelles. Toutes ces pratiques sont susceptibles d'avoir des effets positifs considérables sur les espèces sauvages.

Un certain nombre d'espèces en voie de disparition ou en péril sont des espèces indigènes des prairies naturelles. Or, après que les prairies ont été mises en culture, il peut falloir des décennies ou des siècles pour qu'elles retrouvent leur état naturel. Le maintien des zones de prairie pour le pâturage, ainsi que des pratiques de gestion favorisant le rétablissement de l'état naturel représentent une avenue économiquement viable d'obtenir un effet positif important sur la qualité de l'habitat dans les régions où se trouvent des prairies naturelles.

Les stratégies de conservation à l'échelle de l'exploitation peuvent être très efficaces lorsqu'elles sont harmonisées aux objectifs de conservation établis à plus grande échelle, par exemple à l'échelle d'un **bassin hydrographique**, d'une municipalité, d'une province, ou même du pays. Des initiatives assorties d'objectifs réalisables concernant l'habitat peuvent étayer une planification de l'utilisation des terres et des options de maintien et d'amélioration de la faune dans les terres agricoles, qui sont conciliables avec les activités agricoles.

Références

Javorek, S.K., et M.C. Grant. 2010. L'habitat faunique. P. 36-43 dans Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (dir.). *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport n° 3*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (CCCEP). 2011. *Espèces sauvages 2010 : La situation générale des espèces au Canada*. Groupe de travail national sur la situation générale.

Qualité du sol

Sommaire

La qualité du sol se définit comme l'aptitude du sol à soutenir la croissance des cultures sans se dégrader ni nuire à l'environnement (Acton et Gregorich, 1995[1]). Une dégradation grave du sol empêche la croissance des cultures et contribue à détériorer d'autres paramètres environnementaux, comme la qualité de l'air ou de l'eau. Les processus naturels tels que l'érosion, la **salinisation**[2], la perte de **carbone** organique et l'accumulation d'oligoéléments peuvent nuire à la qualité du sol. Les pratiques agricoles influent sur chacun de ces processus.

L'érosion enlève une partie de la couche superficielle (terre arable), réduit la matière organique et contribue à la décomposition de la structure du sol, ce qui nuit à la productivité des cultures et à l'utilisation efficace des intrants culturaux, et entraîne des effets environnementaux négatifs à l'extérieur des exploitations. Pour préserver la santé des sols, il faut gérer les effets de l'érosion éolienne, de l'érosion hydrique et de l'érosion attribuable au travail du sol.

La perte de carbone organique contribue à dégrader la structure du sol, expose davantage le sol à l'érosion et en diminue la fertilité, ce qui finit par réduire les rendements des cultures et la durabilité du sol. La variation de la teneur en carbone organique renseigne sur la santé du sol et permet d'estimer la quantité de **dioxyde de carbone** (**CO_2**) (un **gaz à effet de serre**) qui est soustraite de l'air et **séquestrée** sous forme de carbone organique dans les sols agricoles ou qui est réémise dans l'atmosphère par la décomposition.

Il y a salinisation du sol lorsque le déplacement naturel de l'eau dans le sol donne lieu à l'accumulation de sels dans certaines parties du paysage. L'accumulation de sels solubles en concentrations élevées inhibe l'absorption d'eau et d'éléments nutritifs par les plantes, les soumettant à des conditions semblables à celles d'une sécheresse et réduisant ainsi le rendement des cultures.

Pour évaluer les risques et les tendances de l'effet des pratiques d'utilisation des terres sur la qualité du sol, trois indicateurs agroenvironnementaux ont été élaborés :

1. L'indicateur du risque d'érosion du sol (chapitre 8) représente le risque combiné de l'érosion par l'eau, le vent et le travail du sol, compte tenu du climat, du sol, de la topographie et des pratiques agricoles.
2. L'indicateur de la matière organique du sol (chapitre 9) suit l'évolution temporelle de la teneur en carbone organique des sols agricoles canadiens.
3. L'indicateur du risque de salinisation du sol (chapitre 10) permet d'évaluer le risque de salinisation attribuable à l'évolution de l'utilisation des terres agricoles et des pratiques de gestion dans les provinces des Prairies.

Un quatrième indicateur, l'indicateur du risque de contamination du sol par les oligoéléments, a été calculé pour les recensements des années 1981 et 2006 seulement. Il ne fait donc pas l'objet d'un chapitre distinct. Comme les quantités d'oligoéléments ne changent pas de façon importante d'une année à l'autre à l'échelle d'analyse employée pour ce rapport, elles n'ont pas fait l'objet de nouveaux calculs pour 2011. Les valeurs de 2006 ont plutôt été extrapolées pour l'année 2011, et ont été incluses dans le calcul de l'indice global composé de la qualité du sol.

---

1 Acton, D. F. et L.J. Gregorich. 1995. *La santé de nos sols : vers une agriculture durable au Canada.* Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

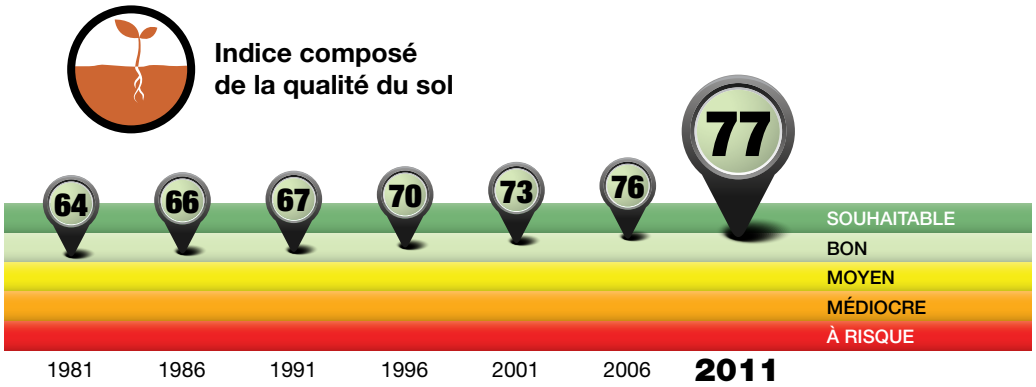
2 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

De 1981 à 2011, la santé du sol s'est améliorée de façon continue partout au Canada.

- **Érosion.** De 1981 à 2011, on observe une diminution des pertes de sol attribuables aux effets combinés de l'érosion éolienne, de l'érosion hydrique et de l'érosion due au travail du sol dans la plupart des provinces. Le pourcentage de terres cultivées dans la catégorie de risque *très faible* est passé de 29 % à 61 %. Une grande partie de cette évolution est due à la baisse de l'érosion éolienne et de l'érosion causée par le travail du sol dans les Prairies. La diminution de toutes les formes d'érosion au Canada est surtout attribuable à l'adoption généralisée du **travail de conservation du sol**, notamment de la culture **sans travail du sol**.
- **Carbone** organique du sol. Dans les Prairies, l'augmentation de la teneur en carbone organique du sol est principalement due à la réduction de l'intensité du travail du sol et à la diminution de la superficie des terres en **jachère**. Cette tendance est prometteuse pour corriger la dégradation des sols due aux pratiques passées qui avaient laissé les sols des Prairies avec de très faibles teneurs en carbone organique. À l'inverse, dans les régions du Canada à l'est du Manitoba, la teneur en carbone organique du sol est généralement en baisse, notamment en raison de la conversion continue de pâturages cultivés et de prairies à faucher en champs de plantes annuelles. Dans l'ensemble du Canada, les améliorations apportées à la gestion des exploitations ont donné lieu à un changement radical du rôle des sols, qui sont passés de source à **puits** de CO_2. Les sols agricoles canadiens, qui constituaient une source nette de 1,2 mégatonne (Mt) de CO_2 par an en 1981, sont devenus un puits de carbone net de 11,9 Mt de CO_2 par an en 2011.
- **Salinisation.** De 1981 à 2011, le pourcentage de terres dans les catégories de risque *faible* et *très faible* a augmenté de 8 %. Au cours de ces trente années, la superficie des terres dans les catégories de risque *moyen*, *élevé* et *très élevé* est passée de 15 % à 8 %. Cette amélioration s'explique en grande partie par la diminution de 7 millions d'hectares (ha) de terres en jachère (diminution de 78 % de 1981 à 2011) et par l'augmentation de 4,8 millions d'hectares des terres ayant une **couverture végétale permanente** (augmentation de 14 % au cours de la même période). Une réduction du risque a été observée dans toutes les provinces des Prairies, mais la plus importante s'est produite en Saskatchewan, où la superficie des terres en jachère a diminué de plus de 5 millions d'hectares et où la superficie des terres ayant une couverture végétale permanente a augmenté de plus de 3 millions d'hectares.

Indice composé de la qualité du sol

Dans l'ensemble, de 1981 à 2011, la santé du sol s'est améliorée au Canada, comme le montre l'indice composé de la santé du sol ci-dessous.



Cet indice de performance composé est une moyenne pondérée[3] des indices de performance déclarés pour les indicateurs de l'érosion, de la teneur en carbone organique et de la salinisation du sol sur lesquels portent les trois chapitres suivants, ainsi que des données sur l'indicateur de la teneur en oligoéléments du sol qui ont été extrapolées des années précédentes, comme nous l'indiquons plus haut. Ainsi, il s'agit d'un aperçu statistique très généralisé de la santé du sol, tant en ce qui a trait à la situation actuelle qu'à l'évolution dans le temps. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2 « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

3 Tous les indicateurs nationaux « de base », dont les indicateurs de l'érosion du sol, de la teneur en carbone organique du sol et de la teneur en oligoéléments du sol, ont une valeur pondérée de 1. Dans le cas de l'indicateur de la salinisation du sol, qui ne porte que sur les Prairies, la pondération est réduite à 0,81 pour refléter la superficie relative des terres agricoles visées.

08 Érosion du sol

Auteurs :
D.A. Lobb, S. Li
et B.G. McConkey

Nom de l'indicateur :
Indicateur du risque d'érosion du sol (intègre les risques d'érosion par le vent, l'eau et le travail du sol)

Portée :
Échelle nationale, de 1981 à 2011

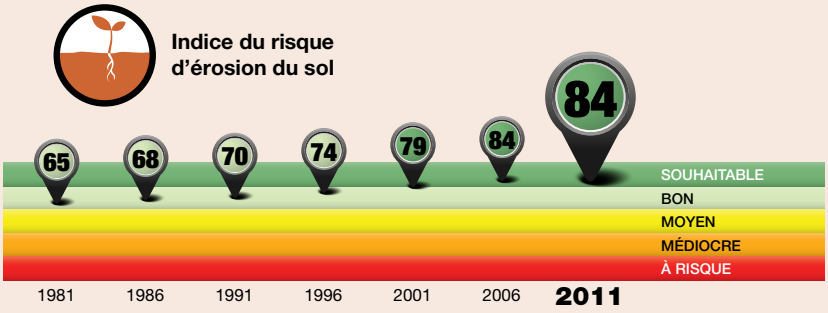
Sommaire

L'érosion du sol – le déplacement de sol d'une zone à une autre – est causée par les forces naturelles du vent et de l'eau, ainsi que par le travail du sol. L'érosion éolienne et l'érosion hydrique, phénomènes naturels présents sur les **terres cultivées**[1], peuvent être accélérées par certaines pratiques agricoles (comme la **jachère** et la **culture en rangs**). Le travail du sol est aussi une cause directe d'érosion des sols agricoles, car il déplace progressivement du sol vers le bas des pentes.

Il est essentiel de préserver la santé des sols pour assurer la durabilité de l'agriculture au Canada. L'érosion entraîne la perte de la couche superficielle du sol (terre arable) et réduit la teneur en **matière organique du sol,** ce qui contribue à la dégradation de la **structure du sol**. L'érosion réduit la fertilité du sol et nuit à la circulation de l'air et de l'eau dans le sol et à sa surface, se traduisant par des pertes de rendement cultural et de rentabilité des exploitations agricoles. Le rendement des sols fortement érodés sera très inférieur à celui des sols non érodés, et ce, dans un même champ.

Indice du risque d'érosion du sol – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un aperçu statistique d'un ensemble de variables utilisé pour illustrer une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur unique aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si cet indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, l'état de l'environnement en 2011 du point de vue du risque d'érosion des terres agricoles au Canada était « souhaitable » en 2011. L'indice révèle une tendance à la hausse, ayant progressé de 65 à 84 entre 1981 et 2011, témoignant d'un risque réduit d'érosion des sols au pays. Les améliorations sont principalement dues à l'adoption généralisée de méthodes de travail réduit du sol et de cultures sans travail du sol, ainsi qu'à la réduction de la mise en jachère des terres dans les Prairies, des méthodes qui rendent les sols moins vulnérables à l'érosion éolienne et à l'érosion attribuable au travail du sol.

L'indice groupe et généralise les tendances. Les constatations, les variations et les interprétations régionales sont abordées plus en détail dans la partie Résultats et interprétation du présent chapitre. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2, « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

L'érosion peut aussi avoir des impacts environnementaux et économiques importants à l'extérieur de la ferme, en raison du transport physique et du dépôt de particules de sol qui libéreront des **éléments nutritifs**, des **pesticides**, des **agents pathogènes** et des toxines. Afin de préserver la santé des sols, il faut gérer trois formes d'érosion, soit l'érosion éolienne, l'érosion hydrique et l'érosion attribuable au travail du sol. L'indicateur du risque d'érosion du sol évalue l'*état* et la *tendance* des risques d'érosion des sols du paysage agricole canadien dus aux effets de l'eau, du vent et du travail du sol.

Entre 1981 et 2011, on observe une diminution des pertes de sol associées aux effets combinés de l'érosion éolienne, de l'érosion hydrique et de l'érosion due au travail du sol dans la plupart des provinces. Au cours de cette période, la proportion de terres cultivées qui sont classées dans la catégorie de risque *très faible* a augmenté de 36 % à 74 %, progrès surtout réalisé entre 1991 et 2006. L'amélioration observée dans l'indice du risque d'érosion du sol témoigne de la diminution des risques d'érosion éolienne et d'érosion attribuable au travail du sol (baisse de 11 % et de 22 %, respectivement, contre 1 % pour l'érosion hydrique). L'amélioration s'explique principalement par l'adoption de méthodes de **travail réduit du sol** et de cultures **sans travail du sol**.

Enjeu : pourquoi est-il important?

L'érosion du sol peut être une menace importante à la durabilité de l'agriculture au Canada et dans le monde. Puisque le processus d'érosion détériore l'horizon superficiel du sol riche en matière organique, il entraîne généralement une baisse de la fertilité du sol et de l'efficacité des intrants agricoles, ainsi que de la productivité et de la rentabilité en raison de la diminution des rendements et de la qualité des récoltes. Dans les cas extrêmes, une grave dégradation du sol peut mener à la perte irrémédiable de terres arables.

Le transport et le dépôt d'éléments nutritifs, de pesticides, d'agents pathogènes et de toxines attachés aux particules de sol contribuent aussi à la détérioration de la qualité de l'eau et de l'air. Le **ruissellement** et l'érosion du sol sont les principaux mécanismes du transport des polluants agricoles vers les eaux de surface. Il faut donc comprendre l'érosion du sol pour atténuer les risques que présentent les activités agricoles pour les ressources en eau.

Il y a trois grandes formes d'érosion du sol : l'érosion éolienne, l'érosion hydrique et l'érosion attribuable au travail du sol (voir l'encadré sur les types d'érosion). Les effets combinés de l'érosion éolienne, de l'érosion hydrique et de l'érosion attribuable au travail du sol posent une menace plus grave que l'effet de chaque forme d'érosion prise individuellement. La gestion prudente des trois formes d'érosion est de la plus haute importance et très complexe, parce que les mesures utilisées pour lutter contre une seule forme d'érosion peuvent en aggraver une autre et que le niveau du risque d'érosion est fonction de multiples variables, dont le système de cultures, le climat et la topographie. L'identification des paysages et des facteurs qui posent les plus grands risques est une étape importante pour cibler et élaborer des stratégies d'intervention localisées dans les endroits où elles sont le plus nécessaires, afin de préserver la santé des sols et de réduire la dégradation de l'environnement et les pertes économiques. Cette approche permettra au Canada de préserver la durabilité de ses terres agricoles et d'être un fournisseur concurrentiel de produits agroalimentaires à l'échelle mondiale.

Indicateur

Le modèle de l'indicateur du risque d'érosion du sol (IRES) a servi à évaluer les risques d'érosion du sol des terres cultivées attribuables aux effets combinés du vent, de l'eau et du travail du sol. Calculés à l'échelle des **polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC)**, l'indicateur IRES et ses indicateurs constituants de l'érosion éolienne, de l'érosion hydrique et de l'érosion attribuable au travail du sol reflètent les caractéristiques climatologiques, pédologiques et topographiques, et tiennent compte de l'évolution des pratiques agricoles sur les trente années de la période 1981-2011.

Depuis la réalisation de l'analyse des indicateurs agroenvironnementaux présentée dans le rapport précédent (Eilers et coll., 2010), le modèle IRES a été modifié : on y a intégré de nouvelles données, dont celles du **Recensement de l'agriculture** de 2011. Les valeurs de tous les recensements précédents ont été recalculées, ce qui peut avoir généré des différences par rapport aux valeurs indiquées dans le rapport précédent. En cas de divergence entre les données des deux rapports, utiliser celles du présent rapport, plus récent.

L'érosion du sol a été calculée au moyen de données sur le relief du sol et des données topographiques connexes de la base de données nationale sur les sols. Chaque polygone des PPC est caractérisé par un ou plusieurs reliefs représentatifs, et chaque relief, par des segments de collines (haut, milieu et bas des pentes et des dépressions). Chaque segment de colline est caractérisé par une inclinaison et une longueur de pente. Les données sur les segments de colline ont été révisées aux fins de la présente analyse des indicateurs afin de mieux rendre compte de la complexité topographique des reliefs et son incidence sur les processus d'érosion. L'utilisation des

Types d'érosion

ÉROSION HYDRIQUE

Les précipitations et le ruissellement sont les forces motrices qui sous-tendent l'érosion hydrique. Non seulement la perte de terre arable cause-t-elle la dégradation du sol, mais le sol érodé est transporté par les eaux de ruissellement dans les drains et les fossés agricoles ainsi que dans les cours d'eau. Les particules de sol en suspension dans les eaux de ruissellement augmentent la turbidité de l'eau (son caractère trouble), aggravent l'accumulation de sédiments dans les cours d'eau et les réservoirs et favorisent la libération d'éléments nutritifs et de pesticides dans l'eau.

ÉROSION ÉOLIENNE

Bien que l'érosion éolienne soit préoccupante dans de nombreuses régions du Canada, que ce soit en Colombie-Britannique dans les terres à sol sableux situées le long du fleuve Fraser ou dans les régions côtières des provinces de l'Atlantique, c'est la région des Prairies qui est la plus à risque d'érosion éolienne, notamment en raison de son climat sec et de ses vastes étendues de terres en culture peu protégées du vent.

ÉROSION ATTRIBUABLE AU TRAVAIL DU SOL

De nombreux instruments aratoires déplacent du sol, et dans les terrains en pente, les effets de la gravité se font sentir; on peut y constater qu'un passage descendant de la machinerie déplace une plus grande quantité de sol qu'un passage ascendant. Même lorsque le sol est travaillé en sens perpendiculaire à la pente, une plus grande quantité de sol sera transportée vers le bas de la pente que vers le haut. Le déplacement du sol vers le bas de la pente et son accumulation progressive à la base des collines constituent l'érosion attribuable au travail. On peut observer des signes de cette forme d'érosion partout où il y a des collines au Canada. Elle est plus marquée dans les terrains qui présentent de nombreuses pentes courtes et abruptes ainsi que dans les régions où sont pratiquées des cultures intensives avec travail du sol. L'érosion attribuable au travail du sol, quoique distincte de l'érosion éolienne et de l'érosion hydrique, influe sur ces dernières, car elle expose le sous-sol, lequel est souvent plus sensible à ces processus d'érosion, et transporte le sol vers les zones du paysage qui subissent une érosion hydrique plus intense. L'érosion attribuable au travail du sol contribue donc aussi aux impacts environnementaux de l'érosion du sol par le vent et l'eau à l'extérieur du site.

données révisées explique en partie les différences de résultats notées entre la présente analyse et les précédentes.

Le risque calculé d'érosion du sol attribuable au vent, à l'eau et au travail du sol correspond à la quantité de sol perdue pour tous les segments d'un relief donné. Or, les pertes de sol les plus importantes dues à l'érosion éolienne et au travail du sol ont lieu au sommet des pentes, alors que les plus grandes pertes dues à l'érosion hydrique proviennent du milieu des pentes. L'IRES représente le taux cumulatif des pertes de sol pour le segment de pente ayant le plus grand taux de perte de sol, car, essentiellement, c'est ce segment qui dicte les interventions qui s'imposent. Aux fins de l'analyse et des rapports, les taux d'érosion des zones ont été additionnés à l'échelle des polygones des PPC, ainsi qu'aux échelles provinciale, régionale et nationale.

L'indicateur du risque d'érosion hydrique (IREH) a été estimé à l'aide d'un modèle qui combine les caractéristiques de l'équation de perte de sol universelle (USLE) et de l'équation révisée de USLE (USLE2). Le modèle tient compte des précipitations et du ruissellement, des types de cultures et des superficies cultivées, du relief et de l'**érodabilité** du sol.

L'indicateur du risque d'érosion éolienne (IREE) a été estimé pour les régions agricoles du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta à l'aide d'une version modifiée de l'équation de l'érosion éolienne. Le modèle intègre des variables pédologiques liées à la texture du sol et au relief, une variable liée à la végétation basée sur le taux de **résidus de culture**, des variables météorologiques comme la vitesse du vent et les précipitations reçues après les semis, période de l'année où les résidus de culture sont à leur niveau minimal et où les vitesses du vent sont élevées.

L'indicateur du risque d'érosion attribuable au travail du sol (IRETS) a été calculé comme le produit de l'**érosivité** du travail du sol et de l'érodabilité du paysage. Les valeurs d'érosivité sont attribuées en fonction de données expérimentales et des caractéristiques des opérations de travail du sol effectuées dans les divers **agroécosystèmes** du Canada. La valeur d'érodabilité du paysage a été calculée pour chaque relief en fonction de la longueur et de l'inclinaison des pentes.

Le calcul des indicateurs d'érosion sert à estimer les pertes de sol qui sont exprimées en tonnes par hectare. Les valeurs obtenues sont réparties en cinq catégories de risque :

- *Très faible* (moins de 6 t ha^{-1} an^{-1})
- *Faible* (de 6 à 11 t ha^{-1} an^{-1})
- *Moyen* (de 11 à 22 t ha^{-1} an^{-1})
- *Élevé* (de 22 à 33 t ha^{-1} an^{-1})
- *Très élevé* (plus de 33 t ha^{-1} an^{-1})

On considère que les zones de la catégorie de risque *très faible* peuvent soutenir des cultures à long terme et préserver la santé des milieux agricoles dans leur état actuel. Les quatre autres catégories de risque représentent des conditions qui sont de plus en plus insoutenables et qui exigent des mesures de conservation du sol pour pouvoir soutenir les cultures à long terme et réduire le risque de dégradation de la qualité du sol.

Limites

L'interprétation des résultats des modèles de risque d'érosion du sol à l'échelle provinciale et nationale, sur les sept recensements permet d'obtenir des tendances spatiales et temporelles assez fiables. Il y a tout de même des limites quant à l'exactitude et à la certitude de cette approche. Aussi ne faut-il pas interpréter les résultats obtenus comme des estimations quantitatives des taux d'érosion réels pour une année donnée. Les limites de l'approche sont notamment :

- Les reliefs sont représentés dans la Base nationale de données sur les sols (BNDS) par de simples pentes bidimensionnelles. Par conséquent, les données sur le relief ne reflètent ni la variété ni la complexité topographiques des paysages réels, ni les effets des clôtures, des rangées d'arbres, des chemins, des fossés et des canaux de drainage sur les terrains en pente. Pour bon nombre de reliefs, l'utilisation des données surestime les pertes de sol causées par l'érosion hydrique et sous-estime celles attribuables au travail du sol.
- L'IRES représente le point de la pente où se produit la plus grande perte de sol, soit les zones situées au haut ou au milieu des pentes d'un paysage. Les valeurs sont des moyennes des segments de pente des reliefs représentatifs; certaines zones précises peuvent donc être à plus grand risque que ne l'indique la catégorie de risque attribuée.
- L'IRES est simplement la somme des pertes de sol estimées dues à l'érosion éolienne, à l'érosion hydrique et à l'érosion attribuable au travail du sol; il ne tient pas compte des interactions entre les processus d'érosion qui se produisent dans le temps.
- L'indicateur d'érosion éolienne et l'indicateur d'érosion hydrique ne tiennent pas compte des mesures de lutte suivantes contre l'érosion : **voies d'eau enherbées**, **cultures en bandes alternantes**, **aménagement de terrasses**, assolement et **culture en courbes de niveau**, utilisation de **couvre-sol d'hiver** et de **brise-vent**.

- L'indicateur d'érosion hydrique ne reflète pas l'érosion dans les ravins, où convergent les eaux de ruissellement. On considère aussi que la valeur de l'indicateur du risque d'érosion hydrique est moins exacte dans le cas des endroits qui subissent une importante érosion lorsque les sols sont gelés. Par exemple, on sous-estime probablement le risque d'érosion dû aux précipitations que reçoit une couche de sol dégelée située au-dessus d'une couche de sol gelé.
- L'indicateur d'érosion attribuable au travail du sol ne représente que l'érosion du sol qui se produit dans le sens de la longueur des pentes. Il ne tient pas compte de l'érosion transversale ni de l'érosion due au nivellement ou au décapage de terres agricoles par la machinerie de travail du sol.
- Certaines années, les sols sableux et les sols tourbeux exposés situés à l'extérieur des Prairies peuvent aussi subir une érosion éolienne importante, mais cette dernière n'est pas prise en compte.

Résultats et interprétation

En 2011, 74 % de la superficie cultivées était classée dans la catégorie de risque *très faible* (Figure 8-1). Il s'agit d'une amélioration considérable par rapport à 1981 où elle n'était que de 36 %. La superficie totale des terres cultivées classées dans les autres catégories de risque a reculé de 60 % au cours de la même période, pour s'établir à 26 % en 2011. Les résultats de l'indicateur intégré du risque d'érosion (Figure 81) sont moins positifs que les résultats des indicateurs associés à chaque composante du risque, soit l'érosion hydrique, l'érosion éolienne et l'érosion attribuable au travail du sol (Figures 8-3, 8-4 et 8-5, respectivement, et les tableaux 8-2, 8-3 et 8-4 respectivement), mais ils reflètent mieux le risque réel de dégradation des sols par l'érosion.

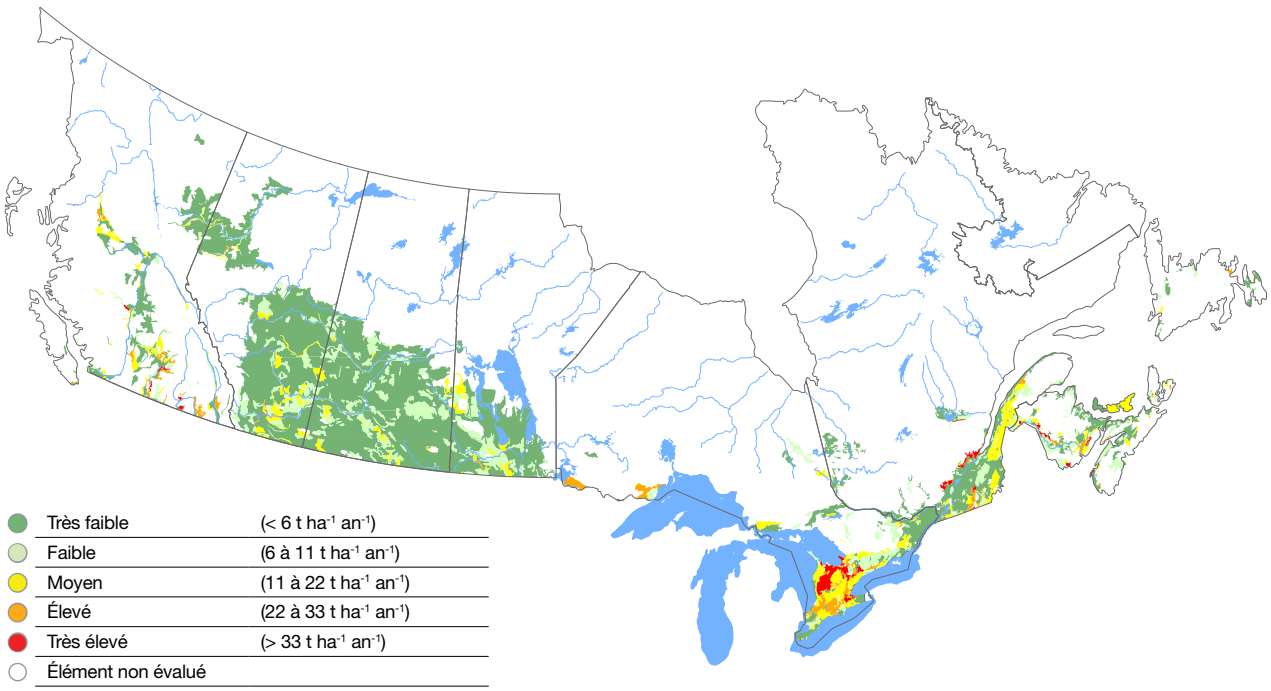


Figure 8-1 : Risque intégré d'érosion du sol (risque combiné de l'érosion hydrique, de l'érosion éolienne et de l'érosion attribuable au travail du sol) au Canada en 2011

Le risque d'érosion du sol des terres cultivées au Canada a reculé de façon constante de 1981 à 2011 (Figure 8-2, Tableau 8-1), notamment entre 1991 et 2006. L'amélioration du risque d'érosion du sol témoigne de la réduction des risques d'érosion éolienne et d'érosion attribuable au travail du sol (recul de 11 % et de 22 %, respectivement, contre 1 % pour le risque d'érosion hydrique).

La diminution de toutes les formes d'érosion observée au Canada s'explique surtout par l'adoption généralisée du **travail de conservation du sol**, dont les systèmes de cultures sans travail du sol. Ce genre de système est maintenant la pratique la plus courante pour cultiver des céréales dans les Prairies. La modification des proportions et des combinaisons de cultures est un autre facteur qui contribue dans une moindre mesure. Les superficies en maïs, en pomme de terre, en haricots secs, cultures qui sont habituellement pratiquées avec des méthodes de **travail intensif du sol** (qui rendent le sol plus vulnérable à l'érosion) ont grimpé de 5 % à 11 % entre 1981 et 2011.

C'est le sud de l'Ontario qui a la plus grande superficie classée dans les catégories de risque plus élevé d'érosion, en raison de la grande proportion ces cultures en rangs. Cependant, les améliorations apportées aux techniques ces travail de conservation du sol (rendant possible un travail minimal du sol) ont permis de réduire l'intensité du travail du sol. Par conséquent, même si la proportion des terres consacrées à de telles cultures a augmenté depuis 1981, l'intensité moyenne du travail du sol associée à ces cultures a diminué, ce qui se traduit par une augmentation négligeable du risque d'érosion dans cette région.

La diminution du risque global d'érosion s'explique aussi par la réduction de la mise en jachère dans les Prairies, les superficies en jachère étant passées de 24 % en 1981 à 6 % en 2011, ainsi que par l'augmentation des cultures à résidus élevés qui exigent très peu de travail du sol (comme la luzerne et le foin), les superficies consacrées à ces dernières étant passées de 14 % en 1981 à 18 % en 2011. L'augmentation des superficies en luzerne et en foin

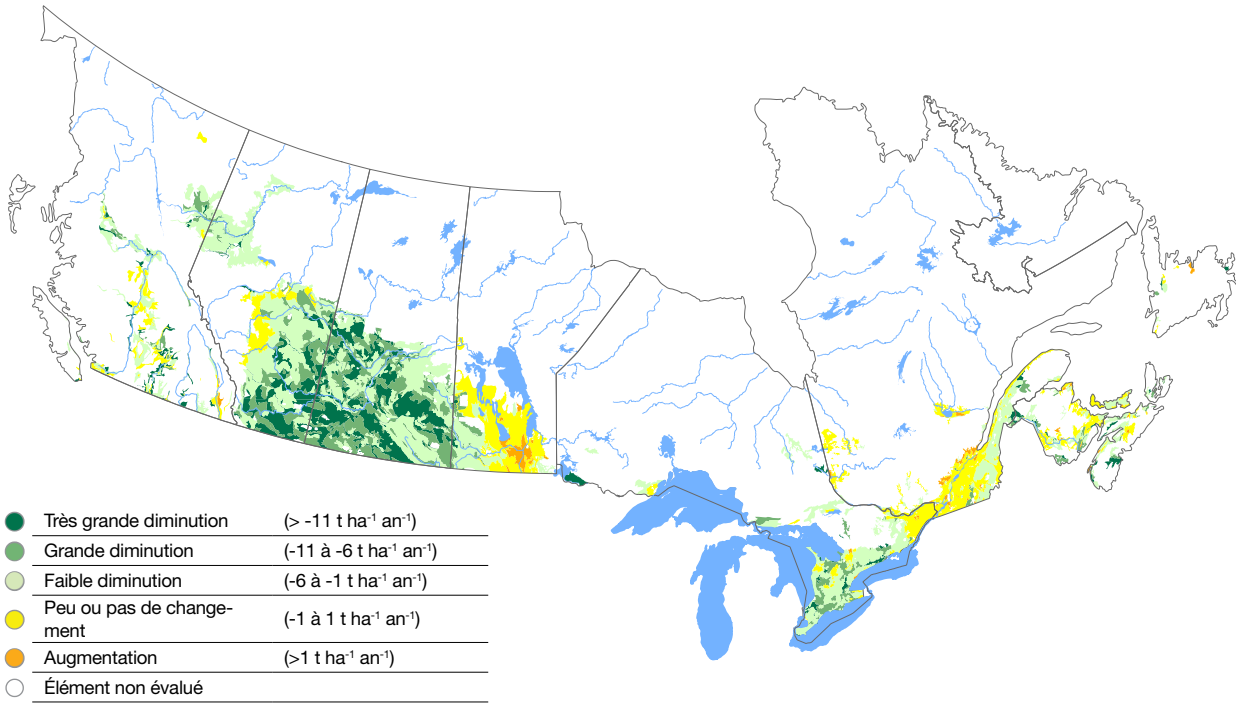


Figure 8-2 : Évolution du risque intégré d'érosion du sol (risque combiné de l'érosion hydrique, de l'érosion éolienne et de l'érosion attribuable au travail du sol) au Canada, de 1981 à 2011

s'observe particulièrement dans le bassin et le plateau du Fraser, les basses terres de la rivière de la Paix et l'est de l'île de Vancouver, où la proportion de ces cultures a grimpé de 15 % entre 1981 et 2011. Même si la majorité des cultures est accompagnée d'une réduction de l'intensité du travail du sol, c'est surtout l'adoption du semis direct dans les cultures céréalières qui a réduit le risque d'érosion du sol, une grande proportion des terres dans les Prairies étant consacrée aux céréales.

Parmi les systèmes d'assolement pratiqués au Canada, celui qui présente les risques les plus élevés d'érosion du sol est celui de la pomme de terre et de la betterave à sucre dans l'écozone Maritime de l'Atlantique, des cultures qui exigent un travail intensif du sol et qui ne se prêtent pas à l'adoption de techniques de conservation du sol. Un deuxième système d'assolement qui présente des risques élevés d'érosion est la combinaison du maïs et du soja, qui sont cultivés au moyen de méthodes de **travail classique du sol**. Dans ce cas, cependant, l'adoption de pratiques de conservation du sol permet de réduire considérablement le risque d'érosion du sol. Sur le territoire canadien, le risque d'érosion du sol le plus élevé se trouve dans les terrains où la pente est de 10 % et plus, notamment dans l'Est du Canada, où le risque d'érosion hydrique est intrinsèquement élevé en raison des conditions climatiques. L'érosion du sol est particulièrement préoccupante lorsque des systèmes de cultures à risque d'érosion élevé sont utilisés dans des pédo-paysages à risque d'érosion élevé. C'est le cas d'une proportion importante des terres cultivées dans le sud de l'Ontario et dans les provinces de l'Atlantique. Cependant, il y a dans chaque province des régions dans lesquelles le risque d'érosion du sol est démesuré, comme les régions à pentes abruptes des Collines Hand dans le sud de l'Alberta, les régions à sols très secs et loameux de la région venteuse du sud de la Saskatchewan et la région de l'escarpement du Manitoba.

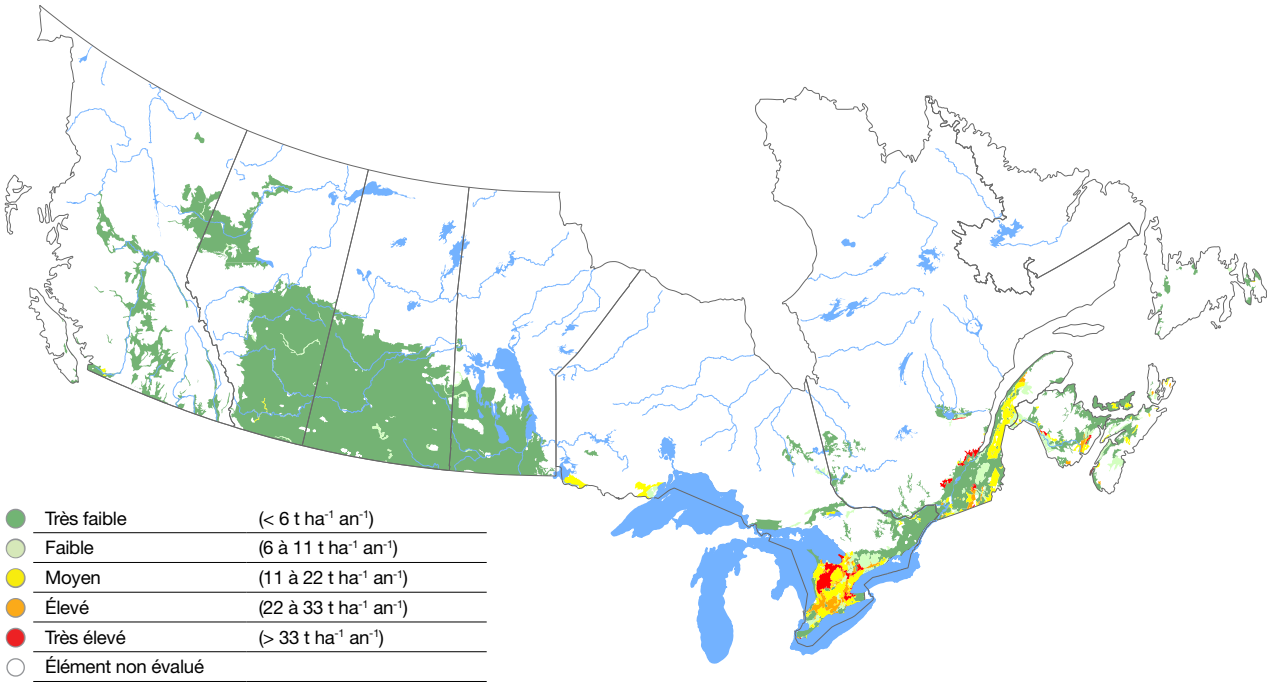


Figure 8-3 : Risque d'érosion hydrique des sols au Canada en 2011

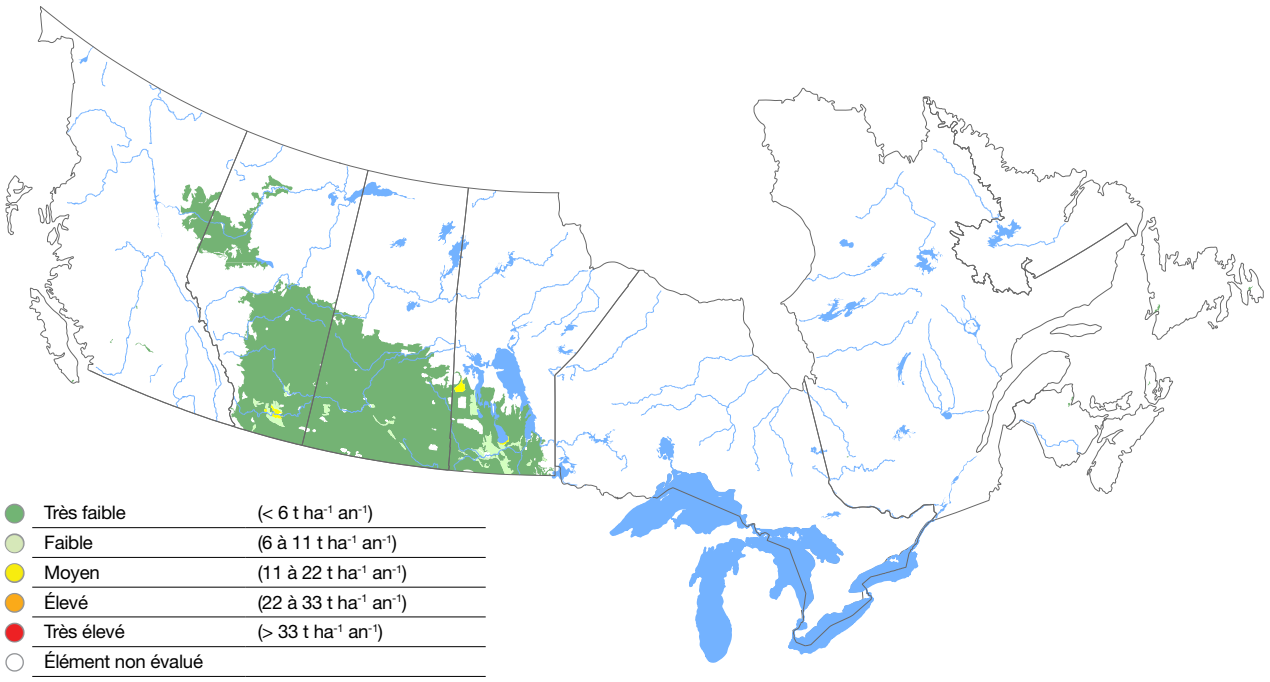


Figure 8-4 : Risque d'érosion éolienne des sols au Canada en 2011

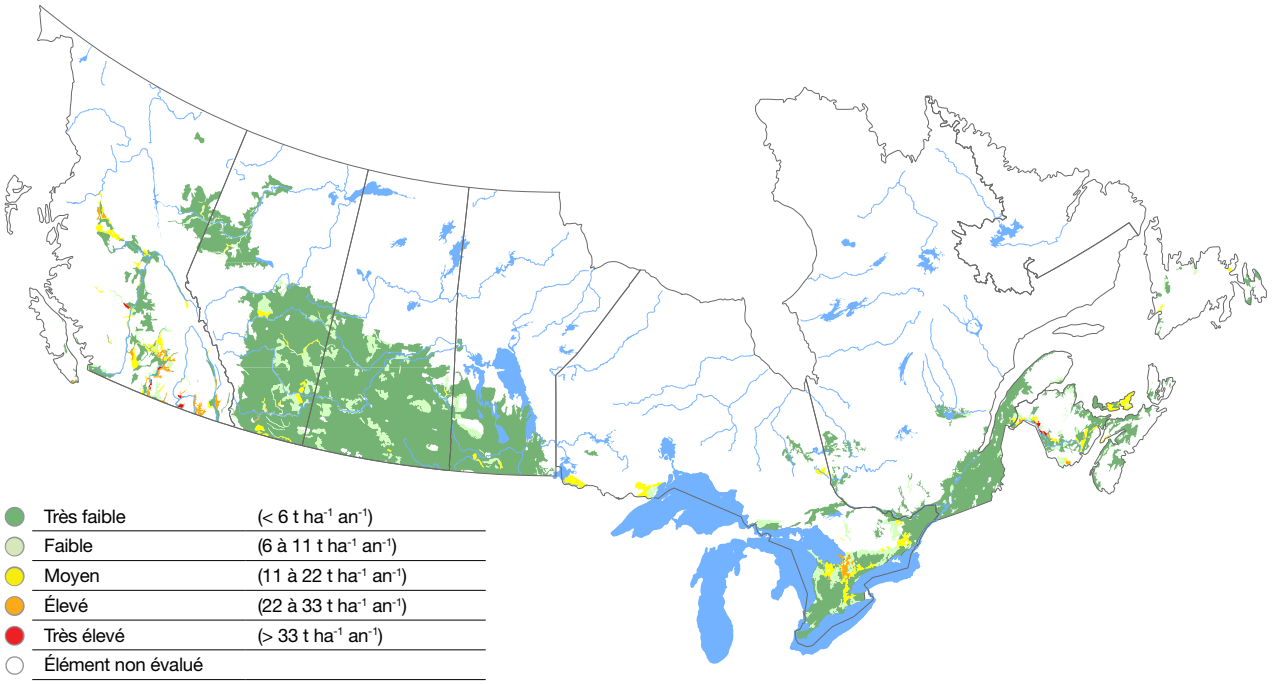


Figure 8-5 : Risque d'érosion des sols attribuable au travail du sol au Canada en 2011

Tableau 8-1 : Pourcentage[2] des terres cultivées au Canada par catégorie de risque global d'érosion du sol (risques combinés d'érosion hydrique, d'érosion éolienne et d'érosion attribuable au travail du sol), de 1981 à 2011

Catég.	Très faible (<6 t ha^{-1} an^{-1})							Faible (6 à 11 t ha^{-1} an^{-1})							Moyen (11 à 22 t ha^{-1} an^{-1})							Élevé (22 à 33 t ha^{-1} an^{-1})							Très élevé (>33 t ha^{-1} an^{-1})						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	41	46	51	62	69	78	86	39	34	33	28	21	13	8	13	15	10	6	7	4	3	2	2	2	1	1	1	1	4	3	4	3	2	3	2
Alberta	53	55	57	60	71	77	87	16	14	18	18	15	13	9	19	19	16	13	12	8	4	7	9	8	6	2	1	0	5	3	2	1	1	0	0
Saskatchewan	22	25	29	46	57	67	78	38	37	35	21	19	26	19	26	29	28	27	22	8	3	8	4	4	5	3	0	0	6	5	4	1	0	0	0
Manitoba	48	46	53	55	56	54	67	28	32	32	31	30	36	23	23	21	14	13	14	9	9	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Ontario	27	27	28	28	30	32	32	12	11	13	14	13	16	15	21	20	19	22	21	29	28	23	26	21	23	24	12	14	17	16	19	13	11	11	11
Québec	72	74	74	76	72	74	77	15	15	14	13	14	14	13	9	9	8	10	10	8	7	3	2	2	1	3	2	2	1	1	1	1	1	1	1
Nouveau-Brunswick	35	36	35	36	33	40	37	37	36	37	37	39	33	36	6	4	6	8	6	11	13	8	12	10	9	11	7	6	14	11	11	10	11	9	8
Nouvelle-Écosse	30	33	42	45	47	56	64	42	47	43	45	43	35	29	23	17	13	8	7	8	5	4	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	0	0
Île-du-Prince-Édouard	19	25	24	20	24	25	22	5	0	0	5	0	0	0	76	75	76	75	76	75	78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terre-Neuve et Labrador	41	37	35	39	32	46	45	12	14	10	5	15	5	32	8	24	26	32	30	19	5	19	8	10	12	7	19	15	20	17	20	12	16	11	3
Canada	**36**	**38**	**41**	**51**	**58**	**65**	**74**	**28**	**27**	**28**	**21**	**18**	**22**	**16**	**23**	**24**	**22**	**21**	**17**	**10**	**7**	**8**	**6**	**6**	**6**	**4**	**2**	**2**	**6**	**5**	**4**	**2**	**2**	**1**	**1**

Tableau 8-2 : Pourcentage[3] des terres cultivées au Canada par catégorie de risque d'érosion hydrique de 1981 à 2011

Catég.	Très faible (<6 t ha^{-1} an^{-1})							Faible (6 à 11 t ha^{-1} an^{-1})							Moyen (11 à 22 t ha^{-1} an^{-1})							Élevé (22 à 33 t ha^{-1} an^{-1})							Très élevé (>33 t ha^{-1} an^{-1})						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	94	93	94	95	96	100	99	1	2	6	5	4	0	0	5	5	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Alberta	97	97	97	97	98	98	99	2	2	2	2	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Saskatchewan	97	97	97	98	98	98	99	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Manitoba	98	99	99	99	99	99	99	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ontario	31	33	33	34	34	38	36	12	11	13	13	13	13	12	18	17	16	18	18	28	28	22	25	22	25	25	11	14	16	14	17	10	10	10	10
Québec	77	79	80	80	76	79	81	10	10	9	9	12	10	10	9	8	8	9	8	8	7	3	2	2	1	3	2	2	1	1	1	1	1	1	1
Nouveau-Brunswick	50	51	47	48	44	53	49	34	32	36	37	39	31	35	8	8	7	6	8	7	9	7	8	8	6	6	7	5	1	1	2	3	3	1	2
Nouvelle-Écosse	61	66	72	78	77	79	79	21	22	19	15	16	14	14	13	9	6	5	5	5	5	4	2	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	0	0
Île-du-Prince-Édouard	89	90	91	90	91	90	88	0	0	0	0	0	0	1	10	10	9	10	9	10	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terre-Neuve et Labrador	69	69	73	72	70	68	82	12	15	23	8	10	7	14	16	15	2	18	19	15	4	2	1	2	1	0	1	0	1	1	1	0	1	9	0
Canada	**90**	**91**	**91**	**91**	**91**	**92**	**92**	**3**	**3**	**3**	**3**	**3**	**3**	**3**	**3**	**3**	**2**	**3**	**3**	**3**	**3**	**2**	**2**	**2**	**2**	**2**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**

2 Seuls les polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC) qui avaient au moins 5 % de terres agricoles dans chacun des recensements (1981-2011) sont inclus dans le tableau. Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100 %.

3 Seuls les polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC) qui avaient au moins 5 % de terres agricoles dans chacun des recensements (1981-2011) sont inclus dans le tableau. Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100 %.

Tableau 8-3 : Pourcentage[4] des terres cultivées au Canada par catégorie de risque d'érosion éolienne de 1981 à 2011

Catég.	Très faible (<6 t ha⁻¹ an⁻¹)							Faible (6 à 11 t ha⁻¹ an⁻¹)							Moyen (11 à 22 t ha⁻¹ an⁻¹)							Élevé (22 à 33 t ha⁻¹ an⁻¹)							Très élevé (>33 t ha⁻¹ an⁻¹)						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	100	100	100	100	100	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Alberta	85	84	89	93	96	97	97	10	11	7	4	3	2	2	4	5	3	3	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Saskatchewan	86	87	88	92	95	98	99	11	11	10	7	4	1	1	3	2	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Manitoba	83	82	85	87	88	89	84	13	15	13	11	11	10	13	5	3	3	2	2	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Canada	**85**	**85**	**88**	**92**	**94**	**96**	**97**	**11**	**11**	**9**	**6**	**5**	**3**	**3**	**3**	**3**	**2**	**2**	**1**	**1**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**

Tableau 8-4 : Pourcentage[5] des terres cultivées au Canada par catégorie de risque d'érosion attribuable au travail du sol de 1981 à 2011

Catég.	Très faible (<6 t ha⁻¹ an⁻¹)							Faible (6 à 11 t ha⁻¹ an⁻¹)							Moyen (11 à 22 t ha⁻¹ an⁻¹)							Élevé (22 à 33 t ha⁻¹ an⁻¹)							Très élevé (>33 t ha⁻¹ an⁻¹)						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	55	58	59	72	77	81	87	31	29	29	17	14	11	7	8	8	6	7	5	3	3	2	2	2	1	1	2	1	4	3	4	3	2	2	2
Alberta	71	72	73	76	82	87	93	14	14	13	10	8	8	6	7	7	7	9	8	5	1	6	6	6	4	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0
Saskatchewan	64	63	63	66	69	76	87	7	7	7	7	18	22	12	23	24	24	25	12	2	0	5	6	6	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Manitoba	73	72	76	76	89	93	93	16	16	15	15	4	5	6	11	11	8	9	7	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ontario	53	52	53	56	65	62	76	31	34	34	32	24	28	15	8	5	7	8	8	7	7	7	7	5	4	3	3	2	1	1	1	0	0	0	0
Québec	90	92	92	93	94	94	97	9	8	7	6	5	5	2	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nouveau-Brunswick	65	67	68	70	67	68	70	12	10	9	8	10	10	9	3	6	11	11	10	13	14	12	11	5	4	5	2	1	7	6	7	7	8	7	6
Nouvelle-Écosse	65	64	67	71	77	86	91	27	29	26	26	21	13	8	7	7	6	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Île-du-Prince-Édouard	24	31	24	25	24	31	29	10	4	9	10	9	4	11	66	65	66	65	67	66	59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terre-Neuve et Labrador	65	60	59	66	64	62	66	5	11	5	5	3	21	20	14	16	21	16	22	13	11	8	10	13	12	2	4	2	8	3	1	1	8	1	1
Canada	**67**	**67**	**68**	**70**	**76**	**80**	**89**	**13**	**13**	**12**	**11**	**14**	**15**	**9**	**15**	**15**	**15**	**16**	**10**	**4**	**2**	**5**	**5**	**5**	**3**	**1**	**1**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**

4 Seuls les polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC) qui avaient au moins 5 % de terres agricoles dans chacun des recensements (1981-2011) sont inclus dans le tableau. Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100 %.

5 Seuls les polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC) qui avaient au moins 5 % de terres agricoles dans chacun des recensements (1981-2011) sont inclus dans le tableau. Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100 %.

Moyens d'action

Il faut adopter une stratégie intégrée pour faire en sorte que les pertes de sol découlant de toutes les formes d'érosion se maintiennent à des niveaux soutenables. Cela est essentiel pour préserver la santé des sols. Il existe de nombreuses mesures que les agriculteurs peuvent prendre pour lutter contre l'érosion du sol, mais la pertinence d'une mesure donnée est fonction du système de production en cause, des conditions climatiques et de certaines caractéristiques du terrain, comme la texture du sol et la pente.

En général, on peut diminuer toutes les formes d'érosion du sol en réduisant l'intensité du travail du sol. Un travail du sol à intensité réduite aide à diminuer la quantité de sol déplacée et l'étendue du déplacement, donc l'érosion attribuable au travail du sol. Il permet aussi de réduire la quantité de résidus de culture qui est incorporée dans le sol, ce qui permet à cette couche de surface de protéger le sol contre les forces érosives du vent et de l'eau. Puisque les méthodes de travail du sol ont une efficacité variable pour réduire l'érosion éolienne, l'érosion hydrique et l'érosion attribuable au travail du sol, il est important de choisir une méthode appropriée aux caractéristiques du lieu. Réduire l'intensité du travail du sol sur un terrain accidenté, particulièrement dans les zones à pentes courtes et abruptes, est un moyen efficace de lutter contre toutes les formes d'érosion. Sur les terrains relativement plats, l'érosion attribuable au travail du sol est moins problématique, tandis que la texture et la structure du sol prennent plus d'importance. Il faut privilégier une méthode de travail du sol qui conserve les résidus de culture à la surface du sol pour protéger contre l'érosion éolienne et l'érosion hydrique dans de tels paysages. Alors que l'érosion attribuable au travail du sol est assez prévisible, des tempêtes d'une intensité inhabituelle peuvent s'abattre périodiquement et causer une érosion considérable si le sol n'est pas protégé adéquatement du vent et de l'eau. Par conséquent, lorsque les producteurs s'attaquent à un risque d'érosion donné, ils doivent garder à l'esprit qu'il peut valoir la peine de se surprotéger en prévision de conditions météorologiques intenses anticipées. Les producteurs doivent choisir des moyens qui contribuent à réduire l'érosion éolienne, l'érosion hydrique et l'érosion attribuable au travail du sol à long terme. Pour ce faire, ils doivent tenir compte des caractéristiques physiques et environnementales du paysage, des conditions climatiques, des types de cultures en cause et du système cultural employé. Les sections suivantes approfondissent les mesures de gestion préconisées pour chaque type d'érosion.

ÉROSION HYDRIQUE

On peut lutter contre l'érosion hydrique en améliorant la structure du sol et en protégeant le terrain des impacts des précipitations et du mouvement des eaux, ainsi qu'en aménageant les terres de manière à réduire le débit de l'eau qui s'écoule et son érosivité. Les pratiques de gestion qui atténuent l'érosion hydrique sont notamment :

- le travail de conservation du sol et l'inclusion de **cultures fourragères** dans les rotations;
- le semis de cultures en rangs perpendiculaires à la pente;
- la culture en bandes alternantes;
- les cultures intercalaires en rangs;
- les cultures couvre-sol.

Il faut faire plus de recherche sur les solutions de rechange au semis direct lorsque cette option n'est pas viable, comme dans les cas de productions horticoles intensives ou de la culture de pommes de terre. Lorsque l'érosion hydrique est importante, le travail de conversation du sol et les systèmes de cultures peuvent ne pas suffire à maîtriser l'érosion et le ruissellement. Dans pareils cas, d'autres moyens de lutte contre l'érosion peuvent être utilisés, comme l'aménagement de terrasses pour réduire la raideur et la longueur de la pente, ou l'aménagement de petites bermes de terre permanentes ou de voies de dérivation de l'eau dans le sens des courbes de niveau. L'érosion dans les ravins est un problème qui nécessite généralement des solutions faisant appel au génie rural comme l'aménagement de voies d'eau enherbées ou d'autres structures pour limiter l'érosion. Dans les régions qui reçoivent de fortes précipitations et qui sont à plus grand risque d'érosion hydrique, les cultures à faibles résidus et les cultures qui exposent considérablement le sol, comme la culture de la pomme de terre, les cultures horticoles et les cultures en rangs (maïs et soya), rendent le sol particulièrement vulnérable à l'érosion hydrique. Les politiques et les programmes de conservation du sol doivent cibler ces régions afin de réduire les risques.

ÉROSION ÉOLIENNE

Dans toutes les régions du Canada, on peut gérer efficacement l'érosion éolienne en gardant le sol couvert de plantes ou de résidus de culture. Les **sols sableux-limoneux** ou sableux sont ceux qui présentent les plus grands risques d'érosion. Le semis de **plantes fourragères vivaces** est la mesure la plus pratique. Cependant, lorsque des régions à sol sableux sont ensemencées en cultures annuelles, il faut adopter une approche entièrement sans travail du sol pour réduire au minimum le risque d'érosion. On devrait aussi envisager la plantation de brise-vent dans ces régions. Pour d'autres textures de sol, une approche qui combine un travail de conservation du sol ou des cultures sans travail du sol et un épandage de fumier solide peut être utilisée pour réduire le risque d'érosion. Le semis d'une culture couvre-sol de céréales de printemps ou d'automne après une culture de pomme de terre ou de betterave à sucre contribuera à atténuer l'érosion éolienne.

ÉROSION ATTRIBUABLE AU TRAVAIL DU SOL

On peut s'attaquer à l'érosion attribuable au travail du sol en modifiant les méthodes de travail du sol. Il faudrait éliminer le travail du sol pour stopper complètement cette forme d'érosion. Par exemple, on pourrait utiliser un système de cultures sans travail du sol avec des cultures d'annuelles ou de vivaces qui peuvent s'en accommoder. Or, même l'injection de semence et d'**engrais** peut déplacer beaucoup de sol et causer de l'érosion. Bon nombre de cultures, dont la pomme de terre, impliqueront toujours une certaine forme de perturbation du sol qui provoque un déplacement de sol et de l'érosion. Pour ces cultures, il est important de choisir des instruments aratoires appropriés et de travailler le sol de manière à réduire l'érosion. Les instruments aratoires qui perturbent moins le sol, qui le déplacent sur une plus courte distance, ainsi que ceux qui fonctionnent à une vitesse et à une profondeur uniformes causent moins d'érosion. Dans les terrains plus accidentés, le travail du sol dans le sens des courbes de niveau cause moins d'érosion que des passages ascendants et descendants, particulièrement parce qu'on peut travailler à vitesse plus constante et à profondeur plus uniforme. Dans la culture en courbes de niveau, on peut utiliser la **charrue à socs et à versoirs** comme outil de conservation en veillant à retourner la terre vers le haut de la pente. Le déplacement ascendant de terre par la charrue peut compenser le déplacement descendant de sol occasionné par les autres opérations de travail du sol. Les efforts visant à réduire l'érosion dans le travail du sol doivent être concentrés sur les paysages accidentés qui sont plus vulnérables à cette forme d'érosion.

La réduction de toutes les formes d'érosion du sol représente un défi considérable. Même si certaines pratiques peuvent réduire les pertes de sol attribuables à plus d'une forme d'érosion, d'autres peuvent réduire une forme d'érosion, mais en aggraver une autre. Les méthodes de travail du sol qui réduisent efficacement l'érosion éolienne et hydrique ne sont pas nécessairement efficaces contre l'érosion attribuable au travail du sol. Par exemple, le chisel laisse plus de résidus de culture à la surface du sol que la charrue à socs et à versoirs, ce qui offre une meilleure protection contre le vent et l'eau, mais en même temps, il peut déplacer du sol sur une distance beaucoup plus grande et causer plus d'érosion attribuable au travail du sol. Les brise-vent et les terrasses de déviation de l'eau contribuent à réduire l'érosion éolienne et l'érosion hydrique, mais l'ajout de limites dans un champ ou d'obstacles dans un paysage entraîne des pertes plus extensives de sol attribuables au travail du sol. Le semis direct à grande perturbation du sol qui est pratiqué dans certains systèmes culturaux sans travail du sol peut causer autant d'érosion attribuable au travail du sol que l'utilisation d'une charrue à socs et à versoirs, le sol étant déplacé sur de grandes distances avec une grande variabilité. Il est évident qu'il faut adopter une approche intégrée de gestion de l'érosion des sols afin de réduire les pertes de sol.

Références

Ali, G., C. Baldwin et C. English. 2013. *Upscaling of soil erosion indicator models in a Canadian prairie watershed. A case study on the applicability of the NAHARP erosion indicator models at the watershed level – Final report*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Baldwin, C. et D.A. Lobb. 2012. *Field assessment of soil erosion and validation of WindERI. Technical supplement*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (dir.). 2010. *L'agriculture écologiquement durable au Canada : série sur les indicateurs agroenvironnementaux : rapport nº 3*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Huang, Q. et D.A. Lobb. 2013. *Uncertainty analysis for the soil erosion risk indicators. Technical supplement*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Huffman, T., D.R. Coote et M. Green. 2012. *Twenty-five years of changes in soil cover on Canadian Chernozemic (Mollisol) soils, and the impact on the risk of soil degradation*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 92: 471-479.

Huffman, T., J. Liu, D.R. Coote et M. Green. 2013. *The effect on soil quality of integrating perennial crops into cropping systems in response to demand for bioenergy feedstock*. Invited presentation. Water, Food, Energy and Innovation for a Sustainable World. Réunion annuelle internationale de l'ASA, de la CSSA et de l'ASSA, Tampa, Floride, 3-6 novembre 2013.

Li, S. et D.A. Lobb. 2009. *Role of topographic data on the accuracy and uncertainty of NAHARP indicators. Technical supplement*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Li, S., B.G. McConkey, M.W. Black et D.A. Lobb. 2008. Water erosion risk indicator (IREI) methodology. Dans *Soil erosion risk indicators: Technical supplement*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Li, S., D.A. Lobb et B.G. McConkey. 2008. Soil erosion risk indicator (SoilERI) methodology. Dans *Soil erosion risk indicators: Technical supplement*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Lobb, D.A., S. Li, K.H.D Tiessen, G.R. Mehuys, T.E. Schumacher, J.A. Schumacher, J. Mollinedo, D.J. Pennock, J. Liu et T. Yates. 2008. Tillage erosion risk indicator (TillERI) methodology. Dans *Soil erosion risk indicators: Technical supplement*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

McConkey, B.G., S. Li et M.W. Black. 2008. Wind erosion risk indicator (WindERI) methodology. Dans *Soil erosion risk indicators: Technical supplement*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Statistique Canada. 2011. *À propos du Recensement de l'agriculture*. Consulté le 25 juin 2012 à http://www.statcan.gc.ca/fra/ra2011/index.

Steiner, J.L., H.H. Schomberg, P.W. Unger et J. Cresap. 1999. *Crop residue decomposition in no-tillage small-grain fields*. Soil Science Society of America Journal, 63: 1817-1824.

Wall, G.J., D.R. Coote, E.A. Pringle et I.J. Shelton (dir.). 2002. *RUSLE-CAN – Équation universelle révisée des pertes de sol pour application au Canada : manuel pour l'évaluation des pertes de sol causées par l'érosion hydrique au Canada*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Wischmeier, W.H. et D.D. Smith. 1965. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of pratiques for soil and water conservation. Dans *Agriculture Handbook No. 282*. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.

09 Matière organique du sol

Auteurs :
D. Cerkowniak, B.G. McConkey, W.N. Smith et M.J. Bentham

Nom de l'indicateur :
Variation de la teneur en carbone organique du sol

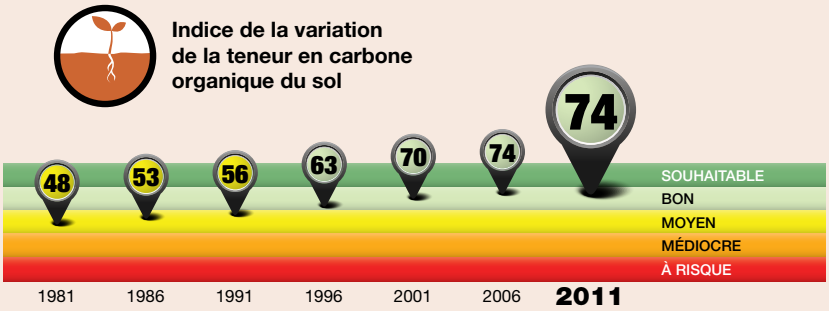
Portée :
Échelle nationale, de 1981 à 2011

Sommaire

Le **carbone (C)**[1] est l'élément fondamental de toutes les formes de vie et une composante essentielle à la santé et à la fertilité des sols. L'indicateur de la teneur relative en carbone organique du sol (TRCOS) estime le contenu en carbone organique des sols au Canada par rapport à une valeur de référence spécifique du sol, tandis que l'indicateur de la variation de la teneur en carbone organique du sol (VTCOS) suit l'évolution temporelle de la teneur en carbone organique des sols agricoles canadiens. Ensemble, les deux indicateurs donnent une idée de la santé du sol et une estimation de la quantité de **dioxyde de carbone (CO_2)** absorbée de l'atmosphère par les végétaux et **séquestrée** sous forme de carbone organique dans les sols agricoles. Ils évaluent à la fois l'état et la tendance de la concentration du carbone organique dans les sols agricoles canadiens.

Indice de variation de la teneur en carbone organique du sol – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un aperçu statistique d'un ensemble de variables utilisé pour illustrer une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur unique aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si cet indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, l'état de la variation de la teneur en carbone organique du sol découlant des activités agricoles au Canada était « bon » en 2011. L'indice révèle une tendance à l'amélioration témoignant de l'augmentation de la teneur en carbone organique du sol entre 1981 et 2011. Dans les Prairies, cette augmentation est principalement due à la réduction de l'intensité du travail du sol et à la diminution de la superficie des terres en jachère.

L'indice groupe et généralise les tendances. Les constatations, les variations et les interprétations régionales sont abordées plus en détail dans la partie « Résultats et interprétation » du présent chapitre. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2, « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

En 2011, la teneur moyenne en carbone organique des terres agricoles canadiennes était en augmentation. Cette année-là, les sols agricoles canadiens ont absorbé 11,9 millions de tonnes de CO_2 de l'atmosphère. Dans les Prairies, l'augmentation de la teneur en carbone organique du sol est principalement due à la réduction de l'intensité du travail du sol et à la diminution de la superficie des terres en **jachère**. Cette tendance à la hausse est prometteuse pour corriger la dégradation des sols due aux pratiques passées qui avaient laissé, dans les sols des Prairies, de très faibles teneurs en carbone organique. À l'inverse, dans les régions du Canada à l'est du Manitoba, la teneur en carbone organique du sol est généralement en diminution, notamment en raison de la conversion continue de **pâturages cultivés** et de prairies à faucher en terres de culture annuelle.

Enjeu : pourquoi est-il important?

Le carbone est l'élément fondamental de la vie et la composante principale de la **matière organique du sol**. Il est capté dans l'air par les végétaux sous forme de CO_2 durant la **photosynthèse**. Une partie de ce carbone est emmagasinée dans les tissus des végétaux et dans les tissus des animaux qui consomment directement ou indirectement les végétaux. Après la mort et la **décomposition** des plantes et animaux, la majeure partie de ce carbone est rapidement perdue dans l'atmosphère, mais une petite quantité est transformée en matériau organique du sol qui se décompose moins facilement. Avec le temps, la matière organique s'accumule dans le sol jusqu'à l'atteinte d'un niveau d'équilibre. À ce stade, les nouveaux apports de carbone organique par les tissus végétaux et animaux en putréfaction sont compensés par les pertes de carbone organique dues à la décomposition. Veuillez noter que dans le présent texte, les termes carbone organique du sol et matière organique du sol sont utilisés de façon interchangeable, étant donné que la matière organique du sol contient généralement 58 % de carbone en masse (teneur en carbone organique du sol (COS) = 0,58*teneur en matière organique du sol [MOS]).

La matière organique du sol influe fortement sur de nombreux aspects de la qualité du sol et elle est un élément clé de la bonne santé de celui-ci. Avec les racines des végétaux, elle retient les particules du sol les unes avec les autres et stabilise la **structure du sol**, diminuant sa vulnérabilité à l'érosion et améliorant sa capacité d'emmagasiner et d'acheminer l'air et l'eau. Une bonne structure du sol est importante pour maintenir le caractère meuble (capacité d'être travaillé) et la perméabilité du sol. La matière organique du sol emmagasine et fournit de nombreux **éléments nutritifs** nécessaires à la croissance des végétaux et des organismes du sol. Elle se lie également à des substances potentiellement nocives, comme les métaux lourds et les **pesticides**, diminuant ainsi leurs effets néfastes sur l'environnement. Enfin, elle agit comme réservoir de stockage (**puits**) pour le CO_2 capté dans l'atmosphère.

La perte de matière organique contribue à dégrader la structure du sol, expose davantage le sol à l'érosion et en diminue la fertilité, ce qui aboutit à une réduction des rendements des cultures et de la durabilité du sol.

La santé des ressources en sols du Canada est étroitement liée aux pratiques de gestion qui sont appliquées en agriculture et dans l'élevage. L'indicateur de la variation de la teneur en carbone organique du sol (COS) et l'indicateur de la teneur relative en carbone organique du sol sont deux indicateurs clés de la santé du sol. L'évaluation des tendances de la teneur en COS nous permet de mieux comprendre les principaux facteurs influant sur la santé du sol ainsi que les risques et les possibilités connexes. Cette connaissance est importante au maintien de la capacité de production des terres, maintenant et à l'avenir, pour assurer la rentabilité et la durabilité du secteur agricole.

L'indicateur de la variation de la teneur en COS (VTCOS) et l'indicateur de la teneur relative en COS (TRCOS) sont des outils essentiels pour comprendre les tendances des émissions de **gaz à effet de serre (GES)** provenant de l'agriculture au Canada et pour appuyer la déclaration annuelle des gaz à effet de serre du Canada en vertu de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (voir le chapitre 15 « Gaz à effet de serre d'origine agricole »). Le Rapport d'inventaire national du Canada assure le suivi des émissions de gaz à effet de serre et des absorptions de carbone attribuables aux changements dans l'utilisation des terres agricoles et forestières dans les secteurs Affectation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie (Environnement Canada, 2014). L'indicateur de la VTCOS et l'indicateur de la TRCOS font ressortir les liens entre les changements apportés aux pratiques de gestion des terres, comme la conversion à des cultures **sans travail du sol**, la diminution des superficies en jachère, la conversion de la culture de **plantes fourragères vivaces** à des cultures annuelles, et la séquestration ou le rejet de dioxyde de carbone qui en résulte.

Les données de l'indicateur agroenvironnemental (IAE) concernant la teneur en COS et l'érosion sont utilisées par les intervenants de l'industrie agricole pour satisfaire aux exigences en matière de démonstration des critères de durabilité aux acheteurs, y compris ceux nécessaires pour accéder au marché international.

Indicateur

L'indicateur de la VTCOS sert au suivi de l'évolution de la teneur en carbone organique des sols agricoles canadiens. Il se fonde sur la méthode utilisée pour le Rapport d'inventaire national du Canada (Environnement Canada, 2014) et utilise le modèle Century (NREL, 2007) pour prédire la vitesse à laquelle varie la teneur en carbone organique des sols agricoles canadiens, une variation liée aux effets des changements apportés dans la gestion des terres depuis 1951. Ces derniers comprennent les changements dans la fréquence des travaux du sol et des mises en jachère ainsi que le passage des cultures annuelles aux cultures de plantes fourragères vivaces ou aux pâturages. Bien que l'indicateur prenne en compte les changements dans l'utilisation des terres, comme le défrichage de forêts pour l'agriculture ou la conversion de prairies naturelles en **terres cultivées**, il ne prend pas en compte la perte de carbone par la **biomasse** forestière aérienne. Dans les régions où il n'y a eu aucun changement d'utilisation ou de gestion des terres, on a présumé que la teneur en carbone organique du sol n'avait pas changé.

La variation de la teneur en COS est un indicateur utile des tendances générales à long terme concernant la santé du sol. L'indicateur sert également à estimer la quantité de CO_2 absorbée de l'atmosphère par les végétaux et emmagasinée (ou séquestrée) sous forme de carbone organique dans les sols agricoles. C'est ainsi qu'en plus de renseigner sur les modifications de la santé du sol, la variation de la teneur en COS donne une indication des réductions potentielles du CO_2 atmosphérique qui peuvent compenser les émissions de gaz à effet de serre.

L'indicateur de VTCOS est exprimé en pourcentage du total des terres cultivées dans chacune des cinq catégories de variation de la teneur en COS exprimée en kilogramme par hectare et par année (kg ha^{-1} an^{-1}). Les valeurs négatives représentent une perte et les valeurs positives un gain de COS. Les cinq catégories sont définies de la manière suivante : augmentation importante (gain de plus de 90 kg ha^{-1} an^{-1}), augmentation moyenne (25 à 90 kg ha^{-1} an^{-1}), variation faible à négligeable (-25 à 25 kg ha^{-1} an^{-1}), diminution moyenne (-25 à -90 kg ha^{-1} an^{-1}) et diminution importante (perte de plus de 90 kg ha^{-1} an^{-1}).

Lorsque le sol est bien géré durant une longue période, la teneur en COS se stabilise et demeure sensiblement constante au fil du temps. L'augmentation de la teneur en COS n'est pas nécessairement plus favorable qu'une situation stable. Toutefois, si par le passé le sol s'est dégradé, une augmentation importante de la teneur en COS est nettement souhaitable, car elle est indicatrice d'améliorations de la santé et des fonctions du sol.

Toute perte de COS représente un rejet de CO_2 dans l'atmosphère et, par conséquent, n'est pas souhaitable. En conséquence, les valeurs de prédilection pour cet indicateur vont de « aucune perte de carbone organique dans les sols agricoles à forte teneur en matière organique » à « accumulation de carbone dans les sols à faible teneur en matière organique ».

En plus de savoir à quelle vitesse le carbone s'accumule dans le sol, il est utile de disposer d'un moyen d'évaluer la santé et les fonctions du sol qui varient selon les différents types de climats et de sols. Un indicateur complémentaire, l'indicateur de la teneur relative en COS, a été élaboré pour comparer la teneur en COS dans différentes régions et dans des sols faisant l'objet de différentes pratiques agricoles. Cet indicateur est calculé à l'aide du modèle Century avec des données provenant du Service d'information sur les sols du Canada (SISCan) (groupe de travail sur les Pédo-paysages du Canada, 2010) et les variations estimées par l'indicateur de variation de la teneur en COS. L'indicateur de la teneur relative en COS exprime le rapport entre la teneur en COS et une valeur de référence de la teneur en COS modélisée pour un pâturage de graminées permanent abondamment brouté. La teneur de référence en COS correspond à la teneur en carbone d'un sol en bonne santé pouvant assurer ses fonctions; toutefois, on ne peut présumer qu'elle représente une teneur en COS atteignable pour la grande diversité des systèmes de culture et de pratiques de gestion qui existent dans le secteur agricole. Pour de nombreux systèmes de culture, l'atteinte de la teneur en COS de référence n'est ni possible ni nécessaire.

Les valeurs de l'indicateur de la teneur relative en COS sont classifiées comme *très faible* (< 0,55), *Faible* (de 0,55 à 0,7), *moyenne* (de 0,7 à 0,85), *élevée* (de 0,85 à 1,0) et *très élevée* (> 1,0). Étant donné que la teneur en carbone organique des terres agricoles consacrées à des cultures annuelles est généralement plus faible que celle des terres utilisées comme pâturages permanents, on s'attend à ce que les valeurs de l'indicateur de la TRCOS tombent dans la catégorie « moyenne » lorsque peu de **cultures fourragères** ou peu de périodes de pâturage sont incluses dans le cycle de culture et qu'il n'y a pas d'apport de matière organique par des **cultures couvre-sol**, des engrais verts ou des déjections animales. Les zones où les valeurs de l'indicateur de la TRCOS sont *faibles* ou *très faibles* présentent des occasions d'augmenter la séquestration de carbone grâce à l'adoption de pratiques de gestion appropriées. C'est dans les zones où les valeurs de l'indicateur de la TRCOS sont faibles et où la teneur en COS diminue que le risque de dégradation du sol est le plus élevé.

Limites

L'indicateur de variation de la teneur en COS ne tient pas compte de l'érosion du sol. Celle-ci entraîne une diminution de la teneur en COS parce qu'elle enlève une partie de la couche de surface du sol qui est enrichie en carbone organique. Par conséquent, même des taux d'érosion du sol plutôt faibles peuvent avoir des effets importants sur l'état du COS. Ainsi, dans le présent rapport, lorsqu'elle est considérée au niveau du champ, la variation de la teneur en COS est biaisée en faveur de pertes plus faibles et d'apports plus importants.

L'incertitude liée à l'indicateur de la TRCOS doit être considérée comme supérieure à celle liée à l'indicateur de la VTCOS en raison des incertitudes inhérentes aux valeurs de la teneur en COS de la base de données du SISCan.

Résultats et interprétation

À l'échelle du Canada, les améliorations dans la gestion des exploitations agricoles ont entraîné le changement radical d'une situation où les teneurs en COS étaient stables (apports = pertes) au milieu des années 1980 à une situation où la majorité des terres cultivées ont vu leur teneur en COS augmenter à partir du milieu des années 1990 jusqu'en 2011 (figure 9-1, tableau 9-1). Au Canada, 72 % des terres agricoles se situent dans la catégorie *augmentation importante* ou *augmentation moyenne*. Grâce aux pratiques de gestion améliorées adoptées durant cette période, le sol des terres cultivées est devenu un puits plus vaste pour le CO_2 atmosphérique. Les sols agricoles canadiens constituaient une source nette de 1,2 mégatonne (Mt) de CO_2 par année en 1981, mais ils sont devenus un puits de carbone net de 11,9 Mt de CO_2 par année en 2011.[2]

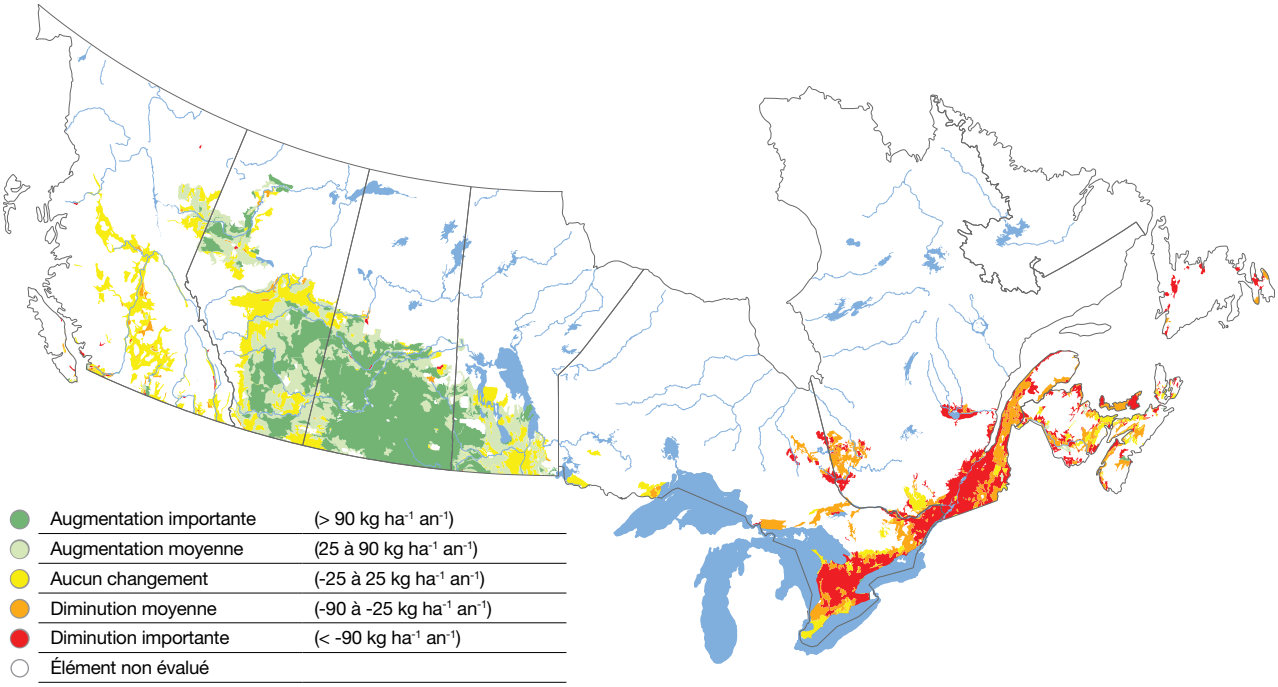


Figure 9-1 : Variation de la teneur en carbone organique du sol (kg ha^{-1} an^{-1}) au Canada en 2011

2 Le puits de 11,9 Mt de CO_2 en 2011 ne représente que la quantité de carbone séquestrée dans le sol. Cette valeur ne tient pas compte de la variation des stocks de carbone (pertes) liée aux variations de la biomasse et de la matière organique des tissus ou organismes morts résultant de la conversion de terres forestières en terres cultivées. Lorsque ces variations sont prises en compte et qu'on inclut les émissions de N_2O et de CH_4, le puits de carbone net pour 2011 est d'environ -5 Mt équivalent CO_2 (Environnement Canada, 2014)

Tableau 9-1 : Pourcentage* de terres par catégorie de variation de la teneur en COS

	Pourcentage de terres cultivées dans les catégories de variation de la teneur en carbone organique du sol (%)																														
Catég.	Augmentation importante Plus 90 kg ha^{-1} an^{-1}							Augmentation moyenne 25 à 90 kg ha^{-1} an^{-1}							Variation négligeable à faible -25 à 25 kg ha^{-1} an^{-1}							Diminution moyenne -25 à -90 kg ha^{-1} an^{-1}							Diminution importante Plus 90 kg ha^{-1} an^{-1}						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	0	0	0	1	1	2	2	0	2	5	11	12	15	15	69	70	79	78	76	73	75	28	23	14	9	9	7	6	3	5	2	2	2	3	2
Moyenne des Prairies	**1**	**2**	**3**	**8**	**35**	**53**	**56**	**18**	**39**	**47**	**69**	**50**	**35**	**31**	**78**	**57**	**49**	**22**	**15**	**12**	**13**	**3**	**2**	**1**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
Alberta	0	0	0	2	17	32	37	24	32	42	62	58	46	41	72	64	56	34	24	21	21	3	4	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Saskatchewan	0	0	1	11	53	75	79	1	38	47	78	42	22	18	94	60	52	11	5	3	3	4	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Manitoba	7	9	18	17	24	32	30	59	59	60	58	52	50	44	34	32	22	25	24	19	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moyenne du centre du Canada	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**15**	**16**	**15**	**13**	**11**	**13**	**12**	**36**	**36**	**31**	**32**	**28**	**27**	**24**	**50**	**48**	**54**	**54**	**61**	**59**	**64**
Ontario	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	12	13	14	16	15	18	17	23	27	26	29	28	29	26	65	60	60	54	56	53	56
Québec	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	23	16	7	2	2	2	61	54	43	39	27	24	18	19	23	41	54	71	74	80
Moyenne de l'Atlantique	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**1**	**1**	**1**	**1**	**2**	**1**	**1**	**2**	**37**	**32**	**28**	**20**	**13**	**15**	**14**	**53**	**54**	**54**	**60**	**62**	**61**	**49**	**8**	**14**	**16**	**16**	**23**	**22**	**34**
Nouveau-Brunswick	0	0	0	1	0	0	0	2	3	4	5	3	1	3	88	70	62	31	23	21	20	10	22	30	60	52	60	49	0	4	4	4	22	19	28
Nouvelle-Écosse	0	0	0	3	1	1	4	0	0	0	3	1	3	2	27	30	28	36	20	30	28	68	58	56	42	53	44	40	4	12	15	16	24	23	26
Île-du-Prince-Édouard	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81	79	74	77	80	81	56	19	21	26	23	20	19	44
Terre-Neuve-et-Labrador	1	2	2	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	45	29	30	1	0	0	1	25	27	20	36	33	10	47	26	42	48	62	67	90	52
Moyenne du Canada	**1**	**1**	**2**	**7**	**30**	**44**	**46**	**15**	**32**	**39**	**58**	**42**	**30**	**26**	**68**	**52**	**45**	**22**	**16**	**14**	**15**	**9**	**8**	**6**	**5**	**5**	**4**	**4**	**7**	**7**	**7**	**7**	**8**	**8**	**9**

* Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100 %.

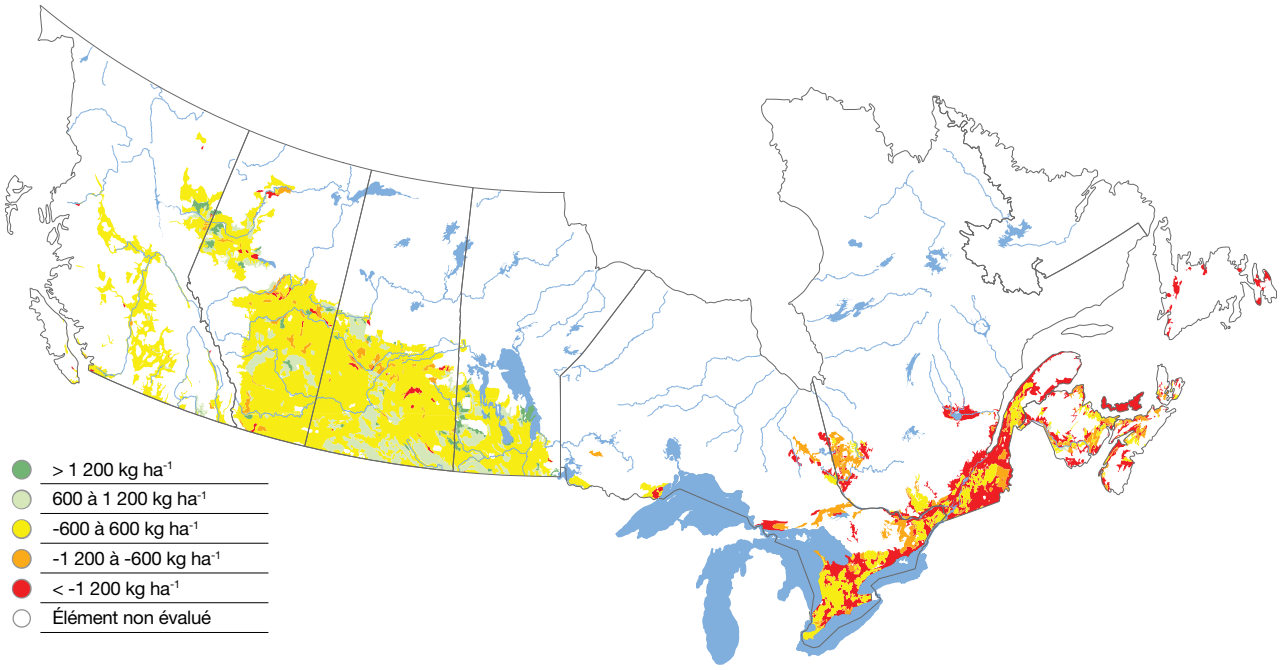


Figure 9-2 : Variation cumulée de la teneur en COS (kg ha^{-1}) de 1981 à 2011 en raison de l'évolution de l'utilisation des terres (p. ex. conversion de terres forestières en terres agricoles) et des changements de types de cultures (annuelles et vivaces)

L'Ontario et les provinces situées plus à l'est ont connu une baisse générale de la teneur en COS de 1981 à 2011, en raison de la diminution de la superficie des prairies à faucher et des pâturages et de l'augmentation correspondante de la superficie des terres consacrées à des cultures annuelles (figure 9-2). Ce changement dans l'utilisation des terres est la conséquence d'une baisse de la demande d'aliments pour animaux, laquelle est liée à la diminution des populations bovines dans ces provinces. Les Prairies ont connu d'importantes augmentations de la teneur en COS en raison de la diminution du travail du sol et de la superficie des terres en jachère (figure 9-3). L'Ontario et l e Québec ont enregistré des augmentations moyennes de la teneur en COS par suite de l'adoption de pratiques de **travail de conservation du sol**, tandis que dans les autres provinces de l'est du Canada, les augmentations sont limitées parce qu'il n'y a pas autant de travail de conservation du sol en raison des conditions climatiques plus fraîches et plus humides qui y prévalent.

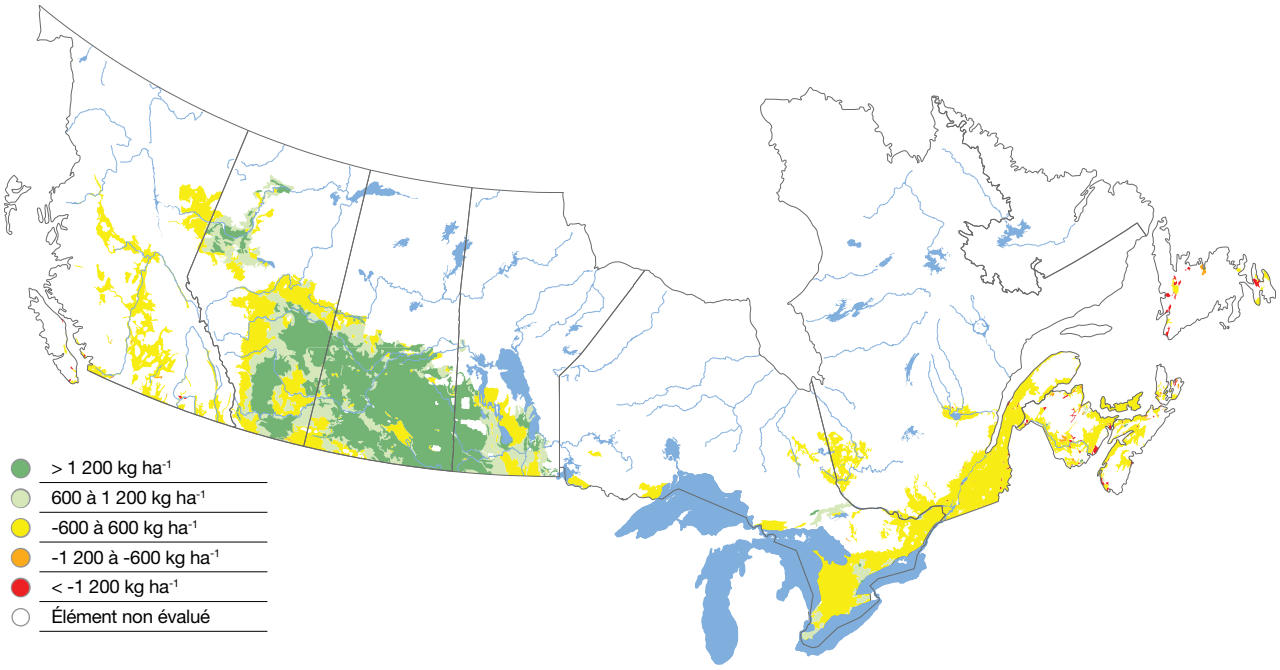


Figure 9-3 : Variation cumulée de la teneur en COS (kg ha^{-1}) de 1981 à 2011 en raison des changements des pratiques de travail du sol et de mise en jachère

Tableau 9-2 : Moyennes de la vitesse à laquelle varie la teneur en carbone organique du sol et moyennes de la teneur relative en carbone organique du sol dans les provinces et au Canada

Catég.	Variation de la teneur en COS (kg ha^{-1} an^{-1})							Teneur relative en COS (Teneur réelle en COS/Teneur de référence modélisée)	
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	2011
C.-B.	-19	-19	-9	0	-2	2	6	0,77	0,79
Moyenne des Prairies	**9**	**21**	**26**	**47**	**71**	**92**	**97**	**0,79**	**0,79**
Alb.	11	13	20	36	55	66	69	0,78	0,79
Sask.	-1	19	23	55	88	119	128	0,77	0,77
Man.	39	44	49	50	58	72	66	0,89	0,90
Moyenne du Centre du Canada	**-91**	**-89**	**-96**	**-97**	**-114**	**-109**	**-115**	**0,73**	**0,68**
Ont.	-107	-100	-103	-95	-99	-92	-98	0,62	0,57
Qc	-59	-65	-82	-102	-145	-144	-152	0,95	0,91
Moyenne de l'Atlantique	**-47**	**-56**	**-59**	**-60**	**-74**	**-86**	**-85**	**0,70**	**0,65**
N.-B.	-12	-23	-25	-38	-58	-83	-79	0,77	0,73
N.-É.	-39	-56	-61	-43	-72	-82	-64	0,59	0,53
Î.-P.-É.	-81	-78	-80	-82	-80	-74	-92	0,72	0,69
T.-N.-L.	-132	-143	-155	-225	-211	-288	-274	0,90	0,83
Moyenne du Canada	**-6**	**4**	**9**	**26**	**45**	**62**	**64**	**0,78**	**0,78**

La valeur moyenne de l'indicateur de la TRCOS pour les terres agricoles canadiennes en 2011 était de 0,78 (tableau 9-2). Tandis que la plupart des terres des Prairies, de la Colombie-Britannique, du Québec et de la majeure partie du Canada atlantique se situent dans la plage *moyenne* à *élevée* de l'indicateur de la TRCOS (tableau 9-3), on trouve d'importantes zones avec des valeurs faibles (< 0,7) dans le sud-ouest de l'Ontario, le sud et le centre des Prairies, de grandes parties de la région de la rivière de la Paix en Alberta et en Colombie-Britannique, ainsi que dans certaines parties des provinces de l'Atlantique (figure 9-4).

Ensemble, la TRCOS et la VTCOS fournissent des renseignements sur le risque global de dégradation de la teneur en carbone organique du sol. La combinaison des catégories des deux indicateurs servant à déterminer le risque de dégradation de la teneur en COS est illustrée au tableau 9-4. Les zones où la TRCOS est *faible* ou *très faible* combinée avec une teneur en COS qui diminue (cellules rouges) sont considérées comme étant à risque élevé de dégradation du sol et suscitent la plus vive inquiétude à propos de la qualité des sols en termes de COS. Ces zones sont illustrées à la figure 9-5 et énumérées dans le tableau 9-5.

Tableau 9-3 : Pourcentage des terres dans chaque catégorie de l'indicateur de la teneur relative en carbone organique du sol en 2011

	Teneur relative en carbone organique du sol (TRCOS)				
Catég.	Très élevée	Élevée	Moyenne	Faible	Très faible
C.-B.	1	39	33	20	8
Prairies	**4**	**36**	**34**	**23**	**4**
Alb.	1	34	40	22	2
Sask.	3	32	33	25	7
Man.	15	53	17	14	0
Centre du Canada	**12**	**5**	**15**	**26**	**42**
Ont.	1	2	14	30	54
Qc	37	12	19	17	15
Canada atlantique	**2**	**3**	**46**	**29**	**20**
N.-B.	1	8	59	26	6
N.-É.	3	0	7	26	63
Î.-P.-É.	0	0	66	34	0
T.-N.-L.	25	16	39	18	1
Canada	**5**	**32**	**31**	**23**	**9**

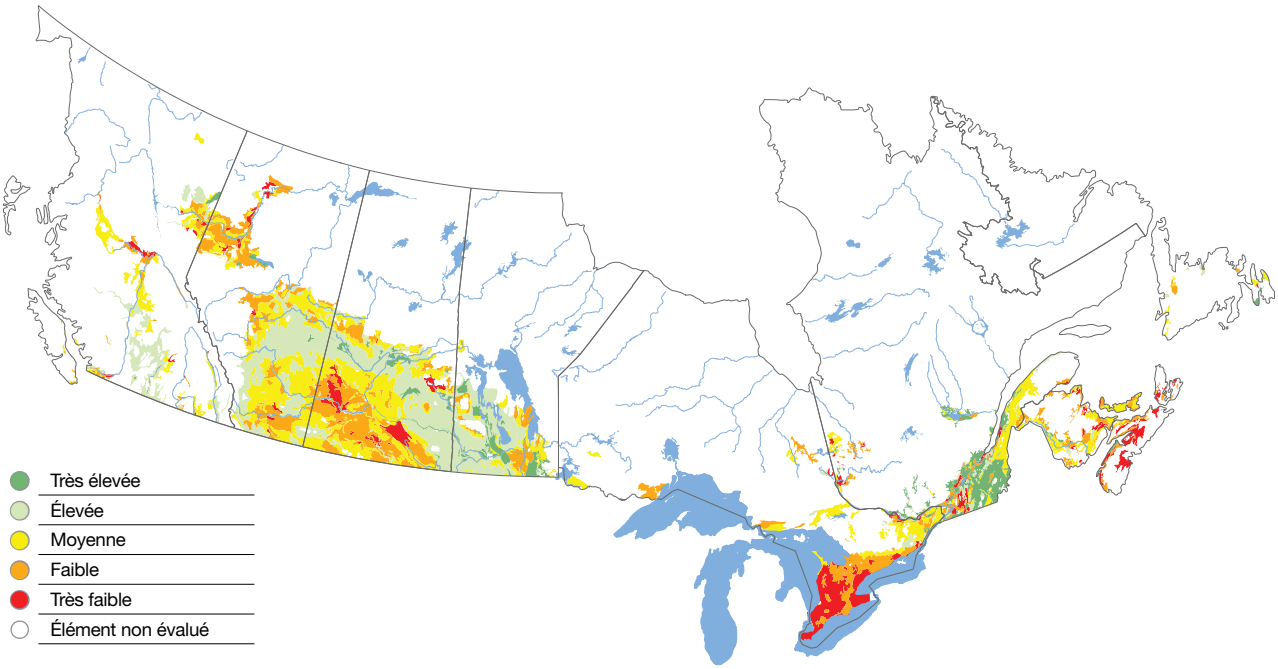


Figure 9-4 : Teneur relative en carbone organique du sol au Canada en 2011

Tableau 9-4 : Combinaison des catégories de VTCOS et de TRCOS utilisée pour déterminer le risque de dégradation de la teneur en COS

	Risque de dégradation de la teneur en COS				
	TRCOS				
VTCOS	Très faible	Faible	Moyenne	Élevée	Très élevée
Diminution importante					
Diminution moyenne					
Aucun changement					
Augmentation moyenne					
Augmentation importante					

Risque de dégradation du sol
- Élevé
- Moyen
- Faible
- Très faible

En 2011, plus de la moitié des terres cultivées du centre du Canada pouvaient être considérées comme étant à risque *élevé* ou *très élevé* de dégradation (tableau 9-5), tandis que dans les provinces atlantiques, 38 % des terres se situaient dans les catégories de risque les plus élevées.

La dégradation de la structure du sol qui se traduit par un état d'ameublissement médiocre et de faibles capacités d'infiltration est probablement le premier signe indiquant que les teneurs en COS sont inférieures aux concentrations souhaitables. Les effets de la dégradation sont plus visibles dans les sols sableux et argileux. Les sols dont la teneur relative en carbone organique est faible sont ceux qui présentent le plus grand potentiel d'amélioration par l'adoption de pratiques de gestion améliorées qui augmentent les teneurs en COS. Dans les Prairies, 27 % des terres se situaient dans les catégories *très faible* et *faible* de l'indicateur de la TRCOS, les teneurs en COS dans la quasi-totalité de ces terres étant en augmentation. Pratiquement aucune des terres des Prairies ayant une teneur relative *faible* ou *très faible* en COS n'a vu leur teneur en COS diminuer.

Dans l'est du Canada, la majorité des terres où la TRCOS est *élevée* ou *très élevée* voient également leur teneur en COS diminuer. Cette situation n'est pas aussi préoccupante du point de vue de la santé du sol que l'est la diminution de la teneur en COS combinée avec des valeurs *faibles* de la TRCOS. La perte de COS par des sols avec des teneurs relatives *élevées* de COS est liée à la conversion de systèmes d'élevage de bovins et de culture de plantes fourragères à des cultures de céréales et d'**oléagineux**.

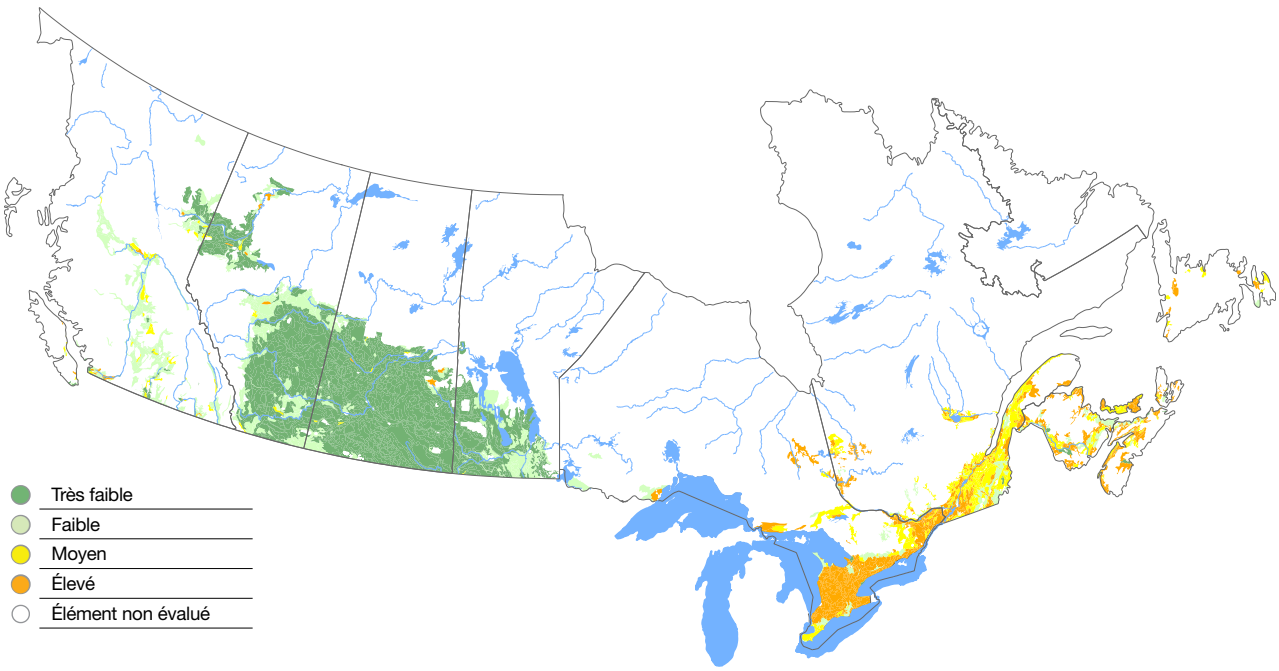


Figure 9-5 : Risque de dégradation de la teneur en carbone organique du sol en 2011

Tableau 9-5 : Pourcentage des terres dans chaque combinaison des indicateurs TRCOS et VCOS en 2011[3]

	Catégorie de variation de la teneur en carbone organique dans le sol																								
	Plus de 90 kg ha^{-1} an^{-1} Catégorie de teneur relative en carbone organique du sol					25 à 90 kg ha^{-1} an^{-1} Catégorie de teneur relative en carbone organique du sol					-25 à 25 kg ha^{-1} an^{-1} Catégorie de teneur relative en carbone organique du sol					-25 à -90 kg ha^{-1} an^{-1} Catégorie de teneur relative en carbone organique du sol					Perte de plus de 90 kg ha^{-1} an^{-1} Catégorie de teneur relative en carbone organique du sol				
	Très faible	Faible	Moyenne	Élevée	Très élevée	Très faible	Faible	Moyenne	Élevée	Très élevée	Très faible	Faible	Moyenne	Élevée	Très élevée	Très faible	Faible	Moyenne	Élevée	Très élevée	Très faible	Faible	Moyenne	Élevée	Très élevée
Colombie-Britannique	néant*	0	1	1	0	1	5	5	4	0	4	12	22	30	0	1	1	2	1	néant	0	1	0	0	néant
Prairies	**3**	**15**	**17**	**20**	**2**	**1**	**5**	**11**	**12**	**2**	**0**	**3**	**5**	**3**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**néant**	**0**	**0**	**0**	**néant**
Alberta	0	11	13	12	0	1	7	17	15	0	1	4	9	6	0	0	0	0	néant	néant	néant	néant	0	néant	néant
Saskatchewan	6	21	24	26	2	1	3	7	6	1	néant	0	2	1	0	0	néant	0	0	0	néant	0	néant	0	néant
Manitoba	néant	2	3	22	3	néant	2	10	24	7	néant	10	4	7	5	néant	néant	néant	néant	0	néant	néant	néant	0	néant
Centre du Canada	**0**	**néant**	**néant**	**néant**	**0**	**0**	**0**	**néant**	**0**	**0**	**5**	**3**	**3**	**1**	**1**	**10**	**7**	**3**	**1**	**2**	**26**	**15**	**8**	**4**	**9**
Ontario	0	néant	néant	néant	néant	0	0	néant	néant	néant	7	5	5	1	0	14	9	2	1	néant	32	15	7	1	1
Québec	néant	néant	néant	néant	0	néant	néant	néant	0	0	néant	néant	0	0	1	0	1	6	1	8	14	15	11	10	26
Canada Atlantique	**1**	**0**	**néant**	**néant**	**néant**	**0**	**1**	**1**	**0**	**néant**	**4**	**5**	**5**	**0**	**néant**	**10**	**5**	**32**	**2**	**1**	**5**	**18**	**8**	**1**	**1**
Nouveau-Brunswick	néant	néant	néant	néant	néant	0	1	1	1	néant	1	7	11	1	néant	3	7	34	5	0	3	10	12	1	1
Nouvelle-Écosse	3	1	néant	néant	néant	1	0	1	néant	néant	15	8	5	néant	néant	30	9	1	0	néant	14	7	0	0	3
Île-du-Prince-Édouard	néant	néant	néant	0	0	néant	néant	néant	0	0	néant	néant	néant	0	0	néant	néant	56	0	0	0	34	10	0	0
Terre-Neuve-et-Labrador	0	néant	néant	néant	néant	néant	néant	néant	néant	néant	néant	néant	néant	1	néant	néant	néant	26	néant	21	1	18	12	15	3
Canada	**2**	**12**	**14**	**16**	**1**	**1**	**4**	**9**	**10**	**1**	**1**	**3**	**5**	**4**	**1**	**1**	**1**	**1**	**0**	**0**	**4**	**2**	**1**	**1**	**1**

3 néant signifie qu'il n'y a aucune terre dans la combinaison, tandis que 0 correspond à moins de 0,5% des terres dans la combinaison.

Moyens d'action

En règle générale la santé du sol s'améliore en termes de COS. La réduction des superficies en jachère et l'adoption de pratiques de **travail réduit du sol** sont de bons moyens pour corriger de faibles teneurs en COS. Il y a eu un certain nombre de diminutions importantes de la teneur en COS. À l'est des Prairies, cette diminution est le résultat inévitable de la conversion de pâturages et de prairies à faucher en des cultures annuelles plus intensives. La persistance de cette tendance pendant au moins cinq décennies a entraîné la diminution continue de la teneur en COS.

Dans le cas de plantes horticoles ou de plantes racines (laissant peu de résidus au sol) cultivées sur des terres à faible teneur en COS, il est important d'inclure dans la rotation des cultures qui laissent beaucoup de résidus au sol. L'épandage de fumier sur un sol à très faible teneur en COS peut augmenter celle-ci et améliorer rapidement la santé et la productivité du sol.

Le défrichage pour augmenter la superficie des terres de culture se poursuit dans une certaine mesure et entraîne des pertes de carbone dans toutes les provinces. De même, et cela est évident en Alberta et en Saskatchewan, certaines conversions mineures de prairies naturelles en terres de culture entraînent également des pertes de carbone. Le bien-fondé à long terme de la conversion de ces terres souvent marginales en terres de culture doit être soigneusement évalué.

Les approches de gestion de la teneur en COS doivent être adaptées à l'état de cette dernière dans la zone visée. Dans le cas des sols ayant une teneur en COS assez faible à cause de pratiques de gestion antérieures, il faut faire une analyse en profondeur pour déterminer les méthodes qui permettraient d'augmenter la teneur en COS. Ralentir ou inverser la perte de COS est particulièrement important pour les sols dont la teneur relative en COS est faible. Pour augmenter la teneur en COS de tels sols, il faut réduire au l'érosion au minimum. D'autres méthodes acceptables peuvent comprendre l'utilisation de cultures couvre-sol, l'emploi périodique de fourrages vivaces, l'incorporation de fumier et la réduction du travail du sol.

Pour les sols dont la teneur en carbone organique est assez élevée, il faut empêcher les pertes qui nuiraient à leur qualité. Pour ces sols, la diminution de l'érosion est le moyen le plus efficace de maintenir la teneur en carbone organique. Le retour au sol des **résidus de culture** et l'inclusion, dans la rotation, de cultures laissant beaucoup de résidus sont également importants pour le maintien des teneurs en COS.

Références

Alberta Agriculture and Rural Development, 2014. *Carbon contracting: 2012 changes to the Alberta carbon market.*

Environment Canada. 2014. *Rapport d'inventaire national 1990–2012 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada – Sommaire. La proposition canadienne concernant la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques*. Internet : http://ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=BF55E9F2EDD6-4AEB-B804-004C39BDC712.

National resource ecology laboratory (NREL). 2007. *Century*. Consulté le 9 juin 2009 à http://www.nrel.colostate.edu/projects/century/.

Groupe de travail sur les pédo-paysages du Canada. 2010. *Pédo-paysages du Canada version 3.2*, Agriculture et Agroalimentaire Canada. Carte numérique et base de données à l'échelle de 1/1 million.

Saskatchewan. 2009. *Bill No. 95 – The Management and Reduction of Greenhouse Gases Act*. Internet : http://www.qp.gov.sk.ca/documents/english/FirstRead/2009/Bill-95.pdf

10 Salinisation du sol

Auteur :
M.D. Bock

Nom de l'indicateur :
Indicateur du risque de salinisation du sol

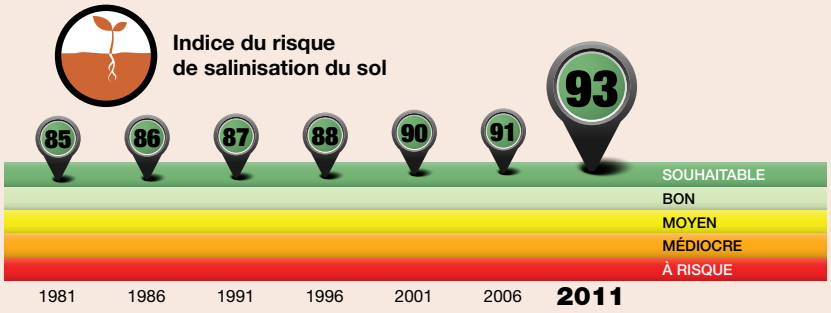
Portée :
Échelle provinciale (Alberta, Saskatchewan, Manitoba), 1981 à 2011

Sommaire

L'accumulation de sels solubles dans certaines parties du paysage peut contribuer à la dégradation localisée du sol dans les Prairies canadiennes. La **salinisation**[1] est plus rapide dans les régions arides après des années plus humides que la normale en raison de l'élévation des nappes phréatiques. Lorsque l'eau du sol est évacuée par la transpiration et par l'évaporation, les sels solubles se concentrent près de la surface du sol. Les plantes diffèrent quant à leur réponse à des concentrations élevées de sels solubles. De fortes concentrations peuvent nuire à la capacité d'une plante d'absorber l'eau et les **éléments nutritifs**, et certains des éléments présents dans les sols salins sont toxiques. Ces facteurs réduisent le rendement des cultures agricoles, et, dans les cas extrêmes, laissent les sols improductifs.

Indice du risque de salinisation du sol – *T. Hoppe, T. Martin, R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un aperçu statistique d'un ensemble de variables utilisé pour présenter une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur unique aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si cet indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, l'état de l'environnement en 2011 du point de vue du risque de salinisation des terres agricoles dans les Prairies canadiennes était « souhaitable ». L'indice révèle une tendance à la hausse, ayant progressé de 85 à 93 entre 1981 et 2011, témoignant d'un risque réduit de salinisation du sol dans les Prairies. Cette augmentation est principalement due à l'adoption répandue des pratiques de travail réduit du sol (travail de conservation du sol) et de culture sans travail du sol, ainsi qu'à la diminution des mises en jachère au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta.

L'indice groupe et généralise les tendances. Les constatations, les variations et les interprétations régionales sont abordées plus en détail dans la partie « Résultats et interprétation » du présent chapitre. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2 « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

Les systèmes de gestion de la production qui ont une incidence sur la quantité et la circulation de l'eau et des sels solubles dans le sol contribuent parfois de façon importante à la salinisation du sol dans les **écosystèmes** agricoles. La mise en **jachère** d'une terre, par exemple, augmente la quantité d'eau stockée dans la zone racinaire, ce qui peut entraîner l'élévation de la nappe phréatique et l'augmentation de la concentration de sels solubles à la surface, ou près de la surface, du sol dans les secteurs vulnérables du paysage. En revanche, l'utilisation d'une **couverture végétale permanente** et de pratiques de culture continue réduit la quantité d'eau du sol qui se déplace de la zone racinaire vers la nappe phréatique, réduisant ainsi le risque de salinisation du sol. L'indicateur du risque de salinisation du sol a été élaboré pour évaluer l'état et la tendance de salinisation des sols en **culture sèche** dans les Prairies en fonction de l'évolution de l'utilisation des terres et des pratiques de gestion.

En 2011, 85 % de la superficie terrestre de la région agricole des Prairies était considérée comme ayant un risque de salinisation *très faible*. La superficie à risque de salinisation a diminué de 1981 à 2011 dans les trois provinces des Prairies, surtout en Saskatchewan. Cette amélioration s'explique en grande partie par la diminution de 7 millions d'hectares (ha) de terres en jachère (diminution de 78 % de 1981 à 2011) et l'augmentation de 4,8 millions d'hectares de terres couvertes de végétaux en permanence (augmentation de 14 % de 1981 à 2011).

Enjeu : pourquoi est-il important?

La salinisation des terres non irriguées est un processus naturel qui se produit dans les régions où les déficits hydriques sont courants (l'**évapotranspiration** potentielle est supérieure aux précipitations) et où les sols et **l'eau souterraine** peuvent naturellement avoir des concentrations plus élevées en sels minéraux, comme le sodium, le calcium et le sulfate de magnésium. On trouve des sols salins sporadiques dans d'autres régions du Canada, mais la salinisation ne peut représenter un risque important que dans certains secteurs précis des Prairies. Le processus de salinisation des terres cultivées en sec commence là où la fonte des neiges et les précipitations dépassent les besoins de la communauté végétale établie. Au cours de ce processus, l'eau du sol s'infiltre vers la zone racinaire, transportant les sels solubles vers la nappe phréatique. Une fois dans l'eau souterraine, les sels dissous peuvent être transportés vers d'autres parties du paysage où l'écoulement de l'eau souterraine se fait vers la surface. Les faibles dépressions ou certaines formes du substrat rocheux sont plus propices à ces conditions. Lorsque l'eau transpire ou s'évapore, les sels sont concentrés à la surface du sol ou près de celle-ci, ou dans les plans d'eau avoisinants (figure 10-1). Au fil du temps, le processus de salinisation produit généralement des croûtes de sel blanches que l'on peut observer à la surface du sol ou des précipités cristallins à l'intérieur du sol.

Une salinité élevée dans la zone racinaire nuit généralement à la germination des graines, réduit la croissance des plantes et donne lieu à des rendements de cultures beaucoup plus faibles. Lorsque la salinité du sol est faible, la croissance et les rendements de la plupart des cultures sont touchés dans une certaine mesure. À mesure que la concentration de sel dans l'eau du sol augmente, les plantes connaissent des conditions de sécheresse et perdent leur capacité d'absorber suffisamment d'eau. Les causes secondaires de la diminution de la croissance et du rendement comprennent l'incapacité d'absorber suffisamment d'éléments nutritifs, les effets toxiques d'ions spécifiques et les conditions physiques ou nutritionnelles défavorables souvent associées aux sols salins.

Dans des conditions de salinité moyenne à forte, des réductions du rendement d'au moins 50 % sont courantes pour la plupart des cultures de **céréales** et d'**oléagineux**. Les concentrations de sel peuvent devenir si fortes que même la croissance de plantes tolérantes au sel n'est plus possible. Cependant, la sensibilité au sel varie selon le type de culture (Henry et coll., 1987) et le stade de développement. Par exemple, l'orge est plus tolérante que le blé aux sols faiblement salins; le brome et le mélilot tolèrent les sols moyennement salins; et les betteraves à sucre sont sensibles à de faibles concentrations de sel pendant la germination et le stade de la levée.

Les facteurs environnementaux suivants influent sur le processus de salinisation du sol : déficits hydriques, topographie, teneur en sel intrinsèque dans le matériau parental du sol et les formations géologiques sous-jacentes, conditions hydrologiques. Bien que les sols salins soient naturellement présents dans certains paysages, il est généralement reconnu que les pratiques d'utilisation des terres peuvent influer de manière significative (positivement ou négativement) tant sur le degré de salinité des sols que sur la superficie des sols salins en modifiant les voies hydrologiques naturelles. Les pratiques agricoles telles que la **culture continue** ou la culture de **plantes fourragères vivaces** sur les hautes terres limitent le **lessivage** d'eau dans le sol, ce qui empêche la salinisation des sols se trouvant au bas des pentes. À l'inverse, la mise en jachère et l'irrigation entraînent un excès d'humidité du sol et peuvent aggraver la salinité dans les zones sensibles en élevant la nappe phréatique et en augmentant les apports de sels dissous dans l'eau souterraine. Les pratiques d'utilisation des terres qui donnent lieu à une utilisation plus efficace des précipitations là où elles tombent, par exemple la culture de vivaces à racines profondes, peuvent réduire la salinité de l'eau souterraine et diminuer l'étendue de la salinisation (Holzer et coll., 1995).

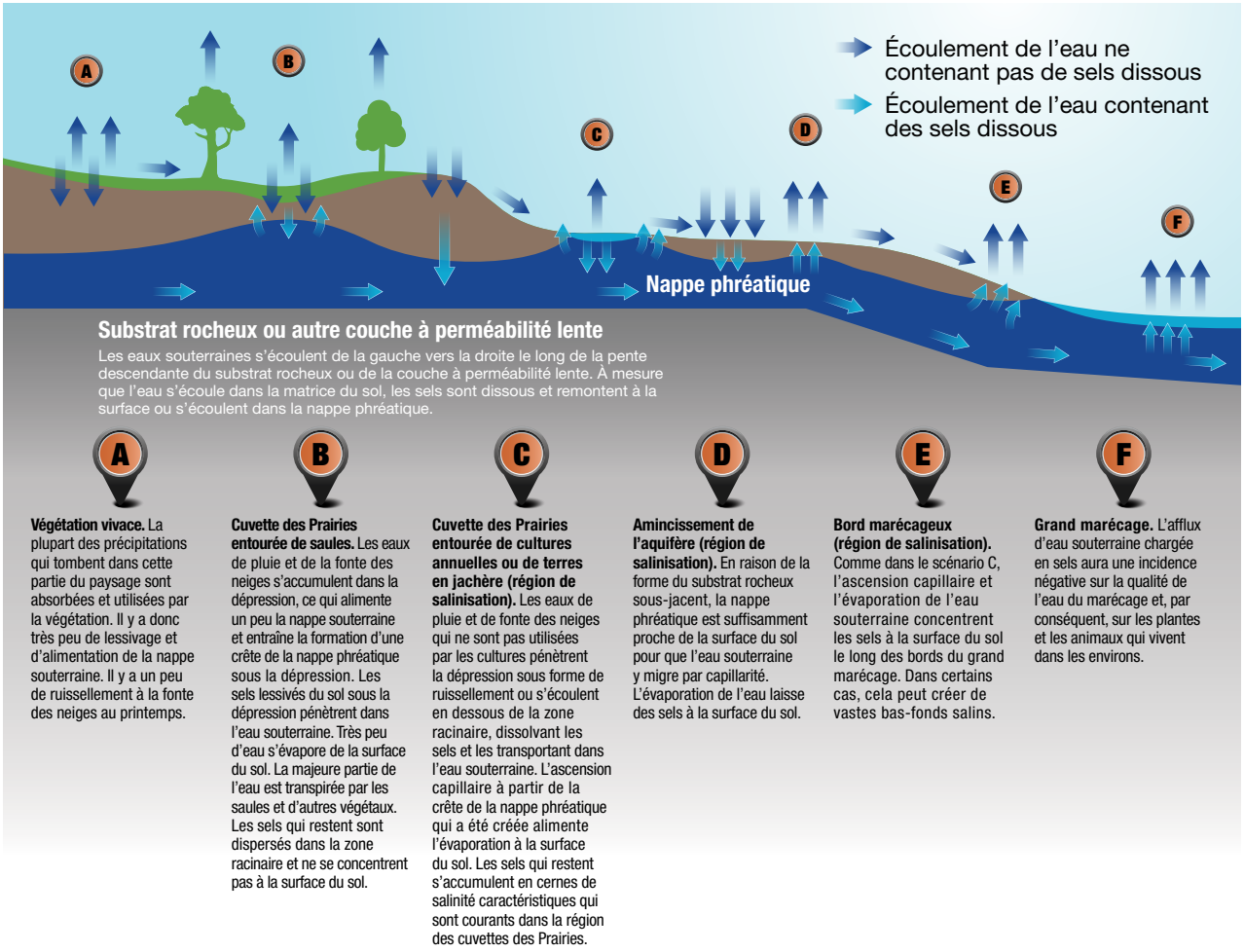


Figure 10-1 : Représentation conceptuelle de la redistribution de l'eau et des sels dans un paysage régional illustrant les processus potentiels de salinisation du sol des terres non irriguées (Wiebe et coll., 2010)

Wiebe et ses collaborateurs (2006, 2007) ont estimé que dans les régions agricoles des Prairies, environ un million d'hectares de sols de surface sont moyennement ou très salins. La détérioration de l'eau de surface à l'échelle locale et peut-être même régionale, ainsi que les faibles ressources en eau souterraine ont été attribuées à l'afflux de sels solubles des régions de salinisation (terres cultivées sans irrigation) (Miller et coll., 1981). En 1998, les pertes de revenu annuel des agriculteurs canadiens imputables à la salinité du sol ont été estimées à 257 millions de dollars (Forge, 1998).

Non seulement la salinisation des terres en culture sèche réduit le rendement des cultures, mais elle limite également la variété des plantes qui peuvent être cultivées, réduisant ainsi les retombées économiques potentielles pour les agriculteurs. Si les sols des paysages menacés par la salinisation ne sont pas gérés correctement, des terres agricoles qui étaient auparavant productives peuvent devenir improductives. De plus, de précieuses ressources d'eau souterraine pourraient être menacées par l'augmentation de la concentration des sels dissous (Vander Pluym, 1982). Selon de futurs scénarios de changements climatiques, le risque de salinisation du sol dans les Prairies pourrait augmenter en raison de déficits hydriques accrus du sol (Florinsky et coll., 2009). Il faut être conscients des terres agricoles à risque et comprendre les pratiques d'utilisation des terres pouvant atténuer les incidences potentiellement négatives sur de précieuses ressources en terres et en eau. Cela permettra au Canada de continuer à jouer un rôle important dans la réduction des risques liés à la salinisation et lui permettre de répondre à la demande alimentaire mondiale tout en maintenant un paysage agricole très productif et durable.

Indicateur

L'indicateur du risque de salinisation du sol permet d'évaluer et de suivre les changements dans le potentiel de salinisation attribuable aux changements dans l'utilisation des terres agricoles et les pratiques de gestion. L'indicateur du risque de salinisation se calcule au moyen d'indice du risque de salinité sans unité qui combine des coefficients de pondération pour les facteurs qui modulent la salinisation ou influent sur le processus. Le calcul tient compte des facteurs suivants :

- l'état de la salinité du sol dans le paysage, obtenu d'une compilation de la présence et du degré (de moyen à fort) de salinité du sol dans les Prairies (Wiebe et coll., 2006; 2007);
- la topographie, notamment la raideur et la position de la pente;
- le drainage du sol;
- les déficits hydriques dus au climat durant la saison de croissance;
- l'utilisation des terres, selon les quantités relatives de terres avec une couverture végétale permanente, de terres consacrées à des cultures annuelles ou de terres en jachère, tirées du **Recensement de l'agriculture** de 1981, 1986, 1991, 1996, 2001, 2006 et 2011.

On suppose que les quatre premiers facteurs de l'indice sont constants au cours d'une période quinquennale de rapports, tandis que les changements dans l'utilisation des terres devraient entraîner des changements dans la valeur de l'indice. Les experts en salinité ont mis au point une pondération pour chaque facteur d'après son effet sur le processus de salinisation du sol. Par exemple, les terres en jachère ont été considérées comme étant les plus à risque, tandis que les terres avec une couverture végétale permanente ont été associées au risque le plus faible. Les **terres cultivées** consacrées à des cultures annuelles ont été jugées comme étant à risque intermédiaire. La pondération des facteurs d'utilisation des terres a été déterminée par les proportions relatives de terres en jachère, de terres avec une couverture végétale permanente et de terres consacrées à des cultures annuelles dans chaque **polygone des Pédo-paysages du Canada (PPC)**.

Les valeurs de l'indice sont exprimées en cinq catégories de risque, lesquelles ont été définies après consultation avec des experts en salinité dans chacune des provinces des Prairies. Étant donné que chaque combinaison de sol et de paysage présente un risque de salinisation variable, une valeur pondérée de l'indice de risque de salinité par région a également été calculée pour chaque polygone des PPC et utilisée pour attribuer une catégorie de risque à ce polygone aux fins de la cartographie.

Limites

Les facteurs liés au sol, au paysage et au climat utilisés dans le calcul de l'indicateur demeurent constants, de sorte que l'évaluation du risque de salinisation du sol reflète l'effet de l'utilisation des terres et des pratiques culturales actuelles et émergentes. Dans le calcul, des données climatiques moyennes à long terme ont servi à quantifier les déficits hydriques. Cependant, les déficits hydriques au cours de la saison de croissance varient d'une année à l'autre. Par conséquent, la variation annuelle importante du risque de salinisation due à la variabilité des conditions météorologiques n'est pas prise en compte dans l'indicateur. Celui-ci a été élaboré pour les systèmes agricoles de culture sèche et, par conséquent, suppose que l'apport en eau se fait par les précipitations. Il ne prend pas en compte le risque de salinisation des systèmes de production de cultures irriguées. De plus, les utilisations non agricoles des terres, telles que les routes, les fossés et les couloirs de circulation, qui influent sur l'écoulement des eaux superficielles et souterraines, et peuvent aussi avoir une incidence sur la salinisation du sol, ne sont pas prises en compte dans cette analyse à grande échelle.

Les différentes utilisations des terres et pratiques culturales indiquées dans le Recensement de l'agriculture ont été groupées en trois catégories : terres cultivées, terres avec une couverture végétale permanente et terres en jachère. L'efficacité de l'utilisation de l'eau varie beaucoup selon les cultures et, par conséquent, en théorie, influe différemment sur le processus de salinisation. Cependant, comme les données dont on dispose sont insuffisantes pour déterminer la catégorie du risque de salinisation selon le type de culture, toutes les cultures ont été incluses dans la catégorie générique des *terres cultivées*. De même, la catégorie des *terres avec une couverture végétale permanente* englobe à la fois les **pâturages améliorés** et les **pâturages non améliorés**, toutes les cultures de foin et de fourrages, ainsi que toutes les autres catégories d'utilisation de terres indiquées dans le recensement.

La réduction des risques de salinisation exige des améliorations dans l'évaluation spatiale et temporelle des risques, le perfectionnement et le développement plus poussé de **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)**, ainsi qu'une amélioration dans la mise en œuvre des PGB. Des données spatiales plus détaillées et plus à jour sur les pédo-paysages, sur les sols en cours de salinisation et l'étendue de celle-ci, de même que sur le climat et l'utilisation des terres devraient être intégrées dans le modèle de l'indicateur du risque de salinisation du sol afin d'en améliorer la sensibilité et de cibler plus efficacement l'utilisation des PGB appropriées.

La salinisation est plus rapide dans les régions arides après des années plus humides que la normale en raison de l'élévation des nappes phréatiques. L'intégration de plus de données météorologiques en temps réel sur les précipitations annuelles et sur l'aridité de la saison de croissance devrait améliorer l'évaluation du risque par rapport à la méthodologie actuelle, qui n'utilise que des normales sur 30 ans pour l'aridité de la saison de croissance. Il faut pousser les recherches pour déterminer la meilleure façon d'intégrer ces données en temps réel. L'utilisation de données spatiales plus détaillées sur l'utilisation des terres (p. ex. la cartographie de l'inventaire annuel des cultures) conjointement avec les données du Recensement de l'agriculture devrait être examinée comme moyen pour améliorer l'efficacité du modèle.

Résultats et interprétation

Deux des principales conditions nécessaires pour la salinisation des terres en culture sèche – les déficits hydriques et la teneur en sel intrinsèque du sol ou de l'eau souterraine – ne sont vraiment importantes que dans la région des Prairies. C'est pourquoi l'indicateur du risque de salinisation du sol n'est calculé que pour les régions agricoles du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta (figure 10-2). Le schéma de répartition des terres à risque de salinisation correspond généralement aux limites des zones de sols, en particulier en Saskatchewan et en Alberta, où la majorité des terres à risque se trouve dans les zones plus arides de **sol brun** et de **sol brun foncé**. Bien que la région agricole du Manitoba corresponde essentiellement à la zone de **sol noir** plus humide, de grandes régions présentent des facteurs de risque naturels élevés de salinisation, comme les paysages relativement plats, mal drainés ou ceux où l'eau souterraine saline se trouve près de la surface.

Dans les Prairies, la superficie des terres à risque de salinisation a diminué de 1981 à 2011 (tableau 10-1). Au cours de cette période, la superficie des terres dans les catégories de risque *faible*, *moyen*, *élevé* et *très élevé* a diminué de 11 %, 4 %, 1 % et 2 %, respectivement, tandis que la superficie des terres dans la catégorie de risque *très faible* a augmenté de 19 %. En 2011, 85 % de la superficie des terres de la région agricole des Prairies étaient considérés comme présentant un risque de salinisation *très faible*. Bien que les tendances provinciales différaient de recensement en recensement, le risque de salinisation du sol a diminué de 1981 à 2011 dans les trois provinces des Prairies. L'augmentation la plus importante de la superficie dans la catégorie de risque *très faible* au cours de cette période a eu lieu en Saskatchewan (30 %), tandis que l'augmentation la plus faible a été observée au Manitoba (7 %). Dans les Prairies, seuls trois polygones des PPC ont vu le niveau de risque augmenter au cours des sept périodes de recensement : dans deux d'entre eux, le risque est passé de *très faible* à *faible*, tandis que dans le troisième, il est passé de *modéré* à *élevé* (figure 10-3). Au Manitoba et en Alberta, la majorité des polygones des PPC sont demeurés dans la même catégorie de risque, même si pour un bon nombre d'autres polygones (32 % et 22 %, respectivement), le risque a diminué d'une ou de plusieurs catégories. C'est en Saskatchewan que le risque de salinisation a le plus diminué de 1981 à 2011 : la majorité des polygones des PPC (60 %) ayant vu leur risque diminuer d'une ou de plusieurs catégories.

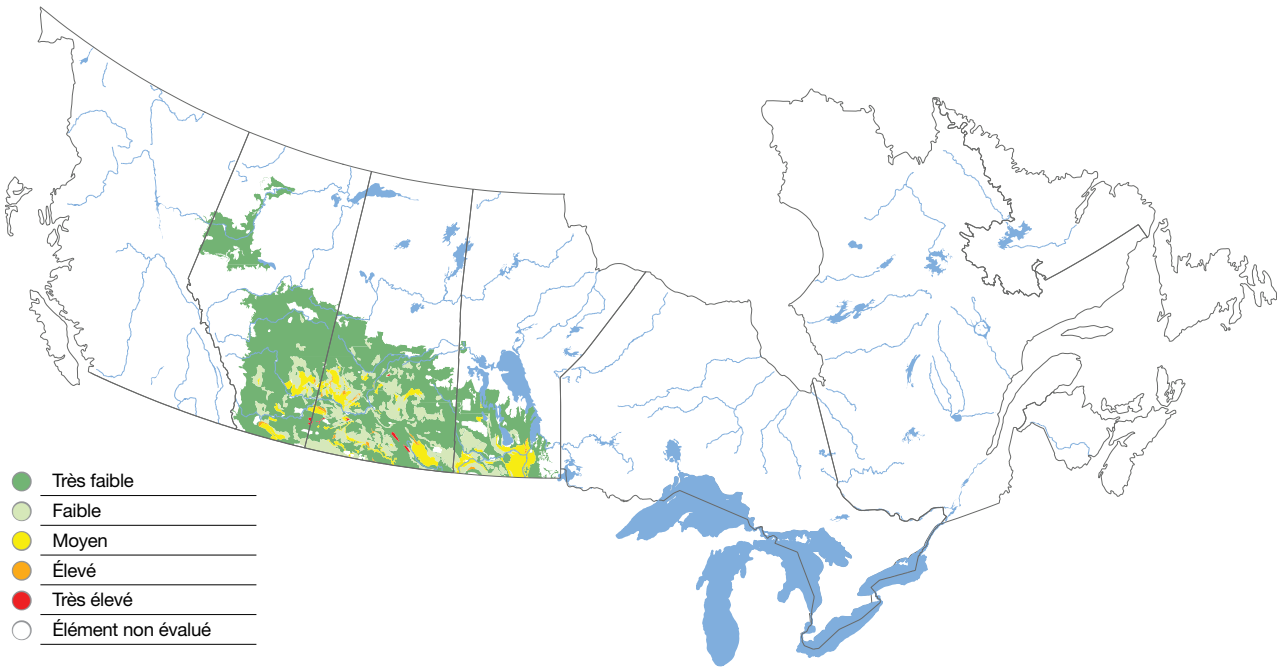


Figure 10-2 : Risque de salinisation des terres non irriguées dans les Prairies, selon les pratiques d'utilisation des terres en 2011

Tableau 10-1 : Pourcentage[2] de terres agricoles dans chaque catégorie de risque de salinisation du sol de 1981 à 2011

Catég.	Très faible							Faible							Moyen							Élevé							Très élevé						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Alberta	81	82	85	86	86	89	91	12	12	9	9	9	7	6	4	4	4	3	3	2	2	2	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Saskatchewan	53	56	56	61	69	75	83	28	26	26	24	20	15	9	11	11	11	9	5	4	3	2	2	2	2	3	3	2	6	5	5	4	3	3	2
Manitoba	65	63	69	66	69	72	72	8	11	9	11	10	10	11	18	17	16	17	17	15	15	7	7	5	5	4	3	2	3	2	1	1	1	0	0
PRAIRIES	**66**	**67**	**69**	**71**	**75**	**80**	**85**	**19**	**18**	**17**	**16**	**14**	**11**	**8**	**9**	**9**	**9**	**8**	**6**	**5**	**5**	**3**	**3**	**2**	**2**	**2**	**2**	**2**	**3**	**3**	**3**	**3**	**2**	**2**	**1**

2 Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100%.

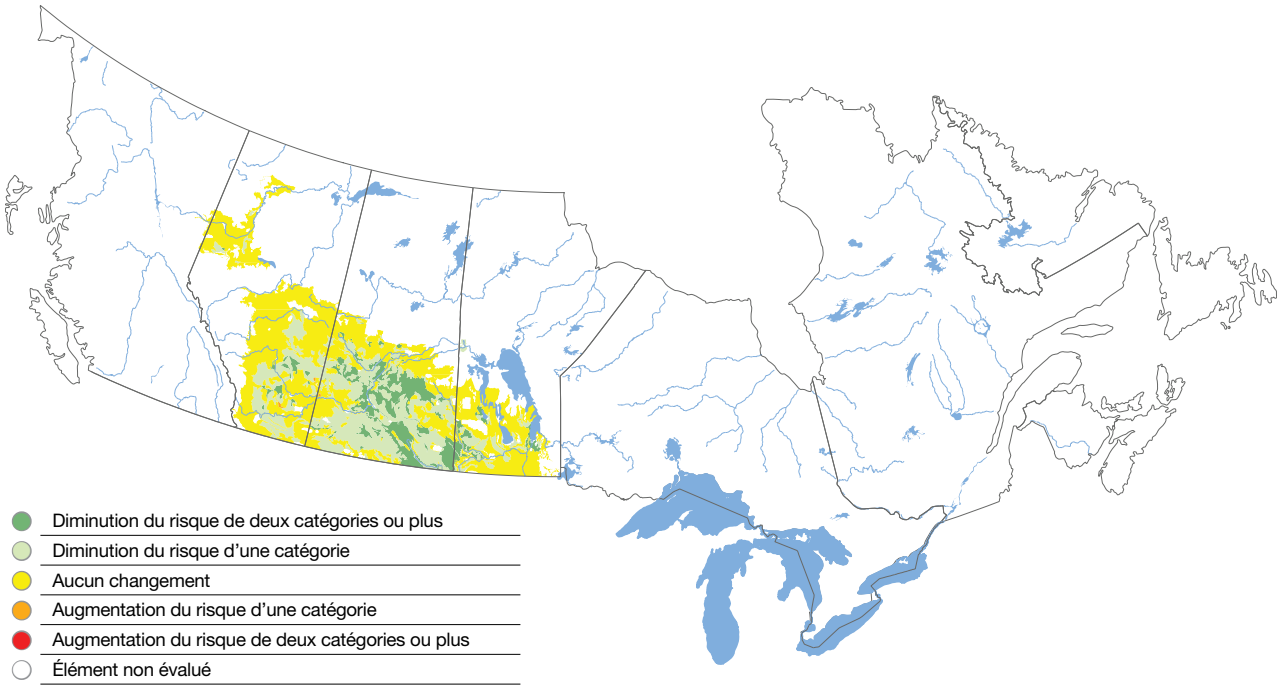


Figure 10-3 : Changement de catégorie du risque de salinisation en raison de l'évolution des pratiques d'utilisation des terres de 1981 à 2011

La tendance à la baisse du risque de salinité du sol dans l'ensemble des Prairies entre 1981 et 2011 est en grande partie due aux changements dans les pratiques d'utilisation des terres, notamment la diminution de la superficie des terres en jachère et l'augmentation de la superficie ayant une couverture végétale permanente. Depuis 1981, la superficie des terres en jachère a diminué de plus de 7 millions d'hectares (78 %) dans l'ensemble des Prairies (figure 10-4). La diminution de la mise en jachère en tant qu'outil de gestion a été constante dans les trois provinces des Prairies, cette diminution atteignant 77 % en Alberta, 78 % au Manitoba et 84 % en Saskatchewan. En Saskatchewan, la superficie des terres en jachère a diminué de plus de 5 millions d'hectares de 1981 à 2011. Au cours de cette période, la superficie des terres ayant une couverture végétale permanente a augmenté de 4,8 millions d'hectares (14 %) dans les Prairies, la plus grande partie de cette augmentation (plus de 3 millions d'hectares) étant enregistrée en Saskatchewan, notamment depuis 1996 (figure 10-5). La diminution des mises en jachère dans les Prairies résulte de plusieurs facteurs, dont l'adoption de pratiques de gestion (utilisation accrue d'engrais chimiques, rotations prolongées des cultures, culture continue) qui permettent de maximiser la production de plantes et d'assurer une utilisation plus efficace de l'humidité disponible; l'utilisation d'herbicides comme solution de rechange à la culture dans la lutte contre les mauvaises herbes; la conversion de terres marginales en terres à couverture végétale permanente ou en pâturages; et une plus grande sensibilisation des producteurs aux effets potentiels de dégradation à long terme de la mise en jachère et des pratiques de **travail classique du sol**.

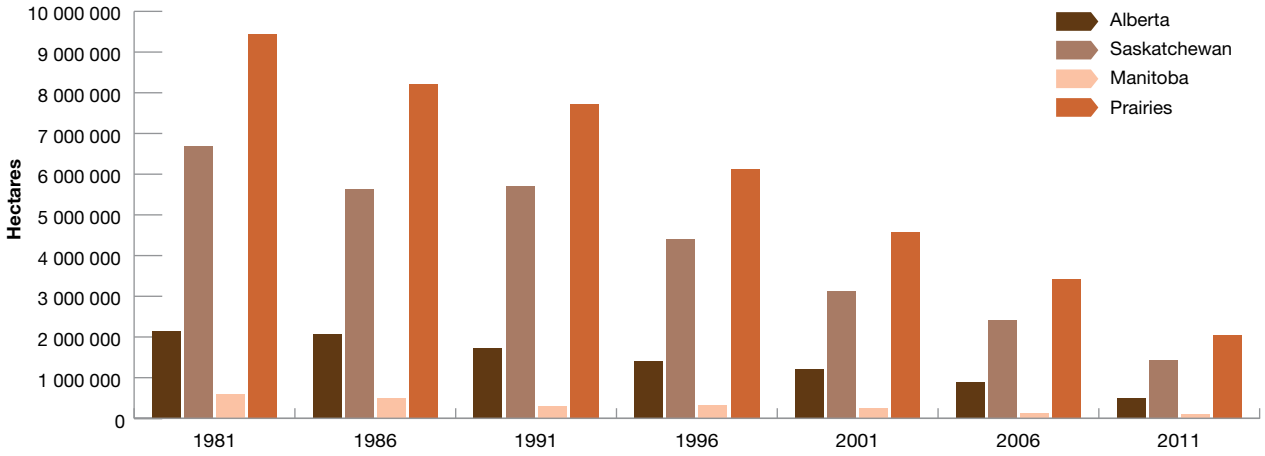


Figure 10-4 : Superficie des terres en jachère dans les Prairies de 1981 à 2011

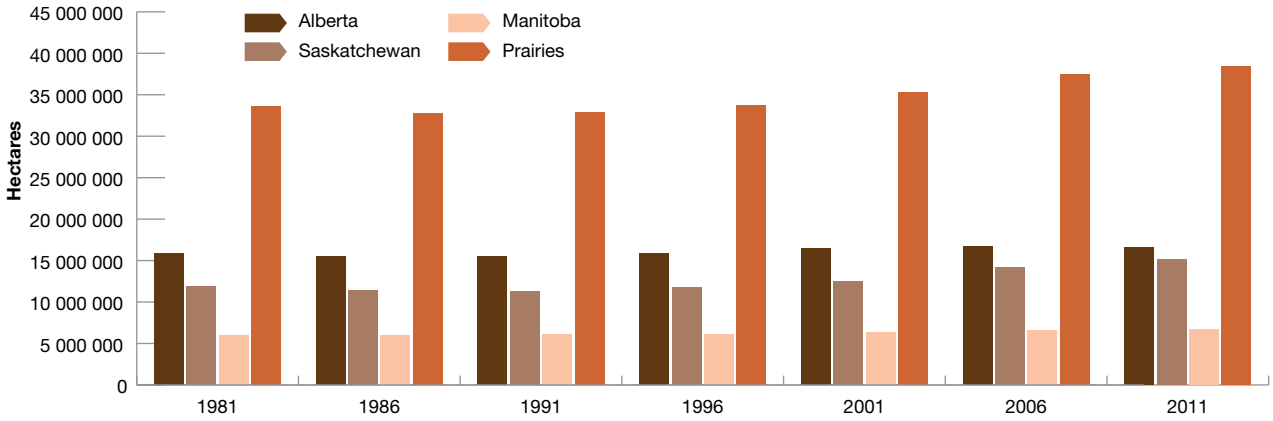


Figure 10-5 : Superficie des terres ayant une couverture végétale permanente ou des cultures vivaces dans les Prairies de 1981 à 2011

Moyens d'action

Bien que le risque de salinisation ait diminué dans les Prairies au cours des dernières années, il n'en demeure pas moins un problème pour certains producteurs, en particulier lorsque la nappe phréatique est élevée après des années plus humides que la normale. Le processus de salinisation est inextricablement lié aux caractéristiques du sol et à sa teneur en eau, et la réduction du risque de salinisation ainsi que l'amélioration des sols salins existants nécessitent une gestion adéquate du sol et de l'eau. Les pratiques de gestion bénéfiques qui permettent de réduire la redistribution en surface de l'excès d'eau dans le paysage et d'augmenter la quantité de précipitations utilisée par les plantes là où elles tombent sont les pratiques les plus efficaces pour réguler le déplacement des sels solubles dans le paysage et empêcher la salinisation du sol. Ces pratiques de gestion des terres et de l'eau comprennent :

- la diminution des mises en jachère;
- l'augmentation de l'utilisation de plantes fourragères vivaces, de pâturages et de cultures arbustives;
- la gestion de la neige (pour empêcher la formation de grands bancs) afin de répartir également la neige et ainsi réduire la formation de flaques au printemps;
- l'augmentation de l'utilisation de cultures sans travail du sol ou avec **travail minimal du sol** pour favoriser une infiltration plus uniforme des précipitations;
- l'utilisation efficace des intrants tels que les **engrais** et le fumier pour assurer la croissance saine des cultures et maximiser l'absorption d'eau.

Dans les zones où la nappe phréatique élevée est déjà une source de préoccupation et où elle présente un risque de salinisation, des pratiques qui permettent d'abaisser la nappe phréatique devraient être intégrées aux activités de gestion. De telles pratiques comprennent :

- la plantation de cultures vivaces à racines profondes qui exigent beaucoup d'eau pour aider à sécher le sous-sol et à abaisser la nappe phréatique;
- l'intégration, aux rotations, de plus de cultures tolérantes au sel là où la salinité est en train de devenir problématique, afin de maximiser l'utilisation de l'eau et de réduire le déplacement du sel vers la surface du sol;
- l'implantation de bandes protectrices de cultures de plantes fourragères vivaces ou de cultures arbustives afin de réduire l'écoulement de l'eau souterraine vers la zone à risque;
- l'utilisation stratégique du drainage par tuyaux (de plastique) sous la surface pour évacuer l'eau et les sels;
- l'utilisation appropriée du drainage en surface pour diminuer l'alimentation de la nappe souterraine;
- la surveillance de la profondeur de l'eau souterraine dans les zones sensibles afin d'aider à la planification de l'utilisation des terres et de permettre la mise en œuvre des PGB appropriées.

Les pratiques de **travail réduit (de conservation) du sol** peuvent améliorer la répartition de l'eau de la fonte des neiges et réduire la nécessité de mettre des terres en jachère; toutefois, cette approche peut également augmenter l'alimentation de la nappe souterraine par le réseau racinaire. Il faudrait cependant plus de renseignements sur les effets du travail de conservation du sol sur l'hydrologie pour mieux évaluer son incidence sur le risque de salinisation.

La salinité du sol est un problème localisé, et elle est plus facile à surveiller aujourd'hui avec les progrès réalisés en matière de mesure de la conductivité électrique; cependant, il est possible de réduire davantage les risques. Mettre davantage l'accent sur la tolérance au sel dans les programmes de sélection des cultures permettrait aux producteurs de disposer d'un plus grand éventail de choix de cultures pour les secteurs à risque. Étant donné que l'écoulement de l'eau souterraine traverse souvent des limites de propriétés, la surveillance et la gestion du risque de salinisation peuvent nécessiter des efforts coordonnés entre les districts de conservation et les organismes gouvernementaux. Une meilleure information sur l'étendue et le degré de salinisation des sols au Canada et son coût pour l'agriculture canadienne augmenterait la motivation pour de telles activités.

Références

Florinsky, I.V., R.G. Eilers, B.H. Wiebe et M.M. Fitzgerald. 2009. *Dynamics of soil salinity in the Canadian Prairies: Application of singular spectrum analysis*, Environmental Modelling and Software, vol. 24, p. 1182-1195.

Forge, F. *La conservation des sols agricoles au Canada*. 1998. Internet : http://publications.gc.ca/Collection-R/LoPBdP/MR/mr151-f.htm.

Henry, L., B. Harron et D. FLaten. 1987. *The nature and management of salt-affected land in Saskatchewan*, Agdex 518. Saskatchewan Agriculture, Regina (Saskatchewan, Canada).

Holzer, J., M.R. Miller, S.K. Brown, R.G. Legare et J.J. Von Stein. 1995. *Dryland salinity problems in the Great Plains Region of Montana: Evolution of hydrogeology aspects and control programs*. Actes du 26e congrès de l'International Association of Hydrogeologists: Dryland Salinity Workshop, Edmonton (Alberta, Canada).

Miller, M.R., P.L. Brown, J.J. Donovan, R.N. Bergatino, J.L. Sonderegger et F.A. Schmidt. 1981. *Saline seep development and control in the North American Great Plains: Hydrogeological aspects*. Agricultural Water Management, vol. 4, p. 115-141.

Vander Pluym, H. *Salinity in western Canada*. 1982. Actes de la 1re conférence provinciale annuelle de l'Ouest, Rationalization of Water and Soil Research and Management: Soil salinity, Lethbridge (Alberta, Canada).

Wiebe, B.H., R.G. Eilers, W.D. Eilers et J.A. Brierley. 2006. *The presence and extent of moderate to severe soil salinity on the Canadian Prairies*. Affiche présentée à la 49e assemblée annuelle de la Manitoba Soil Science Society, Winnipeg (Manitoba, Canada).

Wiebe, B.H., R.G. Eilers, W.D. Eilers et J.A. Brierley. 2007. *Application of a risk indicator for assessing trends in dryland salinization risk on the Canadian Prairies*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, vol. 87, p. 213-224.

Wiebe, B.H., W.D. Eilers et J.A. Brierley. 2010. *Salinité du sol*. P. 74-79 dans W. Eilers, R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (dir.), *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux : rapport no 3*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Qualité de l'eau

Sommaire

De nombreux intrants sont utilisés en agriculture pour répondre à la demande croissante d'aliments, de fibres et d'énergie. Des éléments nutritifs, comme l'**azote** (**N**)[1] et le **phosphore** (**P**), sont ajoutés aux cultures sous forme d'**engrais** et de fumier pour en augmenter les rendements. Des **pesticides** sont appliqués pour prévenir les pertes de rendement et de qualité. Il se peut toutefois que ces intrants s'insinuent dans les milieux environnants, notamment les eaux souterraines et les eaux de surface.

L'azote et le phosphore sont des éléments nutritifs essentiels à la croissance des plantes. La perte d'azote et de phosphore dans l'**écosystème** général représente une perte économique pour les producteurs et peut nuire à l'environnement là où ces éléments se retrouvent. L'azote en excès peut se perdre dans l'atmosphère sous forme de monoxyde d'azote (NO), d'**oxyde nitreux** (**N_2O**) (un **gaz à effet de serre**)[2], d'azote gazeux (N_2) ou d'**ammoniac** (**NH_3**)[3]. La majeure partie de l'azote résiduel dans le sol s'y trouve sous forme de **nitrate (NO_3^-)** hydrosoluble et risque d'être transporté par **lessivage** dans l'eau souterraine et dans les plans d'eau avoisinants, où des concentrations élevées stimulent la croissance des algues, contribuent à l'**eutrophisation** et nuisent à la santé humaine. De même, le phosphore peut être transporté, sous forme dissoute ou liée aux particules du sol. Le surcroît de phosphore dans les eaux de surface contribue à l'eutrophisation des rivières et des lacs de même qu'à la prolifération d'algues, menant à la détérioration de la qualité de l'eau et à des restrictions d'utilisation.

Le fumier est un engrais organique précieux, mais lorsqu'il est épandu sur les terres agricoles, il peut libérer des **agents pathogènes** (virus, bactéries et protozoaires) dans l'environnement. La contamination de l'eau par ces agents pathogènes entraîne des coûts accrus pour le traitement de l'eau, la perte d'utilisation des eaux récréatives, des contraintes à l'expansion de l'industrie de l'élevage et le risque d'effets nocifs sur la santé humaine.

Les pesticides sont appliqués sur les cultures pour prévenir les pertes causées par les mauvaises herbes, les insectes et les maladies. On s'inquiète toutefois que ces intrants soient transportés hors des champs et qu'ils contaminent les eaux souterraines et les eaux de surface et nuisent à la santé de l'environnement ainsi qu'à celle des humains.

Cinq indicateurs agroenvironnementaux ont été élaborés pour quantifier le risque que présente l'évolution des pratiques agricoles pour la qualité de l'eau :

1. L'indicateur du risque de contamination de l'eau par l'azote (IRCE-N, chapitre 11) permet d'évaluer le risque que l'azote provenant de l'agriculture atteigne les eaux souterraines ou les plans d'eau de surface dans les **bassins hydrographiques** au Canada.
2. L'indicateur de l'azote résiduel dans le sol (ARS, aussi au chapitre 11) permet d'évaluer l'efficacité de la gestion de l'azote par l'estimation de l'excès d'azote restant dans le sol après la récolte. L'indicateur de l'ARS est un indicateur utile qui permet d'évaluer les concentrations nationales d'azote dans le sol, mais, aux fins du présent rapport, sa principale utilité est de produire des données servant à déterminer l'IRCE-N.
3. L'indicateur du risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE-P, chapitre 12) permet d'évaluer le risque de contamination des eaux de surface par le phosphore issu de l'agriculture à l'échelle des bassins hydrographiques du Canada. Cet indicateur porte tant sur la concentration du phosphore que sur la probabilité qu'il soit transporté ailleurs.
4. L'indicateur du risque de contamination de l'eau par les coliformes (IRCE-Coliformes, chapitre 13) permet d'évaluer le risque que des agents pathogènes de source agricole contaminent des plans d'eau de surface, et il utilise les **coliformes** comme marqueur.
5. L'indicateur du risque de contamination de l'eau par les pesticides (IRCE-Pest, chapitre 14) permet d'évaluer le risque que des pesticides atteignent des eaux souterraines ou des eaux de surface dans les zones agricoles compte tenu des pratiques de gestion agricoles et des propriétés chimiques des pesticides.

Même si, en 2011, le risque de contamination de l'eau n'était pas considéré comme élevé à l'échelle nationale au Canada, tous les indicateurs montraient un risque à la hausse depuis 1981.

- **IRCE-N et ARS.** Bien que la plupart des terres agricoles (75 %) présentent un risque très faible de contamination par l'azote, les terres passent graduellement à des catégories de risque plus élevé, tant selon l'indicateur de l'ARS que selon l'IRCE-N. Cette augmentation du risque s'explique par la hausse des apports d'azote (surtout sous forme d'engrais et de fumier) qui dépassent maintenant les pertes (surtout par la récolte des cultures).

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

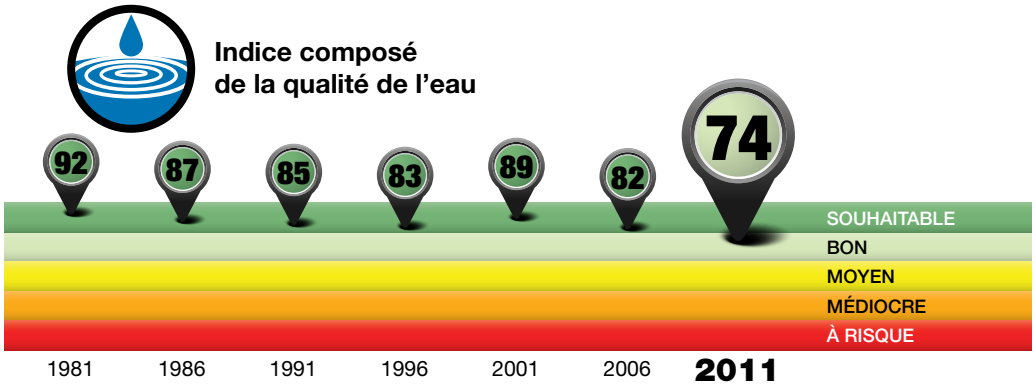
2 Voir le chapitre 15 « Gaz à effet de serre d'origine agricole ».

3 Voir le chapitre 16 « Ammoniac ».

- **IRCE-P.** Entre 1981 et 2011, 50 % des 280 bassins hydrographiques agricoles à l'étude sont passés dans des catégories de risque supérieur, ce qui représente une dégradation de l'indicateur. L'utilisation accrue d'engrais minéraux et une concentration accrue de la production animale ont continué à créer des surplus régionaux de phosphore, accroissant le risque que le phosphore, du sol soit libéré et transporté jusqu'à des plans d'eau de surface.
- **Coliformes.** La superficie des terres agricoles dans la catégorie de risque *très faible* de l'IRCE-Coliformes est passée de 77 % en 1981 à 41 % en 2006, puis est remontée à 46 % en 2011, révélant une tendance qui fluctue, mais se détériore au fil du temps. En 2011, les bassins hydrographiques du Québec, de l'Alberta et de l'Ontario, ou 5 % des terres agricoles canadiennes, se trouvaient dans les catégories de risque *élevé* ou *très élevé* sur le plan du risque de contamination par des coliformes. Il s'agit de bassins où la concentration des élevages et les facteurs de transport de coliformes posent un risque important pour la qualité de l'eau. En revanche, plusieurs bassins de l'est du Canada et des Maritimes ont enregistré des améliorations de cet indicateur, en raison des pâturages et des cultures fourragères qui ont été délaissés pour des cultures annuelles.
- **Pesticides.** En 2011, 71 % des terres cultivées au Canada se trouvaient dans les catégories de risque *faible* et *très faible*. De 1981 à 2011, le risque a augmenté dans 50 % des terres agricoles, surtout en raison de la plus grande superficie traitée aux pesticides. Une grande partie de l'augmentation a eu lieu entre 2006 et 2011, par suite de la diminution marquée de la production de bœuf et de fourrages, du passage à des systèmes de culture nécessitant une plus grande utilisation de pesticides et, dans une moindre mesure, de l'abondance des précipitations dans les Maritimes en 2010.

Indice composé de la qualité de l'eau

De 1981 à 2011, la tendance générale de la qualité de l'eau au Canada montre une détérioration, comme l'illustre l'indice composé de la qualité de l'eau ci-dessous.



Cet indice de performance est une moyenne pondérée des quatre indicateurs du risque de contamination[4] de l'eau dont il est question dans les quatre chapitres qui suivent. Ainsi, il s'agit d'un aperçu statistique très généralisé de tous les résultats des indicateurs de l'azote, du phosphore, des coliformes et des pesticides, tant en ce qui a trait à la situation actuelle qu'à l'évolution dans le temps. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2 « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

4 Tous les indicateurs nationaux « de base », dont l'IRCE-N, l'IRCE-P, l'IRCE-Coliformes et l'IRCE-Pest, ont une valeur pondérée de 1. Comme l'ARS fait partie du calcul de l'IRCE-N, son poids est de zéro dans le calcul de l'indice de performance composé de la qualité de l'eau.

11 Azote

Sommaire

L'**azote (N)**[1] est un **élément nutritif** essentiel qui soutient la croissance et la productivité des cultures. Une quantité insuffisante d'azote **inorganique** dans la zone racinaire nuit aux rendements des cultures. Toutefois, le fait d'en ajouter trop par rapport aux besoins des cultures peut mener à des pertes d'azote du sol. La surfertilisation n'entraîne pas seulement des pertes économiques (l'azote est un intrant qui coûte cher), elle cause aussi des problèmes environnementaux, puisque certaines formes réactives d'azote peuvent nuire à la qualité de l'air (par exemple, les émissions d'**ammoniac**[2] et d'**oxyde nitreux**[3]) et à la qualité de l'eau (contamination des eaux de surface et des **eaux souterraines** par les **nitrates**) (Rochette et coll., 2008; Sheppard et coll., 2010; De Jong et coll., 2009).

L'indicateur de l'azote résiduel dans le sol (ARS) fournit une estimation de la quantité d'azote inorganique qui reste dans le sol à la fin de la saison de croissance et qui pourrait être perdue (Drury et coll., 2007, 2010). À bien des égards, l'ARS est également un indicateur d'efficience. Le deuxième indicateur – l'indicateur du risque de contamination de l'eau par l'azote (IRCE-N) – est une estimation de la quantité d'azote qui peut être perdue par **lessivage**; par conséquent, il s'agit d'une des mesures de la qualité de l'eau utilisée pour évaluer la durabilité de l'agriculture (De Jong et coll., 2007, 2009). Il est important de noter que l'IRCE-N tient compte du risque de lessivage des nitrates dans les eaux souterraines ainsi que du risque de contamination des eaux de surface par les nitrates lessivés dans les eaux de **drainage par canalisations**. Les pertes d'azote dans les eaux de drainage par canalisations peuvent être très importantes (jusqu'à 20 à 30 kg N/ha) : l'eau de percolation atteint les canalisations, qui la transportent jusqu'aux fossés de drainage (Drury et coll., 1996; Drury et coll., 2009; Drury et coll., 2014). L'indicateur ne tient pas compte des pertes d'azote inorganique dans le ruissellement, puisque celles-ci sont considérées comme mineures (moins de 3 kg N/ha^{-1}), même dans les régions qui reçoivent de fortes précipitations annuelles et où les doses d'azote appliquées sont élevées. Cela s'explique par la grande solubilité de l'azote inorganique (les nitrates en particulier); le moment du ruissellement (la plus grande partie du ruissellement a lieu hors de la saison de croissance, bien après l'épandage d'azote) et la méthode d'épandage (les engrais azotés et le fumier sont souvent incorporés au sol).

L'indicateur d'ARS et l'IRCE-N fournissent des estimations de l'état de l'azote inorganique dans les sols canadiens et des risques de contamination des eaux de surface et des eaux souterraines à l'échelle des différentes régions climatiques canadiennes au cours des six périodes de recensement de 1981 à 2011. En général, les niveaux de risque liés à l'ARS et à l'IRCE-N ont augmenté au fil du temps, car les apports d'azote, provenant de l'engrais et du fumier, ont augmenté plus rapidement que l'absorption de l'azote par les cultures et les autres pertes. Des conditions météorologiques défavorables pendant les saisons de croissance – par exemple des pluies excessives ou insuffisantes – peuvent diminuer l'absorption de l'azote par les cultures, ce qui signifie qu'une quantité moindre d'azote est soustraite du sol et que les risques liés à l'ARS et à l'IRCE-N sont plus élevés.

Les concentrations d'azote résiduel dans le sol des terres agricoles au Canada se trouvaient dans la catégorie de risque *moyen* en 2011. L'augmentation de l'ARS à l'échelle du Canada est principalement attribuable à la hausse de l'utilisation d'**engrais** au pays, particulièrement depuis 1996. À l'échelle nationale, les apports d'azote ont presque doublé au cours des 30 dernières années, alors que les pertes ont augmenté de 63 %. Avec le temps, la hausse des apports plus importante que celle des pertes a fait grimper les valeurs d'ARS de plus de 150 %. Ving-huit pour cent (28 %) des terres agricoles se situaient dans les catégories de risque *élevé* et *très élevé*, la plupart au Québec, en Nouvelle-Écosse et au Manitoba. Les seules régions où la majorité des terres agricoles se situaient dans les catégories de risque *faible* ou *très faible* étaient la Saskatchewan, la Colombie-Britannique et certaines parties de l'Alberta; toutefois, ces régions comptaient toutes des zones dans les catégories de risque plus élevées.

La plupart des terres agricoles au Canada présentaient un *très faible* risque de contamination de l'eau par l'azote en 2011; toutefois, au cours des 30 dernières années, le risque de pertes annuelles d'azote par lessivage a augmenté de 36 %, et la concentration de l'azote dans l'eau de lessivage a augmenté d'un facteur de 2,8. Depuis 1981, la proportion de terres agricoles dans la catégorie *très faible* a diminué graduellement, passant de 88 % à 75 %, alors que la proportion dans la catégorie de risque *faible* a augmenté, passant de 2 % à 16 %.

1 Les termes contenus dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractères gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

2 Le problème des émissions d'ammoniac d'origine agricole est abordé plus en détail dans le chapitre 16, « Ammoniac ».

3 Le problème des émissions d'oxyde nitreux est abordé plus en détail dans le chapitre 15, « Gaz à effet de serre d'origine agricole ».

Azote résiduel dans le sol

Auteurs
C.F. Drury, J. Yang, R. De Jong, T. Huffman, K. Reid, X. Yang, S. Bittman et R. Desjardins

Nom de l'indicateur
Indicateur de l'azote résiduel dans le sol

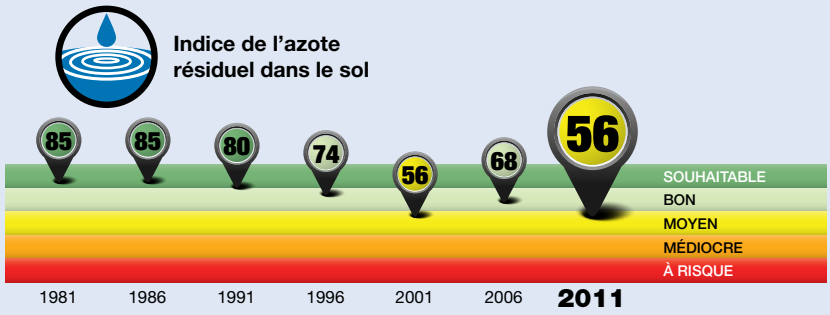
Portée
Échelle nationale, de 1981 à 2011

Enjeu : pourquoi est-il important?

L'azote est l'élément nutritif le plus souvent appliqué dans la production de cultures. De plus en plus d'azote est ajouté aux terres agricoles sous forme d'engrais ou de fumier afin de maximiser les rendements des cultures et de satisfaire à la demande accrue d'aliments (pour les êtres humains et les animaux) et de fibres. Toutefois, lorsqu'on applique de l'azote en quantité supérieure aux besoins des cultures, l'excès demeure dans le sol après la récolte sous forme d'azote résiduel; il peut ensuite être lessivé dans les eaux souterraines ou se perdre dans l'atmosphère sous forme de gaz. L'ARS se trouve surtout sous forme de nitrate (NO_3^-), une substance hydrosoluble qui peut facilement se déplacer dans le profil pédologique vers l'eau souterraine, ou pénétrer dans les eaux de surface par **ruissellement** ou drainage par canalisations (Drury et coll., 1996; 2009). La figure 11-1 présente un schéma du cycle de l'azote dans les terres agricoles. Des concentrations élevées de NO_3^- dans les eaux de surface peuvent nuire à la vie aquatique (Guy, 2008), et des concentrations élevées de NO_3^- dans l'eau potable peuvent mener à des problèmes de santé humaine (Chambers et coll., 2001). Des sols humides peuvent donner lieu à la **dénitrification,** un processus bactérien au cours duquel le NO_3^- est converti et perdu dans l'atmosphère sous forme d'oxyde nitrique (NO), d'oxyde nitreux (N_2O) [un **gaz à effet de serre**] ou d'azote gazeux (N_2). La perte d'azote du sol par lessivage ou

Indice de l'azote résiduel dans le sol – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un aperçu statistique d'un ensemble de variables utilisé pour présenter une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur unique aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si cet indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, en 2011, la quantité d'azote résiduel dans le sol des terres agricoles au Canada était dans la catégorie d'indice moyen, avec une valeur de 56. L'indice montre une tendance à la détérioration au Canada, particulièrement à partir de 1996, ce qui s'explique surtout par l'utilisation accrue d'engrais partout au pays.

L'indice groupe et généralise les tendances. Les constatations, les variations et les interprétations régionales sont abordées plus en détail dans la section « Résultats et interprétation » du présent chapitre. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices de performance se trouvent dans le chapitre 2 « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

dénitrification constitue également une perte économique pour les producteurs en raison des coûts élevés associés à l'épandage d'engrais ou de fumier pour ajouter de l'azote.

La quantité d'ARS dans une région donnée dépend de nombreux facteurs qui influent également sur la croissance et le rendement des cultures, y compris les facteurs météorologiques impossibles à maîtriser, les insectes ravageurs, les agents pathogènes des plantes, les mauvaises herbes et les problèmes physiques de sol, comme le compactage, qui réduit la capacité de rétention d'eau du sol et qui peut mener à une mauvaise aération. Le degré ou le moment de la **minéralisation de l'azote** des sols a également une incidence sur l'ARS, surtout après que les sols ont reçu de l'azote organique, soit du fumier, soit des résidus de culture de plantes légumineuses. Si la minéralisation survient après la maturité de la culture, l'azote inorganique qui en résulte peut rester dans le sol après la récolte. L'accumulation de nitrates par la minéralisation constitue un défi pour la gestion d'azote. Des précipitations abondantes à l'automne, en hiver et au début du printemps augmentent le risque de lessivage. L'utilisation de **cultures couvre-sol** est une **pratique de gestion bénéfique (PGB)** : les cultures absorbent l'ARS à l'automne, ce qui réduit les pertes d'azote par lessivage.

Il faut également évaluer et quantifier l'efficacité des méthodes de gestion agricole qui sont mises en œuvre pour maximiser l'efficacité de l'utilisation de l'azote et en réduire les pertes. Trouver l'équilibre optimal entre les besoins en azote des cultures et la quantité et le moment de l'application de l'azote peut minimiser les pertes du système agricole et atténuer les effets nuisibles sur l'environnement. Les facteurs maîtrisables qui peuvent influer sur l'absorption de l'azote et la production agricole comprennent la méthode et le moment d'épandage du fumier et de l'engrais, ainsi que les quantités appliquées.

Indicateur

L'indicateur de l'ARS représente la différence entre les apports totaux d'azote aux sols agricoles (engrais et fumier, fixation de l'azote par les plantes légumineuses, **dépôts atmosphériques** humides et secs) et les pertes totales d'azote, qui sont composées des produits récoltés et des pertes gazeuses, sous forme d'ammoniac, d'oxyde nitreux et d'azote gazeux (N_2). Ces phénomènes sont illustrés dans le schéma du cycle de l'azote (figure 11-1). L'indicateur de l'ARS donne une estimation de la quantité d'azote qui demeure dans le sol à la fin de la saison de croissance. (Il est à noter que les pertes d'azote par lessivage ne sont pas incluses dans l'indicateur de l'ARS, puisque la majorité de ces pertes surviennent entre les saisons de croissance. La section portant sur l'IRCE-N est axée sur la perte d'azote par lessivage.)

Le modèle du budget d'azote agricole canadien a été établi afin d'estimer l'indicateur de l'ARS dans les régions agricoles du Canada sur la base des **polygones** (Yang et coll., 2007, 2013) des **Pédo-paysages du Canada (PPC)** (groupe de travail sur les Pédo-paysages du Canada, 2005). Les conclusions de ce rapport ont été obtenues à partir de la version 4.0 du modèle, qui comprend plusieurs améliorations par rapport aux versions plus anciennes utilisées pour les rapports précédents. L'ARS a été estimé pour chaque année de 1981 à 2011 au moyen des données annuelles disponibles (p. ex. rendements et ventes d'engrais) et en interpolant les données du **Recensement de l'agriculture** entre les années de recensement (p. ex. superficie cultivée et nombre d'animaux d'élevage). Lorsque les deux sources d'azote sont présentes dans un polygone des PPC, le modèle répartit les apports d'azote provenant des engrais et du fumier selon le type de culture. Les estimations des pertes d'azote attribuables à l'entreposage et à l'épandage du fumier se fondent sur le type d'animaux d'élevage, le système d'entreposage du fumier, les méthodes d'épandage et d'incorporation dans le sol et le moment choisi pour ces opérations. La minéralisation de l'azote organique provenant du fumier et des résidus de cultures légumineuses est estimée pour l'année en cours de même que pour les deuxième et troisième années suivant l'épandage.

Les terres agricoles ont été réparties en catégories de risque *très faible* (de 0 à 9,9 kg N ha^{-1}), *faible* (de 10 à 19,9 kg N ha^{-1}), *moyen* (de 20 à 29,9 kg N ha^{-1}), *élevé* (de 30 à 39,9 kg N ha^{-1}) et *très élevé* (> 40 kg N ha^{-1}) selon la quantité d'ARS dans le sol à la fin de la saison de croissance (tableau 11-1). Avec cette approche de modélisation, on peut déterminer les régions agricoles où l'azote est utilisé très efficacement (régions où l'ARS est *très faible* ou *faible*), les régions qui doivent faire l'objet d'un suivi (région où l'ARS est *moyen*) et celles qui représentent un risque pour l'environnement et où des mesures correctives pourraient être nécessaires (régions où l'ARS est *élevé* ou *très élevé*). Les données de l'indicateur d'ARS recueillies sur une longue période de temps (plus de 30 ans) peuvent servir à repérer les tendances générales au fil du temps et à cibler les endroits préoccupants, par exemple les régions agricoles où les concentrations d'azote inorganique dans le sol sont toujours élevées.

L'indicateur de l'ARS permet d'estimer l'efficacité d'utilisation de l'azote dans le sol, mais il ne fournit pas d'estimation des conséquences environnementales associées à des concentrations élevées d'ARS. L'azote excédentaire peut rester dans le sol durant l'hiver et être utilisé par la culture suivante, ou il peut se perdre dans l'environnement. Par conséquent, un deuxième indicateur agroenvironnemental, l'indicateur du risque de contamination de l'eau par l'azote (IRCE-N) a été élaboré pour estimer les pertes de nitrates (NO_3^-) par lessivage des terres agricoles. Dans le présent rapport, les résultats de l'IRCE-N sont présentés après les résultats de l'ARS.

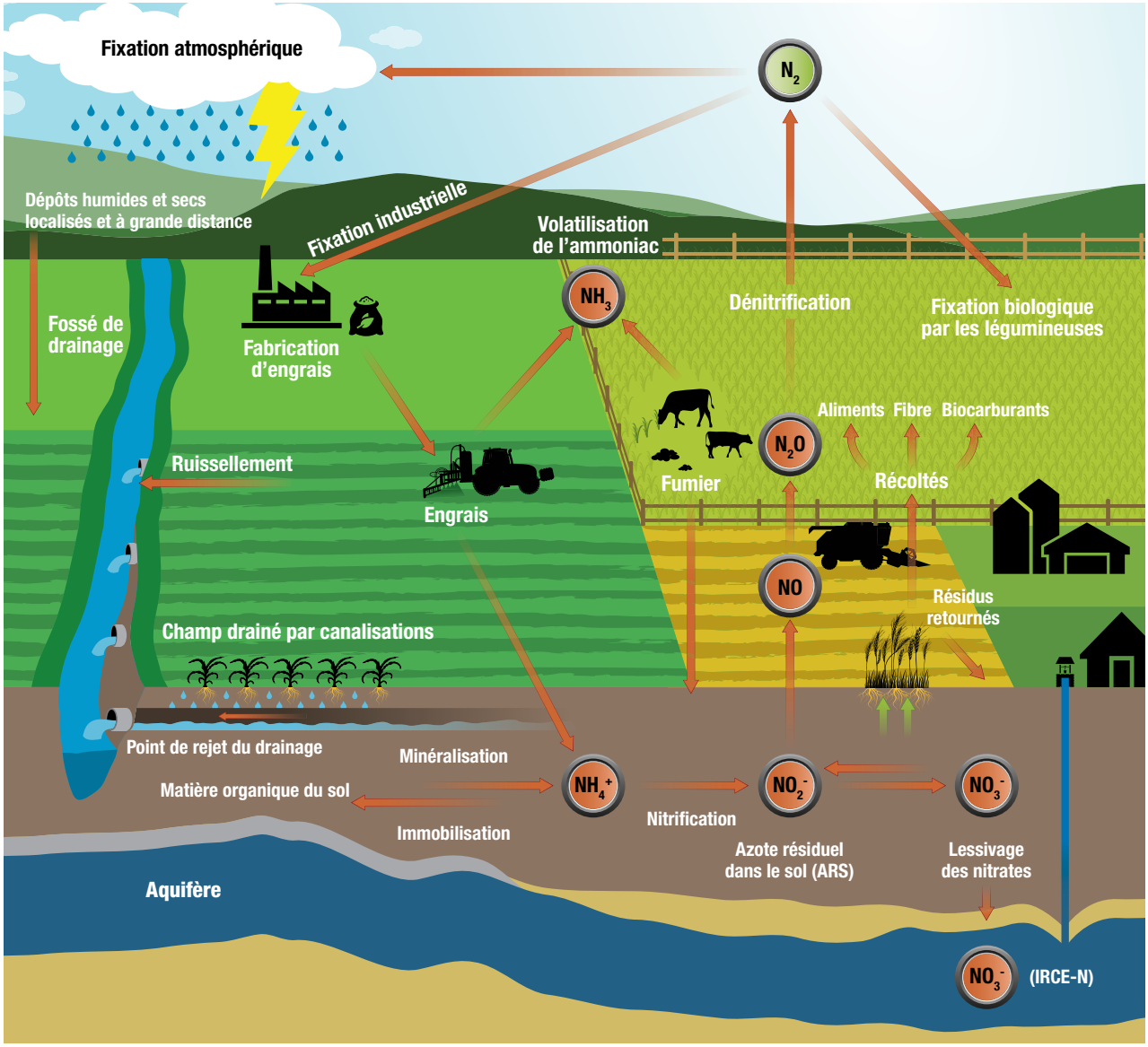


Figure 11-1 : Schéma du cycle de l'azote (N) dans les terres agricoles. L'azote résiduel dans le sol (ARS) est la quantité d'azote qui reste dans les 60 cm supérieurs du sol après la récolte.

Limites

L'indicateur de l'ARS est calculé à l'échelle du polygone des PPC. La plupart des ensembles de données (superficie des terres cultivées, nombre d'animaux, données climatiques, épandage d'engrais azoté) sur les apports et les pertes doivent donc être assignés à l'échelle du polygone des PPC avant que le modèle soit exécuté. La structure des limites des données d'entrée des PPC restreint l'utilisation de données d'autres échelles (p. ex. exploitation agricole, canton ou **bassin hydrographique**). Les ensembles de données sur le rendement des cultures ont une incidence sur l'estimation des pertes d'azote et pourraient être améliorés (i) en saisissant les rendements au niveau du polygone des PPC plutôt qu'à l'échelle plus grossière des régions du Recensement de l'agriculture (le premier a plus de 3 000 polygones contre 60 à 70 régions pour le Recensement de l'agriculture) et (ii) en incluant les estimations de rendement des pâturages et des cultures de luzerne dans les enquêtes. Cela est particulièrement important, car des pâturages et de la luzerne sont cultivés sur plus de 40 % des terres agricoles canadiennes.

Résultats et interprétation

Les pratiques agricoles et les conditions climatiques de croissance varient à l'échelle des régions agricoles canadiennes, et cette variabilité est représentée dans les différentes moyennes des valeurs d'azote résiduel dans le sol estimées pour ces régions (tableau 11-1 [valeurs de 2011] et figure 11-2). En 2011, la majorité des terres agricoles au Canada se trouvaient dans les catégories de risque *moyen* (28 %) et *faible* (24 %). Vingt-huit pour cent (28 %) se situaient dans les catégories de risque *élevé* et *très élevé*; la plupart de ces terres se trouvant dans le sud-ouest du Manitoba, le sud de l'Ontario, les basses terres du Saint-Laurent (Québec) et les provinces de l'Atlantique. Les seules régions où la majorité des terres agricoles se situaient dans les catégories de risque *faible* ou *très faible* étaient la Saskatchewan, le sud de l'Alberta et la Colombie-Britannique; toutefois, ces régions comptaient toutes des zones situées dans des catégories de risque plus élevé.

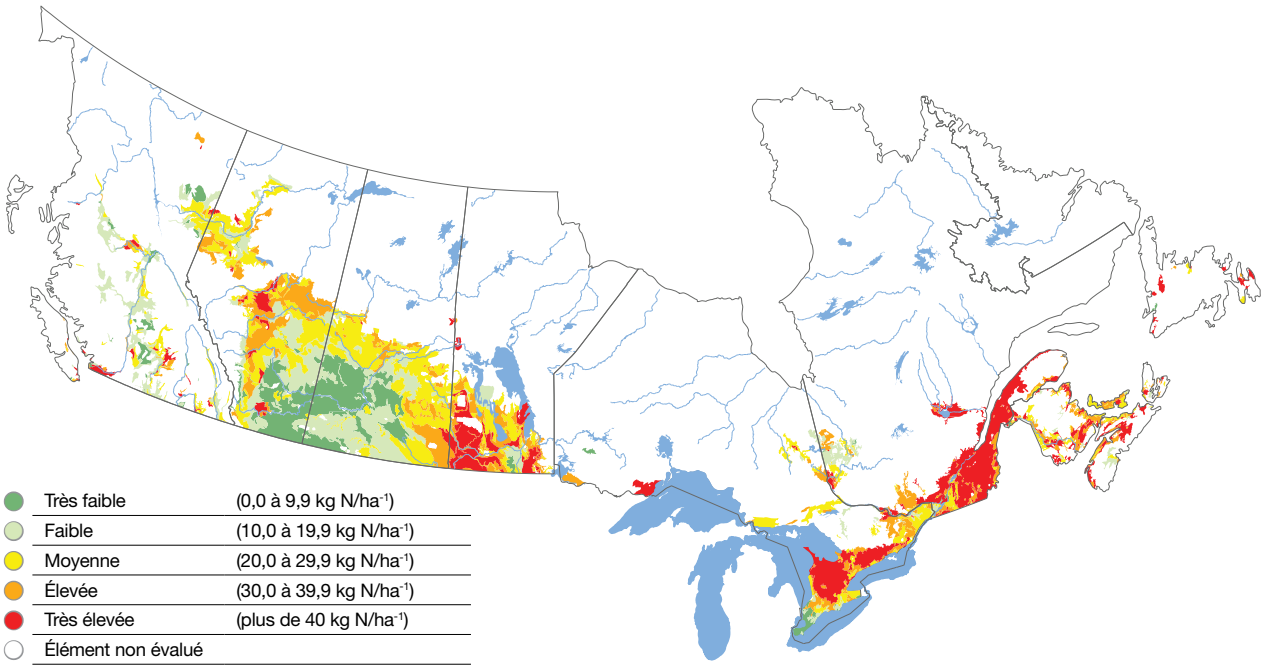


Figure 11-2 : Concentration d'azote résiduel dans le sol des terres agricoles canadiennes en 2011

Tableau 11-1 : Pourcentage (%) des terres agricoles dans les différentes catégories de risque se rattachant à l'ARS[1], de 1981 à 2011

Catégorie	Très faible							Faible							Moyen							Élevé							Très élevé						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	47	37	15	12	3	11	20	27	35	49	47	27	53	40	12	16	21	25	36	26	28	6	3	6	7	22	3	6	8	9	9	8	11	8	7
Alberta	55	79	57	31	15	32	21	37	17	30	37	27	31	27	8	4	12	20	31	26	30	0	0	2	10	18	9	18	0	0	0	1	8	2	4
Saskatchewan	100	100	100	93	31	45	28	0	0	0	7	57	46	31	0	0	0	0	12	9	32	0	0	0	0	1	1	9	0	0	0	0	0	0	0
Manitoba	79	25	3	9	0	9	3	19	72	40	11	4	8	8	2	3	52	65	25	48	20	0	0	5	13	53	31	26	0	0	0	2	19	3	44
Ontario	1	1	5	6	0	12	11	8	8	5	3	0	6	8	13	6	9	12	3	19	19	22	15	13	14	5	16	22	56	70	68	65	92	47	41
Québec	2	2	0	1	0	2	0	9	5	2	3	0	12	2	25	15	5	13	0	11	13	39	22	15	19	4	22	13	26	56	78	64	96	54	72
Nouveau-Brunswick	0	1	0	0	0	0	1	35	7	0	3	0	0	2	47	33	3	14	2	3	32	16	47	28	51	8	11	35	3	13	69	33	90	87	30
Nouvelle-Écosse	0	0	0	0	2	0	0	9	2	0	6	1	1	6	47	27	3	24	3	7	22	30	38	24	34	2	8	25	14	33	73	36	92	85	47
Île-du-Prince-Édouard	0	0	0	0	0	0	0	51	3	0	0	0	0	5	49	54	5	10	0	0	38	0	43	55	61	0	2	43	0	0	41	29	100	98	15
Terre-Neuve-et-Labrador	51	1	17	4	1	14	9	16	4	13	10	10	12	5	9	17	17	16	8	9	14	7	48	16	17	12	14	11	17	30	38	53	69	52	61
Canada	**69**	**71**	**61**	**50**	**18**	**31**	**20**	**16**	**16**	**16**	**18**	**34**	**33**	**24**	**6**	**3**	**11**	**16**	**19**	**20**	**28**	**4**	**3**	**3**	**7**	**13**	**9**	**15**	**6**	**8**	**9**	**8**	**16**	**8**	**13**

Tableau 11-2 : Apports d'azote, pertes d'azote et ARS (kg de N/ha-1) par année de recensement, de 1981 à 2011

Catégorie	Apport d'azote							Perte d'azote							Azote résiduel dans le sol						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	61,1	59,6	61,4	63,1	68,7	56,3	61,2	42,7	41,1	39,5	40,8	38,5	33,8	39,6	18,4	18,5	21,9	22,4	30,3	22,6	21,6
Alberta	43,7	43,0	46,7	56,1	61,4	61,1	70,9	34,4	37,5	37,1	40,2	38,1	44,6	50,5	9,4	5,5	9,6	15,8	23,3	16,5	20,4
Saskatchewan	19,4	23,6	22,5	38,6	45,1	51,1	64,9	19,2	23,5	22,4	35,3	31,5	40,2	47,2	0,2	0,1	0,1	3,3	13,7	10,9	17,7
Manitoba	45,7	58,8	68,0	76,8	83,2	84,9	90,5	38,6	46,4	47,3	52,4	49,3	58,3	54,9	7,0	12,4	20,8	24,4	34,0	26,6	35,6
Ontario	124,0	136,9	137,2	140,4	144,9	152,3	155,3	82,4	90,5	94,0	96,0	84,9	115,0	119,6	41,6	46,4	43,2	44,4	60,1	37,3	35,7
Québec	111,0	132,1	128,3	140,1	153,5	143,5	162,3	77,3	87,2	77,9	96,0	89,4	101,3	110,4	33,7	44,9	50,4	44,1	64,2	42,2	51,8
Nouveau-Brunswick	88,9	101,8	105,5	111,0	127,9	130,2	110,9	64,0	69,3	62,3	72,8	75,8	77,2	76,5	24,9	32,5	43,2	38,2	52,1	53,0	34,4
Nouvelle-Écosse	96,3	110,1	113,6	126,6	122,8	127,7	111,7	65,9	72,2	65,0	87,3	63,9	68,8	70,3	30,3	37,9	48,6	39,3	58,9	59,0	41,4
Île-du-Prince-Édouard	90,2	104,3	110,8	123,3	133,6	146,3	128,4	70,7	74,7	71,7	86,8	75,4	89,7	96,9	19,5	29,6	39,1	36,5	58,2	56,6	31,4
Terre-Neuve-et-Labrador	50,5	83,8	75,3	112,8	106,6	101,0	105,3	31,4	43,5	41,7	68,4	53,5	50,1	55,5	19,1	40,3	33,6	44,5	53,1	50,9	49,7
Canada	**44,4**	**48,4**	**49,8**	**61,5**	**67,5**	**69,9**	**80,8**	**35,0**	**39,1**	**38,2**	**46,2**	**42,2**	**51,4**	**57,2**	**9,4**	**9,3**	**11,6**	**15,3**	**25,3**	**18,4**	**23,6**

1 Seuls les polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC) ayant au moin 5 % de terres agricoles dans chacun des recensements (1981-2011) sont inclus dans le tableau. Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100 %.

La figure 11-3 montre l'évolution des risques entre 1981 et 2011. La carte indique clairement une tendance nationale vers des risques accrus, associés à des concentrations d'azote résiduel élevées dans les terres agricoles du Canada. La quantité de terres dans la catégorie de risque *très faible* est passée de 69 % à 20 % entre 1981 et 2011. Cette diminution est survenue par suite de l'augmentation de 8 % des terres dans la catégorie de risque *faible*, de l'augmentation de 22 % des terres dans la catégorie de risque *moyen*, de l'augmentation de 11 % dans la catégorie de risque *élevé* et de l'augmentation de 7 % dans la catégorie de risque *très élevé* (tableau 11-1). Plusieurs facteurs ont contribué aux valeurs d'ARS plus élevées. Par exemple, en 1981, il y avait 9,71 millions d'hectares (ha) de terres en jachère (98 % de ces terres étaient situées dans les provinces des Prairies); ces terres n'ont pas reçu d'apports au moyen d'engrais, de fumier ou par la fixation biologique d'azote par des légumineuses. Par opposition, en 2011, il y avait seulement 2,09 millions d'hectares en jachère (une réduction de 78,5 % par rapport à 1981) et la plupart des zones converties qui se trouvaient auparavant en jachère étaient consacrées à la culture de plantes annuelles et vivaces qui ont reçu des apports d'azote au moyen d'engrais, de fumier ou par la fixation biologique de l'azote. En raison des apports d'azote plus élevés dans ces terres, il y a eu une augmentation du risque d'azote résiduel dans le sol après la récolte.

En 1981, la plupart des régions des Prairies se situaient dans la catégorie de risque *très faible*. Par opposition, en 2011, il y avait une quantité considérable de terres agricoles ayant des valeurs d'ARS dans les catégories de risque *faible* et *modéré* en Saskatchewan et dans l'est de l'Alberta, et un certain nombre de terres dans les catégories *élevé* et *très élevé* au Manitoba, dans le sud-est de la Saskatchewan et dans le centre de l'Alberta. Dans l'ensemble, les niveaux de risque ont augmenté dans l'est du Canada; en 1981, une grande partie des terres dans les basses terres du Saint-Laurent, dans le sud de l'Ontario et dans les provinces de l'Atlantique se situaient dans les catégories de risque *moyen* et *élevé*. En 2011, la plupart de ces régions se situaient dans les catégories de risque *élevé* ou *très élevé* – des augmentations d'une ou deux catégories de risque (figures 11-2 et 11-3). On a observé très peu de régions où le risque a diminué au cours de ces trente années. Toutefois, le sud-ouest de l'Ontario et certaines zones du sud du Québec ont vu le risque d'ARS s'améliorer en 2011 par rapport à 1981. Ces améliorations peuvent être attribuées en partie aux conditions climatiques plus favorables qui prévalaient dans ces régions en 2011, favorisant une meilleure utilisation de l'azote par les cultures.

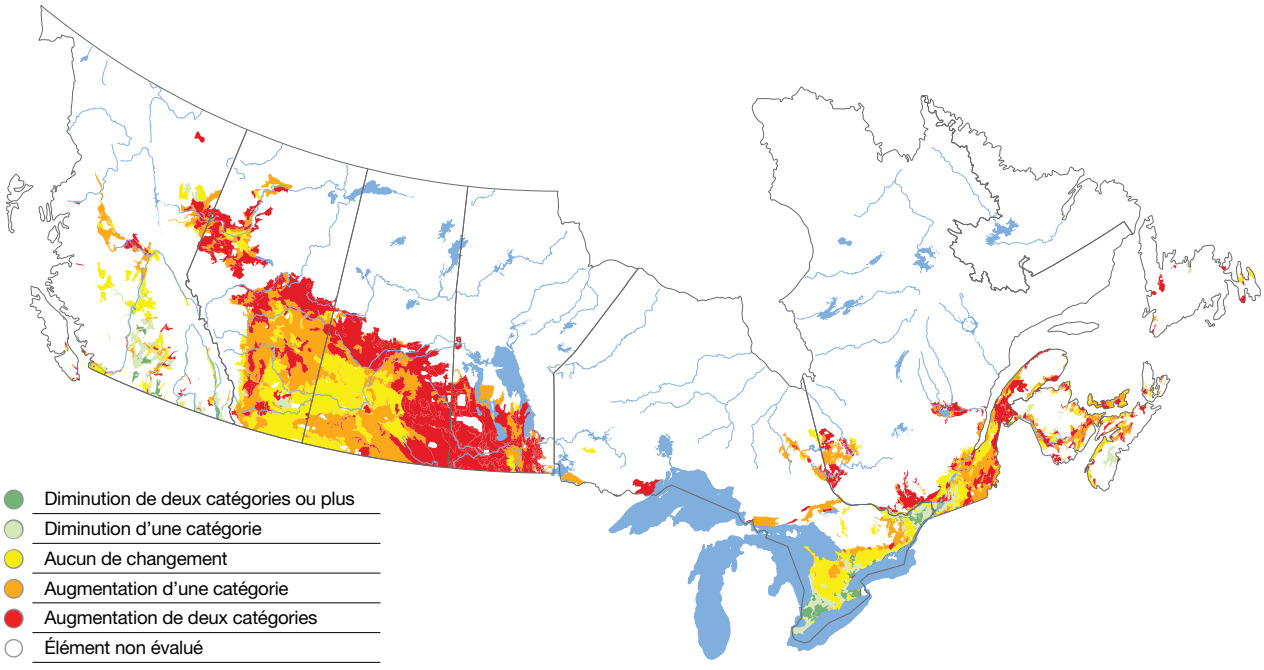


Figure 11-3 : Évolution des concentrations d'ARS dans les terres agricoles canadiennes, de 1981 à 2011[2]

2 Les cinq catégories de risque d'ARS sont : très faible (de 0 à 9,9 kg N/ha^{-1}), faible (de 10 à 19,9 kg N/ha^{-1}), moyen (de 20 à 29,9 kg N/ha^{-1}), élevé (de 30 à 39,9 kg N/ha^{-1}) et très élevé (≥ 40 kg N/ha^{-1}).

Les apports et les pertes d'azote dans les terres agricoles canadiennes ont augmenté de façon constante de 1981 à 2011 (figure 11-4). Les variations annuelles sont plus importantes pour les pertes que pour les apports d'azote. Cela s'explique surtout par les variations du rendement qui surviennent en réponse aux changements dans les conditions climatiques. Par exemple, pendant les années où il y a trop de précipitations pendant la saison de croissance, il peut y avoir une diminution du rendement des cultures en raison de dommages aux racines causés par une mauvaise aération du sol. En revanche, pendant les saisons de croissance où il y a des sécheresses (p. ex., sécheresse à grande échelle au Canada en 2001-2002 dans de nombreuses régions), le manque d'eau peut diminuer le rendement des cultures. L'absorption d'azote par les cultures et l'enlèvement des plantes lors de la récolte représentent 95 % des pertes d'azote canadiennes pendant la saison de croissance (plage annuelle pour la période de 1981 à 2011 était de 94,4 à 95,5 %). Par conséquent, les variations de rendement ont une incidence considérable sur les pertes d'azote et les valeurs d'ARS. L'effet net des variations dans les apports et les pertes d'azote au fil du temps a été une augmentation constante de l'ARS, qui est passé de 9,4 kg N ha^{-1} en 1981 à 25,3 kg N ha^{-1} en 2001, et qui a baissé à 23,6 kg N ha^{-1} en 2011.

À l'échelle nationale, les apports d'azote ont presque doublé au cours des 30 dernières années, passant de 44,4 kg N/ha^{-1} à 80,8 kg N/ha^{-1}, alors que les pertes moyennes d'azote ont augmenté de 63 %, passant de 35 kg N/ha^{-1} en 1981 à 57,2 kg N/ha^{-1} en 2011 (tableau 11-2). Avec le temps, l'augmentation plus importante des apports par rapport aux pertes d'azote a mené à une augmentation des valeurs d'ARS, qui sont passées de 9,4 kg N/ha^{-1} en 1981 à 23,6 kg N/ha^{-1} en 2011 (augmentation de plus de 150 %). La valeur de 25,3 kg N/ha^{-1} d'ARS enregistrée en 2001 était surtout due aux faibles pertes d'azote cette année-là en raison de la baisse des rendements et de l'absorption de l'azote par les cultures, baisse attribuable aux sécheresses qui ont touché de nombreuses régions du Canada.

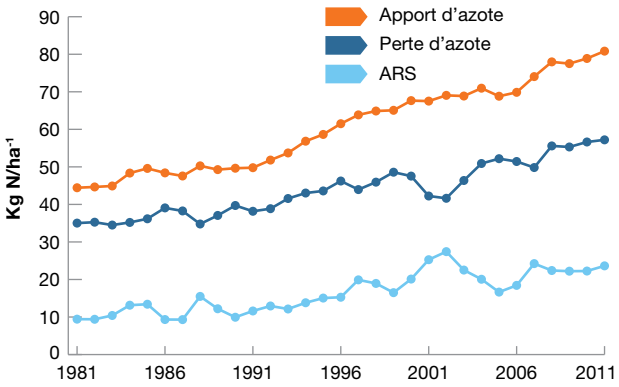


Figure 11-4 : Estimation des apports et des pertes d'azote ainsi que de l'ARS dans les sols canadiens, de 1981 à 2011

Contamination de l'eau par l'azote

Auteurs
C.F. Drury, J. Yang et R. De Jong

Nom de l'indicateur
Indicateur du risque de contamination de l'eau par l'azote (IRCE-N)

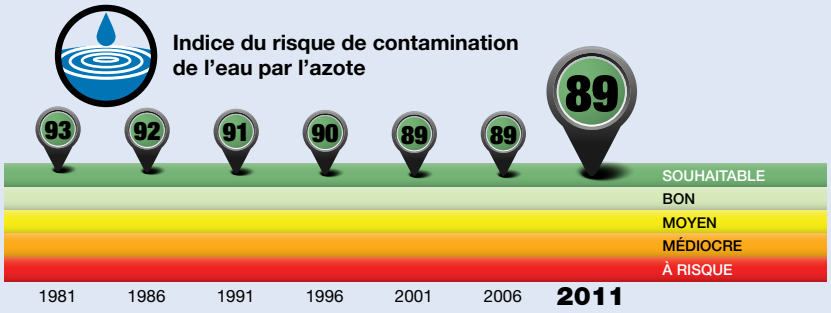
Portée
Échelle nationale, de 1981 à 2011

Enjeu : pourquoi est-il important?

L'absorption incomplète de l'azote (N) par les cultures résulte inévitablement en un reste d'azote inorganique dans le sol à la fin de la saison de croissance. (Voir la section précédente sur l'azote résiduel dans le sol.) Il y a un risque que cet excédent d'azote soit perdu dans l'environnement, et le niveau de ce risque dépend d'un certain nombre de facteurs, dont le climat, le type de sol et la topographie. Des quantités égales d'azote résiduel à deux endroits différents peuvent ne pas présenter le même risque de contamination des eaux de surface (par le drainage par canalisations) ou des eaux souterraines (par le lessivage des nitrates). La connaissance des pratiques d'utilisation des terres et des conditions du paysage est essentielle pour déterminer les régions les plus à risque et pour élaborer des plans de gestion ciblés. Les risques pour l'environnement sont plus élevés lorsqu'il y a de

Indice du risque de contamination de l'eau par l'azote – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un aperçu statistique d'un ensemble de variables utilisé pour présenter une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur unique aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si cet indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, en 2011, le risque de contamination de l'eau par l'azote dans les terres agricoles au Canada était *très faible*, ce qui correspond à la catégorie *souhaitable*, avec une valeur de 89. L'indice montre une tendance assez stable, mais légèrement à la baisse, passant de 93 en 1981 à 89 en 2001; la valeur est ensuite restée à 89 jusqu'en 2011.Même si l'indicateur est demeuré dans la catégorie *souhaitable*, de plus en plus de terres agricoles sont passées à une catégorie de risque plus élevé, et, dans certaines petites zones, les terres se trouvent maintenant dans les catégories de risque *élevé* et *très élevé*.

L'indice groupe et généralise les tendances. Les constatations, les variations et les interprétations régionales sont abordées plus en détail dans la section « Résultats et interprétation » du présent chapitre. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2 « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

grands surplus d'azote dans le sol, particulièrement entre les saisons de croissance dans les régions qui reçoivent beaucoup de précipitations. La plus grande partie de l'azote inorganique résiduel, qui se trouve sous forme de nitrates, est hydrosoluble et donc susceptible d'être lessivée dans les eaux souterraines ou d'être emportée avec les eaux de drainage vers les fossés, les cours d'eau et les lacs (Drury et coll., 1996). Une concentration élevée de nitrates dans les eaux de surface contribue à la prolifération des algues et à l'**eutrophisation**, et peut avoir des répercussions sur la santé humaine (Chambers et coll., 2001). La population s'intéresse vivement aux problèmes de santé humaine liés à l'azote, et les Canadiens restent préoccupés par la sécurité sanitaire de l'eau potable et de l'approvisionnement alimentaire.

Indicateur

L'indicateur du risque de contamination de l'eau par l'azote (IRCE-N) fait le lien entre la quantité d'azote inorganique qui reste dans le sol au moment de la récolte (azote résiduel dans le sol ou ARS) et les conditions climatiques de l'hiver qui suit (De Jong et coll., 2007; De Jong et coll., 2010; Yang et coll., 2007a, 2007b). Un modèle conceptuel simplifié des composantes de l'azote dans le sol et du fonctionnement des **agroécosystèmes** illustre les principes biophysiques qui sous-tendent l'indicateur (figure 11.1 dans la section portant sur l'ARS). L'ARS correspond à la différence entre les apports et les pertes d'azote. Les apports comprennent les ajouts d'azote sous forme d'engrais et de fumier épandus sur les terres agricoles, l'azote fixé par les légumineuses ainsi que les dépôts atmosphériques d'azote secs et humides, tandis que les pertes incluent l'azote présent dans la partie des plantes récoltée, l'azote perdu sous forme gazeuse dans l'atmosphère (dénitrification et volatilisation de l'ammoniac) et l'azote emporté par lessivage dans les eaux souterraine qui n'a pas été capté par le modèle d'ARS. Ce lessivage d'azote nitrique est ce que l'indicateur IRCE-N vise à estimer.

Étant donné la complexité des agroécosystèmes, la simulation par ordinateur est la façon la plus pratique d'évaluer la durabilité de l'agriculture canadienne. L'IRCE-N utilise les données sur l'ARS (section précédente) pour l'apport, intègre les facteurs climatiques ayant une incidence sur la croissance des cultures, et examine l'incidence du cycle des eaux agricoles sur la réserve d'eau, la perte d'eau et le lessivage des nitrates du sol. La composante du bilan hydrologique est essentielle d'une perspective de productivité des cultures (un manque d'eau peut diminuer la croissance et le rendement des cultures, alors qu'un excès d'eau peut endommager ou tuer les racines et réduire l'absorption des éléments nutritifs et les rendements). L'eau joue aussi un rôle dans le transport des éléments nutritifs solubles, comme les nitrates, de la zone des cultures. Le modèle tient compte des pertes d'eau dans le ruissellement, mais non des pertes d'azote dans le ruissellement, qu'on juge généralement mineures par rapport aux pertes dues au drainage par canalisations, qui ont une incidence sur les eaux de surface, et par rapport à celles dues à la percolation profonde qui a une incidence sur les eaux souterraines (Drury et coll., 1993, 1996, 2009, 2014).

L'IRCE-N s'exprime en proportion des terres agricoles classées dans chacune des cinq catégories de risque (tableau 11-3). Ces catégories sont définies par la combinaison de deux éléments :

1. l'azote lessivé du profil pédologique durant l'hiver (N_{perdu}, exprimé en kg d'azote par hectare [ha] de terre)

2. la concentration d'azote nitrique (NO_3-N) dans l'eau de drainage (N_{conc}, exprimée en mg d'azote par litre [L] d'eau).

Les catégories de concentration d'azote nitrique sont liées à la recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada, qui est de 10 mg NO_3-N par litre (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999). De plus, la limite de concentration minimale de 5 mg d'azote par litre est arrondie à la hausse selon la limite canadienne d'exposition à long terme pour la vie aquatique en eau douce (4,7 mg NO_3-N par litre) (Guy, 2008). Ces deux facteurs ont été utilisés pour définir les catégories de l'IRCE-N, car ils reflètent tous les deux les impacts environnementaux possibles des pertes d'azote.

CATÉGORIES DE RISQUE DE L'IRCE-N

Les catégories de risque de l'IRCE-N sont une fonction de deux critères – la concentration de nitrates et les charges de nitrates (tableau 11-3). Les seuils de concentration des nitrates dans les eaux de drainage correspondent aux recommandations pour la qualité de l'eau douce (arrondi à 5,0 mg N L^{-1}) et à la recommandation pour la qualité de l'eau potable (10 mg N L^{-1}). Les concentrations de perte d'azote sont regroupées en quatre catégories (de 0 à 4,9 kg N ha^{-1}; de 5 à 9,9 kg N ha^{-1}; de 10 à 19,9 kg N ha^{-1}; et 20,0 kg N ha^{-1} ou plus).

Tableau 11-3 : Catégories de risque de l'IRCE-N fondées sur les pertes annuelles de nitrates et la concentration annuelle d'azote dans l'eau

Perte annuelle d'azote (kg N/ha)	Concentration annuelle d'azote (mg N/L)		
	0 – 4,9	5,0 – 9,9	≥ 10,0
0 – 4,9			
5,0 – 9,9			
10,0 – 19,9			
≥ 20,0			

Légende
- Très élevé
- Élevé
- Moyen
- Faible
- Très faible

Limites

La méthode employée pour calculer l'IRCE-N repose sur de nombreuses hypothèses et approximations qui permettent de rendre compte d'unités spatiales à grande échelle spatiale à une échelle temporelle grossière. Les résultats – illustrés à la figure 11-5 pour les pratiques de gestion agricole en vigueur en 2011 – sont des estimations et doivent être interprétés en conséquence. Le manque de données mesurées empêche la validation; les résultats ne peuvent donc servir qu'à comparer différentes années et régions du Canada. Ils peuvent toutefois permettre d'identifier les zones où l'azote risque de s'accumuler et les nitrates, de se perdre dans l'environnement par lessivage. Les résultats devraient être confirmés par des essais en champ, particulièrement dans les zones à risque élevé.

Résultats et interprétation

En 2011, le risque de contamination de l'eau par l'azote était très faible pour la majorité des terres agricoles au Canada, même si certaines zones au centre du Canada et dans les provinces de l'Atlantique présentaient un risque plus élevé (figure 11-5, tableau 11-4 – pour les valeurs de 2011).

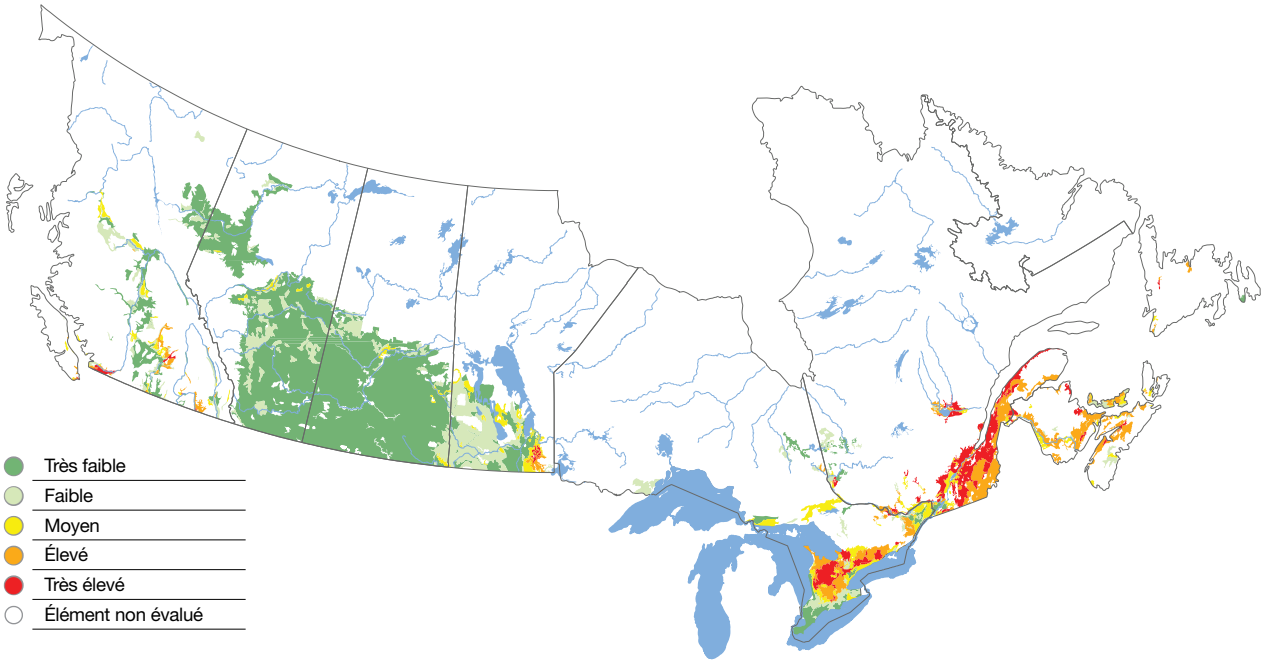


Figure 11-5 : Risque de contamination de l'eau par l'azote dans les terres agricoles au Canada, en 2011

Tableau 11-4 : Pourcentage (%) des terres agricoles dans les différentes catégories de risque de contamination de l'eau par l'azote (IRCE-N), de 1981 à 2011[1]

Catég.	Très faible							Faible							Moyen							Élevé							Très élevé						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	72	76	65	63	50	65	60	12	11	17	18	31	23	26	8	6	9	10	10	6	5	5	5	7	6	5	3	5	3	2	3	2	5	4	4
Alberta	100	99	99	95	92	86	86	0	0	1	5	8	13	13	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Saskatchewan	100	100	100	98	98	96	94	0	0	0	2	2	4	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Manitoba	100	98	70	49	39	37	31	0	2	30	50	55	59	61	0	0	0	1	6	3	8	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Ontario	11	9	13	17	13	19	25	4	4	3	5	5	12	16	46	29	29	33	27	28	19	20	30	21	22	29	21	25	20	29	35	23	26	21	16
Québec	14	6	6	9	2	5	5	13	7	6	4	6	5	4	29	27	24	28	11	19	16	31	30	29	29	20	24	28	13	29	34	31	62	48	47
Nouveau-Brunswick	21	10	2	1	0	0	0	46	7	7	6	1	0	6	24	49	36	37	6	4	21	10	29	53	48	23	18	66	0	5	3	8	71	78	7
Nouvelle-Écosse	2	0	0	0	0	0	0	36	6	6	11	5	3	6	36	21	28	31	0	2	9	25	63	57	46	63	33	73	0	10	10	13	32	62	12
Île-du-Prince-Édouard	35	23	0	0	0	0	0	65	31	36	12	0	0	31	0	46	25	41	3	0	25	0	1	40	47	81	14	45	0	0	0	0	17	86	0
Terre-Neuve-et-Labrador	75	0	0	0	0	42	24	8	71	66	40	0	0	0	17	20	16	51	41	5	20	0	0	10	10	51	28	34	0	9	7	0	8	26	22
Canada	**88**	**88**	**85**	**81**	**78**	**76**	**74**	**2**	**1**	**5**	**9**	**11**	**14**	**16**	**5**	**4**	**3**	**4**	**3**	**3**	**4**	**3**	**4**	**3**	**3**	**3**	**3**	**4**	**2**	**3**	**4**	**3**	**4**	**4**	**3**

1 Ce tableau ne comprend que les polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC) ayant au moins 5 % de terres agricoles dans chacun des recensements (1981-2011). Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100 %.

La figure 11-6 montre l'évolution de la quantité de terres dans les différentes catégories entre 1981 et 2011. La carte indique que le risque de contamination de l'eau est demeuré assez stable partout au Canada. Pendant ces trente années, la proportion des terres agricoles dans la catégorie de risque *très faible* a diminué graduellement, passant de 88 % à 74 %, alors que la proportion dans la catégorie de risque *faible* a augmenté, passant de 2 % à 16 %.

Les résultats dans les Prairies influent fortement sur les résultats nationaux, car cette région compte une grande partie des terres agricoles totales du Canada et reçoit moins de précipitations, ce qui se traduit par un plus faible risque de drainage des terres agricoles, et donc un plus faible risque de contamination de l'eau par l'azote. Néanmoins, à l'échelle nationale, 14 % des terres agricoles sont passées de la catégorie de risque *très faible* à la catégorie *faible* entre 1981 et 2011 (tableau 11-4). De plus, il y a des zones de terres qui se situent maintenant dans les catégories de risque plus élevé. Par exemple, en 1981, presque toutes les terres dans les provinces des Prairies se trouvaient dans la catégorie de risque *très faible* (tableau 11-4), mais en 2011, certaines des terres agricoles du sud-est du Manitoba se situaient dans les catégories de risque *moyen*, *élevé* et *très élevé* (figure 11-5). La plupart des terres agricoles du centre de la Colombie-Britannique se situaient dans les catégories de risque *très faible* et *faible* en 1981; toutefois, en 2011 certaines zones de cette région étaient passées dans les catégories de risque *moyen*, *élevé* et *très élevé*. Le centre du Canada (Ontario et Québec) comptait différentes proportions de terres agricoles dans les catégories de risque *moyen*, *élevé* et *très élevé* en 1981 (tableau 11-4). En 2011, la plupart des terres de l'Ontario se trouvaient dans la même catégorie de risque qu'en 1981 (figure 11-6). En 2011, on observait de plus grandes superficies à risque plus élevé dans les basses terres du Saint-Laurent; toutefois, certaines zones du sud du Québec et du sud-ouest de l'Ontario montraient une tendance à l'amélioration avec des catégories de risque plus faible en 2011 qu'en 1981 (figure 11-6). En 2011, des rendements plus élevés des cultures (ce qui indique un taux d'absorption élevé d'azote par les plantes) ont été signalés dans le sud-ouest de l'Ontario, ce qui s'est traduit par des résultats dans les catégories de risque moins élevé. La région maritime de l'Atlantique montre une augmentation du risque au cours de la période de 30 ans, particulièrement au Nouveau-Brunswick et à l'Île-du-Prince-Édouard.

En 1981, les pertes annuelles d'azote par lessivage étaient généralement très faibles dans les Prairies (de 0 à 0,5 kg N/ha^{-1}), intermédiaires dans les provinces côtières (Colombie-Britannique et Terre-Neuve, à 6,2 et 7,6 kg N/ha^{-1}, respectivement) et beaucoup plus élevées dans le centre du Canada et le reste des provinces de l'Atlantique (11,5 à 22,2 kg N/ha^{-1}). En Colombie-Britannique, en Alberta, en Saskatchewan et en Ontario, les pertes d'azote dans l'eau sont demeurées assez stables pendant les années de recensement de 1981 à 2011, mais des augmentations importantes ont été observées dans toutes les autres provinces (tableau 11-5).

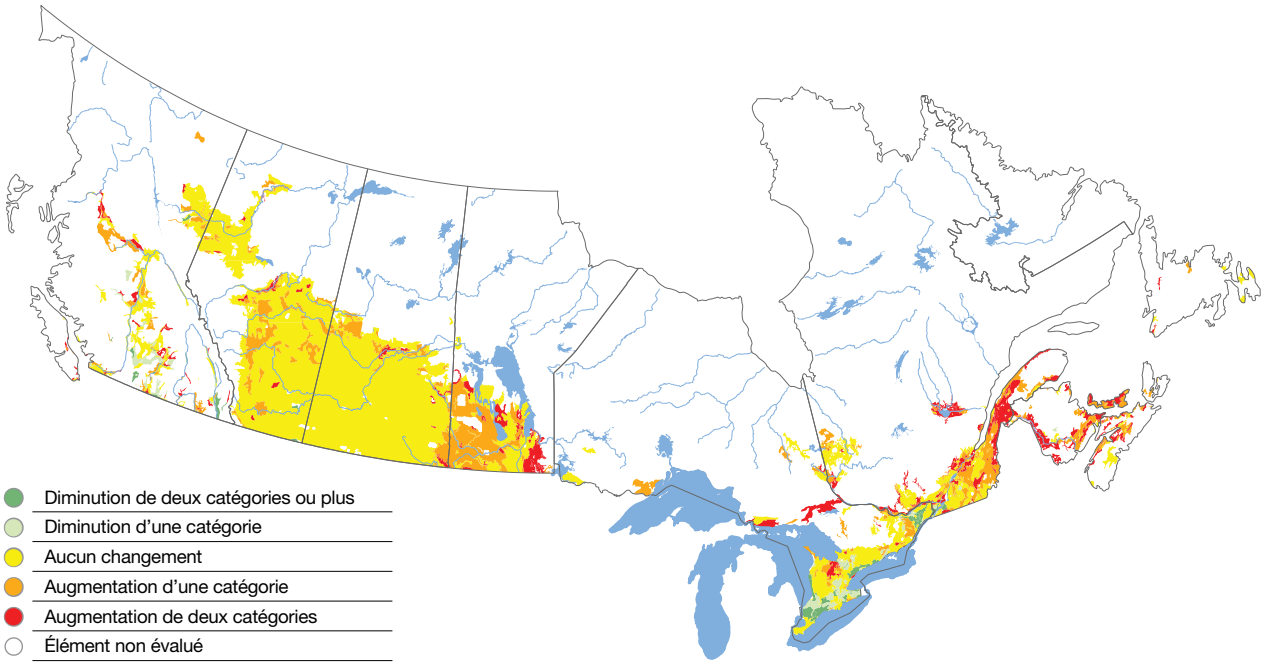


Figure 11-6 : Évolution du risque de contamination de l'eau par l'azote dans les terres agricoles au Canada, de 1981 à 2011

Tableau 11-5 : Azote perdu (Nperdu, kg N ha^{-1}) et concentration d'azote (Nconc, mg N L^{-1}) entre les saisons de croissance (ESC), pendant la saison de croissance (SC) et annuellement, de 1981 à 2011

Catégorie	N_{perdu} – entre les saisons de croissance							N_{perdu} – pendant la saison de croissance							N_{perdu} – annuellement						
Année	**1981**	**1986**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**	**1981**	**1986**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**	**1981**	**1986**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**
Colombie-Britannique	4,6	4,8	4,9	6,1	6,4	6,3	5,2	1,6	1,6	2,2	2,1	2,1	1,8	2,1	6,2	6,4	7,0	8,2	8,5	8,1	7,3
Alberta	0,2	0,2	0,1	0,1	0,0	0,2	0,0	0,3	0,4	0,3	0,4	0,5	0,4	0,4	0,5	0,5	0,4	0,6	0,5	0,6	0,4
Saskatchewan	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,3	0,6	0,0	0,1	0,0	0,1	0,2	0,4	0,8
Manitoba	0,2	0,4	0,1	0,3	0,8	0,3	0,6	0,2	0,4	0,4	0,5	1,4	1,7	1,8	0,4	0,8	0,5	0,9	2,2	2,0	2,4
Ontario	14,3	17,1	16,6	14,0	13,6	14,4	12,1	2,1	2,9	2,7	2,6	2,5	1,8	2,0	16,4	20,1	19,3	16,6	16,2	16,2	14,1
Québec	15,0	18,1	20,3	19,2	23,0	23,3	26,0	3,4	4,7	4,0	5,0	5,8	5,3	5,7	18,4	22,8	24,3	24,2	28,7	28,7	31,7
Nouveau-Brunswick	13,0	13,9	19,3	18,8	23,4	31,5	21,8	2,8	3,7	3,3	3,9	5,7	6,0	4,8	15,8	17,6	22,6	22,7	29,1	37,5	26,6
Nouvelle-Écosse	18,9	20,3	26,4	24,7	35,3	37,3	30,6	3,3	5,6	4,0	4,6	6,7	7,5	6,1	22,2	25,8	30,4	29,3	42,0	44,8	36,6
Île-du-Prince-Édouard	9,7	10,4	18,1	15,3	23,3	28,5	18,9	1,9	2,6	2,3	3,4	4,9	5,0	4,0	11,5	13,0	20,4	18,7	28,2	33,5	22,9
Terre-Neuve-et-Labrador	5,9	14,8	13,6	17,0	23,9	19,8	25,1	1,8	3,7	3,5	4,4	5,0	5,3	6,8	7,6	18,5	17,2	21,5	28,9	25,1	31,9
Canada	**2,0**	**2,2**	**2,2**	**2,1**	**2,3**	**2,4**	**2,3**	**0,5**	**0,6**	**0,6**	**0,7**	**0,9**	**0,9**	**1,0**	**2,5**	**2,9**	**2,7**	**2,8**	**3,1**	**3,3**	**3,4**

Catégorie	N_{conc} – entre les saisons de croissance							N_{conc} – pendant la saison de croissance							N_{conc} – annuellement						
Année	**1981**	**1986**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**	**1981**	**1986**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**	**1981**	**1986**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2011**
Colombie-Britannique	5,3	4,9	6,1	6,3	7,8	6,7	7,2	6,2	5,2	7,1	7,7	9,1	7,5	8,4	5,6	5,0	6,6	6,7	8,2	6,8	7,7
Alberta	1,9	2,5	1,8	3,3	3,4	4,2	3,5	2,5	2,7	2,3	4,0	4,4	5,5	5,5	2,3	2,7	2,2	3,8	4,3	5,0	5,4
Saskatchewan	0,1	0,2	0,3	0,8	1,4	2,6	3,5	0,1	0,3	0,4	0,9	2,1	3,6	4,1	0,1	0,2	0,4	0,9	1,9	3,3	3,9
Manitoba	2,3	4,2	6,4	9,5	9,1	10,3	10,8	2,9	4,5	8,9	11,4	13,2	12,1	14,5	2,6	4,3	8,1	10,6	11,6	11,9	13,6
Ontario	8,5	9,0	9,3	8,1	9,7	7,9	7,8	9,2	9,5	10,7	8,8	11,4	9,5	9,5	8,6	9,1	9,4	8,2	10,0	8,0	8,0
Québec	7,6	9,6	10,1	9,9	15,5	11,4	11,5	5,7	7,3	8,5	7,8	13,6	9,8	9,0	7,0	8,8	9,5	9,1	14,7	10,7	10,5
Nouveau-Brunswick	4,9	7,4	7,0	8,1	12,0	12,6	8,0	3,3	5,4	5,2	7,0	10,0	10,2	5,6	4,4	6,7	6,6	7,8	11,4	11,8	7,2
Nouvelle-Écosse	5,0	7,7	6,6	7,0	10,2	12,2	8,5	3,0	4,6	4,4	4,8	7,0	8,0	4,9	4,5	6,8	6,1	6,4	9,4	11,0	7,5
Île-du-Prince-Édouard	2,8	4,8	4,9	5,7	8,8	11,1	5,2	2,5	4,9	5,1	6,5	11,3	13,2	4,3	2,7	4,8	4,9	5,8	9,1	11,4	5,0
Terre-Neuve-et-Labrador	1,6	4,8	4,1	4,4	6,7	6,2	7,3	0,8	2,9	2,4	2,5	4,5	3,8	4,3	1,3	4,1	3,5	3,8	6,1	5,4	6,3
Canada	**2,1**	**2,6**	**2,7**	**3,7**	**4,2**	**4,8**	**5,1**	**2,3**	**2,6**	**3,2**	**4,2**	**5,4**	**6,0**	**6,5**	**2,2**	**2,6**	**3,0**	**4,0**	**5,1**	**5,6**	**6,2**

En 1981, le modèle a estimé les concentrations de nitrate dans les eaux de drainage à moins de 5,0 mg N L^{-1} pour toutes les provinces à l'exception de la Colombie-Britannique, de l'Ontario et du Québec, où les concentrations variaient de 5,6 à 8,6 mg N L^{-1} (tableau 11-5). La concentration de nitrates dans l'eau de drainage a augmenté de 1981 à 2011 dans toutes les provinces à l'exception de l'Ontario. En 2011, toutes les provinces sauf la Saskatchewan avaient des concentrations de nitrates supérieures à 5 mg N L^{-1} dans les eaux de drainage. Des concentrations supérieures à 10 mg N L^{-1} ont été observées au Manitoba (13,6 mg N L^{-1}) et au Québec (10,5 mg N L^{-1}).

En séparant les données mesurées pendant la saison de croissance de celles mesurées entre les saisons de croissance (tableau 11-5) on obtient une idée plus claire de la période au cours de laquelle les nitrates sont perdus. À l'échelle nationale, entre 1981 et 2011, les pertes d'azote par lessivage ont augmenté de 2,0 à 2,3 kg N ha^{-1} entre les saisons de croissance et de 0,5 kg N ha^{-1} à 1,0 kg N ha^{-1} pendant la saison de croissance. Avec le temps, les concentrations de nitrates ont augmenté pendant les saisons de croissance et entre celles-ci; toutefois, au cours d'une même année de recensement, les concentrations étaient assez semblables pendant la saison de croissance et entre les saisons de croissance. Entre 1981 et 2011, les concentrations de nitrates ont augmenté comme suit : de 2,1 mg N L^{-1} à 5,1 mg N L^{-1} entre les saisons de croissance, et de 2,3 mg N L^{-1} à 6,5 mg N L^{-1} pendant la saison de croissance.

À l'échelle nationale, environ 2,4 fois plus d'eau a été perdue des terres agricoles entre les saisons de croissance (28 mm) que pendant celles-ci (12 mm) (tableau 11-6). Les provinces de l'Atlantique sont celles où les volumes de drainage étaient les plus importants (entre 207 et 617 mm), au centre du Canada les volumes étaient intermédiaires (207 mm en Ontario et 278 mm au Québec), et dans les Prairies, ces volumes étaient très faibles (entre 8 et 13 mm). Ces profils de volume de drainage correspondent essentiellement aux différences dans les précipitations annuelles au Canada.

Tableau 11-6 : Volumes de drainage moyens (mm) pour toutes les années de recensement de 1981 à 2011

	Drainage entre les saisons de croissance (mm)	Drainage pendant la saison de croissance (mm)	Drainage annuel (mm)	Rapport des volumes entre les saisons de croissance et durant la saison de croissance
Colombie-Britannique	89	37	125	2,4
Alberta	3	8	11	0,4
Saskatchewan	3	5	8	0,6
Manitoba	5	8	13	0,7
Ontario	180	27	207	6,6
Québec	203	76	278	2,7
Nouveau-Brunswick	252	87	339	2,9
Nouvelle-Écosse	360	128	488	2,8
Île-du-Prince-Édouard	317	60	377	5,3
Terre-Neuve-et-Labrador	395	222	617	1,8
Canada	**28**	**12**	**40**	**2,4**

Moyens d'action

Cette section porte sur les techniques et les pratiques que les producteurs prennent en considération pour gérer l'ARS et le risque de contamination de l'eau par l'azote. La majorité de ces pratiques concernent la gestion des concentrations d'ARS, étant donné que les concentrations élevées d'ARS sont un facteur important du risque de contamination de l'eau, même si des mesures pour limiter le transport des nitrates lessivés sont également examinées. Il est important de noter que, dans la plupart des provinces des Prairies, l'ARS a tendance à être surtout un enjeu économique plutôt qu'une préoccupation environnementale, étant donné le peu de précipitations et le faible ruissellement signifient que les sols n'ont pas tendance à devenir suffisamment humides pour qu'il y ait dénitrification, et que le taux de percolation des nitrates aux eaux souterraines est encore plus faible. En outre, le drainage par canalisations n'est pas un facteur dans l'ouest du Canada, sauf dans certaines zones isolées du Manitoba où de tels systèmes sont installés. Par conséquent, la menace pour les eaux de surface est également minime.

Les techniques de gestion visant à réduire les concentrations d'ARS dans les sols canadiens ont pour but de maximiser le rendement des cultures et de limiter les apports. Si le rendement est limité par la piètre qualité physique du sol, des pratiques de gestion qui améliorent la qualité du sol (p. ex., les pratiques qui augmentent la quantité de carbone organique dans le sol et qui améliorent la structure du sol) peuvent être mises en œuvre pour améliorer la capacité de rétention d'eau du sol et permettre aux champs de se drainer lors de fortes pluies. Ces pratiques comprennent un travail réduit du sol ou la culture sans travail du sol, l'utilisation de cultures couvre-sol de même que l'intégration, dans les rotations, de cultures qui laissent beaucoup de résidus au sol, et l'incorporation du fumier dans le sol.

Au cours des années marquées par une diminution du rendement des cultures et des mauvaises récoltes attribuables à des sécheresses, à trop de pluie ou à des événements météorologiques défavorables (p. ex., gelée tardive à l'ensemencement ou gelée précoce à la fin de la saison de croissance) ou à des problèmes de maladies dans les cultures, les apports d'azote peuvent dépasser les pertes, ce qui mène à une accumulation d'ARS. Un tel surplus s'explique par le fait que les apports d'azote sont estimés selon les rendements prévus et non selon les rendements réels des cultures et l'absorption des éléments nutritifs. Pour les années où les rendements des cultures sont moins élevés, des cultures couvre-sol peuvent capter l'azote inorganique inutilisé dans le sol et aider ainsi à réduire les pertes d'azote. Une étude sur le terrain dans le sud-ouest de l'Ontario a montré que des cultures couvre-sol avaient capté une partie des nitrates résiduels et qu'elles avaient réduit la concentration des nitrates dans l'eau de drainage de 21 à 38 % et les pertes de nitrates de 14 à 16 % par rapport à un champ sans culture couvre-sol (Drury et coll., 2014). De même, à Ames, en Iowa, du seigle utilisé comme culture couvre-sol a réduit le lessivage des nitrates par drainage de 59 % et diminué les charges d'azote de 61 % par rapport à un champ sans culture couvre-sol (Kaspar et coll., 2007). L'utilisation de non-légumineuses comme couvre-sol peut également être une solution, car ces plantes peuvent capter l'azote résiduel du sol, le convertir en azote organique dans leurs tissus, lesquels se décomposeront au printemps et à l'été rendant cet azote disponible pour la prochaine culture.

Les conditions de sécheresse sont plus difficiles à compenser. L'irrigation superficielle ou souterraine peut toutefois être un bon choix. La méthode la plus efficace pourrait être un système de recyclage, où l'eau et les éléments nutritifs provenant du ruissellement ou du drainage par canalisations seraient entreposés dans un étang ou un **milieu humide** artificiel et pompés jusqu'aux terres en période de sécheresse (Tan et coll., 2007).

Les concentrations d'ARS peuvent être réduites par une meilleure gestion des éléments nutritifs. Pour faire une utilisation plus efficace des apports d'azote, on peut notamment : tester le sol afin d'y détecter l'azote inorganique; avoir recours à l'épandage fractionné d'engrais pendant la saison de croissance pour réduire les pertes; analyser le contenu en éléments nutritifs du fumier avant l'épandage; ajuster la quantité de fumier ou d'engrais à épandre en fonction des résultats de l'analyse des sols et du fumier; et mesurer l'azote capté par les cultures en saison afin de déterminer si une quantité supplémentaire est requise (Zebarth et coll., 2009). L'application en bandes latérales est une pratique utilisée par de nombreux producteurs pour garantir une libération plus lente d'azote lorsque les cultures en ont besoin. Le moment choisi pour l'épandage de l'engrais et du fumier est également très important. L'épandage d'engrais le plus près possible de la période d'absorption rapide par les cultures permet de réduire au minimum les pertes d'azote et d'assurer la disponibilité de suffisamment d'azote pour les cultures pendant les périodes critiques de croissance. L'application d'intrants pendant ou avant de fortes pluies augmente de façon importante le risque de contamination de l'eau et entraîne la perte d'intrants qui peuvent être coûteux. Des sols plus humides augmentent également le risque de pertes d'azote par dénitrification.

Dans certains cas, il faut épandre du fumier dans des champs qui sont loin de la grange d'où il provient afin d'assurer une distribution plus uniforme des éléments nutritifs dans les sols agricoles. Comme on estime qu'à l'échelle nationale, de 26 à 28 % de l'azote produit par le fumier se perd par **volatilisation** de l'ammoniac et par dénitrification, il faut améliorer les pratiques de gestion et

d'épandage du fumier pour accroître l'efficience de l'azote du fumier et peut-être aussi réduire la quantité d'engrais nécessaire. Il est également très important que le fumier soit entreposé dans des contenants étanches situés loin des puits et des plans d'eau. L'utilisation d'uréase ou d'inhibiteurs de nitrification pour ralentir la conversion de l'engrais en nitrates est une option qui peut réduire les pertes d'azote et améliorer l'absorption de l'azote par les cultures, facilitant ainsi la tâche aux producteurs qui veulent ajuster la quantité d'azote appliquée aux besoins des cultures.

On ne peut pas régler le problème de l'ARS en cessant d'épandre des engrais azotés et du fumier sur les terres, comme en témoignent les résultats d'une étude à long terme menée dans le sud-ouest de l'Ontario en 1959, qui a permis de conclure que le rendement du maïs dans un sol fertilisé était beaucoup plus élevé que celui du maïs dans un sol non fertilisé (Drury et Tan, 1995). Une autre étude, faite dans l'ouest du Canada, a conclu qu'une fertilisation inadéquate limitait la croissance des cultures ainsi que l'absorption des éléments nutritifs et de l'eau, et que l'azote minéralisé du sol risquait plus d'être lessivé dans le sol (Campbell et coll., 2006). De toute évidence, les pratiques de gestion devraient viser un meilleur équilibre entre les apports d'azote provenant des engrais et du fumier et les pertes d'azote résultant de l'absorption de l'azote par les cultures et les parties récoltées des plantes.

Comme l'accumulation d'ARS est le principal facteur du risque de contamination de l'eau par les nitrates, il est essentiel de tenir compte des pratiques de gestion de l'ARS énumérées ci-dessus pour limiter cette contamination. Il existe toutefois un certain nombre de solutions
que les producteurs peuvent mettre en œuvre en fin de processus pour limiter ou atténuer les effets du lessivage des nitrates dans les canalisations de drainage sur les eaux de surface. Parmi ces solutions, mentionnons les suivantes : la gestion des systèmes de drainage par canalisations pour moduler la nappe phréatique et retenir les nitrates dans les champs, où ils peuvent servir aux cultures en croissance; l'utilisation de milieux humides artificiels ou naturels pour piéger les nitrates; ou l'emploi de biofiltres réactifs pour réduire la quantité de nitrates dans l'eau de drainage avant qu'elle n'atteigne les eaux de surface locales. Certaines de ces méthodes pourraient accroître les pertes dues à la dénitrification dans le sol et résulter en la substitution (non encore quantifiée) d'un type de pollution par un autre (émissions d'oxyde nitreux ou pertes de phosphore dans l'eau de ruissellement). De plus, ces méthodes ont tendance à être plus coûteuses sur le plan des installations et du fonctionnement. Il est donc préférable de réduire les concentrations d'ARS par la réduction des apports.

Références

Campbell, C.A., F. Selles, R.P. Zentner, R. De Jong, R. Lemke et C. Hamel. 2006. *Nitrate leaching in the semiarid prairie: Effect of cropping frequency, crop type and fertilizer after 37 years*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 86: 701-710.

Chambers P.A., M. Guy, E.S. Roberts, M.N. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G. Grove et N. Foster. 2001. *Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada. Environnement Canada*. Ottawa (Ontario).

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Environnement Canada, Ottawa (Ontario), Canada.

De Jong, R., C.F. Drury et J.Y. Yang. 2010. Indicateur du risque de contamination de l'eau par l'azote. P. 89-94 dans Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (dir.), *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport n° 3*. Ottawa (Ontario), Canada, Agriculture et Agroalimentaire Canada;

De Jong, R., C.F. Drury, J.Y. Yang et C.A. Campbell. 2009. *Risk of water contamination by nitrogen in Canada as estimated by the IROWC-N model*. Journal of Environmental Management, 90: 3169-3181.

De Jong, R., J.Y. Yang, C.F. Drury, E.C. Huffman, V. Kirkwood et X.M. Yang. 2007. *The indicator of risk of water contamination by nitrate-nitrogen.* Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 87:179-188.

Drury, C.F. et C.S. Tan. 1995. *Long-term (35 years) effects of fertilization, rotation and weather on corn yields.* Revue canadienne de phytotechnie = Canadian Journal of Plant Science, 75:355-362.

Drury, C.F., C.S. Tan, T.W. Welacky, W.D. Reynolds, T.Q. Zhang, T.O. Oloya, N.B. McLaughlin et J.D. Gaynor. 2014. *Reducing nitrate loss in tile drainage water with cover crops and watertable management systems.* Journal of Environmental Quality, 43: 587-598.

Drury, C.F., C.S. Tan, J.D. Gaynor, T.O. Oloya et T.W. Welacky. 1996. *Influence of controlled drainage-subirrigation on surface and tile drainage nitrate loss.* J. Environ. Qual., 25:317-324.

Drury, C.F., D.J. McKenney, W.I. Findlay et J.D. Gaynor. 1993. *Influence of tillage on nitrate loss in surface runoff and tile drainage*. Soil Sci. Soc. Am. J., 57:797-802.

Drury, C.F., J.Y. Yang, R. De Jong, T. Huffman, X.M. Yang, K. Reid et C.A. Campbell. 2010. Azote résiduel dans le sol. P. 82-88 dans Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (dir.), *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport nº 3*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario), Canada.

Drury, C.F., J.Y. Yang, R. De Jong, X.M. Yang, E. C. Huffman, V. Kirkwood et K. Reid. 2007. *Residual soil nitrogen indicator for agricultural land in Canada*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 87: 167-177.

Groupe de travail sur les Pédo-paysages du Canada, 2005. Pédo-paysages du Canada v3.0. (carte numérique et base de données à l'échelle de 1:1 million). Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario), Canada.

Guy, M. 2008. *Ideal performance standards for the nitrate ion*. Initiative sur les normes agroenvironnementales nationales. Rapport nº 4-54. Environnement Canada, Gatineau (Québec), Canada.

Kaspar, T.C., T.B. Jaynes et T.B. Moorman. 2007. *Rye cover crop and gamagrass strip effects on NO^3 concentration and load in tile drainage.* Journal of Environmental Quality, 36: 1503-1511.

Rochette, P., D.E. Worth, R.L. Lemke, B.G. McConkey, D.J. Pennock, C. Wagner-Riddle et R.J. Desjardins. 2008. *Estimation of N_2O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 88: 641-654

Sheppard, S.C., S. Bittman et T.W. Bruulsema. 2010. *Monthly ammonia emissions from fertilizers in 12 Canadian Ecoregion*s. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 90: 113-127.

Tan, C.S., T.Q. Zhang, C.F. Drury, W.D. Reynolds, T. Oloya et J.D. Gaynor. 2007. *Water quality and crop production improvement using a wetland-reservoir and drainage/ subsurface irrigation system.* Revue canadienne des ressources hydriques = Canadian Water Resource Journal, 32:129-136.

U.S. Department of Agriculture. 2013. *Nutrient uptake and removal*. Consulté en décembre 2013 à http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/technical/nra/rca/?&cid=nrcs143_014150.

Yang, J.Y., C.F. Drury, R. De Jong, E.C. Huffman, X.M. Yang et K. Reid. 2013. *Sensitivity analysis for nitrogen inputs, nitrogen outputs, and changes in biofuel crop acreages for predicting residual soil nitrogen and nitrate leaching in Canadian agricultural soils*. Ecological Modelling, 267: 26-38.

Yang, J.Y., E.C. Huffman, R. De Jong, V. Kirkwood, K.B. MacDonald et C.F. Drury. 2007b. *Residual soil nitrogen in soil landscapes of Canada as affected by land use practices and agricultural policy scenarios*. Land Use Policy, 24: 89-99.

Yang, J.Y., R. De Jong, C.F. Drury, E.C. Huffman, V. Kirkwood et X.M. Yang. 2007a. *Development of a Canadian Agricultural Nitrogen Budget (CANB v2.0) model and the evaluation of various policy scenarios*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 87: 153-165.

Zebarth, B.J., C.F. Drury, N. Tremblay et A.N. Cambouris. 2009. *Opportunities for improved fertilizer nitrogen management in production of arable crops in Eastern Canada*. A review. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 89:113-132.

12 Phosphore

Auteurs :
D.K. Reid, W. Western, T. Rounce, D. Bogdan J. Churchill, E. van Bochove, G. Theriault et J.-T. Denault

Nom de l'indicateur :
Risque de contamination de l'eau par le phosphore

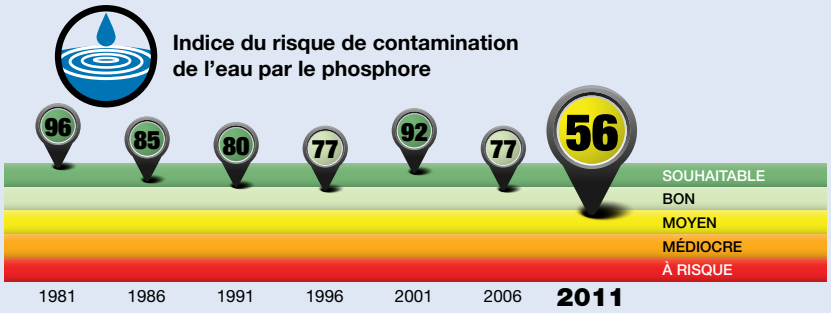
Portée :
Échelle nationale, de 1981 à 2011

Sommaire

Le **phosphore (P)**[1] est un **élément nutritif** important pour la croissance des végétaux et des animaux. Cependant, l'ajout de phosphore par l'épandage de fumier et d'**engrais** inorganiques en quantité dépassant celle absorbée par les plantes accroît le risque de saturation du sol en phosphore et le déplacement du phosphore jusqu'aux plans d'eau. L'excès de phosphore dans les eaux de surface contribue à l'**eutrophisation** et à la prolifération de **cyanobactéries**, et peut mener à la détérioration de la qualité de l'eau ainsi qu'à des restrictions d'utilisation. L'indicateur du risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE-P) a été élaboré pour évaluer la tendance, dans le temps, du risque de contamination des eaux de surface par le phosphore des terres agricoles canadiennes à l'échelle des **bassins hydrographiques**.

Indice du risque de contamination de l'eau par le phosphore – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un aperçu statistique d'un ensemble de variables utilisé pour présenter une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur unique aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si cet indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, en 2011, la qualité de l'eau, du point de vue du risque de contamination des eaux de surface par le phosphore résultant des activités agricoles au Canada était « moyen ». L'indice révèle une tendance à la détérioration, donc un risque croissant de contamination de 1981 à 2011. La contamination par le phosphore survient lorsqu'une source de phosphore entre en contact avec une importante voie de transport. La composante source a aussi augmenté en raison de l'utilisation d'engrais minéraux au cours des 30 dernières années et de l'intensification de la production animale dans certaines régions. Le ruissellement printanier anormalement élevé dans plusieurs grands bassins hydrographiques a donné lieu à un transport accru du phosphore en 2011, et pesé lourd dans la baisse des valeurs observée entre 2006 et 2011. L'indice très élevé de 2001 est attribuable au ruissellement exceptionnellement faible dans les Prairies cette année-là, qui a réduit le risque de contamination de l'eau par le phosphore.

L'indice groupe et généralise les tendances. Les constatations, les variations et les interprétations régionales sont abordées plus en détail dans la section « Résultats et interprétation » du présent chapitre. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2, « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

Le risque global de contamination de l'eau par le phosphore augmente au Canada. L'intensification de la production animale et l'utilisation d'engrais minéraux ont contribué aux surplus régionaux de phosphore notés de 1981 à 2011. Il existe, au Canada, un vaste éventail de types de sol qui diffèrent dans leur capacité de retenir les éléments nutritifs comme le phosphore et qui posent, par conséquent, des risques différents de perte pour un même apport de phosphore. Dans les terres agricoles de l'est du Canada, le **ruissellement**, le drainage souterrain et l'érosion hydrique sont des facteurs importants du risque de contamination des eaux de surface par le phosphore. Dans l'ouest du pays, le ruissellement, surtout au moment du dégel printanier, représente la principale voie de transport du phosphore. L'implantation locale de plans de gestion des éléments nutritifs, la réglementation, les pratiques de conservation et les **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)** ont beaucoup fait diminuer les surplus annuels de phosphore dans certaines régions. Le phosphore est toutefois retenu dans le sol, de sorte que les surplus antérieurs continuent d'enrichir celui-ci. Il faut accroître les efforts pour maîtriser les sources et le transport de phosphore afin d'empêcher que cet élément soit emporté par l'eau et qu'il provoque l'eutrophisation des eaux de surface et la prolifération d'algues.

En 2011, le risque de contamination de l'eau par le phosphore était *très élevé* dans 21 des 280 bassins hydrographiques agricoles[2] du Canada, et il était *élevé* dans 35. Ces bassins hydrographiques se trouvaient dans l'est (Nouvelle-Écosse, Québec, Ontario) et dans l'ouest (Manitoba, Saskatchewan, Alberta et Colombie-Britannique) du Canada. De 1981 à 2011, 50 % des bassins hydrographiques sont passés dans une catégorie plus élevée de risque. Depuis 1991, l'élévation du risque est notable en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba. La composante « source » de ce risque accru est représentée par le bilan annuel positif du phosphore, lequel découle d'un plus grand nombre d'animaux d'élevage et d'une utilisation accrue d'engrais phosphatés pour maintenir les rendements de culture. Un facteur encore plus important pour ce rapport est la grande augmentation de la composante « transport » en 2011, alors que l'écoulement plus élevé que la normale occasionné par la fonte des neiges a coïncidé avec des pluies printanières particulièrement abondantes, ce qui a donné lieu à un ruissellement record et provoqué d'importantes inondations.

Enjeu : pourquoi est-il important?

Le phosphore est un élément essentiel aux plantes et aux animaux. Il est introduit dans le sol par l'épandage d'engrais inorganiques phosphatés, de fumiers et de **biosolides** en vue de maintenir le rendement des cultures. Depuis le début des années 1950, l'intensification de l'agriculture et de l'élevage a porté la teneur en éléments nutritifs du sol dans certaines régions à des niveaux excédant les besoins des cultures. Les excédents de phosphore accumulés sont le résultat de l'épandage pendant plusieurs années de phosphore sous forme d'engrais ou de fumier en quantité supérieure à celle absorbée par les cultures récoltées. La perte de phosphore du sol représente un problème environnemental, mais aussi une perte économique pour les producteurs, puisque cet élément nutritif précieux n'est plus disponible pour leurs cultures.

Dans les systèmes naturels d'eau douce, le phosphore est présent en très faible concentration, mais cette concentration varie considérablement en fonction de la taille du cours d'eau et des caractéristiques de l'écosystème. Les apports excessifs de phosphore contribuent à l'eutrophisation des plans d'eau et à la prolifération des cyanobactéries, altérant la qualité de l'eau et en restreignant la consommation ou l'utilisation pour la baignade et d'autres activités récréatives (Carpenter et coll., 1998). De tels phénomènes ont été constatés dans des lacs relativement peu profonds dont une grande partie du bassin hydrographique était affectée à des activités agricoles et à des utilisations urbaines, comme le lac Winnipeg, au Manitoba, le lac Érié et la baie Missisquoi du lac Champlain. Même si le phosphore n'est pas seulement de source agricole – les eaux usées municipales et industrielles, les eaux usées résidentielles et les fuites des fosses septiques en apportent aussi – d'importants efforts ont été déployés pour réduire ou atténuer les sources agricoles. Des programmes gouvernementaux et des initiatives réglementaires ont été mis en œuvre pour réduire la contamination par le phosphore découlant de l'entreposage et de l'épandage du fumier. Au Québec (1997), en Ontario (2002) et au Manitoba (2006), des plans de gestion des éléments nutritifs ont été élaborés expressément pour aider les producteurs à réduire le risque de contamination des plans d'eau adjacents par des éléments nutritifs, dont le phosphore.

2 Aux fins du présent rapport, un bassin hydrographique agricole est un bassin dans lequel plus de 5 % des terres sont affectés à l'agriculture.

Le risque de perte de phosphore dépend de deux facteurs, la source et le transport du phosphore, qui peuvent varier selon les localités et les régions et selon les conditions météorologiques. Ainsi, une quantité donnée de phosphore dans le sol peut présenter un risque de perte élevé dans l'est du Canada, alors que dans les Prairies, la même quantité ne présenterait qu'un risque faible en raison du faible risque de transport.

Compte tenu des risques environnementaux et économiques, de même que des disparités régionales des risques, il est essentiel de déterminer les régions les plus exposées et d'adapter les PGB, les programmes et les politiques en conséquence. Une telle stratégie aidera le Canada à maintenir la santé de ses ressources hydriques, la productivité de ses sols et la durabilité de son approvisionnement alimentaire.

Indicateur

L'indicateur du risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE-P) a été mis au point pour évaluer l'état et la tendance temporelle du risque de contamination des eaux de surface par le phosphore des terres agricoles canadiennes; il en rend compte à l'échelle des bassins hydrographiques agricoles. Les renseignements fournis dans ce rapport s'appuient directement sur les résultats présentés dans le manuel consacré à l'IRCE-P (van Bochove et coll., 2010a), et les auteurs reconnaissent la valeur des travaux faits par l'équipe ayant établi celui-ci. L'IRCE-P estime d'abord la quantité annuelle de phosphore dissous pouvant être libérée par les sols agricoles (source de phosphore). Cette source est estimée en fonction des soustractions et des apports cumulatifs de phosphore (bilan du phosphore) sur 35 ans (jusqu'en 2011) et de la quantité résultante de phosphore pouvant être extraite dans l'eau (extractible à l'eau). L'IRCE-P intègre ensuite la source de phosphore au moyen d'une fonction transport-hydrologie qui tient compte de processus tels que le ruissellement, le drainage et l'érosion hydrique. Cette fonction a été étalonnée d'après les données de surveillance de la qualité de l'eau concernant le phosphore dans 88 bassins hydrographiques agricoles au Canada de 1981 à 2001. L'IRCE-P tient aussi compte de la **connectivité hydrologique**, basée sur un indice topographique et des estimations de l'intensité du drainage par canalisations, du drainage superficiel et de l'écoulement préférentiel. L'indicateur utilise les données sur les fonctions hydrologiques et le transport pour estimer la probabilité que le phosphore pénètre dans les cours d'eau ou les plans d'eau.

L'IRCE-P a été calculé pour les 280 bassins hydrographiques (Ressources naturelles Canada, 2003) du Canada qui comptent plus de 5 % de terres agricoles. Les valeurs de l'indicateur ont été groupées séparément pour l'ouest et l'est du pays en cinq catégories de risque : *très faible*, *faible*, *moyen*, *élevé* et *très élevé*. Les catégories de risque représentent un classement pour chaque année de recensement, comme le montre la figure 12-1. Dans ces deux grandes régions, pour le recensement de 2006, 50 % des bassins hydrographiques faisaient partie de la catégorie de risque *très faible*, et 5 % des indicateurs les plus élevés ont été classés dans les catégories de risque *élevé* et *très élevé*. Pour permettre les comparaisons d'une année à l'autre, les valeurs seuil calculées aux fins du recensement de 2006 ont été utilisées pour catégoriser le risque au cours des autres années. Des précisions sur la mise au point de l'IRCE-P se trouvent dans le manuel de van Bochove et coll. (2010b).

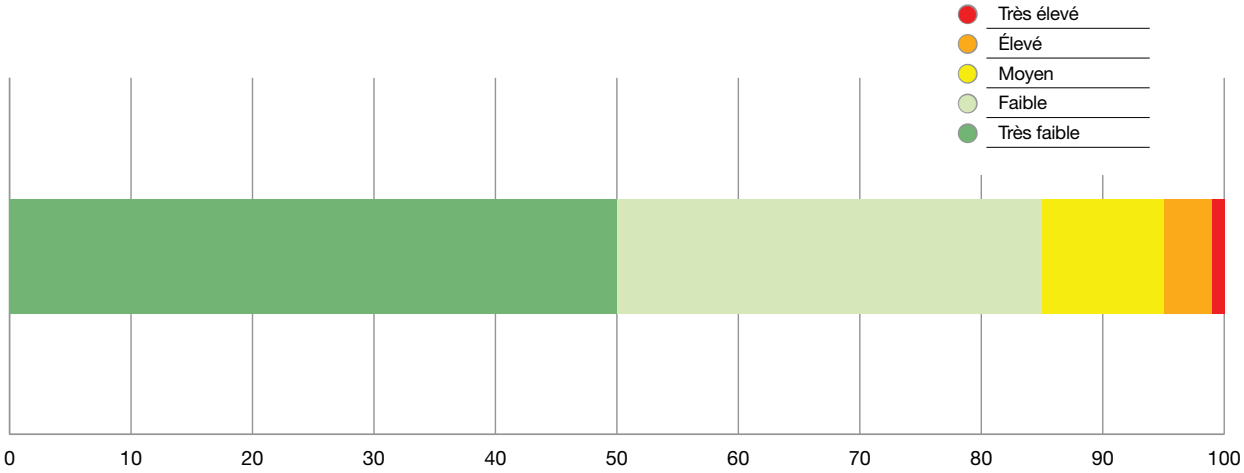


Figure 12-1 : Catégories du risque de contamination de l'eau par le phosphore en fonction du centile de chacun des risques individuels calculés. Les catégories ont été définies en fonction de la distribution des données de 2006, et ont servi à classer le risque pour toutes les années.

Limites

L'IRCE-P évalue le risque que présentent les sources agricoles de phosphore, les sources non agricoles n'étant pas prises en compte. Le calcul du bilan cumulé de phosphore a été fait avec les données du **Recensement de l'agriculture** de 1976 à 2011. La répartition des applications de phosphore dans les bassins hydrographiques est tributaire des limites des données des recensements et des erreurs qu'il pourrait y avoir eues dans les hypothèses touchant le processus de répartition. Comme les données sur la teneur du sol en phosphore assimilable et en phosphore extractible à l'eau ne sont pas disponibles pour tout le pays, les valeurs ont été dérivées des données sur le bilan du phosphore, une approche qui comporte nécessairement une certaine incertitude. Il n'y avait pas suffisamment de données pour tenir compte de l'enrichissement du sol en phosphore avant 1976 au Canada. Le risque de pertes directes de phosphore dissous découlant de l'épandage de fumier ou d'engrais n'est pas compris dans l'indicateur en raison du manque de données sur les méthodes et le moment d'application des éléments nutritifs.

Les catégories de risque ont été définies séparément pour l'est et pour l'ouest du Canada afin de mieux refléter les conditions propres à chaque région. Par conséquent, les catégories ne peuvent être comparées directement entre elles.

Nous avons présumé que les facteurs de connectivité hydrologique, qui représentent les voies de transport du phosphore aux plans d'eau, avaient le même poids dans toutes les régions agricoles du Canada. Étant donné que cette composante varie en fonction des conditions météorologiques qui prévalent lors du recensement, la variation des valeurs de l'IRCE-P d'un recensement à l'autre peut être due à des différences dans les conditions météorologiques plutôt que dans la gestion du phosphore.

Le calcul de l'IRCE-P prend en compte la plupart des PGB qui réduisent les quantités de phosphore à la source (doses d'application du phosphore, absorption du phosphore par les cultures), mais ne tient compte que de quelques PGB qui réduisent le déplacement du phosphore dans le paysage. Ceci est dû au manque de données sur les PGB adoptées à l'échelle nationale, comme les méthodes et le moment d'application du phosphore, ou encore l'utilisation de **bandes tampons riveraines**.

La fonction transport-hydrologie pour cet indicateur a été étalonnée à l'aide des concentrations annuelles médianes en phosphore de 88 bassins hydrographiques situés d'un bout à l'autre du pays. Dans ces bassins, le phosphore pouvait provenir de différentes sources, dont les eaux usées urbaines ou les forêts, mais les sources non agricoles n'ont pas été prises en compte. Or, il se peut que ces sources aient influé sur le calcul de l'IRCE-P des régions agricoles et qu'elles aient donc entraîné une surestimation du risque.

L'incorporation de données sur les PGB nouvelles ou existantes susceptibles d'avoir un effet important sur la source et le transport du phosphore permettrait de développer l'IRCE-P. Par exemple, le choix de l'endroit où le phosphore est appliqué n'est pas pris en compte dans le modèle actuel, alors qu'il peut avoir une incidence considérable sur les pertes de phosphore. Le phosphore appliqué en surface (engrais ou fumier) peut libérer des concentrations de phosphore dissous beaucoup plus élevées dans l'eau de ruissellement que dans le sol, de sorte que des différences dans les concentrations de phosphore dans l'eau de ruissellement provenant de modifications de la teneur en phosphore assimilable du sol ne peuvent être détectées, si le phosphore a été laissé à la surface du sol (Kleinman et Sharpley, 2003). À l'heure actuelle, il n'y a pas de données nationales sur l'étendue d'application des PGB ni sur les lieux d'application, notamment ceux où elles seraient le plus efficaces, ce qui signifie que peu de PGB portant sur la composante du transport de l'IRCE-P sont prises en compte de manière appropriée par l'algorithme de l'indicateur. L'infrastructure destinée à réduire l'impact du ruissellement pourrait facilement être intégrée à l'évaluation de l'IRCE-P. Par exemple, lorsqu'on disposera de données nationales sur les bandes tampons autour des plans d'eau, leur intégration au calcul de l'IRCE-P permettra de déterminer l'effet des bandes tampon sur le transport du phosphore aux eaux de surface.

Résultats et interprétation

L'évolution de l'IRCE-P résulte de changements tant dans la composante « source de phosphore » (c.-à-d. la quantité de phosphore pouvant être exportée des terres agricoles) que dans la composante « transport-hydrologie » (c.-à-d. le ruissellement qui peut transporter le phosphore des terres agricoles aux eaux de surface). Afin de comprendre les résultats globaux de l'indicateur pour 2011, il est bon d'examiner séparément les changements survenus dans chacune de ces composantes (source de phosphore et transport-hydrologie).

SOURCE DE PHOSPHORE

Le phosphore est solidement fixé aux particules du sol de sorte que seule une fraction du phosphore appliqué sous forme d'engrais ou de fumier est disponible pour les cultures au cours de l'année où il est appliqué. De plus, le fumier épandu pour satisfaire aux besoins en azote des

cultures leur fournit plus de phosphore qu'elles n'en ont besoin. Par conséquent, surtout dans les sols où la teneur en phosphore assimilable est faible, les doses d'application dépassent souvent la quantité absorbée par la partie récoltée des cultures. Autrement dit, le bilan du phosphore est positif, et le phosphore s'accumule dans le sol avec le temps. La quantité accumulée dépend du bilan annuel et du temps pendant lequel le bilan demeure positif.

La figure 12-2 montre le bilan annuel du phosphore par province (bilan combiné pour les provinces de l'Atlantique) de 1981 à 2011. Les bilans les plus élevés ont été enregistrés dans les provinces de l'Atlantique (élevage intensif du bétail et production intensive de pommes de terre), au Québec (productions animales intensives), en Colombie-Britannique (productions animales et horticoles intensives) et en Ontario. Dans l'est du Canada, la tendance du bilan du phosphore est à la baisse, mais demeure légèrement positive en Ontario. Même si l'Ontario est la province qui est le plus près de l'équilibre entre les apports et les retraits de phosphore, le phosphore s'y accumule un peu chaque année dans le sol. En revanche, dans les Prairies, les bilans étaient nuls ou négatifs pour les premiers recensements, mais la tendance a été inversée avec l'intensification de la production agricole et l'augmentation consécutive de l'utilisation d'engrais. C'est au Manitoba que le bilan du phosphore a le plus augmenté.

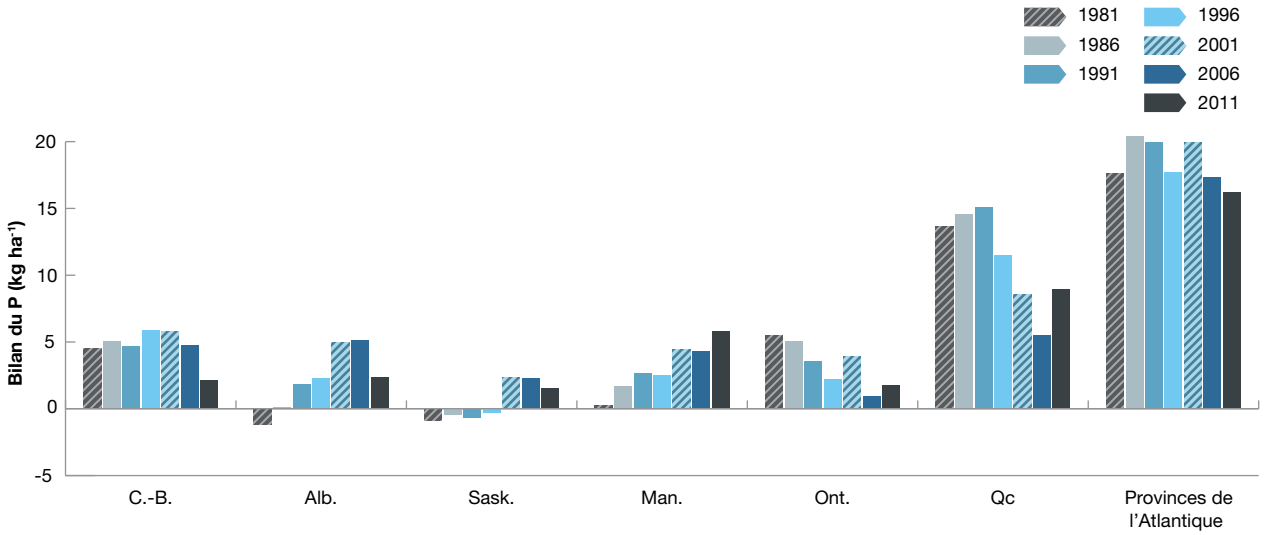


Figure 12-2 : Bilan du phosphore (kg ha^{-1}) par province, de 1981 à 2011

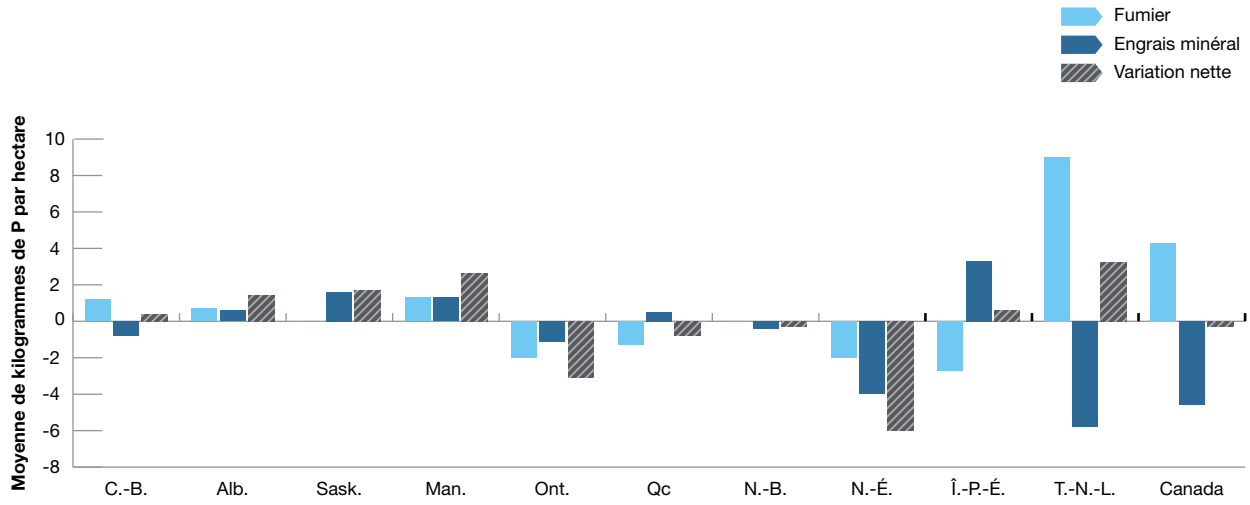


Figure 12-3 : Évolution des apports de phosphore de 1981 à 2011

La figure 12-3 montre l'évolution des apports de phosphore – une composante essentielle du bilan du phosphore – de 1981 à 2011. À l'échelle nationale, les quantités de phosphore du fumier qui ont été appliquées sur les terres agricoles en 2011 sont presque les mêmes que celles qui avaient été appliquées en 1981, mais il y a eu une légère augmentation des quantités moyennes de phosphore minéral appliquées. Les quantités relatives varient d'une région à une autre. Les quantités annuelles de phosphore appliquées ont augmenté en Alberta (fumier et engrais), en Saskatchewan (engrais), au Manitoba (fumier et engrais) et à Terre-Neuve (plus de fumier, moins d'engrais), mais, dans les Prairies, elles étaient très faibles au départ. On applique maintenant moins de phosphore sur les terres agricoles en Nouvelle-Écosse (fumier et engrais), au Québec (moins de fumier, plus d'engrais) et en Ontario (fumier et engrais), des provinces qui utilisaient des quantités assez importantes d'engrais en 1981. Dans les autres provinces, les quantités de phosphore appliquées sur les terres agricoles en 2011 étaient à peu près les mêmes que celles appliquées en 1981.

L'accumulation nette du phosphore appliqué en excès des besoins des cultures (bilan cumulé du phosphore) est combinée aux données sur les caractéristiques du sol dans le calcul de la composante source. En général, les concentrations de phosphore dans la couche superficielle des sols agricoles au Canada augmentent depuis 1976, puisque l'intensification des pratiques agricoles ont donné lieu à un bilan annuel positif et à une saturation accrue du sol en phosphore (figure 12-4). En 2011, du phosphore en concentrations très élevées (plus de 4 mg de P kg^{-1}, ou > 4 mg P kg^{-1} de phosphore extractible à l'eau) risquait d'être transporté par de fortes pluies dans les régions de production agricole intensive où le sol avait atteint un haut degré de saturation en phosphore. Ces régions comprenaient les suivantes : Abbotsford, en Colombie-Britannique; Lethbridge, en Alberta; certaines régions du bassin des Grands Lacs en Ontario; les basses terres du Saint-Laurent au Québec; Grand-Sault, au Nouveau-Brunswick; et la vallée de l'Annapolis, en Nouvelle-Écosse (figure 12-4, tableau 12-1). Des zones à risque *élevé* (3 à 4 mg P kg^{-1}) ont aussi été identifiées autour de ces régions, comme au Manitoba et à l'Île-du-Prince-Édouard. Dans certaines régions du sud des Prairies où l'IRCE-P était élevé, les valeurs attribuées aux sources de phosphore étaient en fait assez faibles, mais le risque de transport était très élevé en raison des conditions météorologiques en 2011.

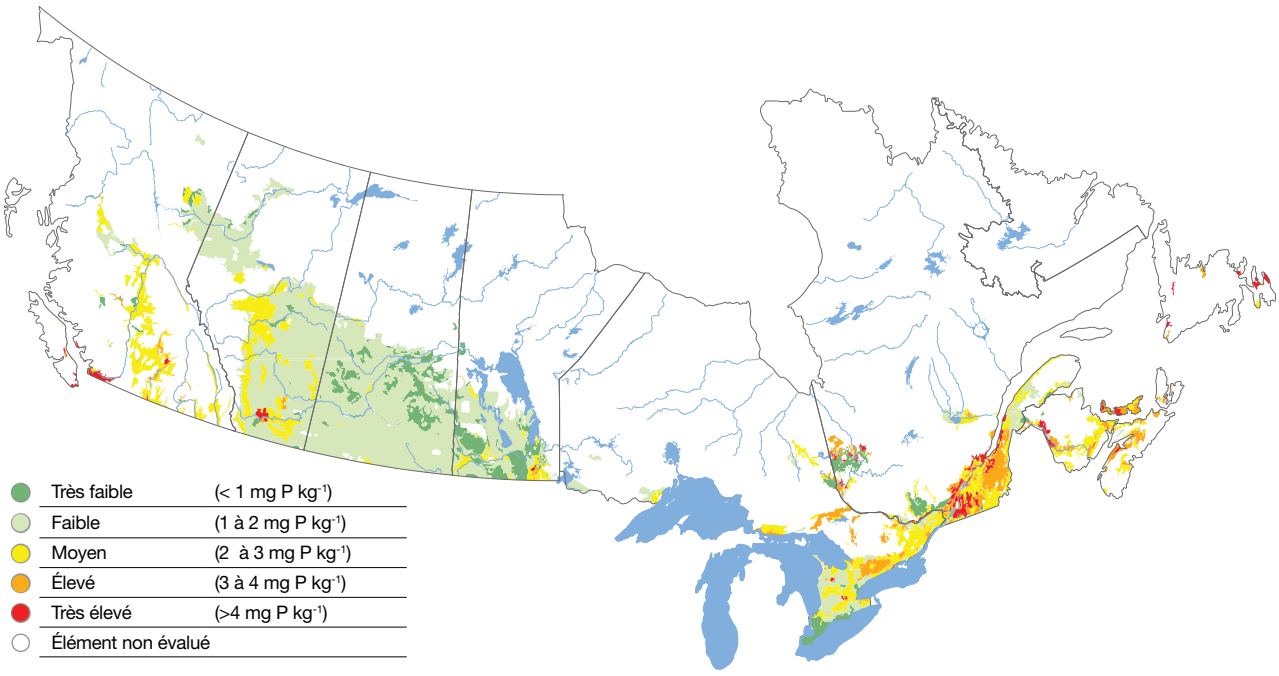


Figure 12-4 : Degré de saturation du sol en phosphore (mg P kg^{-1} de phosphore extractible à l'eau) dans les terres agricoles soumises aux pratiques de gestion de 2011

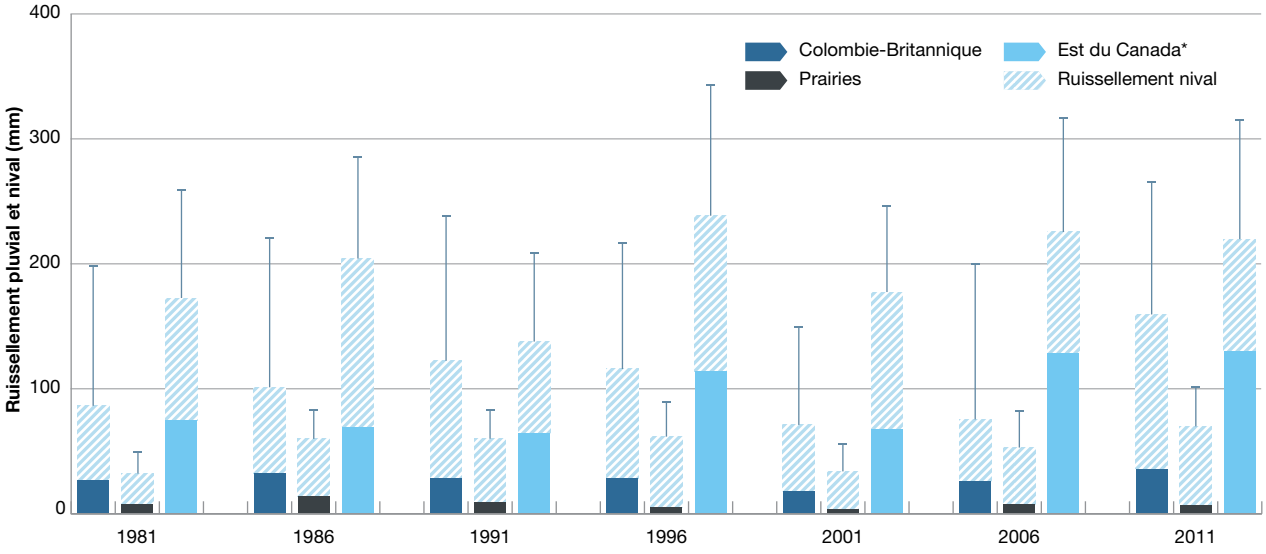
Tableau 12-1 : Pourcentage[3] des terres agricoles dans chaque catégorie de risque relativement à la source de phosphore, selon l'année de recensement

Class	Très faible							Faible							Moyen							Élevé							Très élevé						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	4	3	2	1	0	0	0	92	90	82	71	53	35	34	4	2	9	21	38	56	54	<1	2	1	1	2	3	4	0	2	4	4	5	4	6
Alberta	60	55	48	38	17	7	4	40	45	52	61	81	82	73	0	0	0	1	1	9	21	0	0	0	<1	<1	1	1	0	0	0	0	<1	1	1
Saskatchewan	69	63	65	63	53	39	33	30	36	34	36	46	60	66	0	0	0	0	0	0	<1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Manitoba	100	99	92	86	72	59	38	0	<1	8	13	27	37	54	0	0	0	0	<1	3	7	0	0	0	0	0	<1	<1	0	0	0	0	0	0	<1
Ontario	42	30	19	19	18	16	17	56	58	61	57	46	40	38	2	12	19	23	31	35	34	0	0	<1	2	5	9	10	0	0	0	0	0	0	<1
Québec	50	2	<1	<1	<1	0	0	50	71	57	30	16	13	10	0	27	26	39	46	44	35	0	<1	17	17	18	20	27	0	0	0	13	19	23	26
Nouveau-Brunswick	70	3	0	0	2	2	2	28	82	59	40	11	2	3	2	12	29	44	50	55	43	0	2	10	14	25	26	23	0	<1	2	2	13	15	29
Nouvelle-Écosse	64	<1	0	0	0	0	0	36	95	61	14	6	6	5	0	5	37	79	76	54	26	0	0	2	6	14	35	54	0	0	0	<1	3	6	15
Île-du-Prince-Édouard	67	1	0	0	0	0	0	33	99	76	37	1	0	0	0	0	24	63	70	55	23	0	0	0	0	29	45	52	0	0	0	0	0	0	24
Terre-Neuve-et-Labrador	45	9	0	0	0	0	0	46	64	36	16	4	24	0	5	18	48	47	21	13	8	0	9	11	0	41	4	22	4	0	5	37	32	57	70
Canada	**65**	**57**	**54**	**49**	**36**	**26**	**19**	**35**	**40**	**42**	**44**	**54**	**60**	**61**	**<1**	**2**	**3**	**5**	**7**	**10**	**14**	**0**	**1**	**1**	**1**	**2**	**2**	**3**	**0**	**0**	**<1**	**1**	**1**	**1**	**2**

3 Proportion des terres agricoles catégorisées du bassin hydrographique calculée en pourcentage de la superficie agricole totale de la province.

TRANSPORT ET HYDROLOGIE

Les valeurs de l'IRCE-P et les tendances de cet indicateur dépendent des processus de transport qui sont étroitement liés aux variations climatiques régionales (figure 12-5), auxquelles les producteurs ne peuvent rien et qui sont indépendantes de l'intensité de l'agriculture et de son incidence sur les sources de phosphore. Les valeurs de l'IRCE-P étaient très élevées en 2011 en raison de la quantité de neige tombée dans les Prairies, quantité beaucoup plus importante qu'en 2006 et environ le double de la neige tombée en 2001. Par ailleurs, les valeurs très faibles de 2001 peuvent être attribuées aux quantités extrêmement faibles de ruissellement dû aux précipitations et à la fonte nivale cette année-là dans les Prairies, ce qui a diminué le risque de contamination de l'eau par le phosphore. En 2011, le débit de la rivière



* L'est du Canada comprend l'Ontario, le Québec, le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édward ainsi que Terre-Neuve-et-Labrador.

Figure 12-5 : Ruissellement pluvial (bleu) et nival (blanc). Les barres d'erreur indiquent l'écart type du ruissellement total

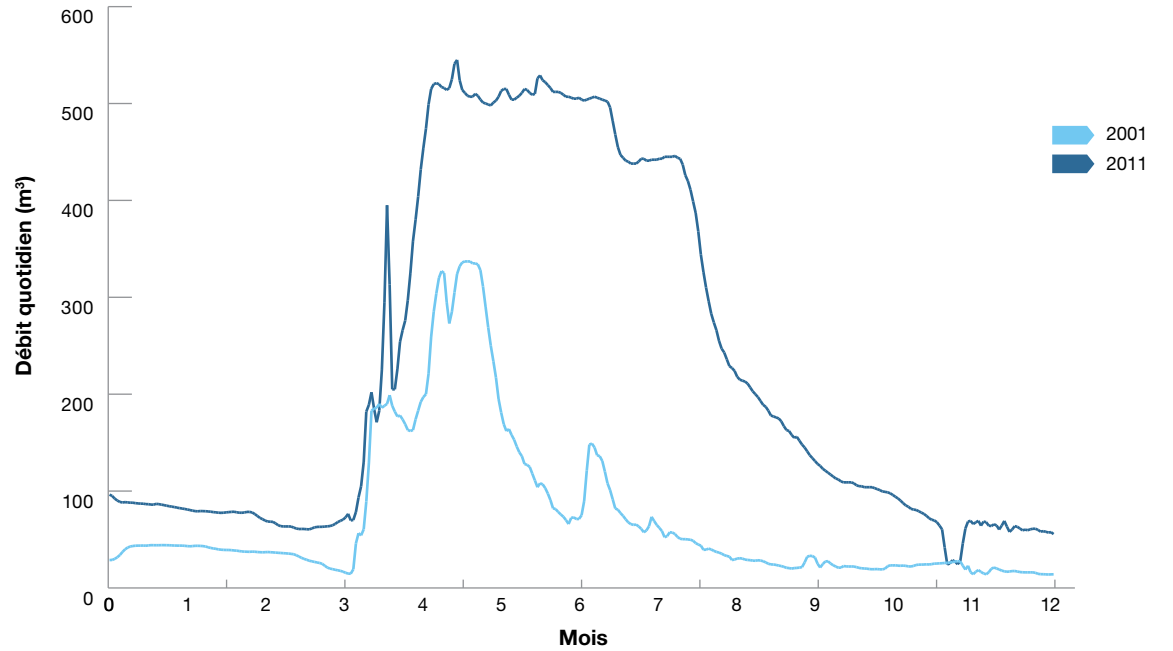


Figure 12-6 : Comparaison du débit de la rivière Assiniboine à la station hydrométrique de Headingley, au Manitoba, en 2001 et en 2011 (Environnement Canada, 2015)

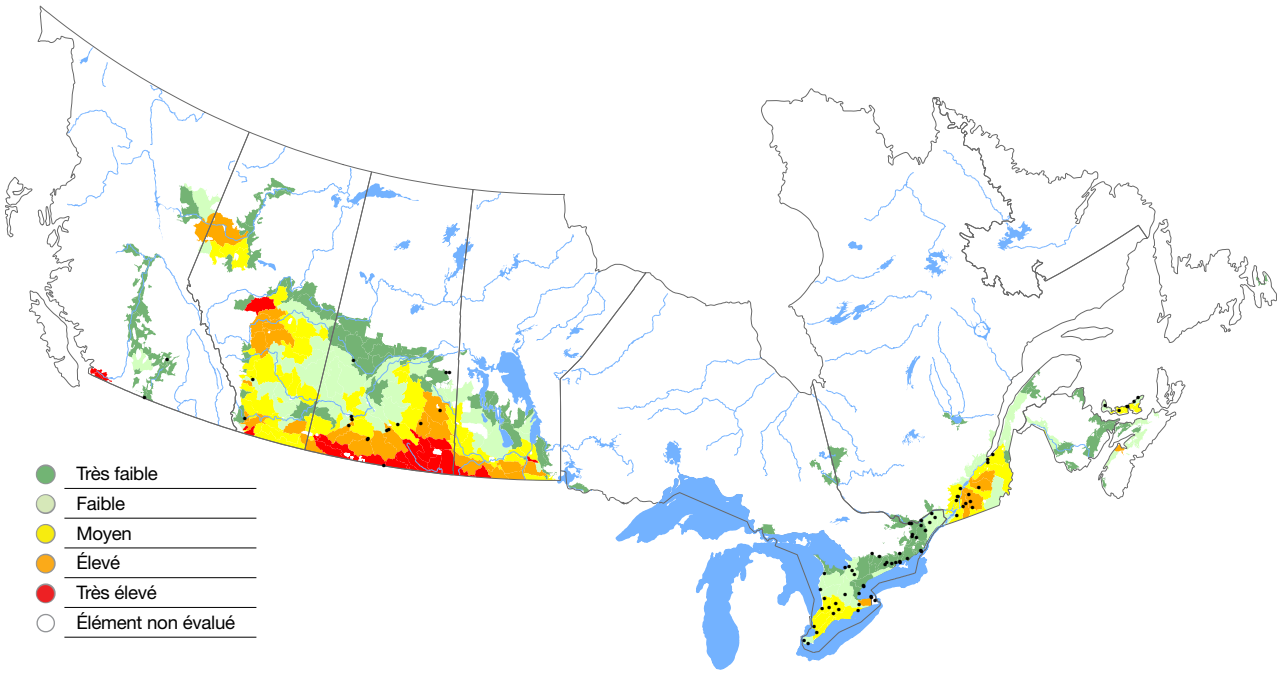
Assiniboine à Headingley illustre de manière éloquente l'impact des précipitations exceptionnellement abondantes cette année-là, notamment dans le sud des Prairies (figure 12-6). Ce débit témoigne de l'effet de la fonte des neiges et des pluies printanières dans presque tout le bassin hydrographique. En revanche, dans l'est du Canada, la situation est demeurée stable de 2006 à 2011.

RÉSULTATS DE L'IRCE-P

En 2011, 21 bassins hydrographiques étaient classés dans la catégorie de risque *très élevé* de contamination de l'eau par le phosphore, et 35, dans la catégorie de risque *élevé*. Ces bassins étaient situés tant dans l'est (Nouvelle-Écosse, Québec, Ontario) que dans l'ouest du Canada (Manitoba, Saskatchewan, Alberta et Colombie-Britannique), où l'intensité de l'agriculture et le transport du phosphore pris ensemble présentent un risque important pour la qualité de l'eau et où des mesures d'atténuation du risque sont vraisemblablement nécessaires (figure 12-7). On estimait que 69 bassins hydrographiques présentaient un risque *moyen* de contamination de l'eau par le phosphore.

De 1981 à 2011, 50 % des 280 bassins hydrographiques sont passés dans une catégorie de risque supérieur (figures 12-8 et 12-9), ce qui signifie qu'il faut accroître les mesures réduction du phosphore pour protéger les eaux de surface qui risquent beaucoup de se dégrader. L'analyse générale des tendances au Canada (tableau 12-2) montre qu'environ 7 % des terres agricoles de la Colombie-Britannique sont passées d'un risque *faible* de contamination de l'eau par le phosphore en 1981 à un risque *très élevé* en 2011. Depuis 1991, le passage à des catégories de risque plus élevé a aussi été observé en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba, ce qui s'explique en partie par le bilan cumulé croissant du phosphore, même si la vitesse d'accumulation a ralenti en Alberta et en Saskatchewan (figure 12-2). Un des facteurs qui a joué encore plus sur l'augmentation du risque en 2011 dans le sud des Prairies est l'écoulement nival anormalement élevé (figure 12-5), qui a coïncidé avec des pluies printanières plus abondantes qu'à l'habitude, ce qui a donné lieu à un ruissellement record et à de grosses inondations (ministère de l'Infrastructure et des Transports du Manitoba, 2013).

Les risques sont fortement tributaires des conditions météorologiques. Le tableau 12-2 montre que les pourcentages de terres agricoles dans les catégories de risque *moyen* à *très élevé* étaient plus forts en 2011 qu'au cours des années antérieures. Cette situation s'explique par l'abondant ruissellement printanier, particulièrement



• Sites de validation de qualité de l'eau.

Figure 12-7 : Risque de contamination de l'eau par le phosphore dans les bassins hydrographiques agricoles soumis aux pratiques de gestion de 2011

dans les Prairies (figure 12-5). Dans l'est du Canada, le niveau de risque est demeuré stable en Ontario de 2006 à 2011, bien que quelques bassins hydrographiques dans le sud-ouest de la province soient passés de la catégorie de risque *très faible* à la catégorie de risque *moyen* entre 1981 et 2011. Au Québec, au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à l'Île-du-Prince-Édouard, on observe une évolution graduelle vers les catégories supérieures de risque depuis 1991, comme dans le cas des Prairies (tableau 12-2).

La tendance générale du risque de perte de phosphore révèle un ralentissement de l'accumulation de phosphore dans le sol, particulièrement dans l'est du Canada. En 2011, cette tendance a toutefois été compensée par un transport accru, provoqué par les conditions météorologiques. Il faudra d'autres améliorations de la gestion du phosphore pour réduire les risques de perte, notamment là où le phosphore s'est accumulé dans le sol, mais les conséquences des applications antérieures de phosphore persisteront encore plusieurs décennies dans ces sols.

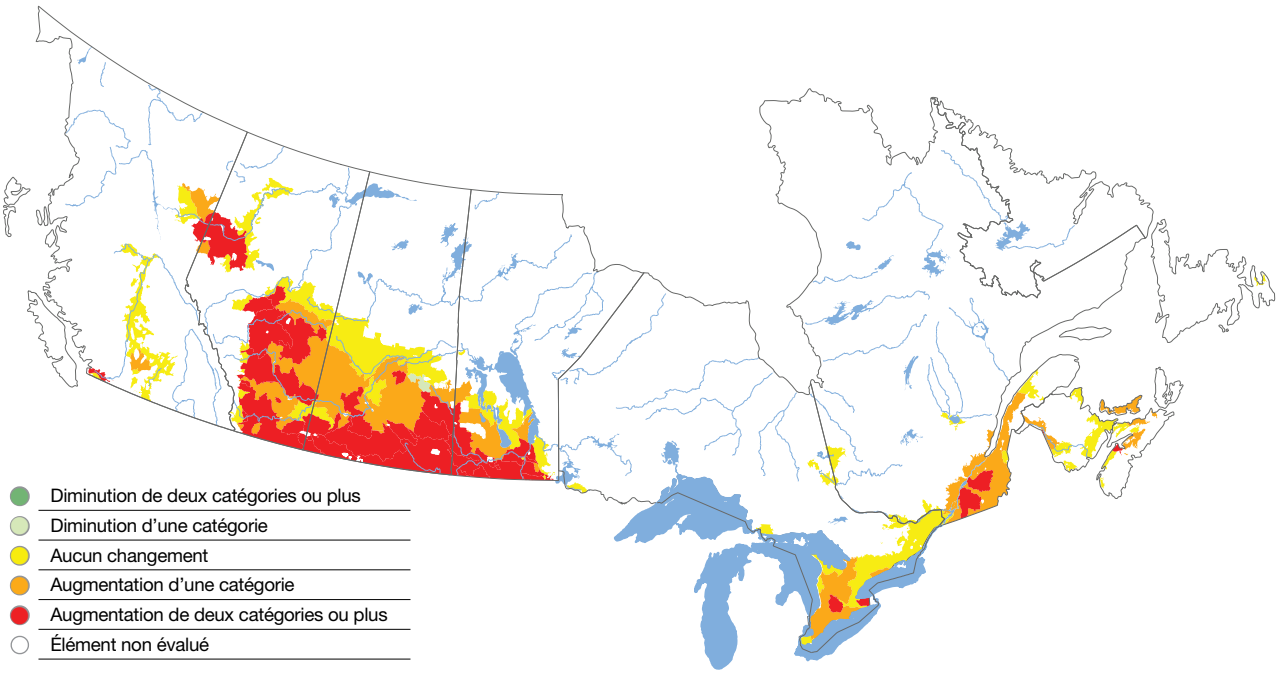


Figure 12-8 : Évolution des catégories de risque de l'IRCE-P de 1981 à 2011

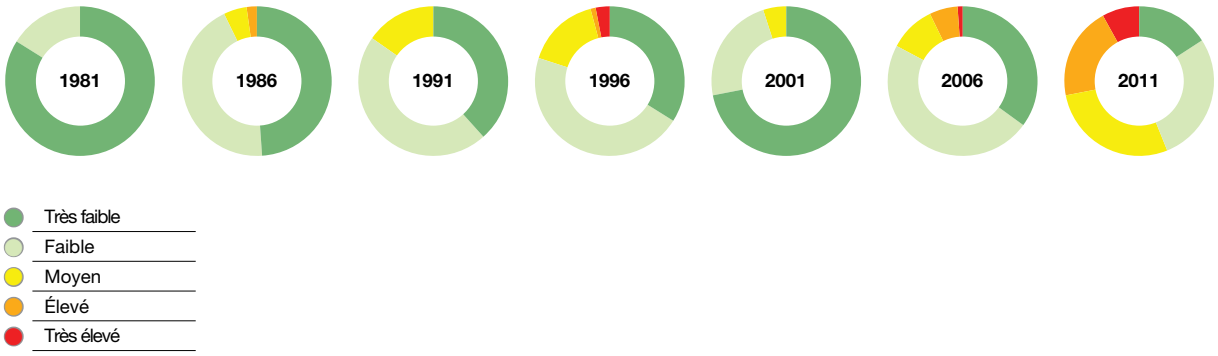


Figure 12-9 : Pourcentage de la superficie agricole dans chaque catégorie de risque, selon l'année de recensement

Table 12-2 : Pourcentage[4] des terres agricoles dans chaque catégorie de l'IRCE-P de 1981 à 2011

Catég.	Très faible							Faible							Moyen							Élevé							Très élevé						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	93	93	93	93	93	93	64	5	0	0	0	0	0	29	0	5	5	5	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	2	2	2	2	2	7	7
Alberta	89	52	44	25	96	40	12	10	44	39	48	4	44	25	0	3	16	18	0	12	39	0	2	0	1	0	4	22	0	0	1	9	0	0	2
Saskatchewan	85	42	20	41	69	30	16	15	43	55	42	23	50	31	0	11	25	17	7	8	16	0	4	0	0	0	10	19	0	0	0	0	0	3	18
Manitoba	100	51	55	38	46	35	8	0	49	41	45	38	62	24	0	0	4	13	16	3	28	0	0	0	4	0	0	28	0	0	0	0	0	0	11
Ontario	62	60	56	35	46	28	33	38	37	44	56	54	53	36	0	3	0	9	0	16	29	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0
Québec	28	27	12	8	22	10	8	72	73	81	56	78	33	34	0	0	7	35	0	33	31	0	0	0	0	0	24	28	0	0	0	0	0	0	0
Nouveau-Brunswick	100	100	99	85	100	85	60	0	0	1	15	0	15	38	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nouvelle-Écosse	58	58	58	30	58	51	20	42	42	42	48	42	27	57	0	0	0	22	0	22	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0
Île-du-Prince-Édouard	26	70	26	0	26	0	0	74	30	74	100	74	100	26	0	0	0	0	0	0	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terre-Neuve-et-Labrador	100	100	100	100	100	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Canada	**84**	**49**	**38**	**34**	**72**	**35**	**16**	**16**	**44**	**46**	**46**	**23**	**48**	**28**	**0**	**5**	**15**	**16**	**5**	**10**	**28**	**0**	**2**	**0**	**1**	**0**	**6**	**20**	**0**	**0**	**0**	**3**	**0**	**1**	**8**

4 Proportion des terres agricoles catégorisées du bassin hydrographique calculée en pourcentage de la superficie agricole totale de la province.

Moyens d'action

Les PGB qui permettent d'adapter la concentration de phosphore aux besoins des cultures ou de réduire le transport de cet élément vers les eaux de surface diminueront le risque de contamination de l'eau par le phosphore. Par exemple, l'utilisation appropriée de l'enzyme phytase dans les aliments pour animaux monogastriques permettrait aux producteurs de réduire les suppléments de phosphore et, par conséquent, de réduire la concentration de phosphore dans le fumier (Gueguen, 2005). À mesure que la proportion d'animaux recevant des rations contenant de la phytase augmentera au pays, les quantités de phosphore dans le fumier diminueront. Une tendance inverse consiste à utiliser plus de drêches et solubles de distillerie séchés (DSDS), qui sont un sous-produit de la production d'éthanol et qui augmentent la concentration de phosphore dans la ration des animaux d'élevage et, par conséquent, dans le fumier. L'introduction, dans les rotations, de cultures qui absorbent beaucoup de phosphore (comme les **cultures fourragères**) est une autre PGB qui peut réduire la composante source dans les sols riches en phosphore. En effet, les plantes fourragères absorbent de grandes quantités de phosphore du sol, quantités qui sont ensuite soustraites par la récolte. Des analyses régulières du sol et du fumier peuvent aider les producteurs à avoir une meilleure idée des éléments nutritifs qui se trouvent dans le sol et de la quantité qui y sera ajoutée, permettant du même coup des économies et une meilleure gestion du phosphore. À long terme, cette stratégie de gestion culturale réduirait progressivement la quantité de phosphore dans le sol susceptible d'être transportée aux eaux de surface et rétablirait, dans les écosystèmes agricoles, un risque faible de contamination de l'eau par le phosphore.

Les PGB capables de freiner le déplacement du phosphore dans le réseau de drainage peuvent réduire le risque de contamination des eaux de surface par le phosphore. Ainsi, l'établissement de bandes tampons autour des plans d'eau aide à piéger et à filtrer le phosphore particulaire du ruissellement. Toutefois, ces bandes peuvent aussi nuire aux activités agricoles. Pour rendre cette pratique de gestion plus acceptable aux producteurs, on peut considérer l'utilisation d'espèces végétales qui présentent un intérêt économique. D'autres PGB qui conviennent dans certains cas comprennent l'épandage d'engrais phosphatés sous la surface du sol pour prévenir le transport du phosphore dans le ruissellement, l'amélioration de la structure du sol pour favoriser l'infiltration de l'eau et la gestion des drains agricoles de façon à réguler le drainage.

L'IRCE-P permet d'identifier les régions qui présentent un risque élevé de contamination de l'eau par le phosphore d'origine agricole. Un examen plus détaillé des pratiques agricoles dans ces régions pourrait révéler les caractéristiques régionales qui contribuent au risque de contamination. Ces renseignements pourraient orienter les mesures d'atténuation et les efforts de recherche.

Références

Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howath, A.N. Sharpley et V.H. Smith. 1998. *Non-point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*. Journal of Applied Ecology, 8: 559-568.

Environnement Canada. 2015. *Graphique du débit quotidien pour ASSINIBOINE RIVER AT HEADINGLEY (05MJ001)*. Consulté le 29 avril 2015 à https://wateroffice.ec.gc.ca/report/report_e.html?stn=05MJ001&mode=Graph&type=h2oArc&dataType=Daily&parameterType=Flow&year=2011&y1Max=1&y1Min=1.

Gueguen, L. 2005. *La petite histoire du phosphore en alimentation animale: les grandes étapes du demi-siècle*. INRA Productions Animales, 18: 149-151.

Kleinman, P.J.A. et A.N. Sharpley. 2003. *Effect of broadcast manure on runoff phosphorus concentrations over successive rainfall events*. Journal of Environmental Quality, 32:1072-1081.

Ministère de l'Infrastructure et des Transports du Manitoba. 2013. *Manitoba 2011 Flood Review Task Force Report*. Winnipeg (Manitoba) Canada. Consulté le 22 janvier 2015 à http://www.google.ca/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&frm=1&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CB0QFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.gov.mb.ca%2Fasset_library%2Fen%2F2011flood%2Fflood_review_task_force_report.pdf&ei=pU_BVKibO872yQSbqoHIDA&usg=AFQjCNH17ulzCHgrA8-0qBlhRwnlpLwoUQ&sig2=IUggy9cJ-jtN2Vg3TbyclQ.

Ressources naturelles Canada. 2003. *Données-cadres nationales de l'Atlas du Canada à l'échelle de 1/1 000 000, hydrologie – aires de drainage fondamentales*, Ottawa (Ontario) Canada. Consulté le 30 juin 2014 à http://geogratis.gc.ca/api/fr/nrcan-rncan/ess-sst/bd90f757-58d0-5226-848f-2122d505eefc.html.

Van Bochove, E., G. Thériault et J.-T. Denault. 2010a. *Indicateur de risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE-P) – Manuel d'utilisation des algorithmes de l'IRCE-P*. Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Van Bochove, E., G. Thériault, J.-T. Denault, F. Dechmi, A.N. Rousseau et S.E. Allaire. 2010b. Phosphorus. Dans W. Eilers, R. MacKay, L. Graham, A. Lefebvre (dir.), *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport n° 3*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

13 Coliformes

Auteurs :
D.K. Reid, T. Jamieson, E. van Bochove, G. Thériault, J.-T. Denault, F. Dechmi, A.N. Rousseau, S.E. Allaire, W. Western, T. Rounce, D. Bogdan et J. Churchill

Nom de l'indicateur :
Indicateur du risque de contamination de l'eau par les coliformes

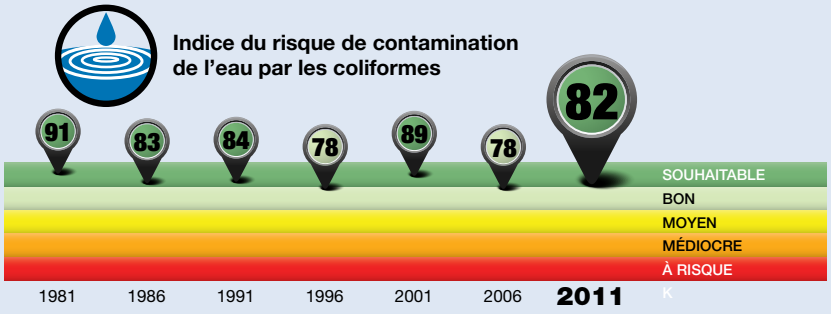
Portée :
Échelle nationale, 1981 à 2011

Sommaire

Le fumier d'origine animale peut être utilisé comme **engrais**[1] organique très utile pour les terres agricoles. Toutefois, il peut aussi être une source potentielle d'**agents pathogènes** tels que les virus, les bactéries et les protozoaires. L'utilisation inappropriée du fumier comme engrais ou la gestion inadéquate des animaux au pâturage accroissent le risque de contamination de l'eau de surface par des agents pathogènes. La population canadienne s'inquiète de plus en plus de la qualité de l'eau qu'elle consomme ou utilise dans ses activités quotidiennes. La qualité de l'eau est souvent évaluée en utilisant le dénombrement des bactéries **coliformes** comme indicateur de contamination fécale.

Indice des coliformes – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un aperçu statistique d'un ensemble de variables utilisé pour illustrer une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si cet indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, l'état de l'environnement en 2011 pour ce qui est du risque de contamination de l'eau par des coliformes agricoles au Canada était « souhaitable ». La valeur de l'indice s'est améliorée depuis 2006, mais elle est encore inférieure à la valeur de référence de 1981. Il est important de souligner que le risque est influencé par le ruissellement et qu'il est par conséquent beaucoup plus élevé pendant les années pluvieuses.

L'indice groupe et généralise les tendances. Les constatations, les variations et les interprétations régionales sont abordées plus en détail dans la partie « Résultats et interprétation » du présent chapitre. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2, « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractères gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

Le risque de contamination des **bassins hydrographiques** par les agents pathogènes contenus dans le fumier varie grandement d'une région à l'autre du Canada. Tant dans l'est que dans l'ouest du pays, les densités élevées d'animaux au pâturage représentent la principale source de bactéries coliformes, même si la répartition dans le temps des pertes de sources agricoles varie en fonction des conditions météorologiques. Dans les Prairies, le **ruissellement** provenant des pâturages pendant la période de dégel printanier est à l'origine de près de 90 % du risque de contamination de l'eau. Dans l'est du Canada, le ruissellement se produit pendant une plus grande partie de l'année, et une plus grande proportion des bactéries provient de l'épandage du fumier provenant des systèmes d'élevage en claustration. Comme le risque de contamination par les coliformes est très sensible aux conditions météorologiques pendant les périodes d'épandage et de pâturage, il peut varier d'une année à l'autre.

L'indicateur du risque de contamination de l'eau par les coliformes (IRCE-Coliformes) a été développé afin d'évaluer le risque de contamination de l'eau par les **entérobactéries** d'origine agricole. L'IRCE-Coliformes comporte deux grands volets : l'un quantifie la source des matières fécales et les bactéries coliformes qu'elle propage, tandis que l'autre décrit les processus de transport et la connectivité entre les terres agricoles et les plans d'eau.

En 2011, pour la majorité des 280 bassins hydrographiques agricoles[2] du Canada, le risque de contamination de l'eau par les coliformes était jugé *très faible*. On a repéré quelques bassins hydrographiques à risque *élevé* et *très élevé* de contamination de l'eau par les coliformes en Colombie-Britannique, en Alberta, en Ontario, au Québec et en Nouvelle-Écosse. Tous les autres bassins du Canada couraient un risque *faible* ou *très faible*.

Enjeu : pourquoi est-il important?

La population canadienne est plus consciente que jamais de l'agriculture et de ses effets sur l'environnement, notamment la contamination de l'eau par les matières fécales. Le potentiel de contamination se mesure à la quantité de coliformes fécaux (bactéries thermotolérantes présentes dans toutes les déjections animales). Parmi les conséquences de la contamination de l'eau par les coliformes, il y a les coûts de traitement de l'eau plus élevés, la perte de jouissance des eaux à vocation récréative ainsi que les effets potentiels sur la santé humaine. Voilà qui peut entraîner un resserrement de la réglementation stricte qui contraindrait la croissance et le fonctionnement du secteur de l'élevage. Dans les bassins hydrographiques mixtes, les sources de contamination des eaux de surface, souvent nombreuses, comprennent les eaux usées municipales, les fuites des fosses septiques, les animaux sauvages et les activités d'élevage.

Le fumier d'origine animale est souvent utilisé en agriculture comme une source précieuse d'**éléments nutritifs** pour les cultures. Les bactéries sont un élément important de tous les types de fumier, mais la composition microbienne du fumier varie considérablement selon le type d'animal d'élevage (volaille, porc, bovin, etc.) et la santé du troupeau. L'utilisation du fumier comme source d'engrais peut donc poser des risques pour la santé environnementale et humaine si les bactéries présentes dans le fumier se retrouvent dans les eaux de surface ou dans l'**eau souterraine** peu profonde situées à proximité. Le risque de contamination de l'eau de surface par les coliformes est à son plus haut niveau dans les régions à forte production de fumier où les réseaux de drainage sont denses et très sensibles au ruissellement, à l'**écoulement préférentiel** et à l'érosion du sol.

Au Canada, il y a eu une intensification importante de l'élevage des bovins laitiers, des bovins de boucherie, des porcs et de la volaille ainsi qu'une concentration de l'élevage dans des exploitations moins nombreuses, mais plus grandes (figure 13-1). Cette tendance à concentrer les animaux d'élevage sur un plus petit territoire s'est poursuivie de 2006 à 2011, malgré la diminution marquée du nombre de porcs et de bovins à l'échelle nationale. Il y a également eu une augmentation des grandes installations d'élevage en claustration, notamment des parcs d'engraissement de bovins, des porcheries et des poulaillers. Le nombre de poulets à griller et de poules pondeuses a augmenté, alors que le nombre de fermes en faisant l'élevage a diminué. De même, le nombre moyen de porcs par ferme a augmenté de 31,5 % entre 2006 et 2011 (Statistique Canada, 2013) et le nombre de vaches laitières par ferme a augmenté d'environ 13 % depuis 2005 (Commission canadienne du lait, 2012). Une des conséquences possibles de la consolidation et de l'intensification est que la quantité de fumier à la ferme peut dépasser la capacité des terres avoisinantes, ce qui se traduit par l'épandage d'une plus grande quantité de fumier sur une superficie égale ou moindre. La gestion adéquate du fumier permet d'assurer la protection des précieuses ressources d'eau de surface et d'eau souterraine, ainsi que la salubrité des aliments et la santé humaine. Connaître les terres agricoles et les eaux qui sont à risque et comprendre les habitudes d'utilisation des terres susceptibles d'atténuer les conséquences négatives potentielles aidera à assurer le maintien des paysages agricoles durables au Canada, tout en produisant des produits animaux salubres et de grande qualité.

2 Aux fins du présent rapport, un bassin hydrographique agricole est un bassin hydrographique dont plus de 5 % du territoire est utilisé à des fins agricoles.

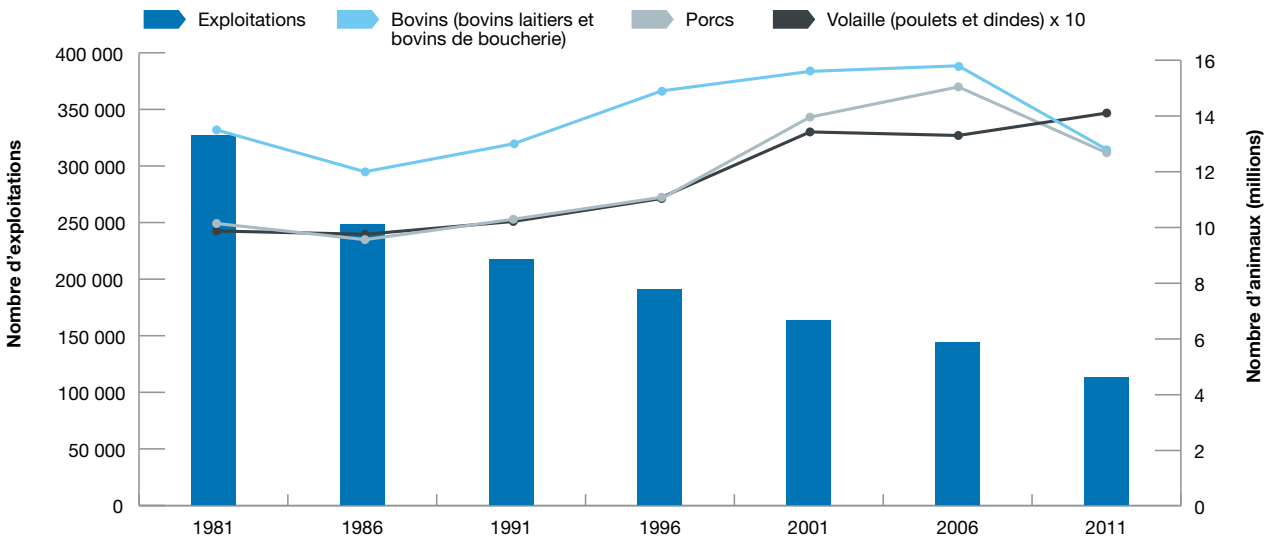


Figure 13-1 : Concentration des animaux d'élevage au Canada de 1981 à 2011 (Les lignes représentent les populations animales et les barres, le nombre de fermes d'élevage)

Indicateur

L'IRCE-Coliformes évalue le risque relatif de contamination des eaux de surface par les matières fécales d'origine agricole en utilisant les coliformes thermotolérants comme marqueur. Il évalue aussi l'évolution de ce risque dans le temps. C'est un outil qui permet de déterminer les modifications à apporter aux pratiques agricoles afin de réduire le risque. La présente version de l'indicateur s'appuie sur les travaux antérieurs de van Bochove et coll. (2010a).

L'IRCE-Coliformes est calculé en estimant le nombre possible de coliformes d'origine agricole (source de coliformes) et la probabilité de transport jusqu'aux eaux de surface. L'indicateur ne tient pas compte de la contamination par les coliformes provenant des rejets d'eaux usées municipales, des fuites de fosses septiques et des animaux sauvages. Il y a cinq catégories de risque : *très faible*, *faible*, *moyen*, *élevé* et *très élevé*. Les catégories de risque sont des classements relatifs qui placent 50 % des bassins hydrographiques dans la catégorie de risque *très faible*, tandis que la tranche supérieure de 5 % des valeurs de l'IRCE-Coliformes tombe dans les catégories de risque *élevé* et *très élevé*.

Le volet source des coliformes tient compte du fumier produit par les quatre principaux types d'animaux d'élevage (bovins, porcs, moutons et volaille), qui représentent plus de 80 % de l'industrie canadienne de l'élevage. Les populations quotidiennes moyennes de coliformes provenant des animaux élevés en pâturage ou en claustration sont estimées à l'aide des coefficients de production de fumier, des coefficients de coliformes fécaux (American Society of Agricultural Engineers [ASAE], 2003) et du taux quotidien de destruction (Himathongkham et coll., 1999). Les coliformes contenus dans le fumier des animaux en pâturage étaient considérés comme transportables le jour même où ils étaient produits, tandis que ceux provenant du fumier des animaux en claustration étaient présumés transportables seulement au moment de l'épandage du fumier dans les champs. On suppose qu'il y a, dans chaque province, quatre périodes d'épandage par année qui sont établies en fonction du premier et du dernier jour de gel du sol et des dates de récolte.

Le volet transport, adapté de l'IRCE-Phosphore (van Bochove et coll., 2008) (voir le chapitre 12 « Phosphore »), intègre trois processus de transport (ruissellement, drainage en profondeur et érosion hydrique du sol) ainsi que des facteurs tenant compte des liens entre les sources de coliformes et les plans d'eau (indice topographique, drainage par canalisations, drainage superficiel et écoulement préférentiel). L'impact de différentes stratégies de gestion du fumier (par exemple incorporation dans le sol, épandage en surface et compostage) sur la possibilité que les bactéries coliformes soient transportées par le ruissellement a aussi été pris en considération dans les calculs.

Limites

Pour les besoins du présent modèle, on suppose que les animaux au pâturage n'avaient pas directement accès aux eaux de surface. Les données sur les périodes d'épandage du fumier et le climat, disponibles respectivement au niveau de la province et de l'**écodistrict**, étaient appliquées de façon uniforme aux **polygones** à l'intérieur de la province ou de l'écodistrict. Lorsque les concentrations de coliformes thermotolérants dans le fumier frais de certaines catégories d'animaux n'étaient pas disponibles, elles étaient extrapolées à partir des données concernant des animaux comparables.

Les valeurs de l'IRCE-Coliformes prennent en compte la population active de coliformes présents dans les terres agricoles au moment du ruissellement causé par les précipitations. Il est impossible de prévoir les jours où il y aura du ruissellement, car le phénomène est déclenché par des conditions climatiques particulières qui varient d'une année à l'autre. La variation des valeurs de l'IRCE-Coliformes est attribuable en partie à la diversité des conditions météorologiques pendant les années de recensement et en partie aux changements des sources de coliformes.

Cet indicateur évalue le risque de contamination de l'eau de surface par les bactéries en se basant sur les coliformes. Les coliformes ne sont pas nécessairement nocifs; par contre, ils indiquent la présence possible de bactéries, de virus et de protozoaires pathogènes (qui causent une maladie) qui vivent dans l'appareil digestif des humains et des animaux. Cet indicateur ne tente pas d'évaluer le risque relatif associé aux bactéries pathogènes pour la santé des humains, mais uniquement le risque que ces microorganismes atteignent les eaux de surface.

Résultats et interprétation

En 2011, on a déterminé que deux bassins hydrographiques, situés dans l'**écorégion** de Manitoulin-Lake Simcoe dans le sud-ouest de l'Ontario, étaient à risque *très élevé* de contamination de l'eau par les coliformes et que six autres bassins, situés en Alberta, en Ontario et au Québec, étaient à risque *élevé* (figure 13-2). Dans ces régions, les facteurs associés à l'intensité de l'agriculture et au transport des coliformes peuvent poser un risque important pour la qualité de l'eau si des mesures d'atténuation ciblées ne sont pas mises en place. À l'échelle nationale, les bassins hydrographiques à risque élevé représentent 5 % de l'ensemble des terres agricoles (figure 13-3). Vingt-six bassins, comprenant 11 % de l'ensemble des terres agricoles, étaient jugés à risque *moyen*. Tous les autres bassins du Canada étaient à risque *faible* ou *très faible*. L'IRCE-Coliformes variait d'une année à l'autre entre 1981 et 2011 (figure 13-2). On note toutefois une tendance générale à la hausse, la superficie agricole dans la catégorie de risque *très faible* ayant diminué, alors que celle des catégories de risque *faible* et *moyen* a augmenté au cours de cette période de 30 ans (tableau 13-1, figure 13-4). On note des signes de renversement de la tendance en 2011, car il y a eu une augmentation des terres agricoles dans la catégorie de risque *très faible* (figure 13-3).

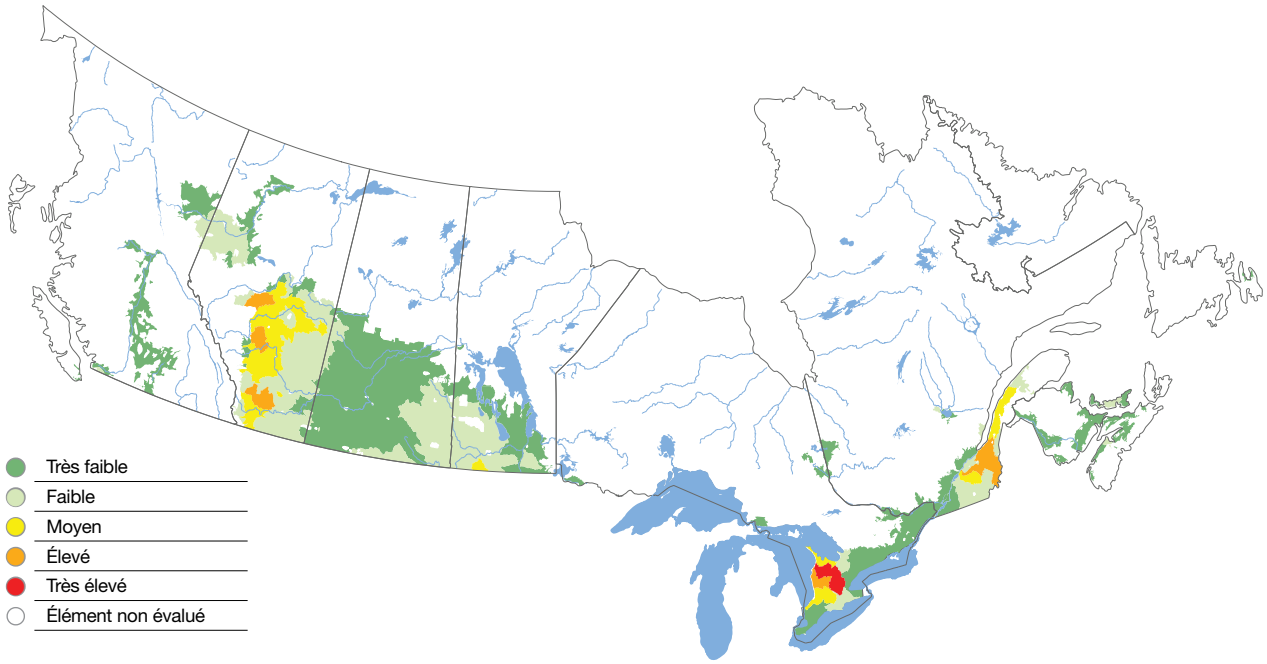


Figure 13-2 : Risque[3] de contamination de l'eau par les coliformes dans les bassins hydrographiques agricoles selon les pratiques de gestion en vigueur en 2011

3 La carte de la figure 13-2 tient compte tant des facteurs liés à la source que des facteurs liés au transport.

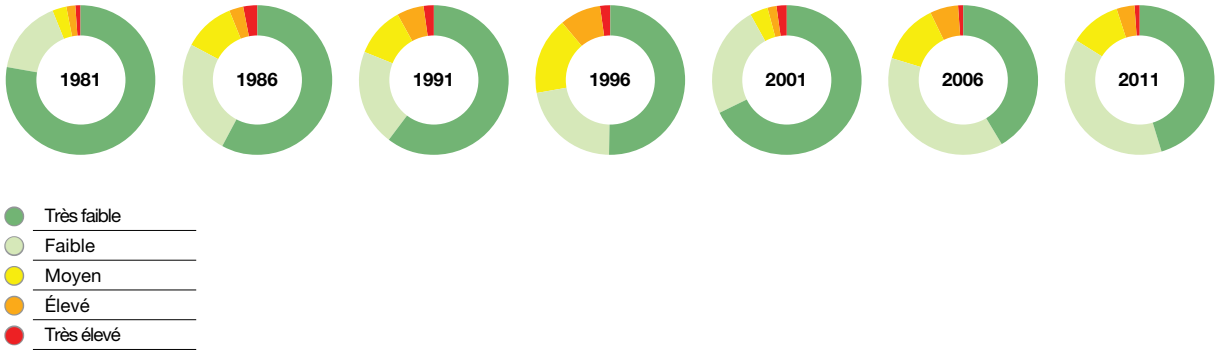


Figure 13-3 : Pourcentage des terres agricoles dans les différentes catégories de risque de contamination par les coliformes, 1981 à 2011

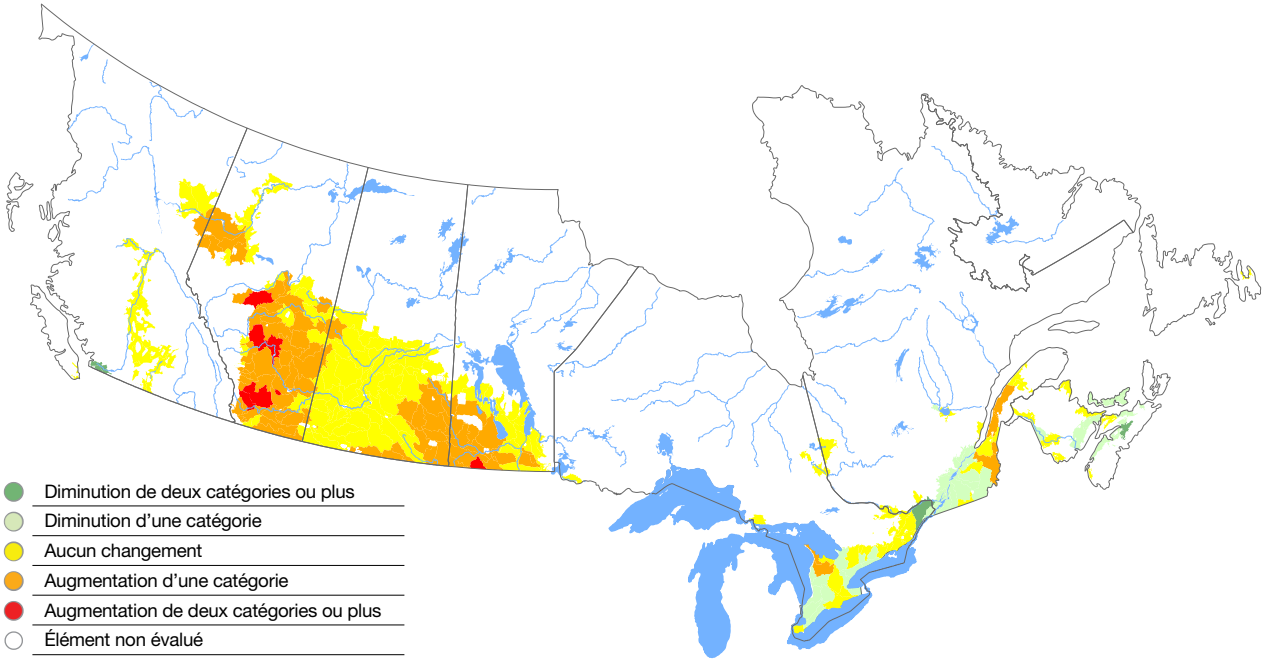


Figure 13-4 : Changement de catégorie de risque de contamination de l'eau par les coliformes dans les bassins hydrographiques agricoles, 1981 à 2011

Tableau 13-1 : Pourcentage[4] des terres agricoles dans les différentes catégories de l'IRCE-Coliformes, 1981 à 2011

	Pourcentage (%) des terres agricoles dans les différentes catégories de risque																														
Catégorie	Très faible							Faible							Moyen							Élevé							Très élevé						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	93	93	93	93	93	93	98	0	0	4	4	4	4	2	4	4	0	0	0	2	0	0	0	0	2	2	0	0	2	2	2	0	0	0	0
Alberta	69	16	19	14	43	19	15	30	57	45	29	52	39	55	0	24	22	36	5	29	24	0	2	12	18	0	11	7	0	0	2	2	0	3	0
Saskatchewan	100	100	100	87	98	62	81	0	0	0	13	2	38	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Manitoba	100	100	100	80	100	58	28	0	0	0	20	0	42	70	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ontario	23	15	35	23	29	31	52	40	30	35	31	31	38	14	8	14	5	21	6	9	15	16	6	13	14	15	22	6	13	34	11	10	19	0	13
Québec	4	3	7	4	7	4	43	39	35	36	34	31	32	30	43	27	46	42	40	44	14	14	34	11	20	11	10	13	0	0	0	0	10	10	0
Nouveau-Brunswick	43	43	58	60	74	100	100	57	33	16	40	26	0	0	0	24	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nouvelle-Écosse	16	13	16	13	21	36	78	51	33	62	33	57	41	22	34	31	22	31	22	22	0	0	22	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Île-du-Prince-Édouard	0	0	11	0	26	26	43	43	43	62	43	74	74	57	57	0	27	30	0	0	0	0	57	0	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terre-Neuve-et-Labrador	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Canada	**77**	**58**	**61**	**51**	**68**	**41**	**46**	**16**	**25**	**21**	**22**	**24**	**38**	**39**	**3**	**11**	**11**	**17**	**4**	**13**	**11**	**2**	**3**	**6**	**9**	**2**	**6**	**4**	**1**	**3**	**2**	**2**	**2**	**1**	**1**

4 Proportion des terres agricoles catégorisées du bassin hydrographique calculée en pourcentage de la superficie agricole totale de la province.

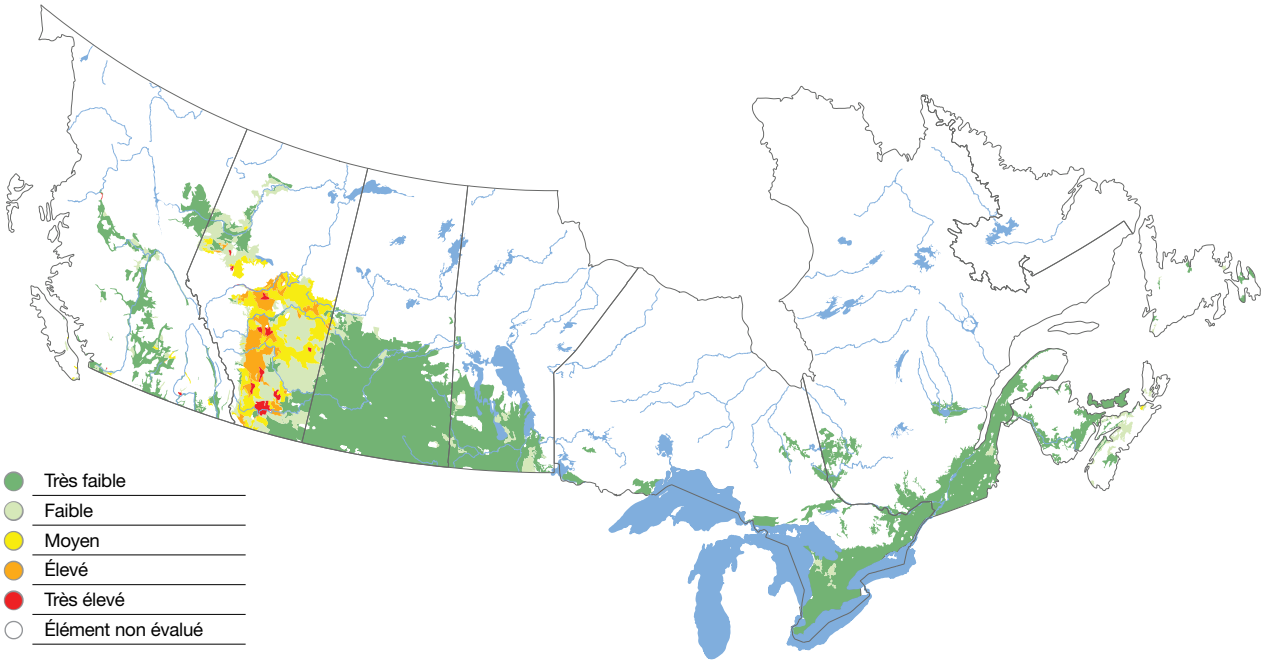


Figure 13-5 : Catégories associées aux sources de coliformes dans les pâturages selon les pratiques de gestion des terres en vigueur en 2011

Les bassins hydrographiques à risque *moyen* ou *élevé* correspondent généralement aux régions où l'élevage est intensif. C'est dans ces régions qu'on trouve les plus grands volumes de fumier et, par conséquent, les taux d'apport en coliformes les plus élevés. De grandes concentrations de fumier dans les pâturages peuvent se traduire par une source de coliformes facilement transportables par le ruissellement. C'est dans l'ouest de l'Alberta que l'on trouvait la plus grande quantité de fumier laissé sur les pâturages (figure 13-5).

On a observé dans diverses régions une incidence élevée des coliformes découlant de l'épandage de fumier sur les terres agricoles (figure 13-6), notamment dans des petites zones dans les basses terres continentales de la Colombie-Britannique, dans l'écorégion du lac Nipigon dans l'ouest de l'Ontario ainsi que dans la région des plaines de l'Abitibi dans l'est de l'Ontario et dans l'ouest du Québec. Toutefois, les régions présentant le risque le plus élevé sont concentrées dans l'écorégion de Manitoulin-Lake Simcoe (Ontario) et dans les basses terres du Saint-Laurent (Québec), où l'élevage et l'épandage de fumier qui en découle sont généralement les plus intenses. Toutefois, la source de coliformes a reculé dans les régions d'agriculture intensive de l'Ontario, principalement en raison d'une diminution des secteurs de l'élevage des bovins et des porcs (figure 13-7). D'autres régions, comme des zones du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse ainsi que la partie centrale de la Colombie-Britannique, affichaient aussi une réduction de la source de coliformes attribuable à une diminution de la population de bovins et de porcs.

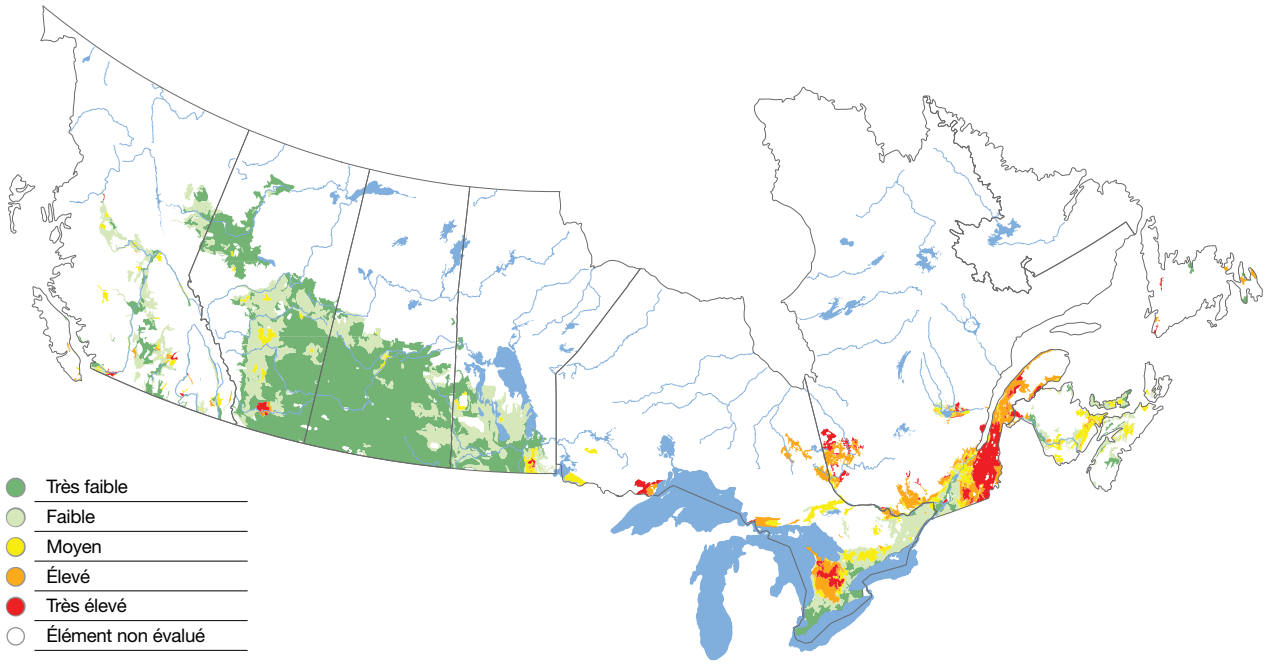


Figure 13-6 : Source des coliformes épandus sur les terres agricoles selon les pratiques de gestion en vigueur en 2011

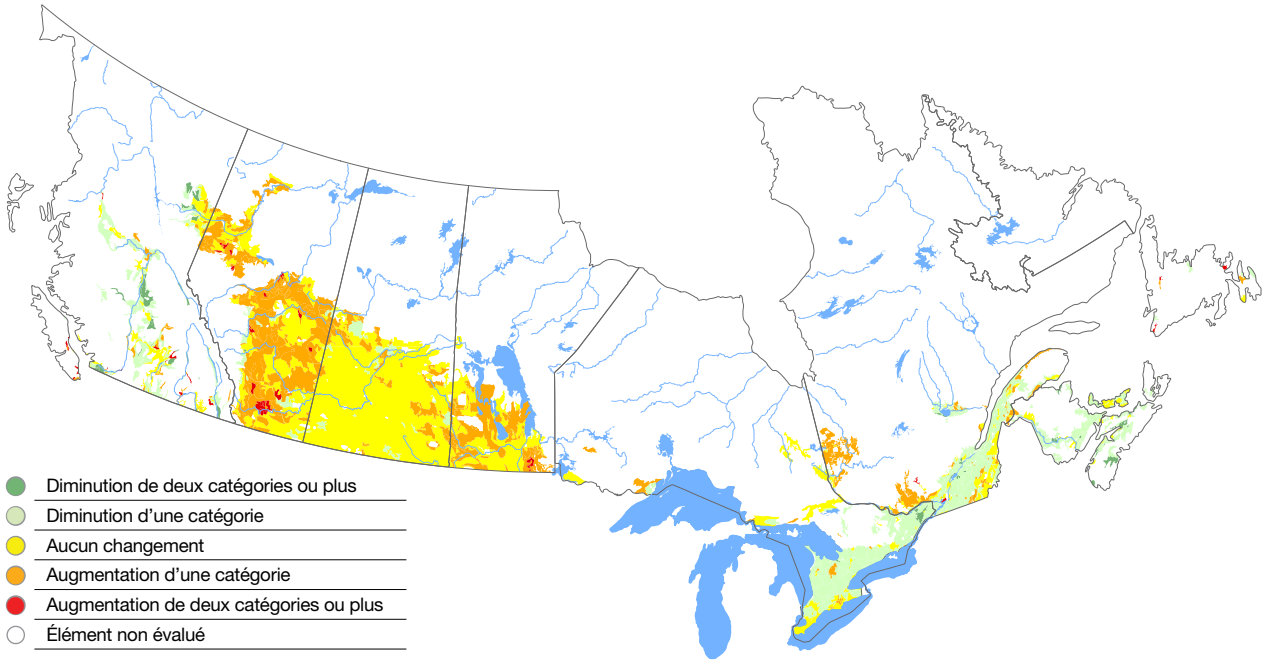


Figure 13-7 : Source de coliformes – changement de catégorie de risque, 1981 à 2011

Les conditions météorologiques ont un impact important sur le risque de contamination de l'eau par les coliformes au cours d'une année donnée. En 2011, en Colombie-Britannique et dans les Prairies, le volume de ruissellement nival a été le plus élevé de toutes les années de recensement depuis 1981, tandis que l'est du Canada a subi le plus important ruissellement pluvial (voir la figure 12-5 du chapitre « Phosphore »). Le risque de contamination par les coliformes est accru les années où il y a un fort volume de ruissellement comparativement aux années plus sèches, par exemple 2001. La présence de la source de coliformes au moment des épisodes de ruissellement joue aussi un rôle crucial dans la détermination du risque. Dans les provinces de l'Ouest, comme certains animaux demeurent à l'extérieur durant l'hiver, la quantité de coliformes transportables reste à un niveau élevé toute l'année (figure 13-8). Dans les Prairies, le ruissellement nival printanier représente presque tout le ruissellement annuel et il compte pour près de 90 % de la valeur du risque.

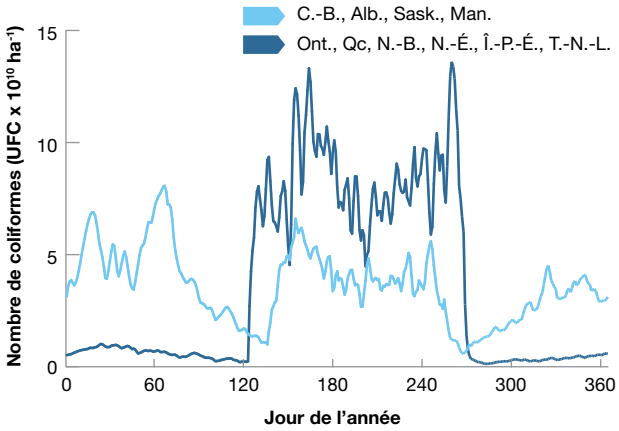


Figure 13-8 : Densité moyenne quotidienne des coliformes dans les pâturages, 2011

Dans l'est du Canada, le risque est plus variable en fonction des saisons. La plupart des animaux sont élevés en claustration durant l'hiver, et le fumier est entreposé en attendant d'être épandu durant la saison plus chaude. La majeure partie du fumier entreposé est épandue au printemps avant la plantation (de mars à avril). D'autres épandages importants ont lieu en juin après la récolte des **cultures fourragères** ainsi qu'à l'automne (figure 13-9). La répartition dans le temps des périodes d'épandage ainsi que les conditions météorologiques durant ou après ces périodes ont une incidence cruciale sur le niveau de risque.

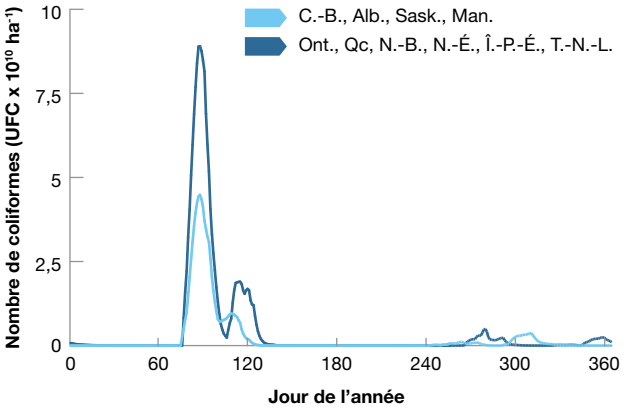


Figure 13-9 : Densité moyenne quotidienne des coliformes dans les terres agricoles, 2011

Moyens d'action

À l'échelle nationale, le fumier excrété par les animaux au pâturage constituait la plus importante source des coliformes susceptibles d'être transportés jusqu'aux eaux de surface. Indépendamment des tempêtes de pluie, l'accès direct des animaux aux eaux de surface, dont le modèle d'indicateur ne tient pas compte pour le moment, présente un risque de contamination de l'eau par les coliformes. La mise en œuvre de bonnes pratiques (par exemple l'utilisation de clôtures pour empêcher l'accès des animaux aux plans d'eau ainsi que l'abreuvement hors site afin de décourager l'accès aux cours d'eau) réduira ce risque. On devrait également envisager de réduire la densité des animaux au pâturage là où c'est possible. En ce qui concerne l'épandage du fumier, toute pratique qui incorpore le fumier dans le sol immédiatement ou peu de temps après l'épandage réduira substantiellement le risque de transport des coliformes jusqu'aux cours d'eau. Une gestion rigoureuse des éléments nutritifs contribuera à s'assurer que la quantité minimale de fumier nécessaire (c.-à-d. la quantité qui peut être utilisé par les cultures en croissance) est épandue dans les champs. On peut gérer les risques de transport découlant de l'épandage de fumier sur les terres agricoles en épandant le fumier à une distance suffisante des plans ou des cours d'eau, en aménageant des bandes riveraines et en évitant l'épandage sur des terrains en pente, en particulier lorsque le sol est humide et que des précipitations sont prévues peu de temps après l'épandage.

Les mesures visant à atténuer l'érosion hydrique des sols qui reçoivent du fumier réduiront également le transport des coliformes aux eaux de surface adjacentes. Les pratiques qui limitent le volume de fumier par animal (par exemple les stratégies d'amélioration de l'alimentation) et les pratiques de manipulation du fumier qui stabilisent le fumier entreposé (par exemple le compostage) réduiront la quantité de coliformes et, par conséquent, les risques de contamination de l'eau par les coliformes découlant de l'élevage. Des bassins de retenue peuvent être construits directement en aval des parcs d'engraissement ou des zones d'entreposage du fumier pour capturer et neutraliser les coliformes (grâce à l'effet des rayons ultraviolets du soleil) avant que l'eau ne serve à l'irrigation sur la ferme. Les marais artificiels sur les fermes peuvent également remplir cette fonction. Dans les cas où le fumier doit être entreposé avant d'être épandu, les installations d'entreposage devraient être conçues et entretenues de manière à prévenir les débordements et les fuites.

Au fil des ans, il y a eu une intensification des activités d'élevage, en ce qui concerne non seulement la taille des exploitations agricoles, mais aussi leur proximité au sein d'une région donnée. Dans ces conditions, lorsque le territoire avoisinant est trop petit pour accepter le fumier de façon durable et lorsque le transport sur de longues distances n'est pas rentable, il est encore plus important d'élaborer des stratégies visant à réduire la charge microbienne du fumier. Par exemple, la hausse des coûts de l'énergie et de l'engrais **inorganique** pourrait stimuler l'adoption de techniques avancées de gestion du fumier telles que les digesteurs de biogaz et le fractionnement du lisier pâteux qui stabilisent le fumier et capturent les éléments nutritifs.

L'IRCE-Coliformes permet de repérer les régions à risque élevé de contamination de l'eau par les matières fécales. Une analyse détaillée des volets de l'IRCE-Coliformes et des activités agricoles dans les régions à risque élevé pourrait révéler les caractéristiques régionales qui expliquent ce degré de risque. Selon leur récurrence, on pourrait tenir compte de ces caractéristiques pour établir les priorités de recherche ou d'intervention afin d'atténuer le risque.

Une analyse de sensibilité des résultats de l'IRCE-Coliformes peut permettre de déterminer le volet de l'indicateur qui joue le plus grand rôle dans la valeur définie du risque. On pourrait alors proposer différentes pratiques de gestion bénéfiques (PGB) pour atténuer le risque. Cependant, certaines PGB sont coûteuses sur le plan des pertes de terres cultivées ou de l'augmentation du travail ou des dépenses agricoles. La recherche doit mettre l'accent sur les mesures à prendre pour rendre les PGB plus acceptables à l'échelle de l'exploitation agricole en offrant un avantage économique afin de compenser le coût de la mise en œuvre. Par exemple, l'établissement de **bandes tampons riveraines**, même s'il est coûteux, peut être compensé par l'utilisation d'espèces végétales qui ont une valeur commerciale, notamment le panic érigé, les arbustes et les arbres.

Références

American Society of Agricultural Engineers (ASAE). 2003. *Manure production and characteristics*. ASAE D384.1 FEB03.

Commission canadienne du lait. 2012. *Production*. Consulté sur le site Web de la Commission canadienne du lait à http://www.cdc-ccl.gc.ca/CDC/index-fra.php?id=3801.

Himathongkham, S., S. Gahari, H. Riemann et D. Cliver. 1999. Survival of escherichia coli O157 :H7 and salmonella typhimurium in cow manure and cow manure slurry. *FEMS Microbiology Letters*, 178 : 251-257.

Statistique Canada. 2013. Un portrait de l'agriculture canadienne. Dans *Recensement de l'agriculture sur les exploitations et les exploitants agricoles de 2011*. Consulté sur le site Web de Statistique Canada à http://www.statcan.gc.ca/pub/95-640-x/2011001/p1/p1-03-fra.htm.

Van Bochove, E., E. Topp, G. Thériault, J.-T. Denault, F. Dechmi, A.N. Rousseau et S.E. Allaire. 2010a. Coliformes. Dans Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (dir.), *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport nº 3*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ont.), p. 94 -100.

Van Bochove, E., G. Thériault, J.-T.Denault, F. Dechmi, A.N. Rousseau et S.E. Allaire. 2010b. Phosphore. Dans Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (dir.), *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport nº 3*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ont.), p. 87-93

14 Pesticides

Auteurs :
P. Gagnon, C. Sheedy, A. Farenhorst, A.J. Cessna, N. Newlands et D.A.R. McQueen

Nom de l'indicateur :
Indicateur du risque de contamination de l'eau par les pesticides

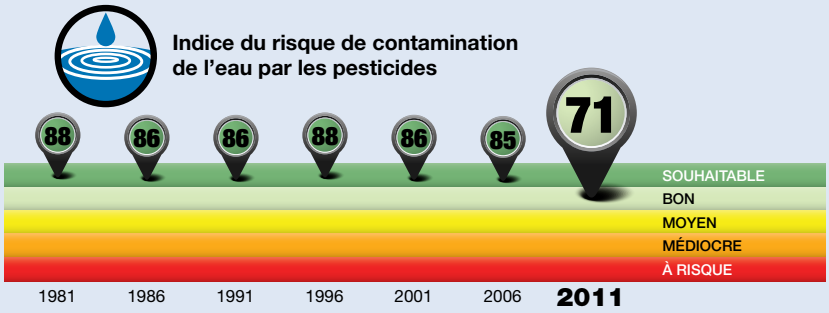
portée :
Échelle nationale, de 1981 à 2011

Sommaire

Les **pesticides**[1] sont appliqués sur les cultures pour prévenir les dommages et les pertes de rendement causés par les mauvaises herbes, les insectes et les maladies. Cependant, ils peuvent être transportés des terres agricoles dans l'environnement général et nuire aux **écosystèmes** aquatiques et à la qualité de l'eau potable. L'indicateur du risque de contamination de l'eau par les pesticides (IRCE-Pest) a été élaboré pour évaluer le risque de contamination de l'eau par les pesticides dans les zones agricoles du Canada. Il peut servir à évaluer les apports de pesticides dans les **terres cultivées** ainsi que les quantités de pesticides qui sont transportées vers

Indice du risque de contamination de l'eau par les pesticides – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un instantané statistique d'un ensemble de variables utilisé pour illustrer une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) a élaboré des indices de performance qui confèrent des valeurs uniques aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si l'indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, l'état de l'environnement en 2011 du point de vue du risque de contamination de l'eau par les pesticides appliqués sur les terres agricoles au Canada était « bon ». L'indice révèle une tendance à la baisse, ce qui représente un risque accru pour la qualité de l'eau. De 1981 à 2001, le risque global est demeuré stable, et environ 90 % des terres cultivées au Canada se trouvaient dans la catégorie de risque *faible* ou *très faible*. En 2011, cependant, le niveau de risque a augmenté (comme le montre la baisse abrupte des valeurs de l'indice), et plusieurs zones sont passées à une catégorie de risque plus élevé. De 1981 à 2011, le niveau de risque a augmenté dans 50 % des terres agricoles, surtout en raison de l'augmentation de la superficie traitée aux pesticides. Une bonne partie de cette augmentation s'est produite entre 2006 et 2011, en raison de la conversion vers des systèmes de culture nécessitant une utilisation accrue de pesticides, comme les systèmes à travail réduit du sol et, dans une moindre mesure, du temps pluvieux dans les Prairies et les Maritimes en 2010.

L'indice groupe et généralise les tendances. D'autres constats plus précis, comme les variations et les interprétations régionales, sont exposés plus en détail dans la section « Résultats et interprétation » du présent chapitre. On trouvera davantage de renseignements sur le calcul des indices de performance au chapitre 2, « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

les eaux de surface et les **eaux souterraines**, en tenant compte des propriétés physico-chimiques des pesticides, des caractéristiques du pédo-paysage et du climat. L'IRCE-Pest sert aussi à évaluer l'*état* et la *tendance* du risque de contamination de l'eau par les pesticides dans le paysage agricole canadien.

En 2011, 71 % des terres en culture étaient considérées comme à risque *faible* ou *très faible*. Le risque est considéré comme faible dans les Prairies. Alors que cette zone est associée au plus haut pourcentage de terres agricoles traitées aux herbicides et aux fongicides, le climat normalement sec des Prairies fait en sorte que le nombre de jours où se produit du **ruissellement** est moins grand et que le nombre d'applications de pesticides par année est moindre. De 1981 à 2011, le risque de contamination de l'eau par les pesticides a augmenté pour 50 % des terres cultivées au pays. Le risque est demeuré stable pour 46 % des terres cultivées et a diminué pour seulement 4 % des terres cultivées. L'augmentation du risque observée entre 2006 et 2011 a été causée par une augmentation de la superficie traitée aux pesticides, et a été aggravée par le temps plus pluvieux qu'à l'habitude dans les Maritimes et les Prairies. Entre 2006 et 2011, la plus forte augmentation du risque s'est produite dans les Prairies, surtout parce que la superficie traitée aux fongicides a doublé (passant de 3,7 à 7,5 %) pendant cette période. La superficie traitée aux herbicides et aux insecticides dans cette région a aussi augmenté au cours de cette période : de 7 % pour les herbicides (de 33 à 35,1 %) et de 47 % pour les insecticides (de 2,6 à 3,7 %). Ces augmentations sont probablement dues à l'utilisation accrue de systèmes à **travail réduit du sol** dans les Prairies, lesquels sont plus vulnérables aux maladies fongiques ainsi qu'aux insectes nuisibles et aux phytoravageurs. La perspective d'une meilleure qualité des récoltes et de meilleurs rendements, ainsi que d'une augmentation du prix des denrées, a peut-être aussi contribué aussi à l'utilisation accrue de pesticides.

Enjeu : pourquoi est-il important?

Les pesticides aident les producteurs agricoles à réduire les pertes causées par les mauvaises herbes, les insectes et les maladies des plantes, et permettent de diversifier davantage les cultures sur les terres agricoles existantes. L'utilisation des pesticides a augmenté au Canada. Selon l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada, les ventes de pesticides (fondées sur le poids des matières actives) ont augmenté de 13,9 % entre 2008 et 2010 (Santé Canada, 2008; Santé Canada, 2010).

Les pesticides sont généralement classés par organisme ciblé, les catégories les plus connues étant les fongicides, les herbicides et les insecticides. Même si la plupart des pesticides sont formulés de manière à cibler un organisme nuisible particulier, les matières actives contenues dans certains produits peuvent aussi causer des dommages accidentels à des espèces non ciblées, lesquelles peuvent devenir exposées lorsque les pesticides sont dispersés depuis leurs sites d'application à la ferme jusqu'au milieu environnant et qu'ils contaminent les eaux de surface et les eaux souterraines. Des résidus de pesticides ont été détectés dans les eaux de surface et les eaux souterraines dans le cadre d'études de surveillance menées dans diverses régions du Canada (p. ex. Cessna et coll. [2005]), et des préoccupations grandissantes ont été soulevées en ce qui concerne les possibles effets nuisibles sur les espèces aquatiques et terrestres ainsi que sur la qualité de l'eau potable.

Le Canada dispose d'un processus rigoureux d'approbation des pesticides, géré par l'ARLA de Santé Canada, qui homologue et réévalue l'utilisation des produits pour l'agriculture et d'autres fins. Le Canada a adopté des recommandations sur la qualité de l'eau afin de protéger la vie aquatique et assurer la salubrité de l'eau potable et des eaux utilisées à des fins récréatives. Cependant, des concentrations maximales acceptables pour l'eau potable ont été établies seulement pour quelques-uns des pesticides agricoles, parce que ces limites sont fixées lorsque le produit chimique a été détecté à de nombreuses stations de surveillance de la qualité de l'eau au Canada et non pas dans le cadre du processus d'homologation. Au Canada, environ 400 matières actives pesticides et environ 7 600 produits antiparasitaires (appellations commerciales) sont homologués (BC Agriculture, 2014). En raison du grand nombre de matières actives utilisées actuellement, la **toxicité** des pesticides varie beaucoup; elle est déterminée par les caractéristiques chimiques des matières actives ainsi que par le degré, la durée et la fréquence de l'exposition à ces produits, considérés individuellement ou en combinaison avec d'autres.

La facilité avec laquelle les pesticides peuvent être dispersés dans l'environnement dépend aussi de divers facteurs, y compris la méthode d'application et les variables climatiques. Par exemple, durant l'application, une portion du pesticide peut être perdue dans l'atmosphère en raison de la dérive de pulvérisation et, bien qu'il ait été estimé que la dérive des pesticides associée à une application terrestre représente de 1 à 5 % de la quantité appliquée, les pertes associées à l'application aérienne peuvent être beaucoup plus importantes (Felsot et coll., 2010). Plusieurs processus physiques, chimiques et biologiques influent sur la dissémination des pesticides par le vent ou par l'eau depuis le site d'application jusqu'à d'autres parties de l'écosystème (figure 14-1). Outre les impacts

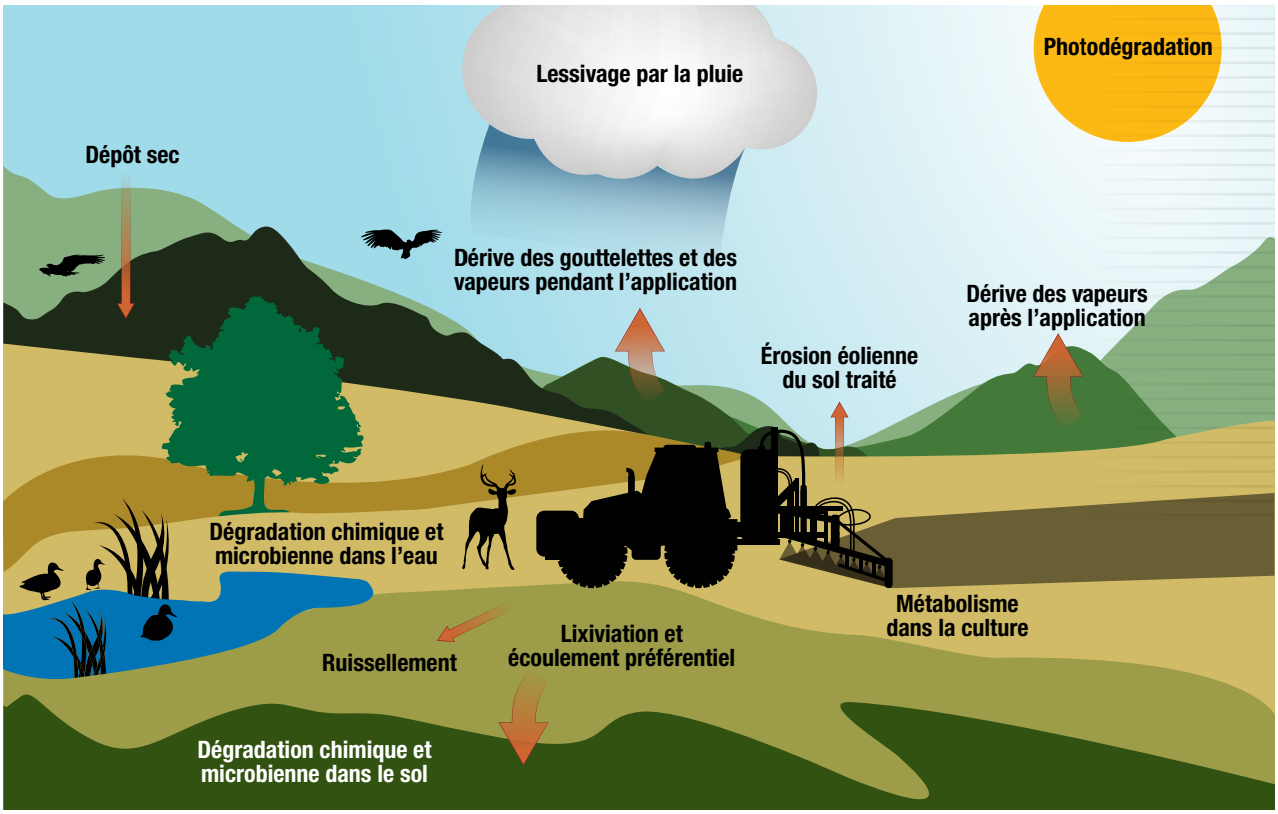


Figure 14-1 : Processus de transport des pesticides depuis le site d'application (Cessna et coll., 2005)

environnementaux possibles, si des pesticides se perdent dans l'environnement, il y a un impact économique pour les producteurs. Premièrement, le pesticide « perdu » ne sert pas aux fins prévues de protection des récoltes contre les mauvaises herbes, les insectes nuisibles ou les maladies, ce qui entraîne des pertes de récoltes plus imoprtantes dues aux organismes nuisibles. Deuxièmement, les coûts associés à l'achat et à l'application du pesticide perdu représentent une perte économique directe pour les producteurs.

En plus de l'augmentation des superficies sur lesquelles on utilise des pesticides, il est probable que dans certains cas, et pour certaines cultures, de plus grandes quantités de pesticides (en kilogrammes de matière active) soient appliquées. Ainsi, l'introduction de cultures **génétiquement modifiées** résistant aux herbicides a donné lieu à une utilisation accrue de l'herbicide glyphosate. Les ventes de glyphosate, en kilogrammes de matière active, ont augmenté d'année en année au Canada depuis que Santé Canada a publié le premier rapport sur les ventes de pesticides en 2008. Entre 2008 et 2011, les ventes de glyphosate ont augmenté de 24 % (Santé Canada, 2014). Cette augmentation a été compensée par une utilisation moindre des herbicides qui étaient auparavant appliqués sur les cultures homologues non résistantes au glyphosate. L'utilisation de certains **pesticides systémiques** a aussi fait l'objet de discussions. Bien que les pesticides systémiques offrent une protection accrue parce qu'ils peuvent migrer depuis le site d'application jusqu'à des parties végétales non traitées, ils pourraient accroître les risques pour les pollinisateurs et les organismes non ciblés de la chaîne trophique, notamment parce que certains pesticides sont persistants et qu'ils ont de longs **temps de séjour**.

Les producteurs agricoles au Canada et dans le monde entier explorent des systèmes de **lutte intégrée (LI)** (voir l'encadré « En quoi consiste la lutte intégrée (LI)? » dans la section « Moyens d'action » du présent chapitre) et les solutions de remplacement aux pesticides qui comprennent des méthodes de lutte biologique et mécanique ainsi que des **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)**. Ces solutions de remplacement et d'autres approches visent à augmenter l'efficacité de l'utilisation des pesticides et des méthodes d'application et à réduire la quantité de pesticides utilisée par unité de production végétale. D'autres possibilités en matière de lutte antiparasitaire en milieu agricole sont abordées dans la section portant sur les moyens d'action, à la fin du présent chapitre.

Indicateur

L'indicateur du risque de contamination de l'eau par les pesticides (IRCE-Pest) estime le risque de contamination de l'eau par les pesticides agricoles au Canada. Il tient compte des changements apportés aux pratiques de gestion agricole qui se répercutent sur l'utilisation et le transport des pesticides dans les eaux de ruissellement et les eaux qui s'infiltrent dans le sol. L'indicateur utilise le modèle PRZM (Pesticide Root Zone Model) (Suarez, 2005) pour estimer la quantité de pesticides transportée dans l'eau jusque dans le milieu ambiant. Les données de plusieurs sources sont utilisées dans le modèle : les pratiques agricoles (p. ex. cultures, superficie traitée aux pesticides, pratiques de travail du sol, irrigation) tirées du **Recensement de l'agriculture** de Statistique Canada; les pesticides appliqués sur chaque culture et les moyennes nationales estimées à partir d'une base de données commerciale sur l'utilisation des pesticides à l'échelle nationale (© Kynetec Limited, Royaume-Uni); les propriétés chimiques des pesticides, tirées de la base de données sur les propriétés des pesticides (PPDB, 2013); les propriétés du pédo-paysage (p. ex. teneur en **carbone** organique, capacité au champ, **conductivité hydraulique**) du groupe de travail sur les Pédo-paysages du Canada (2010); et les données météorologiques quotidiennes interpolées sur une grille de 10 km × 10 km.

Des simulations sont réalisées à l'échelle du **polygone des Pédo-paysages du Canada (PPC)** (Groupe de travail sur les Pédo-paysages du Canada, 2010). Afin d'améliorer le modèle précédent (Cessna et coll., 2010), un autre modèle a été développé pour la production de paramètres d'entrée du PRZM, et ce, pour plusieurs scénarios probables d'application et de gestion de pesticides (Gagnon et coll., 2014). Les améliorations apportées au modèle comprennent 100 scénarios différents pour chaque polygone des PPC et pour chaque année de recensement, fournissant un ensemble de résultats plus fiables et plus précis. Ainsi, l'impact lié à l'incertitude des données d'entrée a été réduit, et le modèle est devenu plus robuste. Avec ces améliorations, le risque de contamination de l'eau par les pesticides a été recalculé pour toutes les années de recensement précédentes. En cas de divergence entre les conclusions du présent rapport et celles du rapport précédent sur les indicateurs agroenvironnementaux (Eilers et coll., 2010), les données du présent rapport, plus récent, prévaudront.

Pour chacun des scénarios simulés, la masse et la concentration annuelles de pesticides sont calculées tant pour les eaux de ruissellement que pour l'eau s'infiltrant dans le sol jusqu'à une profondeur de un mètre. Les pesticides dans les eaux de ruissellement se trouvent à l'état dissous et à l'état de particules, alors que les pesticides qui se déplacent dans le sol jusqu'aux eaux souterraines ne se trouvent qu'à l'état dissous. Étant donné que plus d'un pesticide peut être appliqué à un site donné, le calcul des masses et des concentrations correspond à la somme de l'ensemble des pesticides appliqués. (Les calculs ne tiennent pas compte des différentes toxicités des pesticides.) Les valeurs médianes pour chaque polygone des PPC et pour chaque année sont utilisées pour l'exécution des 100 scénarios.

Cinq catégories de risque sont définies selon la concentration annuelle de pesticides dans l'eau et la masse annuelle de pesticides transportés dans l'eau (tableau 14-1). Le Canada n'ayant pas établi de lignes directrices sur la qualité de l'eau pour les mélanges de pesticides, la concentration maximale acceptable de 0,5 µg/L établie par l'Union européenne pour les mélanges de pesticides dans l'eau potable a été utilisée (Union européenne, 1998). La concentration et la masse de pesticides transportés sont regroupées en catégories, comme l'indique le tableau 14-1, et la catégorie de risque la plus élevée pour le ru-issellement superficiel et les eaux souterraines est attribuée à chaque polygone des PPC. Seuls les polygones des PPC contenant au moins 5 % de terres cultivées ont été considérés pour les années de recensement.

Tableau 14-1 : Catégories de risque de l'IRCE-Pest, selon la concentration moyenne de pesticides dans l'eau et la quantité totale de pesticides transportés

	Pesticide transporté (g/ha)				
Concentration (µg/L)	< 0,5	0,5 – 1.0	1,0 – 2.0	2,0 – 4,0	> 4,0
< 0,5					
0,5 – 1,0					
> 1,0					

Catégories de risque de l'IRCE-Pest
- Très élevé
- Élevé
- Moyen
- Faible
- Très faible

Limites

Le PRZM est un modèle unidimensionnel, ce qui signifie que la simulation ne tient compte que du déplacement vertical des produits chimiques dans la couche de sol. Les estimations de la concentration et de la masse des pesticides transportés dans les eaux de ruissellement sont des valeurs recensées en bordure de champ et ne sont donc pas représentatives des concentrations correspondantes dans le milieu ambiant. Les concentrations estimées sont beaucoup plus élevées que les concentrations réelles mesurées dans les cours d'eau, parce qu'une dilution importante se produit lorsque les eaux de ruissellement atteignent les eaux de surface. Les concentrations estimées ne peuvent donc pas être comparées directement aux valeurs signalées dans le cadre des études de surveillance. L'IRCE-Pest devrait être utilisé comme un indicateur relatif pour estimer la répartition spatiale du risque de contamination de l'eau par les pesticides et l'évolution de ce risque dans le temps, et non pas comme une estimation prédictive de la concentration prévue dans l'environnement.

La plupart des données d'entrée disponibles proviennent de mesures sur le terrain réalisées à plus grande échelle que celles des polygones des PPC; certaines des données d'entrée nécessaires au modèle ont été estimées d'après des conseils d'experts. Bien que les superficies traitées aux pesticides dans chaque polygone des PPC soient indiquées dans le Recensement de l'agriculture, les données sur les pesticides utilisés et les quantités correspondantes ne sont pas disponibles à cette échelle. C'est pourquoi une approche par **modèle stochastique** a été utilisée.

Les processus de transport des pesticides comme l'**écoulement préférentiel** (qui touche le déplacement de l'eau et des pesticides dans le sol), la dérive de pulvérisation et le **dépôt atmosphérique** direct vers les eaux de surface nécessitent des données à plus petite échelle que celle des polygones des PPC. En conséquence, ces processus sans doute importants ne sont pas pris en considération dans la version actuelle de l'indicateur.

Les données sur l'utilisation des pesticides qui ont servi au calcul de la valeur de l'indicateur pour 2011 étaient des données récentes (2002-2009), et il a été présumé que l'utilisation propre à chaque culture a été constante de 1981 à 2011, bien que la chimie des pesticides et les pratiques relatives à leur application aient probablement changé durant cette période. Les propriétés chimiques des pesticides influent considérablement sur leur transport et leur dégradation dans l'environnement. Par conséquent, les estimations de l'IRCE-Pest pour les années de recensement antérieures, pour lesquelles aucune donnée sur les pesticides et les taux d'application n'était disponible, demeurent très approximatives. De plus, les différences entre les pesticides en ce qui a trait à leur toxicité n'étant pas prises en compte dans le modèle de l'IRCE-Pest, aucune interprétation directe ne peut être effectuée pour ce qui est du risque de toxicité ou de l'impact du changement des propriétés chimiques des pesticides sur les tendances temporelles du risque de toxicité.

Résultats et interprétation

Pour plus de 99 % des polygones des PPC dans l'ensemble du pays, le risque de contamination des eaux souterraines, évalué selon la masse et la concentration des pesticides dans l'eau s'infiltrant jusqu'à une profondeur de un mètre, était *très faible* pour les 30 années de l'étude. Le risque de contamination des eaux souterraines était moins élevé dans l'eau s'infiltrant jusqu'à une profondeur de un mètre que dans les eaux de ruissellement en bordure de champ. Par conséquent, la valeur globale de l'IRCE-Pest attribuée à chacun des polygones des PPC a presque toujours représenté le risque calculé pour les eaux de ruissellement en bordure de champ.

En 2011, 71 % des terres cultivées étaient considérées comme à *faible risque* ou à *très faible risque* (figure 14-2). De petites zones considérées comme à *risque très élevé* et représentant 7 % des terres cultivées étaient situées à l'Île-du-Prince-Édouard et dans la région des plaines à forêts mixtes de l'Ontario et du Québec, dans la région de la rivière Rouge, au Manitoba, la région de la forêt-parc, en Alberta, et la vallée du bas Fraser, en Colombie-Britannique. Il faut préciser qu'aucun des polygones de PPC de Terre-Neuve-et-Labrador ne contient plus de 5 % de terres cultivées; le niveau de risque n'a donc pas été calculé pour cette province[2].

2 De même, aucune donnée pour Terre-Neuve-et-Labrador n'a été prise en compte à la figure 14-3 – Superficie traitée aux herbicides, aux insecticides et aux fongicides, ou à la figure 14-4 – Nombre moyen de jours avec ruissellement. Pour ces deux figures, le terme « Maritimes » fait référence aux provinces du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de l'Île-du-Prince-Édouard.

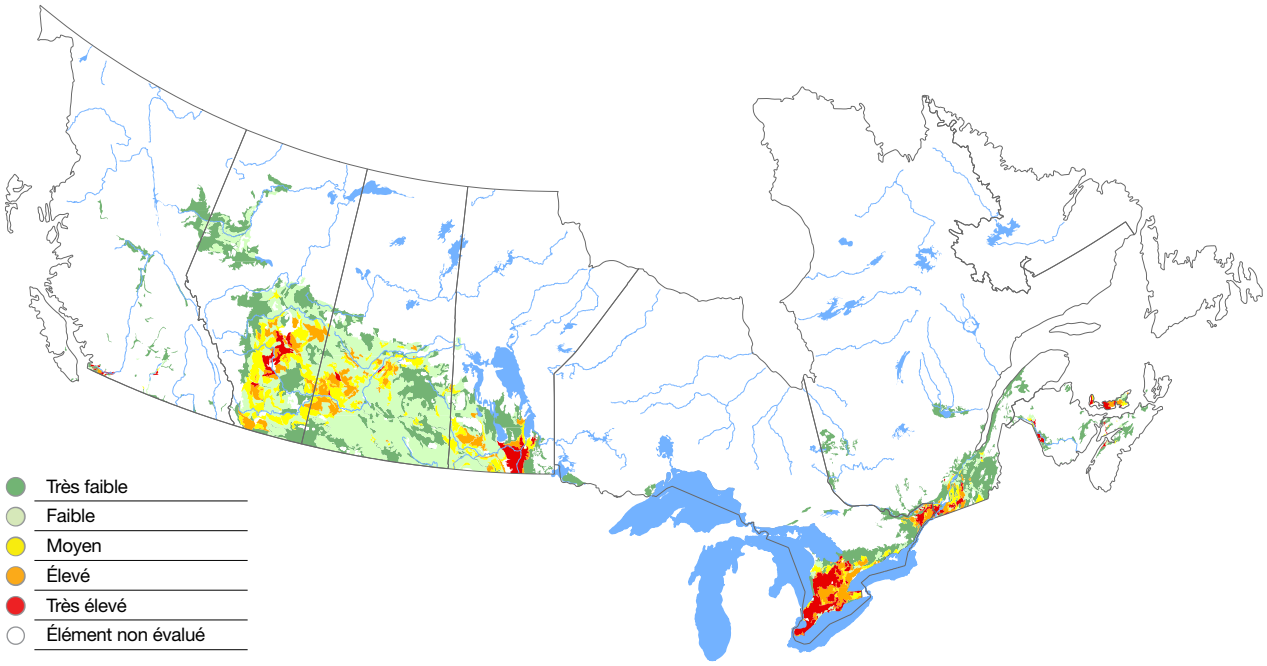
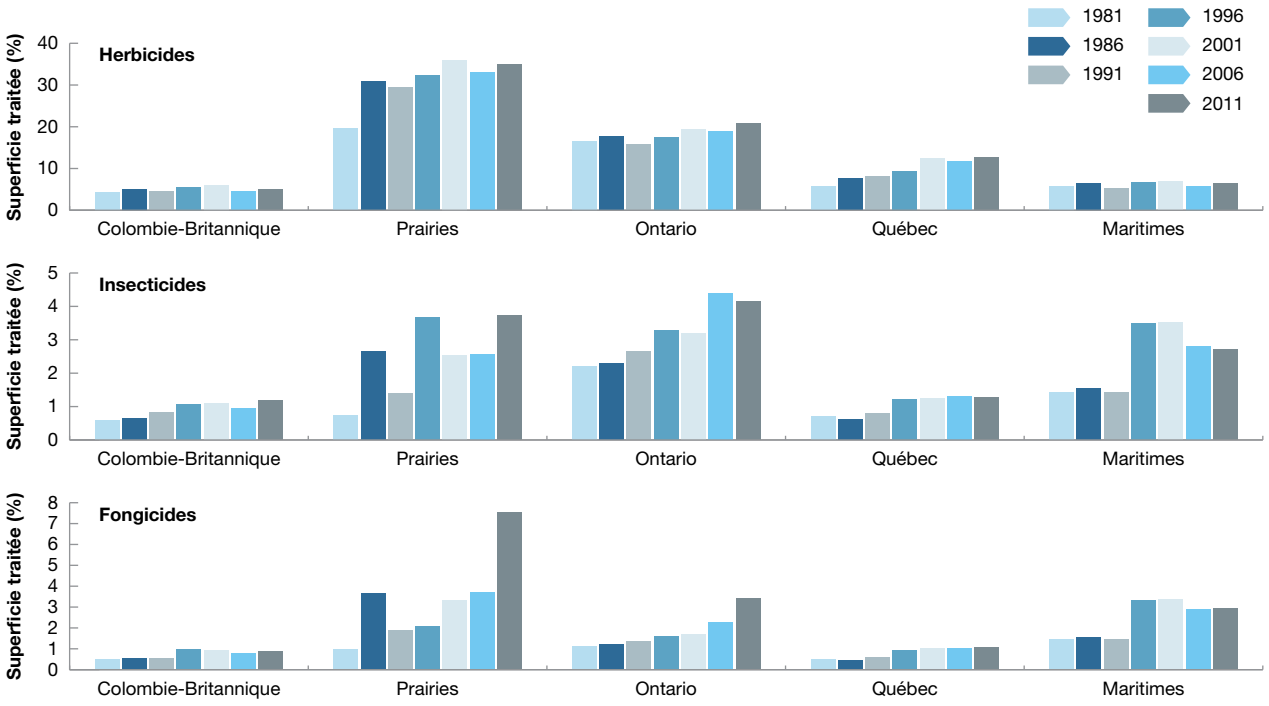


Figure 14-2 : Risque de contamination de l'eau par les pesticides sur les terres cultivées selon les pratiques de gestion de 2011

Le risque de contamination de l'eau par les pesticides sera probablement élevé si une grande quantité de pesticides peut être transportée et qu'il existe un mode de transport actif. La quantité de pesticides pouvant être transportée dépend en partie de la superficie traitée aux pesticides. La figure 14-3 indique le pourcentage de terres agricoles traitées aux pesticides pour toutes les années de recensement depuis 1981, par région, pour les Prairies (Alberta, Saskatchewan et Manitoba) et les Maritimes (Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse et Île-du-Prince-Édouard); les superficies ont été groupées d'après les similitudes du climat et des activités agricoles, ou par province (Colombie-Britannique, Ontario et Québec). C'est dans la région des Prairies que se trouve le plus fort pourcentage de terres agricoles traitées aux herbicides et aux fongicides, et c'est en Ontario, dans les Prairies et les Maritimes qu'on trouve le plus fort pourcentage de terres agricoles traitées aux insecticides.

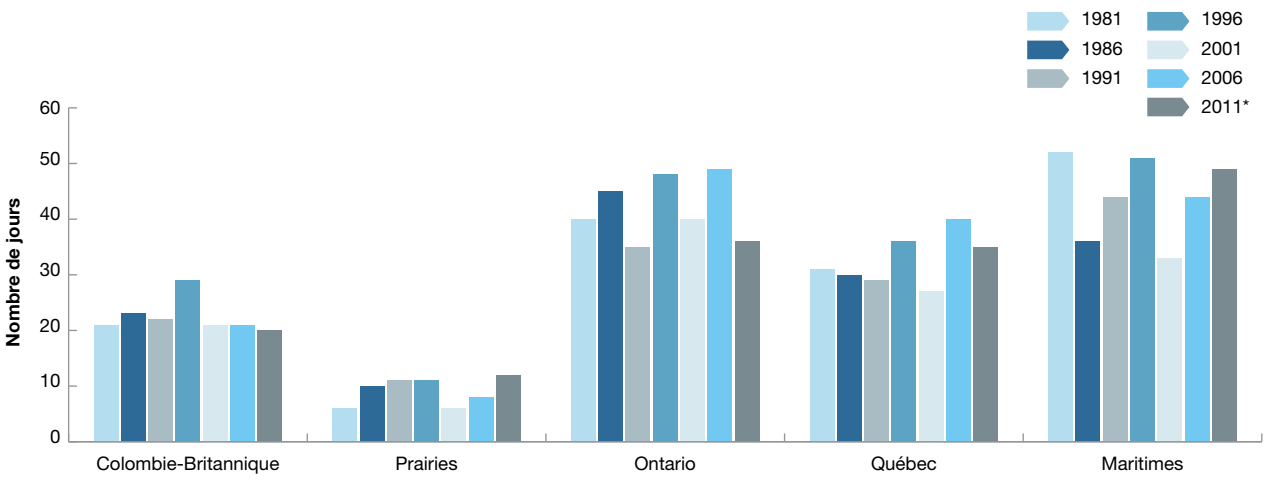
La figure 14-3 montre le pourcentage de terres agricoles (pourcentage de polygones des PPC comportant des terres agricoles) traitées avec différents types de pesticides. Elle ne tient toutefois pas compte du nombre d'applications effectuées chaque année, lequel est fonction en partie du type de culture et des conditions climatiques et peut donc varier d'une région à l'autre du Canada. Ainsi, parce que les cultures fruitières sont très vulnérables aux infestations d'insectes, la production de fruits nécessite généralement des applications d'insecticides plus fréquentes que la production de grandes cultures. De plus, il faut faire un plus grand nombre d'applications de fongicides dans les climats pluvieux pour lutter contre une maladie donnée des cultures (Bloomfield et coll., 2006). La Colombie-Britannique se distingue par ses deux régions agricoles distinctes : la vallée du bas Fraser, où les doses d'application de pesticides sont élevées, où le climat est pluvieux et où prédominent les productions fruitières; et la région agricole du nord de la province, moins pluvieuse, où prédominent les systèmes de production de grandes cultures et les pâturages et où très peu de pesticides sont appliqués.



* La forte augmentation de la superficie traitée aux insecticides et aux fongicides dans les Maritimes entre 1991 et 1996 découle probablement d'un artéfact lié aux sources de données différentes pour ces deux années.

Figure 14-3 : Superficie traitée aux herbicides, aux insecticides et aux fongicides (pourcentage de polygones agricoles des PPC)

Le ruissellement constitue un important mode de transport des pesticides. La fréquence et l'intensité des épisodes de ruissellement reposent principalement sur la quantité de précipitations et la teneur en eau du sol au moment des précipitations. La teneur en eau du sol est fonction de la fréquence, de la durée et de l'intensité des précipitations, de la texture du sol et des pratiques de gestion agricole comme le type de culture et les pratiques de travail du sol. Comme l'indique la figure 14-4, le nombre moyen de jours avec ruissellement dans une année donnée, tel qu'il est estimé par le modèle PRZM, est plus élevé dans les Maritimes (moyenne annuelle de 44 jours) et l'Ontario (42 jours) qu'au Québec (32 jours), en Colombie-Britannique (22 jours) et dans les Prairies (9 jours).



* Les données météorologiques de 2010 sont utilisées pour les simulations de 2011

Figure 14-4 : Nombre moyen de jours avec ruissellement

Dans le climat sec des Prairies, il y a peu de jours avec ruissellement et un moins grand nombre d'applications de pesticides par année (Bloomfield et coll., 2006); ce climat explique pourquoi une grande partie des terres cultivées des Prairies étaient à *faible risque* ou à *très faible risque*, même si une grande superficie des terres y est traitée aux pesticides (figure 15-3). Il y a des zones à *risque élevé* et à *risque très élevé* dans certaines régions pluvieuses, comme la vallée de la rivière Rouge, au Manitoba, où l'infiltration d'eau dans les sols est lente et où le ruissellement est le principal mode de transport des herbicides dans les sédiments érodés, et dans la région de la forêt-parc, en Alberta, où les cultures nécessitant une utilisation accrue de pesticides sont courantes. On trouve des régions à *risque élevé* ou à *risque très élevé* dans chaque province, dans les zones caractérisées par des conditions pluvieuses et des systèmes de production nécessitant une grande utilisation de pesticides. C'est le cas de l'Île-du-Prince-Édouard et de la région des plaines à forêts mixtes en Ontario et au Québec.

De 1981 à 2011, le risque de contamination de l'eau par les pesticides a augmenté dans 50 % des terres cultivées au pays (figure 14-5). Le risque est demeuré stable pour 46 % des terres cultivées et a diminué pour seulement 4 % d'entre elles.

Le tableau 14-2 montre l'évolution du risque relatif pour chaque province de 1981 à 2011. En raison des améliorations apportées à la méthode de calcul de l'IRCE-Pest décrite plus haut, les valeurs et les tendances indiquées ici pour les années de recensement antérieures diffèrent considérablement des valeurs mentionnées dans le dernier rapport sur les indicateurs agroenvironnementaux (Eilers et coll., 2010).

À l'échelle nationale, le risque de contamination de l'eau par les pesticides a été relativement stable de 1981 à 2001. De 2001 à 2006, environ 10 % des terres cultivées sont passées de la catégorie de risque *très faible* à la catégorie de risque *faible*, tandis que les autres catégories de risque sont demeurées stables. Le plus grand changement s'est produit entre 2006 et 2011. Durant cette période, la superficie de terres cultivées dans la catégorie de risque *très faible* est passé de 55 à 35 %, alors que la superficie de terres cultivées dans les trois catégories de risque les plus élevées a augmenté comme suit : la superficie de terres cultivées dans la catégorie de risque *moyen* est passée de 4 % en 2006 à 12 % en 2011; la superficie de terres cultivées dans la catégorie de risque *élevé* est passée de 3 à 10 %; et la superficie de terres cultivées dans la catégorie de risque *très élevé* est passée de 3 à 7 % (tableau 14-2).

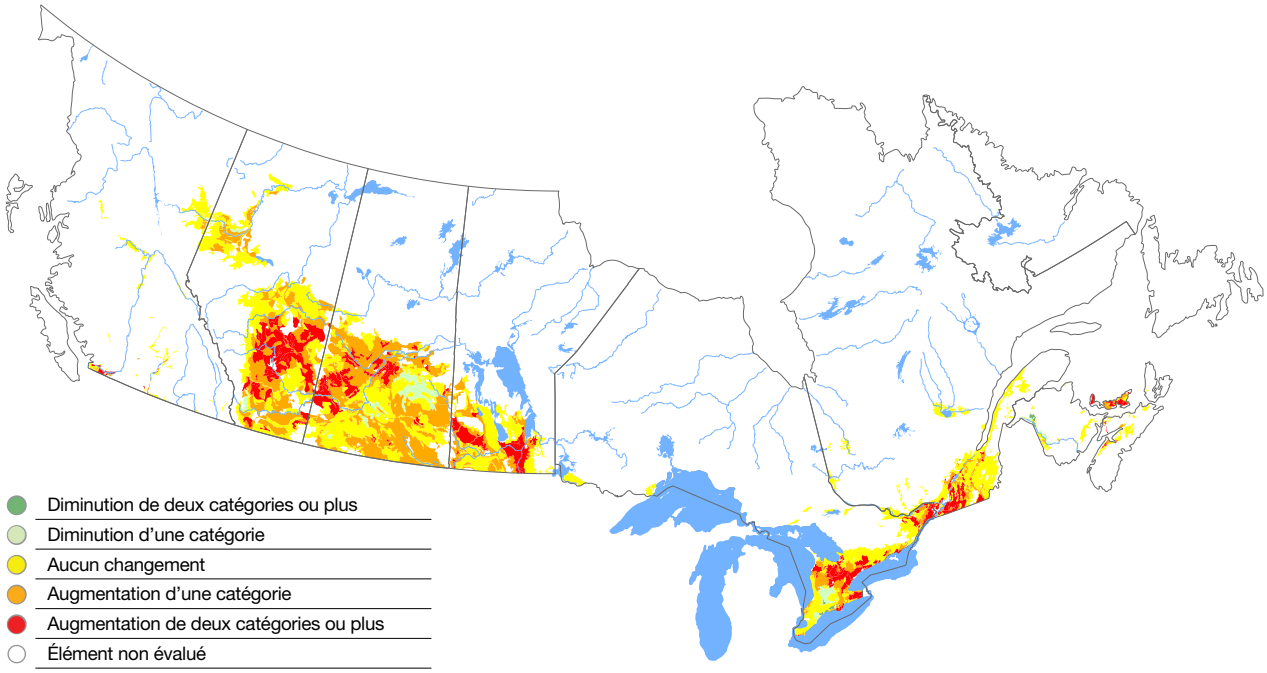


Figure 14-5 : Évolution de la catégorie de risque de l'IRCE-Pest de 1981 à 2011

En général, les augmentations du risque observées en 2006 et 2011 ont été causées par l'augmentation de la superficie traitée aux pesticides (figure 14-3), et elles ont été aggravées par les variations météorologiques saisonnières (figure 14-4). Dans les Prairies, l'utilisation accrue de fongicides (de 3,7 à 7,5 % de la superficie des terres cultivées) peut être attribuée au temps plus pluvieux qu'à l'habitude en 2010 et au passage à des systèmes de travail réduit du sol, les deux facteurs faisant augmenter le risque de maladies fongiques comme la fusariose. Par comparaison au **travail classique du sol**, le travail réduit entraîne une utilisation accrue d'herbicides pour lutter contre les mauvaises herbes et une grande dépendance envers les insecticides pour lutter contre les insectes et autres organismes nuisibles (par exemple, les limaces ou les taupins qui peuvent passer l'hiver dans les résidus de culture). Durant cette période, la superficie traitée aux herbicides et aux insecticides a augmenté dans les Prairies, de 7 % pour les herbicides (passant de 33 à 35,1 % de la superficie des terres) et de 47 % pour les insecticides (passant de 2,6 à 3,7 % de la superficie des terres). Un autre facteur ayant pu contribuer à l'utilisation accrue de pesticides par unité de terre cultivée au cours des dernières années est l'expansion des terres consacrées à la culture de canola, de soja et de maïs tolérants au glyphosate, ainsi que la masse de glyphosate appliquée dans ces systèmes.

Tableau 14-2 : Pourcentage[3] des terres agricoles dans chaque catégorie de risque de contamination de l'eau par les pesticides, de 1981 à 2011

Catégorie	Très faible							Faible							Moyen							Élevé							Très élevé						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	90	87	70	85	75	83	79	6	8	19	3	13	6	10	2	3	8	3	7	2	1	1	1	0	9	2	5	2	1	1	3	1	4	5	7
Alberta	73	79	72	76	62	46	34	25	19	25	21	38	50	33	3	3	3	2	0	4	19	0	0	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0	4
Saskatchewan	63	56	54	67	73	47	23	37	44	44	31	27	50	61	0	1	2	2	0	2	9	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
Manitoba	53	59	28	54	26	80	31	32	27	31	28	34	19	33	14	12	18	15	15	1	13	2	2	15	4	8	0	11	0	0	8	0	18	0	12
Ontario	57	49	68	49	59	54	38	7	10	5	10	9	12	9	7	6	10	8	9	3	12	12	10	12	10	10	14	18	16	25	5	22	13	17	24
Québec	96	86	97	92	88	77	75	2	6	2	2	7	7	10	2	3	1	3	1	9	7	1	2	0	2	2	4	5	0	2	0	1	1	3	3
Nouveau-Brunswick	38	66	37	37	71	71	64	28	5	29	7	0	4	1	0	0	0	28	0	0	10	9	14	5	0	22	24	0	26	15	29	29	7	0	24
Nouvelle-Écosse	93	82	86	82	88	85	78	4	8	5	0	0	3	9	2	4	1	5	6	5	1	0	0	1	0	5	4	0	1	6	7	13	2	3	11
Île-du-Prince-Édouard	70	65	51	47	81	35	35	8	0	13	4	10	0	13	7	13	12	20	8	17	10	15	21	18	1	1	27	14	1	1	6	28	0	21	28
Terre-Neuve-et-Labrador	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Canada	**67**	**65**	**62**	**68**	**64**	**55**	**35**	**25**	**25**	**27**	**22**	**26**	**36**	**36**	**4**	**4**	**5**	**5**	**3**	**4**	**12**	**2**	**2**	**4**	**2**	**3**	**3**	**10**	**3**	**4**	**2**	**4**	**4**	**3**	**7**

3 Ce tableau ne comprend que les polygones des PPC qui contiennent au moins 5 % de terres agricoles dans chacun des recensements (1981-2011). Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100 %.

Moyens d'action

Les stratégies visant à réduire le risque de contamination de l'eau par les pesticides comprennent la réduction du risque de dispersion des pesticides jusqu'aux eaux de surface ou aux eaux souterraines, la diminution de la quantité de pesticides utilisée et la réduction de la persistance ou de la mobilité des matières actives.

Comme le ruissellement et la dérive de pulvérisation constituent d'importants mécanismes de transport des pesticides, il ne faut appliquer les pesticides que lorsque les conditions météorologiques sont adéquates et avec des techniques recommandées. À ce sujet, les avis de pulvérisation en fonction des prévisions météorologiques locales fournissent des renseignements utiles aux producteurs. Les **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)** qui réduisent le ruissellement ou l'érosion des sols ou qui font augmenter la teneur en **matière organique du sol** aident à réduire le transport des pesticides. Ces PGB comprennent des **zones tampons riveraines**, la **culture en courbes de niveau**, la **culture en bandes**, et les systèmes à travail réduit du sol ou **sans travail du sol**. Il faut mentionner toutefois que l'utilisation d'herbicides et, dans bien des cas, l'utilisation d'insecticides et de fongicides, augmente habituellement avec le travail réduit du sol ou la culture sans travail du sol, ce qui peut réduire les bénéfices liés à la réduction du ruissellement des pesticides résultant de cette PGB. D'autres pratiques qui peuvent contribuer à réduire la pression exercée par les organismes nuisibles sont, notamment, la rotation des cultures et l'utilisation de variétés résistantes. Selon *L'Enquête sur la gestion agroenvironnementale* de Statistique Canada, en 2011, 59 % des producteurs ont eu recours à la rotation des cultures pour lutter contre les organismes nuisibles (Statistique Canada, 2013). Il est nécessaire d'adopter une approche intégrée en matière de gestion des risques environnementaux afin d'évaluer l'ensemble des bénéfices pour l'environnement ainsi que les risques associés à une pratique donnée.

De plus, une approche de lutte intégrée (voir l'encadré « En quoi consiste la lutte intégrée (LI)? »), qui consiste en l'utilisation combinée de mesures culturales, biologiques et chimiques, peut réduire les besoins en pesticides chimiques.

Le Canada est un vaste pays où les conditions climatiques et physiographiques varient considérablement, et où les pratiques et les systèmes de production agricole sont très diversifiés. Une telle diversité de pratiques ainsi que l'incertitude liée aux processus naturels complexes propres à un endroit rendent difficile l'évaluation du risque de contamination de l'eau par les pesticides. La production agricole subissant des changements perpétuels, il est important d'évaluer régulièrement le risque de contamination de l'eau par les pesticides. De nouveaux pesticides sont constamment mis au point, ce qui peut mener à des changements dans les matières actives utilisées et les degrés de toxicité. À la lumière de ces facteurs aggravants, il est nécessaire d'établir une méthode robuste reposant sur une perspective liée à un **agroécosystème** pour évaluer de manière fiable les changements sur le plan du risque dans l'espace et le temps. Les recherches en cours visant à développer des PGB propres aux pesticides, des cultures résistantes aux organismes nuisibles et des pesticides dont les matières actives persistent moins longtemps et sont moins mobiles dans l'environnement, contribueront à réduire le risque de contamination de l'eau par les pesticides.

En quoi consiste la lutte intégrée (LI)?

Leslie Cass, Programme de réduction des risques liés aux pesticides, AAC

La lutte intégrée (LI) contre les organismes nuisibles consiste en l'utilisation combinée d'approches ou de techniques visant à éviter, à atténuer ou à gérer les organismes nuisibles tout en réduisant au minimum les impacts sur les organismes non ciblés. Un programme de LI complet prévoit l'utilisation des approches suivantes :

- les techniques culturales et les pratiques d'assainissement (comme le nettoyage à l'eau de l'équipement lors d'un déplacement depuis un champ infesté de nématodes jusqu'à un champ non infesté, ou le labourage des résidus de plantes infectées) pour empêcher le développement d'organismes nuisibles, voire supprimer ces organismes;
- les cultivars résistants ou les semences certifiées exemptes de maladie;
- les pratiques visant à protéger et à accroître les ennemis naturels des ravageurs et les autres organismes bénéfiques;
- le dépistage et la surveillance des organismes nuisibles dans les cultures;
- les systèmes de prévision servant à orienter les décisions en matière de lutte antiparasitaire;
- les méthodes mécaniques ou les mesures de lutte biologique (p. ex., **biopesticides**, ennemis naturels), lorsque la pression des ravageurs atteint le seuil d'intervention;
- les pesticides chimiques, utilisés en dernier recours, en tenant compte des préoccupations relatives à la gestion de la résistance et des stratégies visant à atténuer les impacts sur les organismes et l'habitat non ciblés.

Un programme de LI ne vise pas à éradiquer les organismes nuisibles, mais plutôt à produire des cultures en santé au moyen d'approches respectueuses de l'environnement pour que les dommages causés par les organismes nuisibles ne dépassent pas le niveau acceptable sur le plan économique.

À l'instar de leurs homologues d'autres pays, les producteurs canadiens doivent régler divers problèmes, notamment l'exclusion de l'homologation de certains produits antiparasitaires, le développement d'une résistance dans les populations d'organismes nuisibles, les incursions d'**espèces étrangères envahissantes** et les préoccupations au sujet des espèces pollinisatrices. Les producteurs se tournent de plus en plus vers la lutte intégrée pour régler ces problèmes. Ainsi, la région de Kootenay en Colombie-Britannique a été reconnue dans le monde entier pour son approche en matière de gestion du carpocapse de la pomme, un important ravageur des pommiers dans l'ensemble de l'Amérique du Nord et de l'Europe. Dans le cadre d'un programme de libération d'insectes stériles, tous les agriculteurs et les résidents de centres urbains de la région participent à une stratégie de confusion sexuelle (mesure de lutte biologique) qui, de concert avec d'autres méthodes de LI, a contribué à maintenir les dommages causés par le carpocapse de la pomme sous les seuils de pertes économiques importantes durant plus de 10 ans. Cette approche a aidé à réduire l'utilisation des insecticides organophosphatés de 93 % entre 1991 et 2008.

Références

Bloomfield, J.P., R.J. Williams, D.C. Gooddy, J.N. Cape et P. Guha. 2006. *Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater – A UK perspective*. Science of the Total Environment, 369:163-177.

British Columbia Ministry of Agriculture (BC Agriculture). 2014. *About Pesticides*. Consulté le 9 juillet 2014 à http://www.agf.gov.bc.ca/pesticides/a_3.htm.

Cessna, A.J., C. Sheedy, A. Farenhorst et D.A.R. McQueen. 2010. Chapitre 15, Pesticides. Pages 101–107 dans Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (dir.), 2010. *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport nº 3*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Cessna, A.J., T.M. Wolf, G.R. Stephenson et R.B. Brown. 2005. Pesticide movement to field margins: Routes, impacts and mitigation. Dans *Field boundary habitats: Implications for weed, insect and disease management*. A.G. Thomas (dir.), 69-112. Sainte-Anne-de-Bellevue, Qc, Canada : Canadian Weed Society / Société canadienne de malherbologie.

Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (dir.). 2010. *L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport nº 3*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).

Felsot, A.S., J.B. Unsworth, J.B. Linders, G. Roberts, D. Rautman, C. Harris et E. Carazo. 2010. *Agrochemical spray drift; assessment and mitigation—A review*. Journal of Environmental Science and Health Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes, 46(1): 1-23.

Gagnon, P., C. Sheedy, A. Farenhorst, D.A. McQueen, A.J. Cessna et N.K. Newlands. 2014. *A coupled stochastic/deterministic model to estimate the evolution of the risk of water contamination by pesticides across Canada*. Integrated Environmental Assessment and Management, 10(3): 429-436.

Groupe de travail sur les *Pédo-paysages du Canada*. 2010. Pédo-paysages du Canada, version 3.2, Agriculture et Agroalimentaire Canada. (Carte numérique et base de données à l'échelle de 1/1 million), consulté en avril 2012 à http://sis.agr.gc.ca/siscan/nsdb/slc/v3.2/index.html.

PPDB, 2013. *The Pesticide Properties DataBase (PPDB)*. Base de données constituée par le Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, et financée par des sources nationales du R.-U. et des projets financés par l'UE, 2006-2013.

Santé Canada. 2008. *Rapport concernant les ventes de produits antiparasitaires en 2007 et 2008*. Ottawa (Ontario, Canada), Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada.

Santé Canada. 2010. *Rapport sur les ventes de produits antiparasitaires en 2010*. Ottawa (Ontario, Canada), Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada.

Santé Canada. 2014. *Request for glyphosate information*. Courriel à l'auteur, reçu le 7 octobre 2014.

Statistique Canada. 2013. *L'Enquête sur la gestion agroenvironnementale* 2011. Internet : http://www.statcan.gc.ca/pub/21-023-x/21-023-x2013001-fra.htm.

Suarez, L.A., 2005. *PRZM-3: A model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones: User's manual for release 3.12.2*. EPA/600/R-05/111. Athens, GA, United States: U.S. Environmental Protection Agency, National Exposure Research Laboratory, Ecosystems Research Division. Consulté en avril 2012 à http://www.epa.gov/athens/publications/reports/Suarez600R05111PRZM3.pdf.

Union européenne, 1998. *Directive 98/83/CE du Conseil relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine*, JO L 330 : 5.12.1998, 32-54

Qualité de l'air et émissions de gaz à effet de serre

Sommaire

Les émissions atmosphériques de **gaz à effet de serre**[1], d'**ammoniac** et de **particules** qui découlent des activités agricoles ont un effet sur la qualité de l'air et contribuent à changer le climat.

Les gaz à effet de serre (GES) jouent un rôle essentiel dans l'atmosphère, où ils piègent l'énergie de rayonnement et maintiennent une température qui est favorable à la vie sur Terre. Cependant, les émissions de GES provenant des activités humaines, dont l'agriculture, ont élevé les concentrations atmosphériques plus haut qu'elles ne l'ont jamais été depuis 800 000 ans, au point où elles vont vraisemblablement entraîner des variations climatiques imprévisibles (GIEC, 2013). Les principaux GES émis par les activités agricoles sont l'**oxyde nitreux (N_2O)** et le **méthane (CH_4)**. Le **dioxyde de carbone (CO_2)** est émis par les sols ou absorbé et **séquestré** par eux (piégeage du **carbone** dans le sol).

L'ammoniac (NH_3), résidu naturel du métabolisme des animaux et des microorganismes, est un gaz incolore qui, en trop grande quantité, nuit aux animaux et aux plantes. Il est présent dans les paysages naturels et aménagés, et l'agriculture est à l'origine d'environ 85 % de toutes les émissions anthropiques dans l'atmosphère. L'ammoniac réagit avec d'autres polluants pour produire des particules secondaires qui participent au **smog** et à l'**eutrophisation** des écosystèmes aquatiques sensibles. Les émissions de NH_3 provenant de l'agriculture sont en augmentation, en raison de l'emploi accru d'**engrais** contenant de l'**azote**.

Les particules en suspension réduisent la visibilité et peuvent altérer le climat en diminuant la quantité d'énergie solaire qui atteint la Terre. Elles contribuent à l'appauvrissement de l'**ozone** stratosphérique et à la formation du smog et des pluies acides. L'inhalation de particules, en particulier de particules fines, a des effets nocifs sur la santé. Les particules émises par l'agriculture englobent la poussière du sol et des matières animales ou végétales, des bactéries et des gouttelettes ou particules de produits chimiques agricoles.

Afin de quantifier ces émissions et d'en évaluer l'état et les tendances en fonction de l'évolution des pratiques de gestion agricole, trois indicateurs agroenvironnementaux ont été élaborés :

- L'indicateur du bilan des gaz à effet de serre d'origine agricole (chapitre 15), qui fournit une estimation des émissions nettes à la ferme d'oxyde nitreux (N_2O), de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2).
- L'indicateur des émissions d'ammoniac d'origine agricole (chapitre 16), qui donne une estimation des émissions de NH_3 provenant de l'agriculture.
- L'indicateur des émissions de particules (chapitre 17), qui conne une estimation de l'apport de particules primaires en suspension dans l'air par les activités agricoles.

Ces indicateurs ont donné des résultats mitigés quant au poids de l'agriculture dans les problèmes de qualité de l'air.

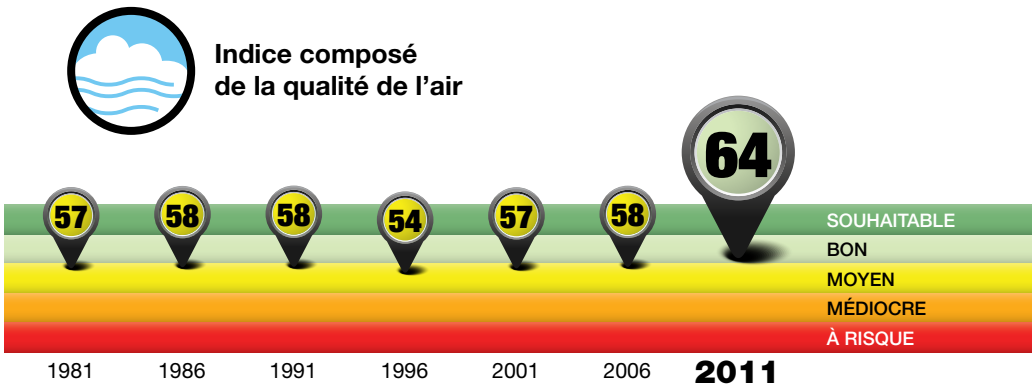
- **Gaz à effet de serre d'origine agricole**. Entre 1981 et 2011, les émissions nettes (émissions moins absorptions par le sol) de GES d'origine agricole ont diminué (d'environ 10 %). Cette diminution est surtout attribuable à l'évolution des émissions de CO_2 imputables aux sols agricoles, lesquels sont passés d'une petite source de carbone en 1981 à un **puits** en 2011. Le rôle de puits de CO_2 joué par les sols agricoles est manifeste dans les provinces des Prairies, en raison de l'adoption généralisée de **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)** comme le **travail réduit du sol**, la réduction des mises en **jachère** et, dans une moindre mesure, l'abandon de cultures annuelles au profit de cultures vivaces. Les émissions de N_2O ont gagné 31 % et celles de CH_4, 2 %, au cours de la période. Les émissions de CH_4 d'origine agricole ont augmenté surtout en raison de la croissance des populations d'animaux d'élevage jusqu'en 2006. Elles ont diminué légèrement ensuite. Les émissions de N_2O d'origine agricole ont augmenté principalement parce que l'emploi d'engrais azotés a doublé et que les populations d'animaux d'élevage se sont agrandies jusqu'en 2006. Les émissions de N_2O provenant du fumier ont diminué depuis, mais l'emploi accru d'engrais synthétique a plus que compensé cette baisse, ce qui s'est soldé par une hausse globale des émissions de N_2O depuis 2006. Cela dit, les augmentations de N_2O et de CH_4 ont été largement compensées par la séquestration du carbone, ce qui fait que l'indicateur s'est amélioré.

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

- **Ammoniac**. L'indicateur de l'ammoniac s'est amélioré, les émissions retombant au niveau de 1996. Les émissions de NH_3 provenant des animaux d'élevage ont représenté 81 % de toutes les émissions de NH_3 d'origine agricole en 1981 et environ 74 % des émissions de 1986 à 2006, avant de baisser de façon marquée en 2011, pour passer à 65 %. Pendant cette période, les émissions provenant des engrais ont augmenté de façon constante en raison du plus grand emploi d'engrais azotés. Les émissions provenant des animaux d'élevage ont reculé de 22 % entre 2006 et 2011, en conséquence directe de la régression des populations de bovins de boucherie au cours de cette période.
- **Particules**. Depuis 1981, il y a eu une amélioration remarquable en ce qui concerne les émissions de particules dans l'ensemble du Canada, le total des particules en suspension ayant reculé de 63 %. Cette amélioration à l'échelle du pays s'explique surtout par l'adoption généralisée du travail réduit du sol et de la culture **sans travail du sol**, ainsi que par la diminution des jachères au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta.

Indice composé de la qualité de l'air

De 1981 à 2011, la tendance de la qualité de l'air s'est améliorée partout au Canada, comme le montre l'indice composé ci-dessous.



Cet indice de performance composé est une moyenne pondérée des indices de performance présentés pour chacun des indicateurs de qualité de l'air traités dans les trois chapitres qui suivent[2]. Il s'agit d'un aperçu statistique très généralisé de tous les résultats obtenus pour les indicateurs des gaz à effet de serre, de l'ammoniac et des particules, tant en ce qui a trait à la situation actuelle qu'à l'évolution dans le temps. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2 « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

2 Tous les indicateurs nationaux « de base », y compris les gaz à effet de serre d'origine agricole, l'ammoniac et les particules, ont une valeur pondérée de 1.

15 Gaz à effet de serre d'origine agricole

Auteurs :
D.E. Worth, R.L. Desjardins, D. MacDonald, D. Cerkowniak, B.G. McConkey, J.A. Dyer et X.P.C Vergé

Nom de l'indicateur :
Indicateur du bilan des gaz à effet de serre d'origine agricole

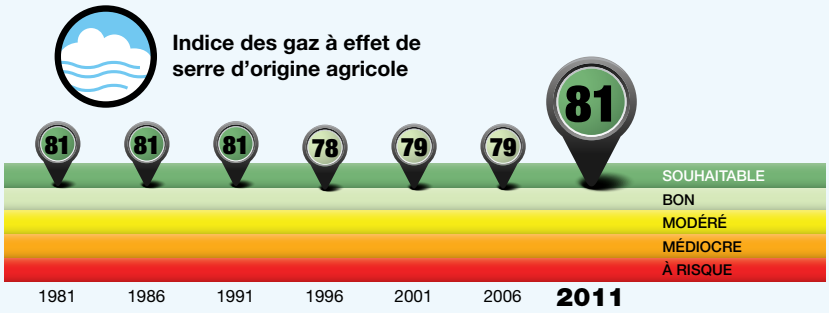
Portée:
Échelle nationale, de 1981 à 2011

Sommaire

Les émissions de **gaz à effet de serre** (**GES**) d'origine **anthropique**[1] et les accumulations de GES dans l'atmosphère ont été reliées de manière concluante au réchauffement planétaire et aux changements climatiques. De 1880 à 2012, la température moyenne à la surface de la Terre a augmenté de 0,85 °C, principalement en raison de la hausse des concentrations atmosphériques de GES (GIEC, 2013). L'agriculture joue un double rôle en

Indice des gaz à effet de serre d'origine agricole – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un instantané statistique d'un ensemble de variables utilisé pour illustrer une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur unique aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si l'indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, l'état de l'environnement en 2011 du point de vue des émissions de gaz à effet de serre résultant d'activités agricoles au Canada était « souhaitable ». L'indice révèle une tendance relativement constante depuis 1981, les émissions provenant de l'augmentation de la production étant largement compensées par la plus grande efficacité de production et par l'amélioration du stockage du carbone dans les sols découlant de la réduction du travail du sol. Plus récemment (depuis 2006), l a diminution de la production bovine a entraîné une diminution des émissions de méthane (CH_4), ce qui a fait légèrement avancer l'indice, qui est passé de 79 à 81, retrouvant a valeur qu'il avait en 1981.

L'indice groupe et généralise les tendances. En particulier, il ne reflète pas les réductions d'émissions importantes qui se sont produites au sein des catégories d'émissions les plus faibles et les plus fortes, et qui ont entraîné une diminution des émissions annuelles de gaz à effet de serre de près de 5 Mt éq. CO_2, soit environ 10 % depuis 1981. D'autres constats plus précis, comme les variations et les interprétations régionales, sont exposés plus en détail dans la section « Résultats et interprétation » du présent chapitre. On trouvera davantage de renseignements sur le calcul des indices de performance au chapitre 2, « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

ce qui concerne les changements climatiques puisqu'elle est à la fois une source et un **puits** des émissions de GES. Même si les activités agricoles émettent inévitablement des GES, lesquels contribuent au réchauffement du climat, les sols agricoles peuvent séquestrer ou stocker le **carbone**, compensant ainsi la contribution globale du secteur. Qui plus est, l'agriculture a besoin d'un climat stable pour assurer des rendements prévisibles et la rentabilité des exploitations. L'indicateur du bilan des gaz à effet de serre d'origine agricole (ou indicateur des gaz à effet de serre) évalue l'état et la tendance des émissions de gaz à effet de serre découlant des activités agricoles au Canada.

Les principaux GES émis par l'agriculture sont l'**oxyde nitreux (N_2O)**, le **méthane (CH_4)** et le **dioxyde de carbone (CO_2)**, ce dernier étant émis et aussi soustrait (**séquestré**) par les activités agricoles. L'indicateur des gaz à effet de serre est utilisé pour assurer le suivi des émissions combinées de N_2O, de CH_4 et de CO_2 produites par les activités agricoles au Canada entre 1981 et 2011. Puisque le N_2O, le CH_4 et le CO_2 n'ont pas le même **potentiel de réchauffement planétaire** par molécule, il est de pratique reconnue d'indiquer leurs effets combinés en **équivalent dioxyde de carbone** (éq. CO_2).

En 2011, les émissions nettes de GES (c.-à-d. les émissions moins les absorptions) produites par les activités agricoles canadiennes, à l'exclusion de l'utilisation des **combustibles fossiles**, ont atteint 42,0 millions de tonnes équivalent CO_2 (Mt éq. CO_2), ce qui équivaut à environ 6 % des émissions globales de GES du Canada[2]. Même si les émissions nettes de GES d'origine agricole ont diminué entre 1981 et 2011 (d'environ 10 %), les émissions de N_2O et de CH_4 se sont accrues respectivement de 31 % et de 2 %. La baisse des émissions nettes durant cette période provient surtout des sols agricoles, qui, de source mineure d'émissions de CO_2 (environ 1,2 Mt éq. CO_2) en 1981, sont devenus un puits de carbone (environ moins 11,9 Mt éq. CO_2) en 2011[3]. Les sols agricoles, particulièrement ceux des provinces des Prairies, sont maintenant un important puits de CO_2 en raison de l'adoption généralisée de **pratiques de gestion bénéfiques** (PGB), telles que la réduction de l'intensité du travail du sol, la diminution du recours à la **jachère** et, dans une moindre mesure, l'abandon de cultures annuelles au profit de cultures pérennes.

Entre 1981 et 2011, les émissions de N_2O d'origine agricole ont augmenté principalement parce que l'utilisation des **engrais** contenant de l'**azote** a doublé et que les populations d'animaux d'élevage ont grossi. Les émissions de CH_4 d'origine agricole ont crû surtout en raison de l'expansion des populations d'animaux d'élevage. Les émissions de CH_4 ont culminé en 2006 et ne cessent de diminuer depuis. Les conditions économiques difficiles qu'ont connues les éleveurs canadiens au cours des dernières années ont entraîné, depuis 2006, un recul des populations de nombreux types d'animaux d'élevage et une diminution connexe des émissions de CH_4 d'origine agricole. Même si les émissions de N_2O provenant des fumiers ont diminué pendant la même période, l'augmentation de l'utilisation des engrais synthétiques a plus que compensé cette baisse, donnant lieu à une augmentation globale des émissions de N_2O depuis 2006.

Enjeu : pourquoi est-il important?

Les gaz à effet de serre jouent un rôle essentiel dans l'atmosphère en captant le rayonnement et en maintenant la Terre à une température favorable à la vie. Même si ces gaz sont essentiels pour la planète, les émissions actuelles de GES ne sont pas souhaitables, car l'augmentation qui en découle entraînera probablement des changements climatiques importants. Les émissions anthropiques de dioxyde de carbone, de méthane et d'oxyde nitreux ont fait en sorte que les concentrations atmosphériques mondiales ont atteint des niveaux sans précédent depuis 800 000 ans (GIEC, 2013).

Les activités agricoles ont une incidence sur les émissions nettes de GES provenant d'un éventail de sources et de puits agricoles (figure 15-1). Les émissions directes de N_2O proviennent des engrais organiques et **inorganiques** épandus dans les champs, de la **décomposition** des **résidus de culture**, de l'entreposage du fumier et de la culture des sols organiques. Les émissions indirectes de N_2O surviennent lorsque de l'azote (N) est transporté hors site par des processus tels que la **volatilisation** (perte de N dans l'air sous forme gazeuse) et les dépôts subséquents d'**ammoniac** ainsi que le **lessivage** et le **ruissellement** de l'azote (N dissous dans l'eau). Le méthane est émis par la **fermentation entérique**, qui est le processus de digestion des aliments chez les ruminants, ainsi que par décomposition **anaérobie** du fumier entreposé. Lorsque les aliments sont consommés

---

2 Ce chiffre net inclut l'échange de CO_2 du sol, processus par lequel les sols agricoles absorbent le CO_2 et viennent ainsi compenser les émissions totales. Lorsque l'échange de CO_2 du sol est indiqué séparément, comme c'est le cas dans le Rapport d'inventaire national 1990-2012 (Environnement Canada, 2014), le secteur agricole compte pour 8 % des émissions nationales de GES. De petites différences quant aux estimations des émissions de GES existent entre le Rapport d'inventaire national 1990-2012 et le présent rapport en raison des mises à jour apportées à la méthodologie et aux données d'entrée ainsi que de la détection et de la correction d'erreurs.

3 Le puits de -11,9 Mt de CO_2 estimé en 2011 correspond strictement à la quantité de carbone séquestrée dans le sol. Ce chiffre n'inclut pas les variations dans les stocks de carbone (pertes) attribuables aux changements dans la biomasse vivante et la matière organique morte découlant de la conversion de terres forestières en terres cultivées. Lorsque ces autres changements sont inclus et que les émissions de N_2O et de CH4 sont prises en compte, le puits net pour 2011 est d'environ -5 Mt éq. CO_2 (Environnement Canada, 2014).

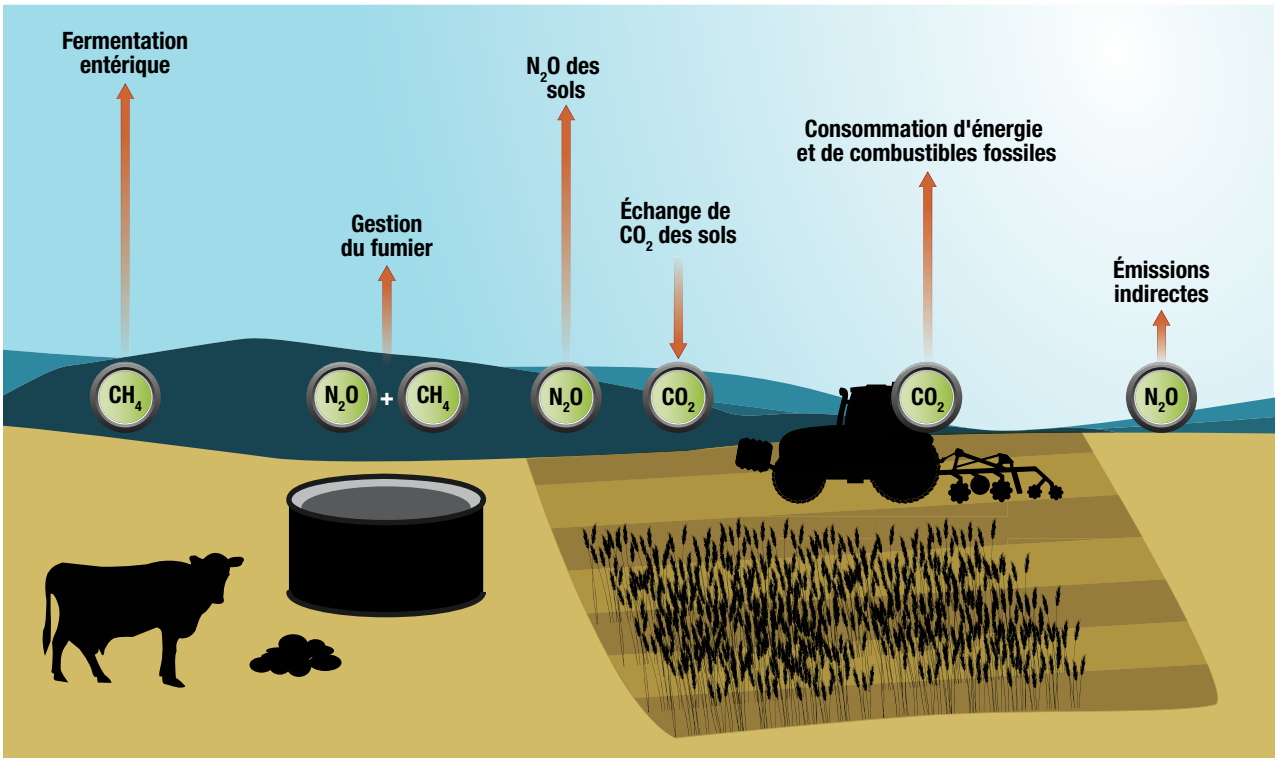


Figure 15-1 : Émissions de GES d'origine agricole au Canada en 2011. La longueur des flèches est proportionnelle à l'ampleur des émissions; les flèches orientées vers le haut indiquent une source et celles orientées vers le bas, un puits.

par les animaux d'élevage, particulièrement les ruminants, des microorganismes présents de façon naturelle dans leur système digestif décomposent les matières cellulosiques. Pendant ce processus, une partie des aliments est transformée en CH_4, qui est rejeté dans l'atmosphère lorsque les animaux éructent. De la même façon, la décomposition microbienne du fumier dans des conditions anaérobies entraîne des émissions de CH_4. Le brûlage des résidus agricoles pour limiter l'accumulation excessive de paille, qui est maintenant une pratique rare au Canada, produit des émissions de N_2O et de CH_4. Des émissions de dioxyde de carbone proviennent également du brûlage, mais elles ne sont pas incluses dans l'estimation, parce qu'elles retournent à l'atmosphère du carbone récemment extrait par **photosynthèse** et, par conséquent, ne représentent pas un ajout net.

Les sols agricoles peuvent être une source nette ou un puits de CO_2. L'effet net est la différence entre l'absorption de CO_2 de l'atmosphère par les cultures (et le stockage subséquent dans le sol sous la forme de résidus de culture et de **matière organique du sol**) et son émission dans l'atmosphère par la décomposition des résidus de récolte et de la matière organique du sol. Les pratiques qui favorisent la séquestration du carbone dans les sols ont tendance à limiter la perturbation du sol et à ralentir la décomposition. Ces pratiques comprennent la diminution de l'intensité du travail du sol, la réduction du recours aux jachères et la conversion des cultures annuelles en cultures pérennes. Pour des explications plus détaillées sur les processus d'échange de carbone dans le sol, voir le chapitre 9, « Matière organique du sol ».

Le dioxyde de carbone est émis pendant la combustion des combustibles fossiles, par la machinerie agricole et pendant la fabrication d'engrais et de machinerie agricole. Comme ces émissions de CO_2 sont d'ordinaire déclarées par les secteurs des transports et de la fabrication, elles ne sont pas incluses dans les calculs de l'indicateur des gaz à effet de serre. Toutefois, puisque les émissions découlent directement de décisions qui sont prises à la ferme, il est important d'évaluer leur ampleur et leur évolution au fil du temps en réponse aux pratiques de gestion. Ainsi, ces émissions ont été estimées, mais sont exclues des estimations des émissions nettes de GES d'origine agricole. (Voir l'encadré suivant sur les émissions de GES découlant de la consommation d'énergie et de combustibles fossiles.)

Émissions de CO_2 découlant de la consommation d'énergie et de combustibles fossiles en agriculture

Les émissions de GES excluent en général les émissions de CO_2 associées à la consommation des combustibles fossiles et de l'énergie. Conformément aux normes internationales en matière de rapports, ces émissions sont d'ordinaire déclarées par les secteurs de l'énergie et des transports plutôt que par le secteur agricole. Toutefois, puisque les émissions sont reliées directement à des décisions prises à la ferme, elles sont présentées ici afin d'étoffer le contexte.

L'estimation des émissions de GES d'origine agricole engendrées par la consommation d'énergie et de divers combustibles fossiles a été faite à l'aide de données d'entrées provenant du **Recensement de l'agriculture** du Canada et qui ont été intégrées dans un modèle sur l'énergie à la ferme. On recense six grandes sources d'émissions découlant de cette consommation en agriculture :

- travaux dans les champs (labour, semis, pulvérisation, récolte)
- transport agricole
- chauffage
- électricité
- fabrication de machinerie
- production agrochimique (p. ex., la fabrication d'engrais)

La figure 15-2 montre les émissions associées au brûlage des combustibles fossiles et à l'approvisionnement en énergie dans le secteur agricole canadien. Ces émissions sont dominées par trois sources, à savoir la fabrication de produits chimiques, les travaux dans les champs et la fabrication de machinerie, qui représentent respectivement 37 %, 26 % et 18 % du total. Depuis 1981, on a observé une augmentation de 22 % (de 15,9 à 19,4 Mt CO_2) des émissions de CO_2 découlant de la consommation d'énergie et de combustibles fossiles; toutefois, l'augmentation provient exclusivement de la production d'intrants chimiques. Alors que d'autres sources d'émissions attribuables à l'énergie d'origine fossile n'ont changé que de quelques points de pourcentage, les émissions découlant de la production agrochimique se sont accrues de plus de 100 % depuis 1981. Cela vient de l'augmentation importante de l'utilisation des engrais azotés fabriqués au moyen d'une variante du procédé Haber-Bosch, qui exige des températures et des pressions élevées, consomme du gaz naturel comme matière première et libère du CO_2 en tant que sous-produit.

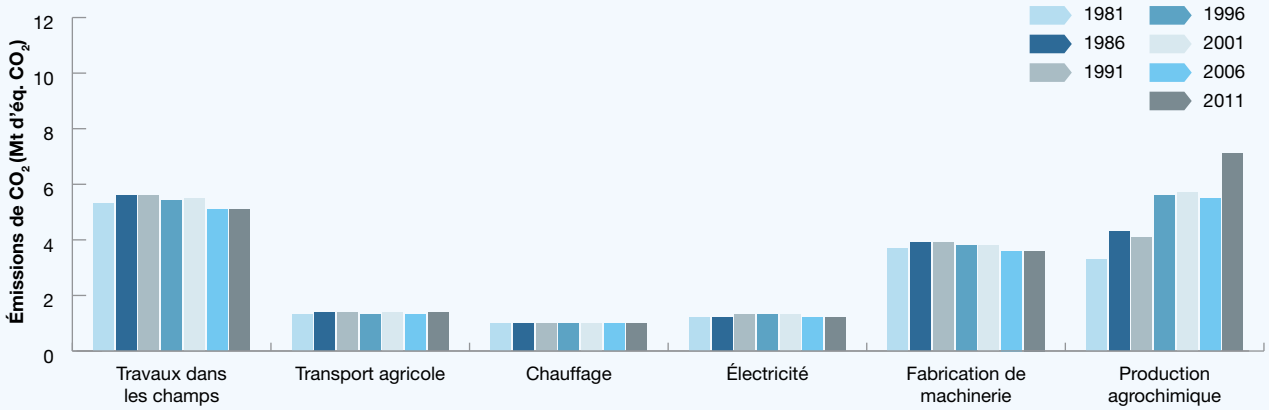


Figure 15-2 : Émissions de CO_2 découlant de la consommation d'énergie et de combustibles fossiles dans le secteur agricole canadien, de 1981 à 2011

Plusieurs raisons expliquent pourquoi l'élaboration d'une méthodologie nationale de déclaration des émissions de GES d'origine agricole est importante pour le Canada et les Canadiens. La première raison concerne le lien entre les émissions de GES et le climat. Les émissions anthropiques de GES ont été reliées de manière concluante aux changements climatiques mondiaux, et leur maintien risque d'amplifier le problème pour les générations futures. Par conséquent, les efforts consentis pour diminuer les émissions nettes contribueront à atténuer les impacts sur les changements climatiques. Le secteur de l'agriculture peut travailler à l'atteinte de cet objectif en réduisant l'intensité des émissions qui proviennent des produits agricoles, par la séquestration du carbone dans les sols agricoles et par la production de la bioénergie tirée des sous-produits agricoles.

La deuxième raison est que les émissions de gaz à effet de serre peuvent être indicatrices de pertes d'**éléments nutritifs** dans les systèmes agricoles et peuvent, de ce fait, être considérées comme une mesure de l'inefficacité des systèmes et, par conséquent, révéler des pertes économiques pour les producteurs. Ainsi, les émissions de N_2O découlant des applications d'engrais ne contribuent pas à la croissance des cultures, et les aliments qui sont transformés en CH_4 représentent une perte d'énergie pour les animaux. Les pratiques de gestion à la ferme qui améliorent la productivité et l'efficacité de l'utilisation des éléments nutritifs peuvent également réduire l'intensité des émissions de GES et améliorer la rentabilité des exploitations. Cependant, le coût total de la mise en œuvre de telles pratiques doit être pris en considération, car il se peut que les réductions des émissions de GES et les économies qui s'y rattachent pour les producteurs puissent ne compenser l'investissement que partiellement.

La troisième raison concernant l'importance de la déclaration des émissions de GES d'origine agricole se rapporte à la commercialisation et aux marchés. On observe un intérêt grandissant pour l'approvisionnement durable chez les détaillants et les chaînes d'approvisionnement agricoles qui peuvent notamment exiger des rapports sur les émissions de GES ou le respect des normes en cette matière. Certains pays et certaines multinationales considèrent que la réduction des émissions de GES est un but souhaitable et élaborent des politiques favorisant les produits et les services qui réduisent les émissions par unité de production. Ainsi, en 2012, le Canada a exporté environ 30 000 tonnes d'huile de canola (une valeur de plus de 34 millions $) vers l'Union européenne pour la production de **biocombustibles** destinés aux transports. Les informations de l'indicateur des gaz à effet de serre ont été utilisées pour démontrer que le canola canadien faisait plus que respecter le seuil en matière d'émissions de GES pour la matière première établi par la Directive sur les énergies renouvelables de l'Union européenne, ce qui a permis aux producteurs de canola canadiens d'accéder au marché européen. Ce concept est exploré plus en détail dans le chapitre 18, « Intensité des émissions de gaz à effet de serre attribuables aux produits agricoles ».

Indicateur

L'indicateur des gaz à effet de serre estime les émissions nettes (émissions moins absorptions) des trois principaux GES produits par l'agriculture, à savoir le CO_2, le CH_4 et le N_2O. Les normes internationales du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) exigent que les émissions soient déclarées en équivalent dioxyde de carbone (éq. CO_2) d'après le potentiel de réchauffement planétaire (PRP) de chaque gaz. Le PRP tient compte de la capacité intrinsèque de chaque gaz à capter le rayonnement et de sa durée de vie dans l'atmosphère. Les valeurs du PRP utilisées dans le Deuxième rapport d'évaluation du GIEC (1996) sont les suivantes : un kilogramme de N_2O a 310 fois l'impact de réchauffement d'un kilogramme de CO_2, tandis qu'un kilogramme de CH_4 a 21 fois l'impact d'un kilogramme de CO_2. Pour calculer l'équivalent CO_2, il faut multiplier la masse de N_2O par un facteur de 310, celle de CH_4 par 21 et celle de CO_2 par 1[4].

Les émissions de N_2O et de CH_4 d'origine agricole sont estimées selon une approche reconnue à l'échelle mondiale et recommandée par le GIEC. On a élaboré une méthodologie de niveau II du GIEC propre au Canada en adaptant la méthodologie du cadre du GIEC aux conditions canadiennes, notamment les caractéristiques climatiques, les pratiques de gestion des cultures et les techniques d'élevage qui sont particulières à notre pays (Rochette et coll., 2008). La mise en œuvre de la méthodologie de niveau II du GIEC canadienne comporte trois étapes principales, à savoir :

1. la collecte de données d'entrée de base sur le climat, la production agricole et les systèmes de production agricole du Canada, y compris le ratio précipitation/**évapotranspiration** potentielle, la superficie consacrée aux principaux types de cultures, le taux d'application d'engrais azotés pour chaque type de culture, la population de chaque type d'espèces animales et les apports alimentaires par type d'animal;

4 Ces valeurs ont été révisées depuis, dans le Quatrième rapport d'évaluation du GIEC (2007), mais l'indicateur des gaz à effet de serre d'origine agricole est calculé à l'aide des valeurs établies dans le Deuxième rapport d'évaluation pour la déclaration des inventaires en vertu de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC); les valeurs du Deuxième rapport d'évaluation sont donc utilisées dans le Rapport d'inventaire national du Canada produit par Environnement Canada. Il est probable que les calculs futurs utilisent les nouvelles valeurs, ce qui pourrait changer l'ampleur des émissions déclarées, mais non les tendances affichées par les émissions.

2. l'estimation de variables provisoires telles que la quantité d'azote présente dans les résidus de culture et l'apport d'énergie brute chez les bovins ainsi que le calcul du **facteur d'émission** annuel pour un kilo d'azote (pour les émissions de N_2O) ou un animal (pour les émissions de CH_4). Les facteurs liés aux émissions varient selon les pratiques de gestion qui changent au fil du temps, de sorte qu'une nouvelle série de facteurs d'émission est requise pour chaque année où des émissions sont calculées, afin que l'on puisse tenir compte des pratiques et des connaissances actuelles. En tout, 449 facteurs d'émission uniques sont estimés chaque année pour les émissions de N_2O associées à des régions particulières du pays. Les facteurs d'émission individuels pour le CH_4 provenant de la fermentation entérique et de la gestion du fumier ont été élaborés pour 52 catégories animales;
3. le calcul des émissions de GES en multipliant la quantité d'azote (pour les émissions de N_2O) et la population animale (pour les émissions de CH_4) par le facteur d'émission approprié, puis en additionnant les émissions résultantes pour obtenir des valeurs aux échelles provinciale et nationale.

Même si la méthodologie servant à estimer les émissions de CO_2 en provenance des **terres cultivées** utilise les trois mêmes étapes de base que la méthode pour calculer les émissions de N_2O et de CH_4, elle diffère en ce sens que des modèles informatiques complexes sont employés pour élaborer les facteurs d'émission (Smith et coll., 2001; Smith et coll., 2012). Ces modèles estiment le taux de changement de la teneur en carbone des sols en fonction du climat local, du type de sol et des propriétés du sol et tiennent compte des pratiques de gestion des terres qui peuvent provoquer un changement des concentrations de carbone dans les sols. Ces pratiques comprennent la fréquence des jachères et l'intensité du travail du sol ainsi que le passage des cultures annuelles aux cultures pérennes. Les taux de changement sont estimés pour plus de 3 000 régions géographiques au Canada. Pour en savoir davantage sur le calcul du changement des concentrations de carbone dans les sols, voir le chapitre 9, « Matière organique du sol ».

Limites

Au Canada, plus de 60 millions d'hectares (ha) de terre sont utilisés à des fins agricoles et permettent l'obtention de nombreux produits animaux et végétaux. Ces produits proviennent de fermes dont la taille va de quelques hectares à plusieurs milliers d'hectares, chacune ayant sa propre combinaison de pratiques de gestion. Qui plus est, les conditions de sol et de climat varient grandement selon l'emplacement. En raison du vaste éventail de produits végétaux et animaux, de la diversité des pratiques de gestion et de la variabilité des conditions de sol et du climat, il pourrait être difficile d'estimer les émissions de GES d'origine agricole dans tout le Canada sans effectuer certaines généralisations pour simplifier les calculs. Ainsi, lorsqu'on utilise l'information à l'échelle des **polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC)** en tant que donnée d'entrée pour la modélisation, le type de sol, les caractéristiques du sol et les conditions climatiques sont présumés uniformes dans chaque parcelle, et on suppose que tous les animaux dans une catégorie animale donnée pour une province donnée ont le même régime alimentaire, le même poids et les mêmes caractéristiques de croissance. Ces hypothèses et de nombreuses autres utilisées dans les calculs sont des sources d'incertitude qui ont une incidence sur les estimations des émissions.

Les mesures au champ requises pour calculer les facteurs d'émission propres au Canada constituent une autre source d'incertitude. Les mesures au champ sont d'ordinaire limitées à un endroit et à un moment très particuliers; toutefois, lorsque l'on calcule l'indicateur des gaz à effet de serre, ces mesures sont en général appliquées à une zone géographique beaucoup plus grande et à une période beaucoup plus longue. À l'occasion, il faut utiliser des coefficients ou des facteurs d'émission qui ne sont pas fondés sur des mesures canadiennes, mais plutôt obtenus de recherches effectuées à l'étranger. Cela ajoute de l'incertitude aux estimations en raison de la nature inconnue de leur applicabilité au Canada.

Il convient de noter que même si les modèles utilisés sont robustes, les limites de la compréhension des processus qui régissent les émissions de GES font qu'il est impossible de tenir compte dans les calculs de tous les facteurs qui ont une incidence sur les émissions.

Résultats et interprétation

Au Canada, les émissions nettes d'origine agricole ont diminué d'environ 5 Mt éq. CO_2 (environ 10 %) entre 1981 et 2011 (tableau 15-1 et tableau 15-2). La principale raison de la baisse des émissions nettes de GES d'origine agricole au Canada est la variation de la teneur en carbone dans le sol durant cette période, alors que les sols, qui étaient une source mineure d'émissions (environ 1,1 Mt éq. CO_2) en 1981, sont devenus un puits de carbone (environ -11,9 Mt éq. CO_2) en 2011. Cette réduction des émissions annuelles fait plus que compenser l'augmentation de 31 % des émissions de N_2O d'origine agricole (de 25,8 à 33,7 Mt éq. CO_2) et l'augmentation de 2 % des émissions de CH_4 d'origine agricole (de 19,8 à 20,2 Mt éq. CO_2). Ces constats sont particulièrement apparents dans les provinces des Prairies. La figure 15-3 illustre la tendance pour le N_2O, le CH_4 et le CO_2 dans les sols, pris séparément et ensemble, en tant qu'émissions nettes de GES dans les provinces des Prairies (Alberta, Manitoba et Saskatchewan) entre 1981 et 2011 (les données utilisées pour ce graphique peuvent être consultées au tableau 15-1).

Les tendances relatives aux émissions des trois gaz à effet de serre d'origine agricole sont attribuables à différents facteurs. Par exemple, la hausse de 31 % des émissions

de N_2O d'origine agricole est attribuable principalement à des augmentations de l'utilisation des engrais azotés. L'utilisation des engrais azotés au pays, qui s'établissait à environ 0,94 million de tonnes d'azote en 1981, a plus que doublé, atteignant 2,0 millions de tonnes en 2011 (figure 15-4). L'augmentation de l'utilisation des engrais azotés n'est pas distribuée également dans le pays, celle-ci s'est accrue de plus de 150 % dans l'Ouest canadien, tandis qu'elle ne s'est accrue que de 22 % dans l'est du Canada. Même si l'augmentation spectaculaire de l'utilisation des engrais azotés a fait bondir les rendements des cultures au Canada, les émissions de N_2O dans l'atmosphère ont également augmenté. Deux autres facteurs ont aussi contribué à la tendance à la hausse affichée par les émissions de N_2O d'origine agricole depuis 1981, quoique dans une moindre mesure, à savoir l'augmentation de l'excrétion d'azote du fumier associée à l'accroissement des populations d'animaux d'élevage dans leur ensemble et à l'augmentation générale de la taille des animaux.

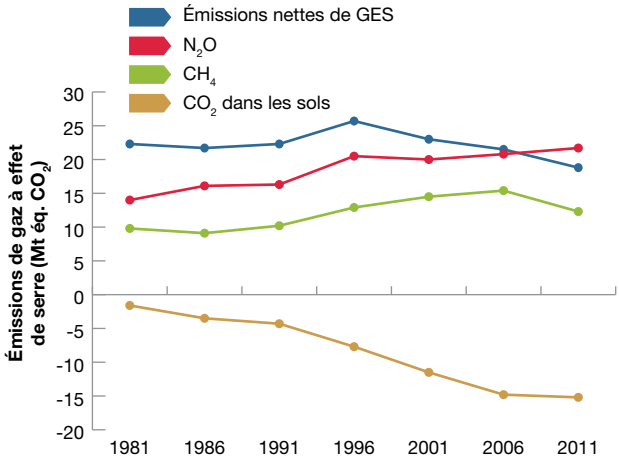


Figure 15-3 : Émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole dans les Prairies (Alberta, Manitoba et Saskatchewan, collectivement) (Mt éq. CO2), de 1981 à 2011

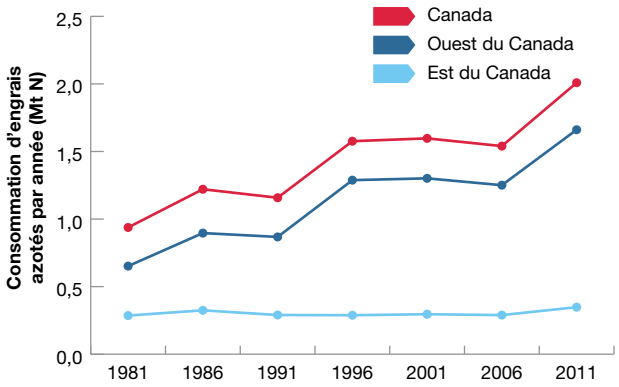


Figure 15-4 : Utilisation des engrais azotés dans l'est et dans l'ouest du Canada, de 1981 à 2011

Par contre, les émissions de CH_4 d'origine agricole au Canada n'ont augmenté que de 2 % entre 1981 et 2011. Pendant la période de 2006 à 2011, les émissions de CH_4 ont diminué considérablement au Canada. Ce changement dans les émissions au fil du temps est avant tout attribuable aux fluctuations de la population totale des animaux d'élevage, les bovins (de boucherie et laitiers) représentant 88 % des émissions totales de CH_4 d'origine agricole (le reste est attribuable au fumier). Entre 1981 et 2011, la population canadienne de bovins laitiers a décru régulièrement, passant d'environ 1,8 million à 1,0 million de têtes (figure 15-5), ce qui est attribuable aux gains de productivité obtenus en matière de production par vache. Ces gains de productivité ont permis à la production laitière totale de demeurer relativement stable au Canada, tout en permettant une réduction de la population totale des bovins laitiers.

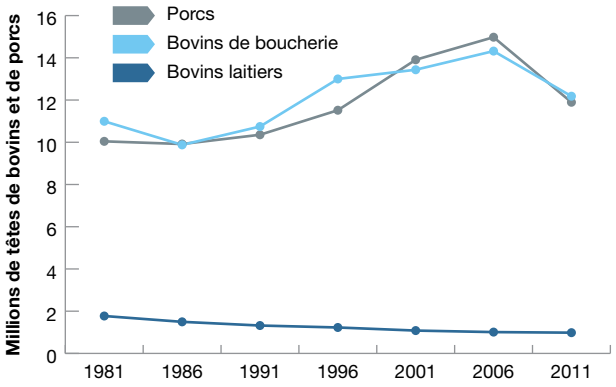


Figure 15-5 : Population de bovins et de porcs au Canada, de 1981 à 2011

La population de bovins de boucherie au Canada a suivi une tendance différente, affichant une croissance de 1986 à 2006, puis un déclin entre 2006 et 2011. Le recul récent de la population de bovins de boucherie est attribuable à diverses causes, y compris les effets persistants de la crise de **l'encéphalopathie spongiforme bovine (ESB)** survenue en 2003-2004; la forte valeur de la devise canadienne qui a augmenté le coût des exportations vers les États-Unis; les coûts plus élevés des aliments du bétail; la baisse de la consommation de bœuf par personne; l'étiquetage du pays d'origine qui peut décourager les consommateurs d'autres pays à consommer du bœuf canadien. Ces facteurs, entre autres, se sont combinés pour créer un environnement économique difficile pour les producteurs de bovins canadiens et ont fait en sorte que la population de bovins de boucherie a diminué d'environ 2 millions de têtes (environ 14 %). Par ailleurs, notamment en raison de la diminution du nombre de bovins, les émissions de CH_4 d'origine agricole du Canada ont diminué entre 2006 et 2011 et sont présentement de seulement 2 % supérieures à ce qu'elles étaient en 1981. Toutefois, les émissions des bovins par tête se sont accrues avec le temps du fait que les animaux ont maintenant tendance à consommer davantage d'aliments et qu'ils sont plus gros

qu'ils ne l'étaient en 1981. La tendance relative à l'augmentation de la taille des animaux a compensé partiellement la diminution récente de la population de bovins.

Les porcs ne sont pas une source directe d'émissions de CH_4 aussi importante que les bovins du fait qu'ils ne produisent pas d'émissions importantes de CH_4 par fermentation entérique. Cependant, les systèmes de gestion des lisiers prédominent dans l'industrie porcine, et ceux-ci constituent une source majeure d'émissions de CH_4 en raison de la décomposition anaérobie de la matière organique présente dans le lisier stocké. La population de porcs a augmenté de 18 % depuis 1981, mais sa baisse récente a entraîné une réduction des émissions de CH_4 attribuables aux porcs.

Les changements observés dans les pratiques de gestion des terres agricoles constituent le principal facteur de la diminution des émissions de dioxyde de carbone. Les pratiques de gestion des cultures qui limitent la perturbation des sols, comme la réduction du recours à la jachère et de l'intensité du travail du sol, ainsi que l'augmentation des superficies consacrées aux cultures pérennes peuvent favoriser la séquestration du carbone dans les sols. Entre 1981 et 2011, on a observé une augmentation importante des superficies sur lesquelles ces pratiques de gestion des cultures bénéfiques ont été appliquées. Ainsi, même si la superficie totale des fermes au Canada est demeurée constante à environ 60 millions d'hectares, la superficie consacrée à la jachère est passée de 8,7 millions à 2,0 millions d'hectares; la superficie consacrée aux **plantes fourragères vivaces** a pour sa part augmenté, passant de 5,7 millions d'hectares à 6,4 millions d'hectares; la superficie cultivée sans travail du sol a elle aussi grimpé, passant de 0,6 million à 15,2 millions d'hectares. Le passage à des plantes fourragères vivaces et l'adoption du **travail minimal du sol** et de la culture **sans travail du sol** limitent la perturbation du sol en réduisant le recours à la machinerie pour retourner la terre. En conséquence, la décomposition de la matière organique ralentit, et une plus grande quantité de carbone est stockée dans le sol.

Les émissions nettes de GES d'origine agricole par hectare dans les zones agricoles à l'échelle des polygones des PPC pour 2011 sont en général plus faibles dans l'ouest du Canada que dans l'est du pays (figure 15-6). Les données figurant sur cette carte peuvent être consultées au tableau 15-2. Plusieurs raisons expliquent cette différence. Par exemple, dans les provinces des Prairies, les conditions de sol et le climat sont favorables à l'adoption de pratiques de gestion des terres qui favorisent la séquestration du carbone dans le sol. Ainsi, les émissions nettes de GES par hectare ont tendance à être beaucoup moins élevées dans ces régions. Les conditions plus humides dans l'est du Canada sont favorables à la formation de N_2O; le taux d'émission de N_2O y est souvent deux fois plus élevé que dans l'ouest du Canada. Puisque l'eau est moins un facteur limitatif de la croissance des cultures dans l'est du Canada, les cultures à haut rendement comme le maïs, qui ont besoin d'apports plus importants d'azote, y sont produites à grande échelle. Qui plus est, dans l'est, les superficies consacrées à l'agriculture sont moins grandes, une situation qui a entraîné une concentration des activités agricoles et une augmentation des émissions de GES par hectare. Malgré cela, on trouve certaines régions de l'ouest du Canada où les émissions par hectare peuvent être aussi élevées que dans l'est du pays. Ces régions ont tendance à présenter de grandes concentrations de bovins de boucherie ou de porcs.

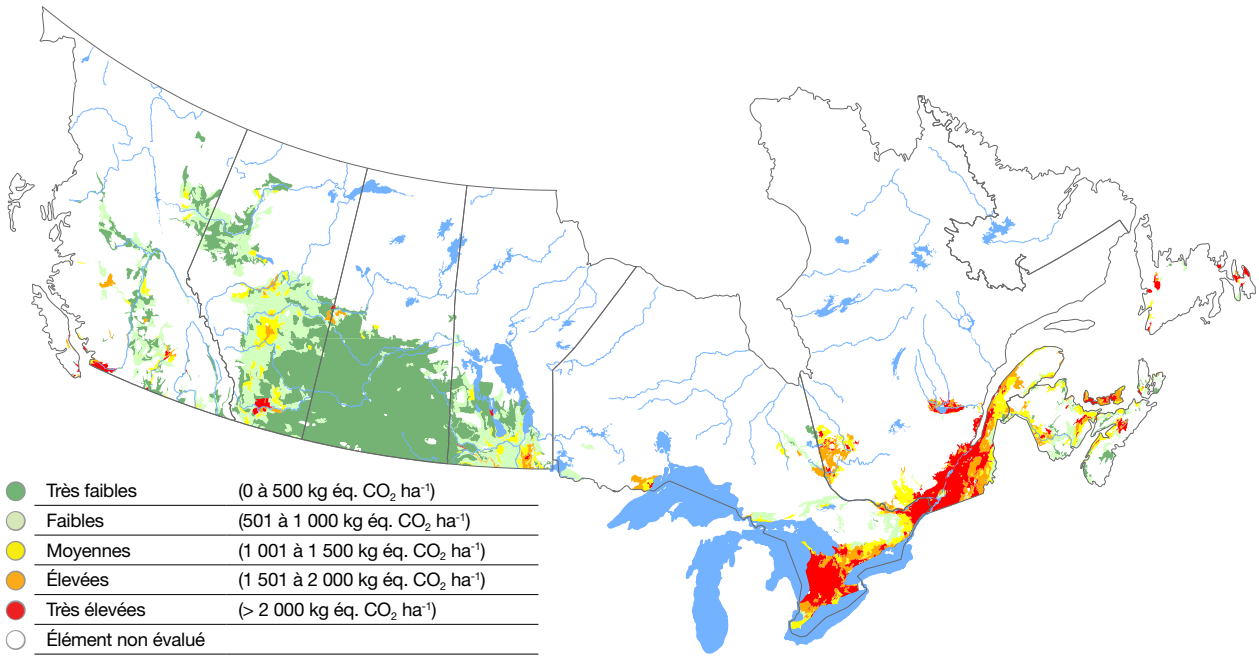


Figure 15-6 : Émissions nettes de GES d'origine agricole par hectare de terre, en 2011 (en kg éq. CO_2 ha^{-1})

Tableau 15-1 : Émissions de GES d'origine agricole au Canada (en Mt éq. CO_2)[5] de 1981 à 2011[6]

	N_2O							CH_4							CO_2 dans le sol							Total						
Province	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
C.-B.	0,9	1,0	0,9	1,0	1,1	1,0	1,0	1,2	1,1	1,2	1,3	1,4	1,4	1,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	2,2	2,1	2,4	2,5	2,3	2,0
Alb.	6,4	6,7	7,2	8,5	8,7	8,8	9,5	5,5	5,3	6,1	7,6	8,7	8,5	6,9	-0,7	-0,8	-1,2	-2,1	-3,3	-4,0	-4,2	11,3	11,1	12,1	13,9	14,1	13,3	12,3
Sask.	4,7	5,9	5,4	7,6	7,0	7,5	8,1	2,7	2,3	2,5	3,3	3,6	4,3	3,4	0,1	-1,6	-1,9	-4,4	-6,9	-9,2	-9,6	7,5	6,6	6,1	6,6	3,7	2,7	1,8
Man.	2,9	3,5	3,7	4,4	4,3	4,5	4,1	1,6	1,5	1,6	2,0	2,2	2,6	2,0	-1,0	-1,1	-1,2	-1,2	-1,3	-1,6	-1,4	3,5	4,0	4,1	5,2	5,2	5,5	4,7
Ont.	6,4	6,3	5,7	5,7	5,5	6,5	6,3	4,7	4,2	4,0	4,2	4,0	3,9	3,3	2,0	1,8	1,7	1,6	1,7	1,5	1,7	13,0	12,3	11,4	11,5	11,1	11,9	11,3
Qué.	3,8	4,0	3,8	3,9	4,0	3,9	4,2	3,4	3,2	3,0	3,2	3,2	3,2	3,0	0,6	0,6	0,8	1,0	1,3	1,3	1,4	7,8	7,8	7,6	8,2	8,5	8,4	8,5
N.-B.	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
N.-É.	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,4
Î.-P.-É.	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	0,6	0,5
T.-N.-L.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Canada	**25,8**	**28,1**	**27,4**	**32,0**	**31,5**	**33,2**	**33,7**	**19,8**	**18,2**	**19,0**	**22,3**	**23,6**	**24,5**	**20,2**	**1,2**	**-0,9**	**-1,5**	**-4,9**	**-8,4**	**-11,8**	**-11,9**	**46,7**	**45,4**	**45,0**	**49,4**	**46,7**	**45,9**	**42,0**

Tableau 15-2 : Pourcentage des terres agricoles dans chaque catégorie d'émission de GES[7] de 1981 à 2011

Catég.	Très faibles < 500 kg éq. CO_2 ha^{-1}							Faibles de 501 à 1 000 kg éq. CO_2 ha^{-1}							Moyennes de 1 001 à 1 500 kg éq. CO_2 ha^{-1}							Élevées de 1 501 à 2 000 kg éq. CO_2 ha^{-1}							Très élevées > 2 000 kg éq. CO_2 ha^{-1}						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	46	48	44	38	33	36	54	41	37	46	48	52	54	35	6	8	3	6	8	3	4	2	2	2	2	3	1	2	5	5	5	5	5	5	5
Alberta	43	53	47	41	41	43	47	51	41	42	40	40	43	42	6	5	10	17	15	11	9	0	0	1	2	3	2	1	0	0	0	1	1	1	1
Saskatchewan	98	96	98	95	98	98	99	2	4	2	4	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Manitoba	52	52	48	25	32	21	48	47	47	50	65	58	68	43	0	1	2	10	9	8	6	0	0	0	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0
Ontario	0	0	0	0	1	0	1	6	7	8	12	13	8	10	12	12	14	10	15	13	17	17	18	22	23	20	25	23	65	63	55	56	51	54	49
Québec	1	1	1	1	0	0	0	5	5	5	5	4	4	4	14	14	16	16	14	14	14	22	24	23	22	25	18	23	58	56	54	57	57	65	59
Nouveau-Brunswick	6	6	6	6	6	2	8	36	29	31	27	18	21	28	47	51	46	36	31	32	49	9	12	13	30	41	43	10	2	1	4	2	4	3	6
Nouvelle-Écosse	18	16	11	17	13	17	26	26	25	30	22	26	29	29	18	22	21	23	23	19	28	26	26	25	21	22	29	7	11	10	13	18	15	6	10
Île-du-Prince-Édouard	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	20	7	8	1	5	0	19	35	39	33	22	28	22	50	46	53	59	77	67	78	31
Terre-Neuve–et–Labrador	27	30	18	17	19	7	14	41	19	29	21	22	22	20	14	18	7	18	21	13	17	3	16	15	16	7	13	9	16	18	32	27	30	45	40
Canada	**59**	**62**	**60**	**54**	**56**	**55**	**61**	**25**	**22**	**23**	**25**	**24**	**25**	**21**	**4**	**4**	**6**	**9**	**8**	**7**	**6**	**3**	**3**	**4**	**4**	**5**	**4**	**4**	**9**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**	**8**

5 Les chiffres ayant été arrondis, leur somme peut ne pas correspondre aux totaux indiqués. Les valeurs négatives représentent l'activité du sol comme puits ou l'absorption de CO_2 de l'atmosphère.

6 Il est à noter que les valeurs pour le CO_2 ainsi que les valeurs des émissions totales (N_2O, CH_4 et CO_2 du sol combinés) sont fondées sur les puits de carbone (en éq. CO_2) dans le sol. Ces chiffres ne tiennent pas compte des changements dans les stocks de carbone (pertes) qui résultent des changements dans la **biomasse** vivante et la matière organique morte, lesquels sont principalement attribuables à la déforestation et à la conversion des terres forestières en terres. La question du carbone dans le sol est exposée plus en détail dans le chapitre 9 « Matière organique du sol ».

7 Les chiffres ayant été arrondis, leur somme peut ne pas correspondre aux totaux indiqués.

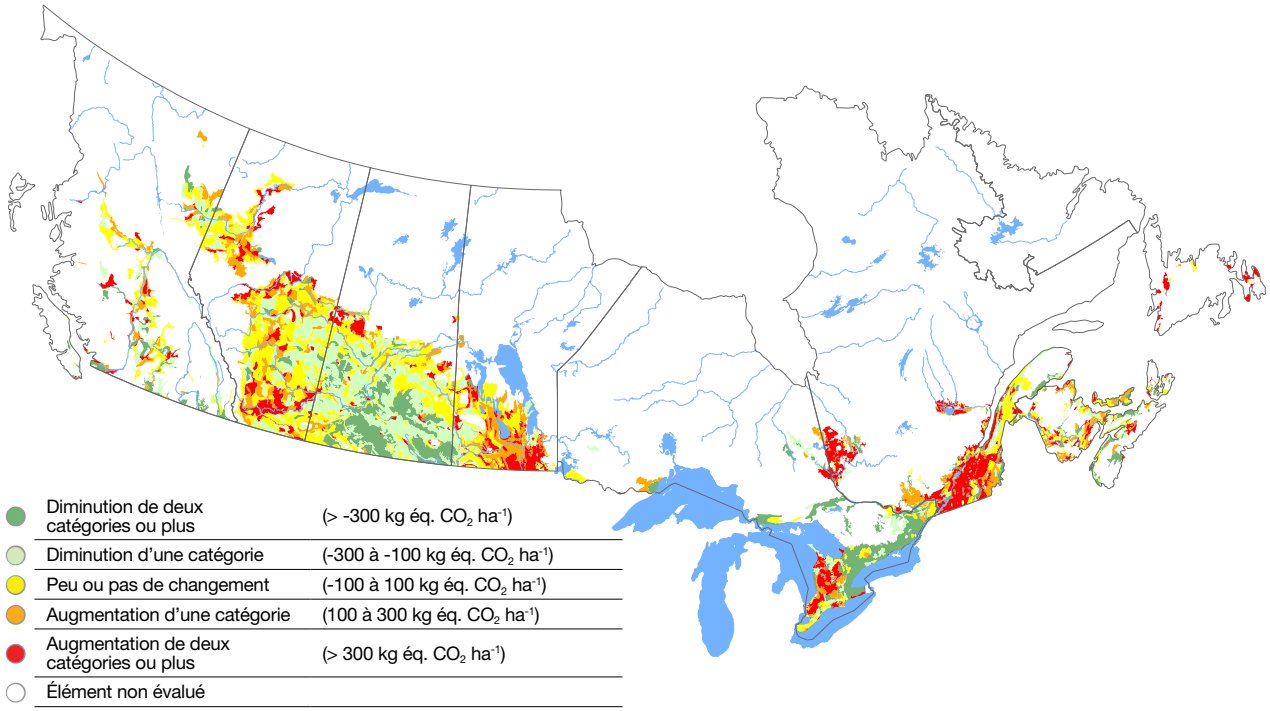


Figure 15-7 : Évolution des émissions nettes de GES d'origine agricole, de 1981 à 2011 (en kg éq. CO_2 ha^{-1})

La figure 15-7 illustre le changement survenu dans les émissions nettes de GES d'origine agricole entre 1981 et 2011, en kilogramme par hectare de superficie agricole à l'échelle des PPS (les données pour cette carte peuvent être consultées au tableau 15-2). Les valeurs négatives indiquent que les émissions nettes ont diminué au cours de la période tandis que les valeurs positives indiquent que les émissions nettes ont augmenté. Dans de grandes zones des provinces des Prairies, soit il n'y a eu aucun changement, soit il y a eu une diminution des émissions nettes de GES, surtout en raison de la séquestration du carbone dans les sols. Toutefois, certaines zones de l'Alberta et du Manitoba ont connu une augmentation de leurs émissions nettes de GES d'origine agricole, notamment en raison de l'expansion des populations animales survenue entre 1981 et 2006 ainsi que de l'augmentation de l'utilisation des engrais azotés entre 1981 et 2011. Dans l'est du Canada, de grandes régions du sud-ouest ontarien, la vallée du Saint-Laurent et la vallée de la rivière Saint-Jean ont affiché une augmentation nette des émissions de GES d'origine agricole en raison de l'expansion des cultures annuelles et d'une augmentation de la superficie des terres consacrées à des cultures ayant des besoins élevés en azote comme le maïs. La diminution des troupeaux laitiers dans ces régions a entraîné une baisse des besoins en plantes fourragères vivaces et une conversion des terres en cultures annuelles, ce qui a fait augmenter les émissions de CO_2 du sol.

Moyens d'action

Le but du secteur agricole canadien est d'assurer un approvisionnement durable en aliments sains et nutritifs tout en maintenant la rentabilité des entreprises agricoles. L'accroissement des populations canadienne et mondiale ainsi que la hausse de la richesse mondiale parallèlement à l'engouement pour des régimes alimentaires riches en protéines devraient occasionner une hausse de la demande pour les produits agricoles canadiens. Un certain niveau d'émissions de N_2O et de CH_4 sera toujours produit par les activités agricoles. Par conséquent, si la production agricole continue de s'accroître à l'avenir, il est fort probable que les émissions de N_2O et de CH_4 du secteur agricole canadien augmentent aussi. Il existe plusieurs moyens pour atténuer les émissions de GES d'origine agricole, y compris les suivants :

- ajout d'huiles comestibles au régime alimentaire des ruminants pour réduire les émissions de CH_4 provenant de la fermentation entérique;
- amélioration de la gestion du fumier afin de réduire les émissions directes et de produire de la bioénergie;
- adoption de techniques d'agriculture de précision pour réduire ou optimiser l'utilisation des engrais azotés;

- augmentation de la production de légumineuses à grains et d'autres légumineuses, lesquelles exigent moins d'engrais azotés en raison de leur capacité à fixer l'azote;
- production de biocombustibles tirés de sous-produits agricoles pour remplacer les combustibles fossiles;
- adoption de pratiques de gestion telles que la diminution du recours à la jachère, la réduction de l'intensité du travail du sol et l'augmentation des superficies consacrées aux cultures pérennes pour accroître le stockage du carbone dans les sols agricoles.

Cependant, l'adoption à plus grande échelle de nombre de ces pratiques est dans une certaine mesure entravée par des facteurs économiques, réglementaires, culturels, technologiques et physiques. Voici quelques exemples :

- L'ajout d'huiles comestibles à l'alimentation des animaux est rarement justifié pour des raisons strictement économiques.
- La production d'énergie verte tirée du fumier est souvent limitée en raison de contraintes technologiques et réglementaires.
- L'ampleur des cultures de légumineuses à graines et de légumineuses est tributaire de la demande, laquelle est en partie fonction de préférences culturelles et alimentaires.
- Le sol a une capacité restreinte à stocker le carbone et, avec le temps, s'approchera de sa capacité de séquestration maximale.

La nécessité d'accroître la production alimentaire pour satisfaire la demande mondiale croissante et les limites des mesures d'atténuation actuelles des émissions de GES d'origine agricole font en sorte que l'atteinte d'un degré de réduction mesurable des émissions nettes de GES d'origine agricole sera vraisemblablement un enjeu important à l'avenir. L'un des principaux points de repère pour le secteur agricole est le changement de l'**intensité des émissions** au fil du temps (voir le chapitre 18, « Intensité des émissions de gaz à effet de serre attribuables aux produits agricoles »). L'intensité des émissions est une mesure de la quantité de gaz à effet de serre émis par unité de produit agricole obtenue, par exemple un litre de lait ou un kilogramme de bœuf. Les producteurs ont la possibilité de continuer à réduire l'intensité de leurs émissions en adoptant des stratégies de gestion de plus en plus efficaces; toutefois, les émissions totales peuvent néanmoins s'accroître en raison de l'augmentation générale de la production.

Références

Environnement Canada. 2014. *Rapport d'inventaire national 1990-2012 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada – La proposition canadienne concernant la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques*. Internet : http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/8108.php.

GIEC.2013. *Résumé à l'intention des décideurs – Changements climatiques 2013 – Les éléments scientifiques : contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*, T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner et coll. (directeurs), Genève, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, É.-U. Cambridge University Press.

GIEC. 2007. *Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*,S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt et coll. (directeurs), Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, É.-U. Cambridge University Press.

GIEC. 1996. *Climate Change 1995: Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenburg et coll. (directeurs), Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, É.-U. Cambridge University Press.

Rochette, P., D. Worth, R.L. Lemke, B.G. McConkey, D.J. Pennock, C. Wagner-Riddle et R.L. Desjardins. 2008. *Estimation of N_2O emissions from agricultural soils in Canada. I - Development of a country specific methodology.* Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 88: 641-654.

Smith, W.N., R.L. Desjardins et B.B. Grant. 2001. *Estimated changes in soil carbon associated with agricultural practices in Canada.* Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 81: 221-227.

Smith, W.N., B.B. Grant, C.A. Campbell, B.G. McConkey, R.L. Desjardins, R. Kroebel et S.S. Malhi.2012. *Crop residue removal effects on soil carbon: Measured and inter-model comparisons*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 161: 27-38.

16 Ammoniac

Auteurs :
S. Sheppard et S. Bittman

Nom de l'indicateur :
Indicateur des émissions d'ammoniac d'origine agricole

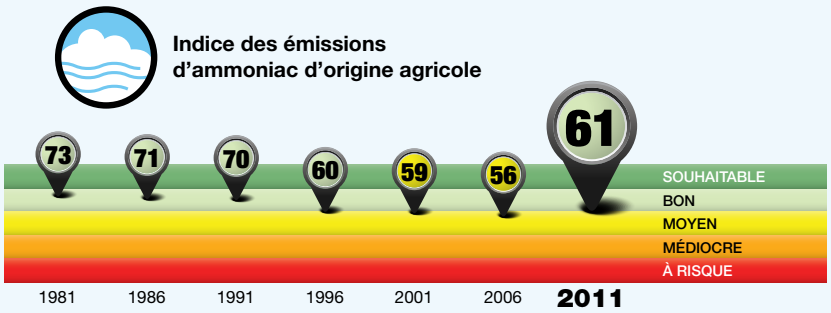
Portée :
Échelle nationale, de 1981 à 2011

Sommaire

L'**ammoniac**[1] (NH_3) est un gaz alcalin, réactif et toxique, composé d'**azote (N)** et d'**hydrogène (H)**, qui peut avoir des impacts négatifs sur l'environnement et la santé humaine. Au Canada, l'agriculture produit environ 85 % des émissions totales de NH_3 d'origine **anthropique** dans l'atmosphère (Ayres et coll., 2010). Les émissions de NH_3 dans l'atmosphère sont particulièrement élevées dans les zones d'élevage intensif, surtout dans le sud du Québec, de l'Ontario et du Manitoba, dans certaines parties de l'Alberta et dans la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique. L'ammoniac est principalement libéré par des processus naturels, comme la décomposition de l'urée excrétée (bovins et porcs) ou de l'acide urique (volailles). Les émissions d'ammoniac proviennent aussi des **engrais** azotés contenant de l'ammonium ou de l'urée. Lorsqu'elles sont présentes en concentrations élevées dans des espaces clos, les émissions de NH_3 d'origine agricole peuvent être toxiques pour les humains et les animaux.

Indice des émissions d'ammoniac d'origine agricole – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un aperçu statistique d'un ensemble de variables utilisé pour illustrer une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur unique aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si cet indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, en 2011, l'état des émissions de NH_3 découlant des activités agricoles au Canada était « Bon ». L'indice indique une tendance à la baisse entre 1981 et 2006, ce qui représente une augmentation des émissions pendant cette période. Depuis 2006, les émissions ont baissé, comme le montre la remontée des valeurs de l'indice, qui ont atteint un niveau supérieur à celles de 1996, en partie en raison de la diminution du nombre de bovins de boucherie durant cette période.

L'indice groupe et généralise les tendances. Les constatations, les variations et les interprétations régionales sont abordées plus en détail dans la partie Résultats et interprétation du présent chapitre. Plus de renseignements sur la façon dont sont calculés les indices se trouvent dans le chapitre 2, « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

L'indicateur des émissions d'ammoniac d'origine agricole a été élaboré pour évaluer les émissions canadiennes de NH_3 d'origine agricole. Il est basé sur des données sur la production, les pratiques de gestion et les **facteurs d'émission** associés aux pratiques agricoles. L'indicateur évalue l'*état* et la *tendance* à grande échelle des émissions canadiennes de NH_3 au niveau des provinces et au niveau du paysage agricole canadien.

En 2011, les émissions nationales d'ammoniac provenant de l'élevage représentaient 65 % des émissions totales de NH_3 d'origine agricole, et les émissions attribuables aux engrais, 35 % des émissions totales. Ces données contrastent avec celles de 1981, où les émissions provenant de l'élevage représentaient 81 % des émissions totales, et celles attribuables aux engrais, 19 %. Depuis 1981, les émissions attribuables aux engrais ont doublé (passant de 63 000 kilotonnes (kt) de N en 1981 à 130 000 kt de N en 2011) en raison de l'augmentation de l'utilisation d'engrais azotés, alors que les émissions attribuables aux animaux d'élevage ont diminué, en particulier depuis 2006. Les émissions reflètent une tendance globale vers une diminution du nombre d'animaux d'élevage et une augmentation des terres cultivées, lesquelles nécessitent davantage d'engrais.

Enjeu : pourquoi est-il important?

L'ammoniac est un **élément nutritif** pour les végétaux ainsi qu'un sous-produit toxique de la digestion des protéines, en particulier les protéines consommées en trop par les animaux d'élevage, qui les excrètent ensuite sous forme d'urée dans l'urine des mammifères et sous forme d'acide urique dans les déjections des volailles. L'ammoniac est aussi libéré par la décomposition des composés azotés organiques dans le fumier et dans les engrais contenant de l'urée et de l'azote ammoniacal. Les émissions d'ammoniac sont inhérentes à la vie végétale et animale, et elles se produisent dans les paysages tant naturels qu'aménagés.

L'ammoniac est soluble dans l'eau et réagit rapidement avec les gaz acides dans l'atmosphère, produisant des composés d'ammonium (NH_4^+) sous forme de **particules fines inhalables** de moins de 2,5 micromètres de diamètre ($PM_{2,5}$) qui peuvent contribuer au smog et être nocives pour la santé humaine (Deutsch et coll., 2008). Bien que les $PM_{2,5}$ inhalables ne peuvent pas toutes être attribuées aux émissions de NH_3 d'origine agricole, le secteur agricole du Canada produit la majorité (85 %) des émissions totales de NH_3 anthropique, et donc les particules secondaires à base de NH_4, en particulier dans les zones près des grands centres urbains où se pratiquent l'élevage d'animaux et où l'utilisation d'engrais est importante. Une grande partie de la brume qui se forme dans le sud de l'Ontario et dans la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique peut être attribuée aux particules induites par le NH_3. Barthelmie et Pryor (1998) ont attribué les épisodes intenses de « **smog** gris » de la fin de l'été dans la vallée du bas Fraser aux émissions de NH_3 liées à l'élevage qui réagissent avec les gaz acides des véhicules (figure 16-1). Ces épisodes réduisent la visibilité et ont probablement un impact négatif sur les revenus du tourisme (McNeill et Roberge, 2000).

Le NH_3 atmosphérique peut être déposé sur le sol et la végétation à quelques centaines de mètres de la source, tandis que le NH_4^+ qui est lié chimiquement aux particules ou aux aérosols peut voyager sur des centaines de kilomètres dans la direction du vent, et traverser des frontières politiques. Dans le sol, le NH_3 se trouve surtout sous la forme d'ammonium (NH_4^+) et il est transformé en plusieurs formes réactives d'azote d'importance environnementale, comme l'**oxyde nitreux (N_2O)**, qui est un **gaz à effet de serre**, et le **nitrate (NO_3^-)**, qui contamine l'eau. L'azote réactif est finalement converti de nouveau en azote gazeux (N_2) relativement inerte, qui compose environ 80 % de l'atmosphère. La séquence des transformations auxquelles sont soumises les formes réactives d'azote dans l'environnement, désignée comme la **cascade de l'azote** (Galloway et coll., 2003), est illustrée à la figure 16-2, qui illustre comment les différentes formes d'azote réactif découlant des émissions d'ammoniac peuvent influer sur l'environnement.

Dans les écosystèmes naturels, le **dépôt atmosphérique** peut être une source importante d'azote pour les plantes **nitrophiles** comme les plantes cultivées. Toutefois, dans des écosystèmes sensibles (comme les tourbières et les prairies alpines), ce dépôt réduit la compétitivité des plantes **oligotrophes** adaptées et la biodiversité. Le dépôt atmosphérique d'azote peut aussi contribuer à l'**eutrophisation** des eaux de surface, à l'acidification des sols et à la libération secondaire de N_2O et d'oxydes d'azote (NO_x), qui contribuent à l'**ozone** troposphérique. Le NH_3 et le NH_4^+ peuvent aussi être directement toxiques pour la végétation sensible. La modélisation montre que l'ammoniac émis dans le Midwest américain nuit à la qualité de l'air dans le sud de l'Ontario et que le NH_3 émis dans le sud de l'Ontario nuit aux écosystèmes situés en aval, dans d'autres parties de l'Ontario et au Québec (Maker et coll., 2009).

Polluant atmosphérique, le NH_3 tombe sous le coup de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance (CPATLD) de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU), et du Protocole relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique (Protocole de Göteborg). Le Canada n'a pas ratifié le protocole révisé adopté en 2012, mais s'est engagé à déclarer annuellement les émissions de toutes les sources agricoles et non agricoles.

Figure 16-1 : Montagnes de la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique enveloppées d'une brume causée par des PM secondaires à la fin de l'été, le 12 août 2012 (photo de gauche), et le même paysage lors d'une journée dégagée, le 2 février 2013 (photo de droite). Les particules à l'origine de la brume, principalement composées de nitrate d'ammonium, résultent des réactions chimiques entre l'ammoniac émis principalement par des sources agricoles (notamment les poulaillers, comme celui visible au bas de la photo de gauche) et les oxydes d'azote émis par les véhicules. (Tiré de Bittman et Sheppard, 2014.)

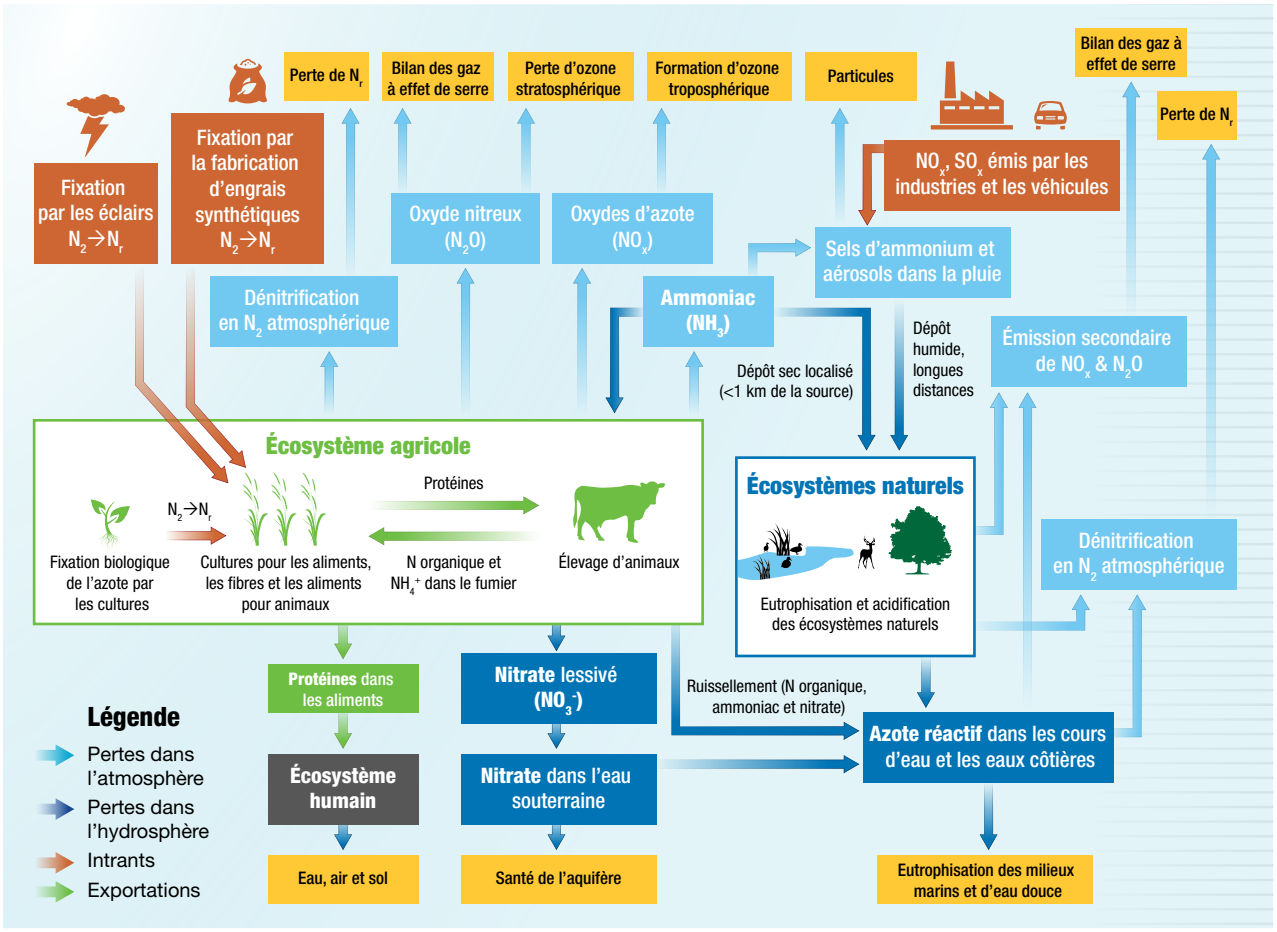


Figure 16-2 : Cascade simplifiée de l'azote (Galloway et coll., 2003), qui illustre le devenir de l'azote réactif utilisé en agriculture (adapté de Sutton et coll., 2011)

Les deux conséquences les plus pertinentes des émissions de NH_3 au Canada sont l'exposition des personnes qui habitent dans les agglomérations en aval des terres agricoles et la perte directe, par les opérations agricoles, d'azote, un élément nutritif essentiel pour les cultures qui est coûteux. Pour les agriculteurs, la perte de NH_3 par l'agriculture représente la perte d'un élément nutritif essentiel qui doit être remplacé par des intrants coûteux. À l'échelle du Canada, la perte de 371 000 tonnes (t) de NH_3 (306 000 t de N) par les fermes en 2011 équivaut à environ 15 % de tous les engrais azotés expédiés vers les fermes cette année-là, ce qui se traduit par un coût économique d'environ 400 millions de dollars (Temple Scott Associates, Inc., 2013). Le remplacement du NH_3-N perdu implique non seulement un coût pour le producteur, mais également des répercussions économiques et environnementales plus grandes, car la production d'engrais azotés nécessite de grandes quantités de gaz naturel; ces engrais sont donc un élément majeur indirect de la consommation énergétique du secteur agricole.

Indicateur

L'indicateur des émissions d'ammoniac d'origine agricole mesure les émissions atmosphériques annuelles de NH_3 provenant des animaux d'élevage et de l'épandage d'engrais, exprimées par hectare de terres agricoles dans chaque **polygone des Pédo-paysages du Canada (PPC)**. Cette approche fait en sorte que l'indicateur de NH_3 est compatible avec les autres indicateurs d'azote. L'indicateur calcule aussi les émissions sur une base mensuelle, car ces données sont nécessaires pour l'interprétation du devenir et de l'impact du NH_3 et pour la proposition de mesures d'atténuation.

L'indicateur est généré par une série de modèles informatiques qui utilisent des données provenant de plusieurs sources : pratiques agricoles dans 12 **écorégions** d'après les enquêtes auprès des agriculteurs sur les émissions d'ammoniac; données du Recensement de l'agriculture sur le nombre d'animaux d'élevage et données de l'industrie sur l'utilisation d'engrais; et facteurs d'émission d'ammoniac adaptés aux pratiques et aux conditions agricoles canadiennes. Des modèles ont été développés séparément pour les poulets à griller, les poules pondeuses, les dindons, les porcs, les bovins laitiers, les bovins de boucherie et les engrais, afin de tenir compte de leurs attributs particuliers. Des sous-modèles sont utilisés pour des sous-secteurs comme dans le cas du secteur laitier, le secteur des veaux, des génisses, des vaches taries et des vaches en lactation. Les modèles associés aux animaux d'élevage possèdent plusieurs attributs communs :

- Ils sont basés sur l'**azote ammoniacal total (AAT)** présent dans les déjections animales, lesquelles comprennent l'urine et l'acide urique, estimé d'après les pratiques d'alimentation.
- La quantité d'azote excrétée est censée être égale à la quantité d'azote protéique consommée par l'animal, moins l'azote protéique retenu dans les tissus ou les produits animaux (œufs et lait). L'AAT correspond à une proportion de l'azote excrété.
- Dans le cas des animaux abrités, les modèles calculent le transfert d'AAT excrété et la perte de NH_3 par les étapes successives depuis l'évacuation des excréments, en passant par l'entreposage jusqu'à l'épandage du fumier. Les pertes provenant des animaux au pâturage sont considérées comme une seule étape.
- Les pratiques canadiennes d'alimentation et de production pour tous les secteurs sont analysées au moyen de plusieurs enquêtes auprès des agriculteurs axées sur le NH_3, menées par Statistique Canada et d'autres entités.
- Dans la mesure du possible, on utilise des fonctions mathématiques documentées qui établissent un lien entre les émissions et les pratiques agricoles, et les facteurs environnementaux sont utilisés pour calculer les fractions des émissions pour chacune des 12 écorégions, parce que ces fonctions mathématiques résument généralement une grande quantité de données et permettent l'interpolation aux conditions particulières. Les taux d'émission canadiens sont ajustés d'après les températures mensuelles moyennes et la probabilité de précipitations juste après l'épandage de fumier sur le sol.
- Le nombre d'animaux est tiré du Recensement de l'agriculture.

Le modèle des émissions liées aux engrais (Sheppard et coll., 2010) évalue les émissions de NH_3 par superficie de terrain pour 37 cultures. On estime les émissions provenant des engrais en multipliant la quantité d'engrais azotés appliquée par hectare par les fractions de l'azote appliqué qui sont émises sous forme de NH_3, d'après les propriétés de l'engrais, les méthodes d'épandage et les conditions environnementales.

Limites

L'indicateur a été calculé pour les années de Recensement 1981 à 2011, sur la base de renseignements détaillés compilés en 2006 sur l'alimentation des animaux, les bâtiments d'élevage, la gestion du fumier et les méthodes d'épandage des engrais. En raison de l'absence de données, il a fallu utiliser les pratiques agricoles de 2006 pour cette période de 30 ans; on ne peut donc pas quantifier les changements dans les pratiques agricoles qui influent sur les émissions (comme l'injection de lisier et le pâturage hivernal des bovins de boucherie) pour cette période de temps. À l'avenir, avec une solide base de données sur les pratiques commençant en 2006 et avec des mises à jour périodiques, par exemple, l'enquête auprès des producteurs de bovins de 2012 (Sheppard et

coll., 2015), il sera possible d'associer les changements dans les émissions aux changements touchant les pratiques agricoles.

L'indicateur utilise des données qui, par nature, sont incertaines à certains égards. Lorsqu'il n'y avait pas de données disponibles sur les émissions canadiennes, on a utilisé les données les plus appropriées sur les facteurs d'émission en Europe et aux États-Unis en les adaptant au contexte canadien dans la mesure du possible. Toutefois, les estimations globales sont surtout influencées par les statistiques sur les animaux d'élevage et les pratiques d'épandage d'engrais (Sheppard et coll., 2007), qui sont très fiables au Canada, et par les taux d'excrétion, qui sont relativement bien compris pour la plupart des animaux d'élevage; notre modèle a donc ajusté les taux d'excrétion selon les protéines dans les aliments déclarés par les producteurs. Les renseignements sur les pratiques agricoles sont moins fiables, bien que les données saisies soient basées sur les résultats détaillés des enquêtes sur les activités agricoles axées sur l'ammoniac. Même si les fractions des émissions sont relativement incertaines en raison des écarts dans les données canadiennes sur les émissions, le nombre élevé de calculs indépendants dans le modèle donne à penser que l'estimation des émissions totales comporte peu d'erreurs statistiques. Au Canada, les facteurs d'émission pour les fermes d'élevage de bovins de boucherie présentent le niveau le plus élevé d'incertitude; il faudra donc plus de recherche sur ces activités. Comme pour les autres inventaires nationaux, le dépôt local fait toujours partie des calculs des émissions en raison de l'absence de données. Il faut souligner qu'on a estimé que le niveau d'incertitude pour l'inventaire du Royaume-Uni sur les émissions de NH_3 découlant de l'agriculture était de 20 % (Webb et coll., 2006).

L'indicateur nécessite une interprétation prudente, car le transport atmosphérique et les réactions du NH_3 sont touchés par les conditions météorologiques et parce que les taux d'émission varient sensiblement au cours de l'année (Makar et coll., 2009; Philip et coll., 2014; Vet et coll., 2010). De plus, les taux d'émission dans certaines régions ont un impact beaucoup plus marqué que les mêmes taux dans d'autres régions, et l'impact peut être ressenti à une distance considérable de la source en fonction des vents dominants. Faire la moyenne des émissions dans le temps peut être difficile en raison du rôle des émissions de NH_3 dans la formation du smog. Les épisodes de smog peuvent durer quelques heures ou quelques jours, selon la présence d'autres polluants atmosphériques pouvant réagir avec le NH_4^+ et selon les conditions météorologiques, en particulier le vent, la température et l'ensoleillement (Chu, 2004). Même si les moyennes mensuelles des émissions de NH_3 ne sont pas idéales pour modéliser ces processus, elles constituent tout de même une amélioration importante par rapport aux moyennes annuelles, étant donné les grandes variations mensuelles dans les émissions.

Résultats et interprétation

Les émissions d'ammoniac par les animaux d'élevage comptaient pour 81 % des émissions totales de NH_3 d'origine agricole en 1981 et pour environ 74 % de celles de 1986 à 2006, avant de baisser de façon marquée en 2011, à 65 % (figure 16-3). Pendant toute cette période, les émissions provenant des engrais ont augmenté de façon constante en raison de l'augmentation de l'utilisation d'engrais azotés. Les émissions attribuables aux animaux d'élevage ont diminué de 22 % de 2006 à 2011, résultat direct du déclin de la population de bovins de boucherie durant cette période, les plus grandes baisses ayant eu lieu en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba (figure 16-4). En 2011, le secteur du bœuf produisait 35 % des émissions (figure 16-5), ce qui représente une baisse remarquable par rapport aux 46 % de 2006. Les émissions attribuables aux engrais comptaient pour 35 % du total, une augmentation par rapport aux 22 % de 2006. Cela reflète une tendance générale à la hausse quant aux superficies cultivées et à la baisse quant aux animaux d'élevage, une tendance que l'on peut également constater dans la figure 16-3.

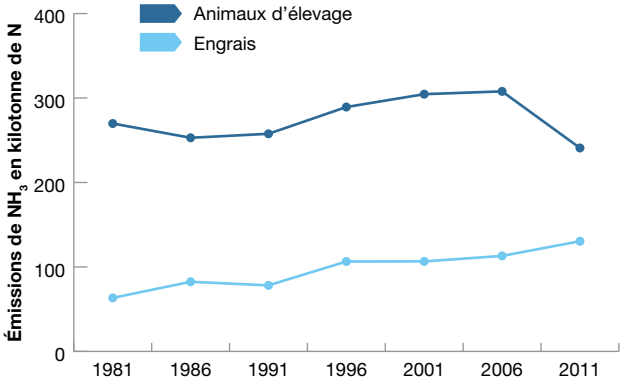


Figure 16-3 : Émissions totales de NH_3 provenant des animaux d'élevage et des engrais au Canada pour chaque année de recensement, de 1981 à 2011

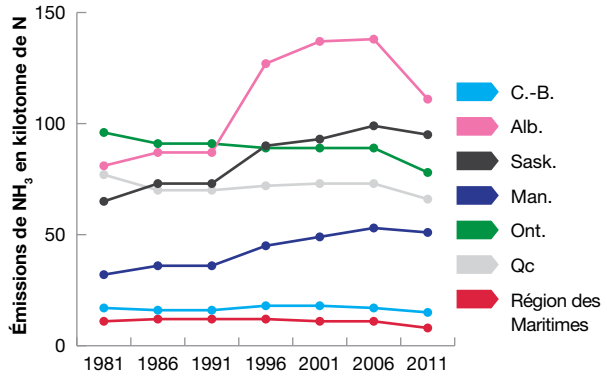


Figure 16-4 : Émissions totales de NH_3 provenant des animaux d'élevage et des engrais par province ou région (la région des Maritimes comprend Terre-Neuve-et-Labrador, la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick et l'Île-du-Prince-Édouard) pour chaque année de recensement, de 1981 à 2011

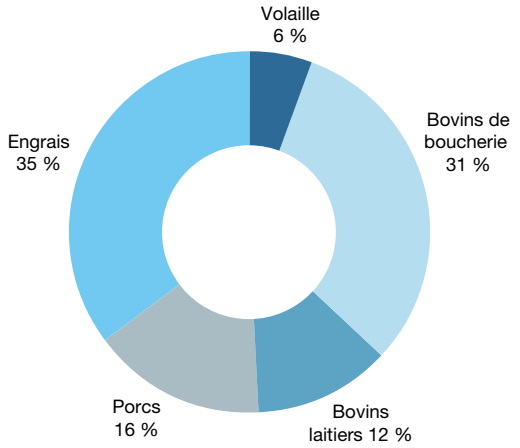


Figure 16-5 : Pourcentage des émissions de NH_3 générées par chaque secteur en 2011

La figure 16-6 montre les émissions totales de NH_3 par hectare dans l'ensemble du Canada en 2011, par unité de PPC[2], et les figures 16-7 et 16-8 illustrent les émissions des engrais et des bovins de boucherie, respectivement. Le tableau 16-1 illustre la proportion des terres agricoles de chaque province dans chacune des catégories d'intensité d'émission pour des intervalles de cinq ans, de 1981 à 2001. Certaines des émissions les plus élevées par hectare (associées aux animaux d'élevage ainsi qu'aux engrais) se situent dans la région des Plaines à forêts mixtes du sud de l'Ontario et du Québec. La forte densité démographique dans ces régions augmente le potentiel de répercussions sur la santé humaine. Les autres zones où sont enregistrées des émissions relativement élevées comprennent les régions de la tremblaie-parc, de la prairie mixte humide et de la plaine du lac Manitoba, dans les Prairies. La région de la vallée du bas Fraser est une petite région entourée de montagnes où les émissions par unité de superficie sont aussi relativement élevées.

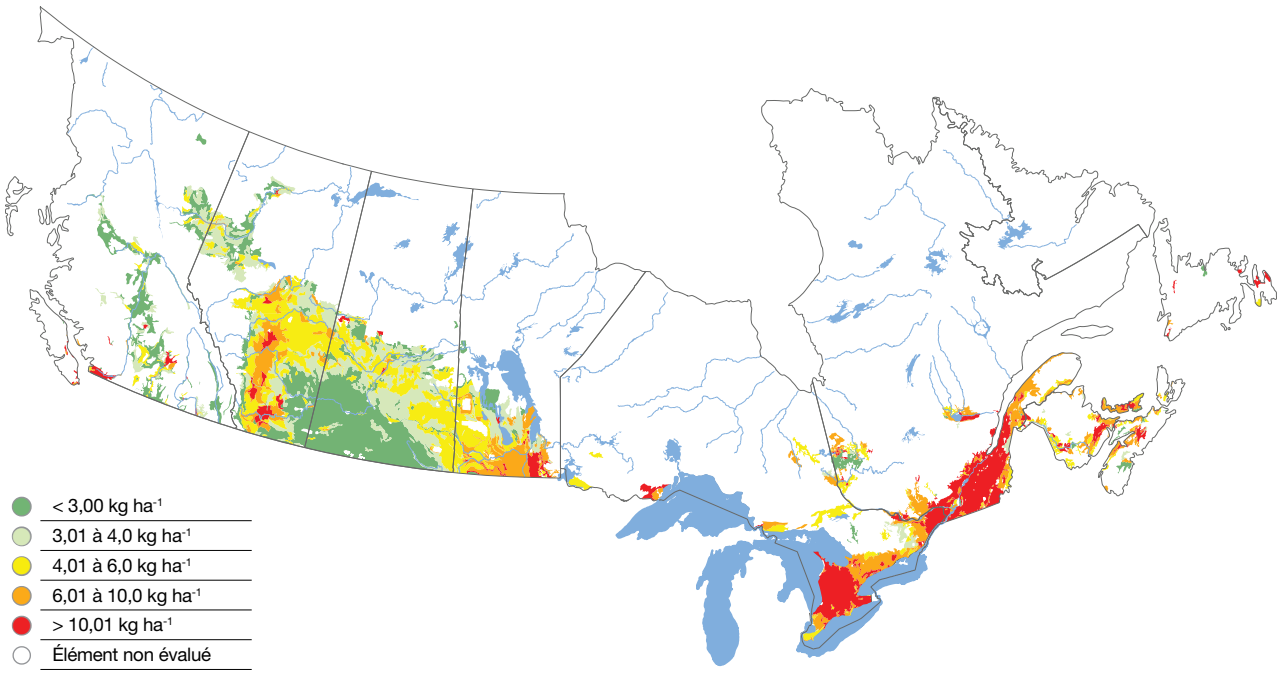


Figure 16-6 : Émissions totales de NH_3 provenant des animaux d'élevage et des engrais par hectare de terres agricoles, en 2011

2 Il importe de souligner que lorsqu'on indique les émissions à l'échelle des polygones des PPC, il faut supposer que toutes les zones du polygone sont uniformes. Par conséquent, l'intensité d'émission moyenne déclarée pour un polygone qui contient de petites poches d'élevages intensifs entourées d'élevages moins intensifs est généralement moindre que l'intensité réelle.

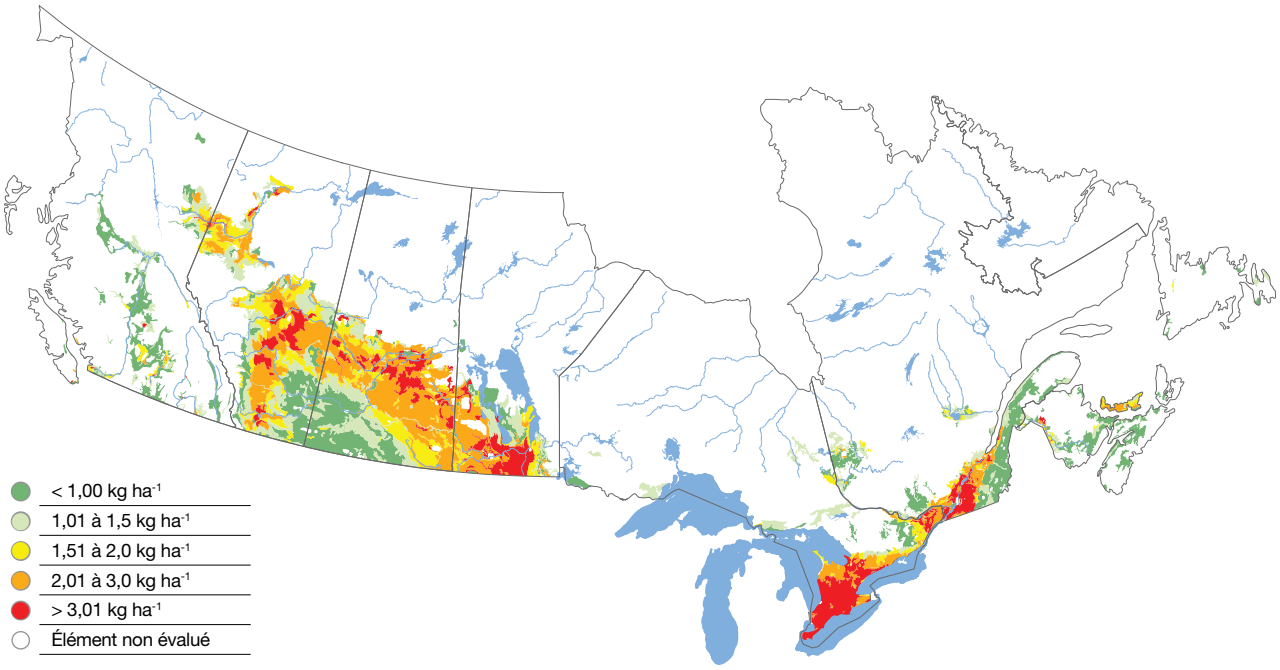


Figure 16-7 : Émissions d'ammoniac provenant des engrais par hectare de terres agricoles, en 2011

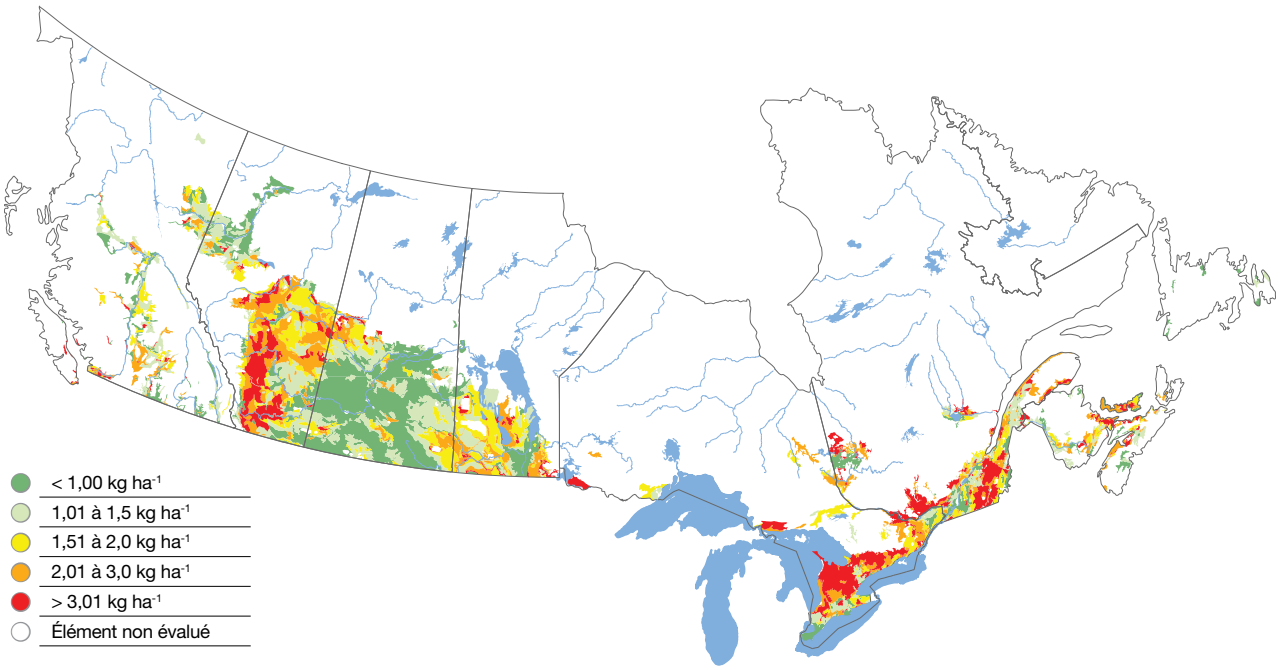


Figure 16-8 : Émissions d'ammoniac provenant des bovins de boucherie par hectare de terres agricoles, en 2011

Tableau 16-1 : Pourcentage[3] des terres agricoles des provinces dans chacune des cinq catégories d'intensité pour les émissions de NH_3 de 1981 à 2011

Catég.	<3 kg NH_3 ha^{-1}							3 à 4 kg NH_3 ha^{-1}							4 à 6 kg NH_3 ha^{-1}							6 à 10 kg NH_3 ha^{-1}							>10 kg NH_3 ha^{-1}						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	65	74	70	51	52	52	64	17	13	15	27	29	30	20	6	4	5	11	8	9	8	3	2	4	3	2	1	1	8	7	7	8	8	7	6
Alberta	45	41	38	18	16	12	21	22	20	15	19	17	19	22	19	24	27	29	32	34	36	13	13	18	27	26	25	16	1	2	2	7	9	9	5
Saskatchewan	90	83	82	52	51	44	47	8	14	14	35	35	33	28	1	3	3	11	10	21	23	1	1	1	1	2	2	1	0	0	0	0	1	0	0
Manitoba	27	14	25	4	5	3	4	33	38	27	23	17	8	18	35	40	39	44	46	46	36	5	8	7	24	29	38	37	0	1	2	5	4	5	5
Ontario	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	6	8	9	8	8	7	11	10	11	13	14	21	20	31	83	81	78	78	71	72	55
Québec	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	2	4	4	5	4	7	16	20	21	21	20	18	23	82	77	74	75	74	76	68
Nouveau-Brunswick	0	0	0	0	0	1	1	4	0	2	1	1	1	17	16	19	20	15	17	17	36	49	44	46	51	48	43	25	30	37	32	33	34	37	21
Nouvelle-Écosse	6	5	4	7	9	9	17	7	7	8	6	5	9	6	2	8	3	8	8	7	17	24	24	29	18	29	31	38	61	56	56	62	50	44	22
Île-du-Prince-Édouard	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	5	5	6	5	6	6	24	19	22	21	17	31	19	45	77	73	73	78	63	76	29
Terre-Neuve-et-Labrador	16	0	16	16	18	16	9	0	16	11	0	0	0	0	4	0	0	3	16	19	16	39	28	16	24	24	23	14	41	56	57	58	42	42	61
Canada	**55**	**50**	**50**	**29**	**28**	**24**	**28**	**14**	**16**	**14**	**24**	**22**	**21**	**21**	**11**	**14**	**15**	**19**	**20**	**25**	**26**	**7**	**7**	**9**	**14**	**15**	**16**	**14**	**12**	**12**	**12**	**14**	**14**	**14**	**11**

3 Seuls les polygones des Pédo-paysages du Canada (PPC) avec plus de 5 % de terres agricoles sont inclus dans les calculs. Comme les chiffres sont arrondis, la somme peut ne pas donner 100 %.

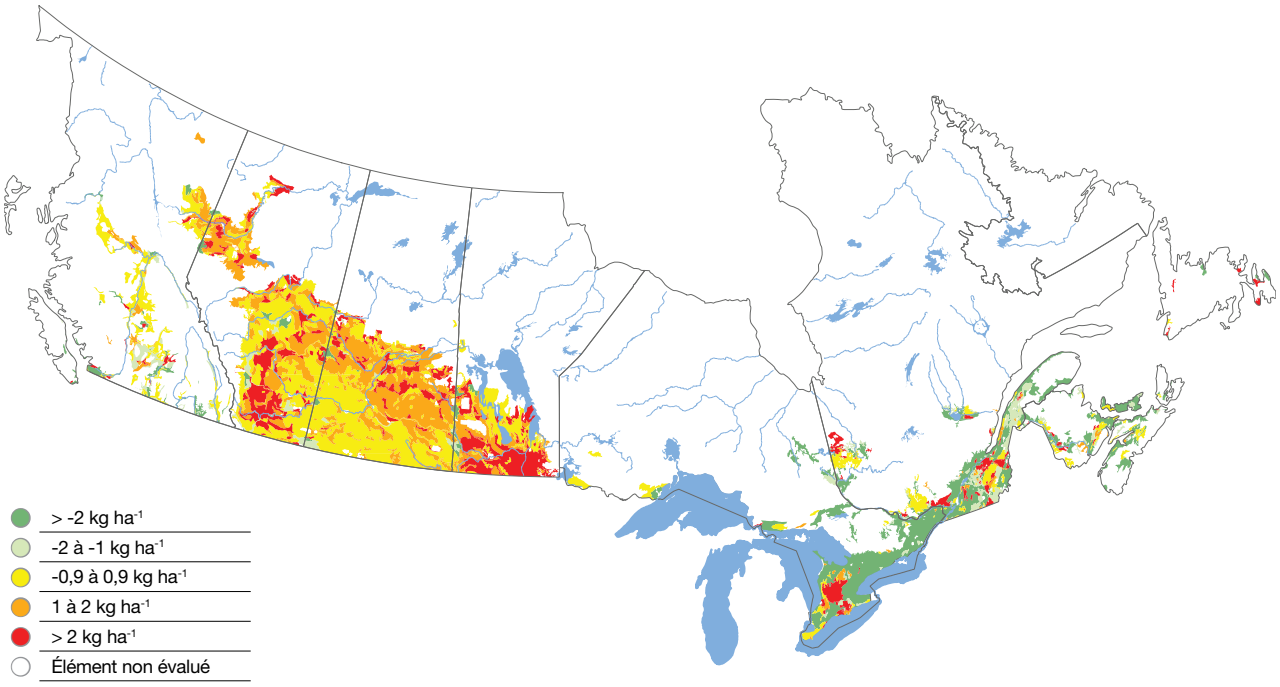


Figure 16-9 : Évolution des émissions totales de NH_3 par hectare, de 1981 à 2011 (des valeurs négatives indiquent des baisses d'émissions dans le temps)

Bien que les cartes de 2011 montrent des zones d'émissions élevées, il faut savoir que le pourcentage de terres agricoles dans chacune des cinq catégories d'émission a changé de façon marquée de 1981 à 2011 (tableau 16-1). Dans les Prairies, moins de terres se situaient dans la catégorie des plus faibles émissions en 2011 qu'en 1981 (54 % en 1981 et 24 % en 2011), et il y a une augmentation concomitante de la quantité de terres dans la catégorie *pas de changement*. Par contre, en Ontario et au Québec, la plupart des terres (plus de 82 %) se situaient dans la catégorie des émissions les plus élevées en 1981. Une partie de ces terres (environ 14 %) est passée dans la catégorie suivante d'émissions plus faibles en 2011. Ainsi, l'intensité des émissions à l'échelle des PPC a diminué dans la région des Plaines à forêts mixtes, mais elle a augmenté légèrement dans les Prairies. Cette tendance peut être attribuée en partie à la diminution de la production de bœuf dans la région des Plaines à forêts mixtes, et à l'augmentation de l'utilisation d'engrais dans les Prairies. Ces tendances régionales sont plus visibles dans la figure 16-9, qui utilise une plus petite échelle (incréments d'environ 1 kilogramme) pour illustrer les changements plus subtils dans cet indicateur entre 1981 et 2011.

Les sources d'émissions associées aux animaux d'élevage varient selon les provinces (tableau 16-2). La plupart des émissions de NH_3 par les animaux d'élevage (dans tous les secteurs) peuvent être attribuées aux bâtiments d'élevage, aux parcs d'engraissement et aux pâturages (53 %), ainsi qu'à l'épandage de fumier (39 %). L'utilisation d'engrais donne lieu à une bonne ampleur d'émission de NH_3, mais à des taux relativement faibles par unité de surface, particulièrement dans l'Ouest canadien, en raison des vastes superficies de terres cultivées avec de faibles taux d'épandage et de bonnes techniques d'épandage. En raison de l'utilisation répandue de l'épandage d'engrais par injection, les émissions de NH_3 attribuables aux engrais appliqués sur les terres cultivées ne représentaient que 7 % de l'azote appliqué en Saskatchewan, comparativement à environ 13 % en Ontario et au Québec, où l'injection d'engrais est moins courante en raison des systèmes de culture différents (plus d'azote appliqué sur le blé d'hiver et les **cultures fourragères**, pour lesquels l'injection d'azote n'est pas possible)[4].

4 L'injection d'engrais est une technique appropriée pour les céréales semées au printemps avec un grand semoir. La technologie de l'injection se prête moins aux cultures d'hiver, au maïs et aux fourrages, qui sont plus courants dans l'Est.

Tableau 16-2 : Émissions de NH_3 par les secteurs de l'élevage et des engrais, par province, en 2011, et émissions provinciales totales en 1981, 2006 et 2011

Province	Volaille	Bovins de boucherie	Bovins laitiers	Porcs	Engrais	Pourcentage provincial des émissions canadiennes (%)		
	Pourcentage des émissions de NH_3 généré par chaque secteur en 2011					1981	2006	2011
C.-B.	21,9	27,3	28,4	3,4	19,0	4,5	3,6	3,6
Alb.	2,2	50,4	3,6	6,2	37,6	21,4	28,6	26,2
Sask.	1,2	32,3	1,4	5,6	59,4	17,1	20,7	22,4
Man.	3,7	24,9	4,0	26,8	40,6	8,5	11,1	12,0
Ont.	10,7	22,9	21,7	22,2	22,5	25,3	18,6	18,3
Qc	8,4	14,2	30,4	34,1	12,9	20,3	15,2	15,5
N.-B.	13,8	24,0	35,2	10,7	16,3	0,8	0,7	0,6
N.-É.	26,9	24,7	36,1	3,6	8,7	1,1	0,8	0,7
Î.-P.-É.	3,5	29,4	30,2	13,3	23,5	0,9	0,7	0,6
T.-N.-L.	37,7	3,3	54,2	0,5	4,3	0,1	0,1	0,1
Canada	**5,7**	**31,3**	**12,2**	**15,7**	**35,1**	**100**	**100**	**100**
	Total des émissions canadiennes (tonnes de NH_3 par année)					**333 136**	**420 866**	**371 258**

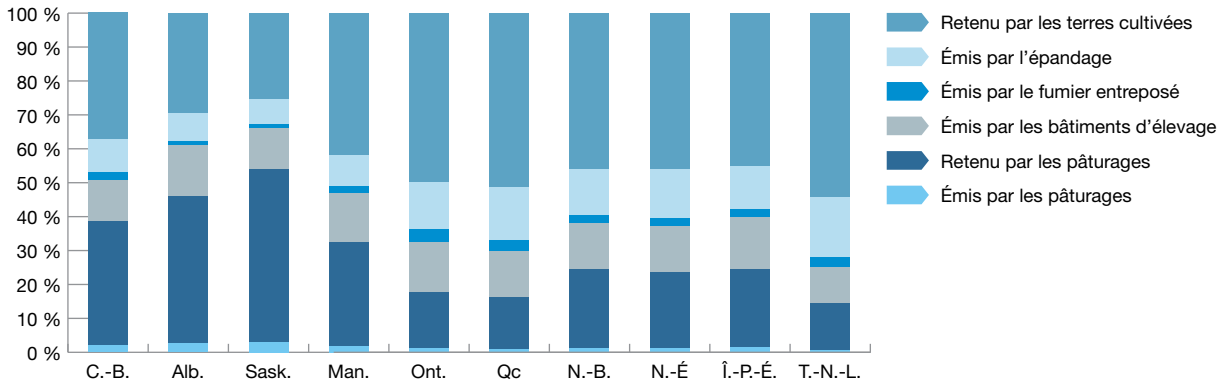


Figure 16-10 : Devenir de l'azote excrété par les animaux d'élevage dans chaque province en 2011, y compris les fractions émises dans l'atmosphère sous forme de NH_3 et les fractions transférées et retenues dans les sols

Seulement 2 % environ de l'azote total excrété par les animaux d'élevage est émis sous forme de NH_3 par les pâturages (figure 16-10). Toutefois, la fraction de tout l'azote excrété durant l'année qui est retenue (sous forme d'azote **inorganique** et organique) dans les pâturages varie entre 15 % en Ontario et 51 % en Saskatchewan, en raison des différences dans le temps de pâturage.

Comme les émissions issues du fumier entreposé ne représentent qu'environ 2 % de l'azote excrété, les **pratiques de gestion bénéfiques (PGB)** touchant l'entreposage du fumier ne s'attaquent qu'à une très petite proportion des émissions de NH_3 au Canada. Dans l'ensemble, les émissions provenant des bâtiments d'élevage varient peu d'une province à l'autre, représentant

de 11 % à 15 % de l'azote total excrété, mais elles varient d'un secteur d'élevage à l'autre et, dans certains secteurs, selon les types de bâtiments. Les émissions produites par l'épandage du fumier varient considérablement d'une région à l'autre, allant de 7 % de l'azote excrété en Saskatchewan à des niveaux aussi élevés que 16 % au Québec et 18 % à Terre-Neuve. Cela est surtout attribuable à la plus grande utilisation de l'injection de lisier par les éleveurs de porcs et à l'épandage de fumier à l'automne dans les Prairies, ainsi qu'à de plus grandes pertes de NH_3 par les bâtiments d'élevage de bovins dans les parcs d'engraissement de l'Ouest canadien. L'injection de fumier est une méthode plus appropriée dans les Prairies en raison des sols sans dévers et relativement exempts de pierres, des grandes fermes et des gros tracteurs, et probablement du plus grand recours aux entrepreneurs d'épandage d'engrais qui ont des épandeurs spécialisés. L'application à l'automne est généralement acceptable sur le plan environnemental dans les Prairies en raison des hivers froids et secs.

Les émissions produites par l'élevage et l'utilisation d'engrais dans l'ensemble du Canada sont à leur plus haut en mai, en raison de l'épandage de fumier et d'engrais avant la plantation, et à leur plus bas en hiver, lorsque le fumier est entreposé et que les températures dans les installations d'entreposage et la plupart des bâtiments d'élevage sont relativement basses.

Dans la plupart des provinces, de 26 % à 54 % de l'azote excrété est répandu sur les sols cultivés et y est retenu (figure 16-10). Toutefois, la composition minérale *vs* organique de cet azote varie. La fraction organique de l'azote du fumier appliqué sur le sol va de 56 % dans les provinces des Prairies à 62 % en Ontario et 65 % au Québec et dans plusieurs provinces de l'Atlantique. Il convient de souligner que dans l'Est, davantage d'azote non organique est émis sous forme de NH_3. Les parcs d'engraissement de l'Ouest sont une exception, étant donné que le fumier provenant des parcs d'engraissement est presque entièrement organique. Le reste de l'azote du fumier appliqué est inorganique et consiste principalement en azote ammoniacal, qui est rapidement converti en nitrate, la forme utilisée par les cultures et susceptible de **lessivage** et d'émission de N_2O. En revanche, la conversion de l'azote organique en ammoniac et en nitrate est lente et nécessite un certain nombre d'années. À noter qu'une grande fraction de l'azote du fumier appliqué sur le sol dans les Prairies est composée d'azote ammoniacal; cependant, le climat sec de cette région limite le risque de lessivage et de **dénitrification** de l'azote nitrique.

Moyens d'action

Les pratiques de gestion bénéfiques (PGB) visant à réduire les émissions de NH_3 générées par le secteur de l'élevage sont complexes. L'ammoniac ayant fortement tendance à s'échapper dans l'atmosphère, il est important que l'azote appliqué sur le sol sous la forme de fumier ou d'engrais y soit rapidement adsorbé pour être ensuite absorbé par les plantes. Il faut veiller à ce que les PGB choisies pour atténuer le NH_3 n'aient pas d'effet défavorable sur d'autres aspects des activités agricoles. Par exemple, l'injection de fumier peut mener à des émissions plus élevées de N_2O et à un plus grand lessivage des nitrates que l'épandage de fumier, dans certaines conditions.

Sheppard et Bittman (2013) ont exploré les avantages et les coûts des principales PGB visant à réduire les émissions de NH_3, au moyen de facteurs de coût mondialement reconnus (Bittman et coll., 2014). Ils ont estimé que le coût de la réduction des émissions de NH_3 dans l'atmosphère était de 0,80 $ par kg, ce qui est très semblable au coût des engrais azotés. Lorsqu'appliquées individuellement, la plupart de ces PGB réduisaient les émissions des secteurs de l'élevage visés de 10 %, tout au plus. Les PGB les plus efficaces visaient à augmenter le pâturage (par opposition à l'engraissement en parc), à éviter l'excès de protéines dans les aliments des animaux (en donnant une alimentation comportant la quantité de protéines correspondant aux besoins des animaux), et à appliquer des méthodes d'épandage de fumier et d'engrais à faible émission, comme l'injection ou l'incorporation rapide. Prises ensemble et appliquées à tous les secteurs d'élevage, les PGB à faible coût visant la réduction des émissions de NH_3 peuvent diminuer l'ensemble des émissions provenant des animaux d'élevage jusqu'à 26 %. Certaines de ces PGB demandent des changements minimes et peu coûteux aux pratiques actuelles, tandis que d'autres exigent de l'équipement spécialisé ou la construction de nouvelles installations, comme des bâtiments d'élevage. Lorsqu'on tient compte de *toutes* les émissions (en incluant celles des engrais), les mesures d'atténuation à faible coût, comme la réduction de la teneur en azote des aliments, la couverture plus efficace des parcs à fumier et l'incorporation plus rapide du fumier dans le sol, pourraient réduire de 10 % les émissions totales de NH_3.

Il convient de signaler que de nombreux agriculteurs canadiens utilisent déjà des PGB visant à réduire les émissions de NH_3. Ces pratiques comprennent la gestion de l'apport en protéines des aliments donnés aux porcs et aux volailles selon le stade de développement. Au cours des dernières années, il y a eu une augmentation de l'utilisation de l'épandage à faible émission de lisier (en particulier de l'injection de lisier dans les terres cultivées), une augmentation du pâturage hivernal des bovins par rapport à l'alimentation dans les parcs d'engraissement d'hivernage (Sheppard et coll., 2013). De plus, dans le secteur des bovins laitiers, la production plus élevée de lait par vache a réduit la taille globale du cheptel et dans le secteur de la volaille, l'augmentation des taux de croissance des poulets de chair (à griller) a réduit le temps que prennent ces animaux pour arriver à maturité. Grâce à ces gains d'efficacité, les émissions ont diminué.

L'injection souterraine d'engrais à base d'urée et de NH_4 au moment de l'ensemencement (fertilisation en bandes latérales) est une pratique répandue dans l'Ouest canadien. Cette méthode a permis compenser les émissions, qui auraient augmenté à cause du passage à des engrais à base d'urée (au lieu d'engrais à base de nitrates d'ammonium), plus sujets à la volatilisation. En même temps, d'autres tendances entraînent des émissions plus élevées, notamment, dans le cas de l'industrie laitière, l'utilisation accrue d'installations à stabulation libre non ventilées, la réduction du temps de pâturage et l'augmentation de l'utilisation de drêches sèches de distillerie aux concentrations très élevées en protéines brutes. On craint aussi que l'augmentation du compostage puisse contribuer à des émissions plus élevées, mais l'ampleur de cette activité n'est pas bien documentée.

La réduction de la quantité de protéines dans l'alimentation des animaux est une PGB particulièrement efficace pour réduire les émissions de NH_3 provenant des animaux d'élevage, parce que l'azote des aliments est la source de toutes les émissions subséquentes de NH_3 par les animaux d'élevage. Il est cependant plus facile de gérer précisément l'apport en protéines chez la volaille et les porcs que chez les bovins, vu la complexité des pâturages et du processus de digestion des ruminants et la grande utilisation de fourrages cultivés sur place, dont la qualité varie et n'est pas vérifiée. Même si l'utilisation de résidus d'origine animale dans les aliments pour la volaille réduit les déchets, cette pratique peut mener à un excès de protéines dans leur alimentation. Cela est également vrai avec l'utilisation accrue des résidus de l'industrie de la distillation des grains.

Les émissions attribuables à l'entreposage du fumier sont plus faibles au Canada que dans d'autres pays en raison du froid et de la formation de croûtes associées à la grande quantité de litière et au temps sec en hiver. On peut réduire les pertes liées aux bâtiments d'élevage en ajoutant des produits chimiques à la litière (p. ex., des agents acidifiants) ou en concevant les granges de façon à séparer les matières fécales de l'urine et à permettre l'utilisation de toitures flottantes au-dessus des fosses à lisier dans les granges ainsi que de filtres absorbants sur les évents des granges. En Europe, on s'intéresse de plus en plus à l'acidification du lisier avant son épandage, mais cette approche n'a pas été mise à l'essai au Canada. Il faudrait par ailleurs examiner l'efficacité des PGB à atténuer les émissions de NH_3 dans la production de bovins en claustration et au pâturage.

Il importe également de connaître les répercussions régionales et locales des émissions de NH_3 par rapport aux facteurs temporels (Bittman et coll., 2015). Les pics d'émissions provenant de l'agriculture, qui découlent de l'épandage de fumier et d'engrais, se produisent trop tôt dans l'année pour avoir un effet direct sur le smog, qui est un phénomène largement estival. Des émissions sont tout de même générées durant l'été, mais elles proviennent surtout des étables ou du fumier et de l'épandage d'engrais sur les fourrages, ou après la récolte du blé d'hiver. Paradoxalement, des études récentes ont montré que le plus grand bienfait de la réduction de la formation de particules atmosphériques est ressenti lorsque les émissions de NH_3 sont faibles, car il y a peu de NH_3 disponible pour la formation de particules atmosphériques (Vet et coll., 2010). Lorsque les émissions de NH_3 sont élevées, les gaz acides sont un facteur limitatif. Sur le plan environnemental, les émissions du début du printemps mènent probablement à des effets écologiques associés à l'excès d'azote, car des concentrations élevées d'ammoniac dans l'atmosphère peuvent nuire aux jeunes pousses des espèces de plantes sensibles et parce que les plantes envahissantes, comme les graminées qui réagissent fortement à l'azote, connaissent une période de croissance intensive au printemps. Les émissions du début du printemps sont susceptibles de hausser les émissions secondaires de N_2O par suite du dépôt d'azote sur des sols relativement humides et chauds. Il faut poursuivre les recherches sur les répercussions au Canada.

La production et l'utilisation d'engrais à base d'urée augmentent par rapport aux sources d'azote nitrique, en raison de leur plus faible coût et, notamment, à cause des inquiétudes quant à la sécurité du nitrate d'ammonium. Le potentiel de perte de NH_3 de l'urée est très élevé, surtout lorsque l'épandage des engrais est effectué à la volée ou en bandes à la surface du sol. Dans le secteur des cultures, l'aspect économique peut inciter à l'adoption de PGB, puisque ces dernières peuvent réduire les pertes. Des méthodes d'épandage efficaces comme l'injection (application en bandes latérales ou entre les rangs) sont de plus en plus utilisées pour améliorer l'efficacité des engrais contenant de l'urée, mais ces méthodes ne peuvent pas servir pour des cultures établies comme les fourrages ou le blé d'hiver. Des techniques d'agriculture de précision qui optimisent l'utilisation de l'azote peuvent aussi aider à réduire les émissions.

Prévenir les pertes de NH_3 peut avoir des effets bénéfiques directs et indirects sur l'eau, l'air et le sol. L'atténuation des émissions de NH_3 nécessite une compréhension approfondie de la gamme complète des répercussions associées à ces pertes. Il faut veiller à ce que la réduction de l'ammoniac n'ait pas de conséquences imprévues, comme l'augmentation du lessivage des nitrates dans les émissions de N_2O (ce qui s'appelle du déplacement de pollution). Il existe de nombreux moyens par lesquels les producteurs peuvent augmenter l'efficacité de leurs pratiques; toutefois, les PGB visant à atténuer les émissions de NH_3 doivent faire partie d'une série de pratiques efficaces pour gérer tous les composés azotés et les autres éléments nutritifs sur les fermes.

Principales références

Barthelmie, R.J. et S.C. Pryor. 1998. *Implications of ammonia emissions for fine aerosol formation and visibility impairment: A case study of the Lower Fraser Valley, British Columbia.* Atmospheric Environment, 32:345-352.

Bittman, S., M. Dedina, C.M. Howard, O. Oenema et S. Sutton. 2014. *Options for ammonia mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen*. Édimbourg, Royaume-Uni : Centre for Ecology & Hydrology.

Bittman, S., K. Jones, R. Vingarzan, D.E. Hunt, S.C. Sheppard, J. Tait, R. So et J. Zhao. 2015. *Weekly agricultural emissions and ambient concentrations of ammonia: Validation of an emission inventory*. Atmopheric Environment (sous presse).

Bittman S. et S.C. Sheppard. 2014. Ammonia emissions in Canada. Dans : Van der Hoek, K.W. et N.P. Kozlova (dir.). *Ammonia workshop 2012 Saint Petersburg, Abating ammonia emissions in the UNECE and EECCA region*, p. 29-46. *Семинар по аммиаку* 2012, *Санкт Петербург. Снижение выбросов аммиака в регионах ЕЭК ООН и ВЕКЦА*.RIVM Report 680181001/SZNIIMESH Report. Bilthoven, Pays-Bas. ISBN : 978-90-6960-271-4.

Chu, S-H. 2004. *$PM_{2.5}$ episodes as observed in the speciation trends network.* Atmospheric Environment, 38: 5237-5246.

Deutsch, F., J. Vankerkom, L. Janssen, S. Janssen, L. Bencs, R. Van Grieken, F. Fierens, G. Dumont et C. Mensink, 2008. *Modelling concentrations of airborne primary and secondary PM_{10} and $PM_{2.5}$ with the BelEUROS-model in Belgium*. Ecological Modelling, 217: 230-239.

Galloway, J.N., J.D. Aber, J.W. Erisman, S.P. Seitzinger, R.W. Howarth, E.B. Cowling et B.J. Cosby. 2003. *The nitrogen cascade.* Bioscience, 53(4): 341-356.

Makar, P.A., M.D. Moran, Q. Zheng, S. Cousineau, M. Sassi, A. Duhamel, M. Besner et coll. 2009. *Modelling the impacts of ammonia emissions reductions on North American air quality*. Atmospheric Chemistry and Physics, 9(18): 7183-7212.

McNeill, R. et A. Roberge. 2000. *The impact of visual air quality on tourism revenues in Greater Vancouver and the Lower Fraser Valley*. GBEI report number EC/GB-00-028. www.clearairbc.ca/visibility/Documents/VisibiltyTourism-McNeill.pdf (consulté le 4 avril 2013).

Philip, S., R. Martin, A. van Donkelaar, J. Wai-Ho Lo, Y. Wang, D. Chen, L. Zhang et coll. 2014. *Global chemical composition of ambient fine particulate matter for exposure assessment*. Environmental Science & Technology, 48(22): 13060-13068.

Sheppard, S.C. et S. Bittman. 2013. *Estimated net application of ammoniacal and organic N from manure, and potential for mitigating losses of ammonia in Canada*. Agriculture, Ecosystems & Environment. 171: 90-102.

Sheppard, S.C., S. Bittman et T.W. Bruulsema. 2010. *Monthly ammonia emissions from fertilizers in 12 Canadian Ecoregions*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 90: 113-127.

Sheppard, S.C., S. Bittman, G. Donohoe, D. Flaten, K.M. Wittenberg, J.A. Small, R. Berthiaume et coll. 2015[a]. *Beef cattle husbandry practices across ecoregions in Canada in 2011*. Revue canadienne de science animale = Canadian Journal of Animal Science (sous presse).

Sheppard, S.C., S. Bittman, J. Tait, S.G. Sommer et J. Webb. 2007. *Sensitivity analysis of alternative model structures for an indicator of ammonia emissions from agriculture*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 87: 129-139.

Sutton, M.A., C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. Van Grinsven et B. Grizzetti (dir.). 2011. *The European nitrogen assessment: Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge, R.-U. : Cambridge University Press.

Temple Scott Associates, Inc. 2013. *Fertilizer report for the Canadian fertilizer industry*. http://www.cfi.ca/_documents/Fertilizer%20Industry%20Report-%20FINAL.pdf.

Vet, R., S-M. Li, G. Beaney, W. Belzer, E. Chan, T. Dann, K. Friesen et coll. 2010. Characterization of ambient ammonia, PM and regional deposition across Canada. P. 129-217 dans Lillyman, C. et K. Buset (dir.), *Évaluation canadienne 2008 de l'ammoniac atmosphérique d'origine agricole = The 2008 Canadian atmospheric assessment of agricultural ammonia*. Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales, Séries de rapports techniques n° 4-1. Gatineau, QC, Canada : Environnement Canada.

Autres ressources

Les documents et chapitres suivants ont été élaborés d'après les travaux ayant mené à l'indicateur, expliqués dans le présent chapitre, et sont des sources principales. Certains ont été cités dans le présent chapitre.

DOCUMENTS

Chai, L., R. Kröbel, H.H. Janzen, K. A. Beauchemin, S.M. McGinn, S. Bittman, A. Atia, I. Edeogu et coll. 2014. A regional mass balance model based on total ammoniacal nitrogen for estimating ammonia emissions from beef cattle in Alberta, Canada. *Atmospheric Environment*, 92: 292-302.

Clair, T.A., N. Pelletier, S. Bittman, A. Leip, A.P. Arp, M.D. Moran, I. Dennis et coll. 2014. *Interactions between reactive nitrogen and the Canadian landscape: a budget approach*. Global Geochemical Cycles, 28 (11):1343-1357.

Makar, P.A., M.D. Moran, Q. Zheng, S. Cousineau, M. Sassi, A. Duhamel, M. Besner, D. Davignon, L-P. Crevier et V.S. Bouchet. 2009. *Modelling the impacts of ammonia emissions reductions on North American air quality.* Atmospheric Chemistry and Physics, 9(18): 7183-7212.

Philip, S., R. Martin, A. van Donkelaar, J. Wai-Ho Lo, Y. Wang , D. Chen, L. Zhang et coll. 2014. *Global chemical composition of ambient fine particulate matter for exposure assessment*. Environmental Science & Technology, 48(22):13060-13068.

Sheppard, S.C. et S. Bittman. 2011. *Farm survey used to guide estimates of nitrogen intake and ammonia emissions for beef cattle, including early season grazing and piosphere effects*. Feed Science and Technology, 166-167: 688-698.

Sheppard, S.C. et S. Bittman. 2012. *Farm practices as they affect NH_3 emissions from beef cattle*. Revue canadienne de science animale = Canadian Journal of Animal Science, 92: 525-543.

Sheppard, S.C. et S. Bittman. 2013. *Estimated net application of ammoniacal and organic N from manure, and potential for mitigating losses of ammonia in Canada*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 171: 90-102.

Sheppard, S.C. et S. Bittman. 2015. *Linkage of food consumption and export to ammonia emissions in Canada and the overriding implications for mitigation*. Atmospheric Environment (sous presse).

Sheppard, S.C., S. Bittman, M. Beaulieu et M.I. Sheppard. 2009. *Ecoregion and farm size differences in feed and manure nitrogen management: 1) Survey methods and results for poultry*. Revue canadienne de science animale = Canadian Journal of Animal Science, 89: 1-19.

Sheppard, S.C, S. Bittman et T.W. Bruulsema, 2010. *Monthly ammonia emissions from fertilizers in 12 Canadian Ecoregions*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 90: 113-127.

Sheppard, S.C., S. Bittman, G. Donohoe, D. Flaten, K.M. Wittenberg, J.A. Small, R. Berthiaume et coll. 2015. *Beef cattle husbandry practices across ecoregions in Canada in 2011.* Revue canadienne de science animale = Canadian Journal of Animal Science (sous presse).

Sheppard, S.C., S. Bittman, M.L. Swift, M. Beaulieu et M.I. Sheppard. 2011. *Ecoregion and farm size differences in dairy feed and manure nitrogen management: A survey.* Revue canadienne de science animale = Canadian Journal of Animal Science, 91: 459-473.

Sheppard, S.C., S. Bittman, M.L. Swift et J. Tait. 2010. *Farm practices survey and modelling to estimate monthly NH_3 emissions from swine production in 12 Ecoregions of Canada*. Revue canadienne de science animale = Canadian Journal of Animal Science, 90: 145-158.

Sheppard, S.C., S. Bittman, M.L. Swift et J. Tait. 2011. *Modelling monthly NH_3 emissions from dairy in 12 Ecoregions of Canada*. Revue canadienne de science animale = Canadian Journal of Animal Science, 91: 1-13.

Sheppard, S.C., S. Bittman et J. Tait. 2009. *Monthly NH_3 emissions from poultry in 12 Ecoregions of Canada*. Revue canadienne de science animale = Canadian Journal of Animal Science, 89: 21-35.

Sheppard, S.C., S. Bittman, J. Tait, S.G. Sommer et J. Webb. 2007. *Sensitivity analysis of alternative model structures for an indicator of ammonia emissions from agriculture*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 87: 129-139.

Sheppard, S.C., R. De Jong, M.I. Sheppard, S. Bittman et M.S. Beaulieu. 2007. *Estimation of ammonia emission episodes for a national inventory using a farmer survey and probable number of field working days*. Revue canadienne de la science du sol = Canadian Journal of Soil Science, 87: 301-313.

CHAPITRES DE MONOGRAPHIES

Ayres, J., S. Bittman, S. Girdhar, S. Sheppard, D. Niemi, D. Ratte et P. Smith. 2010. Chapitre 5 : Sources of Ammonia Emissions. P. 57-75 dans Lillyman, C. et K. Buset (dir.), *Évaluation canadienne 2008 de l'ammoniac atmosphérique d'origine agricole =The 2008 Canadian atmospheric assessment of agricultural ammonia*. Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales, Séries de rapports techniques n° 4-1. Gatineau, QC : Environnement Canada.

Bittman, S., J. Ayres, S. Sheppard et S. Girdhar. 2010. Chapitre 4 : Emission inventory development. P. 77-91 dans Lillyman, C. et K. Buset (dir.), *Évaluation canadienne 2008 de l'ammoniac atmosphérique d'origine agricole = The 2008 Canadian atmospheric assessment of agricultural ammonia*. Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales, Séries de rapports techniques n° 4-1. Gatineau, QC : Environnement Canada.

Bittman, S., D. Masse, E. Pattey, M. Cournoyer, G. Qiu, G., A. Narjoux, S.C. Sheppard et A.C. VanderZaag. 2013. Chapitre 11, Effects of agriculture on air quality in Canada. P. 237-259 dans Taylor, E. et A. McMillan (dir.), *Air quality management: Canadian perspectives on a global issue*. Springer.

Bittman S. et S.C. Sheppard. 2014. Ammonia emissions in Canada. Dans : Van der Hoek, K.W. et N.P. Kozlova, (dir.). *Ammonia workshop 2012 Saint Petersburg, Abating ammonia emissions in the UNECE and EECCA region*, p. 29-46. *Семинар по аммиаку* 2012, *Санкт Петербург. Снижение выбросов аммиака в регионах ЕЭК ООН и ВЕКЦА*.RIVM Report 680181001/SZNIIMESH Report. Bilthoven, Pays-Bas. ISBN : 978-90-6960-271-4.

Bittman, S., J. Brook, A. Bleeker et T. Bruulsema. 2013. Chapitre 12. Air quality, health effects and management of ammonia emissions from fertilizers. P. 261-277 dans Taylor, E. et A. McMillan (dir.), *Air quality management: Canadian perspectives on a global issue*. Springer.

17 Particules

Auteurs :
E. Pattey, G. Qiu, S. Fiset, E. Ho, D. MacDonald et L. Chang

Nom de l'indicateur :
Indicateur des émissions de particules d'origine agricole

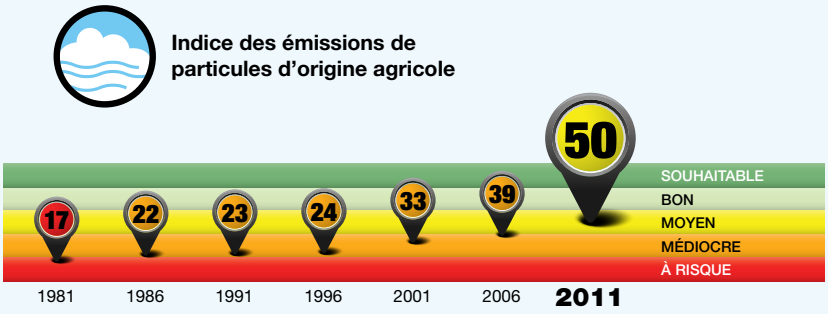
Portée :
Échelle nationale, de 1981 à 2011

Sommaire

Les **particules**[1] sont considérées comme un polluant atmosphérique, parce qu'elles ont un effet nocif sur la santé humaine et l'environnement. Les particules réduisent la visibilité et influent sur le climat en modifiant la quantité d'énergie solaire qui atteint la surface de la Terre et la quantité d'énergie renvoyée dans l'espace. Elles contribuent à l'appauvrissement de l'**ozone** stratosphérique ainsi qu'à la formation des pluies acides et du **smog**. Les émissions de particules découlant des activités agricoles sont un nouvel enjeu de qualité de l'air, qui touche particulièrement la santé des travailleurs agricoles et des animaux. L'indicateur des émissions de particules d'origine agricole (IEPA) sert à évaluer les émissions de particules issues de l'agriculture ainsi que les mesures d'atténuation de ces émissions. L'IEPA permet d'estimer les émissions de particules primaires attribuables à l'érosion éolienne, à la préparation des terres, à la récolte des cultures, à l'épandage d'**engrais** et de produits chimiques, au brûlage des **résidus de récolte**, à la manutention des grains, au pollen, aux exploitations d'engraissement des animaux et à l'incinération des carcasses pour les années de

Indice des émissions de particules – *T. Hoppe, T. Martin et R.L. Clearwater*

Un indice de performance est un aperçu statistique d'un ensemble de variables utilisé pour illustrer une situation à un moment donné et pouvoir suivre les changements au fil du temps. Agriculture et Agroalimentaire Canada a élaboré des indices de performance qui attribuent une valeur unique aux résultats d'un indicateur. En convertissant statistiquement la carte d'un indicateur en une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque année, on peut déterminer si cet indicateur s'est amélioré ou a empiré avec le temps.



État et tendance

Tel qu'illustré par l'indice de performance, en 2011, l'état des émissions de particules découlant des activités agricoles au Canada était « moyen ». L'indice révèle une tendance à l'amélioration, soit une réduction des émissions de particules entre 1981 et 2011. Cette réduction est principalement due à l'adoption généralisée de pratiques de travail réduit du sol et de culture sans travail du sol, ainsi qu'à la diminution de la superficie de terres en jachère au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta.

L'indice groupe et généralise les tendances. D'autres constats plus précis, comme les variations et les interprétations régionales, sont exposés plus en détail dans la section « Résultats et interprétation » du présent chapitre. On trouvera davantage de renseignements sur le calcul des indices de performance au chapitre 2, « Évaluation de la durabilité écologique du secteur agroalimentaire ».

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

recensement de 1981 à 2011. Cet indicateur permet d'évaluer tant l'*état* que la *tendance* des émissions de **particules primaires** découlant des activités agricoles canadiennes.

Les émissions totales de particules de sources agricoles ont diminué au Canada de 1981 à 2011 : la diminution a été de 63 % pour le total des particules en suspension (TPS), de 58 % pour les PM_{10} et de 61 % pour les $PM_{2,5}$ (voir les explications sur la taille des particules à la figure 17-2 dans l'encadré « Quelques explications »). En 2011, les émissions ont atteint 3 066 kilotonnes (kt) pour les TPS,1 190 kt pour les PM_{10} et 276 kt pour les $PM_{2,5}$. C'est dans les Prairies qu'il y a eu le plus d'amélioration. Dans cette région, les diminutions sont principalement attribuables à la réduction de la superficie des terres en **jachère**, ainsi qu'à l'adoption de pratiques de **travail réduit du sol** et de **culture sans travail du sol** qui ont réduit la quantité de particules produites durant la préparation des terres et la récolte.

Enjeu : pourquoi est-il important?

Les particules comprennent des particules solides et des gouttelettes de différentes grosseurs et de composition chimique variée en suspension dans l'air. Les particules sont considérées comme primaires si elles sont émises directement dans l'air et comme secondaires si elles sont formées dans l'air par suite de procédés physiques ou chimiques. Les études épidémiologiques montrent que l'augmentation des concentrations, notamment celle des **particules fines** ($PM_{2,5}$), s'accompagne d'effets nocifs sur la santé, comme une plus grande incidence de maladies respiratoires et de décès prématurés (Donham et Thelin, 2006; Samet et Krewski, 2007; United States Environmental Protection Agency, 2004). Les particules sont reconnues comme un polluant atmosphérique qui réduit la visibilité, contribue à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique et à la formation des pluies acides et du smog, et qui influe sur le climat en modifiant la quantité d'énergie solaire qui atteint la surface de la Terre et la quantité d'énergie renvoyée dans l'espace.

Il y a longtemps que les activités agricoles sont reconnues comme une source importante d'émission de particules atmosphériques (Saxton, 1996). Les principales sources agricoles de particules primaires comprennent la poussière du sol et des matières biologiques, les gouttelettes et les particules provenant des produits agrochimiques, ainsi que les bactéries qui jouent sur la qualité de l'air intérieur et extérieur. Les émissions d'**ammoniac** sont la principale source agricole de **particules secondaires** (celles qui sont formées dans l'air – voir la figure 17-1). Comme les postes de surveillance de l'air en milieu rural sont rares, on en sait peu sur la qualité de l'air dans ces régions.

Les émissions de particules d'origine agricole varient dans le temps et dans l'espace. Par exemple, les émissions attribuables à la préparation des terres et à la récolte sont saisonnières, tandis que les émissions issues des activités d'élevage varient selon le type d'animal et de bâtiment. On peut mieux estimer les émissions provenant des différentes sources agricoles en tenant compte de ces variations spatiales et temporelles ainsi que de l'impact des mesures d'atténuation, telles que les changements apportés aux pratiques d'utilisation et de gestion des terres. Il est important de pouvoir démontrer comment les pratiques agricoles atténuent les émissions de particules dans différentes régions et différents systèmes de production, et quels sont leurs effets au fil du temps. Par exemple, les changements et les améliorations apportés à la gestion des terres ont donné lieu à une baisse constante des émissions de particules produites par l'agriculture depuis 1981.

De gauche à droite : particules primaires résultant de l'érosion éolienne, de la préparation des terres (travail du sol) et de la récolte.

Quelques explications

QUELLE EST LA DIFFÉRENCE ENTRE LES PARTICULES PRIMAIRES ET LES PARTICULES SECONDAIRES?

Les particules primaires sont libérées telles quelles dans l'air. Elles sont issues notamment de l'érosion éolienne, du travail du sol (poussières du sol), des brûlages (suie), de la récolte et de la manutention des grains (poussières céréalières). Les particules secondaires se forment dans l'air. Ainsi, l'ammoniac, les composés organiques volatils (COV) biogènes émis par les plantes et le monoxyde d'azote provenant du sol réagissent avec d'autres polluants atmosphériques pour former des particules qui contribuent au smog (figure 17-1).

QUELLES SONT LES PRINCIPALES SOURCES AGRICOLES DE PARTICULES PRIMAIRES?

Les particules inorganiques sont un mélange complexe de minéraux composés surtout de particules de poussière issues de la matrice du sol et constituées principalement de quartz et d'autres silicates. Les poussières inorganiques, notamment celles du quartz, contribuent à la fibrose pulmonaire (Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail, 2012).

Les particules biologiques comprennent un vaste éventail de matières de sources organiques, dont les squames animales, la poussière du fumier, les gouttelettes d'urine, les poussières céréalières, les spores fongiques, les bactéries et le pollen. Ces matières peuvent comprendre des **agents pathogènes** infectieux. Parmi les risques pour la santé, mentionnons les réactions allergiques et les infections respiratoires générales.

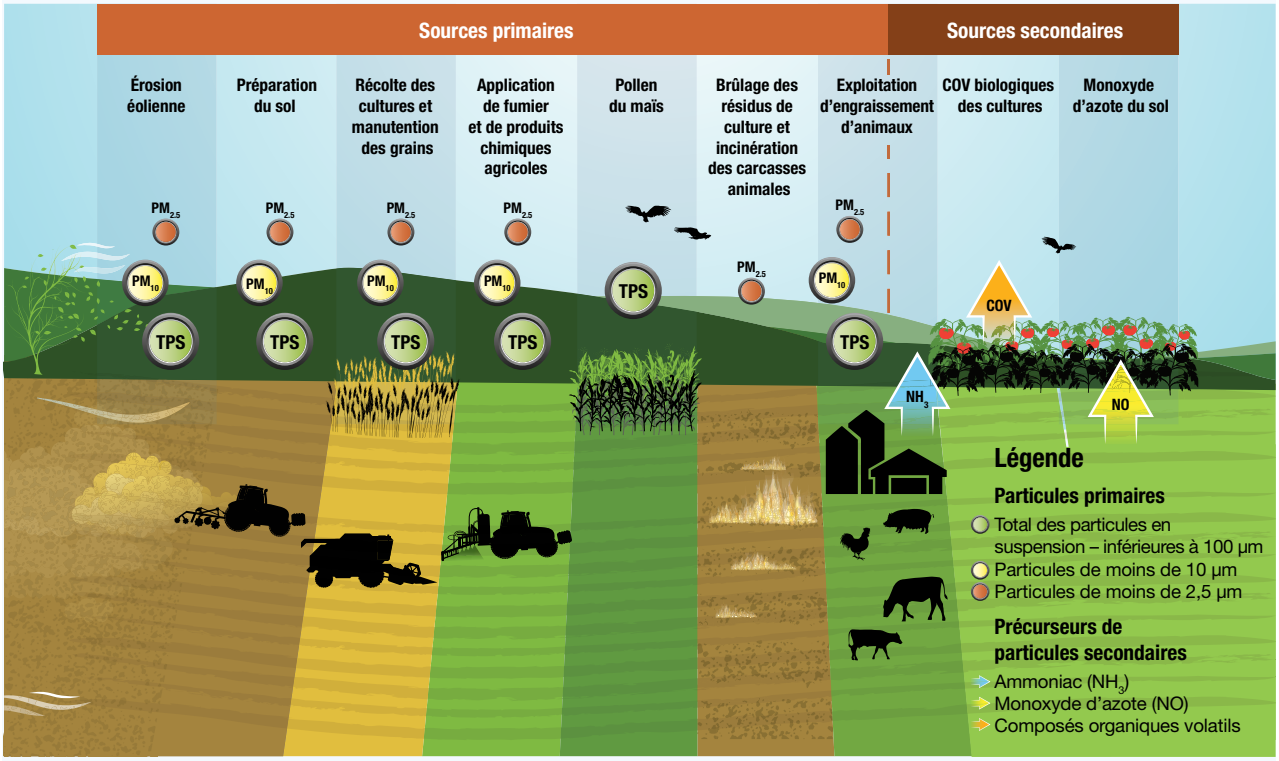


Figure 17-1 : Principaux facteurs et activités contribuant à l'émission de particules primaires et secondaires en agriculture

Suite à la page suivante

Quelques explications

QUE REPRÉSENTENT LES DIFFÉRENTES TAILLES DE PARTICULES?

Les particules comprennent des millions de composés chimiques, de poussières et de matières biologiques, dont des fibres de plume, des squames d'animaux et des bactéries. Ces particules, illustrées à la figure 17-2, sont classées en fonction de leur **diamètre aérodynamique** et définies comme suit :

$PM_{2.5}$ Particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 micromètres. Ces particules sont facilement inhalées dans les voies aériennes inférieures (régions pulmonaires des échanges gazeux), où elles peuvent se déposer et causer des effets nocifs sur la santé.

PM_{10} Particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 micromètres, incluant les $PM_{2,5}$. Ces particules inhalables peuvent se déposer dans les bronches et les poumons et causer des problèmes de santé.

TPS Toutes les particules en suspension dans l'atmosphère ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 100 micromètres.

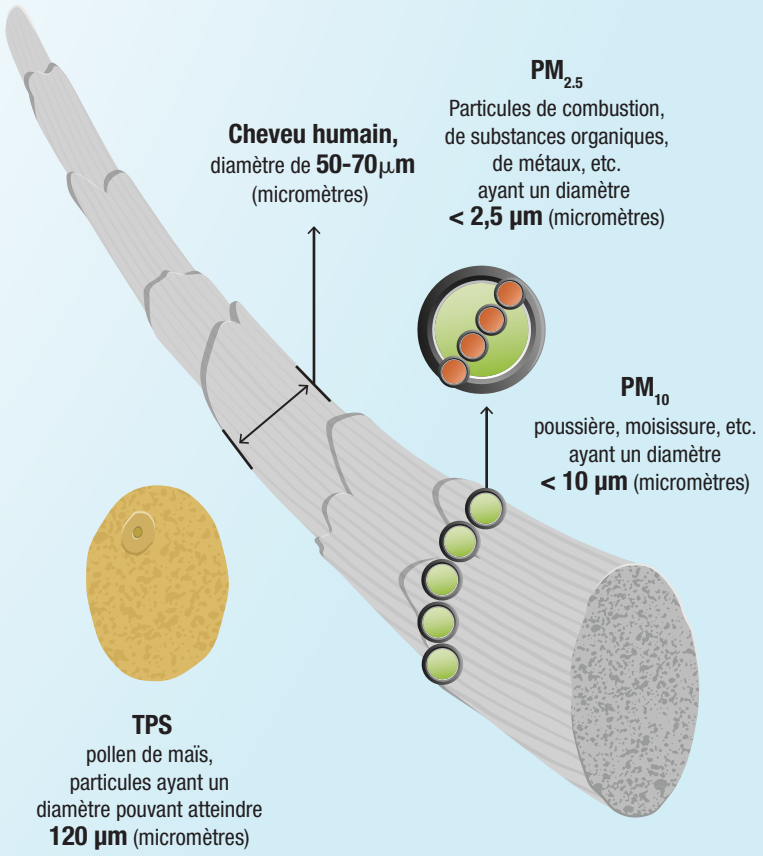


Figure 17-2 : Catégories de tailles des particules – illustration adaptée de la United States Environmental Protection Agency, 2004

Indicateur

Des modifications ont été apportées au modèle de l'IEPA, et de nouvelles données, dont celles du **Recensement de l'agriculture** de 2011, ont été incluses dans l'analyse depuis le rapport précédent sur l'indicateur agroenvironnemental (Eilers et coll., 2010). Les valeurs de toutes les années de recensement précédentes ont été calculées à nouveau, ce qui a entraîné de légères différences dans les valeurs déclarées. En cas de différence entre les conclusions tirées dans les deux rapports, le présent rapport prévaut.

L'IEPA a été mis au point pour que l'on puisse évaluer les émissions de particules primaires produites par les activités agricoles ainsi que l'impact des pratiques adoptées pour atténuer ces émissions. L'indicateur permet d'estimer les émissions annuelles de trois catégories de particules (TPS, PM_{10} et $PM_{2,5}$ en kilotonne par année). Les sources agricoles de particules comprennent l'érosion éolienne, la préparation des terres, la récolte, le brûlage des résidus de culture, la manutention des grains, le pollen, l'épandage d'engrais et l'application de produits chimiques, les exploitations d'engraissement d'animaux et l'incinération des carcasses (figure 17-1).

Pour calculer l'IEPA, les données des activités sont recueillies à l'égard de chaque source agricole et un **facteur d'émission** est appliqué pour l'estimation des émissions de particules totales. Par exemple, pour calculer les émissions de particules primaires provenant de la récolte, on multiplie la surface cultivée par le facteur d'émission (kg de particules par hectare de type de culture par année). La plupart des données sur les activités sont tirées du Recensement de l'agriculture et de l'Enquête sur la gestion agroenvironnementale (EGA). Les émissions de particules ont été calculées pour chaque année de recensement au niveau du **polygone des Pédo-paysages du Canada (PPC)**, puis les émissions de particules de chaque polygone de PPC ont été additionnées afin d'estimer les émissions aux échelles provinciale et nationale. La gamme d'émissions a été divisée en cinq catégories relatives de risque, de très faible à très élevé, pour faire ressortir les changements survenus au fil du temps (1981 à 2011) dans les polygones PPC individuels ainsi que les différences annuelles entre les polygones PPC. Les catégories de risque se rattachant aux différents polygones PPC agricoles fournissent une indication de l'importance de la contribution des particules aux émissions, mais elles ne sont pas directement liées à la qualité de l'air de la région. La qualité de l'air à l'échelle locale ou régionale dépend de nombreux facteurs environnementaux qui, en définitive, modulent la dispersion et la distribution des particules depuis la source originale. Par ailleurs, comme la variation temporelle des émissions provenant de la plupart des sources agricoles n'est pas perceptible lorsque les résultats sont présentés sur une base annuelle, les données sur les particules provenant de l'érosion éolienne, du travail de la terre et des récoltes sont présentées sur une base mensuelle.

Limites

Pour fournir une estimation globale des émissions de particules primaires, l'IEPA tient compte du plus grand nombre possible d'activités agricoles contribuant aux émissions. La principale limite de cette approche réside dans la qualité des données sur les activités et les facteurs d'émission correspondants. Dans la mesure du possible, les données manquantes ont été estimées sur la base de l'opinion des experts (p. ex., données de certains aspects de la manutention des grains) ou obtenues d'autres organismes gouvernementaux (p. ex., données sur l'épandage de **pesticides** chimiques). De nombreux facteurs d'émission n'ayant pas encore été calculés pour l'agriculture canadienne, il a fallu utiliser les facteurs provenant d'études menées aux États-Unis où les conditions ne sont pas nécessairement les mêmes qu'au Canada.

Même si l'indicateur est axé sur les particules primaires produites par les activités agricoles, les particules secondaires représentent aussi une composante importante. Pour obtenir une vue d'ensemble, il faudra, à l'avenir, incorporer les émissions de particules secondaires à cet indicateur.

Des études plus poussées sur les émissions de particules d'origine agricole et les facteurs d'émission correspondant aux conditions canadiennes pourraient améliorer l'indicateur des émissions de particules d'origine agricole et contribuer à une meilleure modélisation des émissions de particules. Ces travaux pourraient inclure l'intégration des particules secondaires dans l'IEPA – une étape qui nécessitera la collaboration des experts de la modélisation atmosphérique.

Résultats et interprétation

En 2011, les émissions de particules d'origine agricole se chiffraient à 3 066 kt de TPS, 1 190 kt de PM_{10} et 276 kt de $PM_{2,5}$ (tableau 17-1). Les figures 17-3, 17-4 et 17-5 montrent les émissions nettes de particules par hectare de terres agricoles, à l'échelle des polygones des PPC, pour le TPS, les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ respectivement, pour 2011. Pour toutes les catégories de particules, il y a des zones où les émissions sont *élevées* ou *très élevées* dans les écorégions suivantes : prairies mixtes humides, prairies mixtes, forêts-parcs à trembles, plaines du Manitoba de la région des Prairies, Manitoulin-lac Simcoe ainsi que les basses terres du lac Érié et les basses terres du Saint-Laurent de la région des plaines à forêts mixtes.

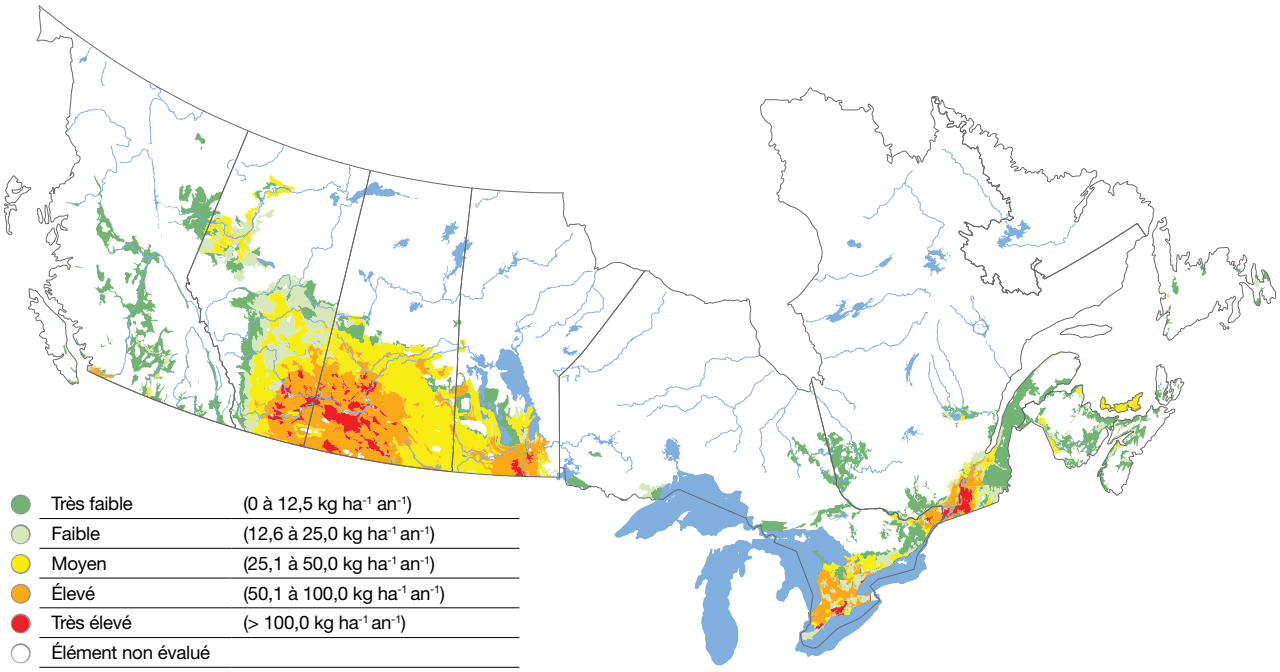


Figure 17-3 : TPS (kg ha^{-1} an^{-1}) en 2011

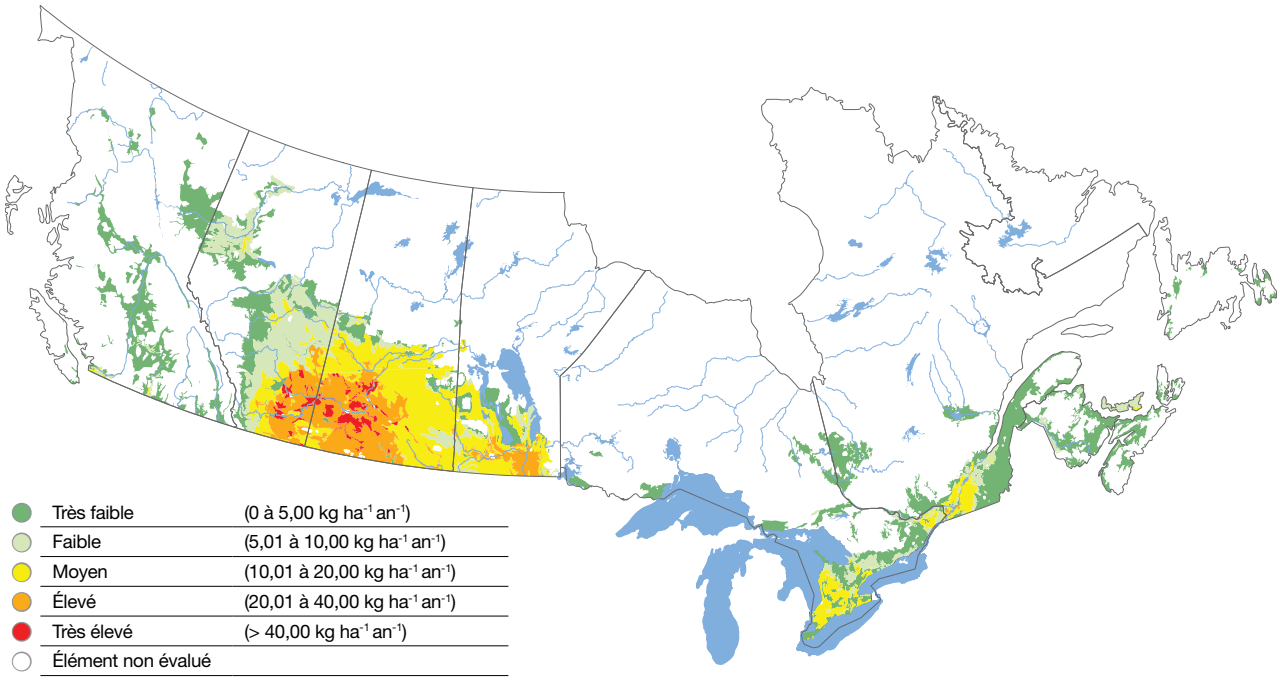


Figure 17-4 : Émissions de PM_{10} (kg ha^{-1} an^{-1}) en 2011

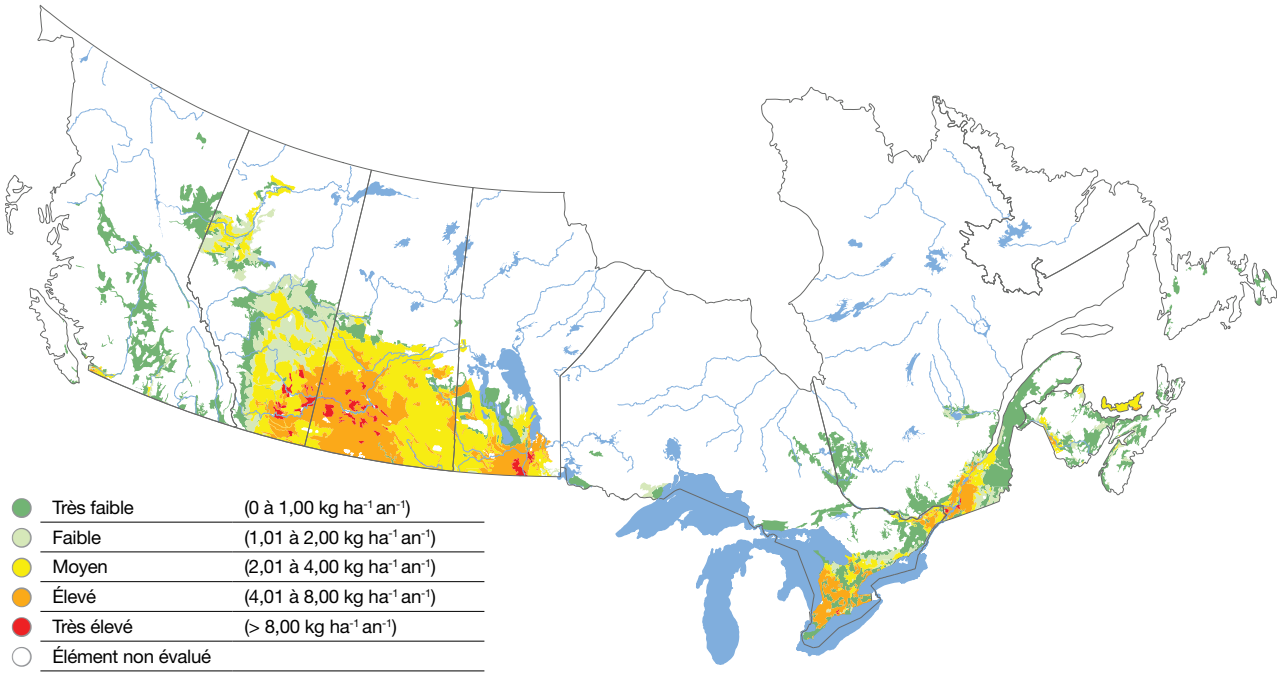


Figure 17-5 : Émissions de $PM_{2,5}$ (kg ha^{-1} an^{-1}) en 2011

Les émissions totales de particules provenant de sources agricoles au Canada révèlent une tendance à la baisse de 1981 à 2011 (tableaux 17-1 et 17-2), avec une diminution de 63 % pour le TPS, 58 % pour les PM_{10} et 61 % pour les $PM_{2,5}$. Entre 2006 et 2011, la diminution des trois catégories de particules a été d'environ 22 %, témoignant de l'importance des améliorations récentes de l'indicateur. La figure 17-6 illustre l'évolution du TPS émis entre 1981 et 2011 (résultats similaires pour le TPS, les PM_{10} et les $PM_{2,5}$; c'est pourquoi seule la carte du TPS est présentée ici). Toutes les régions du pays montrent des améliorations, les plus importantes étant constatées dans les Prairies. Ces résultats sont directement attribuables aux meilleures pratiques de gestion du sol comme le travail réduit du sol ainsi qu'à la réduction de la superficie des terres en jachère, qui ont entraîné une baisse des émissions de particules issues de l'érosion éolienne dans cette région.

Tableau 17-1 : Émissions de particules (en kilotonne) découlant des activités agricoles canadiennes, de 1981 à 2011

	Émissions TPS (kt an^{-1})							Émissions de PM_{10} (kt an^{-1})							Émissions $PM_{2,5}$ (kt an^{-1})						
Province	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
C.-B.	29	28	27	25	24	23	19	8	8	8	8	6	7	5	2	2	2	2	2	2	1
Alb.	2 053	1 962	1 779	1 527	1 253	1 027	777	712	688	632	588	474	412	325	184	176	159	144	110	90	68
Sask.	4 672	4 148	3 676	3 137	2 775	2 079	1 518	1 707	1 529	1 357	1 248	1 107	883	647	409	364	322	286	243	184	139
Man.	772	675	611	542	497	418	368	255	230	210	202	173	152	131	67	61	54	52	50	43	37
Ont.	643	565	542	488	490	255	232	89	84	81	71	61	57	49	32	31	30	26	23	21	18
Qc	161	171	179	193	243	129	130	25	24	24	26	27	26	26	9	9	9	9	11	10	10
PA*	29	26	25	26	27	23	21	7	7	7	7	6	6	5	3	2	2	2	2	2	2
Canada	**8 360**	**7 575**	**6 840**	**5 938**	**5 308**	**3 954**	**3 066**	**2 803**	**2 571**	**2 319**	**2 150**	**1 856**	**1 543**	**1 190**	**707**	**644**	**578**	**522**	**441**	**353**	**276**

* Les provinces de l'Atlantique (PA) comprennent le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard et Terre-Neuve-et-Labrador.

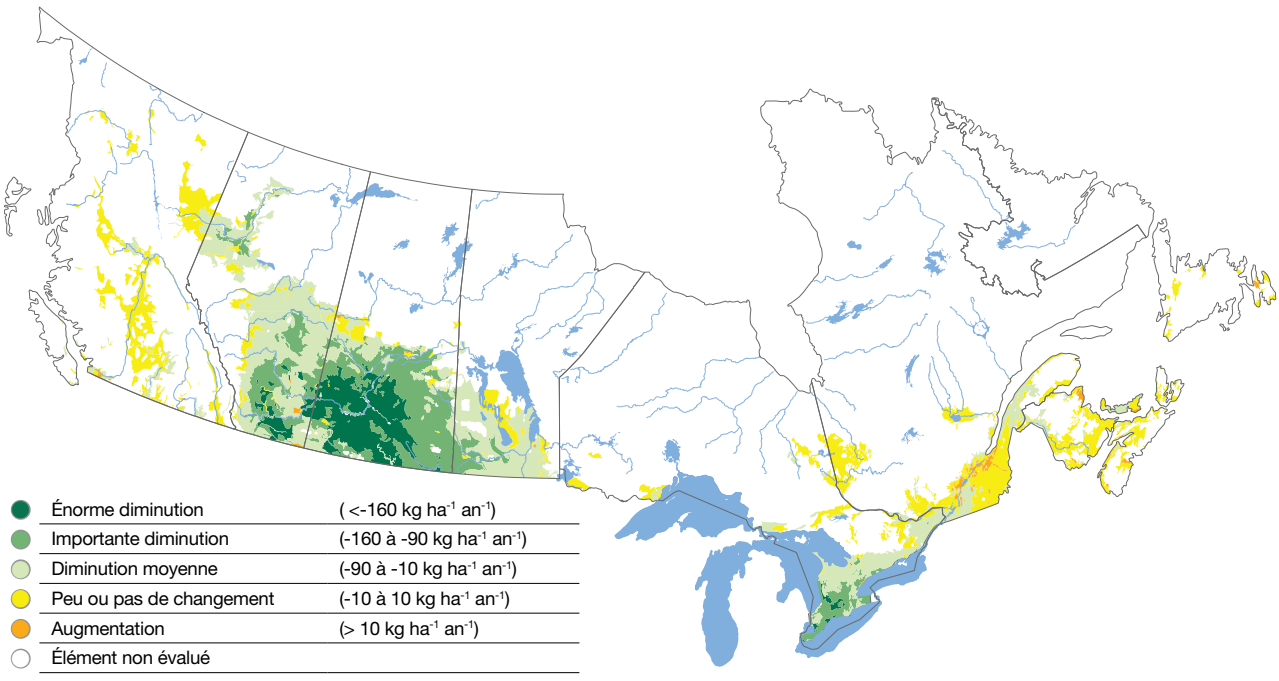


Figure 17-6 : Évolution du TPS (kg ha^{-1} année^{-1}) entre 1981 et 2011 (les valeurs négatives indiquent une baisse des émissions dans le temps)

Tableau 17-2 : Pourcentage* de terres agricoles dans chaque catégorie d'intensité d'émissions du TPS, de 1981 à 2011

Catég.	Très faible							Faible							Moyenne							Élevée							Très élevée						
Année	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Colombie-Britannique	69	82	85	81	88	89	89	18	8	7	11	6	4	5	7	7	6	4	5	4	2	5	2	2	3	2	3	3	1	0	0	1	0	0	0
Alberta	3	4	4	5	7	7	12	4	5	5	5	11	11	29	7	9	11	14	29	45	37	24	30	41	46	38	26	18	62	52	39	29	16	10	4
Saskatchewan	1	2	2	2	3	2	2	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	2	17	45	3	7	10	20	44	45	41	95	90	87	77	51	35	10
Manitoba	7	10	10	8	10	11	11	3	2	1	3	1	1	2	2	3	3	5	7	29	47	13	29	44	47	64	54	36	75	56	42	37	18	5	4
Ontario	10	12	12	12	15	13	21	5	10	12	3	15	14	21	9	25	25	15	29	21	17	23	48	46	23	41	51	37	53	5	5	46	0	1	4
Québec	25	39	39	27	32	30	41	25	26	22	17	21	20	15	22	19	20	21	25	18	12	13	16	19	12	22	29	19	15	0	0	23	0	3	13
Nouveau-Brunswick	39	59	47	30	55	49	61	33	14	26	40	17	24	18	20	19	20	15	23	21	21	9	8	7	15	5	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Nouvelle-Écosse	52	71	73	41	70	65	72	36	19	19	44	24	28	20	6	9	8	14	6	6	5	5	0	0	1	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0
Île-du-Prince-Édouard	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	51	69	76	47	83	100	97	49	31	24	53	17	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Terre-Neuve-et-Labrador	94	100	100	95	100	99	91	6	0	0	2	0	1	9	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Canada	**7**	**10**	**10**	**9**	**11**	**11**	**14**	**5**	**5**	**5**	**4**	**6**	**6**	**13**	**5**	**7**	**8**	**8**	**15**	**27**	**37**	**13**	**20**	**26**	**31**	**41**	**37**	**30**	**70**	**58**	**52**	**48**	**27**	**18**	**7**

* Ce tableau ne comprend que les polygones des PPC qui contiennent au moins 5 % de terres agricoles pour chacun des recensements (1981-2011).

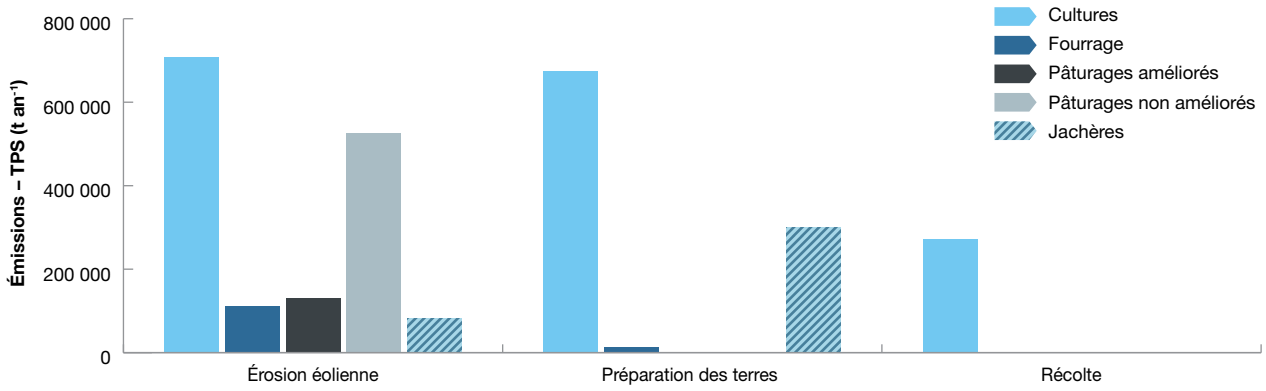


Figure 17-7 : Contribution de la couverture du sol aux émissions de particules attribuables à l'érosion éolienne, à la préparation des terres et à la récolte des cultures

L'érosion éolienne, la préparation des terres et la récolte sont les principales sources d'émission de particules des **terres cultivées** (figure 17-7). Plus de 75 % de toutes les particules émises par les activités agricoles au Canada proviennent de la préparation des terres et de l'érosion éolienne. Cette dernière génère à elle seule près de la moitié des émissions totales de particules au Canada. La préparation des terres est la deuxième plus importante source d'émission de particules agricoles, comptant pour 17 % à 36 % du total, et la récolte contribue quant à elle à 10 % des émissions totales de particules.

D'autres activités expliquent les quelque 10 % restants des émissions totales de particules issues de l'agriculture. Une partie importante de ce nombre vient des **pâturages non améliorés** qui sont exposés à l'érosion éolienne. Les terres en jachère génèrent elles aussi une portion importante des émissions de particules attribuables à la préparation des terres. Les émissions de particules varient selon les méthodes saisonnières de gestion des terres (voir l'encadré sur les « Variations mensuelles des émissions de particules »).

Variations mensuelles des émissions de particules

Compte tenu du profil saisonnier des sources dominantes d'émissions de particules, les émissions mensuelles des trois principales sources agricoles ont été quantifiées pour 2011. Les résultats liés à la préparation des terres et à la récolte ont été calculés au moyen des dates de récolte et de travail du sol. La quantité de résidus au sol a servi aux calculs liés à l'érosion éolienne.

ÉROSION ÉOLIENNE

Pendant les mois d'hiver (novembre à mars), la couverture de neige au sol réduit considérablement le total des particules en suspension (figure 17-8). Après le dégel, une tendance à la hausse s'observe à partir d'avril et se poursuit jusqu'à ce que la couverture végétale vienne protéger la surface du sol contre l'érosion éolienne. Le TPS suit alors une tendance à la baisse jusqu'en août, lorsque les cultures précoces sont récoltées. Après la récolte, la surface des champs est exposée partiellement ou entièrement, selon que des résidus sont laissés au sol ou non, puis vient le temps du travail du sol, s'il y a lieu. Les terres sont alors exposées à l'érosion éolienne jusqu'à ce que la neige vienne les recouvrir.

Suite à la page suivante

Variations mensuelles des émissions de particules

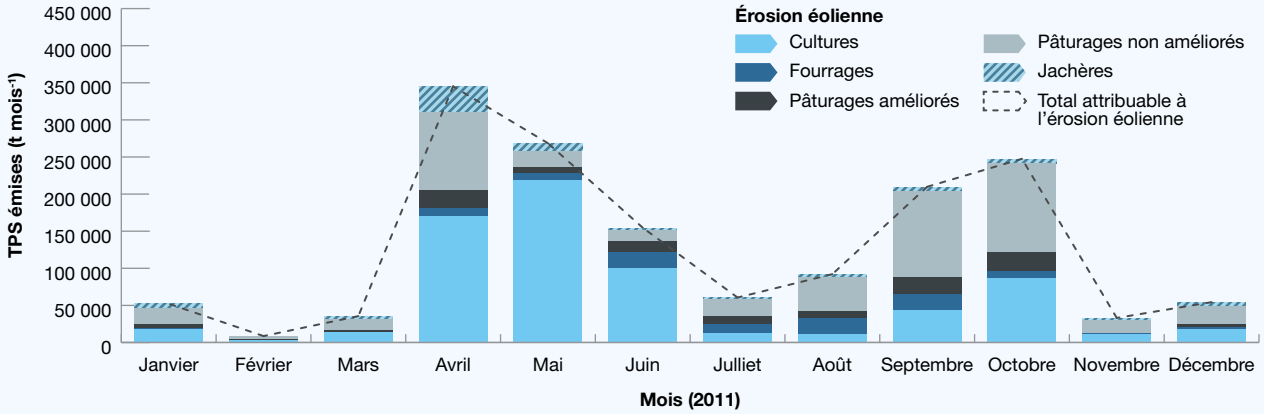


Figure 17-8 : Émissions mensuelles au Canada (TPS) selon différents types de couverture du sol et attribuables à l'érosion éolienne, estimées d'après les données du recensement de 2011

Le graphique révèle deux pics d'émissions au cours des principales périodes de travail du sol des terres cultivées et des terres en jachère (figure 17-9). Les émissions de particules secondaires (TPS) imputables aux récoltes sont beaucoup plus faibles que celles liées à l'érosion éolienne et à la préparation des terres, et ne s'observent que durant la période d'août à octobre.

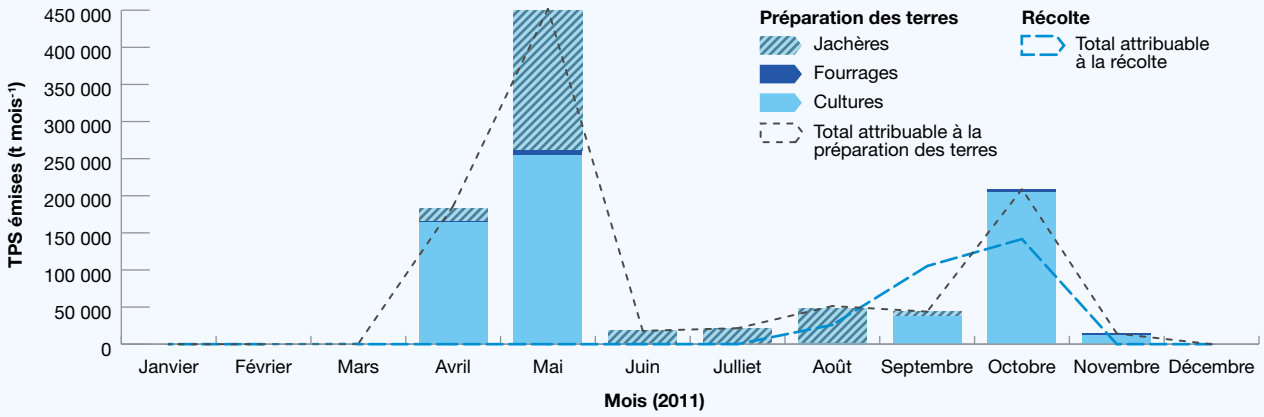


Figure 17-9 : Émissions mensuelles de particules (TPS) au Canada selon différents types de couverture du sol et attribuables à la préparation des terres et à la récolte des cultures, estimées d'après les données du recensement de 2011

La baisse dans les émissions de particules survenue entre 1981 et 2011 reflète manifestement les changements apportés dans l'utilisation des terres et les pratiques de gestion du sol. Même si l'érosion éolienne, la préparation des terres et la récolte des cultures sont les principaux facteurs contribuant aux émissions de particules (figures 17-8 et 17-9), la diminution globale des émissions de particule est principalement due à la réduction ou à l'élimination du travail du sol, ainsi qu'à la diminution de la superficie en jachère. Ces changements compensent amplement les émissions attribuables aux augmentations dans les populations animales, à l'épandage d'engrais et à la superficie des terres cultivées. La figure 17-10 montre les contributions des différentes sources d'émissions de particules en 2011.

Au Canada, comme ce sont les provinces des Prairies qui comptent la plus grande proportion de terres agricoles, ce sont ces provinces qui contribuent le plus aux émissions de TPS, de PM_{10} et de $PM_{2,5}$, la Saskatchewan générant près de la moitié des émissions nationales et l'Alberta, près du quart. Quelques régions de grandes cultures en Ontario et au Québec produisent aussi des quantités importantes d'émissions. En raison de la petite taille du secteur agricole de Terre-Neuve-et-Labrador et du peu de données qui existent pour cette région, on ne peut se fier aux estimations des émissions pour cette province. La figure 17-11 illustre la baisse des émissions de particules secondaires (TPS) observée pour toutes les provinces entre 1981 et 2011.

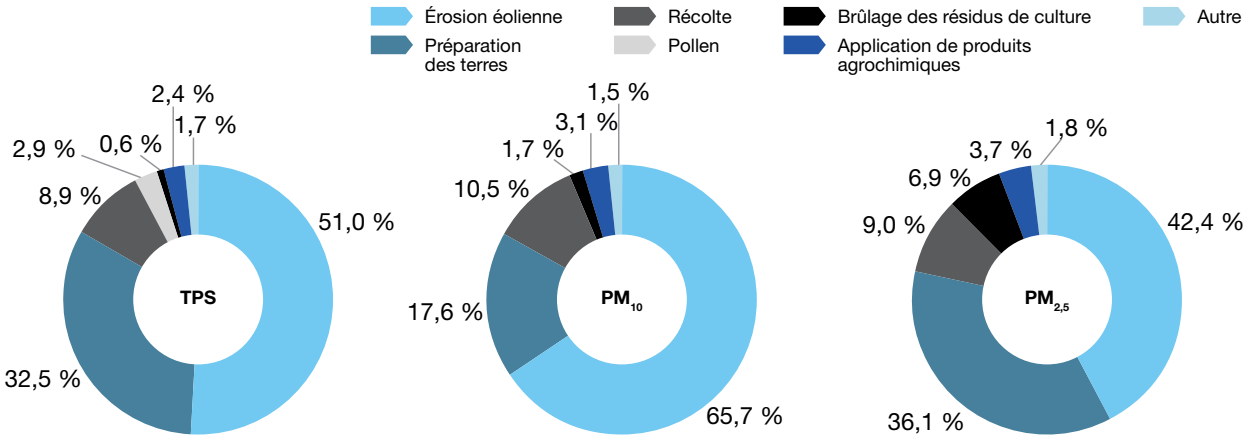
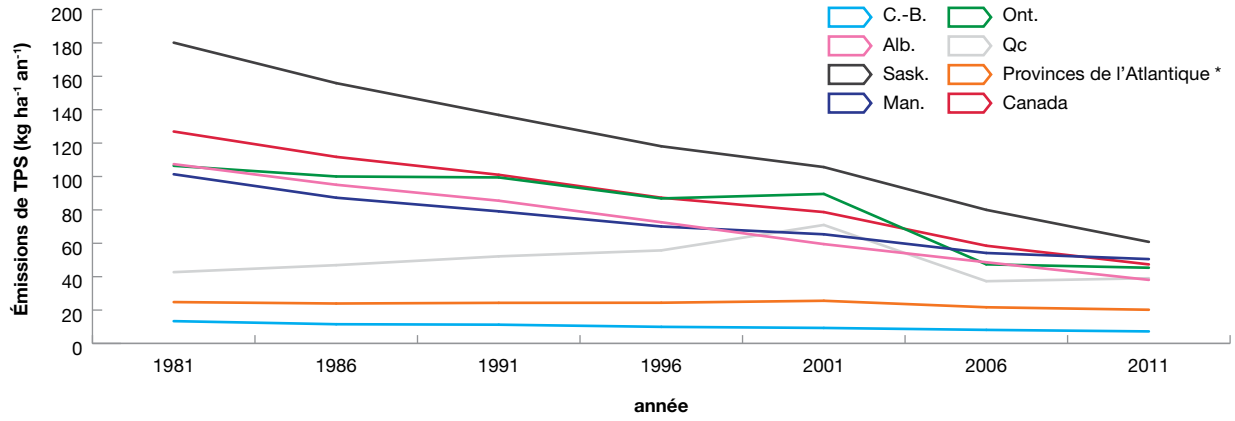


Figure 17-10 : Contribution des différentes sources agricoles aux émissions de particules en 2011 : TPS, PM_{10} et $PM_{2,5}$



* Les provinces de l'Atlantique comprennent le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard et Terre-Neuve-et-Labrador.

Figure 17-11 : Évolution des émissions de particules par hectare de terres agricoles entre 1981 et 2011

Moyens d'action

Il existe de nombreuses façons de modifier les pratiques d'utilisation des terres pour atténuer les émissions de particules d'origine agricole. Les pratiques d'atténuation qui s'avèrent utiles dépendent toutefois du type d'activité agricole. On peut notamment réduire les émissions en favorisant les cultures couvre-sol et en réduisant la superficie des terres en jachère.

Les particules primaires provenant de l'élevage sont générées par les animaux logés dans des granges ou des bâtiments d'élevage. On peut réduire les émissions en modifiant l'environnement de production, par exemple en réduisant la période de confinement des animaux (ou en augmentant le temps de pâturage), en ramassant plus souvent la litière et le fumier, en installant des systèmes de dépoussiérage ou de ventilation à air filtré et en utilisant un pulvérisateur d'eau ou d'huile pour réduire la poussière au sol.

Une plus grande couverture du sol peut réduire sensiblement les émissions issues de l'érosion éolienne. Les principales pratiques utilisées pour accroître la couverture comprennent la réduction ou l'élimination du travail du sol, la diminution de la superficie en jachère, l'expansion des terres de pâturage, l'inclusion de **cultures fourragères** dans les rotations, la culture de **couvre-sol d'hiver**, la culture en bandes alternantes, la **culture en courbes de niveau** et l'aménagement de brise-vent.

Les émissions atmosphériques générées durant le travail du sol sont produites par les opérations mécaniques de préparation du sol. Ces émissions dépendent de la superficie labourée, du type de matériel employé (p. ex., passage de disques ou de la charrue) et du nombre d'opérations de labour réalisées durant l'année. Un travail du sol moins fréquent ou l'utilisation de méthodes sans travail du sol permettent de réduire les émissions de particules. Par ailleurs, l'utilisation de produits chimiques pour lutter contre les mauvaises herbes sur les terres en jachère peut aider à faire reculer les émissions de particules en réduisant le nombre de fois que le sol doit être labouré au cours d'une année.

Les émissions découlant des activités de récolte sont produites lorsque les moissonneuses-batteuses et les véhicules sillonnent les champs. Ces émissions varient selon le type de culture. Il y a toutefois peu de pratiques particulières qui peuvent aider à réduire les émissions liées à la récolte. On peut cependant atténuer celles-ci en récoltant lorsque l'humidité relative est élevée et que le vent est faible. Certaines techniques de lutte contre l'érosion éolienne, comme l'aménagement de terrasses et la culture en courbes de niveau ou en bandes alternantes, aident à réduire le transport par le vent des fragments de culture. La réduction ou l'élimination du travail du sol et la gestion des résidus de culture constituent d'autres moyens de faire baisser les émissions provenant des véhicules utilisés dans les champs.

Les émissions liées à l'épandage des engrais sont générées lorsqu'il vente ou durant les activités de préparation des terres. La meilleure façon de limiter les émissions résultant de l'épandage d'engrais consiste à optimiser la gestion des éléments nutritifs, notamment en choisissant le meilleur moment et la meilleure méthode d'épandage des engrais et en adaptant les apports en **éléments nutritifs** aux besoins des cultures.

L'application de produits agrochimiques aux terres cultivées est une pratique répandue chez les producteurs canadiens. Cette pratique aide beaucoup à accroître la productivité, mais la dérive possible des produits chimiques risque de contribuer aux émissions. Même si, pour le moment, les émissions estimées provenant de cette source sont très faibles, la dérive des produits chimiques pourrait avoir des effets locaux défavorables considérables comparativement à celles d'autres sources d'émissions d'origine agricole. On peut néanmoins atténuer le risque de dérive de produits chimiques et d'émission de particules en appliquant les produits seulement par temps calme et fraism en choisissant des buses de conception appropriée et en réduisant la vitesse de pulvérisation et la hauteur de la rampe.

La recherche et le développement dans ce domaine aideront à accroître les connaissances, la fiabilité des valeurs déclarées et l'efficacité des stratégies d'atténuation. La recherche permettra également de renforcer notre capacité de prédiction, dont celle de prédire les effets des changements climatiques et des changements connexes dans le paysage agricole qui peuvent influer sur les émissions futures. Les connaissances acquises permettront au secteur agricole de continuer à répondre efficacement aux changements qui touchent les marchés, les conditions climatiques et les systèmes de production.

Références

Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail. 2012. http://www.cchst.ca/oshanswers/chemicals/lungs_dust.html (dernière consultation le 2 février 2015).

Donham, K.J. et A. Thelin. 2006. *Agricultural medicine: Rural occupational and environmental health for the health professions*. Victoria, Australie. Blackwell.

Samet, J. et D. Krewski. 2007. *Health effects associated with exposure to ambient air pollution*. Journal of Toxicology and Environmental Health, 70: 227-242.

Saxton, K.E. 1996. *Agricultural wind erosion and air quality impacts: A comprehensive research program*. American Journal of Alternative Agriculture, 11: 64-70.

United States Environmental Protection Agency.2004. *Air quality criteria for particulate matter*. EPA Report 600/P-99/002aF-bF. Environmental Protection Agency (EPA), Washington, DC

Applications et orientations futures

Sommaire

Les **indicateurs agroenvironnementaux (IAE)**[1] présentés dans ce rapport donnent un aperçu de l'état actuel et de la tendance de la performance agroenvironnementale du Canada. En règle générale, ils se répartissent en deux catégories :

1. *Indicateurs de risque*, qui donnent une estimation de la probabilité d'un effet sur l'environnement.
2. *Indicateurs d'état*, qui donnent une estimation de l'existence et de l'ampleur d'un effet.

On s'intéresse de plus en plus aux indicateurs d'un troisième type, les indicateurs d'intensité, qui donnent une estimation de l'efficacité de l'utilisation des ressources, habituellement par la comparaison des intrants et des extrants d'une ressource donnée, comme l'eau ou un combustible. En nombre croissant, les consommateurs exigent des détaillants – et donc des producteurs et des groupements de producteurs spécialisés – la preuve que les produits agroalimentaires sont réalisés de façon écologiquement durable. Voilà qui a créé une demande d'indicateurs portant sur des produits particuliers qui cernent les effets ou les risques environnementaux en fonction d'une unité de production, par exemple un litre de lait, un kilogramme de bœuf ou une tonne de céréale.

1. Le chapitre 18 « Intensité des émissions de gaz à effet de serre attribuables aux produits agricoles » présente les calculs des émissions totales de gaz à effet de serre (GES) attribuables à la production d'une unité d'un produit agricole donné dans différentes régions du Canada. Il donne les résultats pour les principales grandes cultures, les produits laitiers et le bœuf. Les travaux relatifs aux mesures de la durabilité en cours à AAC visent à fournir les méthodes et les données scientifiques nécessaires à ces calculs et à d'autres calculs d'intensité ou d'empreinte écologique.

Pour être viables, les systèmes de production qui sont durables sur le plan environnemental doivent aussi l'être sur le plan économique. AAC met au point des outils et des approches pour relier les indicateurs de durabilité agroenvironnementale aux modèles économiques afin de guider l'élaboration et l'évaluation des politiques et des programmes et de répondre à des questions relatives à des produits particuliers quant à la durabilité économique d'autres utilisations des terres ou d'autres pratiques de gestion reconnues comme étant favorables à l'environnement.

2. Le chapitre 19 sur la modélisation intégrée offre des renseignements sur la façon dont les indicateurs peuvent être combinés à des modèles économiques pour éclairer l'élaboration et l'évaluation des politiques et des programmes. Il donne des exemples de la façon dont les IAE ont été utilisés récemment, pour fournir à Environnement Canada des estimations des émissions de GES dans le secteur agricole et pour réaliser les évaluations environnementales des programmes de gestion des risques de l'entreprise.

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

18 Intensité des émissions de gaz à effet de serre attribuables aux produits agricoles

Auteurs :
R.L. Desjardins, D. Worth, X. Vergé, D. Maxime, A. VanderZaag, J.A. Dyer et Y.A. Arcand

Sommaire

L'indicateur de **l'intensité des émissions**[1] de des **gaz à effet de serre (GES)** attribuables aux produits agricoles canadiens donne une estimation de la quantité nette (les émissions moins les absorptions) de gaz à effet de serre (GES) émis par unité de produit agricole, par exemple une tonne d'une culture donnée ou un kilogramme (kg) de lait. Il tient compte de toutes les émissions de GES depuis la production à la ferme jusqu'à la sortie de l'usine de transformation. On peut aussi parler de l'**empreinte carbone** partielle (figure 18-1) pour désigner la somme des émissions et absorptions de GES se rattachant à un produit, de la ferme jusqu'à son départ de l'usine de transformation.

L'intensité des émissions renvoie à la quantité de GES, mesurée en **équivalent dioxyde de carbone** (éq. CO_2)[2], émise par hectare (ha) ou par poids unitaire d'un produit. Pour faciliter la comparaison, le poids unitaire retenu dans ce chapitre est exprimé en kilogramme, même s'il est plus courant de mesurer les cultures céréalières en tonne et les produits liquides, comme le lait, en litre. L'intensité des émissions de GES attribuables à un produit agricole dépend de facteurs comme le climat, les pratiques de gestion agricole, le rendement de culture ou la productivité de l'élevage, et elle peut varier au fil du temps et d'une région à l'autre. Ainsi, l'intensité des émissions moyenne de la production de bœuf à la ferme au Canada est passée de 14,9 kg à 9,5 kg éq. CO_2 par kg de **poids vif** entre 1991 et 2006 (Desjardins et coll., 2012). L'intensité des émissions de la production de bœuf n'a pas été la même dans l'est et dans l'ouest du pays, en raison surtout des différences d'intensité des émissions des cultures destinées à l'alimentation des bovins.

L'estimation de l'intensité des émissions des cultures agricoles, à l'échelle provinciale, allait de 130 kg éq. CO_2 par ha à 3 380 kg éq. CO_2 par ha, et celle des produits laitiers canadiens, de 1,0 kg éq. CO_2 par kg de lait liquide à 10,1 kg éq. CO_2 par kg de lait en poudre. Selon une **allocation économique**, qui répartit les émissions en fonction du prix relatif des produits (voir l'encadré sur l'« Allocation des émissions »), l'intensité des émissions de GES du bœuf et de ses coproduits allait de 19 kg éq. CO_2 par kg de **coupe primaire** de viande à environ 2 kg éq. CO_2 par kg de produit d'**équarrissage**.

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

2 Une explication détaillée de l'équivalent dioxyde de carbone est donnée au chapitre 15 « Gaz à effet de serre d'origine agricole », et le terme est défini dans le glossaire.

Enjeu : pourquoi est-il important?

Le mode d'exploitation des terres et de gestion de l'exploitation agricole joue sur les émissions de GES. Si la productivité agricole a beaucoup augmenté au cours des 30 dernières années, il s'est produit une hausse parallèle des émissions de **méthane (CH_4)** et d'**oxyde nitreux (N_2O)** depuis 1981. Vu la croissance démographique prévue et la demande alimentaire grandissante, la réduction des émissions agricoles totales de GES apparaît peu réaliste à court terme. Cela dit, les producteurs réussiraient à employer plus efficacement leurs ressources et à réduire les émissions de GES par unité de production s'ils adoptaient de bonnes pratiques de gestion. À titre d'exemple, la figure 18-1 illustre le cycle complet de la production de lait liquide et les sources de GES qui accompagnent cette production. Aux fins de l'indicateur de l'intensité des émissions de gaz à effet de serre, toutes les émissions des cultures à la transformation sont comprises dans les calculs, mais celles des procédés en aval, en commençant par l'emballage, en sont exclues.

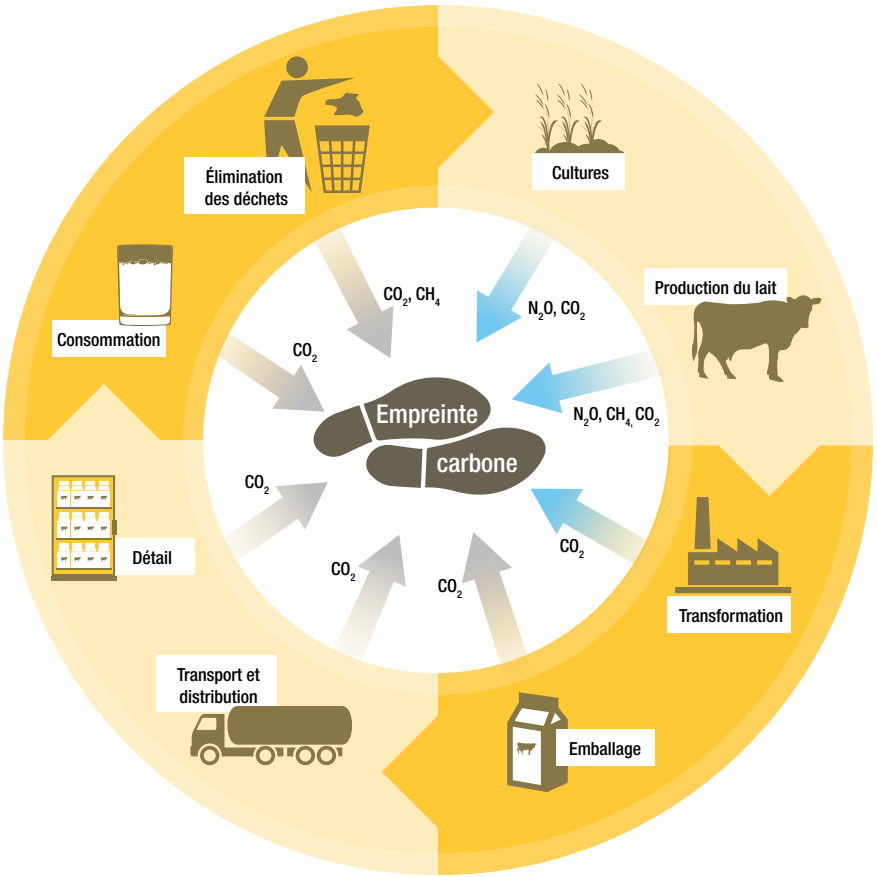


Figure 18-1 : Sources de GES dans le cycle de production du lait au Canada. Toutes les émissions depuis les cultures jusqu'à la production et à la transformation du lait sont comprises dans les calculs de l'indicateur. Elles représentent plus de 80 % des émissions de GES attribuables aux produits laitiers. Les émissions se rattachant aux étapes allant de l'emballage à l'élimination des déchets (indiquées par les flèches gris pâle) sont exclues.

Comme il est indiqué au chapitre 3 « Facteurs déterminants », des acteurs importants des marchés financiers prennent conscience du lien entre les retombées écologiques et la valeur financière des entreprises, ce qui incite les entreprises à présenter des rapports de durabilité et fait augmenter le nombre de sociétés qui s'engagent à utiliser des produits agricoles obtenus par des méthodes durables – dont Walmart, General Mills, Unilever et d'autres. Outre l'établissement de rapports de durabilité, il peut être nécessaire, pour obtenir l'accès à de lucratifs marchés étrangers, de montrer que les produits agricoles canadiens respectent les cibles d'émission de GES imposées par les partenaires commerciaux. Ainsi, les producteurs du canola canadien ont dû faire la démonstration que leur produit donne une réduction de 35 % des émissions de GES par rapport aux combustibles fossiles afin de pouvoir le vendre dans l'Union européenne comme matière première pour la production de biodiesel. Les rapports de durabilité et les exigences des marchés étrangers font qu'il est de plus en plus important de montrer que l'intensité des émissions des produits agricoles canadiens est parmi les plus basses au monde. Par ailleurs, certains détaillants pourraient s'appuyer sur les rapports d'émission de GES pour mousser leurs produits auprès des consommateurs, par exemple en mentionnant l'empreinte carbone, dans une forme d'« écoétiquetage ». L'estimation précise de l'intensité des émissions de GES provenant des produits alimentaires canadiens non seulement renseigne les consommateurs et les détaillants, mais fournit aussi aux décideurs les informations voulues pour évaluer les moyens possibles de réduire les émissions de GES dans le secteur agricole.

Indicateur

L'indicateur de l'intensité des émissions de GES attribuables aux produits agricoles représente les émissions totales de GES qui surviennent au cours de la production d'une unité d'un produit agricole donné. Selon le produit en question, l'unité peut être un litre de lait, un kilogramme de bœuf ou une tonne de canola (Shrestha et coll., 2014). Pour faciliter la comparaison, nous mesurons tous les produits en kilogramme, y compris les produits céréaliers, habituellement notés en tonne, et le lait, habituellement noté en litre.

De nombreux facteurs jouent sur l'importance de l'indicateur de l'intensité des émissions, dont le rendement des cultures, les caractéristiques de l'élevage (p. ex., le taux de gain pondéral par unité d'aliment), les conditions de l'environnement et les pratiques de gestion agricole. Afin d'évaluer le lien complexe entre ces facteurs et les émissions de GES, on a élaboré deux tableurs (Vergé et coll., 2012; Vergé et coll., 2013) qui permettent d'estimer l'intensité des émissions d'un large éventail de produits agricoles.

On a estimé les émissions de GES à la ferme au moyen du calculateur du système unifié d'estimation des émissions des cultures et du secteur de l'élevage (*Unified Livestock Industry and Crop Emissions Estimation System* – ULICEES), qui tient compte de toutes les émissions depuis l'élevage jusqu'à la sortie de la ferme. Pour les émissions hors ferme, on s'est servi du calculateur canadien de l'empreinte carbone des aliments (*Canadian Food Carbon Footprint calculator* – (Cafoo)[2]), qui tient compte de toutes les émissions de GES depuis la sortie de l'exploitation agricole jusqu'à la sortie de l'usine de transformation.

Limites

Les lacunes dans les données ont une incidence sur la précision de l'estimation. Ainsi, le régime alimentaire des animaux est d'une importance cruciale pour estimer l'intensité des émissions de GES. Seules deux enquêtes nationales (1990 et 2001) permettent de déterminer ce régime. Or, l'alimentation des animaux d'élevage a évolué depuis 2001. Le tourteau de canola, le tourteau de soja et les drêches sèches de distillerie avec solubles occupent une place beaucoup plus importante qu'au moment où ces enquêtes ont été menées. De même, il existe peu d'enquêtes quantitatives pour nous renseigner sur la fraction du fumier entreposé, par type d'animal. Par conséquent, les modifications du régime alimentaire et de la gestion du fumier ne sont pas toujours représentées avec exactitude dans les calculs.

Il y a aussi des lacunes concernant la consommation d'énergie par le secteur de l'élevage, car on ne dispose de renseignements que pour 2001 (Dyer et Desjardins, 2009; Dyer et coll., 2011). De plus comme les données du secteur des viandes rouges sont combinées, il est impossible de distinguer entre l'énergie consommée pour produire le porc et celle consommée pour produire le bœuf. Enfin, en raison du manque de données sur l'énergie consommée au Canada, on emploie des données américaines, en supposant, vu l'intégration des secteurs agricoles des deux pays, que celles-ci s'appliquent à la situation canadienne (Desjardins et coll., 2012).

Résultats et interprétation

Pour déterminer les émissions de GES provenant des produits animaux, il est d'abord nécessaire d'estimer l'intensité des émissions attribuables aux cultures qui servent à nourrir les animaux, ainsi qu'aux principales grandes cultures – **céréales**, **oléagineux**, légumineuses, légumes racines et fourrages. L'intensité moyenne des émissions de GES attribuables à ces cultures au Canada est présentée à la figure 18-2, par hectare et par unité de matière sèche (MS). Les résultats varient beaucoup selon l'unité employée. Par hectare, le maïs (maïs-grain et maïs à ensilage) et les pommes de terre émettent plus de GES que les 18 autres cultures étudiées. En fonction de la superficie, le blé dur a l'intensité d'émission la moins élevée parmi les céréales, alors que les intensités des émissions d'autres céréales sont très similaires, se situant entre 60 % et 70 % de l'intensité des émissions du maïs-grain. L'intensité des émissions de la betterave à sucre se classe deuxième parmi celles des légumineuses et des légumes racines. Parmi les oléagineux, le canola a la plus forte intensité d'émission et le soja, la plus faible. L'intensité d'émission la plus faible de toutes les cultures est celle de la luzerne.

Cependant, l'expression des résultats par hectare n'intègre pas les rendements relatifs des cultures. Ainsi, le haut rendement du maïs (maïs-grain et maïs à ensilage) et de la pomme de terre compense les émissions élevées de GES provenant des intrants (p. ex., les **engrais**) nécessaires à ces cultures, ce qui en réduit l'importance comme source d'émission de GES par unité de matière sèche. Les oléagineux, dont le rendement est moindre que celui du maïs, mais qui ont besoin de beaucoup d'intrants, apparaissent généralement comme émettant davantage par unité de matière sèche.

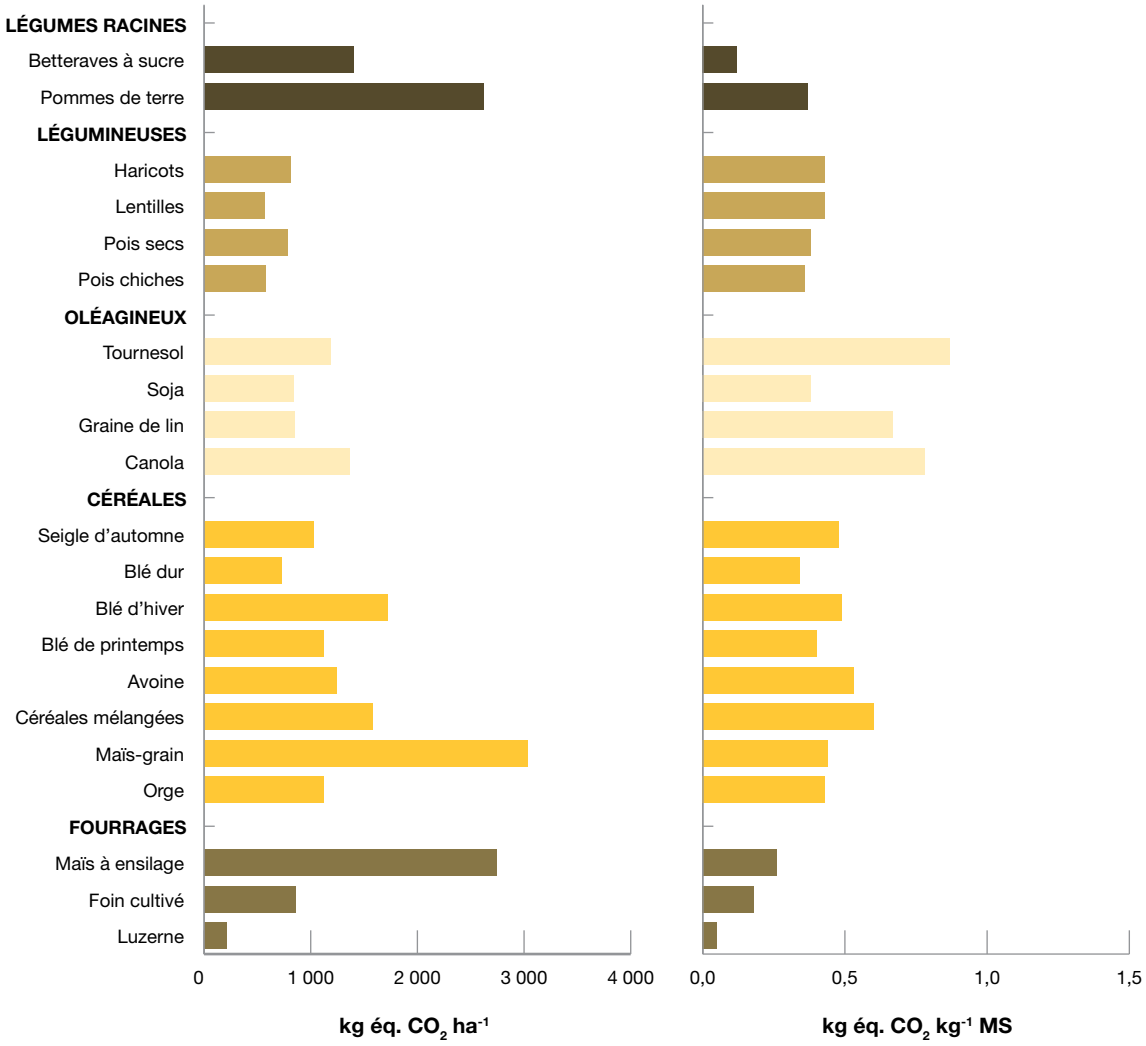


Figure 18-2 : Émissions de GES (à l'exclusion des émissions du carbone du sol) par unité de surface et par unité de matière sèche pour les 21 grandes cultures les plus importantes au Canada en 2011

L'intensité des émissions de chaque culture diffère aussi selon la région au Canada. L'intensité des émissions de GES de 21 cultures dans les provinces est présentée par hectare au tableau 18-1 et par kilogramme de matière sèche au tableau 18-2. Les deux tableaux excluent l'émission et l'absorption du dioxyde de carbone par le sol. Dans l'ensemble, pour les végétaux qui sont cultivés partout au pays (p. ex., les céréales à petits grains comme l'orge et le blé), même si les rendements sont généralement plus élevés dans l'est du Canada que dans les provinces des Prairies, l'intensité des émissions y est aussi plus forte, en raison du climat humide dans l'est qui se traduit par des émissions plus élevées d'oxyde nitreux (N_2O).

Tableau 18-1 : Intensité des émissions de gaz à effet de serre par province et par superficie cultivée pour 21 grandes cultures canadiennes en 2011

Province	kg éq. CO_2 ha^{-1}								
	Moyenne de groupe					Oléagineux			
	Oléagineux	Légumineuses	Légumes racines	Fourrages	Céréales	Canola	Graine de lin	Soja	Tournesol
C.-B.	1 680		2 480	1 290	1 270	1 680			
Alb.	1 180	830	1 630	870	1 060	1 300	1 070		
Sask.	910	600	1 210	330	670	1 040	780		
Man.	950	620	1 780	930	1 280	1 280	930	420	1 190
Ont.	1 690	1 070	2 600	1 480	2 040	2 450		930	
Qc	1 720		3.280	1 530	2 420	2 450		990	
Provinces de l'Atlantique	780		3.220	1 360	1 950			780	
Canada	**1 060**	**680**	**2 010**	**1 270**	**1 450**	**1 360**	**850**	**840**	**1 190**

	Légumineuses				Légumes racines		Fourrages		
	Pois chiches	Pois secs	Haricots	Lentilles	Pommes de terre	Betteraves à sucre	Luzerne	Foin cultivé	Maïs à ensilage
C.-B.					2 480		240	950	2 700
Alb.	720	990	760		1 850	1 400	160	680	1 770
Sask.	530	690		570	1 210		130	540	
Man.		740	510		1 780		160	790	1 830
Ont.			1 070		2 600		310	1 020	3 100
Qc					3 280		330	990	3 280
Provinces de l'Atlantique					3 220		300	1 240	2 530
Canada	**580**	**780**	**790**	**570**	**2 620**	**1 400**	**210**	**860**	**2 740**

	Céréales							
	Orge	Maïs-grain	Céréales mélangées	Avoine	Blé de printemps	Blé d'hiver	Blé dur	Seigle d'automne
C.-B.	1 240			1 280	1 310			
Alb.	980	1 720	1 040	980	980	930	920	890
Sask.	690			710	680	670	650	640
Man.	1 110	1 830		1 180	1 170	1 230		1 160
Ont.	1 640	3 190	1 650	1 950	1 810	2 160		1 910
Qc	2 000	3 380	2 020	2 340	2 360	2 450		
Provinces de l'Atlantique	1 570	2 700	1 570	1 880	1 940	2 050		
Canada	**1 120**	**3 030**	**1 580**	**1 240**	**1 120**	**1 720**	**730**	**1 030**

Les provinces de l'Atlantique comprennent le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard et Terre-Neuve-et-Labrador.

Tableau 18-2 : Intensité des émissions de gaz à effet de serre par province et par kilogramme pour 21 grandes cultures canadiennes en 2011

Province	kg éq. CO_2 kg^{-1} MS								
	Moyenne de groupe					Oléagineux			
	Oléagineux	Légumineuses	Légumes racines	Fourrages	Céréales	Canola	Graine de lin	Soja	Tournesol
C.-B.	1,16		0,32	0,15	0,45	1,16			
Alb.	0,61	0,39	0,16	0,12	0,33	0,65	0,58		
Sask.	0,64	0,38	0,15	0,1	0,28	0,63	0,65		
Man.	0,73	0,36	0,25	0,14	0,47	0,88	0,92	0,27	0,87
Ont.	0,82	0,56	0,53	0,17	0,62	1,28		0,36	
Qc	0,83		0,43	0,19	0,87	1,22		0,43	
Provinces de l'Atlantique	0,39		0,51	0,2	0,67			0,39	
Canada	**0,68**	**0,39**	**0,25**	**0,16**	**0,46**	**0,78**	**0,67**	**0,38**	**0,87**

	Légumineuses				Légumes racines		Fourrages		
	Pois chiches	Pois secs	Haricots	Lentilles	Pommes de terre	Betteraves à sucre	Luzerne	Foin cultivé	Maïs à ensilage
C.-B.					0,32		0,05	0,2	0,21
Alb.	0,42	0,44	0,31		0,2	0,12	0,04	0,17	0,15
Sask.	0,34	0,36		0,44	0,15		0,04	0,15	
Man.		0,41	0,31		0,25		0,04	0,19	0,2
Ont.			0,56		0,53		0,06	0,18	0,26
Qc					0,43		0,06	0,19	0,31
Provinces de l'Atlantique					0,51		0,06	0,25	0,28
Canada	**0,36**	**0,38**	**0,4**	**0,43**	**0,37**	**0,12**	**0,05**	**0,18**	**0,26**

	Céréales							
	Orge	Maïs-grain	Céréales mélangées	Avoine	Blé de printemps	Blé d'hiver	Blé dur	Seigle d'automne
C.-B.	0,49			0,47	0,39			
Alb.	0,31	0,34	0,3	0,36	0,34	0,29	0,36	0,37
Sask.	0,26			0,26	0,3	0,27	0,29	0,33
Man.	0,52	0,36		0,54	0,53	0,36		0,49
Ont.	0,56	0,38	0,65	0,82	0,59	0,48		0,83
Qc	0,81	0,46	0,92	1,15	0,99	0,87		
Provinces de l'Atlantique	0,67	0,49	0,71	0,95	0,62	0,56		
Canada	**0,43**	**0,44**	**0,6**	**0,53**	**0,4**	**0,49**	**0,34**	**0,48**

Les provinces de l'Atlantique comprennent le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard et Terre-Neuve-et-Labrador.

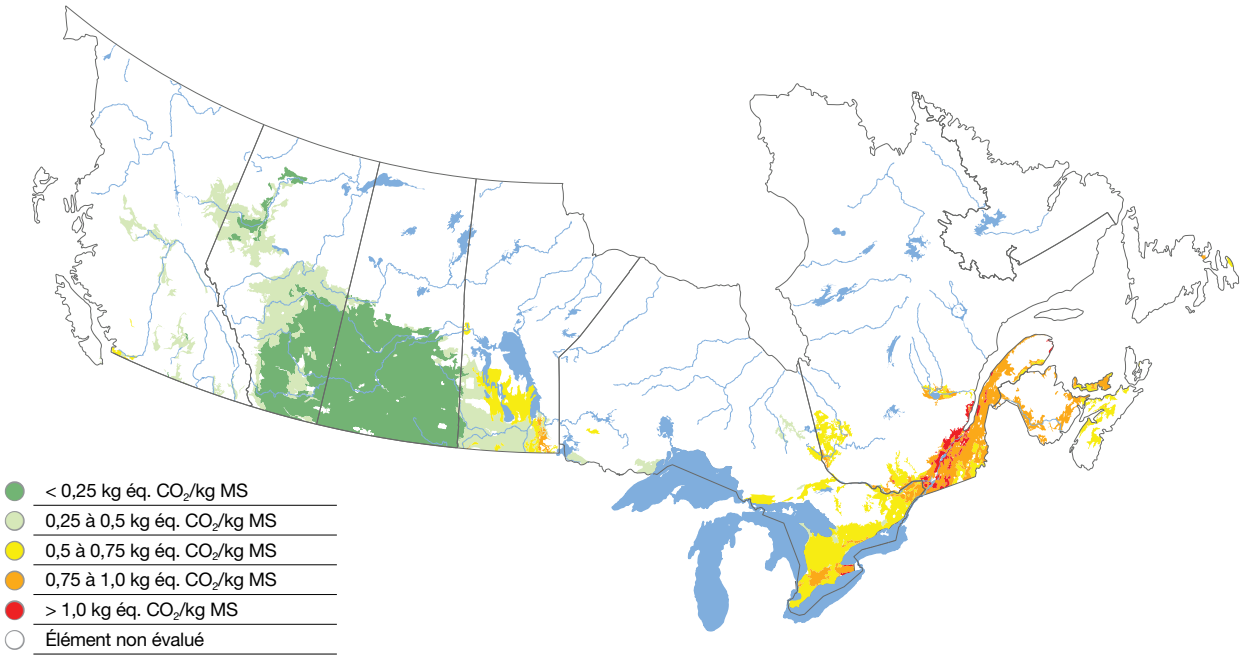


Figure 18-3 : Émissions de GES attribuables à l'orge par kilogramme de matière sèche (kg MS) à l'échelle des PPC en 2011

Pour donner un exemple de la plage d'intensité des émissions des GES, la figure 18-3 présente l'intensité des émissions des cultures d'orge exprimée en kg éq. CO_2 par kg de matière sèche à l'échelle des Pédo-paysages du Canada (PPC) en 2011. La figure montre que les émissions de GES par kg de matière sèche de grain varient énormément d'un bout à l'autre du pays. Les provinces des Prairies ont connu un fort taux d'adoption de PGB, le travail de conservation et la culture sans travail du sol, qui favorisent la rétention du carbone dans le sol, et comme la réduction de la mise en **jachère**, qui a permis la création de puits de carbone du sol. Ces pratiques se combinent à un climat qui limite les émissions de N_2O et à des champs dont la grande superficie permet un usage plus efficace des combustibles fossiles. Ainsi, dans l'ouest du Canada, l'intensité des émissions est généralement faible, souvent de moins de 0,25 kg éq. CO_2 par kg de MS. Par contre, dans l'est du pays, le climat humide favorise les émissions de N_2O, et la taille plus petite des champs contrecarre l'usage efficace des combustibles fossiles. De plus, la région accuse une perte nette de carbone du sol, surtout imputable à l'augmentation de la superficie affectée aux cultures annuelles, comme le maïs et le soja, aux dépens des cultures de **plantes fourragères vivaces**. Ces facteurs poussent à la hausse l'intensité des émissions, qui dépasse généralement 0,50 kg éq. CO_2 par kg de MS.

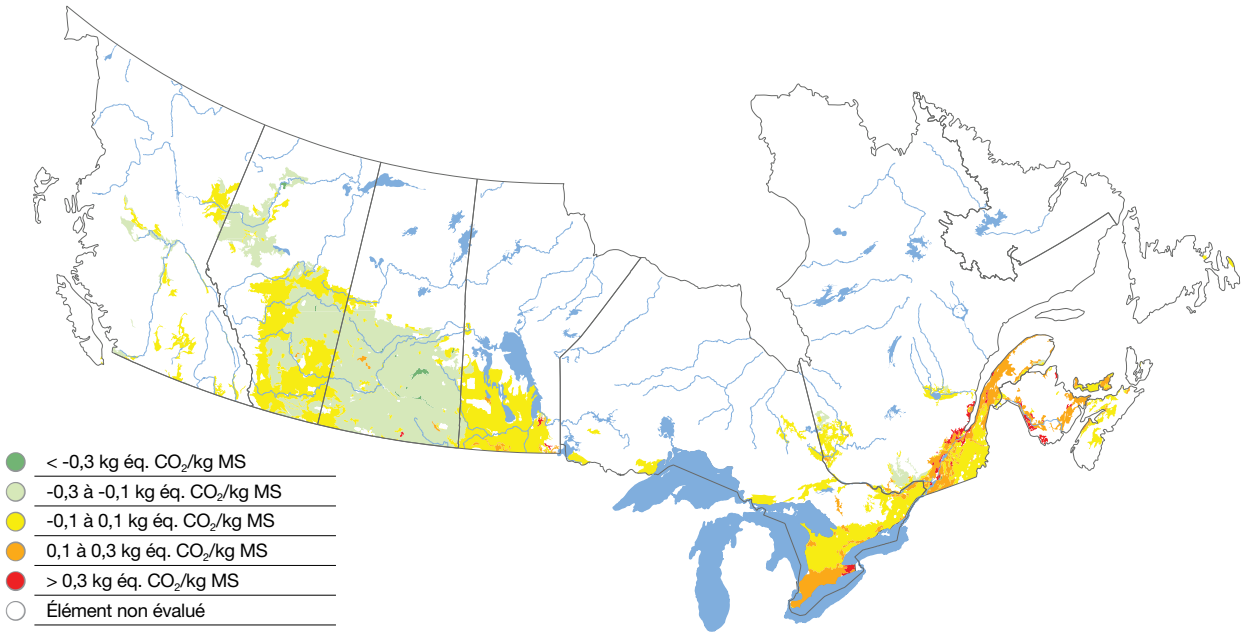


Figure 18-4 : Évolution de l'intensité des émissions de GES attribuables à l'orge, en poids de matière sèche, à l'échelle des PPC entre 1981 et 2011. Les valeurs négatives indiquent une réduction de l'intensité des émissions de GES, et les valeurs positives, une augmentation.

La figure 18-4 illustre l'évolution de l'intensité des émissions attribuable à l'orge à l'échelle des PPC de 1981 à 2011. Elle montre que, pour l'ouest du Canada, les émissions de GES par kg de MS sont demeurées assez constantes ou ont diminué entre 1981 et 2011. Voilà qui est le résultat de la hausse du rendement des cultures, conjuguée à l'adoption de PGB qui augmentent la teneur en carbone des sols et diminuent la consommation de combustibles fossiles. En revanche, dans l'est du Canada, les émissions par kg de MS sont demeurées assez constantes ou ont augmenté entre 1981 et 2011. Les rendements y ont aussi augmenté, mais les conditions pédologiques et climatiques ne sont pas aussi favorables à l'adoption généralisée de pratiques de gestion qui piègent le carbone. En conséquence, l'augmentation des doses d'application d'engrais à base d'**azote** et les pertes de carbone du sol attribuables à la conversion de cultures vivaces en cultures annuelles ont fait augmenter l'intensité des émissions de GES.

Avec l'intensité des émissions de de cultures individuelles, il est possible d'évaluer des produits agricoles plus complexes, comme le lait et les produits laitiers, la viande de bœuf et les produits du bœuf. Le Canada fabrique de multiples produits laitiers, et l'intensité des émissions de des GES a été déterminée à l'échelle provinciale pour 11 d'entre eux. Les résultats montrent que l'intensité se rattachant à la production de lait liquide au pays va de 0,9 kg éq. CO_2 par kg de lait en Colombie-Britannique à 1,2 kg of éq. CO_2 par kg de lait dans les provinces de l'Atlantique. L'intensité se rattachant aux produits laitiers comme le fromage, la crème, la crème sure, le yogourt, le babeurre, les produits laitiers glacés, la poudre de lait et le beurre s'étend de 1,1 kg éq. CO_2 par kg pour le babeurre à 10,1 kg éq. CO_2 par kg pour la poudre de lait (tableau 18-3). Les différences dans l'intensité des émissions de ces produits viennent surtout de la quantité de lait requise pour les fabriquer. Les produits qui exigent plus de lait ont généralement une plus grande intensité d'émission. Les résultats diffèrent aussi d'une région à une autre du Canada, en raison des cultures différentes qui servent à alimenter les animaux et des sources différentes de production d'énergie électrique d'une province à une autre (p. ex., hydroélectricité ou charbon).

On a obtenu des estimations similaires de l'intensité des émissions pour la viande de bœuf et les produits à base de bœuf (Desjardins et coll., 2012) comme les peaux brutes, les abats et les produits d'équarrissage. En poids (voir l'encadré sur l'« Allocation des émissions » pour une explication de l'allocation massique et de l'allocation économique), l'intensité des émissions se rapportant au bœuf et à tous les produits de bœuf se situait à 12,9 kg éq. CO_2 par kg de produit à l'échelle nationale. L'allocation économique de l'intensité montre, en revanche, une grande disparité entre les produits : de près de 20 kg éq. CO_2 par kg pour les coupes primaires de viande à 2 kg éq. CO_2 par kg pour les produits d'équarrissage. L'allocation économique permet de définir une intensité

Tableau 18-3 : Intensité des émissions par région pour des produits laitiers non emballés en 2006 (Vergé et coll., 2013)

	GES – Produits laitiers										
	kg éq. CO_2/kg de produit										
	C.-B.	Alb.	Sask.	Man.	Prairies	OUEST	Ont.	Qc	Atlantique	EST	Canada
Fromage*	4,2	4,9	4,8	5,1	4,9	4,7	5,5	5,4	5,7	5,4	**5,3**
Fromage cottage	1,4	1,6	1,6	1,7	1,6	1,6	1,8	1,8	1,9	1,8	**1,8**
Crèmes	1,7	1,9	1,9	2	2	1,9	2,2	2,2	2,3	2,2	**2,1**
Crème sure	2	2,3	2,3	2,5	2,3	2,2	2,6	2,6	2,7	2,6	**2,5**
Yogourt	1,2	1,8	1,7	1,4	1,7	1,5	1,6	1,5	1,8	1,5	**1,5**
Lait liquide	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	1	1	1,1	1	**1**
Babeurre	0,9	1,1	1	1,1	1,1	1	1,2	1,1	1,2	1,2	**1,1**
Produits laitiers glacés	1,5	2,8	2,5	1,8	2,5	2,1	2,2	1,9	2,6	2,1	**2,1**
Poudres	8,3	9,6	9,4	9,7	9,6	9,1	10,4	10,2	10,8	10,3	**10,1**
Lait concentré	2,6	3,1	3,1	3	3,1	2,9	3,2	3,1	3,4	3,2	**3,1**
Beurre	5,9	6,6	6,5	7,1	6,7	6,4	7,6	7,5	7,8	7,3	**7,3**

* La catégorie générale « fromage » comprend le cheddar, la mozzarella, les fromages de spécialité et le fromage fondu, mais exclut le fromage cottage, qui constitue une catégorie à part.

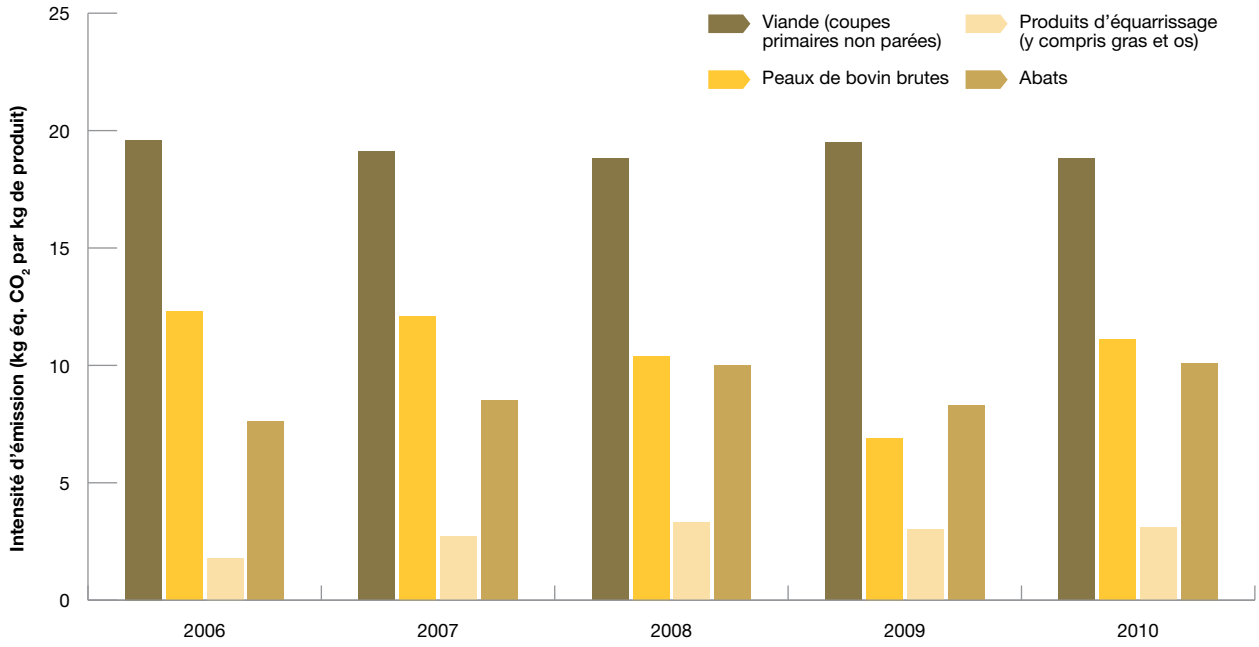


Figure 18-5 : Intensité d'émission des GES attribuables aux produits du bœuf de 2006 à 2010 selon une allocation économique (Desjardins et coll., 2012

d'émission rendant mieux compte des facteurs du marché qui déterminent la production de bœuf; toutefois, elle complique la comparaison des empreintes au fil du temps. Par exemple, en 2006, l'intensité des émissions attribuables aux peaux était estimée à 12,3 kg éq. CO_2 par kg de peau (figure 18-5). Or, entre 2006 et 2009, le prix des peaux a diminué de moitié, alors que le prix de la viande est demeuré assez stable. Pour cette raison, l'approche économique rend difficile la comparaison dans le temps.

Outre son évolution au fil du temps, l'intensité des émissions présente des différences régionales. Comme le montre le tableau 18-4, l'intensité des émissions par kg de poids vif des bovins n'est pas la même dans l'est et dans l'ouest du Canada, surtout en raison des émissions plus élevées de N_2O provenant de la production des aliments pour animaux dans l'est et de l'importance grandissante des sols agricoles comme puits de carbone dans l'ouest, sous l'effet de la fréquence réduite des mises en jachère et de l'adoption généralisée de la culture **sans travail du sol**. L'intensité des émissions attribuables à la production du bœuf a baissé sensiblement dans toutes les régions du pays. Plusieurs raisons expliquent cette baisse, y compris l'augmentation du poids moyen des carcasses, de 265 kg en 1991 à 355 kg en 2006, la diminution des émissions de GES attribuables aux cultures et la meilleure alimentation des animaux.

Tableau 18-4 : Intensité des émissions de GES à la ferme attribuables à la production du bœuf dans l'est et dans l'ouest du Canada de 1991 à 2006, compte tenu des émissions de toutes sources sauf le changement d'affectation des terres (Desjardins et coll., 2012)

	Est du Canada	Ouest Canada	Canada
	kg éq. CO_2e par kg de poids vif		
1991	18,6	13,8	14,9
1996	18,0	11,6	12,8
2001	16,0	9,2	10,2
2006	15,3	8,4	9,5

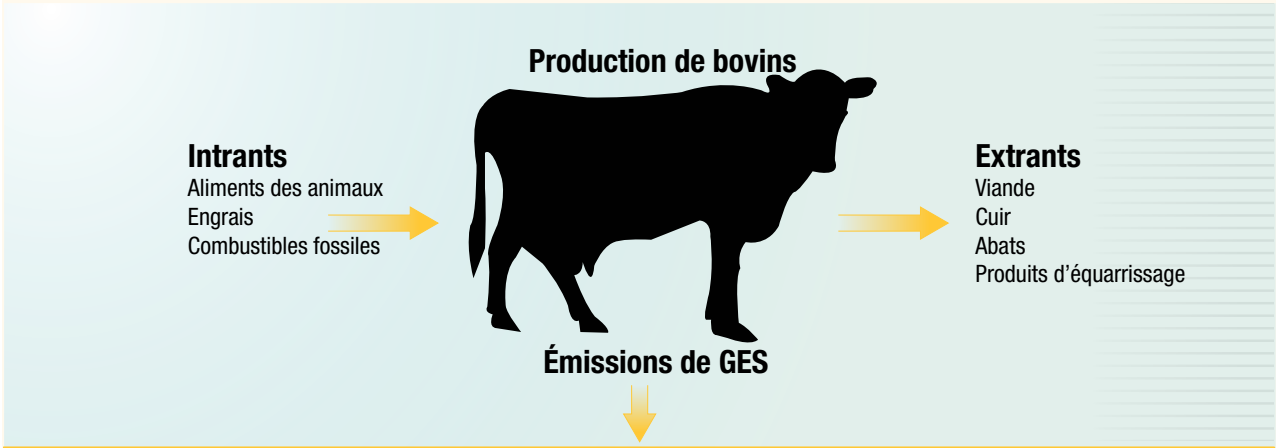
Allocation des émissions

L'allocation (répartition et attribution) des émissions aux divers extrants est un aspect essentiel de la détermination de l'intensité des émissions de GES attribuables à un produit agricole qui fournit des extrants multiples. Par exemple, la production de bovins de boucherie donne un produit primaire – le bœuf –, mais aussi d'autres produits de valeur comme le cuir (tiré de la peau), les produits d'équarrissage (tirés des os et des gras transformés) et les abats. Au cours de la croissance des bovins, il est impossible de déterminer explicitement les émissions de GES provenant de chacun de ces produits; il faut donc allouer les émissions en fonction du poids, de la valeur économique, du contenu énergétique ou d'un autre paramètre qui permette d'attribuer les émissions totales de GES aux divers extrants. La figure 18-6 illustre différents scénarios d'allocation en fonction de divers facteurs.

Le choix de la méthode d'allocation a une grande incidence sur les émissions de GES qu'on associe à un produit donné. Ainsi, dans l'exemple qui suit, si nous allouons les émissions d'après la valeur économique, la viande de bœuf est à l'origine de 83 % du total. En revanche, selon l'allocation massique, la viande de bœuf n'est à la source que de 48 % des émissions de GES, car les produits d'équarrissage constituent une partie importante du poids total. Chaque méthode a ses points forts et ses points faibles. Par exemple, la méthode économique reconnaît le moteur fondamental derrière la production d'un produit donné, mais elle peut donner des variations de l'intensité des émissions dans le temps en raison de facteurs qui sont tout à fait indépendants de la volonté des producteurs, comme l'offre et la demande à l'échelle mondiale.

Suite à la page suivante

Allocation des émissions



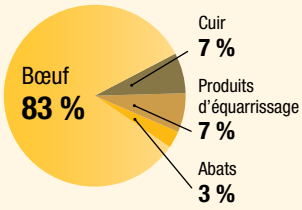
Comment allouer les émissions provenant de la production de bovins à un produit particulier?

1

Produits primaires : les émissions sont attribuées au produit primaire seulement.

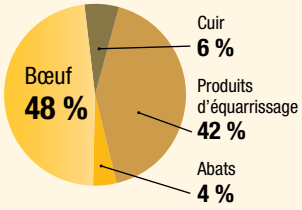
2

Allocation économique : les émissions sont attribuées en fonction du prix relatif.



3

Allocation massique : les émissions sont attribuées en fonction du poids relatif.



4

Autres

Contenu énergétique : les émissions sont attribuées en fonction du contenu énergétique relatif.

Extension du système : les émissions sont attribuées en fonction des émissions qu'elles déplacent de produits équivalents.

Figure 18-6 : Allocation des émissions de gaz à effet de serre dans un système à extrants multiples comme la production de bœuf

Moyens d'action

Vu la croissance des populations et de la demande alimentaire, il est impossible de réduire les émissions en restreignant la production agricole, en l'absence de technologies transformatrices. Afin de répondre aux exigences des consommateurs et de maintenir une chaîne d'approvisionnement durable, les producteurs agricoles auront fort à faire pour utiliser les ressources plus efficacement.

La poursuite des recherches sur les valeurs de l'intensité des émissions propres au Canada, ainsi que sur les pratiques à la ferme susceptibles d'abaisser ces valeurs, pourrait donner aux agriculteurs et aux entreprises agroalimentaires du pays un avantage concurrentiel. Les efforts doivent porter sur l'augmentation de la productivité des élevages et du rendement des cultures, les stratégies efficaces d'alimentation pour réduire au minimum le dégagement de méthane par les bovins et l'établissement et la mise en œuvre de pratiques de gestion des terres qui augmentent la teneur en carbone du sol et diminuent la consommation de combustibles fossiles. Non seulement ces efforts réduiraient les émissions de GES et les incidences environnementales, mais ils pourraient aussi accroître la rentabilité, par la diminution des intrants (comme les combustibles) et la hausse des rendements (rendement des cultures et valeur marchande accrue).

On peut recourir à des outils comme le calculateur du système unifié d'estimation des émissions des cultures et du secteur de l'élevage (ULICEES) et le calculateur canadien de l'empreinte carbone des aliments (Cafoo)[2] pour mieux comprendre l'intensité des émissions de divers produits alimentaires, et pour encourager la production de produits agricoles ayant une moindre intensité d'émission de GES. Des outils de ce genre transfèrent au marché les connaissances au sujet de l'empreinte carbone des produits agricoles. Ils sont susceptibles d'aider les décideurs à déterminer des scénarios et à évaluer des solutions en matière d'émissions nettes de GES à l'échelle nationale. Dans leur application la plus simple, ULICEES et Cafoo[2] peuvent servir à estimer l'intensité des émissions de GES attribuables à la production de la plupart des produits agricoles canadiens. Ces outils offrent la possibilité aux décideurs d'étudier les tendances indicatrices à une large échelle, comme à l'échelle du **polygone** des **Pédo-paysages du Canada (PPC)** ou à l'échelle provinciale ou nationale.

Un avantage concurrentiel pourrait être obtenu s'il est démontré à la communauté internationale que l'intensité des émissions des produits agricoles canadiens est parmi les plus faibles du monde. Cet avantage serait particulièrement précieux et payant pour les producteurs qui souhaitent vendre leurs produits sur le marché international.

Références

Desjardins, R.L., D.E. Worth, X.P.C. Vergé, D. Maxime, J.A. Dyer et D. Cerkowniak. 2012. *The carbon footprint of beef cattle*. Sustainability, 4 : 3279-3301.

Dyer, J.A. et R.L. Desjardins. 2009. *A review and evaluation of fossil energy and carbon dioxide emissions in Canadian agriculture*. Journal of Sustainable Agriculture, 33(2) : 210-228.

Dyer, J.A., S.N. Kulshreshtha, B.G. McConkey et R.L. Desjardins. 2011. *An assessment of fossil fuel energy use and CO_2 emissions from farm field operations using a regional level crop and land use database for Canada*. Energy, 35 : 2261-2269.

Janzen, H., R.L. Desjardins, P. Rochette, M. Boehm et D. Worth (dir.). 2008. *Une agriculture efficace pour un air plus sain : une analyse scientifique des liens entre les pratiques agricoles et les gaz à effet de serre au Canada*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario), Canada, 143 p.

Shrestha, B.M., R.L. Desjardins, B.G. McConkey, D.E. Worth, J.A. Dyer et D. Cerkowniak. 2014. *Change in carbon footprint of canola production in the Canadian Prairies from 1986 to 2006*. *Renewable Energy*, 63 : 634-641.

Vergé, X.P.C., J.A. Dyer, D.E. Worth, W.N. Smith, R.L. Desjardins et B.G. McConkey. 2012. *A greenhouse gas and soil carbon model for estimating the carbon footprint of livestock production in Canada*. Animals, 2 : 437-454.

Vergé, X.P.C., D. Maxime, J.A. Dyer, R.L. Desjardins, Y. Arcand et A.C. VanderZaag, 2013. *Carbon footprint of Canadian dairy products. Calculations and issues*. Journal of Dairy Science, 96 : 6091-6104.

19 Modélisation économique et environnementale intégrée – Relier la science aux politiques

Auteurs :
R. Gill, M. Shakeri, S. Smith et F. Roy-Vigneault

Sommaire

La compréhension de la façon dont les changements apportés aux politiques et aux programmes agricoles toucheront les résultats économiques et environnementaux est essentielle à l'évaluation et à l'élaboration de politiques au Canada. Relier les modèles scientifiques aux modèles économiques ouvre certaines perspectives. Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) s'est doté d'une capacité de modélisation intégrée en associant le Modèle d'analyse régionale de l'agriculture du Canada (MARAC), modèle économique, aux modèles biophysiques utilisés pour calculer ses **indicateurs agroenvironnementaux (IAE)**[1]. Cette capacité permet d'estimer les incidences sur l'environnement des changements apportés à l'utilisation des ressources dans le secteur agricole.

Au cours des dernières années, cette modélisation intégrée a fourni des informations précieuses qui ont contribué aux analyses des politiques agricoles d'AAC, notamment pour évaluer différentes stratégies d'atténuation des émissions de **gaz à effet de serre** (**GES**) ou pour effectuer des évaluations environnementales des programmes de gestion des risques de l'entreprise (GRE). La demande pour ce genre d'analyse augmente, mais de nombreux problèmes méthodologiques persistent.

Cadre de modélisation intégrée du MARAC et des IAE

Le MARAC est un modèle économique régional du secteur agricole qui a la capacité d'estimer les changements d'utilisation des ressources qui découlent de l'évolution des conditions du marché, des conditions de croissance et des politiques et programmes gouvernementaux ainsi que des changements technologiques. Le MARAC, qui est un modèle d'optimisation non linéaire, maximise une fonction modifiée relative au bien-être (le surplus du consommateur plus celui du producteur, moins les frais de transformation et de transport). Cette fonction est soumise à un ensemble de contraintes linéaires touchant différents secteurs de l'économie agricole canadienne. Le MARAC traite les principaux produits agricoles obtenus des cultures et des élevages et certaines activités de transformation[2]. Il incorpore les politiques gouvernementales par les paiements directs et, indirectement, par l'entremise de politiques telles que la gestion de l'offre, le subventionnement des intrants et la modulation des prix de transport.

1 Les mots qui figurent dans le glossaire à la fin de la présente publication sont en caractère gras la première fois qu'ils apparaissent dans chaque chapitre.

2 Pour plus de renseignements, voir Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2014. *Modèle d'analyse régionale de l'agriculture au Canada : description, structure et applications.*

AAC a élaboré un ensemble d'indicateurs agroenvironnementaux scientifiques qui intègrent les données sur les sols, le climat et la topographie dans les statistiques sur l'utilisation des terres et la gestion des cultures et des élevages. Les indicateurs fournissent des renseignements utiles sur l'ensemble des conditions et des risques associés à l'environnement en agriculture et leur évolution au fil du temps. En outre, ils sont sensibles aux différences importantes des conditions et des gammes de produits agricoles à l'échelle du Canada, qui se traduisent par des écarts considérables du rendement environnemental d'une région à une autre.

Le recours à la modélisation intégrée du MARAC et des IAE aux fins d'analyse comporte deux étapes. La première étape consiste à employer le MARAC pour estimer les changements relatifs à l'utilisation des ressources par suite de changements en matière de viabilité économique du secteur agricole. À la deuxième étape, les profils d'utilisation des ressources établis par le MARAC servent d'intrants aux modèles d'IAE, qui estiment les incidences sur l'environnement attribuables à ces changements. Les modèles d'IAE fonctionnent à une résolution plus précise que le MARAC; ils permettent donc de faire ressortir les « points chauds » qui sont préoccupants. Les IAE qui sont actuellement liés au MARAC sont les émissions de gaz à effet de serre, l'**azote** résiduel dans le sol et le risque de contamination de l'eau par l'azote, l'érosion du sol et la capacité d'habitat faunique (figure 19-1).

Applications récentes de la modélisation intégrée aux fins d'analyse des politiques

CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE

Agriculture et Agroalimentaire Canada a utilisé son cadre de modélisation intégrée pour établir des estimations des émissions de gaz à effet de serre à l'échelle du secteur agricole. À cette fin, le MARAC a été lié à un module des émissions de GES[3], pour estimer les changements relatifs aux émissions de l'agriculture primaire, de même qu'au Système de surveillance, de comptabilisation et de rapport d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, pour estimer les changements relatifs aux émissions attribuables à l'utilisation et au changement d'affectation des terres. En harmonisant le MARAC avec les futurs profils estimatifs de production

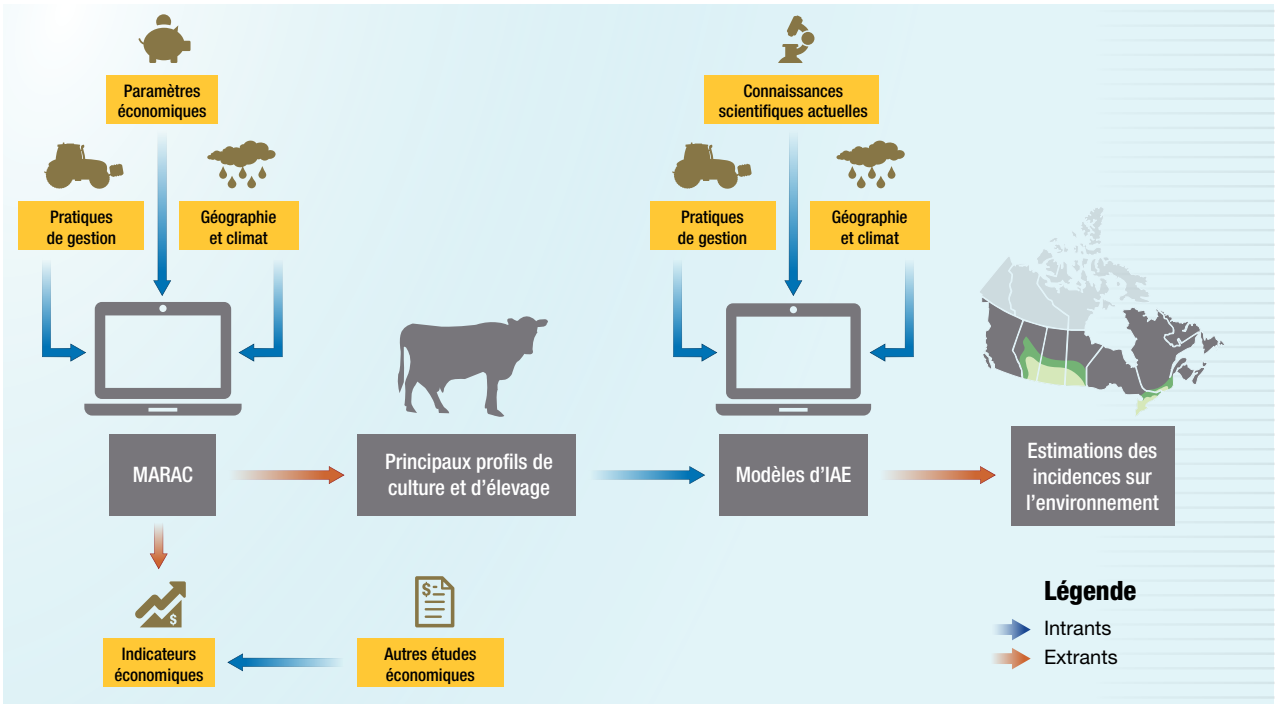


Figure 19-1 : Modélisation économique et environnementale intégrée : Le MARAC est un modèle stratégique interfacé avec des modèles d'IAE

3 Le module des émissions de GES reprend la méthodologie utilisée pour estimer les émissions agricoles aux fins du Rapport d'inventaire national qui est soumis dans le contexte de la CCNUCC.

apparaissant dans les Perspectives agricoles canadiennes, il est possible de fournir une estimation de l'utilisation à venir des ressources dans le secteur agricole à l'échelle régionale. Le module des émissions de GES et le Système de surveillance, de comptabilisation et de rapport d'Agriculture et Agroalimentaire Canada peuvent ensuite servir à estimer les émissions de GES se rattachant à ces profils.

La figure 19-2 résume les estimations récentes relatives aux futures émissions de GES attribuables à l'agriculture. Ces estimations ont été utilisées pour éclairer la composante agricole des Tendances en matière d'émissions au Canada (Environnement Canada, 2014) et pour respecter les exigences de déclaration du Canada sous le régime de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC). Selon les résultats des analyses, les émissions combinées des GES, mesurées en équivalent dioxyde de carbone (éq. CO_2),[4] qui proviennent des cultures, des élevages et de l'utilisation de carburant, devraient demeurer assez stables au fil du temps; en effet, elles devraient passer de 69 Mt en 2012 à 70 Mt en 2020, puis à 72 Mt en 2030. Le taux de **séquestration du carbone** dans le sol des terres cultivées devrait diminuer pour passer de 10 Mt en 2012 à 8 Mt en 2020. Cette diminution est attribuable aux **puits** de carbone dans le sol, qui s'approchent de l'équilibre, et à la possibilité limitée d'une adoption plus répandue de pratiques de séquestration du carbone, notamment la culture **sans travail du sol**.

Toutes les estimations d'émissions de GES sont fondées sur des changements nets du total des émissions de GES. Par exemple, si un changement des pratiques de gestion réduit les émissions de GES dans une composante du secteur agricole, mais les accroît dans un autre secteur, le modèle indique l'impact net. Il est également reconnu que de nombreuses pratiques d'atténuation des GES ont d'autres avantages environnementaux, notamment qu'elles améliorent la qualité du sol et de l'eau ou protègent mieux la biodiversité. Il n'est pas question de ces bénéfices connexes ici, mais il est possible de les estimer au moyen d'autres IAE.

ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES PROGRAMMES DE GESTION DES RISQUES DE L'ENTREPRISE

Les programmes de gestion des risques de l'entreprise (GRE) ont été mis en œuvre dans le cadre des initiatives **Cultivons l'avenir** et **Cultivons l'avenir 2** et de programmes semblables pour aider les agriculteurs à protéger leurs revenus et à gérer des risques tels que les sécheresses, les inondations, la faiblesse des prix et l'augmentation des coûts de production. Agri-stabilité et Agri-protection sont les principaux programmes de gestion des risques de l'entreprise, qui offrent une protection contre différents types de pertes. Agri-stabilité est un programme en cas de catastrophe qui est fondé sur la marge et qui fournit du soutien lorsque les agriculteurs sont aux prises avec de grandes pertes de revenus; il est applicable lorsque le revenu net d'un producteur pour l'année en cours (marge de programme) diminue en deçà de 70 % des revenus moyens des années précédentes (marge de référence). Agri-protection fournit une protection contre les pertes de production causées par des périls précis (conditions météorologiques, ennemis des cultures, maladies) et couvre un vaste éventail de cultures.

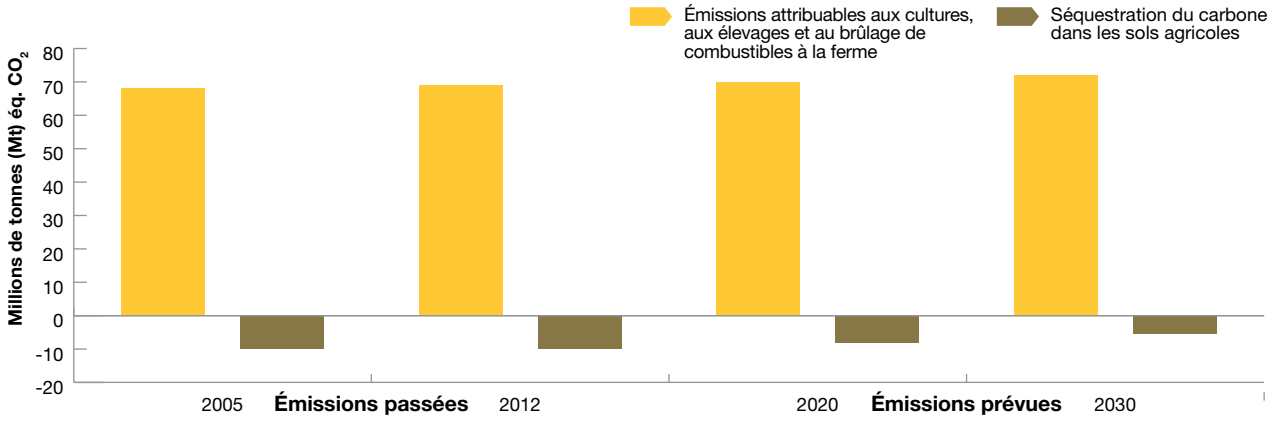


Figure 19-2 : Prévisions des émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole du Canada (Environnement Canada, 2014)

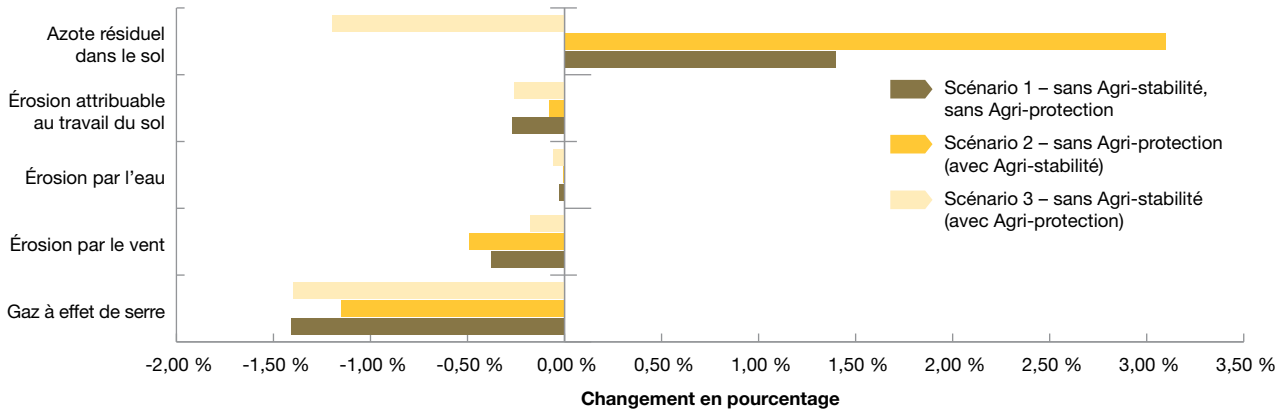
4 Pour obtenir une explication de l'équivalent dioxyde de carbone, voir le chapitre 15 « Gaz à effet de serre d'origine agricole ».

En 2013, AAC a utilisé une modélisation intégrée pour évaluer les incidences sur l'environnement des paiements de gestion des risques de l'entreprise par les programmes Agri-stabilité et Agri-protection, qui relevaient de l'initiative Cultivons l'avenir, selon trois scénarios. Le MARAC a été associé à d'importants indicateurs agroenvironnementaux établis à ces fins. Les changements au chapitre de la production, des pratiques de production et de l'utilisation des ressources influent tous sur les indicateurs environnementaux. L'analyse a été basée sur les conditions de 2011. Pour le scénario de référence de 2011, le modèle a été étalonné afin de reproduire les niveaux d'utilisation des terres du **Recensement de l'agriculture** de 2011, d'après le niveau prévu des bénéfices et de l'écart provenant des paiements des programmes Agri-stabilité et Agri-protection. Des solutions se rattachant à trois autres scénarios ont pu être dégagées pour comparaison avec le scénario de référence :

- Scénario 1 : Élimination des programmes Agri-stabilité et Agri-protection;
- Scénario 2 : Élimination du programme Agri-protection;
- Scénario 3 : Élimination du programme Agri-stabilité.

Les répercussions économiques simulées dans ces scénarios montrent qu'environ 3,3 % des superficies cultivées passeraient à des utilisations moins intensives (p. ex., des pâturages) par suite de l'élimination des deux programmes (scénario 1). Les répercussions estimatives de l'élimination du programme Agri-protection (scénario 2) sont très faibles (environ 0,2 % de changement d'affectation des terres), car les pertes de rendement sont toujours couvertes en partie par un moyen différent (protection des revenus par Agri-stabilité). De plus, les répercussions liées aux élevages qui sont attribuables à l'élimination des programmes sont très faibles (varient de 0 % à -0,6 % dans différents scénarios), car les prix du marché constituent une source majeure de risque pour les éleveurs, alors que ce n'est pas le cas pour les cultivateurs. En ce qui a trait aux incidences sur l'environnement, l'analyse indique que l'élimination des deux programmes (scénario 1) réduirait la production, ce qui entraînerait une diminution de 1,4 % des émissions de GES et augmenterait de 1,4 % l'azote résiduel dans le sol. Le travail du sol et l'érosion hydrique et éolienne ne devraient faire l'objet d'aucun changement remarquable, puisque le modèle estime des diminutions de moins de 0,5 % (figure 19-3).

Les résultats ont servi à l'évaluation environnementale obligatoire des programmes de GRE dans le cadre de l'initiative Cultivons l'avenir. Cette évaluation, qui utilise la modélisation intégrée, a aidé à montrer que les programmes de GRE n'ont pas une grande incidence, positive ou négative, sur la performance environnementale de l'agriculture primaire au Canada.



Source : Calculs d'AAC effectués à l'aide du MARAC, 2013.

Figure 19-3 : Effets environnementaux des paiements liés au programme de gestion des risques de l'entreprise dans différents scénarios

Limites

Le cadre de modélisation intégrée employé par AAC a certaines limites, y compris celles-ci :

- Bien que le MARAC comprenne certaines désagrégations régionales, les enjeux environnementaux sont intrinsèquement locaux, et les modèles d'IAE sont basés sur des régions écologiques beaucoup plus petites (**polygones** des **Pédo-paysages du Canada**) que les régions du MARAC. Il est donc nécessaire de formuler des hypothèses en vue d'effectuer une interpolation à différentes échelles spatiales.
- Les scénarios et les indicateurs agroenvironnementaux utilisés dans les analyses ont été limités par l'accessibilité des modèles, ce qui a entraîné l'exclusion de certaines options importantes de gestion agricole (p. ex., la gestion du fumier).
- Les évaluations quantitatives des incidences économiques des scénarios de gestion environnementale à l'échelle de la ferme sont limitées par le manque de renseignements économiques pertinents. Pour de nombreux scénarios, plutôt que de permettre aux conditions économiques sous-jacentes du modèle de générer des résultats, des hypothèses éclairées au sujet des taux d'adoption imposent des changements. Des renseignements sur les coûts et les avantages de différentes pratiques de gestion environnementale à la ferme sont reconnus comme étant essentiels à l'élaboration de politiques. Ces limites seront abordées dans le cadre de travaux ultérieurs.
- Le système de modélisation intégrée ne comprend aucun lien de rétroaction entre la composante économique et la composante environnementale. Bien que les extrants des scénarios du MARAC soient utilisés comme intrants dans les modèles d'IAE pour estimer les incidences sur l'environnement, l'inverse ne se fait pas. Il s'agit d'un point faible, puisque, dans certains cas, les incidences sur l'environnement entraînent des incidences économiques.

Futurs axes de travail

Une version révisée du MARAC, qui est à l'essai, incorpore un certain nombre d'améliorations, notamment des éléments relatifs à l'eau (demande agricole d'eau aux fins de l'irrigation et de l'élevage), à la transformation de la viande rouge et à la modélisation des risques (risques liés au prix et au rendement). Puisqu'on met aussi à jour et on perfectionne les modèles d'IAE, il faudra modifier les liens entre le MARAC et les IAE et en ajouter pour d'autres IAE. Le cadre de modélisation intégrée continuera d'être utilisé pour fournir à Environnement Canada des estimations des émissions de GES en 2020 et en 2030 en agriculture. Il servira aussi à effectuer l'évaluation environnementale des programmes de GRE pour les conditions de 2015.

Conclusions

Les cadres de modélisation intégrée, notamment le cadre du MARAC et des IAE, permettent la modélisation d'enjeux complexes touchant différents domaines scientifiques de façon plus réaliste et exhaustive. La demande pour ce type d'analyse est à la hausse; cela dit, l'élaboration des modèles présente certaines difficultés qu'il faudra résoudre pour améliorer la capacité. Il se peut que de nouveaux cadres soient élaborés pour accroître le nombre de sujets pouvant être modélisés.

Références

Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2014. *Modèle d'analyse régionale de l'agriculture au Canada : description, structure et applications.*

Environnement Canada. 2014. *Tendances en matière d'émissions au Canada*. Internet : http://publications.gc.ca/collections/collection_2014/ec/En81-18-2014-fra.pdf.

Gill, R., et coll. 2010. *GHG abatement cost curves for the agriculture sector: Potential to reduce emissions*, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale des politiques stratégiques. Document inédit.

Gouvernement du Canada. 2014. *Le sixième rapport du Canada sur les changements climatiques : mesures prises pour mettre en œuvre les engagements du Canada sous la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. Internet* : http://www.publications.gc.ca/site/fra/9.642655/publication.html.

Gouvernement du Canada. 2002. *Plan d'action 2000 du gouvernement du Canada sur le changement climatique*. Internet : http://www.publications.gc.ca/site/fra/9.681274/publication.html.

Horner, G.L., et coll. 1992. *The Canadian regional agriculture model: Structure, operation and development*. Rapport technique 1/92, Agriculture Canada, Direction générale des politiques, Ottawa (Ontario), Canada.

Howitt, Richard E. 1995. *Positive mathematical programming.* Amer. J. Agr. Econ., 77 : 329-342.

Kulshreshtha, S.N., et coll. 2002. *Canadian Economic and Emissions Model for Agriculture (CEEMA 2.0): Technical Documentation*. CSALE Working Paper # 12. Université de Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan), Canada.

McRae, T., C.A.S. Smith et L.J. Gregorich (dir.). 2000. *L'agriculture écologiquement durable au Canada : rapport sur le Projet des indicateurs agroenvironnementaux*. Agriculture et Agroalimentaire, Ottawa (Ontario), Canada. Internet : http://publications.gc.ca/site/fra/9.637690/publication.html.

Annexes

Glossaire

Agent pathogène : Agent qui cause une maladie.

Agriculture de précision : Utilisation de technologies, comme la technologie GPS ou l'analyse des sols, pour cerner et gérer dans les champs les variations susceptibles d'influer sur les rendements culturaux.

Agriculture durable : Système de productions agricoles intégrées qui permettra, à long terme, de combler les besoins en aliments et en fibres, d'améliorer la qualité de l'environnement, d'utiliser plus efficacement les ressources, de soutenir la viabilité économique des entreprises agricoles et d'améliorer la qualité de vie.

Agroécosystème : Espèces et écosystèmes soumis à une gestion agricole; système ouvert et dynamique relié à d'autres écosystèmes par les flux d'énergie et le transfert de matières (cultures, pâturages, animaux d'élevage, autres espèces animales et végétales, air, sol et eau).

Allocation économique : Système de répartition des émissions basée sur le prix relatif du produit final.

Aménagement de terrasses : Technique de conservation du sol et de l'eau consistant à aménager des terrains étagés dont le sol est retenu par des murets ou des levées de terre sur un ou plusieurs côtés.

Ammoniac : Composé d'azote et d'hydrogène (NH_3) qui se forme naturellement lorsque des bactéries décomposent les produits azotés, en particulier l'urée et l'acide urique, que renferment les fumiers et les engrais. Les émissions d'ammoniac peuvent être problématiques dans les installations d'élevage fermées et réagir avec d'autres composés pour produire des particules fines qui se retrouvent dans l'air ambiant. L'ammoniac entre dans la composition de certains engrais et il est un élément nutritif important pour les végétaux. Il est aussi employé comme frigorigène dans l'industrie des aliments et des boissons.

Anaérobie : Caractérisé par l'absence d'oxygène.

Anthropique : Relatif à l'impact des êtres humains sur la nature; produit ou altéré par la présence ou les activités humaines.

Application à la volée : Dispersion égale et uniforme de fumier ou d'engrais sur toute la surface du champ, soit avant d'ensemencer, soit sur la culture sur pied (dans ce dernier cas, on parle de fumure de couverture).

Azote (N) : Élément chimique présent dans la plupart des substances organiques. C'est un élément nutritif essentiel pour les plantes et les animaux, mais qui peut devenir un polluant de l'eau (nitrates et ammoniac) ou de l'air (ammoniac, ammonium, oxyde nitreux).

Azote ammoniacal total (AAT) : Total du NH_3 (ammoniac) et du NH_4^+ (ammoniac ionisé) combinés.

Bassin hydrographique : Portion de territoire délimitée dont les eaux alimentent un même exutoire. Portion de territoire qui draine l'eau, la matière organique, les éléments nutritifs dissous et les sédiments vers un lac ou un cours d'eau; la limite topographique du bassin est habituellement la ligne de partage des eaux, soit la partie élevée des terres à partir de laquelle les cours d'eau de surface s'écoulent dans deux directions différentes.

Biodiesel : Biocombustible servant de substitut au diesel.

Biodiversité : Variété des formes de vie sur terre et processus naturels qui les lient et les entretiennent. La biodiversité a trois composantes : la diversité des écosystèmes, la diversité des espèces et la diversité génétique. Aussi appelée la diversité biologique.

Biocombustible : Combustible gazeux, liquide ou solide dérivé d'une source biologique comme le méthane, l'éthanol, l'huile de graines, les algues ou l'huile de foie de poisson.

Biogaz : Gaz issu de la décomposition biologique de la matière organique en l'absence d'oxygène. Souvent capté et utilisé comme source d'énergie.

Biomasse : Masse totale des espèces ou d'un groupe d'espèces par unité de surface; total de la masse de toutes les espèces dans une communauté.

Biopesticide : Pesticide fait de substances organiques et qui ne nuira pas à la santé humaine.

Bioplastique : Plastique biodégradable obtenu de ressources naturelles comme l'amidon, la cellulose et les protéines.

Biosolide : Boue d'épuration traitée utilisée comme engrais.

Brise-vent : Barrière constituée d'arbres, d'arbustes ou d'autres plantes vivaces servant à réduire l'érosion éolienne. On parle aussi de coupe-vent ou de pare-vent.

Cadre stratégique pour l'agriculture (CSA) : Cadre stratégique quinquennal (2003-2008) pour le secteur agricole et agroalimentaire du Canada dont ont convenu les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux.

Carbone (C) : Élément présent dans toutes les matières d'origine biologique.

Cascade de l'azote : Cheminement des molécules d'azote réactif à travers les compartiments de l'environnement et sa cascade d'effets sur l'environnement et la santé humaine.

Céréale : Grain comestible de plantes graminées comme le blé, l'avoine, le seigle et le riz.

Charrue à socs et à versoirs : Instrument aratoire utilisé pour ouvrir et retourner la terre partiellement ou complètement.

Coliforme : Les coliformes sont un groupe de bactéries qui vivent naturellement dans l'intestin des humains et des animaux à sang chaud. Les coliformes fécaux sont employés comme marqueur ou indicateur, parce qu'ils signalent la présence de matières fécales d'origine agricole, et donc le risque de contamination des eaux de surface par le fumier.

Combustible fossile : Produit riche en carbone issu de la transformation géologique de débris de matières organiques en charbon, en pétrole ou en gaz naturel. Sa combustion dégage de grandes quantités d'énergie. Les humains utilisent les combustibles fossiles pour combler une grande partie de leurs besoins énergétiques.

Conductivité hydraulique : Mesure de la facilité avec laquelle l'eau traverse le sol ou la roche; une valeur élevée de conductivité hydraulique indique que le milieu est perméable et que l'eau peut le traverser facilement; une valeur faible de conductivité hydraulique indique que le milieu est peu perméable.

Connectivité hydrologique : Rend compte des liens hydrologiques qu'offre un lieu pour le transport par l'eau de matière, d'énergie et d'organismes au sein ou entre les éléments du cycle hydrologique.

Coupe primaire : Morceau de viande détaché de la carcasse d'un animal au moment de la découpe. Les coupes primaires de bœuf comprennent le bloc d'épaule, la pointe de poitrine, le jarret, la côte, le bout de poitrine, la longe, le flanc et la ronde. Ces coupes sont ensuite divisées en coupes sous-primaires et en coupes secondaires pour la vente au détail.

Couverture végétale permanente : Couverture de cultures vivaces qui fournit une protection végétale au sol tout au long de l'année. Elle peut être réalisée par des cultures annuelles successives, voire bisannuelles dans certains cas.

Couvre-sol d'hiver : Culture plantée à l'automne en vue de couvrir le sol et d'en freiner l'érosion pendant l'hiver et le printemps.

Cultivons l'avenir : Cadre stratégique quinquennal (2008-2013) pour le secteur agricole et agroalimentaire canadien, dont ont convenu les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux.

Cultivons l'avenir 2 : Cadre stratégique quinquennal (2013-2018) pour le secteur agricole et agroalimentaire canadien, dont ont convenu les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux.

Culture continue : Pratique consistant soit à cultiver chaque saison de croissance sans laisser d'année de jachère, soit à cultiver la même espèce sur la même terre d'une année à l'autre.

Culture couvre-sol : Culture secondaire produite après la culture principale ou établie entre les rangs de la culture principale afin de fournir une couverture de protection destinée à restreindre l'érosion du sol et le lessivage des éléments nutritifs.

Culture en courbes de niveau : Culture qu'on effectue dans le sens des courbes de niveau plutôt que dans le sens de la pente dans le but de réduire l'érosion du sol, d'en protéger la fertilité et d'utiliser l'eau plus efficacement.

Culture en bandes alternantes : Méthode de contrôle de l'érosion qui consiste à créer en alternance des bandes de cultures nécessitant différents types de travail du sol, par exemple une culture en rang avec un pâturage ou une culture annuelle avec une jachère, tout en suivant les courbes de niveau.

Culture en rangs : Système de production culturale en rangs largement espacés permettant de sarcler entre les rangs pour le désherbage ou de rechausser des plants sur les rangs pour en protéger les racines, ou la combinaison des deux opérations. Ce système est généralement utilisé pour cultiver la pomme de terre, le tabac, les légumes, les haricots, la betterave à sucre et le maïs. Il va généralement de pair avec un niveau élevé de production par unité de superficie.

Culture fourragère : Graminées ou légumineuses cultivées pour l'alimentation des animaux d'élevage; elles peuvent être conservées sous forme de foin sec ou d'ensilage humide, enfouies dans le sol comme engrais vert ou pâturées. On parle aussi de fourrage et de plantes fourragères.

Culture sèche : Type d'agriculture dépendant exclusivement des précipitations naturelles et de l'humidité du sol pour fournir de l'eau aux cultures (culture non irriguée). On dit « en culture sèche » ou « cultivé en sec ».

Cyanobactérie : Les cyanobactéries sont un groupe d'organismes qui sont apparentés aux bactéries véritables et qui appartiennent au règne des Monères.

Décomposition : Fractionnement de matières organiques complexes en des matières plus simples par des microorganismes.

Dénitrification : Réduction des nitrates du sol en oxyde nitreux (N_2O) ou en azote moléculaire, qui est rejeté dans l'atmosphère.

Dépôt atmosphérique : Processus par lequel des substances chimiques, notamment polluantes, sont transférées de l'air vers des surfaces – y compris le sol, la végétation, l'eau de surface ou les surfaces intérieures, par voie humide et par voie sèche.

Diamètre aérodynamique : Les particules en suspension dans l'air ont des formes irrégulières, et leur comportement aérodynamique est exprimé en fonction du diamètre d'une particule sphérique idéale, soit le diamètre aérodynamique (qui est essentiellement la mesure de la taille de la particule).

Digesteur anaérobie : Installation ou système de confinement où des microorganismes décomposent les matières biodégradables, comme les résidus alimentaires ou le fumier, en l'absence d'oxygène. Il produit du biogaz, formé principalement de dioxyde de carbone et de méthane, qui alimente la ferme en chaleur ou en énergie ou qui est converti en électricité pour être vendu aux services publics locaux.

Dioxyde de carbone (CO_2) : Gaz à effet de serre important produit par la décomposition de la matière organique dans les sols dans des conditions d'oxydation; également produit par le brûlage des combustibles fossiles. Il est un des trois principaux gaz à effet de serre d'origine agricole (avec le méthane et l'oxyde nitreux).

Drainage : Opération d'évacuation de l'excès d'eau du sol visant à améliorer la productivité des terres agricoles au moyen de fossés, de regards drainants et de tuyaux d'argile enterrés sous la surface.

Drainage par canalisations : Pratique courante de gestion des eaux à des fins agricoles normalement utilisée dans les champs plats, mal drainés. Les systèmes de drainage par canalisations sont courants dans l'est du Canada et dans les Maritimes (environ 45 % des terres cultivées de l'Ontario – 10,6 millions d'acres – sont drainées par des canalisations), ainsi que dans certaines régions du Manitoba. Ils sont destinés à abaisser les nappes phréatiques peu profondes et à réduire l'excès d'eau au champ, de manière à améliorer la productivité des cultures. Ils consistent en une série de tuyaux en plastique perforés placés sous la surface du sol (à une profondeur qui varie selon celle de la nappe phréatique, mais qui est habituellement de 50 à 100 cm), avec une pente déterminée. L'excès d'eau de la zone racinaire des cultures peut pénétrer les tuyaux par les perforations et s'écouler à l'extérieur du champ, dans un fossé ou un autre exutoire.

Eau souterraine : Eau se trouvant dans le sous-sol et dont la limite supérieure est le niveau phréatique. Cette eau alimente les puits et les sources.

Écorégion : Unité cartographique du système de classification écologique du Canada. Subdivision d'une unité de classification écologique plus grande caractérisée par des facteurs régionaux distinctifs, notamment le climat, la géographie physique, la végétation, le sol, l'eau et la faune.

Écosystème : Unité de terre ou d'eau regroupant des populations d'organismes et leur environnement physique, ainsi que les processus qui les lient.

Écoulement préférentiel : Processus par lequel l'eau, les substances solubles et les composés tels que le phosphore particulaire ainsi que les coliformes fécaux migrent à travers les macropores des sols vers les drains et les nappes phréatiques.

Écozone : La plus grande unité de cartographie du système de classification écologique du Canada. L'écozone est une région de la surface terrestre représentant de grandes unités écologiques très généralisées. Ces unités sont caractérisées par des facteurs biotiques et abiotiques en interaction et en adaptation constantes. On pratique l'agriculture dans 7 des 15 écozones du Canada.

Élément nutritif : Substance dont un organisme vivant a besoin pour croître et se développer. L'azote, le phosphore et le potassium sont des éléments nutritifs essentiels aux cultures.

Empreinte carbone : Quantité totale de dioxyde de carbone (CO_2) et d'autres gaz à effet de serre émis durant la production et pendant le cycle de vie d'un produit donné.

Encéphalopathie spongiforme bovine (ESB) : Couramment appelée « maladie de la vache folle », l'encéphalopathie spongiforme bovine est une maladie évolutive et incurable qui affecte le système nerveux central.

Engrais : Toute matière organique ou inorganique, naturelle ou synthétique, utilisée pour l'apport d'éléments nutritifs (azote, phosphore et potassium) essentiels à la croissance des plantes.

Entérobactérie : Les entérobactéries sont un groupe de bactéries qui vivent dans l'intestin des humains et des animaux.

Équarrissage : Procédé qui consiste à convertir des tissus animaux inutilisables en matières à valeur ajoutée. L'équarrissage peut désigner toute transformation de produits animaux en matières utiles ou, de façon plus restrictive, la production de matières grasses purifiées comme le lard ou le suif à partir des tissus adipeux de l'animal entier.

Équivalent dioxyde de carbone : Expression de l'efficacité d'un gaz à produire un effet de serre dans l'atmosphère par comparaison au dioxyde de carbone.

Érodabilité : Vulnérabilité d'un sol à l'érosion.

Érosivité : Mesure de la capacité prévisible de l'eau, du vent, du travail du sol ou d'autres agents à provoquer l'érosion.

Espèce étrangère envahissante : Espèce (plante, animal ou microorganisme) étrangère (non indigène) dont l'introduction nuit ou nuira probablement à l'économie, à l'environnement ou à la santé humaine.

Espèce indigène : Espèce dont on sait qu'elle a existé dans un lieu avant l'influence des humains. Peut inclure des espèces exotiques établies depuis longtemps.

Eutrophisation : Croissance excessive d'algues et d'autres végétaux dans un milieu aquatique qui contient une concentration élevée d'éléments nutritifs, en particulier des nitrates et des phosphates. L'enrichissement en éléments nutritifs peut entraîner une diminution de l'oxygène dissous et tuer les organismes aquatiques comme les poissons.

Évapotranspiration : Transfert de l'eau vers l'atmosphère par évaporation à partir du sol et par transpiration des végétaux.

Facteur d'émission : Estimation ou moyenne statistique du taux auquel un contaminant est rejeté dans l'atmosphère par une activité quelconque (p. ex., agriculture, combustion de carburant), divisé par le niveau de cette activité. Avec un facteur d'émission et un niveau d'activité connus, une simple multiplication permet d'estimer l'émission réelle.

Fermentation entérique : Processus digestif par lequel les glucides sont fractionnés par des microorganismes en molécules simples qui peuvent être absorbées dans le flux sanguin de l'animal.

Foin cultivé : Luzerne et mélanges de luzerne fauchés pour l'ensilage ou le fourrage vert et autres cultures de foin et de fourrage fauchées pour le foin ou l'ensilage. Inclut le trèfle et les cultures fourragères comme l'avoine, l'orge et le sorgho.

Fumigant : Composé chimique utilisé à l'état gazeux comme pesticide ou désinfectant.

Gaz à effet de serre (GES) : Les gaz à effet de serre absorbent et piègent la chaleur dans l'atmosphère, et causent le réchauffement de la Terre. Certains sont présents naturellement dans l'atmosphère, tandis que d'autres découlent de l'activité humaine. Les gaz à effet de serre comprennent le dioxyde de carbone, la vapeur d'eau, le méthane, l'oxyde nitreux, l'ozone, les chlorurofluorurocarbones, les hydrurofluorurocarbones et les perfluorurocarbones.

Génétiquement modifié (GM) : Se dit d'un organisme vivant dont le matériel génétique a été manipulé pour en modifier au moins une caractéristique.

Hétérogénéité du paysage : Répartition spatiale variable des éléments du paysage (comme les types de couvertures terrestres).

Hydrogène (H) : Élément chimique de symbole H et de numéro atomique 1.

Indicateur agroenvironnemental (IAE) : Mesure d'un paramètre, d'un risque ou d'un changement environnemental important qui est attribuable à l'agriculture ou mesure des pratiques de gestion qu'appliquent les producteurs.

Inorganique : Caractère des composés qui ne sont pas organiques, habituellement d'origine minérale.

Intensité des émissions : Estimation de la quantité de GES émis par unité de produit agricole.

Jachère : Terme général et catégorie d'utilisation des terres agricoles du Recensement de l'agriculture qui désigne une terre arable qu'on laisse reposer au moins un an, principalement pour conserver l'humidité du sol, mais dont on détruit les mauvaises herbes en la travaillant ou en y appliquant des herbicides.

Lessivage : Processus par lequel des substances solubles sont dissoutes et transportées à travers le sol par l'eau de percolation.

Lutte intégrée (LI) : Processus décisionnel faisant appel à toutes les techniques nécessaires pour supprimer les ennemis des cultures de manière efficace, économique et respectueuse de l'environnement. Stratégie écologique qui s'appuie sur les facteurs de mortalité naturels, comme les ennemis naturels, le climat et la gestion des cultures; la lutte intégrée ou LI consiste à appliquer des mesures de répression qui nuisent le moins possible à ces facteurs.

Matière organique du sol : Matière carbonée du sol issue d'organismes vivants.

Méthane (CH_4) : Gaz produit par la décomposition anaérobie de déchets dans les décharges, la digestion des animaux, la décomposition du fumier, la production et la distribution du gaz naturel et du pétrole, la production de charbon et la combustion incomplète de combustibles. Il s'agit d'un des trois principaux gaz à effet de serre d'origine agricole (avec le CO_2 et le N_2O).

Milieu humide : Étendue de terre inondée par de l'eau provenant du ruissellement de surface ou de sources souterraines. Le Système de classification des terres humides du Canada comprend cinq catégories : les bogs et les fens (qui sont des tourbières), les marécages, les marais et les eaux peu profondes.

Minéralisation de l'azote : Conversion, résultant de la décomposition microbienne, de l'azote organique du sol en ammonium.

Modèle d'équilibre partiel : Modèle qui tient compte d'une partie de l'économie seulement et suit les effets d'une intervention sur l'unique secteur ou marché considéré (p. ex., l'agriculture); toutes les interactions possibles avec ou dans d'autres secteurs sont ignorées. Il s'oppose au modèle d'équilibre général, qui prend en compte une économie dans son ensemble.

Modèle stochastique : Outil servant à estimer la distribution des probabilités de résultats éventuels en permettant la variation aléatoire d'au moins une donnée d'entrée dans le temps. La variation aléatoire est généralement fondée sur les fluctuations observées dans les données historiques concernant une période sélectionnée au moyen de techniques chronologiques normalisées.

Nitrate (NO_3^-) : Forme soluble d'azote qui est utilisée par les plantes. Les nitrates sont naturellement présents dans l'eau souterraine et l'eau de surface, mais ils peuvent s'y accumuler en trop grande quantité (pollution) en raison de l'activité humaine.

Nitrophile : Qui préfère des sols riches en azote.

Oléagineux : Graines ou cultures produites principalement pour leur huile dont font partie le lin, le canola et le colza, le soja, le carthame et le tournesol.

Oligotrophe : État d'un plan d'eau qui est pauvre en éléments nutritifs et donc incapable de faire vivre une faune et une flore aquatiques importantes.

Oxyde nitreux (N_2O) : Puissant gaz à effet de serre dont les émissions naturelles sont augmentées par certaines activités humaines comme l'utilisation d'engrais azotés, la décomposition des résidus de culture, la culture de sols organiques, ainsi que l'entreposage et l'épandage de fumier sur les terres agricoles. Ce gaz est un des trois principaux gaz à effet de serre d'origine agricole (avec le CO_2 et le CH_4).

Ozone : Gaz d'origine naturelle, formé de molécules d'oxygène normales. L'ozone qui se trouve en haute atmosphère protège la Terre en empêchant les rayons ultraviolets du soleil de l'atteindre.

Particules : Polluants atmosphériques composés de minuscules particules solides ou liquides temporairement en suspension dans l'air (p. ex., poussières, pollens, spores, fumée, composés organiques).

Particules fines ou particules fines inhalables : Particules ayant un diamètre aérodynamique de moins de 2,5 micromètres. Ces particules sont facilement inhalées dans les voies aériennes inférieures (régions pulmonaires des échanges gazeux), où elles peuvent se déposer et causer des effets nocifs sur la santé.

Particules primaires : Particules résultant notamment de l'érosion éolienne et du travail du sol (poussière du sol), de la combustion (suie), de la récolte et de la manutention des grains (poussière céréalière).

Particules secondaires : Particules qui se forment dans l'air. Par exemple, l'ammoniac, les composés organiques volatils (COV) biogènes émis par les plantes et le monoxyde d'azote émis par le sol peuvent réagir avec d'autres polluants atmosphériques pour former des particules qui contribuent au smog.

Pâturage amélioré : Pâturage dont le rendement est augmenté par une combinaison de mesures telles que la plantation d'espèces de graminées offrant un rendement supérieur, la plantation de légumineuses ou la dispersion de chaux.

Pâturage artificiel : Catégorie d'utilisation des terres agricoles du Recensement de l'agriculture désignant un pâturage qui a été amélioré par des pratiques de gestion, comme la culture, le drainage, l'irrigation, la fertilisation, l'ensemencement ou la pulvérisation d'herbicides. Également appelé « pâturage amélioré » et « pâturage ensemencé ».

Pâturage non amélioré : Les pâturages non améliorés sont des terres naturelles réservées au pâturage.

Pédo-paysages du Canada (PPC) : Série nationale de cartes pédologiques à grande échelle (rapport de 1/1 million) contenant des renseignements sur les propriétés des sols et la topographie.

Pesticide : Produit chimique naturel ou synthétique servant à éliminer les ravageurs ou à lutter contre ceux-ci. Les pesticides englobent les herbicides, les insecticides, les fongicides, les nématicides, les rodenticides et les acaricides.

Pesticide systémique : Pesticide inoffensif pour l'organisme qu'il doit protéger, mais qui, une fois absorbé par la sève ou le sang de l'organisme, rend ce dernier toxique pour les organismes nuisibles.

Phosphore (P) : Élément chimique essentiel à tous les organismes vivants et élément clé de l'alimentation des plantes. Dépassé un certain seuil dans l'eau douce, le phosphore peut causer l'eutrophisation.

Photosynthèse : Processus par lequel les végétaux transforment le dioxyde de carbone et l'eau en glucides et en d'autres composés en utilisant l'énergie solaire absorbée par leur chlorophylle.

Plan environnemental de la ferme : Plan indiquant les problèmes environnementaux propres à une exploitation agricole et les mesures à prendre pour les résoudre. Plan élaboré et exécuté volontairement par l'agriculteur.

Plantes fourragères vivaces : Graminées et légumineuses cultivées principalement pour le pâturage ou l'ensilage, qui repoussent chaque printemps à partir de la racine des plantes de la saison de croissance précédente.

Poids vif : Poids de l'animal avant l'abattage et la préparation de la carcasse. Après, on parle du poids en carcasse ou du poids de la carcasse habillée.

Polygone : Délimitation fermée de forme irrégulière sur une carte qui sert d'unité cartographique dans la série de cartes des Pédo-paysages du Canada. Les polygones sont superposés sur les cartes du Recensement de l'agriculture afin d'arrimer les données relatives aux pédo-paysages aux informations sur les pratiques de gestion agricole.

Potentiel de réchauffement planétaire : Mesure de la capacité d'un gaz à effet de serre de piéger le rayonnement et, de ce fait, de contribuer au réchauffement de la planète (augmentation des températures à l'échelle mondiale).

Pratique de gestion bénéfique (PGB) : Méthode, mesure ou pratique visant à réduire au minimum ou à prévenir les risques environnementaux et les effets négatifs pour l'environnement, y compris la pollution.

Puits : Capacité des sols d'assimiler des substances, puis de les retenir ou de les fournir pour permettre la croissance aérienne et souterraine des végétaux.

Recensement de l'agriculture : Recensement mené à l'échelle nationale aux cinq ans pour l'obtention de données sur la structure des fermes, l'économie agricole, les cultures, l'utilisation des terres et les animaux d'élevage.

Résidus de culture : Matière végétale restant au champ après la récolte (feuilles, tiges, racines).

Résistance aux pesticides : Capacité des organismes nuisibles de développer une tolérance à la dose d'application recommandée de pesticide.

Ruissellement : Portion des eaux pluviales et nivales qui s'écoulent à la surface des terres vers les eaux de surface (cours d'eau, marais, lacs, etc.)

Salinisation : Processus par lequel le contenu en sels solubles augmente à la surface du sol ou dans la zone racinaire.

Sans travail du sol : La culture sans travail du sol consiste à semer directement dans le sol au moyen d'un semoir spécial sans avoir recours à un travail du sol primaire ou secondaire après la récolte de la culture précédente. On parle aussi de semis direct.

Séquestration/séquestré : Stocké séparément. On appelle carbone séquestré le carbone retiré de l'atmosphère et stocké dans le sol sous forme de matière organique.

Séquestration du carbone : Processus biochimique par lequel les organismes vivants, y compris les plantes et les microorganismes, transfèrent le carbone de l'atmosphère à un autre bassin de carbone, comme les sols ou les forêts, permettant ainsi d'abaisser les concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone. On parle aussi de piégeage du carbone.

Service écosystémique : Service rendu par un système naturel et qui entraîne un avantage pour la société. Les services écosystémiques ou écoservices comprennent, par exemple, le cycle des éléments nutritifs, la purification de l'air et de l'eau, la pollinisation des cultures et la modulation du climat.

Smog : Air malsain résultant de la fumée, de vapeurs chimiques ou de poussières formées dans l'atmosphère.

Soja : Légumineuse annuelle (*Glycine max*) originaire d'Extrême-Orient, abondamment cultivée pour ses graines, qui sont utilisées comme aliment pour les humains et les animaux, de même que comme source d'huile.

Sol noir : Sol de prairie trouvé dans les Prairies canadiennes et qui se caractérise par une couche de surface très foncée. Il est associé à des conditions climatiques fraîches et assez humides.

Sol brun : Sol de prairie trouvé dans les Prairies canadiennes semi-arides et caractérisé par une couche de surface brune. Il est associé aux climats secs des prairies du sud.

Sol brun foncé : Sol de prairie trouvé dans les Prairies canadiennes et caractérisé par une couche de surface brun foncé. Il est associé au climat intermédiaire entre ceux du sol brun et du sol noir des Prairies.

Structure du sol : Ensemble des propriétés physiques du sol liées à l'organisation et à la stabilité des particules, des agrégats et des pores.

Tampon riverain/bande tampon riveraine : Étroite bande de terre végétalisée bordant un cours d'eau et visant à réduire l'érosion, à intercepter les polluants, à offrir un habitat aux espèces sauvages et à contrer d'autres problèmes environnementaux.

Temps de séjour : Durée de la persistance d'une masse ou d'une substance dans un milieu, un endroit.

Terres cultivées : Catégorie d'utilisation des terres agricoles du Recensement de l'agriculture qui comprend la superficie totale des terres servant aux grandes cultures et à la culture de fruits, de légumes, de produits de pépinière et de gazon.

Terre improductive : Terre abandonnée qui n'a pas été cultivée depuis un certain temps.

Toutes les autres terres : La catégorie « toutes les autres terres » est une ancienne catégorie (avant 2006) du Recensement de l'agriculture qui comprend les terres d'une exploitation agricole qui sont improductives, les boisés, les marécages et les milieux humides, ainsi que les terres contenant les bâtiments de ferme, les étables, les chemins et les jardins privés. Depuis 2006, cette catégorie a été divisée en deux : la catégorie « terres boisées et terres humides », qui inclut les boisés, les érablières, les brise-vent, les étangs, les marais et les terrains marécageux, et la nouvelle catégorie « toutes les autres superficies », qui n'inclut que les terres improductives et les terres contenant les bâtiments de ferme, les étables, les chemins et les jardins privés. Pour assurer la cohérence du calcul de l'indicateur de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles et de l'indicateur de changement d'utilisation des terres agricoles, la catégorie originale « toutes les autres terres » a été conservée.

Toxicité : Capacité d'une substance à causer des effets nocifs pour la santé.

Travail de conservation du sol : Toute séquence de travail du sol visant à minimiser ou à réduire les pertes de sol et d'eau; en pratique, un système de travail du sol ou de travail du sol et de semis qui laisse à la surface du sol au moins 30 % des résidus de culture.

Travail classique du sol : Opérations primaires et secondaires de travail du sol effectuées traditionnellement pour la préparation du lit de semence et qui laissent généralement à la surface du sol moins de 30 % des résidus de culture.

Travail intensif du sol : Mode de travail du sol qui laisse à la surface moins de 15 % des résidus de culture. Ce mode, souvent appelé « travail classique du sol », englobe de multiples opérations effectuées au moyen de divers instruments aratoires.

Travail minimal du sol : Travail du sol consistant dans le minimum nécessaire pour combler les besoins culturaux dans les conditions existantes de sol et de climat, et qui suppose habituellement moins d'opérations que le travail classique du sol.

Travail réduit du sol : Mode de travail du sol qui perturbe moins le sol que le travail classique, soit par la réduction du nombre de passages de machinerie, soit par l'utilisation d'équipement spécial, et qui laisse à la surface du sol une partie des résidus de la culture précédente. Le terme englobe le travail minimal du sol et le travail de conservation du sol.

Voie d'eau : Chenal dans lequel l'eau coule toute l'année ou au moins une partie de l'année, habituellement au printemps. Les fossés de drainage, les voies d'eau enherbées, les ruisseaux, les criques et les rivières en sont des exemples.

Voie d'eau enherbée : Canal naturel ou artificiel, habituellement large et peu profond, recouvert de graminées résistantes à l'érosion qui assure l'évacuation des eaux superficielles des terres cultivées le long des dépressions naturelles.

Volatilisation : Conversion en gaz d'un solide ou d'un liquide.

Zone riveraine : Terre bordant un cours d'eau ou un autre plan d'eau.

Remerciements

Un rapport de cette envergure et de cette complexité ne peut être établi qu'en s'appuyant sur les idées et le concours d'un bon nombre de personnes, de groupes et d'organismes. Les responsables de la publication et les auteurs souhaitent remercier les personnes et groupes qui suivent pour leurs apports.

Beaucoup de gestionnaires et d'employés d'Agriculture et Agroalimentaire Canada ont participé à tous les aspects de l'ouvrage. Les personnes suivantes méritent une mention spéciale pour leur soutien, leur encadrement et leur révision inlassable du contenu du rapport : Alex Lefebvre, Sarah Kalff, Jamie Hewitt, Robin Mackay, Jill Jensen, Hugues Morand et Lynn Hanson de la Direction générale des politiques stratégiques; Ian D. Campbell, Ted Huffman, Keith Reid, Brian McConkey, Troy Riche et Ed Topp de la Direction générale des sciences et de la technologie; Shane Campbell de la Direction générale des services à l'industrie et aux marchés. Nous remercions aussi particulièrement les responsables, auteurs et coauteurs des trois précédents rapports sur les indicateurs agroenvironnementaux, notamment Warren Eilers, Alex Lefebvre, Robin MacKay et Luella Graham, étant donné qu'une bonne partie des travaux que nous présentons ici se fondent sur ces rapports ou en sont adaptés directement.

Santé Canada nous a fait profiter des conseils éclairés de Véronique Morisset de la Direction de la sécurité des milieux et de ceux de Deirdre Waite et Robert Martin de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire.

Les Services d'agrogéomatique d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, nommément Tamara Rounce, Derek Bogdan, William Western et David Lee, ont assuré le traitement des données et la cartographie. James Ashton et Kirk Demay ont établi des applications cartographiques connexes pour tous les indicateurs nationaux.

Bahram Daneshfar, Ted Huffman et Ian Jarvis, en collaboration avec la Division de l'agriculture de Statistique Canada, ont traité et élaboré les données interpolées du Recensement de l'agriculture, qui constituent des éléments fondamentaux de nombreux indicateurs.

Nous sommes reconnaissants à tous ceux qui ont participé aux diverses étapes de l'établissement du rapport. Bev Berry-Munn d'AAC s'est occupée de coordonner la traduction et l'obtention des approbations. Lorraine Morris a assuré le soutien à la production. Préscille LeBrun d'AAC a aidé à coordonner la traduction; Claude Jean et Linda Cousineau du Bureau de la traduction de Services publics et Approvisionnement Canada se sont chargées de la traduction technique; Claude Jean et Linda Cousineau du Bureau de la traduction de Services publics et Approvisionnement Canada se sont chargées de la traduction technique; Barbara Chunn du Bureau de la traduction de Services publics et Approvisionnement Canada a assuré la révision linguistique et a vérifié l'exactitude des références; Claudine Blondin du Service de traduction et de révision d'AAC a assuré la révision finale des textes français et anglais. A assuré la révision linguistique et a vérifié l'exactitude des références. Stephen Keough et Christine Evans ont offert des conseils au sujet des approbations et de la présentation matérielle. Mike Pereira a guidé avec un enthousiasme sans faille l'adaptation et la migration au Web. Brian Schwartz a établi la vision et dirigé le projet pilote pour les pages Web consacrées aux indicateurs. Michelle Jardine a revu tout le document en fonction des messages stratégiques à communiquer. Parker Kennedy a coordonné la passation des marchés et l'approvisionnement.

Nous adressons un remerciement tout particulier à Grace Morton, Sarah Deschamps, Diane Dufour et Doug Jackson de Accurate Design qui ont fourni des services professionnels de conception. Nous avons beaucoup apprécié votre minutie, votre souplesse et votre patience.

Les auteurs remercient les personnes suivantes de leur contribution aux divers chapitres du rapport.

CHAPITRE 3 : FACTEURS DÉTERMINANTS

Les auteurs remercient Robin MacKay, Li Xue et Sarah Kalff pour l'aide apportée à l'élaboration et à l'examen du chapitre. Nous souhaitons aussi remercier Hugues Morand et Jill Jenson, qui ont mis en forme le chapitre sur les facteurs influents du rapport n° 3.

CHAPITRE 5 : GESTION AGROENVIRONNEMENTALE

Les auteurs remercient Tamara Rounce, Derek Bogdan, Patsy Michiels, Pamela Joosse et Steven Miles, qui ont aidé à analyser les données, et Keith Reid, qui a contribué à l'examen du chapitre.

CHAPITRE 6 : COUVERTURE DU SOL

Les auteurs remercient Melodie Green d'avoir rationalisé les calculs et de nombreuses autres personnes qui ont recueilli les données sur le terrain, dont Budong Qian, Anna Pacheco, Zhe Li, Huanjun Liu, Xinle Zhang, Tingting Liu et Yuneng Du.

CHAPITRE 8 : ÉROSION DU SOL

De nombreuses personnes ont contribué à établir ce chapitre. Bob MacMillan, Scott Smith Walter Fraser, Tony Brierley et Alan Moulin ont participé à l'élaboration des données révisées de relief dans la Banque nationale de données sur les sols (BNDS). Carolyn Baldwin, Murray Lewis, Phil Owens, Qiang Huang et plusieurs autres ont aidé à valider le modèle de l'indicateur de risque d'érosion éolienne. Qiang Huang a entrepris d'étudier l'analyse d'incertitude concernant les indicateurs d'érosion. Genevieve Ali, Carolyn Baldwin et Carolyn English ont réalisé une étude de cas sur la mise à l'échelle des résultats des indicateurs d'érosion, de collines vers un bassin versant. Nous apprécions beaucoup l'aide technique fournie par Zisheng Xing, Fan-Rui Meng et Darrel Cerkowniak pour la programmation et l'analyse relatives à l'indicateur.

CHAPITRE 9 : MATIÈRE ORGANIQUE DU SOL

Nous exprimons notre gratitude à Agriculture et Agroalimentaire Canada d'avoir lancé et poursuivi de nombreuses expériences à long terme sur le terrain qui ont été très précieuses pour valider les méthodes. Nous sommes tous redevables aux pédologues d'AAC et des provinces, d'hier et d'aujourd'hui, d'avoir élaboré, soutenu et amélioré les données sur les sols sous-jacents, de les avoir rendues accessibles et de nous avoir aidés à les interpréter. Ce travail aurait été impossible sans les efforts de toute l'équipe de comptabilisation du Système national de vérification des quantités de carbone et d'émissions de gaz à effet de serre (SNCVCG), dont l'activité a été appuyée par AAC et par Environnement Canada.

CHAPITRE 10 : SALINISATION DU SOL

Les auteurs remercient J.A Brierley, qui a examiné le chapitre, pour ses commentaires et Brian Wiebe, qui a aidé à clarifier certaines questions se rapportant aux données de modélisation.

CHAPITRE 11 : AZOTE

Nous tenons à exprimer notre reconnaissance pour l'aide et le soutien apportés par Warren Eilers, Robin MacKay et Tim Martin, qui ont participé à la gestion du Programme national d'analyse et de rapport en matière de santé agroenvironnementale (PNARSA). Nous remercions aussi Xiaoyuan Geng et Bahram Daneshfar d'avoir aidé à accéder aux bases de données du Système d'information sur les sols du Canada (SISCan) et du Recensement de l'agriculture. Le PNARSA et AAC ont financé l'élaboration des indicateurs de l'azote résiduel du sol et du risque de contamination de l'eau par l'azote.

CHAPITRE 12 : PHOSPHORE

Nous remercions nos collègues des Services d'agrogéomatique d'AAC de leur aide experte et pour les services techniques et les données essentielles qu'ils ont fournis. Nous remercions aussi Tim Martin et Brian McConkey (Ph. D.) pour les suggestions utiles et le soutien constant qu'ils ont apportés.

CHAPITRE 13 : COLIFORMES

Nous remercions nos collègues des Services d'agrogéomatique d'AAC de leur aide experte et pour les services techniques et les données essentielles qu'ils ont fournis. Nous remercions aussi Tim Martin et Ed Topp (Ph. D.) pour les suggestions utiles et le soutien constant qu'ils ont apportés.

CHAPITRE 14 : PESTICIDES

Nous remercions Ophelia Dagenais et Aston Chipanshi (Services d'agrogéomatique) d'avoir fourni des données météo, Shelley Woods et Alan Efetha (ministère de l'Agriculture et du Développement rural de l'Alberta) d'avoir fourni des informations concernant l'irrigation, Marie-Josée Simard, Georges Thériault (AAC) et Geneviève Montminy (Club de Fertilisation de la Beauce) d'avoir fourni des renseignements sur les pratiques agricoles et Christopher P. Dufault et Stephen Goodacre (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire) d'avoir fourni des données sur l'emploi des pesticides.

CHAPITRE 15 : GAZ À EFFET DE SERRE D'ORIGINE AGRICOLE

Nous souhaitons remercier deux boursiers postdoctoraux : Yousef Karimi-Zindashty, qui s'est penché sur l'incertitude entourant les émissions de GES d'origine agricole, et Bharat Shrestha, qui a étudié l'intensité des émissions de GES attribuables au canola. Nous avons profité des nombreuses discussions avec Chang Liang et du rôle d'orientation et de direction qu'a solidement rempli Tim Martin. Nous apprécions l'aide des personnes qui ont examiné et révisé ce chapitre ou qui ont contribué à établir les figures, notamment Lucy Clearwater, Terrie Hoppe, Derek Bogdan et Tamara Rounce. Nous remercions de leur générosité les producteurs un peu partout au pays qui ont ouvert leurs terres et leurs exploitation aux chercheurs, afin que ceux-ci puissent effectuer les recherches nécessaires à l'élaboration de l'indicateur.

CHAPITRE 16 : AMMONIAC

Le PNARSA a participé au financement. De nombreux spécialistes ont apporté leurs précieux conseils, dont S. McGinn, K. Koenig, P. Rochette et E. Pattey d'AAC, ainsi que J. Tait, T. Bruulsema, P. Makar, K. Ominski, S.G. Sommer, W. Asman, J. Webb, R. Gordon et M.L. Swift. La cartographie a été réalisée de façon experte par T. Rounce D'AAC.

CHAPITRE 17 : PARTICULES

Remerciements pour la première édition : Nous désirons particulièrement remercier ceux et celles qui ont fourni de l'aide ou des conseils concernant la méthodologie ou les données sur les activités et les facteurs d'émission : Ted Huffman, Brian McConkey, Devon Worth, Xavier Verge, Sonja Fransen et Sébastien Blouin d'AAC, John Ayres, Susan Charles et Sanjay Girdhar d'Environnement Canada, Steve Francis du California Air Resources Board et Mark Hemmes de Quorum Corporation. Merci à l'équipe de l'IRCE-Pest – Allan J. Cessna, Claudia Sheedy, Annemiek Farenhorst et Ross McQueen – et à l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire d'avoir partagé avec nous leurs données sur l'application des pesticides.

Outre les personnes qui ont participé à la première élaboration de l'indicateur des émissions de particules d'origine agricole, nous tenons à souligner, pour cette deuxième édition, l'apport des étudiants inscrits à un programme coopératif : Erqin Zeng (Université Carleton), Kasper Gruszczynski (Université de Waterloo) et Devon Worth (AAC).

CHAPITRE 18 : INTENSITÉ DES ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE ATTRIBUABLES AUX PRODUITS AGRICOLES

L'élaboration de cet indicateur a grandement profité des discussions avec Doug MacDonald et Chang Liang d'Environnement Canada. Nous sommes reconnaissants à Brian McConkey et à Darrel Cerkowniak d'avoir fourni des estimations de l'évolution de la teneur en carbone des sols qui ont servi à nos travaux. Nous apprécions l'apport de tous ceux qui ont examiné ce chapitre ou qui ont aidé à en établir les figures, notamment Lucy Clearwater, Terrie Hoppe, Derek Bogdan et Tamara Rounce.

CHAPITRE 19 : MODÉLISATION ÉCONOMIQUE ET ENVIRONNEMENTALE INTÉGRÉE – RELIER LA SCIENCE AUX POLITIQUES

Les auteurs apprécient le soutien à la rédaction, les commentaires et les contributions qui ont aidé à améliorer le chapitre sur la modélisation intégrée. Les auteurs souhaitent remercier Li Xue et Alex Lefebvre pour leurs commentaires au sujet des versions antérieures. Des remerciements particuliers vont à ceux qui ont fourni aide et conseils au sujet des données et méthodes relatives aux facteurs d'émission : Devon Worth et Darrel Cerkowniak d'AAC et Douglas MacDonald et Chang Liang d'Environnement Canada. Les auteurs remercient aussi Jingyi Yang, Xing Zisheng et Li Sheng d'AAC de leur travail pour intégrer les indicateurs de l'érosion et de l'azote au Modèle d'analyse régionale de l'agriculture au Canada (MARAC).