



Modèle de répartition spatiale du dindon sauvage au Québec

Présentation d'une méthode et
de son application

**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec



ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteurs :	Pierre Blanchette François Landry Direction de la faune terrestre et de l'avifaune
-----------	--

BLANCHETTE, Pierre et François LANDRY (2015). *Modèle de répartition spatiale du dindon sauvage au Québec : présentation d'une méthode et de son application*, Direction de la faune terrestre et de l'avifaune, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Secteur de la faune et des Parcs, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 58 p.

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2015

ISBN 978-2-550-73806-0 (Imprimé)

ISBN 978-2-550-73807-7 (PDF)

© Gouvernement du Québec, 2015

Remerciements

Nous tenons à remercier madame Manon Desalme, stagiaire à la Direction de la faune terrestre et de l'avifaune (DFTA), d'avoir procédé aux premières tentatives d'analyses avec le logiciel MaxEnt, ce qui nous a grandement facilité la tâche. Merci également à madame Sarah Sherman-Quirion, technicienne de la faune, et à monsieur François Lebel, biologiste coordonnateur de la gestion du dindon sauvage, de la DFTA, pour leurs commentaires sur la version préliminaire du rapport. Enfin, nos remerciements vont à madame Annie Cauchon, adjointe administrative à la DFTA, pour la révision de la version définitive du document.

Résumé

Les populations de dindons sauvages ont considérablement augmenté au Québec au cours des dernières années. De plus en plus prisé par les chasseurs, l'oiseau fait l'objet d'une exploitation qui va en s'accroissant. Or, afin de bien gérer l'espèce, il est nécessaire de disposer d'une définition de son habitat potentiel au Québec qui puisse être utilisée avec des indicateurs de suivi de ses populations ou de son exploitation. Ce document a été préparé à l'aide du logiciel MaxEnt, qui produit des modèles statistiques permettant de prédire la probabilité de présence d'une espèce à partir des seules données de présence. Les données des sites d'abattage du dindon sauvage fournies par les chasseurs et quatre variables environnementales ont été utilisées afin de produire deux modèles, l'un pour la rive sud du fleuve Saint-Laurent, l'autre pour la rive nord. Les variables environnementales sont la proportion de peuplements forestiers, la proportion de territoires agricoles, la couverture moyenne de neige et l'altitude. Le logiciel MaxEnt a produit deux modèles performants ($AUC = 0,80$ et $0,92$, respectivement pour la rive sud et pour la rive nord). La couverture moyenne de neige constitue la variable la plus importante du modèle de la rive sud alors que c'est l'altitude qui représente la variable la plus importante du modèle de la rive nord. Les variantes notées entre les deux modèles pourraient s'expliquer par une distribution différente des habitats agricoles et de l'importance des précipitations neigeuses sur les deux rives du fleuve.

Table des matières

Remerciements.....	I
Résumé	II
Table des matières	I
Liste des tableaux.....	I
Liste des figures.....	I
Introduction.....	1
Matériel et méthodes.....	4
Approche statistique de modélisation de la répartition géographique	4
Données utilisées comme intrants.....	5
Paramétrage du modèle et stratégie utilisée	8
Résultats.....	11
Discussion	18
Conclusion	20
Références	21
Annexe 1 Préparation des données pour utilisation dans le logiciel MaxEnt	23
Annexe 2 Classification utilisée pour identifier les milieux forestiers, agricoles et anthropiques à partir des cartes écoforestières du MFFP 1 : 20 000	36
Annexe 3 Représentation cartographique des variables environnementales utilisées dans les modèles de répartition du dindon sauvage	39
Annexe 4 Captures d'écran du logiciel MaxEnt présentant les valeurs des variables environnementales du modèle pour la cellule ayant la probabilité de présence du dindon sauvage la plus élevée.....	42
Annexe 5 Cartes de l'habitat potentiel du dindon sauvage par zone de chasse déterminé à partir du modèle de répartition du logiciel MaxEnt (version du 10 décembre 2014).....	45

Liste des tableaux

Tableau 1. Description des variables utilisées pour la modélisation de la répartition du dindon sauvage au Québec.....	8
Tableau 2. Résultats de la performance des modèles de la distribution géographique du dindon sauvage à l'aide de l'algorithme MaxEnt pour les rives sud et nord du fleuve Saint-Laurent.....	12
Tableau 3. Superficie d'habitat potentiel (km ²) pour le dindon sauvage dans chacune des zones de chasse selon la classe de probabilité de présence de l'espèce.....	16
Tableau 4. Proportion d'habitat potentiel (km ²) pour le dindon sauvage dans chacune des zones de chasse selon les différents scénarios de niveau minimal de probabilité de présence de l'espèce	17

Liste des figures

Figure 1. Aire d'étude utilisée pour la modélisation de la répartition spatiale du dindon sauvage au sud du Québec.....	6
Figure 2. Performance des variables environnementales avec la procédure jackknife pour obtenir le meilleur modèle pour les rives sud (A) et nord (B) du fleuve Saint-Laurent.....	13
Figure 3. Relations entre les variables environnementales utilisées pour le modèle et la probabilité de présence du dindon sauvage sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent.....	14
Figure 4. Relations entre les variables environnementales utilisées pour le modèle et la probabilité de présence du dindon sauvage sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent.....	15

Introduction

Le dindon sauvage (*Meleagris gallopavo*) est apparu récemment au Québec. Les premières observations rapportées par les ornithologues datent de 1976 (Robert et Bannon 1995). L'arrivée du dindon sauvage dans la province est le fruit de la dispersion et de l'expansion de l'espèce à partir des populations se trouvant au sud des frontières du Québec (États-Unis et Ontario). De plus, un programme de relocalisation de dindons sauvages a été mis en place au début des années 2000. Il consistait à libérer dans la région de l'Outaouais des individus provenant de l'Ontario, avant de les introduire en Mauricie et dans le Centre-du-Québec. Depuis, le dindon sauvage s'est répandu dans plusieurs régions du sud de la province à un point tel qu'une saison de chasse régulière pour ce gibier a été instaurée au printemps 2008.

La gestion du dindon sauvage est donc relativement récente au Québec. La gestion durable de cette ressource va nécessiter la mise en place d'indicateurs de suivi de l'abondance des populations, tant à l'échelle provinciale que régionale. Certains des indicateurs de suivi nécessitent de connaître la superficie de l'habitat potentiellement occupée par l'espèce, pour calculer par exemple la densité de la récolte ou celle des populations. Au Québec, la délimitation de l'habitat des espèces de gros gibiers (cerf de Virginie, orignal, ours noir, caribou toundrique) est essentiellement basée sur les connaissances historiques de la répartition de l'espèce et de la récolte (sites d'abattage). L'utilisation d'une telle approche pour définir l'habitat potentiel du dindon sauvage pose problème, puisque l'espèce est à la limite septentrionale de sa distribution et continue sa progression vers le nord. Son aire de répartition n'est pas encore fixée. De plus, l'augmentation des populations régionales entraînant une augmentation de l'effort de chasse et de la récolte, il n'est pas possible de se fier uniquement aux sites d'abattage pour établir l'habitat potentiellement occupé par l'oiseau.

Cette espèce utilise les milieux forestiers et agricoles et est sensible aux rigueurs du climat (Austin et DeGraff 1975, Porter et collab. 1983), raison pour laquelle la définition de son habitat potentiel doit tenir compte à la fois des milieux qu'elle fréquente et du climat. Le ministère des Ressources naturelles de l'Ontario a défini l'habitat potentiel du dindon sauvage comme étant la superficie du milieu forestier, incluant une bande de 100 m dans le milieu agricole (champs, cultures, etc.) (OMNR 2007). De plus, la province n'a considéré pour habitat potentiel que les zones historiquement occupées par le dindon sauvage. Dans le cas du Québec, l'approche doit

être différente. Tout d'abord, une étude portant sur l'écologie de cette espèce dans la province a démontré, grâce au suivi télémétrique de nombreux individus, que le dindon pouvait se trouver à plus de 100 m d'un boisé, voire jusqu'à plus de 800 m (Blanchette et collab., en préparation). Par ailleurs, l'expansion du dindon sauvage vers le nord se poursuit et il serait avantageux de connaître dès maintenant les zones de chasse qui offrent des conditions d'habitat et des enveloppes climatiques potentiellement favorables à la présence de l'espèce. Ainsi, nous proposons une approche basée sur la modélisation de la répartition spatiale des espèces (Franklin 2009) afin de fournir aux biologistes et aux gestionnaires responsables de la gestion du dindon sauvage dans les différentes régions du Québec un outil d'aide à la décision pour cartographier et déterminer les superficies d'habitat potentiel de l'espèce sur une base statistique.

Les modèles de répartition spatiale (MRS) consistent à estimer les relations entre les données des sites où une espèce est présente et leurs caractéristiques environnementales ou spatiales (Franklin 2009). Les MRS permettent d'interpoler la répartition géographique d'une espèce, c'est-à-dire de combler le vide entre les sites de présence de l'espèce sur la base des variables environnementales. Ils permettent également d'extrapoler la répartition géographique d'une espèce, c'est-à-dire de prédire l'occupation spatiale d'une espèce dans un secteur où elle n'est pas présente, et ce, toujours à partir des variables environnementales (Franklin 2009). Plusieurs méthodes existent pour modéliser la répartition d'une espèce et leur utilisation dépend du type de données de présence qui est disponible. Par exemple, avec des données de type « présence-absence », une approche par régression comme les modèles linéaires généralisés (GLM) peut être utilisée. Cependant, dans plusieurs cas, ce type de données n'est pas disponible, du moins pour de grands territoires. Par contre, la disponibilité des données de type « présence seulement » pour de grands territoires offre la possibilité de modéliser la répartition spatiale d'une espèce (Elith et collab. 2011). Ces données peuvent être des localisations d'observations d'ornithologues amateurs, de spécimens de musée, de collections privées ou publiques ou des sites référencés d'abattage de gros gibier.

La méthode basée sur la recherche de l'entropie maximale de la distribution des points de présence peut être utilisée dans ce cas. L'entropie maximale est une mesure sur la quantité d'information que l'on peut extraire d'une base de données. La méthode sert à trouver la distribution la plus étendue possible (la plus uniforme dans l'aire d'étude considérée), en tenant compte des contraintes connues, c'est-à-dire des conditions environnementales relevées aux

points de présence. En fait, il s'agit d'estimer la distribution des conditions favorables (celles qui sont associées aux sites de présence de l'espèce) par rapport aux conditions qui prévalent dans l'ensemble de l'aire d'étude. Cette méthode, utilisée depuis peu, présente un grand intérêt dans le domaine de l'écologie et s'avère d'une grande précision de prédiction (Elith et collab., 2011) comparativement aux autres méthodes utilisant des données de présence seulement. Le logiciel MaxEnt (Dudik et collab. 2007) a été développé et est disponible gratuitement (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>) afin de modéliser la probabilité de présence à partir de données de présence seulement. Cette application modélise directement la répartition d'une espèce en estimant la densité des variables environnementales (ex. : habitat, climat) conditionnelles à sa présence. Jusqu'à maintenant, le logiciel MaxEnt a notamment été utilisé pour prédire la répartition actuelle d'espèces à statut précaire, pour établir les relations entre les variables environnementales et la présence d'une espèce, pour prédire la répartition potentielle d'une espèce exotique envahissante ou encore l'évolution potentielle de la répartition d'une espèce en fonction de divers scénarios de changement climatique (Elith et collab., 2011).

Le logiciel MaxEnt présente plusieurs avantages, dont celui de ne requérir que des données sur la présence et des informations sur l'environnement pour l'ensemble de l'aire d'étude. Les résultats, qui se présentent sous forme de fonctions de réponse de chacune des variables environnementales, sont facilement interprétables. MaxEnt est reconnu pour être très fiable même si on utilise un faible échantillon de points de présence et il est bien régularisé afin d'éviter le surajustement des fonctions de réponses des variables environnementales (Phillips et Dudik 2008). La sortie logistique permet une interprétation facile des relations entre les variables d'habitat et la probabilité de présence de l'espèce. Le logiciel fait cependant l'objet de critiques relativement à la fiabilité de l'extrapolation du modèle dans un autre secteur (Elith et Graham 2009) et de l'approche statistique utilisée (Royle et collab. 2012). Cette dernière critique relève en partie de différends concernant l'approche statistique utilisée pour modéliser la probabilité de présence sans disposer de données d'absence.

Ce rapport repose sur l'approche utilisée pour modéliser la répartition géographique du dindon sauvage au Québec selon les caractéristiques de l'habitat et du climat dans les sites d'abattage déclarés et géoréférencés par les chasseurs lors de l'enregistrement obligatoire du gibier. Les objectifs poursuivis sont :

- de définir l'aire de répartition du dindon sauvage au Québec sur une base statistique;

- d'établir des relations entre la probabilité de présence du dindon sauvage et les variables environnementales utilisées.

Matériel et méthodes

Approche statistique de modélisation de la répartition géographique

MaxEnt est un algorithme qui recherche l'entropie maximale de répartition de l'espèce, c'est-à-dire lorsque celle-ci est la plus uniforme possible dans l'aire d'étude selon un certain nombre de contraintes relatives à la biologie de l'espèce (Phillips et collab. 2006). Ces contraintes représentent les valeurs de chacune des variables environnementales (*features*¹; caractéristiques de l'habitat, condition climatique, etc.) qui sont pertinentes pour l'espèce et qui optimisent la distribution des points de présence. Ces variables environnementales sont en fait des fonctions de distribution selon des transformations disponibles dans le logiciel (linéaire, quadratique, produit, par palier, etc.). En bref, le logiciel MaxEnt commence son travail de modélisation par une distribution uniforme de l'espèce sur l'ensemble de l'aire d'étude, puis attribue de manière aléatoire un coefficient à chacune des variables environnementales modélisées. Lorsque la valeur d'un coefficient augmente le gain, elle est conservée pour établir le modèle. Le gain est une fonction exponentielle (fonction de vraisemblance maximale) que l'on veut maximale pour obtenir le meilleur modèle possible. Si, par exemple, le gain d'un modèle est d' $\exp(2)$, cela signifie que la répartition modélisée par ce modèle est 7,4 fois plus proche de la distribution réelle qu'une répartition uniforme de l'espèce. MaxEnt réitère l'algorithme jusqu'à l'obtention d'un seuil de convergence que l'on peut moduler lors du paramétrage de l'algorithme.

MaxEnt est facile à utiliser, mais nécessite de prendre plusieurs décisions sur le choix des paramètres. Afin que ces décisions soient appropriées à nos objectifs, nous nous sommes basés sur le travail de Merrow et collab. (2013), lesquels proposent un guide pratique pour le paramétrage de l'algorithme.

¹ Les termes anglais sont ceux utilisés par le logiciel MaxEnt.

Données utilisées comme intrants

Aire d'étude

Le principe général de MaxEnt est qu'il compare les valeurs des variables environnementales aux points de présence de l'espèce par rapport aux valeurs de l'ensemble de l'aire d'étude (*background*). La délimitation de cette dernière est cruciale, car elle influencera la modélisation des variables d'habitat par MaxEnt, laquelle est basée sur l'étendue de leurs valeurs dans l'aire d'étude. Cependant, il n'existe pas de façon objective de choisir l'aire d'étude (Morrow et al. 2013). L'aire d'étude doit être déterminée selon les objectifs poursuivis, refléter l'ensemble des conditions environnementales qui ont de l'intérêt d'un point de vue écologique et éviter les zones inhospitalières pour l'espèce (Morrow et collab., 2013).

Comme l'un des objectifs est de définir l'aire de répartition du dindon sauvage dans le sud du Québec, l'aire d'étude a été délimitée en fonction des sites d'abattage des chasseurs. Les frontières du Québec avec les États-Unis et l'Ontario ont été choisies comme limite et les sites de récolte les plus au nord et à l'est de la province ont été reliés en ajoutant une zone tampon de 100 km. En appliquant ces limites, l'aire d'étude de la modélisation représente une superficie totale de 218 772 km² (figure 1). Nous avons généré une grille qui couvre la totalité de l'aire d'étude à l'aide d'ArcGis (version 10.1). L'annexe 1 présente la méthodologie utilisée pour la préparation des données préalable à leur traitement dans le logiciel MaxEnt. La taille des cellules, fixée à 3 km² (1732 m x 1732 m), est le résultat d'un compromis entre une résolution adéquate du modèle, la possibilité de faire des requêtes dans les bases de données et la capacité de traitement du logiciel. MaxEnt utilise cette grille comme base pour élaborer les modèles de répartition. On doit attribuer à chacune des cellules de la grille une valeur parmi les variables environnementales utilisées.

Données de présence du dindon sauvage

Les coordonnées des sites d'abattage du dindon sauvage provenant du système d'enregistrement de la grande faune du printemps 2013 (n = 3041) ont été utilisées pour élaborer le modèle (*training*), et celles du printemps 2014 (n = 4218) l'ont été pour la validation du modèle (*testing*). MaxEnt élimine par défaut les doublons (deux sites d'abattage ou plus) dans une même cellule afin d'éviter une pseudo-réplication des sites avec présence.

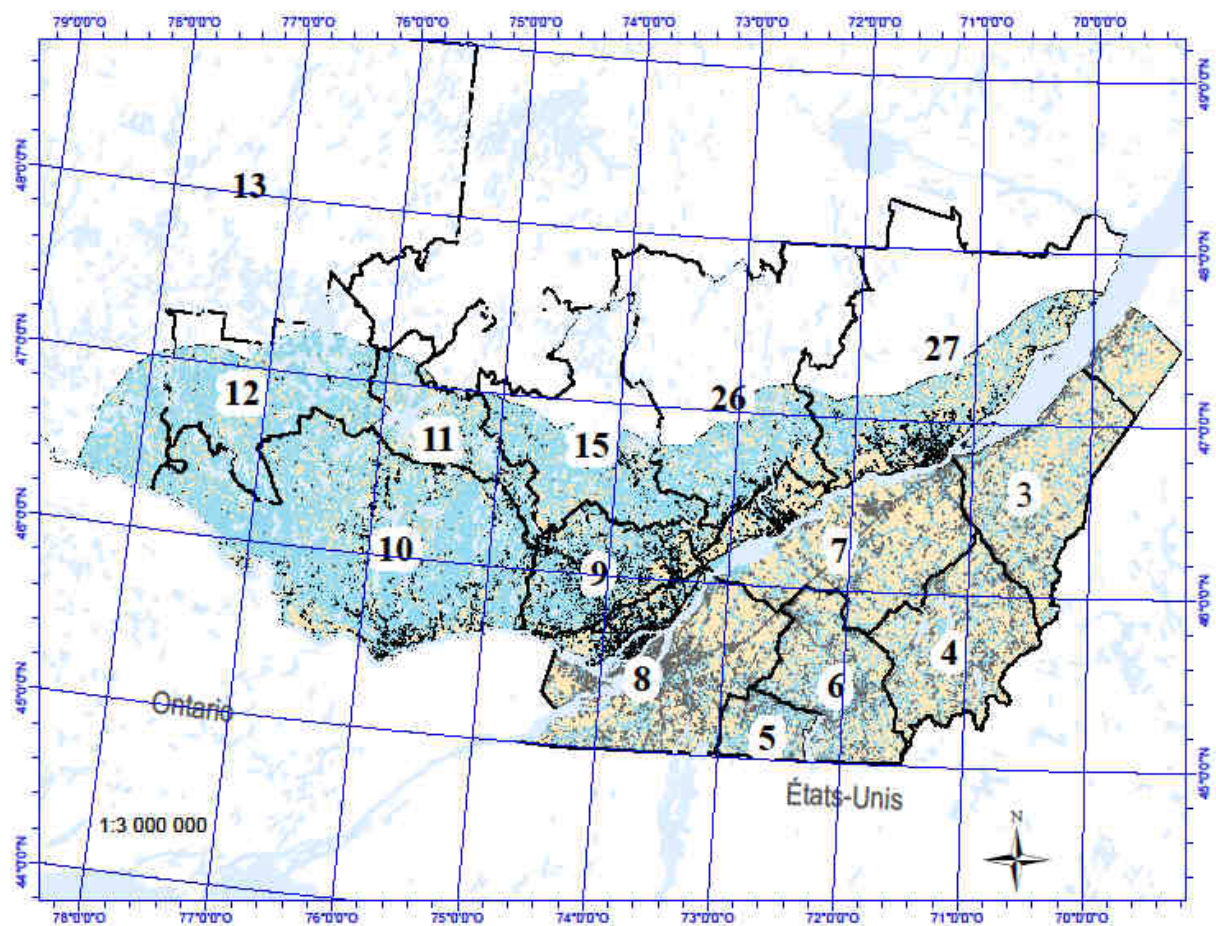


FIGURE 1. Aire d'étude utilisée pour la modélisation de la répartition spatiale du dindon sauvage au sud du Québec (les chiffres indiquent les numéros des zones de chasse)

Variables environnementales

Les variables environnementales ont été sélectionnées sur la base des connaissances de l'utilisation de l'habitat par le dindon. Selon celles-ci, au Québec, le dindon sauvage utilise le milieu forestier indépendamment de sa composition et de son stade de développement (Blanchette et collab. en préparation). Ainsi, le pourcentage de milieu forestier présent dans chacune des cellules a été mesuré. Le dindon est également présent dans le milieu agricole. Bien qu'on le trouve davantage dans les champs de maïs et de soya pendant l'hiver, l'espèce se nourrit de tous les types de cultures selon leur disponibilité. Le pourcentage de milieu agricole présent dans chacune des cellules a également été mesuré. Finalement, le

pourcentage de milieu anthropique (villes, carrières, etc.) présent dans chacune des cellules a été mesuré, car c'est un milieu que le dindon sauvage évite tout au long de l'année. Nous avons utilisé la carte écoforestière du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) (échelle 1 : 20 000) des 3^e et 4^e inventaires décennaux pour déterminer les milieux forestiers, agricoles et anthropiques de l'aire d'étude. L'annexe 2 présente la classification utilisée à cette fin.

Une variable qui exprime la rigueur de l'hiver, soit la couverture moyenne de neige, a été incluse dans le modèle. Pour ce faire, les données provenant des stations météorologiques d'Environnement Canada, présentes dans l'aire d'étude et pour lesquelles l'information était disponible (n = 123 stations), ont été utilisées (http://www.climat-quebec.qc.ca/home.php?id=norm_entab&mpn=stats). Par la suite, à l'aide de l'outil « Voisin naturel » d'ArcGis, les valeurs des stations ont été interpolées entre celles-ci et une valeur a été attribuée à chaque cellule de notre grille d'analyse. À l'aide de la même méthode, le nombre moyen de jours avec plus de 20 cm de neige au sol et la moyenne des précipitations totales de neige tombée par hiver ont également été considérés. Cependant, comme ces trois variables étaient fortement corrélées ($r > 0,7$) nous avons choisi la variable de la couverture moyenne de neige pour élaborer notre modèle, soit celle qui présentait le plus haut pourcentage de contribution au modèle lors d'analyses préliminaires.

Finalement, l'altitude (m) du centre de la cellule a été incluse dans les modèles afin de tenir compte de l'effet altitudinal sur la rigueur de l'hiver. En effet, le patron de distribution des sites d'abattage montre une concentration dans les vallées par rapport aux sommets et on présume que la topographie pourrait avoir une influence sur la distribution du dindon sauvage. Les données d'altitude proviennent des cartes topographiques numérisées à l'échelle 1 : 250 000 du ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. Le tableau 1 présente les données utilisées pour le MRS du dindon sauvage et une représentation cartographique de ces données est annexée au document (annexe 3).

TABLEAU 1. Description des variables utilisées pour la modélisation de la répartition du dindon sauvage au Québec

Variable	Source	Année	N	échelle
Données de présence				
Entraînement (<i>training</i>)	Système d'enregistrement de la grande faune, MFFP	2013	3 041	S. O.
Validation (<i>testing</i>)	Système d'enregistrement de la grande faune, MFFP	2014	4 218	S. O.
Variables environnementales				
% milieu forestier	DDE, MFFP		S. O.	1 : 20 000
% milieu agricole	DDE, MFFP		S. O.	1 : 20 000
% milieu anthropique	DDE, MFFP		S. O.	1 : 20 000
Moyenne à long terme de la couverture de neige (cm)	Environnement Canada	<1985 à 2013	123 stations	S. O.
Altitude (m)	Géoguchet MFFP	S. O.	S. O.	1 : 250 000

Paramétrage du modèle et stratégie utilisée

La taille de l'aire d'étude et la résolution de la grille d'analyse nous ont incités à opter pour une modélisation distincte de la rive sud et de la rive nord du fleuve Saint-Laurent. Cette approche est également justifiée par le contexte environnemental différent sur les deux rives du fleuve et par l'historique de peuplement du dindon sauvage. Sur la rive nord, l'agriculture est concentrée le long du fleuve et dans les vallées de grandes rivières alors que sur la rive sud elle est répartie plus uniformément sur l'ensemble du territoire. De plus, sur la rive sud, la progression du dindon sauvage s'est surtout produite de manière passive (à l'exception de certaines relocalisations au Centre-du-Québec à partir de populations provenant de l'Outaouais) alors que sur la rive nord cette progression a été accélérée, particulièrement dans les régions de l'Outaouais et de la Mauricie, par le programme de relocalisation. De ces particularités pourraient résulter une stratégie d'occupation du territoire différente du dindon sauvage et se refléter sur la modélisation de sa répartition.

Fonctions de distribution des variables (*features*)

MaxEnt utilise une variété de fonctions pour modéliser la distribution des variables environnementales, ce qui donne un grand nombre de paramètres dans le modèle final. Pour en limiter le nombre, on peut écarter les variables environnementales trop fortement corrélées. C'est ainsi que dans la sélection des variables environnementales préalable à la modélisation, nous avons évité d'inclure celles qui étaient fortement corrélées ($r > 0,7$) (Morrow et collab., 2013). De plus, nous avons enlevé la variable « proportion de milieu anthropique » pour la modélisation finale, car cette dernière avait très peu d'importance dans les modèles.

Nous avons utilisé l'ensemble des fonctions de modélisation des variables environnementales proposées par MaxEnt, à l'exception de la fonction Produit (*product*) comme le recommandent Morrow et collab. (2013), car cette fonction complique considérablement l'interprétation du modèle.

Afin d'estimer l'importance de chaque variable environnementale dans le modèle, le logiciel applique une procédure nommée jackknife. Chacune des variables est exclue à tour de rôle du modèle et un nouveau modèle est refait avec les variables restantes. Un modèle utilisant uniquement la variable exclue est également créé. Le résultat présente le gain du modèle créé sans la variable et celui n'utilisant que cette variable. La variable qui présente le meilleur gain lorsqu'elle est utilisée seule et le plus faible gain lorsqu'elle est exclue du modèle est la plus importante.

Coefficient de régularisation (*regularization*)

La régularisation des fonctions de distribution des variables environnementales est une procédure qui permet de réduire le surajustement du modèle. Tel que conseillé par Morrow et collab. (2013), plusieurs coefficients de régularisation ont été testés et un facteur de régularisation de 0,1 a été choisi, car il produisait le meilleur ajustement des modèles et les meilleurs gains.

Biais d'échantillonnage (*sample bias*)

Par défaut, le logiciel assume que tous les endroits de l'aire d'étude ont été échantillonnés de façon uniforme. Cependant, cette prémisse ne se confirme probablement pas dans notre étude et l'est d'ailleurs rarement dans la majorité des études utilisant des données de présence seulement (Merrow et collab., 2013). Une façon de considérer ce biais est d'inclure une grille de biais qui permet à MaxEnt de tenir compte a priori d'une probabilité d'échantillonnage différente d'une cellule à l'autre. Par exemple, si deux cellules ont les valeurs respectives de 1 et 2, cela indique à MaxEnt que la seconde cellule avait une probabilité d'échantillonnage deux fois plus grande que la première. Malheureusement, nous ne disposons pas d'indication sur l'effort d'échantillonnage pour notre étude. On peut cependant supposer que les chasseurs ont parcouru l'ensemble de l'aire actuellement occupée par l'espèce et que la récolte est représentative de la présence du dindon sauvage dans l'aire d'étude.

Types de sortie (*types of output*)

MaxEnt propose trois types de sortie comportant différentes échelles et différentes interprétations des résultats. Bien que la sortie logistique soit plus facile à interpréter (la probabilité de présence varie de 0 à 1), elle n'est pas recommandée, car elle est basée sur une fausse prémisse au sujet de la valeur de la probabilité de présence moyenne des sites avec présence (fixée arbitrairement à 0,5 par le logiciel). Comme Merrow et collab. (2013) le suggèrent, nous avons utilisé la sortie des valeurs brutes (*raw output*) qui peut être interprétée comme un taux relatif d'occurrence (*relative occurrence rate*). La somme des taux relatifs d'occurrence de l'ensemble des cellules de l'aire d'étude est égale à 1. Enfin, le troisième type de sortie est celui des valeurs cumulées (*cumulative output*) qui assigne à chaque cellule la somme des valeurs brutes plus petites ou égales à la valeur de cette cellule et calibre cette valeur entre 0 et 100. La valeur cumulative doit être interprétée comme un taux d'omission (probabilité qu'une absence prédite par le modèle soit en réalité une présence) et son utilisation peut être problématique lorsqu'il y a peu de différence entre les cellules d'un grand ensemble, ce qui est le cas pour une grande partie de notre aire d'étude.

Une sortie logistique a été utilisée pour la présentation cartographique des résultats, car elle permet une meilleure étendue des valeurs de probabilité de présence et rend l'interprétation beaucoup plus facile.

Évaluation des modèles (*evaluating models*)

Le logiciel propose différentes avenues pour valider le modèle. La validation croisée (*k-fold cross-validation*) peut être utilisée en divisant les données servant à développer le modèle (*training data*) en deux sous-ensembles, le premier pour développer le modèle, le second pour le tester. Une autre option est d'utiliser deux bases de données différentes pour développer et tester le modèle. Cette option est préférable, mais les deux ensembles de données doivent être indépendants. Dans le cas de cette étude, on considère que les deux ensembles de données sont indépendants, car les données proviennent de deux saisons de chasse différentes. L'évaluation de la performance des modèles se fait à l'aide de l'aire sous la courbe ROC (AUC). L'AUC est une mesure indépendante de précision de prédiction d'un modèle, couramment utilisée pour mesurer l'ajustement de modèles de type présence/absence. Dans le cas de MaxEnt, la prédiction d'une présence est comparée à celle d'une prédiction au hasard, soit 0,5, et non à celle d'une absence.

Nous avons généré 15 répliques pour chaque secteur et sélectionné le meilleur modèle, soit celui dont le gain et l'AUC étaient les plus élevés.

Résultats

Le tableau 2 présente les résultats du meilleur modèle pour la rive sud et pour la rive nord du fleuve Saint-Laurent. Le modèle obtenu pour la rive sud est moins performant que celui de la rive nord puisqu'il prédit la distribution des probabilités de présence 1,8 fois mieux que le hasard alors que celui de la rive nord prédit la probabilité de présence 4,3 fois mieux que le hasard. L'AUC d'entraînement est de 0,800 pour le modèle de la rive sud alors qu'elle est de 0,920 pour celui de la rive nord. On considère qu'un modèle est bon lorsqu'il a une AUC > 0,80 et qu'il est très bon lorsqu'elle est > 0,90.

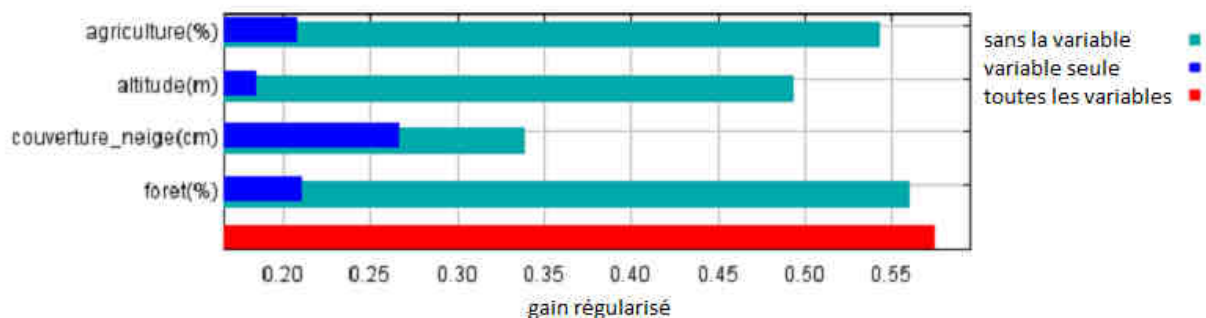
TABLEAU 2. Résultats de la performance des modèles de la distribution géographique du dindon sauvage à l'aide de l'algorithme MaxEnt pour les rives sud et nord du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Rive sud du fleuve Saint- Laurent	Rive nord du fleuve Saint- Laurent
Gain (exp)	0,576 (1,8)	1,446 (4,3)
Aire sous la courbe ROC (entraînement)	0,800	0,920
Aire sous la courbe ROC (validation)	0,739	0,845

Pour la rive sud, la procédure jackknife démontre que la variable qui a le plus haut gain lorsqu'elle est utilisée seule, et le plus faible lorsqu'elle est exclue du modèle, est la moyenne de la couverture de neige (figure 2a). Elle est suivie par la proportion de milieu forestier et de milieu agricole. L'altitude est la variable qui génère le moins de gain lorsqu'elle est utilisée seule. Par contre, c'est la variable qui induit la plus grande perte de gain, après la couverture moyenne de neige, lorsqu'elle est soustraite du modèle final. Pour la rive nord du fleuve, c'est l'altitude qui est la variable la plus importante dans le modèle, suivie de la proportion en milieu agricole et de la couverture moyenne de neige (figure 2b). Par contre, c'est la couverture moyenne de neige qui induit la plus grande perte de gain lorsqu'elle est exclue du modèle.

Les figures 3 et 4 présentent les courbes de réponses des variables environnementales lorsqu'elles sont modélisées isolément (c'est-à-dire sans l'influence des autres variables), respectivement pour les rives sud et nord du fleuve Saint-Laurent. Le logiciel MaxEnt a une fonction qui permet d'extraire les valeurs des variables environnementales et leur contribution au modèle par cellule de façon interactive (annexe 4). La cellule présentant la plus forte probabilité de présence de dindons sauvages sur la rive sud du Saint-Laurent est composée de 35 % de milieux agricoles, de 62 % de milieux forestiers, avec une altitude de 250 m et une couverture moyenne de neige de 15 cm. Sur la rive nord du Saint-Laurent, la cellule présentant la plus forte probabilité de présence de dindons sauvages est composée de 60 % de milieux agricoles, de 40 % de milieux forestiers, avec une altitude de 150 m et une couverture moyenne de neige de 31 cm.

A



B

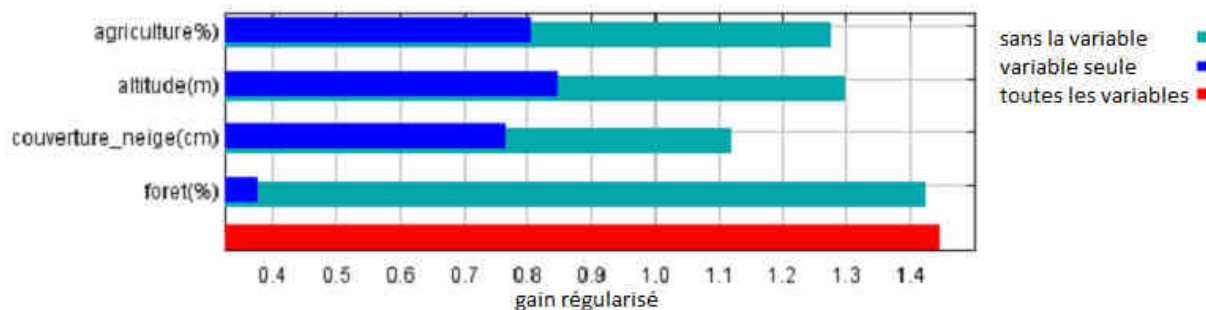


FIGURE 2. Performance des variables environnementales avec la procédure jackknife pour obtenir le meilleur modèle pour les rives sud (A) et nord (B) du fleuve Saint-Laurent

Le tableau 3 présente la superficie du territoire analysé selon la probabilité de présence du dindon sauvage par zone de chasse. Le tableau 4 présente les proportions des zones de chasse en fonction d'un niveau minimal de probabilité de présence du dindon sauvage. Des cartes de la probabilité de présence du dindon sauvage par zone de chasse sont présentées à l'annexe 5.

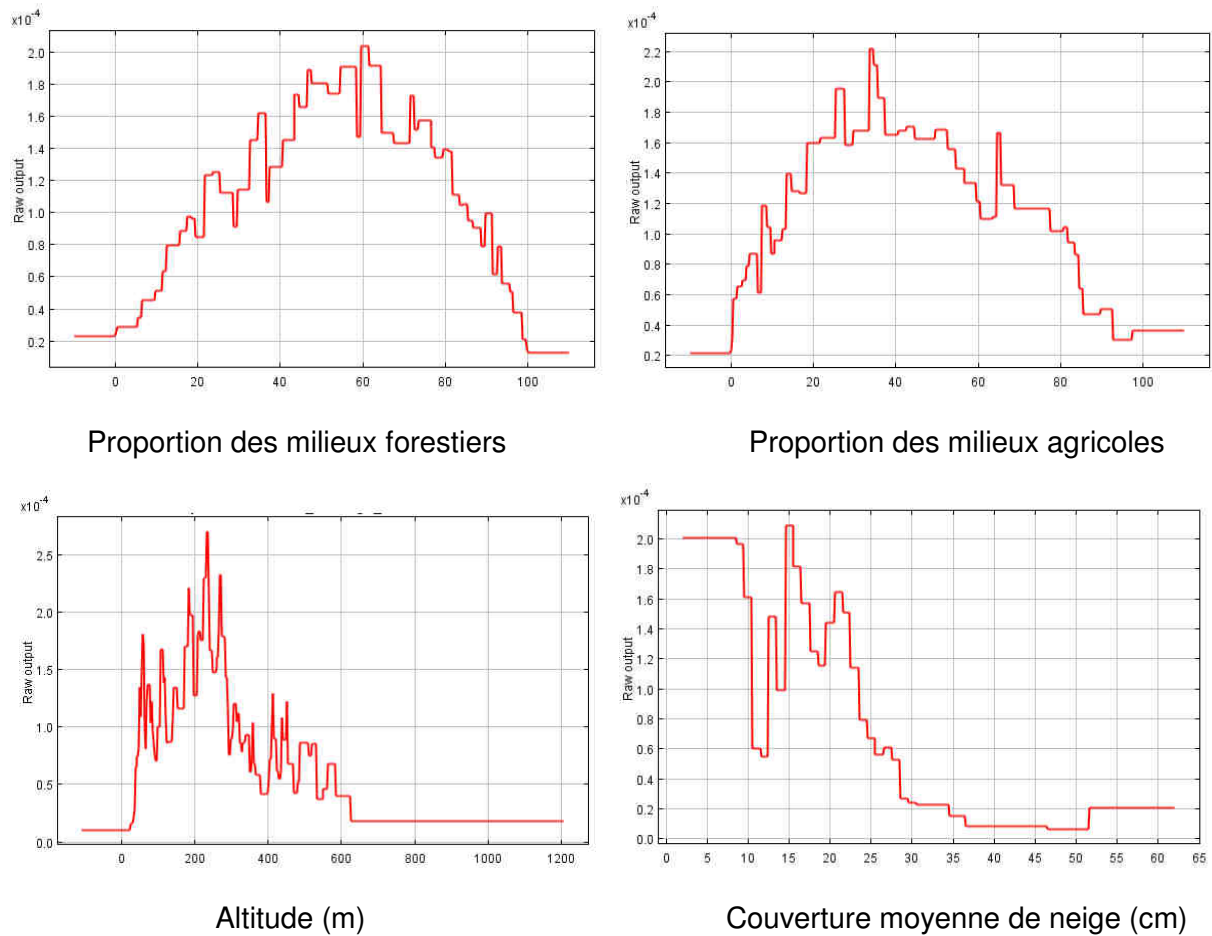


FIGURE 3. Relations entre les variables environnementales utilisées pour le modèle et la probabilité de présence du dindon sauvage sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent

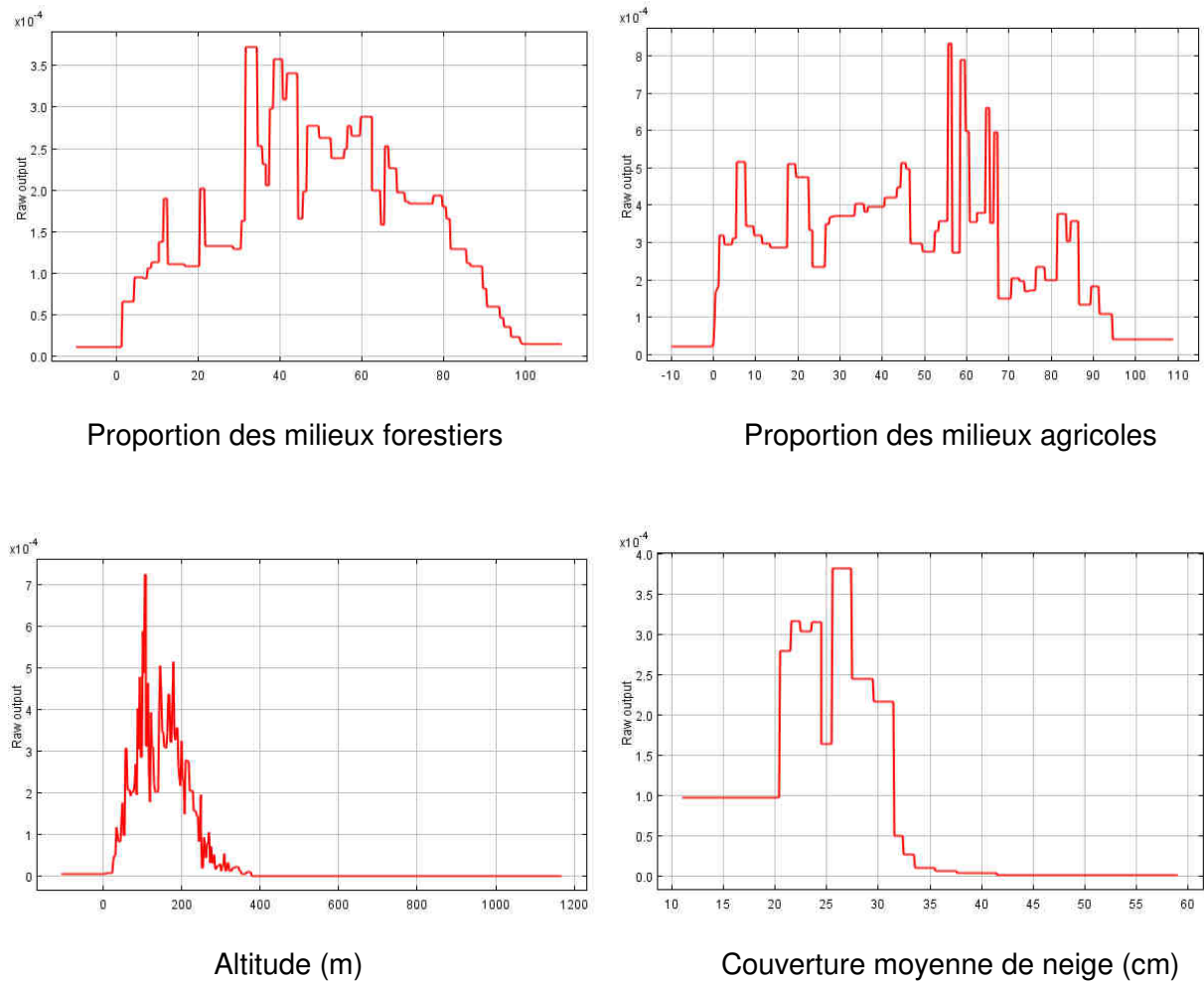


FIGURE 4. Relations entre les variables environnementales utilisées pour le modèle et la probabilité de présence du dindon sauvage sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent

TABLEAU 3. Superficie d'habitat potentiel (km²) pour le dindon sauvage dans chacune des zones de chasse selon la classe de probabilité de présence de l'espèce

Zone de chasse	Superficie analysée (km ²) ¹	Superficie (km ²) en fonction de la classe de probabilité de présence du dindon sauvage					
		0 %	1 à 5 %	6 à 25 %	26 à 50 %	51 à 75 %	> 75 %
3	8 463	587	4 261	3 144	382	86	2
4	7 591	24	812	3 079	2 430	1 203	42
5	2 008	0	0	203	484	1 290	31
6	5 939	0	0	517	1 942	3 460	19
7	10 866	291	1 928	5 136	3 032	479	0
8	10 362	125	874	3 801	3 534	2 008	20
9	5 355	2 626	805	1 320	298	289	18
10	20 873	1 357	4 211	8 832	2 553	3 778	141
11	4 228	1 028	2 265	737	195	3	0
12	7 828	4 520	2 653	615	40	0	0
13	3 038	899	1 347	757	36	0	0
15	6 309	5 453	583	233	40	0	0
26	5 274	3 388	1 442	407	36	0	0
27	8 163	5 882	1 756	443	77	5	0

1 : La superficie analysée dans chacune des zones de chasse exclut les milieux hydriques (rivière, lac, fleuve) et les milieux anthropiques.

TABLEAU 4. Proportion d'habitat potentiel (km²) pour le dindon sauvage dans chacune des zones de chasse selon les différents scénarios de niveau minimal de probabilité de présence de l'espèce

Zone de chasse	Pourcentage de la zone de chasse en fonction du niveau minimal de probabilité de présence du dindon sauvage ¹				
	> 1 %	> 5 %	> 25 %	> 50 %	> 75 %
3	93	43	6	1	0
4	100	89	48	16	1
5	100	100	90	66	2
6	100	100	91	59	0
7	97	80	32	4	0
8	99	90	54	20	0
9	51	36	11	6	0
10	93	73	31	19	1
11	76	22	5	0	0
12	42	8	1	0	0
13	70	26	1	0	0
15	14	4	1	0	0
26	36	8	1	0	0
27	28	6	1	0	0

1 : La superficie analysée dans chacune des zones de chasse exclut les milieux hydriques (rivière, lac, fleuve) et les milieux anthropiques.

Discussion

Le logiciel MaxEnt a généré deux modèles performants comme le démontre leur $AUC \geq 0,8$. Le modèle développé pour la rive nord du fleuve Saint-Laurent est cependant beaucoup plus performant que celui de la rive sud. Cet écart entre les deux modèles pourrait provenir d'un contraste plus marqué des valeurs des variables environnementales aux points de présence par rapport à celles de l'ensemble de l'aire d'étude sur la rive nord du fleuve. L'altitude, la proportion en milieu agricole et la couverture moyenne de neige sont les variables les plus importantes de ce modèle, indiquant que la topographie du territoire influence fortement la présence du dindon sauvage, et que le milieu agricole joue un rôle déterminant dans la répartition de cette espèce sur la rive nord du fleuve. De plus, la probabilité de présence du dindon sauvage est plus élevée dans les vallées des grandes rivières, là où se concentrent les activités agricoles. Sur la rive sud du fleuve, les variables les plus importantes du modèle sont la couverture moyenne de neige, suivie par la proportion en milieux forestiers et agricoles. L'altitude semble donc jouer un rôle moins important sur la probabilité de présence de ce côté du fleuve. Enfin, la couverture moyenne de neige est la variable qui induit le plus de perte de gain lorsqu'elle est exclue des deux modèles, ce qui indique qu'elle apporte une information complémentaire importante à la modélisation de la répartition du dindon sauvage autant sur la rive sud que sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent.

Ce qui distingue les deux modèles est la relation entre la probabilité de présence et la proportion de milieux agricoles (figures 3 et 4). Sur la rive sud du fleuve, la probabilité de présence atteint un maximum lorsque la proportion de milieux agricoles avoisine les 35 %, puis elle décroît régulièrement. Sur la rive nord, la probabilité de présence atteint son maximum entre 55 et 60 % de proportion de milieux agricoles dans la cellule. Ceci pourrait être causé par des précipitations neigeuses plus importantes sur la rive nord du fleuve que sur la rive sud (annexe 3). Il a été démontré que le dindon sauvage est plus présent dans le milieu agricole lorsque les hivers sont rigoureux (Rioux et collab. 2009). Dans des conditions d'enneigement plus importantes, comme c'est le cas sur la rive nord du fleuve, la probabilité de présence serait ainsi plus élevée dans les cellules où la proportion de milieux agricoles est plus élevée. L'expansion de la répartition de cette espèce vers le nord-est de l'Amérique serait en grande partie dépendante de la présence de l'agriculture (Wunz et Pack 1992). Cependant, si la proportion de milieux agricoles devient trop importante, la probabilité de présence du dindon

sauvage diminue rapidement, ce qui démontre que cette espèce a aussi besoin de peuplements forestiers pour se maintenir sous nos latitudes.

Les données de présence issues de la récolte de la chasse donnent une image de la répartition du dindon sauvage au début du printemps, lors de la période d'accouplement. Ainsi, le modèle ne tient pas compte des milieux utilisés durant les autres saisons de l'année, ce qui peut biaiser les résultats. Blanchette et collab. (en préparation) ont démontré que les femelles adultes utilisaient les habitats forestiers et agricoles de façon différente selon les saisons, le milieu agricole étant plus fortement utilisé en hiver qu'en été. Comme les chasseurs concentrent principalement leurs activités en bordure des champs et de la forêt, l'effort d'échantillonnage favorise la récolte des oiseaux se trouvant à la marge de ces deux habitats. De plus, les erreurs de précisions dans la localisation des sites d'abattage lors de l'enregistrement sont inconnues, mais probablement importantes. Par contre le fait que les données de présence soient traitées à l'échelle de cellules de 3 km² sans possibilité de doublon réduit l'impact de ces imprécisions sur les modèles.

Un autre moyen d'obtenir une base de données de présence du dindon sauvage serait d'utiliser les localisations des observations d'ornithologues de la base eBird (<http://ebird.org/>). Ces observations constitueraient un échantillon indépendant des sites d'abattage de dindons sauvages obtenus par les chasseurs et permettraient une validation plus fiable des modèles.

Il existe une approche de modélisation alternative à MaxEnt lorsqu'on ne dispose que de données de présence. On peut construire un modèle en échantillonnant au hasard les variables environnementales afin de constituer une base de données de pseudo-absence (ou de disponibilité) et de comparer les valeurs des sites de présence avec les sites de pseudo-absence à l'aide de modèles appropriés. Cette procédure doit cependant être faite avec soin, car la sélection des sites de pseudo-absence va conditionner le type de modèle qui pourra être utilisé (Pearce et Boyce 2006). Enfin, comme les sites de présence ne sont pas issus d'un échantillonnage aléatoire strict, les inférences issues des modèles de probabilité d'occurrence peuvent être biaisées (Royle et collab. 2012).

Les modèles de répartition qui ont été générés dans ce rapport tiennent compte de la présence actuelle de cette espèce sur le territoire. L'aire de répartition du dindon sauvage va probablement augmenter au Québec au cours des prochaines années étant donné le

comportement de dispersion de cette espèce. Les populations de dindons sauvages vont investir de nouveaux territoires et pourront éventuellement s'y maintenir si l'habitat et le climat sont favorables à l'espèce. Le nombre d'individus au sein des populations actuelles devrait augmenter et entraîner la fréquentation plus ou moins régulière d'habitats moins favorables dans les régions où l'espèce est déjà présente. Enfin, les changements climatiques annoncés risquent éventuellement d'influencer la répartition des espèces fauniques, incluant le dindon sauvage. Pour toutes ces raisons, il serait pertinent de refaire une modélisation dans quelques années afin de mettre à jour l'aire de répartition potentielle du dindon sauvage.

Conclusion

Le logiciel MaxEnt a permis de produire deux modèles performants de répartition spatiale du dindon sauvage pour le sud du Québec. Le modèle de la rive nord du fleuve prédit que la présence de cette espèce est plus dépendante du milieu agricole alors que celui de la rive sud indique qu'elle est principalement influencée par la couverture moyenne de neige. Cette différence s'explique par le fait que sur la rive nord, où les précipitations neigeuses sont plus abondantes, la probabilité de présence du dindon sauvage dépendrait principalement de l'accès à un habitat essentiel à sa survie durant l'hiver alors que sur la rive sud, c'est le climat qui influence davantage la répartition du dindon, les habitats agricoles étant plus abondants et plus uniformément répartis.

Cette approche permettra aux biologistes et aux responsables de la gestion du dindon sauvage d'établir la superficie d'habitat potentiel de celui-ci à partir d'une évaluation objective. L'habitat potentiel peut être déterminé soit en considérant les cellules ayant plus de 5 % de probabilité de présence ou être plus libéral et considérer celles ayant une probabilité de présence de 1 % ou plus. Cet outil peut également permettre d'anticiper l'utilisation du territoire par le dindon sauvage dans les zones où il est déjà présent et de déterminer celles qui offrent un potentiel d'utilisation, mais qui ne sont pas encore occupées. Cependant, il faut être conscient qu'appliquer ce modèle à d'autres territoires comporte un risque d'incertitudes qui ne peut être évalué; les résultats pour ces territoires devraient donc être interprétés avec prudence.

Références

- AUSTIN, D. E., et L. W. DEGRAFF (1975). Winter survival of wild turkeys in the southern Adirondacks. PAGES 55-60 *DANS* L. K. Halls, éditeur. Proceedings of the third national wild turkey symposium, San Antonio, Texas.
- BLANCHETTE, P., M. LAVOIE, J.-P. TREMBLAY, et S. LARIVIÈRE. [En préparation]. Étude de l'utilisation de l'habitat par le dindon sauvage au sud du Québec. Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune terrestre et de l'avifaune.
- DUDIK, M., S. J. PHILLIPS, et R. E. SCHAPIRE (2007). Maximum entropy density estimation with generalized regularization and an application to species distribution modeling. *Journal of machine learning research*, 8:1217-1260.
- ELITH, J., et C. H. GRAHAM (2009). Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32:66-77.
- ELITH, J., S. J. PHILLIPS, T. HASTIE, M. DUDIK, Y. E. CHEE, et C. J. YATES (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17:43-57.
- FRANKLIN, J. (2009). Mapping species distributions. C-Press, Cambridge.
- MERROW, C., M. J. SMITH, et J. A. SILANDER JR. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36:1058-1069.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DE L'ONTARIO (2007). Wild Turkey management plan for Ontario. Ontario ministry of natural resources, 44p.
- PEARCE, J. L., et M. S. BOYCE (2006). Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Animal Ecology*, 43:405-412.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON, et R. E. SCHAPIRE (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190:231-259.
- PHILLIPS, S. J., et M. DUDIK. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31:161-175.
- PORTER, W. F., G. C. NELSON, et K. MATTSON (1983). Effects of winter conditions on reproduction in a northern wild turkey population. *Journal of Wildlife Management*, 47:281-290.
- RIOUX, S., M. BÉLISLE, et J.-F. GIROUX (2009). Effects of landscape structure on male density and spring patterns in wild turkeys (*Meleagris gallopavo*) depend on winter severity. *The Auk*, 126:673-683.

- ROBERT, M., et P. BANNON (1995). Dindon sauvage. Page 1295 dans J. Gauthier et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal.
- ROYLE, J. A., R. B. CHANDLER, C. YACKULIC, et J. D. NICHOLS (2012). Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 3:545-554.
- WUNZ, G. A., et J. C. PACK (1992). Eastern turkey in eastern oak-hickory and northern hardwood forests. Pages 232-305 dans J. G. Dickson, éditeur. *The wild turkey. Biology and management*. Stackpole Books, Mechanicsburg, PA.

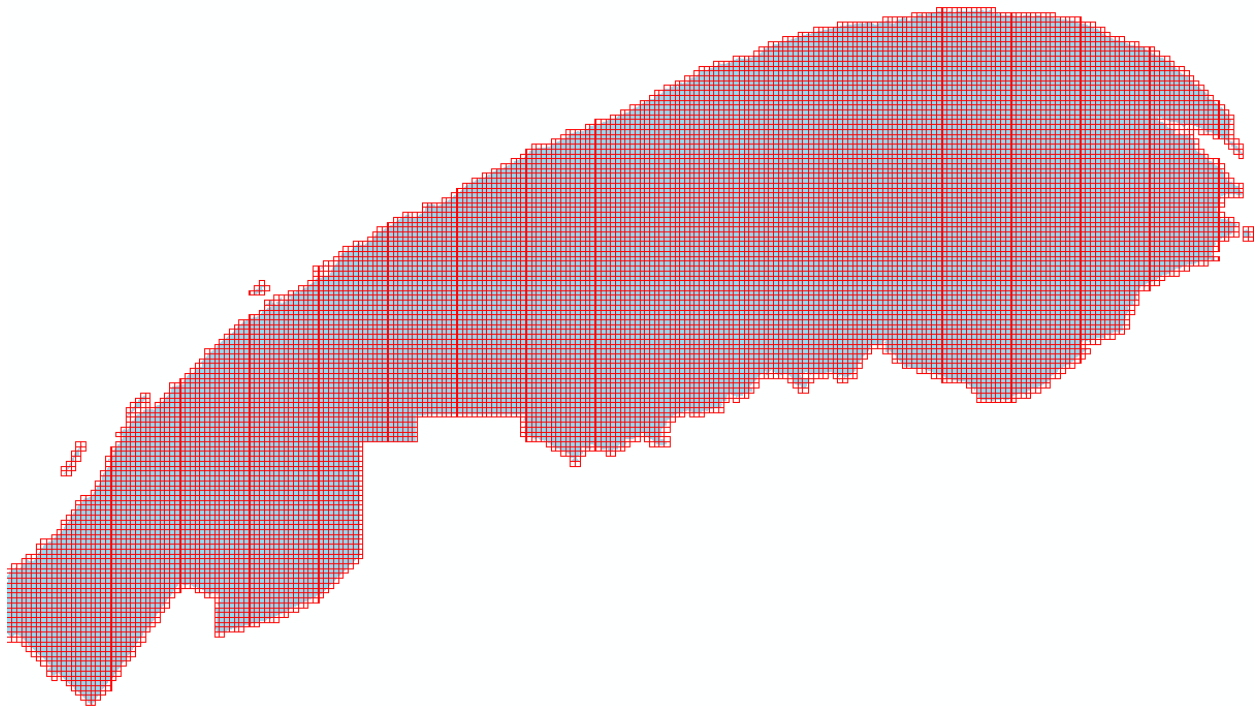
Annexe 1

Préparation des données pour utilisation dans le logiciel MaxEnt

Afin de préparer les données pour le logiciel MaxEnt, nous utilisons le logiciel ArcGis 10.1 avec l'extension Spatial Analyst.

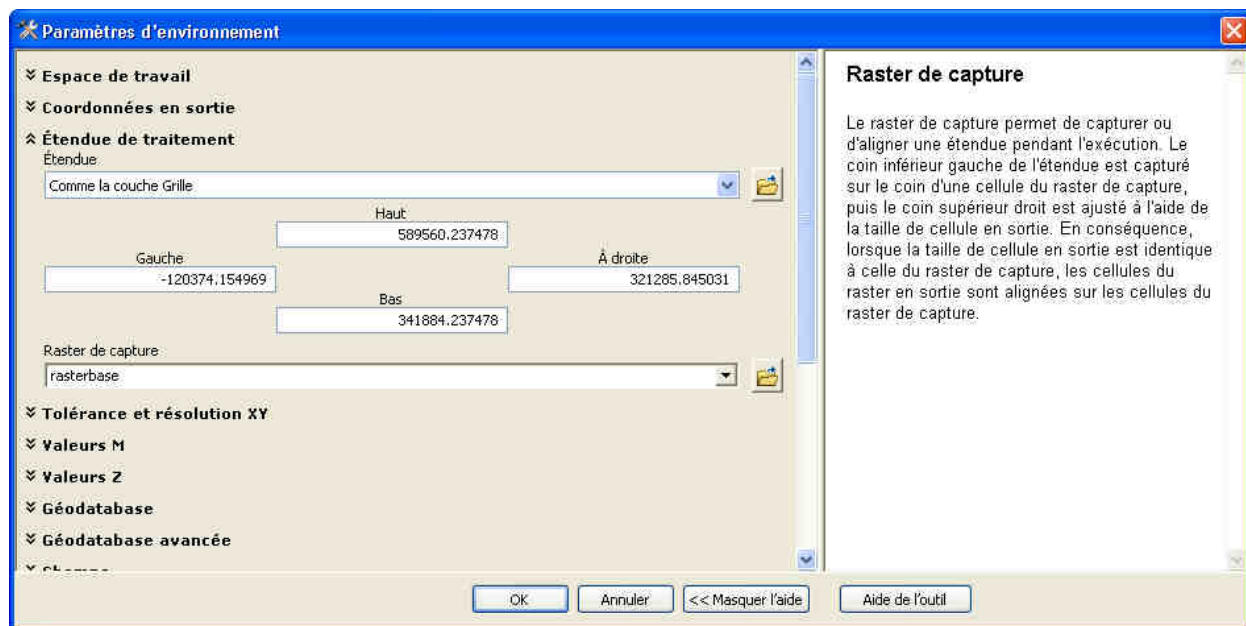
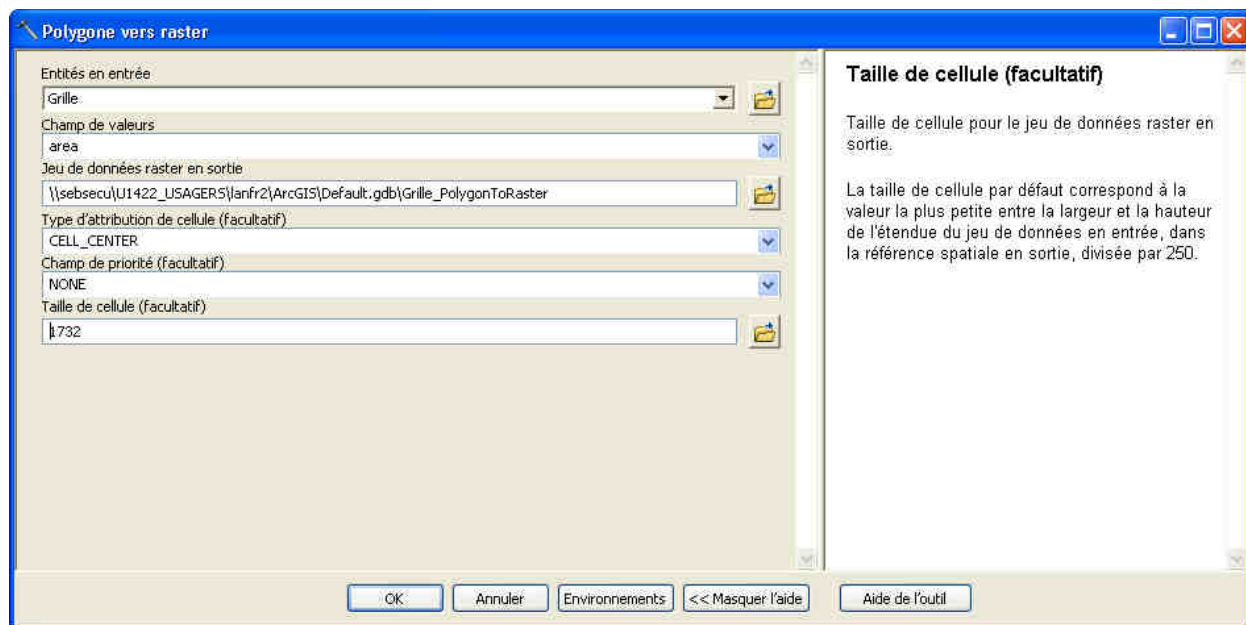
Création d'un raster de base

- 1- Créer une grille de polygones projetée dans un système métrique (NAD83 Québec Lambert). La grille doit couvrir l'aire d'étude. Chaque cellule devra avoir une surface raisonnable pouvant être traitée dans le logiciel MaxEnt (ici les cellules ont 3 km²). Il faudra sélectionner les polygones de la grille qui sont inclus dans l'aire d'étude (outil « Intersecter »²). Enregistrer le résultat de la sélection. Ci-dessous un exemple de la base du projet.



² Les termes entre guillemets sont ceux utilisés dans ArcGis.

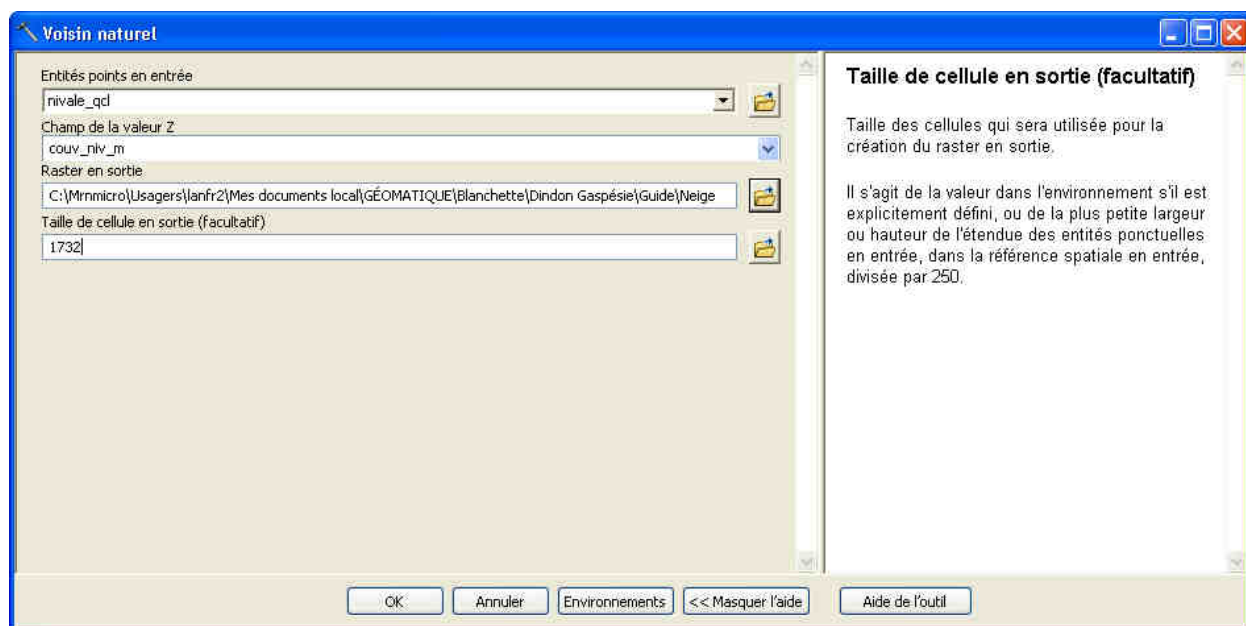
2- Créer un raster à partir de cette grille à l'aide de l'outil « Polygone vers raster ». Cette couche sera utilisée pour la capture et la création des autres rasters (données environnementales).



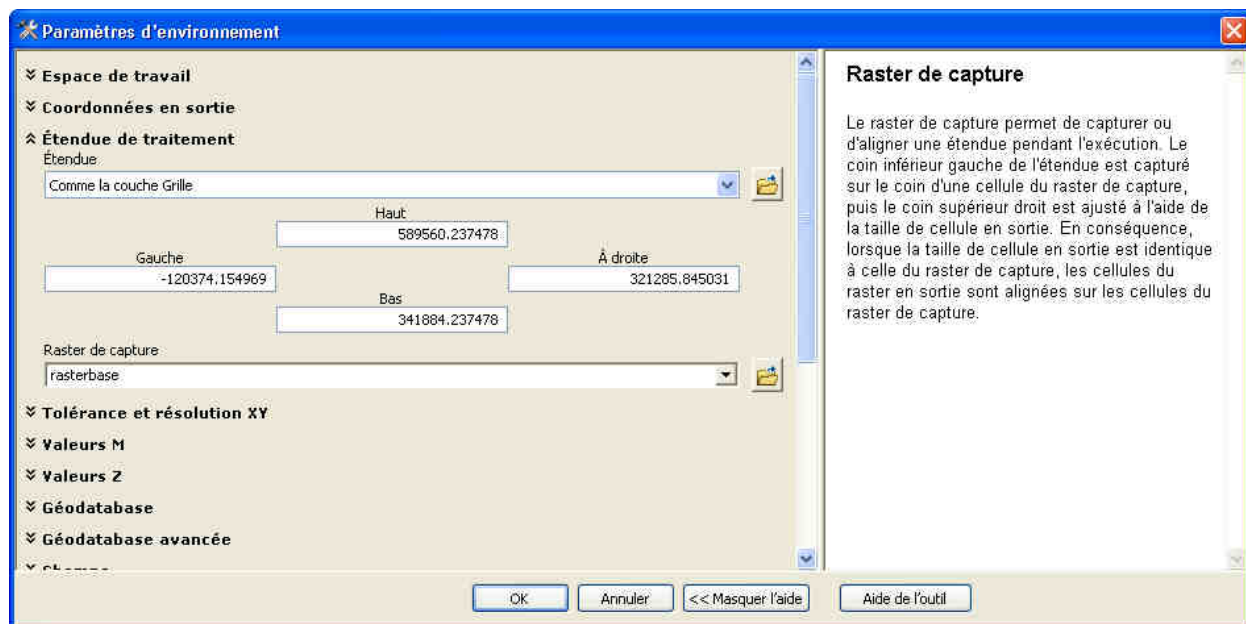
Création du raster Couverture nivale

Créer une couche de points avec la position des stations météorologiques, projection Nad83 Québec Lambert.

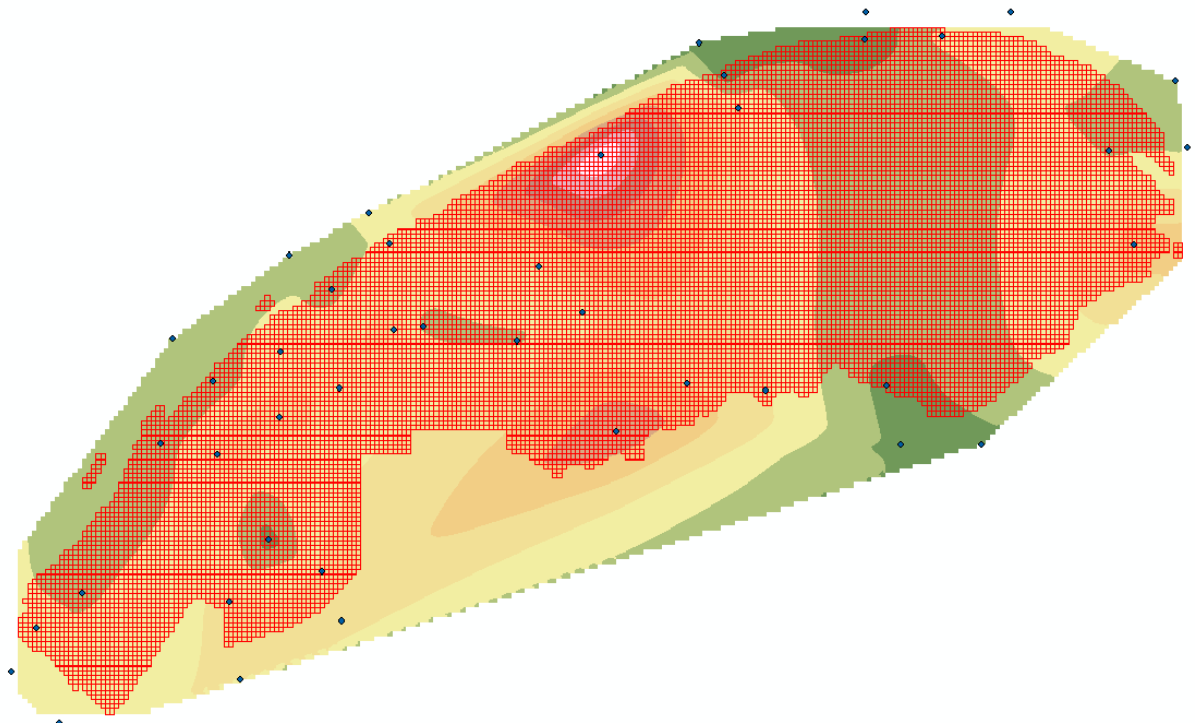
Pour la création du premier raster on utilise l'outil « Voisin naturel ».



Il faut définir l'environnement ainsi :

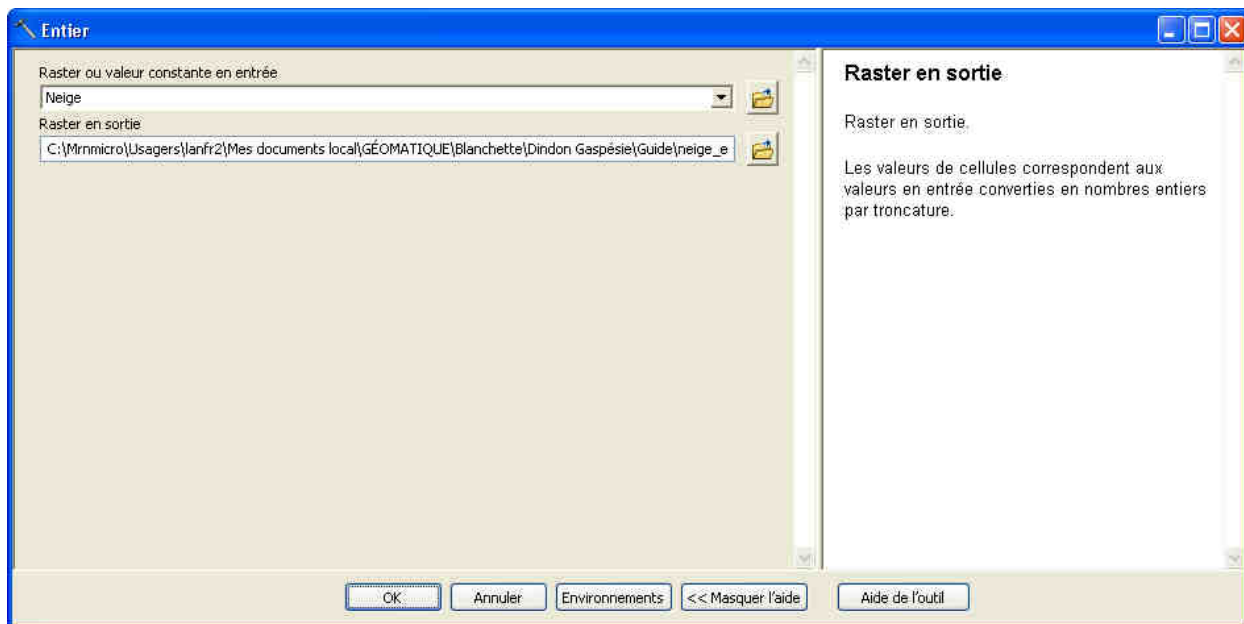


Le résultat :

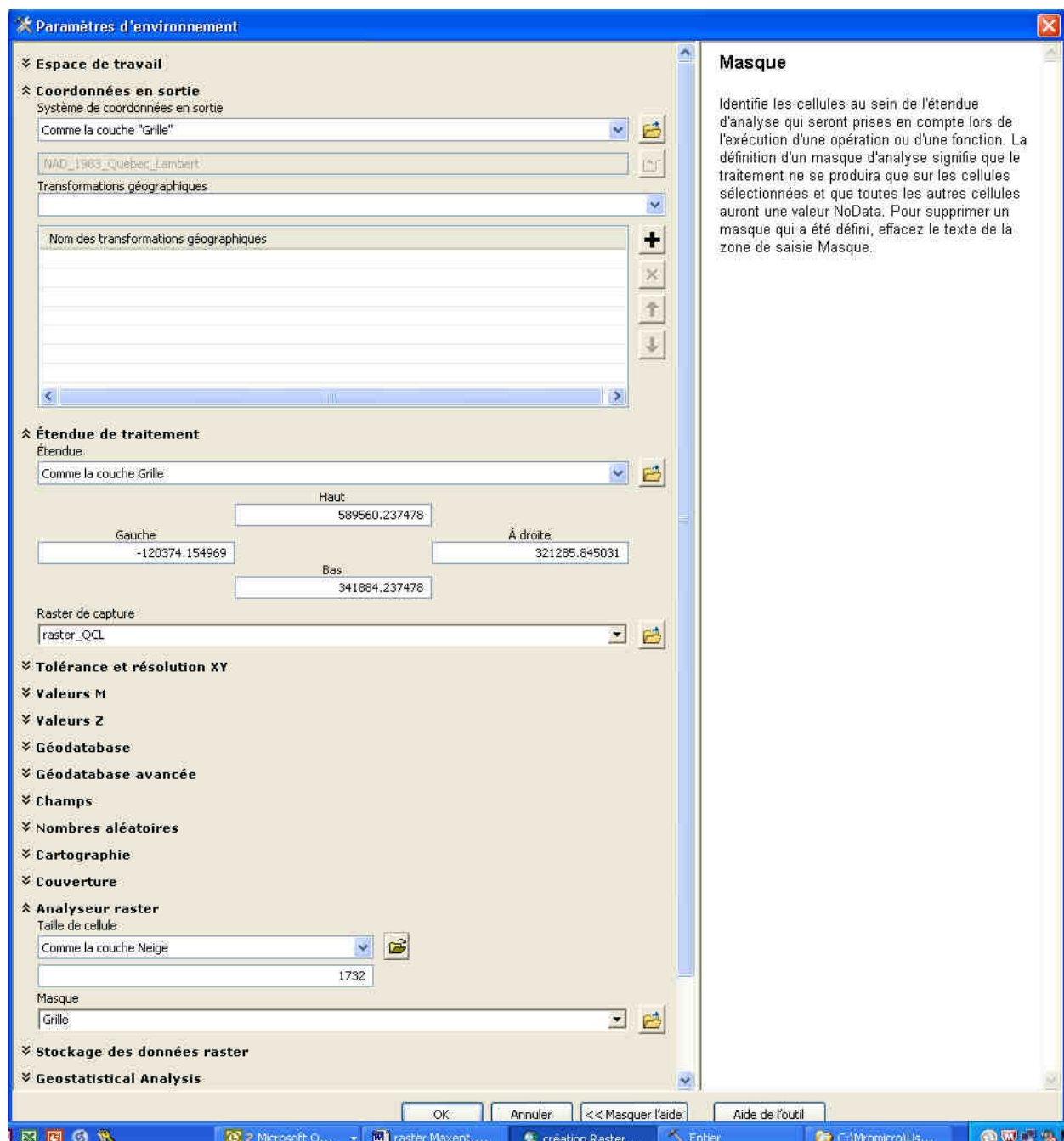


Étape 2

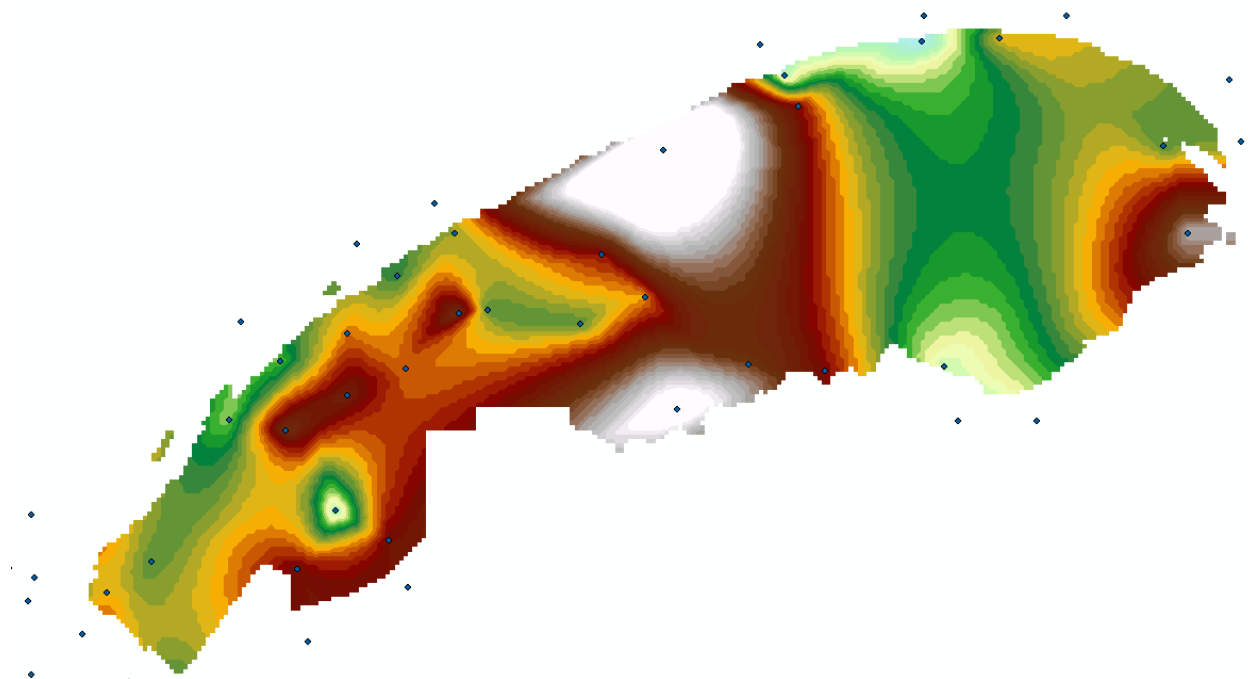
Transformer le raster en entier en utilisant l'outil « Entier ».



L'environnement sera :



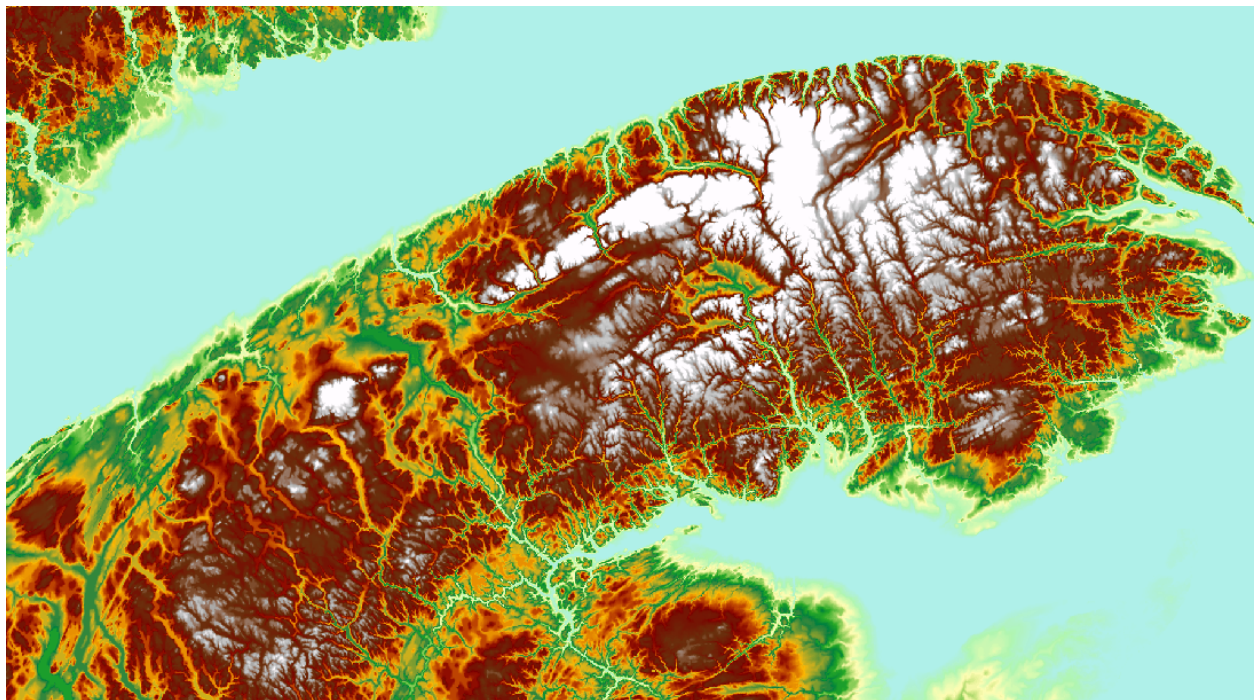
Et le résultat!



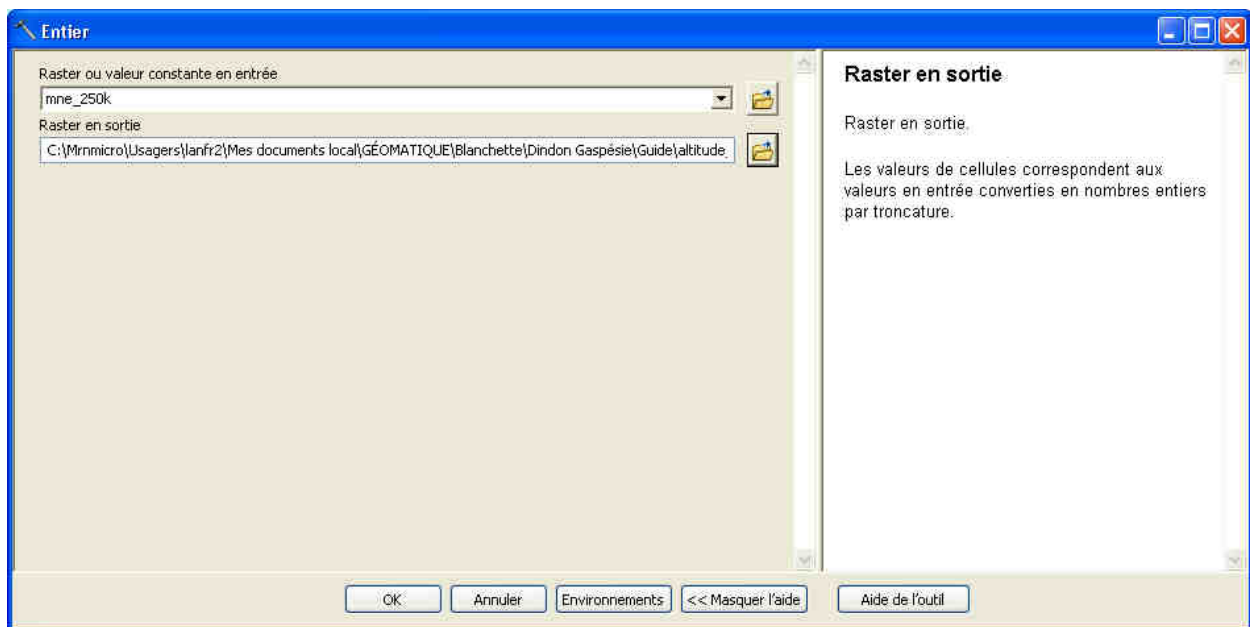
Création du raster Altitude

Importer la couche mne_250K du géoguichet du MFFP. Pour la création du raster Altitude on utilise l'outil « Entier ».

Couche mne_250k



L'outil « Entier » :



L'environnement sera :

Paramètres d'environnement

Coordonnées en sortie
 Système de coordonnées en sortie
 Comme la couche "Grille"
 NAD:1983-Québec-Lambert
 Transformations géographiques
 Nom des transformations géographiques

Étendue de traitement
 Étendue
 Comme la couche Grille
 Haut: 589560,237478
 Gauche: -120374,154969
 À droite: 321285,845031
 Bas: 341884,237478
 Raster de capture: raster_QCL

☒ Tolérance et résolution XY
☒ Valeurs M
☒ Valeurs Z
☒ Géodatabase
☒ Géodatabase avancée
☒ Champs
☒ Nombres aléatoires
☒ Cartographie
☒ Couverture

Analyseur raster
 Taille de cellule
 Comme spécifié ci-dessous
 1732
 Masque
 Grille

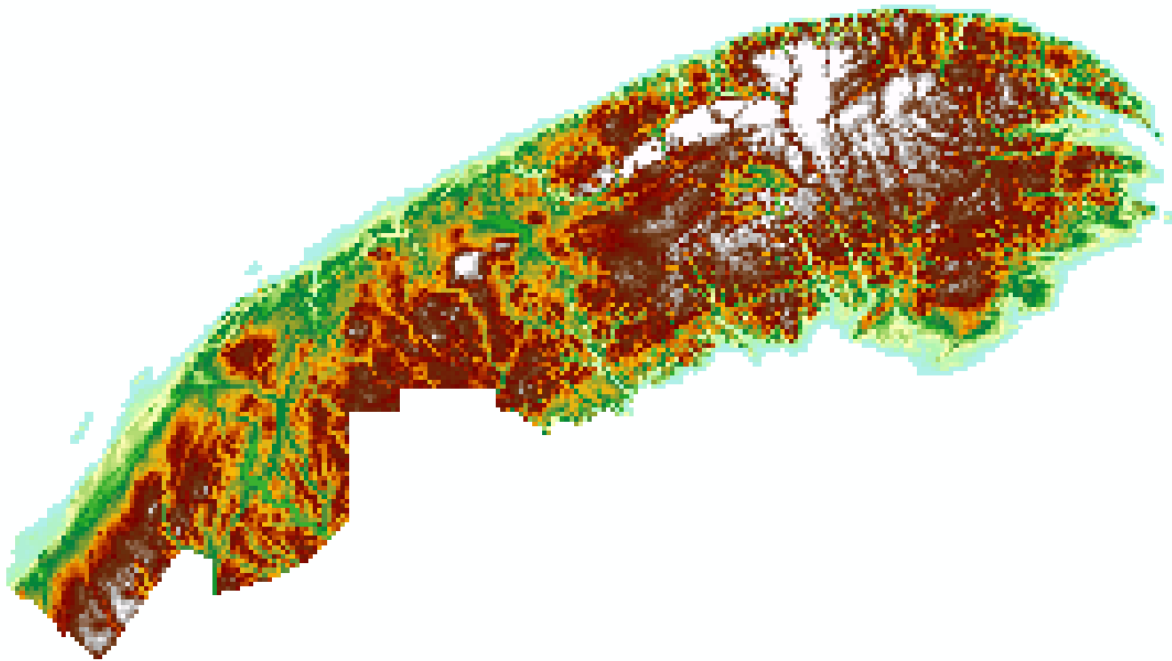
Paramètres d'environnement

Les paramètres d'environnement spécifiés dans cette boîte de dialogue représentent des valeurs qui seront appliquées aux résultats correspondants en exécutant les outils. Ils peuvent être définis de manière hiérarchique, c'est-à-dire au niveau de l'application dans laquelle vous travaillez pour s'appliquer à l'intégralité des outils, au niveau d'un modèle afin de s'appliquer à tous les processus présents au sein de ce modèle, ou au niveau d'un processus particulier au sein d'un modèle. Les paramètres d'environnement définis pour un processus donné au sein d'un modèle sont prioritaires sur tous les autres ; ceux définis pour tous les processus d'un modèle remplacent les paramètres d'environnement définis dans l'application.

La modification des paramètres par défaut normalement utilisés doit avoir lieu avant toute tâche de géotraitement. Dans certains cas, seule l'analyse d'une portion réduite d'une zone géographique donnée vous intéresse, comme dans le cas de la modification de l'étendue des résultats. Dans d'autres, vous préférerez enregistrer l'intégralité des résultats dans un emplacement spécifique (en modifiant, par exemple, l'espace de travail temporaire ou l'espace de travail courant).

OK Annuler << Masquer l'aide Aide de l'outil

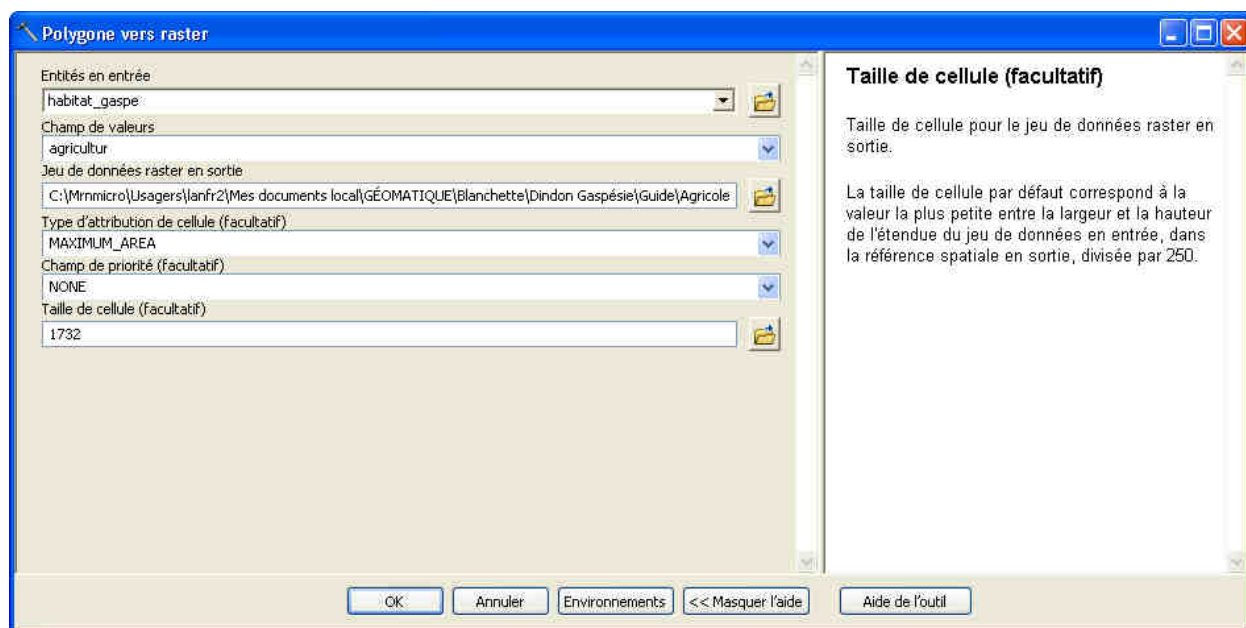
Et le résultat!



Création des rasters Agricole, Forêt et Anthropique

Définir un champ « Habitat » avec les valeurs Forêt, Agricole et Anthropique dans la couche DDE à partir de la classification présentée à l'annexe 2. Pour ne pas avoir trop de polygones, les fusionner sur la base du type d'habitat. Intersecter la couche DDE avec la couche de la grille de base créée au début. Compiler les superficies des trois types d'habitats et calculer leur pourcentage dans chacune des cellules de la grille à l'aide d'un chiffrier électronique (Excel ou Access). Joindre la table Excel (ou dbf) à la grille et sauvegarder sous un autre nom. À partir de cette couche il faut créer un raster par type d'habitat.

Étape 1 : On utilise l'outil « Polygone vers raster ». Polygone de base.



Les paramètres de l'environnement :

Paramètres d'environnement

✖ Espace de travail

✖ Coordonnées en sortie
Système de coordonnées en sortie
Comme la couche "Grille"

NAD_1983_Quebec_Lambert

Transformations géographiques

Nom des transformations géographiques

Étendue de traitement
Étendue
Comme la couche Grille

Haut	589560.237478
Gauche	-120374.154969
À droite	321285.845031
Bas	341884.237478

Raster de capture
raster_QCL

✖ Tolérance et résolution XY

✖ Valeurs M

✖ Valeurs Z

✖ Géodatabase

✖ Géodatabase avancée

✖ Champs

✖ Nombres aléatoires

✖ Cartographie

✖ Couverture

✖ Analyseur raster
Taille de cellule
Comme spécifié ci-dessous

1732

Masque
Grille

OK Annuler << Masquer l'aide Aide de l'outil

Étape 2 : Par la suite, il faut le transformer en raster entier; utiliser la technique déjà décrite dans l'outil « Entier » avec comme résultat :



Même opération pour les autres variables environnementales.

Annexe 2

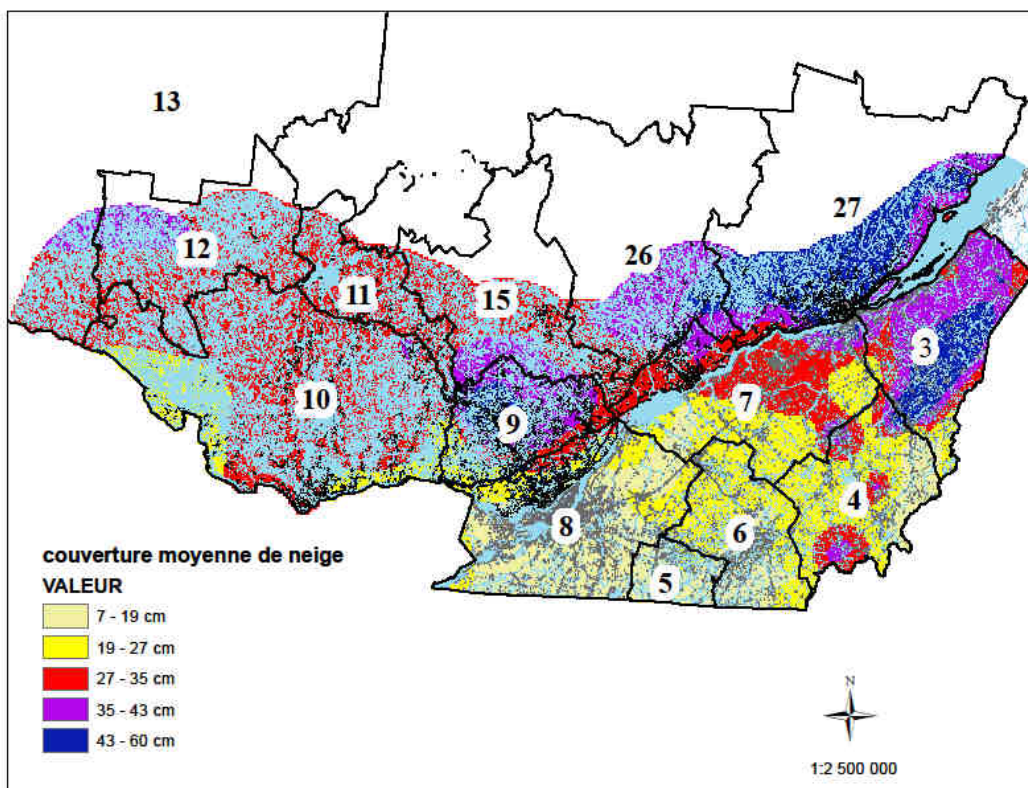
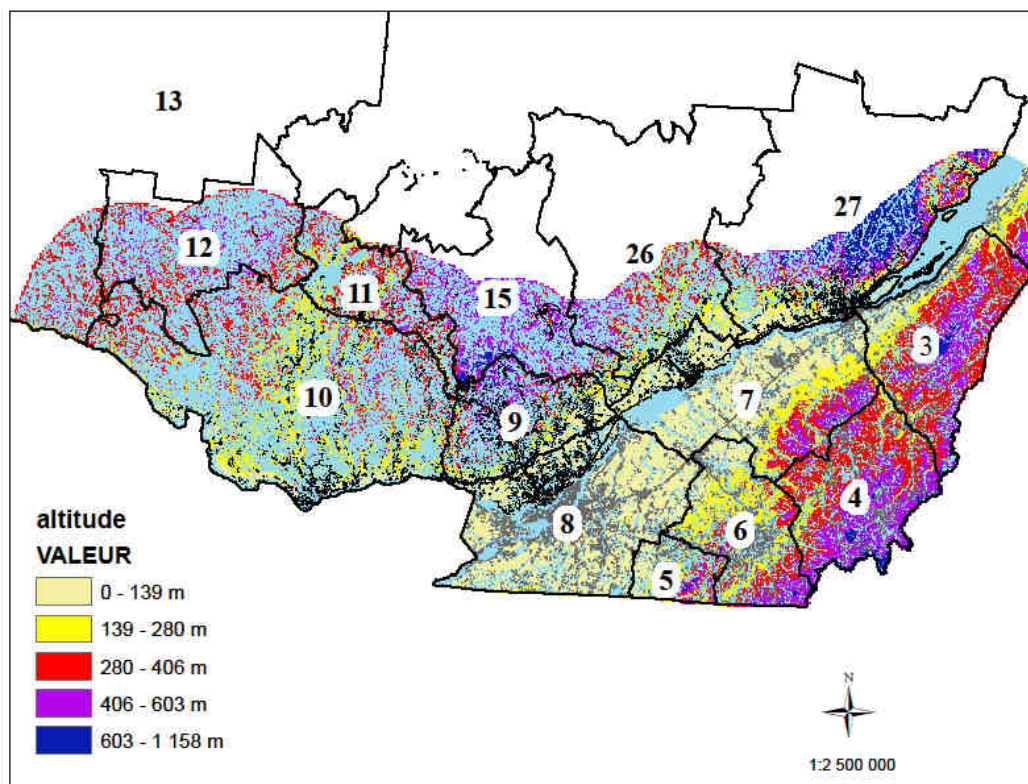
Classification utilisée pour identifier les milieux forestiers, agricoles et anthropiques à partir des cartes écoforestières du MFFP 1 : 20 000

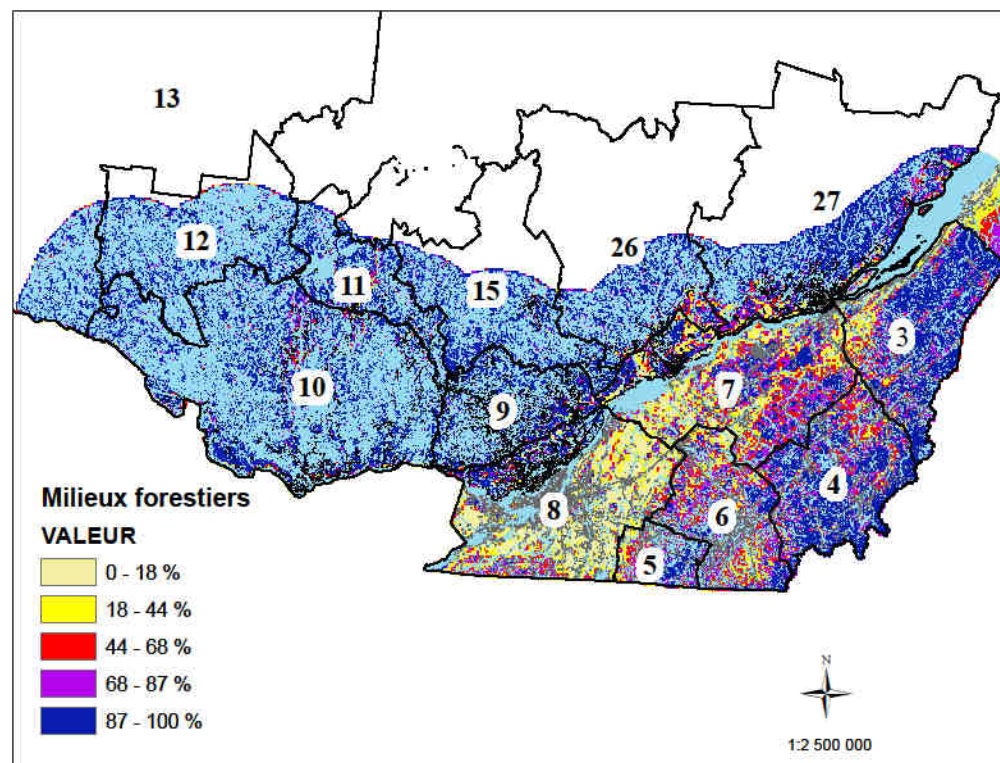
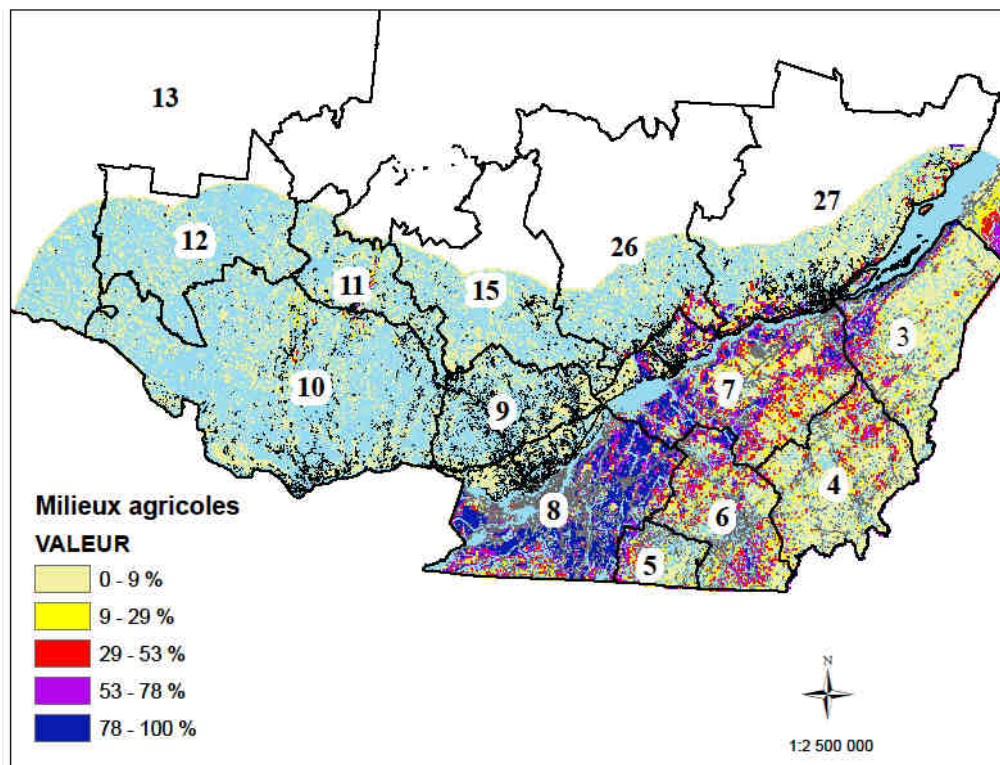
Code terrain	Description	Milieu
A	Terre agricole	Agricole
Aep	Aire d'empilement et d'ébranchage (de plus d'un an)	Forêt
Aer	Aéroport	Anthropique
Af	Terrain agricole avec potentiel forestier	Agricole
Al	Aulnaie	Forêt
Ant	Milieu fortement perturbé par l'activité humaine (non boisé)	Anthropique
Aut	Autres terrains	Anthropique
Bas	Bassin de filtration, de décontamination, pisciculture	Anthropique
Bat	Batture	Forêt
Bhe	Barrage hydroélectrique	Anthropique
Ble	Bleuetière	Agricole
Cam	Camping	Anthropique
Car	Carrière	Anthropique
Cex	Centre expérimental	Forêt
Cf	Coupe-feu	Forêt
Cfo	Camp forestier	Anthropique
Che	Centrale hydroélectrique	Anthropique
Cim	Cimetière d'automobiles	Anthropique
Cne	Jardin botanique	Anthropique
Cs	Pistes de ski	Anthropique
Cu	Centre urbain	Anthropique
Cv	Colonie de vacances	Anthropique
Def	Défriché	Forêt
Dem	Déchets de mine	Anthropique
Dep	Dépotoir	Anthropique
Dh	Dénudé et semi-dénudé humide	Forêt
Ds	Dénudé et semi-dénudé sec	Autre

Code terrain	Description	Milieu
Eau	Lac, rivière	Autre
Gol	Golf (partie déboisée)	Agricole
Gr	Gravière	Anthropique
hab	Habitations	Anthropique
Ile	Île superficie < 1 ha	Forêt
IMP	Forêt ou arbustaie improductive	Forêt
Inc	Nature inconnue	Autre
Ino	Site inondé	Forêt
Lte	Ligne de transport d'énergie	Anthropique
Mi	Mine	Anthropique
Nf	Milieu faiblement perturbé par l'activité humaine (boisé)	Anthropique
Obs	Centre d'observation radar	Anthropique
Pai	Parc industriel	Anthropique
Pic	Piste de course	Anthropique
Ppn	Pépinière	Forêt
Qua	Quai	Anthropique
Ro	Route et autoroute (emprise)	Anthropique
Sc	Scierie	Anthropique
Tnp	Territoire non photo interprété lors du troisième inventaire	Autre
Toe	Tourbière exploitée	Agricole
Us	Usine	Anthropique
Vil	Villégiature (partie déboisée)	Anthropique
Vrg	Verger fruitier	Agricole

Annexe 3

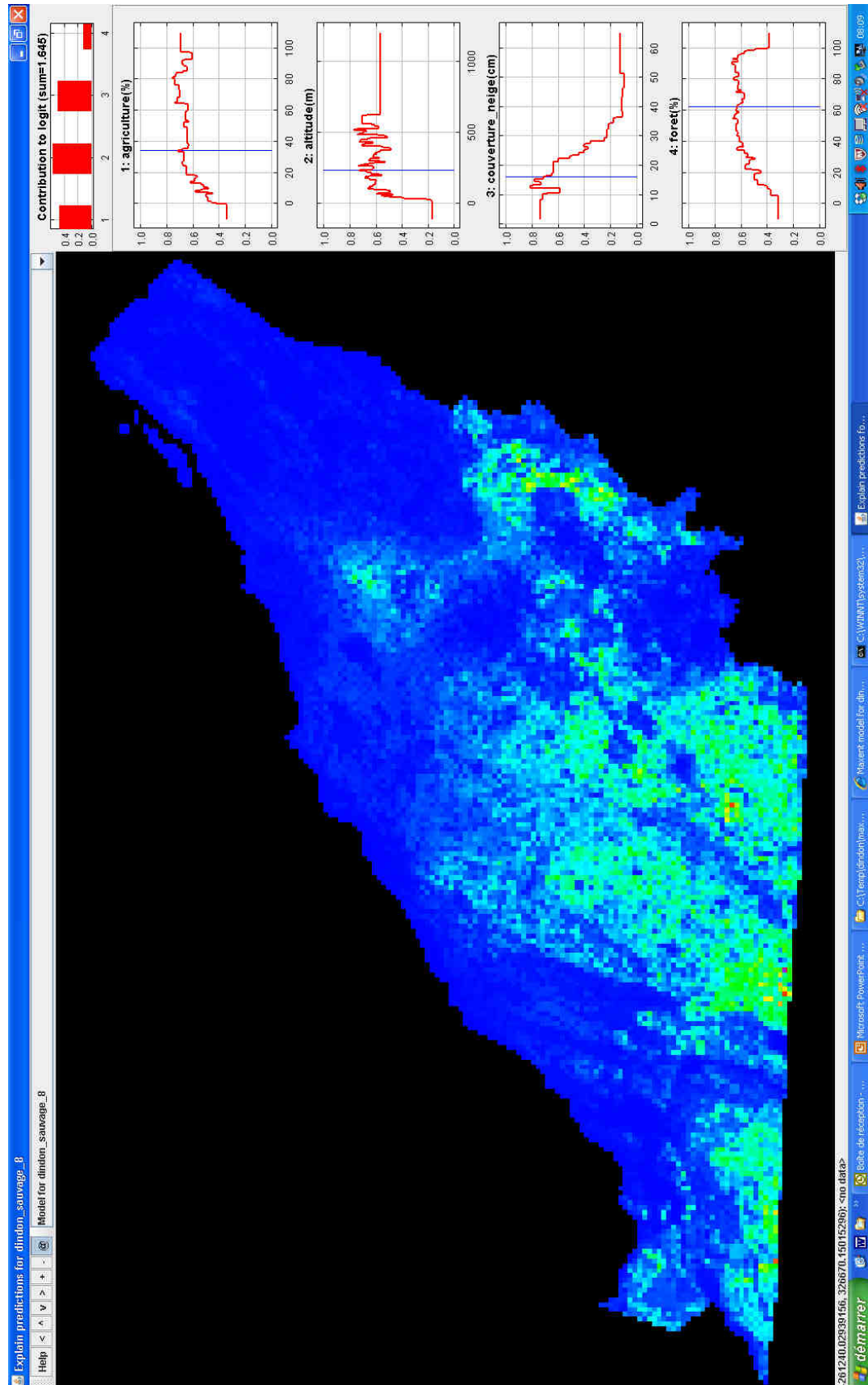
Représentation cartographique des variables environnementales utilisées dans les modèles de répartition du dindon sauvage



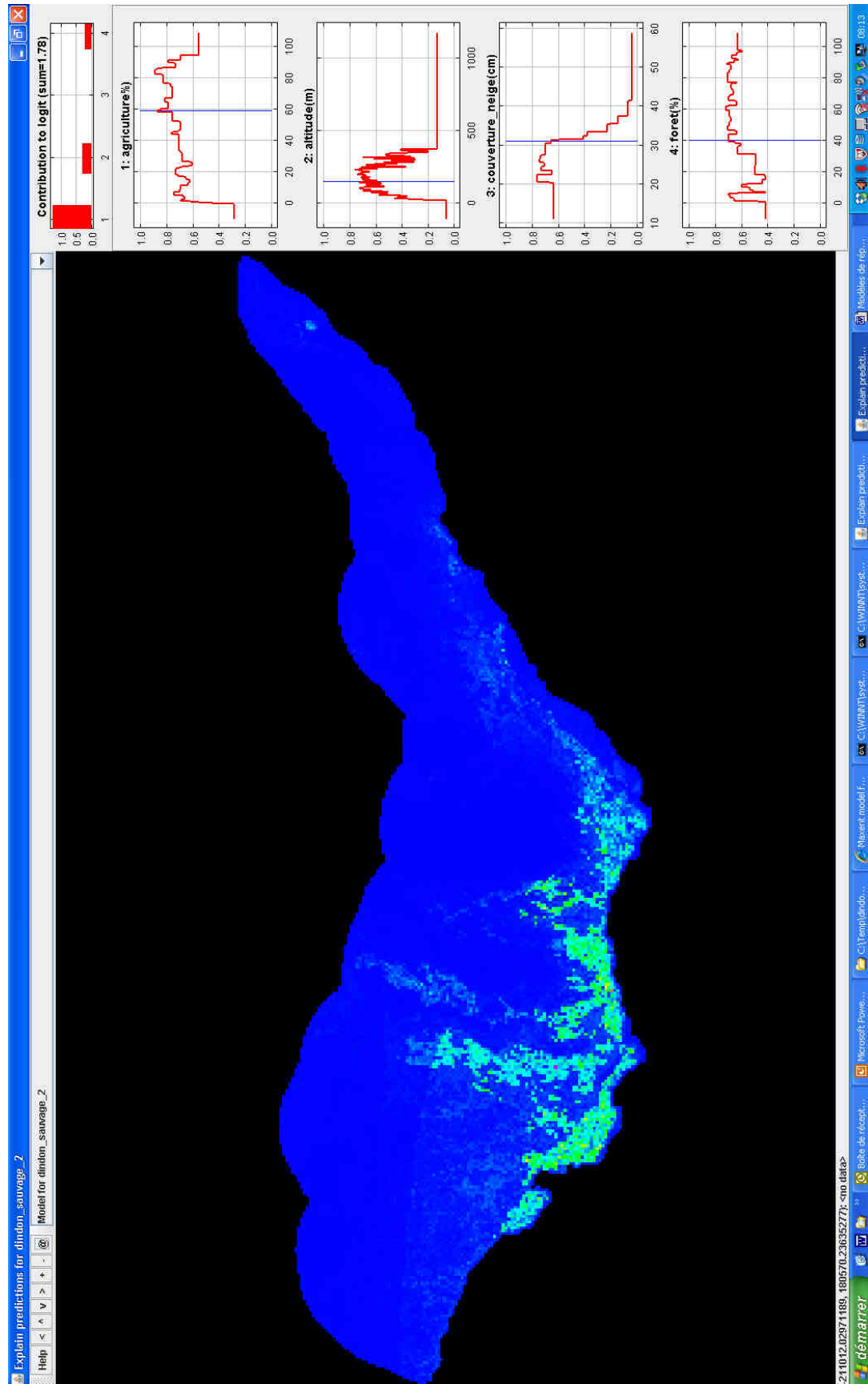


Annexe 4

Captures d'écran du logiciel MaxEnt présentant les valeurs des variables environnementales du modèle pour la cellule ayant la probabilité de présence du dindon sauvage la plus élevée



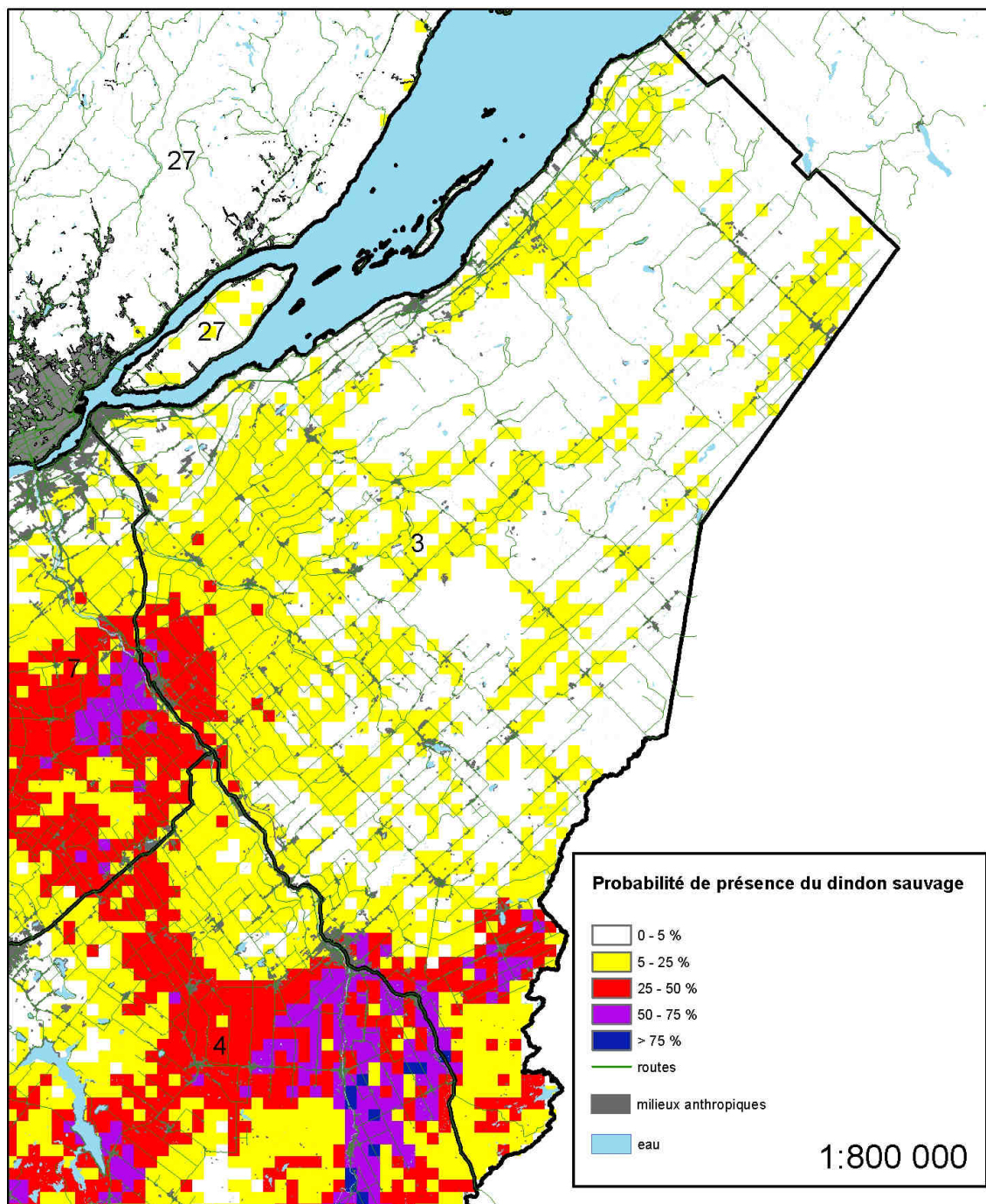
Rive sud



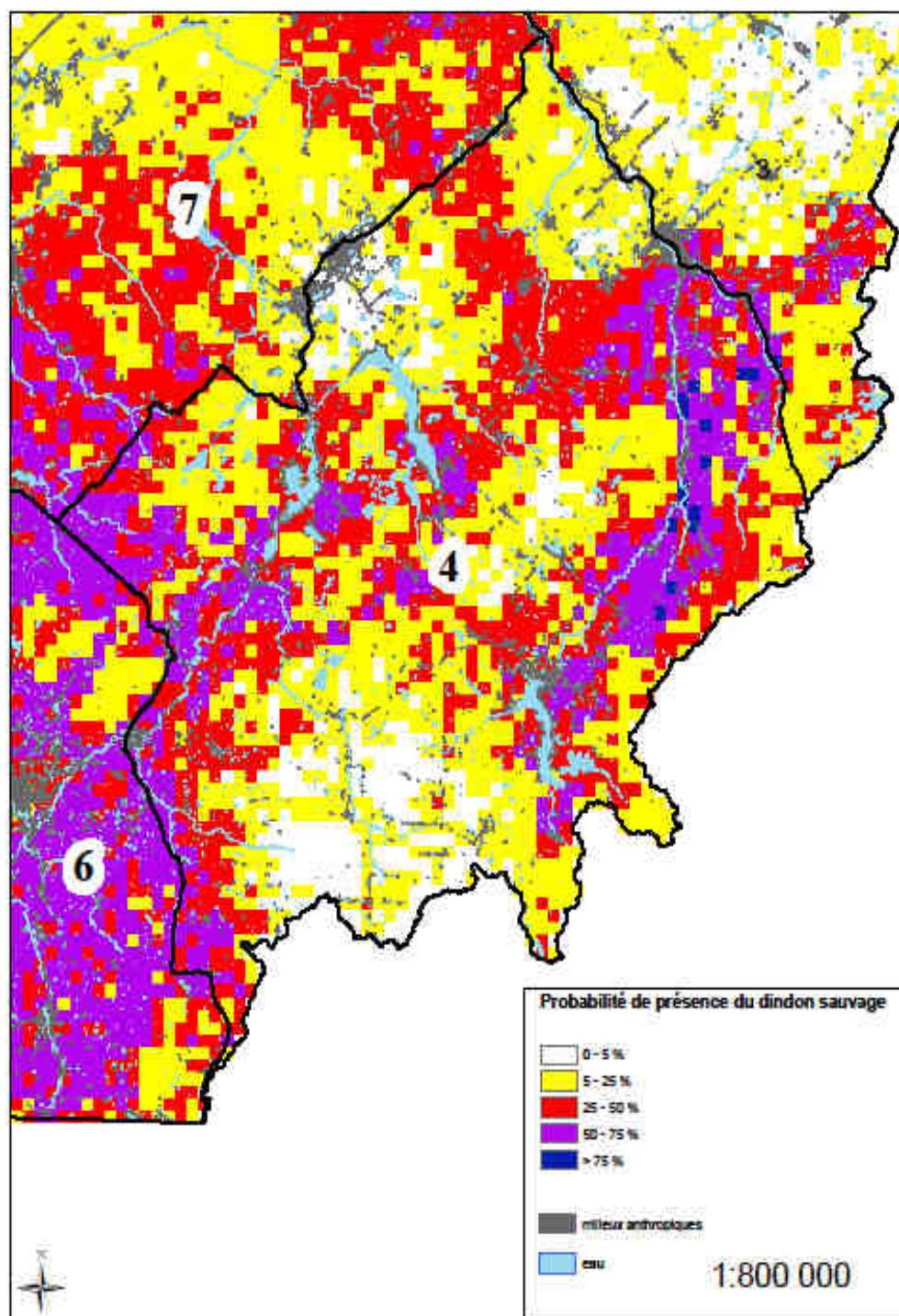
Rive nord

Annexe 5

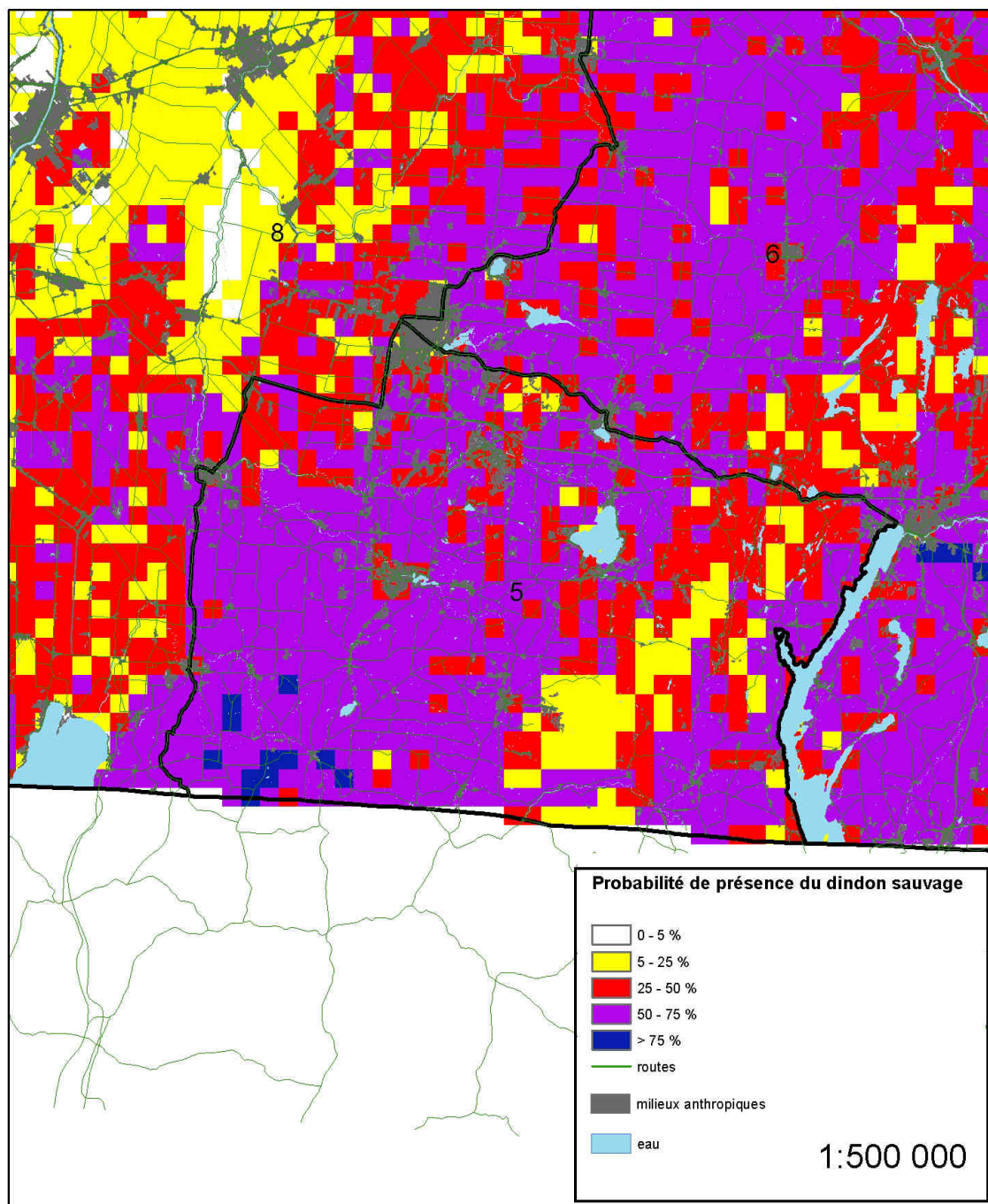
Cartes de l'habitat potentiel du dindon sauvage par zone de chasse déterminé à partir du modèle de répartition du logiciel MaxEnt (version du 10 décembre 2014)



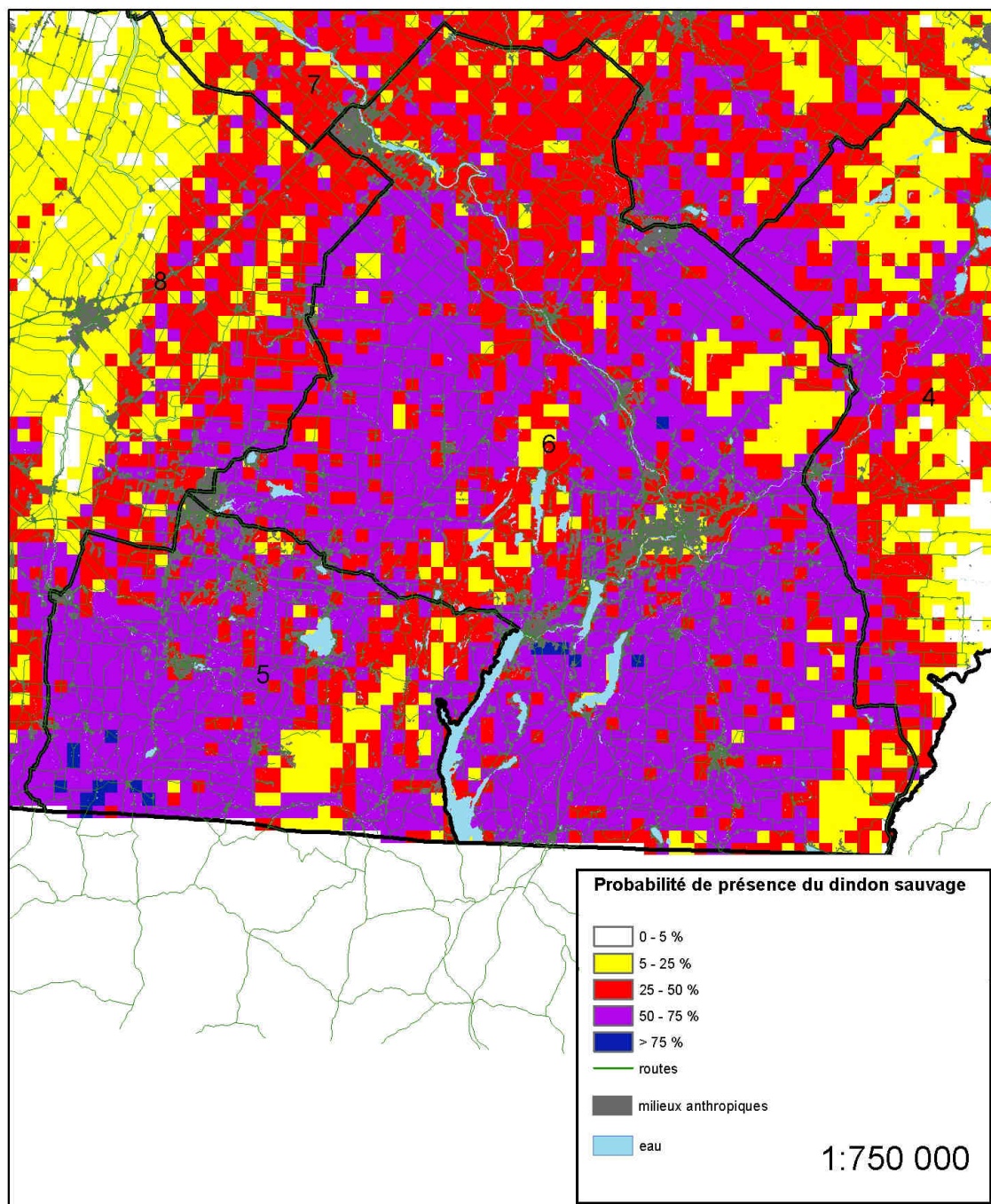
Habitat potentiel du dindon sauvage de la zone de chasse 3 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 10 décembre 2014.



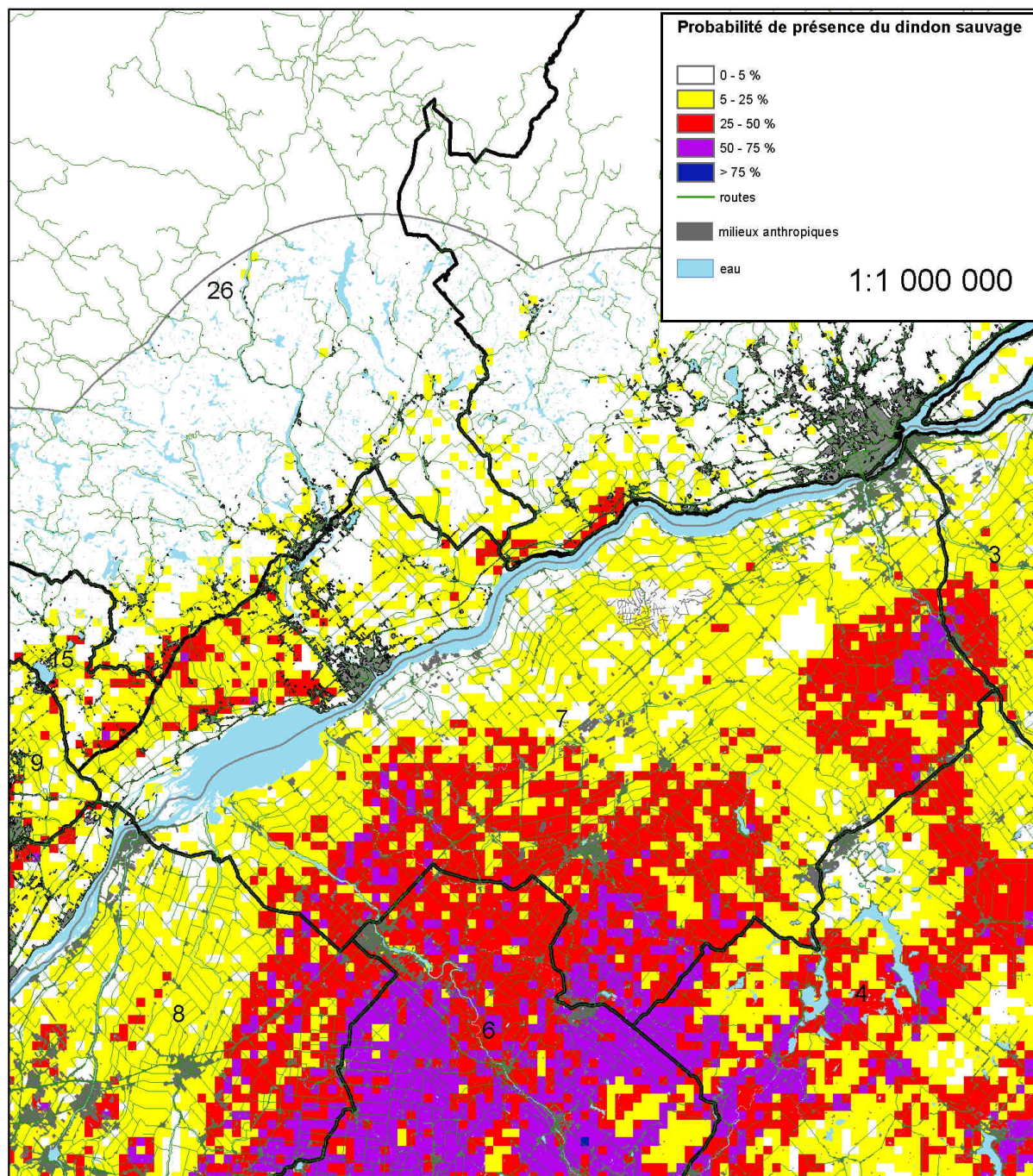
Habitat potentiel du dindon sauvage pour la zone de chasse 4 déterminé à partir du modèle de distribution du logiciel MaxEnt.



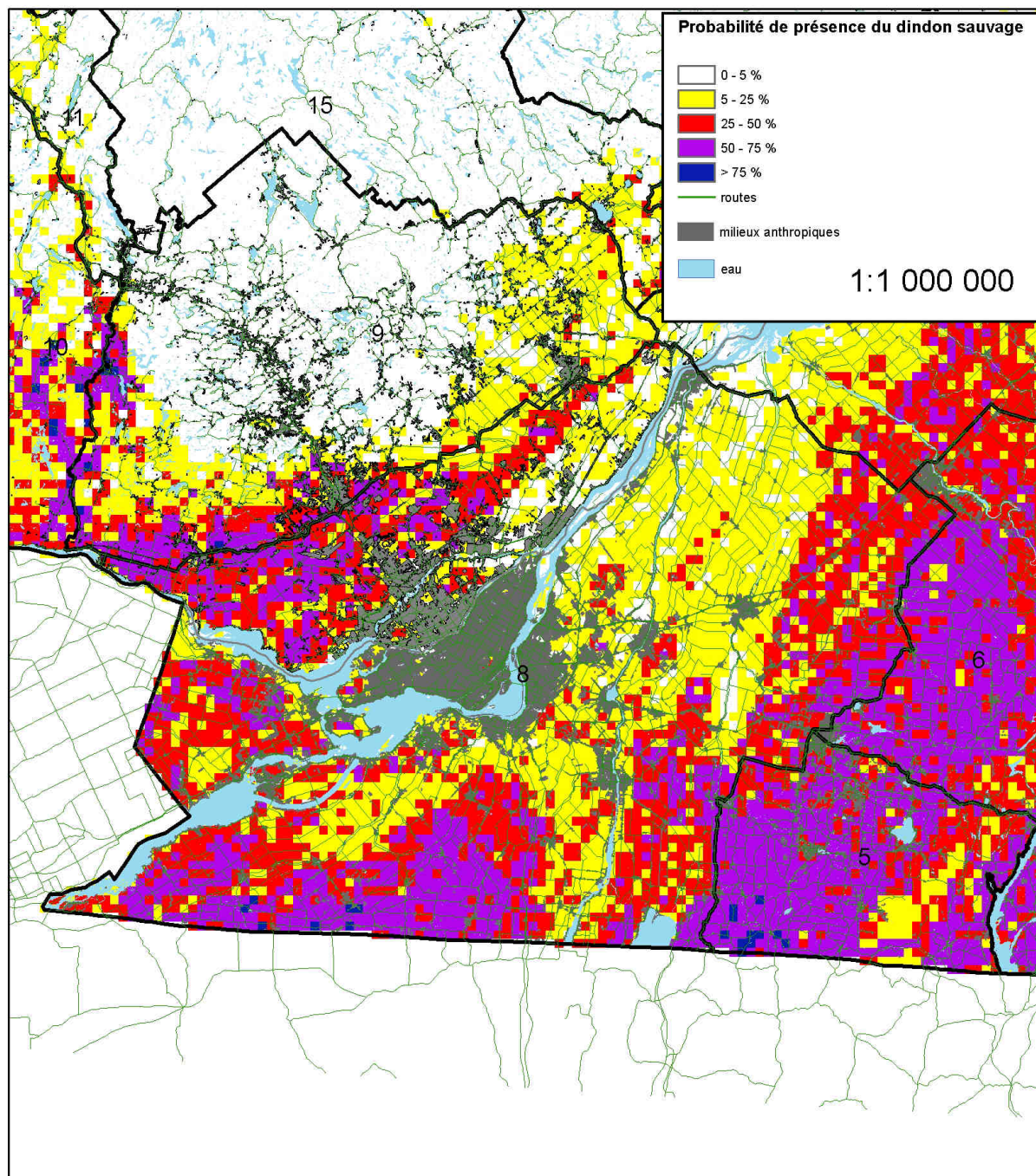
Habitat potentiel du dindon sauvage de la zone de chasse 5 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 10 décembre 2014.



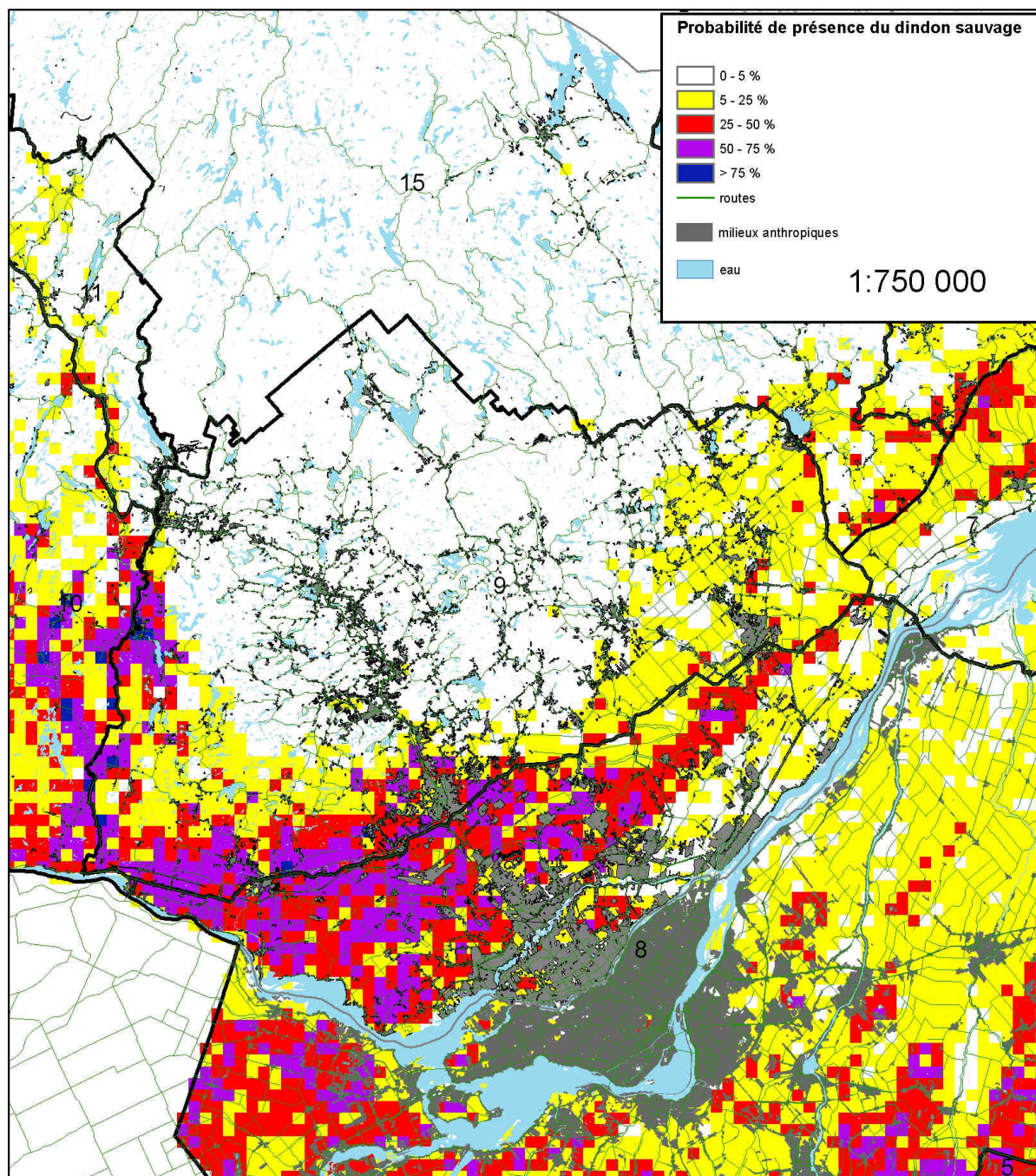
Habitat potentiel du dindon sauvage de la zone de chasse 6 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 10 décembre 2014.



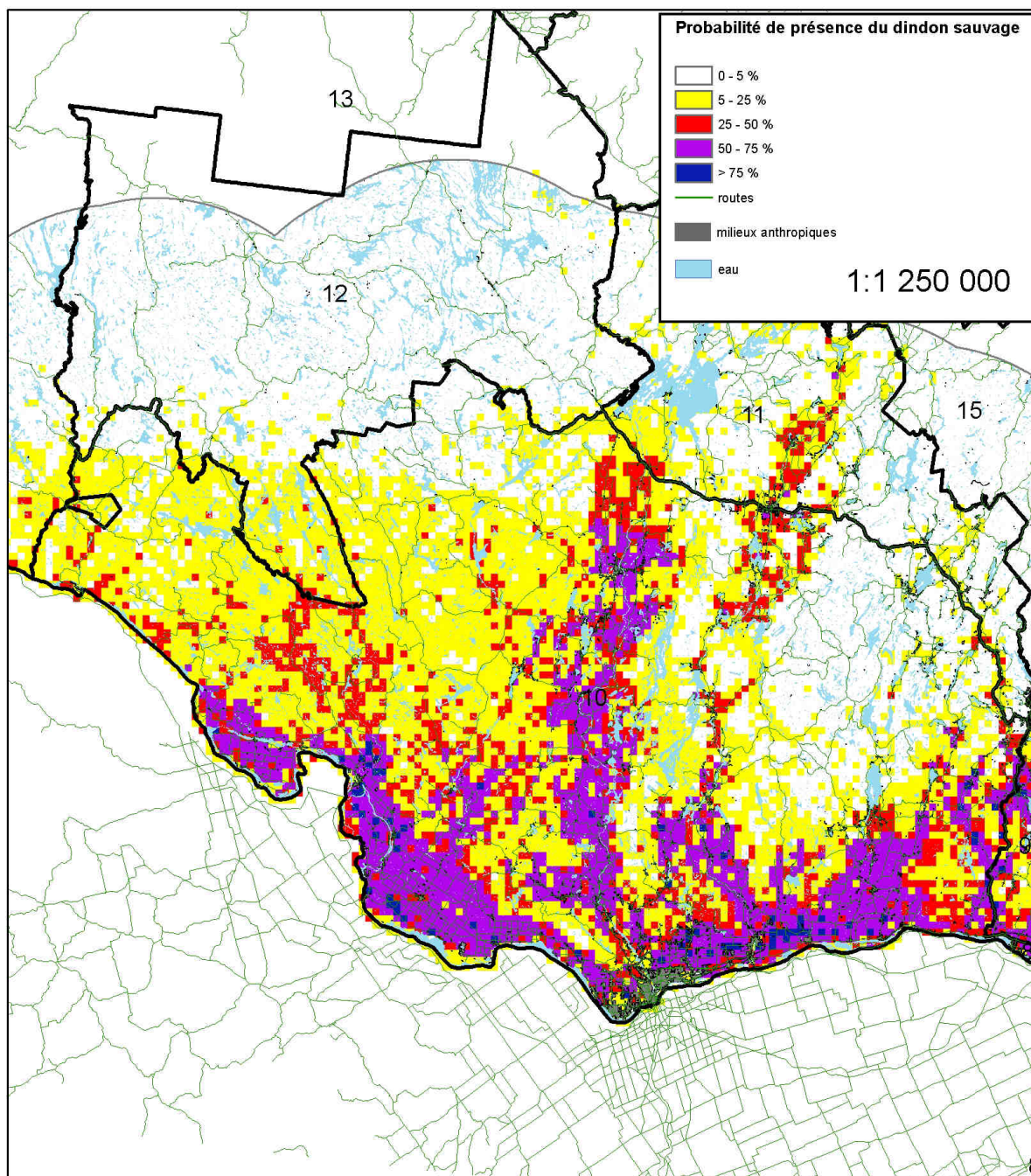
Habitat potentiel du dindon sauvage dans la zone 7 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 17 décembre 2014.



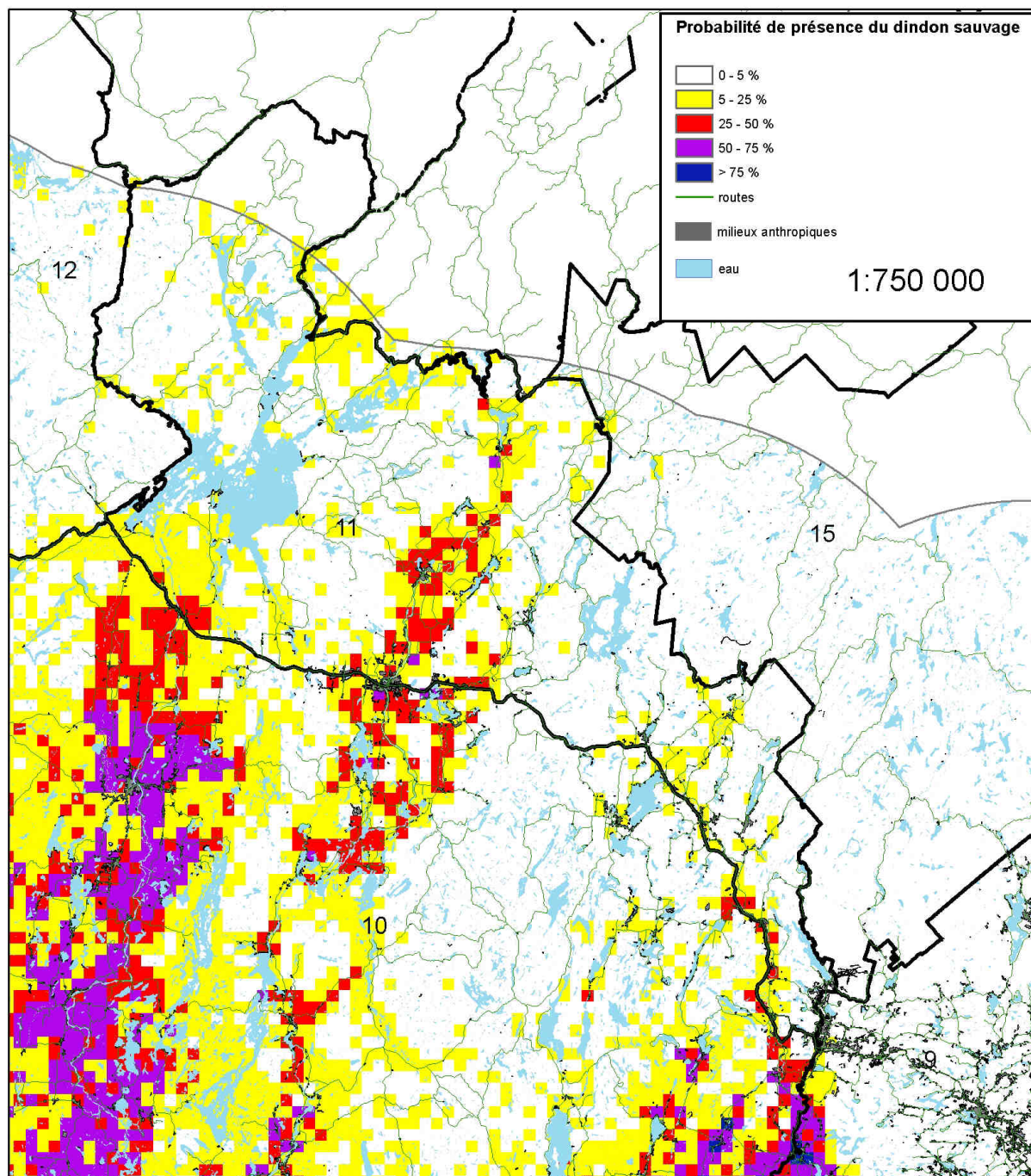
Habitat potentiel du dindon sauvage dans la zone 8 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 17 décembre 2014.



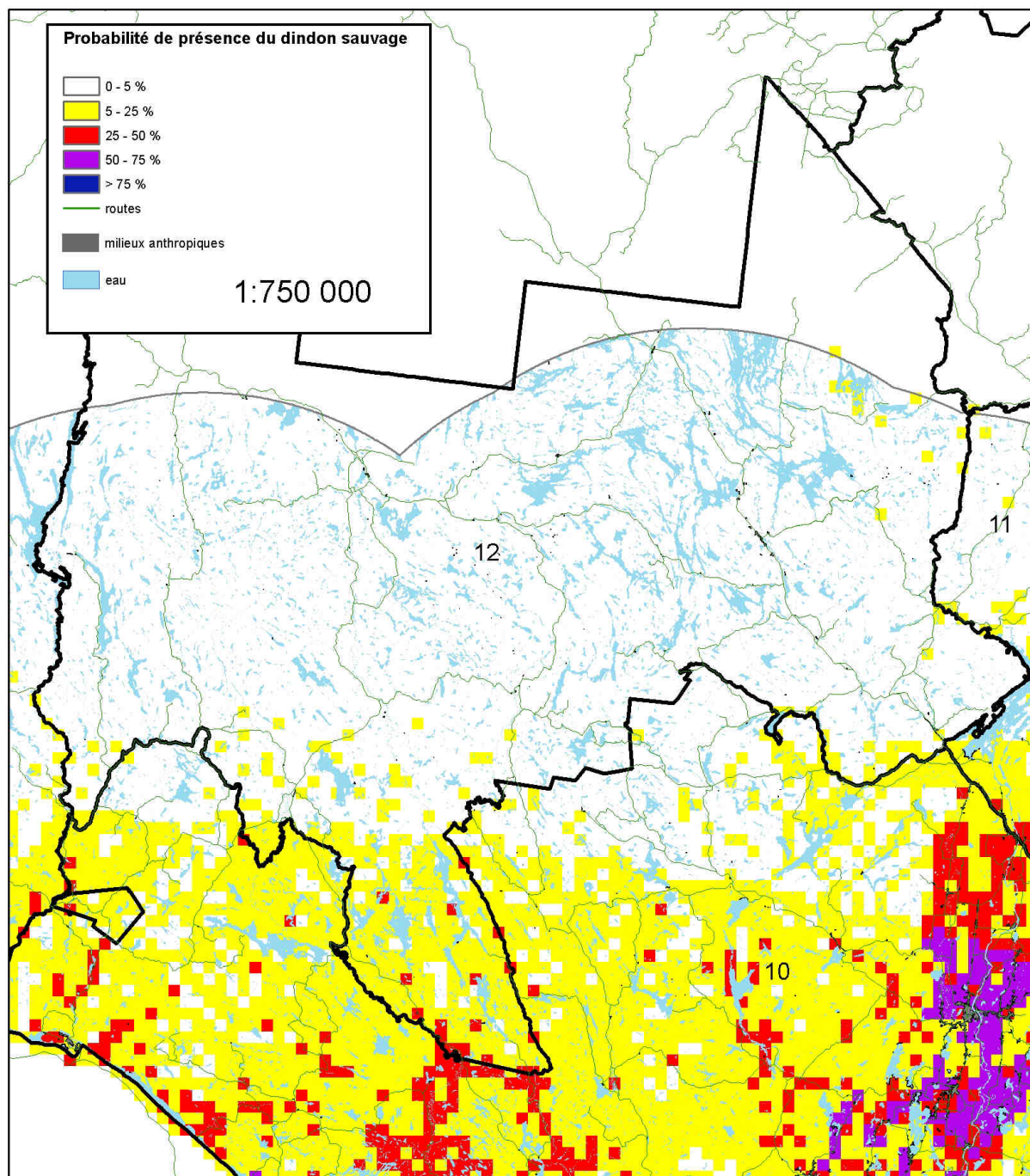
Habitat potentiel du dindon sauvage dans la zone 9 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 17 décembre 2014.



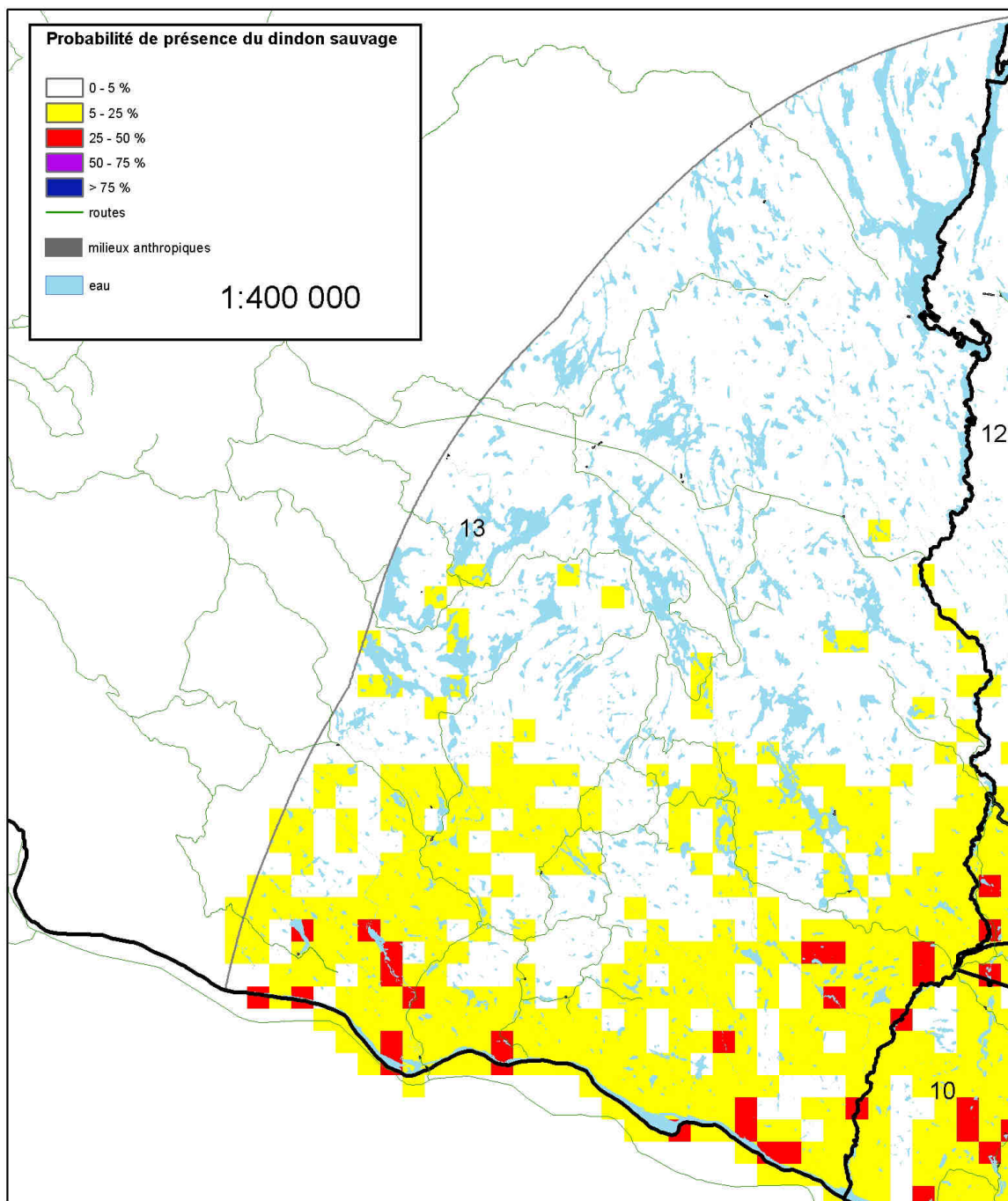
Habitat potentiel du dindon sauvage dans la zone 10 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 17 décembre 2014.



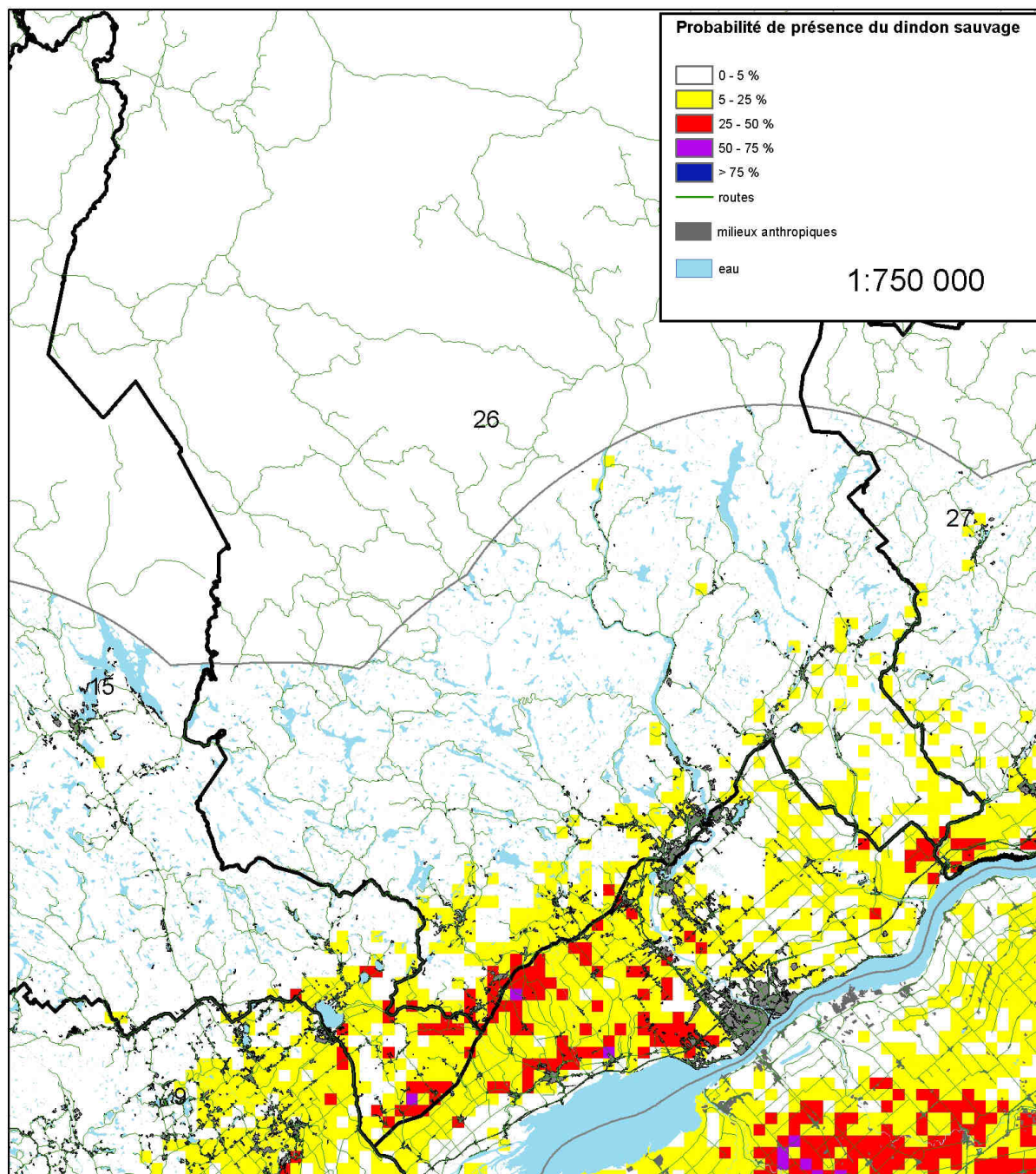
Habitat potentiel du dindon sauvage dans la zone 11 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 17 décembre 2014.



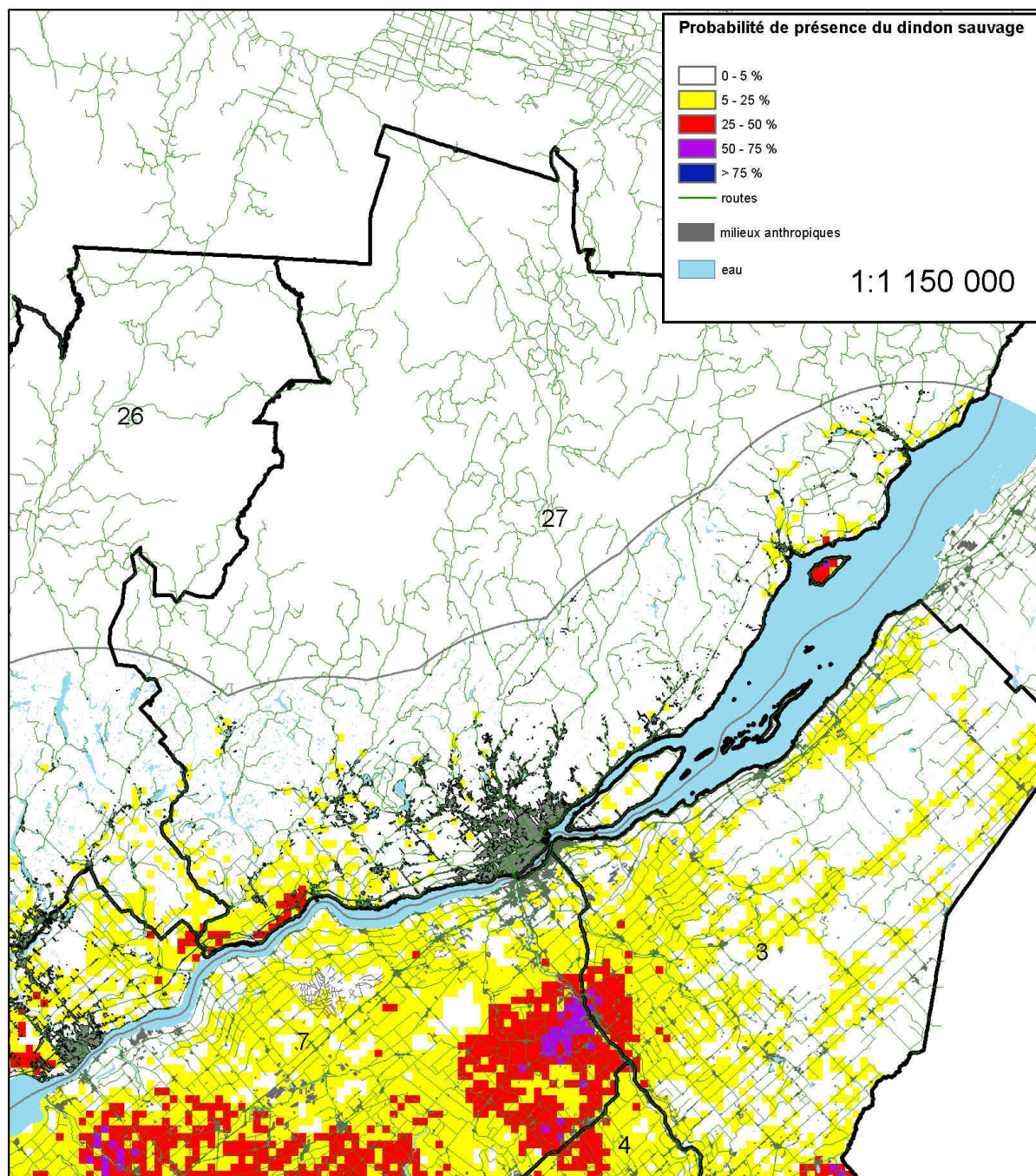
Habitat potentiel du dindon sauvage dans la zone 12 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 17 décembre 2014.



Habitat potentiel du dindon sauvage dans la zone 13 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 17 décembre 2014.



Habitat potentiel du dindon sauvage dans la zone 26 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 17 décembre 2014.



Habitat potentiel du dindon sauvage dans la zone 27 déterminé à partir du modèle de distribution MaxEnt.
Version préliminaire, 17 décembre 2014.

**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec

