

Modèle de répartition du grand héron dans le Québec méridional

Rapport technique – Mars 2026



Réalisation et rédaction

Ce projet est le fruit d'une collaboration entre le Centre d'enseignement et de recherche en foresterie (CERFO) et la Direction des espèces fauniques menacées ou vulnérables du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP).

Photo page couverture :

Grand héron. © Alexandre Lajeunesse, MELCCFP

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830

1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp

Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Dépôt légal – 2026

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

Titre : Modèle de répartition du grand héron dans le Québec méridional - Rapport technique – Mars 2026

Format : PDF

ISBN : 978-2-555-03464-8

Tous droits réservés pour tous les pays.

© CERFO – 2026

© Gouvernement du Québec – 2026

Équipe de réalisation

Rédaction

Esther Carle-Pruneau, biologiste, M. Sc.	Centre d'enseignement et de recherche en foresterie Inc. (CERFO)
Roberto Quezada Garcia, biologiste, Ph. D.	CERFO
Maxime Brousseau, biologiste, M. Sc.	CERFO
Mathieu Varin, géomaticien, M. Sc.	CERFO

Coordination

Jérôme Lemaître, biologiste, Ph. D.	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), Direction des espèces fauniques menacées ou vulnérables (DEFAMV)
-------------------------------------	--

Révision et édition

Patrick Charbonneau, biologiste, M. Sc.	MELCCFP, DEFAMV
---	-----------------

Contribution des auteurs

Les rôles des auteurs ont été définis selon la taxonomie CRediT (*Contributor Roles Taxonomy*), une classification reconnue internationalement qui précise 14 types de contributions associées à la production de travaux scientifiques ou techniques.

Maxime Brousseau : administration du projet, rédaction-révision

Esther Carle-Pruneau : méthodologie, rédaction-révision

Patrick Charbonneau : administration du projet, rédaction-révision et édition

Jérôme Lemaître : conceptualisation, édition de données, financement, méthodologie, administration du projet, ressources, supervision, rédaction-révision et édition

Roberto Quezada Garcia : curation des données, méthodologie

Mathieu Varin : conceptualisation, méthodologie, rédaction-révision

Remerciements

Nous remercions les membres du comité du réseau biodiversité du MELCCFP qui ont lu et commenté le document.

Référence à citer :

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS et CENTRE D'ENSEIGNEMENT ET DE RECHERCHE EN FORESTERIE DE SAINTE-FOY INC. (2026). *Modèle de répartition du grand héron dans le Québec méridional*, gouvernement du Québec, Québec, Québec, 34 p. + annexe.

Registre des versions et modifications

Date	Version	Nature du document/des modifications	Chargé de projet
Mars 2026	01	Première version officielle	Jérôme Lemaître

Résumé

Ce rapport technique présente l'élaboration d'un modèle de répartition d'espèce (MRE) pour le grand héron (*Ardea herodias*) dans le Québec méridional. Le projet visait à identifier les habitats propices pour le grand héron, afin de mieux orienter les efforts d'inventaire et de conservation. Le modèle a été conçu à l'aide de techniques d'apprentissage automatique, en s'appuyant sur des données de présence (inventaires 2012 et 2017) et de pseudo-absence, ainsi que sur 12 variables environnementales caractérisant notamment les milieux humides, la hauteur de la canopée, les routes et les perturbations humaines. Parmi ces variables, la proximité des milieux humides favorables et la présence de grands arbres ressortent comme les principaux facteurs influençant la présence du grand héron.

Le modèle final affiche une excellente capacité à prédire les absences (99 %), mais une capacité plus limitée à détecter les présences (44 %). Sa performance globale est jugée modérée, avec un score FI de 0,54, un indice Kappa de 0,52 et une valeur d'aire sous la courbe variant de 0,94 (avec pseudo-absence) à 0,50 (avec données brutes). Ces résultats traduisent un modèle « conservateur », performant pour prédire l'absence de héronnières, mais moins sensible à la détection des sites occupés.

Les cartes issues du modèle permettent néanmoins d'identifier des zones prioritaires pour les inventaires futurs, notamment en Outaouais, en Abitibi-Témiscamingue, en Mauricie et dans l'estuaire du Saint-Laurent. Des pistes d'amélioration sont proposées, notamment l'ajout de présences et d'absences confirmées, ainsi qu'une meilleure caractérisation des essences forestières.

Ce premier MRE constitue un outil prometteur pour soutenir la planification stratégique de la conservation du grand héron au Québec.

Table des matières

1.	Introduction	1
2.	Méthodologie	2
2.1	Aire d'étude	2
2.2	Données de présence et de pseudo-absence	2
2.3	Sélection et classification des variables environnementales	4
2.4	Description des variables d'habitat utilisées	9
2.4.1	Milieux humides	9
2.4.2	Milieux forestiers	9
2.4.2.1.	Couvert forestier	9
2.4.2.2.	Densité du couvert forestier	11
2.4.2.3.	Perturbations forestières	11
2.4.2.4.	Modèle de hauteur de canopée	11
2.4.3	Routes	11
2.4.4	Autres données terrain	14
2.5	Distribution des variables autour des héronnières connues	14
2.6	Conditions d'application	16
2.7	Modélisation des variables	17
2.8	Validation du modèle final	18
3.	Résultats et discussion	19
3.1	Performance du modèle	19
3.2	Importance des variables	20
3.3	Post-traitement des données	21
3.3.1	Cartes des résultats	21
3.4	Bilan	25
3.5	Enjeux de modélisation	28
4.	Conclusion	30
5.	Références	31

Annexe A Classification des perturbations d'origine forestière (classe 1 [importantes] et 2 [naturelles])

Liste des tableaux

Tableau 1	Variables sélectionnées pour le développement d'un modèle de répartition du grand héron	5
Tableau 2	Vérification de la multicollinéarité - Facteur d'inflation de la variance (FIV)	17

Liste des figures

Figure 1	Localisation des 496 héronnières actives utilisées dans l'analyse	3
Figure 2	Distribution des différents types de couverts forestiers à travers l'aire d'étude (voir tableau 1: 0 = ND, 1 = Résineux, 2 = Mixte, 3 = Feuillu). Les points bleus correspondent aux données de présence de héronnières	10
Figure 3	Distribution des différentes classes de densité à travers l'aire d'étude (voir tableau 1 : 2 = 6 à 24 %, 3 = 25 à 40 %, 4 = – de 60 %, 5 = + de 80 %, 6 = 60 à 80 %). Les points bleus correspondent aux données de présence de héronnières	12
Figure 4	Répartition des différentes catégories de perturbations forestières à 200 m des données de présence de héronnières (points bleus) (1 : perturbation importante d'origine anthropique; 2 : perturbation légère d'origine naturelle; 3 : perturbation partielle; 4 : aucune perturbation)	13
Figure 5	Histogramme du nombre de héronnières en fonction des différentes variables analysées. Pour la correspondance de l'axe des abscisses, se référer à la colonne « classification » du tableau 1	15
Figure 6	Matrice de corrélation de Spearman des différentes variables testées dans le modèle	16
Figure 7	Matrice d'erreur ou de confusion générée à partir du jeu de données test pour le modèle de classification. La classe 0 correspond aux données d'absence et de pseudo-absence et la classe 1 correspond aux données de présence	19
Figure 8	Représentation graphique des courbes ROC et des valeurs d'AUC calculées pour les données sans pseudo-absence (gauche) et avec pseudo-absence (droite)	20
Figure 9	Graphique représentant l'importance de la contribution des différentes variables dans la performance du modèle final	21
Figure 10	Probabilité de présence d'une héronnière selon le modèle de répartition d'espèce (MRE)	22
Figure 11	Carte de probabilité de la répartition des héronnières dans l'ouest du Québec, en Outaouais	23
Figure 12	Carte de probabilité de la répartition des héronnières dans l'estuaire du Saint-Laurent	24

Figure 13	Carte de probabilité de la répartition des héronnières dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue	26
Figure 14	Carte de probabilité de la répartition des héronnières dans la région de la Mauricie	27
Figure 15	Représentation d'un point d'inventaire sur une île et un point présentant un décalage dans le lac Manouane	28

1. Introduction

Le grand héron (*Ardea herodias*), l'un des échassiers les plus répandus en Amérique du Nord, est présent dans l'ensemble du Québec méridional et dans les Maritimes, autant en eau douce qu'en eau salée (Toussaint, 2019). Les individus nichent en colonies, nommées « héronnières », qui contiennent généralement de quelques nids à quelques dizaines de nids (Beaupré, 2017). Cette espèce est considérée comme indicatrice de la qualité des milieux aquatiques et humides car elle est sensible aux menaces dans son environnement (Drapeau et coll., 1984; Champoux et Boily, 2017). L'abondance des héronnières est jugée stable au Québec (Toussaint, 2019; Lemaître, 2024), mais une diminution dans l'abondance des nids à l'intérieur de ces héronnières est toutefois observée entre 1992 et 2017 (Lemaître, 2024). À cela s'ajoutent les probabilités d'observations générées par le premier et le deuxième atlas des oiseaux nicheurs (Gauthier et Aubry, 1996; Robert et coll., 2019), qui présentent une diminution entre les années 1984 et 2014, et ce, particulièrement dans la portion occidentale de la forêt boréale (Toussaint, 2019). Les principales menaces qui pèsent actuellement sur l'espèce sont la compétition interspécifique avec le bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*), le cormoran à aigrettes (*Nannopterum auritum*) et la grande aigrette (*Ardea alba*) pour les sites de nidification (Boivin et Côté, 2014), la prédation par le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*; Vennesland et Butler, 2004) et la diminution de la qualité et de la quantité des aires d'alimentation (DesGranges, 1988; Vennesland et Butler, 2020).

La *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (LCMVF; LRQ, c. 61.1) du gouvernement du Québec permet de protéger les héronnières en vertu du *Règlement sur les habitats fauniques* (RHF; RLRQ, c. C-61.1, r. 18). Cette protection du RHF, qui s'applique exclusivement sur les terres publiques, est ainsi libellée : « Une héronnière : un site où se trouvent au moins 5 nids tous utilisés par le grand héron, le bihoreau à couronne noire¹ ou la grande aigrette au cours d'au moins une des 5 dernières saisons de reproduction et la bande de 500 m de largeur qui l'entoure, ou un territoire moindre là où la configuration des lieux empêche la totale extension de cette bande » (LRQ, c. C-61.1, a. 128.1, 128.6 et 128.18, section I).

Depuis les années 1990, le ministère responsable de la Faune (le Ministère) réalise des inventaires quinquennaux des héronnières présentes sur le territoire québécois à l'aide de vols héliportés dans le but de confirmer l'occupation des héronnières connues sur le territoire. Ce suivi permet indirectement d'évaluer l'impact de différentes pressions anthropiques sur les écosystèmes fréquentés par cette espèce (Beaupré, 2017). Toutefois, cet inventaire requiert un effort d'échantillonnage important et priorise les héronnières déjà connues. Afin de privilégier les secteurs à inventorier plus finement, nous avons élaboré et testé une approche d'identification des héronnières potentielles à large échelle. Pour ce faire, un modèle de répartition d'espèce (MRE) a été utilisé pour évaluer la relation entre l'espèce et l'environnement, notamment la composition et la structure de la végétation, la présence de certains types d'habitats et l'occupation du sol. La mise en place d'une telle méthode devrait avoir des retombées importantes pour l'identification de secteurs propices à la présence de héronnières.

¹ Le bihoreau à couronne noire est maintenant connu sous le nom de « bihoreau gris ».

2. Méthodologie

Les MRE permettent d'estimer la répartition spatiale et temporelle potentielle d'une espèce en établissant un lien entre sa présence ou son absence et des variables environnementales à l'aide de méthodes statistiques ou d'apprentissage automatique (Guisan et Thuiller, 2005; Elith et coll., 2006; Osborne et Seddon, 2012; Vallecillo et coll., 2016). Ces modèles diffèrent des modèles de qualité d'habitat (MQH) traditionnels, qui évaluent la qualité de l'habitat d'une espèce selon les besoins écologiques connus, sans utiliser des données de présence/absence dans la modélisation (voir MELCCFP et CERFO [2025] pour plus de détails sur les différences entre ces modèles).

2.1 Aire d'étude

L'aire d'étude a été déterminée à partir des points de présence connus des héronnières au Québec (pour la description du jeu de données, voir la section 2.2) et elle s'étend jusqu'au 52^e parallèle (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). L'ensemble des habitats présents dans l'aire d'étude ont été conservés compte tenu de l'utilisation relativement généraliste du territoire par l'espèce. L'élaboration du MRE a été réalisée à partir d'unités d'analyse de 4 hectares, soit des cellules de 200 mètres de côté, qui correspondent à la moyenne de la superficie des héronnières protégées légalement (3,7 hectares) au Québec. Cette distance permet également de réaliser un compromis avec la fine résolution des données lidar (*Light Detection and Ranging*) (1 mètre) et les données plus grossières (p. ex., minimum de 4 hectares pour la carte écoforestière).

2.2 Données de présence et de pseudo-absence

Les données de présence proviennent de la banque de données relatives aux héronnières du Ministère. Les deux plus récents inventaires quinquennaux, soit celui de 2012, qui totalise 366 points d'observation, et celui de 2017, qui en totalise 500, ont été utilisés. Un prétraitement de ces données a été réalisé pour assurer l'indépendance des observations de héronnières. Ainsi, une héronnière active à la fois en 2012 et en 2017 a été considérée comme une seule observation. Cette étape a permis d'exclure 102 points. De plus, lorsque deux localisations de héronnières se trouvaient à moins de 200 mètres l'une de l'autre, un seul point de présence a été retenu pour limiter la surestimation des prédictions dans les analyses subséquentes. Ce filtrage a enlevé un total de 112 points supplémentaires. Au terme du prétraitement, 652 points ont été conservés pour l'analyse. Les héronnières qui ne comptaient aucun nid actif (0 nid) ont été classées comme données d'absence, tandis que celles comportant un nid et plus ont été considérées comme données de présence. Ainsi, 496 héronnières ont été utilisées comme données de présence et 156 comme données d'absence pour l'élaboration du MRE (figure 1).

Les approches généralement utilisées pour réaliser ce type de modèle font usage de données de présence et de données d'absence. Toutefois, les données des héronnières issues des inventaires comportent seulement 156 données d'absence. Pour augmenter leur nombre, des données de pseudo-absence ont été générées aléatoirement dans l'aire d'étude. La génération a été réalisée par stratification de manière à répartir les pseudo-absences dans l'ensemble des variables d'habitat étudié et à limiter leur concentration dans certains habitats dominants. Le nombre de pseudo-absences a été établi d'après la méthodologie de Barbet-Massin et coll. (2012) en apprentissage automatique, où la taille de pseudo-absence correspond au nombre de données de présence/absence pour chaque variable intégrée dans le modèle. Au total, 7 800 données de pseudo-absence ont été ajoutées.

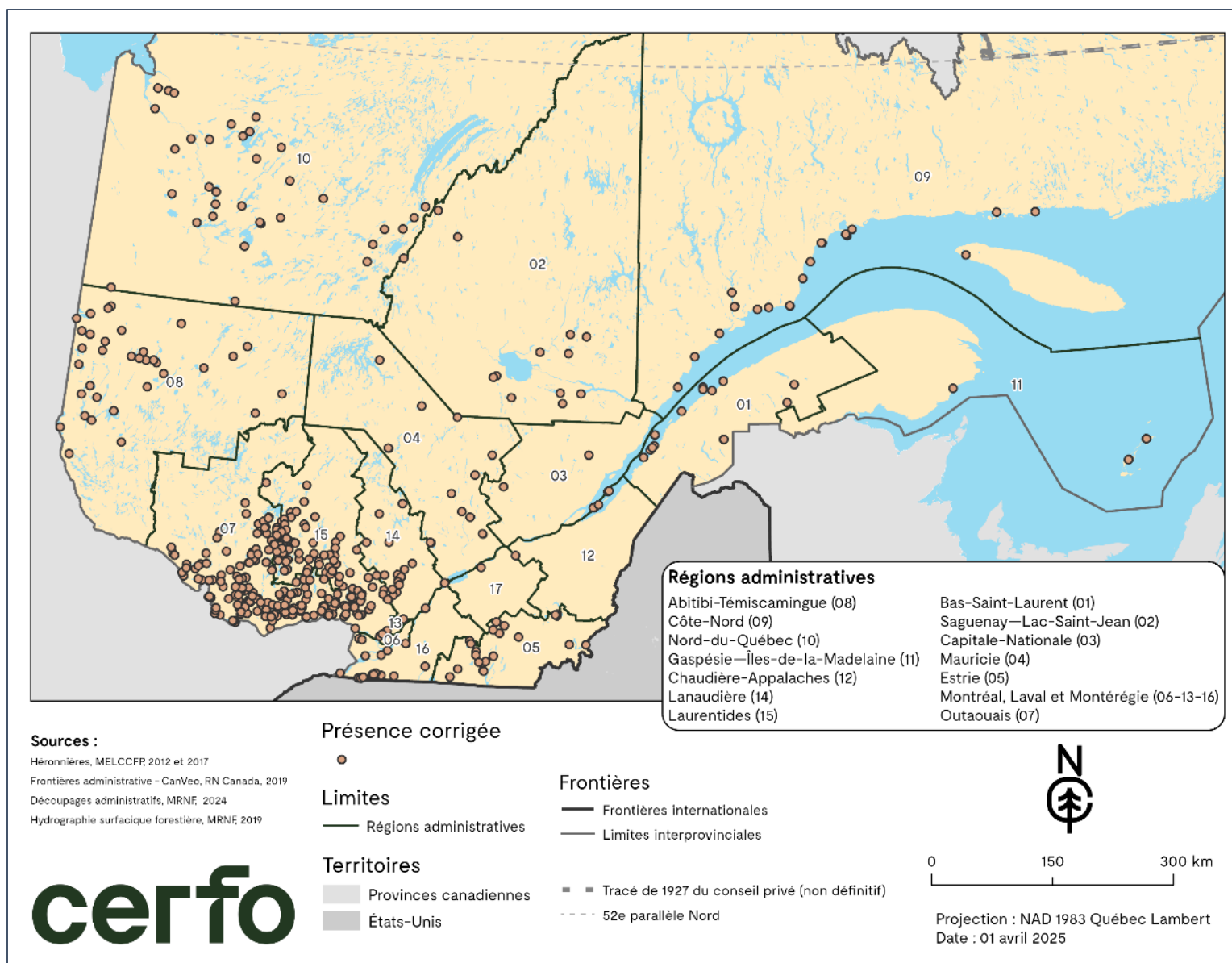


Figure 1. Localisation des 496 héronnières actives utilisées dans l'analyse.

2.3 Sélection et classification des variables environnementales

Une revue de littérature a été réalisée pour identifier les variables clés pour les sites de nidification et d'alimentation du grand héron. Une dizaine d'articles pertinents ont été retenus pour sélectionner les variables d'intérêt à analyser pour l'élaboration du MRE de l'espèce (Tableau 1). Parmi ces variables, la présence de milieux humides et hydriques, le type de couvert forestier, la densité du couvert forestier, la hauteur du couvert forestier, les activités anthropiques et les perturbations forestières seraient considérés par les individus nicheurs lors de la sélection d'un site de nidification. D'autres variables, par exemple l'indice d'humidité topographique, ont été ajoutées pour tester leur importance et leur corrélation avec les variables précédentes.

Les différents jeux de données en lien avec les variables sélectionnées ont ensuite été téléchargés à partir des différentes plateformes en ligne (Données Québec et Forêt ouverte; Gouvernement du Québec, 2026a, 2026b). Puis, les attributs d'intérêt ont été sélectionnés et des géotraitements ont été appliqués pour obtenir les variables en format matriciel d'une résolution spatiale de 200 mètres. Ce format simplifie les analyses, notamment pour effectuer les calculs de distance et la classification.

Tableau 1. Variables sélectionnées pour l'élaboration d'un modèle de répartition du grand héron

Variable	Source des données	Champ sélectionné ou résolution d'origine	Description	Type de variable	Classification des valeurs	Justification	Références
Distance par rapport aux milieux humides favorables	Données Québec : Milieux humides potentiels	CLASSE	Sélection des classes de milieux humides : • Eau peu profonde • Marais d'eau douce • Marais d'eau salée • Tourbière ouverte minérotrophe Distance euclidienne du point le plus près	Distance continue (m)	Aucune	Les milieux humides avec présence d'étendue d'eau peu profonde sont l'habitat le plus productif pour l'alimentation de l'espèce. Ainsi, les individus nicheurs sélectionneront des sites de nidification près de ces habitats.	Custer et coll. (2004), Carlson (1995)
Distance par rapport aux milieux humides moins favorables	Données Québec : Milieux humides potentiels	CLASSE	Sélection des classes de milieux humides : • Marécage arborescent • Marécage arbustif • Tourbière à palse • Tourbière boisée minérotrophe • Tourbière réticulée Distance euclidienne du point le plus près et obtention d'un format matriciel	Distance continue (m)	Aucune	Ces types de milieux humides présentent des composantes physicochimiques moins adéquates pour la productivité alimentaire du grand héron et/ou ne présentent pas de caractéristiques d'habitat propice à l'établissement de l'espèce (p. ex., petits arbustes).	

Variable	Source des données	Champ sélectionné ou résolution d'origine	Description	Type de variable	Classification des valeurs	Justification	Références
Distance par rapport aux autres milieux humides	Données Québec : Milieux humides potentiels	CLASSE	Sélection des classes de milieux humides : • Tourbière ouverte indifférenciée • Tourbière ouverte ombrotrophe • Milieu humide • Tourbière boisée indifférenciée • Tourbière boisée ombrotrophe • Tourbière exploitée Distance euclidienne du point le plus près et obtention d'un format matriciel (idem)	Distance continue (m)	Aucune	Ces milieux humides peuvent présenter des caractéristiques intéressantes pour l'espèce, mais ne correspondent pas aux habitats de préférence. Ils peuvent toutefois fournir une ressource alimentaire adéquate et présenter des caractéristiques d'habitat propice dépendamment de son emplacement.	Custer et coll. (2004), Carlson (1995)
Couvert forestier dominant	Carte écoforestière	CO_TER	Catégorie du couvert forestier dominant dans le pixel de 200 m x 200 m	Catégorique	0 : Non défini 1 : Résineux 2 : Mixte 3 : Feuillu	Les peuplements de feuillus sont les plus sélectionnés avec une préférence pour les érablières. Les peuplements mixtes sont également sélectionnés, suivis des peuplements de résineux qui présentent un coefficient d'utilisation moins élevé.	Bélanger et Tremblay (1989)

Variable	Source des données	Champ sélectionné ou résolution d'origine	Description	Type de variable	Classification des valeurs	Justification	Références
Densité du couvert forestier dominant	Carte écoforestière	CL_DENS	Catégorie de densité du couvert forestier dominant dans le pixel	Catégorique	0 : Nulle 1 : moins de 5 % (code +, F, O) 2 : de 6 à 24 % (code E) 3 : de 25 à 40 % (code D) 4 : moins de 60 % (code I) 5 : plus de 80 % (code A) 6 : de 40 à 60 % (code C et H) 7 : de 60 à 80 % (code B)	Les classes de densité de type B (de 60 à 80 %) sont les plus utilisées par l'espèce. Les autres classes de densité seraient utilisées à moins de 10 %.	Bélanger et Tremblay (1989)
Modèle de hauteur de canopée (MHC) – Classe 1	Forêt ouverte : Produit dérivé du lidar MHC	Résolution : 1 m VALUE	Taux de la variable dans le pixel de 200 m ²	Continue (0-1)	Classe MHC-1 : 21,5 m et plus	L'espèce a besoin de la présence d'arbres robustes pour nicher. Elle sélectionnera davantage les plus grands arbres. Des arbres d'une hauteur de 5 à 15 m sont plus favorables.	Short et Cooper (1985), Carlson (1995), Bélanger et Tremblay (1989)
MHC – Classe 2					Classe MHC-2 : de 16,5 à 21,4 m		
MHC – Classe 3					Classe MHC-3 : de 11,5 à 16,4 m		
MHC – Classe 4					Classe MHC-4 : de 6,5 à 11,4 m		
MHC – Classe 5					Classe MHC-5 : de 3,5 à 6,4 m		
MHC – Classe 6					Classe MHC-6 : de 1,5 à 3,4 m		
MHC – Classe 7					Classe MHC-7 : de 0,5 à 1,4 m		

Variable	Source des données	Champ sélectionné ou résolution d'origine	Description	Type de variable	Classification des valeurs	Justification	Références
Présence d'un réseau routier	Adresse Québec	NomRte	Présence de route dans le pixel de 200 m ²	Catégorique	0 : Présence de route	Les activités anthropiques de type routière à moins de 200 m ont un impact important sur la perturbation des nids des hérons.	Corley (1995), Parker (1980), Carlson et McLean (1996), Vennesland (2002)
					1 : Absence de route		
Type de perturbations forestières	Carte écoforestière	ORIGINE et PERTURB	Catégorie de perturbation	Catégorique	0 : Présence d'eau	Un site de nidification est perturbé si le pixel de perturbation se trouve à une distance ≤ 200 m (voir l'annexe 2 pour la classification des différentes perturbations pour les classes 3 et 4).	Carlson (1995)
					1 : Perturbation importante (anthropique)		
					2 : Perturbation légère (naturelle)		
					3 : Perturbation partielle		
					4 : Aucune perturbation		
Indice d'humidité topographique (TWI)	Forêt ouverte : Produit dérivé du lidar	Résolution : 1 m	Rééchantillonnage à 200 m Valeurs maximales de chaque pixel	Continue	Valeurs maximales de 0 à 25	Exploration de variables. Hypothèse : les héronnières se trouveront à proximité ou à l'intérieur des pixels dont les valeurs sont les plus élevées.	Custer et coll. (2004), Carlson (1995)
Modèle numérique de terrain (MNT)	Forêt ouverte : Produit dérivé du lidar	Résolution : 1 m	Rééchantillonnage à 200 m Moyenne de chaque pixel	Continue	Valeurs moyennes de 0 à 1 270	Exploration de variables. Hypothèse : les héronnières se trouveront à plus faible altitude, près des cours d'eau et du fleuve.	Desgranges et Desrosiers (2006)
Distance par rapport aux lacs et au fleuve	Carte écoforestière	CO_TER	Classification selon trois catégories de distances euclidiennes entre le point de présence ou de pseudo-absence et le lac ou fleuve le plus près	Catégorique	1 : ≥ 1 000 m	Les individus préfèrent nicher près des lacs et du fleuve dans un rayon de 250 m.	Short et Cooper (1985), Carlson (1995)
					2 : de 250 à 1 000 m		
					3 : ≤ 250 m		

Enfin, les variables ont été reclassifiées en différentes catégories selon les préférences mentionnées dans la littérature. En effet, certaines variables vont plutôt avoir un effet selon leur présence ou leur absence, alors que d'autres vont avoir un effet différent selon la distance du site de nidification. Pour considérer ce facteur, la distance euclidienne de certaines variables a été calculée. Cette distance est calculée entre le centre des cellules du critère source et toutes les autres cellules. La distance la plus courte est utilisée comme valeur du pixel. Une cote élevée dans la classification indique que cette catégorie est plus importante pour l'établissement des héronnières.

Ces données ont été uniformisées et converties en base de données géoréférencées en utilisant ArcGIS Pro 3.3.0 (ESRI Canada, Toronto, Ontario). Étant donné que les coordonnées étaient enregistrées sous le format longitude et latitude, le système de référence a été mis en EPSG:4326, puis transformé en Québec Lambert EPSG:32198.

2.4 Description des variables d'habitat utilisées

2.4.1 Milieux humides

Les milieux humides constituaient la première variable sélectionnée pour réaliser le modèle, puisqu'ils sont les principaux habitats utilisés pour l'alimentation et pour la nidification. Les individus reproducteurs préfèrent des sites de nidification situés à l'intérieur d'un rayon de 1 kilomètre d'une aire d'alimentation (Short et Cooper, 1985; Carlson, 1995). Étant donné que cet habitat comporte plusieurs catégories, on a séparé les milieux humides en trois variables distinctes afin de regrouper des milieux humides favorables, moins favorables ou neutres pour l'espèce (Short et Cooper, 1985; Gibbs, 1991). Ainsi, les milieux humides dits favorables incluent les eaux peu profondes, les marais (eau douce ou salée) et les tourbières ouvertes minérotrophes.

Les milieux humides considérés comme moins favorables incluent des habitats présentant des caractéristiques physicochimiques ou physiques moins adéquates pour la productivité alimentaire du grand héron. Ces habitats correspondent aux marécages arborescents, aux tourbières à palse, aux tourbières boisées minérotrophes et aux tourbières réticulées (Lachance et coll., 2021).

La troisième variable concerne les milieux humides neutres pouvant présenter des caractéristiques intéressantes pour lesquels l'espèce ne manifeste pas de préférence. Ils peuvent toutefois fournir une ressource alimentaire adéquate et présenter des caractéristiques d'habitat propice dépendamment de leur emplacement. Cette variable inclut les tourbières ouvertes indifférenciées et ombrotrophes et les tourbières boisées indifférenciées, ombrotrophes et exploitées.

2.4.2 Milieux forestiers

La deuxième variable sélectionnée est le milieu forestier. En effet, la majorité des héronnières au Québec se trouvent en bordure des lacs et rivières, en zones forestières (Bélanger et Tremblay, 1989). Puisque le grand héron niche dans le haut des arbres, la présence de ce milieu est primordiale pour les sites de nidification. Ainsi, plusieurs variables du milieu forestier ont été sélectionnées pour représenter les préférences d'habitat de nidification de l'espèce (Tableau 1).

2.4.2.1. Couvert forestier

Les héronnières sont plus spécifiquement établies dans des peuplements de type feuillus, plus particulièrement des érablières. Les groupements de type feuillus-résineux mélangés sont également sélectionnés par l'espèce. Les peuplements résineux seraient quant à eux moins représentés dans les habitats des héronnières (Bélanger et Tremblay, 1989). Les héronnières inventoriées se trouvent en plus grande densité dans le sud du Québec, caractérisé par des couverts de feuillus et de forêts mixtes (figure 2).

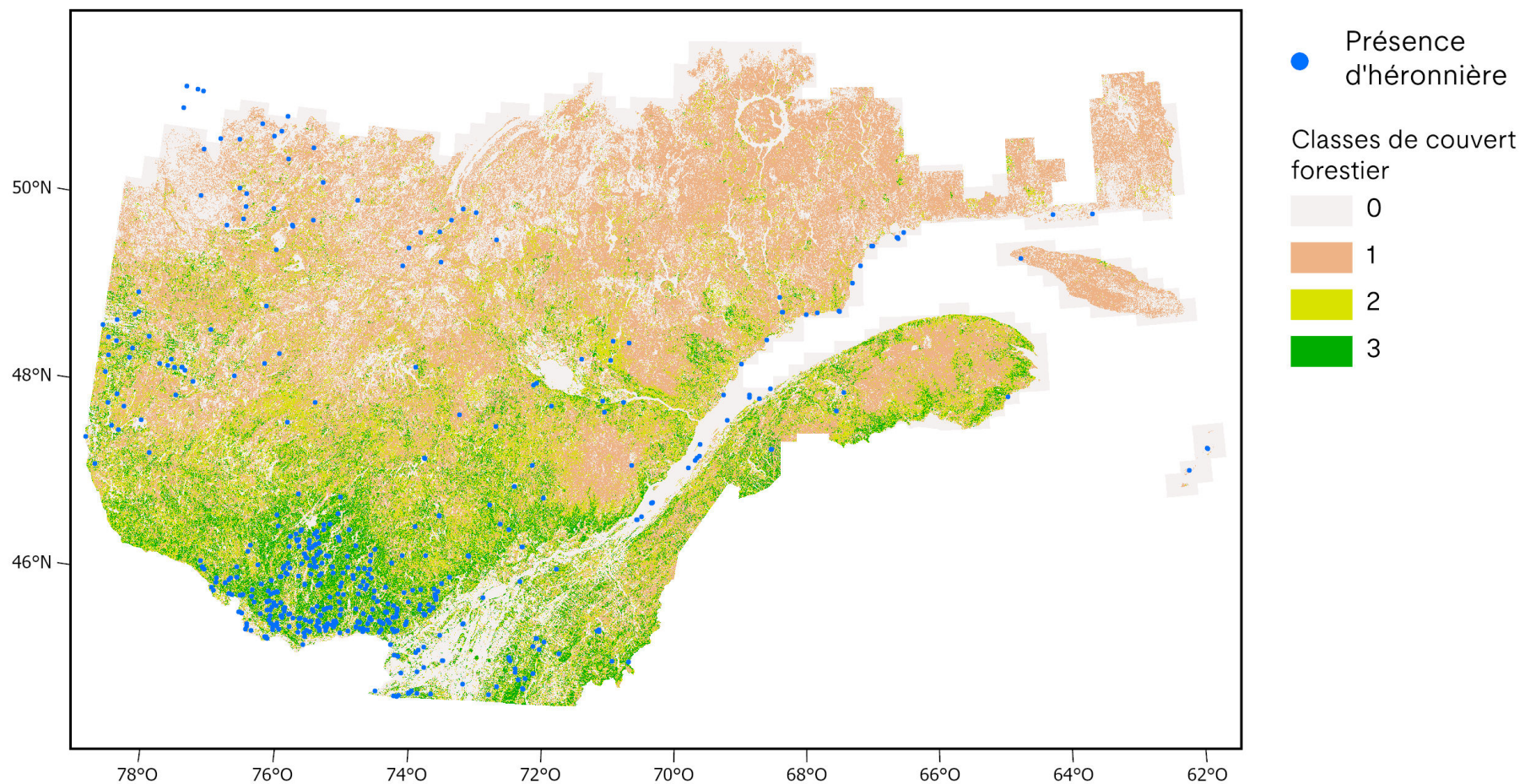


Figure 2. Distribution des différents types de couvert forestier à travers l'aire d'étude (voir Tableau 1 : 0 = ND, 1 = Résineux, 2 = Mixte, 3 = Feuillu). Les points bleus correspondent aux données de présence de héronnières.

2.4.2.2. Densité du couvert forestier

La majorité des héronnières se trouvent à l'intérieur de peuplements forestiers modérément denses, soit de 60 à 80 % de couverture (Short et Cooper, 1985). L'espèce a besoin d'arbres robustes pour nicher et sélectionnera en général des arbres d'une hauteur de 5 à 15 mètres (Short et Cooper, 1985; Carlson, 1995). Dans l'aire d'étude, les densités de 40 à 100 % sont les plus représentées (figure 3).

2.4.2.3. Perturbations forestières

Le grand héron est une espèce sensible aux perturbations de son habitat. Les perturbations de la carte écoforestière ont été classées pour obtenir différentes catégories selon leur niveau d'impact, où l'absence de perturbations est classée comme étant meilleure pour l'établissement des héronnières que les perturbations partielles² et d'origine³. Les perturbations d'origine ont été subdivisées en deux catégories pour distinguer les perturbations naturelles des perturbations anthropiques (annexe A). Ainsi, les perturbations anthropiques correspondent à la classe la moins bonne pour l'établissement des héronnières. Dans l'aire d'étude, les perturbations partielles sont celles qui sont les plus représentées (figure 4).

2.4.2.4. Modèle de hauteur de canopée

Le modèle de hauteur de canopée est un produit dérivé des données lidar aéroporté et renseigne sur la hauteur de la végétation. Les grands hérons tendent à sélectionner des arbres matures, d'une hauteur qui varie entre 5 et 15 mètres de hauteur, où les arbres les plus hauts seront généralement choisis (Short et Cooper, 1985). Pour considérer la variation de hauteur présente dans les cellules de 200 mètres par 200 mètres, la hauteur lidar a été classée selon les huit classes de hauteur de l'inventaire écoforestier du Québec méridional (Tableau 1).

2.4.3 Routes

Le grand héron est très sensible à la présence humaine et il évitera de nicher à une distance approximative de 200 mètres des routes (Corley, 1991; Vennesland et Butler, 2004). Puisque la grandeur des cellules utilisées pour l'analyse (200 m x 200 m) concorde avec la distance de 200 mètres, la présence de routes a été intégrée en présence (densité de route ≥ 1) et absence (densité de route = 0).

² Perturbation partielle : phénomène naturel qui a éliminé de 25 à 75 % de la surface terrière du peuplement et l'intervention partielle résulte de l'activité humaine qui correspond à l'une ou l'autre des opérations suivantes : une récolte qui a éliminé de 25 à 75 % de la surface terrière du peuplement, une opération sylvicole qui vise à améliorer la structure du peuplement ou un traitement de régénération artificielle (Gouvernement du Québec, 2024).

³ Les perturbations d'origine naturelle ou anthropique sont des phénomènes qui éliminent plus de 75 % de la surface terrière d'un peuplement ou qui ont permis la mise en place du peuplement actuel (p. ex., plantation) (Gouvernement du Québec, 2024).

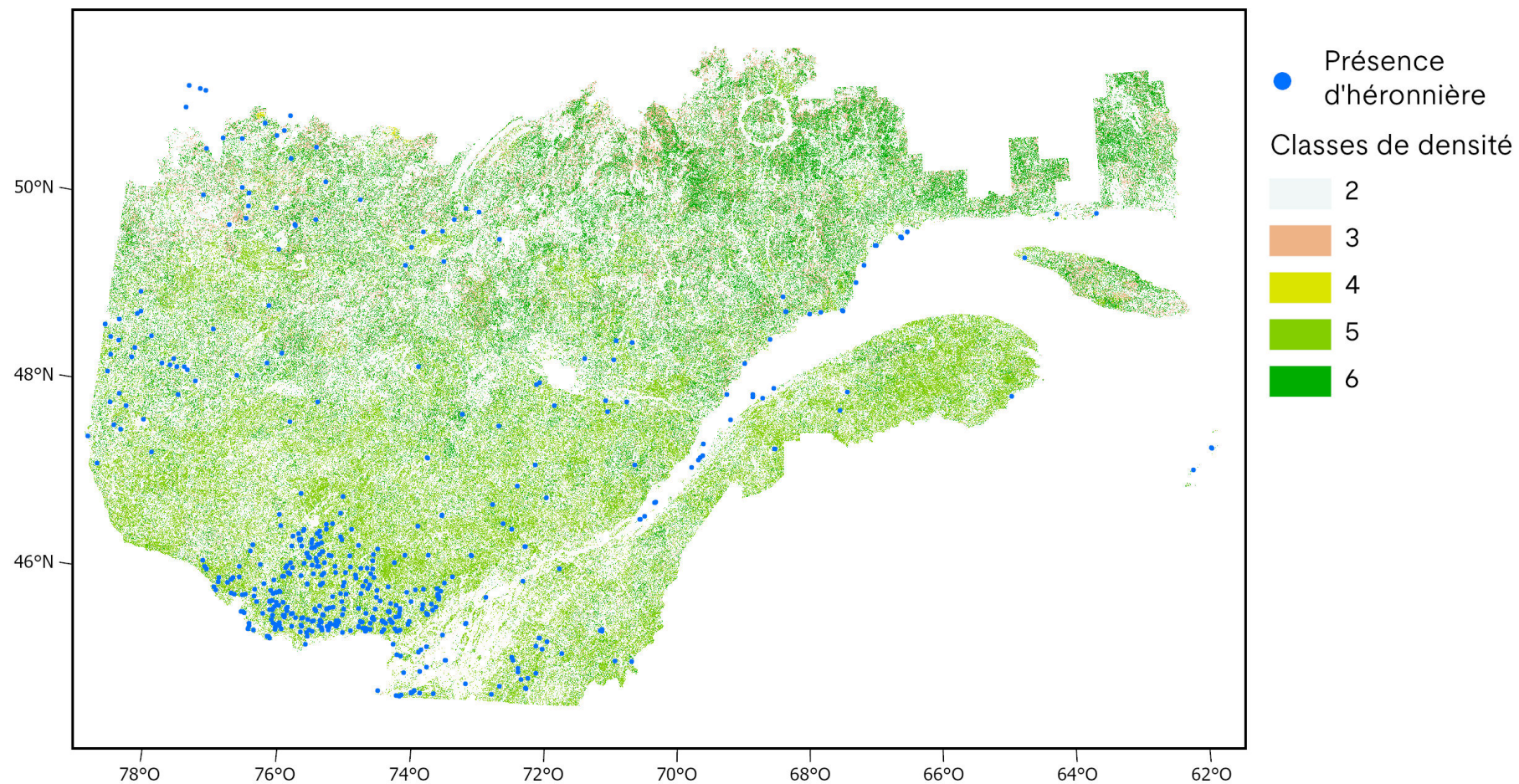


Figure 3. Distribution des différentes classes de densité à travers l'aire d'étude (voir Tableau 1 : 2 = 6 à 24 %, 3 = 25 à 40 %, 4 = – de 60 %, 5 = + de 80 %, 6 = 60 à 80 %). Les points bleus correspondent aux données de présence de héronnières.

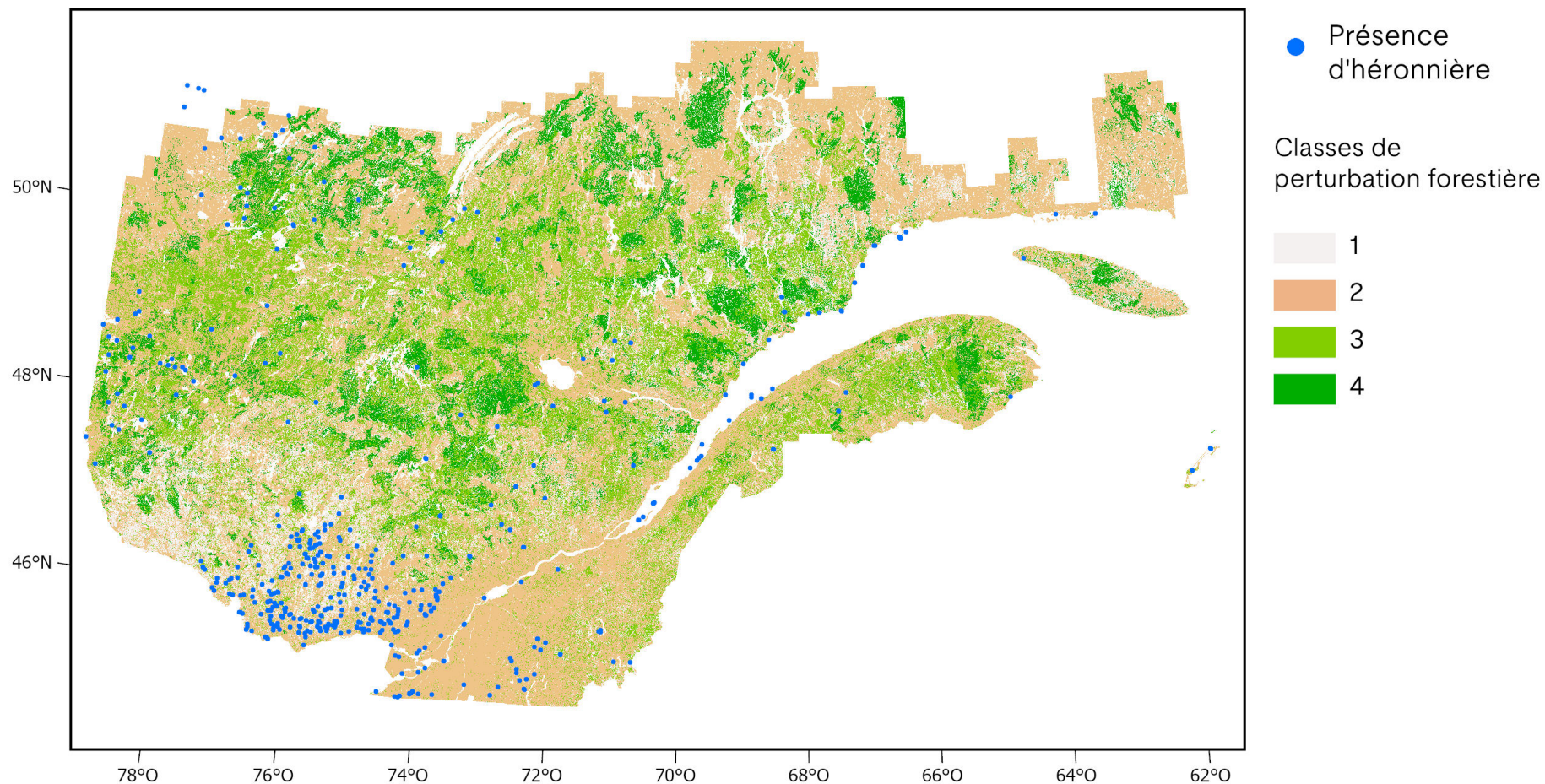


Figure 4. Répartition des différentes catégories de perturbation forestière à 200 mètres des données de présence de héronnières (points bleus) (1 : perturbation importante d'origine anthropique; 2 : perturbation légère d'origine naturelle; 3 : perturbation partielle; 4 : aucune perturbation).

2.4.4 Autres données terrain

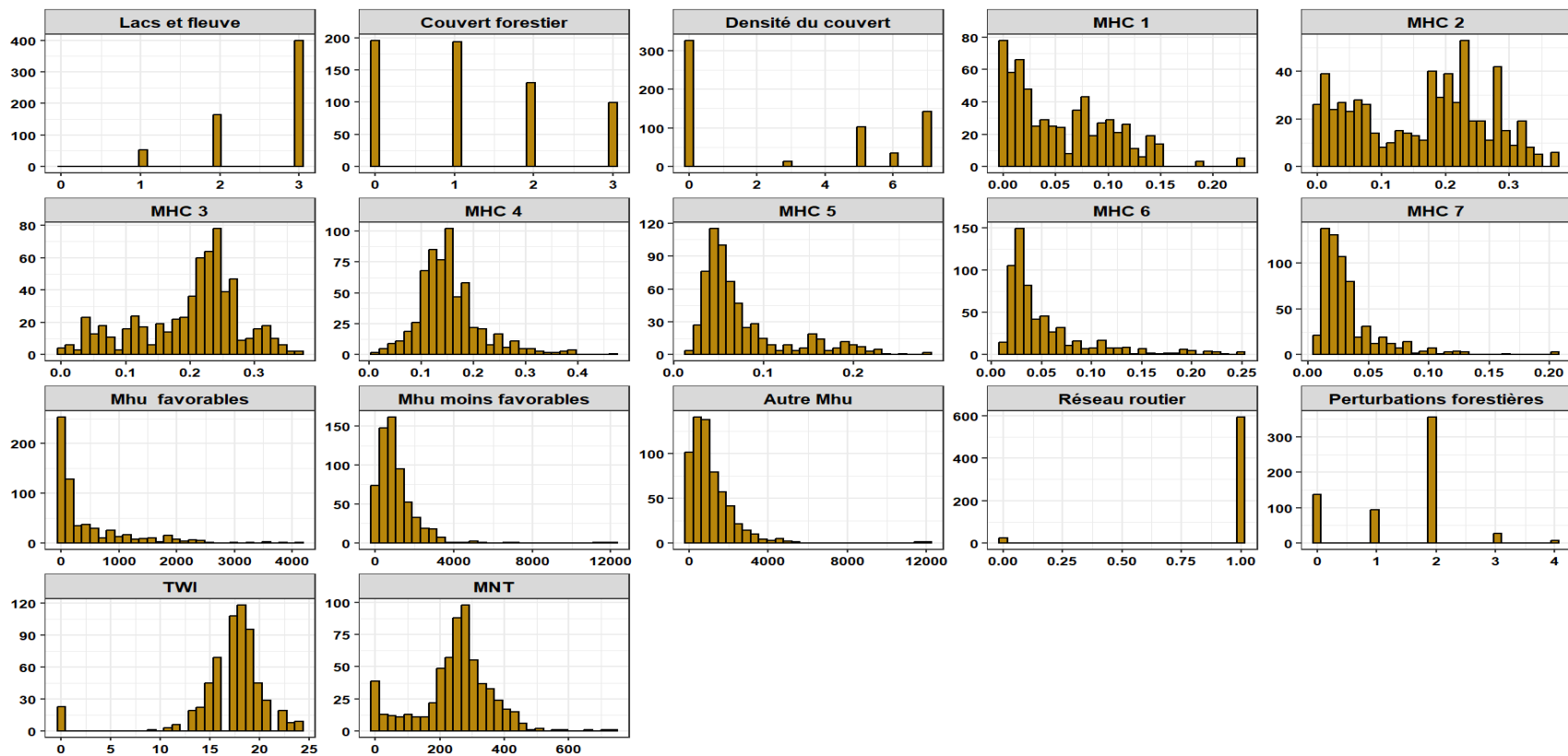
L'indice d'humidité topographique (TWI – *Topographic Wetness Index*) a été testé. Il représente l'accumulation de l'humidité sur le territoire : il est dérivé de la pente et de l'accumulation de flux diffus (multiples) et calculé à partir du logiciel Saga (Conrad et coll., 2015; Drolet, 2020). Il s'agit également d'un produit dérivé des données lidar. Cet indice concentre les fortes valeurs d'accumulation, ce qui correspond généralement aux milieux humides et hydriques (Varin, 2021). Il est complémentaire aux données cartographiques de milieux humides et hydriques. Le modèle numérique de terrain (MNT) a également été introduit dans la sélection de modèles. C'est également un produit dérivé des données lidar, qui est obtenu dans le cadre du programme d'acquisition de données à l'échelle provinciale. Il renseigne sur la topographie et informe sur l'élévation du territoire. Ainsi, il prédit que les héronnières se trouveront à plus faible altitude, près des cours d'eau et du fleuve, et à des indices d'humidité topographique élevés (Custer et coll., 2004; DesGranges et Desrosiers, 2006).

2.5 Distribution des variables autour des héronnières connues

Les différentes variables ont ensuite été extraites à l'intérieur des cellules de 200 m² de présence de héronnières, pour visualiser leur distribution (figure 5).

L'analyse de ces distributions démontre ce qui suit :

- Les héronnières se trouvent en majorité à une distance de moins de 250 mètres d'un lac ou du fleuve. Le nombre de héronnières diminue en fonction de la distance à ces plans d'eau, ce qui concorde avec la littérature.
- Le couvert forestier de type résineux est le plus représenté. Ce résultat ne concorde pas avec la littérature, qui indique que les feuillus sont privilégiés comme essences sélectionnées. Toutefois, la variable utilisée dans le modèle correspond au couvert forestier dominant. Il y a ainsi présence d'essences feuillues à l'intérieur des peuplements résineux qui peuvent être sélectionnés par le héron pour établir son nid.
- La densité de couvert est majoritairement de 60 à 80 %, en concordance avec la littérature.
- Les classes MHC-2 et MHC-3 (de 11,5 à 21,4 mètres) sont celles qui composent le plus fréquemment les pixels associés aux héronnières (de 20 à 30 %), comparativement aux classes de MHC de plus faible hauteur ($\leq 11,4$ mètres), qui y sont beaucoup moins représentées (de 0 à 10 %).
- Les héronnières se trouvent en majorité à moins de 1 000 mètres des milieux humides favorables, ce qui concorde avec la littérature.
- Les héronnières se trouvent en majorité à moins de 4 000 mètres des autres milieux humides et des milieux humides moins favorables.
- La densité de route est de 0 à proximité des héronnières, ce qui concorde avec la littérature et les mesures de protection.
- Les héronnières ne se trouvent pas à proximité des perturbations de type anthropique.
- Les sites des héronnières sont principalement présents en faible altitude (< 400 mètres) et à des taux d'humidité moyenne (de 16 à 20).



Légende axes des X

Lacs et fleuve : Catégories des distances
 Couvert forestier : Catégories du type de couvert forestier
 Densité du couvert : Catégorie des densités de couvert
 MHC (pour tous les MHC) : Ratio autour des héronnières (200m²)
 Mhu favorable : Distance aux milieux humides favorables
 Mhu moins favorables : Distance aux milieux humides moins favorables
 Autre Mhu: Distance aux autres milieux humides
 Réseau routier : Présence ou absente de route
 Perturbation forestière : Catégorie du type de perturbation forestière
 TWI: Valeurs moyennes autour des héronnières
 MNT : Valeurs moyennes autour des héronnières

Figure 5. Histogramme du nombre de héronnières en fonction des différentes variables analysées.

2.6 Conditions d'application

Une standardisation centrée-réduite de l'ensemble des variables a été réalisée pour équilibrer les différentes échelles. L'évaluation de la corrélation a été réalisée à l'aide d'un test non paramétrique de Spearman en raison de la non-normalité des variables et celles corrélées à plus de 80 % ont été retirées (figure 6). Pour vérifier la variance expliquée par les variables, un test de colinéarité a été effectué. Les facteurs d'inflation de la variance (FIV) ont une limite inférieure de 1, mais pas de limite supérieure, et de manière générale, dans la littérature, un FIV inférieur à 5 est jugé acceptable (Akinwande et coll., 2015). À la suite de cette analyse, les classes de MHC-2, MHC-5 et MHC-6 ont été retirées en raison de leur corrélation élevée. Les variables finales intégrées dans le modèle sont présentées dans le tableau 2. La majorité de celles-ci présentent des valeurs de FIV près de 1, indiquant que chaque variable indépendante est pratiquement orthogonale aux autres.

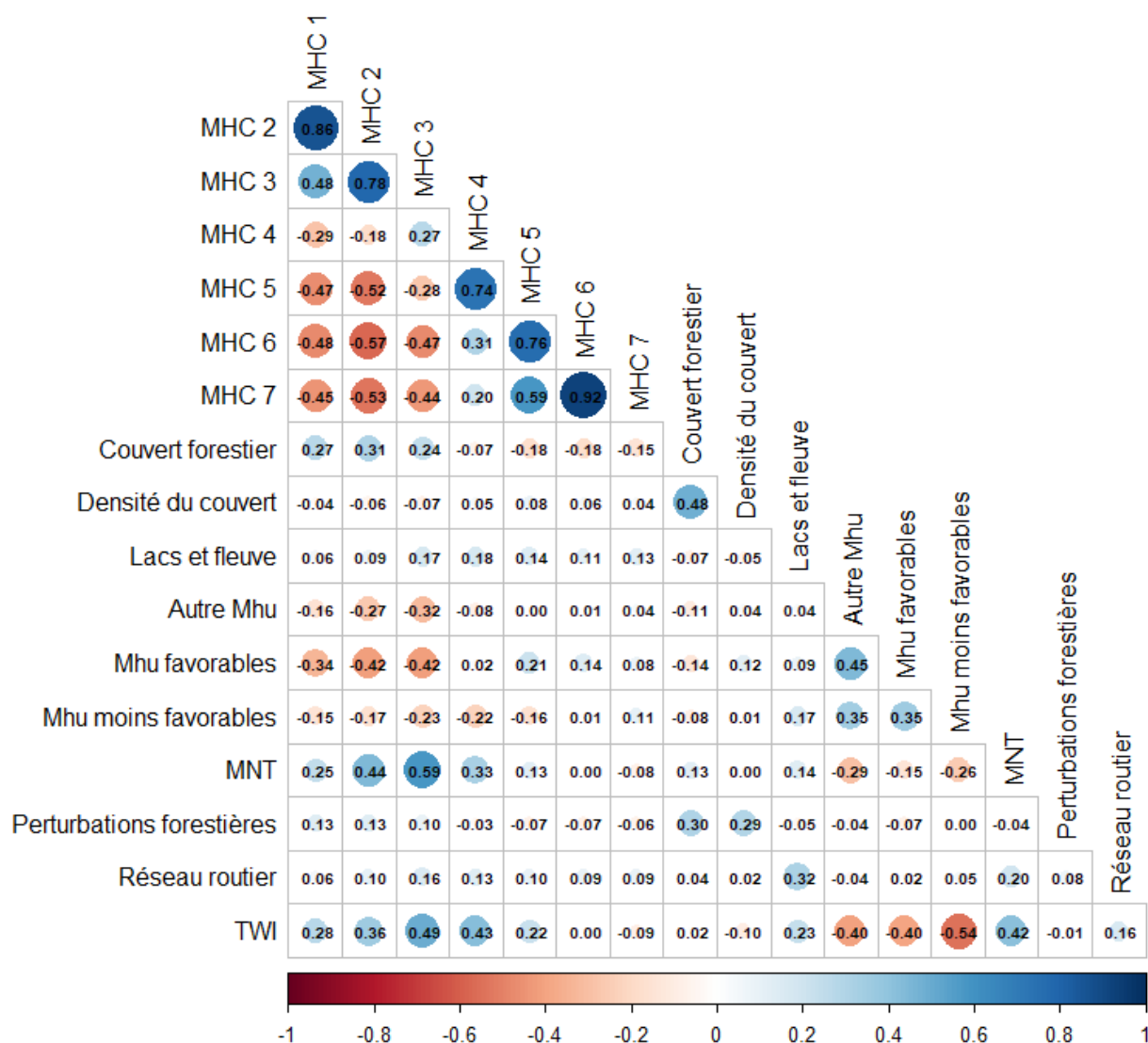


Figure 6. Matrice de corrélation de Spearman des différentes variables testées dans le modèle.

Tableau 2. Vérification de la multicollinéarité - Facteur d'inflation de la variance (FIV)

Variables	FIV
MHC-1	2,025
MHC-3	3,179
MHC-4	1,900
MHC-7	1,848
Couvert forestier	1,589
Densité du couvert	1,492
Lacs et fleuve	1,143
Autres milieux humides	1,447
Milieux humides favorables	1,793
Milieux humides moins favorables	1,630
MNT_200m	1,776
Perturbations forestières	1,173
Réseau routier	1,037
TWI_200m	2,177

2.7 Modélisation des variables

La modélisation des variables a été générée par entraînement à l'aide d'un algorithme d'intelligence artificielle de classification binaire grâce à un processus d'apprentissage automatisé (Erickson et coll., 2020). Ce processus a permis de réaliser l'entraînement et l'évaluation de modèles non paramétriques de façon rapide et automatique. Ce genre de processus inclut les différentes tâches couramment réalisées en intelligence artificielle appliquée aux données tabulaires, notamment :

- l'optimisation d'algorithmes (p. ex., XGBoost, CatBoost, RandomForest);
- l'optimisation des hyperparamètres;
- la sélection du meilleur algorithme ou ensemble;
- le calcul d'importance des variables par permutation;
- l'évaluation des métriques de classification;
- le calcul des matrices de confusion.

L'utilisation de cette technique offrirait une meilleure performance pour contrôler la complexité d'un modèle par rapport aux méthodes traditionnellement employées en écologie. En effet, les MRE captent généralement des relations complexes et non linéaires, marquées par une autocorrélation et des interactions variables selon les échelles spatiales (Qi et coll., 2021; Zhang et Pan, 2024). Ces caractéristiques, souvent complexes et de haute dimensionnalité, seraient ainsi mieux prises en compte par les approches non paramétriques (Valavi et coll., 2022), tout en permettant de réaliser les étapes de modélisation plus rapidement que de manière manuelle.

Pour entraîner le modèle, les données ont été réparties en trois jeux de données, à savoir les données d'entraînement (60 %), les données de validation (16 %), utilisées pour la sélection des modèles, et les données test (24 %), utilisées pour évaluer les performances du modèle final.

2.8 Validation du modèle final

Le jeu de données test a été utilisé pour calculer les mesures de performance du modèle final. L'indice Kappa de Cohen (Cohen, 1960) et l'AUC (*Area Under the Curve*) ont été utilisés pour évaluer les performances globales du modèle. Une valeur élevée de l'indice Kappa signifie que l'accord entre la référence et la prédiction est très fort et bien supérieur à ce qui serait attendu par l'effet du simple hasard. Une valeur d'AUC élevée signifie que le modèle a une bonne capacité à classer les valeurs de présence et d'absence. Plus spécifiquement, 0,5 signifie une performance aléatoire et 1 une discrimination parfaite. Les valeurs de 0,7 à 0,8 sont considérées comme acceptables, les valeurs 0,8 à 0,9 comme bonnes, et les valeurs au-delà de 0,9 comme excellentes.

À partir de la matrice d'erreur, les mesures de performance spécifiques à chaque classe ont également été évaluées à l'aide du score F1. Le score F1 est une moyenne harmonique entre la précision (proportion des prédictions positives qui sont correctes) et le rappel (proportion des cas positifs bien détectés). Cette valeur devient très utile lorsqu'un jeu de données est déséquilibré et elle évite que le modèle soit faussement valorisé par une majorité dominante (p. ex., 90 % de « non », 10 % de « oui »).

3. Résultats et discussion

3.1 Performance du modèle

Le modèle optimal retenu correspond à un ensemble de plusieurs algorithmes pondérés. Sa performance a été évaluée à l'aide du jeu de données test tel que résumé dans la matrice de confusion (figure 7). Le modèle démontre une excellente capacité à prédire les absences. Sur les 2 482 observations d'absence ou de pseudo-absence, 2 458 ont été correctement classées comme telles, ce qui correspond à une spécificité de 99 %. En ce qui concerne les présences, le modèle a prédit 81 cas comme étant des héronnières, dont 57 étaient effectivement des présences observées, soit une précision de 70 %. L'erreur de commission⁴ s'élève donc à 30 %.

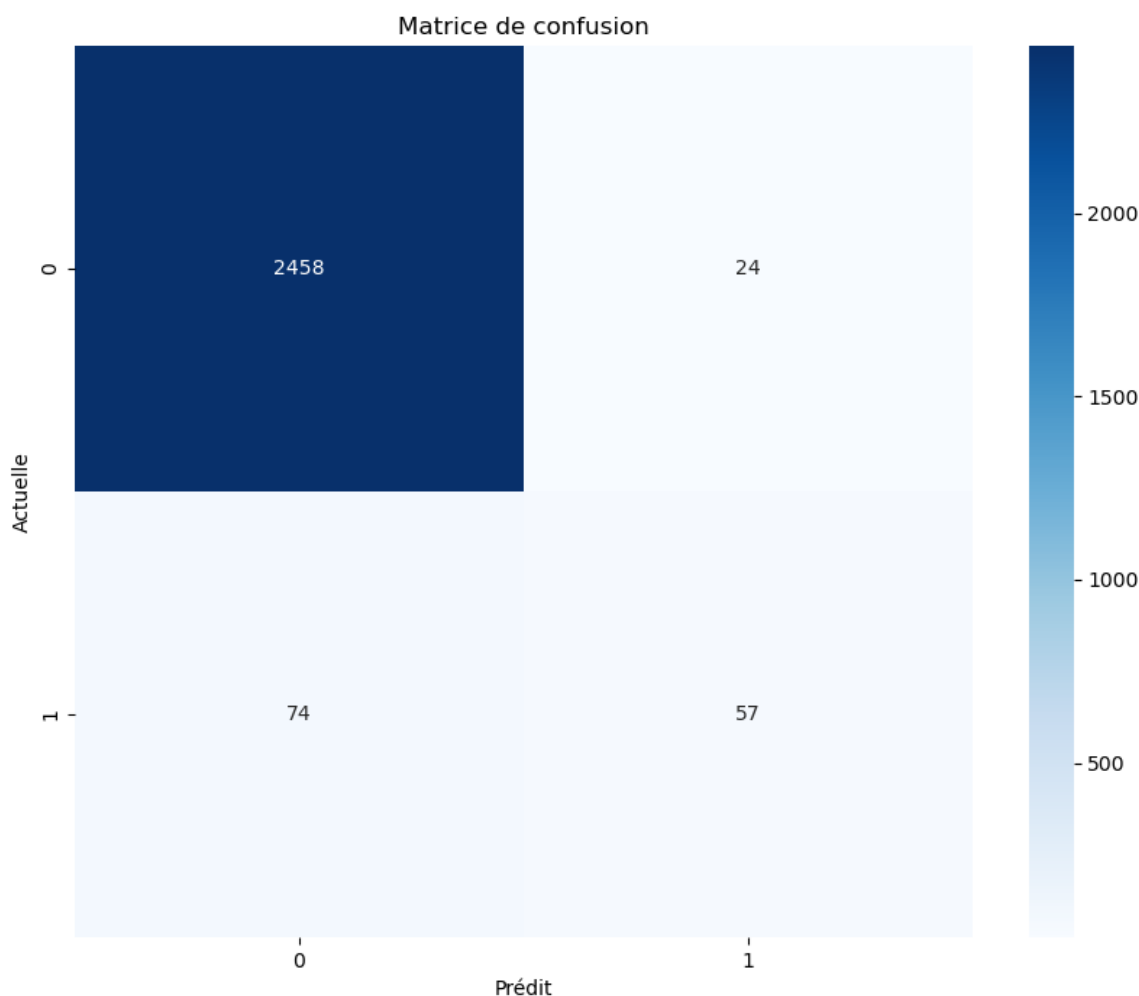


Figure 7. Matrice d'erreur ou de confusion générée à partir du jeu de données test pour le modèle de classification. La classe 0 correspond aux données d'absence et de pseudo-absence et la classe 1 correspond aux données de présence.

⁴ L'erreur de commission représente les sites que le modèle identifie à tort comme des héronnières.

La sensibilité du modèle, mesurée par le rappel, est plus faible. Sur les 131 cas de présences réelles, 57 ont été correctement détectés, ce qui correspond à un rappel de 44 %. À noter que les données d'absence utilisées pour l'entraînement du modèle présentent une forte proportion de pseudo-absences, ce qui pourrait avoir une incidence sur la capacité du modèle à bien détecter toutes les présences réelles. Le score F1 du modèle atteint 54 %. Cette performance peut être influencée par le déséquilibre entre les classes, notamment la forte proportion de pseudo-absences par rapport aux présences. L'indice Kappa, quant à lui, s'élève à 52 %, indiquant un accord modéré entre les prédictions du modèle et les observations réelles.

Enfin, la performance globale du modèle en termes de discrimination est évaluée par la courbe ROC (*Receiver Operating Characteristic*). L'aire sous la courbe (AUC) atteint 0,94 lorsqu'elle est calculée à partir des prédictions incluant les pseudo-absences. En revanche, lorsque l'AUC est calculée uniquement à partir des données brutes (présences et absences réelles), elle chute à 0,5 (figure 8). Ce résultat met en évidence le fait que la valeur de l'AUC dépend de la structure du jeu de test et qu'elle doit être interprétée avec prudence lorsqu'elle repose sur des pseudo-absences et des jeux de données déséquilibrés (Thölke et coll., 2023). De plus, l'interprétation de la valeur de l'AUC pour un modèle comprenant des pseudo-absences est légèrement différente de celle d'un modèle comprenant des absences réelles : la valeur de l'AUC est la probabilité qu'un site de présence choisi au hasard soit classé au-dessus d'un site de référence aléatoire (Phillips et Dudik, 2008).

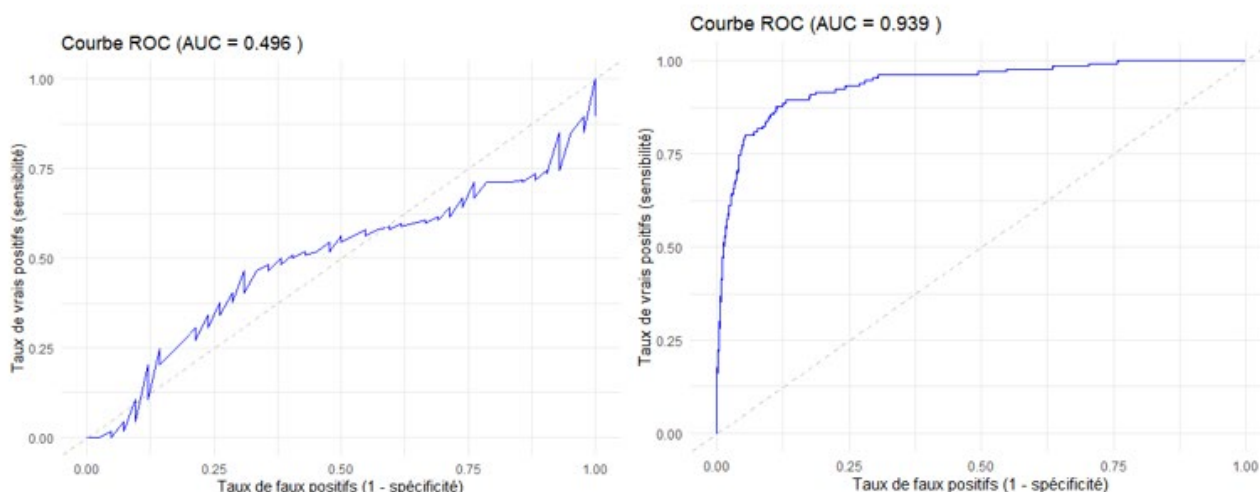


Figure 8. Représentation graphique des courbes ROC et des valeurs d'AUC calculées pour les données sans pseudo-absence (gauche) et avec pseudo-absence (droite).

3.2 Importance des variables

Les variables ayant la plus grande importance dans la prédiction du modèle final sont les milieux humides favorables avec un coefficient de 0,28, suivies des classes de MHC-4 (0,13), MHC-1 (0,12) et MHC-7 (0,08) (figure 9). La distance par rapport aux lacs et au fleuve ainsi que le niveau d'humidité topographique ont une importance respective de 0,06 et de 0,05. Les variables associées à l'environnement forestier ne présentent pas une grande importance dans la prédiction de performance du modèle, avec un faible effet négatif de la densité du couvert sur la performance du modèle.

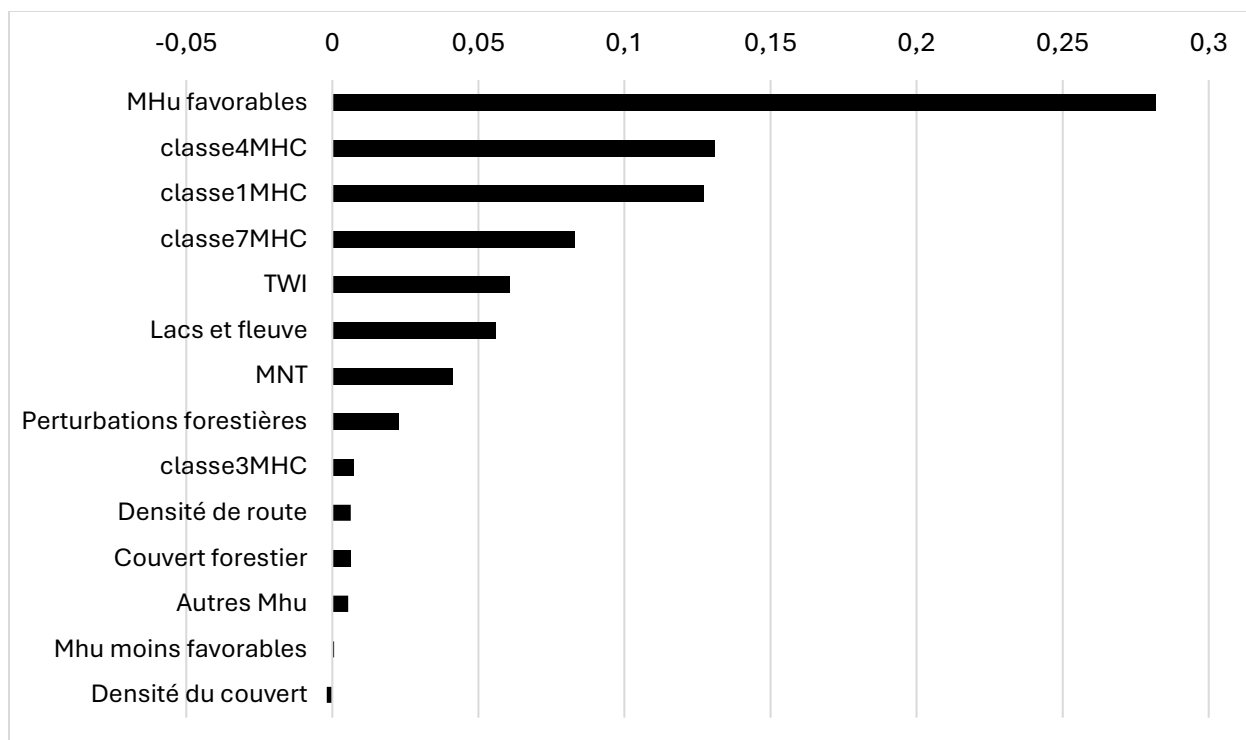


Figure 9. Graphique représentant l'importance de la contribution des différentes variables dans la performance du modèle final.

3.3 Post-traitement des données

Pour optimiser la présentation des résultats, certaines étapes de post-traitement ont été effectuées. Tout d'abord, un masque a été appliqué pour exclure les plans d'eau d'une superficie supérieure à 25 hectares, de manière à retirer les pixels situés entièrement sur de l'eau. Ce seuil a été défini à partir de la base de données des habitats fauniques dans laquelle la plus grande héronnière recensée sur un plan d'eau atteint une superficie de 21,3 hectares. La valeur de 25 hectares a ainsi été choisie comme seuil pour éliminer les zones qui ne sont pas susceptibles d'abriter une héronnière. Un deuxième post-traitement a été réalisé sur les pixels contenant un point de présence réelle. Pour la représentation du résultat final et pour faciliter l'utilisation de l'outil, ces pixels ont été modifiés pour présenter la valeur de probabilité de 1.

3.3.1 Cartes des résultats

Le résultat final est accessible sous forme de cellules de probabilité de 200 m² et il peut être visualisé à l'aide des logiciels de géomatique (figure 10). Dans une perspective de planification d'inventaire, ce résultat permettra aux gestionnaires de cibler des endroits précis selon la probabilité de présence calculée. Les résultats du modèle montrent une densité de prédiction élevée dans la région de l'Outaouais et des Laurentides (figure 11). Ces régions sont par ailleurs celles qui présentaient le plus grand nombre de données de présence d'après les inventaires quinquennaux du Ministère. De plus, la majorité des prédictions sont, outre ces zones, assez réparties à travers le territoire. Il semble toutefois y avoir un biais en ce qui concerne les zones plus densément peuplées, où les prédictions semblent plus concentrées près des centres urbains. Cela pourrait entre autres être expliqué par le fait qu'il y a plus d'observations autour de ces centres. Le résultat montre également une quantité intéressante de prédictions le long du fleuve Saint-Laurent, résultat qui concorde avec les critères cités dans la littérature scientifique (figure 12).

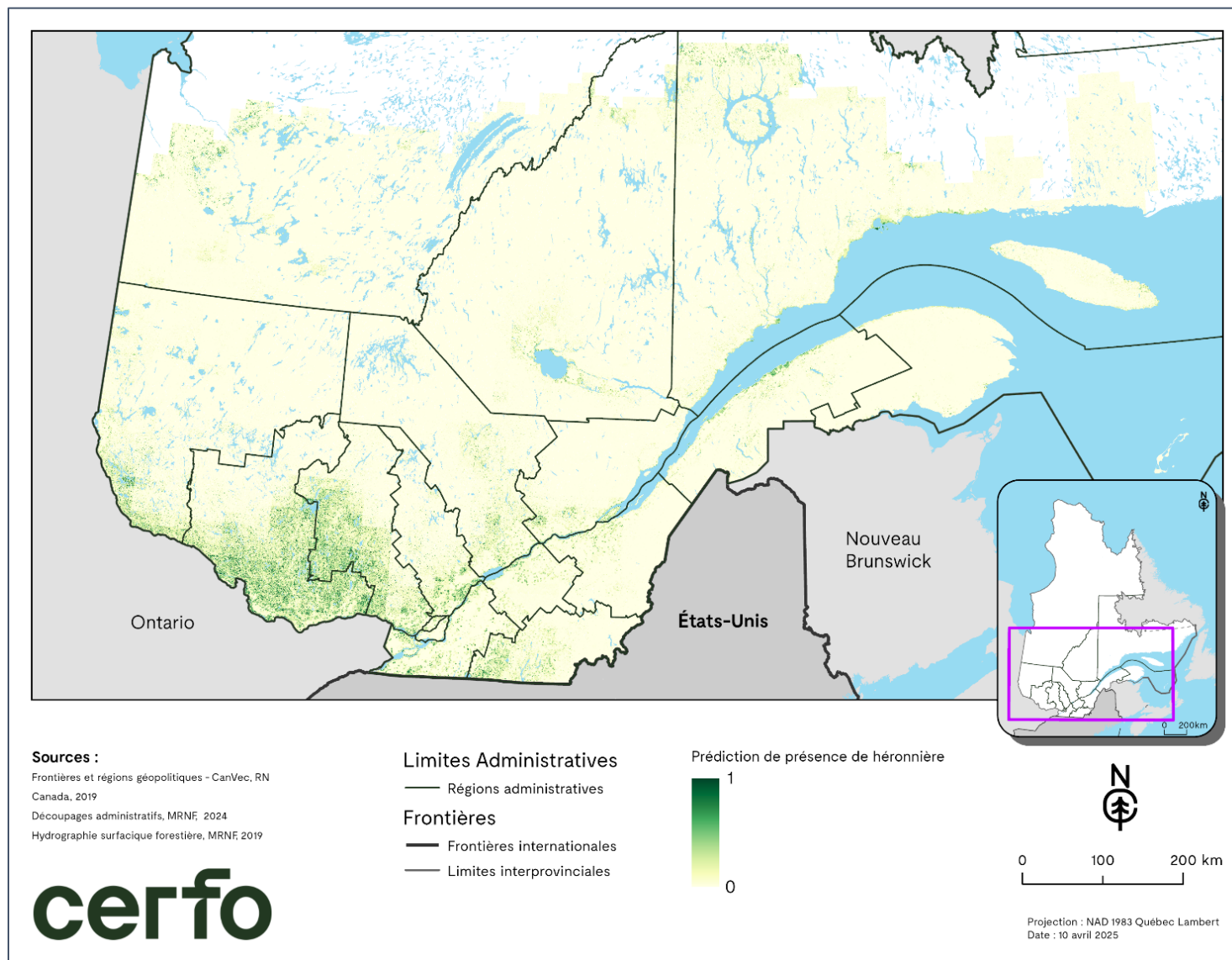


Figure 10. Probabilité de présence d'une héronnière selon le modèle de répartition d'espèce (MRE).

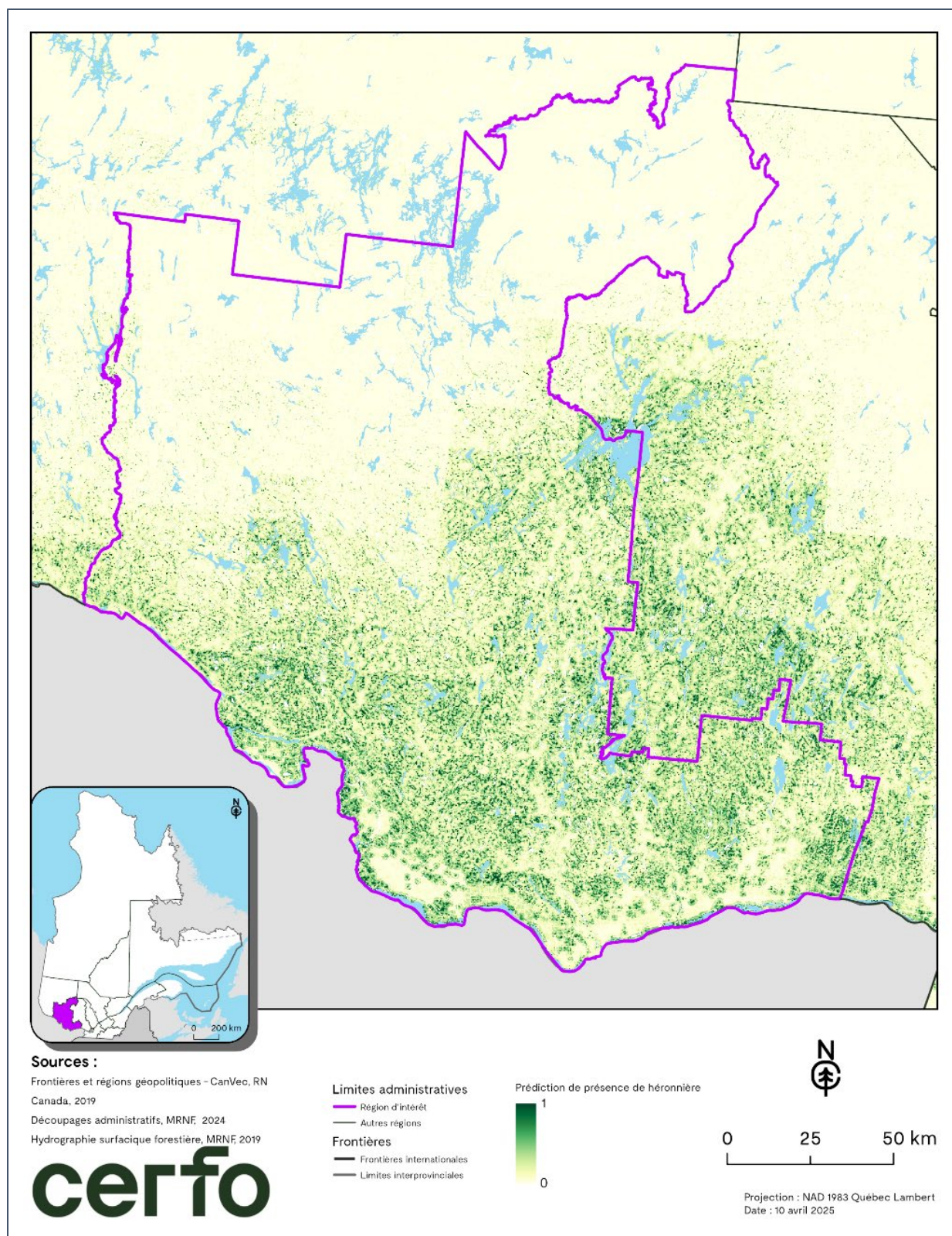


Figure 11. Carte de probabilité de la répartition des héronnières dans l'ouest du Québec, en Outaouais.

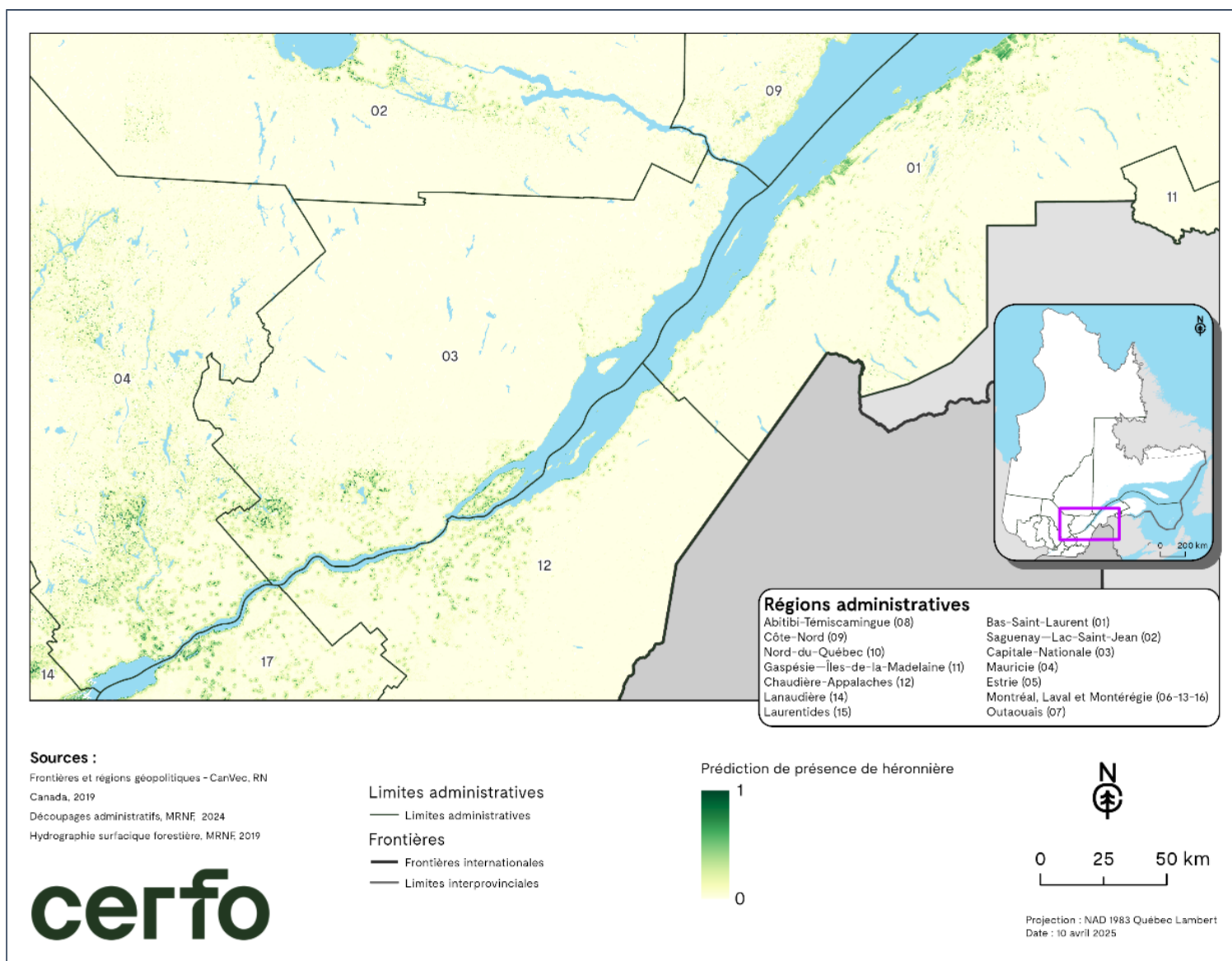


Figure 12. Carte de probabilité de la répartition des héronnières dans l'estuaire du Saint-Laurent.

3.4 Bilan

L'objectif du présent rapport était d'élaborer un MRE pour le grand héron afin de déterminer les zones présentant de fortes probabilités de présence de héronnières. Le modèle présente une spécificité élevée (99 %), ce qui signifie qu'il identifie correctement la quasi-totalité des absences. Il commet peu d'erreurs de commission : seulement 24 points sur 2 482 absences du jeu de données test ont été classés à tort comme des présences, alors qu'ils correspondaient à des absences. Cette prudence se reflète aussi dans la précision (70 %) : lorsqu'une présence est prédite, elle est correcte dans sept cas sur 10.

En revanche, le rappel est plus faible (44 %), ce qui signifie que le modèle ne détecte qu'environ quatre présences sur 10. Cela signifie que plus de la moitié des cas de présence (74 sur 131) ne sont pas identifiés correctement. Toutefois, il est important de noter que les données d'absence utilisées dans ce projet incluent à la fois des absences confirmées et des pseudo-absences générées aléatoirement. Cette méthode, bien que nécessaire pour compenser le manque de données d'absence, peut introduire un biais et rendre l'apprentissage du modèle plus difficile. En conséquence, le modèle peut avoir de la difficulté à apprendre à distinguer une présence d'une absence, ce qui peut contribuer à la faible valeur de rappel observée (44 %). Il est possible que le modèle adopte une approche « conservatrice » en limitant les prédictions de présence afin de minimiser les erreurs de fausse détection, ce qui pourrait réduire sa capacité à détecter certaines présences réelles. Cette approche « conservatrice » est d'ailleurs représentée par la valeur de score F1 de 54 %. Un ajustement du seuil de classification (probabilité) ou l'utilisation de méthodes de sélection plus ciblées pour les pseudo-absences pourraient permettre d'améliorer ce résultat, à l'instar de la valeur de l'indice Kappa, qui dépend des classes finales produites par le modèle.

La capacité du modèle à bien prédire les absences et sa difficulté à détecter les présences se reflètent également dans les valeurs d'AUC obtenues selon le jeu de données utilisé pour l'évaluation. L'AUC est élevée (0,94) lorsqu'elle est calculée à partir des prédictions issues d'un jeu de données contenant des pseudo-absences, mais elle diminue fortement (0,5) lorsqu'on l'évalue à partir d'un jeu plus restreint composé uniquement des données brutes. Cet écart peut s'expliquer par la composition respective des deux ensembles. Le jeu contenant les pseudo-absences comporte une proportion importante d'absences simulées, ce qui favorise le pouvoir discriminant du modèle, particulièrement bon pour prédire les absences (spécificité de 99 %). À l'inverse, le jeu de données brutes, plus petit et contenant peu d'absences réelles, limite la capacité du modèle à faire cette distinction, ce qui se traduit par une baisse marquée de performance.

La présence de milieux humides classés « favorables » est la variable qui contribue le plus à la prédiction du modèle. Cette classe comprend des milieux humides avec des composantes hydriques comme de l'eau stagnante ou des dépressions qui accumulent l'eau. Ces milieux offrent ainsi des caractéristiques favorables à l'alimentation, et ces sites seront préférés par l'espèce pour établir des nids à proximité (Carlson, 1995; Custer et coll., 2004). La proximité par rapport aux lacs et au fleuve a également une importance sur la prédiction du modèle. En effet, ces habitats fournissent l'alimentation générale des grands hérons et ces derniers préféreront construire leurs nids à proximité de ces milieux hydriques pour limiter les coûts énergétiques liés au déplacement alimentaire (Gibbs et al., 1987; Benoît, 1991; Butler, 1995; Knight et al., 2016).

L'ensemble des classes de MHC contribuent au modèle, mais les classes MHC-1 et MHC-4 sont celles qui présentent un plus haut niveau d'importance. Le modèle de hauteur de la canopée de classe 1, soit plus de 21,5 mètres de hauteur, présente un coefficient élevé. Cela concorde avec la littérature scientifique, qui mentionne que les individus sélectionneront les plus grands arbres disponibles pour y construire leurs nids (Short et Cooper, 1985; Bélanger et Tremblay, 1989; Carlson, 1995). L'importance des classes de MHC de plus faible hauteur peut s'expliquer par le rééchantillonnage des pixels de 1 m² à 200 m². En effet, ce processus implique le calcul d'une moyenne des valeurs de MHC. Ainsi, dans les zones humides ou hydriques, la densité d'arbres étant plus faible, les valeurs moyennes de MHC tendent à être plus basses. Les autres variables de l'environnement forestier ne contribuent pas de manière importante aux prédictions du modèle.

Les régions qui présentent les plus grandes probabilités de présence de l'espèce se trouvent dans l'ouest du Québec (figure 11) et le long de l'estuaire du Saint-Laurent (figure 12). Ce résultat n'est pas surprenant considérant que les points d'inventaire se situent majoritairement dans ces secteurs. Le modèle a toutefois mis en évidence des secteurs à forts potentiels en Abitibi-Témiscamingue (figure 13) et en Mauricie (figure 14).

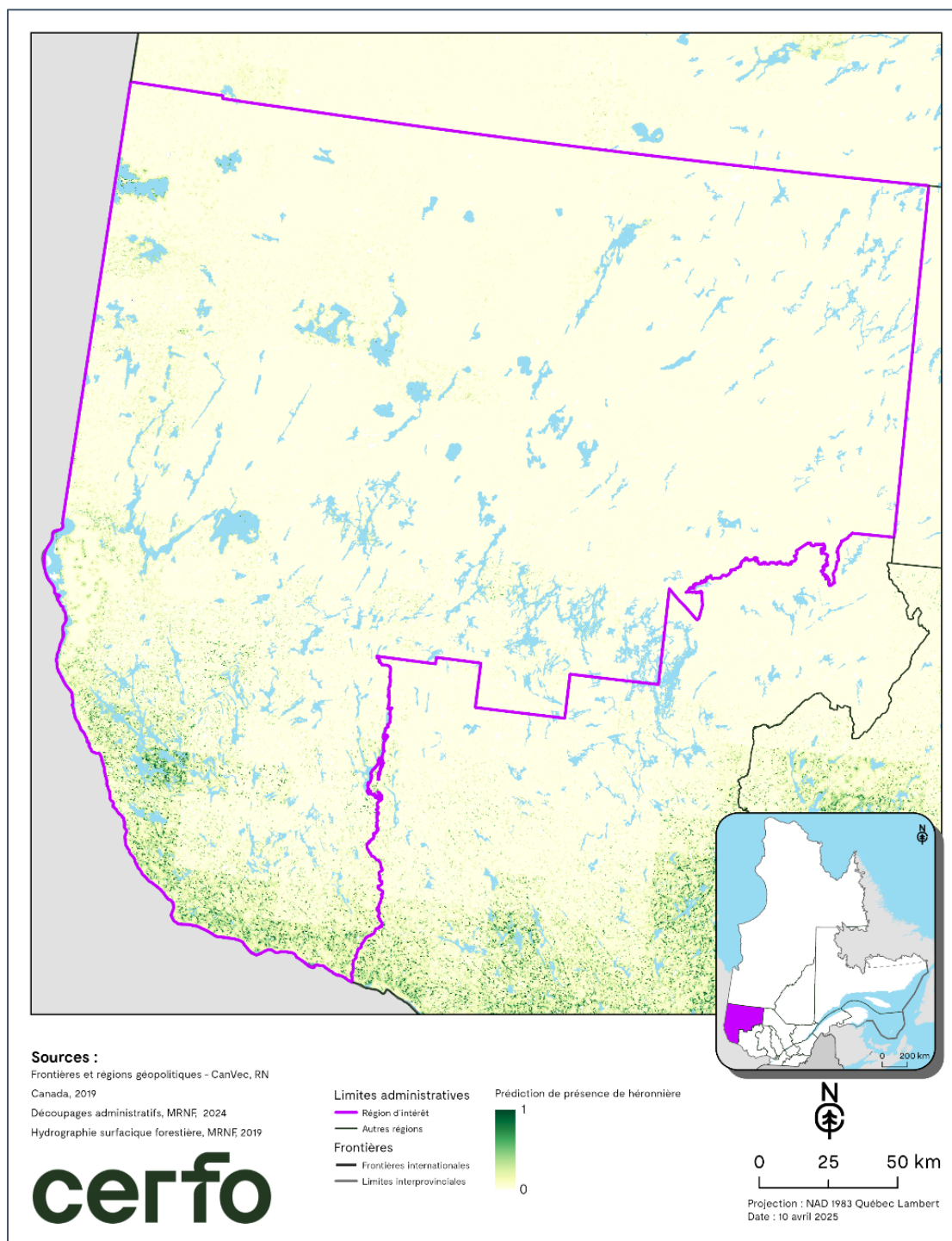


Figure 13. Carte de probabilité de la répartition des héronnières dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue.

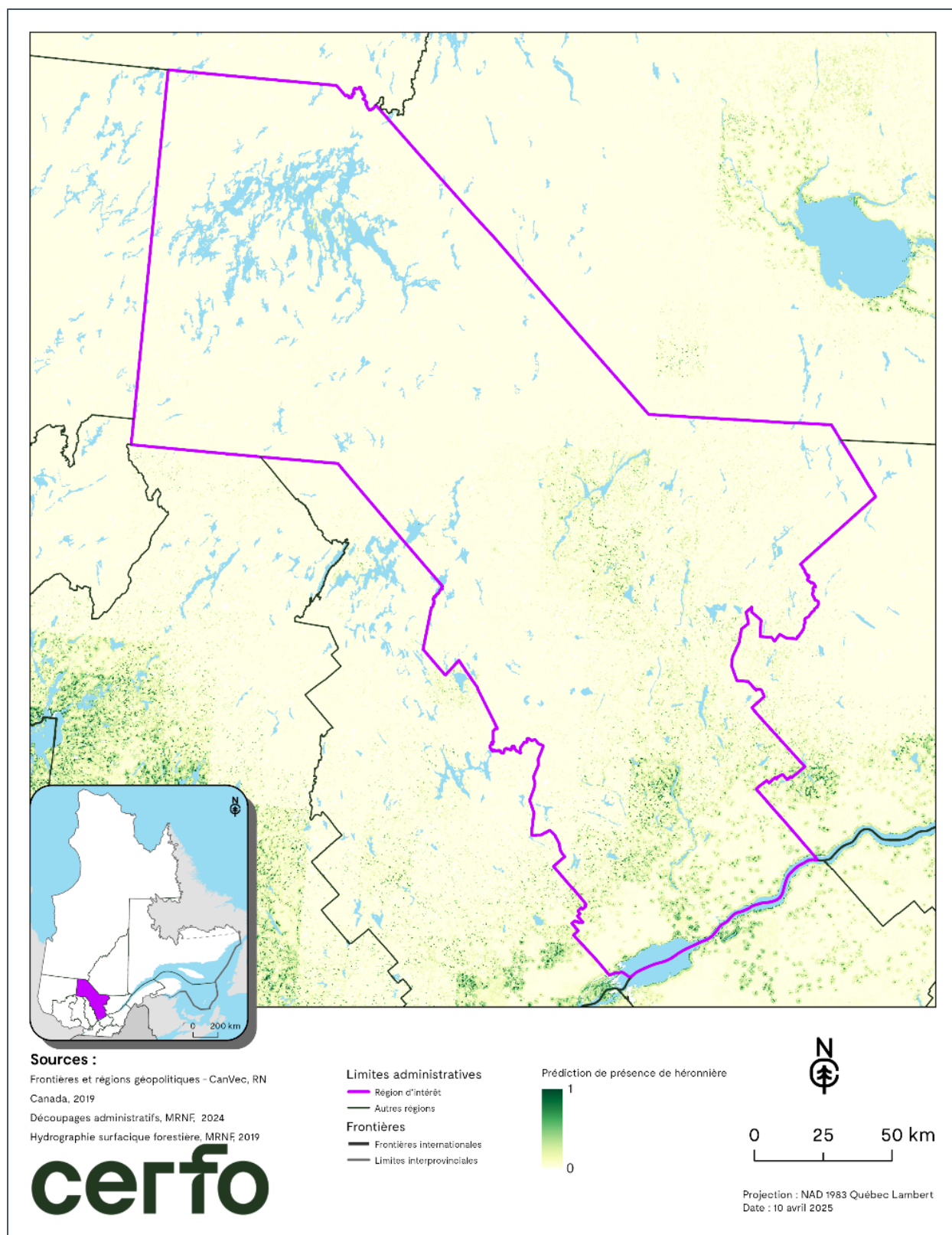


Figure 14. Carte de probabilité de la répartition des héronnières dans la région de la Mauricie.

En somme, le modèle a permis d'identifier les variables les plus déterminantes pour prédire la répartition des héronnières, contribuant ainsi à une caractérisation plus précise des sites potentiels. Les résultats obtenus offrent également la possibilité d'estimer la taille des colonies en fonction de l'agrégation des pixels voisins et de repérer les principaux points chauds de présence de ces habitats au Québec. Enfin, le modèle met en lumière de nouveaux secteurs susceptibles d'abriter des héronnières, mais qui sont encore peu couverts par les inventaires existants, notamment dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean.

3.5 Enjeux de modélisation

Les MRE comportent certaines limites puisqu'ils sont une approximation de la réalité. L'une des principales limites du modèle élaboré est la quantité de données de présence et d'absence. Pour améliorer la précision et le résultat du modèle, il serait nécessaire d'avoir plus de points de présence. Il serait également nécessaire d'ajouter des points d'absence confirmés pour améliorer les prédictions. De plus, la précision spatiale des données de présence semble parfois présenter des décalages (figure 15), certains points étant localisés au milieu d'un plan d'eau, sans présence d'une île à proximité. Lors du calcul des prédictions, ces points ont le potentiel de biaiser négativement la performance du modèle, car ils risquent de générer une valeur de prédiction faible en raison des variables environnementales intégrées au modèle.

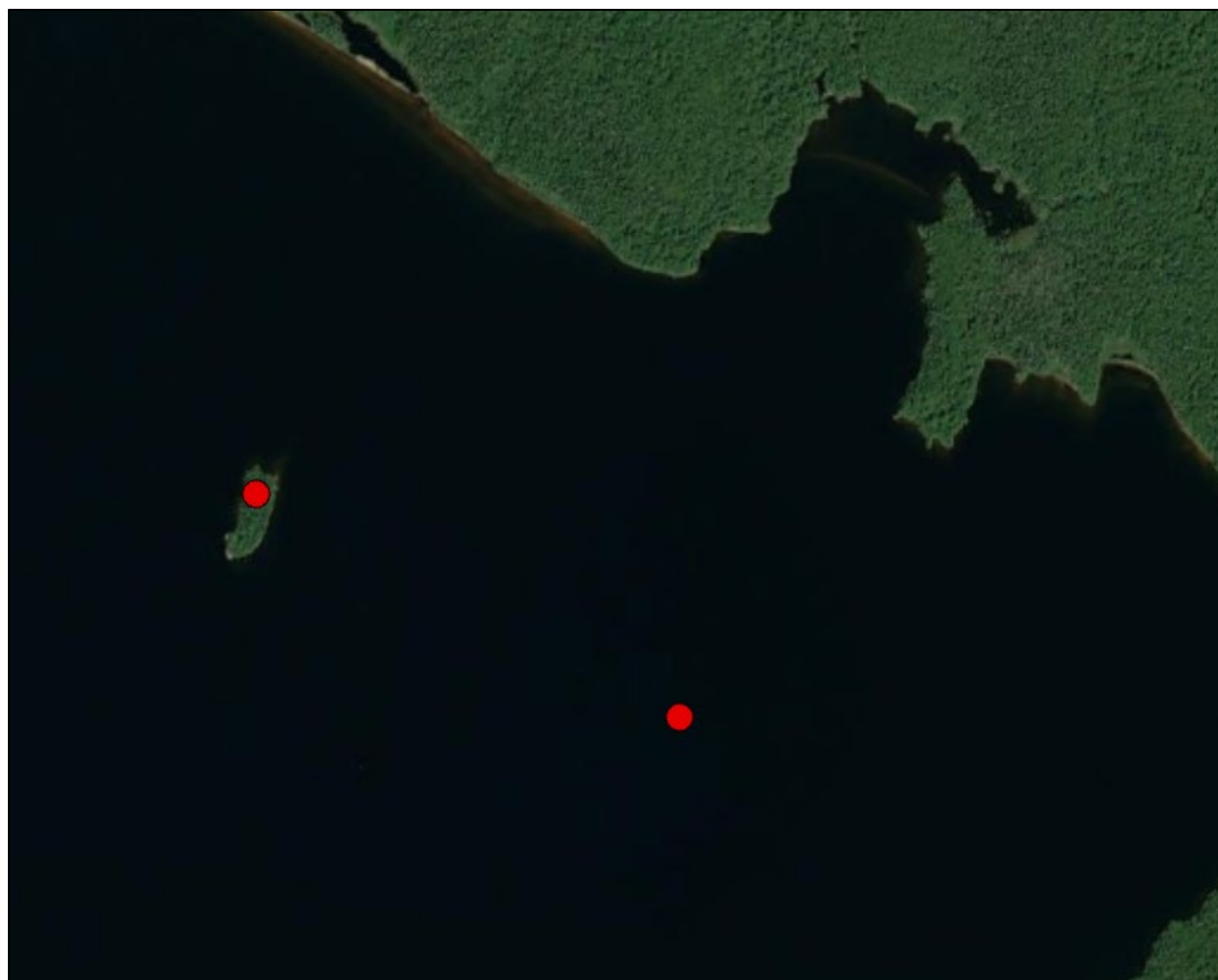


Figure 15 Représentation d'un point d'inventaire sur une île et d'un point présentant un décalage dans le lac Manouane.

Un second enjeu de modélisation est présent lors de l'analyse des différentes données de MHC par le modèle où des artéfacts⁵ des tuiles utilisées sont observés sur la carte finale. Ces artéfacts sont présents en raison du poids important que les couches de MHC ont dans le modèle. En effet, quatre valeurs de MHC sont significativement importantes pour la prédiction. Une augmentation du nombre de points de présence pourrait permettre au modèle de mieux cibler les classes de MHC pertinentes pour le modèle et limiter, ainsi, leurs poids.

⁵ Le terme *artéfacts* désigne ici des motifs ou irrégularités visibles sur des données matricielles qui proviennent de la structure des données. Ils peuvent provenir, entre autres, du découpage en tuiles, des variations de résolution ou de projection, de la discrétisation des variables continues en classes, des méthodes d'interpolation et de ré-échantillonnage, ou encore de biais dans une variable, à laquelle un poids trop élevé est attribué dans le modèle. Ces effets se traduisent généralement par des discontinuités abruptes, des trames régulières ou des motifs répétitifs visibles sur les cartes de prédiction.

4. Conclusion

Le présent projet avait pour objectif de modéliser la répartition potentielle des héronnières afin d'identifier les zones présentant la plus forte probabilité d'occurrence de héronnières dans le Québec méridional. Ce modèle de répartition des espèces a permis de préciser certains éléments de l'habitat influençant la répartition du grand héron, tout en offrant une estimation de leur importance relative. Dans le cadre de ce projet, une nouvelle approche fondée sur l'apprentissage automatique (branche de l'intelligence artificielle) a été testée pour modéliser la probabilité de présence. Cette méthode a permis d'évaluer automatiquement un grand nombre de modèles et de sélectionner celui offrant les meilleures performances selon les données disponibles.

Le modèle final se distingue par une très bonne capacité à prédire les absences. Toutefois, sa sensibilité à détecter les sites occupés reste limitée, caractéristique des modèles prudents dans leurs prédictions positives. Cette situation s'explique en partie par l'utilisation de pseudo-absences, qui sont nécessaires en raison du manque d'observations d'absences confirmées, mais qui peuvent introduire du bruit et affecter la capacité du modèle à bien distinguer les présences.

Par ailleurs, l'évaluation du modèle montre que les valeurs de l'AUC varient fortement selon le jeu de données utilisé. Il est donc important de bien contextualiser les résultats et d'interpréter les métriques avec prudence lorsqu'on travaille avec des absences simulées.

Pour améliorer la capacité discriminante du modèle, l'intégration de nouvelles données de présence et d'absence validées serait nécessaire. Il est recommandé que les inventaires futurs documentent explicitement les cas où des sites prédits comme favorables ne révèlent aucune héronnière. Ces observations négatives ciblées, bien plus informatives que des absences aléatoires ou issues de milieux inadaptés, contribueraient de manière significative à l'affinement du modèle.

En somme, cette première version du modèle de répartition constitue un outil prometteur pour orienter les efforts de prospection et prioriser les secteurs à inventorier. En enrichissant progressivement le jeu de données, on pourra faire évoluer ce modèle vers une représentation plus robuste et opérationnelle de l'habitat du grand héron, ce qui permettra de soutenir les efforts de planification et de conservation de cette espèce et de son habitat.

5. Références

- AKINWANDE, M. O., H. G. DIKKO et A. SAMSON (2015). Variance Inflation Factor: As a condition for the inclusion of suppressor variable(s) in regression analysis, *Open Journal of Statistics*, 05(07): 754-767.
- BARBET-MASSIN, M., F. JIGUET, C. H. ALBERT et W. THUILLER (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2): 327-338.
- BEAUPRÉ, P. (2017). *Inventaire des héronnières du Québec*. Service de la conservation de la biodiversité et des milieux humides, Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, gouvernement du Québec, Québec, 18 p.
- BÉLANGER, L. et S. TREMBLAY (1989). *Distribution et caractéristiques forestières des héronnières du Québec*, Direction générale de la faune, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, gouvernement du Québec, Québec, 45 p. + annexes.
- BENOÎT, R. (1991). *Axes de vol et activité diurne et nocturne du grand héron (Ardea herodias) au lac Saint-Louis*, mémoire de maîtrise, université de Montréal, Montréal, Québec, Canada, 63 p.
- BOIVIN, V. et C. CÔTÉ (2014). *Inventaire de la héronnière de La Grande Île, Archipel du lac Saint-Pierre — 1975 à 2011*, Direction de la gestion de la faune de Lanaudière et des Laurentides, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Terrebonne, Québec, 35 p. + annexes.
- BUTLER, R. W. (1995). The patient predator: Foraging and population ecology of the Great Blue Heron *Ardea herodias* in British-Columbia, Occasional Paper 86, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada, 40 p. + annexes.
- CARLSON, B. A. (1995). Nest site characteristics of great blue herons (*Ardea herodias*) in Northeast Ohio, *Ohio Journal of Science*, 95(5): 312-315.
- CHAMPOUX, L. et M. BOILY (2017). Temporal trends of mercury and organohalogen contaminants in great blue heron eggs from the St. Lawrence River, Québec, Canada, 1991–2011, and relationships with tracers of feeding ecology, *Science of The Total Environment*, 609: 1270-1285.
- COHEN, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales, *Educational and Psychological Measurement*, 20(1): 37-46.
- CONRAD, O., B. BECHTEL, M. BOCK, H. DIETRICH, E. FISCHER, L. GERLITZ, J. WEHBERG, V. WICHMANN et L. BÖHNER (2015). System for automated geoscientific analyses (SAGA) v. 2.1.4, *Geoscientific Model Development*, 8(7): 1991-2007.
- CORLEY, B. A. (1991). *Habitat and population characteristics of great blue heron rookeries in the South Central Great Plains: Partial validation of the great blue heron habitat suitability index model*, thèse de doctorat, Faculty of the Graduate College, Oklahoma State University, Stillwater, Oklahoma, USA, 73 p.
- CUSTER, C. M., S. A. SUÁREZ et D. A. OLSEN (2004). *Feeding habitat characteristics of the great blue heron and great egret nesting along the Upper Mississippi River, 1995-1998*, *Waterbirds*, 27(4): 454-468.

- DesGRANGES, J.-L. (1988). *Biology of the great blue heron and probable response of nesting birds to cottage development near their breeding colony on Boughton Island, Prince Edward Island*, evidence of Dr. Jean-Luc DesGranges (Canadian Wildlife Service) presented on February 20, 1989 before the Land Use Commission in the matter of the appeal of the Natural History Society of Prince Edward Island from the granting by the Department of Community and Cultural Affairs of a conditional approval on May 24, 1988 to Solomon Inc. to create a 46 lot subdivision on Boughton Island, P.E.I., 12 p. + tableaux.
- DesGRANGES, J.-L. et A. DESROSIERS (2006). *Répartition des grands hérons nicheurs et tendances démographiques au Québec, 1977-2001*, publication hors-série numéro 113, Service canadien de la faune, Sainte-Foy, Québec, 16 p. + annexe.
- DRAPEAU, P., R. McNEIL et J. BURTON (1984). Influences du dérangement humain et de l'activité du cormoran à aigrettes, *Phalacrocorax auritus*, sur la reproduction du grand héron, *Ardea herodias*, aux îles de la Madeleine, *The Canadian Field-Naturalist*, 98(2): 219-222.
- DROLET, E. (2020). *Identification des zones de contrainte de drainage aux opérations forestières à l'aide des données LiDAR*, mémoire de maîtrise en sciences forestières, Université Laval, Québec, Québec, 51 p + annexes.
- ELITH, J., C. H. GRAHAM, R. P. ANDERSON, M. DUDÍK, S. FERRIER, A. GUISAN, R. J. HIJMAN, F. HUETTMANN, J. R. LEATHWICK, A. LEHMANN, J. LI, L. G. LOHMANN, B. A. LOISELLE, G. MANION, C. MORITZ, M. NAKAMURA, Y. NAKAZAWA, J. MCC. M. OVERTON, A. TOWNSEND PETERSON, S. J. PHILLIPS, K. RICHARDSON, R. SCACHETTI-PEREIRA, R. E. SCHAPIRE, J. SOBERÓN, S. WILLIAMS, M. S. WISZ et N. E. ZIMMERMANN (2006). *Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data*, *Ecography*, 29(2): 129-151.
- ERICKSON, N., J. MUELLER, A. SHIRKOV, H. ZHANG, P. LARROY, M. LI, M. et A. SMOLA (2020). *AutoGluon-Tabular: Robust and accurate AutoML for structured data* [En ligne] [\[https://arxiv.org/pdf/2003.06505\]](https://arxiv.org/pdf/2003.06505) (Consulté le 15 janvier 2026).
- GAUTHIER, J. et Y. AUBRY (1996). *Les oiseaux nicheurs du Québec : atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*, Société québécoise de protection des oiseaux et le Service canadien de la faune, Montréal, Québec, 1295 p.
- GIBBS, J. P. (1991). *Spatial relationships between nesting colonies and foraging areas of great blue herons*, *The Auk*, 108: 764-770.
- GIBBS, J. P., S. WOODWARD, M. L. HUNTER AND A. E. HUTCHINSON (1987). Determinants of great blue heron colony distribution in coastal Maine, *The Auk*, 104: 38-47.
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC (2026a). *Données Québec - Le portail de données ouvertes né de la collaboration entre les villes et le gouvernement du Québec* [En ligne] [\[https://www.donneesquebec.ca/\]](https://www.donneesquebec.ca/) (Consulté le 17 mars 2026).
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC (2026b). *Forêt ouverte* [En ligne] [\[https://www.foretouverte.gouv.qc.ca/\]](https://www.foretouverte.gouv.qc.ca/) (Consulté le 17 mars 2026).
- GUISAN, A. et W. THUILLER (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models, *Ecology Letters*, 8(9): 993-1009.
- KNIGHT, E. C., R. G. VENNESLAND AND N. N. WINCHESTER (2016). Importance of proximity to foraging areas for the Pacific Great Blue Heron (*Ardea herodias fannini*) nesting in a developed landscape, *Waterbirds*, 39: 165-174.

- LACHANCE, D., G. FORTIN et G. DUFOUR TREMBLAY (2021). *Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional*, Direction adjointe de la conservation des milieux humides, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec, Québec, 70 p. + annexes.
- LEMAÎTRE, J. (2024). Unveiling 25 years of aerial surveys: Contrasting trends in greatBlue heron (*Ardea herodias*) nest and heronry abundance in Quebec, *Waterbirds*, 47(2): 1-13.
- MELCCFP et CERFO. (2025). *Différence entre cote ou clé de qualité de l'habitat, indice de qualité de l'habitat et modèle de répartition d'espèce*, gouvernement du Québec, Québec, 4 p.
- OSBORNE, P. E. et P. J. SEDDON (2012). Selecting suitable habitats for reintroductions: Variation, change and the role of species distribution modelling (p. 73-104), dans: Ewen, J. G., D. P. Armstrong, K. A. Parker et P. J. Seddon (éditeurs), *Reintroduction biology: Integrating science and management*, Blackwell Publishing Ltd, Oxford, United Kingdom.
- QI, W., C. XU et X. XU (2021). AutoGluon: A revolutionary framework for landslide hazard analysis, *Natural Hazards Research*, 1(3): 103-108.
- ROBERT, M., M.-H. HACHEY, D. LEPAGE et A. R. COUTURIER (Dir.) (2019). *Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*, Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada) et Études d'Oiseaux Canada, Montréal, Québec, 694 p.
- SHORT, H. L. et R. J. COOPER (1985). *Habitat suitability index models: Great blue heron*, Biological Report 82(10.99), Western Energy and Land Use Team, Division of Biological Services, Research and Development, Fish and Wildlife Service, US Department of the interior, Washington, DC, USA, 23 p.
- THÖLKE, P., Y.-J. MANTILLA-RAMOS, H. ABDELHEDI, C. MASCHKE, A. DEHGAN, Y. HAREL, A. KEMTUR, L. MEKKI BERRADA, M. SAHRAOUI, T. YOUNG, A. BELLEMARE PÉPIN, C. EL KHANTOUR, M. LANDRY, A. PASCARELLA, V. HADID, E. COMBRISSE, J. O'BYRNE et K. JERBI (2023). Class imbalance should not throw you off balance: Choosing the right classifiers and performance metrics for brain decoding with imbalanced data, *NeuroImage*, 277: 120253.
- TOUSSAINT, D. (2019). Grand héron (p. 270-271), dans : Robert, M., M.-H. Hachey, D. Lepage et A. R. Couturier (Dir.), *Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*, Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada) et Études d'Oiseaux Canada, Montréal, Québec.
- VALAVI, R., G. GUILLERA-ARROITA, J. J. LAHOZ-MONFORT et J. ELITH (2022). Predictive performance of presence-only species distribution models: A benchmark study with reproducible code, *Ecological Monographs*, 92(1): e01486.
- VALLECILLO, S., J. MAES, C. POLCE et C. LAVALLE (2016). A habitat quality indicator for common birds in Europe based on species distribution models, *Ecological Indicators*, 69: 488-499.
- VARIN, M. (2021). *Analyse de l'efficacité de l'indice d'humidité topographique (TWI) à cartographier les milieux humides*, Rapport 2021-13, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO), Québec, Québec, 28 p.
- VENNESLAND, R. G. (2002) *The effects of disturbance from humans and predators on the breeding decisions and productivity of the Great Blue Heron in south-coastal British Columbia*, mémoire de maîtrise, Simon Fraser University, Burnaby, Colombie-Britannique, 106 p. + annexe.

- VENNESLAND, R. G. et R. W. BUTLER (2004). Factors influencing great blue heron nesting productivity on the Pacific Coast of Canada from 1998 to 1999, *Waterbirds*, 27(3): 289-296.
- VENNESLAND, R. G. et R. W. BUTLER (2020). Great blue heron (*Ardea herodias*), version 1.0, dans : Poole, A. F. (éditeur), *Birds of the World*, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA [En ligne] [<https://doi.org/10.2173/bow.grbher3.01>] (Consulté le 17 mars 2026).
- ZHANG, S. et M. PAN (2024). An AutoML-Powered analysis framework for forest fire forecasting: Adapting to climate change dynamics, *Atmosphere*, 15(12): 1481.

Annexe A Classification des perturbations d'origine forestière (classe 1 [importantes] et 2 [naturelles])

Code	Description	Classification
CTX	Ancienne coupe totale sans référence cartographique, dont l'année de réalisation	1
BRD	Brûlage dirigé	2
BRU	Brûlage dirigé	2
BR	Brûlis total	2
CHT	Chablis total	2
CPH	Coupe avec protection de la haute régénération et des sols	1
CPHRS	Coupe avec protection de la haute régénération et des sols	1
CPR	Coupe avec protection de la régénération	1
CPRS_DA	Coupe avec protection de la régénération et des sols en damier	1
CPRS_PA	Coupe avec protection de la régénération et des sols en parquets	1
CPRS_BA	Coupe avec protection de la régénération et des sols par bandes	1
CPRS_T	Coupe avec protection de la régénération et des sols par trouées	1
CPRS_U	Coupe avec protection de la régénération et des sols uniforme	1
CPPTM_DIS	Coupe avec protection des petites tiges marchandes discontinue	1
CPT	Coupe avec protection des petites tiges marchandes et des sols	1
CPPTM_U	Coupe avec protection des petites tiges marchandes uniforme	1
CDV	Coupe avec protection des tiges à diamètre variable	1
CRS	Coupe avec réserve de semencier	1
CRB	Coupe de récupération dans un brûlis	1
RECUP_C-T	Coupe de récupération totale après chablis	1
RECUP_I-T	Coupe de récupération totale après épidémie d'insectes	1
RECUP_F-T	Coupe de récupération totale après feu	1
RECUP_M-T	Coupe de récupération totale après maladie	1
CS	Coupe de succession	1
CEF	Coupe d'ensemencement finale	1
CBA	Coupe par bandes	1

Code	Description	Classification
CBT	Coupe par bandes finales	1
CPE	Coupe progressive d'ensemencement (coupe finale)	1
CPI_RL_F	Coupe progressive irrégulière à régénération lente phase finale	1
CIF	Coupe progressive irrégulière phase finale	1
CPR_U-F	Coupe progressive régulière uniforme finale	1
CT	Coupe totale	1
CTSP_DA	Coupe totale sans protection en damier	1
CTSP_PA	Coupe totale sans protection en parquets	1
CTSP_BA	Coupe totale sans protection par bandes	1
CTSP_T	Coupe totale sans protection par trouées	1
CTSP_U	Coupe totale sans protection uniforme	1
DT	Dépérissement total	2
ETR	Élimination des tiges résiduelles	1
ENS	Ensemencement	1
ENM	Ensemencement avec miniserres	1
ES	Épidémie grave	2
FR	Friche	1
P	Plantation	1
PL	Plantation	1
PLN	Plantation à racines nues	1
PLR	Plantation avec semis en récipients	1
PLB	Plantation de boutures	1
CRR	Récolte des tiges résiduelles et des rebuts	1
RPS	Récupération en vertu d'un plan spécial d'aménagement	1
PRR	Regarni de régénération pour constituer l'équivalent d'une plantation	1
REA	Régénération d'aire d'ébranchage	1
RIA	Régénération de site d'infrastructure abandonnée	1
VER	Verglas grave	2

***Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs***

Québec 