

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Chien de prairie à queue noire *Cynomys ludovicianus*

au Canada



**MENACÉE
2024**

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2024. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chien de prairie à queue noire (*Cynomys ludovicianus*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xiv + 89 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Rapports précédents :

COSEPAC. 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, xv + 62 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vi + 22 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Gummer, D. L. 1999. Rapport de situation du COSEPAC sur le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-22.

LAING, R.M.E. 1988. Update COSEWIC status report on the black-tailed prairie dog *Cynomys ludovicianus* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 19 p.

Saskatchewan Department of Tourism and Renewable Resources. 1979. COSEWIC status report on the black-tailed prairie dog *Cynomys ludovicianus* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 12 p.

Note de production :

Le COSEPAC tient à remercier Tara Stephens, Kelly Swan et Jana McPherson d'avoir rédigé le rapport de situation sur le chien de prairie à queue noire (*Cynomys ludovicianus*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement et Changement climatique Canada. La supervision du rapport a été assurée par Stephen Petersen, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement et Changement climatique Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Courriel : cosewic-cosepac@ec.gc.ca
www.cosepac.ca

Also available in English under the title "COSEWIC assessment and status report on the Black-tailed Prairie Dog *Cynomys ludovicianus* in Canada."

Illustration/photo de la couverture :

Chien de prairie à queue noire dans le parc national des Prairies, 2019; photo : Kevin Peterson.

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, 2024.
N° de catalogue CW69-14/264-2025F-PDF
ISBN 978-0-660-77040-6



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Novembre 2024

Nom commun

Chien de prairie à queue noire

Nom scientifique

Cynomys ludovicianus

Statut

Menacée

Justification de la désignation

Au Canada, ce rongeur de taille moyenne, spécialiste des prairies, ne se trouve que dans le sud de la Saskatchewan. Son aire de répartition restreinte ainsi que sa vulnérabilité à la hausse de la fréquence des sécheresses et à la peste sylvatique, toutes deux susceptibles d'entraîner un déclin rapide des populations, menacent sa persistance au pays. Les augmentations prévues de la fréquence des sécheresses, surtout lorsqu'elles sont combinées à des hivers rigoureux, peuvent avoir des répercussions négatives sur les populations. Selon les connaissances locales, l'espèce est résiliente aux sécheresses, compte tenu de sa longue expérience dans la région. Les maladies, en particulier la peste sylvatique, constituent une menace potentielle importante, exacerbée par la faible diversité génétique et la connectivité entre les colonies, qui facilite la transmission de maladies. Toutefois, les mesures de gestion de la conservation et l'intendance des terres atténuent le risque de disparition du pays.

Répartition

Saskatchewan

Historique du statut

Espèce désignée « préoccupante » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1988, avril 1999 et novembre 2000. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2011. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2024.



COSEPAC Résumé

Chien de prairie à queue noire *Cynomys ludovicianus*

Description et importance de l'espèce sauvage

Le chien de prairie à queue noire (*Cynomys ludovicianus*) est l'une des cinq espèces de chiens de prairie et la seule présente au Canada. Ce spermophile de taille moyenne est de couleur brun jaunâtre à brun rougeâtre, et l'extrémité de sa queue est noire. Le chien de prairie à queue noire vit en colonies, lesquelles sont constituées de vastes réseaux de terriers bordés de végétation courte.

Les activités de recherche de nourriture et de fouissage du chien de prairie à queue noire modifient la composition de la communauté végétale et créent de l'habitat et des abris pour d'autres espèces des prairies, notamment des animaux rares et en voie de disparition comme la Chevêche des terriers, la Buse rouilleuse, le Pluvier montagnard, le crotale des prairies et le putois d'Amérique.

Connaissances autochtones

Toutes les espèces sont importantes, interreliées et interdépendantes. Le rapport ne comprend pas de connaissances autochtones propres à l'espèce. Cependant, il existe des noms autochtones pour le chien de prairie (<ᠠᠷᠠᠨᠠᠭᠤᠨᠠᠨᠠᠭᠤᠨ *pasowahkesîs* [en cri]; *pispíza* [en lakota]), ce qui laisse supposer qu'il existe une source importante de connaissances, mais que celles-ci ne sont pas disponibles ici.

Répartition

Dans le passé, le chien de prairie à queue noire se rencontrait du sud de la Saskatchewan, au Canada, aux États de Chihuahua et de Sonora, dans le nord du Mexique, et des basses terres centrales des grandes plaines aux contreforts orientaux des montagnes Rocheuses. À la suite de la colonisation des grandes plaines par les Européens et de la transformation des prairies indigènes en terres cultivées et en zones urbaines, la persécution généralisée des chiens de prairie à queue noire, considérés comme nuisibles pour l'agriculture, et l'introduction accidentelle de la peste sylvatique ont entraîné la disparition de l'espèce dans 98 % de son aire de répartition antérieure. Cependant, les prairies canadiennes qu'occupent aujourd'hui les chiens de prairie à queue noire du Canada doivent leur existence aux pratiques de gestion des terres à long terme des éleveurs locaux.

Au Canada, la présence du chien de prairie à queue noire n'est connue que dans environ 25 colonies situées dans le parc national des Prairies et ses environs, dans le sud de la Saskatchewan. Cet ensemble de colonies est séparé du reste de l'aire de répartition de l'espèce par une distance supérieure à la capacité de dispersion connue. Des recherches génétiques permettent de confirmer que ces colonies sont isolées des autres situées ailleurs dans l'aire de répartition.

Habitat

Le chien de prairie à queue noire occupe généralement de vastes vallées fluviales plates où poussent des graminées courtes et quelques arbustes et où le sol, bien drainé et relativement épais, contient peu de roches. La composition des espèces végétales et la structure verticale de la végétation ont une incidence importante sur le caractère convenable de l'habitat.

Au Canada, le chien de prairie à queue noire se trouve dans le fond et le long des pentes de la vallée du cours inférieur de la rivière Frenchman. La majorité des colonies vivent dans le parc national des Prairies, où l'espèce bénéficie d'une protection raisonnable contre la perte d'habitat causée par les activités humaines.

Biologie

Les petits naissent sous terre au printemps, les portées comptant entre un et huit individus. Ils sortent pour la première fois de leur terrier natal environ six semaines plus tard. Les chiens de prairie passent l'été à se nourrir en vue d'atteindre une masse corporelle suffisante pour hiberner. La survie et la reproduction dépendent de la quantité de nourriture disponible, qui elle-même dépend des précipitations et des températures pendant la saison de croissance. La rigueur de l'hiver, la prédation et les maladies, en particulier la peste sylvatique, ont également une incidence importante sur la dynamique des populations. Le chien de prairie à queue noire atteint généralement la maturité sexuelle à l'âge de deux ans et se reproduit une fois par année. Les groupes familiaux sont généralement composés d'un mâle dominant, de plusieurs femelles et de leurs petits. Les mâles vivent jusqu'à cinq ans, et les femelles, jusqu'à huit ans.

Taille et tendances des populations

La taille de la population des individus adultes est difficile à déterminer. Cependant, les estimations de la densité de population et de l'abondance des individus matures, obtenues à partir de données de dénombrement visuel et de marquage-recapture recueillies depuis 2004, montrent que l'espèce a connu des périodes de déclin et de croissance rapides. Depuis un creux historique en 2013, la population estimée d'individus matures a connu des augmentations en 2017 et en 2022 et des baisses en 2018 et en 2023. Les projections à long terme qui tiennent compte de la meilleure information accessible sur les changements climatiques et la peste laissent entendre que la survie de l'espèce au Canada pourrait être menacée au cours des prochaines décennies, mais ces projections demeurent très incertaines.

Menaces

Au Canada, le chien de prairie à queue noire est principalement menacé par l'augmentation de la fréquence des sécheresses et des éclosions de peste sylvatique épizootique. La fréquence et la gravité de ces menaces devraient augmenter sous l'effet des changements climatiques. D'autres menaces ont été relevées, notamment les températures extrêmes (en particulier les hivers rigoureux, surtout après des étés secs). L'impact global des menaces est très élevé-élevé.

Protection, statut et activités de rétablissement

Le chien de prairie à queue noire est inscrit comme espèce menacée à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral, et est classé dans la catégorie « préoccupation mineure » de la Liste rouge de l'UICN. Selon NatureServe, le chien de prairie à queue noire est classifié G4 (apparemment en sécurité) à l'échelle mondiale, N2 (en péril) à l'échelle nationale et S2 (en péril) à l'échelle provinciale. Le COSEPAC a récemment réévalué cette espèce en 2024 et l'a désignée « menacée ».

La majeure partie de l'habitat du chien de prairie à queue noire au Canada se trouve dans le parc national des Prairies. Il appartient au gouvernement fédéral et est protégé par la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*. De l'habitat additionnel se trouve sur des terres de la Couronne au sein de pâturages voisins loués par la province.

Les mesures de rétablissement prises depuis la dernière évaluation de la situation par le COSEPAC (COSEWIC, 2011) comprennent : 1) la publication du programme de rétablissement et plan d'action visant le chien de prairie, qui comprend la désignation de l'habitat essentiel, et du plan d'action visant des espèces multiples dans le parc national des Prairies, qui comprend des mesures visant le chien de prairie, 2) la réalisation de recherches sur la démographie, la génétique, l'écologie et les comportements du chien de prairie, 3) la surveillance et l'atténuation des effets de la peste sylvatique, 4) la gestion et l'amélioration de l'habitat, et 5) des discussions avec les éleveurs et propriétaires fonciers dans le but d'atténuer les conflits entre les activités du chien de prairie et les activités humaines et d'améliorer les relations avec les représentants du gouvernement.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Cynomys ludovicianus

Chien de prairie à queue noire

Black-tailed Prairie Dog

ᑭᓴᓴᓴᓴᓴ pasowahkesîs (en cri); pispíza (en lakota)

Répartition au Canada : Saskatchewan

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population)	Environ 3,03 ans	D'après la méthode 3 (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2010) et de la table de survie cumulative de Hoogland (1995).
Y a-t-il un déclin continu [observé, estimé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Non	Aucun déclin n'a été observé ou estimé, mais il y a de grandes fluctuations et les estimations des effectifs sont incertaines. Il y a un déclin potentiel prévu d'après l'analyse de la viabilité de la population; cependant les modèles tenaient compte des estimations de la taille de la population totale et non du nombre d'individus matures.
Pourcentage [observé, estimé ou prévu] de déclin continu du nombre total d'individus matures sur 3 ans [ou 1 génération, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans].	Inconnu	Il y a eu un déclin au cours des trois dernières années, mais celui-ci n'est pas considéré comme continu, car il semble s'inscrire dans les fluctuations observées d'après les données à long terme. Les estimations des effectifs sont très incertaines.
Pourcentage [observé, estimé ou prévu] de déclin continu du nombre total d'individus matures sur 5 ans [ou 2 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans].	Inconnu	Il y a eu un déclin au cours des deux dernières générations, mais celui-ci n'est pas considéré comme continu, car il semble s'inscrire dans les fluctuations observées d'après les données à long terme. Les estimations des effectifs sont très incertaines.
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des 10 dernières années [ou 3 dernières générations, selon la période la plus longue].	Inconnu	Il y a eu des augmentations au cours des dix dernières années, mais plusieurs fluctuations ont eu lieu. Les estimations des effectifs sont très incertaines.

Pourcentage [prévu, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des 10 prochaines années [ou 3 prochaines générations, jusqu'à un maximum de 100 ans].	Inconnu	Le modèle d'analyse de la viabilité de la population indique un risque de déclin à long terme (c.-à-d. sur 20 ans) et présente un degré d'incertitude très élevé. L'impact global des menaces est très élevé-élevé.
Pourcentage [observé, estimé, inféré, prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures sur une période de 10 ans [ou 3 générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans], commençant dans le passé et se terminant dans le futur (jusqu'à un maximum de 100 ans dans le futur).	Inconnu	Les déclins passés dépendent de l'intervalle de temps choisi, mais font partie des fluctuations démographiques et du déclin potentiel projeté d'après l'analyse de la viabilité de la population, laquelle est associée à de grands intervalles de crédibilité.
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles?	Inconnu	Les déclins passés et futurs sont probablement attribuables aux sécheresses, qui demeurent une menace dont l'impact est élevé-moyen en raison de la probabilité d'une augmentation de la fréquence et/ou de la durée des sécheresses sous l'effet des changements climatiques.
Est-ce que les causes du déclin sont clairement comprises?	Oui	Les déclins passés et futurs sont probablement attribuables à la fréquence des sécheresses, mais pourraient également être liés à des éclosions de peste sylvatique enzootique.
Est-ce que les causes du déclin ont effectivement cessé?	Non	Les déclins passés et futurs sont probablement attribuables à la fréquence des sécheresses, qui devrait augmenter sous l'effet des changements climatiques. En outre, la propagation de la peste sylvatique dans l'écosystème devrait augmenter.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Oui	Plusieurs fluctuations importantes ont été observées, dont une qui est considérée comme une fluctuation extrême (un ordre de grandeur) au cours des deux dernières décennies.

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	472 km ²	Valeur calculée selon la méthode du plus petit polygone convexe autour de toutes les occurrences connues en 2021.
--	---------------------	---

Indice de zone d'occupation (IZO), valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté	168 km ²	Valeur calculée à partir des occurrences connues en 2021.
La population est-elle gravement fragmentée, c.-à-d. que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale (comme indicateur du nombre d'individus) se trouvent dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une sous-population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce?	a. Non b. Non	Bien que la population soit considérée comme isolée du reste de l'aire de répartition de l'espèce et que sa répartition soit limitée au Canada, toutes les colonies se trouveraient à distance de dispersion de leur voisin le plus proche et formeraient collectivement une population viable.
Nombre de « localités » (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)	1	Tous les chiens des prairies au Canada se trouvent dans une seule région géographique et pourraient être touchés simultanément par une éclosion de peste épizootique ou une sécheresse grave.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non	Il y a un déclin observé d'après les tendances de la répartition des colonies au cours des 30 dernières années; la zone d'occurrence est restée relativement stable.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de la zone d'occupation?	Non	Il y a un déclin observé d'après les tendances de la répartition des colonies au cours des 30 dernières années.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Non	Il n'y a aucune sous-population.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de « localités »?	Non	Il n'y a qu'une seule localité au Canada en raison de la menace plausible la plus grave, soit la propagation de la peste sylvatique.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue et/ou la qualité] de l'habitat?	Oui	Il y a un déclin continu prévu de la qualité de l'habitat sous l'effet de l'augmentation de la fréquence des sécheresses.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non	Il n'y a qu'une seule population au Canada.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de « localités »?	Non	Il n'y a qu'une seule localité au Canada.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non	
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non	

Nombre d'individus matures (dans chaque sous-population)

Sous-population 1	Inconnu/sans objet	Il n'y a aucune sous-population de l'espèce.
Total	Entre 8 291 et 9 396 individus matures	Il n'y a aucune estimation directe du nombre d'individus matures. L'estimation fournie ici doit être interprétée avec prudence (voir la section Abondance).

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins 20 % sur 20 ans [ou 5 générations] ou 10 % sur 100 ans.	Oui	Le modèle d'analyse de la viabilité de la population indique une probabilité relative moyenne de disparition de 50 % au cours des 20 prochaines années, mais un grand intervalle de crédibilité à 95 % indique que cette estimation est très incertaine.
---	-----	--

Menaces

Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce?	Oui; 24 octobre 2022; annexe 1.	Impact global des menaces : Très élevé-élevé
Voici les principales menacées relevées : i. Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants (UICN 8) – impact très élevé-élevé ii. Sécheresses (UICN 11.2) – impact élevé-moyen		
Quels sont les facteurs limitatifs pertinents? • La phénologie de la reproduction		

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada	S3 – Vulnérable (Montana)	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Peu probable	La colonie ou le complexe de colonies connu le plus proche aux États-Unis se trouve au-delà de la distance de dispersion signalée pour l'espèce; cependant, les capacités de dispersion de l'espèce ne sont pas bien connues. L'immigration est peu probable d'après les données génétiques.
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui	
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Inconnu	Probablement, d'après les estimations de l'habitat potentiel.

Les conditions se détériorent-elles au Canada?	Non	Observé, d'après l'étendue des colonies et les données sur la densité de la population.
Les conditions de la population source se détériorent-elles?	Sans objet	
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Non	
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes susceptible d'entraîner un changement de statut existe-t-elle?	Peu probable	

Espèce sauvage dont les données sur l'occurrence sont de nature délicate (mise en garde à considérer)

La publication de certaines données sur l'occurrence pourrait-elle nuire davantage à l'espèce sauvage ou à son habitat?	Oui, pour certaines occurrences.	Les données présentées dans ce rapport ne soulèvent aucune inquiétude. Cependant, la divulgation de l'emplacement des colonies à l'extérieur du parc pourrait entraîner une augmentation des persécutions.
---	----------------------------------	--

Historique du statut

COSEPAC	Espèce désignée « préoccupante » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1988, avril 1999 et novembre 2000. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2011. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2024.
---------	--

Statut et justification de la désignation

Statut	Menacée
Code alphanumérique	D2
Justification du changement de statut	Sans objet; aucun changement de statut
Justification de la désignation	Au Canada, ce rongeur de taille moyenne, spécialiste des prairies, ne se trouve que dans le sud de la Saskatchewan. Son aire de répartition restreinte ainsi que sa vulnérabilité à la hausse de la fréquence des sécheresses et à la peste sylvatique, toutes deux susceptibles d'entraîner un déclin rapide des populations, menacent sa persistance au pays. Les augmentations prévues de la fréquence des sécheresses, surtout lorsqu'elles sont combinées à des hivers rigoureux, peuvent avoir des répercussions négatives sur les populations. Selon les connaissances locales, l'espèce est résiliente aux sécheresses, compte tenu de sa longue expérience dans la région. Les maladies, en particulier la peste sylvatique, constituent une menace potentielle importante, exacerbée par la faible diversité génétique et la connectivité entre les colonies, qui facilite la transmission de maladies. Toutefois, les mesures de gestion de la conservation et l'intendance des terres atténuent le risque de disparition du pays.

Applicabilité des critères

A : Déclin du nombre total d'individus matures	
Sans objet.	La plus récente estimation de la population indique que le nombre total d'individus matures a fluctué, mais n'a pas diminué à long terme. Il y a eu plusieurs fluctuations de la population. Cependant, les estimations de la densité et de la taille de la population sont très incertaines.
B : Aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation	
Sans objet.	La zone d'occurrence (472 km ²) et l'IZO (168 km ²) atteignent les seuils de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la population compte moins de cinq localités. Bien que la population de l'espèce ait connu des fluctuations, celles-ci étaient inférieures à un ordre de grandeur en nombre d'individus matures, et il n'y a aucune preuve de déclin continu parmi les sous-critères.
C : Nombre d'individus matures peu élevé et en déclin	
Sans objet.	Les estimations de la population indiquent que le nombre d'individus matures (de 8 291 à 9 396) est inférieur au seuil de 10 000 établis pour la catégorie « espèce menacée ». Cependant, il n'y a pas de déclin continu du nombre d'individus matures sur trois générations.
D : Très petite population totale ou répartition restreinte	
Correspond au critère de la catégorie « menacée » D2.	La population est limitée à une seule localité et susceptible de connaître un déclin important en raison des effets d'événements stochastiques au cours d'une ou de deux générations (principalement l'augmentation de la fréquence des sécheresses, en particulier lorsqu'elles sont combinées à des hivers rigoureux, et la vulnérabilité aux maladies [p. ex., la peste sylvatique]).
E : Analyse quantitative	
Sans objet.	Les projections démographiques estimées à partir de l'analyse de la viabilité de la population indiquent une probabilité de disparition de 50 % au Canada, ce qui dépasse le seuil de 20 % de probabilité au cours des 20 prochaines années établi pour la catégorie « espèce en voie de disparition ». Toutefois, les intervalles de crédibilité extrêmement grands (de 0,1 à 1) indiquent une incertitude considérable pour cette projection.

PRÉFACE

Depuis la publication du rapport de situation du COSEPAC de 2011, un cadre de surveillance de l'intégrité écologique a été mis en place dans le parc national des Prairies. Il a permis de continuer à mener des relevés annuels de la population et à cartographier l'étendue des colonies environ tous les deux ans dans le parc national des Prairies et ses environs. En collaboration avec le parc national des Prairies, l'Institut Wilder, le zoo de Calgary et l'Université de la Saskatchewan ont mené de nouvelles études de recherche sur la génétique des populations, la peste sylvatique, la dispersion, l'hibernation, la phénologie de la reproduction, les dynamiques saisonnières des masses et la structure sociale. Un plan d'action visant des espèces multiples dans le parc national des Prairies a été achevé en 2016, et le programme de rétablissement et plan d'action visant le chien de prairie, en 2021. Une analyse actualisée de la viabilité de la population a été réalisée en 2021. La réintroduction du putois d'Amérique (*Mustela nigripes*; un prédateur spécifique du chien de prairie à queue noire) dans le parc national des Prairies a pris fin en 2013, l'année même où le dernier putois sauvage a été observé au Canada.

L'inscription initiale et les évaluations ultérieures de la situation préoccupent grandement la municipalité rurale de Val Marie et les éleveurs locaux. Pour comprendre ces préoccupations, plusieurs membres du COSEPAC se sont rendu dans le parc national des Prairies et à Val Marie pour rencontrer des membres de la collectivité. De précieuses connaissances communautaires ont été transmises au Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres et ont été intégrées au rapport.



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la Loi sur les espèces en péril (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2024)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)*	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)**	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)***	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)****	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)*****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement et
Changement climatique Canada
Service canadien de la faune

Environment and
Climate Change Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Chien de prairie à queue noire

Cynomys ludovicianus

au Canada

2024

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE.....	8
Nom et classification.....	8
Description de l'espèce sauvage.....	8
Unités désignables.....	9
Importance de l'espèce.....	9
CONNAISSANCES AUTOCHTONES	10
RÉPARTITION	11
Aire de répartition mondiale.....	11
Aire de répartition canadienne.....	12
Structure de la population.....	13
Zone d'occurrence et zone d'occupation	14
Fluctuations et tendances de la répartition	19
BIOLOGIE ET UTILISATION DE L'HABITAT.....	22
Cycle vital et reproduction	23
Besoins en matière d'habitat	25
Déplacements, migration et dispersion.....	27
Relations interspécifiques.....	29
Adaptations physiologiques, comportementales et autres.....	31
Facteurs limitatifs.....	32
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	33
Sources de données, méthodes et incertitudes.....	33
Abondance	42
Fluctuations et tendances.....	43
Fragmentation grave	48
Immigration de source externe	48
MENACES	48
Tendances passées, à long terme et actuelles en matière d'habitat.....	48
Nombre de localités fondées sur les menaces	57
PROTECTION, STATUTS ET ACTIVITÉS DE RÉTABLISSEMENT	57
Statuts et protection juridiques	57
Statuts et classements non juridiques	58
Protection et propriété de l'habitat	58
Activités de rétablissement.....	58
SOURCES D'INFORMATION	60
COLLECTIONS EXAMINÉES	75

EXPERTS CONTACTÉS.....	76
REMERCIEMENTS.....	76
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTRICES DU RAPPORT.....	77

Liste des figures

- Figure 1. Aire de répartition géographique historique du chien de prairie à queue noire (*Cynomys ludovicianus*). (Source : Darekk2 Wikimedia Commons). La carte a été créée à partir des données spatiales de la liste rouge de l'UICN au moyen de la version 5.1.1 du Generic Mapping Tools (GMT). 11
- Figure 2. Estimation de la superficie occupée par les colonies (2023), indice de zone d'occupation (ZIO) et zone d'occurrence en 2023 (petit polygone convexe en 2023) pour le chien de prairie à queue noire au Canada. Toutes les colonies ont été cartographiées en 2023, à l'exception de la colonie Masefield, qui a fait l'objet d'un dernier relevé en 2019 et qui est située à l'extrémité sud-ouest par rapport aux autres, en dehors des limites du parc national des Prairies. D'après l'étendue de la colonie Masefield en 2019 et l'étendue de toutes les autres colonies en 2023, la zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) est estimée à 472 km². L'IZO estimé à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté est de 168 km². Toutes les données ont été fournies par le parc national du Canada des Prairies. 17
- Figure 3. Estimation de l'étendue des colonies de chiens de prairie au Canada. La superficie totale (km²) des colonies cartographiées lors de chaque relevé est représentée en bleu foncé. Au cours des années où toutes les colonies n'ont pas été cartographiées malgré leur présence (1992/1993/1994, 1997/1998, 2002, 2004, 2021 et 2023), la superficie des colonies non cartographiées a été calculée à partir de la moyenne des deux années de relevés adjacentes (« estimation ajustée »; bleu clair). Voir le tableau 1 pour obtenir plus de détails. La superficie totale des colonies en 1970, 1975 et 1985 (en gris) est représentée de façon distincte, car les protocoles d'échantillonnage et la fréquence étaient incompatibles avec ceux utilisés après 1992. 21
- Figure 4. Densités relatives moyennes annuelles (population totale) des chiens de prairie à queue noire (nombre de chiens de prairie/hectare) estimées à partir de relevés répétés de dénombrement visuel (DV) et de séances de marquage-recapture (MR) dans des colonies de chiens de prairie à queue noire établies, de 1996 à 2023. Le nombre total et l'emplacement des parcelles recensées ont varié au fil des ans. Par conséquent, sont présentées ici des estimations provenant de parcelles combinées (c.-à-d. « Toutes les parcelles » – toutes les parcelles recensées au cours d'une année donnée, quel que soit l'emplacement) et d'un sous-ensemble de parcelles normalisées (c.-à-d. « 5 parcelles normalisées » ou « 7 parcelles normalisées » – les parcelles recensées de manière constante pendant plusieurs années consécutives). 37

- Figure 5. Densités annuelles des chiens de prairie à queue noire (nombre de chiens de prairie à queue noire/hectare) estimées pour la population totale (en jaune) et les individus matures (en bleu) en utilisant toutes les parcelles de dénombrement visuel dans le parc national des Prairies, de 2004 à 2023. La fourchette de densités des individus matures est estimée en multipliant la densité moyenne de la population totale par les limites supérieure et inférieure de la fourchette de proportions d'adultes au sein de la population totale (voir la section « Estimation de la taille de la population »)..... 38
- Figure 6. Estimations de l'abondance de la population totale de chiens de prairie à queue noire (en jaune) et de l'abondance des individus matures (en bleu) dans le parc national des Prairies, de 2007 à 2023. Les estimations de l'abondance de la population totale ont été calculées en multipliant la densité moyenne de la population totale fondée sur toutes les parcelles de dénombrement visuel par l'étendue des colonies calculée pour l'année correspondante. Pour les années où l'étendue des colonies n'a pas été cartographiée (en gris), la moyenne des deux années adjacentes a été utilisée. La fourchette d'abondances des individus matures (limite inférieure = bleu clair, limite supérieure = bleu foncé) a été estimée en multipliant les estimations inférieure et supérieure de la densité des individus matures par l'étendue des colonies (cartographiée ou moyenne) pour l'année correspondante (voir la section « Estimation de la taille de la population »). 40
- Figure 7. Estimations de la probabilité relative de persistance de la métapopulation canadienne de chiens de prairie à queue noire sur une période de 50 ans selon les modèles « Statu quo-Statu quo » (c.-à-d. scénario « Statu quo » associé aux changements climatiques, scénario « Statu quo » [« Conservateur »] associé à la peste) et « Meilleure hypothèse-meilleure hypothèse » (c.-à-d. scénario « Meilleure hypothèse » associé aux changements climatiques, scénario « Meilleure hypothèse » associé à la peste). Chaque modèle a effectué 500 itérations par scénario, avec jusqu'à 1 000 répétitions par itération. Les intervalles crédibles à 95 % sont indiqués en gris..... 44

Liste des tableaux

- Tableau 1. Superficies (ha) occupées par les colonies de chiens de prairie au Canada, estimées à partir de l'étendue des colonies cartographiées entre 1970 et 2023. La superficie totale occupée par les colonies a été arrondie. En 2023, 15 colonies sur 24 étaient situées dans le bloc ouest du parc national du Canada des Prairies (PNCP), 2 étaient situées sur des terres agricoles de la Couronne en Saskatchewan et 9 étaient situées sur des terres en cours de transfert de propriété entre les gouvernements. Dans les années 1990, en 2011 et en 2012, les colonies n'ont pas toutes été cartographiées la même année; par conséquent, les estimations des années consécutives de relevé ont été résumées en une seule colonne. Si une colonie a été échantillonnée plus d'une fois au cours de ces années consécutives, l'estimation de la dernière année a été utilisée. Des renseignements supplémentaires sont fournis sous le tableau. Les données sur l'étendue des colonies ont été fournies par le parc national des Prairies et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan. Remarque : les colonies situées sur des terres privées n'ont pas été incluses dans ces calculs, car les rédacteurs du rapport n'avaient pas accès aux données. 14
- Tableau 2. Estimation des valeurs minimales et maximales des zones occupées par les colonies de chiens de prairie à queue noire au Canada ayant fait l'objet de relevés entre 2000 et 2023. Les indices d'occupation comprennent la zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation (IZO) selon une échelle de 4 km². L'année et la superficie estimée (en kilomètres carrés) sont fournies pour les estimations des valeurs minimales et maximales de chaque mesure d'occupation. Dans le but de tenir compte des colonies potentielles non découvertes, les valeurs maximales estimées pour les zones d'occupation déclarées tiennent également compte d'une marge de 20 % pour chaque mesure. La variation en pourcentage entre les superficies minimales et maximales estimées est également indiquée, accompagnée de la plus forte augmentation (« plus grande valeur + ve ») et de la plus forte diminution (« plus grande valeur - ve ») entre les relevés successifs (intervalle de deux ans). Voir le tableau 1 pour obtenir des détails sur les irrégularités dans les données. Les données sur l'étendue des colonies ont été fournies par le parc national des Prairies et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan. 18

Tableau 3.	Estimations de la zone d'occurrence et de la zone d'occupation du chien de prairie à queue noire au Canada, obtenues à partir de l'étendue des colonies cartographiées entre 1992 et 2023. La zone d'occurrence a été estimée pour chaque année à l'aide du plus petit polygone convexe (PPPC). La zone d'occupation a été estimée à l'aide de l'indice de zone d'occupation (IZO) calculé selon une grille à carrés de 2 km de côté (4 km ²). Le nombre de colonies cartographiées chaque année est indiqué dans la colonne « N ^{bre} de colonies cartographiées ». Dans le but d'uniformiser les comparaisons relatives aux variations en pourcentage entre les années, des colonies ont été incluses ou exclues de la superficie totale, au besoin. Le nombre total de colonies comparées est indiqué dans la colonne « N ^{bre} de colonies utilisées dans les estimations ». Les estimations pour les colonies manquantes (c.-à-d. non recensées) au cours de chaque année ont été calculées à partir de la moyenne des deux années de relevés adjacentes, comme il est décrit dans le tableau 1. Les données sur l'étendue des colonies ont été fournies par le parc national des Prairies et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan.	19
Tableau 4.	Résumé de la variation en pourcentage de la superficie des colonies de chiens de prairie cartographiées entre 2000 et 2023. À l'exception de la période de 2004 à 2007, la variation en pourcentage a été estimée sur un intervalle de deux ans. Voir le tableau 1 pour obtenir des détails sur les irrégularités dans les données. Les données sur l'étendue des colonies ont été fournies par le parc national des Prairies et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan.	21
Tableau 5.	Estimations de la densité tirées du dénombrement visuel des chiens de prairie à queue noire au Canada (nombre de chiens de prairie à queue noire par hectare) dans les colonies du parc national des Prairies de 1996 à 2023. Dans chaque colonie, les chiens de prairie à queue noire ont été dénombrés dans une parcelle de 4 ha toutes les 10 à 15 minutes pendant 1 à 1,5 heure, pendant 3 jours à la fin d'août et au début de septembre, souvent par des observateurs différents (SKCD, 2010). Le nombre total et l'emplacement des parcelles recensées ont varié d'une année à l'autre. Par conséquent, les estimations de toutes les parcelles (toutes les parcelles recensées au cours d'une année donnée, quel que soit leur emplacement) et d'un sous-ensemble de cinq parcelles normalisées (les parcelles recensées de manière constante pendant plusieurs années consécutives) ont été utilisées. Les parcelles dénombrées après le marquage-recapture (« après MR ») ont été utilisées pour les estimations de 2007 à 2013, et les parcelles dénombrées au printemps, pour les estimations de 2014 à 2023.	34

Tableau 6.	Variation en pourcentage de la densité relative moyenne estimée de chiens de prairie à queue noire au Canada (nombre de chiens de prairie à queue noire/hectare) pour la population totale et les individus matures, d'après les relevés de dénombrement visuel dans le parc national des Prairies de 2004 à 2023. Les densités estimées de la population totale incluent tous les individus de la population (juvéniles et adultes). La fourchette de densités des individus matures est estimée en multipliant la densité de la population totale par les limites supérieure et inférieure de la fourchette de proportions d'adultes dans la population (voir la section « Estimation de la taille de la population »). Le nombre total et l'emplacement des parcelles recensées ont varié d'une année à l'autre. Les estimations proviennent donc de toutes les parcelles (toutes les parcelles recensées au cours d'une année donnée, quel que soit leur emplacement) et d'un sous-ensemble de cinq parcelles normalisées (les parcelles recensées de manière constante pendant plusieurs années consécutives).....	44
Tableau 7.	Variation en pourcentage de l'abondance de la population totale de chiens de prairie à queue noire et de l'abondance des individus matures estimées environ tous les deux ans de 2007 à 2023. Les estimations de l'abondance ont été obtenues en multipliant les estimations des densités relatives moyennes tirées des dénombrements visuels (densité de la population totale et densité des individus matures) par l'étendue des colonies calculée pour l'année correspondante. Le nombre total et l'emplacement des parcelles recensées ont varié d'une année à l'autre. Les estimations proviennent donc de toutes les parcelles (toutes les parcelles recensées au cours d'une année donnée, quel que soit leur emplacement) et d'un sous-ensemble de cinq parcelles normalisées (les parcelles recensées de manière constante pendant plusieurs années consécutives).	45
Tableau A1.	Résumé des variations dans les protocoles de dénombrement visuel des chiens de prairie à queue noire, notamment en ce qui concerne la période de l'année (printemps, été ou automne, indiqué pour chaque parcelle), le nombre de séances indépendantes, le moment de la journée, la durée des séances et le nombre de dénombrements par séance, de 1996 à 2023. De plus, le tableau indique l'organisation qui a réalisé le relevé (PC : Parcs Canada; CZS : Calgary Zoological Society) et les parcelles qui ont été recensées chaque année.....	87

Liste des annexes

Annexe 1.	Calculateur des menaces pesant sur le chien de prairie à queue noire	78
Annexe 2.	Aire de répartition canadienne historique et aire de répartition canadienne récente	83
Annexe 3.	Méthodes de dénombrement visuel.....	86

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Classification actuelle : *Cynomys ludovicianus* (Ord, 1815)

Classe : Mammifères

Ordre : Rongeurs

Famille : Sciuridés

Genre : *Cynomys*

Espèce : *Cynomys ludovicianus* (Ord, 1815)

Changements taxinomiques depuis le rapport précédent (pour les réévaluations) : Aucun.

Noms communs

Français : Chien de prairie

Anglais : Black-tailed Prairie Dog

Autochtones : <ᠠᠨᠠᠭᠤᠨᠠᠨᠠᠭᠤᠨ pasowahkesîs (en cri), pispíza (en lakota)

Synonymes et remarques

Parmi les cinq espèces de chiens de prairie endémiques en Amérique du Nord, seul le chien de prairie à queue noire vit au Canada. Il existe deux sous-espèces reconnues du chien de prairie à queue noire (Wilson et Reeder, 2005), soit le répandu *C. l. ludovicianus* (Banfield, 1974; Hoogland, 1995), à laquelle appartient la population canadienne, et le *C. l. arizonensis*, qui se trouve uniquement dans le nord du Mexique et le sud-ouest des États-Unis.

Description de l'espèce sauvage

Le chien de prairie à queue noire (aussi appelé « chien de prairie » dans le présent rapport lorsqu'il est clair qu'il s'agit de cette espèce) est un écureuil terrestre (sciuridés) de taille moyenne herbivore et semi-fouisseur. Son pelage est généralement brun jaunâtre à brun rougeâtre, sauf sur le ventre et la poitrine, où il est blanc cassé. Sa queue, qui mesure environ un tiers de la longueur totale de son corps, est noire à l'extrémité, de là le nom commun de « chien de prairie à queue noire ». Le chien de prairie mue deux fois par année, au printemps et à l'automne, mais son pelage reste de la même couleur. Il a des pattes courtes, de longues phalanges et des griffes qui lui permettent de creuser de vastes réseaux de terriers. Le chien de prairie à queue noire est la plus grande des cinq espèces de chiens de prairie. Au Canada, les adultes mesurent entre 26 et 35 cm, du museau à la base de la queue (Wilder Institute/Calgary Zoo, données inédites). Le poids moyen fluctue au cours de l'année, mais varie de 964 g $\pm$ 52 g à 1 354 g $\pm$ 57 g chez les mâles et de 842 g $\pm$ 29 g à 1 141 g $\pm$ 51 g chez les femelles au cours de la saison de croissance estivale (Wilder Institute/Calgary Zoo, données inédites).

Le chien de prairie à queue noire et le spermophile de Richardson (*Urocyon v. richardsonii*) sont étroitement apparentés (Herron *et al.*, 2004) et souvent confondus. Au Canada, des spermophiles de Richardson sont souvent présents dans les colonies de chiens de prairie (Liccioli *et al.*, 2020; Parks Canada Agency, 2021), mais ils se distinguent de ces derniers par leur taille, leur couleur et leur comportement. Par rapport au chien de prairie à queue noire, le spermophile de Richardson est plus petit et plus mince (longueur de 18 à 23 cm), son pelage est brun-jaune à grisâtre, et sa queue est plus courte (mesure environ un quart de la longueur du corps) et brun-noirâtre avec des poils blanchâtres sur les marges et l'extrémité.

Unités désignables

Il n'y a qu'une sous-espèce de chien de prairie à queue noire au Canada, et toutes les colonies au pays sont réputées être liées par la dispersion, ce qui empêche la formation d'unités désignables distinctes et importantes dans l'évolution.

Importance de l'espèce

Le chien de prairie à queue noire est considéré comme un ingénieur de l'écosystème en raison de ses activités de recherche de nourriture et de fouissage. Ces activités, concentrées dans les colonies, transforment le paysage en une mosaïque de parcelles d'habitats caractérisées dans certaines régions par une augmentation de la qualité du fourrage, des modifications de la composition de la communauté végétale (Coppock *et al.*, 1983b; Whicker et Detling, 1988) et de vastes réseaux de terriers qui offrent un refuge à d'autres espèces des prairies (Kotliar, 2000). Certains chercheurs considèrent donc les chiens de prairie comme une espèce clé (Kotliar *et al.*, 1999, 2006; Lomolino et Smith, 2003; Miller *et al.*, 2000, 2007; Davidson *et al.*, 2012), dont l'importance écologique est disproportionnée par rapport à leur biomasse (Ceballos *et al.*, 1993, 2005; Stapp, 1998; Davidson et Lightfoot, 2006; Kotliar, 2000). Bon nombre des espèces qui bénéficient de la présence du chien de prairie sont elles-mêmes rares ou en voie de disparition, notamment la Chevêche des terriers (*Athene cunicularia*), la Buse rouilleuse (*Buteo regalis*), le Pluvier montagnard (*Charadrius montanus*) et le crotale des prairies (*Crotalus viridis*).

Les colonies densément occupées de chiens des prairies constituent une source de proies concentrée pour divers prédateurs (Kotliar, 2000; Davidson *et al.*, 2012). La relation étroite prédateur-proie entre le putois d'Amérique (aussi appelé « putois » dans le présent rapport, sauf lorsqu'il n'est pas clair qu'il s'agit de cette espèce) et le chien de prairie à queue noire est particulièrement importante. La forte dépendance des putois à l'égard de la population décroissante de chiens des prairies (Brickner *et al.*, 2014) a mené à leur quasi-disparition au début du 20^e siècle. La conversion des terres à des fins agricoles et les mesures de lutte létales contre les chiens de prairie qui ont eu lieu pendant des années, ainsi que l'introduction accidentelle de la peste sylvestre (dont l'agent causal est le *Yersinia pestis*) en Amérique du Nord, ont entraîné une diminution considérable de la population de putois dans l'ensemble de l'aire de répartition de cette espèce, et même leur disparition au Canada en 1937 (Lockhart *et al.*, 2006). Bien que les efforts visant à réintroduire des putois dans le parc national des Prairies aient entraîné un bref retour de

l'espèce au Canada entre 2009 et 2013, la diminution de la population de chiens de prairie a entraîné la suspension du programme, et le putois d'Amérique demeure classifié « disparue du pays » (Parks Canada Agency, 2018; COSEWIC, 2021).

Le chien de prairie à queue noire constitue également une préoccupation importante pour les propriétaires fonciers locaux, en particulier lorsque les populations augmentent (RM Val Maire, comm. pers., 2024). Les chiens de prairie peuvent réduire considérablement les sources de nourriture dans les colonies, ce qui peut avoir des conséquences économiques pour les éleveurs de bétail. Il existe également des craintes que le bétail et les chevaux soient blessés à cause des trous et des monticules créés par les chiens de prairie qui creusent des terriers. Dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, des efforts sont souvent déployés pour lutter contre l'espèce sur les terres privées (Lamb *et al.*, 2006). Depuis la création du parc national des Prairies, les enjeux liés aux chiens de prairie, à leur situation et à leur gestion ont suscité des tensions croissantes au Canada (Lamb *et al.*, 2006; Liebenberg, 2021). Ces préoccupations constantes soulignent l'importance de l'espèce et le besoin d'un plan de conservation qui mobilise toutes les parties touchées.

Étant donné que la population canadienne de chiens de prairie à queue noire se trouve à la limite septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce, elle pourrait jouer un rôle essentiel dans la conservation future si l'aire de répartition se déplace vers le nord en raison de la hausse des températures mondiales (Stephens *et al.*, 2018).

CONNAISSANCES AUTOCHTONES

Les connaissances traditionnelles autochtones (CTA) sont fondées sur les relations. Il s'agit de renseignements sur les rapports écologiques entre les humains et leur environnement, ce qui comprend les caractéristiques de l'espèce, des habitats et des localités. Les lois et les protocoles relatifs aux rapports entre les humains et l'environnement sont transmis par des enseignements et des récits ainsi que par les langues autochtones, et peuvent être fondés sur des observations à long terme. Les noms de lieux fournissent des renseignements sur les zones de récolte, les processus écologiques, l'importance spirituelle ou les produits de la récolte. Les CTA peuvent aider à déterminer les caractéristiques du cycle vital d'une espèce ou les différences entre des espèces semblables.

Le rapport ne comprend pas de connaissances autochtones propres à l'espèce. Cependant, il existe des noms autochtones pour le chien de prairie (*ᑭᑦᑲᑦᑲᑦᑲᑦ* *pasowahkesis* [en cri]; *pispíza* [en lakota]), ce qui laisse supposer qu'il existe une source importante de connaissances, mais que celles-ci ne sont pas disponibles ici. Le chien de prairie à queue noire a de l'importance pour les peuples autochtones, qui reconnaissent l'interrelation de toutes les espèces au sein de l'écosystème.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Dans le passé, l'aire de répartition du chien de prairie à queue noire s'étendait des prairies mixtes du sud de la Saskatchewan, au Canada, aux États de Chihuahua et de Sonora, dans le nord du Mexique, et des contreforts orientaux des Rocheuses à la limite des prairies mixtes et à herbes hautes des basses terres centrales des grandes plaines (figure 1; Koford, 1958; Hall, 1981; Hoogland, 1995; Parks Canada Agency, 2021). À la fin du 19^e siècle, on estimait que l'aire de répartition s'étendait sur plus de 160 millions d'hectares, dont environ 30 millions d'hectares étaient effectivement occupés par des colonies de chiens de prairie à queue noire (Knowles *et al.*, 2002, mais voir Vermeire *et al.*, 2004). Cependant, à la fin du 20^e siècle, la quasi-totalité de l'aire de répartition antérieure, à l'exception d'environ 2 %, avait disparu en raison de la perte d'habitat, de programmes d'éradication généralisés (Miller *et al.*, 1996; Anderson *et al.*, 1986; Detling, 2006), et d'éclosions qui ont suivi la colonisation européenne (Miller *et al.*, 1990; Knowles *et al.*, 2002; Miller *et al.*, 2007; mais voir Vermeire *et al.*, 2004). Les colonies restantes de chiens de prairie à queue noire se trouvent aujourd'hui principalement dans de petits complexes isolés situés dans des aires protégées qui s'étendent dans l'aire de répartition historique (Hoogland, 2006; Miller *et al.*, 2007; Davidson *et al.*, 2022).



Figure 1. Aire de répartition géographique historique du chien de prairie à queue noire (*Cynomys ludovicianus*). (Source : Darekk2 Wikimedia Commons). La carte a été créée à partir des données spatiales de la liste rouge de l'UICN au moyen de la version 5.1.1 du Generic Mapping Tools (GMT).

Aire de répartition canadienne

L'aire de répartition canadienne du chien de prairie à queue noire représente moins de 1 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce. L'aire de répartition historique et actuelle connue de l'espèce est limitée à une petite région géographique dans les prairies mixtes situées sur les territoires traditionnels et non cédés visés par le Traité n° 4 de la Nation *ȩyāñé Nakón makóce* (Stoney), des Nations *Niitsítpiis-stahkoi* *ᑎᑦᑎᑦᑕᑦᑭᑦᑕᑦ* (Pieds-Noirs/*Niitsítapi* *ᑎᑦᑎᑦᑕᑦᑭᑦᑕᑦ*), *Očhéthi Šakówin*, Cayuse, Umatilla et Walla Walla, et des peuples Michif Piyii (Métis), du sud de la Saskatchewan (Native Land Digital, 2024). Un résumé des renseignements connus sur l'aire de répartition canadienne historique, qui remonte à 1927, est présenté à l'annexe 2. Selon les observations, le chien de prairie à queue noire a généralement été confiné à la vallée de la rivière Frenchman en Saskatchewan (où il est encore présent aujourd'hui), mais des rapports faisant état de spécimens de putois d'Amérique prélevés dans des zones situées au-delà de cette région (Anderson *et al.*, 1986) pourraient indiquer une répartition historique plus vaste des chiens de prairie (apparemment la proie obligatoire des putois) (annexe 2).

La population canadienne actuelle de chiens de prairie est limitée à environ 25 colonies dans le parc national des Prairies et les pâturages voisins. La colonie la plus proche appartenant à une population distincte de chiens de prairie à queue noire est située à environ 20 km, dans le Montana, tandis que le complexe de colonies le plus proche se trouve à environ 60 km, dans le Montana aussi. Les distances de dispersion de l'espèce ne sont pas bien connues; d'après les observations directes, les distances sont inférieures à 10 km (Garrett et Franklin, 1988; Milne, 2004), mais les analyses génétiques semblent indiquer des distances de 40 à 60 km (Pigg, 2014). Même s'il est possible que la population du parc national des Prairies et certaines populations des États-Unis se trouvent à distance de dispersion, les analyses génétiques indiquent qu'il n'y a pas eu de dispersion récente ou continue entre la population au Canada et celles aux États-Unis (Cullingham *et al.*, 2023).

Depuis la création du parc national des Prairies en 1981, des activités de recherche sur les chiens de prairie à queue noire ont été menées régulièrement, mais elles étaient généralement axées sur les zones d'activité ou d'occupation récente. Il n'y a aucune activité normalisée visant à recenser les nouvelles colonies ou les anciennes colonies rétablies à l'intérieur ou à l'extérieur du parc. La détection de cinq nouvelles colonies dans le parc en 2020 et en 2021 a été faite de manière opportuniste par le personnel de Parcs Canada qui travaillait dans le parc et qui a entendu des aboiements de chiens de prairie à proximité.

Au total, 25 colonies de chiens de prairie à queue noire sont actuellement établies au Canada : 23 se trouvent dans le parc national des Prairies, et 2, dans des pâturages communautaires adjacents. Deux autres colonies auraient été occupées au cours des dernières années, mais elles ne le sont plus aujourd'hui.

Structure de la population

Les chiens de prairie à queue noire au Canada sont répartis dans un ensemble de colonies (ou « villes ») distinctes sur le plan spatial, situées à distance de dispersion connue de l'espèce (< 10 km; Garrett et Franklin, 1988; environ 20 km, Masefield Pasture Association Board, comm. pers., 2023) et fonctionnant vraisemblablement comme une seule population (Knowles *et al.*, 2002; Roach *et al.*, 2001). Les individus au Canada sont donc considérés comme formant une seule unité désignable (voir la section **Unités désignables**).

Une population introduite de chiens de prairie à queue noire à l'est d'Edmonton, en Alberta, à plus de 600 km au nord-ouest de l'aire de répartition naturelle de l'espèce dans les prairies (Trefry et Holroyd, 2012), est désormais disparue. Une petite population d'individus qui se sont échappés existe également à Fort Whyte Alive, à Winnipeg, au Manitoba, bien en dehors de l'aire de répartition naturelle de l'espèce. Cette population n'est pas prise en compte dans l'évaluation, conformément aux lignes directrices du COSEPAC pour les populations manipulées (Manuel des opérations et des procédures du COSEPAC).

En 2023, 25 colonies de chiens de prairie actives étaient recensées, toutes situées dans une zone de 472 km² dans le sud de la Saskatchewan et 23 d'entre elles se trouvent dans le parc national des Prairies. La taille de ces colonies varie entre 0,4 et 190 ha. Un nombre inconnu de colonies persistent à l'extérieur des limites du parc national des Prairies sur des terres privées, mais leur taille et leur emplacement n'ont pas été divulgués par les propriétaires fonciers en raison de sensibilités politiques. On présume que ces individus se trouvent à l'intérieur de la distance de dispersion estimée pour le chien des prairies à queue noire et qu'ils sont donc toujours considérés comme faisant partie d'une seule localité. Même si la dispersion entre les colonies n'a pas été directement observée au Canada (voir la section **Déplacements, migration et dispersion**), la disparition apparente et la recolonisation d'une petite colonie entre 2013 et 2016 semblent indiquer que la dispersion se produit et qu'elle pourrait être essentielle à la persistance de l'espèce (Gilpin, 1996; Hanski et Gilpin, 1997) au Canada.

Une récente étude génétique a permis de déterminer le génotype de plus de 500 individus à 15 locus microsatellites à partir d'échantillons de poils prélevés dans 15 des 23 colonies situées dans le parc national des Prairies, et de séquencer 1 000 paires de bases d'ADNmt provenant d'un sous-ensemble d'individus de chaque colonie échantillonnée (Cullingham *et al.*, 2023). D'après l'analyse qui en résulte, la variabilité génétique est extrêmement faible ($H_o = 0,231$) au sein de la population canadienne et la structure génétique entre les colonies est faible.

Les chiens de prairie de chaque colonie vivent en groupes familiaux territoriaux, appelés coteries (Hoogland, 1995). Les coteries sont généralement composées d'un mâle reproducteur, de plusieurs femelles reproductrices et de leurs jeunes d'un an et de leurs juvéniles (Hoogland, 1995, 2006). Cependant, une récente étude menée au sein d'une seule colonie au Canada a permis de constater que certaines coteries sont composées uniquement de jeunes d'un an ou de femelles adultes et de jeunes d'un an, et qu'elles ne

comptent pas de mâle reproducteur (Kusch et Lane, 2021). Aux États-Unis, les coteries compteraient en moyenne 6,5 membres (fourchette de 1 à 26) et la superficie de leur territoire varierait entre 0,31 (fourchette de 0,05 à 1,01 ha; Hoogland, 1995) et 0,85 ha (fourchette de 0,5 à 1,8 ha; Geaumont *et al.*, 2018). Même si le nombre moyen d'individus dans un groupe familial signalé au Canada correspond aux données déclarées aux États-Unis (moyenne de 6,61, fourchette de 1 à 14), la superficie du territoire des chiens de prairie au Canada est considérablement plus petite, la moyenne étant de seulement 0,04 ha (fourchette de 0,02 à 0,07 ha; Kusch et Lane, 2021).

Il est nécessaire d'obtenir de plus amples renseignements sur la connectivité et les obstacles aux déplacements entre les colonies pour mieux comprendre comment la structure spatiale des colonies peut influencer sur la structure génétique, l'isolement démographique et, en fin de compte, la persistance du chien de prairie à queue noire au Canada.

Zone d'occurrence et zone d'occupation

Au total, 28 colonies de chiens de prairie ont été cartographiées au Canada à l'aide de 18 relevés effectués entre 1970 et 2023 (tableau 1). Avant 1992, la méthodologie pour cartographier l'étendue des colonies n'était pas normalisée (COSEWIC, 2011; annexe 3). Par conséquent, seules les données de 1992 à 2023 ont été utilisées pour générer des estimations de la zone d'occurrence et de la zone d'occupation dans le présent rapport.

Tableau 1. Superficies (ha) occupées par les colonies de chiens de prairie au Canada, estimées à partir de l'étendue des colonies cartographiées entre 1970 et 2023. La superficie totale occupée par les colonies a été arrondie. En 2023, 15 colonies sur 24 étaient situées dans le bloc ouest du parc national du Canada des Prairies (PNCP), 2 étaient situées sur des terres agricoles de la Couronne en Saskatchewan et 9 étaient situées sur des terres en cours de transfert de propriété entre les gouvernements. Dans les années 1990, en 2011 et en 2012, les colonies n'ont pas toutes été cartographiées la même année; par conséquent, les estimations des années consécutives de relevé ont été résumées en une seule colonne. Si une colonie a été échantillonnée plus d'une fois au cours de ces années consécutives, l'estimation de la dernière année a été utilisée. Des renseignements supplémentaires sont fournis sous le tableau. Les données sur l'étendue des colonies ont été fournies par le parc national des Prairies et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan. Remarque : les colonies situées sur des terres privées n'ont pas été incluses dans ces calculs, car les rédacteurs du rapport n'avaient pas accès aux données.

Nom de la colonie	Propriété en 2021	Année de la 1 ^{re} déclaration	Année du relevé pour la cartographie de l'étendue de la colonie																	
			1970 ¹	1975 ²	1985 ³	1992/ 1993/ 1994 ^{4,5}	1995/ 1996 ^{5,7}	1997/ 1998 ^{6,7,8}	2000 ^{6,7}	2002 ^{8,7}	2004 ^{8,7}	2007 ⁷	2009 ⁷	2011/ 2012 ^{6,7}	2013 ⁷	2015 ⁷	2017 ⁷	2019 ⁷	2021 ^{9,7}	2023 ^{7,9,10}
70 Mile Butte	PNCP	1970	30	31	37	24	28	26	27	28	17	27	31	19	9	12	12	12	26	29
Big Bluestem	En transition	2020																	1	2
Bison Facility North	PNCP	1970*	0,4			2													0,1	0.4
Bison Facility South	PNCP	1970*	1			5													0,5	0.0
Broken Hills	PNCP	1961			78	95	82	94	94	86	78	96	97	81	57	66	73	62	105	109

Nom de la colonie	Propriété en 2021	Année de la 1 ^{re} déclaration	Année du relevé pour la cartographie de l'étendue de la colonie																	
			1970 ¹	1975 ²	1985 ³	1992/ 1993/ 1994 ^{4,5}	1995/ 1996 ^{5,7}	1997/ 1998 ^{6,7,8}	2000 ^{6,7}	2002 ^{8,7}	2004 ^{8,7}	2007 ⁷	2009 ⁷	2011/ 2012 ^{6,7}	2013 ⁷	2015 ⁷	2017 ⁷	2019 ⁷	2021 ^{9,7}	2023 ^{7,9,10}
Dixon Community Pasture	Sask. – Agriculture	1961	121	24	24	6	6	24	27	23	9	21	25	15	10	10	13	11	20	24
Dixon Main	En transition	1927*	44	80	43	57	59	64	69	71	67	83	85	74	47	65	82	76	91	86
Dixon North/Hill ^a	En transition	1927*	54	40	48	54	58	67	59	54	55	68	72	40	4	12	29	27	52	59
Dixon South ^b	En transition	1927			20	82	81	81	92	86	69	99	103	53	50	59	84	54	96	92
Dixon Southwest ^b	En transition	1964*	93	120	63	76	64	72	67	66	62	77	68	50	36	42	64	45	69	68
Dixon West	En transition	1950*	34	18	19	21	23	26	27	27	23	33	38	17	4	6	16	11	18	22
Ecotour (Laovenan)	PNCP	1964*				3	3	6	7	11	13	19	20	19	16	22	28	31	42	45
Larson	PNCP	1970	0,4	4	77	110	133	157	147	147	147	168	164	111	94	114	162	145	175	190
Little Bluestem	En transition	2021																	0,2	1
Masefield	Sask. – Agriculture	1970	2	8	12	28	31	37	39	37	40	38	39	29	16	24	29	25	25	25
Masefield West	Sask. – Agriculture	1975		9																
Monument A (West) ^c	PNCP	1914	103	254	57	72	72	77	86	94	84	101	108	74	70	78	101	86	114	146
Monument B (East) ^c	PNCP	1992				14	17	21	24	27	27	33	34	22	18	19	26	21	29	
North Gillespie	PNCP	1964*	18	4	12	17	19	10	2	3	4	8	9	6	4	8	7	7	8	9
Police Coulee	PNCP	1993				14	18	28	26	29	29	42	42	27	20	24	47	45	57	66
Sage	PNCP	1992				3	6	8	7	8	8	11	8	6	5	7	9	9	18	25
Snake Pit	PNCP	1950	1	164	154	164	165	172	191	188	174	198	196	114	99	109	138	135	176	166
South Gillespie ^d	PNCP	1992	0,2			8	0,2	1	1	1	2	5	5				1	2	6	9
Timbergulch	PNCP	1961				2	5	8	7	8	7	11	10	7	5	8	12	11	19	23
Timbergulch/Police	PNCP	1992				5														
Little Breed Creek	PNCP	1964				3														
Walker	En transition	1970	0,4	7	43	58	61	56	51	68	68	86	83	74	61	84	118	107	144	139
Walker South	En transition	2020																	0,2	0,6
Superficie (ha) totale occupée par les colonies			503	763	687	924	931	1 034	1 048	1 062	983	1 224	1 235	838	625	768	1 049	924	1 291	1 336
Nombre de colonies				15	13	14	24	20	20	20	20	20	20	19	19	19	20	20	25	24

¹Kerwine et Scheelhaase (1971).

²Millson (1976).

³Laing (1986).

⁴Gauthier et Boon (1994).

⁵Harris (1995).

⁶Relevé du ministère de l'Environnement de la Saskatchewan, anciennement le ministère de l'Environnement et de la Gestion des ressources de la Saskatchewan (SERM).

⁷Relevé dans le parc national des Prairies.

⁸L'étendue de la colonie Walker n'a pas été cartographiée en 1997-1998, en 2002 et en 2004. L'estimation de l'étendue pour ces années a été calculée à partir de la moyenne des années les plus proches (1997-1998 : 1996 et 2000; 2002 : 2000 et 2007; 2004 : 2000 et 2007).

⁹L'étendue de la colonie Masefield n'a pas été cartographiée en 2021 ni en 2023, par conséquent l'estimation de 2019 a été utilisée.

¹⁰En 2023, l'étendue des colonies Monument A et Monument B a été cartographiée comme s'il s'agissait d'une seule et même colonie, et la valeur a été inscrites sous Monument A, étant donné que les deux colonies ne faisaient plus qu'une.

*Colonie existante à proximité d'une colonie signalée en 1970 ou avant.

^aLes colonies de Dixon North et Dixon Hill étaient signalées initialement comme deux colonies distinctes, mais en raison de leur proximité, elles sont désormais réunies en une seule colonie, soit Dixon North/Hill.

^bOn ignore si, en 1970 et en 1975, les colonies Dixon South et Dixon Southwest étaient considérées comme distinctes et si leur étendue a été signalée comme s'il s'agissait d'une seule colonie.

^cLes colonies Monument A et B formaient à l'origine une seule colonie, qui a été visée par des travaux de labourage en 1938 et en 1981, divisant ainsi la colonie en deux (A et B).

^dLa colonie South Gillespie s'est établie au printemps 1970 et a disparu en 2010, probablement à cause de la sécheresse ou de la peste, et s'est rétablie entre 2013 et 2019.

Même si la technologie et la méthodologie ont légèrement évolué depuis 1993, les relevés de l'étendue des colonies effectués par Parcs Canada et les partenaires ont généralement suivi la technique de surveillance des terriers actifs (les terriers actifs sont exposés et on y trouve des excréments frais; Biggins *et al.*, 1993) recommandée par Gauthier et Boon (1994). Conformément à ce protocole, les limites extérieures de toutes les colonies connues dans le parc national des Prairies et les pâturages communautaires voisins (à condition d'obtenir une autorisation annuelle), mais pas sur les terres privées, sont cartographiées à l'aide d'un GPS portable que l'on tient en marchant d'un terrier actif au prochain terrier actif situé à la lisière de la colonie pour déterminer l'étendue de la colonie. Cette technique est à la fois simple et reproductible (Grasslands National Park, 2022), mais il peut parfois être difficile et subjectif de faire la distinction entre les terriers actifs et inactifs. Par conséquent, les cartes annuelles de l'étendue des colonies de chiens de prairie n'illustrent que des limites approximatives, étant donné que les chiens de prairie peuvent avoir une incidence sur les prairies qui s'étend au-delà des terriers en périphérie.

Zone d'occurrence actuelle

La zone d'occurrence au Canada est de 472 km², valeur calculée selon la méthode du plus petit polygone convexe englobant les données sur l'étendue des colonies connues en 2023 pour la plupart des colonies et en 2019 pour la colonie Masefield (figure 2).

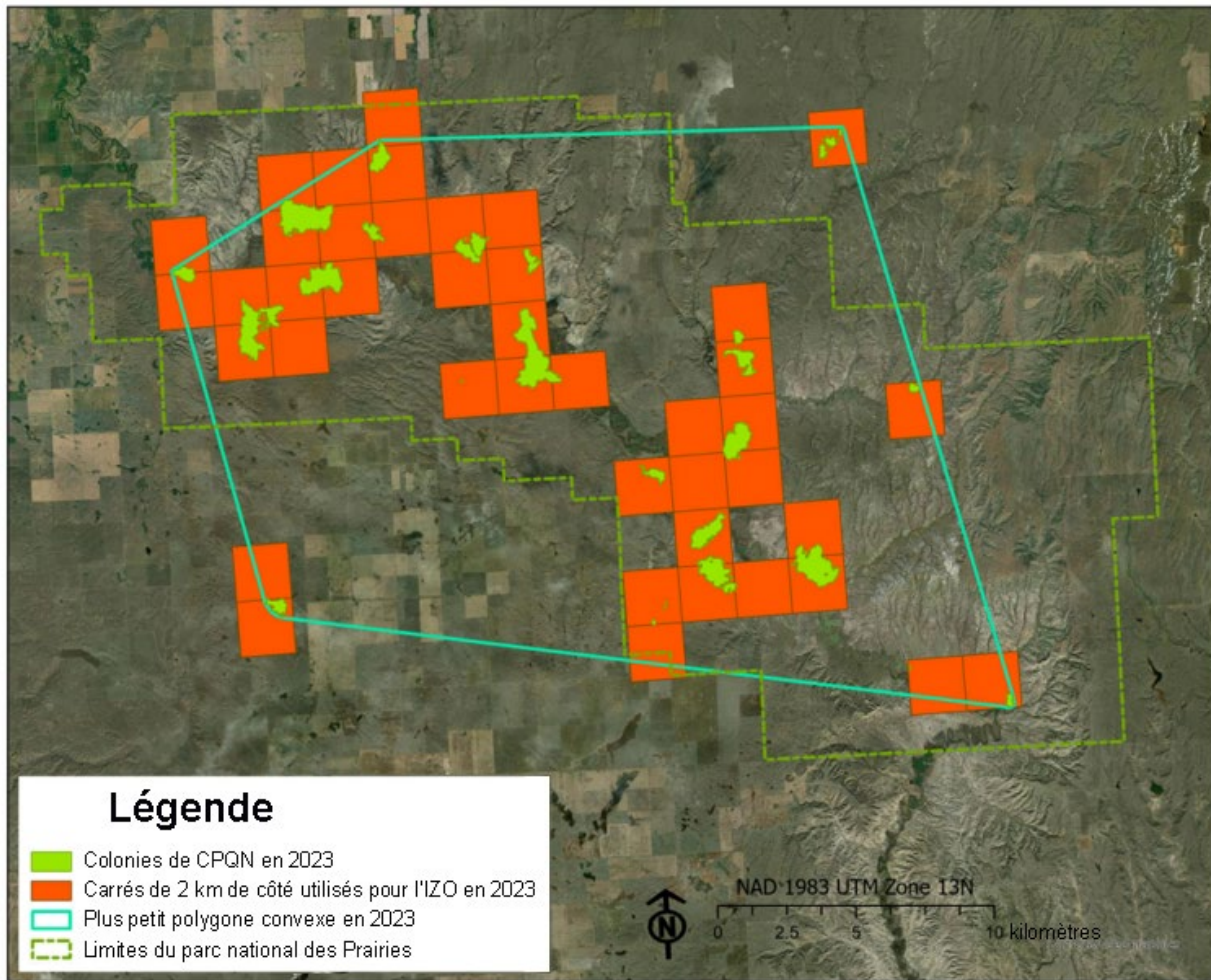


Figure 2. Estimation de la superficie occupée par les colonies (2023), indice de zone d'occupation (IZO) et zone d'occurrence en 2023 (petit polygone convexe en 2023) pour le chien de prairie à queue noire au Canada. Toutes les colonies ont été cartographiées en 2023, à l'exception de la colonie Maselfield, qui a fait l'objet d'un dernier relevé en 2019 et qui est située à l'extrémité sud-ouest par rapport aux autres, en dehors des limites du parc national des Prairies. D'après l'étendue de la colonie Maselfield en 2019 et l'étendue de toutes les autres colonies en 2023, la zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) est estimée à 472 km². L'IZO estimé à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté est de 168 km². Toutes les données ont été fournies par le parc national du Canada des Prairies.

Indice de zone d'occupation actuel

L'indice de zone d'occupation (IZO) au Canada est de 168 km², valeur calculée à l'aide d'une grille à carrés de 2 km de côté dessinée d'après les données sur l'étendue des colonies connues en 2023 pour la plupart des colonies et en 2019 pour la colonie Maselfield (figure 2).

Selon les membres de la collectivité locale, il existe des colonies de chiens de prairie qui n'ont pas fait l'objet de relevés à l'extérieur du parc, mais les propriétaires fonciers gardent leur emplacement confidentiel. Si l'on suppose que la zone d'occurrence et l'IZO sont sous-estimés, et dans le but de comprendre la sensibilité de ces valeurs permettant de déterminer si elles correspondent aux seuils des critères, les valeurs maximales probables de la zone d'occurrence et de l'IZO ont été calculées en tenant compte d'une marge de 20 % (tableau 2). La zone d'occurrence totale (la plus grande mesure possible de la zone occupée) est de 566,7 km², si l'on tient compte de la marge de 20 %. L'IZO calculé à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté est de 202 km², si l'on tient compte de la marge de 20 %. Malgré l'ajout de la marge de 20 %, les estimations de la zone d'occurrence et de l'IZO restent bien inférieures aux seuils du COSEPAC, qui sont respectivement de 5 000 km² et de 500 km².

Tableau 2. Estimation des valeurs minimales et maximales des zones occupées par les colonies de chiens de prairie à queue noire au Canada ayant fait l'objet de relevés entre 2000 et 2023. Les indices d'occupation comprennent la zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation (IZO) selon une échelle de 4 km². L'année et la superficie estimée (en kilomètres carrés) sont fournies pour les estimations des valeurs minimales et maximales de chaque mesure d'occupation. Dans le but de tenir compte des colonies potentielles non découvertes, les valeurs maximales estimées pour les zones d'occupation déclarées tiennent également compte d'une marge de 20 % pour chaque mesure. La variation en pourcentage entre les superficies minimales et maximales estimées est également indiquée, accompagnée de la plus forte augmentation (« plus grande valeur + ve ») et de la plus forte diminution (« plus grande valeur - ve ») entre les relevés successifs (intervalle de deux ans). Voir le tableau 1 pour obtenir des détails sur les irrégularités dans les données. Les données sur l'étendue des colonies ont été fournies par le parc national des Prairies et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan.

Indice d'occupation	Superficie estimée (km ²)					Variation (%) de la superficie estimée					
	Minimum		Maximum			Estimation des valeurs min. et max.		Plus grande valeur + ve		Plus grande valeur - ve	
	Année	km ²	Année	km ²	km ² (+ 20 %)	Année	%	Année	%	Année	%
Zone d'occurrence	2013	383	2009 (et 2023)	472	567	De 2013 à 2009 (et 2023)	23 %	De 2015 à 2017	20 %	De 2009 à 2011/2012	-18 %
IZO (carrés de 2 km de côté)	2013 et 2015	140	2021 (et 2023)	168	404	De 2013 à 2021 (et 2023)	20 %	De 2019 à 2021 (et 2023)	17 %	De 2009 à 2011/2012	-8 %

Fluctuations et tendances de la répartition

Au cours des 30 dernières années (1992-2023), la zone d'occurrence du chien de prairie à queue noire au Canada est restée relativement stable, sauf entre 2011 et 2015, lorsque la colonie la plus au sud (soit la colonie South Gillespie) a temporairement disparu. La zone d'occurrence est restée comprise entre 450 et 475 km², enregistrant des variations relativement mineures d'une année à l'autre (tableau 3). De même, l'IZO calculé à l'aide d'une grille à carrés de 2 km de côté a rarement fluctué de plus de 10 % entre les relevés consécutifs (tableau 3), la plus forte augmentation à long terme (20 %) ayant eu lieu de 2013 à 2021 (tableau 2).

Tableau 3. Estimations de la zone d'occurrence et de la zone d'occupation du chien de prairie à queue noire au Canada, obtenues à partir de l'étendue des colonies cartographiées entre 1992 et 2023. La zone d'occurrence a été estimée pour chaque année à l'aide du plus petit polygone convexe (PPPC). La zone d'occupation a été estimée à l'aide de l'indice de zone d'occupation (IZO) calculé selon une grille à carrés de 2 km de côté (4 km²). Le nombre de colonies cartographiées chaque année est indiqué dans la colonne « N^{bre} de colonies cartographiées ». Dans le but d'uniformiser les comparaisons relatives aux variations en pourcentage entre les années, des colonies ont été incluses ou exclues de la superficie totale, au besoin. Le nombre total de colonies comparées est indiqué dans la colonne « N^{bre} de colonies utilisées dans les estimations ». Les estimations pour les colonies manquantes (c.-à-d. non recensées) au cours de chaque année ont été calculées à partir de la moyenne des deux années de relevés adjacentes, comme il est décrit dans le tableau 1. Les données sur l'étendue des colonies ont été fournies par le parc national des Prairies et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan.

Année	N ^{bre} de colonies cartographiées	N ^{bre} de colonies utilisées dans les estimations	Zone d'occurrence		Zone d'occupation		
			PPPC	Variation (%) du PPPC	N ^{bre} de carrés de 2 km de côté	2 km × 2 km (km ²)	Variation (%) de l'IZO (2 km de côté)
1992/1993/ 1994	23	23	453,81	S. o.	41	164	S. o.
		20	453,81	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.
1995/1996	20	18	464,70	S. o.	31	124	S. o.
		20	464,70	2,40 %	37	148	-9,76 %
1997/1998	18	18	465,28	0,12 %	29	116	-6,45 %
		20	465,28	0,12 %	37	148	0,00 %
2000	20	18	S. o.	S. o.	31	124	6,90 %
		19	S. o.	S. o.	35	140	s. o.
		20	467,91	0,57 %	39	156	5,41 %
2002	19	19	468,09	0,04 %	35	140	0,00 %
		20	S. o.	S. o.	39	156	0,00 %
2004	19	19	468,30	0,04 %	35	140	0,00 %
		20	S. o.	S. o.	39	156	0,00 %
2007	20	19	S. o.	S. o.	35	140	0,00 %
		20	471,14	0,61 %	39	156	11,43 %
2009	20	20	472,22	0,23 %	40	160	2,56 %
2011/2012	19	19	386,36	-18,18 %	37	148	-7,50 %

Année	N ^{bre} de colonies cartographiées	N ^{bre} de colonies utilisées	Zone d'occurrence		Zone d'occupation		
			PPPC	Variation (%)	N ^{bre} de	2 km × 2 km	Variation (%)
2013	19	19	382,99	-0,87 %	35	140	-5,41 %
2015	19	19	386,15	0,83 %	35	140	0,00 %
2017	20	20	464,68	20,34 %	37	148	5,71 %
2019	20	19*	S. o.	S. o.	35	140	S. o.
		20	463,94	-0,16 %	36	144	-2,70 %
2021	24	24	S. o.	S. o.	41	164	17,14 %
		25**	471,33	1,59 %	42	168	16,67 %
2023	24	24	S. o.	S. o.	41	164	0,00 %
		25**	471,71	0,08 %	42	168	0,00 %

*La colonie Masfield n'a pas été prise en compte aux fins de comparaison avec l'ensemble de données de 2021 (année où l'étendue de la colonie n'a pas été cartographiée).

**L'estimation de la colonie Masfield en 2019 est prise en compte aux fins de comparaison avec l'ensemble des données complet de 2019.

La plus forte augmentation de l'étendue totale des colonies entre deux relevés consécutifs au cours des deux dernières décennies s'est produite entre 2019 et 2021 (39,7 %) (figure 3). En moyenne, l'étendue de chaque colonie (et non la population) a augmenté de 64 % entre ces deux relevés, soit la plus forte augmentation moyenne de l'étendue enregistrée à ce jour (tableau 4). La découverte de cinq colonies nouvellement établies en 2020 et en 2021 (Walker South, Big Blue Stem, Little Blue Stem et deux colonies près de l'installation des bisons dans le parc national des Prairies à proximité de deux colonies historiques observées en 1970) a également été un signe d'augmentation générale de la répartition des chiens de prairie au cours des dernières années. En 2020, les chiens de prairie ont également commencé à coloniser le terrain de camping de la vallée de la rivière Frenchman, mais, la même année, ils ont été déplacés vers la périphérie de la colonie Sage. L'expansion apparente de la répartition des chiens de prairie dans de nouveaux (ou anciens) habitats correspond aux observations faites par les membres de la collectivité qui ont déclaré avoir vu des chiens de prairie dans des zones situées en dehors du parc national des Prairies, d'où ils étaient absents depuis des années (Grant, comm. pers., 2022; Masfield Pasture Association Board, comm. pers., 2023).

Une méthode normalisée utilisée pour déterminer l'étendue des colonies de chiens de prairie permet de comparer la taille des colonies actives au fil du temps depuis plus de vingt ans. Cependant, les relevés des nouvelles colonies de chiens de prairie, en particulier en dehors du parc national des Prairies, ne sont pas effectués régulièrement.

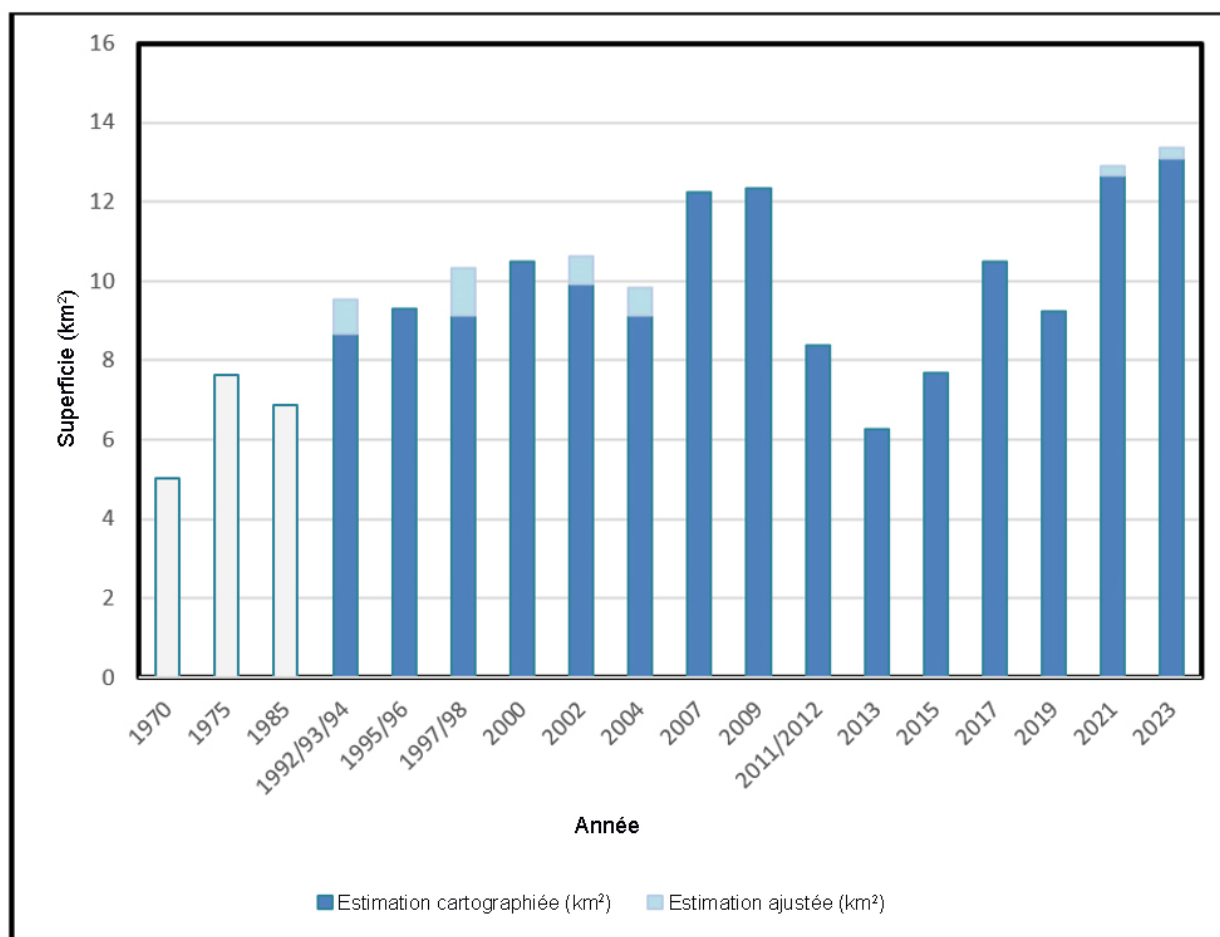


Figure 3. Estimation de l'étendue des colonies de chiens de prairie au Canada. La superficie totale (km²) des colonies cartographiées lors de chaque relevé est représentée en bleu foncé. Au cours des années où toutes les colonies n'ont pas été cartographiées malgré leur présence (1992/1993/1994, 1997/1998, 2002, 2004, 2021 et 2023), la superficie des colonies non cartographiées a été calculée à partir de la moyenne des deux années de relevés adjacents (« estimation ajustée »; bleu clair). Voir le tableau 1 pour obtenir plus de détails. La superficie totale des colonies en 1970, 1975 et 1985 (en gris) est représentée de façon distincte, car les protocoles d'échantillonnage et la fréquence étaient incompatibles avec ceux utilisés après 1992.

Tableau 4. Résumé de la variation en pourcentage de la superficie des colonies de chiens de prairie cartographiées entre 2000 et 2023. À l'exception de la période de 2004 à 2007, la variation en pourcentage a été estimée sur un intervalle de deux ans. Voir le tableau 1 pour obtenir des détails sur les irrégularités dans les données. Les données sur l'étendue des colonies ont été fournies par le parc national des Prairies et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan.

Nom de la colonie	Variation (%) de la superficie des colonies de CPQN										
	2000-2002	2002-2004	2004-2007	2007-2009	2009-2011	2011-2013	2013-2015	2015-2017	2017-2019	2019-2021	2021-2023
70 Mile Butte	3,2	-39,8	60,6	14,3	-38,3	-53,7	36,7	-1,2	2,1	116,9	9,2
Big Bluestem											
Bison Facility North											
Bison Facility South											
Broken Hills	-9,1	-9,3	23,7	0,7	-15,8	-30,1	15,6	10,8	-15,0	69,3	3,9
Dixon Community Pasture	-16,3	-59,0	131,1	18,4	-41,0	-35,2	-0,9	34,2	-13,2	77,9	19,3

Nom de la colonie	Variation (%) de la superficie des colonies de CPQN										
	2000-2002	2002-2004	2004-2007	2007-2009	2009-2011	2011-2013	2013-2015	2015-2017	2017-2019	2019-2021	2021-2023
Dixon Main	3,0	-5,5	24,0	2,1	-12,0	-36,9	38,6	26,4	-8,1	20,2	-5,8
Dixon North/Hill	-8,1	2,9	22,1	6,5	-44,8	-88,8	160,5	147,0	-4,0	90,6	13,9
Dixon South	-6,1	-19,5	42,3	4,8	-48,9	-5,8	17,6	43,9	-35,6	76,3	-4,1
Dixon Southwest	-1,7	-6,2	25,3	-12,6	-26,3	-28,5	17,9	51,3	-28,6	50,9	0,0
Dixon West	2,6	-15,7	45,0	13,6	-54,8	-75,8	55,5	143,3	-27,7	61,0	18,7
Ecotour (Laovenan)	46,6	18,6	45,3	7,4	-6,3	-15,0	36,2	25,9	13,2	33,5	7,2
Larson	-0,3	0,4	14,2	-2,7	-32,4	-15,1	21,2	42,1	-10,5	21,2	8,1
Little Bluestem											
Masefield	-4,3	6,9	-4,0	2,9	-26,2	-45,7	55,7	19,2	-12,9	0	0
Masefield West											
Monument A (West)	9,4	-10,7	21,0	6,2	-31,0	-5,9	11,2	29,5	-14,5	32,7	28,1
Monument B (East)	14,6	-1,6	22,7	3,9	-34,8	-20,4	10,3	34,8	-19,7	39,2	0,0
North Gillespie	102,2	23,5	98,4	7,1	-30,3	-28,4	79,9	-9,2	-6,9	13,5	21,1
Police Coulee	10,9	-2,5	47,3	-0,4	-35,9	-23,6	17,5	93,9	-2,7	25,1	15,4
Sage	21,1	-1,0	32,6	-23,0	-27,2	-19,0	39,8	29,2	-1,2	100,5	43,7
Snake Pit	-1,9	-7,1	13,9	-1,4	-41,9	-12,7	9,8	26,6	-2,0	30,0	-5,9
South Gillespie	50,7	44,0	177,4	-0,8	-100,0				65,8	264,5	50,6
Timbergulch	18,8	-12,8	51,6	-6,7	-29,3	-27,9	56,8	45,4	-6,3	63,4	25,0
Timbergulch/Police											
Little Breed Creek											
Walker	33,8	0	25,3	-3,6	-11,0	-17,0	36,9	41,0	-9,3	34,3	-3,4
Walker South											
Variation (%) de la colonie – plus grande valeur - ve	-16 %	-59 %	-4 %	-23 %	- 100 %	-89 %	-1 %	-9 %	-36 %	S. o.	-6 %
Variation (%) de la colonie – plus grande valeur + ve	102 %	44 %	177 %	18 %	S. o.	S. o.	161 %	147 %	66 %	265 %	51 %
Variation (%) de la colonie – moyenne	13 %	-5 %	46 %	2 %	-34 %	-31 %	38 %	44 %	-7 %	64 %	14 %

BIOLOGIE ET UTILISATION DE L'HABITAT

Le cycle vital du chien de prairie est étroitement lié aux conditions environnementales et à la saisonnalité, en particulier au Canada, où, en raison des hivers rigoureux, les individus hibernent pendant quatre mois (voir la section **Adaptations physiologiques, comportementales et autres**). Le printemps (de mars à juin environ) est généralement caractérisé par la reproduction avant le verdissement, suivie de la sortie des petits et d'une période de dispersion au cours de laquelle les jeunes d'un an et/ou les adultes peuvent quitter leur coterie natale pour se joindre à de nouvelles coteries ou colonies (voir la section **Déplacements, migration et dispersion**). L'été (de juillet à septembre environ) est une période cruciale pour la recherche de nourriture et la prise de poids. Pendant cette période, les petits grandissent rapidement, tandis que les jeunes d'un an et les adultes reprennent la masse corporelle perdue pendant qu'ils hibernaient, entretiennent et créent des terriers, et défendent ou élargissent leurs territoires. À l'automne (de septembre à novembre environ), tous les chiens de prairie se préparent à hiberner : ils augmentent leurs réserves de graisse, recouvrent leurs terriers de végétation morte et d'autres matières isolantes et muent.

Cycle vital et reproduction

La durée d'une génération estimée pour le chien de prairie est de 3,03 ans d'après la méthode 3 (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2010) et la table de survie cumulative de Hoogland (1995) (COSEWIC, 2011). Les chiens de prairie commencent généralement à se reproduire à l'âge de 2 ans, mais peuvent le faire dès l'âge de 1 an (35 à 40 % des femelles, 6 % des mâles) ou se reproduire plus tard, à l'âge de 3 ans (5 % des femelles, 24 % des mâles; Knowles, 1987; Hoogland, 1995). La saison de reproduction dure généralement de une à quatre semaines (King, 1955, cité dans Knowles 1987; Tileston et Lechleitner, 1966; Hoogland, 1995), commençant à la mi-mars ou à la fin mars dans les régions septentrionales de l'aire de répartition de l'espèce (Knowles, 1987; Garrett et Franklin, 1988). L'œstrus chez les femelles ne dure qu'une journée, généralement une fois par an, mais il peut parfois se produire une deuxième fois, environ deux semaines plus tard, si la femelle n'est pas devenue gravide la première fois (Hoogland, 1995). L'espèce est polygyne, c'est-à-dire qu'un ou deux mâles s'accouplent au sein d'une coterie avec deux ou trois femelles étroitement apparentées (Hoogland, 1995). La copulation des chiens de prairie se fait sous terre dans les terriers, mais des comportements d'accouplement et de parade nuptiale sont observés hors terrier (Hoogland, 1995).

Au Canada, la mise bas a généralement lieu au début du mois d'avril et les petits sortent des terriers entre la mi-mai et le début juin (Kusch *et al.*, 2020; Liccioli, comm. pers., 2022). La taille moyenne des portées de l'espèce au Canada est de $3,06 \pm 1,27$ (erreur-type) petits (Kusch *et al.*, 2020). Des portées comptant de 8 à 10 individus ont été observées, mais il s'agit probablement du nombre avant la sortie des terriers (Anthony et Foreman, 1951; Koford, 1958; Hoogland, 1995). La taille maximale d'une portée a été de huit individus en 2019 (J. Lane, données inédites), après une année où la densité de la population était faible.

Les taux de reproduction annuels varient en fonction de facteurs comme la disponibilité de ressources par individu (Stephens, 2012) et les périodes de sécheresse (Knowles, 1987; Avila-Flores *et al.*, 2010; Facka *et al.*, 2010; Grassel *et al.*, 2016; Stephens *et al.*, 2018). Comme la reproduction a lieu au début du printemps, tout juste après l'émergence des adultes de l'hibernation et avant le verdissement, les chiens de prairie au Canada et dans d'autres régions septentrionales de l'aire de répartition doivent compter sur les réserves d'énergie faites au cours de la saison de croissance précédente. Un faible taux de gestation, des portées de taille réduite, des naissances tardives et/ou un faible taux de survie des petits peuvent tous découler de conditions physiques non optimales chez les adultes reproducteurs (Rieger, 1996; Neuhaus, 2000). En outre, les compromis énergétiques entre la reproduction et la survie peuvent changer dans des conditions stressantes pour les individus reproducteurs (Smith et Johnson, 1985). Des études sur les chiens de prairie canadiens font état d'une relation positive entre la masse corporelle à l'automne précédent et l'état reproducteur des femelles au printemps suivant (Lloyd, 2011; Stephens, 2012). Selon les études menées entre 2007 et 2019 sur les chiens de prairie au Canada, les taux de reproduction varient considérablement et les échecs de reproduction sont fréquents les années suivant une sécheresse (Stephens *et al.*, 2018; Kusch *et al.*, 2021; Wilder Institute/Calgary Zoo, données inédites). Par exemple, en 2018,

seulement 0,5 % des femelles étaient actives sur le plan de la reproduction. Il s'agit de la plus faible proportion de femelles reproductrices jamais enregistrée au Canada, cette proportion ayant été atteinte après la pire sécheresse (2017) jamais enregistrée au cours des soixante dernières années. Dans les années qui ont suivi une période de sécheresse extrême, on a constaté un échec de la reproduction à l'échelle de la population (Avila-Flores, 2009; Facka *et al.*, 2010).

Le taux de survie des chiens de prairie varie selon le sexe : les mâles vivent généralement de trois à cinq ans, et les femelles, de cinq à huit ans (Hoogland, 1995). Chez les deux sexes, les taux de survie varient de façon curvilinéaire en fonction de l'âge (Hoogland, 1995) et sont très variables (Grassel *et al.*, 2016; Stephens *et al.*, 2018). Les juvéniles ont généralement les taux de survie les plus faibles dans une population (Hoogland, 1995); ces faibles taux seraient principalement attribuables à l'infanticide par des congénères adultes et la prédation (Hoogland, 1995, 2001). Les chiens de prairie mâles d'un an et adultes ont tendance à avoir des taux de survie plus faibles que les femelles de la même classe d'âge, probablement en raison des conflits territoriaux entre mâles (Hoogland, 1995) et de la dispersion plus importante chez les mâles, qui sont susceptibles d'accroître les attaques par des congénères entre les coterie et le risque de prédation lors des déplacements entre colonies (Garrett et Franklin, 1988). Bien que les colonies de chiens de prairie représentent une source de proies concentrée pour de nombreuses espèces prédatrices (Hoogland, 1981; Loughry, 1987), les effets de la prédation sur les taux de survie du chien de prairie ne sont pas bien compris (Koford, 1958; Tyler, 1968; Campbell III et Clark, 1981).

La variabilité annuelle et saisonnière de la production de fourrage, des précipitations et de la température ambiante est un important facteur de survie du chien de prairie à queue noire dans l'ensemble de son aire de répartition (Hoogland, 1995 : Facka *et al.*, 2010; Stephens *et al.*, 2018). La période de l'année la plus contraignante pour l'espèce au Canada est entre novembre et avril, lorsque les plantes fourragères sont mortes et que les températures sont les plus basses. Des études menées au cours de deux périodes (2008-2010 et 2017-2019) ont révélé que les estimations du taux de survie en hiver varient beaucoup plus que celles pendant la saison de croissance estivale (Lloyd, 2011; Wilder Institute/Calgary Zoo, données inédites). Selon Lloyd (2011), la variabilité de la survie en hiver est due à la fois aux précipitations durant la saison de croissance précédente et à la rigueur de l'hiver. Stephens *et al.* (2018) estiment que la quantité et la qualité des plantes fourragères, qui dépendent des précipitations, peuvent avoir une incidence sur la survie annuelle des chiens de prairie au Canada, et ce, par quatre mécanismes potentiels : 1) une diminution de la quantité de plantes fourragères entraînerait une diminution de la masse corporelle, ce qui réduirait la capacité des chiens de prairie à survivre à l'hiver; 2) une diminution de la quantité de plantes fourragères entraînerait une augmentation des taux de prédation, car les chiens de prairie devraient s'éloigner davantage de leur terrier pour se nourrir; 3) une diminution de la qualité des plantes fourragères pourrait avoir des effets physiologiques sur la thermorégulation, ce qui pourrait avoir une incidence sur la régulation de l'énergie en hiver; 4) une diminution de la qualité des plantes fourragères pourrait entraîner une détérioration de la condition physique, ce qui pourrait accroître la vulnérabilité aux ectoparasites et aux maladies.

À l'échelle du paysage, la peste sylvatique, transmise principalement par les puces, pose un grand risque de mortalité (Cully et Williams, 2001; Antolin *et al.*, 2002; Eisen *et al.*, 2006) (voir la section **Menaces**). Aux États-Unis, la peste a été signalée à des niveaux enzootiques et semble « stagner » dans le paysage (faible prévalence de la maladie, faible mortalité et propagation lente), avant de subitement dégénérer en épizooties (forte prévalence de la maladie, mortalité et propagation rapides) caractérisées par des taux de mortalité de 90 à 100 % et par la disparition des colonies (Cully et Williams, 2001; Antolin *et al.*, 2002; Stapp *et al.*, 2004; Lorange *et al.*, 2005). Selon Liccioli *et al.* (2020), la peste au Canada se maintient probablement à des niveaux enzootiques. Toutefois, les effets de la peste enzootique sur les taux de survie actuels du chien de prairie au Canada ne sont pas bien compris. Parcs Canada a mis en place un programme de gestion active visant à réduire les risques que pose la peste (Tuckwell et Everest, 2009).

Besoins en matière d'habitat

Dans l'ensemble de son aire de répartition, le chien de prairie à queue noire occupe généralement de vastes vallées fluviales plates où poussent des graminées, des plantes herbacées non graminéïdes et d'autres végétaux relativement courts (< 30 cm) ainsi que quelques arbustes (Koford, 1958; Clippinger, 1989; Hoogland, 1995; Proctor, 1998; Roe et Roe, 2003; Avila-Flores *et al.*, 2010; Stephens, 2012; Thorpe et Stephens, 2017). Il a également besoin d'un sol bien drainé et relativement épais (plus d'un mètre de profondeur) qui contient peu de roches pour construire des réseaux de terriers stables (Reading et Matchett, 1997; Avila-Flores *et al.*, 2010; Stephens, 2012; Calgary Zoo Foundation and Grasslands National Park, 2021). Ces terriers sont utilisés pour dormir, hiberner, s'accoupler et élever les petits, ainsi que pour se protéger des conditions météorologiques extrêmes et des prédateurs (Hoogland, 1995).

La plupart des colonies de chiens de prairie qui se trouvent dans le parc vivent dans le fond et le long des pentes de la vallée de la rivière Frenchman. Les éleveurs locaux indiquent que des colonies sont présentes sur des terres précédemment perturbées ou cultivées, ou à proximité de celles-ci, et considèrent qu'il s'agit d'un facteur important dans la sélection de leur habitat (RM Val Marie, comm. pers., 2024). Les besoins particuliers du chien de prairie à queue noire en matière d'habitat au Canada sont principalement établis à partir de comparaisons entre les habitats occupés et inoccupés dans le parc national des Prairies. Les conditions topologiques et climatiques (pente faible à modérée, valeurs médianes du rayonnement solaire moyen en hiver, sédiments d'alluvions et de colluvions, sols argileux et terrains modérément rugueux) sont un facteur important de l'occupation (Stephens, 2012). Thorpe et Stephens (2017) ont constaté que la probabilité que des chiens de prairies occupent une unité d'habitat de 60 × 60 m (à l'intérieur de l'étendue de la colonie en 2009) était inversement liée à chacun des facteurs suivants : la pente, le pourcentage de sable, le rayonnement solaire moyen en hiver et le carbone organique présent dans le sol. Ces auteurs ont utilisé ces variables pour prédire le caractère convenable de l'habitat dans l'ensemble du parc national des Prairies; selon leur modèle, environ 5 600 ha du parc conviennent grandement aux chiens de prairie (y compris les

quelque 1 200 ha déjà occupés). Toutefois, cette valeur est probablement surestimée, car l'absence de facteurs relatifs à la végétation dans le modèle a mené à la désignation de certaines zones comme très convenables malgré le manque de végétation et une érosion éolienne et hydrique importante.

Les variables biologiques, comme les caractéristiques de la végétation, ont été exclues jusqu'à présent des modèles d'habitat, car le chien de prairie modifie considérablement son milieu en coupant la végétation et en entretenant des terriers (Cincotta *et al.*, 1989). Par conséquent, les caractéristiques des colonies occupées ne reflètent pas nécessairement celles des habitats susceptibles d'être convenables, mais inoccupés. En 2021, un indice d'évaluation de l'habitat a été mis au point pour tenir compte de la végétation. Cet indice s'appuie sur le modèle de Thorpe et Stephens (2017) et permet d'évaluer l'habitat potentiel du chien de prairie en fonction d'un ensemble de critères normalisés et quantifiables (Parks Canada et Wilder Institute/Calgary Zoo, 2021). Ces critères comprennent notamment des critères abiotiques semblables à ceux des modèles canadiens existants et des critères biologiques qui sont en grande partie fondés sur les recherches sur les besoins en matière d'habitat des chiens de prairie aux États-Unis (voir Parks Canada et Wilder Institute/Calgary Zoo 2021).

Les besoins biologiques du chien de prairie à queue noire en matière d'habitat peuvent être regroupés en deux catégories : 1) la composition de la communauté végétale, et 2) la structure et le couvert végétal. La composition de la communauté végétale correspond à la qualité, à la quantité et/ou à la diversité des plantes présentes, tandis que la structure et le couvert végétal correspondent aux caractéristiques physiques de ces plantes, comme leur hauteur et leur densité.

Le chien de prairie à queue noire est un herbivore dont le régime alimentaire se compose principalement de graminées, d'arbustes, de racines et de graines. Il ne dépend toutefois pas d'un type particulier de plante comme source principale de nourriture. Le chien de prairie est donc un opportuniste, car son alimentation, bien qu'elle soit principalement composée de graminées et plantes herbacées non graminéoïdes, varie en fonction de l'abondance des plantes, de l'emplacement de la colonie et de la saison. De plus, les différentes colonies peuvent avoir des préférences différentes (Beckstead, 1977), ce qui signifie que la composition idéale de la communauté végétale dans l'habitat du chien de prairie dépend probablement des besoins nutritionnels et énergétiques d'une coterie ou d'une colonie donnée. Par exemple, les chiens de prairie à queue noire du Dakota du Sud se nourrissent de jeunes individus de lomatium faux-fenouil (*Lomatium foeniculaceum*) en mai, mais évitent cette plante plus tard au cours de la saison (Fagerstone *et al.*, 1981). De même, les chiens des prairies du Montana (Kelso, 1939) et du Dakota du Sud (Summers et Linder, 1978) se nourrissent fréquemment de l'agropyre de l'Ouest (*Pascopyrum smithii*), mais les individus du Colorado évitent généralement cette plante (Lehmer et Van Horne, 2001). On ignore si les préférences alimentaires des chiens de prairie du Canada diffèrent grandement de celles de leurs congénères du sud ou si elles leur sont similaires. Cependant, dans le cas des chiens de prairie vivant dans les prairies mixtes du nord, on a observé une préférence générale pour les graminées par rapport aux plantes herbacées non graminéoïdes et pour les jeunes plantes par rapport aux plantes matures (Summers et

Linder, 1978; Fagerstone et Williams, 1982; Uresk, 1984). Les milieux où poussent des graminées de saison fraîche (C3) et de saison chaude (C4) sont donc plus susceptibles de fournir suffisamment de nourriture et une humidité adéquate tout au long de la saison d'activité (Fagerstone et Williams, 1982), tandis que les plantes herbacées non graminéoides, facilement accessibles et relativement résistantes, peuvent fournir de la nourriture supplémentaire pendant les périodes où les graminées sont moins appétissantes (Fagerstone *et al.*, 1981).

La structure de la végétation est importante, car elle permet de détecter les prédateurs. En général, les chiens de prairie préfèrent les zones où la végétation mesure moins de 30 cm, car ils peuvent repérer plus facilement les prédateurs dans ces zones où la végétation est courte, et la vue, dégagée (Roe et Roe, 2003; Singh, 2020). Ils ont tendance à coloniser des zones où la végétation est déjà courte (Koford, 1958; Snell, 1985; Knowles, 1986; Hoogland, 1995) et à modifier davantage l'habitat en broutant et en coupant systématiquement les plantes hautes. Avila-Flores *et al.* (2010) ont conclu que la hauteur des graminées et la densité des arbustes étaient les deux variables les plus importantes pour prédire l'occupation par le chien de prairie à queue noire dans les colonies du nord-ouest du Chihuahua, au Mexique, et ont justifié cette conclusion par l'importance de la visibilité. Fargey et Marshall (1997) ont étudié la structure de la végétation dans huit colonies de chiens de prairie actives dans le parc national des Prairies en 1996; leurs résultats indiquent que la majeure partie de la structure verticale (une mesure intégrée de la hauteur et de la densité de la végétation, évaluée à partir de l'estimation du nombre de carrés d'une grille visibles à différentes hauteurs) était égale ou inférieure à 10 cm.

Déplacements, migration et dispersion

Le chien de prairie à queue noire n'est pas une espèce migratrice, mais les jeunes de l'année et les adultes se déplacent entre les coterie ou les colonies, souvent après la sortie des petits de leur terrier natal au printemps (Garrett et Franklin, 1988; Hoogland, 1995; Kusch *et al.*, 2020) (voir la section **Cycle vital et reproduction**). La plupart des individus qui se déplacent sont des individus d'un an qui quittent leur territoire natal avant de devenir actifs sur le plan de la reproduction (cette tendance est bien décrite chez les sciuridés terrestres; Garrett et Franklin, 1988; Devillard *et al.*, 2004; Nunes, 2007). L'augmentation de la densité des colonies et donc de la compétition pour les ressources pendant la période de sortie des terriers peut pousser les individus matures à quitter leur coterie ou leur colonie et à tenter de se joindre à une autre (Garrett et Franklin, 1988).

La dispersion au sein d'une colonie, c'est-à-dire lorsque des individus principalement âgés d'un an ou adultes se déplacent d'une coterie à une autre, est relativement courante chez le chien de prairie (Garrett et Franklin, 1988; Hoogland, 1995). Une récente étude pluriannuelle menée sur une colonie de chiens de prairie au Canada (colonie Walker; Kusch *et al.*, 2020) a mis en évidence l'influence de l'âge, du sexe et du succès reproductif sur la dispersion au sein d'une colonie. Kusch *et al.* (2020) ont constaté que 84,4 % des individus de la colonie Walker marqués ont été philopatriques pendant 12 à 24 mois, tandis que 15,6 % se sont déplacés dans la colonie. Des recherches antérieures ont indiqué que

les individus qui se déplacent à l'intérieur d'une colonie sont surtout des mâles (Garrett et Franklin, 1988; Hoogland, 1995). Cependant, Kusch *et al.* (2020) ont constaté une représentation à peu près égale d'individus mâles et femelles parmi les 43 individus en déplacement qu'ils ont suivis. Les individus d'un an qui se déplaçaient étaient plus susceptibles d'être des mâles, mais aucune différence entre les sexes n'a été observée chez les individus adultes en déplacement. Tous les déplacements ont été observés dans les semaines suivant la sortie des petits, et la plupart des femelles adultes qui se sont déplacées d'un territoire à l'autre (14 sur 21) avaient récemment connu un échec de reproduction (Kusch *et al.*, 2020). Les distances moyennes parcourues au sein de la colonie étaient de 315 m pour les femelles adultes, de 255 m pour les mâles adultes, de 215 m pour les femelles d'un an et de 285 m pour les mâles d'un an.

La dispersion entre les colonies (p. ex., déplacement d'une coterie dans une colonie à une coterie dans une autre colonie) n'a pas été étudiée chez les chiens de prairie à queue noire du Canada, mais des individus ont été observés alors qu'ils quittaient une colonie à l'intérieur et à l'extérieur du parc national des Prairies (Liccioli, comm. pers., 2022; Stephens, comm. pers., 2022; Masefield Pasture Association Board, comm. pers., 2023). Des déplacements sur des distances relativement longues ont été observés dans le parc; par exemple, la colonie South Gillespie, a été recolonisée 2 à 5 ans après sa disparition, même si elle se trouvait à environ 8 km de la colonie active la plus proche. La colonisation de 6 nouvelles zones a été observée au cours des dernières années dans le parc national des Prairies (voir la section **Répartition**), et celles-ci se situent à environ 2 à 4 km de la colonie existante la plus proche (Parks Canada, données inédites). La distance maximale en ligne droite entre une colonie canadienne et son plus proche voisin est inférieure à 9 km, la plupart des colonies se trouvant à moins de 2 km de leur plus proche voisin (Parks Canada, données inédites). Les distances en ligne droite parcourues par les individus qui se sont déplacés entre les colonies dans le Dakota du Sud (fourchette de 0,5 à 5,5 km; Garrett et Franklin, 1988) donnent à penser que les colonies canadiennes se trouvent à distance de dispersion de l'espèce. Cependant, les corridors de déplacement potentiels et/ou les obstacles aux déplacements n'ont pas été déterminés dans l'aire de répartition canadienne. D'après des observations d'autres populations de chiens de prairie à queue noire, les individus préféreraient suivre des ravins, des canyons, des lits de ruisseaux asséchés ou d'autres zones offrant une protection contre les prédateurs, plutôt que de traverser de vastes étendues dégagées (Garrett et Franklin, 1988; Roach *et al.*, 2001). La hauteur et la densité de la végétation à la périphérie des colonies actives ou entre celles-ci peuvent également avoir une incidence sur la facilité de dispersion ou d'expansion de la colonie. Cincotta *et al.* (1983) ont constaté que l'expansion des colonies était plus susceptible de se produire à la périphérie des colonies, là où la densité de population était la plus élevée et où la végétation était la plus courte et la moins dense. Cette préférence apparente pour l'expansion des colonies dans des milieux où la végétation est courte et clairsemée est étayée par des expériences de brûlage dirigé et d'enlèvement de végétation (voir par exemple Milne-Laux et Sweitzer, 2006) qui montrent que les chiens des prairies sont plus susceptibles de s'aventurer dans des zones ouvertes où la vue est dégagée.

Soper (1938) a émis l'hypothèse que la population canadienne a été établie par des chiens de prairie qui se sont déplacés vers le nord le long de la vallée de la Frenchman depuis des colonies du Montana, en aval des rivières Milk et Missouri. Les connaissances locales des éleveurs dont les familles vivent dans la région depuis des générations donnent à penser qu'aucun chien de prairie à queue noire n'a été observé au 19^e siècle et au début du 20^e siècle (Masefield Pasture Association Board, comm. pers., 2023). L'annexe 2 présente un aperçu de l'historique du chien de prairie à queue noire au Canada. La répartition historique et celle datant d'avant l'arrivée des Européens font l'objet de divergences dans la littérature : certains auteurs estiment que la répartition et l'abondance étaient plus faibles qu'aujourd'hui (Virchow et Hygnstrom, 2002), alors que d'autres croient qu'elles étaient plus importantes (Knowles *et al.*, 2002). Bien que la répartition historique soit inconnue, il est probable que la fragmentation accrue de l'habitat et la modification des terres au fil du temps aient éliminé des corridors de déplacement convenables pour le chien de prairie au Canada, ce qui a effectivement isolé la population de ses congénères aux États-Unis. Il n'existe aucune mention connue de dispersion entre les populations canadiennes et celles du Montana. Cependant, de nombreux éleveurs locaux pensent que les chiens de prairie à queue noire utilisent les terres perturbées et cultivées à leur avantage (RM Val Marie, comm. pers., 2024). Des analyses génétiques indiquent que la population canadienne a une faible variabilité génétique et un taux de consanguinité élevé par rapport aux autres populations (Cullingham *et al.*, 2023). Les chiens de prairie du Montana sont plus étroitement apparentés à leurs congénères du Dakota du Sud qu'à ceux du Canada (Cullingham *et al.*, 2023).

Relations interspécifiques

Le chien de prairies est considéré comme un ingénieur de l'écosystème en raison de son rôle dans le façonnement des écosystèmes des prairies et la création d'habitat pour d'autres espèces sauvages (Jones *et al.*, 1994; Bangert et Slobodchikoff, 2006; Davidson *et al.*, 2012). Il perturbe fréquemment le sol et coupe la végétation, ce qui permet de maintenir un habitat de prairie ouvert utilisé par d'autres mammifères ainsi que par des oiseaux, des insectes et l'herpétofaune.

Prédateurs et compétiteurs

Le putois d'Amérique est un prédateur obligatoire du chien de prairie à queue noire, et sa persistance en Amérique du Nord dépend de la santé des populations de chiens de prairie. On ne trouve actuellement aucun putois d'Amérique au Canada, mais les efforts de réintroduction de cette espèce au pays pourraient reprendre à l'avenir (voir la section **Importance de l'espèce**).

Le renard véloce (*Vulpes velox*) et le crocodile des prairies s'attaquent au chien de prairie à queue noire et utilisent ses terriers comme tanières. Les autres prédateurs sont le blaireau d'Amérique (*Taxidea taxus*), le lynx roux (*Lynx rufus*), le renard roux (*Vulpes vulpes*), le coyote (*Canis latrans*), la belette à longue queue (*Neogale frenata*) et la couleuvre gaufre de Say (*Pituophis catenifer sayi*) ainsi qu'un large éventail de prédateurs aériens, dont l'Épervier de Cooper (*Accipiter cooperii*), la Buse rouilleuse, la Buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*), la Buse de Swainson (*Buteo swainsoni*), le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), le Faucon des prairies (*Falco mexicanus*) et le Busard Saint-Martin (*Circus hudsonius*).

Interactions hôte-parasite-maladie

Le chien de prairie à queue noire est très vulnérable à la peste sylvatique, et les connaissances locales indiquent que des épidémies périodiques ont pour effet de réduire la population lorsqu'elle est élevée (voir la section **Menaces actuelles et futures**).

Autres interactions

Le chien de prairie à queue noire est principalement herbivore. Ses préférences alimentaires varient généralement en fonction de l'emplacement de la colonie et de la période de l'année (voir la section **Besoins en matière d'habitat**). En tant qu'herbivore, le chien de prairie à queue noire a une incidence importante sur la composition de la communauté végétale. Les colonies actives de chiens de prairie sont facilement repérables par les monticules de terre situés à côté des entrées de terriers et la structure de la végétation nettement altérée (végétation plus courte et biomasse plus faible) par rapport aux zones environnantes (Wicker et Detling, 1988; COSEWIC, 2011; Davidson *et al.*, 2012). L'établissement des chiens de prairie à queue noire dans une nouvelle zone dominée par les graminées peut entraîner une diminution de 60 à 80 % de la biomasse végétale (productivité primaire nette aérienne), tant par la consommation directe de plantes que par le gaspillage (Wicker et Detling, 1988). Bien que la biomasse de la végétation persistante dans les colonies actives de chiens de prairie soit plus faible que dans les zones adjacentes, certaines études ont montré que le broutage par les chiens de prairie améliore la qualité des plantes fourragères, car les plantes absorbent davantage d'azote (Coppock *et al.*, 1983a; Wicker et Detling, 1988). Ce phénomène n'a pas été observé par les éleveurs locaux qui font état d'une végétation très clairsemée dans les colonies et d'une absence totale de végétation pour le pâturage du bétail (Masfield Grazing Ltd., comm. pers., 2024). Dans certaines régions, la qualité supérieure de la végétation attire de grands herbivores, comme les bovins et les bisons, qui maintiennent la végétation courte par leur propre broutage et favorisent la croissance d'une végétation de grande qualité par leurs excréments (Coppock *et al.*, 1983b; Davidson *et al.*, 2012).

Dans le parc national des Prairies, des couples de Chevêches des terriers sont étroitement associés aux colonies de chiens de prairie et utilisent les tunnels abandonnés par ces derniers pour nicher et élever leurs petits (COSEWIC, 2011, 2017). Les déclinés passés de l'abondance des chiens de prairie ont été suivis par des déclinés de la population de Chevêches des terriers dans certaines parties de leur aire de répartition (Desmond *et al.*, 2000).

D'autres espèces en péril qui utilisent l'habitat dans les colonies de chiens de prairie sont le Pluvier montagnard, le crotale des prairies, le lézard à petites cornes majeur (*Phrynosom hernandesi*) et le renard véloce (Environnement Canada, 2006; COSEWIC, 2011).

Adaptations physiologiques, comportementales et autres

Le chien de prairie à queue noire hiberne généralement de manière facultative, c'est-à-dire qu'il entre en état de torpeur en réponse à des pénuries de ressources ou à d'autres facteurs de stress environnementaux (contrairement aux animaux qui hibernent de manière obligatoire, qui répondent à des signaux annuels comme la photopériode; Lehmer *et al.*, 2001). Par conséquent, la fréquence et la phénologie de l'hibernation varient considérablement entre les populations de chiens de prairie à queue noire dans leur aire de répartition.

La population de chiens de prairie à queue noire du Canada est la seule population connue qui hiberne régulièrement chaque année, généralement entre novembre et février (Gummer, 2005; Hawkshaw, 2022). Pendant la période d'hibernation, le chien de prairie entre dans de multiples périodes de torpeur, entrecoupées de périodes d'éveil, au cours desquelles il peut s'aventurer à la surface (Hawkshaw, 2022; Wilder Institute/Calgary Zoo, données inédites). La fréquence, le moment et la durée de ces périodes de torpeur varient et peuvent être influencés par le sexe (Hawkshaw, 2022), la condition physique (Hawkshaw, 2022) et/ou les conditions environnementales telles que la température ambiante, la sécheresse et la rigueur de l'hiver (Kusch *et al.*, 2021).

Différents profils d'hibernation peuvent également être observés au sein des populations, et même chez les individus vivant dans une zone relativement restreinte. Lehmer *et al.* (2006) ont étudié six colonies distinctes dans le nord du Colorado et ont constaté qu'une population connaissait de longues périodes d'hibernation profondes et consécutives, entrecoupées de brèves périodes d'éveil, tandis que les cinq autres connaissaient des périodes de torpeur intermittentes et peu profondes. Cette constatation a été démontrée par des profils très différents de températures corporelles en hiver : la température corporelle des individus de la population présentant de longues périodes de torpeur était plus variable, les températures minimales étant en moyenne de huit degrés plus basses. Même si des différences génétiques modérées ont été détectées entre les populations étudiées, une dispersion importante entre les colonies a également été observée (Lehmer *et al.*, 2006). Toutes les colonies se trouvaient dans un rayon de 25 km les unes des autres. Cependant, pour la population qui a connu de longues périodes de torpeur, les précipitations ont été nettement moins importantes (par rapport aux colonies voisines) pendant la saison de croissance au cours des années qui ont précédé et suivi la

période hivernale étudiée, ainsi que pendant cette période. Lehmer *et al.* (2006) ont conclu que ce phénomène était la preuve d'une plasticité extrême de la thermorégulation en réponse à des conditions environnementales variables.

Les périodes de torpeur saisonnière peuvent également permettre au chien de prairie de conserver son eau, ce qui atténue le risque de déshydratation et de mortalité en cas de sécheresse grave. Bakko (1977) a constaté que les chiens de prairie à queue noire du Montana et du Dakota du Nord survivaient plus longtemps et avaient une plus grande capacité à concentrer leur urine pendant les périodes de sécheresse que les chiens de prairie à queue blanche (*Cynomys leucurus*) du Wyoming, espèce étroitement apparentée. Les chiens de prairie à queue blanche semblaient compter sur l'hibernation saisonnière pour échapper au stress de la sécheresse, tandis que les chiens de prairie à queue noire étaient capables de rester actifs toute l'année (Bakko, 1977). On ignore si les chiens de prairie à queue noire du Canada présentent des adaptations physiologiques comparables qui leur permettent de résister au stress des sécheresses. Leur milieu exposé aux sécheresses et leur taux de survie variable après des épisodes de sécheresse importants (Stephens *et al.*, 2018; Kusch *et al.*, 2021) ont probablement exercé une certaine pression sélective. Les adaptations physiologiques (p. ex. la capacité de concentrer l'urine) et comportementales (p. ex. la torpeur saisonnière) ont sans doute facilité la persistance du chien de prairie dans le sud de la Saskatchewan.

Facteurs limitatifs

Les facteurs limitatifs ne sont généralement pas d'origine humaine et comportent des caractéristiques intrinsèques qui rendent l'espèce moins susceptible de répondre aux activités de conservation. Les facteurs limitatifs peuvent devenir des menaces s'ils entraînent un déclin de la population. Les facteurs limitatifs pour les chiens de prairie au Canada sont leur phénologie de reproduction et leur faible diversité génétique. Comme la reproduction a lieu avant la croissance de nouvelles graminées et plantes herbacées non graminéoïdes au printemps (également appelée « verdissement »), les femelles adultes doivent compter sur leurs réserves énergétiques de l'année précédente pour se reproduire. Une sécheresse estivale ou automnale et un hiver rigoureux peuvent mener à un échec de la reproduction (Kusch *et al.*, 2021) et donc limiter la croissance de la population (voir les sections **Menaces** et **Taille et tendances des populations**). Les éleveurs locaux font également remarquer qu'une période de sécheresse suivie d'un hiver rigoureux entraînera une diminution du nombre d'individus, mais soulignent également la résilience de l'espèce et son adaptation aux milieux arides, qui lui ont permis de persister (Masfield Pasture Association Board, comm. pers., 2023). Des études sur la diversité génétique du chien de prairie à queue noire au Canada ont révélé une variabilité très faible et un taux de consanguinité élevé (Cullingham *et al.*, 2023). Une faible diversité génétique pourrait limiter la population canadienne, car elle entraîne une baisse de la capacité de reproduction et un risque de disparition élevé (Spielman *et al.*, 2004).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Sources de données, méthodes et incertitudes

La taille des populations de chiens de prairie à queue noire et, par conséquent, leurs tendances temporelles sont difficiles à mesurer en termes absolus, car les densités peuvent varier de manière imprévisible tant au sein d'une colonie que d'une colonie à l'autre, et ne sont pas corrélées à la densité des terriers (King, 1955; Campbell et Clark, 1981; Hoogland, 1981, 1995). De façon générale, la taille et les tendances des populations sont plutôt évaluées en termes relatifs en combinant la cartographie de l'étendue des colonies avec les estimations de la densité dérivées de dénombrements visuels. La cartographie de l'étendue des colonies fournit une estimation de la superficie utilisée par les chiens de prairie à queue noire. Les dénombrements visuels permettent de compter les individus observés en surface dans une fenêtre spatiotemporelle fixe afin d'obtenir un indice de densité de population. Mesurées à plusieurs reprises, ces deux méthodes combinées fournissent un indice d'abondance relative ou de taille de la population au fil du temps. En outre, les données de marquage-recapture peuvent être utilisées pour estimer la densité et les paramètres démographiques (c.-à-d. la reproduction et la survie) de la population et fournir des renseignements sur les principaux facteurs des tendances temporelles observées.

Les trois types de données sont disponibles pour les chiens de prairie à queue noire au Canada.

Cartographie de l'étendue des colonies

De 1993 à 2023, l'étendue des colonies canadiennes de chiens de prairie à queue noire a été cartographiée 11 fois (figure 3). La méthodologie et les données relatives à ces relevés sont présentées dans la section « Zone d'occurrence et zone d'occupation » et le tableau 1.

Dénombrements visuels

De 1996 à 2023, 23 dénombrements visuels ont été effectués pour estimer la densité relative moyenne annuelle des chiens de prairie à queue noire au Canada (tableau 5; COSEWIC, 2011; Parks Canada and Wilder Institute/Calgary Zoo, données inédites). Les protocoles de relevé, qui suivaient généralement les recommandations de Menkens *et al.* (1990) et de Menkens et Anderson (1993), comportaient plusieurs séances de relevé de dénombrement visuel en surface des chiens de prairie à queue noire adultes et juvéniles dans des parcelles de relevé de 4 ha (200 m × 200 m). Le nombre de séances de relevé, la période de l'année et le moment de la journée des relevés, la durée de chaque séance, le nombre de dénombrements par séance et le calcul des estimations de la densité ont toutefois varié au fil des ans en fonction des ressources et des priorités de recherche ou de gestion (voir l'annexe 3 pour de plus amples renseignements sur les différentes méthodes). Le nombre total et l'emplacement des parcelles recensées ont également varié au fil des ans; ainsi, les estimations de la densité de toutes les parcelles

(c.-à-d. toutes les parcelles recensées au cours d'une année donnée, quel que soit l'emplacement) et des parcelles normalisées (c.-à-d. uniquement les parcelles recensées de manière constante pendant plusieurs années consécutives) sont utilisées pour calculer les indices ci-dessous (voir la section **Estimation de la taille de la population**; tableau 5).

Tableau 5. Estimations de la densité tirées du dénombrement visuel des chiens de prairie à queue noire au Canada (nombre de chiens de prairie à queue noire par hectare) dans les colonies du parc national des Prairies de 1996 à 2023. Dans chaque colonie, les chiens de prairie à queue noire ont été dénombrés dans une parcelle de 4 ha toutes les 10 à 15 minutes pendant 1 à 1,5 heure, pendant 3 jours à la fin d'août et au début de septembre, souvent par des observateurs différents (SKCD, 2010). Le nombre total et l'emplacement des parcelles recensées ont varié d'une année à l'autre. Par conséquent, les estimations de toutes les parcelles (toutes les parcelles recensées au cours d'une année donnée, quel que soit leur emplacement) et d'un sous-ensemble de cinq parcelles normalisées (les parcelles recensées de manière constante pendant plusieurs années consécutives) ont été utilisées. Les parcelles dénombrées après le marquage-recapture (« après MR ») ont été utilisées pour les estimations de 2007 à 2013, et les parcelles dénombrées au printemps, pour les estimations de 2014 à 2023.

Colonie	Parcelle	1996	1997	1998	1999	2000	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
						- 2003																				
Snakepit	SP-01						4,75	14	13	9,5	7,25															
	SP-02	10,25	5,50	7,00	6,00			7,75	13,00	19,25	10,25															
	SP-03						5,50	16,25	9,75	31,25	10,75															
	SP-04- Printemps															6,50	16,00	30,50	36,25	41,25	7,75	17,25	22,50	26,25	11,5	9,75
	SP-04- Après MR	23,75	12,25	15,75	11,50			10,25	11,00	18,75	11,50		6,50	7,75	5,50	5,25	11,75	27,75	35,25							
	SP-05						5,00	9,00	11,25	21,00	6,75															
	SP-06	24,00	17,75	19,25	15,00			9,00	12,50	22,00	5,75															
Larson	LA-01							16,25	30,00	28,50	6,25															
	LA-02		18,00	12,50	14,50		5,75	6,50	20,50	16,75	6,25															
	LA-03						5,00	7,25	12,00	20,50	4,75															
	LA-04							12,00	12,50	24,75	4,00															
	LA-05- Printemps															6,00	13,50	17,50	26,50	34,50	13,50	31,00	29,00	20,50	19,75	14,00
	LA-05- Après MR		12,00	8,50	12,50			17,75	13,25	35,50	9,50		4,50	6,00	6,00	6,75	10,75	16,75	21,25							
	LA-06						10,75	8,25	22,75	31,75	8,75															
Monument A	MOA-01	19,50	13,75	22,00	18,50			16,75	12,00	18,00	7,00															
	MOA-02							10,25	14,50	12,75	6,50															
	MOA-03							6,75	6,00	24,50	11,75															
	MOA-04- Printemps																			21,25	14,75	27,50				
	MOA-04- Après MR							7,00	9,75	11,00	9,00															
Ecotour	EC-01- Printemps															4,75	11,00	12,75	21,25	27,00	10,50	29,50	23,25	19,25	36,25	5,75
	EC-01- Après MR							18,25	27,50	28,75	7,25		13,50	16,75	12,25	4,00	10,75	13,25	18,75							
Sage	SA-02							14,40																		
	SA-03							16,80																		
	SA-01- Printemps															6,50	16,00	30,50	36,25	20,00	8,50	36,75	19,50	22,00	25,25	4,50

Colonie	Parcelle	1996	1997	1998	1999	2000	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
						- 2003																				
	SA-01- Après MR	6,75	8,75	4,75	11,00					32,25	4,50		6,75	6,50	14,50	5,75	13,00	24,50	31,25							
Police	PO-01- Printemps															5,50	16,75	33,25	41,75	41,50	11,50	26,75	27,00	12,00	21,75	6,75
	PO-01- Après MR	27,25	21,75	17,00	12,50			13,75	21,50	32,75	4,50		8,30	12,50	7,00	3,75	17,75	31,25	54,50							
	PO-02							7,50	21,50	40,25	5,00															
Broken Hills	BH-01- Printemps		17,25	24,75	26,50															6,00	3,75	9,50				
	BH-02		9,00	16,50	13,00																					
Dixon South	DS-01- Printemps															3,75	8,50	18,75	14,50	29,00	4,75	14,75	16,00	21,75	25,25	4,00
	DS-01- Après MR												6,75	5,75	9,00	3,00	7,75	16,00	17,75							
Dixon Southwest	DSW-05- Printemps															7,25	22,25	18,50	28,50	31,00	13,50	39,75	28,00	21,25	47,50	10,75
	DSW-05- Après MR												9,00	6,00	12,75	5,25	14,75	20,50	32,50							
Dixon Main	DM-05- Printemps															0,50	0,25		5,25	11,75	3,75	7,50	17,00	15,25	25,75	1,25
	DM-05- Après MR												3,75	5,75	1,75	0,50	1,00	2,00	5,50							
70 Mile	70M-01- Printemps	15,75	12,75	11,50	14,50															29,75	7,50	22,50				
Dixon North Hill	DNH-01- Printemps																			16,25	7,00	8,00				
Dixon West	DW-01- Printemps																			5,50	2,00	19,75				
Walker	WA-01- Printemps																			22,25	9,00	19,75				
	WA-01- Après MR																12,25	16,50	33,50							
N_Parcelles		7	11	11	11		6	21	19	20	20		8	8	8	16	17	16	17	14	14	14	8	8	8	8
N_Colonies		5	7	7	7		2	6	5	6	6		8	8	8	8	9	9	9	14	14	14	8	8	8	8
Densité moyenne de toutes les parcelles (± IC à 95 %)		18,88 ± 5,23	13,52 ± 2,71	14,50 ± 3,54	14,14 ± 2,88		6,13 ± 1,67	11,70 ± 1,73	15,49 ± 2,84	23,99 ± 3,62	7,36 ± 1,04		7,38 ± 1,96	8,38 ± 2,64	8,59 ± 2,81	4,69 ± 0,69	12,00 ± 2,57	20,64 ± 4,00	27,09 ± 5,90	24,07 ± 5,83	8,41 ± 2,02	22,16 ± 5,18	22,78 ± 3,23	19,78 ± 2,84	26,63 ± 7,07	7,09 ± 2,69
Densité moyenne des 5 parcelles normalisées (± IC à 95 %)										29,60 ± 5,11	7,45 ± 2,42		7,91 ± 2,67	9,90 ± 3,62	9,05 ± 3,19	5,85 ± 0,58	14,65 ± 1,87	24,9 ± 7,17	32,4 ± 6,51	32,85 ± 7,31	10,35 ± 1,82	28,25 ± 5,61	24,25 ± 2,95	20,00 ± 4,07	22,90 ± 7,07	8,15 ± 2,98

Les données de dénombrements visuels conviennent mieux à la mesure de la densité relative qu'à celle de la densité absolue (Menkens *et al.*, 1990; COSEWIC, 2011). Il peut être difficile pour les observateurs de distinguer les chiens de prairie à queue noire juvéniles des spermophiles de Richardson ou des chiens de prairie à queue noire adultes, en particulier à la fin de la saison d'activité (Stephens, comm. pers., 2022). Ainsi, les données de dénombrements visuels ne sont pas utiles pour estimer les densités selon l'âge et permettent plutôt d'estimer les densités de la population totale. De plus, ces données, qui se limitent à un sous-ensemble de colonies situées dans le parc national des Prairies, pourraient ne pas être représentatives de l'ensemble de la population canadienne. Il convient de faire preuve de grande prudence lorsqu'on interprète ces estimations et qu'on tire des conclusions, car les dénombrements visuels ont été effectués sur au plus

2,79 % de l'étendue totale des colonies et qu'ils pourraient ne pas refléter adéquatement l'hétérogénéité au sein des colonies et entre celles-ci.

Marquage-recapture

Les études de marquage-recapture nécessitent plus de ressources que les dénombrements visuels, ce qui explique pourquoi on y a moins recours pour estimer la taille et les tendances des populations de chiens de prairie à queue noire que pour répondre à des questions scientifiques précises à court terme. De 1999 à 2021, neuf analyses de marquage-recapture ont été menées sur les chiens de prairie à queue noire du parc national des Prairies (Gummer, 2005; Lloyd, 2011; Stephens, 2012; Lloyd *et al.*, 2013; Crill, 2018; Stephens *et al.*, 2018; Crill *et al.*, 2019; Kusch, 2018; Kusch *et al.*, 2020, 2021; Hawkshaw, 2022; Wilder Institute/Calgary Zoo, données inédites). Ces études ont été principalement menées dans le cadre d'une collaboration entre Parcs Canada et deux établissements, soit l'Université de la Saskatchewan (University of Saskatchewan; 1999-2000; 2014-2020) et l'Institut Wilder/zoo de Calgary (Wilder Institute/Calgary Zoo; 2007-2021; en collaboration avec l'Université de Calgary [University of Calgary], 2007-2009). Compte tenu des différences dans la conception des études et des objectifs de recherche, les données des neuf études ne peuvent pas être regroupées pour évaluer la taille et les tendances des populations au cours des deux dernières décennies. Toutefois, on a comparé un sous-ensemble de données provenant de l'Institut Wilder/zoo de Calgary (données inédites; 2007-2016 et 2017-2019) à l'ensemble des données de dénombrements visuels. Les données et les observations tirées des autres études de marquage-recapture menées dans le parc national des Prairies ont été incluses dans le présent rapport, dans les sections pertinentes.

Le plan d'étude et l'analyse des données du sous-ensemble de données susmentionné suivent les méthodes décrites par Stephens *et al.* (2018), avec les modifications suivantes : 1) la collecte de données comprend deux années de données additionnelles (2015 et 2016), et 2) la covariable individuelle temporalisée de la classe de masse corporelle a été supprimée du modèle robuste Rmark, qui sert à estimer l'abondance et la survie de deux classes d'âge : les juvéniles (jeunes d'un an) et les adultes (âgés de deux ans et plus). En outre, le nombre total et l'emplacement des parcelles de colonies échantillonnées à l'aide de méthodes de marquage-recapture ont varié au fil des ans. Ainsi, comme pour les dénombrements visuels, les estimations de toutes les parcelles de marquage-recapture combinées sont présentées à la figure 4, avec celles des parcelles normalisées seulement (c.-à-d. uniquement les parcelles de marquage-recapture qui sont restées constantes pendant plusieurs années consécutives).

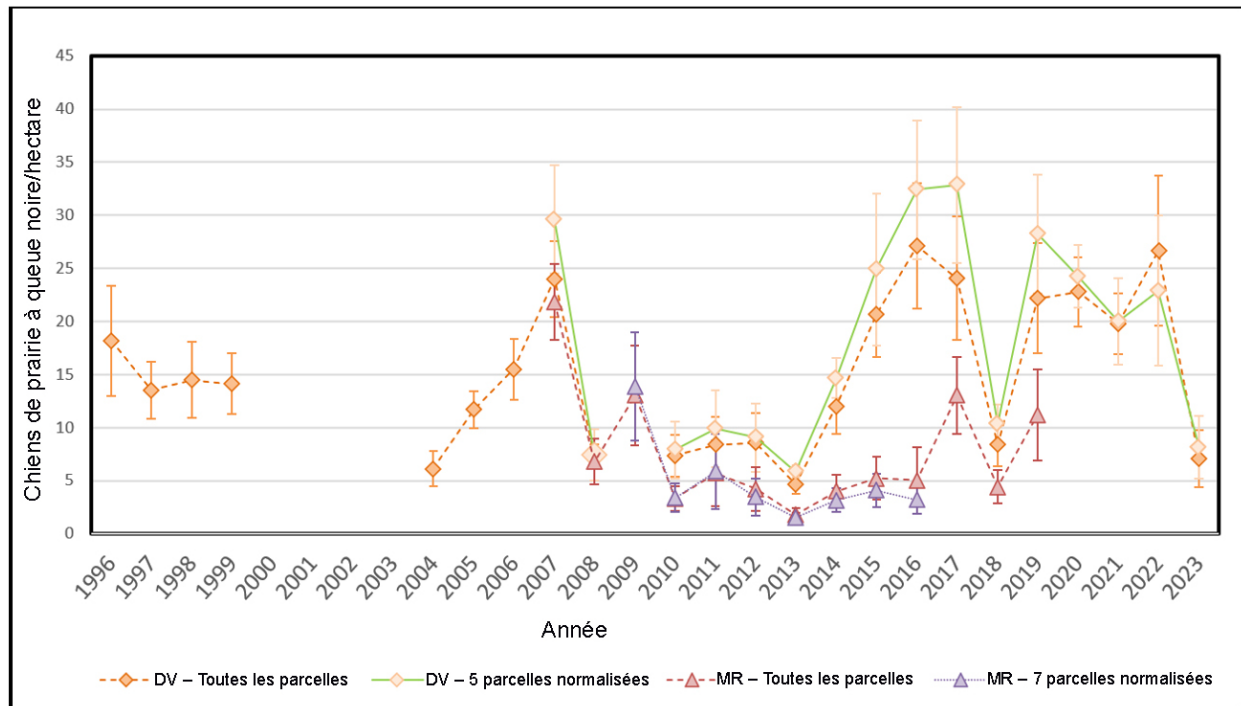


Figure 4. Densités relatives moyennes annuelles (population totale) des chiens de prairie à queue noire (nombre de chiens de prairie/hectare) estimées à partir de relevés répétés de dénombrement visuel (DV) et de séances de marquage-recapture (MR) dans des colonies de chiens de prairie à queue noire établies, de 1996 à 2023. Le nombre total et l'emplacement des parcelles recensées ont varié au fil des ans. Par conséquent, sont présentées ici des estimations provenant de parcelles combinées (c.-à-d. « Toutes les parcelles » – toutes les parcelles recensées au cours d'une année donnée, quel que soit l'emplacement) et d'un sous-ensemble de parcelles normalisées (c.-à-d. « 5 parcelles normalisées » ou « 7 parcelles normalisées » – les parcelles recensées de manière constante pendant plusieurs années consécutives).

Estimation de la taille de la population

Comme il a été mentionné ci-dessus, il n'existe pas de données cohérentes et fiables à long terme permettant d'estimer la taille et les tendances des populations de chiens de prairie à queue noire adultes au Canada. En l'absence de ces données, la densité relative moyenne de la population totale (obtenue à partir d'estimations de la densité tirées de dénombrements visuels pendant des années consécutives couvrant environ sept générations), en combinaison avec un « facteur de correction » dérivé de la proportion d'adultes par rapport aux juvéniles provenant des données de marquage-recapture, est utilisée pour estimer, avec grande prudence, une fourchette de densités moyennes annuelles de la population d'individus matures (figure 5).

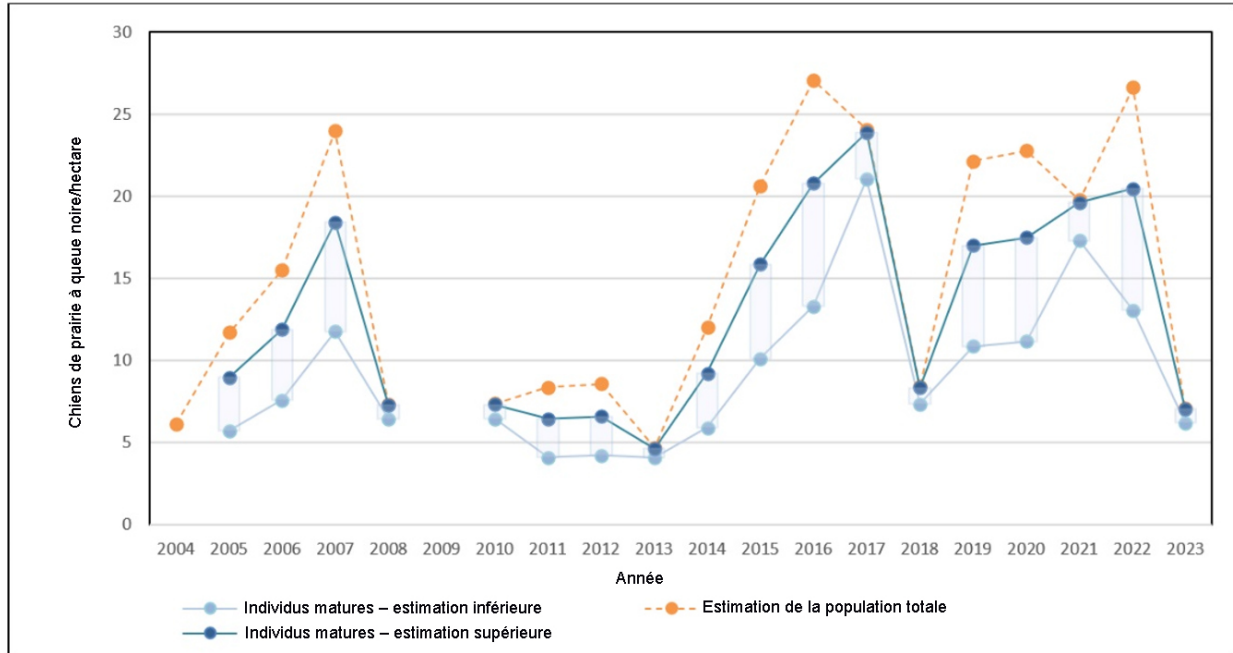


Figure 5. Densités annuelles des chiens de prairie à queue noire (nombre de chiens de prairie à queue noire/hectare) estimées pour la population totale (en jaune) et les individus matures (en bleu) en utilisant toutes les parcelles de dénombrement visuel dans le parc national des Prairies, de 2004 à 2023. La fourchette de densités des individus matures est estimée en multipliant la densité moyenne de la population totale par les limites supérieure et inférieure de la fourchette de proportions d'adultes au sein de la population totale (voir la section « Estimation de la taille de la population »).

Les tendances de la population (estimations de la densité de la population totale) établies à partir des données de marquage-recapture reflétaient étroitement les estimations des dénombrements visuels de 2007 à 2013, mais en 2014, elles ont commencé à diverger, coïncidant avec un changement correspondant de la capacité de capture des chiens de prairie à queue noire juvéniles. Selon les observations anecdotiques des chercheurs de l'Institut Wilder/zoo de Calgary, les juvéniles et les femelles actives sur le plan de la reproduction sont sous-représentés parmi les individus capturés depuis 2014. On a fait le même constat pour les estimations de la population totale tirées des données de marquage-recapture, qui, à partir de 2014, semblent être largement sous-estimées par rapport à celles tirées des dénombrements visuels (voir figure 4). Ainsi, seules les proportions d'adultes et de juvéniles tirées des données de marquage-recapture de 2007 à 2013 ont servi à calculer le « facteur de correction », lequel a été appliqué aux dénombrements visuels dans le but d'estimer la densité de la population d'individus matures.

Au sujet du « facteur de correction », il convient de noter qu'il est normal que la proportion d'adultes par rapport aux juvéniles soit la plus faible lors des années de croissance démographique (années de fort recrutement de juvéniles) et la plus élevée lors des années de déclin démographique (faible recrutement de juvéniles). Ainsi, l'application du même « facteur de correction » à chaque année afin d'estimer la densité des adultes dans la population a été jugée peu judicieuse. En revanche, on a calculé séparément les limites inférieure et supérieure de la fourchette de proportions moyennes d'adultes pendant les années de croissance démographique (de 2007 à 2013 : 0,491-0,768) et pendant les années de déclin démographique (de 2007 à 2013 : 0,875-0,992). L'estimation de la densité moyenne de la population totale (estimation par dénombrement visuel) pour chaque année de 2007 à 2023 a ensuite été classée comme étant à la hausse ou à la baisse par rapport à l'année précédente et multipliée par le « facteur de correction » correspondant afin d'estimer une fourchette de densités des adultes matures pour chaque année d'étude.

En multipliant ces estimations de la densité des individus matures par l'étendue des colonies, on obtient un indice d'abondance de la population d'individus matures. L'étendue des colonies a été cartographiée environ tous les deux ans de 2007 à 2023, sauf en 2009. Lors des années non cartographiées, on a estimé l'étendue des colonies en prenant la moyenne des deux années adjacentes (p. ex. les colonies n'ont pas été cartographiées en 2020, donc la moyenne des étendues de 2019 et de 2021 a été utilisée; figure 6). Ces données servent aussi à déduire des tendances démographiques. Tous les indices sont calculés à partir des dénombrements visuels dans les parcelles normalisées et dans toutes les parcelles (voir la section **Dénombrements visuels**); cependant, seules les estimations dérivées de toutes les parcelles sont mentionnées ci-dessous dans les sections **Abondance** et **Fluctuations et tendances**, à moins que la direction de la tendance diffère entre les parcelles normalisées et toutes les parcelles, auquel cas les deux sont indiquées. Il faut faire preuve de grande prudence au moment d'interpréter ces estimations et d'inférer à partir de celles-ci la densité et la taille de la population d'individus matures, compte tenu de l'incertitude entourant la proportion de juvéniles dans la population, de l'importante hétérogénéité des dénombrements visuels entre les colonies et les séances de relevé, et de la petite proportion échantillonnée de l'étendue totale des colonies (au plus 2,79 %).

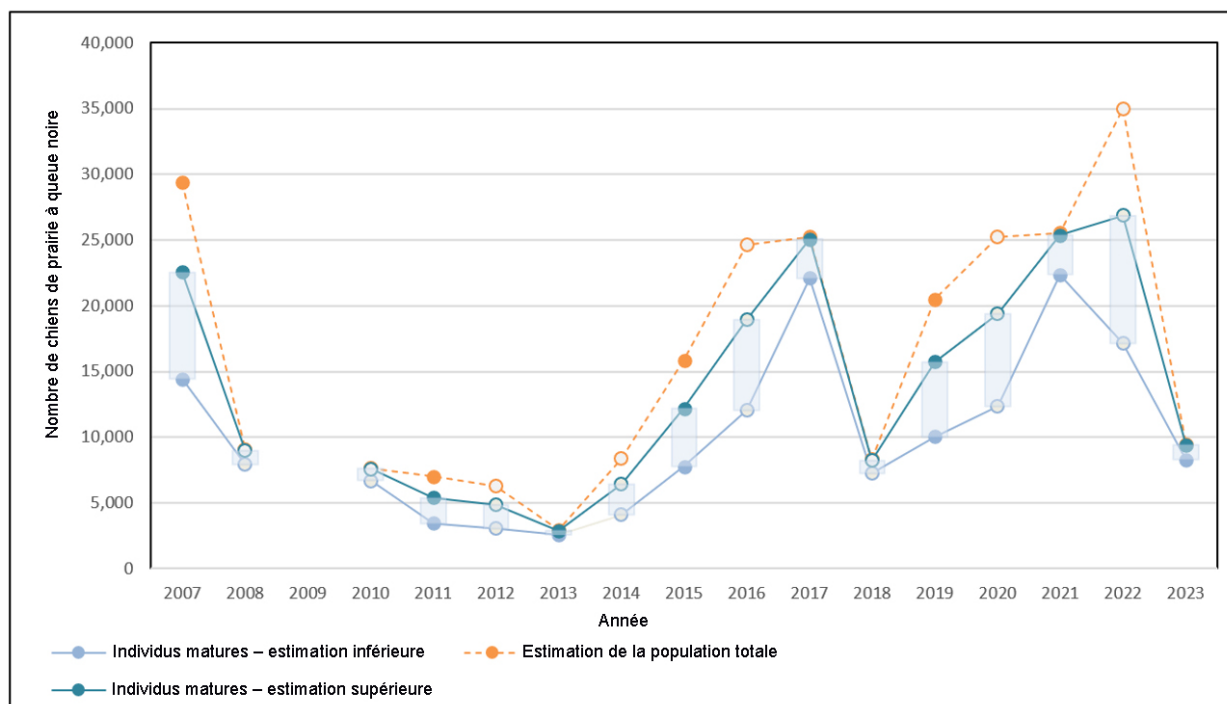


Figure 6. Estimations de l'abondance de la population totale de chiens de prairie à queue noire (en jaune) et de l'abondance des individus matures (en bleu) dans le parc national des Prairies, de 2007 à 2023. Les estimations de l'abondance de la population totale ont été calculées en multipliant la densité moyenne de la population totale fondée sur toutes les parcelles de dénombrement visuel par l'étendue des colonies calculée pour l'année correspondante. Pour les années où l'étendue des colonies n'a pas été cartographiée (en gris), la moyenne des deux années adjacentes a été utilisée. La fourchette d'abondances des individus matures (limite inférieure = bleu clair, limite supérieure = bleu foncé) a été estimée en multipliant les estimations inférieure et supérieure de la densité des individus matures par l'étendue des colonies (cartographiée ou moyenne) pour l'année correspondante (voir la section « Estimation de la taille de la population »).

Analyse de la viabilité de la population

Pour soutenir l'élaboration du programme de rétablissement et plan d'action visant le chien de prairie à queue noire, une analyse structurée de la viabilité de la population (AVP) a été réalisée afin d'explorer les hypothèses concernant les processus fondamentaux et les menaces pertinentes qui touchent la population canadienne de chiens de prairie à queue noire (Calgary Zoo Foundation and Grasslands National Park, 2021, rapport inédit). L'AVP est un modèle de population structuré qui suit le nombre d'individus de chaque sexe et de chaque classe (juvénile, jeune d'un an, adulte) dans les colonies afin d'estimer la probabilité de persistance aux niveaux de la colonie et de la population totale. Compte tenu de l'hypothèse selon laquelle les colonies de la population canadienne de chiens des prairies fonctionnent comme une métapopulation, une structure quasi spatiale est intégrée au modèle en ce sens que la dispersion entre les colonies est représentée en fonction de la distance entre les colonies. L'AVP permet d'estimer le risque relatif de disparition du pays tout en tenant compte des scénarios futurs possibles impliquant deux menaces majeures pour la population canadienne : les changements climatiques et la peste sylvatique (voir la section **Menaces**).

Le modèle, élaboré dans le langage de programmation R (R Core team, 2008), suit la méthode et la théorie décrites par McGowan *et al.* (2011), Lacy *et al.* (2013) et Morris et Doak (2002). Il représente une amélioration par rapport à l'AVP (Stephens et Lloyd, 2011) mentionnée dans le précédent rapport du COSEPAC (COSEWIC, 2011), compte tenu des données supplémentaires et de la meilleure compréhension de la façon dont les deux principales menaces influent sur les paramètres démographiques de la population canadienne de chiens de prairie à queue noire. Les paramètres du modèle reflètent les meilleures connaissances disponibles dans la littérature, les données empiriques inédites sur la démographie de l'espèce et les avis d'experts consultés au sujet de la biologie du chien de prairie à queue noire, des changements climatiques ou de la planification de la conservation (Calgary Zoo Foundation and Grasslands National Park, 2021, rapport inédit).

On a intégré les changements climatiques et la peste sylvatique dans chaque modèle de l'AVP en tant que catastrophes en sélectionnant l'un des quatre scénarios associés à chacune de ces deux menaces. Les scénarios associés aux changements climatiques, basés sur les tendances des conditions de sécheresse, sont les suivants : « Désert plus sec » (augmentation des conditions de sécheresse), « Statu quo » (conditions relativement constantes) et « Oasis » (diminution des conditions de sécheresse). Les scénarios associés à la peste sylvatique sont fondés sur une probabilité croissante d'éclosion épizootique et sur deux niveaux de probabilité de propagation de la peste à toute colonie située dans un rayon de 3 km d'une colonie déjà infectée. Les trois scénarios associés à la peste sont les suivants : « Conservateur » (ou « Statu quo »; probabilité la plus faible [0,005] d'apparition d'un foyer et aucune probabilité de propagation), « Modéré » (probabilité moyenne [0,084] d'une certaine propagation) et « Extrême » (probabilité la plus élevée [0,28] d'apparition d'un foyer avec une certaine propagation). En outre, un scénario « Meilleure hypothèse » a été généré pour chacune des deux menaces, d'après les avis de biologistes spécialistes (Calgary Zoo Foundation and Grasslands National Park, 2021, rapport inédit). À chaque itération du modèle « Meilleure hypothèse », l'un des scénarios susmentionnés est sélectionné de manière aléatoire selon une probabilité définie d'après les avis d'experts.

Pour représenter la trajectoire la plus probable des conditions des deux menaces pesant sur la population canadienne de chiens de prairie à queue noire au cours des 50 prochaines années, un modèle global « Meilleure hypothèse–Meilleure hypothèse » a été exécuté au moyen des scénarios « Meilleure hypothèse » associés aux changements climatiques et à la peste. Dans le scénario « Meilleure hypothèse » des changements climatiques, à chaque itération, le scénario « Carbone élevé » ou « Carbone faible » est choisi selon une probabilité de 0,9 et de 0,1, respectivement. L'un des 24 modèles climatiques prédictifs pour ce scénario est ensuite appliqué de manière aléatoire. Dans le scénario « Meilleure hypothèse » de la peste, à chaque itération, l'un des 3 scénarios est choisi sur la base d'une probabilité p (« Conservateur » [$p = 0,5$], « Modéré » [$p = 0,25$], « Extrême » [$p = 0,25$]).

Un modèle global « Statu Quo-Statu Quo » utilisant les scénarios « Statu Quo » des changements climatiques et de la peste a également été exécuté pour représenter un avenir où les conditions climatiques et la peste demeurent relativement inchangées par rapport à aujourd'hui. Ce modèle fournit une base de référence pour comparer les répercussions relatives du modèle « Meilleure hypothèse–Meilleure hypothèse ».

Tous les modèles ont été exécutés sur un horizon temporel de 50 ans (2017-2066) et ont utilisé la probabilité moyenne relative de persistance de la métapopulation comme mesure de la viabilité. L'AVP a été conçue comme une simulation stochastique où l'incertitude des paramètres et du processus est prise en compte lors de la sélection des paramètres démographiques. Chaque itération est une prévision du nombre total d'animaux dans le temps. Le modèle effectue 500 itérations par scénario (scénario des changements climatiques et scénario de la peste), avec jusqu'à 1 000 répétitions par itération. La probabilité de disparition du pays pour chaque itération est définie comme la proportion d'itérations qui entraîne une disparition au cours d'une année donnée (p. ex. au cours de la 50^e année). La probabilité de persistance est égale à 1 moins la probabilité de disparition du pays. Chaque itération produit donc une estimation de la probabilité de persistance avec des intervalles crédibles estimés à l'aide d'un bootstrap paramétrique. Les modèles n'ont pas fait l'objet d'une analyse de sensibilité.

Bien que l'on ne dispose pas de données sur les déclin prévus de la population de chiens de prairie à queue noire adultes, les modèles « Statu Quo-Statu Quo » et « Meilleure hypothèse–Meilleure hypothèse » de l'AVP fournissent la meilleure analyse quantitative disponible pour comprendre la probabilité relative de persistance de l'ensemble de la population de chiens de prairie à queue noire du Canada (juvéniles et adultes) selon la trajectoire la plus probable des changements climatiques et de la peste sylvatique dans le futur.

Abondance

Aucune estimation directe de la taille de la population de chiens de prairie à queue noire n'est disponible pour le Canada. La meilleure estimation du nombre total d'individus matures en 2023 peut être obtenue d'après les déductions de l'étendue totale des colonies (voir la section **Zone d'occurrence et zone d'occupation**), les estimations de la densité moyenne tirées du dénombrement visuel en 2023 (tableau 5), et les limites supérieure et inférieure de la fourchette de proportions moyennes d'adultes au sein de la population (facteur de correction), pendant les années de déclin de la population, obtenues à partir des données de marquage-recapture à long terme (facteur de correction pour les années de déclin : 0,875-0,992; Wilder Institute/Calgary Zoo, données inédites). La fourchette d'estimations de la proportion moyenne d'adultes dans la population est tirée des années de déclin de la population, car les estimations de la densité de la population totale par dénombrement visuel moyen ont diminué de 2022 à 2023, ce qui laisse croire à un faible recrutement de juvéniles (voir la section **Estimation de la taille de la population**). Selon ce raisonnement, la meilleure estimation de la taille de la population de chiens de prairie à queue noire matures au Canada en 2023 est de 8 291 à 9 396 individus (figure 6). Il faut faire preuve de grande prudence au moment d'interpréter et de faire des inférences à partir

de ces approximations de la taille de la population, compte tenu de l'incertitude entourant la proportion de juvéniles dans la population, de l'importante hétérogénéité des dénombrements visuels entre les colonies et les séances de relevé, et de la petite proportion échantillonnée de l'étendue totale des colonies (les dénombrements visuels ont été effectués sur au plus 2,79 %).

Fluctuations et tendances

Déclin continu¹ du nombre d'individus matures

Étant donné la difficulté d'obtenir des estimations du nombre d'individus matures, il n'existe pas de données permettant d'évaluer directement les fluctuations et les tendances du nombre de chiens de prairie à queue noire matures au Canada. Cependant, les indices de densité et d'abondance de la population d'individus matures (voir la section **Estimation de la taille de la population**) obtenus depuis 2007 mettent en évidence le risque pour l'espèce de connaître des déclin importants sur une courte période (sur une ou plusieurs années), mais aussi, sa capacité à se rétablir (figure 5; tableau 6). Lors de la précédente évaluation du COSEPAC (COSEWIC, 2011), l'espèce connaissait un déclin global rapide du nombre total estimé d'individus matures au sein de la population (déclin de 54 à 66 % de 2007 à 2010). La tendance s'est poursuivie avec un déclin de 62 % (en l'espace d'une génération), ce qui a donné lieu à l'estimation de population la plus basse consignée à ce jour, soit de 2 567 à 2 909 individus matures en 2013 (un déclin global estimé de 82 à 87 % en l'espace de 2 générations, de 2007 à 2013). La population a connu une croissance après 2013 (estimation de la population en 2017 : 22 114 à 25 062 individus matures), et s'est rétablie après un effondrement ultérieur en 2018 (augmentation estimée de 208 % de 2018 à 2021). Au cours des années les plus récentes (2021-2023), la population a connu une nouvelle baisse globale estimée à 63 % (tableau 7; figure 6). Les observations effectuées au cours de la série chronologique de données disponibles donnent à penser que les déclin entre deux points temporels sélectionnés font partie des fluctuations à long terme et ne répondent pas aux critères d'un déclin continu du nombre d'individus matures. Les modèles de l'AVP qui intègrent les scénarios « Meilleure hypothèse » associés aux menaces futures causées par les changements climatiques et la peste sylvatique prévoient un déclin important de la probabilité relative moyenne de persistance du chien de prairie à queue noire au cours des deux prochaines décennies (figure 7).

¹ Un déclin récent, en cours ou prévu dans l'avenir (qui peut être régulier, irrégulier ou sporadique), qui peut se poursuivre à moins que des mesures correctives ne soient prises. Les fluctuations ne sont normalement pas considérées comme des déclin continus.

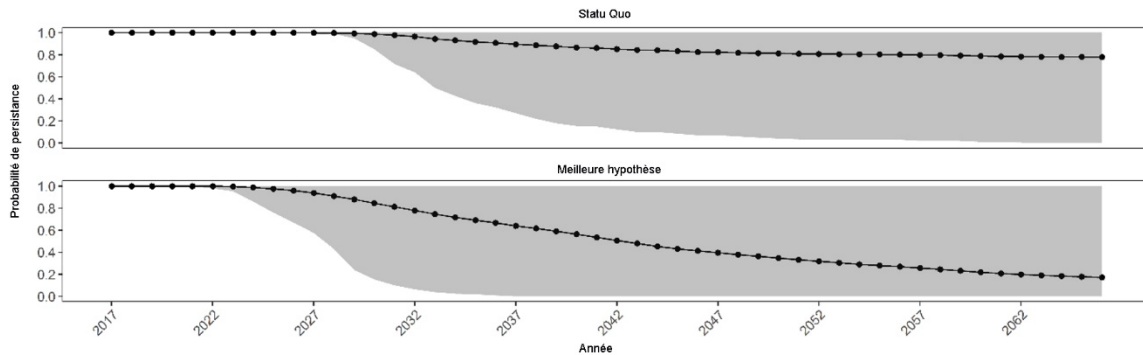


Figure 7. Estimations de la probabilité relative de persistance de la métapopulation canadienne de chiens de prairie à queue noire sur une période de 50 ans selon les modèles « Statu quo-Statu quo » (c.-à-d. scénario « Statu quo » associé aux changements climatiques, scénario « Statu quo » [« Conservateur »] associé à la peste) et « Meilleure hypothèse-meilleure hypothèse » (c.-à-d. scénario « Meilleure hypothèse » associé aux changements climatiques, scénario « Meilleure hypothèse » associé à la peste). Chaque modèle a effectué 500 itérations par scénario, avec jusqu'à 1 000 répétitions par itération. Les intervalles crédibles à 95 % sont indiqués en gris.

Tableau 6. Variation en pourcentage de la densité relative moyenne estimée de chiens de prairie à queue noire au Canada (nombre de chiens de prairie à queue noire/hectare) pour la population totale et les individus matures, d'après les relevés de dénombrement visuel dans le parc national des Prairies de 2004 à 2023. Les densités estimées de la population totale incluent tous les individus de la population (juvéniles et adultes). La fourchette de densités des individus matures est estimée en multipliant la densité de la population totale par les limites supérieure et inférieure de la fourchette de proportions d'adultes dans la population (voir la section « Estimation de la taille de la population »). Le nombre total et l'emplacement des parcelles recensées ont varié d'une année à l'autre. Les estimations proviennent donc de toutes les parcelles (toutes les parcelles recensées au cours d'une année donnée, quel que soit leur emplacement) et d'un sous-ensemble de cinq parcelles normalisées (les parcelles recensées de manière constante pendant plusieurs années consécutives).

Année	Durée	5 parcelles normalisées		Toutes les parcelles	
		Densité de la population totale	Densité des individus matures	Densité de la population totale	Densité des individus matures
2004-2005	1 an			91 %	-6 % à 67 %
2005-2006	1 an			32 %	32 % à 32 %
2006-2007	1 an			55 %	55 % à 55 %
2007-2008	1 an	-75 %	-55 % à -67 %	-69 %	-45 % à -60 %
2008-2009	1 an	6 %	6 % à 6 %	0,25 %	0,25 % à 0,25 %
2010-2011	1 an	25 %	-3 % à -30 %	14 %	-12 % à -36 %
2011-2012	1 an	-9 %	18 % à 63 %	3 %	3 % à 3 %
2012-2013	1 an	-35 %	-35 % à -35 %	-45 %	-3 % à -29 %
2013-2014	1 an	150 %	40 % à 94 %	156 %	43 % à 98 %
2014-2015	1 an	70 %	70 % à 70 %	72 %	72 % à 72 %
2015-2016	1 an	30 %	30 % à 30 %	31 %	31 % à 31 %
2016-2017	1 an	1 %	1 % à 1 %	-11 %	15 % à 59 %
2017-2018	1 an	-68 %	-44 % à -59 %	-65 %	-65 % à -65 %
2018-2019	1 an	173 %	53 % à 111 %	163 %	48 % à 104 %
2019-2020	1 an	-14 %	11 % à 53 %	3 %	3 % à 3 %
2020-2021	1 an	-18 %	-18 % à -18 %	-13 %	-25 % à 4 %
2021-2022	1 an	15 %	-11 % à -36 %	35 %	12 % à 55 %
2022-2023	1 an	-64 %	-36 % à -54 %	-73 %	-66 % à -52 %

Tableau 7. Variation en pourcentage de l'abondance de la population totale de chiens de prairie à queue noire et de l'abondance des individus matures estimées environ tous les deux ans de 2007 à 2023. Les estimations de l'abondance ont été obtenues en multipliant les estimations des densités relatives moyennes tirées des dénombrements visuels (densité de la population totale et densité des individus matures) par l'étendue des colonies calculée pour l'année correspondante. Le nombre total et l'emplacement des parcelles recensées ont varié d'une année à l'autre. Les estimations proviennent donc de toutes les parcelles (toutes les parcelles recensées au cours d'une année donnée, quel que soit leur emplacement) et d'un sous-ensemble de cinq parcelles normalisées (les parcelles recensées de manière constante pendant plusieurs années consécutives).

Année	Durée	5 parcelles normalisées		Toutes les parcelles	
		Abondance de la population totale	Abondance des individus matures	Abondance de la population totale	Abondance des individus matures
2007-2008	1 an	-75 %	-55 % à -67 %	-69 %	-45 % à -60 %
2008-2010	2 an	-11 %	-11 % à -11 %	-15 %	-15 % à -15 %
2010-2011	1 an	1 %	-22 % à -43 %	-8 %	-29 % à -49 %
2011-2012	1 an	-20 %	3 % à 42 %	-11 %	-11 % à -11 %
2012-2013	1 an	-45 %	-45 % à -45 %	-53 %	-17 % à -40 %
2013-2014	1 an	179 %	56 % à 116 %	185 %	60 % à 121 %
2014-2015	1 an	87 %	87 % à 87 %	90 %	90 % à 90 %
2015-2016	1 an	54 %	54 % à 54 %	55 %	55 % à 55 %
2016-2017	1 an	17 %	17 % à 17 %	3 %	33 % à 83 %
2017-2018	1 an	-70 %	-47 % à -62 %	-67 %	-67 % à -67 %
2018-2019	1 an	156 %	43 % à 98 %	147 %	38 % à 91 %
2019-2020	1 an	3 %	33 % à 84 %	23 %	23 % à 23 %
2020-2021	1 an	-4 %	-4 % à -4 %	1 %	31 % à 81 %
2021-2022	1 an	16 %	-10 % à -35 %	37 %	-23 % à 6 %
2022-2023	1 an	-64 %	-35 % à -35 %	-73 %	-52 % à -65 %
2020-2023	1 génération	-59 %	-59 % à -59 %	-62 %	-33 % à -52 %
2017-2023	2 générations	-68 %	-44 % à -59 %	-63 %	-63 % à -63 %
2013-2023	3 générations	198 %	198 % à 198 %	223 %	223 % à 223 %

Preuve d'un déclin continu (1 génération ou 3 ans, selon la période la plus longue, généralement jusqu'à un maximum de 100 ans)

Les estimations de l'abondance des individus matures (voir la section **Estimation de la taille de la population**) laissent croire à une diminution globale (de 33 à 52 %) au cours de la génération la plus récente (de 2020 à 2023; tableau 7, figure 6). Toutefois, dans le contexte de la série chronologique complète d'estimations, cette baisse pourrait faire partie des fluctuations naturelles.

Preuve d'un déclin continu (2 générations ou 5 ans, selon la période la plus longue, généralement jusqu'à un maximum de 100 ans)

Le nombre estimé d'individus matures dans la population (voir la section **Estimation de la taille de la population**) au cours des 2 générations les plus récentes a diminué (baisse estimée de 63 % de 2017 à 2023). Cependant, au cours de cette période, il existe des données selon lesquelles la population a connu deux périodes de déclin et une période de croissance pluriannuelle, et qu'elle ne répond donc pas aux critères de déclin continu de la population (tableau 7, figure 6).

Preuve d'un déclin passé (3 générations ou 10 ans, selon la période la plus longue) qui a cessé ou se poursuit (précisez)

Bien que les estimations du nombre d'individus matures indiquent que la population a connu deux effondrements, les données n'indiquent pas un déclin continu au cours des 10 dernières années, mais plutôt une augmentation globale de 223 % de 2013 à 2022 suivie d'un déclin en 2023 (tableau 7, figure 6).

Preuve d'un déclin prévu ou présumé dans l'avenir (3 prochaines générations ou 10 prochaines années, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans)

Il n'y a pas d'analyses disponibles de la taille prévue de la population d'individus matures ou de la population totale dans l'AVP de 2021, car le résultat est une probabilité de persistance (Calgary Zoo Foundation and Grasslands National Park, 2021, rapport inédit). Dans le modèle « Meilleure hypothèse-Meilleure hypothèse » (basé sur les scénarios « Meilleure hypothèse » associés aux changements climatiques et à la peste) pour 2033 (10 ans à partir de l'estimation la plus récente), la probabilité de persistance est d'environ 0,7, avec de larges intervalles de crédibilité (environ 0,1 à 1; figure 7). L'impact de la menace a été évalué comme étant très élevé-élevé, ce qui laisse croire à un déclin médian de 75 (très élevé) à 40 % (élevé) (Masters *et al.*, 2021), au cours des 3 prochaines générations ou des 10 prochaines années.

Risque de disparition d'après l'analyse quantitative

Les modèles de l'AVP laissent entrevoir un déclin futur de la probabilité moyenne relative de persistance du chien de prairie à queue noire au Canada (figure 7). À court terme (c.-à-d. environ les dix premières années de l'exercice de modélisation, soit de 2017 à 2027), la probabilité moyenne relative de persistance est élevée tant pour le modèle « Statu quo » que pour celui « Meilleure hypothèse », avec une incertitude relativement faible des estimations. Cela donne à penser que le risque de disparition de l'espèce dans un avenir immédiat est peu préoccupant. Toutefois, la probabilité moyenne relative de persistance du chien de prairie à queue noire selon chaque modèle commence à diverger durant la période de 2022 à 2042.

Selon le modèle « Statu quo », il y a un risque relativement faible de disparition du chien de prairie à queue noire du Canada au cours des 10, 20 ou même 40 prochaines années, avec des intervalles de crédibilité de plus en plus grands (figure 7). Comme il a été décrit précédemment, ce modèle est utile pour mettre en perspective les autres modèles, mais il n'est pas considéré comme utile pour orienter les décisions, car la probabilité que les conditions actuelles se maintiennent à l'avenir pourrait être très faible (Calgary Zoo Foundation and Grasslands National Park, 2021, rapport inédit).

Le modèle « Meilleure hypothèse » laisse entendre que les effets combinés des changements climatiques et de la peste sur la viabilité du chien de prairie à queue noire pourraient entraîner un risque relativement élevé de disparition de l'espèce du Canada d'ici 40 ans. Au cours de la prochaine décennie (jusqu'en 2032), le modèle prévoit une baisse de près de 20 % de la probabilité moyenne relative de persistance. Cette estimation est encore plus basse en 2042, avec une diminution de 50 % depuis 2022. Toutefois, les intervalles de crédibilité relatifs à la probabilité moyenne de persistance (environ 0,1 à 1 en 2032 et au-delà; figure 7) sont importants, et reflètent l'incertitude des valeurs d'entrée (c.-à-d. incertitude des connaissances ou incertitude paramétrique) et rappellent que l'on ne peut prévoir l'avenir avec certitude (Calgary Zoo Foundation and Grasslands National Park, 2021, rapport inédit).

Tendances à long terme

Lors de la précédente évaluation du COSEPAC (COSEWIC, 2011), le nombre total estimé d'individus matures avait connu un déclin global (déclin de 54 à 66 % de 2007 à 2010). Dans les années qui ont suivi, la population a connu des fluctuations et une tendance globale est difficile à déterminer (voir la section **Fluctuations de la population**).

Fluctuations de la population, y compris les fluctuations extrêmes

Au cours des deux dernières décennies, le chien de prairie à queue noire a connu au Canada des fluctuations de l'abondance et de la densité approximatives des individus matures, d'une durée et d'une intensité variables. La période de 2007 à 2023 couvre près de cinq générations, et environ quatre de ces cinq générations ont connu un effondrement rapide de la population en une seule année, suivi d'un rétablissement (2007-2008 : déclin de 45 à 60 % suivi d'un rétablissement présumé selon les données de marquage-recapture [voir la figure 4]; 2009-2010 : déclin suivi d'un rétablissement, tous deux inférés selon les données de marquage-recapture [voir la figure 4]; 2012-2013 : baisse de 17 à 40 % suivie d'un rétablissement de 60 à 112 % en 2014; 2017-2018 : baisse de 67 % suivie d'une hausse de 38 à 91 %; 2022-2023 : déclin de 52 à 65 %) (tableau 7, figure 6). Ces données confirment que le chien de prairie à queue noire subit au Canada des fluctuations fréquentes et rapides; toutefois, contrairement au déclin spectaculaire de 82 à 87 % observé de 2007 à 2013 (deux générations), qui était supérieur à un ordre de grandeur, la plupart de ces déclins et rétablissements rapides étaient tous inférieurs à un ordre de grandeur et pourraient être mieux interprétés comme des fluctuations normales. Il faut faire preuve de grande prudence au moment d'interpréter et de faire des inférences à partir de ces estimations de densité, car les facteurs qui contribuent aux augmentations et aux diminutions annuelles de la densité dans les parcelles statiques ne peuvent pas être

dissociés. Ces facteurs sont notamment la mortalité des individus matures, le passage des individus de la classe des juvéniles à la classe des individus matures, les taux de reproduction, l'immigration et l'émigration ainsi que la contraction et l'expansion des territoires.

Fragmentation grave

La population canadienne de chiens de prairie à queue noire ne répond pas aux critères de fragmentation grave. Bien qu'elle soit considérée comme isolée du reste de l'aire de répartition de l'espèce et que sa répartition soit restreinte au Canada (voir la section **Répartition**), toutes les colonies sont présumées se trouver à une distance de dispersion de leur voisin le plus proche (voir la section **Déplacements, migration et dispersion**).

Immigration de source externe

Il n'y a pas de populations de l'extérieur connues qui fournissent des individus immigrants à la population canadienne. La colonie de chiens de prairie à queue noire la plus proche en dehors du Canada se trouve dans le Montana, à 20 km, soit à une distance qui dépasse celles enregistrées pour l'espèce (toutes de moins de 10 km; Garrett et Franklin, 1988). Cet isolement est également confirmé par des données génétiques qui n'ont pas permis de trouver d'individus immigrants récents (Cullingham *et al.*, 2023). Sans l'aide des humains par le biais de translocations aux fins de conservation provenant de sources sauvages ou captives, il est peu probable que l'espèce puisse être sauvée si elle disparaissait du Canada.

La disponibilité d'habitat dans l'aire de répartition canadienne est présumée être élevée et stable, étant donné qu'une grande partie de l'habitat occupé se trouve dans le parc national des Prairies. Les conditions ne se détériorent pas actuellement, mais pourraient être menacées par l'augmentation de la fréquence et de la gravité des sécheresses à moyen et long terme (voir la section **Tendances passées, à long terme et actuelles en matière d'habitat**).

MENACES

Tendances passées, à long terme et actuelles en matière d'habitat

Il n'existe pas de données antérieures sur la qualité et la quantité d'habitat du chien de prairie à queue noire. Compte tenu des besoins actuels de l'espèce en matière d'habitat, on suppose que la quantité d'habitat disponible a diminué parallèlement à la colonisation et à la modification des grandes plaines par les Européens, et que ce déclin avait déjà commencé au moment où l'espèce a été observée pour la première fois au Canada (voir la section **Répartition**). Cette perspective a été contestée, car certains auteurs laissent entendre que la répartition avant l'arrivée des colons européens était plus petite (Virchow et Hygnstrom, 2002). L'espèce pourrait avoir persisté au Canada grâce aux activités d'élevage qui ont permis aux écosystèmes naturels des prairies de subsister.

Le programme de rétablissement (Parks Canada Agency, 2021) définit l'habitat essentiel de l'espèce comme l'étendue maximale (polygones fusionnés) des colonies actives de chiens de prairie à queue noire consignées de 2002 à 2019, ce qui équivaut à un total de 1 399,8 ha. L'habitat essentiel pourrait être modifié à l'avenir dans le parc national des Prairies pour permettre l'expansion des colonies existantes, la recolonisation des colonies historiques ou l'établissement de nouvelles colonies. À l'heure actuelle, la disponibilité d'habitat potentiel pour le chien de prairie à queue noire est considérée comme stable à l'intérieur du parc. Thorpe et Stephens (2017) ont déterminé qu'environ 4 400 ha d'habitat peuvent être convenables à l'occupation par le chien de prairie à queue noire, mais qu'ils n'abritent pas encore de colonies. Ces zones sont actuellement évaluées à l'aide d'un indice d'évaluation de l'habitat afin de saisir des caractéristiques qui n'ont pas encore été incluses dans les modèles statistiques, telles que la présence d'espèces envahissantes, la proportion de graminées et de plantes herbacées non graminéoïdes comestibles, et la présence d'espèces végétales qui pourraient indiquer une productivité primaire élevée (Parks Canada and Wilder Institute/Calgary Zoo, 2021, rapport inédit). On suppose que la superficie réelle de l'habitat convenable est nettement inférieure à 4 400 ha. Compte tenu de l'étendue des terres agricoles existantes, de la conversion continue des prairies en terres cultivées et de la faible acceptation sociale du chien de prairie à queue noire, les possibilités d'accroître l'habitat de l'espèce à l'extérieur du parc sont limitées.

Dans l'ensemble, la disponibilité d'habitat du chien de prairie à queue noire à moyen et long terme devrait être menacée par la fréquence et la gravité croissantes des sécheresses (voir la section **Sécheresses – menace 11.2 de l'UICN**, ci-dessous). De plus, la disponibilité d'habitat pour une expansion dans un habitat inoccupé peut être limitée par les besoins concurrents d'autres espèces en péril, comme le Tétrás des armoises (*Centrocercus urophasianus urophasianus*).

Menaces actuelles et futures

Le chien de prairie à queue noire est vulnérable aux effets cumulatifs de diverses menaces, en particulier la peste sylvatique et les sécheresses. La nature, la portée et la gravité de ces menaces sont décrites dans le calculateur des menaces (annexe 1), suivant le système unifié de classification des menaces de l'UICN-CMP (Union internationale pour la conservation de la nature et Partenariat pour les mesures de conservation) (voir Salafsky *et al.*, 2008 pour les définitions et Master *et al.*, 2012 pour les lignes directrices). Le processus d'évaluation des menaces consiste à évaluer l'impact de chacune des 11 grandes catégories de menaces et de leurs sous-catégories, en fonction de la portée (proportion de la population exposée à la menace au cours des 10 prochaines années), de la gravité (déclin prévu de la population au sein de la portée au cours des 10 prochaines années ou des 3 prochaines générations, selon la période la plus longue, jusqu'à un maximum de 100 ans environ) et de l'immédiateté de chaque menace. Le calcul de l'impact global des menaces tient compte de l'impact de chacune des catégories de menaces et peut être ajusté par les spécialistes des espèces qui participent à l'évaluation des menaces.

L'impact global des menaces qui pèsent sur le chien de prairie à queue noire est considéré comme très élevé à élevé. Ces valeurs doivent être interprétées avec prudence, car elles peuvent être fondées sur de l'information subjective (p. ex. opinions d'experts), et ce, même si des efforts ont été déployés pour corroborer les cotes attribuées avec les études et les données quantitatives disponibles.

Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques (menace 8.0 de l'UICN; impact global de la menace : très élevé-élevé)

Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants – menace 8.1 de l'UICN (très élevé-élevé)

La bactérie responsable de la peste sylvatique, *Yersinia pestis*, a été détectée pour la première fois dans une colonie canadienne de chiens de prairie à queue noire en 2010, mais avait été signalée en Saskatchewan dès 1946 (Humphreys et Campbell, 1947) et dans le parc national des Prairies en 1996 (Leighton *et al.*; 2001). Au moment de sa découverte dans la population canadienne de chiens de prairie à queue noire, la peste sylvatique avait déjà des répercussions bien connues aux États-Unis, où elle est une menace pour l'espèce depuis le milieu du 20^e siècle (Cully et Williams, 2001; Antolin *et al.*, 2002; Parks Canada Agency, 2021). Les éclosions de peste aux États-Unis (à l'état épizootique, avec une forte prévalence et une propagation rapide) ont entraîné des taux de mortalité de 90 à 100 % dans certaines colonies de chiens de prairie à queue noire infectées (Cully et Williams, 2001; Antolin *et al.*, 2002; Stapp *et al.*, 2004; Lorange *et al.*, 2005), et la disparition des colonies n'est pas rare (Cully et Williams, 2001).

La transmission de la peste sylvatique se fait principalement par les piqûres de puces infectées (Cully et Williams, 2001; Antolin *et al.*, 2002; Eisen *et al.*, 2006; Hinnebusch *et al.*, 2017), qui circulent facilement parmi les mammifères sociaux comme les chiens de prairie à queue noire (Hoogland, 1995; Biggins et Kosoy, 2001). Il est possible que la maladie persiste à des niveaux relativement bas dans les populations de chiens de prairie à queue noire, avec une faible mortalité globale (c.-à-d. à l'état enzootique; Hanson *et al.*, 2007). Certains individus peuvent également développer une résistance à la peste après une éclosion épizootique (Rocke *et al.*, 2012; Russell *et al.*, 2019), mais cela n'a pas été démontré dans la population canadienne, et une variété d'autres facteurs tels que les goulots d'étranglement génétiques, l'état corporel et les effets saisonniers peuvent ultimement influencer sur la résistance à la maladie (Pauli *et al.*, 2006; Tripp *et al.*, 2009; Russell *et al.*, 2019). Le rétablissement d'une population après une éclosion épizootique peut prendre de nombreuses années; les estimations relatives aux populations états-uniennes donnent à penser qu'une période de 7 à 10 ans est la norme (Cully et Williams, 2001; Johnson *et al.*, 2011), mais une période de 4 à 15 ans entre l'apparition et le rétablissement a été répertoriée (Augustine *et al.*, 2008; Cully *et al.*, 2010; Johnson *et al.*, 2011). Le rétablissement est probablement facilité par l'immigration (Cully et Williams, 2001; Antolin *et al.*, 2002) et les paramètres démographiques élevés qui accompagnent souvent une faible densité de population chez cette espèce (Cully et Williams, 2001; Pauli *et al.*, 2006).

Bien qu'il existe de nombreux exemples de croissance démographique suivant des éclosions épizootiques de peste aux États-Unis (Augustine *et al.*, 2008; Johnson *et al.*, 2011), l'isolement relatif de la population canadienne pourrait la rendre particulièrement vulnérable à la disparition après une éclosion à grande échelle. À l'inverse, l'isolement de la population canadienne par rapport aux autres colonies peut la protéger contre des éclosions ailleurs dans l'aire de répartition de l'espèce, bien que cela puisse se trouver annuler par le contact avec d'autres espèces porteuses de la bactérie (p. ex. spermophile de Richardson; Brinkerhoff *et al.*, 2008; Liccioli *et al.*, 2020).

À ce jour, aucun cas de mortalité massive ou effondrement complet d'une colonie de la population canadienne n'a été attribué de manière concluante à la peste. Bien que celle-ci ait été confirmée comme étant la cause de la mort d'un chien de prairie à queue noire et de deux spermophiles de Richardson trouvés dans la colonie de Broken Hills en 2017, aucun foyer de peste n'a été détecté par la suite (Liccioli *et al.*, 2020). En 2010, lorsque la peste a été détectée pour la première fois dans une colonie canadienne (la colonie de Larson; Antonation *et al.*, 2014), une petite colonie relativement isolée (South Gillespie) a disparu. On ne sait pas si cette disparition est liée à la peste ou à d'autres effets, tels que les conditions de sécheresse en 2009. Aucun chien de prairie à queue noire, spermophile de Richardson ou puce n'a été prélevé sur ce site. La recolonisation du site a été confirmée en 2017 (Parks Canada Agency, 2021). Des puces qui ont été déclarées porteuses de l'agent causal de la peste ont été prélevées dans des terriers de chiens de prairie à queue noire de la colonie de Dixon North-Hill en 2013, année où cette colonie a connu un effondrement presque complet, mais aucun chien de prairie à queue noire ou spermophile atteint de la peste n'a été trouvé. Les autres colonies où des puces vectrices ont été détectées à ce jour sont Monument A, Monument B, Dixon West et Dixon South (Liccioli *et al.*, 2020). Le suivi des puces a permis de détecter la peste dans un groupe de puces de la colonie Monument A en 2023, ce qui a entraîné une augmentation du suivi en conjonction avec l'application d'appâts vaccinaux contre la peste sylvatique (Parks Canada, 2024). Un chien de prairie à queue noire et deux spermophiles de Richardson ont été trouvés morts sur ce site et ont été testés; les tests de détection de *Yersinia pestis* ont donné des résultats négatifs (Parks Canada, 2024).

Liccioli *et al.* (2020) ont observé qu'un nombre relativement peu élevé des puces prélevées chez des chiens de prairie à queue noire du parc national des Prairies entre 2010 et 2017 étaient porteuses du *Y. pestis* (0,75 %), et que chaque année, l'abondance des puces diminuait considérablement du printemps à la fin de l'été. Malgré la faible prévalence des puces vectrices, les efforts visant à réduire l'abondance des puces par l'application d'insecticides ont été corrélés avec l'augmentation de l'abondance des chiens de prairie (Liccioli *et al.*, 2020), ce qui porte à croire que la peste pourrait influencer sur le taux de mortalité dans la population canadienne. Liccioli *et al.* (2020) ont conclu que la peste sylvatique persiste probablement à des niveaux enzootiques et pourrait présenter un plus grand risque après des années de sécheresse, où l'abondance de puces peut être plus élevée (Eads *et al.*, 2016), en particulier chez le spermophile de Richardson, qui occupe la même zone d'occurrence que le chien de prairie à queue noire (Liccioli *et al.*, 2020). Les années de sécheresse suivies d'années humides pourraient être particulièrement problématiques, car les puces bénéficient de l'humidité. Une étude récente

portant sur le rôle de l'interaction entre les conditions climatiques et la peste dans l'abondance de trois espèces différentes de chiens de prairie (*Cynomys* spp.) a permis de comparer la variation annuelle de l'abondance des individus entre les parcelles, avec et sans application de poussière de deltaméthrine, qui permet de réduire la présence de puces (Biggins *et al.*, 2021). Dans les parcelles traitées, les dénombrements visuels d'individus augmentaient annuellement avec la hausse des précipitations; dans les parcelles non traitées où la peste n'était pas gérée, l'augmentation des précipitations avait plutôt eu un effet négatif sur l'abondance des individus (Biggins *et al.*, 2021).

Pour étudier l'impact potentiel de la peste sur la probabilité de persistance du chien de prairie à queue noire au Canada, l'Institut Wilder/zoo de Calgary et Parcs Canada ont récemment modélisé d'autres scénarios de peste en utilisant un modèle de l'AVP (Calgary Zoo Foundation and Grasslands National Park, 2021, rapport inédit). Trois scénarios de peste ont été définis en fonction d'une probabilité annuelle d'éclosion de peste épizootique par colonie (indiquée entre parenthèses) : « Conservateur » (ou « Statu quo »; 0,005), « Modéré » (0,084) et « Extrême » (0,279). Le taux de survie des individus touchés par la peste a été considéré comme étant le même pour tous les scénarios. La probabilité que la peste se propage d'une colonie à des colonies voisines (dans un rayon de 20 km) était nulle selon le scénario conservateur, et elle était de 0,02 selon les 2 autres scénarios. En l'absence d'activités de gestion, mais selon les effets climatiques aux conditions actuelles (statu quo), la probabilité moyenne de persistance au cours de la première décennie simulée (2017-2027) est demeurée constamment élevée dans tous les scénarios de peste. Dans le scénario extrême, le modèle indiquait un déclin marqué de la probabilité moyenne de persistance à partir de la deuxième décennie, les estimations de la persistance variant entre 5 et 10 % de 2047 à 2066. Les prévisions étaient plus optimistes selon les scénarios modéré et conservateur, même si les intervalles de crédibilité des estimations de la persistance étaient grands au-delà de 2030. La probabilité que le chien de prairie à queue noire du Canada soit confronté à un scénario de peste extrême est inconnue, mais certainement pas nulle, compte tenu de la gravité des éclosions observées aux États-Unis (Salkeld *et al.*, 2016).

À l'extérieur du Canada, des éclosions de peste se sont produites à des fréquences qui restreignent le rétablissement des populations entre les éclosions. Le chien des prairies du sud du comté de Phillips, au Montana, qui se trouve à 150 km au sud du parc national des Prairies, connaît de multiples éclosions de peste depuis 1992 (USFWS, 2004). Au milieu des années 1990, plus de 10 000 hectares d'habitat occupé par le chien de prairie avaient été réduits de 80 %. Depuis, des épizooties périodiques de la peste, qui se sont poursuivies jusqu'en 2022, ont empêché toute croissance démographique à proximité de la zone occupée par le chien de prairie avant 1992 (R. Matchett, comm. pers., 2023).

Au parc national des Prairies, on a élaboré un plan de gestion de la peste pour atténuer les risques d'éclosions épizootiques; toutefois, la mise en œuvre peut varier selon la disponibilité du financement et l'on craint à l'échelle locale que les produits chimiques utilisés pour lutter contre les puces puissent avoir des conséquences directes sur d'autres espèces en péril ou réduire l'abondance des insectes (Masfield Pasture Association Board, comm. pers., 2023). Les préoccupations locales pourraient mener à la suspension

du contrôle des puces. Par conséquent, l'impact de la peste épizootique sur la persistance du chien de prairie au Canada est considéré comme étant très élevé à élevé.

Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (UICN 11 : impact global de la menace élevé-moyen)

Sécheresses – UICN 11.2 (impact élevé-moyen)

Les sécheresses constituent un facteur important de la variabilité des populations de chiens de prairie à queue noire au Canada. Des déclin de population ont été observés dans les années suivant immédiatement des épisodes de sécheresse, et ils sont attribués à la diminution des taux de survie associée à une réduction de la qualité et de la disponibilité de nourriture (Stephens *et al.*, 2018). Des éleveurs ont observé qu'au cours des années de sécheresse suivies d'un hiver rigoureux la mortalité survient pendant les mois d'hiver (Masfield Pasture Association Board, comm. pers., 2023). Les sécheresses diminuent directement la biomasse végétale (Hoover *et al.*, 2014), ce qui réduit la masse corporelle et l'état physique des chiens de prairie (Hoogland, 1995; Stephens *et al.*, 2018; Kusch *et al.*, 2021). Une réduction de la masse corporelle ou une détérioration de l'état physique pourrait avoir de multiples conséquences, que ce soit une diminution de la capacité de thermorégulation pendant l'hibernation et du taux de survie en hiver, une augmentation de la vulnérabilité aux ectoparasites ou une réduction du taux de reproduction chez les femelles (Knowles, 1987; Grassel *et al.*, 2016; Stephens *et al.*, 2018; Kusch *et al.*, 2021; Parks Canada Agency, 2021). Dans le cas des chiens de prairie du Canada, Stephens *et al.* (2018) ont signalé que la proportion de femelles adultes actives sur le plan de la reproduction était faible les années suivant des saisons de croissance ayant connu des épisodes de sécheresse (0,01 à 0,26) par rapport aux années suivant des années exemptes d'épisodes de sécheresse (0,54 à 0,87). Ce lien a été déterminé selon les précipitations totales et le nombre de degrés-jours de croissance. Si les niveaux de précipitations étaient faibles, la probabilité qu'une femelle adulte soit active sur le plan de la reproduction diminuait à mesure que le nombre de degrés-jours augmentait. L'influence des degrés-jours de croissance était absente/non détectée au cours des années où les niveaux de précipitation étaient élevés (Stephens *et al.*, 2018). De même, Kusch *et al.* (2021) ont répertorié l'impact combiné des sécheresses et des conditions hivernales rigoureuses sur le taux de survie des chiens de prairie à queue noire dans le parc national des Prairies. Ils ont estimé que la mortalité hivernale dans une colonie était de 85 % à la suite d'une sécheresse et d'un hiver rigoureux et long. Ils ont également observé que les individus émergeaient plus tard de l'hibernation, avaient une masse corporelle inférieure et ne se reproduisaient pas l'année suivante.

L'impact négatif des sécheresses sur les taux de survie et de reproduction entraîne à son tour un déclin de la densité de la population. Stephens *et al.* (2018) ont estimé des déclin proportionnels de 54 à 70 % de la densité après des années de sécheresse, que les estimations de la densité de l'année précédente aient été élevées ou faibles. Comme dans le cas de la peste sylvatique, il est possible que les sécheresses surviennent à des fréquences qui pourraient restreindre la capacité de la population de se rétablir.

Le rôle que les changements climatiques pourraient jouer dans l'augmentation des sécheresses dans le sud des Prairies est incertain. Le *Rapport sur le climat changeant du Canada* (Bush et Lemmen, 2019) indique que la majeure partie du pays devrait recevoir des précipitations annuelles moyennes plus élevées (7 et 24 % d'ici la fin du 21^e siècle selon des scénarios de faibles émissions et de fortes émissions, respectivement). Toutefois, les sécheresses et les déficits d'humidité du sol augmenteront probablement dans le sud des Prairies, car les températures moyennes plus élevées augmentent la transpiration à des niveaux qui excèdent les précipitations estivales (Bush et Lemmen, 2019). On prévoit une augmentation de la fréquence et de la gravité des sécheresses dans les Prairies (PaiMazumder *et al.*, 2013; Bonsul *et al.*, 2020; Sauchyn *et al.*, 2020). En fin de compte, il est difficile de dissocier l'impact des sécheresses de celui des températures extrêmes, car ces phénomènes climatiques sont intrinsèquement liés (voir la **menace 11.3, Températures extrêmes**).

L'AVP mise au point par l'Institut Wilder/zoo de Calgary et Parcs Canada (Calgary Zoo Foundation and Grasslands National Park, 2021, rapport inédit) portait sur l'influence des changements climatiques sur la persistance du chien de prairie à queue noire sur une période de 50 ans. Selon le scénario climatique de référence « Statu quo » (où les conditions climatiques resteraient les mêmes que les conditions actuelles), la probabilité moyenne de persistance est demeurée à environ 70 à 75 % au cours des 50 prochaines années (2066). Toutefois, par rapport au modèle de référence, la probabilité moyenne de persistance a diminué graduellement au fil du temps selon le scénario « Meilleure hypothèse » (c.-à-d. le scénario de changements climatiques le plus probable compte tenu des meilleures connaissances accessibles) pour s'établir à un minimum d'environ 28 % en 2066. Malgré l'incertitude dans les modèles d'estimations (représentée par de grands intervalles de crédibilité), on a déterminé que les sécheresses passées, actuelles et probables et leur impact sur l'ensemble de la population représentaient une menace élevée à moyenne pour la persistance du chien de prairie à queue noire dans l'aire de répartition canadienne.

Températures extrêmes – UICN 11.3 (impact inconnu)

Il existe une incertitude considérable quant à l'impact d'une fréquence accrue des températures extrêmes sur le chien de prairie à queue noire au Canada et quant à la probabilité et à la nature de ces températures extrêmes. Les périodes prolongées de chaleur extrême pendant la saison d'activité peuvent déclencher des épisodes de sécheresse et ainsi avoir un impact négatif sur la survie et la reproduction du chien des prairies à queue noire (voir **Sécheresses – UICN 11.2**). Les hivers exceptionnellement chauds peuvent également avoir un impact négatif sur la survie, car les températures élevées peuvent accroître les phases de réveil (et donc les taux métaboliques) à un moment où les ressources alimentaires sont rares (Parks Canada Agency, 2021). Les températures excessivement basses en hiver peuvent avoir un impact plus nuancé. Des hivers rigoureux ont été associés à une augmentation du taux de survie en hiver et à une réduction des taux de reproduction chez les chiens de prairie du Canada (Stephens *et al.*, 2018), mais à un taux de survie plus faible en hiver chez les chiens de prairie de l'Utah (Hoogland, 2006). Stephens *et al.* (2018) ont supposé que le paramètre

qu'ils ont utilisé pour déterminer la rigueur de l'hiver était un indice de température hivernale, et ils ont supposé qu'une variable qui comprend la température et le manteau neigeux pourrait mieux expliquer le lien. Des propriétaires fonciers ont observé que des hivers rigoureux après des années sèches réduisent les effectifs, ce qui vient appuyer la réaction observée en Utah (Masfield Pasture Association Board, comm. pers., 2023). Les résultats variables pourraient être influencés par les effets isolants du manteau neigeux ou de la thermodynamique de groupe qui ne sont pas entièrement compris (p. ex. Patil *et al.*, 2013). En 2018, à la suite d'une grande sécheresse et d'un hiver prolongé et rigoureux, les chiens de prairie de la colonie Walker (dans le parc national des Prairies) sont sortis de l'hibernation environ un mois plus tard qu'ils ne l'avaient fait au cours des trois années précédentes (Kusch *et al.*, 2021), et leur taux de reproduction a été plus faible cette année-là. Cette colonie connaissait également un taux de mortalité estimé à 85 % en hiver (Kusch *et al.*, 2021). Compte tenu des effets confondants probables des sécheresses, des températures extrêmes, d'un manteau neigeux épais et d'une fonte tardive des neiges, il est difficile de déterminer les variables qui influent sur les taux de survie et de reproduction et leurs seuils.

Tempêtes et inondations – UICN 11.4 (impact inconnu)

Les changements climatiques anthropiques devraient accroître la fréquence des épisodes quotidiens de précipitations extrêmes (Zhang *et al.*, 2019), ce qui pourrait entraîner des périodes d'inondations intenses. Des précipitations relativement subites et abondantes peuvent inonder les terriers de chiens de prairie et éroder les sols desséchés.

La plupart des colonies de chiens de prairie à queue noire au Canada se trouvent dans la plaine inondable de la rivière Frenchman et sont vulnérables aux inondations pendant les périodes de pluie extrêmement abondante ou en cas de rupture d'un barrage. L'impact des tempêtes et des inondations sur les taux de mortalité et de reproduction est inconnu, mais pourrait varier non seulement en fonction de l'intensité, mais aussi du moment des événements (p. ex. au printemps, avant la première émergence des petits). En 2011 et en 2016, des employés de Parcs Canada et du zoo de Calgary ont observé des cas de terriers inondés (ou effondrés), mais l'impact de ces événements sur la survie de l'espèce n'a pas pu être estimé.

Modifications des systèmes naturels (UICN 7; impact global de la menace inconnu)

Autres modifications de l'écosystème – UICN 7.3 (impact inconnu)

Les plantes envahissantes peuvent réduire l'abondance et la richesse des espèces indigènes (Andreu et Vilà, 2011), et leur présence dans les écosystèmes des prairies peut faciliter l'invasion par d'autres végétaux en modifiant le microbiote du sol (Jordan *et al.*, 2008). On peut présumer qu'une réduction de l'abondance des espèces végétales indigènes pourrait entraîner une baisse de la qualité globale de la nourriture du chien de prairie. Dans le parc national des Prairies, les plantes envahissantes comme l'agropyre à crête (*Agropyron cristatum*) et le mélilot jaune (*Melilotus officinalis*) peuvent également établir de grands peuplements purs qui augmentent la hauteur de la végétation

dans les colonies de chiens de prairie et autour de celles-ci et qui, selon les hypothèses, entravent l'expansion des colonies ou accroissent les taux de prédation. Toutefois, il ne s'agit probablement pas d'une menace, car des observations locales indiquent que le chien de prairie à queue noire choisit ces graminées puisqu'elles verdissent plus tôt que certaines autres plantes indigènes (RM Val Marie, comm. pers., 2024).

L'agropyre à crête a été introduit en Amérique du Nord dans les années 1920 pour compléter le fourrage du bétail en période de sécheresse (Rogler et Lorenz, 1983). Il s'agit d'une graminée rustique et résistante au froid qui pousse jusqu'à des hauteurs de 30 à 90 cm (USDA, 2000), souvent en peuplements monotypiques (McWilliams et Van Cleave, 1960). Le mélilot jaune a été introduit dans les prairies nord-américaines au milieu du 19^e siècle afin d'améliorer la stabilité et la teneur en azote du sol (Wolf *et al.*, 2003; 2004) et de servir de nourriture au bétail (Turkington *et al.*, 1978; Parks Canada Agency, 2021). Il peut atteindre jusqu'à 300 cm de hauteur (Wolf *et al.*, 2003, 2004). L'agropyre à crête et le mélilot jaune peuvent altérer les caractéristiques du sol et restreindre la croissance des espèces indigènes (Dormaar *et al.*, 1995; Wolf *et al.*, 2003, 2004). La présence des deux espèces a été confirmée dans les colonies de chiens de prairie du parc national des Prairies et du pâturage communautaire de Masefield et autour de ces colonies.

Bien que le chien de prairie à queue noire puisse couper la végétation (Ponce-Guevara *et al.*, 2016; Connell *et al.*, 2018) pour améliorer sa capacité à détecter les prédateurs (Hoogland, 2006), les analyses de l'occupation de l'habitat ont indiqué que les individus évitent habituellement les milieux où la végétation est haute; leur occupation est inversement corrélée à la hauteur de la végétation (Collins et Lichvar, 1986; Franklin et Garrett, 1989; Guenther et Detling, 2003; Avila-Flores *et al.*, 2010; Breland *et al.*, 2014). Toutefois, la mesure dans laquelle l'agropyre à crête ou le mélilot jaune peuvent nuire à l'utilisation de l'habitat par le chien de prairie n'est pas claire. Les connaissances locales concernant des chiens de prairie qui établissent des terriers dans les zones dominées par ces plantes envahissantes portent à croire qu'ils ne les évitent pas nécessairement (Masefield Pasture Association Board, comm. pers., 2023; RM Val Marie, comm. pers., 2024). Les perturbations de l'habitat qui facilitent l'expansion de l'agropyre à crête ou du mélilot jaune pourraient également contribuer à la dispersion du chien de prairie à queue noire et à l'établissement de nouvelles colonies à l'intérieur et à l'extérieur du parc (Parks Canada Agency, 2021; Masefield Pasture Association Board, comm. pers., 2023).

Utilisation des ressources biologiques (UICN 5; impact global de la menace inconnu)

Chasse et capture d'animaux terrestres – UICN 5.1 (impact inconnu)

Il est présumé que des chiens des prairies sont empoisonnés et abattus à l'extérieur du parc national des Prairies, mais ces cas n'ont pas été confirmés. La politique provinciale de contrôle du chien de prairie à queue noire a été mise en œuvre par le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan le 31 août 2023 (en vigueur jusqu'au 30 novembre 2025) et décrit les options létales (tir) et non létales visant à contrôler l'expansion des colonies de chiens de prairie à queue noire. En vertu de la *Loi de 1998 sur*

la faune, la Province a le pouvoir de délivrer des permis pour le contrôle légal (tir) du chien de prairie à queue noire. La mortalité indirecte involontaire de chiens de prairie pourrait également être associée à l'empoisonnement légal d'autres espèces, comme le spermophile de Richardson.

Nombre de localités fondées sur les menaces

Tous les chiens de prairie du Canada se trouvent dans une zone particulière du point de vue géographique, où un seul phénomène menaçant (p. ex. la peste ou les sécheresses) pourrait affecter tous les individus; on considère donc qu'il existe une seule localité. Bien que certaines colonies soient éloignées des autres, les données génétiques montrent une faible différenciation entre les colonies, ce qui semble indiquer des niveaux élevés de connectivité et donc appuyer l'hypothèse d'une seule localité qui pourrait être rapidement affectée par une éclosion de peste. De plus, la peste peut également être propagée dans le paysage par d'autres espèces, connectant ainsi les colonies en une seule localité. Une éclosion de peste épizootique peut réduire considérablement l'abondance des chiens de prairie et entraîner l'effondrement des colonies. Les facteurs liés aux conditions météorologiques, comme une sécheresse grave combinée à des hivers rigoureux, peuvent être tout aussi dévastateurs pour l'abondance des chiens de prairie et affecter toutes les colonies simultanément (voir la section **Menaces actuelles et futures**).

PROTECTION, STATUTS ET ACTIVITÉS DE RÉTABLISSEMENT

Statuts et protection juridiques

Le chien de prairie à queue noire est actuellement inscrit comme espèce menacée à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral. Le COSEPAC a évalué l'espèce pour la première fois en avril 1978 et l'a désignée « préoccupante ». Des réévaluations ont été effectuées en avril 1988, en avril 1999 et en novembre 2000, confirmant le statut d'espèce préoccupante en raison de la petite taille et de l'isolement de la population ainsi que du risque de peste sylvatique. Le statut du chien de prairie à queue noire a été modifié pour passer à celui d'espèce menacée en novembre 2011 étant donné la menace accrue des sécheresses et de la peste sylvatique (critère D2).

Le chien de prairie à queue noire est protégé par le gouvernement fédéral au moyen de la LEP et de la *Loi sur les parcs nationaux du Canada* (LPNC). Le *Programme de rétablissement et plan d'action visant le chien de prairie* (*Cynomys ludovicianus*) *au Canada*, publié en 2021, établit la superficie de l'habitat essentiel à 1 399,8 hectares, ce qui correspond à l'étendue maximale des colonies actives répertoriées de 2002 à 2019 (Parks Canada Agency, 2021). L'habitat essentiel dans le parc national des Prairies est protégé par la LPNC. Un suivi actif des tendances de la population, de l'étendue des colonies et de la peste sylvatique est en cours. Toutes les colonies dans lesquelles l'habitat essentiel est désigné sont actuellement actives et occupées.

L'habitat du chien de prairie à queue noire se trouvant sur des terres agricoles de la Couronne en Saskatchewan est protégé par des contrats de location de terres agricoles publiques, des politiques ainsi que les lois et règlements provinciaux applicables, y compris le *Provincial Lands Act* (2016), le *Provincial Lands (Agriculture) Regulations*, la *Loi de 1998 sur la faune* et le *Wildlife Regulations* (1981). Une colonie est également protégée par la Saskatchewan au titre du *Wildlife Habitat Protection Act* (2018).

Statuts et classements non juridiques

À l'échelle mondiale, le chien de prairie à queue noire est classifié dans la catégorie « préoccupation mineure » de la Liste rouge de l'UICN. Selon NatureServe, l'espèce est cotée G4 (apparemment en sécurité) à l'échelle mondiale, N2 (en péril) à l'échelle nationale et S2 (en péril) à l'échelle provinciale.

Protection et propriété de l'habitat

Environ 94 % de l'habitat essentiel connu du chien de prairie à queue noire au Canada se trouve dans les limites proposées du parc national des Prairies, qui est protégé par le gouvernement fédéral. Environ 5,6 % de l'habitat essentiel désigné sur les terres agricoles de la Couronne en Saskatchewan est loué par des associations de pâturages (groupes gérés par les clients) et environ 1,1 % est loué par un particulier (Parks Canada Agency, 2021). Les parcs nationaux et d'autres aires de conservation tirent souvent parti des pratiques d'intendance qui ont permis de préserver des écosystèmes intacts et de les délimiter afin qu'ils puissent servir de refuges à un nombre croissant d'espèces en voie de disparition au Canada. Ce processus et les décisions subséquentes sur la meilleure façon de gérer l'habitat protégé pour la conservation de ces espèces sont de plus en plus complexes (Dietz *et al.*, 2021).

Activités de rétablissement

Le programme de rétablissement et plan d'action visant le chien de prairie à queue noire a été publié en 2021 (Parks Canada Agency, 2021). Le programme de rétablissement désigne l'habitat essentiel de l'espèce, et décrit les possibilités d'approfondir les recherches et de préciser la désignation et l'emplacement.

Depuis le précédent rapport du COSEPAC, plusieurs études de recherche sur l'écologie et la dynamique des populations du chien de prairie au Canada ont contribué à l'élaboration du *Plan d'action visant des espèces multiples dans le parc national du Canada des Prairies* (Parks Canada, 2016b) et à l'analyse de la viabilité de la population (Calgary Zoo Foundation et Grasslands National Park, 2021). Ces études ont également permis d'orienter le programme de rétablissement et plan d'action visant le chien de prairie à queue noire (Parks Canada, 2021). Parmi ces études figurent :

- la recherche à l'échelle de la population menée par l'Institut Wilder/zoo de Calgary en collaboration avec le parc national des Prairies, qui portait sur les facteurs de la dynamique de la population et la génétique de la population;

- des recherches au niveau de l'individu menées par l'Université de la Saskatchewan (Jeff Lane), qui visaient à mieux comprendre les paramètres démographiques, la sociabilité, l'hibernation et les tendances du cycle vital;
- l'élaboration d'un outil d'évaluation de l'habitat visant à déterminer les sites prioritaires afin de favoriser l'expansion ou le rétablissement des colonies.

Conformément au plan de gestion du chien de prairie à queue noire (Tuckwell et Everest, 2009) et au plan d'action visant des espèces multiples dans le parc national des Prairies (Parks Canada, 2016b), les mesures de rétablissement suivantes ont été mises en œuvre :

- l'élaboration et la mise en œuvre du plan d'action pour l'atténuation de la peste (Parks Canada, 2011), y compris un programme de surveillance de la peste, le traitement préventif des terriers avec de la poudre de deltaméthrine et la distribution d'appâts contenant un vaccin oral ainsi que l'épandage de poudre de deltaméthrine à titre d'intervention en cas d'urgence; une nouvelle version du plan de gestion de la peste a été élaborée en 2020, afin de tenir compte des plus récentes connaissances acquises sur l'écologie de la transmission de la peste aux États-Unis et au Canada (Liccioli, comm. pers., 2023);
- des stratégies de gestion visant à améliorer l'habitat historique du chien de prairie grâce au retrait d'espèces végétales exotiques envahissantes, à la réduction de la hauteur de la végétation et à l'augmentation de la densité des plantes indigènes.
- un dialogue en cours avec des éleveurs, des spécialistes de l'espèce et des organisations gouvernementales afin de définir des objectifs de gestion et des mesures de rétablissement communs pour l'espèce;
- une première ébauche de politique dirigée par le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan en consultation avec les propriétaires fonciers et les intervenants locaux afin d'atténuer les situations conflictuelles entre les propriétaires fonciers et les chiens de prairie.

La grande variété et la complexité des liens entre les intervenants, y compris les gouvernements provincial et fédéral, les propriétaires fonciers locaux et d'autres membres de la collectivité, peuvent parfois être difficiles à gérer lorsque les points de vue et les priorités divergent. Les propriétaires fonciers locaux ont exprimé des préoccupations quant au fait que les mesures de conservation et de gestion visant à protéger le chien de prairie à queue noire pourraient limiter le contrôle des producteurs agricoles sur les terres privées et restreindre les activités d'élevage (Lamb *et al.*, 2006; Liccioli, comm. pers., 2023; Masefield Pasture Association Board, comm. pers., 2023; RM Val Marie, comm. pers., 2024). L'élaboration et le maintien des communications et de la mobilisation parmi les intervenants joueront un rôle clé dans la conservation du chien de prairie à queue noire.

SOURCES D'INFORMATION

- Anderson, E., S.C. Forrest, T.W. Clark et L. Richardson. 1986. Paleobiology, biogeography, and systematics of the Black-footed Ferret, *Mustela nigripes* (Audubon and Bachman), 1857. Great Basin Naturalist Memoirs 8:11-62.
- Andreu, J. et M. Vilà. 2011. Native plant community response to alien plant invasion and removal. Management of Biological Invasions 2:81-94.
- Anthony, A. et D. Foreman. 1951. Observations on the reproductive cycle of the black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*). Physiological Zoology 24(3):242–248.
- Antolin, M.F., P. Gober, B. Luce, D.E. Biggins, W.E. Van Pelt, D.B. Seery, M. Lockhart et M. Ball. 2002. The influence of sylvatic plague on North American wildlife at the landscape level, with special emphasis on the Black-footed Ferret and prairie dog conservation. Pp. 104-127, in Transactions of the Sixty-seventh North American Wildlife and Natural Resources Conference, Conference theme: Compassionate, Conservative Conservation through the Lens of Theodore Roosevelt's Legacy. Dallas, TX.
- Antonation, K.S., T.K. Shury, T.K. Bollinger, A. Olson, P. Mabon, G. Van Domselaar et C. R. Corbett. 2014. Sylvatic plague in a Canadian Black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*). Journal of Wildlife Diseases 50:699-702.
- Augustine, D. J., Jr., J. F. Cully et T. L. Johnson. 2007. Influence of fire on black-tailed prairie dog colony expansion in shortgrass steppe. Rangeland Ecology and Management 60:538-542.
- Augustine, D.J., M.R. Matchett, T.P. Toombs, J.F. Cully Jr., T.L. Johnson et J.G. Sidle. 2008. Spatiotemporal dynamics of black-tailed prairie dog colonies affected by plague. Landscape Ecology 23:255–267.
- Avila-Flores, R. 2009. Black-tailed prairie dog declines in northwestern Mexico: species-habitat relationships in a changing landscape. Thèse de doctorat, University of Alberta, Edmonton, Alberta. 181 pp.
- Avila-Flores, R., M.S. Boyce et S. Boutin. 2010. Habitat selection by prairie dogs in a disturbed landscape at the edge of their geographic range. Journal of Wildlife Management 74:945–953.
- Bäckman, S., J. Näslund, M. Forsman et J. Thelaus. 2015. Transmission of tularemia from a water source by transstadial maintenance in a mosquito vector. Scientific Reports 5:7793.
- Bakko, E.B. 1977. Field water balance performance in prairie dogs (*Cynomys leucurus* and *C. ludovicianus*). Comparative Biochemistry and Physiology-Part A: Physiology 56:443-451.
- Banfield, A.W.F. 1974. The Mammals of Canada. University of Toronto Press, Toronto, xxv + 438 pp. + illus. [Également disponible en français : Banfield, A.W.F. 1974. Les mammifères du Canada. Québec, Presses de l'Université Laval. xxv + 406 p. + illus.]

- Bangert, R.K. et C.N. Slobodchikoff. 2006. Conservation of prairie dog ecosystem engineering may support arthropod beta and gamma diversity. *Journal of Arid Environments* 67:100-115.
- Beckstead, M.A. 1977. Digestibility of common forage plants and energetic requirements of the black-tailed prairie dog. Mémoire de maîtrise, Dakota State University, Madison, South Dakota.
- Biggins, D.E. et M.Y. Kosoy. 2001. Influences of introduced plague on North American mammals: implications from ecology of plague in Asia. *Journal of Mammalogy* 82:906-916.
- Biggins, D.E., B.J. Miller, L. Hanebury, R. Oakleaf, A. Farmer, R. Crete et A. Dodd. 1993. A technique for evaluating Black-footed Ferret habitat. Pp. 73–88, *in* J.L. Oldemeyer, D.E. Biggins, B.J. Miller et R. Crete (eds.). Management of prairie dog complexes for the reintroduction of the Black-footed Ferret. US Fish & Wildlife Service Biological Report 13. Washington DC.
- Biggins, D.E., D.A. Eads et J.L. Godbey. 2021. Plague transforms positive effects of precipitation on prairie dogs to negative effects. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 14:329–334.
- Breland, A.D., R.D. Elmore et S.D. Fuhlendorf. 2014. Black-tailed Prairie Dog colony expansion and forage response to fire/grazing interaction. *Journal of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 1:156–162.
- Brennan, J.R. 2019. Prairie dogs and livestock in rangeland systems: balancing biodiversity and production in the northern mixed-grass prairie. Thèse de doctorat, South Dakota State University, Brookings, South Dakota.
- Brickner, K.M., M.B. Grenier, A.E. Crosier et J.N. Pauli. 2014. Foraging plasticity in a highly specialized carnivore, the endangered Black-footed Ferret. *Biological Conservation* 169:1-5.
- Brinkerhoff, J.R., C. Ray, B. Thiagarajan, S.K. Collinge, J.F. Cully Jr, B. Holmes et K.L. Gage. 2008. Prairie dog presence affects occurrence patterns of disease vectors on small mammals. *Ecography* 31(5):654-662.
- Bonsal, B., Z. Liu, E. Wheaton et R. Stewart. 2020. Historical and projected changes to the stages and other characteristics of severe Canadian prairie droughts. *Water* 12(12):3370.
- Bush, E. et D.S. Lemmen (eds.). 2019. Canada's changing climate report. Government of Canada. Ottawa, ON. 444 pp. [Également disponible en français : Bush, E. et D.S. Lemmen, éditeurs. 2019. Rapport sur le climat changeant du Canada, gouvernement du Canada, Ottawa (Ont.). 446 p.]
- Calgary Zoo Foundation et Grasslands National Park. 2021. Population viability analysis for Canadian black-tailed prairie dog metapopulation – draft report V1. Rapport inédit. 65 pp.

- Campbell III, T.M. et T.W. Clark. 1981. Colony characteristics and vertebrate associations of white-tailed and black-tailed prairie dogs in Wyoming. *American Midland Naturalist* 105:269–276.
- Ceballos, G., E. Mellink et L. Hanebury. 1993. Distribution and conservation status of prairie dogs (*Cynomys mexicanus* and *C. ludovicianus*) in Mexico. *Biological Conservation* 63:105-112.
- Ceballos, G., R. List, J. Pacheco, P. Manzano, G. Santos et M. Royo. 2005. Prairie dogs, cattle and crops: diversity and conservation of the grassland ecosystem in northwestern Chihuahua, Mexico. Pp. 425-438, in J.L.E. Cartron, G. Ceballos et R.S. Felger (eds.). *Biodiversity, Ecosystems, and Conservation in Northern Mexico*, Oxford University Press, Oxford
- Cherry, C.C., N.A. Kwit, R.E. Ohms, A.M. Hammesfahr, R. Pappert, J.M. Petersen,... et D.E. Buttke. 2019. Tularemia (*Francisella tularensis*) in a black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*) colony. *Journal of Wildlife Diseases* 55(4):944-946.
- Cincotta, R.P., R.M. Hansen et D.W. Uresk. 1983. Prairie dog dispersal and habitat preference in Badlands National Park. University of Wyoming National Park Service Research Center Annual Report, Vol. 7, Art. 2
- Cincotta, R.P., D.W. Uresk et R.M. Hansen. 1989. Plant Compositional Change in a Colony of Black-Tailed Prairie Dogs in South Dakota. Paper presented at the Ninth Great Plains Wildlife Damage Control Workshop. (Fort Collins, Colorado, April 17-20, 1989).
- Clippinger, N.W. 1989. Habitat suitability index models: black-tailed prairie dog. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 82. Washington DC. vi + 21 pp.
- Collins, E.I. et R.W. Lichvar. 1986. Vegetation inventory of current and historic Black-footed Ferret habitat in Wyoming. *Great Basin Naturalist Memoirs* 8:85-93.
- Connell, L.C., J.D. Scasta et L.M. Porensky. 2018. Prairie dogs and wildfires shape vegetation structure in a sagebrush grassland more than does rest from ungulate grazing. *Ecosphere* 9(8):e02390.
- Connell, L.C., L.M. Porensky et J.D. Scasta. 2019. Prairie dog (*Cynomys ludovicianus*) influence on forage quantity and quality in a grazed grassland-shrubland ecotone. *Rangeland Ecology and Management* 72:360-373.
- Coppock, D.L., J.K. Detling, J.E. Ellis et M.I. Dyer. 1983a. Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie I. Effects of Black-tailed Prairie Dogs on intraseasonal aboveground plant biomass and nutrient dynamics and plant species diversity. *Oecologia* 56:1-9.
- Coppock, D.L., J.E. Ellis, J.K. Detling et M.I. Dyer. 1983b. Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie II. Responses of bison to modification of vegetation by prairie dogs. *Oecologia* 56:10-15.

- COSEWIC. 2011. COSEWIC assessment and status report on the Black-tailed Prairie Dog *Cynomys ludovicianus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xiii + 58 pp. <https://species-registry.canada.ca/index-en.html#/documents/rwpTveLmSVrS1rB7YjKa0>. [Également disponible en français : COSEPAC. 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xv + 62 p. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>.]
- COSEWIC. 2017. COSEWIC assessment and status report on the Burrowing Owl *Athene cunicularia* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xii + 57 pp. <https://species-registry.canada.ca/index-en.html#/documents/g9wIVtYFVYCypPCQpWU9>. [Également disponible en français : COSEPAC. 2017. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la chevêche des terriers (*Athene cunicularia*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 69 p. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>.]
- COSEWIC. 2021. COSEWIC Rapid Review of Classification on the Black-footed Ferret *Mustela nigripes* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii pp. <https://species-registry.canada.ca/index-en.html#/documents/ACKxjwappfU7sapZJ5N2E>. [Également disponible en français : COSEPAC. 2021. Examen rapide de la classification du COSEPAC pour le putois d'Amérique (*Mustela nigripes*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. vii p. <https://registre-especes.canada.ca/index-fr.html#/documents/ACKxjwappfU7sapZJ5N2E>.]
- Crill, C. 2018. Ecological correlates of stress in the Canadian population of Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*). Mémoire de maîtrise, University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan. 100 p.
- Crill, C., D.M. Janz, J.M. Kusch, R.M. Santymire, G.P. Heyer, T.K. Shury et J.E. Lane. 2019. Investigation of the utility of feces and hair as non-invasive measures of glucocorticoids in wild Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*). *General and Comparative Endocrinology* 275:15-24.
- Cullingham, C.I., T.R. Stephens, K.D. Swan, S.C. Wilson, J.K. Janes, M.R. Matchett, R. Griebel et A. Moehrenschrager. 2023. Genetic analysis reveals hidden threats and new motivation for conservation translocation of black-tailed prairie dogs at the northern limit of their range. *Global Ecology and Conservation* 46:e02591.
- Cully, J.F. et E.S. Williams. 2001. Interspecific comparisons of sylvatic plague in prairie dogs. *Journal of Mammalogy* 82:894-905.
- Cully, J.F., T.L. Johnson, S.K. Collinge et C. Ray. 2010. Disease limits populations: plague and Black-tailed Prairie Dogs. *Vector-borne and Zoonotic Diseases* 10:7- 15.
- Davidson, A.D. et D.C. Lightfoot. 2007. Interactive effects of keystone rodents on the structure of desert grassland arthropod communities. *Ecography* 30:515-525.

- Davidson, A.D., J.K. Detling et J.H. Brown. 2012. Ecological roles and conservation challenges of social, burrowing, herbivorous mammals in the world's grasslands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:477-486.
- Davidson, A.D., D. Augustine, M. Menefee, M. Fink, L. Sterling-Krank et B. Van Pelt. 2022. Part I: Habitat suitability model for the black-tailed prairie dog ecosystem. *In*: A.D. Davidson, D. Augustine, M. Menefee, L. Sterling-Krank, B. Van Pelt, F. Theisen Brum, M. Fink, M. Houts et M. Williamson. Identifying potential landscapes for conservation across the grasslands of North America: Integrating keystone species, land use patterns, and climate change to enhance current and future grassland restoration efforts. Colorado State University.
- Derner, J.D., J.K. Detling et M.F. Antolin. 2006. Are livestock weight gains affected by prairie dogs. *Frontiers in Ecology and Environment* 4:459–464.
- Detling, J.K. 2006. Do prairie dogs compete with livestock? Pp. 65-88, *in* J.L. Hoogland (ed.). *Conservation of the Black-tailed Prairie Dog: Saving North America's Western Grasslands*, Island Press, Washington, DC.
- Desmond, M.J., J.A. Savidge et K.M. Eskridge. 2000. Correlations between burrowing owl and black-tailed prairie dog declines: a 7-year analysis. *Journal of Wildlife Management* 64:1067–1075.
- Devillard, S., D. Allainé, J.M. Gaillard et D. Pontier. 2004. Does social complexity lead to sex-biased dispersal in polygynous mammals? A test on ground-dwelling sciurids. *Behavioral Ecology* 15:83-87.
- Dietz, S., K.F. Beazley, C.J. Lemieux, C. St. Clair, L. Coristine, E. Higgs, R. Smith, M. Pellatt, C. Beaty, E. Cheskey, S. J. Cooke, L. Crawford, R. Davis, G. Forbes, F. Gadallah, P. Kendall, N. Mandrak, F. Moola, S. Parker, J. Quayle, J.C. Ray, K. Richardson, K. Smith, James Snider, J.P. Smol, W.J. Sutherland, A. Vallillee, L. White et A. Woodley. 2021. Emerging issues for protected and conserved areas in Canada. *FACETS* 6:1892-1921.
- Dormaar, J.F., M.A. Naeth, W.D. Willms et D.S. Chanasyk. 1995. Effect of native prairie, Crested Wheatgrass (*Agropyron cristatum* (L.) Gaertn.) and Russian Wildrye (*Elymus junceus* Fisch.) on soil chemical properties. *Journal of Range Management* 48(3):258-263.
- Eads, D.A. et D.E. Biggins. 2015. Plague bacterium as a transformer species in prairie dogs and the grasslands of western North America. *Conservation Biology* 29:1086-1093.
- Eads, D.A., D.E. Biggins, D. Long, K.L. Gage et M.F. Antolin. 2016. Droughts may increase the susceptibility of prairie dogs to fleas: incongruity with hypothesized mechanisms of plague cycles in rodents. *Journal of Mammalogy* 97(4):1044–1053.
- Eisen, R.J., S.W. Bearden, A.P. Wilder, J.A. Montenieri, M.F. Antolin et K.L. Gage. 2006. Early-phase transmission of *Yersinia pestis* by unblocked fleas as a mechanism explaining rapidly spreading plague epizootics. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103:15380-15385.

- Engstrom, R. T. 2010. First-order fire effects on animals: review and recommendations. *Fire Ecology* 6:115-130.
- Environment Canada. 2006. Recovery Strategy for the Mountain Plover (*Charadrius montanus*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Environment Canada, Ottawa. iv + 16 pp. [Également disponible en français : Environnement Canada. 2006. Programme de rétablissement du pluvier montagnard (*Charadrius montanus*) au Canada, Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Environnement Canada, Ottawa. v + 17 p.]
- Facka A.N., G.W. Roemer, V.L. Mathis, M. Kam et E. Geffen. 2010. Drought leads to collapse of Black-tailed Prairie Dog populations reintroduced to the Chihuahuan desert. *Journal of Wildlife Management* 74(8):1752-1762
- Fagerstone, K.A., H.P. Tietjen et O. Williams. 1981. Seasonal variation in the diet of Black-tailed Prairie Dogs. *Journal of Mammalogy* 62:820-824.
- Fagerstone, K.A. et O. Williams. 1982. Use of c3 and c4 plants by Black-tailed Prairie Dogs. *Journal of Mammalogy* 63(2):328–331.
- Fargey, P.J. et C., Marshall. 1997. Black-tailed Prairie Dog population monitoring: Determining the habitat factors affecting colony expansion. Grasslands National Park, Annual Report, vol. 2, pp. 43–55
- Franklin, W.L. et M.G. Garrett. 1989. Nonlethal control of prairie dog colony expansion with visual barriers. *Wildlife Society Bulletin* 17:426–430.
- Garrett, M.G. et W.L. Franklin. 1988. Behavioral ecology of dispersal in the Black-tailed Prairie Dog. *Journal of Mammalogy* 69(2):236-250.
- Gauthier, D.A. et J.L. Boon. 1994. Density and distribution of Black-tailed Prairie Dogs, Grasslands National Park, Canada: report of the 1992 and 1993 field surveys. Rapport inédit préparé pour Parcs Canada. Val Marie, Saskatchewan. 47 pp.
- Geaumont, B.A., T.J. Hovick, R.F. Limb, W.M. Mack, A.R. Lipinski et K.K. Sedivec. 2018. Plant and bird community dynamics in mixed-grass prairie grazed by native and domestic herbivores. *Rangeland Ecology and Management* 72(2):374-384.
- Gilpin, M.E. 1996. Metapopulations and wildlife conservation: approaches to modeling spatial structure. Pp. 11-27, in D.R. McCullough (ed.). *Metapopulation and wildlife conservation*, Island Press, Washington, DC.
- Grant, B. comm. pers. 2022. *Communication téléphonique avec T. Stephens*. Mars 2022. Propriétaire foncier local, Val Marie (Saskatchewan).
- Grant, B. comm. pers. 2022. *Communication téléphonique avec T. Stephens*. Juillet 2022. Chef de l'équipe des incendies, Parcs Canada, parc national des Prairies, Saskatchewan.
- Grasslands National Park. 2020. Visual Count of Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*) in Grasslands National Park. 2020 Resource Conservation Protocol. Grasslands National Park of Canada. Val Maire, SK. 1-15 pp.

- Grasslands National Park. 2022. Monitoring Area of Occurrence of Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*) in Grasslands National Park. Resource Conservation Protocol, Grasslands National Park of Canada. Val Maire, SK. 1-25 pp.
- Grassel, S.M., J.L. Rachlow et C.J. Williams. 2016. Reproduction by Black-tailed Prairie Dog and Black-footed Ferrets: Effects of weather and food availability. *Western North American Naturalist* 76:405-416.
- Guelta, M. et H.E. Balbach. 2005. Modeling fog oil obscurant smoke penetration into simulated tortoise burrows and bat colony trees. U.S. Army Corps of Engineers, Washington DC. 58 pp.
- Guenther, D.A. et J.K. Detling. 2003. Observations of cattle use of prairie dog towns. *Rangeland Ecology and Management/Journal of Range Management Archives* 56:410-417.
- Gummer D. 2005. Geographic variation in torpor patterns: the northernmost prairie dogs and kangaroo rats. Thèse de doctorat, University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan.
- Hall, E.R. 1981. *The Mammals of North America*. John Wiley and Sons, New York. 1181 pp.
- Hansen, R.M. et I.K. Gold. 1977. Black-tailed prairie dogs, desert cottontails and cattle trophic relations on shortgrass range. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives* 30:210-214.
- Hanski I. et M.E. Gilpin (eds.). 1997. *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, San Diego. 512 pp.
- Hanson, D.A., H.B. Britten, M. Restani et L.R. Washburn. 2007. High prevalence of *Yersinia pestis* in Black-tailed Prairie Dog colonies during an apparent enzootic phase of sylvatic plague. *Conservation Genetics* 8:789-795.
- Harris 1995. *Distribution and Density of Black-tailed Prairie Dog Populations in the Frenchman River Valley and Management Plan for Colonies on Agricultural Lands*. Saskatchewan Environment and Resource Management. Swift Current Region. 12 pp.
- Hawkshaw, D.M. 2022. Covariates of intraspecific variation in hibernation expression in the northernmost population of Black-tailed Prairie Dogs. Mémoire de maîtrise. University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan. 112 p.
- Herron, M.D., T.A. Castoe et C.L. Parkinson. 2004. Sciurid phylogeny and the paraphyly of Holarctic Ground Squirrels (*Spermophilus*). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 31:1015–1030.
- Hinnebusch, B.J., C.O. Jarrett et D.M. Bland. 2017. “Fleaing” the plague: adaptations of *Yersinia pestis* to its insect vector that lead to transmission. *Annual Review of Microbiology* 71:215-232.
- Hoogland, J.L. 1981. The evolution of coloniality in White-tailed and Black-tailed prairie dogs (Sciuridae: *Cynomys leucurus* and *C. ludovicianus*). *Ecology* 62:252-272.

- Hoogland, J.L. 1995. The Black-tailed Prairie Dog: Social Life of a Burrowing Mammal. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 562 pp.
- Hoogland, J.L. 2001. Black-tailed, Gunnison's, and Utah Prairie Dogs reproduce slowly. *Journal of Mammalogy* 82:917-927.
- Hoogland, J.L. 2006. Conservation of the Black-tailed Prairie Dog: Saving North America's Western Grasslands. Island Press, Washington, DC. 342 pp.
- Hoover, D.L., A.K. Knapp et M.D. Smith. 2014. Resistance and resilience of a grassland ecosystem to climate extremes. *Ecology* 95:2646-2656.
- Humphreys, F. et A. Campbell. 1947. Plague, Rocky Mountain spotted fever, and tularaemia surveys in Canada. *Canadian Journal of Public Health/Revue canadienne de Santé publique* 38:124-130.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2010. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Gland, Switzerland.
- Johnson, W.C. et S.K. Collinge. 2004. Landscape effects on Black-tailed Prairie Dog colonies. *Biological Conservation* 115:487-497.
- Johnson, T., J. Cully, S. Collinge, C. Ray, C. Frey et B. Sandercock. 2011. Spread of plague among Black-tailed Prairie Dog is associated with colony spatial characteristics. *The Journal of Wildlife Management* 75:357-368
- Jones, C.G., J.H., Lawton et M. Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373-386.
- Jordan, N.R., D.L. Larson et S.C. Huerd. 2008. Soil modification by invasive plants: effects on native and invasive species of mixed-grass prairies. *Biological Invasions* 10:177-190
- Kelso, L.H. 1939. Food habits of prairie dogs. United States Department of Agriculture Circular. 529:1-15.
- Kerwin, L. et C.G. Scheelhaase. 1971. Present status of the Black-tailed Prairie Dog in Saskatchewan. *Blue Jay* 29:35-37.
- King, J.A. 1955. Social Behaviour, Social Organization, and Population Dynamics in a Black-tailed Prairie Dog Town in the Back Hills of South Dakota. Contributions from the Laboratory of Vertebrate Biology, the University of Michigan. No. 67.
- Knowles, C.J. 1986. Some relationships of Black-tailed Prairie Dogs to livestock grazing. *The Great Basin Naturalist* 46(2):198-203.
- Knowles, C.J. 1987. Reproductive ecology of Black-tailed Prairie Dogs in Montana. *The Great Basin Naturalist* 47:202-206.
- Knowles C.J., J.D. Proctor et S.C. Forrest. 2002. Black-tailed Prairie Dog abundance and distribution in the Great Plains based on historic and contemporary information. *Great Plains Research* 12:219-254.
- Koford C.B. 1958. Prairie dogs, white faces, and blue grama. *Wildlife Monographs* 3.

- Kotliar, N.B. 2000. Application of the new keystone-species concept to prairie dogs: how well does it work? *Conservation Biology* 14(6):1715-1721.
- Kotliar N.B., B.W. Baker, A.D. Whicker et G. Plumb. 1999. A critical review of assumptions about the prairie dog as a keystone species. *Environmental Management* 24:177–192.
- Kotliar, N.B., B.J. Miller, R.P. Reading et T.W. Clark. 2006. The prairie dog as a keystone species. Pp. 53–64, *in* J.L. Hoodland (ed.). *Conservation of the Black-tailed Prairie Dog: saving North America's western grasslands*, Island Press, Washington, DC.
- Kusch, J.M. 2018. The predictors and consequences of individual variation in sociality in Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*). Mémoire de maîtrise, University of Saskatchewan, Saskatoon. 93 p.
- Kusch J.M., C.C. Matzke et J.E. Lane. 2020. Reproductive failure predicts intra-colony dispersal of female Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*) in a northern population. *Western North America Naturalist* 80:157–164.
- Kusch, J.M. et J.E. Lane. 2021. Determinants of social structure in a northern population of Black-tailed Prairie Dogs, *Cynomys ludovicianus*. *Animal Behaviour* 178:1-10.
- Kusch J.M., S.E. Conway, A. Kapchinske et J.E. Lane. 2021. Reproductive phenology and seasonal mass dynamics of Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*) at their northern range limit. *Canadian Journal of Zoology* 99(4):257-268.
- Lacy, R. et J. Pollak. 2020. VORTEX: a stochastic simulation of the extinction process. Chicago Zoological Society, Brookfield, IL, USA.
- Laing, R. 1986. The feasibility of re-introducing the Black-footed Ferret to the Canadian prairie. Thèse de mémoire. University of Calgary, Calgary, Alberta. 134pp.
- Lamb, B.L., R.P. Reading et W.F. Andelt. 2006. Attitudes and perceptions about prairie dogs. Pp. 108-114, *in* Hoogland, J.L. (ed.). *Conservation of the Black-tailed Prairie Dog: saving North America's western grasslands*, Island Press, Washington, DC.
- Lehmer, E.M., B. Van Horne, B. Kulbartz et G.L. Florant. (2001). Facultative torpor in free-ranging Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*). *Journal of Mammalogy* 82(2):551-557.
- Lehmer, E.M. et B. Van Horne. 2001. Seasonal changes in lipids, diet, and body composition of free-ranging Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*). *Canadian Journal of Zoology* 79:955-965.
- Lehmer, E.M., L.T. Savage, M.F. Antolin et D.E. Biggins. 2006. Extreme plasticity in thermoregulatory behaviors of free-ranging Black-tailed Prairie Dogs. *Physiological and Biochemical Zoology* 79(3):454-467.
- Leighton, F.A., H.A. Artsob, M.C. Chu et J.G. Olson. 2001. A serological survey of rural dogs and cats on the southwestern Canadian prairie for zoonotic pathogens. *Canadian Journal of Public Health* 92:67-71.

- Liccioli, S. comm. pers. 2022. *Communication téléphonique avec T. Stephens*. Mars 2022. Écologiste spécialiste de la faune, Parcs Canada, parc national des Prairies, Saskatchewan.
- Liccioli, S. comm. pers. 2023. Examineur des commentaires. Janvier 2023. Écologiste spécialiste de la faune, Parcs Canada, parc national des Prairies, Saskatchewan.
- Liccioli, S., T. Stephens, S.C. Wilson, J.M. McPherson, L.M. Keating, K.S. Antonation, T.K. Bollinger, C.R. Corbett, D.L. Gummer, L.R. Lindsay, T.D. Galloway, T.K. Shury et A. Moehrenschrager. 2020. Enzootic maintenance of sylvatic plague in Canada's threatened Black-tailed Prairie Dog ecosystem. *Ecosphere* 11(5):e03138.
- Liebenberg, M. 2021. "Landowners worrying about prairie dog expansion from Grasslands National Park". *The Prairie Post*, May 12, 2021.
- Lloyd, N. 2011. Effects of food supplementation on Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*) at their northern extent. Mémoire de maîtrise, University of Calgary, Calgary Alberta.
- Lloyd N., A. Moehrenschrager, D.H.V. Smith et D. Bender. 2013. Food limitation at species range limits: Impacts of food availability on the density and colony expansion of prairie dog populations at their northern periphery. *Biological Conservation* 161:110-117.
- Lockhart, J.M., E.T. Thorne et D.R. Gober. 2006. A historical perspective on recovery of the Black-footed Ferret and the biological and political challenges facing its future. Pp 6-20 in J.E. Roelle, B.J. Miller, J.L. Godbey et D.E. Biggins (eds.). *Recovery of the Black-footed Ferret – Progress and Continuing Challenges*. US Geological Survey Scientific Investigations Report 2005–5293.
- Lomolino, M.V. et G.A. Smith. 2003. Prairie dog towns as islands: applications of island biogeography and landscape ecology for conserving nonvolant terrestrial vertebrates. *Global Ecology and Biogeography* 12:275–286
- Lorange, E.A., B.L. Race, F. Sebbane et B.J. Hinnebusch. 2005. Poor vector competence of fleas and the evolution of hypervirulence in *Yersinia pestis*. *The Journal of Infectious Diseases* 191:1907-1912.
- Loughry, W. 1987. The dynamics of snake harassment by Black-tailed Prairie Dogs. *Behaviour* 103:27-47.
- McGowan, C.P., M.C. Runge et M.A. Larson. 2011. Incorporating parametric uncertainty into population viability analysis models. *Biological Conservation* 144(5):1400-1408.
- Masefield Grazing Ltd. 2024. *Commentaires sur l'ébauche du rapport intermédiaire de 6 mois à l'intention de S. Petersen*. Septembre 2024.
- Masefield Pasture Association Board. 2023. *Courriel et document à l'intention de S. Petersen*. Juillet 2023.

- Master, L.L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G.A. Hammerson, B. Heidel, L. Ramsay, K. Snow, A. Teucher et A. Tomaino. 2012. NatureServe conservation status assessments: factors for evaluating species and ecosystems risk. NatureServe, Arlington, Virginia.
- Matchette, T. comm. pers. 2023. *Communication par courriel avec T. Stephens*. Avril 2022. Supervisory Wildlife Biologist, United States Fish and Wildlife Service, Lewistown, Montana.
- McLean, R.G. 1994. Wildlife diseases and humans. Pp. A-25-A-41, in S.E. Hygnstrom, R.M. Timm et G.E. Larson (eds): The Handbook: Prevention and Control of Wildlife Damage. Prevention and Control of Wildlife Damage, vol 2., University of Nebraska-Lincoln, Lincoln, Nebraska.
- McWilliams, J.L. et P.E. Van Cleave. 1960. A comparison of Crested Wheatgrass and native grass mixtures seeded on rangeland in eastern Montana. Rangeland Ecology and Management/Journal of Range Management Archives 13:91-94.
- Menkens, G.E., D.E. Biggins et S.H. Anderson. 1990. Visual counts as an index of white-tailed prairie dog density. Wildlife Society Bulletin 18:290-296.
- Menkens, G.E. et S.H. Anderson. 1993. Mark-recapture and visual counts for estimating population size of White-tailed Prairie Dogs. Pp. 67-72, in J.L. Oldemeyer, D.E. Biggins et B.J. Miller (eds.). Proceedings of the symposium on the management of prairie dog complexes for the reintroduction of the Black-footed Ferret. Biological Report 13. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Miller, B.J., C. Wemmer, D.E. Biggins et R.P. Reading. 1990. A proposal to conserve Black-footed Ferrets and the prairie dog ecosystem. Environmental Management 14:763-769.
- Miller, B.J., R.P. Reading et S.C. Forrest. 1996. Prairie Night. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. 254 pp.
- Miller, B.J., Reading, J. Hoogland, T. Clark, G. Ceballos, R. List, S. Forrest, L. Hanebury, P. Manzano, J. Pacheco et D. Uresk. 2000. The role of prairie dogs as a keystone species: response to Stapp. Conservation Biology 14:318–321.
- Miller, B. J., R.P. Reading, D.E. Biggins, J.K. Detling, S.C. Forrest, J.L. Hoogland, J. Javersak, S.D. Miller, J. Proctor, J. Truett et D.W. Uresk. 2007. Prairie dogs: an ecological review and current biopolitics. Journal of Wildlife Management 71:2801–2810.
- Millson, R. 1976. The Black-footed Ferret in the proposed Grasslands National Park. Thèse de mémoire. The University of Calgary, Calgary, Alberta. 107 pp.
- Milne, S.A. 2004. Population ecology and expansion dynamics of Black-tailed Prairie Dogs in western North Dakota. Mémoire de maîtrise, University of North Dakota, Grand Forks, North Dakota.
- Milne-Laux, S. et R.A. Sweitzer. 2006. Experimentally induced colony expansion by Black-Tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*) and implications for conservation. Journal of Mammalogy 87(2):296–303.

- Morris, W.F. et D.F. Doak. 2002. Quantitative Conservation Biology. Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA.
- Native Land Digital 2024. Indigenous territories. (<https://Native-Land.ca>) [consulté en novembre 2024].
- Neuhaus, P. 2000. Weight comparisons and litter size manipulation in Columbian Ground Squirrels (*Spermophilus columbianus*) show evidence of costs of reproduction. Behavioral Ecology and Sociobiology 48:75-83.
- Nunes, S. 2007. Dispersal and philopatry. Pp. 150-162, in J.O. Wolff et P.W. Sherman (eds.). Rodent Societies: An Ecological and Evolutionary Perspective, University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- O'Meilia, M.E., F.L. Knopf et J.C. Lewis. 1982. Some consequences of competition between prairie dogs and beef cattle. Journal of Range Management 35:580–585.
- PaiMazumder, D., L. Sushama, R. Laprise, M.N. Khaliq et D. Sauchyn. 2013. Canadian RCM projected changes to short- and long-term drought characteristics over the Canadian Prairies. International Journal of Climatology 33:1409-1423.
- Parks Canada. 2011. Plague Mitigation Action Plan for the Black-tailed Prairie Dog Ecosystem. Grasslands National Park of Canada. Val Marie, SK. vi + 31.
- Parks Canada. 2016a. Monument Prescribed Fire Plan, Grasslands National Park. Val Maire, SK. 1-27 pp.
- Parks Canada. 2016b. Multi-species Action Plan for Grasslands National Park of Canada. Parks Canada Agency, Ottawa. Page 14 pp. [Également disponible en français : Parcs Canada. 2016b. Plan d'action visant des espèces multiples dans le parc national du Canada des Prairies. Agence Parcs Canada, Ottawa (Ontario). v + 63 p.]
- Parks Canada. 2024. Sylvatic Plague Monitoring and Management in the Black-tailed Prairie Dog Ecosystem. 2023 Resource Conservation Report. Grasslands National Park. of Canada. Val Marie, SK. vi + 31.
- Parks Canada Agency. 2018. Report on the Implementation of the Recovery Strategy for the Black-footed Ferret (*Mustela nigripes*) in Canada (2009-2017). Parks Canada, Val Maire, SK. 1-3 pp. [Également disponible en français : Agence Parcs Canada. 2018. Rapport sur la mise en œuvre du Programme de rétablissement pour le putois d'Amérique (*Mustela nigripes*) au Canada (2009-2017). Agence Parcs Canada, Val Marie (Sask.) 1-3 p.]
- Parks Canada Agency. 2021. Recovery Strategy and Action Plan for the Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Parks Canada Agency, Ottawa. vi + 51 pp. [Également disponible en français : Agence Parcs Canada. 2021. Programme de rétablissement et plan d'action visant le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada. Série de programmes de rétablissement en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*. Agence Parcs Canada, Ottawa. viii + 57 p.]

- Parks Canada Agency et Wilder Institute/Calgary Zoo. 2021. Black-tailed Prairie Dog Habitat Assessment Index. Version 5.0. Rapport inédit. 44 pp.
- Patil, V.P., S.F. Morrison, T.J. Karels et D.S. Hik. 2013. Winter weather versus group thermoregulation: what determines survival in hibernating mammals? *Oecologia* 173(1):139-149.
- Pauli, J.N., S.W. Buskirk, E.S. Williams et W.H.A. Edwards. 2006. A plague epizootic in the Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*). *Journal of Wildlife Diseases* 42:74–80.
- Pigg, R.M., 2014. A multi-scale investigation of movement patterns among black-tailed prairie dog colonies. Thèse de doctorat, Kansas State University, Manhattan, Kansas. 116 pp.
- Paynter, E.L. 1963. The Black-tailed Prairie Dog in Canada. *Blue Jay* 20:124-125.
- Peterson, J.M., M.E. Schriefer, L.G. Carter, Y. Zhou, T. Sealy, D. Bawiec, B. Yockey, S. Urich, N.S. Zeidner, S. Avashia, J.L. Kool, J. Buck, C. Lindley, L. Celeda, J.A. Monteneiri, K.L. Gage et M.C. Chu. 2004. Laboratory Analysis of Tularemia in Wild-Trapped, Commercially Traded Prairie Dogs, Texas, 2002 - PMC. *Emerging Infectious Diseases* 10(3):419–425.
- Ponce-Guevara, E., A. Davidson, R. Sierra-Corona et G. Ceballos. 2016. Interactive effects of Black-tailed Prairie Dogs and cattle on shrub encroachment in a desert grassland ecosystem. *PLoS One* 11:e0154748.
- Proctor, J. 1998. A GIS model for identifying potential Black-tailed Prairie Dog habitat in the Northern Great Plains shortgrass prairie. Mémoire de maîtrise, University of Montana, Missoula, Montana.
- R Core Team. 2008. R: A language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ramirez, J.E. et G.S. Keller. 2010. Effects of landscape on behavior of Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*) in rural and urban habitats. *The Southwestern Naturalist* 55(2):167-171.
- Reading, R.P. et R. Matchett. 1997. Attributes of Black-tailed Prairie Dog colonies in northcentral Montana. *The Journal of Wildlife Management* 61(3):664-673.
- Rieger, J.F. 1996. Body size, litter size, timing of reproduction, and juvenile survival in the Unita Ground Squirrel, *Spermophilus armatus*. *Oecologia* 107:463-468.
- RM Val Marie comm. pers. 2024. *Commentaires sur le rapport intermédiaire de 6 mois présentés à S. Petersen*. Septembre 2024. RM of Val Marie Executive, Val Marie (Saskatchewan).
- Roach, J.L., P. Stapp, B. Van Horne et M.F. Antolin. 2001. Genetic structure of a metapopulation of Black-tailed Prairie Dogs. *Journal of Mammalogy* 82:946–959.
- Rocke, T.E., J. Williamson, K.R. Cobble, J.D. Busch, M.F. Antolin et D.M. Wagner. 2012. Resistance to plague among Black-tailed Prairie Dog populations. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 12:111–116.

- Roe, K.A. et C.M. Roe. 2003. Habitat selection guidelines for Black-tailed Prairie Dog relocations. *Wildlife Society Bulletin* 31(4):1246-1253.
- Rogler G.A. et R.J. Lorenz. 1983. Crested Wheatgrass – early history in the United States. *Journal of Range Management* 36:91–93.
- Russell, R.E., D.W. Tripp et T.E. Rocke. 2019. Differential plague susceptibility in species and populations of prairie dogs. *Ecology and Evolution* 9(20):11962-11971.
- Sackett, L.C., T.B. Cross, R.T. Jones, W.C. Johnson, K. Ballare, C. Ray, S.K. Collinge et A.P. Martin. 2012. Connectivity of prairie dog colonies in an altered landscape: Inferences from analysis of microsatellite DNA variation. *Conservation Genetics* 13:407-418.
- Salkeld D.J, P. Stapp, D.W. Tripp, K.L. Gage, J. Lowell, C. T. Webb, R.J. Brinkerhoff et M.F. Antolin. 2016. Ecological traits driving the outbreaks and emergence of zoonotic pathogens. *BioScience* 66:118–129.
- Sauchyn, D., D. Davidson et M. Johnston. 2020. Prairie Provinces Chapter 4; Pp. 91-94 *in* Canada in a Changing Climate: Regional Perspectives Report, (ed.) F. J. Warren, N. Lulham et D. S. Lemmen; Government of Canada, Ottawa, Ontario. 1-72.
[Également disponible en français : Sauchyn, D., Davidson, D. et Johnston, M. 2020. Provinces des Prairies, chapitre 4 *dans* Le Canada dans un climat en changement : Le rapport sur les Perspectives régionales, F.J. Warren, N. Lulham et D.S. Lemmen (éd.). Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario). 1-80 p.]
- SKCDC. 2010. EO, source feature and observation summary for Black-tailed Prairie Dog in Saskatchewan. Saskatchewan Conservation Data Centre, Regina, SK.
- Shannon, G., L.M. Angeloni, G. Wittemyer, K.M. Fristrup et K.R. Crooks. 2014. Road traffic noise modifies behaviour of a keystone species. *Animal Behaviour* 94:135-141.
- Singh, T. 2020. Factors limiting the expansion of Black-tailed Prairie Dog colonies at their northern extent. Thèse de maîtrise, Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia.
- Smith, G.W. et D.R. Johnson. 1985. Demography of a Townsend Ground Squirrel population in southwestern Idaho. *Ecology* 66:171-178.
- Snell, G.P. 1985. Results of control of prairie dogs. *Rangelands* 7:30.
- Soper, D.J. 1938. Discovery, habitat, and distribution of the Black-tailed Prairie Dog in western Canada. *Journal of Mammalogy* 19:290-300.
- Soper, D.J. 1944. Further data on the Black-tailed Prairie Dog in Western Canada. *Journal of Mammalogy* 25(1):47-48.
- Spielman, D., B.W. Brook, R. Frankham. 2004. Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101:15261–15264.
- Stapp, P. 1998. A re-evaluation of the role of prairie dogs in Great Plains grasslands. *Conservation Biology* 12:1253–1259.

- Stapp, P., M.F. Antolin et M. Ball. 2004. Patterns of extinction in prairie-dog metapopulations: plague outbreaks follow El Niño events. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:235-240.
- Stelfox, J.G. 1966. An Investigation of the current state of prairie dogs (*Cynomys ludovicianus ludovicianus* (Ord) in the Val Marie, Saskatchewan area. Progress Report.
- Stephens, T. 2012. Habitat and population analysis of Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*) in Canada. Mémoire de maîtrise. University of Calgary, Calgary, Alberta.
- Stephens, T. et N. Lloyd. 2011. Population viability analysis for the Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*) in Canada. Rapport inédit produit à l'intention du COSEPAC.
- Stephens T., S.C Wilson, F. Cassidy, D. Bender, D. Gummer, D.H.V. Smith, N. Lloyd, J.M. McPherson et A. Moehrensclager. 2018. Climate change impacts on the conservation outlook of populations on the poleward periphery of species ranges: A case study of Canadian Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*). *Global Change Biology* 24(2):836-847.
- Summers, C.A. et R. Linder. 1978. Food habits of the Black-tailed Prairie Dog in western South Dakota. *Journal of Range Management* 31(2):134–136.
- Thorpe, J. et T. Stephens. 2017. Development of habitat mapping and decision support tool for Greater Sage-grouse and Black-tailed Prairie Dog. Saskatchewan Research Council Pub. No. 13826-1E17
- Tileston, J.V. et R. Lechleitner. 1966. Some comparisons of the Black-tailed and White-tailed Prairie Dogs in north-central Colorado. *American Midland Naturalist* 75:292-316.
- Trefry, H.E. et G.L. Holroyd. 2012. An extra-limital population of Black-tailed Prairie Dogs, *Cynomys ludovicianus*, in central Alberta. *Canadian Field-Naturalist* 126:46–49.
- Tripp, D.W., K.L. Gage, J.A. Montenieri et M.F. Antolin. 2009. Flea abundance on Black-tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*) increases during plague epizootics. *Vector-borne and Zoonotic Diseases* 9:313–321.
- Tuckwell, J. et T. Everest. 2009. Management Plan for the Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*) in Canada. Species at Risk Act Management Plan Series. Parks Canada Agency, Ottawa. vi + 31 pp. [Également disponible en français : Tuckwell, J. et T. Everest. 2009. Plan de gestion pour le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada. Série de plans de gestion de la *Loi sur les espèces en péril*. Agence Parcs Canada, Ottawa. vii + 34 p.]
- Turkington, R.A., P.B. Cavers et E. Rempel. 1978. The Biology of Canadian Weeds: 29. *Melilotus alba* Desr. and *M. officinalis* (L.) Lam. *Canadian Journal of Plant Science* 58:523-537.

- Tyler, J.D. 1968. Distribution and vertebrate associates of the Black-tailed Prairie Dog in Oklahoma. The University of Oklahoma.
- Uresk, D.W. 1984. Black-tailed Prairie Dog food habits and forage relationships in western South Dakota. *Journal of Range Management* 37:325-329.
- Uresk, D.W. 1986. Food habits of cattle on mixed-grass prairie on the Northern Great Plains. *Prairie Naturalist* 18:211–218.
- Uresk, D.W. et A.J. Bjugstad. 1983. Prairie dogs as ecosystem regulators on the northern high plains. Pp. 91-94, *in* C.L. Kucera (ed.). Proceedings of the seventh North American prairie conference, August 4-6, 1980, Temple Hall, Southwest Missouri State University, Springfield, Missouri.
- USDA, N. 2000. Plant Guide: Crested Wheatgrass. The PLANTS database, National Plant Data Center, Baton Rouge, Louisiana.
- US Fish and Wildlife Service (USFWS). 2004. Finding for the resubmitted petition to list the black-tailed prairie dog as threatened. *Federal Register* 69:51217-51226.
- Vermeire, L.T., R.K. Heitschmidt, P.S. Johnson et B.F. Sowell. 2004. The prairie dog story: do we have it right? *BioScience* 54:689-695.
- Virchow, D.R. et S.E. Hygnstrom. 2002. Distribution and abundance of black-tailed prairie dogs in the Great Plains: A historical perspective. *Great Plains Research* 12(2):197-218.
- Whicker, A.D. et J.K., Detling. 1988. Ecological consequences of prairie dog disturbances. *BioScience* 38(11):778-785.
- Wilson, D.E. et D.M. Reeder (eds.). 2005. *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. 2142 pp.
- Wolf, J.J., S.W. Beatty et G. Carey. 2003. Invasion by Sweet Clover (*Melilotus*) in montane grasslands, Rocky Mountain National Park. *Annals of the Association of American Geographers* 93:531-543.
- Wolf, J., S. Beatty et T. Seastedt. 2004. Soil characteristics of Rocky Mountain National Park grasslands invaded by *Melilotus officinalis* and *M. alba*. *Journal of Biogeography* 31:415-424.
- Zeidner, N.S., L.G. Carter, J.A. Monteneiri, J.M. Petersen, M. Schriefer, K.L. Gage, G. Hall et M.C. Chu. 2004. An outbreak of *Francisella tularensis* in captive prairie dogs: an immunohistochemical analysis. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation* 16:150-152.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée pendant la préparation du présent rapport.

EXPERTS CONTACTÉS

- Fargey, E, spécialiste provincial des espèces en péril, Alberta Environment and Parks, Edmonton (Alberta).
- Grant, B., intervenant local, Val Marie (Saskatchewan).
- Kieth, J., coordonnateur, Saskatchewan Conservation Data Centre, Regina (Saskatchewan).
- Lane, J., professeur agrégé, Department of Biology, University of Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan).
- Liccioli, S., écologiste spécialiste de la faune, parc national des Prairies, scientifique spécialiste des espèces en péril, Programme du patrimoine naturel, Val Marie (Saskatchewan).
- Heisler, L., écologiste spécialiste de la faune, gouvernement de la Saskatchewan, ministère de l'Environnement, Swift Current (Saskatchewan).
- Petersen, S., directeur, Conservation and Research, Assiniboin Park Zoo – Assiniboine Park Conservancy, Winnipeg (Manitoba).
- Poulin, R., chef de la recherche et des collections, chercheur scientifique – conservateur du Zoology Royal Alberta Museum, Regina (Saskatchewan).
- Prieto Diaz, B., écologiste terrestre, gouvernement de la Saskatchewan, ministère de l'Environnement, Regina (Saskatchewan).
- Rand, G., gestionnaire adjoint des collections, zoologie des vertébrés, Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario).
- Tuckwell, J., spécialiste de la conservation des espèces, Parcs Canada, Winnipeg (Manitoba).
- Wu, J., chargée de projets scientifiques, CTA, Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (Québec).

REMERCIEMENTS

Le présent rapport a été financé par Environnement et Changement climatique Canada. Les experts énumérés ci-dessous ont fourni des données ou des conseils précieux : Joanne Tuckwell, Stefano Liccioli, Pat Fargey, Heather Facette et Brett Grant. Natasha Lloyd, Jasmine Louste-Fillion, Rebecca Stanton, Tracy Hillis, Savita Owens-Frank et Jordin Parder ont contribué à la rédaction et au formatage du rapport. La municipalité rurale de Val Marie et des éleveurs locaux ont eu l'amabilité d'offrir de leur temps à plusieurs membres du COSEPAC, dont le coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres au printemps 2023.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTRICES DU RAPPORT

Tara Stephens est écologiste spécialiste de la conservation des populations à l'Institut Wilder/zoo de Calgary. Elle est titulaire d'un baccalauréat ès sciences en sciences biologiques de l'Université de Guelph, et elle a étudié l'habitat et la dynamique des populations de chiens de prairie à queue noire dans le cadre de sa maîtrise à l'Université de Calgary. Tara dirige le projet de recherche sur l'écosystème du chien de prairie à queue noire au Canada en collaboration avec Parcs Canada depuis 2010. Elle est membre du Great Plains Conservation Network et du sous-comité de conservation du putois d'Amérique de l'USFWS.

Kelly Swan est adjointe de recherche sur la conservation à l'Institut Wilder/zoo de Calgary. Elle a obtenu un baccalauréat ès sciences en zoologie de l'Université de Toronto et une maîtrise ès sciences en biologie de l'Université de Victoria, et elle compte plus de 18 ans d'expérience dans la recherche sur la faune pour le gouvernement, des organismes sans but lucratif et des établissements universitaires. Elle fournit actuellement des services de rédaction et d'aide à la recherche dans le cadre du projet de recherche sur l'écosystème du chien de prairie à queue noire au Canada et du projet sur la marmotte de l'île de Vancouver.

Jana McPherson est gestionnaire principale de la conservation communautaire à l'Institut Wilder/zoo de Calgary. Elle est titulaire d'un baccalauréat ès sciences en biologie appliquée de l'Université de Leeds et d'un doctorat en zoologie de l'Université d'Oxford. Elle a par ailleurs mené des études postdoctorales à l'Université Dalhousie qui visaient à répertorier les effets de l'activité humaine sur la répartition des espèces. Son travail actuel porte sur les avantages et l'efficacité de la conservation communautaire ainsi que sur la contribution des connaissances écologiques locales et traditionnelles à la conservation des espèces en péril.

Annexe 1. Calculateur des menaces pesant sur le chien de prairie à queue noire

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES			
Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème :		Chien de prairie à queue noire (<i>Cynomys ludovicianus</i>)	
Code de l'élément :			
Date :		24/10/2022	
Évaluateurs :		Dave Fraser (animateur), L. Gillis, M. Curteanu, T. Calteau, C. Cullingham, L. de Forest, P. Jayarajan, M. Ranalli, S. Liccioli, A. Patmanathan, J. Kusch, T. Stephens, S. Petersen	
Impact des menaces		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact	
		Maximum de la plage d'intensité	Minimum de la plage d'intensité
A	Très élevé	1	0
B	Élevé	1	1
C	Moyen	0	1
D	Faible	0	0
Impact global des menaces calculé :		Très élevé	Élevé
Impact global des menaces attribué :		AB = Très élevé-élevé	
Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :			
Impact global des menaces – commentaires :		La menace des éclosions de peste sylvatique et le risque accru de sécheresses en raison des changements climatiques sont les plus importants.	

Menace	Impact (calculé)	Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
1 Développement résidentiel et commercial					
1.1 Zones résidentielles et urbaines					
1.2 Zones commerciales et industrielles					
1.3 Zones touristiques et récréatives					Le nouveau terrain de camping proposé pourrait limiter la colonisation naturelle de nouvelles zones, mais sans effet négatif net. Les autres effets du tourisme sont pris en compte à la menace 6.1.
2 Agriculture et aquaculture	Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace toujours présente)	
2.1 Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/négligeable (menace passée ou sans effet direct)	Bien que certaines cultures annuelles et pérennes soient présentes dans le parc national des Prairies, elles se limitent aux zones qui ne sont pas considérées comme présentant un potentiel élevé de remise en état de l'habitat du chien de prairie à queue noire.
2.2 Plantations pour la production de bois et de pâte					

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
2.3	Élevage de bétail		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace toujours présente)	Des activités de pâturage du bétail ont cours dans la partie sud du parc national des Prairies, y compris dans les colonies de chiens de prairie à queue noire à Dixon Main, Dixon South, Dixon Southwest, Dixon North Hill, Walker, South Gillespie et Walker South. Des activités ont également lieu dans deux colonies de chiens des prairies à l'extérieur du parc : Masefield et Dixon Community Pasture. Il est peu probable que le pâturage en soi constitue une menace, et il est même possible qu'il y ait des avantages pour le chien de prairie à queue noire et le bétail. Toutefois, des intervenants locaux sont très préoccupés par la présence du chien de prairie à queue noire et son impact, ce qui pourrait mener à des persécutions ou à des décisions de gestion des terres susceptibles de nuire aux chiens de prairie à l'extérieur du parc.
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						
3	Production d'énergie et exploitation minière		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Faible (possiblement à long terme, > 10 ans ou 3 générations)	
3.1	Forage pétrolier et gazier		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Faible (possiblement à long terme, > 10 ans ou 3 générations)	Potential sur les terres à l'extérieur du parc. Les ministères de l'Agriculture et de l'Environnement de la Saskatchewan disposent d'un processus d'examen des projets d'exploitation pétrolière et gazière qui tient compte des espèces en péril et de leur habitat.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						
3.3	Énergie renouvelable						
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace toujours présente)	
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace toujours présente)	Certaines colonies du parc national des Prairies sont séparées par des routes qui causent la mortalité dans les coterries adjacentes aux routes et chez les individus qui se dispersent. Le personnel du parc surveille et atténue cette menace dans la mesure du possible.
4.2	Lignes de services publics						Le projet de pipeline Keystone XL devait passer par les pâturages communautaires de Masefield. On a mis fin à ce tracé du projet en 2021.
4.3	Voies de transport par eau						
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	Cette menace englobe la persécution directe des chiens de prairie à queue noire à l'extérieur du parc ainsi que des individus/colonies non répertoriés. Depuis août 2023, la politique de contrôle du chien de prairie à queue noire du ministère de l'Environnement permet aux gestionnaires des terres de contrôler l'expansion des colonies au moyen d'options létales (tir) et non létales. Cette catégorie englobe également la mortalité indirecte causée par l'empoisonnement du spermophile de Richardson.
5.2	Cueillette de plantes terrestres						
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois						
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques						
6	Intrusions et perturbations humaines		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace toujours présente)	
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace toujours présente)	Le tourisme dans le parc ne devrait pas augmenter à des niveaux qui auraient un impact sur le chien de prairie à queue noire. Dans d'autres localités des États-Unis, le chien de prairie à queue noire se trouve en milieu urbain et semble capable de s'habituer à la présence humaine.
6.2	Guerres, troubles civils et exercices militaires						
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace toujours présente)	Des activités de surveillance et de recherche ont lieu dans le parc et font l'objet d'évaluations d'impact. On ne s'attend pas à ce qu'il y ait des répercussions négatives sur la population, et les résultats contribueront à la gestion continue de l'espèce.
7	Modifications des systèmes naturels		Inconnu	Restreinte (11-30 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	
7.1	Incendies et suppression des incendies		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	Bien que les incendies non contrôlés soient facilement supprimés dans le parc national des Prairies, les activités de brûlage dirigé constituent un élément permanent de la gestion de l'habitat des espèces en péril par Parcs Canada (Parks Canada Agency, 2016a). Les incendies de forêt pourraient causer une mortalité directe, l'inhalation de fumée et la perte de nourriture (Parks Canada Agency, 2021). La réduction globale de la hauteur et de la densité de végétation peut faciliter l'expansion de colonies vers de nouvelles zones (Augustine <i>et al.</i> , 2007; Breland <i>et al.</i> , 2014). Le chien de prairie peut également s'abriter sous terre pendant les incendies, où il peut être épargné des températures élevées, du monoxyde de carbone et de la fumée (Guelta et Balbach, 2005; Engstrom, 2010). Par conséquent, on ne s'attend pas à ce que les incendies de forêt et la suppression des incendies constituent une menace importante pour le chien de prairie à queue noire dans un avenir proche.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
7.3	Autres modifications de l'écosystème		Inconnu	Restreinte (11-30 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	Les espèces envahissantes qui modifient l'habitat (agropyre à crête et méliot jaune) pourraient avoir un impact sur le caractère convenable de l'habitat du chien de prairie à queue noire en augmentant la hauteur de la végétation, en créant des obstacles aux déplacements et en réduisant la capacité de détection des prédateurs. Ces espèces réduisent la disponibilité et la qualité des espèces indigènes servant de nourriture. On sait que les deux espèces végétales sont présentes autour de la population canadienne, mais il n'y a pas de preuves convaincantes qu'elles constituent une menace dans ces circonstances.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	AB	Très élevé-élevé	Généralisée-grande (31-100 %)	Extrême-élevée (31-100 %)	Élevée (menace toujours présente)	
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants	AB	Très élevé-élevé	Généralisée-grande (31-100 %)	Extrême-élevée (31-100 %)	Élevée (menace toujours présente)	La peste sylvarique est une menace connue qui a causé une mortalité massive dans d'autres colonies de chiens de prairie à queue noire (mortalité allant jusqu'à 90-100 %). Elle a été répertoriée chez le chien de prairie à queue noire du Canada, mais jusqu'à maintenant, elle n'a pas été liée de façon concluante aux changements démographiques dans le parc national des Prairies. La fourchette de la portée pourrait être plus élevée (1-100), car la peste peut survenir à une fréquence qui ne permettrait pas aux populations de se rétablir entre les éclosions. Les producteurs agricoles locaux ont exprimé des préoccupations au sujet de l'impact de la pulvérisation d'insecticides pour contrôler les puces sur des espèces non ciblées, y compris d'autres espèces en péril désignées par le gouvernement fédéral.
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques		Négligeable	Inconnu	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace toujours présente)	La tularémie est une menace potentielle (taux de mortalité de 7 % dans certaines populations à l'extérieur du Canada), mais on n'a pas observé qu'elle causait un déclin continu à long terme comme la peste. Au Canada, la tularémie circule dans l'environnement près du parc national des Prairies, mais n'a pas été observée chez le chien de prairie à queue noire.
8.3	Matériel génétique introduit						
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue						
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions						
8.6	Maladies de cause inconnue						
9	Pollution						
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						
9.2	Effluents industriels et militaires						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						
9.4	Déchets solides et ordures						
9.5	Polluants atmosphériques						
9.6	Apports excessifs d'énergie						
10	Phénomènes géologiques						
10.1	Volcans						
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						
10.3	Avalanches et glissements de terrain						
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat						
11.2	Sécheresses	BC	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-moderée (11-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	Les sécheresses constituent un facteur important de la variabilité des populations de chiens de prairie à queue noire au Canada. Selon les modèles climatiques, la majeure partie du pays connaîtra des précipitations plus élevées. Par contre, des températures élevées rendent les sécheresses plus probables dans le sud des Prairies. Les sécheresses pourraient se produire à des fréquences qui ne permettraient pas à la population de se rétablir entre les épisodes. Il est difficile de dissocier l'impact des sécheresses de celui des températures extrêmes, car ces phénomènes climatiques sont intrinsèquement liés.
11.3	Températures extrêmes		Inconnu	Généralisée-grande (31-100 %)	Inconnue	Élevée(menace toujours présente)	Des hivers extrêmement chauds ou froids combinés à un manteau neigeux d'épaisseur variable pourraient avoir un impact sur la survie en hiver. Les effets des hivers extrêmes sur la mortalité et la reproduction pourraient varier non seulement en fonction de l'intensité, mais aussi du moment des événements.
11.4	Tempêtes et inondations		Inconnu	Restreinte (11-30 %)	Inconnue	Élevée-moderée	Augmentation prévue du potentiel de précipitations extrêmes quotidiennes menant à des inondations. La plupart des colonies de chiens de prairie à queue noire au Canada se trouvent dans la plaine inondable de la rivière Frenchman. Les effets des tempêtes et des inondations sur la mortalité et la reproduction pourraient varier non seulement en fonction de l'intensité, mais aussi du moment des événements.
11.5	Autres impacts						

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).

Annexe 2. Aire de répartition canadienne historique et aire de répartition canadienne récente

Aire de répartition canadienne historique

Le premier rapport confirmant l'existence du chien de prairie à queue noire au Canada a été publié en 1938 (Soper, 1938). Soper (1938) n'a trouvé aucune trace de l'espèce dans le sud de l'Alberta, mais a confirmé la présence d'une colonie dans le sud de la Saskatchewan. La colonie, qui se serait formée 5 ans auparavant, était située sur le ranch Prescott, dans la vallée de la rivière Frenchman, à 6 milles au nord de Val Marie. La construction du réservoir de Val Marie en 1937 a complètement submergé cette colonie de chiens de prairie. Plusieurs autres colonies de la vallée de la rivière Frenchman ont été signalées à Soper en 1927 (et par la suite au Musée national du Canada), mais elles ont continué de persister jusqu'à ce jour, même si leur présence n'avait pas été corroborée à l'époque (tableau 1). Soper (1938) a laissé entendre que l'espèce était probablement présente au moins de façon intermittente dans la vallée de la Frenchman, d'une longueur de 98 milles, depuis la colonie du ranch Prescott jusqu'aux fourches des rivières Missouri et Milk, au sud. À l'époque, on considérait que ces deux rivières définissaient approximativement la limite septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce aux États-Unis (Anderson, 1928, cité dans Soper, 1938). Plusieurs premières observations de chiens de prairie au-delà de la vallée de la rivière Frenchman ont également été signalées, mais elles n'ont pas été corroborées, notamment une petite colonie de chiens de prairie à quelques milles au sud de Supreme, près du ruisseau Battle, et un seul individu aperçu à environ 12 milles au sud de Cadillac (Soper, 1944).

La mention écrite suivante remonte à 1961, lorsque le directeur de la Direction générale de la faune du ministère des Ressources naturelles de Regina a effectué un relevé en réponse aux préoccupations des éleveurs de la région de Val Marie concernant l'expansion et l'établissement de nouvelles colonies de chiens de prairie qui détruisaient leurs terrains (Paynter, 1963). En même temps, la Natural Historical Society a suggéré que le chien de prairie devrait bénéficier du statut d'espèce protégée au Canada (Paynter, 1963). Paynter (1963) a désigné neuf colonies principales et confirmé « plusieurs petites colonies » qui n'ont pas été incluses dans le rapport. Six des colonies signalées étaient situées à proximité de colonies qui existent encore aujourd'hui (tableau 1). Paynter (1963) a recommandé que le gouvernement ne protège ni n'extermine l'espèce. À l'époque, seule la colonie des pâturages communautaires Dixon était protégée aux termes d'une entente conclue avec le ministère de l'Agriculture.

En 1966, une évaluation de la région de Val Marie-Killdeer pour la création potentielle d'un parc des Prairies a comporté des visites sur place et des entrevues avec des éleveurs locaux afin de recueillir des renseignements sur la répartition historique et existante de la population canadienne de chiens de prairie à queue noire (Stelfox, 1966). Stelfox (1966) a confirmé l'existence de six des neuf colonies précédemment signalées par Paynter (1963) ainsi que trois autres colonies apparemment établies en 1950 et trois nouvelles colonies apparemment établies en 1964. De plus, Stelfox a également obtenu des renseignements sur deux autres colonies à l'est de la vallée de la Frenchman, près du ruisseau McEachern

(canton 1, rang 8) et du ruisseau Horse (canton 1, rang 6), qui existaient avant 1912, à proximité de ce qui est maintenant le bloc Est du parc national des Prairies.

D'après ces observations historiques, il semble que l'aire de répartition canadienne du chien de prairie à queue noire n'a jamais été aussi vaste ou densément peuplée que celle des États-Unis. Toutefois, Anderson *et al.* (1986) font état de mentions historiques de spécimens de putois d'Amérique (*Mustela nigripes*) à l'intérieur et à l'extérieur de la vallée de la Frenchman. Si le putois d'Amérique du Canada dépendait du chien de prairie comme principale proie, comme c'est le cas dans d'autres parties de son aire de répartition, cette situation porterait à croire que l'aire de répartition historique du chien de prairie à queue noire du Canada (c.-à-d. avant la disparition du putois en 1937) était beaucoup plus vaste que ne l'indiquent les mentions existantes.

Aire de répartition canadienne récente

Entre 1970 et 1985, la superficie et l'aire de répartition de la population canadienne de chiens de prairie à queue noire ont été cartographiées dans le cadre de trois études distinctes (tableau 1). La première étude a été réalisée en 1970 par le ministère des Ressources naturelles (Regina) dans le cadre d'enquêtes sur le Tétrás des armoises (*Centrocercus urophasianus urophasianus*) et l'antilope d'Amérique (*Antilocapra americana*) menées dans la région de Val Marie (Kerwin et Scheelhasse, 1971). Deux autres études, menées en 1975 et en 1985, faisaient partie des évaluations de faisabilité visant à déterminer la pertinence du projet de parc national des Prairies (bloc Ouest) comme site de réintroduction du putois d'Amérique (Millson, 1976; Laing, 1986).

Dans les 3 études, un total de 17 colonies ont été cartographiées (1970 : n = 15; 1975 : n = 13; 1985 : n = 14), dont 10 étaient situées à proximité de colonies répertoriées par le passé (tableau 1; Soper, 1938, 1941; Paynter, 1962; Stelfox, 1966). Des 15 colonies cartographiées en 1970, 7 étaient apparemment de nouvelles colonies (Kerwin et Scheelhasse, 1971), dont 3 élargissaient effectivement l'aire de répartition précédemment répertoriée de la population canadienne de chiens de prairie à queue noire vers l'ouest, dans les hautes terres (colonie de Timbergulch), vers le sud-ouest, dans le pâturage communautaire de Maselfield (colonie de Maselfield), et vers le sud-est, le long de la vallée de la Frenchman vers la frontière du Montana (South Gillespie; figure 2). La colonie de South Gillespie, qui a été empoisonnée en 1970, et deux petites colonies situées au centre de l'aire de répartition (South Belza 1 et South Belza 2) étaient les seules colonies répertoriées en 1970 qui n'ont pas été repérées lors des relevés subséquents effectués en 1975 et en 1985. En 1975, Millson (1976) a découvert une nouvelle colonie, une colonie satellite adjacente à celle de Maselfield, qui n'a pas été répertoriée depuis. Laing (1986) a signalé deux « nouvelles » colonies qui correspondaient à deux colonies historiques : la colonie de Broken Hills, répertoriée pour la première fois en 1961, et la colonie de Dixon South, répertoriée pour la première fois en 1927, mais probablement cartographiée comme faisant partie de Dixon SouthWest par Kerwin et Scheelhasse (1971) et Millson (1976).

À l'exception de Millson (1976), qui a cartographié des colonies au moyen de caractéristiques physiographiques et calculé la superficie en se servant de la planimétrie et en superposant un quadrillage de 1 cm, les activités de recherche et les méthodes de cartographie n'ont pas été répertoriées adéquatement; par conséquent, il se peut que la comparaison du nombre et de la taille des colonies d'une année à l'autre ne soit pas fiable. Compte tenu des différences potentielles dans les activités réalisées et les méthodes utilisées, pour les 12 colonies répertoriées en 1970 et en 1975, la superficie totale occupée a augmenté, pour passer de 501 à 763 hectares, tout comme la superficie moyenne des colonies, qui est passée de 33,5 à 58,6 hectares (Millson, 1976; Laing, 1986). En 1985, la superficie totale occupée semblait avoir diminué, passant de 763 à 650 hectares, et la superficie moyenne occupée par les plus grandes colonies avait diminué de manière considérable (de 187 à 60 hectares), tandis que celle des petites colonies avait augmenté (de 5,9 à 36 hectares; Laing, 1986). Les raisons du déclin global apparent sont inconnues, mais l'on pense qu'elles se sont produites avant que l'espèce ne devienne protégée par la loi en 1981. Le déclin pourrait être attribuable à une combinaison de facteurs, comme les mesures de contrôle mises en œuvre par les propriétaires fonciers, la pression exercée par le pâturage ou les sécheresses (Gauthier et Boon, 1994; Harris, 1995), mais des différences dans les protocoles d'échantillonnage pourraient également avoir contribué à cette situation.

Avec la création du parc national des Prairies entre 1981 et 1988, on s'attendait à ce que l'aire de répartition et l'abondance du chien de prairie à queue noire au Canada augmentent au-delà des estimations de 1975. En 1992, Parcs Canada a reconnu la nécessité d'évaluer la réaction de la population aux changements de l'utilisation des terres et de faire un suivi de la population pour éclairer la gestion de l'espèce (Gauthier et Boon, 1994). Par conséquent, Gauthier et Boon (1994) ont amorcé un suivi normalisé de la taille et de la répartition des colonies dans le parc national des Prairies en 1992 et dans les pâturages communautaires en 1993. En 1994 et en 1995, Harris (1995) a utilisé la même méthode pour effectuer un relevé en cartographiant les autres colonies situées sur des terres agricoles privées. Dans le cadre des deux études, les colonies ont été localisées à l'aide de renseignements tirés d'études antérieures ainsi que de conversations avec le personnel du parc et des éleveurs. On a cartographié les périmètres des colonies en marchant d'un terrier actif au terrier actif le plus près, le long de la zone la plus à l'extrémité de la colonie. Un système de positionnement mondial (GPS) a servi à répertorier l'emplacement de chaque terrier actif définissant le périmètre. Les données ont été importées dans le système d'information géographique (SIG) ArcInfo pour générer des cartes et calculer la superficie de chaque colonie. Depuis les premières études de 1992/1993/1994, des relevés ont été effectués environ tous les deux ans (tableau 1). Pour assurer la comparabilité, on a utilisé la méthode élaborée par Gauthier et Boon (1984), en y apportant des changements mineurs fondés sur l'amélioration de la technologie et la compréhension des systèmes.

Annexe 3. Méthodes de dénombrement visuel

Pour la plupart des dénombrements visuels effectués avant 2007, la saison au cours de laquelle ils ont été menés est inconnue. En 2007, une étude de marquage-recapture à long terme a été entreprise dans cinq des parcelles recensées, puis a été étendue à huit parcelles en 2010 (tableau A1 : représenté en caractères gras). Des relevés par dénombrement visuel ont été effectués immédiatement après la séance de marquage-recapture dans ces parcelles; leur calendrier a donc varié tout au long de la saison sur le terrain (printemps, été, automne), mais il était constant d'une année à l'autre pour chaque parcelle. À compter de 2013, la tenue des dénombrements visuels a été normalisée en juin (Grasslands National Park, 2020). Entre 2013 et 2016, chacune des huit parcelles susmentionnées a été recensée dans le cadre de la séance de printemps normalisée ainsi qu'après la séance de marquage-recapture (après le MR) afin d'évaluer si le moment de l'année influait sur les estimations de densité et d'aider à étalonner l'ensemble de données de 2007 à 2016 avec les données futures.

En plus d'une certaine variation des protocoles de relevé, les estimations de densité ont été calculées de deux façons différentes au cours des années de relevé. Pour les relevés de 1996 à 1999, on a calculé des estimations de densité par parcelle en additionnant le nombre maximal de juvéniles et le nombre maximal d'adultes répertoriés séparément au cours des quatre séances de relevé et en divisant le total par quatre hectares (individu/ha). Depuis 2004, les estimations de densité pour chaque parcelle ont été calculées à l'aide du nombre maximal d'individus (juvéniles et adultes pendant le même intervalle) répertorié au cours des trois jours divisé par quatre hectares. Bien que des juvéniles et des adultes soient répertoriés, seules les estimations de la densité totale sont utilisées en raison du biais d'observation potentiellement important et de l'incertitude quant à la distinction entre les juvéniles et adultes.

Tableau A1. Résumé des variations dans les protocoles de dénombrement visuel des chiens de prairie à queue noire, notamment en ce qui concerne la période de l'année (printemps, été ou automne, indiqué pour chaque parcelle), le nombre de séances indépendantes, le moment de la journée, la durée des séances et le nombre de dénombrements par séance, de 1996 à 2023. De plus, le tableau indique l'organisation qui a réalisé le relevé (PC : Parcs Canada; CZS : Calgary Zoological Society) et les parcelles qui ont été recensées chaque année.

Année du relevé		Protocole de relevé				Source	Colonies et parcelles																													
		Période de l' année	Nombre de séances	Moment de la séance	Durée de la séance		nombre de dénombrements par séance	SP-01	SP-02	SP-03	SP-04	SP-05	SP-06	LA-01	LA-02	LA-03	LA-04	LA-05	LA-06	MOA-01	MOA-02	MOA-03	MOA-04	EC-01	SA-01	SA-02	SA-03	PO-01	PO-02	BH-01	BH-02	DS-01	DSW-05	DM-05	70 Mile	Dixon North Hill
1996	Été	4	2 matins et 2 soirées	1,5 h	3 (1 toutes les 30 minutes)	PC																														
1997	?	(probablement l' été)	4	2 matins et 2 soirées	1,5 h	3 (1 toutes les 30 minutes)	PC	PC																												
1998			4				PC	PC																												
1999				2 matins et 2 soirées	1,5 h	3 (1 toutes les 30 minutes)	PC		Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été
2000									Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été	Été
2001																																				
2002																																				
2003																																				
2004		?	3	3 matins	3 h	12 (1 dénombrement toutes les 15 minutes)	PC	PC	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print	Print
2005																																				
2006							PC		Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.	Print.

