PROPOSITION

***Loi sur les espèces en péril***
Série de programmes de rétablissement

# Programme de rétablissement et plan d'action visant le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada

## Chien de prairie



2021

Government of Canada
Gouvernement du Canada
Canada

**Référence recommandée :**

Parcs Canada. 2021. Programme de rétablissement et plan d'action visant le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada [proposition]. Série de programmes de rétablissement en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*. Agence Parcs Canada, Ottawa. viii + 57 p.

Pour obtenir des exemplaires du programme de rétablissement ou pour obtenir un complément d'information sur les espèces en péril, notamment les rapports de situation du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), les descriptions de la résidence, les plans d'action et d'autres documents connexes portant sur le rétablissement, veuillez consulter le Registre public des espèces en péril[1].

**Illustration de la couverture** : *Cynomys ludovicianus*. Photo : Stefano Liccioli, 2019.

Also available in English under the title
« Recovery Strategy and Action Plan for the Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*) in Canada [Proposed] »

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2021. Tous droits réservés.
ISBN En3-4/334-2021F-PDF
N° de catalogue : 978-0-660-37051-4

*Le contenu du présent document (à l'exception des illustrations) peut être utilisé sans permission, en prenant soin d'indiquer la source.*

[1] http://sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=24F7211B-1

# Préface

En vertu de l'Accord pour la protection des espèces en péril (1996)[2], les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux signataires ont convenu d'établir une législation et des programmes complémentaires qui assureront la protection efficace des espèces en péril partout au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (L.C. 2002, ch.29) (LEP), les ministres fédéraux compétents sont responsables de l'élaboration des programmes de rétablissement et des plans d'action (pour les espèces dont le rétablissement a été jugé réalisable) pour les espèces inscrites comme étant disparues du pays, en voie de disparition ou menacées et sont tenus de rendre compte des progrès réalisés dans les cinq ans suivant la publication du document final dans le Registre public des espèces en péril.

Le présent document a été préparé pour satisfaire aux exigences de la LEP en ce qui a trait aux programmes de rétablissement et aux plans d'action. Par conséquent, il fournit tant l'orientation stratégique pour le rétablissement de l'espèce, y compris les objectifs en matière de population et de répartition, que les mesures de rétablissement plus détaillées qui appuient cette orientation stratégique, et précise ce qui doit être fait pour atteindre ces objectifs. En vertu de la LEP, un plan d'action doit également inclure une évaluation des répercussions socioéconomiques de la mise en œuvre du plan d'action et des avantages en découlant. Il importe de souligner que la définition des objectifs en matière de population et de répartition ainsi que la désignation de l'habitat essentiel constituent des exercices scientifiques et que les facteurs socioéconomiques n'ont pas été pris en considération lors de leur réalisation. Seules les mesures de rétablissement plus détaillées font l'objet d'une évaluation socioéconomique. Le programme de rétablissement et le plan d'action sont considérés comme faisant partie d'une série de documents qui sont liés et qui doivent être pris en considération ensemble, en même temps que le rapport de situation du COSEPAC.
Le ministre de l'Environnement et du Changement climatique et ministre responsable de l'Agence Parcs Canada est le ministre compétent en vertu de la LEP à l'égard du chien de prairie. Il a élaboré ce programme de rétablissement et le plan d'action connexe, conformément aux articles 37 et 47 de la LEP. Dans la mesure du possible, le programme de rétablissement a été préparé en collaboration avec le ministre de l'Environnement de la Saskatchewan, le ministre de l'Agriculture de la Saskatchewan et Environnement et Changement climatique Canada, et en consultation avec les anciens conseils des pâturages collectifs et les propriétaires fonciers locaux, conformément aux paragraphes 39(1) et 48(1) de la LEP.

La réussite du rétablissement de l'espèce dépendra de l'engagement et de la collaboration d'un grand nombre de parties concernées qui participeront à la mise en œuvre des directives formulées dans le présent programme. Cette réussite ne pourra reposer seulement sur Environnement et Changement climatique Canada et l'Agence Parcs Canada, ou sur toute autre autorité responsable. Tous les Canadiens et les Canadiennes sont invités à appuyer ce programme et à contribuer à sa mise en œuvre

[2] http://registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=fr&n=6B319869-1#2

pour le bien du chien de prairie et de l'ensemble de la société canadienne. La mise en œuvre du présent programme de rétablissement et du plan d'action connexe est assujettie aux crédits, aux priorités et aux contraintes budgétaires des autorités responsables et organisations participantes.

Le programme de rétablissement établit l'orientation stratégique visant à arrêter ou à renverser le déclin de l'espèce, notamment la désignation de l'habitat essentiel dans la mesure du possible. Il fournit à la population canadienne de l'information pour aider à la prise de mesures visant la conservation de l'espèce. Lorsque l'habitat essentiel est désigné, dans un programme de rétablissement ou dans un plan d'action, la LEP exige que l'habitat essentiel soit alors protégé.

Dans le cas de l'habitat essentiel désigné pour les espèces terrestres, y compris les oiseaux migrateurs, la LEP exige que l'habitat essentiel désigné dans une zone protégée par le gouvernement fédéral[3] soit décrit dans la *Gazette du Canada* dans un délai de 90 jours après l'ajout dans le Registre public du programme de rétablissement ou du plan d'action qui a désigné l'habitat essentiel. L'interdiction de détruire l'habitat essentiel aux termes du paragraphe 58(1) s'appliquera 90 jours après la publication de la description de l'habitat essentiel dans la *Gazette du Canada*.

Pour l'habitat essentiel se trouvant sur d'autres terres domaniales, le ministre compétent doit, soit faire une déclaration sur la protection légale existante, soit prendre un arrêté de manière à ce que les interdictions relatives à la destruction de l'habitat essentiel soient appliquées.

En ce qui concerne tout élément de l'habitat essentiel se trouvant sur le territoire non domanial, si le ministre compétent estime qu'une partie de l'habitat essentiel n'est pas protégée par des dispositions ou des mesures en vertu de la LEP ou d'autres lois fédérales, ou par les lois provinciales ou territoriales, il doit, comme le prévoit la LEP, recommander au gouverneur en conseil de prendre un décret visant l'interdiction de détruire l'habitat essentiel. La décision de protéger l'habitat essentiel se trouvant sur le territoire non domanial et n'étant pas autrement protégé demeure à la discrétion du gouverneur en conseil.

# Remerciements

Rédigé par : Stefano Liccioli et le zoo de Calgary

Examinateurs de l'équipe technique : Kristy Bly, Steve Forrest, Randy Matchett

Examinateurs de Parcs Canada : Joanne Tuckwell, Darien Ure

[3] Ces zones protégées par le gouvernement fédéral sont : un parc national du Canada nommé et décrit dans l'annexe 1 de la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*, le parc national de la Rouge établi par la *Loi sur le parc urbain national de la Rouge*, une zone de protection marine en vertu de la *Loi sur les océans*, un refuge d'oiseaux migrateurs en vertu de la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* ou une réserve nationale de faune en vertu de la *Loi sur les espèces sauvages du Canada,* voir le paragraphe 58(2) de la LEP.

# Résumé

Le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus* – espèce dite « à queue noire ») est un rongeur diurne semi-fouisseur et herbivore qui vit en colonies, de la même famille que les écureuils (Sciuridés). L'aire de répartition du chien de prairie s'étend de la Saskatchewan au Canada, jusqu'aux États de Chihuahua et de Sonora dans le nord du Mexique, en passant par les États-Unis. Au Canada, l'espèce n'est présente que dans la partie inférieure de la vallée de la rivière Frenchman et dans les zones adjacentes du sud-ouest de la Saskatchewan. L'espèce a été évaluée pour la dernière fois comme menacée par le COSEPAC en 2011 et inscrite sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* en 2018.

Il existe des inconnues concernant le caractère réalisable du rétablissement du chien de prairie, comme l'indique la section de résumé du caractère réalisable du rétablissement. Conformément au principe de précaution, ce programme de rétablissement a été élaboré en vertu du paragraphe 41(1) de la LEP, comme c'est le cas lorsque le rétablissement est jugé réalisable sur le plan technique et biologique.

Les principales menaces qui pèsent sur le chien de prairie sont la sécheresse et la peste sylvatique, qui sont toutes deux à l'origine d'un déclin important de la population, et qui devraient se produire de plus en plus fréquemment avec les tendances climatiques actuelles. Compte tenu de sa petite taille et de son isolement, la population canadienne de chiens de prairie peut avoir une capacité limitée à se rétablir après des effondrements de population importants et/ou consécutifs liés à ces menaces. Le conflit social et économique entre l'espèce et les activités d'élevage limite aussi fortement la disponibilité de l'habitat pour le rétablissement de l'espèce à l'échelle du paysage. En ce sens, il convient de noter que si ce document a été élaboré en consultation avec les anciens conseils des pâturages collectifs et les propriétaires fonciers locaux, ce processus n'a pas abouti à un consensus entre toutes les parties sur tous les points. La plupart des administrations municipales et des éleveurs contestent encore l'exactitude des populations historiques, des tendances démographiques, la nécessité d'étendre l'aire de répartition active des chiens de prairie et le potentiel de répercussions économiques, et ne sont donc pas favorables au présent document sur le rétablissement.

Le présent document a été préparé pour satisfaire aux exigences de la LEP en ce qui a trait aux programmes de rétablissement et aux plans d'action. Par conséquent, il fournit tant l'orientation stratégique pour le rétablissement de l'espèce que les mesures de rétablissement plus détaillées qui appuient cette orientation stratégique, et précise ce qui doit être fait pour atteindre ces objectifs. L'objectif en matière de population et de répartition est d'assurer, d'ici 2040, une probabilité d'au moins 80 % de persistance de la population canadienne du chien de prairie sur 50 ans (c'est-à-dire 2040-2090) dans son aire de répartition connue au Canada, et de maintenir i) une surface d'occupation minimale de 1 400 ha, mesurée sous forme de moyenne mobile sur une période de 6 ans, répartie entre les 20 colonies actuelles de chiens de prairie, et ii) une densité de population moyenne minimale de 7,5 individus/ha, mesurée sous forme de moyenne

mobile sur une période de 6 ans sur des parcelles de dénombrement visuel. Afin d'atteindre cet objectif, une ou plusieurs des grandes mesures de rétablissement suivantes peuvent être nécessaires : (i) réduire au minimum le risque d'une épidémie de peste en mettant en œuvre différentes stratégies de gestion de la peste (p. ex. poudrage préventif et d'urgence, vaccin contre la peste sylvatique et Fipronil); (ii) restaurer et/ou établir jusqu'à 600 ha de colonies supplémentaires de chiens de prairie sur des habitats actuellement inoccupés du parc national des Prairies afin de réduire le risque de disparition de la population selon les projections actuelles sur le changement climatique; et (iii) assurer une gestion des populations (p. ex. reproduction en captivité, déplacement à des fins de conservation, alimentation complémentaire), si la recherche détermine que ces mesures sont nécessaires et efficaces pour la survie et le rétablissement de l'espèce. Étant donné l'incertitude associée aux principales menaces pesant sur l'espèce (c'est-à-dire les changements climatiques, la peste sylvatique), la combinaison précise et la contribution relative de chacune de ces activités à l'atteinte de l'objectif en matière de population et de répartition seront évaluées dans le cadre de l'analyse de viabilité de la population, et en fonction des avis d'experts et après évaluation de leur faisabilité. En outre, de nouvelles données écologiques et des outils de modélisation perfectionnés pourraient éventuellement conduire à des projections révisées et, par conséquent, à des objectifs de gestion révisés. Malgré cette incertitude, les cibles et objectifs du présent document visent à maintenir une probabilité de persistance du chien de prairie au Canada de plus de 80 % sur une période de 50 ans. Il est jugé essentiel de reconnaître et de comprendre la longue histoire de conflits du chien de prairie avec les activités d'élevage et de gérer l'espèce de manière à faciliter sa cohabitation avec les intervenants pour sa conservation à long terme.

Les résultats préliminaires obtenus par une analyse de viabilité de la population donnent à penser qu'environ 2 000 ha de colonies de chiens de prairie occupées pourraient contribuer à augmenter la probabilité de persistance de la population, si aucune autre mesure de gestion active n'est mise en œuvre. La surveillance normalisée de l'étendue des colonies de chiens de prairie au Canada a permis d'obtenir une estimation précise de l'habitat essentiel qui a pu être désigné à ce moment-là. Cela correspond à l'étendue maximale des colonies de chiens de prairie au cours de la période 2002-2019, qui représente 1 400 hectares. Un calendrier d'études a été élaboré afin de fournir les renseignements nécessaires pour désigner les zones propices à l'établissement naturel ou assisté de nouvelles colonies de chiens de prairie et/ou à l'expansion des colonies actuelles, afin d'accroître la résilience de la population et d'atteindre l'objectif en matière de population et de répartition. La désignation d'habitats essentiels supplémentaires peut être incluse dans le cadre d'un programme de rétablissement ou d'un plan d'action révisés lorsque les renseignements sont rendus accessibles.

Les mesures proposées dans ce programme de rétablissement et le plan d'action connexe devraient avoir une incidence socioéconomique limitée et n'imposer que des restrictions minimales, voire aucune restriction supplémentaire, à l'utilisation des terres en dehors du parc national des Prairies. Si des restrictions supplémentaires doivent s'appliquer (p. ex. des déblais), le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan

travaillera avec les locataires des terres agricoles de la Couronne pour répondre aux demandes d’utilisation des terres d’une manière qui permet de répondre à la nécessité de soutenir le pâturage durable tout en protégeant l’habitat essentiel. La majorité des coûts de mise en œuvre de ce plan seront couverts par Parcs Canada et les coûts supplémentaires pour la société seront minimes. Les avantages comprendront des répercussions positives sur le rétablissement des espèces en péril associées, une sensibilisation et une appréciation accrues des Canadiens quant à la valeur de la biodiversité, et des possibilités de mobilisation des intervenants, des partenaires et des visiteurs.

# Résumé du caractère réalisable du rétablissement

Selon les quatre critères suivants que le gouvernement du Canada utilise pour déterminer le caractère réalisable du rétablissement, il existe des inconnues concernant le caractère réalisable du rétablissement du chien de prairie. Conformément au principe de précaution, ce programme de rétablissement et le plan d'action connexe ont été élaborés en vertu du paragraphe 41(1) de la LEP, tel qu'il convient de le faire lorsque le rétablissement est jugé réalisable sur le plan technique et biologique. Ce plan traite des inconnues entourant le caractère réalisable du rétablissement.

**1. Des individus de l'espèce sauvage capables de se reproduire sont disponibles maintenant ou dans un avenir prévisible pour maintenir la population ou améliorer son abondance.** Oui, il existe une population en âge de se reproduire et elle est répartie sur un minimum de 20 colonies (en 2019). La taille de la population varie entre 3 008 et 20 851 individus de plus d'un an, selon les données sur la densité de la population (c'est-à-dire le nombre d'individus dans les parcelles de dénombrement visuel) et l'étendue de la colonie définie pendant la période 2013-2019. Comme ces estimations incluent les femelles qui n'ont pas encore atteint la maturité sexuelle, le nombre d'individus réellement capables de se reproduire est peut-être inférieur.

**2. Une superficie suffisante d'habitat propice est à la disposition de l'espèce ou pourrait l'être grâce à des activités de gestion ou de remise en état de l'habitat.** Oui. Dix-huit des vingt colonies sont situées dans le bloc ouest du parc national des Prairies. On estime qu'un maximum de 14 062 hectares d'habitat (dont 5 600 ha et 8 462 ha situés respectivement dans les basses terres et les hautes terres) sont disponibles pour l'établissement naturel ou assisté de nouvelles colonies de chiens de prairie et/ou l'expansion des colonies actuelles. En dehors du parc national des Prairies, deux colonies existent actuellement, mais la disponibilité d'habitats supplémentaires pour le rétablissement des chiens de prairie est limitée par l'étendue des terres agricoles et mise à mal par le conflit social et économique entre l'espèce et les activités d'élevage.

**3. Les principales menaces pesant sur l'espèce ou son habitat (y compris les menaces à l'extérieur du Canada) peuvent être évitées ou atténuées.** Inconnu. Bien qu'il existe encore plusieurs lacunes dans les connaissances, les principales menaces pour le chien de prairie sont la peste sylvatique et la sécheresse (COSEPAC, 2011; Stephens et coll., 2018). Pour ces deux menaces, la fréquence d'occurrence devrait augmenter en raison du changement climatique. On ne sait pas si l'augmentation de ces menaces dues au changement climatique peut être évitée ou atténuée.

**4. Des techniques de rétablissement pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition existent ou peuvent être élaborées dans un délai raisonnable.** Oui. Il est réalisable sur le plan biologique et technique d'atténuer la peste sylvatique à la fréquence et à l'intensité actuelles, de restaurer la prairie indigène, de déplacer des individus et de rétablir ou d'établir des colonies de chiens de prairie. Cependant, la population canadienne de chiens de prairie est petite, fragmentée et isolée des colonies les plus proches et du complexe de colonies aux États-Unis. Il est donc reconnu que l'état du rétablissement de cette espèce peut continuer à être associé à un statut d'espèce « menacée » (critère D – population restreinte).

# Table des matières

Préface ..... i
Remerciements ..... ii
Résumé ..... iii
Résumé du caractère réalisable du rétablissement ..... vi
1. Évaluation de l'espèce par le COSEPAC* ..... 1
2. Information sur la situation de l'espèce ..... 1
3. Information sur l'espèce ..... 2
3.1 Description de l'espèce ..... 2
3.2 Population et répartition de l'espèce ..... 2
3.3 Besoins du chien de prairie ..... 6
4. Menaces ..... 8
4.1 Évaluation des menaces ..... 8
4.2 Description des menaces ..... 11
5. Objectifs en matière de population et de répartition ..... 21
6. Stratégies et approches générales d'atteinte des objectifs ..... 23
6.1 Mesures déjà achevées ou en cours ..... 23
6.2 Orientation stratégique en vue du rétablissement ..... 26
6.3 Exposé à l'appui du tableau de planification du rétablissement ..... 33
6.4 Surveillance ..... 35
7. Habitat essentiel ..... 35
7.1 Désignation de l'habitat essentiel de l'espèce ..... 36
7.2 Calendrier des études visant à déterminer l'habitat essentiel ..... 38
7.3 Activités susceptibles de détruire l'habitat essentiel ..... 38
7.4 Mesures proposées pour protéger l'habitat essentiel sur les terres fédérales . 40
7.4.1 Mesures proposées pour protéger l'habitat essentiel sur les terres fédérales 40
7.4.2 Mesures proposées pour protéger l'habitat essentiel sur les terres non fédérales ..... 40
8. Évaluation des coûts et des avantages socioéconomiques ..... 41
8.1 Base de référence de la politique ..... 41
8.2 Coûts socioéconomiques de la mise en œuvre du présent plan d'action ..... 42
8.3 Avantages de la mise en œuvre du présent plan d'action ..... 44
9. Mesure des progrès ..... 45
10. Références ..... 46
Annexe A : Effets sur l'environnement et les autres espèces ..... 56

# 1. Évaluation de l’espèce par le COSEPAC*

* COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada)

**Date de l’évaluation :** Novembre 2011

**Nom commun (population) :**
Chien de prairie

**Nom scientifique :**
*Cynomys ludovicianus*

**Statut selon le COSEPAC :**
Espèce menacée

**Justification de la désignation :**
Ce petit mammifère est limité à une population relativement petite dans le sud de la Saskatchewan. Le changement de statut d’espèce préoccupante à espèce menacée est fondé principalement sur les menaces que représentent l’augmentation des sécheresses et la peste sylvatique, lesquelles pourraient causer d’importants déclins de populations si elles se produisent fréquemment. Les prédictions pointent vers une augmentation de la fréquence des sécheresses en raison des changements climatiques. La peste sylvatique a été enregistrée pour la première fois en 2010. Bien que la majorité de la population canadienne se trouve dans une aire protégée, elle existe dans une petite zone et elle est isolée des autres populations, lesquelles sont toutes situées aux États-Unis.

**Présence au Canada :**
Saskatchewan

**Historique du statut selon le COSEPAC :**
Espèce désignée « préoccupante » en avril 1978. Réexamen et confirmation du statut en avril 1988, en avril 1999 et en novembre 2000. Réexamen du statut : l’espèce a été désignée « menacée » en novembre 2011.

# 2. Information sur la situation de l’espèce

Le chien de prairie est classé à l’échelle mondiale au niveau « préoccupation mineure » sur la liste rouge de l’UICN et est classé dans la catégorie G4 – Apparemment non en péril dans le système de classement mondial de l’état de conservation de NatureServe. L’aire de répartition de l’espèce s’étend du sud du Canada au nord du Mexique en passant par les États-Unis, la population canadienne occupant moins de 1 % de l’aire de répartition mondiale de l’espèce. Au Canada, les classements nationaux et provinciaux de NatureServe sur l’état de conservation du chien de prairie sont respectivement N2 – Espèce en péril et S2 – Espèce en péril, en raison d’une aire de répartition restreinte, de populations ou d’occurrences peu importantes, de déclins importants, de menaces graves ou d’autres facteurs. L’espèce a été évaluée pour la première fois et désignée « préoccupante » par le COSEPAC en avril 1978. Le statut a été réévalué et confirmé comme étant « espèce préoccupante » en avril 1988, en avril 1999 et en novembre 2000 en raison de la taille relativement réduite de la population, de son isolement des États-Unis et du risque de peste sylvatique. En novembre 2011, le statut a été réexaminé et l’espèce a été désignée comme

menacée, selon le critère de statut D2 du COSEPAC en raison de la menace d'une augmentation de la sécheresse et de la peste sylvatique. Depuis 2018, le chien de prairie est inscrit sur la liste des espèces menacées de l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral.

# 3. Information sur l'espèce

## 3.1 Description de l'espèce

Le chien de prairie est un rongeur diurne, semi-fouisseur et herbivore, de la famille des écureuils, qui vit en colonies et qui est endémique à l'Amérique du Nord (Animalia, Chordata, Mammalia, Rodentia, Sciuridae, *Cynomys ludovicianus*). Le chien de prairie a des pattes courtes, de longues phalanges et des griffes pour creuser, une fourrure brun jaunâtre à brun rougeâtre et une queue relativement longue dont l'extrémité est noire (Banfield, 1974; Hoogland, 1995, 1996). Il s'agit de l'une des espèces de rongeurs les plus sociables. Le chien de prairie vit en groupes familiaux territoriaux, appelés coteries, au sein de colonies définies (Hoogland, 1995; COSEPAC, 2011). L'un des principaux avantages du fait de vivre en colonies pour le chien de prairie est la réduction de la prédation liée à la détection accrue des prédateurs grâce à des comportements de vigilance et d'alarme et à la coupe de la végétation pour améliorer les lignes de vue (Hoogland, 1981). Dans les coteries, les chiens de prairie ont des comportements amicaux, tels que le toilettage réciproque et les soins collectifs. Entre les coteries, ils affichent des comportements plus hostiles, comme le combat et la défense territoriale (Hoogland, 1995).

Auparavant, il a été signalé que les chiens de prairie canadiens conservaient leur énergie pendant les mois d'hiver (lorsque les températures sont les plus basses et les ressources alimentaires limitées) en entrant en hibernation pendant quatre mois, un comportement distinct des populations plus au sud (COSEPAC, 2011). Cependant, les observations sur le terrain et les recherches menées depuis 2014 donnent à penser que, comme les populations des États-Unis (Lehmer et Biggins, 2005), les chiens de prairie canadiens pourraient être capables d'adapter les schémas de température corporelle en réaction aux changements des conditions environnementales et connaître à la fois des épisodes de léthargie et d'hibernation (Lane, données non publiées).

## 3.2 Population et répartition de l'espèce

### Aire de répartition mondiale

Le chien de prairie de l'espèce *Cynomys ludovicianus* (à queue noire) est l'espèce la plus répandue des cinq espèces de chiens de prairie. Son aire de répartition historique s'étend des prairies du sud de la Saskatchewan au Canada, jusqu'aux États de Chihuahua et de Sonora dans le nord du Mexique, en passant par les États-Unis, et des contreforts des montagnes Rocheuses à l'est jusqu'aux basses terres centrales des grandes plaines (Koford, 1958; Hall, 1981; Hoogland, 1995) (figure 1). Les données historiques laissent supposer que les chiens de prairie occupaient plus de 40 millions d'hectares presque

contigus de prairie indigène (Merriam, 1902, cité dans Van Putten et Miller, 1999). Cependant, à la fin du 20e siècle, il a été estimé que l'espèce occupait moins de 2 % de son aire de répartition historique (Van Putten et Miller, 1999). Cette contraction est principalement le résultat de la conversion des terres associée à la colonisation des grandes plaines, aux programmes d'éradication à grande échelle (Anderson et coll., 1986, Miller et coll., 1994) et à l'introduction accidentelle de la peste sylvatique (Miller et coll., 1990; Proctor et coll., 2006; Eads et Biggins, 2015).

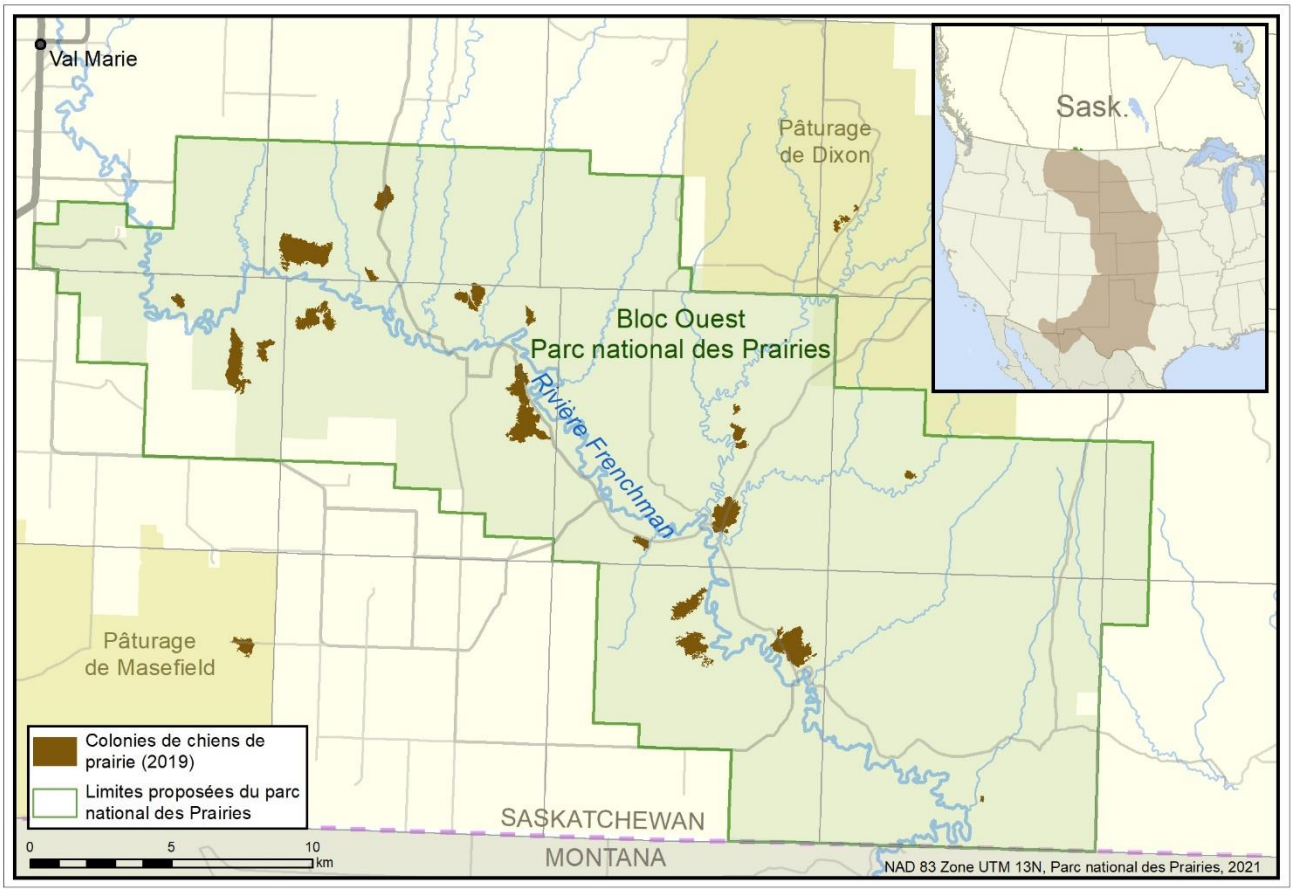



**Figure 1**. Répartition et étendue des colonies de chiens de prairie en Saskatchewan (Canada), en 2019, par rapport à l'aire de répartition historique approximative de l'espèce (encadré; Tuckwell et Everest, 2009, d'après Hall, 1981, et Patterson et coll., 2005). Au total, 18 colonies sont situées à l'intérieur des terres du parc national des Prairies (vert clair), tandis que les deux colonies restantes sont situées dans les pâturages de Dixon et de Masefield. Données de Parcs Canada.

## Aire de répartition canadienne

La présence du chien de prairie a été historiquement documentée. Le chien de prairie se trouve actuellement dans la vallée de la rivière Frenchman et les hautes terres environnantes du sud de la Saskatchewan dans le cadre du Traité 4 et sur le territoire traditionnel de divers groupes autochtones des plaines du Nord. Contrairement aux États-Unis, la répartition historique de l'espèce n'est pas bien documentée au Canada. Selon les données historiques, les chiens de prairie du Canada se sont répandus dans trois

cantons (1, 2, 3) et six rangs (2, 10, 11, 12, 13, 26), ce qui correspond à une zone d'occurrence d'environ 1236,3 km$^2$ (Soper, 1938; Soper, 1944; Paynter, 1962). Compte tenu de la localisation de la population canadienne à la limite nord de l'aire de répartition de l'espèce, et de ces premières mentions, on peut supposer que la répartition du chien de prairie n'était pas aussi étendue et aussi dense dans les prairies canadiennes qu'aux États-Unis. Néanmoins, l'observation signalée de plus de 20 spécimens de putois d'Amérique trouvés à l'intérieur et autour de la vallée de la rivière Frenchman, dans le sud de la Saskatchewan, pendant la période de 1924 à 1937 soutient l'hypothèse que l'aire de répartition du chien de prairie au Canada était historiquement assez grande pour soutenir une population de putois d'Amérique (Anderson et coll., 1986). La taille et le nombre des colonies individuelles ont beaucoup fluctué depuis les premiers relevés (Kerwin et Scheelhaase, 1971). Toutefois, la répartition canadienne estimée (zone d'occurrence) est restée relativement stable à environ 474 km$^2$ le long de la vallée de la rivière Frenchman et des hautes terres environnantes et n'a pas changé depuis le début des années 1960. Actuellement, les chiens de prairie canadiens sont séparés de la colonie la plus proche du Montana d'environ 20 kilomètres et du complexe de colonies le plus proche d'environ 60 kilomètres, deux distances qui dépassent la distance de dispersion maximale enregistrée pour l'espèce (Garrett et Franklin, 1988; Milne, 2004).

### Taille et tendance de la population

La taille de la population est difficile à estimer pour les chiens de prairie, car les densités ne varient pas de manière prévisible au sein des colonies ou entre elles (Hoogland, 1995) et ne sont pas liées aux densités totales de terriers (King, 1959; Campbell III et Clark, 1981; Hoogland, 1981, 1995). La cartographie de l'étendue des colonies et les estimations de la densité par dénombrement visuel ont été couramment utilisées pour décrire la taille relative et les tendances de la population de l'espèce. Cependant, ils ne sont pas toujours fiables pour quantifier leurs changements au fil du temps.

### Étendue de la colonie

Entre 1970 et 2019, seize relevés ont permis de cartographier l'étendue relative et la superficie occupées par des colonies de chiens de prairie au Canada (Kerwin et Scheelhaase, 1971; Millson, 1976; Laing, 1986; Gauthier et Boon, 1994; Parcs Canada et ministère de l'Environnement de la Saskatchewan, données non publiées). Cependant, ces relevés ont suivi différentes techniques et, dans certains cas, n'ont pas décrit comment les limites des colonies ont été définies. Depuis 1993, Parcs Canada et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan ont cartographié l'étendue des colonies en moyenne tous les deux ans en se basant sur les méthodes de Gauthier et Boon (1994).

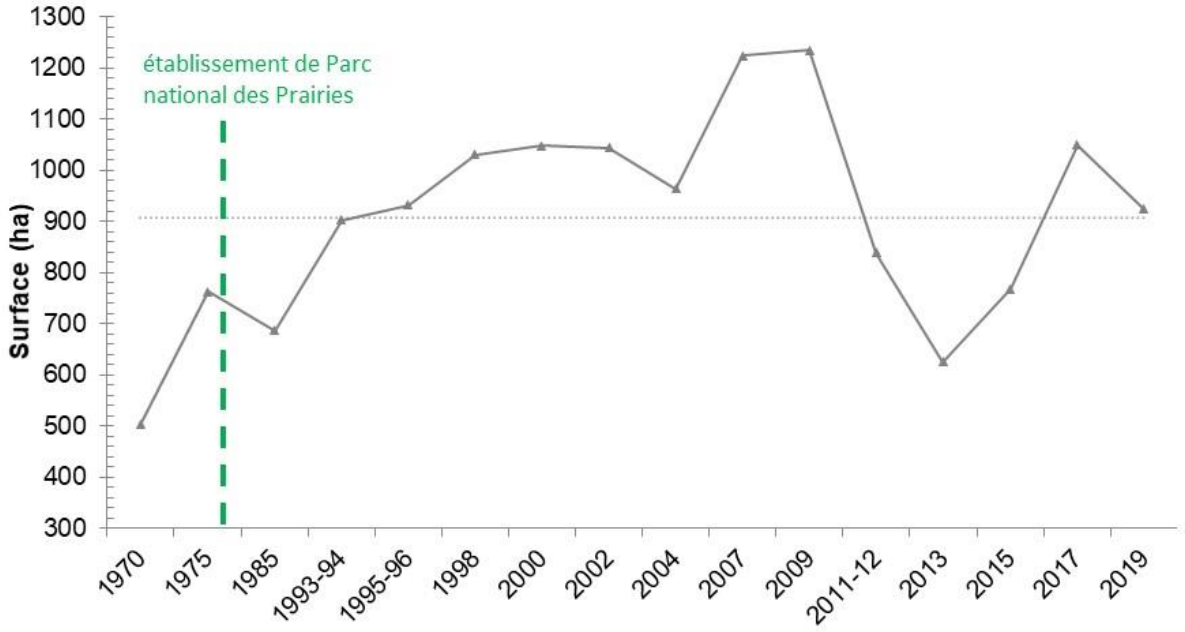



**Figure 2**. Estimation de la superficie totale occupée par les colonies de chiens de prairie au Canada pendant la période de 1970 à 2019 (Parcs Canada et ministère de l'Environnement de la Saskatchewan, données non publiées). La ligne pointillée indique la superficie d'occupation moyenne pendant la période de référence. La création du parc national des Prairies est indiquée à titre de référence en ce qui concerne la tendance de la population.

## Densité de la population

Depuis 1996, les estimations de la densité relative des chiens de prairie au Canada ont été réalisées à l'aide de recensements visuels des individus (Menkens et Anderson, 1993; COSEPAC, 2011). Comme l'étendue des colonies, les densités moyennes (intervalle de confiance à 95 %) ont fortement fluctué, passant d'un maximum de 29,8 (24.1-34.9) en 2007 à un minimum de 3,8 animaux/ha (2,9-4,9) en 2013 (figure 3). Bien que les dénombrements visuels n'aient pas suivi des méthodologies normalisées pendant toute la période d'étude, les données laissent entendre que les chiens de prairie canadiens connaissent des chutes spectaculaires à partir de densités extrêmement élevées, des périodes de stabilité relative et des périodes de croissance consécutives à partir de densités extrêmement faibles (Parcs Canada et Zoo de Calgary, données non publiées). Des fluctuations aussi spectaculaires rendent la population particulièrement vulnérable à des événements environnementaux imprévisibles et catastrophiques tels qu'une sécheresse

extrême ou des épidémies de peste sylvatique, qui pourraient entraîner la disparition de la population.

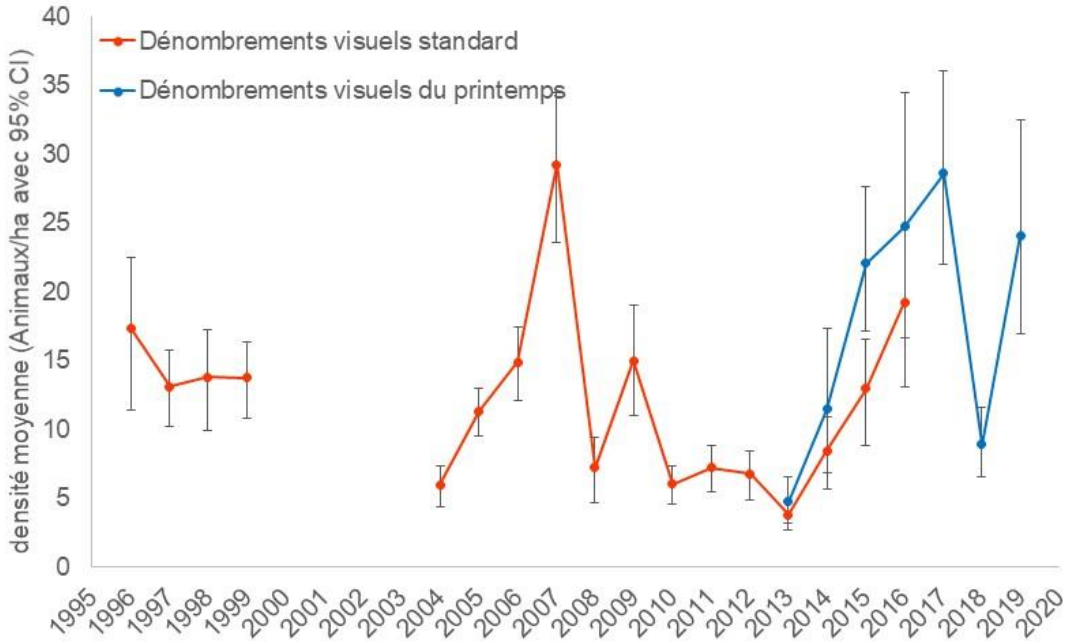



**Figure 3**. Densités moyennes de chiens de prairie (avec des intervalles de confiance à 95 %) estimées par des dénombrements visuels dans le parc national des Prairies (Parcs Canada et Zoo de Calgary, données non publiées). Des dénombrements standard (lignes rouges) ont été effectués du 1er juin au 30 septembre et ont été utilisés pour comparer les estimations de densité obtenues par différentes méthodes (c.-à-d. dénombrements visuels, marquage-recapture et dénombrements des terriers). Des dénombrements de printemps (lignes bleues) ont été effectués du 1er au 30 juin (c.-à-d. après l'émergence des petits), et ont été utilisés pour estimer les densités de population et la proportion de petits par rapport aux adultes dans la population.

## 3.3 Besoins du chien de prairie

Dans toute son aire de répartition, le chien de prairie occupe généralement des zones caractérisées par une végétation courte (Koford, 1958; Proctor, 1998; Roe et Roe, 2003), un pourcentage relativement élevé de couverture de graminées et de plantes herbacées non graminoïdes (Clippinger, 1989; Avila-Flores et coll., 2010), une faible pente (Proctor, 1998; Stephens, 2012) et des sols profonds, bien drainés, peu rocailleux et composés d'argile

et/ou de loam (Reading et Matchett ,1997; Avila-Flores et coll., 2010; Stephens, 2012). Ces caractéristiques reflètent les besoins de l'espèce en matière de fouissement, de recherche de nourriture et de détection des prédateurs (Clippinger, 1989; Reading et Matchett, 1997; Avila-Flores et coll., 2010).

Les chiens de prairie creusent de vastes réseaux de terriers pour s'abriter des intempéries, échapper aux tentatives de prédation, dormir, s'accoupler et élever leurs petits (Hoogland, 1995). Alors que la profondeur, la composition et le drainage du sol influencent la construction et la stabilité des terriers (Reading et Matchett, 1997), on a déterminé que les attributs de la végétation avaient la plus forte influence sur la répartition des colonies (Avila-Flores et coll., 2010).

Les chiens de prairie sont principalement herbivores et se nourrissent d'une large gamme de graminées, de carex et de plantes herbacées non graminoïdes indigènes des prairies à herbes courtes et mixtes (Summers et Linder, 1978; Fagerstone et Williams, 1982; Uresk, 1984; Hoogland, 1995). La diversité et l'abondance des aliments d'origine végétale peuvent avoir une incidence sur l'état physique des chiens de prairie et, par conséquent, sur leur survie et leur reproduction. La structure des communautés végétales (en particulier la hauteur de la végétation) peut avoir une incidence indirecte sur la survie en favorisant ou non la détection des prédateurs. L'éventail des espèces végétales dans le régime alimentaire peut varier considérablement au sein d'une colonie, entre les colonies et entre les sites de leur aire de répartition (Fagerstone et coll., 1977; Summers et Linder, 1978; Fagerstone et coll., 1981). Tout au long de l'année, le régime alimentaire du chien de prairie varie également selon les saisons en fonction de la disponibilité et de la valeur nutritionnelle des plantes (Summers et Linder, 1978; Fagerstone et coll., 1981; Fagerstone et Williams, 1982; Uresk, 1984). Les changements saisonniers de la teneur en eau des plantes sont également importants, car les chiens de prairie tirent des plantes qu'ils mangent l'eau nécessaire à leurs fonctions métaboliques. Jusqu'à présent, le régime alimentaire des chiens de prairie canadiens n'a pas été étudié.

La survie et le rétablissement des chiens de prairie au Canada sont en fin de compte déterminés par la résilience de la population (c'est-à-dire sa capacité à se rétablir après des effondrements dus au climat et à la peste, principalement liée à la taille de la population et à la diversité génétique), la redondance (c'est-à-dire le nombre de sous-populations et la répartition géographique) et la connectivité (c'est-à-dire les couloirs de déplacement entre les colonies). À l'échelle du paysage, la dynamique des populations de chiens de prairie est le résultat de modèles de disparition et de recolonisation (Roach et coll., 2001). Lorsque les colonies disparaissent en raison de la peste (Stapp et coll., 2004; Johnson et coll., 2011) ou d'autres facteurs environnementaux, notamment la sécheresse (Avila-Flores et coll., 2012), la connectivité entre les colonies facilite la recolonisation (Antolin et coll., 2002; Augustine et coll., 2008) et la persistance globale de la métapopulation. Bien qu'une connectivité moindre puisse entraîner une perte de diversité génétique, une connectivité accrue peut se traduire par un plus grand nombre de disparitions liées à la peste; compte tenu de cela, une connectivité intermédiaire peut être idéale pour la survie et le rétablissement des chiens de prairie (Sackett et coll., 2012). D'après leur configuration spatiale, qui se traduit par un nombre relativement élevé de petits sous-complexes de colonies (c'est-à-dire des groupes

spatiaux définis en utilisant une distance minimale entre les colonies de 1,5 km; Biggins et coll., 2006), les colonies de chiens de prairie au Canada semblent globalement fragmentées et se situent à l'extrémité inférieure de la plage de connectivité. En outre, les données préliminaires disponibles (pour plus de détails, voir la section 6.1) indiquent que la population canadienne est génétiquement affaiblie et isolée des autres populations dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce.

# 4. Menaces

## 4.1 Évaluation des menaces

L'évaluation des menaces pour les chiens de prairie est fondée sur le système unifié de classification des menaces de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et du Partenariat pour les mesures de conservation (Conservation Measures Partnership, ou CMP). L'évaluation des menaces réalisée pour le rapport de situation de l'espèce (COSEPAC, 2011) a servi de base à ce document et a été mise à jour pour refléter les menaces actuelles et potentielles. Les menaces sont définies comme les activités ou les processus immédiats qui ont causé, causent ou pourraient causer à l'avenir la destruction, la dégradation et/ou l'altération de l'entité évaluée (population, espèce, communauté ou écosystème) dans la zone d'intérêt (mondiale, nationale ou infranationale). Les facteurs limitatifs ne sont pas pris en compte au moment de ce processus d'évaluation. Aux fins de l'évaluation des menaces, seules les menaces actuelles et futures sont prises en compte. Les menaces historiques, les effets indirects ou cumulatifs des menaces, ou toute autre information pertinente qui aiderait à comprendre la nature des menaces, y compris la justification des changements de priorité des menaces relativement au rapport de situation de l'espèce, sont présentés dans la section Description des menaces.

**Tableau 1.** Tableau récapitulatif de l'évaluation des menaces

| **N° de la menace** | **Description de la menace** | **Impact[a]** | **Portée[b]** | **Gravité[c]** | **Immédiateté[d]** |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Développement résidentiel et commercial | | | | |
| 1.3 | Zones touristiques et récréatives | Inconnu | Inconnue | Inconnue | Modérée (éventuellement à court terme, < 10 ans) |
| 2 | Agriculture et aquaculture | | | | |
| 2.1 | Cultures non ligneuses annuelles et pérennes | Faible | Petite (1 à 10 %) | Modérée (11 à 30 %) | Modérée (éventuellement à court terme, < 10 ans) |
| 2.3 | Élevage de bétail | Faible | Grande (31 à 70 %) | Légère (1 à 10 %) | Élevée (en continu) |
| 3 | Production d'énergie et exploitation minière | | | | |
| 3.1 | Forage pétrolier et gazier | Non calculé* | Petite (1 à 10 %) | Légère (1 à 10 %) | Faible (éventuellement à long terme, >10 ans) |
| 3.3 | Énergies renouvelables | Faible | Petite (1 à 10 %) | Légère (1 à 10 %) | Modérée (éventuellement à court terme, < 10 ans) |
| 4 | Corridors de transport et de service | | | | |
| 4.1 | Routes et chemins de fer | Faible | Restreinte – Petite (1 à 30 %) | Légère (1 à 10 %) | Élevée – Faible |
| 4.2 | Réseaux de services publics | Faible | Petite (1 à 10 %) | Légère (1 à 10 %) | Modérée (éventuellement à court terme, < 10 ans) |
| 5 | Utilisation des ressources biologiques | | | | |
| 5.1 | Chasse et récolte d'animaux terrestres | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71 à 100 %) | Inconnue |
| 6 | Intrusions et perturbations humaines | | | | |
| 6.1 | Activités récréatives | Faible | Grande (31 à 70 %) | Légère (1 à 10 %) | Élevée (en continu) |
| 7 | Modifications du système naturel | | | | |
| 7.1 | Incendies et suppression des incendies | Faible | Restreinte (11 à 30 %) | Légère | Modérée |
| 7.2 | Barrages et gestion/utilisation de l'eau | Inconnu | Inconnue | Inconnue | Modérée (éventuellement à court terme, < 10 ans) |
| 8 | Espèces envahissantes et autres espèces et gènes problématiques | | | | |

| Nº de la menace | Description de la menace | Impact[a] | Portée[b] | Gravité[c] | Immédiateté[d] |
|---|---|---|---|---|---|
| 8.1 | Espèces exotiques/non indigènes envahissantes<br>a) Peste sylvatique<br>b) Mélilot jaune et agropyre à crête | a) Très élevé<br>b) Inconnu | a) Généralisée (71 à 100 %)<br>b) Inconnue | a) Extrême (71 à 100 %)<br>b) Légère (1 à 10 %) | a) Modérée (éventuellement à court terme, < 10 ans)<br>b) Élevée (en continu) |
| 8.2 | Espèces indigènes problématiques<br>a) Tularémie<br>b) Empiètement des arbustes | a) Faible<br>b) Inconnu | a) Restreinte (11 à 30 %)<br>b) Inconnue | a) Légère (1 à 10 %)<br>b) Légère (1 à 10 %) | a) Modérée (éventuellement à court terme, < 10 ans)<br>b) Élevée (en continu) |
| 11 | Changement climatique et temps violent | | | | |
| 11.1 | Évolution et altération de l'habitat | Inconnu | Généralisée (71 à 100 %) | Inconnue | Inconnue |
| 11.2 | Sécheresses | Élevé | Généralisée (71 à 100 %) | Grave (31 à 70 %) | Élevée – Faible |
| 11.3 | Températures extrêmes | Inconnu | Généralisée (71 à 100 %) | Inconnue | Élevée (en continu) |

[a] **Impact** – Mesure dans laquelle on observe, infère ou soupçonne que l'espèce est directement ou indirectement menacée dans la zone d'intérêt. Le calcul de l'impact de chaque perturbation est fondé sur sa gravité et sa portée et prend uniquement en compte les menaces actuelles et futures. L'impact d'une menace est établi en fonction de la réduction de la population de l'espèce ou de la diminution ou de la dégradation de la superficie d'un écosystème. Le taux médian de réduction de la population ou de la superficie pour chaque combinaison de portée et de gravité correspond aux catégories d'impact suivantes : Très élevé (75 % de diminution), Élevé (40 %), Moyen (15 %) et Faible (3 %). Inconnu : utilisé lorsque l'impact ne peut pas être déterminé (p. ex. si les valeurs pour la portée ou la gravité sont inconnues); Non calculé : l'impact n'est pas calculé lorsque la menace se situe en dehors de la période d'évaluation (p. ex. l'immédiateté est insignifiante/négligeable ou faible puisque la menace n'existait que dans le passé); Négligeable : lorsque la valeur de la portée ou de la gravité est négligeable; Pas une menace : lorsque la gravité est cotée neutre ou possiblement favorable.

[b] **Portée** - Proportion de l'espèce qui, selon toute vraisemblance, devrait être touchée par la menace d'ici dix ans; correspond habituellement à la proportion de la population de l'espèce dans la zone d'intérêt. (Généralisée = 71 à 100 %; Grande = 31 à 70 %; Restreinte = 11 à 30 %; Petite = 1 à 10 %; Négligeable < 1 %).

[c] **Gravité** – Au sein de la portée, niveau de dommage que causera vraisemblablement la menace sur l'espèce d'ici une période de dix ans ou de trois générations. Correspond habituellement à l'ampleur de la réduction de la population. (Extrême = 71 à 100 %; Grave = 31 à 70 %; Modérée = 11 à 30 %; Légère = 1 à 10 %; Négligeable < 1 %; Neutre ou avantage possible ≥ 0 %).

[d] **Immédiateté** – Élevée = menace toujours présente; Modérée = menace pouvant se manifester uniquement dans le futur (à court terme [< 10 ans ou 3 générations]) ou pour l'instant absente (mais susceptible de se manifester de nouveau à court terme); Faible = menace pouvant se manifester uniquement dans le futur (à long terme) ou pour l'instant absente (mais susceptible de se manifester de nouveau à long terme); Insignifiante/Négligeable = menace qui s'est manifestée dans le passé et qui est peu susceptible de se manifester de nouveau, ou menace qui n'aurait aucun effet direct, mais qui pourrait être limitative.

* en dehors de la période d'évaluation

## 4.2 Description des menaces

Le chien de prairie a été évalué par le COSEPAC en 2011 comme étant menacé en raison des menaces croissantes que représentent la sécheresse et la peste sylvatique, deux phénomènes qui entraînent un déclin important de la population et qui devraient se produire de plus en plus fréquemment avec les tendances climatiques actuelles. Toutes les autres répercussions de la menace sont faibles, négligeables ou inconnues. Les menaces à faible impact comprennent les cultures non ligneuses annuelles et pérennes, l'élevage de bétail, le forage pétrolier et gazier, l'énergie renouvelable, les routes et les chemins de fer, les réseaux de services publics, les activités récréatives, les incendies et l'extinction des incendies, la tularémie, les tempêtes et les inondations. La chasse et la récolte d'animaux terrestres ont un impact négligeable. Parmi les menaces dont le niveau d'impact est inconnu figurent les zones touristiques et récréatives, les barrages et la gestion ou l'utilisation de l'eau, les espèces végétales non indigènes envahissantes, les espèces végétales indigènes problématiques, le déplacement et l'altération de l'habitat et les températures extrêmes. Pour les menaces qui sont fortement liées entre elles, leurs descriptions ont été regroupées. Le putois d'Amérique a été exclu de la liste des menaces, car la présence de l'espèce n'est plus enregistrée au Canada (Parcs Canada, données non publiées).
Les menaces sont classées par ordre numérique selon le système de classification de l'UICN-CMP, indépendamment de leur impact sur la survie de l'espèce.

*2.1 Cultures non ligneuses annuelles et pérennes*

La production de cultures non ligneuses annuelles et pérennes se fait à différents degrés à l'intérieur et autour du parc national des Prairies. Dans le bloc ouest du parc, les prairies de fauche situées le long de la rivière Frenchman étaient utilisées historiquement (c'est-à-dire avant la création du parc) pour la production de fourrage d'hiver pour le bétail, et continuent d'être utilisées aujourd'hui pour soutenir les pratiques de pâturage bénéfiques du bétail et les activités de gestion des bisons. Comme ces sites représentent moins de 3 % de la superficie totale du bloc ouest et qu'ils présentent un faible potentiel de restauration de l'habitat du chien de prairie (Thorpe and Stephens, 2017), leur impact est considéré comme négligeable. Alors que les colonies de chiens de prairie sont actuellement protégées contre le développement agricole sur les terres fédérales, les prairies indigènes autour du parc national des Prairies sont actuellement converties en terres cultivées, et cette tendance pourrait se poursuivre. Bien que les terres cultivées ne constituent pas un obstacle aux déplacements (Sackett et coll., 2012), la conversion des prairies en terres cultivées constitue une menace pour l'établissement et l'expansion des colonies naturelles de chiens de prairie. Les cultures agricoles altèrent les sols et les communautés végétales et créent une obstruction visuelle, réduisant ainsi l'habitat disponible pour le chien de prairie.

*2.3 Élevage de bétail; 5.1 Chasse et prélèvement d'animaux terrestres*
*Élevage*

Comme les chiens de prairie consomment et coupent bon nombre des espèces de graminées et de plantes herbacées non graminoïdes qui sont consommées par le bétail

(Detling, 2006), l'espèce a toujours été considérée comme un concurrent des exploitations d'élevage et une menace pour la subsistance des éleveurs. En plus des préoccupations financières, les chiens de prairie sont généralement perçus comme un symbole de mauvaise gérance des terres, cette perception étant aggravée par la crainte que le gouvernement impose des restrictions ou prenne le contrôle de terres privées et publiques pour gérer l'espèce (Detling, 2006; Lamb et coll., 2006).
Bien que ce conflit puisse localement entraîner l'abattage ou l'empoisonnement des chiens de prairie, le prélèvement direct d'individus représente probablement une menace négligeable, surtout si l'on considère que la majorité de la population canadienne est protégée dans le parc national des Prairies en vertu de la *Loi sur les parcs nationaux du Canada* et de la *Loi sur les espèces en péril*. De même, l'incidence du bétail sur les chiens de prairie par le biais de la concurrence pour la nourriture est probablement minime. Plusieurs études ont montré que les interactions peuvent varier en fonction de la disponibilité de la nourriture et de la densité de la population, des interactions de concurrence étant signalées les années de faible productivité, et des interactions facilitatrices ou neutres les années de productivité moyenne ou plus élevée (Uresk et Bjugstad, 1983; Cheng et Ritchie, 2006; Avila-Flores et coll., 2012; Augustine et Springer, 2013; Breland et coll., 2014; Connell et coll., 2019).
Au contraire, la plus grande menace est constituée par le conflit social et économique entre l'espèce et les activités d'élevage, qui limite sérieusement les possibilités de rétablissement de l'espèce à l'échelle du paysage, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur du parc national des Prairies.
Il est également reconnu que l'élevage traditionnel a été et continue d'être un facteur essentiel dans la préservation des prairies indigènes et que, sans celui-ci, les prairies intactes et les espèces en péril associées n'existeraient probablement pas aujourd'hui. L'élevage de bétail peut encore offrir des possibilités pour le rétablissement des chiens de prairie, à condition que des politiques, des mesures incitatives, des communications et des stratégies de gestion appropriées soient élaborées et mises en œuvre pour assurer la coexistence avec le rétablissement de l'espèce.
La portée a changé par rapport à l'évaluation effectuée par le COSEPAC en 2011, passant de faible à importante, car la piètre acceptation du chien de prairie affecte la restauration de l'espèce à l'échelle du paysage.

### *3.1 Forage pétrolier et gazier; 3.3 Énergies renouvelables*

Le forage pétrolier et gazier, le développement des énergies renouvelables et les routes et infrastructures connexes pourraient entraîner une perte d'habitat et menacer l'expansion naturelle des colonies. Parmi les répercussions potentielles sur les chiens de prairie, on peut citer la présence accrue d'espèces végétales envahissantes et indésirables en raison des perturbations dues aux activités de construction (voir la section sur le mélilot jaune et l'agropyre à crête), l'altération des sols (Nasen et coll., 2011), l'augmentation du bruit et des vibrations (Lovich et Ennen, 2013) et l'augmentation des perturbations anthropiques pendant les activités de construction (voir la section sur les activités récréatives). D'après les connaissances et les observations locales, le forage pétrolier et gazier dans les environs

du parc national des Prairies a diminué au cours de la dernière décennie, et aucun puits actif n'est actuellement présent dans la municipalité rurale la plus proche.
Ces menaces ont été incluses dans le rapport de situation de l'espèce, uniquement en ce qui concerne l'expansion, sans évaluation de l'impact, de la portée, de la gravité ou de l'immédiateté. Comme l'immédiateté de cette menace est classée comme étant faible (c'est-à-dire, éventuellement à long terme, > 10 ans), l'impact de cette menace n'est pas calculé (c'est-à-dire en dehors de la période d'évaluation).

### *4.1 Routes et chemins de fer*

Les routes traversent souvent des colonies (Knowles, 1986), et de fortes densités de chiens de prairie ont été trouvées à partir des routes (Koford, 1958). On a démontré que l'effet des routes sur les chiens de prairie est à la fois positif et négatif, selon les circonstances. Une étude a montré que l'augmentation de la densité des routes était associée à une augmentation de l'abondance et de la densité des terriers (Johnson et Collinge, 2004). D'autres recherches ont montré que le bruit de la circulation routière réduisait l'activité en surface, augmentait le comportement de vigilance et réduisait le comportement de recherche de nourriture (Shannon et coll., 2014). On a également constaté que le bruit de la circulation routière permettait une détection plus précoce des prédateurs (Shannon et coll., 2016). Bien que potentiellement positif, un tel résultat pourrait en fait s'expliquer par une vigilance accrue et un comportement de fuite, qui pourraient être associés à une diminution du temps passé à rechercher de la nourriture (Shannon et coll., 2016), et donc à une réduction de la survie et de la reproduction globales (Ramirez et Keller, 2010).
Au Canada, des routes de gravier ou des sentiers à deux voies se croisent ou se trouvent à moins de 50 mètres de sept colonies de chiens de prairie. Depuis 2016, le parc national des Prairies met en œuvre une stratégie de gestion de la circulation et utilise des panneaux de réduction de la vitesse (30 km/h) d'avril à octobre pour atténuer le risque de mortalité des espèces en péril dans les secteurs où l'on relève une forte incidence de collisions entre la faune et les véhicules. Sur ces sites, la mortalité des chiens de prairie sur les routes en 2018 a connu une réduction de 58,8 % par rapport au niveau de référence (c'est-à-dire 2016, avant l'utilisation des panneaux de réduction de la vitesse). Étant donné l'impact limité et l'existence de mesures d'atténuation, les routes ne sont pas considérées comme représentant une menace importante pour les chiens de prairie.

### *4.2 Réseaux de services publics*

La construction du pipeline Keystone XL à travers l'ancien pâturage communautaire de Masefield est actuellement en suspens, dans l'attente d'un procès (Syd Smailes, *comm. pers.*). Le nouveau pipeline suivra le tracé du pipeline existant, qui est situé à proximité immédiate d'une colonie de chiens de prairie (c'est-à-dire que la distance la plus proche de l'emprise est d'environ 114 m, soit moins que la marge de retrait recommandée de 500 m (Stantec Consulting Ltd., 2019). On a démontré que la construction de pipelines réduit la qualité du sol (Naeth et coll., 1987), affecte le ruissellement des eaux et l'érosion (Lovich et Bainbridge, 1999), introduit des espèces envahissantes (Espeland et Perkins, 2017), réduit

la couverture biologique de la croûte terrestre et modifie les communautés végétales (Pyle et coll., 2016). Ces effets négatifs potentiels des pipelines peuvent nuire à l'habitat du chien de prairie et à la qualité du fourrage, réduisant ainsi les indices vitaux (Lehmer et Horne, 2001). Ces modifications de l'habitat peuvent également empêcher l'expansion naturelle de la colonie. Il est important de noter que les connaissances locales recueillies pendant la phase de consultation pour ce document sur le rétablissement ont indiqué la présence de terriers de chiens de prairie et d'activités ces dernières années (après 2002), lesquels s'étendent à l'est de la colonie actuelle et traversent le parcours du pipeline existant. La construction du pipeline pourrait donc fragmenter l'habitat et empêcher la recolonisation d'un habitat approprié qui n'a pas été relevé lors de la cartographie du périmètre de la colonie.

Les chiens de prairie réagissent généralement aux perturbations anthropiques en interrompant leur quête de nourriture ou leurs interactions sociales, puis en émettant des cris d'alarme, en retournant à l'entrée de leur terrier et en se cachant sous terre (Hoogland, 1995). Le bruit et les perturbations anthropiques associés à la construction du pipeline peuvent donc avoir un effet négatif sur la survie des chiens de prairie et la persistance des colonies si le comportement de recherche de nourriture est fréquemment interrompu (Ramirez et Keller, 2010).

Cette menace n'a pas été incluse dans le rapport de situation de l'espèce. Dans le présent document, la menace a été pleinement évaluée compte tenu de sa présence prévue à proximité de l'habitat essentiel proposé.

*6.1 Activités récréatives; 1.3 Zones touristiques et récréatives*

Les perturbations anthropiques peuvent amener les chiens de prairie à accroître leur vigilance et à réduire le temps passé à chercher de la nourriture, à s'accoupler ou à s'occuper de leurs petits (Frid et Dill, 2002), ce qui pourrait entraîner une réduction globale de la survie et de la reproduction (Ramirez et Keller, 2010). On a montré que les chiens de prairie augmentent leur réactivité aux perturbations anthropiques (Shannon et coll., 2016), notamment en augmentant leur comportement de dissimulation et en diminuant leurs cris d'alarme (Magle et coll., 2005).

Les perturbations anthropiques causées par les visiteurs (p. ex. randonneurs individuels, visites d'interprétation, groupes scolaires) sont plus fréquentes dans les colonies situées au bord des routes et dans les colonies plus faciles d'accès, en particulier celles qui se trouvent le long de sentiers balisés (Agence Parcs Canada, données non publiées). L'augmentation de la fréquentation du parc national des Prairies, si elle suit les tendances récentes (c'est-à-dire un nombre de visiteurs étant passé de 5 800 en 2013 à environ 15 000 à 18 000 en 2017-2018), pourrait augmenter la circulation routière et la visite à pied des colonies.

Si la mortalité liée à la présence des routes est actuellement atténuée par une stratégie de gestion de la circulation (voir la menace 4.1), la perturbation du chien de prairie par les visiteurs est réduite le plus possible par la gestion du type et de la durée des activités à proximité des colonies et par l'interdiction de l'accès aux colonies aux visiteurs ayant des animaux de compagnie (qui peuvent favoriser le transfert des vecteurs de la peste d'une colonie à l'autre et faciliter la transmission des zoonoses). Les chercheurs et le personnel du parc menant des activités de surveillance et de gestion des populations sur toutes les

colonies tout au long de l'année (mais principalement entre mars et octobre) suivent des protocoles visant à réduire le plus possible le temps passé aux abords de la colonie. Les processus actuels d'évaluation d'impact et de planification de l'Agence Parcs Canada garantissent que le développement des infrastructures dans les limites du parc tiendra compte des besoins des espèces en péril et ne mettra pas en danger la survie et le rétablissement des espèces. L'impact global de ces menaces est donc considéré comme faible.

*7.1 Incendies et suppression des incendies*

Le sud-est de la Saskatchewan, y compris le bloc ouest du parc national des Prairies et les zones environnantes, est historiquement (1981-2010) à risque d'incendie élevé ou extrême de mai à septembre (https://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/ah/fwnormals?type=fwi&month=8). Bien que des feux irréprimés aient eu lieu dans la région, les incendies dans le grand écosystème du parc sont le plus souvent déclenchés involontairement au cours d'activités agricoles se déroulant en dehors du parc. Ce fut le cas pour le plus grand incendie documenté dans le parc à ce jour (incendie de la rivière Frenchman en 2013; 4 750 ha). Les effets potentiels immédiats des incendies sur les chiens de prairie sont la mortalité directe, l'inhalation de fumée et la réduction de la disponibilité de la végétation. En raison de la faible charge en combustible, les colonies de chiens de prairie sont considérées comme étant des coupe-feu naturels pour la planification des brûlages dirigés dans le parc national des Prairies (Parcs Canada, 2016a), et les animaux qui se réfugient dans des cavités ou des terriers peuvent être exposés à des niveaux de fumée (Guelta et Balbach, 2005), de température et de monoxyde de carbone plus faibles (Engstrom, 2010).
Bien que les incendies puissent avoir des effets négatifs immédiats sur les chiens de prairie (c'est-à-dire la perte de fourrage), on a montré qu'ils favorisaient l'expansion des colonies par la réduction du couvert végétal et de sa hauteur (Augustine et coll., 2007; Breland et coll., 2014). Pour cette raison, le brûlage dirigé a été défini et utilisé comme un outil de gestion de l'habitat servant à maintenir des conditions favorables à l'expansion de l'habitat naturel du chien de prairie dans le parc national des Prairies (Parcs Canada, 2016b). Bien que les feux non maîtrisés (c'est-à-dire à la fois naturels et d'origine humaine) dans le parc national des Prairies soient entièrement supprimés pour empêcher la destruction de vastes zones d'habitat essentiel d'espèces en péril, des programmes de brûlage dirigé ont été et continueront d'être mis en place pour la gestion et l'amélioration ciblées de l'habitat de multiples espèces en péril, notamment le chien de prairie (Parcs Canada, 2016b). En dehors du parc national des Prairies, la suppression des incendies ne s'accompagne pas de programmes de brûlage dirigé. Cependant, comme le parc renferme plus de 90 % de l'habitat essentiel de l'espèce, l'incidence de la suppression des incendies est considérée comme étant largement compensée par les avantages du brûlage dirigé, et l'impact global de la menace est considéré comme faible. Cette menace ne figurait pas dans la liste du rapport de situation de l'espèce, mais a été incluse dans le présent document en raison de sa pertinence dans l'aire de répartition canadienne.

*7.2 Barrages et gestion/utilisation de l'eau*

Des changements dans la gestion des barrages et de l'eau qui pourraient affecter le bloc ouest du parc national des Prairies sont possibles dans les dix prochaines années. Les répercussions potentielles pour les chiens de prairie pourraient inclure des variations dans la qualité et la quantité du fourrage en raison de changements dans la disponibilité de l'eau (Breland et coll., 2014; Connell et coll., 2019), l'inadéquation du sol pour la construction de terriers en raison de changements dans l'humidité du sol (Roe et Roe, 2003) et la mortalité directe due aux inondations. L'impact de cette menace est inconnu à l'heure actuelle.

*8.1 Espèces exotiques/non indigènes envahissantes*

Peste sylvatique

La peste sylvatique représente une menace pour les chiens de prairie dans toute leur aire de répartition depuis le milieu du 20e siècle (Cully et Williams, 2001; Antolin et coll., 2002). L'agent pathogène responsable de la maladie, la bactérie *Yersinia pestis*, a été introduite d'Asie en Amérique du Nord au début des années 1900, et se trouve aujourd'hui présente depuis le Texas jusqu'au sud du Canada (Richgels et coll., 2016). La bactérie circule généralement parmi les rongeurs hôtes et leurs puces, mais peut infecter plus de 200 espèces de mammifères différentes, dont les lapins et les lièvres, certains carnivores et les humains (Biggins et Kosoy, 2001; Gage et Kosoy, 2005). La peste sylvatique a été signalée pour la première fois en Saskatchewan en 1946 (Humphreys et Campbell, 1947), et sa propagation a été confirmée chez des carnivores domestiques hôtes dans le parc national des Prairies en 1995 (Leighton et coll., 2001) et signalée au sein de la population canadienne de chiens de prairie en 2010 (Antonation et coll., 2014). La peste sylvatique se transmet principalement par les piqûres de puces (Cully et Williams, 2001; Antolin et coll., 2002; Eisen et coll., 2006; Hinnebusch et coll., 2017). Les autres mécanismes de transmission comprennent le contact direct avec les gouttelettes respiratoires d'un animal infecté, la consommation de carcasses porteuses de la peste, le contact avec des sols contaminés et le déplacement de puces infectées par d'autres hôtes sur et autour des colonies de chiens de prairie (Webb et coll., 2006; Richgels et coll., 2016).
On considère que le caractère sociable des chiens de prairie contribue à augmenter la propagation de la peste (Hoogland, 1979; Biggins et Kosoy, 2001), bien que le toilettage social, qui entraîne une mortalité directe des puces (Hoogland, 1995), puisse contribuer à réduire la transmission (Eads et coll., 2017). Dans des populations de chiens de prairie aux États-Unis, la peste a connu des profils épizootique (nombre de cas élevé inattendu et mortalité étendue pendant un court intervalle de temps) et enzootique (la maladie se produit à des taux réguliers et attendus). Des taux de mortalité de 90 à 100 % et la disparition locale de colonies ont été documentés lors de flambées épizootiques (Cully et Williams, 2001; Antolin et coll., 2002; Stapp et coll., 2004; Lorange et coll., 2005). La région la plus proche du Canada où des flambées épizootiques de peste ont été observées est le comté de Phillips, au Montana, où la maladie a touché un complexe de colonies situé à environ 70 km du parc national des Prairies (Collinge et coll., 2005). À cet endroit, des flambées épizootiques ont été enregistrées aussi récemment qu'en 2018-2019, et ont causé une contraction de 50 à 70 % de la superficie totale couverte par la colonie par rapport aux niveaux d'avant l'épizootie (R. Matchett, *données non publiées*).

On a constaté que les chiens de prairie pouvaient survivre à des niveaux enzootiques de la peste (Hanson et coll., 2007) et, dans certains cas rares, qu'ils avaient acquis une résistance à la peste après des épizooties (Cully et coll., 1997; Pauli et coll., 2006; Rocke et coll., 2012; Russell et coll., 2019). Les colonies peuvent se rétablir après des épidémies de peste grâce à la reproduction des survivants (Cully et Williams, 2001; Pauli et coll., 2006) et à l'immigration (Cully et Williams, 2001; Antolin et coll., 2002). Aux États-Unis, on a observé un rétablissement à la suite d'une épizootie après quatre à quinze ans (Augustine et coll., 2008; Cully et coll., 2010; Johnson et coll., 2011). Toutefois, ces exemples de rétablissement à la suite de la peste se produisent sur des zones plus étendues (> 4 000 ha d'étendue de colonies) et sur un plus grand nombre de colonies (jusqu'à 100) que ce qui existe actuellement au sein de la population canadienne (Cully et Williams, 2001; Augustine et coll., 2008; Johnson et coll., 2011). Le rétablissement dépend probablement de la fréquence des épizooties de peste et du taux d'immigration (COSEPAC, 2011). Compte tenu de sa faible taille et de son isolement par rapport aux complexes de colonies du Montana, le rétablissement après une épidémie de peste pourrait s'avérer difficile pour la population canadienne.

Des recherches récentes donnent à penser que la peste sylvatique au Canada pourrait se maintenir à un niveau enzootique, c'est-à-dire que la maladie se traduirait par un faible nombre d'occurrences, n'affecterait qu'une petite proportion de la population hôte, mais contribuerait à des taux de mortalité chroniques (Biggins et coll., 2010). Cela est probablement dû à l'activité limitée des puces en dehors des mois du printemps, à la faible prévalence de *Y. pestis* chez les puces (< 1 % des échantillons de puces prélevés entre 2013 et 2018) et aux densités relativement faibles des chiens de prairie par comparaison avec d'autres zones de l'aire de répartition de l'espèce (Liccioli et coll., 2020). Cependant, une épizootie de peste a déjà été soupçonnée à deux reprises. En 2010, lorsque la peste a été pour la première fois confirmée dans la population canadienne de chiens de prairie (Antonation et coll., 2014), une très petite colonie isolée (c'est-à-dire différente de celle où la peste a été confirmée) a disparu. Aucune puce n'a été prélevée dans la deuxième colonie, et aucun chien de prairie ou spermophile de Richardson n'a été trouvé mort et n'a fait l'objet d'un test de détection de la peste. En l'absence de preuves de l'activité de la peste, il est possible que l'effondrement de la population ait été une réponse à la sécheresse enregistrée l'année précédente. La colonie a été naturellement reconstituée en 2017. En 2013, une colonie s'est effondrée, et la présence de puces porteuses de la bactérie causant la peste a été confirmée, mais aucune carcasse de chien de prairie ou de spermophile de Richardson affichant un résultat positif au test de détection de la peste n'a été retrouvée. Bien qu'aucun effondrement de colonie ou ni aucune mortalité généralisée n'ait été lié de manière concluante à la peste sylvatique au Canada, le maintien enzootique de la maladie peut réduire la croissance de la population et donc, limiter la résilience du chien de prairie face à d'autres facteurs de stress (Eads et Biggins, 2015). En interaction avec une population de faible taille et le changement climatique, la peste sylvatique constitue donc une menace à long terme suffisamment importante pour justifier la vigilance et la prise de mesures d'atténuation. Ceci est particulièrement important compte tenu du réchauffement du climat, qui peut modifier ou prolonger le cycle de vie des vecteurs, modifier la composition des communautés de puces et les interactions hôte-parasite (Eads et

Hoogland, 2017) et provoquer un déplacement global de l'aire de répartition géographique de la peste en fonction des régimes climatiques (Nakazawa et coll., 2007).

Mélilot jaune et agropyre à crête

Le mélilot jaune (*Melilotus officinalis*) est une légumineuse herbacée envahissante qui a été introduite en Amérique du Nord pour rehausser le niveau d'azote dans le sol (Wolf et coll., 2004), pour stabiliser les coteaux (Wolf et coll., 2003) et comme culture fourragère (Turkington et coll., 1978). Le mélilot jaune forme des peuplements monotypiques denses qui peuvent atteindre 90 à 300 cm de hauteur dans les prairies, et on a démontré qu'il modifie la composition en espèces indigènes et les caractéristiques du sol (Wolf et coll., 2003; Wolf et coll., 2004). Il envahit des secteurs dont le sol est altéré, notamment en raison de perturbations anthropiques, mais peut également envahir des zones non perturbées (Wolf et coll., 2003; Chen et coll., 2013). La présence du mélilot jaune dans le parc national des Prairies et ses environs a été confirmée à l'emplacement et autour de certaines colonies de chiens de prairie.

L'agropyre à crête (*Agropyron cristatum*) a été introduit à l'origine en Amérique du Nord comme culture fourragère pour le bétail. Il s'agit d'une graminée cespiteuse qui forme des peuplements monotypiques (McWilliams et Van Cleave, 1960) de 30 à 90 cm de hauteur (USDA, 2000) et qui est un compétiteur sérieux des espèces indigènes, dominant à la fois la végétation et la banque de semences (Henderson et Naeth, 2005). On a montré que l'agropyre à crête réduit la qualité chimique du sol (Dormaar et coll., 1995), augmente le risque d'érosion du sol (McWilliams et Van Cleave, 1960), facilite l'apparition d'autres espèces envahissantes et limite la croissance des espèces indigènes (Jordan et coll., 2008), en plus de réduire la diversité des espèces végétales (Henderson et Naeth, 2005) et vertébrées (Reynolds et Trost, 1980). L'agropyre à crête est présent dans le parc national des Prairies et ses environs et a été confirmé à l'emplacement et autour de certaines colonies de chiens de prairie.

Le mélilot jaune et l'agropyre à crête peuvent nuire aux chiens de prairie en augmentant la hauteur de la végétation, ce qui peut réduire leur capacité de détecter les prédateurs et l'expansion des colonies existantes. L'évaluation de l'habitat et les preuves anecdotiques recueillies sur des colonies de chiens de prairie au Monument, dans le parc national des Prairies, semblent appuyer cette hypothèse. L'invasion de ces espèces végétales peut également altérer les communautés végétales et le sol, ce qui peut avoir un effet négatif sur l'état physique du chien de prairie par l'intermédiaire de son régime alimentaire (Rayor, 1985; Lehmer et Horne, 2001; Hayes et coll., 2016). Enfin, le mélilot jaune et l'agropyre à crête se trouvent souvent en quasi-monoculture (McWilliams et Van Cleave, 1960; Wolf et coll., 2003) et sont généralement évités par les chiens de prairie (Roemer, 2019), ce qui peut se traduire par une réduction de l'habitat propice. Cependant, les connaissances locales ont permis de déterminer que les colonies de chiens de prairie ou les individus dispersés s'établissent souvent dans des communautés perturbées caractérisées par la présence d'agropyre à crête et de mélilot jaune. Il est donc possible que, bien que ces espèces puissent empêcher l'expansion naturelle des colonies existantes, elles puissent faciliter l'établissement de nouvelles colonies. Ce facteur mérite une étude plus approfondie,

car il pourrait nous aider à atteindre les objectifs de conservation du chien de prairie qui sont compatibles avec ceux d'autres espèces en péril. Cette menace ne figurait pas dans la liste du rapport de situation de l'espèce, mais a été incluse dans la présente évaluation en raison de son occurrence documentée dans l'aire de répartition canadienne.

*8.2 Espèces indigènes problématiques*

Tularémie

La tularémie est causée par la bactérie *Francisella tularensis* et est considérée comme une maladie endémique chez bon nombre d'espèces de rongeurs sauvages en Amérique du Nord, notamment les chiens de prairie (Zeidner et coll., 2004). Les vecteurs les plus courants sont les tiques, bien que la maladie puisse être transmise par d'autres arthropodes se nourrissant de sang, les morsures et griffures d'animaux, l'eau contaminée (Bäckman et coll., 2015), la consommation de tissus infectés et l'inhalation de gouttelettes aérosolisées contenant la bactérie (McLean, 1994). Au Texas, une épidémie a provoqué une mortalité de 7 % dans une colonie de chiens de prairie. La tularémie n'a pas été détectée dans la population canadienne de chiens de prairie, bien que des anticorps aient été trouvés chez des chats et des chiens domestiques autour du parc national des Prairies (Leighton et coll., 2001). Dans l'ensemble, la tularémie n'est pas considérée comme une menace de haut niveau en raison de sa présence limitée et de ses effets restreints à l'échelle de la population.

Empiètement des arbustes

Les chiens de prairie consomment de préférence des graminées (65-87 %) et des plantes herbacées non graminoïdes (12-34 %), moins de un pour cent de leur régime alimentaire étant composé d'arbustes (Hansen et Gold, 1977; Summers et Linder, 1978; Uresk, 1984). Les chiens de prairie évitent les zones à végétation haute (Collins et Lichvar, 1986; Guenther et Detling, 2003; Avila-Flores et coll., 2010; Breland et coll., 2014) et à forte densité d'arbustes (Yeaton et Flores-Flores, 2006; Avila-Flores et coll., 2010). L'empiètement des arbustes sur les zones occupées par les colonies de chiens de prairie peut donc réduire le fourrage appétissant et augmenter la hauteur de la végétation. Il pourrait être la cause du déclin des chiens de prairie enregistré au Mexique (Avila-Flores et coll., 2012).
Dans le bloc ouest du parc national des Prairies, on mène un projet de rétablissement de l'armoise argentée indigène (*Artemisia cana*) afin d'améliorer l'habitat du Tétras des armoises. Cependant, les zones ciblées par ce programme présentent un faible intérêt pour les chiens de prairie (Parcs Canada, 2016b; Thorpe et Stephens, 2017). Bien que l'étendue de l'empiètement des arbustes dans le parc national des Prairies soit inconnue, les changements naturels et assistés dans la couverture arbustive ne sont actuellement pas considérés comme présentant une menace importante pour la population.

*11.1 Évolution et altération de l'habitat/11.3 Températures extrêmes*

Les prévisions de changements climatiques pour le nord des grandes plaines nord-américaines indiquent une augmentation des températures annuelles moyennes, et des hivers plus chauds et plus humides (Rizzo et Wiken, 1992; Lemmen et coll., 1997; Sushama et coll., 2010; Hufkens et coll., 2016). Les changements climatiques peuvent entraîner des modifications de l'habitat telles que des changements dans le régime des feux (Rizzo et Wiken, 1992), le sol et l'hydrologie (Lemmen et coll., 1997), ce qui entraîne une diminution de la qualité des sols et des espèces végétales pour le chien de prairie. Ensemble, ces changements réduiraient encore la quantité d'habitats adaptés à l'espèce. Toutefois, l'impact global des changements climatiques sur le chien de prairie est inconnu, notamment en raison de la grande incertitude concernant le moment, la quantité et la fréquence des précipitations[4], qui déterminent largement la reproduction et la survie (Stephens et coll., 2018; voir la menace 11.2). Inversement, l'effet de l'augmentation des températures hivernales peut s'avérer bénéfique pour le chien de prairie en atténuant la rigueur de l'hiver, ce qui nuit à la reproduction (Grassel et coll., 2016) et à la survie hivernale (Hoogland, 2006), en particulier à la suite d'une sécheresse (Zoo de Calgary et Parcs Canada, données non publiées). Cependant, pour les espèces qui subissent une torpeur ou une hibernation comme le chien de prairie, des hivers plus chauds peuvent provoquer un réveil à un moment où les ressources sont rares, et compromettre la survie des individus. En raison de toutes ces incertitudes, la gravité de cette menace est passée de modérée ou légère à inconnue selon l'évaluation du COSEPAC.

*11.2 Sécheresses*

On s'attend à ce que le nord des grandes plaines connaisse une augmentation de l'intensité et de la fréquence des sécheresses en raison des changements climatiques (Lemmen et coll., 1997; Sushama et coll., 2010). La sécheresse réduit la productivité de la végétation (Hoover et coll., 2014), ce qui a une incidence négative sur l'état et la masse corporelle du chien de prairie (Hoogland, 1995; Stephens et coll., 2018), ce qui entraîne un taux de survie réduit (Facka et coll., 2010; Davidson et coll., 2014) et diminue le succès de reproduction des femelles (Knowles, 1987; Davidson et coll., 2014; Grassel et coll., 2016; Stephens et coll., 2018). Chez le chien de prairie, il a été démontré que la reproduction est liée aux conditions de sécheresse et de saison de croissance dans toute l'aire de répartition de l'espèce (Knowles, 1987; Avila-Flores, 2009; Facka et coll., 2010; Davidson et coll., 2014; Grassel et coll., 2016), et que ces conditions ont une incidence sur le niveau de la population canadienne du chien de prairie. Au Canada, les effondrements de population après des années de sécheresse ont varié entre 54 % et 70 %, respectivement chez les populations de densités faible et élevée avant la sécheresse (Stephens et coll., 2018). La capacité de la population canadienne de chiens de prairie à se rétablir après des sécheresses consécutives peut être limitée, en raison de sa petite taille et de sa répartition fragmentée.

*11.4 Tempêtes et inondations*

Il a été démontré que les précipitations printanières ont une incidence positive sur la reproduction du chien de prairie à queue noire (*Cynomys ludovicianus*) et du chien de

[4] https://atlasclimatique.ca/carte/canada/plus30_2060_85#

prairie de Gunnison aux États-Unis (Facka et coll., 2010; Davidson et coll., 2014), mais qu'elles ont un impact négatif sur la reproduction du chien de prairie à queue noire du Canada (Stephens et coll., 2018). Cela peut être dû au fait que les précipitations printanières sont associées à des tempêtes de neige ou à de fortes pluies, ce qui pourrait nuire à la reproduction (Neuhaus et coll., 1999). Davantage de données sont nécessaires pour comprendre l'impact des tempêtes et des précipitations printanières sur la dynamique des populations de chiens de prairie. Une incidence nuisible localisée sur la survie du chien de prairie dans le parc national des Prairies a été observée aux printemps 2011 et 2016 à la suite d'inondations (Tara Stephens, *comm. pers.)* Bien que davantage de données soient nécessaires pour en évaluer pleinement les conséquences, on ne prévoit pas que cela constitue une menace importante pour le chien de prairie au Canada.

# 5. Objectifs en matière de population et de répartition

Objectif en matière de population et de répartition :

Assurer, d'ici 2040, une probabilité d'au moins 80 % de persistance de la population canadienne du chien de prairie sur 50 ans (c'est-à-dire 2040-2090) dans son aire de répartition connue au Canada, et maintenir :

i) une superficie d'occupation minimale de 1 400 ha, mesurée sous la forme d'une moyenne mobile au cours d'une période de 6 ans, répartie entre les 20 colonies actuelles du chien de prairie;

ii) une densité de population moyenne minimale de 7,5 individus/ha, mesurée sous la forme d'une moyenne mobile sur une période de 6 ans sur des parcelles de dénombrement visuel.

Pour atteindre cet objectif, une ou plusieurs des grandes mesures de rétablissement suivantes seront mises en œuvre :

1. Réduire au minimum le risque d'une épidémie de peste en mettant en œuvre différentes stratégies de gestion de la peste (p. ex. poudrage préventif et d'urgence, vaccin contre la peste sylvatique et Fipronil);

2. Restaurer ou établir jusqu'à 600 ha supplémentaires de colonies de chiens de prairie sur des habitats actuellement inoccupés dans le parc national des Prairies afin de réduire le risque de disparition de la population selon les projections actuelles sur les changements climatiques[5];

3. Assurer une gestion des populations (p. ex. reproduction en captivité, déplacement aux fins de conservation, alimentation complémentaire), si la surveillance et la recherche

[5] L'évaluation de la qualité de l'habitat propice à l'expansion et à l'établissement du chien de prairie est en cours.

déterminaient que ces mesures seraient nécessaires à la survie et au rétablissement de l’espèce et seraient efficaces.

Étant donné l’incertitude associée aux principales menaces pesant sur l’espèce (c’est-à-dire les changements climatiques, la peste sylvatique), la combinaison précise et la contribution relative de chacune de ces activités à l’atteinte de l’objectif en matière de population et de répartition seront évaluées dans le cadre de l’analyse de viabilité de la population et en fonction des avis d’experts, et après l’évaluation de leur faisabilité. Certaines de ces activités, notamment la gestion de la peste, devraient annuellement être mises en œuvre à un certain niveau (voir tableau 2) en raison de leur importance pour la survie des espèces. Il est en outre reconnu qu’en tant qu’outil de modélisation, l’analyse de viabilité de la population ne peut constituer un bon prédicteur de la probabilité absolue de persistance. Elle permettra plutôt d’estimer le risque relatif en comparant différentes options de gestion tout en tenant compte de divers scénarios possibles de climat et de peste. En outre, de nouvelles données écologiques et des outils de modélisation perfectionnés pourraient conduire à l’avenir à des projections révisées et, par conséquent, à des objectifs de gestion révisés. Malgré cette incertitude, les cibles et objectifs visés dans le présent document visent à assurer une résilience adéquate de la population et à maintenir une probabilité de persistance du chien de prairie au Canada de plus de 80 % sur une période de 50 ans.
À moyen terme (c’est-à-dire environ 10 ans), la possibilité d’atteindre l’objectif en matière de population et de répartition fixé pour le chien de prairie dans le présent document sera évaluée et, s’il y a lieu, réévaluée dans le contexte du rétablissement du putois d’Amérique. Selon les meilleures connaissances disponibles, environ 4 000 ha d’habitat contigu (soit une distance de colonie inférieure à 1,5 km) de chien de prairie sont nécessaires pour soutenir une petite population (soit ≥ 30 individus), de putois d’Amérique (Jachowski et coll., 2011).

# 6. Stratégies et approches générales d'atteinte des objectifs

## 6.1 Mesures déjà achevées ou en cours

Les activités de recherche suivantes ont contribué à la compréhension actuelle de l'écologie et de la dynamique des populations de chiens de prairie, ont généré des données incluses dans une analyse de la viabilité des populations et ont aidé à éclairer les mesures de rétablissement prioritaires présentées dans le tableau 2. Tous les programmes de recherche ont été menés dans le cadre du Plan d'action visant des espèces multiples dans le parc national du Canada des Prairies (Parcs Canada, 2016b) :

- Depuis 2007, une recherche au niveau de la population est menée par le zoo de Calgary dans le parc national des Prairies, en partenariat et en collaboration avec Parcs Canada. Les données de capture-marquage-recapture recueillies dans huit colonies en fonction des degrés-jours de croissance, des précipitations, de l'état de sécheresse et de la température hivernale ont permis de comprendre la relation entre le climat, la survie et la reproduction de la population canadienne de chiens de prairie, et ont illustré comment les indices vitaux clés pour la dynamique des populations (c'est-à-dire la survie et la reproduction des femelles) sont touchés négativement par les conditions de sécheresse de l'été précédent (Stephens et coll., 2018).
- Des recherches au niveau individuel ont été menées par l'Université de la Saskatchewan (Jeff Lane, Ph. D.) de 2014 à 2018 pour recueillir des données sur les taux démographiques et les modèles de cycle de vie, ainsi que pour décrire la phénologie de la torpeur hivernale (c'est-à-dire les dates d'émergence et d'entrée) et son expression (c'est-à-dire les températures corporelles) au sein d'une colonie (Walker).
- Les résultats préliminaires d'une étude des caractéristiques génétiques des populations à partir d'échantillons de poils prélevés dans huit colonies ont indiqué que la population canadienne de chiens de prairie est parmi les plus affaiblies génétiquement dans toute l'aire de répartition de l'espèce. En outre, les données sur la structure génétique des populations et les niveaux de consanguinité (plus de 1,5 fois ceux observés dans le Montana et le Dakota du Sud) laissent croire à un isolement génétique élevé par rapport aux populations des États-Unis. Un manuscrit qui sera revu par des pairs est en cours de rédaction (Cullingham et coll., en préparation).
- Les recherches en cours menées par le zoo de Calgary visent à mettre au point un indice de qualité de l'habitat, intégrant des facteurs abiotiques (par exemple, le sol, la pente, etc.) et biotiques (par exemple, la composition en espèces végétales). Une fois au point, cet outil aidera à cerner les sites prioritaires pour favoriser l'expansion des colonies actuellement occupées, ou le rétablissement des colonies de chiens de prairie dans les zones actuellement inoccupées par l'espèce dans le bloc ouest du parc national des Prairies.

Les mesures de rétablissement suivantes ont été mises en œuvre dans le cadre du Plan de gestion du chien de prairie (Tuckwell et Everest, 2009a) et du Plan d'action visant des espèces multiples dans le parc national du Canada des Prairies (Parcs Canada, 2016b). Les mesures figurant dans le tableau 2 poursuivent ou renforcent ces efforts :

- Depuis 2010, le parc national des Prairies met en œuvre un programme de surveillance et d'atténuation de la peste sylvatique, en suivant la stratégie d'atténuation de la peste (Parcs Canada, 2011) ainsi qu'un plan de gestion de la peste révisé. Les interventions comprenaient le poudrage préventif des terriers (c'est-à-dire, l'application de deltaméthrine) dans des sections de colonies de chiens de prairie (nombre moyen de colonies traitées/an = 6,6; surface moyenne traitée = 342,8 ha/an), poudrage d'urgence en réponse à la détection de la peste sylvatique, distribution d'appâts vaccinaux contre la peste sylvatique (nombre moyen de colonies traitées = 4,2/an; superficie moyenne traitée = 167,5 ha/an), collecte des puces par écouvillonnage des terriers et peignage des animaux manipulés dans le cadre de la recherche sur la capture, le marquage et la recapture.
- Le Saskatchewan Research Council et le zoo de Calgary ont analysé la qualité de l'habitat du chien de prairie dans le bloc ouest du parc national des Prairies. Le modèle qui en a résulté (c'est-à-dire l'outil de cartographie des habitats et d'aide à la décision) a classé les habitats en fonction des grandes communautés végétales et des caractéristiques du sol et a aidé à déterminer des zones pour prioriser des évaluations à plus petite échelle de la qualité des habitats (Thorpe et Stephens, 2017).
- Des stratégies de gestion de l'habitat (pulvérisation, fauchage et réensemencement) ont été mises en œuvre de 2016 à 2018 pour éliminer les espèces végétales exotiques non indigènes (par exemple, agronomiques) et envahissantes, réduire la hauteur de la végétation et augmenter la densité des espèces végétales indigènes sur 85 hectares d'un ancien champ cultivé, lequel est défini comme zone prioritaire pour l'expansion de la colonie par l'outil de cartographie des habitats et d'aide à la décision.
- Une stratégie de gestion de la circulation automobile est mise en œuvre dans le parc national des Prairies depuis 2016 pour réduire la mortalité routière de multiples espèces en péril. Si l'on considère les années où les taux de fréquentation étaient comparables, les résultats préliminaires indiquent une réduction de 58,8 % de la mortalité du chien de prairie dans les points chauds de collision entre la faune et les véhicules qui ont été établis et atténués par des panneaux de réduction de la vitesse.
- Parcs Canada, en consultation avec des éleveurs, des spécialistes de l'espèce et des organisations gouvernementales, a mené un exercice de planification du rétablissement afin de déterminer, dans la mesure du possible, des objectifs de gestion communs et des mesures de rétablissement pour l'espèce. Les objectifs particuliers comprenaient : i) diffuser de l'information locale et scientifique sur l'écologie du chien de prairie et la gestion de la peste, ainsi que sur les rôles et responsabilités de Parcs Canada en ce qui concerne le rétablissement des espèces en péril; ii) mieux comprendre le point de vue et les préoccupations des parties prenantes en ce qui concerne la gestion du chien de prairie; iii) cerner les zones de conflit entre la gestion et le rétablissement du chien de prairie, d'une part, et les

intérêts des parties prenantes, d’autre part; iv) combiner les connaissances scientifiques et écologiques locales pour guider la planification du rétablissement du chien de prairie; v) cerner les options possibles pour la gestion du chien de prairie à l’intérieur et à l’extérieur du parc national des Prairies. Il convient de noter que cet exercice, bien qu’instructif, n’a pas abouti à un consensus entre toutes les parties sur tous les points. Les administrations municipales et les éleveurs ont contesté l’exactitude de l’information sur les populations historiques, les tendances démographiques, la nécessité d’étendre l’aire de répartition active du chien de prairie et le potentiel d’impacts économiques.

## 6.2 Orientation stratégique en vue du rétablissement

Le présent document apporte l'orientation stratégique requise pour le rétablissement du chien de prairie dans l'ensemble de son aire de répartition au Canada. Les mesures de rétablissement décrites ci-dessous sont classées à la fois par stratégies globales nécessaires au rétablissement de l'espèce et par descriptions générales des approches de recherche et de gestion qui seront adoptées. La classification des stratégies globales est basée sur la classification des mesures de conservation établie par l'Union internationale pour la conservation de la nature – Partenariat pour les mesures de conservation (2.0). Pour chaque mesure de rétablissement, on indique les résultats souhaités et les délais prévus pour la mise en œuvre et l'exécution. Les menaces cernées qui seront abordées de front par chaque mesure de rétablissement sont liées à celles décrites à la section 4.

**Tableau 2** Tableau de planification de rétablissement et calendrier de mise en œuvre

| Approche | N$^{bre}$ | Mesure de rétablissement | Résultat souhaité | Priorité[1] | Menaces ou préoccupations visées | Calendrier |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Stratégie globale : 8. Recherche et surveillance – 8.1 Recherche fondamentale et surveillance de l'état | | | | | | |
| Recherche au niveau de la population et de l'individu pour guider la planification du rétablissement et la gestion active | 1 | Établir des partenariats de recherche pour mieux comprendre les facteurs qui influent sur la dynamique des populations et la viabilité à long terme de la population. | D'ici 2025, l'analyse de viabilité de la population est mise à jour grâce aux données nouvellement acquises sur la survie et la reproduction en réponse aux variations climatiques, à la peste sylvatique et à d'autres facteurs de stress. | Moyenne | Lacunes en matière de connaissances | 2020-2025 |
| | 2 | Évaluer la viabilité génétique de la population canadienne et sa structure par rapport à d'autres dans la région géographique afin d'éclairer les interventions de déplacement aux fins de conservation et la gestion génétique (par exemple, le sauvetage génétique), si cela s'avère nécessaire. | D'ici 2025, la diversité génétique, le coefficient de consanguinité et le degré d'isolement génétique des populations les plus proches sont estimés. | Moyenne | | 2020-2025 |
| | 3 | Tester, sur une petite échelle expérimentale, l'efficacité de l'alimentation complémentaire pour amortir les effondrements de population et réduire le risque de disparition de la population en cas de sécheresse pluriannuelle, lorsque la population est en dessous de la densité | D'ici 2030, une évaluation est effectuée pour déterminer si (et à quels seuils écologiques) l'alimentation complémentaire est efficace pour atténuer les effondrements de population à la suite d'épisodes de sécheresse. | Moyenne | | 2020-2030 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | cible minimale (par exemple, 7,5 individus/ha). | | | | |
| Mener des recherches pour éclairer la gestion de la peste sylvatique. | 4 | Soutenir la recherche pour tester des outils de rechange et complémentaires pour la gestion de la peste (par exemple, le Fipronil) et accroître son efficacité. | D'ici 2025, l'efficacité et l'innocuité de l'appât en grains à base de Fipronil pour lutter contre les puces dans les colonies de chiens de prairie sont testées au Canada, à condition d'obtenir les permis nécessaires. | Élevée | | 2020-2025 |
| Cartographier et évaluer l'habitat pour aider à déterminer et à préciser l'habitat essentiel et à hiérarchiser davantage les sites propices à l'expansion et à la création de colonies de chiens de prairie dans le parc national des Prairies. | 5 | • Mettre à jour la cartographie de la végétation et des sols et l'évaluation de l'habitat dans le parc national des Prairies pour aider à déterminer et à préciser l'habitat essentiel.<br>• Développer et appliquer un indice de qualité de l'habitat pour déterminer les sites prioritaires afin de promouvoir l'expansion des colonies actuellement occupées ou d'établir des colonies de chiens de prairie dans des zones appropriées, actuellement inoccupées par l'espèce au sein du parc national des Prairies.<br>• Cibler des sites d'établissement de nouvelles colonies en consultation avec les partenaires et les parties prenantes. | • D'ici 2025, la cartographie de la végétation et des sols du bloc ouest du parc national des Prairies est mise à jour.<br>• D'ici 2025, les sites qui se prêtent à l'expansion ou à l'établissement de colonies de chiens de prairie dans le parc national des Prairies sont sélectionnés en fonction de données cartographiques et d'évaluations de l'indice de qualité de l'habitat. | Élevée | Lacunes en matière de connaissances (suite) | 2020-2025 |
| Mener des recherches afin de déterminer les meilleures techniques et les meilleurs outils pour étendre la présence du chien de prairie dans le parc national des Prairies et accroître la résilience de la population. | 6 | Tester différentes méthodes d'établissement de nouvelles colonies (par exemple, le feu, le pâturage, la restauration ou le déplacement), en s'appuyant sur l'indice de qualité de l'habitat et les données de cartographie des habitats afin de classer par ordre de priorité les zones à restaurer tout en protégeant et en gérant les habitats en vue du rétablissement de multiples espèces en péril. | D'ici 2030, les outils de gestion efficaces pour l'établissement de nouvelles colonies de chiens de prairie sont définis, en fonction de la disponibilité de sites appropriés. | Moyenne | | 2025-2030 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Faire progresser la compréhension de l'abondance et de la répartition des populations de la Saskatchewan. | 7 | Utiliser les connaissances locales et l'imagerie satellite pour mieux comprendre la répartition historique et actuelle du chien de prairie à l'intérieur et à l'extérieur du parc national des Prairies. | D'ici 2030, l'aire de répartition historique et la répartition actuelle du chien de prairie au Canada sont mises à jour grâce aux données nouvellement acquises. | Élevée | | 2020-2030 |
| Stratégie globale : 2. Gestion des espèces – 2.1 Intendance des espèces | | | | | | |
| Gestion et atténuation de la peste | 8 | Mettre en œuvre le plan de surveillance et de gestion de la peste sylvatique dans le parc national des Prairies. Mettre à jour et réviser le plan en fonction des meilleures données et connaissances disponibles, des ressources disponibles et des résultats de la recherche (voir la mesure de rétablissement 4). | • Un programme de surveillance et d'atténuation de la peste sylvatique est mis en œuvre chaque année.<br>• D'ici 2030, le plan de gestion de la peste est mis à jour pour refléter les meilleures connaissances disponibles, les observations scientifiques et les données recueillies localement. | Élevée | 8.1 – Espèces non indigènes envahissantes (peste sylvatique) | annuellement |
| Stratégie de gestion de la circulation automobile | 9 | Mettre en œuvre la stratégie de gestion de la circulation pour réduire au minimum la mortalité des chiens de prairie des colonies installées en bordure de route. Mettre à jour et réviser la stratégie en fonction des meilleures données, connaissances et ressources disponibles. | La mortalité chez le chien de prairie sur les routes est réduite au minimum grâce à la mise en œuvre annuelle d'une stratégie de gestion de la circulation. | Faible | 4.1 Routes et chemins de fer | annuellement |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Plan de confinement et d'atténuation des conflits (en dehors du parc national des Prairies et de l'habitat essentiel). | 10 | Prévenir et atténuer la colonisation par le chien de prairie de terres privées ou publiques à l'extérieur du parc national des Prairies et au-delà de l'habitat essentiel ciblé par les programmes de gestion des populations et des habitats, afin d'atténuer les conflits et d'accroître l'acceptation et la confiance des voisins envers les organismes impliqués dans le rétablissement et la gestion du chien de prairie. Mettre en place des politiques et des outils de contrôle des frontières avant de tenter de restaurer de nouvelles colonies. Évaluer au cas par cas, et mettre en œuvre selon une approche à deux niveaux comprenant i) des options de contrôle non létales, telles que le piégeage et le déplacement des individus (du site de conflit vers l'intérieur du parc national des Prairies), ou des barrières physiques et visuelles (par exemple, des panneaux de vinyle, de la végétation naturelle, des balles de paille, des clôtures; Gray, 2009); et ii) un contrôle létal si les méthodes non létales ne sont pas efficaces. | D'ici 2023, des politiques et des protocoles opérationnels sont mis en place pour régler, atténuer et gérer les conflits entre les activités d'élevage et d'agriculture et la colonisation naturelle par le chien de prairie sur les terres privées ou publiques à l'extérieur du parc national des Prairies et au-delà de l'habitat essentiel. Solliciter et prendre en compte les réactions et les contributions des parties prenantes dans l'élaboration des politiques et des protocoles. | Élevée | 2.3 Élevage de bétail;<br>5.1 Chasse et prélèvement d'animaux terrestres | 2023-2030 |
| Stratégie globale : 1. Gestion des terres et de l'eau – 1.2 (Re)création d'écosystèmes et de processus naturels | | | | | | |
| Gestion et amélioration de l'habitat | 11 | Gérer et appliquer le brûlage et le pâturage dirigés (c'est-à-dire le bétail, les bisons) dans les zones adjacentes aux colonies existantes de chiens de prairie dans le parc national des Prairies afin de maintenir des conditions d'habitat favorables à l'occupation et à l'expansion naturelle. Appliquer l'utilisation de l'outil existant de cartographie de l'habitat et de décision aux habitats et l'approche axée sur les espèces en péril multiples pour classer par priorité les zones de gestion des habitats. | • D'ici 2030, des brûlages dirigés couvrant en moyenne 25 hectares/an sont effectués dans le but de maintenir des conditions d'habitat favorables à l'occupation et à l'expansion naturelle du chien de prairie tout en gérant de multiples espèces en péril.<br>• D'ici 2030, des stratégies de pâturage sont mises en place pour améliorer l'habitat du chien de prairie et d'autres espèces en péril. | Moyenne | 2.1 Cultures non ligneuses annuelles et pérennes;<br>7.1 Incendies et suppression des incendies | 2020-2030 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Stratégie globale : 5. Mesures incitatives économiques, morales et de subsistance – 5.4 Mesures incitatives économiques directes | | | | | | |
| Encourager par des mesures incitatives les pratiques de pâturage innovantes compatibles avec la gestion et le rétablissement du chien de prairie à l'intérieur du parc national des Prairies. | 12 | Élaborer, évaluer et mettre en œuvre une gestion stratégique des pâturages ou des prescriptions, notamment une réduction des frais de location (par exemple, compenser la perte de fourrage due au chien de prairie, ou d'autres outils) ou offrir des pâturages de rechange, si des terres supplémentaires sont attribuées pour la gestion du chien de prairie. | D'ici 2030, des accords de pâturage au sein du parc national des Prairies sont mis en place pour gérer l'habitat du chien de prairie tout en tenant compte des pertes de fourrage ou en fournissant aux éleveurs concernés des pâturages de remplacement. | Moyenne | 2.1 Cultures non ligneuses annuelles et pérennes;<br>2.3 Élevage de bétail | 2020-2030 |
| Encourager, par des mesures incitatives, des pratiques de pâturage innovantes compatibles avec la gestion et le rétablissement du chien de prairie à l'extérieur du parc national des Prairies. | 13 | Évaluer et, si cela est jugé faisable, mettre en œuvre l'utilisation de banques d'herbe et d'allégements fiscaux pour compenser la perte d'aires de pâturage due aux chiens de prairie à l'extérieur du parc national des Prairies sur les habitats actuellement occupés; veiller à ce que des accords applicables conclus entre diverses administrations soient élaborés en consultation et en coordination avec les propriétaires fonciers et les parties prenantes. | • D'ici 2025, les politiques et les accords visant à soutenir les stratégies de pâturage compatibles avec le chien de prairie dans les habitats occupés à l'extérieur du parc national des Prairies sont évalués ou déterminés.<br>• D'ici 2030, ces politiques et stratégies sont mises en œuvre, s'il y a lieu. | Faible | 2.1 Cultures non ligneuses annuelles et pérennes;<br>2.3 Élevage de bétail;<br>5.1 Chasse et prélèvement d'animaux terrestres | 2020-2030 |
| Stratégie globale : 6. Désignation et planification de la conservation – 6.4 Planification de la conservation | | | | | | |
| Élaborer un plan et une stratégie de haut niveau pour la conservation des prairies. | 14 | Contribuer à établir un processus interministériel et interinstitutions de planification du territoire afin de promouvoir la conservation de l'habitat de multiples espèces en péril dans le grand écosystème du parc national des Prairies et au sud de la ligne de partage des eaux, définir la valeur écologique de la prairie indigène sur le marché (par exemple, l'élevage du bœuf respectueux de la vie sauvage) et prévenir toute nouvelle perte | D'ici 2030, les administrations, les organismes et les parties prenantes du sud de la ligne de partage des eaux ont évalué et déterminé des stratégies de conservation, des outils économiques et des mesures incitatives pour estimer la valeur écologique de la prairie indigène et aider à prévenir toute nouvelle perte d'habitat. | Moyenne | 2.1 Cultures non ligneuses annuelles et pérennes;<br>2.3 Élevage de bétail;<br>5.1 Chasse et prélèvement d'animaux terrestres | 2020-2030 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | d'habitat (par exemple, les servitudes de conservation sur les terres cédées). | | | | |
| Stratégie globale : 3. Prise de conscience – 3.1 Sensibilisation et communication | | | | | | |
| Élaborer et mettre en œuvre un plan de communication sur les enjeux liés au chien de prairie. | 15 | Élaborer et mettre en œuvre un plan de communication (par exemple, des assemblées publiques locales ou des rencontres individuelles, des bulletins d'information, etc.) pour fournir des détails, diffuser de l'information et recevoir des commentaires concernant la gestion du chien de prairie, et dans la mesure du possible, incorporer les connaissances locales aux futurs plans. | • D'ici 2022, le parc national des Prairies a mis au point un plan de communication pour échanger de l'information avec les acteurs locaux sur les programmes de rétablissement et de gestion du chien de prairie.<br>• D'ici 2025, ce plan est mis en œuvre chaque année et modifié selon les besoins des parties concernées. | Élevée | 2.3 Élevage de bétail;<br>5.1 Chasse et prélèvement d'animaux terrestres | 2020-2025 |
| Mobilisation du public et diffusion externe | 16 | Mobiliser le public à l'égard des programmes de recherche et de gestion active afin de soutenir la science de la conservation et accroître la sensibilisation au rétablissement des espèces en péril, en collaboration avec les programmes de diffusion externe existants ou en cours d'élaboration à l'intention des publics urbains. | • Des programmes de bénévolat sont mis en place et en œuvre chaque année dans le parc national des Prairies afin de faire participer le public à la science de la conservation du chien de prairie.<br>• D'ici 2030, des programmes d'interprétation du parc national des Prairies sont élaborés pour refléter et communiquer les connaissances obtenues grâce aux programmes de surveillance et de rétablissement du chien de prairie.<br>• Chaque année des expériences de conservation sur le chien de prairie sont transmises en utilisant les médias sociaux du parc national des Prairies ou d'autres outils de communication. | Faible | 2.1 Cultures non ligneuses annuelles et pérennes;<br>2.3 Élevage de bétail;<br>6.1 Activités récréatives/<br>1.3 Zones touristiques et récréatives | 2020-2030 |

[1] Le terme « priorité » reflète la mesure dans laquelle la stratégie globale contribue directement au rétablissement de l'espèce ou est un précurseur essentiel d'une approche qui contribue au rétablissement de l'espèce. Les mesures hautement prioritaires sont considérées comme celles qui sont les plus susceptibles d'avoir une incidence immédiate et directe sur la réalisation des objectifs de population et de répartition de l'espèce. Les mesures de priorité moyenne peuvent avoir une incidence moins immédiate ou moins directe sur l'atteinte des objectifs en matière de population et de répartition, mais elles restent importantes pour le rétablissement de la population. Les mesures de rétablissement de priorité faible auront probablement une incidence indirecte ou progressive sur l'atteinte des objectifs en matière de population et de répartition, mais sont considérées comme des contributions importantes à la base de connaissances et à la participation et à l'acceptation de l'espèce par le public.

[2] La classification des stratégies et approches globales repose sur la classification des interventions de conservation du Partenariat pour les mesures de conservation v. 2.0 de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).

## 6.3 Exposé à l’appui du tableau de planification du rétablissement

La peste sylvatique, la sécheresse, la faible taille des populations et l’isolement sont les principales menaces qui pèsent sur la persistance et le rétablissement du chien de prairie au Canada. Alors que la peste sylvatique peut avoir une incidence importante par l’augmentation des taux de mortalité et la disparition rapide des colonies, la petite taille et l’isolement de la population limitent sa résilience face à l’augmentation des facteurs de stress liés aux changements climatiques tels que la sécheresse, qui touche gravement la survie et la reproduction des individus.

La surveillance active de la peste par écouvillonnage des terriers, peignage de l’hôte et surveillance visuelle rapide permettra de maximiser les possibilités de détection précoce de la peste et d’éclairer la gestion active afin de réduire le risque d’apparition de la maladie et de disparition rapide de la population. La poursuite des recherches sur le niveau de la population permettra de s’assurer que les objectifs et les mesures de rétablissement reflètent une bonne compréhension des facteurs de stress environnementaux associés aux changements climatiques. Les prévisions de tendances climatiques devraient non seulement avoir une incidence sur les taux de survie et de reproduction du fait de l’augmentation de la fréquence des épisodes de sécheresse (Stephens et coll., 2018), mais aussi modifier ou prolonger le cycle de vie des vecteurs, modifier la composition des communautés de puces et les interactions hôte-parasite (Eads et Hoogland, 2017), et provoquer un déplacement global de l’aire géographique de la peste sylvatique (Nakazawa et coll., 2007). Si le poudrage des terriers est efficace pour réduire l’abondance des vecteurs de peste (c’est-à-dire les puces), ses effets s’étendent à de multiples taxons non ciblés au sein de la communauté d’invertébrés, et peuvent entraîner des conséquences chez d’autres espèces dépendantes menacées comme le Pluvier montagnard (Dinsmore et coll., 2005) et la Chevêche des terriers (Dechant et coll., 2002). Toutefois, il faut mettre en balance ce fait avec le risque de disparition locale du chien de prairie et les effets en cascade chez de nombreuses espèces en péril associées. Les puces peuvent développer une résistance génétique à la deltaméthrine à la suite d’une exposition régulière (Bossard et coll., 1998; Wilder et coll., 2008), ce qui limite son utilisation à long terme et met en relief l’intérêt de plans de rotation pour l’application des insecticides. Il a été démontré que les vaccins contre la peste sylvatique augmentent la survie apparente du chien de prairie, adulte ou juvénile, et peuvent favoriser le développement d’une protection à l’échelle de la population au fil du temps (Rocke et coll., 2017). Cependant, les résultats préliminaires des essais sur le terrain dans le Montana, le Wyoming et le Colorado semblent indiquer que la survie moyenne après une épidémie de peste chez les populations de chiens de prairie traitées avec le vaccin contre la peste sylvatique est d’environ 18 % (2019 BFFRIT Disease and CS Subcommittee); par conséquent, les coûts élevés de cet outil d’atténuation dépassent actuellement ses avantages. L’utilisation d’insecticides administrés par voie orale (par exemple, le Fipronil) a donné des résultats encourageants dans la lutte contre les populations de puces chez le chien de prairie et d’autres rongeurs hôtes (Borchert et coll., 2009; Poché et coll., 2017; Eads et coll., 2019), et pourrait réduire les impacts sur les invertébrés non ciblés, ainsi que les coûts de gestion de la peste (Borchert et coll., 2009). Toutefois, des

recherches supplémentaires et une collaboration avec les organismes américains partenaires sont nécessaires pour tester la sécurité et l'efficacité de l'utilisation des insecticides administrés par voie orale au Canada.

La taille relativement petite de la population canadienne de chiens de prairie à queue noire (estimée entre 3 008 et 20 851 individus de plus d'un an de 2013 à 2019) limite son potentiel de relèvement après des perturbations périodiques et son potentiel d'éviter l'effondrement démographique ou génétique (c'est-à-dire une faible résilience). Parallèlement, la population n'est présente que dans un seul lieu géographique au Canada (c'est-à-dire sans redondance), ce qui la rend plus susceptible de subir des pertes catastrophiques ou de disparaître. Les objectifs en matière de population et de répartition du chien de prairie consistent en une augmentation de la superficie occupée, ce qui pourrait être réalisé par une combinaison de deux éléments, soit l'expansion des colonies (c'est-à-dire l'augmentation de l'étendue des colonies existantes) et la création de colonies (c'est-à-dire l'établissement de nouvelles colonies). Ces deux activités s'appuient sur la cartographie des habitats et les évaluations de leur qualité afin de guider la gestion des habitats de multiples espèces en péril. En s'appuyant sur la cartographie des habitats et un outil d'aide à la décision réalisé pour le parc national des Prairies (Thorpe et Stephens, 2017), l'élaboration et la mise en œuvre d'un indice de qualité de l'habitat sont nécessaires pour déterminer les sites d'expansion et de création de colonies de chiens de prairie à l'intérieur des limites du parc national des Prairies. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour évaluer pleinement la composition génétique de la population canadienne de chiens de prairie et pour orienter les mesures de gestion visant à assurer sa viabilité et sa persistance génétiques (par exemple, les déplacements aux fins de conservation). Des études expérimentales sont également nécessaires pour tester la faisabilité et l'efficacité d'une alimentation complémentaire à petite échelle afin de réduire le risque de disparition des populations en cas de sécheresse pluriannuelle.

Le chien de prairie est une espèce emblématique qui peut être utilisée pour aider à sensibiliser les visiteurs à la science de la conservation et pour accroître la sensibilisation au rétablissement des espèces en péril, en conjonction avec les programmes de sensibilisation et d'éducation existants destinés à un public plus large. Cependant, l'acceptation et la tolérance envers le chien de prairie par les communautés rurales locales sont mises en question par une longue histoire de conflits avec les activités agricoles et d'élevage de bétail. Le parc national des Prairies continuera à mobiliser les partenaires (c'est-à-dire le zoo de Calgary, le US Fish & Wildlife, le programme du WWF pour les grandes plaines du Nord, et Conservation de la nature Canada), les voisins et les parties prenantes (par exemple, les éleveurs locaux, le ministère de l'Environnement et de l'Agriculture de la Saskatchewan, les pâturages communautaires, Environnement et Changement climatique Canada, les peuples autochtones) pour mettre en œuvre des mesures de rétablissement du chien de prairie à l'intérieur du parc national des Prairies. Parallèlement, Parcs Canada continuera à proposer et à élaborer des outils pour atténuer les conflits avec les exploitations agricoles et les intérêts des parties prenantes, à faciliter la cohabitation avec l'espèce et à promouvoir le soutien à la conservation du chien de prairie dans le grand écosystème

des Prairies. Une coopération et une communication efficaces avec les administrations et les organismes voisins (c'est-à-dire Environnement et Changement climatique Canada, le ministère de l'Environnement et celui de l'Agriculture de la Saskatchewan) seront également établies par l'intermédiaire du Comité de coordination des espèces en péril et grâce à d'autres outils existants. Un plan de communication sera élaboré et mis en œuvre afin de diffuser l'information et de recevoir une rétroaction de la part des parties prenantes et voisines du parc national des Prairies, ce qui permettra de reconnaître les préoccupations des parties prenantes et d'assurer la transparence en ce qui concerne les objectifs de gestion de Parcs Canada et les programmes relatifs au chien de prairie. La recherche d'un consensus avec les parties prenantes restera difficile en raison de la longue histoire de conflits entre les exploitations d'élevage de bétail et le chien de prairie.

## 6.4 Surveillance

Dans le cadre du programme de surveillance de l'intégrité écologique du parc national des Prairies, Parcs Canada continuera de surveiller l'abondance relative (c'est-à-dire la densité moyenne dans les parcelles de comptage visuel) et la zone d'occupation (c'est-à-dire la cartographie du périmètre) du chien de prairie. Des données de comptage visuel sont collectées chaque année sur 14 colonies de chiens de prairie sélectionnées et une cartographie du périmètre de toutes les colonies existantes est réalisée tous les deux ans. La surveillance de ces deux paramètres suit des méthodes et des protocoles normalisés depuis 1998, et sera menée en collaboration avec des partenaires impliqués dans la recherche sur la conservation du chien de prairie (par exemple, le zoo de Calgary). Les données sur la zone d'occupation du chien de prairie dans le parc national des Prairies sont mises à la disposition du public sur le portail du gouvernement ouvert du Canada[6].

# 7. Habitat essentiel

La *Loi sur les espèces en péril* (LEP) définit comme suit l'habitat essentiel : « L'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite, qui est désigné comme tel dans un programme de rétablissement ou un plan d'action élaboré à l'égard de l'espèce ». L'alinéa 41(1)c) de la LEP exige qu'un programme de rétablissement comprenne la désignation de l'habitat essentiel de l'espèce, dans la mesure du possible, ainsi que des exemples d'activités susceptibles d'entraîner sa destruction.

En tant qu'espèce fouisseuse, le chien de prairie a besoin de sols qui peuvent soutenir des réseaux de terriers étendus et qui lui permettent d'établir des colonies dans de larges vallées fluviales plates et des prairies en terrain élevé (Hoogland, 1995). En Saskatchewan, les colonies de chiens de prairie sont principalement associées à des sols bien drainés, à des pentes modérées et à des prairies ouvertes dans le fond de la vallée de la rivière Frenchman (Thorpe et Stephens, 2017). Au Canada, les

[6] https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/82f02c1a-6f9d-4441-b2df-7bb59f9e84a2

connaissances sont très limitées en ce qui concerne les exigences en matière d'habitat à petite échelle pour le chien de prairie, telles que les caractéristiques détaillées du sol, la structure des communautés végétales et les éléments qui peuvent faire obstacle au mouvement des individus (Tuckwell et Everest, 2009a). Les attributs biophysiques de l'habitat essentiel du chien de prairie sont les suivants :

- la présence de colonies de chiens de prairie, y compris les sections actives et inactives, à l'exclusion de toutes les routes existantes;
- des sols bien drainés;
- des sols qui soutiennent des réseaux de terriers étendus;
- des prairies ouvertes en terrain plat ou en pente modérée;
- invasion limitée de graminées exotiques.

Les résultats préliminaires obtenus par l'analyse de viabilité de la population semblent indiquer qu'environ 2 000 ha de colonies de chiens de prairie occupées pourraient contribuer à améliorer la probabilité de persistance de l'espèce au Canada. L'habitat essentiel du chien de prairie est basé sur l'occupation de l'habitat et est défini dans ce document, dans la mesure du possible, d'après les meilleures données existantes. D'autres éléments de l'habitat essentiel peuvent être ajoutés à l'avenir si de nouvelles données soutiennent l'inclusion de zones en plus de celles qui sont actuellement connues (par exemple, des zones supplémentaires nécessaires à l'expansion des colonies existantes ou à l'établissement de nouvelles colonies).
Un calendrier des études (tableau 3) a été élaboré afin d'apporter l'information nécessaire pour compléter la désignation de l'habitat essentiel qui sera suffisant pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition. La désignation de l'habitat essentiel sera mise à jour lorsque l'information sera accessible, soit dans un programme de rétablissement révisé, soit dans un ou des plans d'action.

## 7.1 Désignation de l'habitat essentiel de l'espèce

La désignation de l'habitat essentiel dans les documents fédéraux sur le rétablissement est examinée par les partenaires, les intervenants et les gouvernements et fait également l'objet d'un processus de consultation publique.
Une surveillance normalisée de l'étendue des colonies de chiens de prairie au Canada est en cours depuis 2002 et sert de base à la désignation de l'habitat essentiel. Cela correspond à l'étendue maximale (c'est-à-dire les polygones fusionnés) des colonies actives documentées dans la période de 2002 à 2019 (figure 5), qui totalisent 1399,8 ha. Toutes les colonies pour lesquelles l'habitat essentiel est désigné sont actuellement actives et occupées. Cependant, toutes les parties de l'habitat essentiel n'ont pas été occupées de manière continue depuis 2002. La référence à l'étendue maximale des colonies de chiens de prairie sur plusieurs années permet de tenir compte des réactions des populations aux fluctuations de la disponibilité du fourrage associées aux variations climatiques (c'est-à-dire l'alternance d'années à faibles et à fortes précipitations).

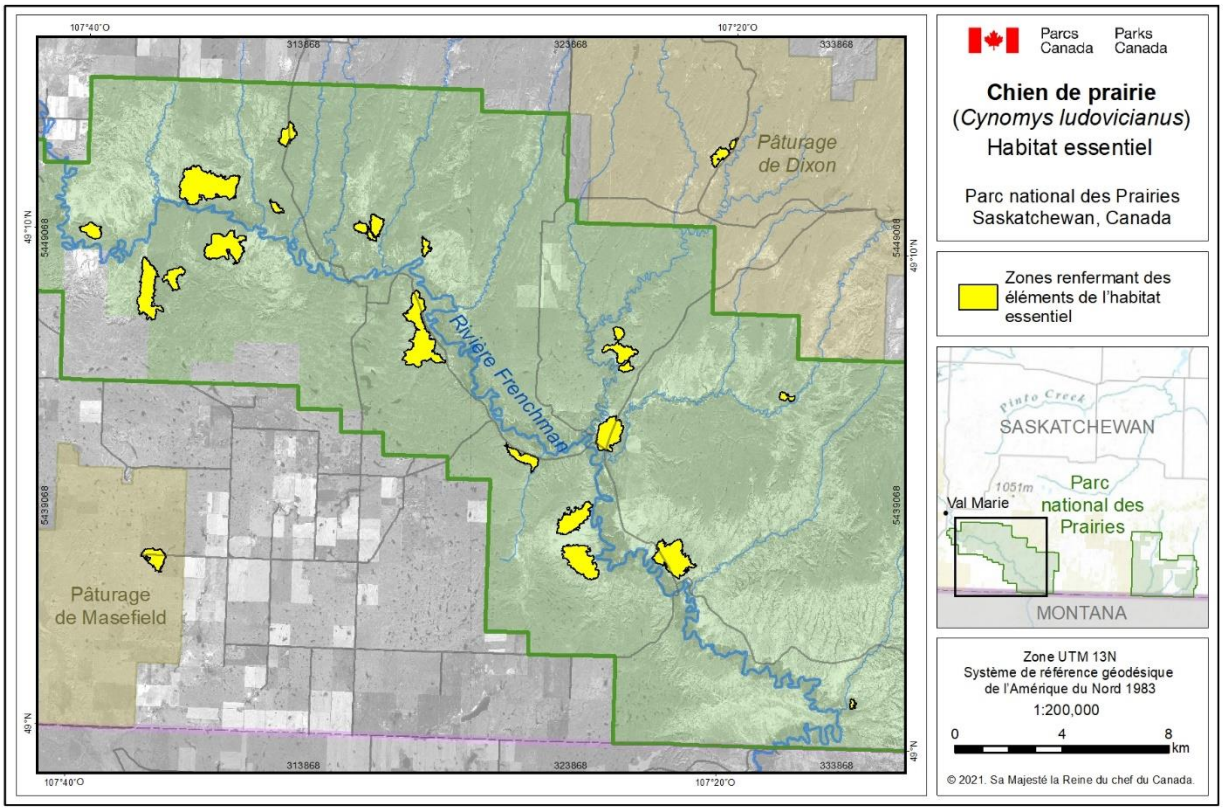



**Figure** 4. L'habitat essentiel du chien de prairie au Canada est représenté par l'étendue maximale (polygones fusionnés) des périmètres de colonies cartographiés pendant la période de 2002 à 2019 au sein du parc national des Prairies (polygone vert) et sur les terres non fédérales (polygones bruns).

Dans le bloc ouest du parc national des Prairies, l'habitat essentiel pourrait être modifié à l'avenir pour inclure les sites prioritaires ciblés pour l'expansion de l'habitat du chien de prairie (soit l'expansion des colonies actuellement occupées), la restauration (soit le rétablissement des colonies historiques) ou l'établissement (soit la création de colonies dans des zones précédemment non occupées). Dans le bloc ouest du parc national des Prairies, on estime actuellement qu'un maximum de 14 062 hectares d'habitat (dont 5 600 ha et 8 462 ha situés respectivement dans les basses terres et les hautes terres) sont potentiellement adaptés au chien de prairie, sur la base de facteurs abiotiques pertinents quant à l'écologie du chien de prairie (c'est-à-dire la pente, le sol; Thorpe et Stephens, 2017). Des évaluations à plus petite échelle de la qualité des habitats fondées sur les caractéristiques de la végétation (c'est-à-dire l'indice de qualité de l'habitat) permettront de déterminer les zones propices à l'établissement naturel ou assisté de nouvelles colonies de chiens de prairie ou à l'expansion des colonies existantes, afin d'accroître la résilience de la population et d'atteindre les objectifs en matière de population et de répartition (voir le calendrier des études, section 7.2). L'habitat essentiel à l'extérieur du parc national des Prairies sera également précisé lorsque de nouveaux éléments d'information seront générés grâce à la collecte de données propres au chien de prairie, à l'évaluation et à la recherche concernant l'habitat de l'espèce. En dehors du parc national des Prairies, cependant, l'étendue des terres agricoles et la faible acceptation sociale de l'espèce limitent considérablement les

possibilités de restauration de l'habitat du chien de prairie et d'établissement de colonies.

## 7.2 Calendrier des études visant à déterminer l'habitat essentiel

**Tableau 3** Calendrier des études visant à déterminer l'habitat essentiel du chien de prairie

| Nº d'activité | Description de l'activité | Justification | Calendrier |
|---|---|---|---|
| 1 | Élaborer et mettre en œuvre un indice de qualité de l'habitat afin de permettre de classer les zones générales proposées comme des zones convenant au chien de prairie en fonction de facteurs abiotiques, selon l'outil de cartographie de l'habitat et d'aide à la décision (Thorpe et Stephens, 2017). | Cibler les sites prioritaires où promouvoir l'expansion des colonies actuellement occupées ou l'établissement potentiel de colonies de chiens de prairie dans les zones actuellement inoccupées par l'espèce afin d'accroître la résilience de la population et d'atteindre les objectifs en matière de population et de répartition. | 2020-2025 |
| 2 | Mettre à jour la cartographie de la végétation, des sols et du modèle lié à l'indice de qualité de l'habitat à l'intérieur du parc national des Prairies. | Mettre à jour l'inventaire et la cartographie des sols et de la végétation à l'intérieur du parc national des Prairies (actuellement limités aux basses terres et aux prairies en vallée). Ces données permettront de définir d'autres zones appropriées pour le chien de prairie et donc, à la suite de l'application des protocoles associés à l'indice de qualité de l'habitat (voir l'activité 1), de préciser éventuellement l'habitat essentiel dans le parc national des Prairies. | 2025 |
| 3 | Compléter la cartographie et l'évaluation de la végétation et des sols en fonction de l'indice de qualité de l'habitat en dehors du parc national des Prairies. | Procéder à un inventaire et à une cartographie des sols et de la végétation dans les terres adjacentes au parc national des Prairies. Ces données permettront de cibler d'autres zones adaptées au chien de prairie et donc, après application des protocoles de l'indice de qualité de l'habitat (voir l'activité 1), de préciser éventuellement l'habitat essentiel du chien de prairie du grand écosystème du parc national des Prairies. | 2025-2030 |

## 7.3 Activités susceptibles de détruire l'habitat essentiel

Il est nécessaire de comprendre ce qui constitue la destruction d'un habitat essentiel pour en assurer la protection et la gestion. La destruction de l'habitat essentiel est déterminée au cas par cas et peut résulter d'une seule ou de plusieurs activités, y compris des effets cumulatifs d'une ou de plusieurs activités au fil du temps. La destruction de l'habitat essentiel pourrait se produire si une partie de l'habitat essentiel était dégradée, de façon permanente ou temporaire, de telle sorte qu'elle ne puisse plus remplir sa fonction lorsque l'espèce en a besoin. Les activités décrites dans le tableau 4

comprennent celles susceptibles de causer la destruction de l'habitat essentiel du chien de prairie; toutefois, les activités destructrices ne sont pas limitées à celles qui sont énumérées.

**Tableau 4** Liste des activités susceptibles d'entraîner la destruction de l'habitat essentiel du chien de prairie.

| Description de l'activité | Description de l'effet | Détails de l'effet |
|---|---|---|
| Destruction de la végétation indigène par la culture (par exemple, les cultures et les espèces agronomiques) | La couverture ou les espèces végétales sont modifiées de sorte qu'une zone n'est plus adaptée à l'expansion ou à l'établissement de colonies. | Lié aux menaces énoncées par le Partenariat pour les mesures de conservation de l'UICN : 1.3 Zones touristiques et récréatives; 2.1 Cultures non ligneuses annuelles et pérennes; 2.3 Élevage de bétail<br><br>Cette activité peut entraîner la destruction de l'habitat essentiel si elle se produit dans les polygones désignés. Cette activité peut entraîner la destruction à tout moment de l'année. |
| Excavation ou altération du substrat qui entraîne un changement permanent de son état (par exemple, construction d'infrastructures et de bâtiments, exploration industrielle, extraction de gravier, revêtement routier) | Remplace physiquement l'habitat propice de sorte qu'une zone n'est plus adaptée à l'expansion ou à l'établissement de colonies. | Lié aux menaces énoncées par le Partenariat pour les mesures de conservation de l'UICN : 1.3 Zones touristiques et récréatives; 3.1 Forage pétrolier et gazier; 3.3 Énergies renouvelables; 4.1 Routes et chemins de fer; 4.2 Réseaux de services publics.<br><br>Cette activité peut entraîner la destruction de l'habitat essentiel si elle se produit dans les polygones désignés. Cette activité peut entraîner la destruction à tout moment de l'année. |
| Inondations ou remblayages délibérés | Remplace physiquement l'habitat propice de sorte qu'une zone n'est plus adaptée à l'expansion ou à l'établissement de colonies. | Lié aux menaces énoncées par le Partenariat pour les mesures de conservation de l'UICN : 7.2 Barrages et gestion/utilisation de l'eau. Cette activité peut entraîner la destruction de l'habitat essentiel si elle se produit dans les polygones désignés.<br><br>Cette activité peut entraîner la destruction à tout moment de l'année. |

En dehors du parc national des Prairies, la conversion de pâturages cultivés (c'est-à-dire d'espèces non indigènes) en cultures annuelles ne doit pas entraîner la destruction d'un habitat essentiel si elle est faite dans le but de rajeunir le fourrage. Cette activité peut être autorisée si elle est menée pendant un maximum de trois ans, suivie d'un réensemencement en fourrage pérenne ou en végétation indigène la quatrième année, et d'une évaluation effectuée conformément à un processus d'autorisation provincial. L'entretien des routes existantes, par des activités telles que le fauchage et le nivellement, ne détruira pas l'habitat essentiel. Si des restrictions supplémentaires s'appliquaient à l'utilisation des terres en dehors du parc national des Prairies (par

exemple, l'excavation), le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan travaillerait avec les locataires des terres agricoles publiques pour répondre aux demandes d'utilisation des terres de manière à équilibrer la nécessité de soutenir le pâturage durable tout en protégeant l'habitat essentiel.

## 7.4 Mesures proposées pour protéger l'habitat essentiel sur les terres fédérales

L'information ci-dessous décrit les mesures proposées pour protéger l'habitat essentiel du chien de prairie. Environ 94 % de l'habitat essentiel du chien de prairie se trouve dans les limites proposées du parc national des Prairies, une zone protégée par le gouvernement fédéral, tandis que le reste est situé dans les anciens pâturages communautaires de Dixon (2,3 %) et de Masefield (3,3 %) et sur des terres privées adjacentes aux limites du parc national des Prairies (1,1 %). En date de 2019, les pâturages Masefield et Dixon sont des terres publiques provinciales et font l'objet de baux de pâturage à long terme (15 ans) avec le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan.

### 7.4.1 Mesures proposées pour protéger l'habitat essentiel sur les terres fédérales

Comme l'exige la LEP [paragraphe 58(2)], l'habitat essentiel désigné sur les terres du parc national des Prairies nommées et décrites dans l'annexe 1 de la *Loi sur les parcs nationaux du Canada* sera décrit dans la *Gazette du Canada* dans les 90 jours suivant l'inscription au registre public de ce plan désignant l'habitat essentiel. Une interdiction de destruction d'un habitat essentiel au titre du paragraphe 58(1) s'appliquera 90 jours après la publication de la description de l'habitat essentiel dans la *Gazette du Canada*. Pour les habitats essentiels situés sur d'autres terres fédérales, y compris les autres terres fédérales associées au parc national des Prairies, les ministres compétents peuvent prendre un décret, conformément aux paragraphes 58(4) et (5) de la LEP, afin que l'interdiction de destruction de l'habitat essentiel s'applique au chien de prairie dans les 180 jours suivant l'inscription au registre public de ce plan désignant l'habitat essentiel.

Une grande partie de l'habitat essentiel du chien de prairie défini dans le présent document (1208,2 ha; 86,3 %) est également protégée en tant qu'habitat essentiel du putois d'Amérique (Tuckwell et Everest, 2009b), de la Chevêche des terriers (Environnement Canada, 2012) et du Pluvier montagnard (Environnement Canada, 2006).

### 7.4.2 Mesures proposées pour protéger l'habitat essentiel sur les terres non fédérales

La province de la Saskatchewan assurera la protection de l'habitat essentiel du chien de prairie désigné sur les terres non fédérales en utilisant la loi sur les terres (*Lands Act)* et les politiques provinciales ainsi que d'autres outils, s'il y a lieu.

# 8. Évaluation des coûts et des avantages socioéconomiques

La *Loi sur les espèces en péril* exige qu'un plan d'action comprenne une évaluation des coûts socioéconomiques du plan d'action et des avantages à tirer de sa mise en œuvre (alinéa 49(1)e) de la LEP, 2002). Cette évaluation ne porte que sur les coûts socioéconomiques supplémentaires de la mise en œuvre de ce plan d'action dans une perspective nationale ainsi que sur les avantages sociaux et environnementaux qui découleraient de la mise en œuvre du plan d'action dans son intégralité, sachant que tous les aspects de sa mise en œuvre ne relèvent pas de la compétence du gouvernement fédéral. Elle n'aborde pas les coûts cumulés du rétablissement des espèces en général ni ne tente une analyse coûts-avantages. Son but est d'informer le public et de guider la prise de décision sur la mise en œuvre du plan d'action par les partenaires.

La protection et le rétablissement des espèces en péril peuvent entraîner à la fois des avantages et des coûts. La *Loi* reconnaît que « les espèces sauvages, sous toutes leurs formes, ont leur valeur intrinsèque et sont appréciées des Canadiens pour des raisons esthétiques, culturelles, spirituelles, récréatives, éducatives, historiques, économiques, médicales, écologiques et scientifiques » (LEP 2002). Les écosystèmes autonomes et sains avec leurs divers éléments en place, dont les espèces en péril, contribuent positivement aux moyens de subsistance et à la qualité de vie de tous les Canadiens. Une revue de la littérature confirme que les Canadiens accordent une grande importance à la préservation et à la conservation des espèces en elles-mêmes. Les mesures prises pour préserver une espèce, telles que la protection et la restauration de l'habitat, sont également valorisées. En outre, plus une mesure contribue au rétablissement d'une espèce, plus le public accorde de l'importance à ce type de mesure (Loomis et White, 1996; MPO, 2008). De plus, la conservation des espèces en péril constitue un élément important de l'engagement du gouvernement du Canada à conserver la diversité biologique dans le cadre de la Convention internationale sur la diversité biologique. Le gouvernement du Canada s'est également engagé à protéger et à rétablir les espèces en péril grâce à l'Accord pour la protection des espèces en péril. Les coûts et avantages propres à ce plan d'action sont décrits ci-dessous.

## 8.1 Base de référence de la politique

La province de la Saskatchewan a accès à des outils législatifs, réglementaires et de gestion pour la conservation et l'intendance du chien de prairie.

La *Loi de 1998 sur la faune* de la Saskatchewan interdit de tuer sans permis des chiens de prairie sur les terres des parcs nationaux ainsi que sur les terres publiques provinciales et fédérales en Saskatchewan. La *Wildlife Habitat Protection Act* empêche

la vente de terrains à haute valeur écologique. La *Provincial Lands Act* et les règlements connexes assurent la protection de la végétation indigène et soutiennent la bonne gestion des pâturages par des conventions de bail. La base de référence comprend également toutes les mesures de rétablissement déjà entreprises, telles que celles menées par les praticiens du rétablissement financées par les programmes fédéraux ou provinciaux de protection des espèces en péril, les contributions en nature des biologistes du rétablissement et des universités. L'habitat essentiel situé sur les terres fédérales associées au parc national des Prairies sera légalement protégé en vertu de l'article 58 de la *Loi sur les espèces en péril*.

## 8.2 Coûts socioéconomiques de la mise en œuvre du présent plan d'action

La première catégorie comprend les coûts directs engendrés par les mesures de rétablissement et de conservation, telles que la surveillance et la recherche, l'évaluation et la restauration des habitats, la conservation et la protection, la gestion de la peste sylvatique, la communication et la mobilisation. Ces coûts à court et moyen terme (c'est-à-dire 10 ans) sont estimés à moins de 10 millions de dollars. Ces coûts pour le gouvernement devraient être assumés par Parcs Canada grâce aux fonds actuellement réservés pour le rétablissement et la gestion des espèces en péril, et ne devraient pas entraîner de coûts supplémentaires pour la société. Cela comprend tous les coûts salariaux supplémentaires, les matériaux, l'équipement et les contrats de services professionnels associés aux mesures décrites dans le tableau 2. Bon nombre des mesures proposées seront intégrées aux activités du parc national des Prairies (c'est-à-dire la surveillance de l'intégrité écologique, le rétablissement des espèces en péril). La mise en œuvre du plan d'action ne devrait entraîner aucune répercussion socioéconomique importante pour les visiteurs, les intervenants ou les groupes autochtones. S'il y a lieu, les coûts de la recherche sur la population et l'habitat seront partagés avec les partenaires et les institutions impliqués dans la science de la conservation du chien de prairie.

Bien qu'il soit possible que certains éléments de l'habitat essentiel en dehors du parc national des Prairies soient désignés ultérieurement et nécessitent des mesures incitatives de nature financière pour leur protection, la majeure partie de l'habitat essentiel est déjà protégée de manière adéquate par un parc national existant ou d'autres mécanismes (par exemple, d'anciens pâturages provinciaux). Des mécanismes et des mesures incitatives tels que ceux qui développent, reconnaissent et promeuvent la valeur de la gestion durable des parcours naturels pourraient aider à protéger adéquatement d'autres éléments de l'habitat, mais ces coûts sont inconnus pour l'instant.

La deuxième catégorie comprend les coûts de renonciation (c'est-à-dire les bénéfices perdus) qui peuvent être associés aux mesures de conservation mises en œuvre. Il s'agit des coûts de l'activité économique éventuelle à laquelle on renonce si une réduction de cette activité est jugée nécessaire pour rétablir l'espèce. Il s'agit, par exemple, de la réduction des bénéfices résultant de la nécessité de modifier les pratiques de gestion des pâturages dans certaines situations précises, de la perte des avantages financiers résultant de la conversion des prairies indigènes en terres

cultivées, ou de la perte des profits, des impôts et des redevances qui résulteraient de l'augmentation de l'exploitation pétrolière dans la région. Toutefois, la majeure partie (soit environ 96,7 %) de l'habitat essentiel proposé est protégée par la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*, la *Loi sur les espèces en péril* (c'est-à-dire l'habitat essentiel d'autres espèces en péril), les restrictions imposées par les baux de pâturage provinciaux, ou une combinaison de ces mesures, et n'est donc pas disponible pour la conversion en terres cultivées ou l'extraction de ressources. Il est donc raisonnable de déduire que les coûts de renonciation seront minimes.

Il est important de noter que le chien de prairie consomme et coupe de nombreuses espèces de graminées et de plantes herbacées non graminoïdes qui sont consommées par le bétail (Detling, 2006). En raison d'un tel chevauchement alimentaire, le chien de prairie a toujours été considéré comme un concurrent des animaux d'élevage. Bien que la concurrence entre le chien de prairie et les animaux d'élevage sur une grande échelle géographique soit aujourd'hui relativement négligeable (Detling, 2006) – en raison du fait que l'espèce n'occupe actuellement que 2 % de son ancienne aire de répartition en Amérique du Nord (Miller et coll., 1990; Miller et coll., 2007) – à l'échelle locale (p. ex. un seul enclos ou un ranch), où le chien de prairie peut occuper une partie importante de la région, la concurrence peut entraîner des pertes économiques importantes.

Les coûts devraient donc inclure la perte de fourrage par les éleveurs en raison de la présence du chien de prairie sur la terre où leur bétail paît, ou dans le pire des scénarios (soit 100 % de perte de fourrage), le nombre total d'unités animales qui pourraient paître sur une certaine superficie de terre où le chien de prairie est présent ou fait l'objet d'un plan de gestion.

D'après les taux de capacité porteuse recommandés pour le sud de la Saskatchewan (Thorpe, 2007) et les données dont dispose Parcs Canada, les taux moyens de capacité porteuse des pâturages ayant des conditions d'aire de répartition saines dans le bloc ouest du parc national des Prairies sont estimés à 0,41 unité animale-mois par hectare (UAM/ha). Cela correspondrait à une perte maximale d'environ 27 couples vache-veau (en supposant six mois de pâturage) pour 1 400 ha d'habitat occupé par le chien de prairie (soit 500 ha en plus de ce qui est déjà occupé par l'espèce selon les données de 2019), ce qui constitue l'objectif minimal en matière de population et de répartition du présent programme de rétablissement. Atteindre un total de 2 000 ha (soit un ajout de 1 100 ha à ce qui était occupé en 2019) correspondrait à une perte maximale de 60 couples vache-veau (en supposant six mois de pâturage). Il faut toutefois remarquer qu'une perte de 100 % du fourrage représente un scénario extrême; les données scientifiques semblent plutôt indiquer que la teneur nutritionnelle du fourrage disponible pour les herbivores dans les colonies de chiens de prairie est plus élevée que celle du fourrage à l'extérieur des colonies (Holland et Detling, 1990; Fahnestock et Detling, 2002). En ajoutant à cet élément des mesures incitatives (p. ex. réduction des frais liés aux droits de pâturage), qui peuvent être mises en place pour appuyer l'utilisation du pâturage du bétail comme outil de gestion pour améliorer l'habitat du chien de prairie dans le parc national des Prairies et pour promouvoir l'expansion des colonies naturelles, le fardeau économique peut être bien moindre.

Le conflit, cependant, ne peut pas être réduit à une estimation du fardeau économique associé à la perte de fourrage. Le chien de prairie a été et est toujours considéré comme une menace aux revenus des éleveurs, qui, en fin de compte, sont à l'origine de campagnes d'éradication (soit la chasse et l'empoisonnement) qui ont entraîné le déclin de l'espèce dans toute son aire de répartition en Amérique du Nord (Miller et coll., 1990; Miller et coll., 2007). La présence de l'espèce est également perçue comme le symbole d'une mauvaise intendance des terres (Lamb et coll., 2006). Il y a donc un coût social et émotionnel à la conservation de l'espèce; bien que ce coût ne puisse être quantifié, ses répercussions doivent être prises en compte lors de l'élaboration et de la mise en œuvre de ce plan de rétablissement.

## 8.3 Avantages de la mise en œuvre du présent plan d'action

Le chien de prairie est souvent appelé l'ingénieur des écosystèmes (Bangert et Slobodchikoff, 2006) et il est considéré comme une espèce clé (Kotliar et coll., 2006). Il crée et modifie l'habitat en fouissant, en broutant et en entretenant la végétation; il influence la communauté et la composition végétales (Weltzin et coll., 1997), en maintenant et en modifiant le rythme des processus de l'écosystème, y compris les perturbations et le cycle des éléments nutritifs (Whicker et Detling, 1988; Ceballos et coll., 2010; Ponce-Guevara et coll., 2016).

Le chien de prairie fournit une source de nourriture et un habitat pour de nombreuses espèces de vertébrés et d'arthropodes (Kotliar et coll., 2006; Tuckwell et Everest, 2009a). Au Canada, cela comprend plusieurs autres espèces en péril (dont la Buse rouilleuse, le blaireau d'Amérique, la Chevêche des terriers, le Pluvier montagnard, la salamandre tigrée, le crotale des prairies, le renard véloce). En outre, la conservation du chien de prairie est essentielle au rétablissement du putois d'Amérique (*Mustela nigripes)* au Canada.

Pour toutes ces raisons, le chien de prairie est très important pour l'intégrité écologique de l'écosystème de prairie mixte. Les mesures de rétablissement mises en œuvre pour le chien de prairie devraient se traduire par des gains de conservation pour les espèces associées, et sont donc considérées comme une priorité de conservation pour la prairie mixte canadienne (Parcs Canada, 2016b).

Compte tenu de sa propension à se faire remarquer et de son comportement social unique, le chien de prairie constitue également une espèce emblématique qui peut jouer un rôle unique en mobilisant le public à l'égard des programmes de recherche et de gestion active visant à soutenir la science de la conservation et en le sensibilisant à la conservation des prairies et au rétablissement des espèces en péril.

## 8.4 Effets distributifs

La mise en œuvre du plan d'action nécessitera la collaboration de nombreux organismes et groupes, non seulement Parcs Canada, mais aussi d'autres gouvernements, organisations et personnes. Cela comprend les contributions de différents ordres de gouvernement fédéral et provincial, d'organisations non

gouvernementales, d'éleveurs, d'organisations de conservation à but non lucratif et d'universités. Il est également possible que de nouveaux groupes soient impliqués dans les futurs efforts de rétablissement.

# 9. Mesure des progrès

Les indicateurs de rendement présentés ci-dessous permettent de définir et de mesurer les progrès accomplis dans la réalisation des objectifs en matière de population et de répartition.

*D'ici 2050, la moyenne mobile sur 6 ans de la densité de population du chien de prairie est maintenue à ≥ 7,5 individus/ha;*

*D'ici 2050, la moyenne mobile sur 6 ans de l'étendue minimale de la zone d'occupation du chien de prairie est de ≥ 1 400 ha répartis sur ≥ 20 colonies;*

*La mortalité annuelle induite par la peste sylvatique est atténuée et contenue à < 5 % de la population ou de la zone d'occupation.*

Le ministre compétent doit suivre la mise en œuvre du programme de rétablissement (art. 46 de la LEP) et du plan d'action (art. 55 de la LEP) et en faire rapport ainsi que rendre compte des progrès accomplis dans la réalisation de ses objectifs dans un délai de cinq ans.

L'évaluation des progrès réalisés dans la mise en œuvre des stratégies globales servira de fondement au rapport sur l'application de ce plan d'action (en vertu de l'article 55 de la LEP). Les rapports sur les impacts écologiques et socioéconomiques du plan d'action (en vertu de l'article 55 de la LEP) seront établis en mesurant les résultats du suivi du rétablissement de l'espèce et de sa viabilité à long terme, et en évaluant la mise en œuvre du plan d'action.

# 10. Références

Anderson, E., Forrest, S.C., Clark, T.W. et Richardson, L. 1986. Paleobiology, biogeography, and systematics of the black-footed ferret, *Mustela nigripes* (Audubon et Bachman), 1851. Great Basin Nat. Mem. **8** : 3.

Antolin, M.F., Gober, P., Luce, B., Biggins, D.E., Van Pelt, W.E., Seery, D.B., Lockhart, M. et Ball, M. 2002. The influence of sylvatic plague on North American wildlife at the landscape level, with special emphasis on black-footed ferret and prairie dog conservation. Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf. **67** : 104-127.

Antonation, K.S., Shury, T.K., Bollinger, T.K., Olson, A., Mabon, P., Van Domselaar, G. et Corbett, C.R. 2014. Sylvatic plague in a Canadian Black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*). J. Wildl. Dis. **50** : 699-702.

Augustine, D.J., Cully, J.F., Jr. et Johnson, T.L. 2007. Influence of fire on Black-tailed prairie dog colony expansion in shortgrass steppe. Rangeland Ecol. Manage. **60** : 538-542.

Augustine, D.J., Matchett, M.R., Toombs, T.P., Cully, J.F., Johnson, T.L. et Sidle, J.G. 2008. Spatiotemporal dynamics of Black-tailed prairie dog colonies affected by plague. Landscape Ecol. **23** : 255-267.

Augustine, D.J. et Springer, T.L. 2013. Competition and facilitation between a native and a domestic herbivore: trade-offs between forage quantity and quality. Ecol. Appl. **23** : 850-863.

Avila-Flores, R. 2009. Black-tailed prairie dog declines in northwestern Mexico: species-habitat relationships in a changing landscape. Thèse de doctorat, Université de l'Alberta, Edmonton, Canada.

Avila-Flores, R., Boyce, M.S. et Boutin, S. 2010. Habitat Selection by Prairie Dogs in a Disturbed Landscape at the Edge of Their Geographic Range. J. Wildl. Manage. **74** : 945-953.

Avila-Flores, R., Ceballos, G., de Villa-Meza, A., List, R., Marcé, E., Pacheco, J., Sánchez-Azofeifa, G.A. et Boutin, S. 2012. Factors associated with long-term changes in distribution of Black-tailed prairie dogs in northwestern Mexico. Biol. Conserv. **145** : 54-61.

Bäckman, S., Näslund, J., Forsman, M. et Thelaus, J. 2015. Transmission of tularemia from a water source by transstadial maintenance in a mosquito vector. Sci. Rep. **5(1)** : 1-4.

Banfield, A.W.F. 1977. Les mammifères du Canada. Musée national des sciences naturelles, Canada, 406 p.

Bangert, R.K. et Slobodchikoff, C. 2006. Conservation of prairie dog ecosystem engineering may support arthropod beta and gamma diversity. J. Arid Environ. **67** : 100-115.

Biggins, D.E. et Kosoy, M.Y. 2001. Influences of introduced plague on North American mammals: implications from ecology of plague in Asia. J. Mammal. **82** : 906-916.

Biggins, D.E., Lockhart, J.M. et Godbey, J.L. 2006. Evaluating habitat for black-footed ferrets: revision of an existing model. *Dans* Recovery of the black-footed ferret: progress and continuing challenges. U.S. Geological Survey, Fort Collin (Colorado), États-Unis, p. 143-150.

Borchert, J.N., Davis, R.M. et Poché, R.M. 2009. Field efficacy of rodent bait containing the systemic insecticide imidacloprid against the fleas of California ground squirrels. J. Vector Ecol. **34** : 92-98.

Bossard, R.L., Hinkle, N.C. et Rust, M.K. 1998. Review of insecticide resistance in cat fleas (Siphonaptera: Pulicidae). J. Med. Entomol. **35** : 415-422.

Breland, A.D., Elmore, R.D. et Fuhlendorf, S.D. 2014. Black-tailed prairie dog colony expansion and forage response to fire/grazing interaction. J. Southeast. Assoc. Fish Wildl. Agencies **1** : 156-162.

Campbell, T.I. et Clark, T.W. 1981. Colony characteristics and vertebrate associates of white-tailed and Black-tailed prairie dogs in Wyoming. Am. Midl. Nat. **105** : 269-276.

Ceballos, G., Davidson, A., List, R., Pacheco, J., Manzano-Fischer, P., Santos-Barrera, G., Cruzado, J. 2010. Rapid decline of a grassland system and its ecological and conservation implications. PLoS One **5** : e8562.

Chen, C., Huang, D., Zhang, Y., Zheng, H. et Wang, K. 2013. Invasion of farmland-grassland ecosystems by the exotic sweet clovers, *Melilotus officinalis* and *M. albus*. J. Food, Agric. Environ. **11** : 1012-1016.

Cheng, E. et Ritchie, M.E. 2006. Impacts of simulated livestock grazing on Utah prairie dogs (*Cynomys parvidens*) in a low productivity ecosystem. Oecologia **147** : 546-555.

Clippinger, N.W. 1989. Habitat Suitability Index Models: Black-tailed Prairie Dog. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report, nº 82, 21 p.

Collinge, S.K., Johnson, W.C., Ray, C., Matchett, R., Grensten, J., Cully, J.F., Jr., Gage, K.L., Kosoy, M.Y., Loye, J.E. et Martin, A.P. 2005. Landscape structure and plague occurrence in Black-tailed prairie dogs on grasslands of the Western USA. Landscape Ecol. **20** : 941-955.

Collins, E.I. et Lichvar, R.W. 1986. Vegetation inventory of current and historic black-footed ferret habitat in Wyoming. Great Basin Nat. Mem. **8** : 85-93.

Connell, L.C., Porensky, L.M. et Scasta, J.D. 2019. Prairie dog (*Cynomys ludovicianus*) influence on forage quantity and quality in a grazed grassland-shrubland ecotone. Rangeland Ecol. Manage. **72** : 360-373.

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. vii + 46 p.

Cully, J.F., Jr., Barnes, A.M., Quan, T.J. et Maupln, G. 1997. Dynamics of plague in a Gunnison's prairie dog colony complex from New Mexico. J. Wildl. Dis. **33** : 706-719.

Cully, J.F., Jr., Johnson, T.L., Collinge, S.K. et Ray, C. 2010. Disease limits populations: plague and Black-tailed prairie dogs. Vector-Borne Zoonotic Dis. **10** : 7-15.

Cully, J.F., Jr. et Williams, E.S. 2001. Interspecific comparisons of sylvatic plague in prairie dogs. J. Mammal. **82** : 894-905.

Davidson, A.D., Friggens, M.T., Shoemaker, K.T., Hayes, C.L., Erz, J. et Duran, R. 2014. Population dynamics of reintroduced Gunnison's Prairie dogs in the southern portion of their range. J. Wildl. Manage. **78** : 429-439.

Dechant, J.A., Sondreal, M.L., Johnson, D.H., Igl, L.D., Goldade, C.M., Rabie, P.A. et Euliss, B.R. 2002. Effects of management practices on grassland birds: Burrowing Owl. USGS Northern Prairie Wildlife Research Center, 123.

Detling, J.K. 2006. Do prairie dogs compete with livestock? *Dans* Conservation of the black-tailed prairie dog: saving North America's western grasslands. *Sous la direction de :* J.L. Hoogland. Island Press, Washington (D.C.), p. 65-88.

Dinsmore, S.J., White, G.C. et Knopf, F.L. 2005. Mountain plover population responses to Black-tailed prairie dogs in Montana. J. Wildl. Manage. **69** : 1546-1553.

Dormaar, J.F., Naeth, M.A., Willms, W.D. et Chanasyk, D.S. 1995. Effect of native prairie, crested wheatgrass (*Agropyron cristatum* (L.) Gaertn.) and Russian wildrye (*Elymus junceus* Fisch.) on soil chemical properties. J. Wildl. Manage. : 258-263.

Eads, D.A. et Biggins, D.E. 2015. Plague bacterium as a transformer species in prairie dogs and the grasslands of western North America. Conserv. Biol. **29** : 1086-1093.

Eads, D.A., Biggins, D.E., Bowser, J., Broerman, K., Livieri, T.M., Childers, E., Dobesh, P. et Griebel, R.L. 2019. Evaluation of five pulicides to suppress fleas on Black-tailed prairie dogs: encouraging long-term results with systemic 0.005% Fipronil. Vector-Borne Zoonotic Dis. **19**(6) : 400-406.

Eads, D.A., Biggins, D.E. et Eads, S.L. 2017. Grooming behaviors of black-tailed prairie dogs are influenced by flea parasitism, conspecifics, and proximity to refuge. Ethology **123** : 924-932.

Eads, D.A. et Hoogland, J.L. 2017. Precipitation, climate change, and parasitism of prairie dogs by fleas that transmit plague. J. Parasitol. **103** : 309-319.

Eisen, R.J., Bearden, S.W., Wilder, A.P., Montenieri, J.A., Antolin, M.F. et Gage, K.L. 2006. Early-phase transmission of *Yersinia pestis* by unblocked fleas as a mechanism explaining rapidly spreading plague epizootics. Proc. Natl. Acad. Sci. **103** : 15380-15385.

Engstrom, R.T. 2010. First-order fire effects on animals: review and recommendations. Fire Ecol. **6** : 115-130.

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.

Environnement Canada. 2012. Programme de rétablissement de la Chevêche des terriers (*Athene cunicularia*) au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Environnement Canada. Ottawa. ix + 42 p.

Espeland, E.K. et Perkins, L.B. 2017. Weed establishment and persistence after water pipeline installation and reclamation in the mixed grass prairie of western North Dakota. Ecol. Restor. **35** : 303-310.

Facka, A.N., Roemer, G.W., Mathis, V.L., Kam, M. et Geffen, E. 2010. Drought leads to collapse of black-tailed prairie dog populations reintroduced to the Chihuahuan Desert. J. Wildl. Manage. **74** : 1752-1762.

Fagerstone, K.A., Tietjen, H.P. et LaVoie, G.K. 1977. Effects of range treatment with 2, 4 D on prairie dog diet. Rangeland Ecol. Manage./J. Range Manage. Arch. **30** : 57-60.

Fagerstone, K.A., Tietjen, H.P. et Williams, O. 1981. Seasonal variation in the diet of Black-tailed prairie dogs. J. Mammal. **62** : 820-824.
Fagerstone, K.A. et Williams, O. 1982. Use of C 3 and C 4 plants by Black-tailed prairie dogs. J. Mammal. **63** : 328-331.
Fahnestock, J.T. et Detling, J.K. 2002. Bison-prairie dog-plant interactions in a North American mixed-grass prairie. Oecologia **132** : 86-95.
Frid, A. et Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. Conserv. Ecol. **6** : 11-26.
Gage, K.L. et Kosoy, M.Y. 2005. Natural history of plague: Perspectives from More than a Century of Research. Annu. Rev. Entomol. **50** : 505-528.
Garrett, M.G. et Franklin, W.L. 1988. Behavioral ecology of dispersal in the Black-tailed prairie dog. J. Mammal. **69** : 236-250.
Gauthier, D.A. et Boon, J.L. 1994. Density and distribution of Black-tailed prairie dogs, Grasslands National Park, Canada: report of the 1992 and 1993 field surveys. Val Marie, Saskatchewan, 47 p.
Grassel, S.M., Rachlow, J.L. et Williams, C.J. 2016. Reproduction by Black-tailed prairie dogs and Black-footed ferrets: Effects of weather and food availability. West. North Am. Nat. **76** : 405-416.
Gray, M.B. 2009. Evaluation of barriers to Black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*) colony expansion, Bad River Ranches, South Dakota. Thèse de maîtrise ès sciences, Wildlife and Fisheries Sciences, South Dakota State University, 67 p.
Guelta, M. et Balbach, H.E. 2005. Modeling fog oil obscurant smoke penetration into simulated tortoise burrows and bat colony trees. ERDC/CERL TR-05-31. Engineer Research and Development Center Construction Engineering Research Lab, Champaign (Illinois).
Guenther, D.A. et Detling, J.K. 2003. Observations of cattle use of prairie dog towns. Rangeland Ecol. Manage./J. Range Manage. Arch. **56** : 410-417.
Hall, E.R. 1981. The mammals of North America. John Wiley and Sons, New York, 1:xv + 1-600 + 90 et 2:vi + 601-1181+ 90.
Hansen, R.M. et Gold, I.K. 1977. Black-tailed prairie dogs, desert cottontails and cattle trophic relations on shortgrass range. Rangeland Ecol. Manage./J. Range Manage. Arch. **30** : 210-214.
Hanson, D.A., Britten, H.B., Restani, M. et Washburn, L.R. 2007. High prevalence of *Yersinia pestis* in Black-tailed prairie dog colonies during an apparent enzootic phase of sylvatic plague. Conserv. Genet. **8** : 789-795.
Hayes, C.L., Talbot, W.A. et Wolf, B.O. 2016. Abiotic limitation and the C 3 hypothesis: isotopic evidence from Gunnison’s prairie dog during persistent drought. Ecosphere **7** : e01626.
Henderson, D.C. et Naeth, M.A. 2005. Multi-scale impacts of crested wheatgrass invasion in mixed-grass prairie. Biol. Invasions **7** : 639-650.
Hinnebusch, B.J., Jarrett, C.O. et Bland, D.M. 2017. “Fleaing” the plague: adaptations of *Yersinia pestis* to its insect vector that lead to transmission. Annu. Rev. Microbiol. **71** : 215-232.
Holland, E.A. et Detling, J.K. 1990. Plant response to herbivory and belowground nitrogen cycling. Ecology **71** : 1040-1049.

Hoogland, J.L. 1979. Aggression, ectoparasitism, and other possible costs of prairie dog (Sciuridae, *Cynomys* spp.) coloniality. Behaviour **69** : 1-35.
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. University of Chicago Press, Chicago (Illinois), 557 p.
Hoogland, J.L. 1996. *Cynomys ludovicianus*. Mamm. Species 535 : 1-10.
Hoogland, J.L. 2006. Demography and population dynamics of prairie dogs. *Dans* Conservation of the Black-tailed Prairie Dog: Saving North America's Western Grasslands. *Sous la direction de :* J.L. Hoogland. Island Press, Washington (D.C.), p. 27-52.
Hoover, D.L., Knapp, A.K. et Smith, M.D. 2014. Resistance and resilience of a grassland ecosystem to climate extremes. Ecology **95** : 2646-2656.
Hufkens, K., Keenan, T.F., Flanagan, L.B., Scott, R.L., Bernacchi, C.J., Joo, E., Brunsell, N.A., Verfaillie, J. et Richardson, A.D. 2016. Productivity of North American grasslands is increased under future climate scenarios despite rising aridity. Nat. Clim. Change **6** : 710.
Humphreys, F. et Campbell, A. 1947. Plague, Rocky Mountain spotted fever, and tularaemia surveys in Canada. Can. J. Public Health **38** : 124-130.
Johnson, T.L., Cully, J.F., Jr., Collinge, S.K., Ray, C., Frey, C.M. et Sandercock, B.K. 2011. Spread of plague among black-tailed prairie dogs is associated with colony spatial characteristics. J. Wildl. Manage. **75** : 357-368.
Johnson, W.C. et Collinge, S.K. 2004. Landscape effects on Black-tailed prairie dog colonies. Biol. Conserv. **115** : 487-497.
Jordan, N.R., Larson, D.L. et Huerd, S.C. 2008. Soil modification by invasive plants: effects on native and invasive species of mixed-grass prairies. Biol. Invasions **10** : 177-190.
Kerwin, L. et Scheelhaase, C.G. 1971. Present status of the Black-tailed prairie dog in Saskatchewan. Blue Jay **29** : 35-37.
King, J.A. 1959. The social behavior of prairie dogs. Sci. Am. **201** : 128-143.
Knowles, C.J. 1986. Some relationships of Black-tailed prairie dogs to livestock grazing. Great Basin Nat. : 198-203.
Knowles, C.J. 1987. Reproductive ecology of Black-tailed prairie dogs in Montana. Great Basin Nat. **47** : 202-206.
Koford, C.B. 1958. Prairie dogs, whitefaces, and blue grama. Wildl. Monogr. 3.
Kotliar, N.B., Miller, B.J., Reading, R.P., Clark, T.W. et Hoogland, J. 2006. The prairie dog as a keystone species. Island Press, Washington (D.C.).
Laing, R. 1986. The feasibility of re-introducing the black-footed ferret to the Canadian prairie. Université de Calgary, Calgary (Alb.).
Lamb, B.L., Reading, R.P. et Andelt, W.F. 2006. Attitudes and perceptions about prairie dogs. *Dans* Conservation of the Black-tailed prairie dog: saving North America's western grasslands. *Sous la direction de* : J.L. Hoogland. Island Press Washington (D.C.), États-Unis, p. 108-114.
Lehmer, E.M. et Biggins, D.E. 2005. Variation in torpor patterns of free-ranging Black-tailed and Utah prairie dogs across gradients of elevation. J. Mammal. **86** : 15-21.

Lehmer, E.M. et Horne, B.V. 2001. Seasonal changes in lipids, diet, and body composition of free-ranging Black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*). Can. J. Zool. **79** : 955-965.

Leighton, F.A., Artsob, H.A., Chu, M.C. et Olson, J.G. 2001. A serological survey of rural dogs and cats on the southwestern Canadian prairie for zoonotic pathogens. Can. J. Public Health **92** : 67-71.

Lemmen, D., Vance, R., Wolfe, S. et Last, W. 1997. Impacts of future climate change on the southern Canadian Prairies: a paleoenvironmental perspective. Geosci. Can. **24**.

Liccioli, S., Stephens, T., Wilson, S.C., McPherson, J.M., Keating, L.M., Antonation, K.S., Bollinger, T.K., Corbett, C.R., Gummer, D.L., Lindsay, L.R., Galloway, T.D., Shury, T.K. et Moehrenschlager, A. 2020. Enzootic maintenance of sylvatic plague in Canada's threatened Black-tailed prairie dog ecosystem. Ecosphere **11**(5) : e03138. 10.1002/ecs2.3138.

Lorange, E.A., Race, B.L., Sebbane, F. et Joseph Hinnebusch, B. 2005. Poor vector competence of fleas and the evolution of hypervirulence in *Yersinia pestis*. J. Infect. Dis. **191** : 1907-1912.

Lovich, J.E. et Bainbridge, D. 1999. Anthropogenic degradation of the southern California desert ecosystem and prospects for natural recovery and restoration. Environ. Manage. **24** : 309-326.

Lovich, J.E. et Ennen, J.R. 2013. Assessing the state of knowledge of utility-scale wind energy development and operation on non-volant terrestrial and marine wildlife. Appl. Energy **103** : 52-60.

Magle, S., Zhu, J. et Crooks, K.R. 2005. Behavioral responses to repeated human intrusion by Black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*). J. Mammal. **86** : 524-530.

McLean, R.G. 1994. Wildlife diseases and humans. *Dans* The Handbook: Prevention and Control of Wildlife Damage. Prevention and Control of Wildlife Damage, vol. 2. *Sous la direction de* : S.E. Hygnstrom, R.M. Timm et G.E. Larson. Université du Nebraska à Lincoln, 38 p.

McWilliams, J.L. et Van Cleave, P.E. 1960. A comparison of crested wheatgrass and native grass mixtures seeded on rangeland in eastern Montana. Rangeland Ecol. Manage./J. Range Manage. Arch. **13** : 91-94.

Menkens, G.E. et Anderson, S.H. 1993. Mark-recapture and visual counts for estimating population size of white-tailed prairie dogs. *Dans* Proceedings of the symposium on the management of prairie dog complexes for the reintroduction of the black-footed ferret. *Sous la direction de* : J.L. Oldemeyer, D.E. Biggins et B.J. Miller. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report, nº 13, Washington (D.C.), États-Unis, p. 67-72.

Merriam, C.H. 1902. The prairie dog of the Great Plains. U.S. Dep. Agric. Yearb. **1901** : 257-270.

Miller, B., Ceballos, G. et Reading, R. 1994. The prairie dog and biotic diversity. Conserv. Biol. **8** : 677-681.

Miller, B., Wemmer, C., Biggins, D. et Reading, R. 1990. A proposal to conserve black-footed ferrets and the prairie dog ecosystem. Environ. Manage. **14** : 763-769.

Miller, B.J., Reading, R.P., Biggins, D.E., Detling, J.K., Forrest, S.C., Hoogland, J.L., Javersak, J., Miller, S.D., Proctor, J. et Truett, J. 2007. Prairie dogs: an ecological review and current biopolitics. J. Wildl. Manage. **71** : 2801-2810.

Millson, R. 1976. The black-footed ferret in the proposed Grasslands National Park. Université de Calgary, Calgary (Alb.).

Milne, S.A. 2004. Population ecology and expansion dynamics of Black-tailed prairie dogs in western North Dakota. Université du Dakota du Nord.

Naeth, M., Bailey, A. et McGill, W. 1987. Persistence of changes in selected soil chemical and physical properties after pipeline installation in solonetzic native rangeland. Can. J. Soil Sci. **67** : 747-763.

Nakazawa, Y., Williams, R., Peterson, A.T., Mead, P., Staples, E. et Gage, K.L. 2007. Climate change effects on plague and tularemia in the United States. Vector-Borne Zoonotic Dis. **7** : 529-540.

Nasen, L.C., Noble, B.F. et Johnstone, J.F. 2011. Environmental effects of oil and gas lease sites in a grassland ecosystem. J. Environ. Manage. **92** : 195-204.

Neuhaus, P., Bennett, R. et Hubbs, A. 1999. Effects of a late snowstorm and rain on survival and reproductive success in Columbian ground squirrels (*Spermophilus columbianus*). Can. J. Zool. **77** : 879-884.

Parcs Canada. 2011. Plague mitigation action plan for the Black-tailed prairie dog ecosystem. Parc national du Canada des Prairies.

Parcs Canada. 2016a. Monument Prescribed Fire Plan, Grasslands National Park.

Parcs Canada. 2016b. Plan d'action visant des espèces multiples dans le parc national du Canada des Prairies. Série de plans d'action *Loi sur les espèces en péril*. Parcs Canada. Ottawa (Ont.). v + 63 p.

Patterson, B.D., Ceballos, G., Sechrest, W., Tognelli, M.F., Brooks, T., Luna, L., Ortega, P., Salazar, I. et Young, B.E. 2005. Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere, version 2.0. NatureServe, Arlington (Virginie), États-Unis.

Paynter, E.L. 1962. The Blacktailed Prairie Dog in Canada. Blue Jay XX(3) : 124-125.

Pauli, J.N., Buskirk, S.W., Williams, E.S. et Edwards, W.H. 2006. A plague epizootic in the Black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*). J. Wildl. Dis. **42** : 74-80.

Poché, D.M., Hartman, D., Polyakova, L. et Poché, R.M. 2017. Efficacy of a fipronil bait in reducing the number of fleas (*Oropsylla* spp.) infesting wild Black-tailed prairie dogs. J. Vector Ecol. **42** : 171-177.

Ponce-Guevara, E., Davidson, A., Sierra-Corona, R. et Ceballos, G. 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. Thèse de maîtrise ès sciences, Université du Montana, Missoula.

Proctor, J., Haskins, B., Forrest, S.C. et Hoogland, J. 2006. Focal areas for conservation of prairie dogs and the grassland ecosystem. *Dans* Conservation of the Black-tailed Prairie Dog: Saving North America's Western Grasslands. *Sous la direction de* : J.L. Hoogland. Island Press, Washington (D.C.). p. 232-247.

Pyle, L., Bork, E. et Hall, L. 2016. Dynamics of vegetation, biological soil crusts, and seed banks along pipelines in Southern Alberta's mixed grass prairie. *Dans* 10th International Rangeland Congress, p. 646.

Ramirez, J.E. et Keller, G.S. 2010. Effects of landscape on behavior of Black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) in rural and urban habitats. Southwest. Nat. **55**(2) : 167-171.

Rayor, L.S. 1985. Effects of habitat quality on growth, age of first reproduction, and dispersal in Gunnison's prairie dogs (*Cynomys gunnisoni*). Can. J. Zool. **63** : 2835-2840.

Reading, R.P. et Matchett, R. 1997. Attributes of Black-tailed prairie dog colonies in northcentral Montana. J. Wildl. Manage. **61**(3) : 664-673.

Reynolds, T.D. et Trost, C.H. 1980. The response of native vertebrate populations to crested wheatgrass planting and grazing by sheep. Rangeland Ecol. Manage./J. Range Manage. Arch. **33** : 122-125.

Richgels, K.L., Russell, R.E., Bron, G.M. et Rocke, T.E. 2016. Evaluation of *Yersinia pestis* transmission pathways for sylvatic plague in prairie dog populations in the Western U.S. Ecohealth **13** : 415-427.

Rizzo, B. et Wiken, E. 1992. Assessing the sensitivity of Canada's ecosystems to climatic change. Clim. Change **21** : 37-55.

Roach, J.L., Stapp, P., Van Horne, B. et Antolin, M.F. 2001. Genetic Structure of a Metapopulation of Black-tailed Prairie Dogs. J. Mammal. **82** : 946-959.

Rocke, T.E., Tripp, D.W., Russell, R.E., Abbott, R.C., Richgels, K.L., Matchett, M.R., Biggins, D.E., Griebel, R., Schroeder, G. et Grassel, S.M. 2017. Sylvatic plague vaccine partially protects prairie dogs (*Cynomys* spp.) in field trials. Ecohealth **14** : 438-450.

Rocke, T.E., Williamson, J., Cobble, K.R., Busch, J.D., Antolin, M.F. et Wagner, D.M. 2012. Resistance to plague among Black-tailed prairie dog populations. Vector-Borne Zoonotic Dis. **12** : 111-116.

Roe, K.A. et Roe, C.M. 2003. Habitat selection guidelines for Black-tailed prairie dog relocations. Wildl. Soc. Bull. (1973-2006) **31** : 1246-1253.

Roemer, J. 2019. The purple plague: effect of high intensity grazing post fire on purple threeawn cover and reproductive effort and prairie dog responses.

Russell, R.E., Tripp, D.W. et Rocke, T.E. 2019. Differential plague susceptibility in species and populations of prairie dogs. Ecol. Evol. 9(20) : 11962-11971.

Sackett, L.C., Cross, T.B., Jones, R.T., Johnson, W.C., Ballare, K., Ray, C., Collinge, S.K. et Martin, A.P. 2012. Connectivity of prairie dog colonies in an altered landscape: Inferences from analysis of microsatellite DNA variation. Conserv. Genet. **13** : 407-418.

Seery, D.B., Biggins, D.E., Montenieri, J.A., Enscore, R.E., Tanda, D.T. et Gage, K.L. 2003. Treatment of Black-tailed prairie dog burrows with deltamethrin to control fleas (Insecta: Siphonaptera) and plague. J. Med. Entomol. **40** : 718-722.

Shannon, G., Angeloni, L.M., Wittemyer, G., Fristrup, K.M. et Crooks, K.R. 2014. Road traffic noise modifies behaviour of a keystone species. Anim. Behav. **94** : 135-141.

Shannon, G., Crooks, K.R., Wittemyer, G., Fristrup, K.M. et Angeloni, L.M. 2016. Road noise causes earlier predator detection and flight response in a free-ranging mammal. Behav. Ecol. **27** : 1370-1375.

Soper, D.J. 1938. Discovery, habitat and distribution of the black-tailed prairie dog in western Canada. J. Mammal. **19** : 290-300.

Soper, D.J. 1944. Further data on the black-tailed prairie dog in western Canada. J. Mammal. **25** : 47-48.

Stantec Consulting Ltd. 2019. Keystone XL Pipeline Project Black-tailed Prairie Dog Monitoring Plan.

Stapp, P., Antolin, M.F. et Ball, M. 2004. Patterns of extinction in prairie dog metapopulations: plague outbreaks follow El Ninì events. Front. Ecol. Environ. **2** : 235-240.

Stephens, T. 2012. Habitat and population analysis of Black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) in Canada. Université de Calgary, Calgary (Alb.), Canada.

Stephens, T. et Lloyd, N. 2011. Population viability analysis for the Black-tailed Prairie Dog (*Cynomys ludovicianus*) in Canada. Rapport inédit rédigé sous contrat pour le compte du COSEPAC.

Stephens, T., Wilson, S.C., Cassidy, F., Bender, D., Gummer, D., Smith, D.H.V., Lloyd, N., McPherson, J.M. et Moehrenschlager, A. 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 Biol. **24** : 836-847.

Summers, C.A. et Linder, R.L. 1978. Food habits of the Black-tailed prairie dog in western South Dakota. J. Range Manage. **31** : 134-136.

Sushama, L., Khaliq, N. et Laprise, R. 2010. Dry spell characteristics over Canada in a changing climate as simulated by the Canadian RCM. Global and Planet. Change **74** : 1-14.

Thorpe, J. 2007. Saskatchewan Rangeland Ecosystems, Publication 1: Ecoregions and Ecosites. Publ. nº 11881-1E07.

Thorpe, J. et Stephens, T. 2017. Development of habitat mapping and decision support tool for Greater sage-grouse and Black-tailed prairie dog. Saskatchewan Research Council. Publ. nº 13826-1E17.

Tripp, D.W., Streich, S.P., Sack, D.A., Martin, D.J., Griffin, K.A. et Miller, M.W. 2016. Season of Deltamethrin Application Affects Flea and Plague Control in White-tailed prairie dog (*Cynomys leucurus*) Colonies, Colorado, États-Unis. J. Wildl. Dis. **52** : 553-561.

Tuckwell, J. et Everest, T. 2009a. Plan de gestion pour le chien de prairie (*Cynomys ludovicianus*) au Canada. Plans de gestion de la *Loi sur les espèces en péril*. Agence Parcs Canada. Ottawa. vii + 34 p.

Tuckwell, J. et Everest, T. 2009b. Programme de rétablissement pour le putois d'Amérique (*Mustela nigripes*) au Canada. Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Agence Parcs Canada. Ottawa. viii + 40 p.

Turkington, R.A., Cavers, P.B. et Rempel, E. 1978. The Biology of Canadian Weeds: 29. *Melilotus alba* Desr. and *M. officinalis* (L.) Lam. Can. J. Plant Sci. **58** : 523-537.

Uresk, D.W. 1984. Black-tailed prairie dog food habits and forage relationships in western South Dakota. J. Range Manage. **37** : 325-329.

Uresk, D.W. et Bjugstad, A.J. 1983. Prairie dogs as ecosystem regulators on the northern high plains. *Dans* Proceedings of the seventh North American prairie conference, du 4 au 6 août, 1980. *Sous la direction de* : Clair L. Kucera. Temple Hall, Université d'État du Sud-Ouest du Missouri, Springfield, Missouri.

USDA, N. 2000. Plant Guide: Crested Wheatgrass. The PLANTS database. National Plant Data Center, Baton Rouge, Louisiane.

Van Putten, M. et Miller, S.D. 1999. Prairie dogs: the case for listing. Wildl. Soc. Bull. **27** : 1110-1120.

Webb, C.T., Brooks, C.P., Gage, K.L. et Antolin, M.F. 2006. Classic flea-borne transmission does not drive plague epizootics in prairie dogs. Proc. Natl. Acad. Sci. **103** : 6236-6241.

Weltzin, J.F., Dowhower, S.L. et Heitschmidt, R.K. 1997. Prairie dog effects on plant community structure in southern mixed-grass prairie. Southwest. Nat. **42** : 251-258.

Whicker, A.D. et Detling, J.K. 1988. Ecological consequences of prairie dog disturbances. BioScience **38** : 778-785.

Wilder, A.P., Eisen, R.J., Bearden, S.W., Montenieri, J.A., Tripp, D.W., Brinkerhoff, R.J., Gage, K.L. et Antolin, M.F. 2008. Transmission efficiency of two flea species (*Oropsylla tuberculata cynomuris* and *Oropsylla hirsuta*) involved in plague epizootics among prairie dogs. Ecohealth **5** : 205.

Wolf, J., Beatty, S. et Seastedt, T. 2004. Soil characteristics of Rocky Mountain National Park grasslands invaded by *Melilotus officinalis* and *M. alba*. J. Biogeography **31** : 415-424.

Wolf, J.J., Beatty, S.W. et Carey, G. 2003. Invasion by sweet clover (*Melilotus*) in montane grasslands, Rocky Mountain National Park. Ann. Associ. Am. Geogr. **93** : 531-543.

Yeaton, R.I. et Flores-Flores, J.L. 2006. Patterns of occurrence and abundance in colony complexes of the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*) in productive and unproductive grasslands. Acta Zool. Mex. **22** : 107-130.

Zeidner, N.S., Carter, L.G., Monteneiri, J.A., Petersen, J.M., Schriefer, M., Gage, K.L., Hall, G. et Chu, M.C. 2004. An outbreak of *Francisella tularensis* in captive prairie dogs: an immunohistochemical analysis. J. Vet. Diagn. Invest. **16** : 150-152.

# Annexe A : Effets sur l'environnement et les autres espèces

Une évaluation environnementale stratégique (EES) est réalisée pour tous les documents de planification du rétablissement en vertu de la LEP, conformément à *La directive du Cabinet sur l'évaluation environnementale des projets de politiques, de plans et de programmes*[7]. L'objectif d'une EES est d'intégrer les considérations environnementales à l'élaboration des projets de politiques, de plans et de propositions de programmes publics, pour appuyer une prise de décisions éclairée du point de vue de l'environnement et d'évaluer si les résultats d'un document de planification du rétablissement peuvent avoir un effet défavorable sur l'une ou l'autre des composantes de l'environnement ou sur l'un ou l'autre des buts et objectifs de la Stratégie fédérale de développement durable[8] (SFDD).

La planification du rétablissement vise à favoriser les espèces en péril et la biodiversité en général. Il est cependant reconnu que les programmes et mesures de rétablissement peuvent, par inadvertance, produire des effets environnementaux qui dépassent les avantages prévus. Le processus de planification, fondé sur des lignes directrices nationales, tient directement compte de tous les effets environnementaux, notamment des incidences possibles sur les espèces ou les habitats non visés. Les résultats de l'EES sont directement inclus dans le programme de rétablissement et dans le plan d'action, et sont également résumés ci-dessous.

Dans l'ensemble, il est prévu que la mise en œuvre du présent programme de rétablissement et du plan d'action qui y est associé aura une incidence positive sur les espèces non ciblées, les processus écologiques et l'environnement du parc national des Prairies et n'aura pas d'effets négatifs importants sur le plan écologique, social ou culturel. En particulier, les mesures décrites dans le présent plan peuvent contribuer à améliorer la compréhension et la protection d'autres espèces et processus écosystémiques qui coexistent avec le chien de prairie, notamment la Chevêche des terriers (inscrite comme espèce en voie de disparition dans la LEP), le Pluvier montagnard (espèce en voie de disparition), la Buse rouilleuse (espèce menacée), le renard véloce (espèce menacée), le blaireau d'Amérique (espèce préoccupante), la salamandre tigrée (espèce préoccupante) et le crotale des prairies (espèce préoccupante), ainsi que d'autres plantes et invertébrés rares. En outre, la conservation du chien de prairie est essentielle au rétablissement national du putois d'Amérique (disparu du pays).
Les mesures de rétablissement du chien de prairie seront mises en œuvre en tenant compte de toutes les espèces en péril concomitantes, de sorte qu'il n'y ait pas d'incidence nuisible sur ces espèces ou leurs habitats. Le plan vise à répondre aux principales priorités de gestion visant à maintenir ou à améliorer l'intégrité écologique générale du parc national des Prairies (Parcs Canada, 2016b). En outre, le plan décrit les mesures d'intendance, les programmes éducatifs et les initiatives de sensibilisation impliquant les visiteurs du parc, les partenaires et le grand public. Il en découlera une

[7] https://www.canada.ca/fr/agence-evaluation-impact.html
[8] https://www.canada.ca/fr/services/environnement/conservation/durabilite/strategie-federale-developpement-durable.html

meilleure appréciation, une meilleure compréhension et de meilleures interventions en matière de conservation et de rétablissement des espèces en péril en général.