Montréal

Greffe Acces <greffe_acces@montreal.ca>

Réponse favorable avec frais Notre dossier: 2021_2721

1 message

Greffe Acces <greffe_acces@montreal.ca> 13 janvier 2022 à 12 h 13
À [redacted]

Bonjour,

En réponse à votre demande d'accès aux documents qui avait pour objet le « Tout rapport ou toutes recommandations au sujet de la gestion des cerfs et des Bernaches », il nous fait plaisir de vous informer que des documents ont été retracés par le Service des Grands-Parcs, du verdissement et du Mont-Royal.

Frais exigibles :
VUE LA SITUATION ENGENDRÉ PAR LE COVID-19, LA CONSULTATION DES DOCUMENTS N'EST PAS POSSIBLE. POUR OBTENIR UNE COPIE DES DOCUMENTS, VEUILLEZ RÉPONDRE À CE COURRIEL EN INDIQUANT QUE VOUS ACCEPTEZ DE PAYER LES FRAIS ET NOUS VOUS ENVERRONS LES DOCUMENTS PAR COURRIELS EN ATTENDANT VOTRE CHÈQUE.

Les frais suivants sont exigés :
109,88 $ (268 pages à 0,41 $ chacune) pour obtenir une copie des documents (Les frais s'appliquent autant pour la copie papier que pour la copie courriel)
Les cartes de débit et de crédit ne sont pas acceptées. Argent comptant, par chèque ou mandat poste fait à l'ordre de la « Ville de Montréal ».
Le chèque doit être à l'ordre de la « Ville de Montréal » et envoyé à l'adresse suivante :
a/s Accès à l'information
Service du greffe
Ville de Montréal
155, rue Notre-Dame Est, RDC
Montréal (Québec) H2Y 1B5

Veuillez inscrire le numéro de référence sur le chèque ou joindre une copie de ce courriel avec votre paiement.

Conformément à l'article 51 de la Loi sur l'accès aux documents des organismes publics et sur la protection des renseignements personnels, RLRQ, chapitre A-2.1, nous vous informons que vous pouvez demander la révision de cette décision auprès de la Commission d'accès à l'information. Vous trouverez en pièce jointe une note explicative à cet effet.

http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/PRT_VDM_FR/MEDIA/DOCUMENTS/DETAIL_DES_RECOURS_POSSIBLES.PDF

Veuillez agréer, l'expression de nos sentiments les meilleurs.

L'équipe des demandes d'accès aux documents
Service du greffe
Ville de Montréal
greffe_acces@montreal.ca
Téléphone : 514-872-3142
Télécopie : 514-872-5655

Courriel signé numériquement.

21 juillet 2014

Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies
Forum de discussion sur la problématique entourant la présence du cerf de Virginie
Compte-rendu de la consultation publique

Rapport final présenté au
Service des grands parcs, du verdissement et du Mont-Royal

convercité
L'agence de valorisation urbaine

TABLE DES MATIÈRES

I Mise en contexte 3

II Rencontre publique 3

III Faits saillants des présentations 4

IV Questions sur les expériences similaires 8

V Commentaires des citoyens 9

VI Synthèse 13

I Mise en contexte

Le cerf de Virginie est apparu en 1997 dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. Sans prédateur naturel et bénéficiant d'un cadre naturel accueillant, le cerf s'est introduit et multiplié progressivement pour atteindre un nombre trop élevé pour la capacité d'accueil du parc. Le dénombrement de février 2014 indiquait la présence de 41 individus alors que le territoire du parc-nature est d'une superficie de 249 ha, dont 179 ha d'habitat potentiel pour le cerf, et permettrait d'accueillir en théorie un maximum de 9 à 10 cerfs. En 2011, trois exclos ont même été aménagés à l'intérieur du parc pour protéger la végétation du broutage par les cerfs.

Depuis 2006, les impacts naturels et sociaux de cette population questionnent les experts, les responsables du parc ainsi que la population avoisinante. Une rencontre publique a donc été organisée afin d'informer et de discuter avec les résidents de l'arrondissement Rivière-des-Prairies - Pointe-aux-Trembles de la problématique et des solutions possibles afin de gérer adéquatement la problématique.

Rappelons que la mission première du réseau des parcs-nature de la Ville de Montréal est la protection et la conservation des milieux naturels d'intérêt écologique pour les générations futures.

II Rencontre publique

Il s'agissait d'une rencontre d'information et d'échange sur la présence du cerf de Virginie et des impacts que cette espèce engendre dans un parc naturel en milieu urbain.

La rencontre publique, tenue au chalet d'accueil Héritage le 12 juin 2014, a été organisée conjointement par l'arrondissement Rivière-des-Prairies - Pointe-aux-Trembles et par le Service des grands parcs, du verdissement et du Mont-Royal de la Ville de Montréal. Les autorités municipales souhaitaient informer les citoyens de la situation, présenter des solutions possibles et prendre le pouls auprès des gens. Environ 80 personnes ont assisté à la rencontre.

A) Déroulement de la rencontre

La soirée de consultation s'est déroulée de la manière suivante :

- Un mot de bienvenue de la part des élus
- Des présentations informatives par quatre experts
- Une période de questions et de discussions avec les citoyens
- Un mot de remerciement de la part des élus
- Avant de quitter, les citoyens présents ont été invités à répondre à un court questionnaire.

B) Élus présents

Madame Chantal Rouleau : Mairesse de l'arrondissement Rivière-des-Prairies-Pointe-aux-Trembles, membre du comité exécutif et responsable de l'eau et des infrastructures de l'eau. Monsieur Réal Ménard : maire de l'arrondissement Mercier-Hochelaga-Maisonneuve, membre du comité exécutif et responsable de du développement durable, de l'environnement, des grands

parcs et des espaces verts.
Monsieur Richard Guay : conseiller municipal du district de Pointe-aux-Prairies de l'arrondissement Rivière-des-Prairies-Pointe-aux-Trembles.

C) Experts présents

Mme Sylvie Comtois, biologiste - conseillère en planification, Service des grands parcs, du verdissement et du Mont-Royal.
M. Éric Jaccard, biologiste, Responsable régional de la gestion de la faune terrestre, Direction régionale de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie - Secteur de la Faune au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.
M. François Lebel; biologiste, coordonnateur provincial du dossier du cerf de Virginie au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.
M. Jean Huot : Ph. D, professeur émérite Université Laval.

III Faits saillants des présentations

1) Présentation de Mme Sylvie Comtois, biologiste - conseillère en planification, Service des grands parcs, du verdissement et du Mont-Royal.

Cette première intervention présente la situation actuelle du parc-nature.

L'arrondissement Rivière-des-Prairies - Pointe-aux-Trembles, fortement urbanisé, héberge le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. Celui-ci s'étend de la rivière des Prairies jusqu'au fleuve et est divisé en quatre secteurs : Bois-de-l'Héritage, Rivière-des-Prairies, Bois-de-la-Réparation et Fleuve. Quatre axes routiers le traversent : l'autoroute 40, la rue Sherbrooke, la voie ferrée et la rue Notre-Dame; et il est entouré d'un terrain de golf, d'un cimetière, de la Station d'épuration des eaux usées de la Ville de Montréal et de quartiers résidentiels.

Le parc-nature est un site de milieux naturels protégés et son acquisition, via la mise de fonds publics à hauteur de 14 millions de dollars, a pour objectif la sauvegarde des espaces naturels et de ses composantes et ce, au bénéfice des citoyens.

L'arrivée des cerfs de Virginie en 1997 sur le territoire a entraîné des impacts socio-environnementaux importants auxquels les professionnels ainsi que les riverains prêtent de plus en plus attention. En effet, le parc héberge une biodiversité importante, tant au point de vue de la faune que de la flore. Certaines espèces végétales sont menacées de disparition, alors que d'autres sont ne sont plus présentes en raison du broutage intensif par les cerfs. L'érable rouge, le cornouiller stolonifère, le cerisier de Virginie, le vinaigrier ou encore le trille blanc sont des espèces végétales très prisées par le cerf et pourraient bien disparaître si des mesures ne sont pas prises pour réduire la population de cerfs à un taux respectant la capacité de support du site.
Afin de mitiger la situation et dans l'attente d'une prise de décision quant à la situation actuelle, plusieurs opérations de restauration du milieu naturel ont été mises en place telle que l'installation

de trois exclos. Ces zones clôturées, inaccessibles aux cerfs, devraient permettre de protéger les végétaux présents et d'aider à la régénération des diverses strates pour restructurer un secteur et ce, pour les prochaines années. Des photos ont été présentées démontrant les impacts du cerf sur les milieux naturels et l'urgence d'agir.

2) Présentation de M. Éric Jaccard, biologiste, Responsable régional de la gestion de la faune terrestre, Direction régionale de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie - Secteur de la Faune au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec et de M. François Lebel; biologiste, coordonnateur provincial du dossier du cerf de Virginie au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.

L'intervention des membres du Ministère sert de base pour comprendre le phénomène dans une optique régionale. La situation actuelle est préoccupante et requiert une concertation avec l~~es~~ divers acteurs du milieu. La présentation aborde également les responsabilités du Ministère.

Au Québec, au cours des dernières années et ce, pour l'ensemble des régions, il y a eu une hausse des populations de cerfs. Diverses raisons peuvent expliquer cette situation : baisse des prédateurs (loup et coyote), pression moindre de la chasse, augmentation d'habitat productif accueillant et climat moins rigoureux. Selon le plan de Gestion du cerf de Virginie au Québec 2010-2017, la densité maximale à respecter est de 5 cerfs/km^2 afin d'assurer un habitat favorable au cerf et diminuer les impacts sur le terrain. Or aujourd'hui, il y en aurait plus beaucoup plus. Au reste, beaucoup de littérature existe sur la problématique de la surabondance des cerfs de Virginie en milieu urbain. Des expériences en milieu urbain et périurbain de gestion, de contrôle et de réduction de populations de cerfs de Virginie tant aux États-Unis qu'ailleurs au Canada sont relatées, dont notamment l'expérience de Thunder Bay en Ontario qui a effectué une chasse très encadrée après l'analyse de diverses solutions possibles.

En outre, le territoire du parc-nature est enclavé et limite ainsi les déplacements des cerfs. De plus, la densité humaine alentour est élevée. Devant cette situation, la problématique du cerf se pose afin de comprendre les impacts sur le milieu et sur d'autres espèces fauniques, être capable d'estimer la population, connaître les impacts sociaux et les risques sur la sécurité publique.

Pour ce faire, le rôle du Ministère est de regarder l'état de la situation des populations de cerfs de Virginie partout au Québec et d'essayer de résoudre les diverses problématiques. Le Ministère met en place des outils de gestion pour le cerf, adaptés au contexte urbain et périurbain, et applicables aux caractéristiques territoriales, environnementales et sociales. « *La mission du Secteur de la faune et des parcs consiste à <u>assurer la conservation de la faune et de ses habitats</u>, à favoriser le développement durable de la faune et des activités de mise en valeur en découlant ainsi qu'à <u>veiller à l'application des lois et règlements</u> qui y sont associés.* » C'est ce qui explique leur présence dans le dossier de la problématique de surpopulation de cerfs au parc-nature de la Pointe-aux-Prairies.

Le Plan d'intervention et de communication mis en place par les autorités ministérielles devraient comporter les éléments suivants :

- Déterminer les objectifs de gestion
- Connaître la réglementation en vigueur

- Évaluer les alternatives et adapter la réglementation en fonction des besoins de gestion
- Dresser la liste des autorisations et permis nécessaires
- Élaborer un plan de communication efficace
- Évaluer les coûts d'intervention et les ressources nécessaires
- Déterminer les rôles et responsabilités de chaque intervenant
- Préciser l'encadrement technique : période d'intervention; personnel affecté; déroulement des opérations; matériel requis; sécurité.

Ce plan serait établi dans une optique de travail d'accompagnement et de collaboration avec les acteurs du milieu et du Ministère. Toutes les municipalités alentours et touchées par cette même problématique sont conviées à entreprendre un travail similaire, concerté et coordonné les unes avec les autres. Le problème de surpopulation des cerfs de Virginie ne peut être réglé que si, et seulement si, tous les acteurs choisissent d'intégrer le processus d'encadrement de cette population faunique. Ce plan d'intervention et de communication devrait cependant permettre aux municipalités de l'adapter à leurs besoins et impératifs propres et tenir compte des caractéristiques locales du milieu.

3) Présentation de M. Jean Huot : Ph. D, professeur émérite Université Laval.

L'objectif de cette intervention est de faire prendre conscience aux citoyens des impacts liés à une surpopulation de cerfs dans un milieu naturel inadapté. Il ne s'agira pas d'établir des solutions, mais bien de les détailler afin d'en mesurer leur efficacité, leur coût ainsi que leur acceptabilité sociale.

La problématique de surpopulation de cerfs de Virginie est commune en Amérique du Nord. Le cerf a une grande capacité adaptative en termes de régime alimentaire ce qui l'aide également à s'adapter à tous les milieux urbains et naturels car il est surtout constitué de plantes à feuilles larges et de différentes espèces d'arbres et d'arbustes. Le cerf consomme environ 1 000-1 500 kg de nourriture par an. De plus, ses incroyables atouts physiques (vitesse de déplacement jusqu'à 65 km/h, bon sauteur en longueur (30 pieds) et en hauteur (8 pieds), bonne vision (vision nocturne neuf fois plus efficace que les humains et vision périphérique de 310^0), bonne ouïe et bon odorat) lui permettent de déceler les dangers efficacement. Le taux de reproduction élevé (la population croît de 25 % à 30 % par année car les femelles se reproduisent dès l'âge de 1,5 an) lui profite et ainsi la population double à tous les quatre ans.

En conséquence, il y a environ 8 000 accidents routiers par an au Québec impliquant un cerf de Virginie. En périphérie du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies, quinze accidents ont été dénombrés en début de l'année 2014 et le coût s'élève à 3 500 $ par accident selon les assureurs. En d'autres termes, le cerf est réputé l'animal le plus dangereux aux États-Unis. Concernant les conséquences environnementales, on note la réduction de la biodiversité, notamment l'élimination de plusieurs plantes printanières, ainsi que d'espèces d'arbres et d'arbustes par le broutage, de même que d'oiseaux dépendants de ces espèces. À hauteur de quinze cerfs par kilomètres carrés, la forêt périclite et elle est remplacée graduellement par une prairie. Il y a également un risque d'implantation de plantes invasives bloquant la régénération de la forêt initiale. Enfin, le cerf peut être porteur de maladie telle que la maladie de Lyme qui est potentiellement très dangereuse pour l'humain.

Afin d'éviter une disparition de la forêt du parc-nature et de permettre aux cerfs de vivre dans un territoire qui leur est adapté, il devient nécessaire de réfléchir à une solution qui soit efficace et sécuritaire, éthique envers les animaux, faisable financièrement et matériellement, légale et acceptable socialement. Les solutions présentées ci-après ont été essayées dans d'autres territoires.

- La clôture : efficacité moyenne en milieu urbain; coût élevé; différents types ont été présentés (treillis métallique, polypropylène, électriques); la hauteur requise est au minimum de 8 pi; la clôture de plastique est efficace pour la protection des potagers.
- Les répulsifs : plusieurs produits sur le marché (artisanaux et industriels); peu dispendieux; bien acceptés socialement; efficacité moyenne à faible, car délavés par la pluie; solution plutôt spécifique là où il n'y a pas une trop grande pression de broutage
- Relocalisation : dispendieuse (500 à 1 000 $ par individu); cibler les femelles; capture nécessaire (avec cage ou filet); nouveau terrain adapté nécessaire à 50 km ou plus de l'endroit de capture; forte mortalité liée au traumatisme de la capture (myopathie de capture soit 20 % de mortalité et survie après la 1ière année de 30 % de relocalisation); faible efficacité pour une réduction des populations
- Contraception : immunocontraception à vie non homologuée au Québec mais utilisé pour des expériences particulières; autres produits homologués mais avec efficacité d'une durée limitée (résultats visibles après 8 ans); accepté socialement; nécessite une capture pour un marquage et une injection; dispendieuse; requiert de traiter 90 % des femelles
- Réduction par prélèvement : chasse sportive dirigée ou chasse contrôlée, avec des armes restreintes; ciblée envers les femelles; permis de chasse SEG nécessaire; chasse opérée par des professionnels choisis; carcasses pouvant être distribuées aux banques alimentaires; méthode économique pour un début de déclin rapide et efficace; action qui doit être récurrente car elle ne permet le prélèvement que de 50 % environ de la population; acceptabilité sociale difficile en milieu urbain.

Toutes ces méthodes comportent leurs avantages et inconvénients et aucune n'est parfaite. Une approche intégrée et concertée entre experts et citoyens est nécessaire pour conclure sur une ou des solutions qui seraient vraisemblablement parmi celles énoncées ci-dessus. Sans ce travail, le parc-nature est laissé à la merci des cerfs qui le transformeront rapidement.

IV Questions sur les expériences similaires

Des précisions ont été demandées aux experts présents (du MFFP et de l'Université Laval) pour en apprendre davantage sur les solutions présentées et mises à l'essai dans des municipalités touchées par la problématique des cerfs de Virginie.

- **La première demande concernait le cas de Thunder Bay en Ontario et la solution adoptée pour réduire la population de cerfs**
  Selon les experts du Ministère, le cas de Thunder Bay apparaît comme un bel exemple puisqu'il s'agit d'un milieu très urbanisé où la densité de cerfs est élevée. La municipalité de Thunder Bay a choisi la solution de la chasse contrôlée encadrée et dirigée. La seule arme à projectile utilisée a été l'arc et il y a eu une période de chasse restreinte. Les chasseurs sont sélectionnés en fonction de critères spécifiques afin d'éviter tout braconnage. La chasse est également encadrée par une équipe de sécurité policière et d'agents de protection de la faune. La solution a été mise en place en 2012 et connaît un franc succès car le nombre de cerfs a baissé de manière significative et les accidents routiers également.

- **La seconde demande concernait la population de cerfs sur l'île Sainte-Thérèse et leur manière de la restreindre**
  La densité est moindre qu'au parc-nature et leur nombre est marginal (environ 15 cerfs). Toutefois, une période de chasse est permise à toutes les personnes qui respectent les mesures d'encadrement. Le cerf de Virginie migre vraisemblablement depuis cette île vers celle de Montréal en raison d'un territoire moins riche en nourriture qu'au parc-nature.

- **La troisième demande concernait l'expérience de la Ville de Longueuil et du choix de soigner les cerfs et les détourner vers des sites de nourrissage**
  Les mesures menées par la Ville de Longueuil n'ont porté leur fruit qu'à très court terme. En effet, la population s'est agrandie significativement et les mesures n'ont fait qu'amplifier la problématique du cerf en milieu urbain.

V Commentaires des citoyens

A. Appréhensions et inquiétudes des citoyens

Plusieurs interventions ont reflété des appréhensions et des inquiétudes quant au sort réservé aux cerfs ou au parc-nature. En voici le résumé :

En faveur du cerf :

- Considérer le cerf comme un atout et non comme un problème.
- Comprendre la problématique du cerf à l'échelle régionale et non seulement localement pour que les mesures entreprises soient réellement efficaces.
- Tenir compte des pressions de l'urbanisation sur le milieu naturel.
- Prévenir des effets pervers d'une chasse en milieu urbain tels que le braconnage et le sentiment d'insécurité.
- De manière générale, nous comprenons que plusieurs citoyens sont très attachés aux cerfs de Virginie et qu'ils souhaitent conserver leur présence sur le territoire du parc-nature.

En faveur de la biodiversité du parc :

- Si la solution est de maintenir la surpopulation, l'héritage naturel exceptionnel du parc-nature sera détruit et ce, de manière irrémédiable.
- Le cerf souffrira en raison du manque de nourriture à plus ou moins brève échéance.
- Utiliser l'argent public pour une solution qui soit socialement acceptable.
- Viser la recherche d'un équilibre entre la conservation de la forêt et la présence d'un cheptel en santé
- De manière générale, nous comprenons également que plusieurs citoyens sont très attachés à la biodiversité du parc-nature et qu'ils souhaitent la protéger à long terme.

B. Solutions évoquées par les citoyens

Les experts ont présenté cinq types de solutions possibles, avec les avantages et inconvénients pour chacun d'eux :

- Relocalisation par transport
- Contrôle de la fertilité
- Installation de clôture
- Usage de répulsif
- Chasse contrôlée

Les citoyens présents ont exprimé des commentaires et se sont positionnés vis-à-vis l'une ou l'autre des solutions possibles. Leurs commentaires peuvent être regroupés de la manière suivante :

Solutions dont la cible principale est la faune et l'objectif est de maintenir le nombre de cerfs :

- Mise en place de clôtures afin d'éviter les risques d'accidents routiers
- Mise en place de clôtures pour que le cerf devienne une attraction
- Réduire la pression en amont pour éviter de nouvelles migrations (Rive-Nord de Montréal)
- Nourrir les cerfs avec de la luzerne ou du blé d'Inde afin qu'ils ne viennent pas brouter dans les jardins privés et les aider à passer l'hiver
- Mettre des clôtures autour des propriétés privées afin d'éviter que le cerf ne vienne brouter
- Mettre en place une meilleure signalétique routière pour prévenir les accidents

La réduction de la population de cerfs est rejetée par ces citoyens qui souhaitent d'abord une conservation de la faune dans l'état actuel.

Solutions dont la cible principale est la faune et l'objectif est de réduire la population de cerfs :

- Introduire une population de coyotes pour que la réduction se fasse de manière naturelle
- Endormir les bêtes avant de les capturer à l'aide de flèches tranquillisantes
- Stériliser les femelles
- Recruter des chasseurs professionnels pour qu'ils se chargent de la capture des cerfs et qu'ils les transportent dans de nouvelles terres d'accueil

La chasse est rejetée par ces citoyens préconisant une réduction du nombre de bêtes arguant qu'il existe d'autres solutions aussi efficaces et acceptables socialement.

Solutions dont la cible principale est la flore et l'objectif est de réduire la population de cerfs :

- Nourrir adéquatement les cerfs afin d'éviter le sur-broutage
- Organiser une période de chasse encadrée et dirigée à l'arbalète afin de réduire de manière significative et rapide le nombre de cerfs dans le parc-nature et fournir les banques alimentaires avec les bêtes ainsi récoltées
- Délocaliser un nombre spécifique de cerfs vers d'autres milieux naturels dont la capacité d'accueil est suffisante
- Adopter un plan de long terme en raison du problème récurrent de la reproduction du cerf
- Penser les actions à court terme en raison de l'urgence du problème de broutage
- Les mesures de réduction de la population des cerfs devraient être accompagnées d'une politique de reforestation afin de pallier l'absence d'arbres jeunes.

Pour ces citoyens, la chasse contrôlée semble être la mesure la plus efficace pour réduire la population de cerfs dans le parc-nature.

C. Informations issues du sondage

Afin de permettre au plus grand nombre de citoyens de pouvoir s'exprimer, un court questionnaire a été remis sur place. 50 citoyens l'ont complété avant de quitter la salle en fin de soirée. En voici les résultats détaillés.

Q1 Suite aux présentations de ce soir, sur une échelle de 1 à 5, considérez-vous être bien informé quant à : (1 = très mal informé à 5 = très bien informé)?

Niveau d'information	1	2	3	4	5
La situation actuelle dans le parc-nature	2	2	2	15	28
Le rôle et les responsabilités du Gouvernement du Québec	6	3	12	19	8
Les caractéristiques du cerf de Virginie	2	1	4	14	27

- 43 personnes sur 50 (86 %) personnes se disent bien informées de la situation actuelle du parc (somme des mentions 4 et 5)
- 27 personnes (54 %) se disent bien informées du rôle et des responsabilités du Gouvernement du Québec
- 41 personnes (81 %) se disent bien informées des caractéristiques du cerf de Virginie

Q2. Suite aux présentations de ce soir, sur une échelle de 1 à 5, quelle est votre **perception de l'efficacité** de chacune des différentes mesures pouvant permettre de mieux encadrer la présence du cerf de Virginie dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies?
(1 = totalement inefficace à 5 = très efficace).
À droite du tableau, deux colonnes qui regroupent la somme des mentions des colonnes 0, 1 et 2 (inefficace) ainsi que 3, 4 et 5 (efficace).
N = 45

Perception de l'efficacité	0 [1]	1	2	3	4	5	Σ : 0-1-2	Σ : 3-4-5
Relocalisation par transport	1	12	8	9	9	4	21	22
Contrôle de la fertilité	1	10	6	12	7	8	17	27
Installation de clôture		6	2	9	8	19	8	36
Usage de répulsif		22	8	4	4	3	30	11
Chasse contrôlée	3	15	3	3	5	16	21	24
Nourrir pour éviter le sur-broutage [2]					2	4	0	6

Le regroupement des mentions indiquent que :

- les gens sont partagés très également sur l'efficacité de l'option relocalisation.
- les répondants sont majoritairement enclins à penser que le contrôle de la fertilité est efficace (61 %).
- les répondants sont très majoritairement enclins à penser que l'installation de clôtures est efficace (82 %).
- les répondants sont majoritairement enclins à penser que l'usage de répulsif est inefficace (73 %).

[1] Choix de réponse ajouté par les répondants
[2] Choix de réponse ajouté par les répondants

- les répondants sont partagés sur leurs perceptions de l'efficacité de la chasse contrôlée, 53 % pensent qu'elle est efficace.

Q3. Sur une échelle de 1 à 5, quel est votre **niveau d'acceptabilité** par rapport à chacune des différentes mesures pouvant permettre de mieux encadrer la présence du cerf de Virginie dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies?
(1 = totalement inacceptable à 5 = pleinement acceptable).
À la droite du tableau, deux colonnes qui regroupent la somme des mentions des colonnes 1 et 2 (inefficace) ainsi que 3, 4 et 5 (efficace).
N = 49

Niveau d'acceptabilité	1	2	3	4	5	Σ 1-2	Σ 3-4-5
Relocalisation par transport	12	9	9	3	12	21	24
Contrôle de la fertilité	14	4	8	9	12	18	29
Installation de clôture	8	3	7	2	29	11	38
Usage de répulsif	25	5	6	2	5	30	13
Chasse contrôlée	25	3	1	7	11	28	19
Importer des coyotes [3]				2	2	0	2

Le regroupement des mentions indiquent que :
- les gens sont partagés également sur leur niveau d'acceptabilité de l'option relocalisation.
- les répondants sont majoritairement enclins à penser que le contrôle de la fertilité est acceptable (61 %).
- les répondants sont majoritairement enclins à penser que l'installation de clôtures est acceptable (77 %).
- les répondants sont majoritairement enclins à penser que l'usage de répulsif est inacceptable (70 %).
- Près de 60 % des répondants jugent que la chasse contrôlée est inacceptable sur le territoire du parc-nature.

Identification du répondant

Q4. Vous fréquentez le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (n=44)

Plusieurs fois par semaine	24	Au moins une fois par semaine	8
Au moins une fois par mois	3	Quelques fois par année	8
Très rarement / jamais	1		

Nous pouvons constater que les gens présents à cette soirée fréquentent très régulièrement le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies; 72 % d'entre eux y viennent au moins une fois semaine.

[3] Choix de réponse ajouté par les répondants

VI Synthèse

À la lumière des commentaires exprimés par les citoyens et des réponses contenues au questionnaire, nous comprenons que :

- Les citoyens ont été bien informés, ainsi qu'ils le déclarent. Les présentations ont été exhaustives, détaillées et fort bien montées par les experts. À ce titre, l'objectif de bien informer les citoyens nous semble atteint.

- Les citoyens ont également pu s'exprimer aisément, le temps consacré aux interventions du public ayant été généreux. Nous avons dénombré plus de 22 personnes différentes qui sont intervenues au micro, en plus de 50 personnes qui se sont exprimées par écrit via le questionnaire remis à chacun. À ce titre, l'objectif nous semble également atteint.

- Au point de vue des propos émis par les citoyens, nous sommes en mesure de dégager quelques consensus, malgré des opinions très différentes quant aux solutions à retenir :
    - Un fort attachement au parc-nature, un équipement de proximité pour les citoyens présents, la plupart le fréquentant très régulièrement.
    - Une affection très sentie pour la présence des cerfs de Virginie, une bête jouissant d'une forte appréciation de la part de citoyens.
    - La reconnaissance par les citoyens de l'absence d'une solution parfaite, unique, pouvant rallier tout le monde, tant sur le plan de l'efficacité que de son acceptabilité sociale.

- Nous observons également des positions très partagées sur la solution impliquant une chasse contrôlée; certains s'y objectent totalement alors que d'autres se portent volontaires pour prélever la ressource.

- La recherche d'un équilibre entre la protection de la biodiversité du parc-nature sur le long terme et la cohabitation harmonieuse avec une population de cerfs de Virginie (reconnu pour son fort taux de reproduction) s'annonce pour être un exercice difficile, considérant les sensibilités des citoyens quant aux solutions à retenir pour réduire la taille du cheptel.

- La sécurité publique, et celle des automobilistes plus particulièrement, est un enjeu très sérieux, ainsi que l'ont indiqué les élus de même que les experts et les données récentes sur le nombre de collisions dans le secteur. Cette question a été presque totalement absente des interventions des citoyens. Pourtant, cet enjeu mérite qu'on prenne des mesures rapidement et efficacement avant d'avoir à déplorer un grave accident routier sur la rue Sherbrooke, la rue Notre-Dame ou encore sur l'A-40.

En conclusion de la soirée, les élus présents ont indiqué aux citoyens que :

- La priorité municipale va à la sécurité des citoyens et à la préservation à long terme de la mission et des actifs du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies.
- La Ville va élaborer un plan d'intervention avec la collaboration d'un groupe de citoyens et de différents partenaires régionaux, vu l'envergure géographique de la problématique.
- Les citoyens seront informés du contenu du plan d'intervention lorsqu'il sera prêt.

Étude sur le potentiel de nuisance de la Bernache du Canada dans le secteur du parc René-Lévesque

Montréal

FAUCON ENVIRONNEMENT

Novembre 2019

Étude sur le potentiel de nuisance de la Bernache du Canada dans le secteur du parc René-Lévesque

Version finale - Novembre 2019

Rapport présenté à **Ville de Montréal**

Rapport rédigé par **Environnement Faucon, Inc.**

Préparé par

Sarah Gagnon, Agente de recherche

Approuvé par

Marie-Line Fiola, Chargé de projet

Ce document est l'œuvre d'Environnement Faucon, Inc. et est protégé par la loi. Il est destiné exclusivement aux fins qui y sont mentionnées. Toute reproduction ou adaptation, partielle ou totale, est strictement prohibée sans avoir obtenu au préalable l'autorisation d'Environnement Faucon, Inc.

Équipe de travail

VILLE DE MONTRÉAL

Frédéric Bussière	**Conseiller en aménagement** Division Biodiversité urbaine Direction Gestion des parcs et biodiversité
Anne-Marie Dion	**Contremaître Horticulture et Parcs** Arrondissement de Lachine Ville de Montréal
Caroline Noiseux	**Architecte paysagiste** Division des parcs-natures et espaces riverains Direction de l'aménagement des parcs et espaces publics

ENVIRONNEMENT FAUCON, INC. (FAUCON)

2131 chemin St-Louis,
Saint-Lazare, QC, J7T 1Y1
Tél. 450.458.1333
info@environnementfaucon.com
www.environnementfaucon.com

Pierre Molina	**Directeur général** M. Sc. Biologie
Maxime Allard	**Chargé de projet** M. Sc. Biologie
Marie-Line Fiola	**Chargée de projet** M. Sc. Biologie
Sarah Gagnon	**Agente de recherche** B. Sc. Biologie, M.Sc Vétérinaire, santé publique
Alexandre Ducharme	**Agent de recherche** B.Sc.

Table des matières

1. INTRODUCTION 1
1.1. Problématique 1
1.2. Description du site 2
1.3. Objectifs 2

2. TYPES DE NUISANCES POTENTIELLES 3
2.1. Problématiques liées aux fientes 3
2.1.1. Esthétique 3
2.1.2. Santé publique 3
2.2. Agressivité 4

3. PROTOCOLE 5
3.1. Dénombrement des individus 5
3.2. Recherche de nids 7
3.3 Échéancier 7

4. RÉSULTATS 8
4.1. Caractérisation de la population et des nuisances 8
4.1.1. Population 8
4.1.2. Fientes 10
4.2. Caractérisation de la nidification 11
4.3. Caractérisation des composantes de l'habitat 14

5. PROPOSITION DE MESURES DE MITIGATION 18
5.1. Mesures passives 18
5.1.1. Barrières physiques 18
5.1.2. Câbles aériens 19
5.1.3. Modifications de l'habitat 20
5.1.4. Campagne de sensibilisation 21
5.1.5. Répulsif chimique 21
5.1.6. Avanex 21
5.2. Mesures actives 21
5.2.1. Effarouchement actif 22
5.2.2. Stérilisation 24

6. CONCLUSION ET RÉSUMÉ DES SOLUTIONS PROPOSÉES 25

7. RÉFÉRENCES 27

Liste des tableaux

Tableau 1. Échéancier des visites en fonction des saisons biologiques 7
Tableau 2. Dénombrement des bernaches par zone selon les périodes de l'année..... 9
Tableau 3. Dénombrement des fientes au parc René-Lévesque 11
Tableau 4. Nombre de jeunes observés lors des visites et leur localisation 13
Tableau 5. Résumé des recommandations et ordre de priorité 26

Liste des figures

Figure 1. Zone 3 du parc René-Lévesque 10
Figure 2. Exemple de fientes présentes dans l'herbe au parc René-Lévesque 11
Figure 3. Famille de Bernaches du Canada au parc René-Lévesque..... 12
Figure 4. Emplacement et nombre de familles de bernaches lors des patrouilles en 2019 13
Figure 5. Exemple de pente sur la promenade Père-Marquette donnant un accès facile à l'eau 14
Figure 6. Pentes sur la rive sud du parc René-Levesque donnant un accès difficile à l'eau. 15
Figure 7. Utilisations du parc par les Bernaches du Canada 17
Figure 7. Clôture agissant à titre de barrières physiques pour empêcher l'accès aux bernaches à des plans d'eau 19
Figure 8. Exemple d'affichage et explications des mesures instaurées pour empêcher l'accès aux bernaches à des plans d'eau 19
Figure 9. Câbles aériens installés autour d'un plan d'eau 20
Figure 10. Outils actifs pour la gestion des bernaches A) Prédateur tout-terrain - voiture télécommandée, B) Bateau de gestion de la faune 23

Liste des cartes

Carte 1. Sites et zones à l’étude 6

1. Introduction

1.1. Problématique

La Bernache du Canada (*Branta canadensis*) est un oiseau grégaire de grosse taille (son poids varie entre deux et six kilogrammes) surtout commune dans nos régions au printemps et à l'automne lors de la migration. La plupart des bernaches sont migratrices, elles se reproduisent dans le Nord l'été et passent l'hiver dans le Sud. Toutefois, certaines populations sont dites résidentes, elles se reproduisent dans les régions tempérées (migrant parfois sur de plus courtes distances dans la période rude de l'hiver ; Environnement Canada, 2010). Puisque cette espèce est grégaire, la présence de bernaches sur un site en attire généralement d'autres. Les groupes peuvent aller de quelques dizaines à des milliers d'individus. Les jeunes individus ont tendance à revenir nicher à leur lieu de naissance et à emprunter les mêmes voies migratoires que leurs parents ; ainsi, les populations locales de bernaches augmentent d'année en année.

La Bernache du Canada est protégée au fédéral en vertu de la *Loi de 1994 sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs*. Par cette loi, il est interdit d'abattre ou de capturer ces oiseaux, ainsi que de déranger, endommager ou détruire leurs nids ou leurs œufs. Le Service canadien de la faune (SCF) peut toutefois délivrer des permis qui autorisent ces activités autrement illégales, lorsque l'espèce cause ou peut causer des dommages ou dangers.

Les Bernaches du Canada se sont très rapidement adaptées à un environnement anthropique et leurs populations sont en croissance. Il n'est pas toujours aisé de partager harmonieusement l'espace. Ces oiseaux sont reconnus pour causer divers problèmes de cohabitation avec l'humain, comme endommager l'herbe, souiller le sol de leurs excréments, contaminer les cours d'eau ou démontrer un comportement agressif lors de la défense de leur progéniture (Environnement Canada, 2010). C'est pourquoi des méthodes de gestions adaptées et variées doivent être utilisées lorsque des problèmes de cohabitation émergent entre des bernaches résidentes et les humains.

Des plaintes citoyennes ont été faites à la Ville de Montréal depuis quelques années concernant notamment le nombre de fientes dans le parc René-Lévesque. Dans ce contexte, Environnement Faucon, Inc (FAUCON) a été mandaté par la Ville de Montréal pour effectuer l'inventaire des Bernaches du Canada au parc René-Lévesque et ses environs, afin de caractériser la problématique et les nuisances associées à leur présence et proposer des pistes de solutions pour bien gérer la situation.

1.2. Description du site

Le parc René-Lévesque, dans l'arrondissement de Lachine, est l'un des grands parcs de Montréal. D'une superficie de quatorze hectares, il s'agit d'une longue presqu'île bordée par le fleuve Saint-Laurent et l'embouchure du canal de Lachine. On retrouve dans le parc une piste cyclable, un arboretum, des sculptures d'artistes exposés dans les espaces gazonnés et des aires de pique-niques. Le côté nord du parc donne sur le port de Plaisance, une autre jetée construite dans le canal de Lachine. Au nord du port de Plaisance, on retrouve la promenade Père Marquette et le parc Monk qui ont aussi été visités dans le cadre de cette étude.

1.3. Objectifs

Le premier objectif de ce rapport est de caractériser, localiser et dénombrer les habitats utilisés par les bernaches (repos, traverse, nidification, alimentation) ainsi que d'estimer le nombre d'individus présent et leur comportement.

Le deuxième objectif est de caractériser les nuisances associées à la présence des Bernaches du Canada, telles que les dommages liés à l'esthétique du parc qui peut être réduite par la présence de fientes et de plumes en grand nombre, le risque sanitaire associé à la présence de fientes en grande concentration et les dangers liés à l'agressivité des bernaches (pic d'agressivité juste avant l'éclosion).

Le dernier objectif de ce rapport est de présenter des mesures de mitigation efficaces et appropriées au contexte du parc René-Lévesque et ses environs. Ces solutions viseront différents niveaux d'application, soit :

- Les mesures d'aménagement du site pour limiter l'attraction et l'accessibilité du site pour les bernaches (mesures passives),
- Des mesures actives ponctuelles et ciblées.

2. Types de nuisances potentielles

De manière générale, les utilisateurs des parcs vont apprécier la présence des bernaches jusqu'au moment où leur population affecte la tranquillité des lieux ou jusqu'à ce que leurs fientes affectent la propreté du site ou contaminent les plans d'eau (Coluccy, Drobney, Graber, Sheriff et Witter, 2001). En effet, du fait de leur accumulation, la présence de fientes peut représenter un risque sanitaire, car elles peuvent contenir des pathogènes zoonotiques (Fox et al., 2006, Kassa, Harrington et Bisesi, 2001). Elles peuvent aussi participer à l'eutrophisation des petits plans d'eau (Conover et Chasko, 1985). Ces nuisances potentielles et leur intensité peuvent varier au cours des saisons en fonction du nombre de bernaches présentes et de leurs activités.

2.1. Problématiques liées aux fientes

2.1.1. Esthétique

La présence de fientes dans l'herbe et sur les sentiers entraîne une perte d'appréciation de l'espace par ses usagers. Lorsque les fientes sont dans l'herbe, les usagers du parc ne peuvent plus y jouer, s'y asseoir ou même y marcher sans se salir. L'espace devient sale et peu accueillant pour les citoyens. Effectuer un nettoyage régulier pour maintenir des standards esthétiques est très exigeant en ressources humaines et financières.

2.1.2. Santé publique

En plus de l'aspect malpropre que représentent les fientes dans un parc, elles peuvent être porteuses de pathogènes zoonotiques, c'est-à-dire transmissibles à l'humain. Parmi ces pathogènes, on retrouve, entre autres, *Salmonella* sp., *Campylobacter* sp., ainsi que *E. Coli*. Ces bactéries peuvent rester collées aux chaussures ou aux pattes des chiens lors d'une promenade dans un parc souillé de fientes et être dispersées à l'extérieur des limites de zones fréquentées par les bernaches. Le ruissellement peut aussi entraîner ces pathogènes dans l'eau et contaminer les plans d'eau. Étant donné qu'il n'y a aucune activité de baignade et aucune plage à proximité du parc, les risques de contamination par des coliformes fécaux liés à l'eau sont limités. La présence du port de plaisance à proximité peut présenter un facteur de contamination si des usagers tombaient à l'eau ou se retrouvent en contact avec celle-ci. Toutefois, l'eau du canal Lachine et du fleuve n'est pas stagnante et possède un grand débit diminuant ainsi le risque lié aux coliformes fécaux provenant des bernaches. Généralement, la gestion des bernaches peut aider à limiter les risques de zoonoses liés à la présence de ces oiseaux à proximité des humains.

2.2. Agressivité

Bien qu'aucune agression envers les humains n'ait été officiellement rapportée aux quatre sites à l'étude, il est possible que des Bernaches du Canada démontrent de l'agressivité envers les humains, en particulier lorsqu'elles sont accompagnées de jeunes. Il faut toujours faire preuve de prudence lorsque les activités anthropiques doivent cohabiter avec la Bernache du Canada.

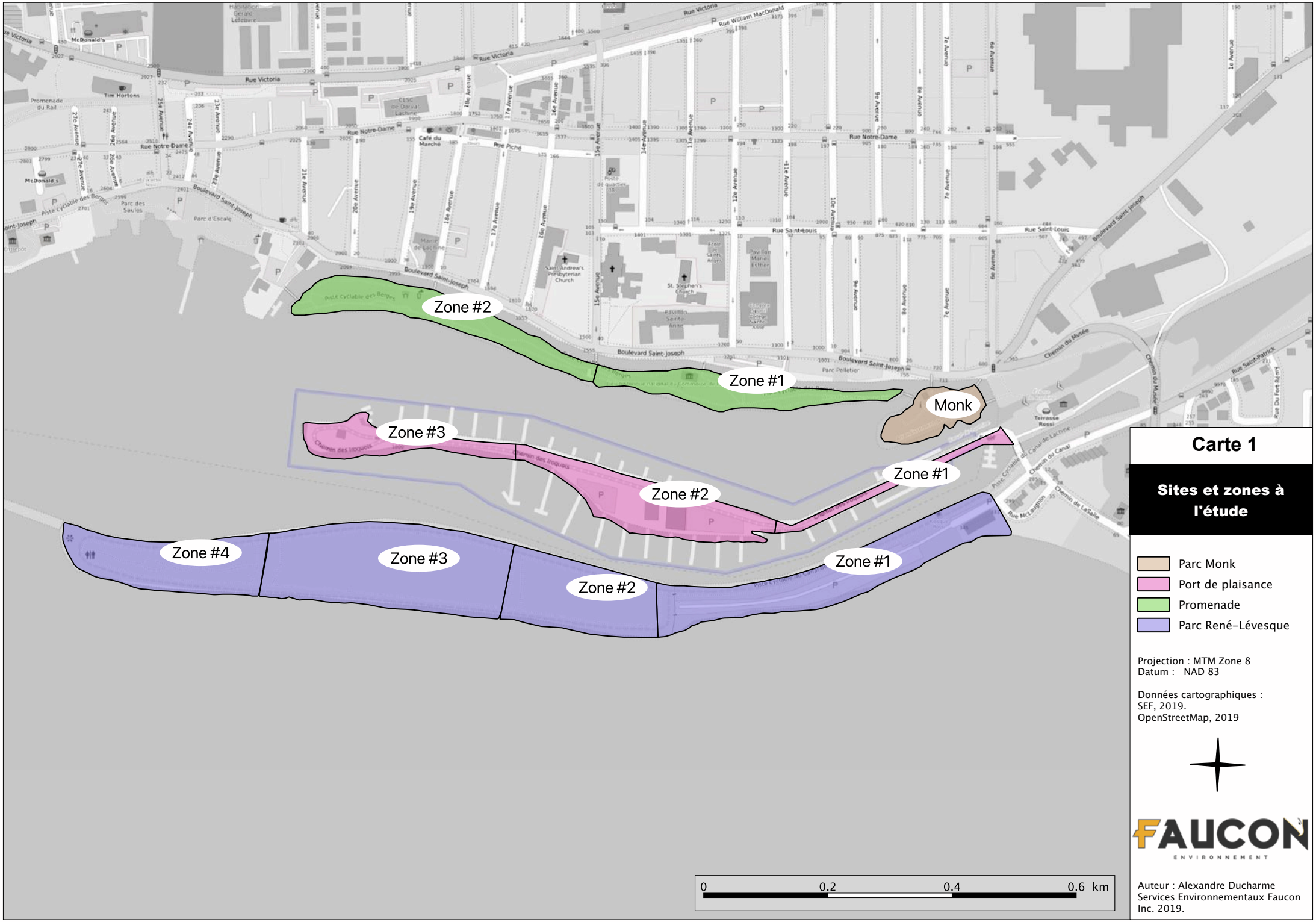
3. Protocole

3.1. Dénombrement des individus

Le nombre d'individus présent dans le parc a été dénombré lors de visites sur le terrain. Pour le dénombrement des individus, deux sites ont été patrouillés, soit le parc René-Lévesque et le port de Plaisance. Ces deux sites ont été divisés en zones telles qu'illustrées à la Carte 1. Afin d'effectuer un dénombrement complet, l'observateur suivait la piste cyclable qui fait le tour du parc René-Lévesque en commençant par le nord, passant les zones 1 à 4 et revenait par le sud (zones 4 à 1) afin de vérifier que tous les individus avaient été comptés. Par la suite, le port de Plaisance était patrouillé de la zone 1 jusqu'à la zone 3.

En plus du nombre d'individus présents, un autre bon indicateur de la présence de bernaches et de la nuisance engendrée est la présence de fientes sur le terrain. En effet, même si aucune bernache n'est présente lors de l'inventaire, la présence de fientes indique la présence récente des oiseaux. Contrairement aux fientes de la plupart des oiseaux, celles des bernaches sont solides, facilement identifiables et dénombrables. Un dénombrement des fientes a donc été fait dans le parc René-Lévesque lorsque des groupes de plus de dix bernaches étaient présents. Des quadras de 1m x 1m au milieu du groupe de bernaches ont été utilisés afin de caractériser la problématique et d'extrapoler ensuite la nuisance à l'ensemble du parc. Le pourcentage de recouvrement des fientes de chaque quadrat a été pris en note.

Finalement, une caractérisation sommaire du milieu et de l'habitat a été effectuée lors des visites afin de déterminer différentes zones sur le site (ex. aire de repos, aire d'alimentation).



Carte 1

Sites et zones à l'étude

- Parc Monk
- Port de plaisance
- Promenade
- Parc René-Lévesque

Projection : MTM Zone 8
Datum : NAD 83

Données cartographiques :
SEF, 2019.
OpenStreetMap, 2019

FAUCON ENVIRONNEMENT

Auteur : Alexandre Ducharme
Services Environnementaux Faucon Inc. 2019.

3.2. Recherche de nids

La recherche de nids a été effectuée dans le parc René-Lévesque et le port de Plaisance (nidification sur le site), ainsi que dans le parc Monk et la promenade Père Marquette (nidification dans la région). Si un nid était trouvé, celui-ci était géolocalisé et le nombre d'œufs présents était noté. Il faut savoir que l'espèce est nidifuge, c'est-à-dire que les oisons quittent le nid dès leur naissance; il est donc difficile de mesurer le succès de nidification avec le nombre de jeunes produits pour chacun des nids trouvés de manière individuels. En outre, les données sur les familles présentes sur le site et dans la région ont été prises en note lors des dénombrements.

3.3 Échéancier

Des visites ont été effectuées à différents moments de l'année en fonction des saisons biologiques afin de mieux caractériser la problématique qui peut varier en intensité en fonction des saisons. Le Tableau 1 donne les dates où les différentes visites ont été effectuées. Aucune visite n'a été effectuée pendant la migration printanière puisque le mandat a été attribué à FAUCON qu'au début du mois d'avril 2019.

Tableau 1. Échéancier des visites en fonction des saisons biologiques

Période biologique	Dates approximatives	Date des visites en 2019
Migration printanière	Février à mars	
Reproduction et nidification	Avril et mai	18 avril 25 avril 2 mai 7 mai* 17 mai* 24 mai*
Élevage des jeunes et mues (adultes aptères)	Juin à août	14 juin 11 juillet 14 août
Migration automnale	Septembre à novembre	18 septembre 3 octobre 16 octobre
	Total	**12 visites**

*Recherche de nids et décompte des œufs/jeunes effectués

4. Résultats

4.1. Caractérisation de la population et des nuisances

4.1.1. Population

Des décomptes de Bernaches du Canada présentes dans le parc René-Lévesque et dans le port de Plaisance adjacent ont été effectués à différentes saisons (migration, reproduction, élevage des jeunes et migration automnale, voir Tableau 1). Ces décomptes ont permis d'évaluer la taille de la population et, indirectement, le potentiel de nuisance associée à la présence de bernaches.

Le Tableau 2 présente le nombre de bernaches observées selon les zones et selon les périodes de l'année. Le parc Monk et la promenade ont été visités uniquement à trois reprises, soit pendant la recherche de nids actifs. Afin de faciliter la lecture du Tableau 2, un code de couleur a été utilisé, de vert à rouge, proportionnel au nombre d'individus.

Tableau 2. Dénombrement des bernaches par zone selon les périodes de l'année

Période	Date	Monk	Parc René-Lévesque				Port			Promenade		Somme
			1	2	3	4	1	2	3	1	2	
Reproduction et nidification	2019-04-18		0	0	8	0	0	0	0			**8**
	2019-04-25		0	5	0	3	0	0	0			**8**
	2019-05-02		0	0	6	0	0	0	0			**6**
	2019-05-07	2	4	0	3	0	0	0	0	1	0	**10**
	2019-05-17	0	8	0	10	2	2	7	0	0	2	**30**
	2019-05-24	0	2	4	2	5	0	0	9	0	37	**59**
Élevage des jeunes et mue des adultes	2019-06-14		4	103	2	0	0	0	0			**109**
	2019-07-11		26	20	58	17	0	0	0			**121**
	2019-08-14		3	0	47	0	0	0	0			**50**
Migration automnale	2019-09-18		0	0	121	0	2	0	0			**123**
	2019-10-03		2	81	117	0	0	0	0			**200**
	2019-10-16		0	0	124	0	0	0	0			**124**
Valeur maximale		**2**	**26**	**103**	**121**	**17**	**2**	**7**	**9**	**1**	**37**	**200**

Les plus grands nombres de bernaches observés se trouvaient majoritairement dans la zone 3 du parc René-Lévesque (Figure 1). Lorsque que des bernaches ont été observées dans la zone 2 du parc René-Lévesque, elles se situaient sur la bordure nord de la zone (Figure 7).

Figure 1. Zone 3 du parc René-Lévesque

La grande majorité des bernaches observées lors des visites étaient en train de s'alimenter ou de se reposer dans l'herbe courte du parc René-Lévesque (environ 70% des observations). Lorsqu'elles n'étaient pas en train de s'alimenter, les bernaches se reposaient dans l'herbe. Lors de toutes les visites, aucune bernache n'a été observée sur l'eau.

De plus, un corridor de déplacement principal a été observé, soit entre le centre de la zone 3 dans le parc René-Lévesque et l'eau entre le parc et le port de Plaisance.

4.1.2. Fientes

Lorsque des bernaches étaient présentes en groupes de plus de dix individus, un dénombrement des fientes (Figure 2) au milieu du groupe a été effectué dans un quadrat de 1 m^2. Le nombre moyen de fientes par mètre carré au milieu des troupeaux de bernaches était de 3,5 fientes par mètre carré avec un maximum de 7 fientes par mètre carré. Peu de données ont été amassées concernant le nombre de fientes puisque les groupes étaient souvent inférieurs à 10 individus et que plusieurs visites ont été effectuées pendant ou après l'entretien du gazon qui avait dispersé les fientes ou à la suite à d'épisodes de pluie qui avaient lessivé les fientes. Le Tableau 3 donne le détail des données récoltées.

Figure 2. Exemple de fientes présentes dans l'herbe au parc René-Lévesque

Tableau 3. Dénombrement des fientes au parc René-Lévesque

Date	# d'échantillon	Nombre de fientes / m^2	Emplacement
19-06-14	265	7	Zone 3
	268	4	Zone 3
	260	3	Zone 3
19-10-16	1495	3	Zone 4
	1497	1	Zone 4
	1499	2	Zone 4
	1498	3	Zone 4
	1496	0	Zone 4
	1503	6	Zone 4
	1501	5	Zone 4
	1500	3	Zone 4
	1502	5	Zone 4
	1505	6	Zone 4
	1506	5	Zone 4
	1504	2	Zone 4
	1507	2	Zone 4

4.2. Caractérisation de la nidification

Suite à trois séances de recherche de nids intensives dans le parc René-Lévesque, le port de plaisance, le parc Monk et la promenade Père Marquette, aucun nid de Bernache du Canada n'a été répertorié. Toutefois, plusieurs familles ont été aperçues par après, pendant le printemps et l'été, signifiant que certains couples de bernaches nichent

certainement à proximité (Figure 3). Le fait que la promenade Père Marquette ait été inondée en début de saison de nidification pourrait avoir fortement influencé la localisation des nids. Ceux-ci peuvent avoir été déplacés ailleurs sur les berges du fleuve Saint-Laurent ou du canal de Lachine, dans un endroit plus favorable.

Figure 3. Famille de Bernaches du Canada au parc René-Lévesque

Pour chaque famille observée, le nombre de jeunes a été dénombré (Tableau 4) afin d'offrir une meilleure idée de la composition de la population de bernaches au port de Plaisance et au parc René-Lévesque. Deux familles ont été observées au parc René-Lévesque, deux autres familles ont été observées dans le port et quatre familles ont été observées sur la promenade Père Marquette. Un maximum de dix familles ont fréquenté les différents sites en 2019. Ces chiffres prennent en considération qu'une même famille pourrait avoir été observée à différents endroits en fonction des semaines. Les familles ont été observées dans le parc René-Lévesque, dans le port ainsi que sur la Promenade (Figure 4). C'est dans la zone 2 de la promenade Père-Marquette où le plus de familles ont été observées, cela à la fin du mois de mai 2019.

Si aucune action n'est prise pour décourager les bernaches d'utiliser le site pour la reproduction, celles-ci s'accoutumeront à utiliser le site et une explosion des populations est envisageable, étant donné que les jeunes reviennent d'année en année là où ils sont nés.

Tableau 4. Nombre de bernaches observées lors des visites et leur localisation

Date	Lieu	Station	Nombre de jeunes	Nombre d'adultes	Équivalent famille
2019-05-17	Parc René-Lévesque	1	6	2	1
2019-05-17	Port	2	5	2	1
Sous-total			**11**	**4**	**2**
2019-05-24	Parc René-Lévesque	4	3	2	1
2019-05-24	Port	3	7	2	1
2019-05-24	Promenade	2	6	2	1
2019-05-24	Promenade	2	5	2	1
2019-05-24	Promenade	2	7	2	1
2019-05-24	Promenade	2	7	2	1
Sous-total			**35**	**12**	**6**
2019-06-14	Parc René-Lévesque	2	9	4	2
Sous-total			**9**	**4**	**2**
Total maximal			**55**	**20**	**10**

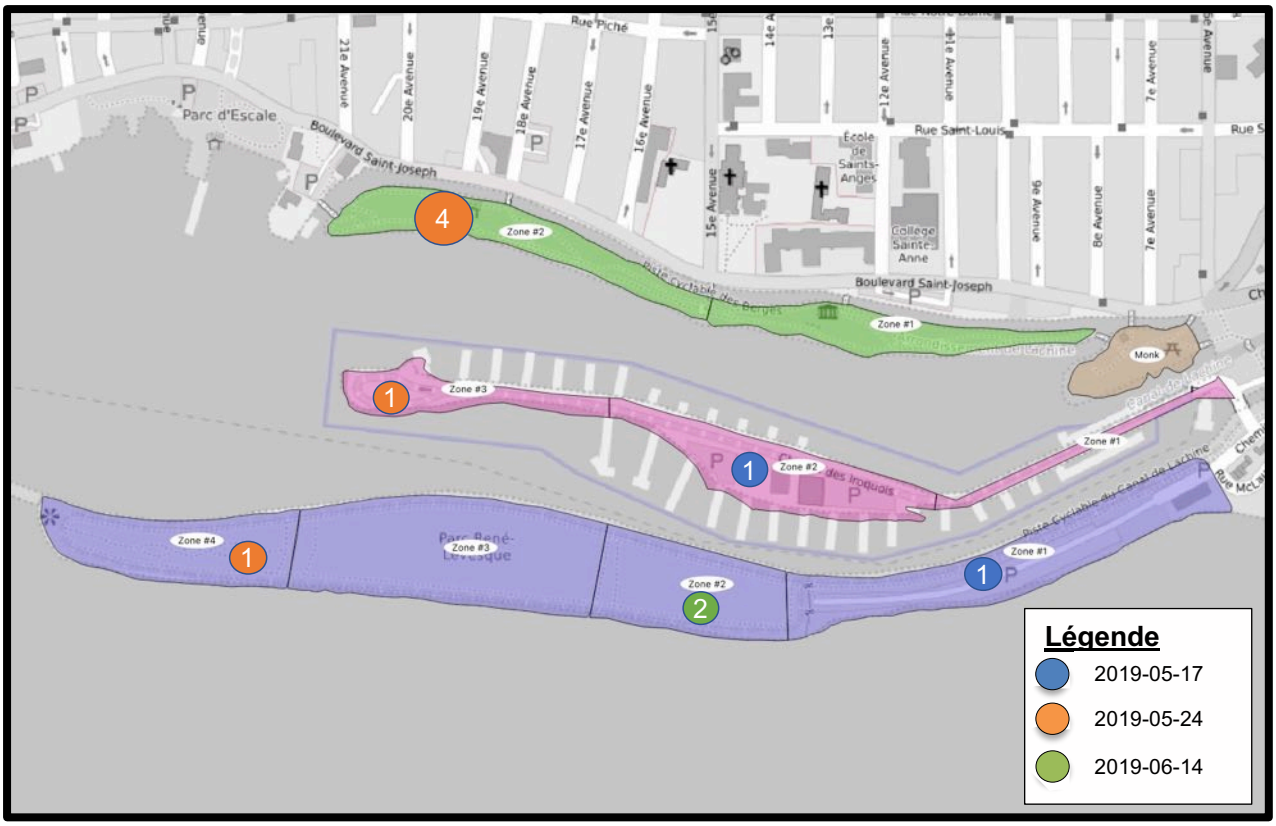


Figure 4. Emplacement et nombre de familles de bernaches lors des patrouilles en 2019

Bien qu'aucun nid n'ait été trouvé, plusieurs sites dans les différentes zones patrouillées semblent propices à la nidification des bernaches. À la limite des zones 1 et 2 au parc

René-Lévesque, du côté du fleuve Saint-Laurent, se trouve un habitat propice à surveiller pour de la nidification future puisque la végétation y est plus dense. La partie sud de la zone 2 du port de Plaisance est aussi un site à surveiller puisqu'on y retrouve des herbes plus hautes et des arbustes où les bernaches pourraient cacher leur nid. Finalement, la promenade Père-Marquette présente aussi un habitat propice à la nidification des bernaches du Canada pour les mêmes raisons ainsi qu'un accès rapide à l'eau au besoin (voir Carte 2). Il faut toutefois garder à l'esprit que ces zones de nidifications potentielles peuvent voir leur attrait grandement diminué par le dérangement anthropique.

4.3. Caractérisation des composantes de l'habitat

Les berges du côté nord du parc René-Lévesque sont protégées des grands vents et offrent une pente douce comme celle de la promenade Père-Marquette illustrée à la Figure 5. Les bernaches peuvent donc facilement utiliser ce plan d'eau et entrer dans le parc à la recherche d'un habitat pour leur nidification, leur repos ou leur alimentation. Au contraire, la pente des berges côté sud du parc René-Lévesque est enrochée et beaucoup plus abrupte en plus d'être clôturée (Figure 6), ce qui est généralement difficile à utiliser par les bernaches. La presque totalité du parc présente une surface de gazon court.

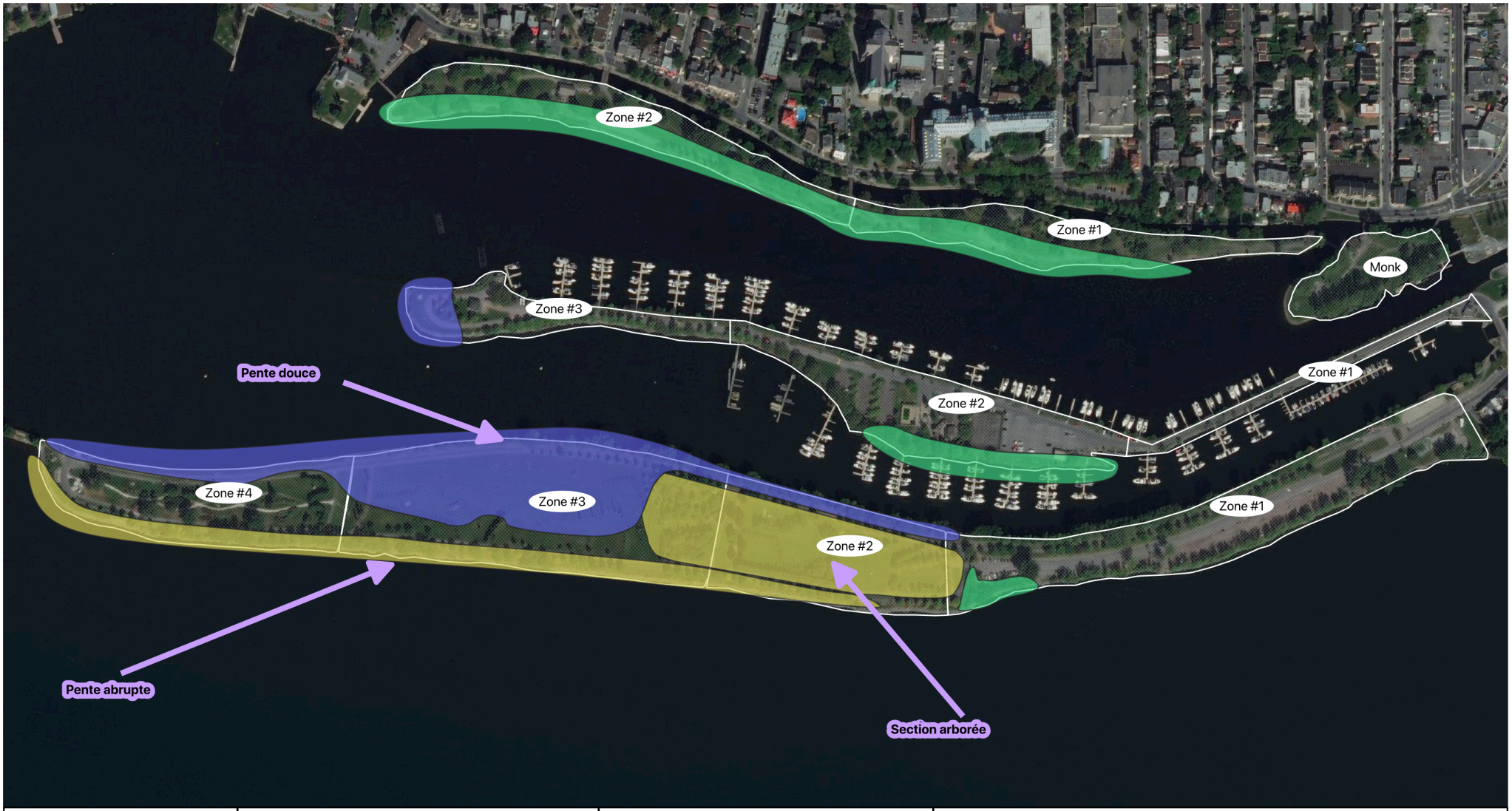
Figure 5. Exemple de pente sur la promenade Père-Marquette donnant un accès facile à l'eau

Figure 6. Pentes sur la rive sud du parc René-Levesque donnant un accès difficile à l'eau.

Les bernaches sont herbivores et préfèrent les nouvelles pousses de graminées. Les pelouses bien entretenues comme celles du parc sont donc idéales pour leur alimentation. Bien qu'elles se nourrissent surtout en milieu terrestre, elles nichent habituellement près de l'eau et préfèrent les endroits isolés. Un plan d'eau à proximité leur offre la meilleure voie pour se sauver lorsqu'elles se sentent menacées. Ainsi, les sites préférés des bernaches pour leur nidification sont des terrains ouverts permettant une bonne visibilité et de l'espace pour l'envol, à proximité d'un plan d'eau et offrant de jeunes plants de graminées, riches en protéines, élément nécessaire à la croissance des jeunes. Le parc René-Lévesque, avec son gazon court et sa proximité aux plans d'eau est donc un habitat parfaitement adapté à leurs besoins. Certaines zones du parc, comme les zones 1 et 4, sont toutefois plus étroites et les risques de dérangements d'origine anthropique sont plus élevés pour les bernaches. Elles ont aussi moins d'espace à ces endroits pour échapper à d'éventuels prédateurs terrestres étant donné la bande d'arbres qui borde le côté sud du parc. Lorsque les bernaches sont aptères, c'est-à-dire sans plumes suite à la mue, normalement pendant 38 à 40 jours à partir du mois de juillet (Mowbray et al., 2002), ou accompagnées de jeunes, elles ne peuvent pas s'envoler pour fuir un prédateur ou un dérangement et donc cherchent à avoir un accès direct et rapide à l'eau. C'est pour ces raisons que certaines zones semblent favorisées par les bernaches.

La zone 3 du parc René-Lévesque est plus ouverte et gazonnée que les autres secteurs (voir Figure 1, plus haut). De plus, étant donné que la bande de terre est plus large à cet endroit, les activités anthropiques causent possiblement moins de dérangement pour les bernaches puisque la cohabitation avec les humains y est moins serrée. Les arbres y sont aussi moins nombreux sur la rive et sont espacés, permettant la fuite rapide des

bernaches vers l'eau advenant qu'elles perçoivent un danger. La Carte 2 permet de mieux localiser différentes caractéristiques et les zones de nidifications potentielles pour les bernaches.



Carte 2

Type d'usage du milieu par les Bernaches du Canada

- Alimentation et aire de repos
- Habitat peu attrayant
- Nidification potentielle

Projection : MTM Zone 8
Datum : NAD 83

Données cartographiques :
FAUCON, 2019.
Esri, 2019

Auteur : Alexandre Ducharme
Environnement Faucon, inc. 2019.

FAUCON ENVIRONNEMENT

0 0.2 0.4 km

5. Proposition de mesures de mitigation

5.1. Mesures passives

Des méthodes passives pourraient être mises en place afin de limiter l'attrait que le parc représente pour les bernaches.

5.1.1. Barrières physiques

Il existe plusieurs méthodes recommandées pour limiter l'accès des bernaches aux plans d'eau, élément d'un habitat qu'elles recherchent pour leur nidification et une partie de leur alimentation. L'eau leur offre également un milieu de fuite sécuritaire en cas de dérangement. Parmi ces méthodes, il y a les barrières végétales, les barrières de trajectoire de vol, les clôtures et les câbles aériens. Une barrière végétale peut être constituée d'une plantation dense d'herbes hautes, d'arbustes et d'arbres empêchant les bernaches d'accéder au site convoité. Pour que cela soit efficace, les bernaches ne doivent pas être capables de voir au-dessus des herbes (Environnement Canada, 2010). Les barrières de trajectoires de vol peuvent être des rubans ou guirlandes flottant dans le vent entre des arbres et limitant les possibilités d'atterrissage ou de décollage des bernaches. Les clôtures peuvent prendre différentes formes en fonction des besoins du site et servent de barrière pour empêcher les bernaches aptères d'accéder au site en marchant (Figure 7). Pour qu'elles soient efficaces, les bernaches ne doivent pas être capables de passer au travers, de contourner ou de passer au-dessus des clôtures (Environnement Canada, 2010). Les câbles aériens sont discutés plus en détail à la section suivante. L'implantation de telles mesures est délicate dans un parc où le public sera inévitablement en contact avec celles-ci. Le choix d'en instaurer ou non demeure celui de la Ville. Cependant, l'affichage de mesures instaurées et de la raison pour laquelle elles le sont peut grandement contribuer à l'acceptation, la collaboration et à la prudence des citoyens à leur égard (Figure 8).

Figure 7. Clôture agissant à titre de barrières physiques pour empêcher l'accès aux bernaches à des plans d'eau
Source : Environnement Canada, 2010

Figure 8. Exemple d'affichage et explications des mesures instaurées pour empêcher l'accès aux bernaches à des plans d'eau

5.1.2. Câbles aériens

Afin de limiter l'accès des bernaches au site, les câbles aériens doivent être disposés telle une clôture. Leur but n'est pas d'empêcher l'accès, mais plutôt de rendre les déplacements des individus plus difficiles. Ainsi, suite à une perturbation, la fuite des individus est moins aisée ce qui rend le milieu moins attrayant. L'effet est d'autant plus efficace pendant la période de la mue ou lorsqu'elles sont accompagnées de juvéniles. De plus, puisque les bernaches se tiennent généralement en groupe, celles qui se

heurtent au câble vont signaler le danger et cette action peut dissuader les autres d'utiliser le site.

Si l'installation de câbles aériens est une mesure retenue par la Ville, FAUCON recommande l'installation de câbles aériens de type aviation ou en acier inoxydable (ou dans un matériel jugé équivalent). Ceux-ci sont plus durables que les câbles en monofilament (fils à pêche) qui, selon une étude du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), se cassent plus aisément, en particulier durant l'hiver (Transports Canada, 2002; Stéphanie Roy, comm. pers.). Les câbles devraient être installés en bordure des berges et la hauteur des câbles ne devrait pas dépasser 2 pieds. Il devrait aussi y avoir au minimum deux rangées de câbles (Figure 9). Finalement, FAUCON suggère d'implanter ces câbles avant l'arrivée des bernaches et du début de la période de nidification.

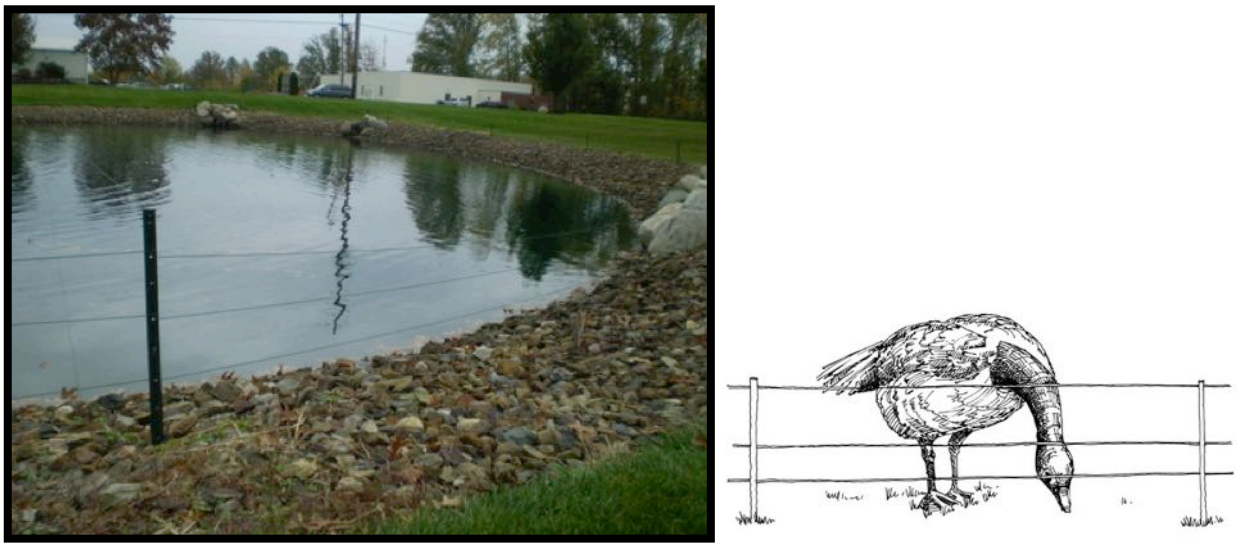


Figure 9. Câbles aériens installés autour d'un plan d'eau

5.1.3. Modifications de l'habitat

D'un point de vue de la gestion à long terme, une modification de l'habitat peut diminuer l'attrait que le parc représente pour les bernaches. Étant donné que les bernaches apprécient se nourrir de gazon court, une coupe moins intensive de l'herbe du parc pourrait être envisagée, soit en conservant l'herbe à une hauteur d'au moins 20 cm. Une végétalisation des berges à l'aide d'herbes maintenues hautes et d'arbustes pourrait aussi réduire l'attrait.

Au parc René-Lévesque, la zone la plus fréquentée par les bernaches est la zone 3. La plantation d'arbres ou d'arbustes en haie en bordure des berges et au centre de la zone pourrait aider à dissuader les bernaches d'utiliser l'endroit comme aire d'alimentation.

5.1.4. Campagne de sensibilisation

Une campagne de sensibilisation des citoyens face aux problématiques associées au nourrissage des oiseaux pourrait être mise de l'avant. Des affiches indiquant qu'une interdiction de nourrir les oiseaux est en vigueur sont aussi recommandées.

5.1.5. Répulsif chimique

Il existe différents types de répulsifs chimiques qui peuvent être appliqués sur les espaces gazonnés afin de décourager les bernaches de les fréquenter. Deux produits sont disponibles auprès de distributeurs américains: le Avian Control Bird Repellent et le Avian Migrate Bird Repellent. Le premier est un produit qui doit être inhalé ou ingéré pour produire son effet. Il s'agit d'un irritant pour le système nerveux des oiseaux qui irrite le nerf trijumeau causant ainsi un inconfort, du stress et de la désorientation chez les individus. Ces symptômes disparaissent lorsque l'individu n'est plus en contact avec le produit. De cette manière, les bernaches apprennent à ne plus fréquenter le site qui leur cause de l'inconfort. Le deuxième produit agit un peu de manière similaire en irritant les muqueuses de l'oiseau ce qui le décourage de rester sur le site. À notre connaissance, ces produits ne sont pas disponibles au Canada et ne peuvent pas être importés à partir des États-Unis.

5.1.6. Avanex

L'Avanex est un type de mélange d'herbacé qui est commercialisé principalement pour les aéroports (Avanex®, 2019). Le fabricant propose deux types de semences, soit le gazon Jackal Tall fétuque et le gazon Colosseum Ryegrass, tous deux associés avec deux champignons endophytes. Ces endophytes produisent, au travers de la plante, une grande quantité d'alcaloïdes qui réduisent la quantité d'insectes sur ce gazon et repoussent les animaux herbivores. En outre, les oiseaux qui se nourrissent de ce type de gazon peuvent développer des troubles de digestion. En quelques mois, ils apprennent à éviter la zone de gazon qui produit ces alcaloïdes (Conover & Messmer, 1996). Toutefois, les produits Avanex® ont été développés pour le climat néo-zélandais. Ils sont distribués aux États-Unis et en Europe, mais peu d'informations sont disponibles concernant leur usages dans les conditions climatiques du Québec.

5.2. Mesures actives

Des mesures actives peuvent être mises en place lors de moments clés afin de décourager l'utilisation du site par les bernaches. La mise en place de mesures actives pour effaroucher peut nécessiter un permis du Service Canadien de la Faune puisque les

Bernaches du Canada sont protégées par la loi sur *la Convention de 1994 sur les oiseaux migrateurs*.

Les Bernaches du Canada, comme plusieurs oiseaux urbains, s'habituent rapidement lorsqu'une seule méthode d'effarouchement est utilisée. L'utilisation de plusieurs méthodes permet de conserver l'efficacité de chacune. Dans le cas de la Bernache du Canada, les mesures d'effarouchement doivent pouvoir être effectuées autant sur la terre que sur l'eau pour assurer une efficacité optimale. L'utilisation de méthodes actives devrait aussi être modulée en fonction des périodes clés du cycle annuel des bernaches, selon l'abondance des individus et la volonté du gestionnaire du site.

5.2.1. Effarouchement actif

L'effarouchement actif requiert la présence de personnel, ayant une expertise dans la gestion de la faune, de manière intensive sur le site afin d'optimiser les résultats. FAUCON recommande généralement, des périodes allant de 3 à 4 heures à une fréquence minimale de 3 à 4 jours par semaine afin d'obtenir un résultat. Tenant compte de la situation géographique du parc René-Lévesque, l'effarouchement devrait être effectué non seulement au parc, mais aussi dans tous les sites environnants afin de limiter le potentiel de retour des bernaches lorsque l'officier de gestion de la faune quitte le site.

5.2.1.1. Outils télécommandés

Différents outils télécommandés peuvent être utilisés pour effaroucher les bernaches afin de les décourager d'utiliser un site. L'avantage de ces outils est qu'il est assuré qu'aucune mortalité ne sera engendrée par la méthode. FAUCON utilise plusieurs outils et a développé des techniques qui se sont révélées très efficaces pour différents projets visant la gestion de la Bernache du Canada. Le Prédateur tout-terrain (Figure 10A) est une voiture télécommandée qui est pilotée de façon à imiter le comportement d'un prédateur terrestre. Les bernaches apprennent rapidement à le reconnaître et à s'enfuir à son approche. Le deuxième outil utilisé par FAUCON est un bateau télécommandé qui sert à effaroucher les bernaches sur l'eau pour complémenter l'effort commencé sur terre (Figure 10B).

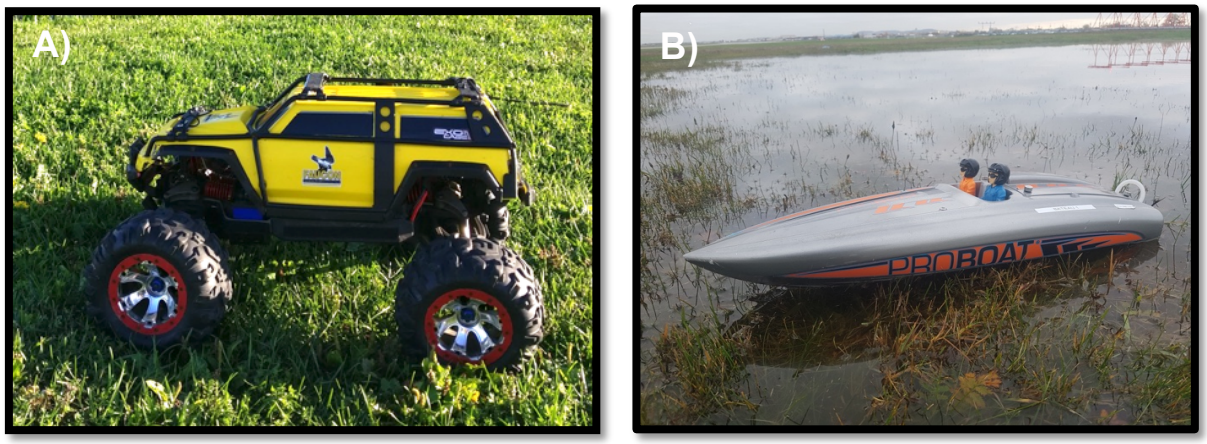


Figure 10. Outils actifs pour la gestion des bernaches A) Prédateur tout-terrain - voiture télécommandée, B) Bateau de gestion de la faune

5.2.1.2. Utilisation de chiens entraînés

Les chiens sont très efficaces pour gérer la faune dans les parcs. L'utilisation des chiens mise sur la peur instinctive de la faune face aux canidés et ne comporte aucun risque d'accoutumance. Les chiens peuvent être utilisés contre une grande variété d'animaux, y compris les bernaches et autres types de sauvagines. L'ajout de chiens a également été reconnu comme un outil précieux pour la gestion de la faune dans des zones difficiles d'accès pour l'officier et pour la gestion des oiseaux qui peuvent nicher au sol et être inobservables par l'officier de gestion de la faune. L'utilisation de chiens entraînés offre un bon degré de contrôle de lors de la dispersion des espèces d'oiseaux problématiques, car le chien peut être dirigé par des commandes vocales ou à l'aide d'un sifflet. L'usage de chiens requiert du personnel qualifié et des chiens bien entraînés. Une équipe canine serait notamment efficace durant la période de haute présence et lors de la migration des bernaches.

5.2.1.3. Pyrotechnie

Les pièces pyrotechniques sont des cartouches projetées à l'aide d'un pistolet de départ. Ces dernières parcourent de 30 à 90 m dans les airs en produisant du bruit, de la lumière ou une détonation.

La pyrotechnie est efficace contre plusieurs espèces comme les goélands, les étourneaux, les bernaches et la sauvagine. Elle est d'autant plus efficace contre les espèces ciblées par des activités de chasses récréatives (ex. : sauvagine), car ces espèces sont généralement déjà sensibilisées aux armes à feu. Cet outil est recommandé au parc René-Lévesque si la population de bernaches s'accroît et que les conflits de cohabitation augmentent. Toutefois, étant donné le bruit causé par la pyrotechnie, cette

méthode peut causer du dérangement aux usagers du parc et elle doit être utilisée avec parcimonie.

5.2.1.4. Fauconnerie

Les oiseaux de proie sont des prédateurs naturels de plusieurs espèces d'oiseaux. L'usage d'oiseaux de proie entraînés mise sur la peur naturelle qu'ont les autres oiseaux. Or, seule la présence d'un oiseau de proie est très efficace pour effaroucher et il n'y a pas d'accoutumance possible. Pour être efficace, la fauconnerie doit être utilisée de manière intensive, du moins durant la période où des espèces problématiques sont présentes. Cette méthode requiert la présence de personnel qualifié à utiliser les oiseaux de proie. Cette méthode, bien que naturelle, demande une grande assiduité et il est donc recommandé de l'utiliser de pair avec d'autres techniques de gestion des bernaches afin d'optimiser l'efficacité de l'effarouchement.

5.2.2. Stérilisation

La stérilisation des œufs lors de la période de nidification (mars à juin) pourrait aider à réduire la population de bernaches résidentes. La stérilisation peut s'effectuer en recouvrant les œufs d'une huile végétale, ce qui empêche l'échange d'air, en les perçant ou en les secouant vigoureusement. Pour ce faire, un permis d'Environnement Canada est requis. Il est recommandé de laisser les œufs stérilisés dans le nid afin d'éviter une deuxième ponte. Au bout de quelque temps, les individus finissent par se décourager et quittent le site.

Dans le cas présent, aucun nid n'a été trouvé et il est peu probable qu'il y en ait sur le territoire échantillonné. Il est toutefois fort possible que les bernaches nichent dans les milieux adjacents. La stérilisation requiert de trouver les nids et d'obtenir l'approbation des propriétaires des terrains où sont situés les nids afin de procéder à la demande de permis et à la stérilisation.

6. Conclusion et résumé des solutions proposées

La présence des Bernaches du Canada peut causer de nombreux inconvénients dans le contexte actuel, dont des altercations entre les bernaches et les usagers du parc, une détérioration de l'environnement et des problèmes de salubrité. Lors des visites au parc René-Lévesque, la majorité des bernaches observées étaient en train de s'alimenter. L'herbe courte est une ressource alimentaire très intéressante pour les bernaches et les parcs riverains à proximité offrent un espace de vie attirant. La présence de ces oiseaux varie de façon temporelle, la période critique pour le parc René-Lévesque étant la migration automnale où le nombre de bernaches fréquentant le parc est plus élevé. À titre de comparaison, le nombre de bernaches retrouvées au parc René-Lévesque lors de la période de reproduction et la migration automnale sont similaires à ceux du parc Marcel-Laurin dans l'arrondissement de Ville St-Laurent où des actions d'effarouchement ont lieu chaque année. Toutefois, de nombreux autres parcs de la région métropolitaine présentent une abondance de Bernaches du Canada plus forte lors de la période de migration.

Plusieurs solutions peuvent être utilisées par la Ville pour mitiger les problématiques associées aux bernaches dans le parc René-Lévesque et ses environs (Tableau 5). Les principales solutions recommandées par FAUCON sont des mesures passives. Tout d'abord, une modification de l'habitat en plantant plus d'arbres et d'arbustes en bordure de la rive nord dans la zone 3 du parc René-Lévesque diminuerait l'attrait que cet espace représente pour les bernaches. L'installation de câbles aériens le long de la rive nord du parc permettrait de limiter le passage des bernaches entre le parc et l'eau. Finalement, une campagne de sensibilisation des citoyens et utilisateurs du parc visant à décourager le nourrissage des oiseaux et à expliquer les mesures de gestion mises en place pourrait être bénéfique. Les mesures actives ne seront nécessaires que si les mesures passives ne suffisent pas à décourager les bernaches d'utiliser le site.

Il faut noter que dans son état actuel, à cause de son achalandage, le parc René-Lévesque ne semble pas être propice à la nidification des Bernaches du Canada, et ce, malgré la présence de quelques milieux propices. Dans ce cas, une augmentation des populations est envisageable si leur succès de reproduction augmente dans les milieux adjacents à la zone d'étude.

Tableau 5. Résumé des recommandations et ordre de priorité

Recommandations	Priorité
Mesures passives	
Modification de l'habitat	Élevée
Installation de câbles aériens	Modérée
Campagne de sensibilisation	Modérée
Barrières physiques	Faible
Avanex	Faible
Répulsifs chimiques	Faible
Mesures actives (au besoin)	
Outils télécommandés	Élevée
Chiens entraînés	Modérée
Stérilisation des œufs	Modérée
Pyrotechnie	Faible
Fauconnerie	Faible

7. Références

Avanex®. (2019). Avanex®—AVANEX for Airports. Consulté 13 septembre 2019, à l'adresse https://avanexgrass.com/about/avanex-for-airports.html

Coluccy, J. M., Drobney, R. D., Graber, D. A., Sheriff, S. L. et Witter, D. J. (2001). Attitudes of Central Missouri Residents toward Local Giant Canada Geese and Management Alternatives. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, *29*(1), 116-123.

Conover, M. R. et Chasko, G. G. (1985). Nuisance Canada goose problems in the eastern United States. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, *13*(3), 228–233.

Conover, M. R., & Messmer, T. A. (1996). Feeding Preferences and Changes in Mass of Canada Geese Grazing Endophyte-Infected Tall Fescue. The Condor, 98(4), 859-862. https://doi.org/10.2307/1369872

Environnement Canada. 2011. *Pratiques exemplaires de destruction des œufs ou prévention de l'éclosion – Gestion de la Bernache du Canada*. Service canadien de la faune. Monographie électronique en format PDF disponible sur le site internet d'Environnement Canada. 5 pages.

Environnement Canada. 2010. *Manuel : Bernache du Canada et Bernache de Hutchins – Gestion des populations dans le sud du Canada.* Service canadien de la faune. Monographie électronique en format PDF disponible sur le site internet d'Environnement Canada. 22 pages.

Fox, J. G., Taylor, N. S., Howe, S., Tidd, M., Xu, S., Paster, B. J. et Dewhirst, F. E. (2006). Helicobacter anseris sp. nov. and Helicobacter brantae sp. nov., Isolated from Feces of Resident Canada Geese in the Greater Boston Area. *Appl. Environ. Microbiol.*, *72*(7), 4633-4637. doi:10.1128/AEM.02876-05

Kassa, H., Harrington, B. et Bisesi, M. S. (2001). Risk of Occupational Exposure to Cryptosporidium, Giardia, and Campylobacter Associated with the Feces of Giant Canada Geese. *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, *16*(9), 905-909. doi:10.1080/10473220121164

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). 2009. *Systèmes de protection contre les prédateurs*. Document d'information DADD-22. Direction de l'aquaculture et du développement durable. Québec, Québec. 14 pages.

Mowbray, T. B., C. R. Ely, J. S. Sedinger, and R. E. Trost. 2002*. Canada Goose (Branta canadensis)*, version 2.0. In The Birds of North America. (A. F. Poole and F. B. Gill,

Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. https://doi.org/10.2173/bna.cangoo.02

Transports Canada. 2002. *Manuel de procédures sur la gestion de la faune.* Document TP11500F. Service de l'environnement et du soutien, Sécurité et services techniques, groupes des aéroports. Transports Canada. Ottawa, Ontario.

Rapport sur la situation du cerf de Virginie dans l'est de Montréal :

Revue des méthodes de contrôle des populations de cerf de Virginie et de leurs impacts en milieu urbain et recommandations pour la gestion

Par :

Leclerc M., Villemaire-Côté O., Bonin M., Morineau C., Capolla B., Metthé L. et Tremblay J.-P.

Rapport présenté au Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports de la Ville de Montréal

Centre d'étude de la forêt

Mars 2021

Composition de l'équipe de rédaction

Nom	Statut	Affiliation
Martin Leclerc, PhD	Stagiaire postdoctoral	Département de biologie et CEN, Faculté des sciences et de génie, Université Laval
Olivier Villemaire-Côté, ing.f., MSc	Étudiant au doctorat	Département des sciences du bois et de la forêt et CEF, Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Université Laval
Michaël Bonin, MSc	Étudiant au doctorat	Département de biologie et CEN, Faculté des sciences et de génie, Université Laval
Chloé Morineau, BSc	Étudiante à la maîtrise	Département de biologie, chimie et géographie et CEF, Université du Québec à Rimouski
Béatrice Capolla, BSc	Étudiante à la maîtrise	Département de biologie et CEF, Faculté des sciences et de génie, Université Laval
Lisyanne Metthé, BSc	Étudiante à la maîtrise	Département de biologie, Faculté des sciences et de génie, Université Laval
Jean-Pierre Tremblay, PhD	Professeur et directeur CEF-UL	Département de biologie, CEF et CEN, Faculté des sciences et de génie, Université Laval

Composition de l'équipe de révision

Nom	Statut	Affiliation
Angélique Dupuch, PhD	Professeure	Département des sciences naturelles et CEF, Institut des Sciences de la Forêt Tempérée, Université du Québec en Outaouais
Martin-Hugues St-Laurent, PhD	Professeur	Département de biologie, chimie et géographie, CEF et CEN, Université du Québec à Rimouski

L'équipe de rédaction remercie également le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs qui a émis des commentaires sur une version préliminaire de ce rapport.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé 1
Partie 1 — Introduction et impacts généraux de la surpopulation de cerfs de Virginie 3
Distribution et état général des populations au Québec 3
Biologie et écologie du cerf de Virginie 3
Le cerf de Virginie en milieu urbain et périurbain 6
Dynamique des populations de cerf de Virginie 7
Impacts des herbivores sur les milieux naturels et la biodiversité 9
Zoonoses associées au cerf de Virginie 12
Cadre de gestion du cerf de Virginie au Québec 13
Partie 2 — État des connaissances sur les populations de cerfs de l'est de Montréal et sur leurs impacts 15
Dynamique de la population au cours des dernières décennies 15
Récolte de cerfs dans les territoires adjacents 17
Évolution des plaintes faites par les citoyens 22
Tendance des collisions routières 22
Émigration et immigration avec les territoires adjacents 25
Interactions entre l'agrile du frêne, les espèces envahissantes et le cerf de Virginie et leurs effets sur les écosystèmes forestiers 26
Partie 3 — Revue de littérature portant sur les méthodes de contrôle des populations de cerf de Virginie et de leurs impacts sur les socioécosystèmes 35
Méthodes létales 35
Chasse contrôlée 35
Abattage par des professionnels 38
Capture et euthanasie 41
Méthodes non létales 44
Laisser faire la nature 44
Capture et relocalisation 46
Contraception 49
Effarouchement 55
Produits répulsifs 57
Protection par exclusion 59
Culture et alimentation de diversion 62
Partie 4 — Recommandations 69

Action 1 – Sensibilisation et éducation du public face aux enjeux et aux actions visées 70
Action 2 – Protection de la régénération naturelle et des arbres plantés 70
Action 3 – Contrôle des espèces envahissantes..... 71
Action 4 – Mise en œuvre d'un programme de contrôle de population du cerf de Virginie..... 72
Action 5 – Suivi annuel de l'abondance de cerfs 73
Conclusion 74
Suggestion d'acquisition de connaissances..... 75
Liste de guides de gestion dignes d'intérêt par rapport à la situation de l'est de Montréal 77
Bibliographie..... 79
Annexes 91

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Répartition du cerf de Virginie (Odocoileus virginianus) au Québec. Figure adaptée du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats. .. 3

Figure 2. Le modèle de croissance logistique 7

Figure 3. Illustration de la notion de la connectivité entre les populations. 9

Figure 4. Estimés de densité de population dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (261 ha) selon diverses méthodes. À noter que l'incertitude est très élevée avec les inventaires de fèces. La barre d'erreur montre l'écart-type. En raison de la méthode d'inventaire aérien sur l'ensemble du territoire, aucune erreur n'est associée à ces estimés de populations. Il existe bien entendu une incertitude qui, faute d'être explicite, doit être intégrée dans l'analyse des données. Par exemple, on ignore le taux de détectabilité réel des cerfs. Ainsi, les estimés des inventaires de 2014 et de 2017 sont à tout le moins semblables et on ne peut tirer la conclusion d'une baisse de la population. 15

Figure 5. Secteurs du parc-nature Pointe-aux-Prairies et nombre de cerfs aperçus au cours des inventaires aériens de 2006, 2014 et 2017. Les inventaires aériens offrent une perspective figée à la journée et à l'heure de réalisation de l'inventaire. Il est à noter que le survol du secteur Fleuve a été impossible en raison de contraintes réglementaires fédérales (voie ferrée). 16

Figure 6. Intensité du broutement évalué pour chaque parcelle estimée lors d'un inventaire en 2015 dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (Groupe Hémisphère 2016). 17

Figure 7. Délimitations de la zone de chasse 8 ainsi que des sous-zones Nord, Est et Sud (MFFP 2019) 18

Figure 8. Évolution de la récolte de cerfs de Virginie par la chasse dans la zone 8-Nord entre 1991 et 2019 (MFFP 2020b) 19

Figure 9. Localisations des cerfs de Virginie récoltés dans l'est de l'île de Montréal ainsi que dans les territoires adjacents selon la décennie (A. 1991-1999, B. 2000-2009, C. 2010-2019) (Esri 2020a; MFFP 2020b; Service des infrastructures du réseau routier - Division de la géomatique 2019). Notez qu'il y a une incertitude quant à la précision des localisations d'abattage (comm. pers., Anaïs Gasse, MFFP) et que le fond de carte représente le paysage périurbain en 2020. 21

Figure 10. Nombre de requêtes soumises à la Ville de Montréal pour animaux sauvages importuns dans l'arrondissement Rivières-des-Prairies-Pointe-aux-Trembles depuis 2014 jusqu'au 31 août 2020 (Ville de Montréal 2020a) 22

Figure 11. Nombre de collisions routières impliquant au moins un cerf de Virginie sur l'île de Montréal entre 2011 et 2019 (Société de l'assurance automobile du Québec 2020) 22

Figure 12. Situation géographique des tronçons d'axes routiers où se produit le plus grand nombre de collisions impliquant au moins un cerf de Virginie entre 2011 et 2019 (Esri 2020b; Service des infrastructures du réseau routier - Division de la géomatique 2019; Société de l'assurance automobile du Québec 2020; Ville de Montréal 2020b) 23

Figure 13. Corridors possiblement utilisés afin de traverser les axes routiers où se produisent le plus de collisions cerf-véhicule dans la Ville de Montréal. À gauche est représenté le segment du tronçon du boulevard Henri-Bourassa où se produit le plus de collisions impliquant au moins un cerf, et à droite le tronçon problématique de la rue Sherbrooke. Les flèches jaunes représentent les corridors de déplacement

potentiels des cerfs de Virginie leur permettant d'atteindre des îlots boisés situés de part et d'autre des axes routiers (Esri 2020a; Service des infrastructures du réseau routier - Division de la géomatique 2019; Société de l'assurance automobile du Québec 2020). 24

Figure 14. Nombre d'automobiles et de camions légers de promenade immatriculés sur l'île de Montréal entre 2011 et 2018 (Société de l'assurance automobile du Québec 2019)..... 24

Figure 15. Augmentation du nombre d'éléments de signalisation indiquant la présence potentielle de cerfs de Virginie entre 2001 et 2020 dans la pointe est de l'île de Montréal (Esri 2020b; Ville de Montréal 2020e) 25

Figure 16. Voies potentielles de déplacements autour du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. Il est à noter que ces voies sont bidirectionnelles. L'échelle surplombant l'île Sainte-Thérèse donne un aperçu des distances à parcourir pour la traversée. 26

Figure 17. Exemple d'envahissement par le nerprun sous couvert forestier au Minnesota. Photo: Steven Katovich, forestryimages.org, sous licence Creative Commons 3.0..... 28

Figure 18. Localisation des frênes dépérissant et des arbres dangereux abattus du secteur Bois-de-l'Héritage (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine 2020). On observe une forte variation spatiale dans le degré d'agglomération des tiges coupées, ce qui fait varier la lumière atteignant le sous-étage forestier et conséquemment favorise la croissance des espèces présentes. 29

Figure 19. Schématisation du glissement vers un régime d'équilibre alternatif à partir des effets combinés de la consommation par le cerf de Virginie, de la mortalité des frênes causée par l'agrile et de la compétition par les espèces envahissantes. Le rouge représente les effets négatifs sur la régénération endémique. .. 30

Figure 20. Localisation des exclos érigés dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies..... 33

Figure 21. Exemples illustrant le contraste entre l'intérieur et l'extérieur des exclos situés dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. Photos: Martin Leclerc. 33

Figure 22. À gauche, une trappe de Stephenson adaptée des dessins originaux (Anderson et Nielsen 2002). À droite, une trappe de Clover en position fermée pour l'immobilisation du cerf de Virginie. Image tirée de (Boulanger et al. 2014). 41

Figure 23. Exemples de structures d'accès qui empêchent le passage des cervidés. De gauche à droite, les photos représentent une grille à bétail (Texas gate) et un portail unidirectionnel (kissing gate). Ces modèles doivent toutefois être adaptés au cerf de Virginie en augmentant la longueur ou la hauteur. Photos d'auteurs inconnus soumises à la licence CC BY-SA..... 59

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Traits biodémographiques généraux du cerf de Virginie (adapté de Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec, 2006). 4

Tableau 2. Principaux impacts des populations abondantes de cerfs de Virginie rapportés en Amérique du Nord. 11

Tableau 3. État des connaissances pour les principales zoonoses et maladies associées au cerf de Virginie au Québec. 12

Tableau 4. Tendances observées en 2009 de l'abondance de frêne et de nerprun dans les peuplements forestiers de plus d'un hectare, excluant les champs et les marais. Information tirée de Marineau et Tousignant (2009). À noter que la catégorie arborée ouverte inclut des sous-zones arbustives ouvertes, regroupées dans le rapport. 27

Tableau 5. Résultats des décomptes de ramilles et de brouts aux inventaires de 2005 (Castejon 2005) et de 2015 (Groupe Hémisphère 2016). 31

Tableau 6. Ventilation des résultats des inventaires de brout réalisés au parc-nature de la Pointe-aux-Prairies pour les espèces ligneuses communes aux deux inventaires (Castejon 2005; Groupe Hémisphère 2016). La production représente la somme des ramilles de l'essence sur la somme des ramilles de toutes les essences. L'utilisation représente la proportion des ramilles broutées par essence. 32

Tableau 7. Coûts per capita ($ US / cerf) rapportés par les études ayant expérimenté la méthode d'abattage sur des populations de cerfs de Virginie, et coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf). 39

Tableau 8. Coûts per capita ($ US / cerf) rapportés par les études ayant expérimenté la méthode de capture et euthanasie sur des populations de cerfs de Virginie, et coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf). 42

Tableau 9. Coûts per capita ($ US / cerf) rapportés par les études ayant expérimenté la méthode de capture et relocalisation sur des populations de cerfs de Virginie, et coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf). 47

Tableau 10. Coûts per capita ($ US / cerf) rapportés ou estimés pour la méthode de la contraception sur une population de cerfs de Virginie, et coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf). 52

Tableau 11. Coûts rapportés ($ US / litre) par une étude ayant expérimenté des produits répulsifs (produits prêts à l'emploi) sur une population de cerfs de Virginie, et coûts équivalents en 2020 ($ CA / litre). 58

Tableau 12. Coûts rapportés ($ US / pied linéaire) par des études ayant expérimenté la méthode de protection par exclusion et les coûts équivalents en 2020 ($ CA / pied linéaire). 60

Tableau 13. Coûts annuels rapportés ($ CA / cerf) pour des élevages de cerf de Virginie et coûts annuels équivalents en 2020 ($ CA / cerf). 63

Tableau 14. Synthèse des méthodes de contrôle des populations. 65

Tableau 15. Enjeux écologiques auxquels est confronté le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies et actions recommandées afin de maintenir et améliorer l'intégrité écologique du parc. Voir le Tableau 16 pour la description des actions. 69

Tableau 16. Actions suggérées afin d'améliorer l'intégrité écologique du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies.. 70

Tableau 17. Exemple de guide de gestion de cervidés abondants en Amérique du Nord. 78

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Classement des ratios de sélection standardisés de Manly pour les espèces végétales dont les ramilles sont disponibles pour le cerf de Virginie. La somme des ratios est égale à 1 et les valeurs supérieures indiquent une sélection plus élevée. Le nombre total de ramilles disponibles pour une espèce est indiqué entre les parenthèses qui suivent le nom de l'espèce. Tirée de Champagne et al. (2018) à partir de données prélevées dans la vallée de la Gatineau, Québec. 91

Annexe 2. Stades de succession du parc-nature (Marineau et Tousignant 2009)..... 92

Annexe 3. Communautés végétales du parc-nature (Marineau et Tousignant 2009) 93

Annexe 4. Localisation des frênes dépérissant et des arbres dangereux abattus, secteur Marais (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine 2020). 94

Annexe 5. Localisation des frênes dépérissant et des arbres dangereux abattus, secteur Pointe-aux-Prairies (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine 2020). 95

Annexe 6. Localisation des frênes dépérissant et des arbres dangereux abattus, secteur Bois-de-la-Réparation (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine 2020). 96

Annexe 7. Localisation des frênes dépérissant et des arbres dangereux abattus, secteur Fleuve (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine 2020). 97

Annexe 8. Production et utilisation du brout par essence pour l'ensemble du parc-nature (Castejon 2005)[1]. 98

Annexe 9. Résumé de l'utilisation des essences ligneuses par le cerf à l'échelle du parc-nature (Groupe Hémisphère 2016)..... 99

Annexe 10. Résumé des principales essences ligneuses broutées par secteur (Groupe Hémisphère 2016) 100

Annexe 11. Tableau tiré de Haulton et al. 2001 qui compare les taux de mortalité de différentes méthodes de capture du cerf de Virginie. Consultez https://www.jstor.org/stable/3784006 pour plus de détails. 101

RÉSUMÉ

Le Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports de la Ville de Montréal a requis les services à la collectivité d'une équipe du Centre d'étude de la forêt afin de faire état des connaissances sur la situation du cerf de Virginie dans l'est de l'île de Montréal, plus particulièrement sur le territoire du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies, ainsi que sur les méthodes de contrôle des populations de cerfs et de leurs impacts en milieu urbain dans une perspective de restauration du couvert forestier. Cette perspective s'impose en raison de la forte présence de nerprun, une espèce exotique envahissante, ainsi que l'épidémie d'agrile du frêne qui modifie drastiquement le couvert forestier et la composition végétale des secteurs boisés. Dans les parcs, l'abattage des frênes pour protéger les infrastructures et les visiteurs accélère l'ouverture du couvert forestier. Le nerprun cathartique résiste au broutement par le cerf et peut alors profiter des trouées créées par la disparition des frênes pour coloniser de manière plus importante les milieux boisés.

Pour cerner les enjeux socio-écologiques liés à la population de cerfs de l'est de l'île de Montréal et éclairer la prise de décision quant à la gestion des écosystèmes protégés de l'est de la Ville de Montréal, le rapport est structuré en 4 parties :

1. Introduction et impacts généraux de la surpopulation de cerfs de Virginie ;
2. État des connaissances sur les populations de cerfs de Virginie de l'est de l'île de Montréal ;
3. Revue de littérature sur les méthodes de contrôle des populations de cerfs de Virginie et de leurs impacts sur les socio-écosystèmes ;
4. Recommandations.

La première partie fait état des diverses caractéristiques du cerf de Virginie qui permettent à cette espèce de coloniser les paysages périurbains et d'y devenir surabondant. Ces milieux offrent au cerf des sources de nourriture abondantes, un faible risque de prédation et un paysage fragmenté qui lui permet de combler facilement ses besoins vitaux. Dans ces conditions, les populations de cerfs peuvent atteindre et se maintenir à des densités entraînant des impacts sur la composition, la structure et les fonctions des parcelles de forêts. Leurs capacités à se reproduire et à se déplacer à partir des milieux environnants leur permettent de rapidement recoloniser un habitat. Notre analyse des indicateurs disponibles nous permet de conclure que la population de cerfs du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies répond aux critères d'une population surabondante. L'action synergique du broutement sélectif des herbivores qui favorise les espèces envahissantes au détriment de celles typiques du milieu, de l'ouverture du couvert forestier sous l'effet de l'agrile du frêne et des abattages de frênes, en plus de l'envahissement par le nerprun risque de faire glisser les écosystèmes forestiers vers un régime d'équilibre alternatif difficilement réversible.

En parallèle de l'analyse de l'état des populations de cerfs dans l'est de Montréal, nous avons évalué les méthodes de contrôle généralement utilisées, soit trois méthodes létales et sept méthodes non létales, en termes d'avantages et d'inconvénients, de considérations légales, d'acceptabilité sociale et de coûts d'application. À partir de ces informations, nous suggérons une série d'enjeux, d'indicateurs, cibles et actions pour appuyer la mission de protection, de réhabilitation et de mise en valeur des milieux naturels du Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports. Les actions proposées sont 1) la sensibilisation et l'éducation du public face aux enjeux et aux actions visées, 2) la protection de la régénération naturelle et des arbres plantés, 3) le contrôle des espèces végétales envahissantes, 4) la mise en œuvre d'un programme de contrôle de la population de cerfs de Virginie et 5) un suivi annuel de l'abondance de cerfs. L'action 1 devrait être mise en place en priorité, après quoi les autres actions devraient être réalisées en simultané.

La densité atteinte par la population de cerfs de Virginie et les impacts à l'habitat exigent la mise en œuvre rapide d'un programme de contrôle de la population. Nous recommandons une cible de réduction (70 à 80 % de l'abondance de cerfs) susceptible de limiter rapidement la capacité des cerfs à contrôler la composition et la structure de la végétation déjà altérées par deux décennies de broutement sélectif chronique. En se basant sur le dernier inventaire aérien de mars 2021 (64 cerfs), une réduction de 70 à 80 % résulterait en une population de 13 à 19 cerfs dans le parc-nature, ce qui équivaut à des densités de 5 à 7,5 cerfs/km^2, des densités compatibles avec la dynamique de régénération naturelle des forêts. Devant l'urgence d'agir et la récurrence des actions de contrôle, nous recommandons l'application d'une méthode de contrôle létale dont l'efficacité est démontrée. Une campagne de communication et de sensibilisation du public face aux enjeux et aux actions visées sera cependant nécessaire en raison de la perception défavorable d'une partie du public à l'égard des méthodes de contrôle létales. Les populations de cerfs de Virginie sont en mesure de rebondir rapidement à la suite d'une réduction des effectifs en raison de leurs caractéristiques démographiques et de l'immigration possible à partir des régions environnantes. Le programme de contrôle de la population devra donc se poursuivre annuellement et devra être mis à jour avec les résultats du suivi annuel de la population de cerfs, et ce, jusqu'à ce que les indicateurs écologiques de rétablissement des écosystèmes forestiers atteignent leur cible.

Face au risque de glissement vers un régime d'équilibre alternatif dominé par des espèces envahissantes susceptibles de modifier la structure et les fonctions de l'écosystème, le contrôle de la population de cerfs ne peut suffire à lui seul. C'est pourquoi nous suggérons de mettre en place des mesures de protection de la régénération naturelle et des arbres plantés. En utilisant des clôtures individuelles et des exclos, il sera possible d'éviter que les cerfs résiduels, ou ceux qui pourraient migrer vers le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies à partir des territoires environnants, puissent brouter la régénération forestière. Nous suggérons d'utiliser ces mesures de protection jusqu'à ce que la régénération forestière devienne suffisamment haute pour s'affranchir du broutement par le cerf. De plus, des mesures de contrôle des espèces envahissantes devront être combinées à ces efforts afin de réduire la présence de nerprun, en particulier.

Afin d'améliorer notre compréhension des phénomènes complexes en cours et de raffiner la gestion, nous encourageons l'adoption d'une approche de gestion adaptative où les actions et le suivi sont planifiées comme une expérience grandeur nature par une équipe multidisciplinaire composée de gestionnaires, de chercheurs, de spécialistes en communication, du personnel du Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports et du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.

PARTIE 1 — INTRODUCTION ET IMPACTS GÉNÉRAUX DE LA SURPOPULATION DE CERFS DE VIRGINIE

Distribution et état général des populations au Québec

Les populations de cerfs de Virginie au Québec sont indigènes, mis à part à l'île d'Anticosti où cette espèce a été introduite à la fin du 19e siècle (Potvin, Beaupré, et Laprise 2003). Au Québec, le cerf de Virginie se trouve à la limite nordique de son aire de distribution (Figure 1). Le cerf de Virginie est plus abondant dans les habitats méridionaux de la province, bien que les pratiques sylvicoles, le développement de l'agriculture, les activités anthropiques, la réduction des populations de prédateurs naturels de même que les variations du climat des dernières décennies aient contribué à accroître la présence du cerf plus au nord, notamment sur la Côte-Nord, au Saguenay-Lac-Saint-Jean et au Bas-Saint-Laurent. Le climat, particulièrement la rigueur de l'hiver, s'avère être le principal déterminant de la distribution latitudinale du cerf de Virginie au Québec. Les activités humaines sont également un facteur clé expliquant la distribution et l'état des populations de cette espèce au Québec.

*Figure 1. Répartition du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) au Québec. Figure adaptée du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats.*

La majorité des populations de cerfs de Virginie au Québec sont dans un état stable ou en croissance. À l'exception de l'île d'Anticosti où la densité de cerfs dépasse 20 cerfs/km^2, les populations continentales de cerfs au Québec oscillent de 0,4 à 16 cerfs/km^2 (Huot et Lebel 2012). Les populations situées au sud du fleuve Saint-Laurent, en particulier celles des régions administratives de la Montérégie, de l'Estrie et du Centre-du-Québec présentent les densités parmi les plus élevées du Québec continental. La présence du cerf est en croissance sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal (Huot et Lebel 2012). Dans l'ensemble des régions du Québec, la densité du cerf de Virginie fluctue principalement en raison du climat et des taux de récolte par la chasse (Huot et Lebel 2012).

Biologie et écologie du cerf de Virginie

Le cerf de Virginie présente un important dimorphisme sexuel en termes de masse corporelle, c'est-à-dire que celle des mâles est plus élevée que celle des femelles à l'âge adulte (Tableau 1). Les deux sexes atteignent généralement leur masse corporelle maximale à l'automne et il est fréquent d'observer des pertes de masse de près de 20 % au cours de l'hiver, en particulier à la limite nordique de l'aire de distribution de l'espèce.

Tableau 1. Traits biodémographiques généraux du cerf de Virginie (adapté de Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec, 2006).

Traits biodémographiques	Valeurs moyennes ou étendues
Masse	Mâle: 85 à 95 kg Femelle: 57 à 63 kg
Longueur totale [1]	1,2 à 2 m
Espérance de vie	En nature: 15 ans En captivité: 20 ans
Âge à maturité sexuelle	Mâle: 1,5 an Femelle: 1 (exceptionnel) ou 1,5 an
Période d'accouplement	Novembre à décembre au Québec
Durée de la gestation	200 à 210 jours
Mise bas	Mai à juin inclusivement
Nombre de portées par année	1
Taille des portées	1 à 3 faons (moyenne de 2 faons)
Âge au sevrage	4 mois
Superficie du domaine vital annuel [2]	Milieu naturel: été: 30 – 200 ha, hiver: 22 – 130 ha Milieu urbain périurbain: été: 17 – 85 ha, hiver: 13 – 50 ha

[1] Les principaux déterminants sont la nutrition et la génétique.

[2] La superficie du domaine vital du cerf de Virginie est extrêmement variable à travers son aire de distribution. L'aire utilisée par les individus varie également selon la saison (Tierson et al. 1985), le type d'habitat, la densité de cerfs ainsi que les segments de la population.

Bien que le cerf de Virginie soit actif tout au long de la journée, son rythme circadien engendre un niveau d'activité maximal à l'aube et au crépuscule. Le budget d'activité du cerf varie également de manière saisonnière avec un maximum d'activité au printemps et à l'été, ainsi qu'une diminution à l'hiver et à l'automne, hormis durant la période d'accouplement en novembre.

Habitat et utilisation de l'espace

En milieu naturel, le cerf de Virginie utilise une diversité d'habitats (p. ex. peuplements de thuya, mixtes et feuillus, tourbières, etc.). Les secteurs perturbés par les coupes forestières, les trouées ou les chablis ainsi que leurs bordures, où il y a diverses sources de nourriture, de même que les secteurs où les peuplements forestiers offrent des abris, sont plus fortement utilisés par le cerf. L'entremêlement entre des milieux ouverts et fermés est une composante particulièrement prisée du cerf de Virginie, car cette configuration offre à la fois un abri et un accès à des ressources alimentaires au cerf. Le cerf est peu enclin à s'exposer sur de longues distances ou périodes en milieu ouvert, où il est plus susceptible d'être victime de la prédation. Par conséquent, les zones intensément utilisées pour l'alimentation et les déplacements sont généralement situées à l'intérieur de quelques mètres des zones d'abris. En milieu agricole et périurbain, la matrice d'habitats offre souvent des caractéristiques qui répondent aux besoins des cerfs.

Bien que le cerf de Virginie soit actif tout au long de l'année, l'hiver s'avère être une saison critique pour sa survie. En effet, le cerf est mal adapté pour se déplacer dans un important couvert de neige. Les dépenses énergétiques liées aux déplacements dans la neige augmentent rapidement en fonction de l'épaisseur de neige et de l'enfoncement. Une épaisseur de neige supérieure à 50 cm s'avère critique pour le cerf (Potvin, Huot, et Duchesneau 1981). Les déplacements quotidiens, le budget d'activité de même que le taux de consommation de nourriture du cerf sont

d'ailleurs réduits en hiver. Dans le nord-est de l'Amérique du Nord, à l'approche de l'hiver, le cerf migre habituellement vers des aires de confinement hivernal appelées ravages. Ces habitats sont généralement caractérisés par une faible pente, une basse altitude, un important couvert résineux procurant un abri tout en limitant l'accumulation de neige au sol et une strate arbustive à dominance feuillue à titre de source de nourriture (Dumont et al. 1998; Hébert et al. 2013). Tout comme à l'été, un niveau d'entremêlement élevé entre les composantes d'abri et de nourriture à l'intérieur des ravages est optimal pour le cerf en hiver (Dumont et al. 1998; Hébert et al. 2013). En plus de réduire les dépenses énergétiques associées à la locomotion dans la neige, l'entretien d'un réseau de pistes par les cerfs regroupés au sein d'un ravage constitue une stratégie d'évitement des prédateurs (Messier et Barrette 1985). Dans les régions plus au sud, où l'enneigement n'atteint pas un seuil critique pour les déplacements, les cerfs sont moins confinés aux habitats offrant un couvert d'abri et de fuite et peuvent donc maximiser l'utilisation des types d'habitats où ils trouvent leurs ressources alimentaires (Sabine et al. 2001; Van Deelen 1999). Ils peuvent également montrer une moins grande fidélité envers leur aire hivernale, notamment en milieux périurbains (Hurst et Porter 2008).

Alimentation

Le cerf de Virginie est un herbivore ruminant. Son système digestif est composé de quatre compartiments stomacaux, soit le rumen, le réticulum, l'omassum et l'abomassum. Cette configuration permet au cerf d'ingérer une grande biomasse de ressources alimentaires et de faire remonter le bolus alimentaire lors de périodes de repos subséquentes. Ce processus, appelé rumination, permet de maximiser le temps alloué à l'alimentation et d'optimiser l'extraction d'énergie digestible des ressources consommées (Hoffman 1989). Le système digestif des ruminants est particulièrement bien adapté pour tirer profit de ressources alimentaires de faible valeur nutritive, rendant ainsi le cerf apte à consommer une large gamme de ressources en fonction des conditions rencontrées. Par contre, par rapport à des ruminants plus généralistes comme le bison (*Bison bison*) ou la vache domestique (*Bos taurus*), le rumen relativement petit du cerf de Virginie par rapport à sa masse implique qu'il doit sélectionner les plantes les plus digestibles et les plus nutritives qu'il peut trouver dans son habitat (Robbins, Spalinger, et van Hoven 1995)

Au Québec, l'alimentation printanière et estivale du cerf se compose principalement de tiges et de feuilles d'essences feuillues ainsi que de graminées. Le broutement par le cerf cible également les strates herbacées et arbustives. À l'automne, le cerf continue de consommer des feuilles et à cela s'ajoute, selon la disponibilité et les régions, certaines espèces de fruits durs et des champignons. Au cours de l'hiver, l'alimentation du cerf dépend grandement des tiges d'espèces ligneuses principalement feuillues auxquelles s'ajoutent les ramilles de diverses espèces de conifères

Des cerfs en ville!

Certaines conditions propres aux milieux urbains et périurbains contribuent à expliquer l'établissement et la persistance de populations à densité élevée de cerfs de Virginie:

a) Des sources de nourriture abondantes, comme des jardins, pelouses, arbustes, champs agricoles (Blanchong et al. 2013);

b) Des pratiques d'aménagement qui offrent une mosaïque d'habitats (abri, nourriture et entremêlement) qui sont favorables au cerf de Virginie (Raik et al. 2003; McCance et al. 2015);

c) Peu ou pas de grands prédateurs (Blanchong et al. 2013; Gulsby et al. 2017; Furnas et al. 2020);

d) La chasse sportive est restreinte ou interdite;

e) Il y a souvent de la résistance de la part du public quant à la mise en œuvre de mesures de contrôle des populations.

(p. ex. sapin baumier *Abies balsamea*, thuya *Thuja occidentalis*, épinette blanche *Picea glauca*, pin *Pinus spp.*; voir Annexe 1 pour un classement des rangs de sélection des espèces). Dans certaines régions plus au nord de l'aire de distribution du cerf au Québec, par exemple à l'île d'Anticosti, l'alimentation hivernale du cerf est principalement composée de ramilles de sapin baumier et d'épinette blanche. Cette flexibilité alimentaire du cerf de Virginie lui permet de s'acclimater efficacement aux conditions locales, notamment en consommant une biomasse plus élevée de ressources alimentaires de valeur nutritive plus faible dans des habitats plus défavorables. Dans plusieurs régions du Québec, à l'approche de l'automne, l'alimentation du cerf peut également inclure divers dérivés du secteur agricole, par exemple le trèfle (*Trifolium spp.)*, la luzerne (*Medicago sativa*), le soya (*Glycine max*) ou le maïs (*Zea mays*). Les dommages aux récoltes en milieux agricoles sont d'ailleurs parmi les impacts fréquemment cités en lien aux problématiques de surabondance du cerf de Virginie.

Le cerf de Virginie en milieu urbain et périurbain

Les activités humaines, par leurs impacts sur les habitats, sont généralement considérées, directement ou indirectement, comme l'une des principales menaces à la viabilité des populations de cervidés. Par exemple, les collisions routières expliquent plus de 50 % des mortalités chez le cerf des Keys (*Odocoileus virginianus clavium*) en Floride, aux États-Unis (Harveson et al. 2007). La fragmentation et la perte d'habitats résultant des activités humaines entraînent également l'isolement de certaines populations de cerfs (Blanchong, Sorin, et Scribner 2013), de même que la diminution de la qualité de l'habitat, particulièrement en ce qui a trait à la disponibilité des ressources alimentaires. Paradoxalement, le développement urbain peut également avoir des effets bénéfiques pour le cerf de Virginie. Les problématiques liées à la surabondance du cerf en milieux urbains à l'échelle de l'Amérique du Nord en sont une preuve (D'Angelo, Wenner, et Keegan 2012; Furnas et al. 2020; Nielsen et Porter 2011; Warren 2011). Le cerf de Virginie est une espèce présentant une grande plasticité (flexibilité) écologique et comportementale à l'égard des contraintes et des conditions associées aux milieux urbains. À l'instar d'autres espèces comme le renard roux (*Vulpes vulpes*) et le raton laveur (*Procyon lotor*), le cerf de Virginie s'est ainsi rapidement acclimaté aux environnements urbains et périurbains en Amérique du Nord (McCance, Campbell, et Baydack 2015).

Divers traits démographiques et comportementaux contribuent à la grande capacité du cerf de Virginie à répondre aux perturbations d'origine anthropique et à son établissement en milieux urbains. Contrairement aux milieux naturels, le domaine vital du cerf en milieux urbains tend à couvrir une plus petite superficie, soit près de 80 à 85 % inférieure (Tableau 1; Grund et al., 2002; Storm et al., 2007). Le domaine vital de différents individus tend également à montrer un degré élevé de chevauchement avec celui d'autres cerfs en milieux urbains (Grund et al., 2002; Storm et al., 2007). Cette réduction de l'espace utilisé par chaque individu pour accomplir ses activités et compléter son cycle de vie est l'un des exemples les plus marquants de l'ajustement du cerf de Virginie aux milieux urbains et contribue à expliquer la présence de densités élevées de cerfs (Grund et al. 2002; Storm et al. 2007; Urbanek et Nielsen 2013). Les infrastructures présentes dans les milieux urbains peuvent également engendrer des barrières physiques (par exemple des routes ou des secteurs industriels) pouvant limiter les déplacements du cerf de Virginie (Grund et al. 2002). Les densités élevées de cerfs en milieux urbains sont souvent observées dans des secteurs avec un degré élevé d'entremêlement entre des milieux boisés, agricoles, forestiers, des friches herbacées, des friches arbustives et des secteurs résidentiels, ce qui contribue à créer une mosaïque d'habitats dont tire profit le cerf. En période estivale, les mâles ont tendance à se tenir en petits groupes, tandis que les femelles sont généralement accompagnées de leur(s) jeune(s) seulement (Kie et Bowyer 1999). Cependant, cette ségrégation est moins prononcée lorsque la densité de la population est élevée (Kie et Bowyer 1999). En hiver, les cerfs, tant mâles que femelles, se regroupent dans les ravages lorsque les conditions nivales le requièrent. Les femelles sont

philopatriques, c'est-à-dire qu'elles s'établissent ou retournent pour se reproduire près des endroits où elles sont nées. Les mâles, cependant, tendent généralement à se disperser ce qui permet au cerf de coloniser rapidement les habitats urbains (Etter et al. 2002; Storm et al. 2007; Walter et al. 2011). Cette particularité rend également les sous-populations très résilientes aux perturbations (p. ex. l'abattage d'individus), la mortalité d'individus étant généralement rapidement compensée par l'arrivée de migrants (voir section Immigration et émigration) et un plus grand taux de reproduction (voir section Dynamique des populations de cerf de Virginie). Le cerf présente également une grande capacité d'habituation à la présence humaine et à ses activités (Gallo et al. 2019; McCance et al. 2015). L'accès à des sources de nourriture abondantes et l'absence de prédation en milieux urbains peut résulter en une forte habituation à l'égard de l'humain chez la faune, allant jusqu'à en modifier les comportements sociaux, telle qu'une inhibition de la réponse de fuite en présence d'humains (Peterson et al. 2005).

Dynamique des populations de cerf de Virginie

La dynamique des populations réfère aux changements dans les effectifs d'une population au cours du temps en fonction de son taux de croissance, c'est-à-dire du bilan entre reproduction, mortalité, immigration et émigration (Figure 2). Le taux de croissance est dépendant de diverses ressources limitées dans le temps et l'espace (p. ex. ressources alimentaires), de même que différents facteurs intrinsèques (p. ex. accessibilité aux partenaires sexuels). Les paramètres démographiques des populations de cerfs de Virginie lui donnent la capacité de répondre rapidement aux opportunités, à la suite d'une augmentation des ressources par individu suivant une baisse de la population (Simard et al. 2010).

Le modèle de croissance logistique : une approximation mathématique de la dynamique d'une population

Le modèle de croissance logistique prédit l'effectif d'une population à un temps donné (Nt) à partir de deux paramètres, soit le taux de croissance (r) et la capacité de support (K; Figure 2).

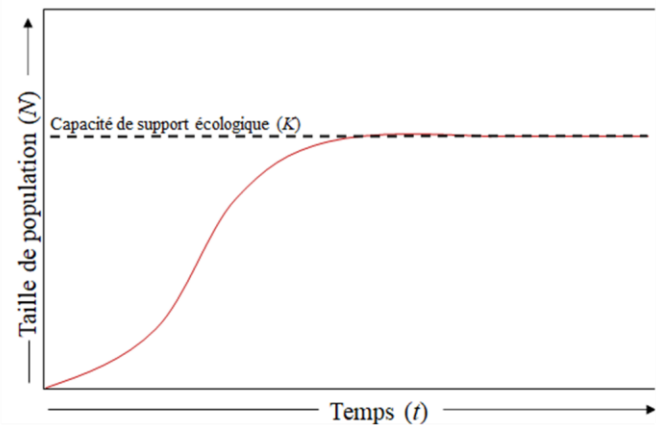


Figure 2. Le modèle de croissance logistique

Pour un petit effectif, le modèle prédit un taux de croissance faible, notamment en raison de la difficulté de trouver un partenaire sexuel. Le taux de croissance augmente ensuite exponentiellement jusqu'à l'atteinte d'un maximum au point d'inflexion de la courbe logistique. Après ce point, le taux de croissance décline jusqu'à devenir nul. La capacité de support se définit alors comme l'effectif à partir duquel le taux de croissance tend vers 0.

Reproduction

Même à faible effectif, le taux de croissance des populations de cerfs est généralement élevé (McCullough 1997). Par exemple, dans un habitat fermé de 2 km^2 situé au Michigan, une population de cerfs de Virginie qui était au départ composée de six individus présentait un effectif d'environ 160 individus à peine cinq ans plus tard, entraînant des dommages importants à la végétation (McCullough 1979). L'une des raisons est que le cerf est polygyne, c'est-

à-dire qu'un mâle s'accouple avec plusieurs femelles pendant la période du rut (novembre). La phase exponentielle de la croissance est très rapide puisque les femelles sont matures sexuellement à 1,5 ans et produisent régulièrement des jumeaux après avoir atteint 2,5 ans, et ce, même dans des conditions où les ressources alimentaires sont de moins bonne qualité nutritive (McCullough 1997). Les faons nés en juin sont sevrés vers l'âge de 4 mois et passent leur première année avec leur mère.

Mise en garde sur la notion de capacité de support

Malgré ce que suggère le modèle logistique (Figure 2), la capacité de support d'un milieu varie selon la saison ou les variations du climat. De plus, les animaux sont en mesure de modifier leur comportement ou leur physiologie, ce qui complique davantage la détermination de la capacité de support écologique d'un milieu. Par exemple, les cerfs de Virginie de l'île d'Anticosti sont jusqu'à 30 % plus petits (taille corporelle) que ceux de la population source à partir de laquelle ils ont été introduits (Lesage et al. 2001). La réduction de la taille des cerfs couplée à l'absence de prédateurs permettent au cerf de Virginie de se maintenir à forte densité à l'île d'Anticosti, malgré une dégradation constante de son habitat sous l'effet du broutement.

Dans un contexte de restauration des dommages causés par les populations surabondantes de cervidés, la notion de capacité de support est somme toute peu utile puisque la cible de gestion ne vise pas à atteindre un effectif de population où le taux de croissance est à 0, mais bien un effectif de population où il est possible de réduire les effets négatifs du cerf sur les attributs de l'écosystème à restaurer. L'atteinte d'un consensus sur les enjeux de restauration est donc préalable à l'identification de l'effectif souhaitable de la population de cerfs.

L'introduction du concept de capacité de support sociale a par ailleurs mené à un nouveau paradigme en gestion et conservation de la faune et de ses habitats, où les cibles de densité de population pour diverses espèces ne sont désormais plus uniquement dépendantes de la capacité de support écologique du milieu, mais également de la perception sociale face à la présence de la faune et des mesures de gestion et de conservation s'y rattachant. Cette notion implique un jugement de valeur à l'égard de la faune et de ses impacts et doit conséquemment tenir compte des préoccupations et des réalités des acteurs impliqués.

Mortalité

Le climat est le principal déterminant de la survie chez le cerf de Virginie en Amérique du Nord. Alors que la survie estivale est généralement élevée, les taux de mortalité en hiver peuvent atteindre près de 50 % selon les populations et les conditions rencontrées au cours de l'hiver (Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec 2006). Les températures froides et l'épaisseur du couvert neigeux sont les principaux facteurs naturels liés à la mortalité hivernale chez le cerf de Virginie. Alors que les températures froides influencent la thermorégulation des cerfs, une accumulation élevée de neige augmente leurs dépenses énergétiques et les rend plus vulnérables à la prédation. La sensibilité du cerf aux conditions climatiques hivernales serait toutefois atténuée dans un contexte urbain où le cerf peut trouver plus facilement de la nourriture et n'est pas confronté à la présence de prédateurs, ce qui limite ses dépenses énergétiques hivernales.

La prédation est fréquemment considérée comme un facteur naturel de régulation des populations de cervidés à l'état sauvage. À travers son aire de distribution, le cerf de Virginie a pour principaux prédateurs le loup gris (*Canis lupus*), le coyote (*Canis latrans*), le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), le lynx roux (*Lynx rufus*), le cougar (*Puma concolor*) et l'ours noir (*Ursus americanus*). Au Québec, le coyote est considéré comme le principal prédateur naturel du cerf de Virginie, tant pour les adultes que les juvéniles. L'impact des prédateurs sur le cerf de Virginie est généralement dépendant des conditions météorologiques, particulièrement à l'hiver, l'incidence de la prédation sur la mortalité chez le cerf de Virginie étant supérieure lorsque l'accumulation de neige est importante. Ce constat

est toutefois peu observé en milieux urbains où la prédation sur le cerf, par exemple par le coyote est quasi-absente, voire absente, et donc peu sujette à limiter ou réguler les populations de cerfs. En plus du climat et de la prédation, la mortalité du cerf de Virginie est également associée au prélèvement par la chasse, comme au Québec (voir la section Cadre de gestion du cerf de Virginie au Québec). La chasse sportive constitue d'ailleurs l'un des principaux outils de gestion des populations par la modification du taux de mortalité.

Immigration et émigration

Au cours de l'été suivant leur naissance, de 46 à 80 % des mâles se dispersent, alors que pour les femelles, plus de 80 % demeurent appariées à leur mère en établissant leurs domaines vitaux à proximité, créant ainsi des regroupements spatiaux de femelles apparentées (Lesage et al. 2000). Ainsi, la capacité d'une population à se maintenir dans le temps est influencée par le degré de connectivité à des populations adjacentes (émigration et immigration, voir Figure 3). Cette notion de connectivité réfère à l'agencement spatial des populations, à la présence de barrières physiques aux déplacements d'individus et au concept de métapopulation, et peut avoir des impacts importants sur les effets de mesures de gestion ciblées sur une ou des population(s). Par exemple, dans le cas d'une population isolée n'ayant pas d'apports de nouveaux individus via des populations adjacentes, des actions visant à réduire la densité d'individus ont des impacts tangibles sur la taille de la population. Toutefois, ces mêmes actions pourraient n'avoir que peu d'impacts sur la taille d'une population caractérisée par un fort degré de connectivité avec des populations adjacentes, les individus retirés étant remplacés par des migrants (Figure 3).

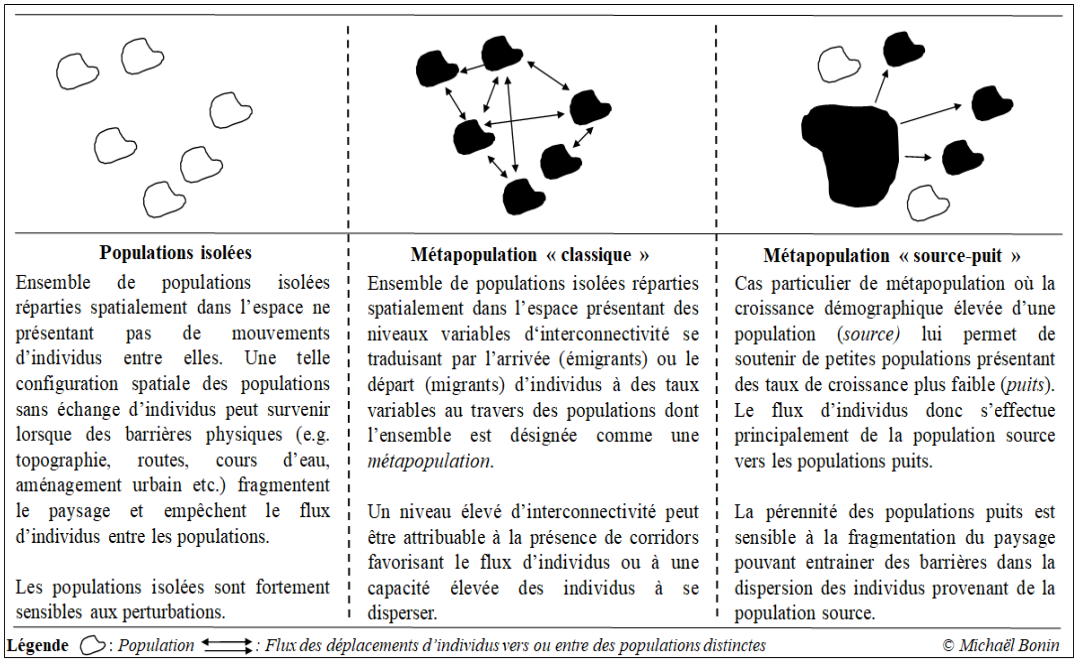


Figure 3. Illustration de la notion de la connectivité entre les populations.

Impacts des herbivores sur les milieux naturels et la biodiversité

La consommation des plantes par les herbivores joue un rôle important dans la dynamique des écosystèmes. Pensons par exemple à la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans la dynamique de succession des sapinières (Baskerville 1975), où des épidémies sévères entrainent la défoliation de grandes étendues de forêt et mènent à la création de trouées. Toutefois, lorsque les populations sont surabondantes et leur pression sur l'écosystème est chroniquement élevée, les herbivores peuvent exercer des impacts sur diverses composantes des milieux naturels.

Le Tableau 2 résume les principaux impacts documentés des fortes densités de cerfs de Virginie sur diverses composantes des milieux naturels en Amérique du Nord. Les impacts du cerf sur les écosystèmes terrestres sont bien entendu dépendants de leur densité. L'établissement d'une relation entre les impacts écologiques attendus des cerfs et leur densité est une tâche complexe en raison de la nature non linéaire de la relation, des effets de seuils, ainsi que de l'influence des conditions locales sur cette relation (Tremblay, Huot, & Potvin, 2006). Par exemple, des densités de cerfs supérieures à 10 cerfs/km^2 sont fréquemment associées à des effets délétères sur la structure forestière et la biodiversité d'un milieu (Côté, Rooney, Tremblay, Dussault, & Waller, 2004; Furnas et al., 2020), mais certains de ces impacts ont également été documentés pour des densités inférieures à 10 cerfs/km^2 (Furnas et al., 2020; Rooney & Waller, 2003). Cela dit, dans un contexte de restauration où des dommages importants ont déjà été causés par le broutement, il est probable qu'une faible densité de cerfs suffise à maintenir les dommages à la végétation. Dans un contexte de restauration, il faut donc viser une densité de cerfs beaucoup plus basse, et également intervenir sur la végétation afin de favoriser sa restauration. Pour bien saisir cette notion, il faut explorer comment le cerf sélectionne ses ressources alimentaires.

Qu'est-ce qu'une population surabondante?

Selon le point de vue de l'observateur, une population faunique pourrait être jugée surabondante si elle (Caughley, 1981):

- *menace la vie ou le mode de vie des citoyens;*
- *réduit l'abondance d'une autre espèce plus appréciée;*
- *est trop abondante pour son propre bien;*
- *entraîne un déséquilibre au sein de l'écosystème.*

Par déséquilibre, on réfère à une situation où la taille de la population et l'envergure de ses impacts dépassent l'intervalle supérieur de la variabilité naturelle caractéristique de l'écosystème (McShea et al., 1997)

La notion de surabondance fait souvent référence à une population dont la taille absolue est élevée. Il s'agit pourtant d'une notion relative et dépendante de la superficie occupée par ladite population, c'est-à-dire la densité.

De plus, pour une abondance donnée, une population pourra être perçue comme surabondante dans un milieu ou par certains acteurs (p. ex. agriculteur) alors que dans un autre milieu ou pour d'autres acteurs (p. ex. chasseur), elle ne le sera pas.

Les cerfs n'utilisent pas les plantes au hasard ou selon leur disponibilité (Annexe 1). Ils broutent sélectivement les espèces qui leur permettent de satisfaire leurs besoins. Toutefois, la grande capacité du cerf à tirer profit énergétiquement d'une large gamme de ressources alimentaires dont la valeur nutritive respective peut varier lui permet de se maintenir dans des habitats présentant des ressources alimentaires de plus faible qualité nutritive. Dans des conditions de broutement sélectif fréquent ou chronique, les espèces capables de résister au broutement obtiennent un avantage compétitif apparent sur celles qui ne sont pas adaptées à ces conditions (Holt 1977). C'est le cas notamment des espèces qui :

1. possèdent des défenses chimiques intrinsèques (p. ex. composés phénoliques) leur permettant d'éviter le broutement;
2. compensent les tissus perdus par une croissance compensatrice. Par exemple, les graminées dont le méristème basal, c'est-à-dire la partie de la plante où se produit la croissance, permet la poursuite de la croissance après le broutement ou la tonte.

Tableau 2. Principaux impacts des populations abondantes de cerfs de Virginie rapportés en Amérique du Nord.

Composantes du milieu naturel	Impacts	Sources
Structure et composition des communautés végétales	Changement de dominance des espèces végétales et altération du processus de succession végétale	Stromayer et Warren 1997 Perea, Girardello, et Miguel 2014 Rooney et Waller 2003 Schütz et al. 2003 Potvin et al. 2003
	Réduction de la structure des tiges (p. ex. hauteur et surface terrière)	Stromayer et Warren 1997 Potvin et al. 2003 Pépin et al. 2006
	Baisse de la survie et de la reproduction	Augustine et Frelich 1998
Structure et composition des communautés animales et des réseaux trophiques	Pertes d'habitats ou de biodiversité chez les mammifères	Côté 2005
	Pertes d'habitats ou de biodiversité chez les oiseaux	DeGraaf, Healy, et Brooks 1991 deCalesta 1994 Martin, Arcese, et Scheerder 2011 Cardinal et al. 2012

Perte de résilience et glissement de l'écosystème vers un régime d'équilibre alternatif

Alors que le broutement sélectif par le cerf se poursuit pendant des années, la composition et la structure des communautés végétales peuvent basculer en faveur des espèces résistantes, au détriment de celles qu'on retrouverait dans l'écosystème sous des conditions de broutement modérées. À la suite d'une perturbation du couvert forestier, par exemple d'une épidémie d'insectes, d'un chablis ou d'une coupe forestière, ces espèces végétales déjà présentes en sous-étage rencontrent des conditions qui amplifient leur dominance, ouvrant la voie à un changement de régime compositionnel et structurel (Hidding et al. 2013). Ce changement est difficilement réversible si les espèces présentes engendrent des conditions qui favorisent leur propre persistance par une boucle de rétroaction positive (Hidding et al. 2013; Mayer et Rietkerk 2004 ; Suding et al. 2004). C'est le cas notamment du nerprun cathartique dont les racines libèrent des composés chimiques qui inhibent la croissance d'autres espèces (Warren et al. 2017). Une fois ces boucles de rétroactions positives bien établies, le potentiel de restauration de l'écosystème sans intervention majeure, tel que le contrôle des espèces envahissantes, est fortement réduit.

Zoonoses associées au cerf de Virginie

Les densités élevées de cerfs à proximité des infrastructures humaines sont également un facteur de risque dans l'exposition à certains pathogènes et maladies transmissibles de la faune vers l'humain (Farnsworth et al. 2005; Walter et al. 2011). Le cerf de Virginie agit à la fois à titre d'hôte (*cible finale*) et de vecteur (*hôte intermédiaire*) de certains pathogènes transmissibles aux populations humaines. Les maladies résultantes, lorsque transmissibles à l'humain, sont qualifiées de zoonoses. Le Tableau 3 liste les principales zoonoses et maladies associées au cerf de Virginie au Québec et fait état des connaissances relatives à chacune d'elles.

Tableau 3. État des connaissances pour les principales zoonoses et maladies associées au cerf de Virginie au Québec.

Maladies	Vecteur	Agent causal	Situation au Québec	Sources
Lyme	Tique du genre *Ixodes*	*Borrelia burgdorferi*	Forte progression, risque faible à modéré	INSPQ[1]
Anaplasmose	Tique du genre *Ixodes*	*Anaplasma* spp.	Faible présence, risque faible	INSPQ
Ehrlichiose	Tique du genre *Ixodes*	*Ehrlichia muris euclairensis*	Faible présence, risque faible	INSPQ
Tuberculose bovine	Bactérie	*Mycobacterium bovis*	Aucun cas documenté au Québec depuis les années 1990.	INSPQ MAPAQ[2]
Toxoplasmose	Parasite protozoaire	*Toxoplasma gondii*	Fréquent chez la faune urbaine	INSPQ

[1] Institut National de Santé Publique du Québec

[2] Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec

Le cerf de Virginie est l'hôte par excellence du stade adulte de tiques (*Ixodes* spp.) qui sont les principaux réservoirs des agents causaux de la maladie de Lyme, de l'anaplasmose et l'ehrlichiose (Tableau 3). La prévalence des zoonoses associées aux tiques est en constante augmentation depuis le début du 21e siècle au Québec, principalement en raison de l'accroissement de l'aire de distribution des espèces de tiques favorisées par les hivers plus doux, les printemps secs et les densités élevées de cervidés. En 2019, 500 cas de maladie de Lyme ont été déclarés aux autorités de santé publique, dont 381 acquis au Québec (INSPQ 2020). Pour l'année 2020 (1 janvier au 5 décembre 2020), 273 cas de maladie de Lyme ont été déclarés, dont 263 acquis au Québec (Institut National de Santé Publique du Québec 2020). De ces 263 cas acquis au Québec, aucun n'a été directement lié à une infection acquise dans la région de Montréal (Direction de la vigie sanitaire, Ministère de la Santé et des Services sociaux, Institut National de la Santé Publique du Québec 2020). Il demeure néanmoins que la relation entre l'abondance du cerf de Virginie et celle de la tique à pattes noires (*Ixodes scapularis*) est bien établie (Fischhoff, Keesing, et Ostfeld 2019; Kilpatrick, Labonte, et Stafford 2014; Ostfeld, Jones, et Wolff 1996; Rand et al. 2004).

Quoique plus rares, d'autres maladies sont également susceptibles d'être observées chez le cerf de Virginie au Québec. Par exemple, la maladie débilitante chronique (MDC) a été répertoriée dans une ferme d'élevage de cerfs rouges (*Cervus elaphus*) dans les Laurentides à l'été 2018, rappelant ainsi le risque de contamination de la faune indigène du Québec. Bien que le risque de transmission de la MDC à l'humain demeure faible, des études chez les animaux indiquent que la maladie pourrait poser un risque pour certains types de primates non-humains (Santé Canada 2020).

Cadre de gestion du cerf de Virginie au Québec

Le cerf de Virginie fait partie des espèces fauniques mise en valeur en vertu de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (LCMVF ; L.R.Q. C-61.1). Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs produit périodiquement un plan de gestion du cerf de Virginie au Québec. Les orientations du plan de gestion 2020-2027 (MFFP 2020d) sont :

- Assurer la disponibilité d'habitats essentiels de qualité pour le cerf;
- Suivre les tendances des populations de cerfs avec des indicateurs performants afin de maintenir la population à l'équilibre;
- Viser une meilleure coexistence entre le cerf de Virginie et la collectivité;
- Prévenir, surveiller et contrôler les maladies pouvant nuire fortement aux cerfs afin de maintenir le cheptel en santé;
- Développer une approche novatrice d'exploitation des potentiels par la chasse sportive.

En vertu de la loi, nul ne peut chasser s'il n'est titulaire d'un permis délivré à cette fin (a. 38). Pour obtenir ce permis, le chasseur doit préalablement obtenir un certificat du chasseur selon les conditions édictées dans le Règlement sur la chasse (L.R.Q. C-61.1, r. 12). Ce règlement permet de spécifier les périodes de chasse, les types d'armes, les limites de prises par chasseur et les segments de la population de cerfs (c.-à-d. sexe et âge) qui peuvent être récoltés. Actuellement, la chasse sportive se déroule à l'automne, globalement entre le début du mois d'octobre et la fin du mois de novembre, la période étant variable selon la zone de chasse et l'arme utilisée. Les activités de chasse doivent également se dérouler le jour, soit à partir d'une demi-heure avant le lever du soleil, jusqu'à une demi-heure après le coucher du soleil. De plus, l'appâtage à des fins de chasse est permis du 1er septembre au 30 novembre, sauf pour les substances minérales (p. ex. bloc de sel) qui peuvent être utilisées tout au long de l'année (MFFP 2020d). Le chasseur qui récolte un cerf de Virginie doit, dans les 48 heures de sa sortie du lieu de chasse, enregistrer l'animal dans le Système d'enregistrement de la grande faune selon le Règlement sur les activités de chasse (L.R.Q. C-61.1, r. 1). Le ministre peut, pour des fins scientifiques, éducatives ou de gestion de la faune, délivrer un permis autorisant une personne à passer outre à certaines dispositions de la LCMVF (a. 47). Le titulaire de ce permis doit se conformer aux conditions qui y sont déterminées par le ministre. Un tel permis peut être émis notamment pour gérer des problèmes de déprédation, c'est-à-dire des dommages matériels causés par la faune. De plus, l'utilisation d'engins de chasse est soumise au règlement municipal (RCG 09-029 ch. IV a. 20). Voir également la section Récolte de cerfs dans les territoires adjacents pour plus de détails sur la chasse dans le contexte du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies.

Lorsque la chasse n'est pas possible (p. ex. pour des raisons de sécurité comme en milieu urbain ou périurbain) une chasse dite contrôlée peut être envisagée. La chasse contrôlée implique que tous les paramètres sont modulables, comme la période de chasse ou les armes utilisées. Ainsi, cette méthode de contrôle peut permettre de réduire au maximum les enjeux de sécurité liés à la chasse. Il est toutefois important de mentionner que l'utilisation d'engins de chasse est toujours soumise au règlement municipal (RCG 09-029 chapitre IV art. 20), même lorsqu'il s'agit de chasse contrôlée.

PARTIE 2 — ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES POPULATIONS DE CERFS DE L'EST DE MONTRÉAL ET SUR LEURS IMPACTS

Dynamique de la population au cours des dernières décennies

La première mention contemporaine du cerf dans l'est de l'île de Montréal remonte à 1997. L'évaluation des changements dans la population de cerfs de Virginie du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies s'appuie sur des décomptes de fèces réalisés à l'hiver et à l'été 2005 (Castejon 2005) et sur trois inventaires aériens ponctuels (2006, 2014 et 2017; Figure 4). L'ampleur de l'erreur d'échantillonnage pour les inventaires de fèces et l'omission de l'erreur pour les inventaires aériens, qui sont reconnus comme n'étant pas exacts (Potvin et Breton 2005), compliquent l'interprétation des changements temporels dans l'abondance de cerfs au sein du parc. Dans ces conditions, on peut conclure à une tendance vers l'augmentation de la population au cours des deux dernières décennies, mais la grande incertitude des données nous force à affirmer ceci avec précaution. Les données sur l'habitat et les impacts du broutement qui seront abordés dans le présent rapport permettront de raffiner ce portrait.

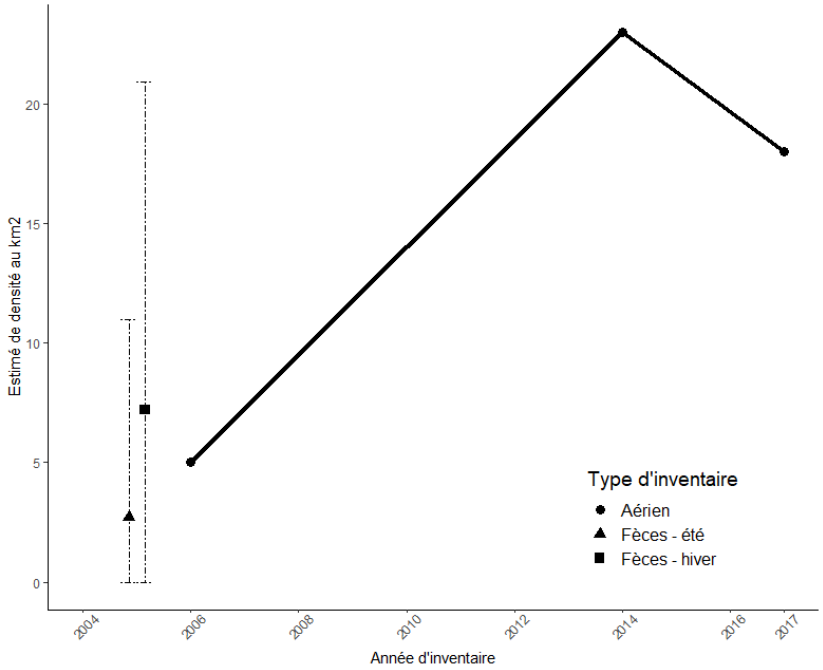


Figure 4. Estimés de densité de population dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (261 ha) selon diverses méthodes. À noter que l'incertitude est très élevée avec les inventaires de fèces. La barre d'erreur montre l'écart-type. En raison de la méthode d'inventaire aérien sur l'ensemble du territoire, aucune erreur n'est associée à ces estimés de populations. Il existe bien entendu une incertitude qui, faute d'être explicite, doit être intégrée dans l'analyse des données. Par exemple, on ignore le taux de détectabilité réel des cerfs. Ainsi, les estimés des inventaires de 2014 et de 2017 sont à tout le moins semblables et on ne peut tirer la conclusion d'une baisse de la population.

Par ailleurs, les inventaires aériens permettent de décrire la distribution des cerfs sur le territoire du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (Figure 5). Il faut toutefois considérer que les inventaires aériens offrent une perspective figée à la journée et à l'heure de réalisation de l'inventaire, en plus d'être associés à une grande incertitude : ils ne doivent donc pas être utilisés à eux seuls pour déterminer l'étendue de l'habitat du cerf. Cela dit, le dénombrement des cerfs nous permet d'observer une population bien établie, mais dont l'effectif absolu demeure peu élevé (41 cerfs en 2014 et 32 cerfs en 2017). Au moment de remettre ce rapport, les résultats préliminaires d'un inventaire aérien effectué en mars 2021 font mention d'une abondance de 64 cerfs dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (comm. pers., F. Bussière). Cette population pourrait également être sous-estimée par l'impossibilité de survoler le secteur Fleuve pour des raisons réglementaires fédérales (voie ferrée). Comme nous le soulignons à la section Impacts des herbivores sur les milieux naturels et la biodiversité, on ne doit pas conclure que ce petit effectif de cerfs ne mène pas à un état de surabondance et de perturbation des écosystèmes.

Des cerfs ont également été observés dans des zones avoisinantes au parc et extérieures aux zones inventoriées, notamment à Boscoville, au parc-nature du Ruisseau-De Montigny, au parc-nature du Bois-d'Anjou, ainsi que dans les friches industrielles de la carrière Lafarge, en plus du site de l'ancienne carrière Francon, du boisé Saint-Sulpice et du Jardin botanique (comm. pers., F. Bussière). Ces déplacements de plus en plus loin en milieu urbain pourraient être liés à une augmentation de la densité de cerfs, et potentiellement à une plus faible abondance ou qualité des ressources alimentaires dans le parc-nature. Ces déplacements à l'intérieur de l'habitat urbain dense se font fort probablement via le réseau ferroviaire (comm. pers., F. Bussière), un corridor faunique urbain reconnu (Angold et al. 2006).

Figure 5. Secteurs du parc-nature Pointe-aux-Prairies et nombre de cerfs aperçus au cours des inventaires aériens de 2006, 2014 et 2017. Les inventaires aériens offrent une perspective figée à la journée et à l'heure de réalisation de l'inventaire. Il est à noter que le survol du secteur Fleuve a été impossible en raison de contraintes réglementaires fédérales (voie ferrée).

Par ailleurs, une cartographie de la proportion de tiges broutées pour l'ensemble des parcelles d'un inventaire de brout réalisé en 2015 suggère que les secteurs Bois-de-l'Héritage et Bois-de-la-Réparation sont fortement utilisés par le cerf en hiver (Groupe Hémisphère 2016, Figure 6).

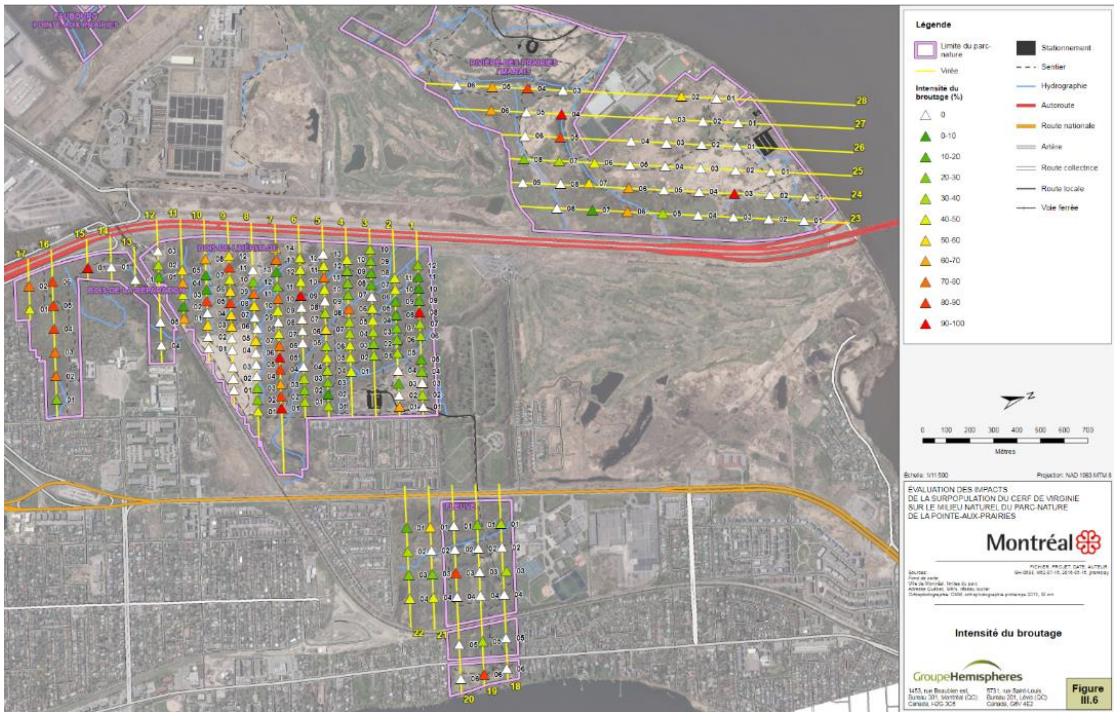


Figure 6. Intensité du broutement évalué pour chaque parcelle estimée lors d'un inventaire en 2015 dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (Groupe Hémisphère 2016).

Récolte de cerfs dans les territoires adjacents

Dans la zone de chasse 8-Nord, correspondant approximativement au secteur occupé par la communauté métropolitaine de Montréal (Figure 7), la récolte de cerfs par la chasse est globalement en croissance depuis 1991 (Figure 8, MFFP 2020b). Cette hausse de la récolte peut s'expliquer par une abondance croissante de cerfs, ainsi que par l'allongement de la période de chasse à l'arc et l'instauration d'une période de 16 jours de chasse au fusil à chargement par la bouche à la fin des années 90 (Huot, Lamontagne, et Goudreault 2002). De 2008 à 2015, la récolte annuelle était plutôt stable, oscillant entre 2039 et 2360 individus à l'échelle de la zone 8-Nord, dont le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies représente environ 0,03 % de la superficie (MFFP 2020b).

La récolte par la chasse comme indicateur de population

Dans un système de gestion de la pratique de l'activité de chasse plutôt que d'allocation de quota de chasse, comme c'est le cas au Québec, la récolte par la chasse est généralement bien corrélée à l'abondance d'une population faunique. Des biais peuvent subvenir lorsque les règles qui encadrent la pratique changent de façon importante.

On peut améliorer la précision de l'indicateur en lui adjoignant une estimation de l'effort de chasse. Malheureusement, jusqu'à la saison de chasse 2020, l'effort ne pouvait être ventilé par zone de chasse (MFFP 2020b).

Depuis 2015, le nombre d'individus prélevés annuellement dans la zone 8-Nord est en augmentation, atteignant jusqu'à près de 3000 cerfs récoltés en 2018 (MFFP 2020b). Le plan de gestion provincial du cerf de Virginie mis en œuvre en 2020 autorise l'utilisation des armes à feu pour la chasse dans les zones 8-Est et 8-Nord ainsi que le prélèvement de deux cerfs par chasseur dans la même zone pour les zones 8-Est et 8-Sud (MFFP 2020d).

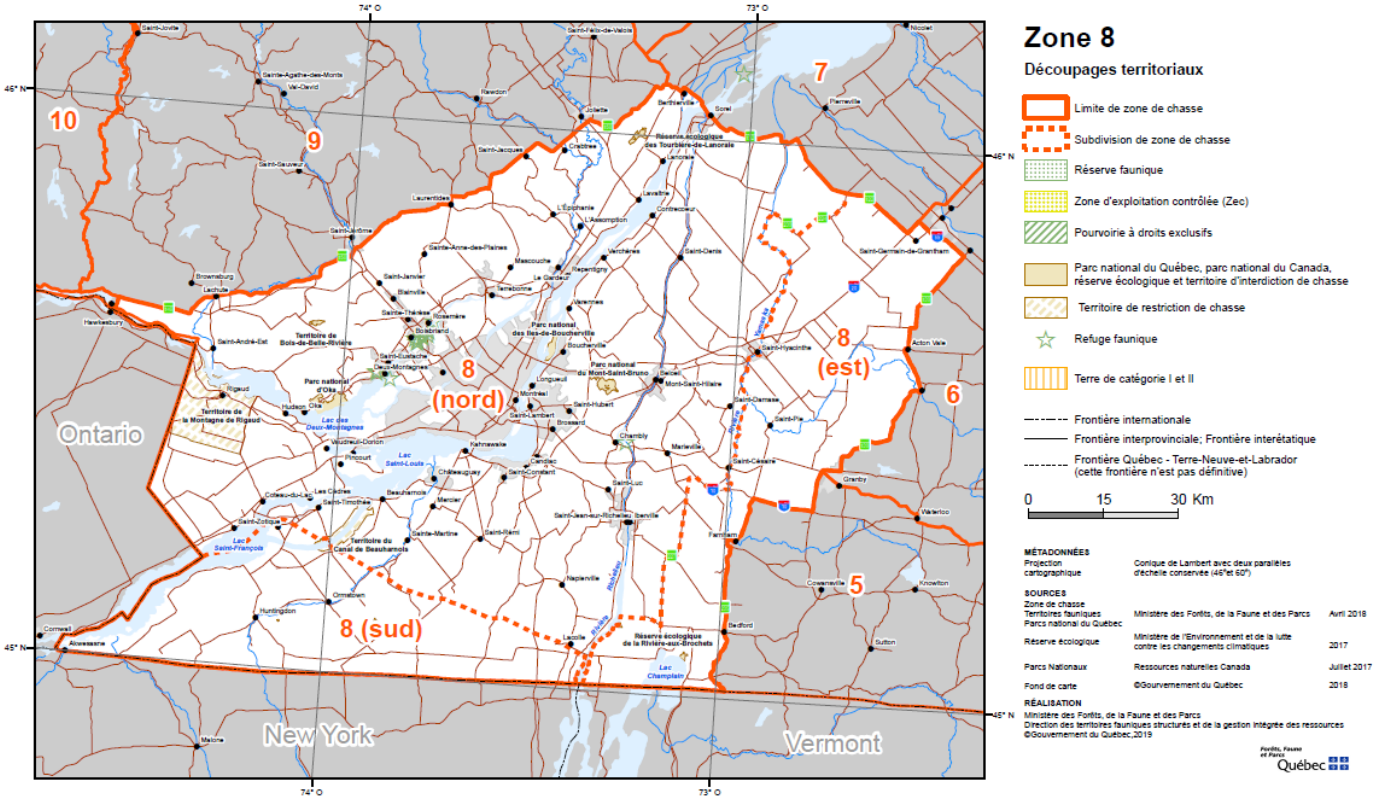


Figure 7. Délimitations de la zone de chasse 8 ainsi que des sous-zones Nord, Est et Sud (MFFP 2019)

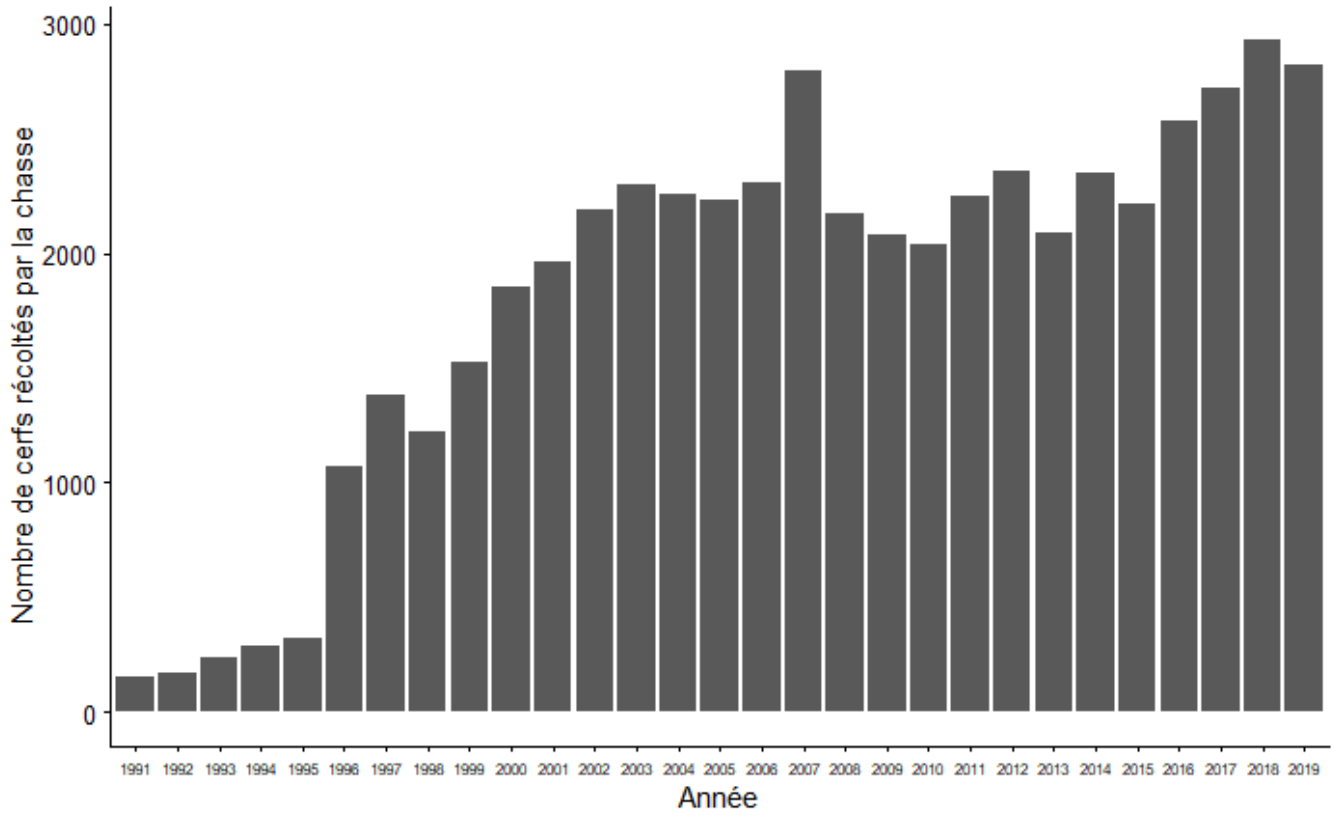


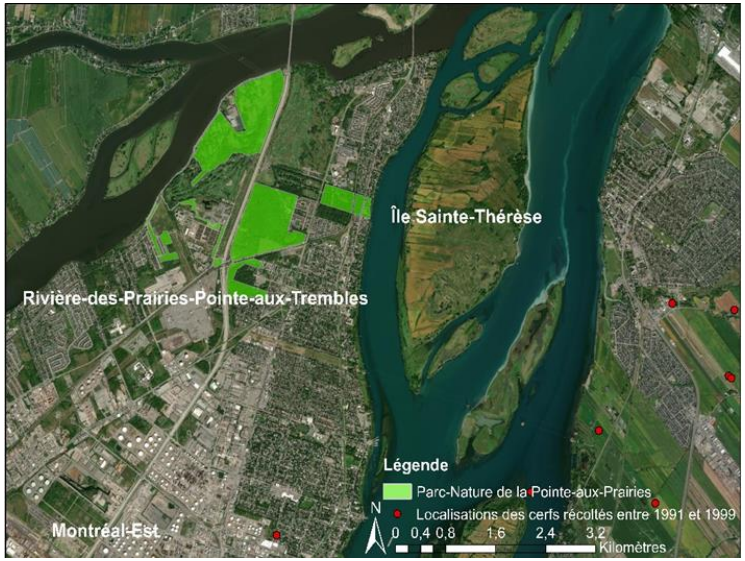
Figure 8. Évolution de la récolte de cerfs de Virginie par la chasse dans la zone 8-Nord entre 1991 et 2019 (MFFP 2020b)

Le nombre de cerfs récoltés sur l'île Sainte-Thérèse, qui se situe à proximité du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies, est également en augmentation depuis le début des années 2000 (Figure 9). En effet, aucun cerf n'y était récolté avant 2000, alors que la récolte totale était de 23 individus au cours de la période 2000-2009 (Figure 9), et de 78 individus au cours de la période 2010-2019 (Figure 9). Cette augmentation peut être attribuée à plusieurs facteurs, dont la popularité grandissante de la chasse sportive dans la zone 8-Nord, la disponibilité plus élevée des territoires de chasse légaux à cet endroit, ainsi qu'une densité de cerfs plus élevée.

En 2000, le nombre de chasseurs pratiquant leurs activités dans la zone 8 (incluant les zones 8-Nord, 8-Sud et 8-Est) était estimé à 14 607 (Huot et al. 2002), tandis qu'en 2007, il s'agissait de 16 785 pour les zones 8-N et 8-S conjointement, dont 5 700 pour la zone 8-Nord (Huot et Lebel 2012). Le nombre de personnes pratiquant la chasse dans l'ensemble de ces zones semblait donc en augmentation au début des années 2000. Cependant, ces chiffres ne sont qu'une estimation basée sur une déclaration volontaire de la zone chassée à l'achat du permis (MFFP 2020d). Il est probable que l'augmentation du nombre de personnes pratiquant la chasse au début des années 2000 ait contribué à l'augmentation de la récolte de cerfs dans la zone 8-Nord lors de cette même période (Figure 9).

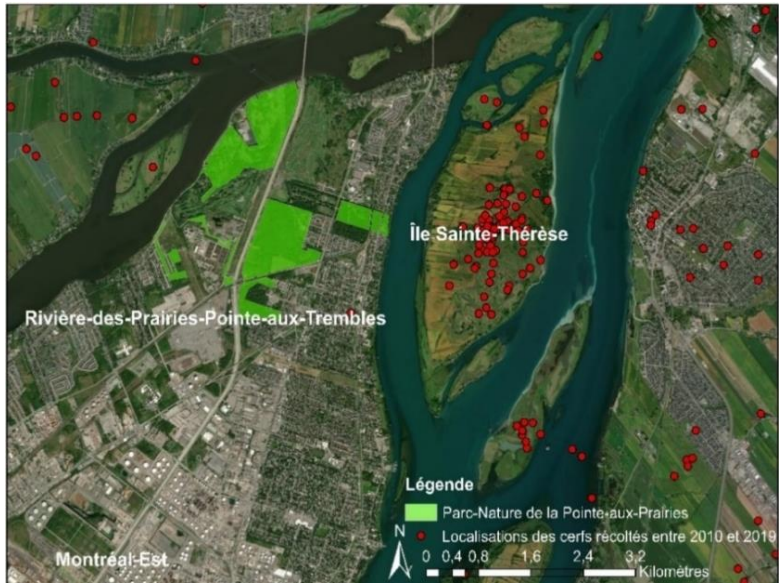
Tel que mentionné dans la section Cadre de gestion du cerf de Virginie au Québec, la chasse au cerf de Virginie est encadrée par la LCMVF (L.R.Q. C-61.1) et les règlements qui en découlent. Il est notamment interdit dans l'ensemble de la zone 8 d'abattre un animal à partir, vers ou en travers d'un chemin public (L.R.Q. C-61.1, r. 1 a. 15). De plus, l'article 175 al.1(d) du Code criminel stipule que « Est coupable d'une infraction punissable sur déclaration sommaire de culpabilité, quiconque […] trouble la paix et la tranquillité des occupants d'une maison d'habitation en déchargeant des armes à feu ou en causant un autre désordre dans un endroit public […] »

(Gouvernement du Canada 2020). D'ailleurs, selon le règlement 03-143 de la Ville de Montréal, et en vertu du paragraphe 16 de l'article 412 de la *Loi sur les cités et villes* ainsi que de l'article 46 de l'annexe C de la Charte de la Ville de Montréal, « le tir au fusil est interdit sur le territoire du quartier de rivière des Prairies de l'arrondissement de Rivière-des-Prairies/Pointe-aux-Trembles/Montréal-Est […] sauf si […] il a lieu à une distance minimale de 100 m de la ligne naturelle des hautes eaux calculée en direction de la Rivière-des-Prairies (et) il a lieu durant la période débutant 30 minutes avant le lever du soleil et se terminant à midi » (Ville de Montréal 2003).



A)

B)



C)

Figure 9. Localisations des cerfs de Virginie récoltés dans l'est de l'île de Montréal ainsi que dans les territoires adjacents selon la décennie (A. 1991-1999, B. 2000-2009, C. 2010-2019) (Esri 2020a; MFFP 2020b; Service des infrastructures du réseau routier - Division de la géomatique 2019). Notez qu'il y a une incertitude quant à la précision des localisations d'abattage (comm. pers., Anaïs Gasse, MFFP) et que le fond de carte représente le paysage périurbain en 2020.

Évolution des plaintes faites par les citoyens

Parmi les demandes de service soumises à la Ville de Montréal figurent les requêtes pour animaux sauvages importuns (Figure 10). Cependant, dans la base de données disponible sur le Portail des données ouvertes de la Ville de Montréal, les requêtes visant le cerf de Virginie sont regroupées avec les autres animaux sauvages présents sur le territoire (Ville de Montréal 2020a). Il peut donc s'agir de plaintes au sujet des cerfs, mais également d'autres animaux, tel que le raton laveur. Nous n'observons pas de tendance claire au fil du temps et observons un nombre de plaintes oscillant entre 14 et 23 annuellement.

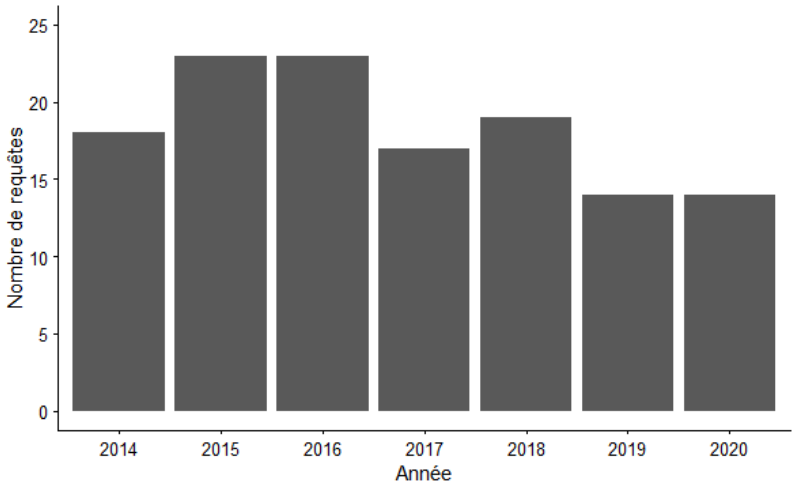


Figure 10. Nombre de requêtes soumises à la Ville de Montréal pour animaux sauvages importuns dans l'arrondissement Rivières-des-Prairies-Pointe-aux-Trembles depuis 2014 jusqu'au 31 août 2020 (Ville de Montréal 2020a)

Tendance des collisions routières

Entre 2011 et 2019, environ 240 000 accidents routiers se sont produits sur l'île de Montréal (Société de l'assurance automobile du Québec 2020). De ce nombre, 219 impliquaient au moins un cerf de Virginie (Société de l'assurance automobile du Québec 2020). Ce type de collision est globalement en augmentation depuis 2011 sur l'île de Montréal, jusqu'à l'atteinte d'un sommet en 2017, avec près de 40 collisions cerf-véhicule (Figure 11).

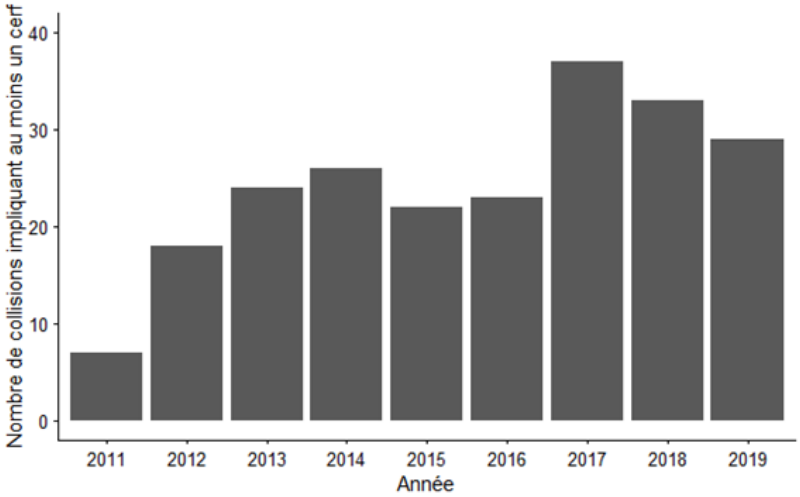


Figure 11. Nombre de collisions routières impliquant au moins un cerf de Virginie sur l'île de Montréal entre 2011 et 2019 (Société de l'assurance automobile du Québec 2020).

Les tronçons d'axes routiers où se produit le plus grand nombre de collisions routières avec des cerfs sur l'île de Montréal sont le boulevard Henri-Bourassa, entre la rue Renaude Lapointe et le boulevard Métropolitain Est, ainsi que la rue Sherbrooke, entre l'avenue Yves Thériault et le boulevard Gouin Est (Figure 12). Entre 2011 et 2019, ce sont 30,6 % (67) et 12,3 % (27) des collisions routières impliquant au moins un cerf sur l'île de Montréal qui sont survenues sur les tronçons du boulevard Henri-Bourassa et de la rue Sherbrooke, respectivement (Société

de l'assurance automobile du Québec 2020). Sur le tronçon du boulevard Henri-Bourassa, ce sont environ 18 % (12) des collisions qui se sont produites au croisement de l'autoroute 40 (Société de l'assurance automobile du Québec 2020).

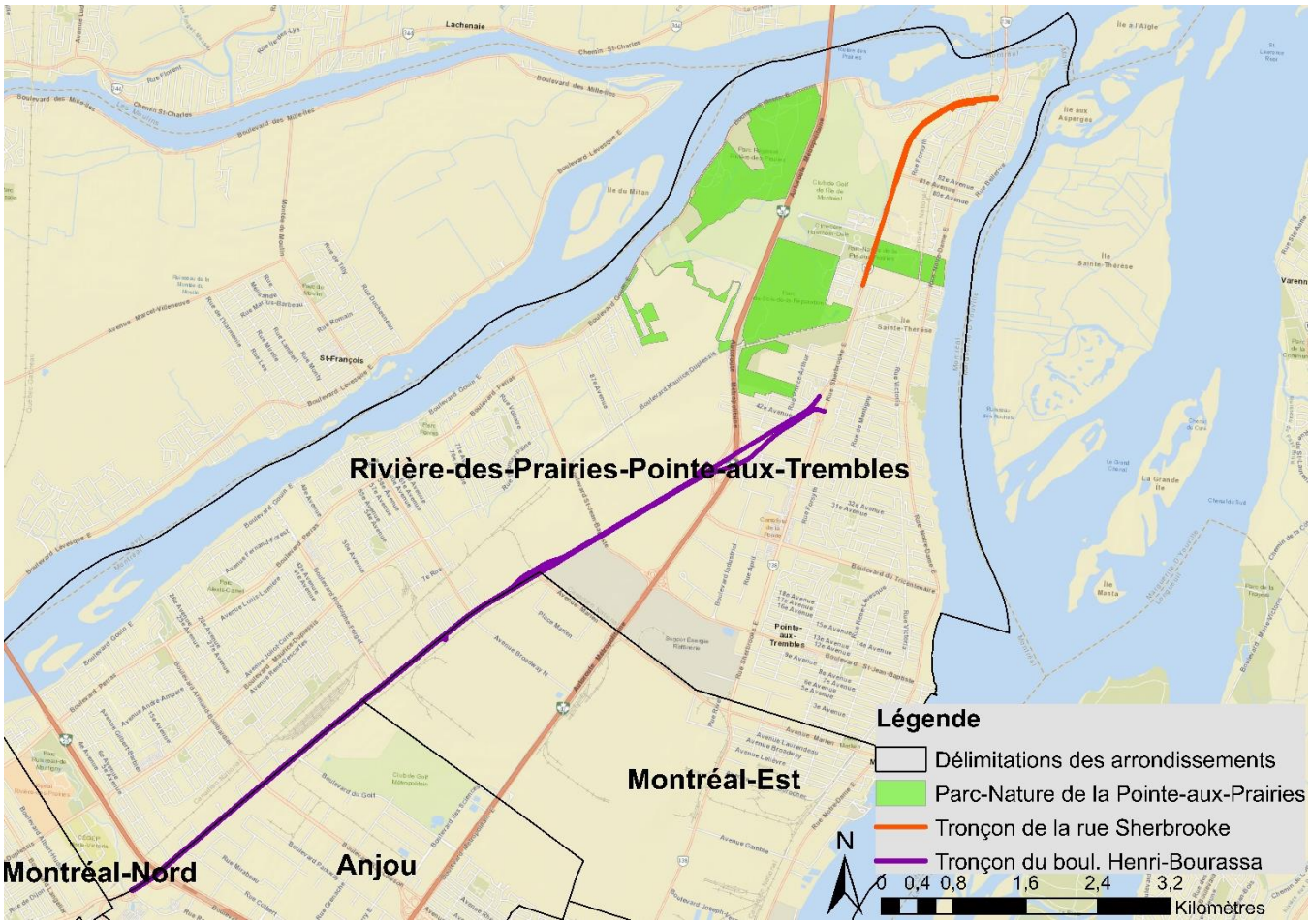


Figure 12. Situation géographique des tronçons d'axes routiers où se produit le plus grand nombre de collisions impliquant au moins un cerf de Virginie entre 2011 et 2019 (Esri 2020b; Service des infrastructures du réseau routier - Division de la géomatique 2019; Société de l'assurance automobile du Québec 2020; Ville de Montréal 2020b).

Plusieurs facteurs peuvent expliquer l'occurrence des collisions routières avec des cerfs, dont le type de paysage présent à proximité des routes, la densité des routes, la densité du trafic routier, la vitesse à laquelle les véhicules circulent et l'abondance de cerfs (Finder, Roseberry, et Woolf 1999; Rea et al. 2018). En ce qui concerne les deux tronçons identifiés, il est probable que les cerfs de Virginie soient tentés de les traverser afin d'atteindre des ressources se trouvant de part et d'autre de ces axes routiers. En ce sens, la Figure 13 identifie des corridors potentiellement utilisés pour traverser ces tronçons afin d'accéder à des îlots de forêts leur offrant abri et nourriture.

Figure 13. Corridors possiblement utilisés afin de traverser les axes routiers où se produisent le plus de collisions cerf-véhicule dans la Ville de Montréal. À gauche est représenté le segment du tronçon du boulevard Henri-Bourassa où se produit le plus de collisions impliquant au moins un cerf, et à droite le tronçon problématique de la rue Sherbrooke. Les flèches jaunes représentent les corridors de déplacement potentiels des cerfs de Virginie leur permettant d'atteindre des îlots boisés situés de part et d'autre des axes routiers (Esri 2020a; Service des infrastructures du réseau routier - Division de la géomatique 2019; Société de l'assurance automobile du Québec 2020).

La hausse des accidents observée en 2017 (+14) par rapport à la moyenne 2012-2016 (23) pourrait être expliquée par plusieurs facteurs, incluant l'augmentation de la population de cerfs et la densification du trafic routier. En effet, entre 2011 et 2017, le nombre d'automobiles et de camions légers de promenade immatriculés sur l'île de Montréal est passé de près de 717 000 à un peu plus de 774 000 (Figure 14).

Il est difficile de conclure que la réduction des collisions impliquant des cerfs de Virginie à partir de 2017 (Figure 11) est une conséquence directe de la réduction de la population locale de cerfs. D'autres facteurs peuvent influencer ce constat, notamment le changement de comportement des automobilistes, en particulier à la suite de l'intensification de la signalisation indiquant la présence potentielle de cerfs (Figure 15; Rea et al. 2018). En effet, la signalisation routière et la réduction de la vitesse sont parmi les méthodes les plus efficaces pour réduire le risque de collision avec les cerfs en milieu urbain. Cependant, il est à noter que la signalisation routière peut perdre en efficacité avec le temps, les conducteurs s'y habituant (Laliberté et St-Laurent 2020). Finalement, des collisions entre des cerfs et des trains sont également possibles puisque la voie ferrée traverse le parc-nature, mais aucune donnée n'est disponible afin de vérifier le nombre de collisions.

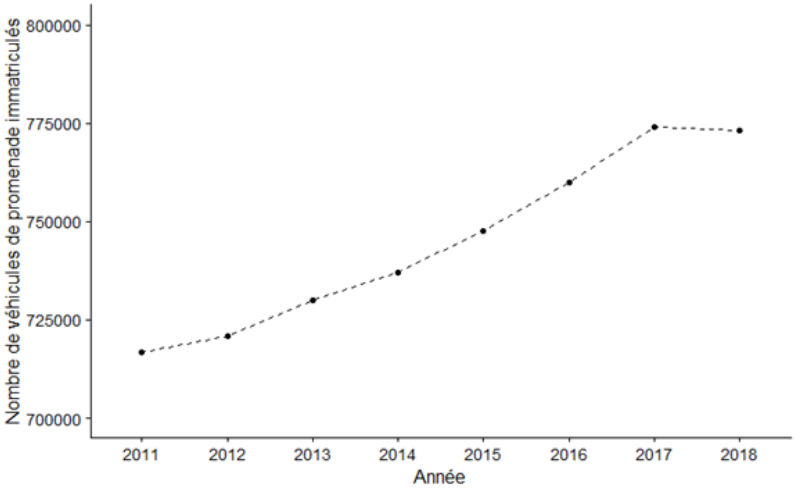


Figure 14. Nombre d'automobiles et de camions légers de promenade immatriculés sur l'île de Montréal entre 2011 et 2018 (Société de l'assurance automobile du Québec 2019)

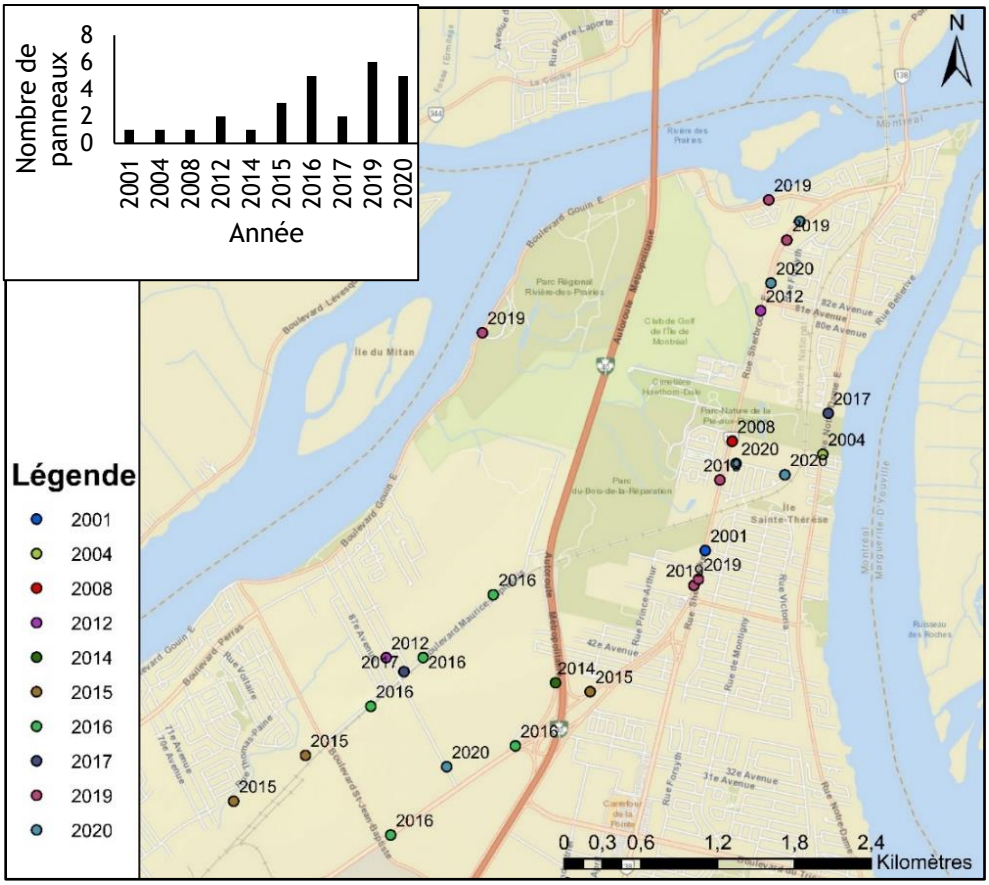


Figure 15. Augmentation du nombre d'éléments de signalisation indiquant la présence potentielle de cerfs de Virginie entre 2001 et 2020 dans la pointe est de l'île de Montréal (Esri 2020b; Ville de Montréal 2020e)

Émigration et immigration avec les territoires adjacents

Une bonne compréhension des déplacements des cerfs est essentielle afin d'évaluer l'efficacité des mesures de contrôle de la population de cerfs dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. Certaines des îles entourant la pointe nord-est de l'île de Montréal abritent des populations de cerfs. Ces îles peuvent être utilisées comme haltes pour les cerfs en provenance de Laval, de la rive nord ou de la rive sud. Les populations de cerfs sur ces îles, ainsi que sur les territoires environnants, sont des sources potentielles d'immigration vers l'île de Montréal (Figure 16).

Au-delà des traversées potentielles que sont les ponts de glace se formant brièvement entre certaines îles, les cerfs sont d'excellents nageurs. En effet, de nombreuses observations de longues traversées de cours d'eau (c.-à-d. jusqu'à 10 km) ont été documentées chez le cerf de Virginie (Schemnitz 1975; Stewart 1971). Il est ainsi fort probable que des cerfs traversent le fleuve d'île en île à la nage pour atteindre l'est de Montréal, les distances à parcourir étant relativement courtes (environ 1 km ou moins; Figure 16). L'immigration de cerfs en provenance de territoires adjacents au parc-nature est d'autant plus plausible sachant que les populations de cerfs autour de l'île de Montréal sont élevées, comme en témoignent la croissance de la récolte de cerfs au cours de la dernière décennie (Figure 8) ainsi que les nombreuses problématiques de surpopulation dans la région, notamment au parc Michel-Chartrand à Longueuil, à Boucherville, et sur les îles de Boucherville. La situation des îles de Boucherville est un cas notoire de population élevée: on y observe une population de cerfs depuis 1983, ainsi qu'une immigration de la rive sud depuis 1988-1989. Malgré l'arrivée du coyote (*Canis latrans*) en 2004-2005, la population y a augmenté considérablement pour se maintenir à une densité oscillant entre 10 à 20 cerfs/km² (comm. pers. N. Rivard).

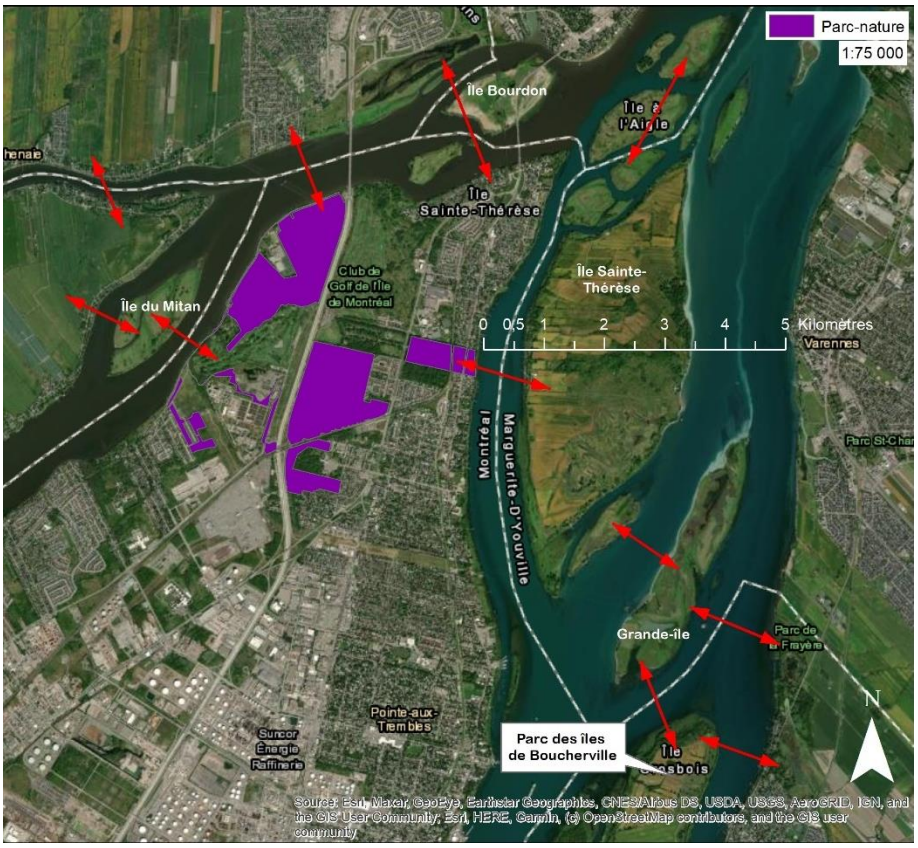


Figure 16. Voies potentielles de déplacements autour du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. Il est à noter que ces voies sont bidirectionnelles. L'échelle surplombant l'île Sainte-Thérèse donne un aperçu des distances à parcourir pour la traversée.

Interactions entre l'agrile du frêne, les espèces envahissantes et le cerf de Virginie et leurs effets sur les écosystèmes forestiers

La composition en espèces végétales et la structure des forêts sont le résultat d'interactions complexes entre des facteurs biotiques et abiotiques qui agissent à différentes échelles, de la nature des sols où pousse une plante jusqu'aux conditions climatiques régionales. Dans l'est de l'île de Montréal, le broutement chronique du cerf de Virginie, les espèces végétales exotiques envahissantes et l'agrile du frêne agissent en synergie (Baron et Rubin 2020), ce qui multiplie les effets respectifs de l'un et de l'autre sur les parcelles forestières de la matrice périurbaine.

Le dernier inventaire de végétation du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies a été réalisé en 2020, mais les résultats n'étaient pas disponibles lors de la rédaction de ce rapport. L'inventaire précédent a été effectué en 2009 (voir Annexe 2 et Annexe 3; Marineau et Tousignant 2009). Des inventaires d'utilisation des ressources par le cerf (inventaires de brout) ont aussi été réalisés en 2005 (Castejon 2005) et 2015 (Groupe Hémisphère 2016). Notre analyse prend aussi en considération le développement de l'infestation par l'agrile du frêne depuis ces inventaires (en 2011; Anon 2020) et ses conséquences potentielles (Aubin et al. 2015), incluant l'abattage des frênes morts ou moribonds effectués à l'hiver 2020, afin de protéger les infrastructures du parc et d'assurer la sécurité des visiteurs en bordure des sentiers.

Deux tendances qui émanent des inventaires du parc-nature retiennent notre attention:

1. Augmentation de la mortalité des frênes et augmentation conséquente de l'ouverture du couvert forestier notamment due aux abattages de frênes;
2. Maintien ou accélération de l'établissement des espèces envahissantes, en particulier le nerprun[1] (Figure 17).

Lors de l'inventaire de 2009, les peuplements de frêne dominaient le couvert forestier du parc-nature sur >76,8 ha (>28 %), mais uniquement dans la strate arborée ouverte. Le frêne était également présent comme espèce compagne sur une grande partie des peuplements du parc-nature (voir Tableau 4). En 2009, Marineau et Tousignant observaient une augmentation de l'abondance du frêne sur 64,7 ha (23,6 %), dont 23,7 ha dans la strate arborée fermée (> 52 % de la strate de forêt fermée). Malgré tout, dans les secteurs Bois-de-la-Réparation, Bois-de-l'Héritage et Fleuve, on rapporte que la régénération forestière est très limitée et aurait peu d'avenir, notamment en raison du brout important dans ces secteurs.

Le frêne en bref

Le frêne est une espèce de tolérance intermédiaire à l'ombre et à croissance rapide. Il est fréquemment observé sur les sols fertiles et mésiques. Sous un régime de perturbation naturelle, c'est une espèce caractéristique des conditions de mi-succession, qui laisse graduellement place aux espèces plus tolérantes à l'ombre en fin de succession, comme l'érable à sucre.

Tableau 4. Tendances observées en 2009 de l'abondance de frêne et de nerprun dans les peuplements forestiers de plus d'un hectare, excluant les champs et les marais. Information tirée de Marineau et Tousignant (2009). À noter que la catégorie arborée ouverte inclut des sous-zones arbustives ouvertes, regroupées dans le rapport.

Strate	Superficie (ha)	Type d'habitat	Tendance frêne	Tendance du nerprun	Superficie (ha)
Arborée fermée	44,9	Érablière à érable rouge	=	↑	20,2
		Érablière à érable à sucre	↑	↑	10,5
		Érablière à érable argenté	↑	↑↑	13,2
		Friche à nerprun bourdaine	NA	↑↑	1
Arborée ouverte	120,4	Frênaie à frêne de Pennsylvanie	=	↑↑	47,3
		Friche à frêne de Pennsylvanie	=	↑	29,5
		Friche à nerprun cathartique	↑↑	↑↑	17,5
		Friche à anthrisique des bois	=	NA	12
		Peupleraie à peuplier deltoïde	↑	↑↑	6,5
		Friche à sumac vinaigrier	=	↑↑	5,6
		Peupleraie à peuplier faux-tremble	↑	↑	2
Arbustive	15	Friche à verge d'or	↑	=	15

↑↑ : forte augmentation prévue, ↑ : augmentation prévue, = : stabilité prévue, NA : non applicable / pas d'information

[1] Le nerprun cathartique et le nerprun bourdaine (*Rhamnus frangula*) sont ici regroupés sous le nom du genre nerprun, leurs niches écologiques et leurs impacts étant comparables.

Figure 17. Exemple d'envahissement par le nerprun sous couvert forestier au Minnesota. Photo: Steven Katovich, forestryimages.org, sous licence Creative Commons 3.0.

Depuis cet inventaire, l'agrile du frêne s'est établi à Montréal vers 2011 (Anon 2020) et a eu un impact considérable sur le paysage. La mortalité directe des tiges ainsi que l'abattage de nombreux frênes morts ou mourants ont favorisé l'ouverture du couvert forestier. Près de 14 000 tiges de frênes ont d'ailleurs été abattues au courant de l'hiver 2020 dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (comm. pers., F. Bussière). Ces abattages ont eu lieu dans une marge de 30 m des sentiers et des infrastructures pour assurer la sécurité des visiteurs et limiter les risques de bris aux infrastructures elles-mêmes. L'ouverture du couvert découlant de l'agrile est donc accentuée à proximité des sentiers, dans les zones d'interventions (p. ex. Bois-de-l'Héritage, Figure 18; autres secteurs en Annexe 4). On note une forte variation spatiale dans le degré d'agglomération des tiges coupées (Figure 18), ce qui fait varier la lumière atteignant le sous-étage forestier. L'ouverture du couvert causée par la diminution ou l'absence de feuillage chez les frênes affectés devrait en effet être moindre que celle causée par le retrait complet de ces arbres. Avant la coupe, on observait une augmentation de la régénération de frênes dans les peuplements très affectés, mais cette régénération a de faibles chances de survivre au broutement du cerf et pourrait éventuellement être affectée par l'agrile (Aubin et al. 2015).

L'intégrité de la trajectoire naturelle de succession est donc altérée, particulièrement dans les frênaies, par l'action combinée de l'insecte qui entraîne la mortalité des arbres adultes et par le broutement du cerf qui compromet la régénération d'une grande partie des espèces natives en amont de l'ouverture du couvert forestier. Même dans les peuplements avec faible composante de frêne, la pression chronique de broutage compromet l'abondance et la

diversité de la communauté végétale en sous-couvert. Lorsqu'on additionne à ces perturbations chroniques les changements imposés aux écosystèmes par les espèces envahissantes, elles-mêmes favorisées par l'agrile et le cerf (Baron et Rubin 2020), on trouve les conditions propices à l'établissement d'un régime d'équilibre alternatif difficilement réversible (voir Perte de résilience et glissement de l'écosystème vers un régime d'équilibre alternatif), même avec une diminution considérable de la pression de broutement. Ce glissement est schématisé à la Figure 19. Dans les peuplements non dominés par le frêne, comme les érablières, un tel glissement est également possible. Le mécanisme est cependant plus simple dans ce genre de peuplements. En effet, la forte pression de broutement limite la régénération forestière, particulièrement pour les espèces les plus broutées par le cerf, et favorise ainsi certaines espèces au détriment d'autres, entrainant une sous-abondance de régénération ou un régime d'équilibre alternatif profitant, dans ce cas-ci, au nerprun. L'agrile du frêne n'est donc pas la cause ultime de ce glissement de l'écosystème vers un régime d'équilibre alternatif, mais il accélère le processus.

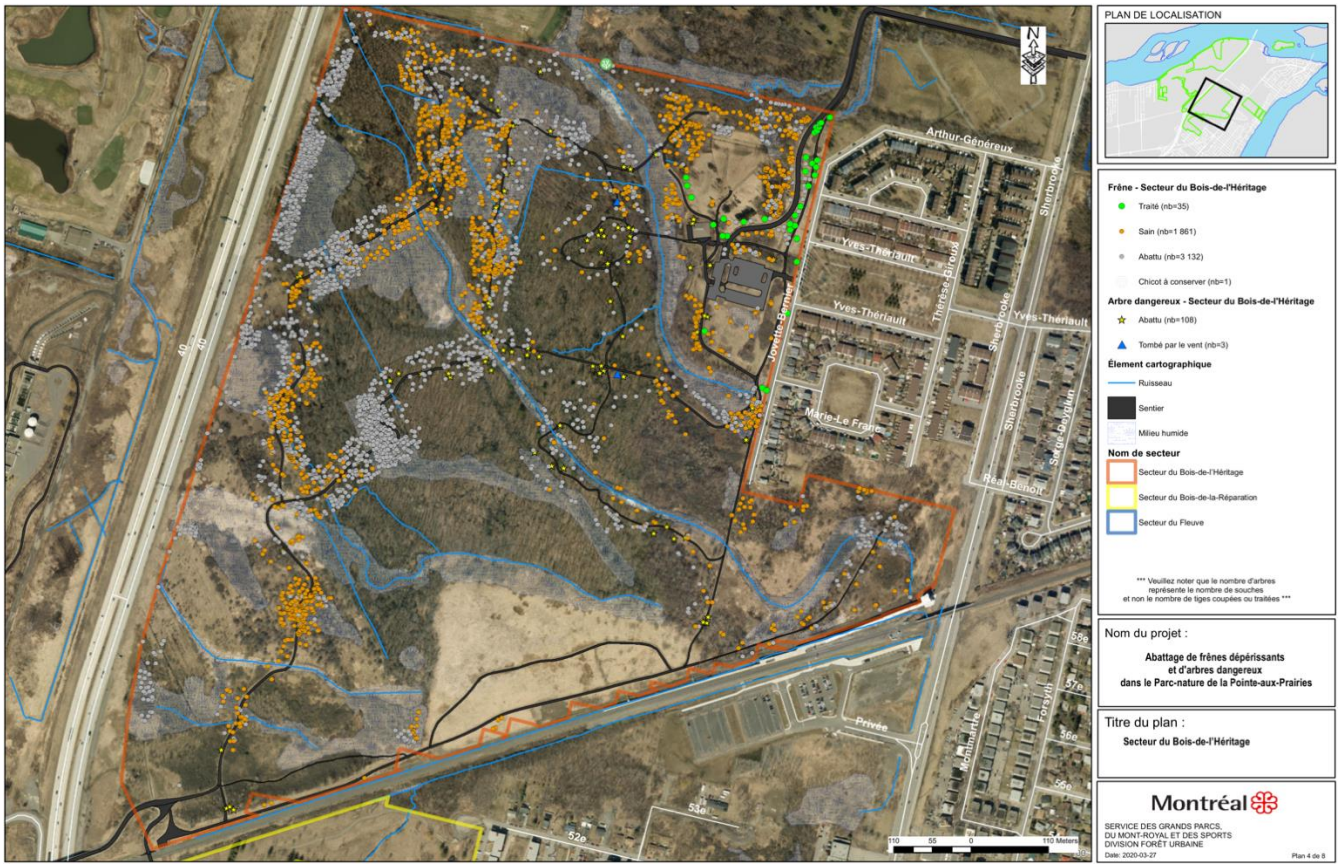


Figure 18. Localisation des frênes dépérissant et des arbres dangereux abattus du secteur Bois-de-l'Héritage (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine 2020). On observe une forte variation spatiale dans le degré d'agglomération des tiges coupées, ce qui fait varier la lumière atteignant le sous-étage forestier et conséquemment favorise la croissance des espèces présentes.

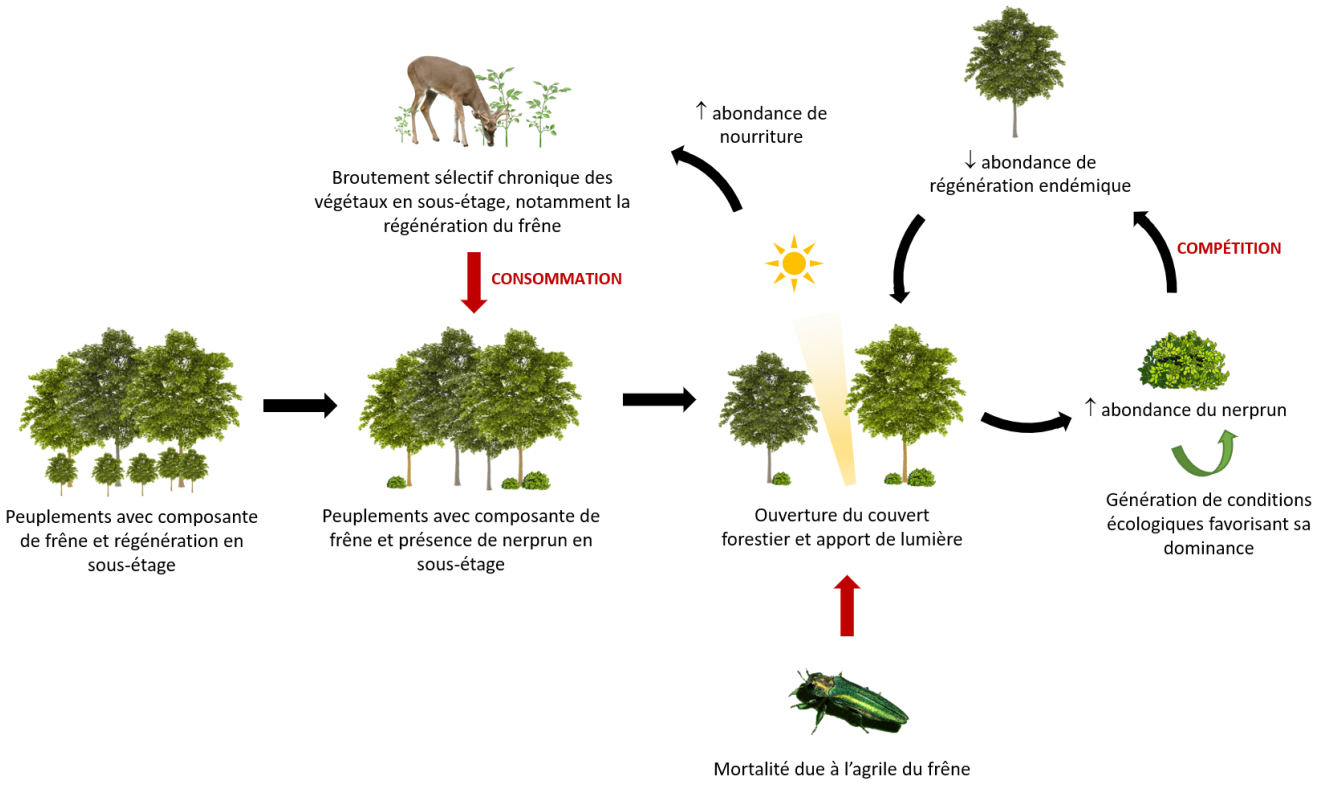


Figure 19. Schématisation du glissement vers un régime d'équilibre alternatif à partir des effets combinés de la consommation par le cerf de Virginie, de la mortalité des frênes causée par l'agrile et de la compétition par les espèces envahissantes. Le rouge représente les effets négatifs sur la régénération endémique.

Malgré la capacité du frêne et d'autres espèces désirables déjà présentes à réagir positivement à l'ouverture du couvert forestier, il est fort probable que le nerprun en tire davantage profit (Baron et Rubin 2020). Le broutement sélectif par le cerf contribue directement à limiter l'établissement et la croissance de certaines espèces végétales, dont le frêne, et indirectement à donner un avantage compétitif apparent au nerprun (Knapp, Fownes, et Harrington 2008). En 2009, le nerprun dominait sur 18,5 ha (>6,9 %) et les espèces de sous-étages les plus répertoriées étaient systématiquement soit des espèces envahissantes, soit des espèces non sélectionnées par le cerf ou très résistantes au broutement (Marineau et Tousignant 2009). Le nerprun était également présent comme espèce compagne sur une grande partie des peuplements du parc-nature (Tableau 4). On observait également une augmentation de son abondance sur 153,3 ha (57,2 %) (Marineau et Tousignant 2009). La faible régénération d'espèces représentatives des diverses communautés végétales (Marineau et Tousignant 2009), situation apparemment exacerbée depuis le dernier inventaire (comm. pers., F. Bussière), combinée à l'abondance élevée d'espèces envahissantes comme le nerprun et de zones dominées par des espèces généralement présentes, mais en moins grande abondance (p. ex. les fougères), risque fort de limiter les potentiels effets positifs de l'ouverture du couvert forestier sur la régénération.

Inventaires de brout

Les inventaires de brout mesurent à la fois l'utilisation et la disponibilité des ressources alimentaires du cerf de Virginie. Les ressources dont il est ici question sont les ramilles des arbres et arbustes qui font partie du régime alimentaire hivernal du cerf de Virginie. Ces ramilles correspondent aux parties distales des branches composées de la production ligneuse de l'année. Ces inventaires ne nous informent donc pas sur l'utilisation des ressources

pendant la période sans neige puisque la consommation des feuilles et des plantes herbacées ne laisse pratiquement pas de signes visibles.

La disponibilité des ramilles semble en légère augmentation entre 2005 (Castejon 2005) et 2015 (Groupe Hémisphère 2016), à tout le moins dans le secteur Bois-de-la-Réparation (Tableau 5). On note cependant une grande variabilité dans l'échantillon et une contribution importante du nerprun (Tableau 6). La proportion des ramilles broutées semble quant à elle avoir connu une augmentation, notamment dans le secteur Bois-de-l'Héritage (voir Tableau 5). La comparaison directe entre les deux inventaires est rendue difficile par la présentation des résultats à des échelles différentes.

Tableau 5. Résultats des décomptes de ramilles et de brouts aux inventaires de 2005 (Castejon 2005) et de 2015 (Groupe Hémisphère 2016).

	Forêt et milieux ouverts					**Forêt seulement**				
Année	**2005**	**2015**	**2015**	**2015**	**2015**	**2005**	**2015**	**2015**	**2015**	**2015**
Habitat		A	B	C	D		A	B	C	D
Ramilles / ha	179 055	161 407	256 413	170 767	106 413	156 203	177 544	315 833	229 234	127 087
Écart-type	293 651	600 150	263 667	258 733	97 133	147 552	286 217	284 000	180 866	97 945
% ramilles broutées	37,5	48,3	31,8	66,1	31,8	50,5	78,1	29,6	48,8	29,5

A : Bois de l'Héritage, B : Bois de la réparation, C : Rivière-des-Prairies/Marais, D : Fleuve

Une ventilation de l'utilisation des tiges par espèce est utile pour raffiner le portrait de la disponibilité et de l'utilisation des ressources. Cette analyse est limitée par le fait que le rapport de l'inventaire de 2015 ne présente pas les résultats d'abondance absolue, se limitant aux abondances relatives, ce qui nous force à comparer l'utilisation relative (pourcentage) seulement. Nous présentons néanmoins un sommaire de la production et de l'utilisation des espèces végétales (Tableau 6). On peut y observer une augmentation de la production et de l'utilisation de frêne et de nerprun. Dans son rapport, Castejon (2005) rapportait que plusieurs espèces étaient déjà en situation problématique puisqu'ayant une faible productivité et une forte utilisation, dont les bouleaux (*Betula* spp.) et le sumac vinaigrier (*Rhus typhina*) (Annexe 8, Castejon 2005). Dans l'inventaire de brout de 2015 (Groupe Hémisphère 2016), les auteurs notent un effet apparemment synergique négatif des plantes envahissantes et du broutement, qui influencent la stratification forestière, ainsi qu'une forte consommation des plantes herbacées. On y brosse aussi un portrait du niveau de broutement pour les espèces principales pour l'ensemble du parc-nature (Annexe 9) et par secteur (Annexe 10) qui révèle notamment une faible productivité et une forte consommation du peuplier (*Populus* spp.), du sureau (*Sambucus* spp.), et de la viorne (*Viburnum* spp.). Toutes ces espèces sont généralement sélectionnées par le cerf de Virginie.

Tableau 6. Ventilation des résultats des inventaires de brout réalisés au parc-nature de la Pointe-aux-Prairies pour les espèces ligneuses communes aux deux inventaires (Castejon 2005; Groupe Hémisphère 2016). La production représente la somme des ramilles de l'essence sur la somme des ramilles de toutes les essences. L'utilisation représente la proportion des ramilles broutées par essence.

Essence	**2005**		**2016**	
	Production (%)	Utilisation (%)	Production (%)	Utilisation (%)
Frêne de Pennsylvanie	4,9	50,1	8,2	69,3
Peuplier faux-tremble	0,1	28,6	0,1	100
Cornouiller stolonifère	10,0	70,5	4,1	72,9
Chèvrefeuille de Tartarie	9,8	12,6	12,8	37,5
Cerisier de Virginie	12,1	51,0	6,1	60,6
Nerprun cathartique	26,7	30,0	40,9	47,7

Quatre exclos (c.-à-d. des enclos visant à exclure les cerfs) ont été mis en place au cours des dernières années dans les secteurs Bois-de-l'Héritage, Bois-de-la-Réparation et Fleuve avec des objectifs de démonstration des impacts du cerf (Figure 20 et Figure 21). De plus, les efforts de plantation d'arbres ont dû être accompagnés de la mise en place de mesures de protection individuelle pour garantir la survie des arbres au broutement. Des inventaires complets de la végétation des exclos devraient être disponibles en 2021. Ces données seront essentielles pour obtenir un premier portrait qui pourrait ensuite être mis à jour et comparé à la composition et à la structure des communautés végétales en dehors des exclos.

En résumé

À la suite de la lecture des données disponibles quant au niveau de broutement sur l'ensemble du parc-nature, un constat émerge : la végétation du parc-nature subit une pression élevée de broutement par le cerf, pression particulièrement problématique pour les plantes rares et/ou hautement sélectionnées. Cette pression de broutement contribue fort probablement au glissement des peuplements du parc-nature vers un régime d'équilibre alternatif favorisant les espèces envahissantes et diminuant l'intégrité écologique du parc-nature.

Figure 20. Localisation des exclos érigés dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies

Figure 21. Exemples illustrant le contraste entre l'intérieur et l'extérieur des exclos situés dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. Photos: Martin Leclerc.

MÉTHODES LÉTALES

Chasse contrôlée

Description

La chasse est reconnue comme une méthode efficace de contrôle des populations de cerf de Virginie par les gestionnaires de cette ressource faunique (NDTC 2009). Dans certains cas, une chasse sportive peut être utilisée à des fins de gestion si les modalités établies conviennent aux objectifs visés, ce qui est généralement observé au sein de territoires à grandes superficies. Ceci est toutefois difficilement applicable en milieu urbain ou périurbain, notamment pour des questions de sécurité publique. Dans ce cas, une chasse dite « contrôlée » peut être préconisée pour réduire les effectifs d'une population surabondante de cerfs de Virginie. Comme son nom l'indique, la chasse contrôlée permet une activité de chasse qui fait l'objet de modalités plus restrictives que celles adoptées à l'échelle de la zone de chasse. Ces modalités peuvent être multiples et plus ou moins contraignantes, par exemple en restreignant les dates de chasse, les heures de chasse, les engins de chasse permis, etc. Au Québec, une chasse contrôlée doit être planifiée en collaboration avec le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Un projet pilote de chasse contrôlée a d'ailleurs été mis en place depuis 2014 à l'Ile aux Hérons, dans le canal des Rapides de Lachine à Montréal. Son effectif, ayant été estimé à 48 individus en 2014, était alors de 15 individus en 2020.

Avantages/points positifs

- Favorise la mise en valeur du cerf de Virginie dans une optique de gestion et de conservation de l'espèce (MFFP 2020d). Le concept de **mise en valeur** dans ce contexte repose sur une volonté de maximiser les retombées ou les bénéfices associés à la récolte de gibier. Par exemple, le fait de recourir à une méthode létale pour le contrôle de la densité de cerfs, qui permet la consommation de la viande des animaux abattus, consiste en une approche favorisant la valorisation. La mise en valeur va au-delà de l'aspect économique, et contribue généralement à ce que les citoyens aient la perception que, malgré l'emploi d'une méthode létale dans un objectif de contrôle, la mort des animaux ne sera pas vaine.
- Utilisation d'armes, de munitions et de postes de tir limitant les enjeux de sécurité (DeNicola et al. 2000).
- Lorsque bien implantée, constitue une méthode facilement applicable pendant plusieurs années.
- Opération de chasse contrôlée peut être permise sur un très court laps de temps (c.-à-d. quelques jours), ce qui engendre des impacts de courte durée sur les citoyens.
- Engendre peu de stress aux animaux.

Inconvénients/points négatifs

- Récurrence de l'intervention requise pour assurer le contrôle de la population à long terme (Jordan et al. 1995), particulièrement lorsque l'on observe un phénomène de puits écologique (D'Angelo et al. 2012).
- Nécessite au préalable un effort de relations publiques, la mise en place d'une procédure d'attribution des accès au territoire pour la chasse, ainsi qu'un encadrement des activités de chasse comme tel. La pratique d'une activité de chasse contrôlée dans un parc urbain pourrait notamment impliquer des accès restreints dans certains secteurs du parc et/ou à certains moments de la journée. Ceci peut exiger un effort au niveau logistique au sein d'un parc qui n'est pas clôturé.
- Susceptible d'influencer le comportement des cerfs de façon à nuire à l'atteinte des cibles de gestion. Par exemple, les individus peuvent agrandir leur domaine vital durant la période de chasse via des déplacements

dans des parcelles qui sont exemptes de prélèvement par la chasse (p. ex. quartier résidentiel) (Williams, Denicola, et Ortega 2008).

Considérations légales ou réglementaires d'application

Le règlement municipal RCG 09-029 ch. IV a.20., relatif à la fréquentation et à la conservation des parcs régionaux de la Ville de Montréal, interdit l'utilisation d'engins de chasse par les citoyens sur le territoire de l'arrondissement de Rivière-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles (Ville de Montréal 2003, 2020c). L'autorisation de la chasse est cependant un pouvoir exclusif du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Une activité de chasse contrôlée à des fins de gestion peut ainsi être autorisée par le MFFP, tout en ajustant la règlementation municipale quant à l'utilisation des engins de chasse. La mise en place d'une nouvelle réglementation pour la chasse contrôlée, en vue d'atteindre des objectifs de gestion d'une population sauvage, s'effectue en collaboration avec le MFFP, et nécessite l'obtention d'un permis SEG à des fins de gestion de la faune délivré par le MFFP en vertu de l'article 47 de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (L.R.Q. ch. C–61.1). Ainsi, la mise en place d'une activité de chasse contrôlée implique que tous les paramètres de l'activité peuvent être modifiés selon le contexte, ce qui permet une grande flexibilité. Dans un contexte de parc urbain, il serait notamment nécessaire de limiter l'accès au parc pendant la période de chasse contrôlée (MFFP 2020a). Enfin, le cerf de Virginie étant une espèce à déclaration obligatoire, les individus abattus doivent être déclarés à la Protection de la faune (MFFP 2007).

Perception du public et acceptabilité sociale

La chasse au cerf de Virginie est une activité populaire qui suscite peu de controverse au Québec. Par rapport à d'autres méthodes létales, comme l'abattage par des professionnels, la chasse reçoit un appui plus favorable de la population. Face à une problématique de surabondance, l'implication des chasseurs dans la recherche de solution favorise d'ailleurs l'acceptabilité sociale. Cependant, lorsqu'il est question de réduire considérablement les effectifs d'une population, la chasse peut tout de même soulever des questionnements d'ordre éthique. Bien que les résidents puissent être eux-mêmes confrontés aux problématiques engendrées par la surabondance de cerfs, par exemple en raison de dommages causés à l'aménagement paysager de leurs terrains, ils acceptent difficilement que l'on ait recours à une méthode létale pour y remédier (Rondeau et Conrad 2003). Rondeau et Conrad (2003) font alors référence à l'*effet Bambi*, qui implique une forme d'attendrissement ressentie envers certaines espèces animales charismatique, dont le cerf de Virginie. La mort sans cruauté des animaux est l'une des considérations majeures pour le public (Urbanek et al. 2015), et plus largement le fait que ceux-ci aient des droits fondamentaux en tant qu'êtres vivants. Une préoccupation qui est largement acceptée concerne les cas où les cerfs ne sont pas tués proprement ou rapidement (Gamborg, Sandøe, et Palmer 2020). Certaines méthodes de chasse peuvent ainsi être mieux perçues, et favoriser l'acceptabilité (Urbanek et al. 2015). De plus, la chasse peut poser des enjeux ou la perception d'enjeux de sécurité du fait de la proximité entre les habitants et les zones de tir. Afin d'encourager l'acceptabilité sociale, les autorités peuvent avoir recours à une campagne de sensibilisation auprès du public (McDonald, Clark, et Woytek 2007) tout en incluant les citoyens dans le processus décisionnel. Les autorités peuvent par ailleurs décider de ne pas implanter une telle mesure si le public s'y oppose (Messmer, George, et Cornicelli 1997).

Estimation des coûts

La chasse contrôlée n'implique pas de coûts directs, puisque les chasseurs fournissent eux-mêmes l'équipement et sont souvent prêts à payer pour accéder à un territoire de chasse. Au sein d'un territoire comme le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies, il serait toutefois nécessaire de prévoir des frais indirects reliés aux communications et à la mise en place d'un mécanisme d'attributions des opportunités de chasse. Ensuite, des coûts seraient à prévoir pour la signalisation ainsi que pour l'encadrement sécuritaire des activités de chasse, et ce afin d'assurer le bon déroulement de celles-ci.

Étude de cas

Une étude réalisée sur 15 ans à la forêt Fontenelle, bordée par les villes d'Omaha et de Bellevue (>500 000 habitants), au Nebraska, a permis d'évaluer les effets d'une chasse contrôlée sur la population de cerfs de Virginie en milieu périurbain (Hygnstrom, Garabrandt, et Vercauteren 2011). Combiné à des mesures de contrôle pour la déprédation (prélèvement des individus problématique), ce programme a notamment entraîné une réduction de la densité moyenne de cerfs dans l'aire d'étude, laquelle est passée de 27 à 15 cerfs/km^2. Au terme de l'étude, la densité de cerfs variait toutefois entre les secteurs de la forêt Fontenelle, passant de 5 cerfs/km^2 à 30 cerfs/km^2 (ville de Bellevue). Cette grande variation dans la densité de cerfs a été attribuée à une pression de chasse non uniforme dans le paysage, laquelle était nettement inférieure dans le secteur résidentiel de Bellevue du fait des restrictions en vigueur. Un programme de chasse au cerf a été mis en place par la ville de Bellevue en 2004, permettant aux propriétaires fonciers qui répondaient à certains critères de chasser à l'arc sur leurs terrains. On exigeait d'ailleurs que ces chasseurs détiennent des certifications garantissant leurs compétences en tir. Toutefois, ce programme a été considéré comme un échec car le taux de réussite des chasseurs était très faible. En ce qui a trait aux effets d'une diminution de la densité de cerfs sur les communautés végétales, des signes de rétablissement étaient apparents dans les zones où la densité était inférieure à 6 cerfs/km^2 au terme du programme. Ceci soulève l'importance de maintenir une pression de chasse uniforme au sein du territoire. En plus d'instaurer un programme éducatif visant à conscientiser la population aux conséquences associées au nourrissage des cerfs, des efforts considérables ont été faits pour informer le public sur l'existence des dommages causés par la surabondance de cerfs dans la zone d'étude, ainsi que sur l'importance de mettre en place des mesures de gestion. Parmi les activités de sensibilisation réalisées, lesquelles impliquaient une importante couverture médiatique, il y a notamment eu des audiences publiques, des séances d'informations portant sur les dommages causés par les cerfs, des bulletins d'informations dans les journaux, des émissions à la télévision locale, de même que des publications dites « de vulgarisation ». Ainsi, outre quelques protestations publiques très limitées, ces mesures de gestion n'ont pas soulevé de vague médiatique, étant plutôt bien acceptées par le public.

Abattage par des professionnels

Description

L'abattage (ou *sharpshooting* en anglais) est une méthode létale visant à réduire l'effectif d'une population animale en faisant appel à des tireurs professionnels qui procèdent à l'abattage à l'aide d'armes à feu. Une approche courante consiste à installer des stations d'alimentation dans une zone dégagée préalablement à la période d'intervention. Les individus, attirés par l'appât, sont alors abattus par les tireurs de façon à maximiser l'efficacité et à réduire les risques de blessures chez les animaux. Les premières années d'intervention présentent habituellement le plus grand nombre d'individus abattus puisqu'elles visent à atteindre le seuil de densité fixé le plus rapidement possible, mais aussi parce que les animaux sont plus naïfs quant aux méthodes d'appâtage (DeNicola et al. 2000). En général, l'abattage doit se poursuivre de manière régulière, mais éventuellement à une intensité moindre, afin de maintenir l'effectif de la population en deçà d'un seuil où les effets négatifs de leur présence peuvent être observés (DeNicola et al. 2000). L'appâtage étant le plus efficace en hiver, lorsque la disponibilité des ressources alimentaires est plus limitée pour les cerfs (Jordan et al. 1995), la période favorable à ce type d'intervention semble être durant la saison hivernale (d'octobre à mars ; D'Angelo, Wenner, et Keegan 2012).

Avantages/points positifs

- Interventions localisées sur des zones géographiques et des périodes réduites, ce qui les rend peu dérangeantes pour l'environnement.
- Tirs de précision limitant les risques de blessures des animaux de même que la probabilité que des animaux blessés soit aperçus par des utilisateurs du parc.
- Utilisation d'armes, de munitions et de postes de tir limitant les enjeux de sécurité (DeNicola et al. 2000).
- Possibilité de planifier des interventions pendant des périodes qui minimisent les conflits avec les utilisateurs du parc (p. ex. la nuit), considérant toutefois que le bruit des tirs d'armes à feux ne peut être évité.
- Mise en valeur de la venaison.

Inconvénients/points négatifs

- Récurrence de l'intervention requise pour assurer le contrôle de la population à long terme (Jordan et al. 1995), particulièrement lorsque l'on observe un phénomène de puits écologique (D'Angelo et al. 2012).
- Nécessite la participation de tireurs professionnels afin de garantir la sécurité pendant l'opération (Drummond 1995), mais également afin d'assurer une mort rapide et sans souffrance aux animaux (DeNicola et al. 2000). À titre d'exemple, les programmes d'abattage aux États-Unis sont incités à suivre un protocole éthique qui garantit une mise à mort respectueuse et sans cruauté des animaux, tel que recommandé par l'Association Américaine des Vétérinaires (AVMA 2007).
- Peut poser des enjeux (ou la perception d'enjeux) de sécurité du fait de la proximité entre les habitants et les zones de tir.
- Efficacité réduite sur les populations de cerfs ayant déjà subi une pression de chasse, les individus étant plus méfiants (Boulanger, Curtis, et Blossey 2014).
- Si la viande ne peut être mise en valeur (p. ex. un programme de redistribution de la venaison via un réseau de banques alimentaires), nécessité de prévoir un mode de disposition des carcasses.
- L'inaccessibilité à des terrains privés ou publics adjacents à la zone d'intervention peut compromettre son efficacité (DeNicola et al. 2000), ces zones pouvant ainsi devenir des refuges pour les animaux (p. ex. zone résidentielle).

Considérations légales ou réglementaires d'application

Le règlement RCG 09-029, relatif à la fréquentation et à la conservation des parcs régionaux de la Ville de Montréal, interdit l'utilisation d'engins de chasse par les citoyens sur le territoire de l'arrondissement de Rivière-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles (Ville de Montréal 2009). Un permis SEG émis en vertu de l'article 47 de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (L.R.Q. ch. C-61.1) pourrait être requis afin d'autoriser l'outrepassement des dispositions de cette même loi si nécessaire. Même si la mise en place d'une opération d'abattage ne relève pas du domaine de la science, l'application des principes fondamentaux du Comité canadien de protection des animaux est recommandée. Enfin, le cerf de Virginie étant une espèce à déclaration obligatoire, les individus abattus doivent être déclarés à la Protection de la Faune (MFFP 2007).

Perception du public et acceptabilité sociale

L'abattage est une méthode souvent jugée comme peu éthique et qui soulève souvent une résistance du public, des organisations locales de protection de la faune et des regroupements de chasseurs (Drummond 1995; Ishmael et al. 1995). L'application d'une méthode d'abattage respectueuse qui n'entraîne pas de souffrance animale constitue un élément d'acceptabilité sociale important en faveur de ce type d'intervention (Urbanek et al. 2015). Cependant, il semble que l'avis du public soit d'autant plus favorable à une méthode létale lorsque les expériences vécues en lien avec la présence des cerfs urbains sont négatives (Siemer et al. 2004). Par ailleurs, l'acceptabilité sociale peut être facilitée par la valorisation des carcasses des bêtes abattues (Boulanger et al. 2014). De plus, l'impression de sécurité perçue par les habitants à l'égard d'un programme d'abattage peut être améliorée en permettant à un corps de professionnels connu du public (p. ex. des agents de protection de la faune) d'intervenir pour participer directement à l'abattage ou pour sécuriser les lieux (DeNicola et al. 2000).

Estimation des coûts

Tableau 7. Coûts per capita ($ US / cerf) rapportés par les études ayant expérimenté la méthode d'abattage sur des populations de cerfs de Virginie, et coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf).

Coûts rapportés ($ US / cerf)	Coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf)[1]	Source
108 – 121	230 – 260	(Doerr, McAninch, et Wiggers 2001)
194	410	(Doerr et al. 2001)
90 – 310	190 – 660	(DeNicola et al. 2000)

[1] Le calcul a été effectué en convertissant le montant de USD en CAD au taux de change enregistré l'année de l'étude, puis en actualisant le montant en dollar canadien selon l'inflation enregistrée annuellement par la Banque du Canada.

Étude de cas (D'Angelo et al. 2012)

La Hemlock Farms Community Association (HFCA) est une communauté privée occupant un territoire quasi urbain d'une superficie de 18 km^2 dans l'État de Pennsylvanie qui était aux prises avec des densités élevées de cerfs de Virginie (48 cerfs/km^2). La communauté avait pris de nombreuses mesures pour favoriser la protection de la forêt, entre-autres des cerfs de Virginie, en inculquant à ses membres des connaissances sur l'environnement, en interdisant le nourrissage des cerfs et en tolérant la présence des prédateurs naturels du cerf. Des tentatives de réduction de la population locale de cerfs par des méthodes non létales, puis par l'autorisation de la chasse pour les résidents dans les zones les moins urbanisées de la communauté ont été inefficaces face à la forte densité de cerfs et à leur accoutumance à la présence humaine. Si les membres de la communauté n'étaient pas tous du même avis quant au recours à une méthode de contrôle létale, l'application d'une telle mesure nécessitait tout de même un vote favorable de plus de 50 % des membres. Ainsi, un programme d'abattage a été mis en place en 2005 par la HFCA,

avec l'intervention du Département des Services Fauniques. Les autorités ont ciblé une densité de 3,86 cerfs/km^2 afin de favoriser la régénération forestière (soit l'abattage d'environ 800 cerfs), de diminuer la déprédation dans les jardins et de minimiser les risques de sécurité et de santé publique. La méthode d'abattage employée consistait à utiliser des appâts, placés avec l'accord des propriétaires des terrains, puis à abattre les individus se présentant à ces stations d'alimentation, en intervenant de nuit et à bord d'un véhicule. À l'aide d'une caméra infrarouge, les tirs étaient uniquement portés à la tête et au cou pour assurer une mort rapide et sans douleur aux animaux. Les armes à feu étaient de petit calibre et équipées de silencieux (interdit au Canada), et les balles utilisées étaient suffisamment friables pour éviter les ricochets. La première phase d'abattage s'est déroulée d'octobre 2005 à mars 2006, et à l'issue de 24 nuits d'abattage, la densité de cerfs était réduite d'environ 58 %, avec environ 500 cerfs abattus. Dans un objectif de suivi, une estimation de la densité de cerfs était réalisée par voie terrestre entre chaque session de 4 à 13 nuits. Entre 2006 et 2010, un objectif annuel quant au nombre d'individus à abattre était fixé avant le début de la saison d'abattage à l'aide de la précédente estimation de densité. Durant cette période, la diminution annuelle de la densité de cerfs était alors comprise entre 32 et 68 %, et de moins en moins de cerfs étaient abattus pour le même temps passé sur le terrain. Au terme de ce programme, l'atteinte de l'objectif de densité de cerfs avait nécessité l'abattage de 830 individus entre 2005 et 2010. Une diminution du nombre de collisions routières impliquant des cerfs, ainsi qu'une augmentation de la croissance végétale sous le couvert forestier ont été observées 3 ans après le début des opérations.

Capture et euthanasie

Description

La capture et l'euthanasie consiste en une méthode létale qui se distingue de l'abattage par la capture préalable à l'euthanasie des individus. Plusieurs outils sont considérés comme étant efficaces pour capturer des cerfs de Virginie, tels que les cages à filet, les filets suspendus, les corridors, les filets activables à distance ou les canons lance-filet, mais les trappes de Stephenson (Schemnitz et al. 2009; Figure 22) et de Clover (Beringer et al., 2003; DelGiudice et al., 2001; Jordan et al., 1995; Figure 22) sont particulièrement utilisées dans les milieux urbains (Anderson et Nielsen 2002). Une fois l'animal capturé, le cerf peut être immobilisé au sol puis abattu méthodiquement avec un pistolet d'abattage, ou alors tranquillisé puis euthanasié par injection (Boulanger et al. 2014). Tout comme pour l'abattage par des professionnels, l'appâtage étant le plus efficace en hiver, cette saison apparaît la plus favorable pour l'application de cette méthode (Jordan et al. 1995).

Figure 22. À gauche, une trappe de Stephenson adaptée des dessins originaux (Anderson et Nielsen 2002). À droite, une trappe de Clover en position fermée pour l'immobilisation du cerf de Virginie. Image tirée de (Boulanger et al. 2014).

Avantages/points positifs

- Utile dans les endroits où les tirs d'armes à feu sont trop problématiques (p. ex. au sein d'une zone urbaine dense) (DeNicola et al. 2000), puisque la mise à mort se fait de manière rapprochée.
- Si l'abattage est réalisé avec un pistolet d'abattage, et non par euthanasie, la viande est propre à la consommation humaine (DeNicola et al. 2000), permettant ainsi la mise en valeur du gibier.
- Possibilité de planifier des interventions pendant des périodes qui minimisent les conflits avec les utilisateurs du parc (p. ex. la nuit).

Inconvénients/points négatifs

- Récurrence de l'intervention requise pour assurer le contrôle de la population à long terme (Jordan et al. 1995), particulièrement lorsque l'on observe un phénomène de puits écologique (D'Angelo et al. 2012).
- L'immobilisation physique des animaux peut être vigoureuse, induisant un stress et entraînant potentiellement des blessures (DeNicola et Swihart 1997). L'étude de Ishmael et al. (1995) rapporte un taux de mortalité associé aux blessures occasionnées par l'utilisation des trappes d'environ 3 % chez les cerfs de Virginie. Celle de Haulton et al. (2001) présente un taux de blessures sévères de plus de 2 %, un taux de blessures légères de plus de 34 %, dont la plupart sont des lacérations et des abrasions au niveau de la tête, du corps ou des pattes de l'animal, et un taux de blessures multiples de 12 %.
- Le pistolet d'abattage, un engin standardisé, est habituellement utilisé sur des animaux d'élevage contraints et dans un environnement contrôlé. Ces engins peuvent entraîner une mort lente et douloureuse pour

l'animal s'ils sont utilisés de manière inappropriée (AVMA 2007). C'est pourquoi les vétérinaires peuvent exiger que soit effectuée une ponction cardiaque avec un objet pointu et tranchant immédiatement après l'abattage pour s'assurer de la mise à mort rapide de l'animal.

- Nécessite l'intervention de spécialistes (Boulanger et al. 2014).
- À moins d'une très bonne réponse à l'appâtage, le succès de capture est proportionnel à la densité de la population de cerfs (Etter et al. 2000) et est très influencé par la qualité de l'habitat environnant en termes de disponibilité des ressources alimentaires (Jordan et al. 1995).
- Dans le cas d'euthanasie par injection, les carcasses doivent être éliminées de manière sécuritaire (CCPA 2003)

Considérations légales ou réglementaires d'application

D'après le règlement RCG 09-029 relatif à la fréquentation et à la conservation des parcs régionaux de la Ville de Montréal, la trappe et la possession d'un instrument de trappe au sein des parcs régionaux (dont le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies) sont interdites (Ville de Montréal 2009). Un permis à des fins scientifiques, éducatives ou de gestion de la faune (SEG) émis en vertu de l'article 47 de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (L.R.Q. ch. C-61.1) est requis afin d'autoriser l'outrepassement des dispositions de cette même loi. Même si la mise en place d'une opération de capture et euthanasie ne relève pas du domaine de la science, nous recommandons l'application des principes fondamentaux du Comité canadien de protection des animaux. La prescription des drogues utilisées pour l'euthanasie, ainsi que leur administration, constituent des actes réservés à l'exercice de la médecine vétérinaire (CCPA 2003). De plus, la consultation et la participation de vétérinaires sont encouragées pour toute opération nécessitant la contention d'animaux sauvages (CCPA 2003). Enfin, le cerf de Virginie étant une espèce à déclaration obligatoire, les individus abattus doivent être déclarés à la Protection de la Faune (MFFP 2007).

Perception du public et acceptabilité sociale

Cette méthode est perçue comme peu éthique et rencontre généralement une résistance de la part des populations locales (p. ex. opposition lors de la prise de décision, vandalisme une fois le programme lancé), le public étant rarement favorable aux méthodes létales (Boulanger et al. 2014; Drummond 1995). Cette opposition à la capture et à l'euthanasie d'une quinzaine de cerfs a également été observée au parc Michel-Chartrand à Longueuil à l'automne 2020.

Estimation des coûts

Tableau 8. Coûts per capita ($ US / cerf) rapportés par les études ayant expérimenté la méthode de capture et euthanasie sur des populations de cerfs de Virginie, et coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf).

Coûts rapportés ($ US / cerf)	Coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf)	Source
94 – 140	200 – 300	(Jordan et al. 1995)
300	640	(DeNicola et al. 2000)

Étude de cas (Jordan et al. 1995)

La ville à faible densité urbaine de North Oaks (~ 5000 habitants), au Minnesota, a procédé à une intervention par abattage de 1980 à 1983 à la suite de nombreuses plaintes des habitants concernant les dégradations causées aux propriétés par les cerfs de Virginie. Toutefois, une partie des habitants de la ville s'opposait fermement à l'abattage des cerfs. Des inventaires aériens réguliers avaient permis d'estimer la taille de la population de cerfs, et avaient permis de constater éventuellement qu'elle était sous contrôle. Les efforts de régulation ont ainsi été arrêtés, en considérant un seuil à ne pas dépasser de 400 individus. La population locale de cerfs est alors passée d'environ

400 individus en 1988, à 650 en 1989, et la recrudescence des plaintes venant des habitants a forcé le conseil de la ville à entreprendre un nouveau programme de régulation durant cette dernière année. Les cerfs étaient capturés avec des trappes de Clover et ensuite abattus à l'aide d'une arme à feu de petit calibre. Les animaux étaient piégés en hiver seulement afin de garantir l'efficacité de l'appât et du piège. Les pièges étaient d'abord appâtés et laissés ouverts pendant plusieurs jours précédant le début des interventions afin d'habituer les cerfs à les utiliser. Lors de la reprise du programme de régulation de 1990 à 1993, 17 à 25 pièges étaient utilisés et présentaient un succès variant de 9,8 à 20,8 captures pour 100 nuits d'intervention. D'importantes chutes de neige et une diminution des températures augmentaient l'efficacité des pièges, alors que le gel empêchait leur déclenchement et les vents forts déclenchaient le mécanisme même sans qu'il n'y ait d'animal à l'intérieur. Au total, 512 cerfs ont été éliminés en quatre hivers après la reprise du programme en 1990. La viande provenant des animaux abattus était distribuée au public selon la règlementation en vigueur au Minnesota.

Il est intéressant de noter qu'aucun(e) effectif ou densité de population n'a été fixé comme objectif de régulation par le conseil de la ville. En régulant la population de cerfs proportionnellement au nombre de plaintes reçues, le cas de la ville de North Oaks tend à montrer que d'autres indicateurs comme le seuil de tolérance social (p. ex. aux dégâts causés à la végétation, aux accidents, à l'exposition à la maladie de Lyme, etc.) peuvent fonctionner localement.

MÉTHODES NON LÉTALES

Laisser faire la nature

Description

L'approche du laisser-faire s'appuie sur un paradigme d'équilibre des écosystèmes. Selon ce paradigme, les populations fauniques devraient être régulées naturellement autour de la capacité de support de l'habitat par la disponibilité des ressources pour chaque individu au sein de la population. Nous avons déjà mis en garde le lecteur face à l'application de la notion théorique de capacité de support dans un contexte urbain où la prédation est limitée et où les cerfs ont accès à des « subventions écologiques » générées par l'aménagement du territoire dans et hors du parc-nature, qui augmentent les ressources alimentaires alternatives (voir la section Mise en garde sur la notion de capacité de support).

Avantages/points positifs

- Aucun

Inconvénients/points négatifs

- Ne contribue pas à réduire les effets négatifs des populations surabondantes de cerfs sur les aménagements paysagers, la sécurité routière ou la transmission de zoonoses.
- Contrevient au maintien de la vocation du territoire.
- Poursuite de l'érosion de l'intégrité écologique.
- Ne permet pas de restaurer les milieux dégradés.
- Perte des investissements faits pour l'acquisition du territoire à des fins de parc et de protection de la biodiversité.
- Coûts reportés aux générations futures.

Considérations légales ou réglementaires d'application

Non applicable.

Perception du public et acceptabilité sociale

Le *statu quo* est souvent le plus acceptable pour une grande partie de la population, sauf peut-être pour les personnes qui subissent les effets négatifs des cerfs. Dans le cas qui nous occupe, la perte d'intégrité d'un parc est rarement perceptible par les citoyens puisqu'il s'agit d'un phénomène lent qui touche d'abord des plantes forestières peu connues par la grande majorité des utilisateurs du parc. La coupe des frênes morts ou moribonds pour des considérations de sécurité publique est un événement ponctuel marquant qui pourrait changer la perception du public face aux impacts du cerf de Virginie, du moins à court terme, puisqu'avec le temps, les utilisateurs pourraient s'habituer à des milieux ouverts en bordure de sentiers.

Estimation des coûts

Bien que non quantifiés, les coûts de cette approche s'expriment en termes d'accidents routiers, d'aménagements paysagers broutés et de perte de services écologiques offerts par l'écosystème forestier du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. La perte d'intégrité écologique entraîne une simplification de la composition, de la structure et des fonctions de l'écosystème. On ne peut vraisemblablement pas s'attendre à une réduction de la population de cerfs de Virginie qui a accès à des « subventions écologiques » par l'utilisation des ressources alimentaires présentes dans les prairies du parc, les aménagements paysagers des golfs ou des résidences privées et les terrains en friche, par exemple sous les lignes hydro-électriques.

Étude de cas

Le cas du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies est sans doute le plus pertinent à aborder ici. Jusqu'à maintenant, l'approche appliquée de facto était celle du laisser-faire. Après deux décennies de broutement chronique par le cerf combiné à l'envahissement par le nerprun et l'ouverture du couvert forestier par l'agrile du frêne, nous assistons à une perte d'intégrité écologique qui compromet sa vocation de conservation de la nature, de maintien de la biodiversité et de préservation des services écosystémiques et valeurs culturelles qui lui sont associées. En effet, on trouve maintenant les conditions propices à l'établissement d'un régime d'équilibre alternatif difficilement réversible (voir la section Perte de résilience et glissement de l'écosystème vers un régime d'équilibre alternatif) dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies.

Capture et relocalisation

Description

La méthode de capture et relocalisation consiste d'abord à capturer des individus de la population d'intérêt à l'aide d'un piège (Figure 22; Schemnitz et al. 2009) et à les placer en contention physique dans une cage de transport (DeNicola et Swihart 1997). Comme le cerf supporte très mal la contention physique, il faut au préalable procéder à l'injection d'un cocktail de produits tranquillisants, anesthésiants et/ou sédatifs. Les individus sont ensuite transportés et relâchés dans un nouvel habitat. Tout comme pour les autres méthodes nécessitant la capture d'individus, l'appâtage étant le plus efficace en hiver, cette saison apparaît la plus favorable pour l'application de cette méthode (Jordan et al. 1995).

Avantages/points positifs

- Aucun

Inconvénients/points négatifs

- Récurrence de l'intervention requise pour assurer le contrôle de la population à long terme (Jordan et al. 1995), particulièrement lorsque l'on observe un phénomène de puits écologique (D'Angelo et al. 2012).
- La capture et le transport occasionnent beaucoup de stress aux cerfs (Boulanger et al. 2014; DeNicola et al. 2000)
- Les individus relocalisés ont généralement un taux de mortalité plus élevé qu'à la normale (Boulanger et al. 2014), qu'elle soit causée par une myopathie de capture (Beringer et al. 1996) ou par un manque d'adaptation au nouvel environnement (Beringer et al. 2004). Si le taux de mortalité lié à la capture-même varie entre 1 % et 20,7 % selon la méthode de capture (Dechen Quinn et al. 2014; Haulton et al. 2001), le taux de mortalité des individus peu après avoir été relâchés dans leur nouvel environnement est souvent plus élevé : 7,2 % de mortalité après 2 semaines (DelGiudice et al. 2001), 11 % après un mois (Dechen Quinn et al. 2014), 43 % à 85 % après un an (Ishmael et al. 1995; O'Bryan et McCullough 1985). L'étude de Beringer et al. (2002) indique que le taux de survie annuel des cerfs relocalisés est de 30 % contre 69 % pour les cerfs résidents. Par ailleurs, la probabilité de mortalité associée au transport des individus augmente avec la distance à parcourir jusqu'au site de relâche.
- Cette méthode est également susceptible de faciliter la transmission de maladies et parasites véhiculés par les animaux (Boulanger et al. 2014).
- Les sites naturels prêts à recevoir des cerfs supplémentaires sont souvent difficiles à trouver à proximité du site de prélèvement (Boulanger et al. 2014) et les installations (p. ex. jardin zoologique, parc écologique, parc animalier, etc.) ont des capacités d'accueil limitées.
- Les cerfs relocalisés ont tendance à étendre leur domaine vital dans leur nouvel habitat par rapport à leur habitat d'origine (Beringer et al. 2002).
- Les cerfs adaptés à la présence humaine ont tendance à conserver leurs habitudes une fois déplacés sur un autre site, causant les mêmes problèmes que ceux évités au site d'origine (Ishmael et al. 1995).

Considérations légales ou réglementaires d'application

Un permis à des fins scientifiques, éducatives ou de gestion de la faune (SEG) émis en vertu de l'article 47 de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (L.R.Q. ch. C-61.1) est requis afin d'autoriser l'outrepassement des dispositions de cette même loi. De plus, un permis délivré par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) est nécessaire pour pouvoir déplacer des cervidés d'un point à un autre au Canada (Règlement sur la santé des animaux, article 76). L'euthanasie rapide des animaux blessés gravement et/ou subissant une douleur impossible à soulager à cause de l'intervention doit être possible sur le terrain (CCPA 2003). La

consultation et la participation de vétérinaires sont encouragées pour toute opération nécessitant la contention d'animaux sauvages (CCPA 2003). La majorité des substances tranquillisantes utilisées pour immobiliser les animaux doivent d'ailleurs être obtenues via une prescription vétérinaire et certains, notamment les opioïdes, ne peuvent être utilisés que par un vétérinaire certifié (Wedgewood Pharmacy 2020). Enfin, selon la *Loi sur les aliments et drogues* (L.R.C. (1995), ch. F-27) et le Règlement sur les aliments et drogues (C.R.C., ch. 870), ainsi que la *Loi règlementant certaines drogues et autres substances* (L.C. 1996, ch. 19), si des activités de chasse ou d'abattage ont lieu dans la zone d'étude, les individus ayant été anesthésiés ne peuvent être consommés pendant une durée établie en raison des substances anesthésiantes potentiellement présentes dans leur sang. Sans l'obtention d'un permis SEG, la capture et la relocalisation de cerfs de Virginie est réalisable uniquement par des employés autorisés du MFFP.

Perception du public et acceptabilité sociale

Par rapport à d'autres méthodes létales, cette méthode reçoit une meilleure acceptabilité sociale de la part des citoyens (Ishmael et al. 1995). En effet, le déplacement de cerfs est perçu comme une méthode préservant la vie des animaux et leur permet de poursuivre une existence normale ailleurs, sans atteinte à leur survie (Craven, Barnes, et Kania 1998). Cette perception n'est cependant pas le reflet de la réalité, car les impacts du stress et le risque de mortalité pendant la capture et après le relâchement ne sont pas négligeables (voir Étude de cas). L'acceptabilité sociale de cette méthode reste d'ailleurs élevée même lorsque ses aspects négatifs sont évoqués (c.-à-d. fort taux de mortalité, dégâts potentiels causés au site récepteur, etc.) (Craven et al. 1998; Ishmael et al. 1995).

Estimation des coûts

Tableau 9. Coûts per capita ($ US / cerf) rapportés par les études ayant expérimenté la méthode de capture et relocalisation sur des populations de cerfs de Virginie, et coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf).

Coûts rapportés ($ US / cerf)	Coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf)	Source
603 – 1 251	1 300 – 2 700	(Drummond 1995)
434	930	(Mayer, DiDonato, et McCullough 1995)
400 - 567	860 – 1 220	(Ishmael et al. 1995)

Étude de cas (Ishmael et al. 1995)

River Hills, une communauté immobilière d'environ 14 km^2 située dans l'État du Wisconsin, et dont environ 75 % de la superficie est considérée comme favorable à la présence du cerf de Virginie, rencontrait en 1985 des problèmes de broutement excessif de la végétation et de collisions routières provoquées par une recrudescence du nombre de cerfs. Le conseil de direction de la communauté, suivant les recommandations du comité des citoyens, a adopté un programme de capture et de relocalisation des cerfs à l'hiver 1987-1988, qui a débuté à la suite de l'obtention d'un permis de capture (contrôle d'espèce nuisible) du Département des ressources naturelles de l'État. Les captures ont été réalisées par les employés du Département des travaux publics de River Hills suivant les conseils et instructions du personnel du Département des ressources naturelles. Les cerfs capturés devaient être identifiés et marqués afin de quantifier leur taux de dispersion et de survie suivant la relocalisation. Les autorités ont sélectionné sept sites récepteurs situés en moyenne à 64 km du site de capture. Les six premiers sites avaient une population résidente de cerfs en deçà de 8 cerfs/km^2 et étaient ouverts aux chasseurs en saison avec une pression de chasse variant de moyenne à forte. Un total de 20 trappes ont été placées sur les terrains privés (avec autorisation des propriétaires et signature d'un dégagement de responsabilité) où les cerfs étaient les plus actifs et appâtés jusqu'à un mois avant le

début des opérations. La population de cerfs de River Hills a par la suite été suivie chaque année par le biais d'inventaires aériens. Un total de 438 cerfs ont été relocalisés entre 1987 et 1992, dont 21 sont morts lors de la capture. De nouveaux sites publics de relocalisation ont dû être trouvés (à environ 130 km du site de capture) à partir de 1990 puisque les sites récepteurs les plus proches avaient atteint la limite de densité de cerfs autorisée au cours du programme. L'hiver suivant, en raison de plaintes des habitants vivant à proximité des sites récepteurs concernant des dommages causés par les cerfs relocalisés, les cerfs capturés ont été vendus à des fermes d'élevage. Une diminution de la population en 1992 a été observée et était probablement causée par la relocalisation des cerfs, lesquels étaient principalement des femelles adultes. Plus de la moitié (53 %) des cerfs de Virginie relocalisés entre 1987 et 1991 ont été retrouvés morts (43 % la première année), les deux sources majeures de mortalité étant la chasse (56 %) et les collisions avec des véhicules (36 %), suivies par les blessures dues aux captures (5 %) et la myopathie (4 %). Les individus relocalisés se déplaçaient en moyenne à 5 km du site de relâche et conservaient leur comportement d'origine, étant habitués à la présence humaine.

Il est à considérer que la relocalisation d'animaux sauvages au sein d'une ferme d'élevage, ou d'un refuge animal, nécessite la mise en place de protocoles stricts de sélection des animaux à capturer, puis de mise en quarantaine pour s'assurer qu'aucune maladie n'est transmise des cerfs sauvages aux cerfs d'élevage (Corn et Nettles 2001). Les traumatismes occasionnés par les manipulations humaines sont une des causes majeures de mortalité chez les cerfs d'élevage (Haigh, Berezowski, et Woodbury 2005; Hattel et al. 2004). Inévitables chez les cerfs gardés en captivité, ces manipulations entraînent des blessures qui causent la mort des individus dans 23 % à 49 % des cas (Haigh et al. 2005). Bien que cette solution soit souvent proposée en alternative à une méthode létale, elle nécessite du personnel qualifié, une structure adaptée, ainsi qu'un environnement diminuant au maximum le stress vécu par les animaux, bien que ces éléments ne constituent pas une garantie de longévité et de bien-être pour les cerfs, même une fois l'opération de relocalisation effectuée.

Contraception

Description

La contraception est une mesure non létale de gestion des populations animales via un contrôle de la fertilité. Cette mesure est employée dans le but de réduire le taux de natalité au sein d'une population surabondante. Il faut donc bien comprendre que cette méthode de contrôle peut, à long terme, limiter le potentiel de croissance d'une population si l'immigration est faible, mais ne peut réduire l'abondance d'une population à court terme. Cette méthode apparaît dont inefficace pour réduire rapidement l'abondance d'une population. Bien que différentes méthodes aient été expérimentées, on distingue deux grandes approches plus largement documentées dans la littérature : la stérilisation chirurgicale et l'immunocontraception.

La stérilisation chirurgicale consiste en une méthode de contrôle de la fertilité **permanente** (Merrill, Cooch, et Curtis 2006). La stérilisation chirurgicale chez le cerf de Virginie implique plus particulièrement deux types d'interventions distinctes : la ligature des trompes, ainsi que l'ovariectomie (c.-à-d. l'ablation des ovaires). Comme il s'agit d'interventions chirurgicales qui doivent être réalisées sous anesthésie générale, il est d'abord nécessaire de capturer les individus. Les approches de capture les plus courantes impliquent l'utilisation de pièges appâtés, ou bien l'utilisation de fléchettes anesthésiantes avec ou sans émetteurs et envoyées à l'aide d'un projecteur (Boulanger et Curtis 2016; DeNicola et DeNicola 2020). L'approche depuis un véhicule est particulièrement envisageable lorsque les cerfs se trouvent en milieu urbain où des routes sont présentes (DeNicola et DeNicola 2020). Les fléchettes avec émetteurs sont plus dispendieuses, mais assurent à l'équipe de terrain de localiser rapidement toutes les femelles. La localisation peut ainsi s'effectuer 10 minutes après l'administration (DeNicola et DeNicola 2020). L'utilisation de pièges appâtés, bien que moins périlleuse, nécessite d'entretenir les appâts quotidiennement, et de visiter les pièges selon une fréquence fixée par les vétérinaires (p. ex. 1 ou 2 fois par jour). Les femelles capturées et anesthésiées doivent ensuite être transportées dans des installations aseptisées (généralement temporaires) près du site de capture, où la chirurgie est réalisée par le personnel vétérinaire. Dans certains cas, il peut être décidé de ne pas procéder à l'ovariectomie, notamment lorsqu'une femelle se trouve en fin de gestation. Dans ces cas, la ligature des trompes peut être pratiquée, puisque contrairement à l'ovariectomie, elle n'entrave pas la gestation. Au terme de l'intervention chirurgicale, les femelles sont reconduites au site de capture où on leur administre un antidote favorisant le réveil (Boulanger et Curtis 2016).

L'immunocontraception est une méthode de contrôle de la fertilité **temporaire** par l'administration de vaccins induisant une réponse immunitaire du système reproducteur (Gionfriddo et al. 2011; Rutberg et Naugle 2008). Parmi les vaccins reconnus dans la littérature, on retrouve notamment le GonaCon^{MT} (vaccin de l'hormone de libération des gonadotrophines (GnRH)) qui bloque le cycle reproducteur des femelles. Pour que cette méthode empêche une femelle de produire une progéniture, elle nécessite une vaccination initiale, et potentiellement des rappels ultérieurs (Gionfriddo et al. 2011; Rutberg et Naugle 2008), ce qui apparaît toutefois dépendre de la dose et de la formulation employées (Miller et al. 2008). Chez le cerf de Virginie, on considère une femelle adulte « infertile » lorsqu'elle présente des titres d'anticorps anti-GnRH ≥1:64,000 (Gionfriddo et al. 2011; Miller et al. 2008). Une seule administration du GonaCon^{MT} pourrait cependant engendrer une production d'anticorps insuffisante pour provoquer l'infertilité. L'administration d'un vaccin de rappel augmenterait ainsi l'efficacité du traitement en stimulant une réponse immunitaire plus forte, ce qui a été observé par une présence accrue d'anticorps anti-GnRH (≥ 1:128 000) chez ces individus (Gionfriddo et al. 2011). Une vaccination initiale du GonaCon peut être réalisée en été (p. ex. juillet ou août), alors qu'un rappel (le cas échéant) peut être réalisé à l'automne (p. ex. septembre). Le deuxième vaccin utilisé pour le contrôle de la fertilité est le PZP (« porcine zona pellucida »), lequel empêche la fécondation des ovules sans affecter le cycle reproducteur (Gamborg et al. 2020). Ce vaccin nécessite d'administrer au moins un rappel de deux à dix semaines avant la saison de reproduction automnale (Rutberg et Naugle 2008), ainsi qu'un

rappel à chaque année par la suite (Walter et al. 2002). Une vaccination initiale peut être effectuée à l'automne (p. ex. septembre ou octobre), et un rappel ≥ 2 semaines suivant la vaccination initiale. Dans la littérature disponible, la durée de l'effet contraceptif du PZP n'est pas explicite, puisque les auteurs ont plutôt mesuré les changements dans la taille de la population, notamment par le dénombrement des faons observés sur le terrain.

Un vaccin à immunocontraception peut être administré, via une injection intramusculaire dans le haut d'un membre postérieur, à distance (< 10 m) à l'aide d'un projecteur à seringue, ou à la main sur des individus capturés et anesthésiés. Pour une administration à distance, dans le cas où des vaccins de rappel doivent être administrés, il est toutefois nécessaire de reconnaître les individus ayant reçu une vaccination initiale, par exemple à l'aide de traits morphologiques (Rutberg et Naugle 2008). Ceci paraît possible lorsqu'il s'agit d'une population à faible effectif. Pour des raisons techniques et selon le contexte, il peut être décidé de capturer les individus par l'utilisation de pièges appâtés, ou bien par l'utilisation de fléchettes anesthésiantes avec ou sans émetteurs et envoyées à l'aide d'un projecteur depuis un véhicule (Boulanger et Curtis 2016; DeNicola et DeNicola 2020).

Afin de mieux documenter les effets d'une méthode de contrôle de la fertilité sur les taux de recrutement et de survie, les individus peuvent être marqués et/ou munis de colliers émetteurs (Boulanger et Curtis 2016). Il est à noter que certaines méthodes de contraception ont été expérimentées chez des cerfs de Virginie mâles, mais le système de reproduction polygame de cette espèce rend une telle approche relativement inefficace (Merrill, Cooch, et Curtis 2003), puisque les femelles peuvent attirer des mâles qui parcourent de grandes distances pour se reproduire.

Avantages/points positifs

Stérilisation chirurgicale

- Ne nécessite qu'une seule intervention (Boulanger et Curtis 2016; Gamborg et al. 2020).
- La ligature des trompes peut être réalisée sur des femelles alors qu'elles sont gestantes : puisque cette intervention n'altère pas les fonctions hormonales des femelles, elles peuvent porter leurs petits à terme, mais ne plus être en mesure de se reproduire ensuite (Boulanger et Curtis 2016).

Immunocontraception

- Comporte moins de manipulations et de risques par rapport à la méthode de stérilisation chirurgicale.
- En mettant fin au cycle reproducteur des femelles traitées, l'immunocontraception réduit les dépenses énergétiques des femelles adultes et augmente leur survie (Gamborg, Sandøe, et Palmer 2020).

Inconvénients/points négatifs

Stérilisation chirurgicale

- Méthode inefficace lorsque les objectifs de réduction de la population doivent être atteints rapidement.
- Nécessite un effort substantiel à long terme (Merrill et al. 2006).
- Intervention irréversible (Merrill et al. 2006).
- Nécessite que les individus soient capturés, anesthésiés et transportés jusqu'aux installations où l'intervention chirurgicale aura lieu. Ceci exige une logistique relativement complexe (Merrill et al. 2006) impliquant notamment plusieurs intervenants qualifiés, ainsi que des installations appropriées à une distance raisonnable de l'aire d'étude (Boulanger et Curtis 2016; Gamborg et al. 2020).
- S'applique difficilement à grande échelle (Boulanger et Curtis 2016).
- L'utilisation de pièges implique qu'une certaine proportion d'individus capturés sont des mâles (Boulanger et Curtis 2016) qui seront relâchés, ce qui entraîne un effort plus considérable pour atteindre la taille d'échantillon voulue.

- Peut causer la mort d'individus :
    - 5 % des mortalités était associée aux captures à New York (Boulanger et Curtis 2016), ce qui correspondait à 3 % de tous les individus capturés (*n* = 120).
    - 2,6 % des individus manipulés sont morts (*n* = 15), soit 4 individus euthanasiés avant la chirurgie en raison de blessures causées par la capture, et 11 individus décédés post-chirurgie (DeNicola et DeNicola 2020).

Immunocontraception

- Méthode inefficace lorsque les objectifs de réduction de la population doivent être atteints rapidement.
- Nécessite un effort de capture soutenu et le marquage des individus pour l'administration de plusieurs doses (Rutberg et Naugle 2008), particulièrement si utilisation de pièges à appâts.
- Action immunitaire temporaire (Gionfriddo et al. 2011) et potentiellement variable entre les individus, ainsi que selon la dose et la formulation employées (Miller et al. 2008).
- Taux de mortalité associé aux captures (Boulanger et Curtis 2016).
- Nécessite que cette intervention s'intègre dans un projet de recherche, puisque l'utilisation de ces produits chimiques n'est autrement pas autorisée au Canada.
- Bien qu'habitués au dérangement anthropique au sein de milieux urbains et périurbains, les cerfs peuvent devenir méfiants aux méthodes d'appâtage au fil des ans (Rutberg et Naugle 2008).

Considérations légales ou réglementaires d'application

Les méthodes de contraception impliquent plusieurs aspects réglementaires. Dans le cas où un tel projet impliquerait la participation d'un groupe de recherche privé et/ou universitaire, un permis SEG doit être délivré par le MFFP, conditionnellement à l'obtention d'un certificat de bons soins aux animaux conformes aux normes sur le bien-être animal du Conseil canadien de protection des animaux (CCPA). Tout ce qui a trait aux captures, au transport, à la contention, au marquage et aux interventions chirurgicales effectuées sur les animaux doit se rapporter aux lignes directrices du CCPA. La stérilisation chirurgicale doit être exécutée par un(e) vétérinaire ou sous sa supervision. Selon la *Loi sur les aliments et drogues* (L.R.C. (1995), ch. F-27) et le Règlement sur les aliments et drogues (C.R.C., ch. 870), ainsi que la *Loi règlementant certaines drogues et autres substances* (L.C. 1996, ch. 19), si des activités de chasse ou d'abattage ont lieu dans la zone d'étude, les individus ayant été anesthésiés ne peuvent être consommés pendant une durée établie en raison des substances anesthésiantes potentiellement présentes dans leur sang. En ce qui a trait à l'immunocontraception, il est à considérer que selon le vaccin choisi, il pourrait être nécessaire d'obtenir un certificat annuel d'études expérimentales (CEE) délivré par Santé Canada si le médicament n'est pas homologué au Canada. Un délai avant l'obtention de la certification serait ainsi à prévoir. Il pourrait également être nécessaire de remplir une demande annuelle d'exemption pour l'utilisation d'une substance désignée à des fins scientifiques. Enfin, toutes les personnes responsables de manipuler et d'administrer ces médicaments doivent par ailleurs détenir des accréditations à ces fins.

Perception du public et acceptabilité sociale

De manière générale, les méthodes de contrôle par la contraception constituent une alternative aux méthodes de contrôle létales lorsque les considérations d'acceptabilité sociale justifient les coûts élevés de la méthode (Gamborg et al. 2020; Merrill et al. 2006). Bien que les méthodes de contraception soient considérées moins « naturelles » (Gamborg et al. 2020), elles sont largement perçues comme plus éthiques par le public (Boulanger et Curtis 2016; Gamborg et al. 2020; Urbanek et al. 2015) et plus respectueuses du bien-être animal (Gamborg et al. 2020).

Estimation des coûts

Les méthodes de contrôle par la contraception sont très coûteuses (Boulanger et Curtis 2016; Merrill et al. 2006). Le Tableau 10 indique des exemples de coûts ayant été engendrés par certaines méthodes de contraception. Premièrement, une étude ayant réalisé des travaux au sein de six États américains a permis d'estimer les coûts moyens – durant la première année d'implantation – de l'ovariectomie comme méthode de stérilisation chirurgicale. Deuxièmement, on rapporte les coûts engendrés par le PZP sur des femelles traitées entre 1997 et 1999 ; ces coûts incluent une première vaccination ainsi que deux vaccins de rappel pour chaque individu (Walter et al. 2002). Troisièmement, une estimation plus récente des coûts pouvant être engendrés par cette même méthode d'immunocontraception est également fournie à titre indicatif. Les auteurs de ce rapport précisent toutefois qu'à ce montant devraient s'ajouter des frais additionnels relativement à l'administration, à la planification et à la coordination du programme (MDWG 2015).

Tableau 10. Coûts per capita ($ US / cerf) rapportés ou estimés pour la méthode de la contraception sur une population de cerfs de Virginie, et coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf).

Coûts rapportés ($ US / cerf)	Coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf)	Source
1 221 (864 – 1 998)	1 659 (1 174 – 2 715)	(DeNicola et DeNicola 2020)
1 128	2 330	(Walter et al. 2002)
1 000 (estimation)	1 350	(MDWG 2015)

Études de cas

Stérilisation chirurgicale

Une étude d'envergure a employé la stérilisation chirurgicale – principalement l'ovariectomie – sur 493 cerfs de Virginie femelles entre 2012 et 2020 au sein de milieux périurbains et géographiquement ouverts de six États américains où les populations étaient surabondantes : Californie, Maryland, Michigan, New York, Ohio et Virginie. La superficie des sites variait de 1,2 à 16,5 km^2. Au sein de chaque site d'étude, les cerfs ont été anesthésiés à l'aide de fléchettes avec émetteurs et envoyées à l'aide d'un projecteur depuis un véhicule. Les individus ont ensuite été localisés par télémétrie dix minutes suivant l'administration de l'anesthésiant. Bien que la grande majorité des femelles aient subi une ovariectomie, l'équipe vétérinaire a réalisé une ligature des trompes chez certaines d'entre-elles (n = 26) en raison d'adhérences pouvant compliquer l'extraction des ovaires ou bien parce que ces femelles se trouvaient en fin de gestation. Le taux de réussite de l'intervention chirurgicale était élevé, puisque sur 493 femelles ayant subi une ovariectomie, seulement 6 d'entre-elles ont été ultérieurement observées avec des faons. Des estimations annuelles ou périodiques de la taille des populations ont été réalisées à l'aide de caméra-trappes, d'inventaires réalisés depuis un véhicule et/ou d'observations répétées sur le terrain. En moyenne 84 % (31–100 %) des femelles de chaque population ont été traitées durant la première année, et 94 % (89–100 %) après la deuxième année. Au départ, les populations de cerfs variaient d'environ 47 à 169 individus selon le site. De la première à la deuxième année, les auteurs ont observé une diminution moyenne de l'abondance de cerfs de 25 % (16,2–36,2 %), puis une diminution de 45 % (28–56 %) quatre années après le premier traitement. Cette étude démontre qu'avec un effort soutenu, il est possible de réduire les densités locales de cerfs à l'aide de l'ovariectomie, et ce au sein de milieux géographiquement ouverts. En outre, les auteurs soulignent que la combinaison de méthodes létales à une méthode de contraception peut être nécessaire lorsque l'immigration contrecarre les efforts de réduction de l'effectif d'une population, ou si les objectifs de gestion se doivent d'être atteints dans un court laps de temps. Ils avancent également que la contraception peut être une approche de cogestion nécessaire, combinée

par exemple à des programmes de chasse ou d'abattage, lorsque la population locale ne peut être réduite de plus de 30 à 40 % par année (DeNicola et DeNicola 2020). La méthode de télé-anesthésie qui a été utilisée dans cette étude peut s'avérer une méthode efficace de capture, si un tireur expérimenté effectue le tir. En effet, la dose tranquillisante doit être injectée de manière intra-musculaire, donc la cible est souvent restreinte à la fesse de l'animal ce qui requiert un tir précis. Les risques de blessures et de mortalité varient grandement d'une étude à l'autre, peu importe que la capture soit faite à l'aide de la télé-anesthésie ou de trappes (Annexe 11). Cela souligne l'importance de procéder à la capture avec une équipe expérimentée, peu importe la méthode choisie.

Boulanger et Curtis (2016) ont expérimenté la ligature des trompes et l'ovariectomie entre 2007 et 2014 chez une population de cerfs de Virginie vivant en banlieue au sein du comté de Tompkins (> 100 000 habitants) dans l'État de New York. En raison de restrictions relatives à l'appâtage durant la saison de chasse automnale, mais aussi en considérant que la disponibilité de nourriture diminue plus fortement durant la raison hivernale, ces travaux ont été réalisés durant l'hiver, soit au cours des mois de janvier à mars. Le taux de réussite de l'intervention chirurgicale était élevé, étant de 96 % (n = 74) et 100 % (n = 19) chez des femelles ayant subi respectivement une ligature des trompes et une ovariectomie. Au terme du programme de stérilisation, ces auteurs ont, à l'aide de caméras automatisées, estimé à 38 % la diminution de femelles adultes visibles par les photographies, et à 79 % la diminution de faons. Toutefois, ils ont également noté une augmentation de 873 % de mâles visibles par les photographies sur le site d'étude. Bien qu'ils n'aient pu expliquer cette fulgurante augmentation, ils ont avancé la possibilité que la stérilisation par la ligature des trompes peut avoir permis aux femelles de demeurer actives sexuellement – et donc en œstrus – durant tout l'hiver, ce qui aurait attiré les mâles dans le domaine vital de ces femelles (Boulanger et Curtis 2016; Merrill et al. 2003). Ainsi, l'efficacité de la diminution du taux de croissance d'une population surabondante peut être considérablement réduite par le processus d'immigration (Merrill et al. 2006). En effet, dans une population qui n'est pas isolée, le recrutement se compose à la fois de nouveau-nés et d'immigrants, alors que la stérilisation ne réduit que le nombre de nouveau-nés des femelles résidentes (Twigg et al. 2000). Le problème de l'immigration peut d'ailleurs être exacerbé lorsque les effectifs de la population initiale diminuent, ce qui fait intervenir un phénomène de puits écologique (Merrill et al. 2006). Par conséquent, la stérilisation chirurgicale apparaît selon ces auteurs comme une méthode inefficace pour réduire l'abondance d'une population de cerfs de Virginie établie au sein d'un milieu démographiquement ouvert en l'absence de méthodes de contrôle létales (Boulanger et Curtis 2016; Merrill et al. 2006).

Immunocontraception

L'immunocontraception au GonaCon™ a été testée sur une population surabondante de cerfs de Virginie au New Jersey entre 2005 et 2007 (Gionfriddo et al. 2011). Un an après l'administration du vaccin, 67 % des femelles traitées étaient infertiles (alors que seuls 8 % des femelles du groupe contrôle étaient infertiles). Deux ans après le traitement, c'était 45 % des femelles traitées qui étaient infertiles (et 17 % dans le groupe contrôle). On a par ailleurs observé de petits ovaires inactifs chez 31 % des femelles adultes traitées deux ans auparavant (Gionfriddo et al. 2011). Bien que le vaccin GonaCon™ ait réduit les taux reproducteurs des cerfs femelles de cette population, les auteurs concluent que son efficacité n'est pas suffisante pour que cette méthode soit largement acceptée et utilisée par les gestionnaires de la faune. Cependant, considérant les impacts logistiques de l'administration de rappels, une étude s'est intéressée à tester les effets de différentes doses et formulations du GonaCon™ sur des femelles cerfs de Virginie gardées en captivité. Le dosage ainsi que les formulations employées ont eu des impacts sur l'intensité et la durée de la réponse immunitaire (c'est-à-dire sur les titres d'anticorps mesurés). Fait intéressant, une seule injection de 1000 µg de GonaCon-B™ (« GnRH-blue protein-Adjuvac™ ») sur 5 femelles aurait suffi à rendre 4 de ces femelles infertiles pendant cinq ans suivant le traitement, la cinquième femelle ayant été infertile pendant 2 ans (Miller et al. 2008).

Le PZP a été expérimenté entre 1997 et 2006 sur deux populations de cerfs de Virginie où les phénomènes d'immigration et d'émigration interviennent, l'une située à New York, et l'autre au Maryland (Rutberg et Naugle 2008). Les auteurs ont observé une réduction de 58 % de la densité de cerfs de la population de New York au sein du secteur où l'effort a été le plus soutenu. Pour la population du Maryland, ils ont constaté une diminution de la taille de la population d'environ 30 %. Les auteurs concluent que cette méthode peut en principe réduire significativement la taille d'une population animale, mais que l'utilité de cette méthode dépend de l'efficacité du vaccin, de l'accessibilité des cerfs pour le traitement, ainsi que des taux de natalité, de mortalité, d'immigration et d'émigration spécifiques au site d'étude.

Effarouchement

Description

L'effarouchement vise à faire fuir les animaux nuisibles d'un secteur cible. Différentes techniques peuvent être utilisées pour effrayer les cerfs, tels que des dispositifs sonores, des dispositifs visuels ou l'utilisation de chiens. Les chiens doivent être relativement gros et plutôt agressifs pour engendrer une réaction comportementale des cerfs (DeNicola et al. 2000; Hesse 2010), d'autant plus dans un contexte où les cerfs côtoient régulièrement des humains et leurs animaux de compagnie. Les dispositifs sonores peuvent être efficaces lorsque le broutement est faible et que les animaux commencent à coloniser un secteur, mais ils seront moins efficaces pour faire fuir des cerfs déjà établis dans un secteur (DeNicola et al. 2000). De plus, les cerfs ont tendance à s'habituer rapidement aux méthodes d'effarouchement (Beringer et al. 2003; DeNicola et al. 2000). Ainsi, il est nécessaire de déplacer les dispositifs sonores régulièrement et d'en faire varier les sons. Les dispositifs visuels sont quant à eux plus souvent utilisés en bordure de route afin de limiter les collisions avec les véhicules. De manière générale, l'effarouchement et les dispositifs visuels ont une efficacité faible à modérée (Hesse 2010). Leur efficacité diminue également avec l'augmentation de la densité de la population et l'augmentation de la compétition pour la nourriture (Hesse 2010).

Avantages/points positifs

- Sécuritaire (Hesse 2010).

Inconvénients/points négatifs

- Habituation des animaux à l'effarouchement et diminution de l'efficacité (Beringer et al. 2003). Nécessite de déplacer les dispositifs sonores ou de faire varier les types de dispositifs d'effarouchement afin de limiter l'habituation.
- Utilisation récurrente de personnel.
- Déplacement des animaux vers d'autres secteurs (potentiellement résidentiels) (Hesse 2010).
- Perturbation sonore du voisinage et nuisance dans un contexte urbain (DeNicola et al. 2000).
- Faible protection pour la végétation (Gilsdorf et al. 2004).
- Méthode non spécifique au cerf, dérangeant potentiellement les autres animaux présents dans le secteur.

Considérations légales ou réglementaires d'application

Selon l'article 28 de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (LCMVF ; L.R.Q. ch. C-61.1), nul ne peut chasser ou déranger le gros gibier dans son ravage, sauf dans les cas prévus par le règlement. Un ravage est défini comme un habitat utilisé pendant l'hiver par du gros gibier, à l'exception de l'ours noir et de l'ours blanc. Un permis à des fins scientifiques, éducatives ou de gestion de la faune (SEG) émis en vertu de l'article 47 de la LCMVF est donc requis afin d'effaroucher les cerfs pendant l'hiver dans un ravage. Aucun permis SEG n'est requis si l'effarouchement est effectué à l'extérieur d'une aire de confinement du cerf. Les effaroucheurs sonores sont assujettis à la réglementation municipale en vigueur.

Perception du public et acceptabilité sociale

L'effarouchement est une méthode non létale qui possède habituellement une bonne acceptabilité sociale.

Estimation des coûts

Les coûts associés aux méthodes d'effarouchement impliquent l'achat de dispositifs sonores et/ou visuels (prévoir quelques centaines de dollars par dispositif), ainsi que la main d'œuvre associée à l'installation de ces dispositifs. Des coûts de main d'œuvre seront également nécessaires lors du déplacement des dispositifs sonores afin de limiter l'habituation des cerfs. L'utilisation de chiens ou d'escouades canines représente des coûts d'environ 80 $ à 100 $ de l'heure à raison de 1 à 3 heures par séance, et ce, 3 à 4 fois par semaine pour l'année entière. Certaines techniques d'effarouchement sont également disponibles ici.

Étude de cas

Plusieurs études ont évalué l'efficacité de l'effarouchement sur la faune (voir Bomford et O'Brien (1990) pour une revue de littérature sur les oiseaux). Parmi ces études, plusieurs ont évalué l'efficacité de l'effarouchement avec des sons biologiques, comme des cris de détresse ou d'alarme, et des sons non biologiques, comme des pétards et des sirènes, des ultrasons ou bien avec des dispositifs visuels. La conclusion générale est que l'effarouchement n'est pas efficace pour faire fuir les cerfs et réduire le broutement (Gilsdorf et al. 2004; VerCauteren, Shivik, et Lavelle 2005) ou que cette méthode est efficace, mais sur période de quelques semaines seulement (Belant, Seamans, et Tyson 1998). Un de ces exemples est l'étude de Beringer, VerCauteren et Millspaugh (2003) qui ont mesuré l'efficacité d'un épouvantail activé grâce à un détecteur de mouvement dans des champs de soya. Les auteurs ont quantifié l'utilisation des champs de soya grâce à des caméras vidéo et estimé la biomasse de soya disponible. Leurs résultats montrent que les cerfs passaient moins de temps dans les parcelles avec l'épouvantail que dans les parcelles contrôle, et que les parcelles avec un épouvantail avaient une biomasse de soya plus importante que les parcelles contrôle. Cependant, le nombre d'activations des épouvantails a augmenté au cours du temps dans toutes les parcelles avec un épouvantail, suggérant que les cerfs s'habituaient à l'effarouchement. Les auteurs terminent en suggérant que l'effarouchement pourrait être une méthode efficace sur de petites superficies et de courtes périodes de temps.

Produits répulsifs

Description

L'utilisation de produits répulsifs est une méthode non létale qui vise à diminuer le broutement causé par les cerfs de Virginie en diminuant l'attrait gustatif des plantes à protéger. Les répulsifs sont classés selon leur mode d'action et engendrent typiquement la peur (odeurs similaires à la présence d'un prédateur), une aversion conditionnée (association d'un objet avec une expérience négative), un mauvais goût, ou de la douleur (irritants sensoriels) (Mason 1998). Le produit est habituellement aspergé sur la végétation, ou plus rarement mis dans des sachets suspendus à intervalles réguliers, afin de couvrir la zone d'intérêt. Comme l'agent actif reste sur la surface de la végétation, le répulsif peut facilement être lessivé par la pluie. C'est pourquoi les produits, qu'ils soient faits maison ou achetés dans le commerce, contiennent bien souvent un mélange avec une base collante (généralement à base de latex) pour adhérer plus longtemps à la végétation. Malgré cet ajout, les produits répulsifs doivent être appliqués à toutes les quatre à cinq semaines pour être efficaces (Sayre et Richmond 1991), et encore plus souvent en cas d'averses.

Avantages/points positifs

- Faciles d'utilisation (DeNicola et al. 2000)

Inconvénients/points négatifs

- L'application de produits répulsifs peut être assez laborieuse puisqu'elle doit être répétée fréquemment pour maintenir leur efficacité (DeNicola et al. 2000), en particulier en période de croissance végétale (les feuilles ayant poussé après traitement ne sont pas protégées ; Allan et al., 1984) et lors de précipitations.
- Tous les produits ne se valent pas et les plus efficaces sont souvent :
    - ceux appliqués directement sur les végétaux à protéger (Wagner et Nolte 2001);
    - ceux dont le principe actif odorant crée un réflexe de peur chez les animaux (urine de prédateur, odeur soufrée, etc.) (Swihart, Pignatello, et Mattina 1991; Wagner et Nolte 2001);
    - les produits irritants (à base de capsaïcine) (Mason 1998).
- Certains répulsifs odorants peuvent diminuer en efficacité à cause de l'accoutumance rapide des individus (Andelt, Burnham, et Manning 1991), en particulier lorsque ces odeurs se veulent nouvelles (dans le but de provoquer une néophobie qui limite la quête alimentaire) (Kimball et al. 2009).
- Efficacité très variable et dépendante de nombreux facteurs comme le goût des animaux pour la plante protégée, la taille de la population locale (DeNicola et al. 2000), la disponibilité d'autres sources de nourriture, la concentration du produit utilisé, les précipitations, etc. (El Hani et Conover 1995). Par conséquent, les répulsifs ne sont efficaces que pour :
    - une population locale peu dense, avec d'autres sources de nourriture que les plantes protégées;
    - une petite surface d'intervention (DeNicola et al. 2000);
    - des espèces végétales peu attractives pour les cerfs;
    - une population de cerfs sensibles aux signes de la présence d'un prédateur (Champagne et al. 2018).
- Certains produits répulsifs ont une substance active efficace sur la plupart des mammifères (p. ex. produits irritants) et sont donc également efficaces sur les humains et certains animaux de compagnie, pouvant devenir incommodants (Mason 1998).
- Si l'utilisation de répulsifs peut s'avérer efficace contre le broutage, les populations de cerfs de Virginie quittent cependant rarement la zone occupée et continuent, par exemple, à utiliser les chemins qu'ils ont l'habitude d'emprunter (Seamans, Blackwell, et Cepek 2002).

Considérations légales ou réglementaires d'application

À notre connaissance, aucune considération légale notable ne s'applique à cette méthode de régulation, d'autant plus que la plupart des produits répulsifs sont utilisables directement par des particuliers sur leur propriété. Les produits répulsifs chimiques mis sur le marché passent par un système de tests pour s'assurer de la sécurité des utilisateurs (Mason 1998) et ne sont donc pas réputés dangereux si employés selon les directives du fabricant.

Perception du public et acceptabilité sociale

Cette méthode présente habituellement une bonne acceptabilité sociale (DeNicola et al. 2000), en particulier auprès des personnes ne désirant pas une diminution importante du nombre d'animaux, voire étant en faveur du maintien de la population locale. Pour les personnes en faveur d'une réduction importante des effectifs de cerfs, cette méthode pourrait être perçue comme inefficace (Siemer et al. 2004). Dans un contexte urbain, l'odeur de certains produits peut réduire l'acceptabilité pour le public.

Estimation des coûts

Le Tableau 11 présente un exemple de coûts pour des produits répulsifs prêts à l'emploi, mais il est aussi possible de se procurer les différents composants du produit répulsif (base de latex, substance active, etc.) en gros et à plus faibles coûts (Kimball et Nolte 2006). Cette option nécessite en revanche plus de manipulations qu'avec un produit acheté prêt à l'emploi.

Tableau 11. Coûts rapportés ($ US / litre) par une étude ayant expérimenté des produits répulsifs (produits prêts à l'emploi) sur une population de cerfs de Virginie, et coûts équivalents en 2020 ($ CA / litre).

Coûts rapportés ($ US / litre)	Coûts équivalents en 2020 ($ CA / litre)	Source
15 – 25	20 – 35	(Kimball et Nolte 2006)

Étude de cas

La majorité des cas d'utilisation de répulsifs que nous avons relevés précisent que la méthode des répulsifs a rapidement été écartée. À titre d'exemple, Butfiloski et al. (1997) rapportent le cas d'une communauté résidentielle périurbaine près de Savannah, en Géorgie (États-Unis), où les répulsifs ont été abandonnés à cause de leurs « mauvais résultats ». De la même manière, un sanctuaire naturel ouvert au public près de Greenwich dans le Connecticut présente l'option des répulsifs comme n'ayant que des désavantages (détaillés plus haut dans la section inconvénients/points négatifs) et ne réglant pas le problème de fond de la surabondance des cerfs (Shono 2003). Dans un secteur situé entre les villes de Cleveland et d'Akron dans l'Ohio, l'utilisation de répulsifs était incluse dans un plan de gestion seulement comme une méthode temporaire avant le début des opérations de réduction de l'abondance de cerfs (Shafer-Nolan 1997).

Protection par exclusion

Description

La protection par exclusion vise à exclure les animaux en utilisant une barrière physique, habituellement une clôture (Figure 21). Cette clôture peut être temporaire ou permanente, faite de polypropylène et/ou de treillis métallique, et peut être munie d'un fil électrique (DeNicola et al. 2000; VerCauteren, Lavelle, et Hygnstrom 2006). Les clôtures peuvent être utilisées pour protéger les arbres individuellement ou pour délimiter une zone d'exclusion des cerfs communément désignée sous le terme « exclos ». L'utilisation de clôtures pour la protection individuelle devrait idéalement être effectuée conjointement avec l'utilisation de sur-troncs afin de protéger la base des tiges des dommages de micromammifères, les dommages de ceux-ci pouvant augmenter dans cet environnement qui les protège des prédateurs. La clôture doit être suffisamment haute, solide et bien tendue au niveau du sol afin que les cerfs ne puissent passer par-dessus, au travers, ou en dessous. Pour exclure totalement les cerfs, la hauteur de la clôture devrait être d'environ 2,4 mètres (8 pieds) en plus de la hauteur du couvert de neige habituel. La clôture peut perdre toute efficacité si elle est endommagée et laisse les cerfs passer dans des ouvertures aussi petites que 25 cm (Bellis et Graves 1978). Les clôtures doivent donc être entretenues, particulièrement lors des événements de forts vents qui peuvent causer des chablis. Des voies d'accès peuvent être aménagées afin de laisser passer les citoyens sans donner accès aux cerfs (Figure 23). L'efficacité de ces accès doit cependant être vérifiée en présence d'un couvert de neige, qui peut nuire à leur fonctionnement. Les clôtures peuvent être retirées quand les arbres ont atteint une hauteur où ils ne sont plus à risque de broutement par le cerf, c'est-à-dire plus de 2,5 m. Le temps requis pour atteindre ce seuil dépend de l'espèce végétale et de l'environnement de croissance.

Figure 23. Exemples de structures d'accès qui empêchent le passage des cervidés. De gauche à droite, les photos représentent une grille à bétail (Texas gate) et un portail unidirectionnel (kissing gate). Ces modèles doivent toutefois être adaptés au cerf de Virginie en augmentant la longueur ou la hauteur. Photos d'auteurs inconnus soumises à la licence CC BY-SA.

Avantages/points positifs

- Solution à long terme (Hesse 2010).
- Plusieurs options et ajouts d'équipements possibles (p. ex. barbelé, fil électrique) (NDTC 2009).

Inconvénients/points négatifs

- Nécessite un entretien régulier, surtout en présence de neige et de glace.
- Effet visuel peu esthétique des clôtures en forêt (Hesse 2010).
- Contraintes associées à l'accès au public.
- En cas d'intrusion, orienter l'animal vers l'extérieur de l'exclos et réparer la clôture.

Considérations légales ou réglementaires d'application

Selon la réglementation municipale en vigueur. Des clôtures de protection individuelle des plants et des exclos sont déjà en place dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies.

Perception du public et acceptabilité sociale

Le sondage effectué lors du forum citoyen au parc-nature de Pointe-aux-Prairies le 12 juin 2014 montre que l'utilisation de clôtures est la mesure de contrôle des effets de la présence du cerf de Virginie qui obtient la meilleure acceptabilité sociale (ConverCité 2014). De plus, l'utilisation de clôtures apparaît comme étant la mesure la plus efficace selon les gens sondés (ConverCité 2014). De manière générale, les méthodes non létales ont une bonne acceptabilité sociale.

Estimation des coûts

Les coûts engendrés par l'installation des clôtures sont considérés élevés (VerCauteren et al. 2006). Quelques études ont rapporté les coûts engendrés par l'installation de clôtures (Tableau 12). Il est important de noter une grande variation dans la solidité, la durabilité et l'esthétique des matériaux utilisés, ainsi que dans le contexte (champs, tourbière, forêt) dans lequel les clôtures sont érigées, ce qui fait grandement varier le prix (Smallidge 2017). Pour ces raisons, nous avons obtenu une estimation pour le coût d'une clôture d'acier de 2,4 m (8 pieds) et de son installation auprès de trois distributeurs régionaux. Dans certains cas, il est possible de réduire les coûts d'installation des clôtures en les associant à des barrières physiques existantes ou en utilisant des arbres vivants comme poteau. Cette dernière approche augmente cependant les coûts d'entretien. Le coût pour une protection individuelle des plants est d'environ 45 $ par plant pour le matériel, auquel il faut ajouter la main-d'œuvre pour l'installation.

Tableau 12. Coûts rapportés ($ US / pied linéaire) par des études ayant expérimenté la méthode de protection par exclusion et les coûts équivalents en 2020 ($ CA / pied linéaire).

Coûts rapportés ($ US / pied linéaire[1])	Équivalents en 2020 ($ CA / pied linéaire)	Équivalents en 2020 ($ CA / km linéaire)	Source
8	11	36 090	(NDTC 2009)
1,45 + installation (35-40 heures)	2,95 + installation (35 – 40 heures)	9 678 + installation (35 – 40 heures)	(Miller 1990)
5	7	22 966	(VerCauteren et al. 2006)
Non applicable	25 – 30	82 021 – 98 425	Appels à des distributeurs régionaux
Non applicable	14	45 000	Selon les coûts des exclos déjà construits dans le parc-nature

Étude de cas

VerCauteren, Lavelle et Hygnstrom (2006) ont effectué une revue de la littérature des différents designs de clôture ainsi que de leur efficacité pour exclure les cerfs. Il existe en effet une multitude de types de clôtures (c.-à-d. polypropylène, grillage de métal, électriques, avec fils barbelés, à la verticale, inclinées, ou décalées). De manière générale, plus la hauteur de la clôture est importante, plus son efficacité est élevée. Les clôtures ayant un treillis

métallique sont les plus durables (> 20 ans) et nécessitent moins d'entretien que des clôtures électriques et de polypropylène. Pour les exclos de plus grandes efficacités, les auteurs suggèrent d'utiliser une clôture de métal tissé de plus de 2,4 m (clôture à gibier; efficacité de 90 à 99 %) et de visiter l'exclos afin de procéder à l'entretien, lorsque requis. Les coûts de ces clôtures étant élevé, plusieurs guides ont été rédigés pour montrer différentes façons de construire des exclos à moindres coûts (Smallidge 2017). Il faut toutefois s'assurer de retenir un modèle de clôture qui prend en compte les particularités du cerf de Virginie. Cette espèce est à la fois capable de faire des bonds de plus de 2 m et de s'insérer dans des espaces ayant un diamètre de 25 cm. À partir de notre expérience en matière de construction d'exclos à des fins de recherche, nous recommandons l'utilisation de clôtures à gibier à haute résistance de 2,4 m installées à environ 60 cm du sol. Une seconde clôture de 1,2 m peut ensuite être ajoutée à la base dont une partie prend appui sur le sol pour en couvrir les irrégularités.

Culture et alimentation de diversion

Description

D'emblée, il est nécessaire de distinguer deux types de nourrissage du cerf dont les objectifs sont distincts, mais dont les conséquences se chevauchent dans la pratique :

1. *Le nourrissage de supplément*, dont l'objectif est l'augmentation de l'apport nutritif;
2. *Le nourrissage de diversion*, dont l'objectif est d'attirer le cerf vers une source de nourriture alternative afin de limiter le broutement sur les espèces végétales à protéger.

Peu d'études montrent que l'alimentation de diversion à des fins de protection des cultures, de la forêt et des habitats serait efficace, et lorsque des impacts positifs sont notés, ils sont généralement associés à des effets involontaires, souvent négatifs, comme l'augmentation de la population de cerfs (Milner et al. 2014). L'alimentation de diversion à des fins de diminution des collisions routières semble plus prometteuse, bien que les données à ce niveau demeurent plus limitées (Milner et al. 2014). Peu d'études ont eu lieu dans un contexte similaire à celui de la Ville de Montréal, la plupart des études s'étant attardées à des zones plus méridionales ou à des espèces d'ongulés européens. Cependant, la Ville de Longueuil a procédé à ce type de nourrissage de diversion au sein du Parc Michel Chartrand, et davantage de conséquences négatives ont été observées, ce qui a permis le maintien des populations abondantes au sein du parc. Plusieurs études ont également porté sur des espèces autres que des ongulés et peuvent fournir des informations pertinentes sur les impacts potentiels du nourrissage.

Il est aussi à noter que certaines pratiques peuvent indirectement créer des ressources alimentaires pour le cerf, et en ce sens agir au même titre que l'alimentation supplémentaire ou de diversion. On peut notamment penser au maintien de prairies pour l'utilisation des parcs urbains de l'est de l'île de Montréal ou des aménagements paysagers.

Avantages/points positifs

- Effet potentiel de déplacement du cerf sur une courte distance (<1,5 km; Arnold et al. 2018; Mathisen et al. 2014)
- Amélioration possible de la condition physique des cerfs là où les ressources naturelles sont limitées (Milner et al. 2014)

Inconvénients/points négatifs

- Agrégation des cerfs :
    - Augmentation du risque de propagation de maladies (p. ex. maladie de Lyme, maladie débilitante chronique, etc.) et de zoonoses (Milner et al. 2014; Murray et al. 2016).
    - Augmentation du succès reproducteur des mâles en raison de l'agrégation des femelles (Milner et al. 2014).
    - Augmentation locale du broutement autour des zones de nourrissage (Milner et al. 2014; Murray et al. 2016).
    - Possibilité d'attirer davantage de prédateurs et d'herbivores (Murray et al. 2016).
    - Agressivité et stress augmenté par la protection des sources de nourriture. Peut entraîner blessures et mortalités (Milner et al. 2014; Murray et al. 2016).
    - Les cerfs subordonnés peuvent obtenir un accès moindre à la nourriture, les cerfs dominants exerçant un contrôle de l'accès à la nourriture (Murray et al. 2016).
- Comportement nutritif des cerfs : effets variables et imprédictibles sur le comportement causé par un changement dans l'alimentation (Milner et al. 2014).
- Déplacement des cerfs :
    - Impacts redirigés vers de nouvelles zones (Milner et al. 2014).

    - Le nourrissage se produisant généralement près des infrastructures, les cerfs peuvent être attirés vers celles-ci, ce qui peut augmenter les problèmes de collisions et de dommages chez les résidents.
    - Si présent, effet à courte distance (<1,5 km chez le cerf rouge, <1 km chez l'orignal) (Arnold et al. 2018; Mathisen et al. 2014).
- Temporalité des effets : ne fonctionne généralement qu'en hiver, alors que les ressources sont limitées. En été, les ressources abondantes font que le nourrissage influence peu la sélection d'habitats (Arnold et al. 2018).
- Diminution de la densité-dépendance grâce à un apport supplémentaire de nourriture, pouvant causer une augmentation de la population (Milner et al. 2014).
- Qualité de la nourriture généralement peu adaptée aux besoins des cerfs (Murray et al. 2016).

Globalement, l'alimentation de diversion amène des résultats très peu prévisibles. Dans certains cas, on note une diminution des dommages aux cultures et à la régénération forestière, mais le succès d'une telle mesure est loin d'être garantie. Cependant, les effets délétères de l'alimentation de diversion sur la santé des cerfs sont bien documentés. Il est donc de notre avis que le nourrissage devrait être évité par quiconque, incluant la Ville et les citoyens.

Considérations légales ou réglementaires d'application

Un permis SEG serait nécessaire à l'application d'un programme de nourrissage dans le parc-nature (LRQ chapitre C-61.1). Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs a manifesté son intention d'interdire le nourrissage du cerf du 1er décembre au 31 août (MFFP 2020c). Le consensus atteint depuis longtemps dans la littérature scientifique semble graduellement porter fruit et mener à l'interdiction progressive des activités de nourrissage par les particuliers.

Perception du public et acceptabilité sociale

Certains citoyens nourrissent les cerfs en hiver en croyant que cela peut avoir un impact positif sur leur survie. C'est par exemple le cas à la caserne de pompier 38 qui borde le parc. Advenant qu'une campagne de nourrissage éloigne les cerfs des axes routiers ou des jardins privés, la perception du public pourrait être positive. Cependant, considérant que les routes et les terres privées sont presque omniprésentes et bien distribuées sur le territoire, un tel résultat semble peu probable.

Estimation des coûts

Les coûts associés à cette méthode sont considérés faibles. Les coûts annuels en nourriture ont été tirés de données d'élevage de cerfs de Virginie (Tableau 13).

Tableau 13. Coûts annuels rapportés ($ CA / cerf) pour des élevages de cerf de Virginie et coûts annuels équivalents en 2020 ($ CA / cerf).

Coûts rapportés ($ CA / cerf)	Coûts équivalents en 2020 ($ CA / cerf)	Source
200 – 250	302 – 377	(Alberta Whitetail & Mule Deer Association 2020)

Étude de cas

Une revue de littérature produite par Milner et al. (2014) offre une synthèse exhaustive des effets de multiples projets de nourrissage de supplément et de diversion. Les auteurs y font état de plusieurs projets, dont 43 en

Amérique du Nord, ayant eu des effets positifs ou négatifs, et mettent surtout en évidence les conséquences imprévues du nourrissage, qu'elles soient biologiques, économiques, éthiques, ou sociales. Par exemple, certaines études ont observé une diminution des incidents routiers, et d'autres ont constaté une diminution des dommages aux cultures et à la régénération forestière. Cependant, les effets délétères de l'alimentation de diversion sur la santé des cerfs sont bien documentés. De manière générale, l'alimentation de diversion amène des résultats très peu prévisibles, et le succès d'une telle mesure est loin d'être garantie.

Tableau 14. Synthèse des méthodes de contrôle des populations

Méthode	Description	Avantages	Inconvénients	Considérations légales	Acceptabilité	Coûts	Efficacité	Rapport efficacité/coûts
Méthodes létales								
Chasse contrôlée	Prélèvement contrôlé de cerfs par des chasseurs sélectionnés.	• Mise en valeur des cerfs • Paramètres établis afin de limiter les enjeux de sécurité publique • Facilement applicable à long terme • Opération de courte durée • Engendre peu de stress aux animaux	• Récurrence des interventions • Logistique importante pour la mise en place et l'encadrement des activités • Peut augmenter la dispersion des cerfs durant la chasse	• Instauration de mesures adaptées au contexte urbain • Permis SEG • Déclaration obligatoire	Moyenne	Faibles	Élevée	Élevé
Abattage par des professionnels	Abattage de cerfs par des tireurs d'élite.	• Mise en valeur des cerfs • Mort rapide et faible risque de blessures • Peu dérangeant pour l'environnement • Limite les enjeux de sécurité publique • Minimise les conflits avec les utilisateurs du parc	• Récurrence des interventions • Nécessite d'embaucher des tireurs d'élite • Efficacité réduite sur des populations ayant été chassées • Zones inaccessibles à l'abattage sont des refuges pour les cerfs • Logistique pour disposer des carcasses (si non valorisées)	• Permis SEG • Suivi des principes du CCPA • Autorisations pour l'utilisation d'armes à feu en milieu urbain • Déclaration obligatoire	Faible	Faibles à moyens	Élevée	Élevé
Capture et euthanasie	Capture, immobilisation et euthanasie de cerfs.	• Mise en valeur des cerfs possible selon l'approche • Limite les enjeux de sécurité publique • Minimise les conflits avec les utilisateurs du parc • Utile lorsque les armes à feux sont interdites	• Récurrence des interventions • Stress et risque de blessures aux cerfs • Mise à mort réalisée par une personne habilitée • Succès de capture dépend de la densité de cerfs et de la disponibilité alimentaire dans l'environnement • Logistique pour disposer des carcasses (abattues par injection)	• Permis SEG • Suivi des principes du CCPA • Anesthésiants (si utilisés) sous ordonnance vétérinaire • Déclaration obligatoire	Faible	Moyens	Élevée	Moyen
Méthodes non létales								
Laisser faire la nature	Ne poser aucune action de gestion.	Aucun	• Érosion intégrité écologique • Contrevient au maintien de la vocation du territoire	Aucune	Selon la dégradation du milieu et de qui subit les coûts	Faibles	Faible	Faible

			• Coûts reportés aux générations futures • Ne permet pas de restaurer le milieu • Ne permet pas de réduire les zoonoses et collisions routières • Perte de l'investissement pour l'acquisition du territoire					
Capture et relocalisation	Capture, immobilisation et relocalisation de cerfs.	Aucun	• Récurrence des interventions • Stress et risque de blessures aux cerfs • Sites récepteurs difficiles à trouver • Risque de mortalité proportionnel à la durée du transport • Taux de mortalité des cerfs relocalisés élevés • Développement de problèmes similaires au site récepteur • Cerfs potentiellement vecteurs de zoonoses	• Permis SEG • Permis ACIA • Suivi des principes du CCPA • Anesthésiants sous ordonnance vétérinaire • Accréditations pour la l'utilisation des anesthésiants	Élevée	Élevés	Faible	Faible
Contraception	Contrôle de la fertilité des cerfs femelles.	**Stérilisation chirurgicale** : • Une seule intervention • Ligature des trompes ne perturbe pas la gestation **Immunocontraception** : • Risques de complications plus faibles si administration à distance • Augmente la survie des femelles en mettant fin à leur cycle reproducteur	**Stérilisation chirurgicale** : • Ne réduit pas l'abondance de cerfs rapidement • Contraception irréversible • Logistique complexe • Effort substantiel • Ne réduit pas l'abondance de cerfs rapidement • Peu applicable à grande échelle • Captures de mâles non désirées • Mortalités associées aux captures **Immunocontraception** : • Ne réduit pas l'abondance de cerfs rapidement • Action temporaire et variable selon l'individu, la dose et la formulation employées • Effort de capture soutenu si utilisation de pièges • Cerfs deviennent « trap-shy »	• Permis SEG • Suivi des principes du CCPA • Accréditations pour l'utilisation des anesthésiants et des vaccins • Stérilisation chirurgicale réalisée par un(e) vétérinaire ou sous sa supervision • Certificat d'études expérimentales et demande d'exemption à envisager pour le vaccin immunocontraceptif	Élevée	Élevés	Moyenne	Moyen

			• Mortalités associées aux captures • Utilisation des produits chimiques autorisée seulement dans un cadre de recherche					
Effarouchement	Faire fuir les animaux avec des sons, de la lumière ou des chiens	• Sécuritaire	• Récurrence des interventions • Habituation des cerfs à l'effarouchement • Déplacement des cerfs vers d'autres zones • Perturbation sonore • Faible protection de la végétation • Dérangement de tous les animaux dans le secteur	• Permis SEG	Élevée	Faibles, mais récurrents	Faible	Faible
Produits répulsifs	Réduction du broutement par la diminution de l'attrait gustatif des plantes à protéger.	• Facile d'utilisation	• Application répétée du produit • Habituation des cerfs aux produits • Les cerfs restent dans la zone traitée • Efficacité variable selon le produit, sa concentration, la nombre de cerfs, la disponibilité d'autres sources de nourriture, etc. • Certains produits peuvent être incommodants à l'usage • Méthode inefficace pour de grandes surfaces • Substance active efficace sur la plupart des mammifères pouvant incommoder les humains et animaux de compagnie	• Aucune réglementation notable : produits commercialisés inoffensifs si utilisés selon les instructions du fabricant	Moyenne à élevée	Faibles	Faible	Faible
Protection par exclusion	Utilisation de clôture pour exclure les cerfs	• Solution pérenne • Plusieurs ajouts et options possible	• Entretien • Peu esthétique • Si intrusion, orienter le cerf à l'extérieur de l'exclos	• Réglementation municipale en vigueur	Élevée	Élevés	Élevée	Moyen à élevé
Culture et alimentation de diversion	Nourrissage des cerfs afin de les éloigner de points névralgiques.	• Déplacement des cerfs	• Augmentation des populations • Propagation de maladies • Concentration des impacts sur de nouvelles zones • Ne fonctionne pas en été • Nourriture inadaptée au cerf	• Illégal pour les citoyens, mais possible dans un cadre de gestion par la Ville	Élevée si les citoyens peuvent nourrir. Faible si les citoyens ne peuvent nourrir.	Faibles	Faible	Faible

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]
[redacted]	[redacted]	[redacted]	[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

- [redacted]
- [redacted]
- [redacted]
- [redacted]
- [redacted]
- [redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

- [redacted]
- [redacted]

[redacted]

[redacted]

[redacted]

LISTE DE GUIDES DE GESTION DIGNES D'INTÉRÊT PAR RAPPORT À LA SITUATION DE L'EST DE MONTRÉAL

Plusieurs guides de gestion ont été rédigés au cours des dernières décennies au Canada et aux États-Unis en réponse à l'augmentation des densités de cervidés en milieu urbain, périurbain et rural (Tableau 17). La présence de cerfs en abondance se traduit par plusieurs problèmes sociaux, écologiques et de santé publique qui doivent être pris en compte. Bien que les impacts du cerf soient souvent multiples (collisions avec des véhicules, broutement important, etc.), la situation du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies nous semble unique. En effet, ce parc possède une densité de cerfs élevée, en plus d'un enjeu de régénération forestière dans un contexte d'agrile du frêne et de présence d'espèces envahissantes, le tout dans une matrice d'habitats forestiers, semi-forestiers, et ouverts, avec la présence de secteurs résidentiels et industriels à proximité. Il est donc difficile de trouver des plans de gestion dignes d'intérêt par rapport à la situation spécifique et complexe de l'est de Montréal. Il existe cependant certaines similitudes avec des plans de gestion élaborés par des communautés aux États-Unis et au Canada (Tableau 17). Certaines différences sont toutefois à noter dans les priorités de ces plans de gestion. En effet, dans le nord-est des États-Unis, la maladie de Lyme est un enjeu de santé publique important. Au Québec, cependant, à l'heure actuelle, l'occurrence de la maladie de Lyme est plus faible qu'aux États-Unis. Cela étant dit, nous croyons qu'il est tout de même important de tenir compte de cette zoonose, qui devrait devenir de plus en plus fréquente dans le futur.

Il est difficile de montrer un ou des guide(s) de gestion qui possède(nt) toutes les caractéristiques retrouvées au parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. Cependant, une des caractéristiques de la grande majorité des guides de gestion est l'utilisation d'une approche qui intègre plusieurs actions à la fois afin de résoudre les problèmes dus à l'abondance des cerfs. Les guides de gestion utilisent souvent une approche de réduction de la densité de cerfs combinée à une approche non létale de réduction des effets des cerfs restants sur la végétation.

Afin d'aider et de mieux outiller les communautés lors de la gestion des populations abondantes de cervidés, l'université Cornell et The Nature Conservancy ont développé un site Web (https://deeradvisor.dnr.cornell.edu/). Une multitude de ressources y sont disponibles, incluant un résumé des plans de gestion de plusieurs communautés américaines (voir l'onglet *Community Examples*). Ce site possède également beaucoup d'informations sur les différentes actions de gestion possibles, et mise principalement sur une approche de gestion adaptative où l'ajustement des objectifs et des actions de gestion posées peut varier au cours du temps selon les succès ou échecs obtenus localement. L'approche adaptative est selon nous une approche à préconiser pour la gestion du cerf de Virginie dans le parc-nature de la Pointe-aux-Prairies et les informations recueillies lors des inventaires annuels aideront à affiner le guide de gestion en continu.

Tableau 17. Exemple de guide de gestion de cervidés abondants en Amérique du Nord.

Endroit	Année	Problème	Action effectuée
Golden Valley, Minnesota	2006	Collision avec véhicule Surbroutement	Abattage avec tireur d'élite Capture et relocalisation
Invermere, Colombie-Britannique	2011	Surbroutement Agressivité des cerfs Collision véhicule	Capture et abattage Capture et relocalisation Éducation
Rockville, Maryland	2012	Collision véhicule Maladie de Lyme Surbroutement	Répulsif Clôture Contraception Capture et relocalisation Éducation
Blainville, Québec	2016	Cohabitation difficile	Communication Sensibilisation Suivi des cerfs Patrouille canine Répulsif
Rondeau Park, Ontario	2019	Densité de cerf élevée	Chasse arme à feu
Weston, Massachusetts	2012	Surbroutement Collision véhicule Maladie de Lyme	Chasse à l'arc Éducation Exclos
Solon, Ohio	2014	Collision avec véhicule Cohabitation difficile	Abattage avec tireur d'élite Éducation

BIBLIOGRAPHIE

Alberta White-tail & Mule Deer Association. 2020. « Whitetail & mule deer farming in Alberta ». Consulté (http://www.albertadeer.com/whitetail--mule-deer-farming-in-alberta.html).

Allan, G. G., D. I. Gustafson, R. A. Mikels, J. M. Miller, et S. Neogi. 1984. « Reduction of deer browsing of Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii) seedlings by quadrivalent selenium ». *Forest Ecology and Management* 7(3):163-81. doi: https://doi.org/10.1016/0378-1127(84)90065-3.

Andelt, W. F., K. P. Burnham, et J. A. Manning. 1991. « Relative effectiveness of repellents for reducing mule deer damage ». *Journal of Wildlife Management* 55(2):341-47. doi: 10.2307/3809161.

Anderson, R. G., et C. K. Nielsen. 2002. « Modified Stephenson trap for capturing deer ». *Wildlife Society Bulletin* 30(2):606-8.

Angold, P. G., J. P. Sadler, M. O. Hill, A. Pullin, S. Rushton, K. Austin, E. Small, B. Wood, R. Wadsworth, R. Sanderson, et K. Thompson. 2006. « Biodiversity in urban habitat patches ». *Science of The Total Environment* 360(1-3):196-204. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.08.035.

Anonyme. 2020. « Agrile du frêne: Historique du problème ». *Conseil québécois des espèces exotiques et envahissantes*. Consulté (https://agrile.cqeee.org/?page_id=329).

Arnold, J. H., P. Gerhardt, S. M. J. G. Steyaert, E. Hochbichler, et K. Hackländer. 2018. « Diversionary feeding can reduce red deer habitat selection pressure on vulnerable forest stands, but is not a panacea for red deer damage ». *Forest Ecology and Management* 407:166-73. doi: 10.1016/j.foreco.2017.10.050.

Aubin, I., F. Cardou, K. Ryall, D. Kreutzweiser, et T. Scarr. 2015. « Ash regeneration capacity after emerald ash borer (EAB) Outbreaks: Some Early Results ». *The Forestry Chronicle* 91(03):291-98. doi: 10.5558/tfc2015-050.

Augustine, D. J., et L. E. Frelich. 1998. « Effects of white-tailed deer on populations of an understory forb in fragmented deciduous forests. » *Conservation Biology* 12:995-1004. doi: 10.1046/j.1523-1739.1998.97248.x.

AVMA. 2007. *Guidelines on euthanasia.* American Veterinary Medical Association, Panel on Euthanasia, Schaumburg, IL. 121 p.

Baron, J. N., et B. D. Rubin. 2020. « Secondary invasion? Emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) induced ash (*Fraxinus* spp.) mortality interacts with ecological integrity to facilitate european buckthorn (*Rhamnus cathartica*) ». *Canadian Journal of Forest Research* 1-10. doi: 10.1139/cjfr-2020-0134.

Baskerville, G. L. 1975. « Spruce budworm: super silviculturist. » *Forestry Chronicle* 51:138-40. doi: 10.5558/tfc51138-4.

Belant, J. L., T. W. Seamans, et Laura Tyson A. 1998. « Evaluation of electronic frightening devices as white-tailed deer deterrents ». *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 18:107-10. doi: 10.5070/V418110188.

Bellis, E. D., et H. B. Graves. 1978. « Highway fences as deterrents to vehicle-deer collisions ». *Transportation Research Record* 53-58.

Beringer, J., L. P. Hansen, J. A. Demand, J. Sartwell, M. Wallendorf, et R. Mange. 2002. « Efficacy of translocation to control urban deer in Missouri: Costs, efficiency, and outcome ». *Wildlife Society Bulletin* 30(3):767-74.

Beringer, J., L. P. Hansen, W. Wilding, J. Fischer, et S. L. Sheriff. 1996. « Factors affecting capture myopathy in white-tailed deer ». *Journal of Wildlife Management* 60:373-80. doi: 10.2307/3802238.

Beringer, J., P. Mabry, T. Meyer, M. Wallendorf, et W. R. Eddleman. 2004. « Post-release survival of rehabilitated white-tailed deer fawns in Missouri ». *Wildlife Society Bulletin* 32(3):732-38.

Beringer, J., K. C. VerCauteren, et J. J. Millspaugh. 2003. « Evaluation of an animal-activated scarecrow and a monofilament fence for reducing deer use of soybean fields ». *Wildlife Society Bulletin* 31:492-98. doi: https://www.jstor.org/stable/3784330.

Blanchong, J. A., A. B. Sorin, et K. T. Scribner. 2013. « Genetic diversity and population structure in urban white-tailed deer ». *Population Ecology* 77(4):855-62. doi: 0.1002/jwmg.521.

Bomford, M., et P. H. O'Brien. 1990. « Sonic deterrents in animal damage control: A review of device tests and effectiveness ». *Wildlife Society Bulletin* 18:411-22. doi: https://www.jstor.org/stable/3782740.

Boulanger, J. R., et P. D. Curtis. 2016. « Efficacy of surgical sterilization for managing overabundant suburban white-tailed deer: suburban deer control ». *Wildlife Society Bulletin* 40(4):727-35. doi: 10.1002/wsb.706.

Boulanger, J. R., P. D. Curtis, et B. Blossey. 2014. *An integrated approach for managing white-tailed deer in suburban environments: the Cornell University study.* Cornell Cooperative Extension and the Northeast Wildlife Damage Research and Outreach Cooperative, Cornell University Department of Natural Resources, Ithaca, New York, USA.

Butfiloski, J. W., D. I. Hall, D. M. Hoffman, et D. L. Forster. 1997. « White-tailed deer management in a coastal Georgia residential community ». *Wildlife Society Bulletin* 25(2):491-95.

Cardinal, E., J. L. Martin, J. P. Tremblay, et S. D. Côté. 2012. « An experimental study of how variation in deer density affects vegetation and sonbird assemblages of recently harvested boreal forests ». *Canadian Journal of Zoology* 90:704-13. doi: 10.1139/z2012-037.

Castejon, J. 2005. *Projet sur l'habitat du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) au Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies*. Montréal.

CCPA. 2003. *Lignes directrices du CCPA sur : le soin et l'utilisation des animaux sauvages*. Comité de l'élaboration des lignes directrices du Conseil canadien de protection des animaux (CCPA).

Champagne, E., A. Dumont, J.-P. Tremblay, et S. D. Côté. 2018. « Forage diversity, type and abundance influence winter resource selection by white-tailed deer » édité par A. Tanentzap. *Journal of Vegetation Science* 29(4):619-28. doi: 10.1111/jvs.12643.

Champagne, E., L. Perroud, A. Dumont, J.-P. Tremblay, et S. D. Côté. 2018. « Neighbouring plants and perception of predation risk modulate winter browsing by white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) ». *Canadian Journal of Zoology* 96(2). doi: https://doi.org/10.1139/cjz-2017-0063.

ConverCité. 2014. *Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies : Forum de discussion sur la problématique entourant la présence du cerf de Virginie - Compte-rendu de la consultation publique*. *Service des grands parcs, du verdissement et du Mont-Royal*. Montréal: ConverCité.

Corn, J. L., et V. F. Nettles. 2001. « Health protocol for translocation of free-ranging elk. » *Journal of Wildlife Diseases* 37(3):413-26.

Côté, S. D. 2005. « Extirpation of a large black bear population by introduced white-tailed deer ». *Conservation Biology* 19(5):1668-71. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00252.x.

Craven, S., T. Barnes, et G. Kania. 1998. « Toward a professional position on the translocation of problem wildlife ». *Wildlife Society Bulletin* 26(1):171-77.

D'Angelo, G. J., W. L. Wenner, et M. S. Keegan. 2012. « White-tailed deer damage management in a forested high-density residential community ». *In Proceedings of the 25th Vertebrate Pest Conference, R. M. Timm, Ed.* 25(25):277-81. doi: 10.5070/V425110547.

deCalesta, D. S. 1994. « Effect of white-tailed deer on songbirds within managed forests in Pennsylvania. » *Journal of Wildlife Management* 58:711-18. doi: 10.2307/3809685.

deCalesta, D. S., et S. L. Stout. 1997. « Relative deer density and sustainability: A conceptual framework for integrating deer management with ecosystem management ». *Wildlife Society Bulletin* 25:252-58.

Dechen Quinn, A. M., D. M. Williams, W. F. Porter, S. D. Fitzgerald, et K. Hynes. 2014. « Effects of capture-related injury on postcapture movement of white-tailed deer ». *Journal of Wildlife Diseases* 50(2):250-58. doi: 10.7589/2012-07-174.

Decker, D. J., W. F. Siemer, D. T. N. Evensen, R. C. Stedman, K. A. McComas, M. A. Wild, K. T. Castle, et K. M. Leong. 2012. « Public perceptions of wildlife-associated disease: risk communication matters ». *Human-Wildlife Interactions* 6(1):112-22. doi: 10.26077/8nz7-x725.

DeGraaf, R. M., W. M. Healy, et R. T. Brooks. 1991. « Effects of thinning and deer browsing on breeding birds in New England oak woodlands. » *Forest Ecology and Management* 41:179-91. doi: 10.1016/0378-1127(91)90102-2.

DelGiudice, G. D., B. A. Mangipane, B. A. Sampson, et C. O. Kochanny. 2001. « Chemical immobilization, body temperature, and post-release mortality of white-tailed deer captured by Clover trap and net-gun ». *Wildlife Society Bulletin* 29(4):1147-57.

DeNicola, A. J., et R. K. Swihart. 1997. « Capture-induced stress in white-tailed deer ». *Wildlife Society Bulletin* 25(2):500-503.

DeNicola, A. J., K. C. VerCauteren, P. D. Curtis, et S. E. Hygnstrom. 2000. *Managing white-tailed deer in suburban environments: A technical guide*. Ithaca, NY: Cornell Cooperative Extension.

DeNicola, A. J., et V. L. DeNicola. 2020. « Ovariectomy as a Mamagement technique in suburban deer populations ». *BioRxiv [Non Révisé Par Les Pairs]*.

Doerr, M. L., J. B. McAninch, et E. P. Wiggers. 2001. « Comparison of 4 methods to reduce white-tailed deer abundance in an urban community ». *Wildlife Society Bulletin* 29(4):1105-13.

Drummond, F. 1995. « Lethal and non-lethal deer management at Ryerson Conservation area, northeastern Illinois ». P. 105-9 dans *Urban deer: a manageable resource?* J.B. McAninch, ed., Proc. of the 1993 Symposium of the North Central Section, The Wildlife Society.

Dumont, A., J. P. Ouellet, M. Crête, et J. Huot. 1998. « Caractéristiques des peuplements forestiers recherchés par le cerf de Virginie en hiver à la limite nord de son aire de répartition ». *Canadian Journal of Zoology* 76:1024-36.

El Hani, A., et M. R. Conover. 1995. « Comparative analysis of deer repellents ». *National Wildlife Research Center Repellents Conference* (14).

Esri. 2020a. *« World imagery » [basemap]*. URL: https://www.arcgis.com/home/item.html?id=10df2279f9684e4a9f6a7f08febac2a9

Esri. 2020b. *« World street map » [basemap]*. URL: https://www.arcgis.com/home/item.html?id=3b93337983e9436f8db950e38a8629af

Etter, D. R., K. M. Hollis, T. R. van Deelen, D. R. Ludwig, J. E. Chelsvig, C. L. Anchor, et R. E. Warner. 2002. « Survival and movements of white-tailed deer in suburban Chicago, Illinois. » *Journal of Wildlife Management* 66:500-510. doi: 10.2307/3803183.

Etter, D. R., T. R. Van Deelen, D. R. Ludwig, S. N. Kobal, et R. E. Warner. 2000. « Management of white-tailed deer in Chicago, Illinois forest preserves ». *In Proceedings of the 19th Vertebrate Pest Conference, T.P. Salmon & A.C. Crabb, Eds.* 19(19). doi: https://doi.org/10.5070/V419110290.

Farnsworth, M. L., L. L. Wolfe, N. T. Hobbs, K. P. Burnham, E. S. Williams, D. A. Theobald, M. M. Conner, et M. W. Miller. 2005. « Human land use influences chronic wasting disease prevalence in mule deer. » *Ecological Applications* 15(1):119-26. doi: 10.1890/04-0194.

Finder, R. A., J. L. Roseberry, et A. Woolf. 1999. « Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois ». 44:77-85. doi: 10.1016/S0169-2046(99)00006-7.

Fischhoff, I. R., F. Keesing, et R. S. Ostfeld. 2019. « Risk factors for bites and diseases associated with black-legged ticks: A meta-analysis ». *American Journal of Epidemiology* 188(9):1742-50. doi: 10.1093/aje/kwz130.

Furnas, B. J., R. H. Landers, R. G. Paiste, et B. N. Sacks. 2020. « Overabundance of black-tailed deer in urbanized coastal California ». *Journal of Wildlife Management* 84(5):979-88. doi: 10.1002/jwmg.21849.

Gallo, T., M. Fidino, E. W. lehrer, et S. Magle. 2019. « Urbanization alters predator-avoidance behaviours ». *Journal of Animal Ecology* 88:783-803. doi: 10.1111/1365-2656.12967.

Gamborg, C., P. Sandøe, et C. Palmer. 2020. « Ethical management of wildlife: Lethal versus nonlethal control of white-tailed deer ». *Conservation Science and Practice* 2(4). doi: 10.1111/csp2.171.

Gilsdorf, J. M., S. E. Hygnstrom, K. C. VerCauteren, G. M. Clements, E. E. Blankenship, et R. M. Engeman. 2004. « Evaluation of a Deer-Activated Bio-Acoustic Frightening Device for Reducing Deer Damage in Cornfields ». *Wildlife Society Bulletin* 32(2):515-23. doi: 10.2193/0091-7648(2004)32[515:EOADBF]2.0.CO;2.

Gionfriddo, J. P., A. J. Denicola, L. A. Miller, et K. A. Fagerstone. 2011. « Efficacy of GnRH Immunocontraception of Wild White-Tailed Deer in New Jersey ». *Wildlife Society Bulletin* 35(3):142-48. doi: 10.1002/wsb.32.

Gore, M. L., R. S. Wilson, W. F. Siemer, H. Wieczorek Hudenko, C. E. Clarke, P. Sol Hart, L. A. Maguire, et B. A. Muter. 2009. « Application of risk concepts to wildlife management: Special issue introduction ». *Human Dimensions of Wildlife* 14(5):301-13. doi: https://doi.org/10.1080/10871200903160944.

Gouvernement du Canada. 2020. « Code criminel (L.R.C. (1985), ch. C-46) ». *Site Web de la législation*. URL : https://laws.justice.gc.ca/fra/lois/C-46/section-175.html

Groupe Hémisphère. 2016. *Évaluation des impacts de la surpopulation du cerf de Virginie sur le milieu naturel du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. Rapport technique préliminaire réalisé pour le Service des grands parcs, du verdissement et du Mont-Royal de la Ville de Montréal*. Montréal.

Grund, M. D., J. B. McAninch, et E. P. Wiggers. 2002. « Seasonal movements and habitat use of female white-tailed deer associated with an urban park. » *Journal of Wildlife Management* 66(1):123-30. doi: 10.2307/3802878.

Haigh, J., J. Berezowski, et M. R. Woodbury. 2005. « A cross-sectional study of the causes of morbidity and mortality in farmed white-tailed deer. » *The Canadian Veterinary Journal* 46(6):507-12.

Harveson, P. M., R. R. Lopez, B. A. Collier, et N. J. Silvy. 2007. « Impacts of urbanization on Florida Key deer behavior and population dynamics. » *Biological Conservation* 134:321-31. doi: 10.1016/j.biocon.2006.07.022.

Hattel, A. L., D. P. Shaw, B. C. Love, D. C. Wagner, T. R. Drake, et J. W. Brooks. 2004. « A retrospective study of mortality in Pennsylvania captive white-tailed deer (Odocoileus virginianus): 2000–2003. » *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation* 16(6):515-21.

Haulton, S. M., W. F. Porter, et B. A. Rudolph. 2001. « Evaluating 4 methods to capture white-tailed deer ». *Wildlife Society Bulletin* 29(1):255-64.

Hébert, F., M. Hénault, J. Lamoureux, M. Bélanger, M. Vachon, et A. Dumont. 2013. *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie. Page 62*. Québec.

Hesse, G. 2010. *British Columbia urban ungulate conflict analysis summary report for municipalities*. British Columbia Ministry of Environment.

Hoffman, R. R. 1989. « Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. » *Oecologia* 78:443-57. doi: 10.1007/bf00378733.

Holt, D. 1977. « Predation, apparent competition, and the structure of prey communities ». *Theoretical population biology* 12:197-229.

Horsley, S. B., S. L. Stout, et D. S. deCalesta. 2003. « White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest ». *Ecological Applications* 13:98-118. doi: 10.1890/1051-0761(2003)013[0098:WTDIOT]2.0.CO;2.

Huot, M., G. Lamontagne, et F. Goudreault. 2002. *Plan de gestion du cerf de Virginie 2002-2008*. Québec: Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune.

Huot, M., et F. Lebel. 2012. *Plan de gestion du cerf de Virginie 2010-2017*. Québec: ministère des Ressources naturelles et de la Faune — Secteur Faune Québec, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats.

Hurst, J. E., et W. F. Porter. 2008. « Evaluation of shifts in white-tailed deer winter yards in the Adirondack region of New York ». *Journal of Wildlife Management* 72(2):367-75. doi: 10.2193/2006-421.

Hygnstrom, S. E., G. W. Garabrandt, et K. C. Vercauteren. 2011. « Fifteen years of urban deer management: The fontenelle forest experience ». *Wildlife Society Bulletin* 35(3):126-36. doi: 10.1002/wsb.56.

INSPQ. 2016. *Efficacité du marketing social en promotion des saines habitudes de vie: Synthèse de connaissances*. Québec, Canada: Institut national de santé publique du Québec.

INSPQ. 2020. « Résultats annuels de surveillance de la maladie de Lyme – Année 2019. » URL : https://www.inspq.qc.ca/node/14951

Ishmael, W. E., D. E. Katsma, T. A. Isaac, et B. K. Bryant. 1995. « Chronology of the deer management debate in River Hills, Wisconsin ». P. 87-96 dans *Urban deer: a manageable resource?* J.B. McAninch, ed., Proc. of the 1993 Symposium of the North Central Section, The Wildlife Society.

Jordan, P. A., R. A. Moen, E. J. De Gayner, et W. C. Pitt. 1995. « Trap-and-shoot and sharpshooting methods for control of urban deer: the case history of North Oaks, Minnesota. » P. 97-104 dans *Urban deer: a manageable resource?* J.B. McAninch, ed., Proc. of the 1993 Symposium of the North Central Section, The Wildlife Society.

Kie, J. G., et T. Bowyer. 1999. « Sexual segregation in white-tailed deer: Density-dependant changes in use of space, habitat selection, and dietary niche ». 80(3):1004-20.

Kilpatrick, H. J., A. M. Labonte, et K. C. Stafford. 2014. « The relationship between deer density, tick abundance, and human cases of Lyme disease in a residential community ». *Journal of Medical Entomology* 51:777-84. doi: 10.1603/ME13232.

Kimball, B. A., et D. L. Nolte. 2006. « Development of a new deer repellent for the protection of forest resources ». *Western Journal of Applied Forestry* 21(2):108-11. doi: 10.1093/wjaf/21.2.108.

Kimball, B. A., J. D. Taylor II, K. R. Perry, et C. Capelli. 2009. « Deer responses to repellent stimuli ». *Journal of Chemical Ecology* 35:1461-70. doi: 10.1007/s10886-009-9721-6.

Knapp, L. B., J. H. Fownes, et R. A. Harrington. 2008. « Variable effects of large mammal herbivory on three non-native versus three native woody plants ». *Forest Ecology and Management* 255:92-98. doi: 10.1016/j.foreco.2007.08.023.

Laliberté, J., et M.-H. St-Laurent. 2020. « In the wrong place at the wrong time: Moose and deer movement patterns influence wildlife-vehicle collision risk ». *Accident Analysis & Prevention* 135:105365. doi: 10.1016/j.aap.2019.105365.

Lesage, L., M. Crête, J. Huot, A. Dumont, et J. P. Ouellet. 2000. « Seasonal home range size and philopatry in two northern white-tailed deer population. » *Canadian Journal of Zoology* 78:1931-40. doi: 10.1139/z00-117.

Marineau, K., et M. E. Tousignant. 2009. *Inventaire de la végétation terrestre du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies*. Montréal.

Martin, J. L., et C. Baltzinger. 2002. « Interaction among deer browsing, hunting, and tree regeneration ». *Canadian Journal of Forest Research* 32(7):1254-64. doi: 10.1139/x02-043.

Martin, T. G., P. Arcese, et N. Scheerder. 2011. « Browsing down our natural heritage: deer impacts on vegetation structure and songbird populations across an island archipelago ». *Biological Conservation* 144(1):459-69. doi: 10.1016/j.biocon.2010.09.033.

Mason, J. R. 1998. « Mammal repellents: options and considerations for development ». *Proceedings of the 18th Vertebrate Pest Conference, R.0 . Baker & A.C. Crabb, Eds.* 18(18):325-29. doi: 10.5070/V418110271.

Mathisen, K. M., J. M. Milner, F. M. van Beest, et C. Skarpe. 2014. « Long-term effects of supplementary feeding of moose on browsing impact at a landscape scale ». *Forest Ecology and Management* 314:104-11. doi: 10.1016/j.foreco.2013.11.037.

Mayer, K. E., J. E. DiDonato, et D. R. McCullough. 1995. « California urban deer management: two case studies ». P. 51-57 dans *Urban deer: a manageable resource?* J.B. McAninch, ed., Proc. of the 1993 Symposium of the North Central Section, The Wildlife Society.

McCance, E. C., M. M. Campbell, et R. K. Baydack. 2015. « Identifying how human behavior influences urban white-tailed deer movement patterns in a canadian metropolitan area ». *Human Dimensions of Wildlife* 20(6):471-83. doi: 10.1080/10871209.2015.1046094.

McCullough, D. R. 1979. *The George Reserve deer herd: population ecology of a K-selected species*. Ann Arbor, Michigan, USA: University of Michigan Press.

McCullough, D. R. 1997. « Irruptive behavior in ungulates ». P. 69-98 dans *in W. J. McShea, H. B. Underwood, and J. H. Rappole, editors. The science of overabundance: deer ecology and population management. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.*

McDonald, J. E., D. E. Clark, et W. A. Woytek. 2007. « Reduction and maintenance of a white-tailed deer herd in central Massachusetts ». *Journal of Wildlife Management* 71(5):1585-93. doi: 10.2193/2006-490.

MDWG. 2015. *Fact sheet 14: Fertility control and mule deer population management.* Utah: The Western Association of Fish & Wildlife Agencies.

Merrill, J. A., E. G. Cooch, et P. D. Curtis. 2003. « Time to reduction: factors influencing management efficacy in sterilizing overabundant white-tailed deer ». *Journal of Wildlife Management* 67(2):267-79. doi: 10.2307/3802768.

Merrill, J. A., E. G. Cooch, et P. D. Curtis. 2006. « Managing an overabundant deer population by sterilization: effects of immigration, stochasticity and the capture process » édité par McCorquodale. *Journal of Wildlife Management* 70(1):268-77. doi: 10.2193/0022-541X(2006)70[268:MAODPB]2.0.CO;2.

Messier, C., J. Bauhus, F. Doyon, F. Maure, R. Sousa-Silva, P. Nolet, M. Mina, N. Aquilué, M. J. Fortin, et K. J. Puettmann. 2019. « The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes ». *Forest Ecosystems* 6(1). doi: 10.1186/s40663-019-0166-2.

Messier, F., et C. Barrette. 1985. « The efficiency of yarding behaviour by white-tailed deer as an antipredator strategy. » *Canadian Journal of Zoology* 63:785-89. doi: 10.1139/z85-115.

Messmer, T., S. George, et L. Cornicelli. 1997. « Legal considerations regarding lethal and nonlethal approaches to managing urban deer ». *Wildlife Society Bulletin* 25:424-29.

MFFP. 2007. « Fiches individuelles d'animaux importuns : Cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) ». URL : https://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/importuns/fiche.asp?fiche=cerf_virginie

MFFP. 2019. « Zone de chasse 8 ». URL : https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/chasse/Documents/CA_zone-chasse-08_MFFP.pdf?1608067134

MFFP. 2020a. « Chasse sportive au Québec 2020-2022 ». URL : https://mffp.gouv.qc.ca/publications/enligne/faune/reglementation-chasse/pdf/impression/reglementation-chasse.pdf

MFFP. 2020b. *Données de chasse au cerf de Virginie avec localisations dans la zone 8N de 1991 à 2019*.

MFFP. 2020c. « Le nourrissage artificiel des cerfs de Virginie en hiver ». URL : https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/securite-sante-maladies/nourrissage-artificiel-cerfs-virginie-hiver/

MFFP. 2020d. « Plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 2020-2027 ». URL : https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/PG_Cerf-Virginie.pdf

Miller, L. A., J. P. Gionfriddo, K. A. Fagerstone, J. C. Rhyan, et G. J. Killian. 2008. « The single-shot GnRH Immunocontraceptive Vaccine (GonaCon™) in white-tailed deer: comparison of several GnRH preparations ». *American Journal of Reproductive Immunology* 60(3):214-23. doi: 10.1111/j.1600-0897.2008.00616.x.

Miller, R. O. 1990. *Guidelines for establishing animal exclosure for research in cedar stands*. Cedar evaluation development information and research.

Milner, J. M., F. M. Van Beest, K. T. Schmidt, R. K. Brook, et T. Storaas. 2014. « To feed or not to feed? Evidence of the intended and unintended effects of feeding wild ungulates ». *Journal of Wildlife Management* 78(8):1322-34. doi: 10.1002/jwmg.798.

Murray, M. H., D. J. Becker, R. J. Hall, et S. M. Hernandez. 2016. « Wildlife health and supplemental feeding: A review and management recommendations ». *Biological Conservation* 204:163-74. doi: 10.1016/j.biocon.2016.10.034.

NDTC. 2009. *An Evaluation of Deer Management Options*. Northeast Deer Technical Committee.

Nielsen, C. K., et W. F. Porter. 2011. « Ecology and management of deer in developed landscapes: an introduction. » *Wildlife Society Bulletin* 35(3):124-25. doi: 10.1002/wsb.54.

O'Bryan, M. K., et D. R. McCullough. 1985. « Survival of black-tailed deer following relocation in California ». *The Journal of Wildlife Management* 49(1):115-19.

Ostfeld, Richard S., Clive G. Jones, et Jerry O. Wolff. 1996. « Of mice and mast: ecological connections in eastern deciduous forests ». *BioScience* 46:323-30. doi: 10.2307/1312946.

Pépin, D., P. C. Renaud, Y. Boscardin, M. Goulard, C. Mallet, F. Anglard, et P. Ballon. 2006. « Relative impact of browsing by red deer on mixed coniferous and broad-leaved seedlings—An enclosure-based experiment ». *Forest Ecology and Management* 222:302-13. doi: 10.1016/j.foreco.2005.10.034.

Perea, R., M. Girardello, et A. S. Miguel. 2014. « Big game or big loss? High deer densities are threatening woody plant diversity and vegetation dynamics ». *Biodiversity and Conservation* 23:1303-18. doi: 10.1007/s10531-014-0666-x.

Périé, C., S. de Blois, M. C. Lambert, et N. Casajus. 2014. *Effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat des espèces arborescentes au Québec*. *Mémoire de recherche forestière*. 173 p. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière.

Peterson, M. N., R. R. Lopez, P. A. Frank, B. A. Porter, N. J. Silvy, et J. G. Liu. 2005. « Wildlife loss through domestication: the case of endangered Key deer ». *Conservation Biology* 19:939-44. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00069.x.

Potvin, F., P. Beaupré, et G. Laprise. 2003. « The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island, Québec: a 150-year process. » *Écoscience* 10:487-95. doi: 10.1080/11956860.2003.11682796.

Potvin, F., et L. Breton. 2005. « From the field: testing 2 aerial survey techniques on deer in fenced enclosures - visual double-counts and thermal infrared sensing ». *Wildlife Society Bulletin* 33(1):317-25. doi: 10.2193/0091-7648(2005)33[317:FTFTAS]2.0.CO;2.

Potvin, F., J. Huot, et F. Duchesneau. 1981. « Deer mortality in the Pohénégamook wintering area, Québec ». *Canadian Field Naturalist* 95:80-84. doi: 10.1139/z99-264.

Rand, P. W., C. Lubelczyk, M. S. Holman, E. H. Lacombe, et R. P. Smith. 2004. « Abundance of *Ixodes scapularis* (Acari: Ixodidae) after the complete removal of deer from an isolated offshore island, endemic for Lyme disease ». *Journal of Medical Entomology* 41:779-84. doi: 10.1603/0022-2585-41.4.779.

Rea, R. V., C. J. Johnson, D. A. Aitken, K. N. Child, et G. Hesse. 2018. « Dash Cam videos on YouTube™ offer insights into factors related to moose-vehicle collisions ». (118):207-13. doi: 10.1016/j.aap.2018.02.020.

Robbins, C. T., D. E. Spalinger, et W. van Hoven. 1995. « Adaptation of ruminants to browse and grass diets: are anatomical-based browser-grazer interpretations valid? » *Oecologia* 103:208-13. doi: 10.1007/BF00329082.

Rondeau, D., et J. M. Conrad. 2003. « Managing urban deer ». *American Journal of Agricultural Economics* 85(1):266-81. doi: 10.1111/1467-8276.00118.

Rooney, T. P., et D. M. Waller. 2003. « Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. » *Forest Ecology and Management* 181:165-73. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00130-0.

Rutberg, A. T., et R. E. Naugle. 2008. « Population-level effects of immunocontraception in white-tailed deer (*Odocoileus Virginianus*) ». *Wildlife Research* 35(6):494. doi: 10.1071/WR07128.

Sabine, D. L., G. Forbes, W. B. Ballard, J. Bowman, et H. Whitlaw. 2001. « Use of mixedwood stands by wintering white-tailed deer in southern New Brunswick ». *The Forestry Chronicle* 77(1):97-103. doi: 10.5558/tfc77097-1.

Santé Canada. 2020. « Maladie débilitante chronique ». URL : https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/aliments-nutrition/salubrite-aliments/maladies-origine-alimentaire/maladie-debilitante-chronique.html

Sayre, R. W., et M. E. Richmond. 1991. « Evaluation of a new deer repellent on Japanese yews at suburban homesteads ». *Fifth Eastern Wildlife Damage Control Conference* 32:38-43.

Schemnitz, S. D. 1975. « Marine island: Mainland movements of white-tailed deer ». *Journal of Mammalogy* 56(2):535-36. doi: 10.2307/1379391.

Schemnitz, S. D., G. R. Batcheller, M. J. Lovallo, H. B. White, et M. W. Fall. 2012. « Capturing and handling wild animals ». P. 64-117 dans *Wildlife management techniques*. Vol. 1. Baltimore, MD: The John Hopkins University Press.

Schütz, M., A. C. Risch, E. Leuzinger, B. O. Krüsi, et G. Achermann. 2003. « Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. » *Forest Ecology and Management* 181:177-88. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00131-2.

Seamans, T. W., B. F. Blackwell, et J. D. Cepek. 2002. « Coyote hair as an area repellent for white-tailed deer ». *International Journal of Pest Management* 48(4):301-6. doi: 10.1080/09670870210149853.

Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine. 2020.« Abattage de frênes dépérissants et d'arbres dangereux dans le Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies », Montréal.

Service des infrastructures du réseau routier - Division de la géomatique. 2019. « Limite administrative de l'agglomération de Montréal (Arrondissements et Villes liées) ». URL : http://donnees.ville.montreal.qc.ca/dataset/polygones-arrondissements

Shafer-Nolan, A. L. 1997. « The science and politics of deer overabundance at Cuyahoga Valley National Recreation Area, Ohio ». *Wildlife Society Bulletin* 25(2):457-61.

Shono, K. 2003. *Management plan for the control of white-tailed deer at the Audubon Center in Greenwich, Connecticut.* Greenwich Board.

Siemer, W. F., T. B. Lauber, L. C. Chase, D. J. Decker, R. J. McPeake, et C. A. Jacobson. 2004. « Deer/elk management actions in suburban environments: what will stakeholders accept? » P. 228-37 dans *Proceedings of the 4th International Symposium on Urban Wildlife Conservation. Shaw et al., Eds.*

Simard, M. A., T. Coulson, A. Gingras, et S. D. Côté. 2010. « Influence of density and climate on population dynamics of a large herbivore under harsh environmental conditions ». *Journal of Wildlife Management* 74:1671-85. doi: 10.2193/2009-258.

Smallidge, P. 2017. *Low-cost fence designs – to limit deer impacts in woodlands and sugarbushes*. Cornell University Cooperative Extension.

Société de l'assurance automobile du Québec. 2020. « Rapports d'accident ». URL : https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/rapports-d-accident

Stewart, P. A. 1971. « Long-distance swimming by a white-tailed deer ». *American Midland Naturalist* 85(1):271. doi: 10.2307/2423939.

Storm, D. J., C. K. Nielsen, E. M. Schauber, et A. Woolf. 2007. « Space use and survival of white-tailed deer in an exurban landscape. » *Journal of Wildlife Management* 71:1170-76. doi: 10.2193/2006-388.

Stout, R. J., et B. A. Knuth. 1995. *Effects of a suburban deer management communication program, with emphasis on attitudes and opinions of suburban residents*. HDRU Series No. 95-1. Cornell University.

Stromayer, K. A. K., et R. J. Warren. 1997. « Are overabundant deer herds in the eastern United States creating alternate stable states in forest plant communities? » *Wildlife Society Bulletin* 25:227-34.

Swihart, R. K., J. J. Pignatello, et M. J. I. Mattina. 1991. « Aversive responses of white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, to predator urines. » *Journal of chemical ecology* 17(4):767-77. doi: 10.1007/BF00994199.

Tierson, W. C., G. F. Mattfeld, R. W. Jr. Sage, et D. F. Behrend. 1985. « Seasonal movements and home ranges of white-tailed deer in the Adirondacks. » *Journal of Wildlife Management* 49:760-69. doi: 10.2307/3801708.

Tremblay, J.-P., J. Huot, et F. Potvin. 2006. « Divergent nonlinear responses of the boreal forest field layer along an experimental gradient of deer densities ». *Oecologia* 150:78-88. doi: 10.1007/s00442-006-0504-2.

Tremblay, J.-P., J. Huot, et F. Potvin. 2007. « Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests: Deer density and forest regeneration ». *Journal of Applied Ecology* 44:552-62. doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01290.x.

Twigg, L. E., T. J. Lowe, G. R. Martin, A. G. Wheeler, G. S. Gray, S. L. Griffin, C. M. O'Reilly, D. J. Robinson, et P. H. Hubach. 2000. « Effects of surgically imposed sterility on free-ranging rabbit populations ». *Journal of Applied Ecology* 37(1):16-39. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00471.x.

Urbanek, R. E., et C. K. Nielsen. 2013. « Influence of landscape factors on density of suburban white-tailed deer ». *Landscape and Urban Planning* 114:28-36. doi: 10.1016/j.landurbplan.2013.02.006.

Urbanek, R. E., C. K. Nielsen, M. A. Davenport, et B. D. Woodson. 2015. « Perceived and desired outcomes of suburban deer management methods ». *The Journal of Wildlife Management* 79(4):647-61. doi: 10.1002/jwmg.871.

Van Deelen, T. R. 1999. « Deer cedar interactions during a period of mild winters: implications for conservation of conifer swamp deeryards in the great lakes region ». *Natural Areas Journal* 19:263-74.

VerCauteren, K. C., M. J. Lavelle, et S. Hygnstrom. 2006. « Fences and deer-damage management: A review of designs and efficacy ». *Wildlife Society Bulletin* 34:191-200. doi: 10.2193/0091-7648(2006)34[191:FADMAR]2.0.CO;2.

VerCauteren, K. C., J. A. Shivik, et M. J. Lavelle. 2005. « Efficacy of an animal-activated frightening device on urban elk and mule deer ». *Wildlife Society Bulletin* 33:1282-87. doi: 10.2193/0091-7648(2005)33[1282:EOAAFD]2.0.CO;2.

Ville de Montréal. 2003. *Règlement régissant le tir au fusil sur le territoire du quartier de Rivière-des-Prairies de l'arrondissement de Rivière-des-Prairies/Pointe-aux-Trembles/Montréal-Est*.

Ville de Montréal. 2009. « Règlement relatif à la fréquentation et à la conservation des parcs régionaux de la ville de Montréal ». URL : http://ville.montreal.qc.ca/sel/sypre-consultation/afficherpdf?idDoc=21195&typeDoc=1

Ville de Montréal. 2020a. « Demandes de services citoyennes (Requêtes 311) ». URL : http://donnees.ville.montreal.qc.ca/dataset/requete-311

Ville de Montréal. 2020b. « Géobase - Réseau Routier ». URL : https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/vmtl-geobase

Ville de Montréal. 2020c. « Règlements dans les parcs - Pratiquer la chasse ». URL : http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7377,91007594&_dad=portal&_schema=PORTAL

Ville de Montréal. 2020d. « Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports ». *Ville de Montréal*. URL : https://montreal.ca/unites/service-des-grands-parcs-du-mont-royal-et-des-sports

Ville de Montréal. 2020e. « Signalisation routière (excluant le stationnement) ». URL : http://donnees.ville.montreal.qc.ca/dataset/panneaux-de-signalisation

Wagner, K. K., et D. L. Nolte. 2001. « Comparison of active ingredients and delivery systems in deer repellents ». *Wildlife Society Bulletin* 29(1):322-30. doi: 10.2307/3784016.

Walter, D. W., J. Beringer, L. P. Hansen, J. W. Fisher, J. J. Millspaugh, et K. C. Vercauteren. 2011. « Factors affecting space use overlap by white-tailed deer in an urban landscape. » *International Journal of Geographical Information Science* 25(3):379-92. doi: 10.1080/13658816.2010.524163.

Walter, W. D., P. J. Perkins, A. T. Jutberg, et H. J. Kilpatrick. 2002. « Evaluation of immunocontraception in a free-ranging suburban white-tailed deer herd ». 8. doi: 0.2307/3784652.

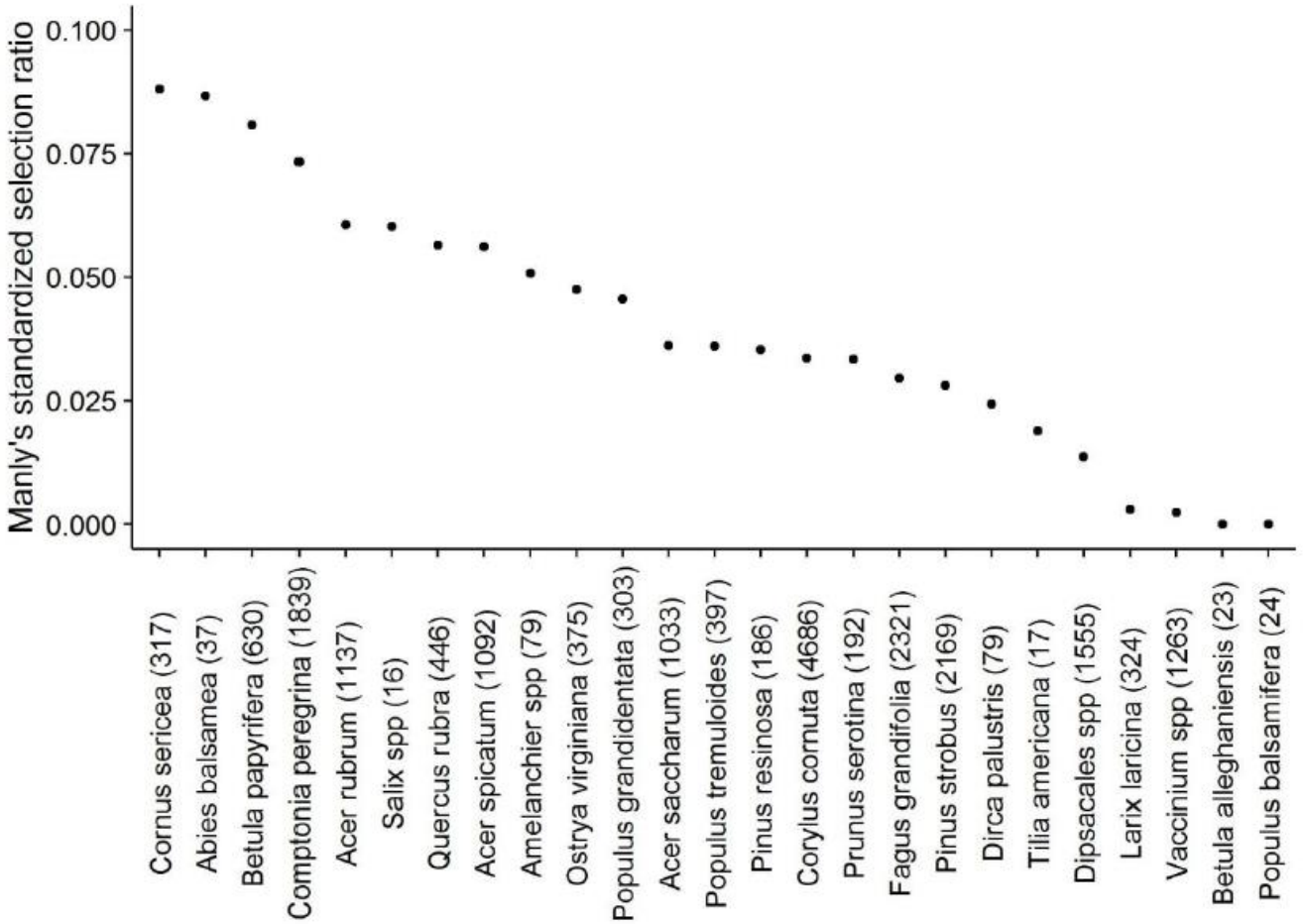
Warren, R. J. 2011. « Deer overabundance in the USA: Recent advances in population control ». *Animal Production Science* 51:259-66. doi: 10.1071/AN10214.

Wedgewood Pharmacy. 2020. « ZooPharm FAQ's ». *ZooPharm: custom compounds for veterinary medicine*. URL: https://www.zoopharm.com/faqs/

Williams, S., A. Denicola, et M. Ortega. 2008. « Behavioral responses of white-tailed deer subjected to lethal management ». *Canadian Journal of Zoology* 86:1358-66. doi: 10.1139/Z08-126.

ANNEXES

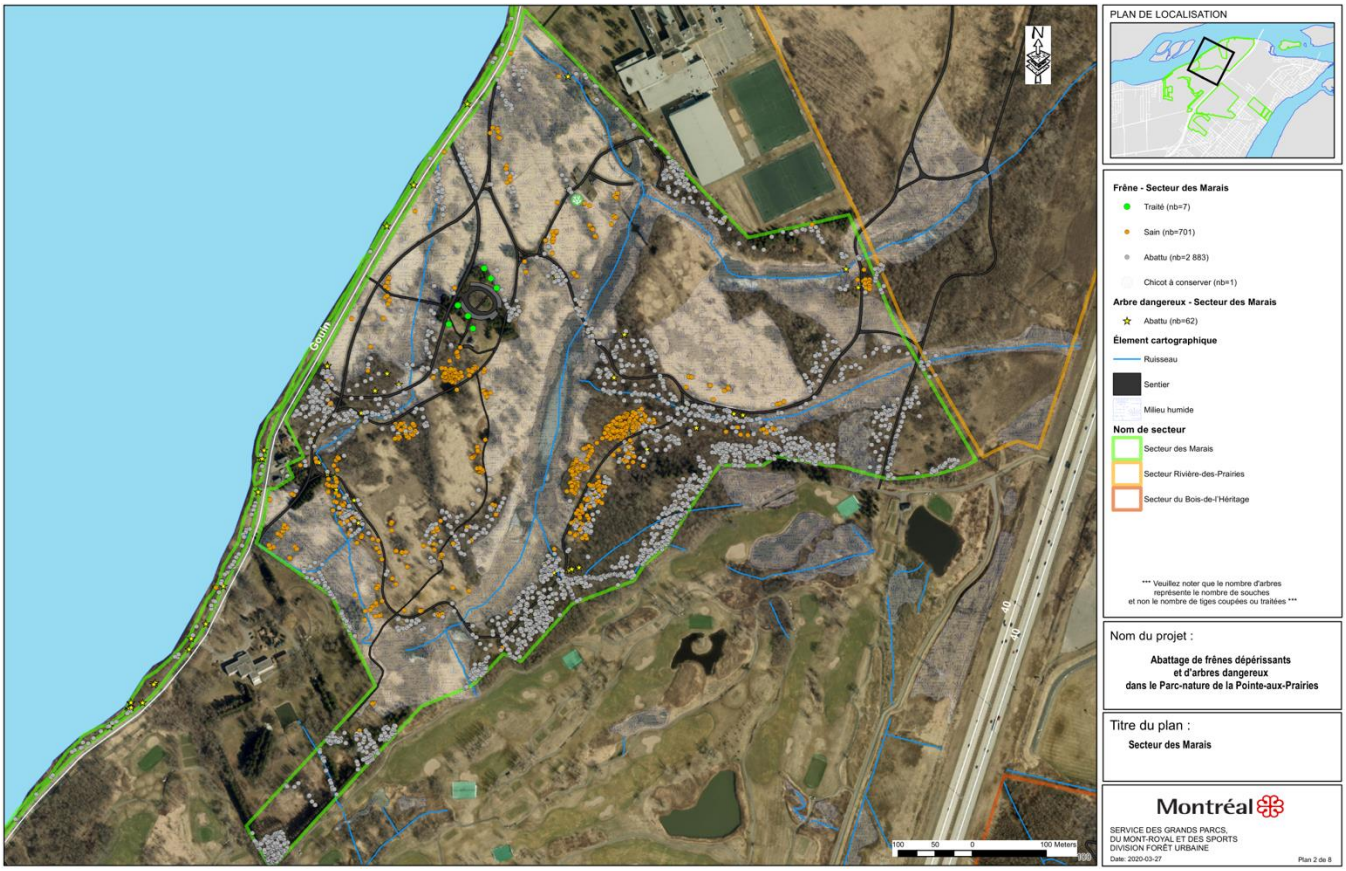
Annexe 1. Classement des ratios de sélection standardisés de Manly pour les espèces végétales dont les ramilles sont disponibles pour le cerf de Virginie. La somme des ratios est égale à 1 et les valeurs supérieures indiquent une sélection plus élevée. Le nombre total de ramilles disponibles pour une espèce est indiqué entre les parenthèses qui suivent le nom de l'espèce. Tirée de Champagne et al. (2018) à partir de données prélevées dans la vallée de la Gatineau, Québec.



Annexe 2. Stades de succession du parc-nature (Marineau et Tousignant 2009)

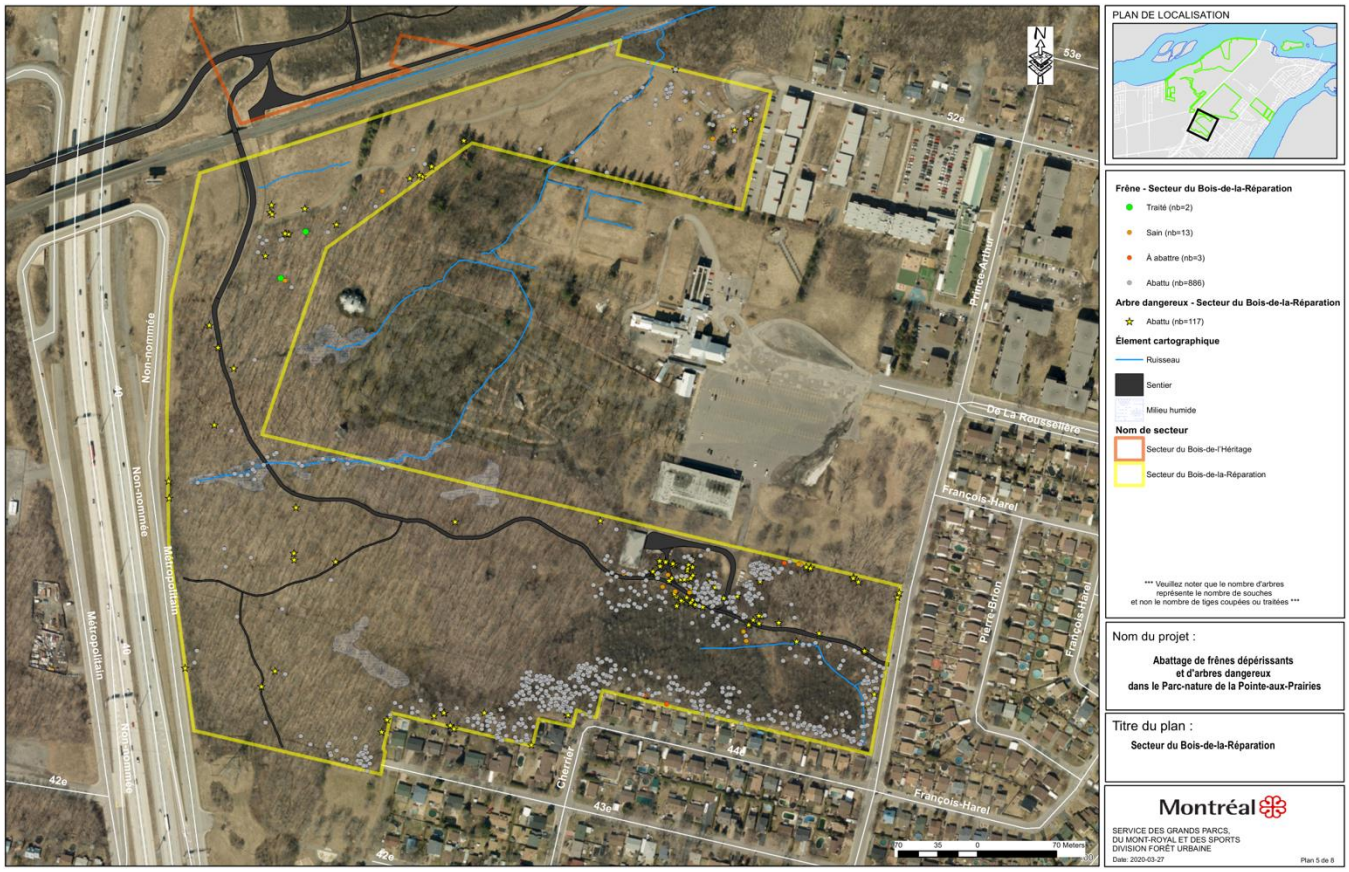
Annexe 3. Communautés végétales du parc-nature (Marineau et Tousignant 2009)

Annexe 4. Localisation des frênes dépérissant et des arbres dangereux abattus, secteur Marais (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine 2020).

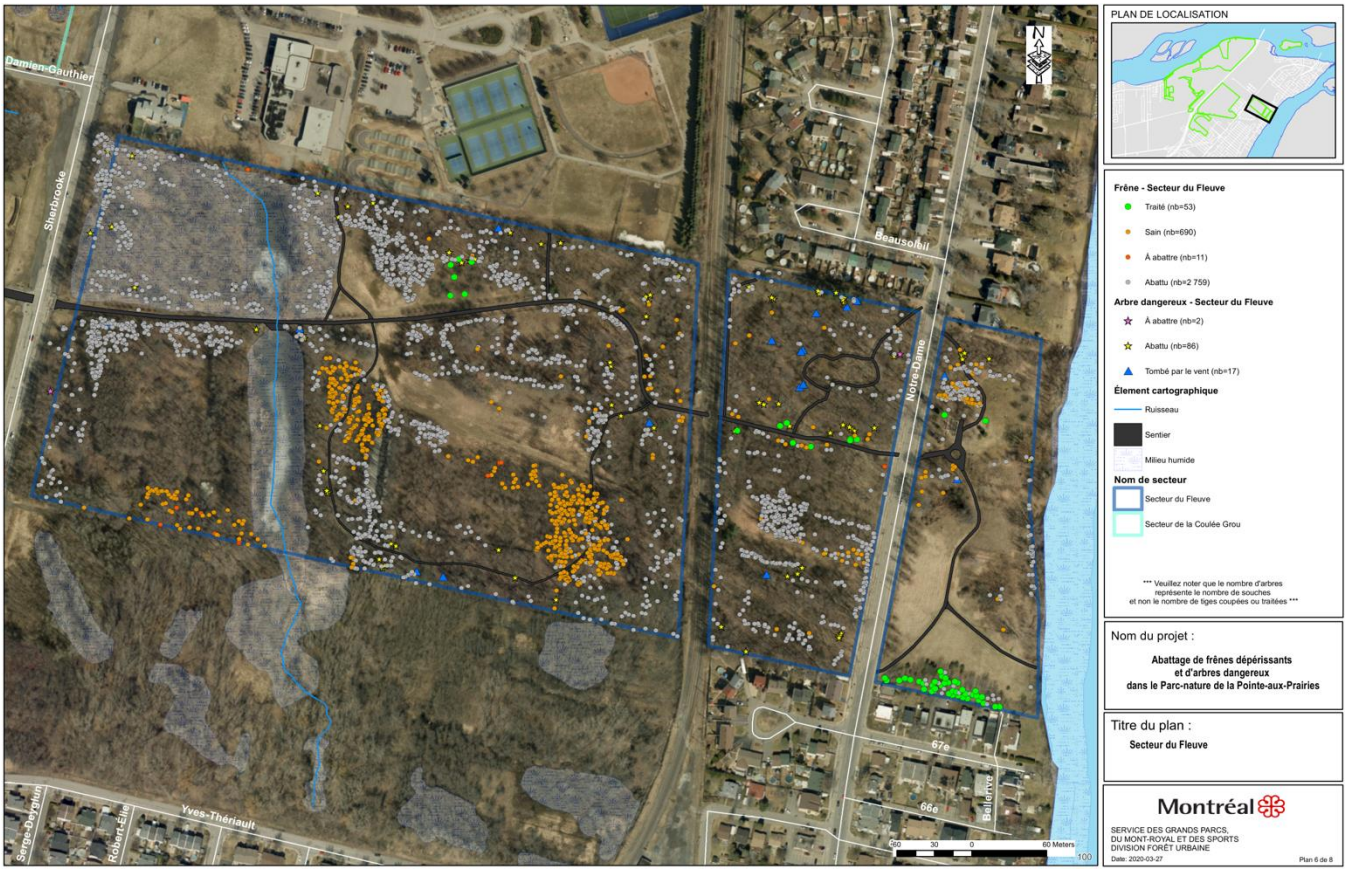


Annexe 5. Localisation des frênes dépérissant et des arbres dangereux abattus, secteur Pointe-aux-Prairies (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine 2020).

Annexe 6. Localisation des frênes dépérissant et des arbres dangereux abattus, secteur Bois-de-la-Réparation (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine 2020).



Annexe 7. Localisation des frênes dépérissant et des arbres dangereux abattus, secteur Fleuve (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, division forêt urbaine 2020).



Annexe 8. Production et utilisation du brout par essence pour l'ensemble du parc-nature (Castejon 2005)[1].

Essence	Production (%)	Utilisation cerf (%)	Importance cerf (%)
AUB	1,2%	**26,5%**	0,8%
BOG	0,7%	**66,0%**	**1,3%**
BOJ	0,00%	**100,00%**	0,00%
CET	2,3%	**59,9%**	**3,7%**
LON	**9,8%**	12,6%	**3,3%**
COR	**10,0%**	**70,5%**	**18,9%**
ERR	0,8%	**52,7%**	**1,1%**
FRP	4,9%	**50,1%**	**6,5%**
RAC	**26,7%**	**30,0%**	**21,3%**
RAF	**11,7%**	**51,1%**	**15,9%**
ORA	0,6%	23,3%	0,4%
PET	0,1%	**28,6%**	0,1%
PRV	**12,1%**	**51,0%**	**16,4%**
SAL	**8,3%**	11,7%	**2,6%**
SPL	**9,9%**	23,3%	**6,2%**
RHT	0,2%	**92,9%**	0,5%

[1] AUB *Crataegus* spp., BOG *Betula populifolia*, BOJ *Betula alleghaniensis*, CET *Prunus serotina*, LON *Lonicera canadensis*, COR *Cornus stolonifera*, ERR *Acer rubrum*, FRP *Fraxinus pennsylvanica*, RAC *Rhamnus catharticus*, RAF *Rhamnus frangula*, ORA *Ulmus americana*, PET *Populus tremuloides*, PRV *Prunus virginiana*, SAL *Salix* spp., SPL *Spiraea latifolia*, RHT *Rhus typhina*

Annexe 9. Résumé de l'utilisation des essences ligneuses par le cerf à l'échelle du parc-nature (Groupe Hémisphère 2016)

ESSENCE	PRODUCTION (%)	UTILISATION PAR ESSENCE (%)	UTILISATION (%)	IMPORTANCE (%)
Espèces arborescentes				
Fraxinus americana	2,24	81,65	1,83	3,46
Fraxinus pennsylvanica	8,23	69,33	5,71	10,80
Populus tremuloides	0,06	**100,00**	0,06	0,12
Espèces arbustives				
Cornus stolonifera	4,09	72,86	2,98	5,63
Frangula alnus	13,06	59,12	7,72	14,61
Lonicera tatarica	12,81	37,50	4,80	9,09
Parthenocissus quinquefolia	0,37	**100,00**	0,37	0,70
Prunus pensylvanica	74,74	1,95	1,46	2,76
Prunus virginiana	6,10	60,61	3,70	6,99
Rhamnus cathartica	40,92	47,72	19,52	36,95
Sambucus racemosa subsp. pubens	0,02	**100,00**	0,02	0,04
Viburnum acerifolium	1,33	55,56	1,25	2,53
Viburnum opulus subsp. trilobum	0,16	**100,00**	0,16	0,31

En gras : Espèce d'importance pour la diète du cerf

Annexe 10. Résumé des principales essences ligneuses broutées par secteur (Groupe Hémisphère 2016)

ESSENCE	PRODUCTION (%)[1]	UTILISATION PAR ESSENCE (%)[2]	UTILISATION (%)[1]	IMPORTANCE (%)[1]
Secteur du Bois-de-l'Héritage				
Acer saccharinum	0,2	**71,4**	0,2	0,4
Cornus stolonifera	2,3	**56,7**	1,3	2,7
Crataegus sp,	0,2	**71,4**	0,2	0,4
Frangula alnus	**14,4**	**53,1**	**7,6**	**15,8**
Fraxinus americana	0,4	**72,7**	0,3	0,6
Fraxinus pennsylvanica	**4,2**	**67,2**	**2,8**	**5,9**
Lonicera tatarica	**14,3**	38,6	**5,5**	**11,4**
Populus deltoides	0,1	**66,7**	0,1	0,1
Populus tremuloides	0,1	**100,0**	0,1	0,1
Prunus virginiana	**3,7**	37,6	**1,4**	**2,9**
Rhamnus cathartica	**54,4**	48,7	**26,5**	**54,9**
Rubus odoratus	0,1	**75,0**	0,1	0,2
Rubus idaeus subsp, idaeus	0,7	**55,0**	0,4	0,8
Rubus pubescens	0,2	**85,7**	0,2	0,4
Salix interior	0,7	**55,0**	0,4	0,8
Sambucus racemosa subsp, pubens	0,0	**100,0**	0,0	0,1
Secteur du Bois-de-la-Réparation				
Acer saccharum	0,8	**50,0**	0,4	0,6
Fraxinus americana	19,6	**82,7**	16,2	22,9
Prunus pensylvanica	19,0	**74,7**	14,2	20,1
Prunus virginiana	19,0	**89,5**	17,0	24,0
Rhamnus cathartica	**38,2**	**54,5**	**20,8**	**29,4**
Tilia americana	2,8	**78,6**	2,2	3,1
Secteur Fleuve				
Cornus stolonifera	**18,6**	**80,5**	**14,9**	**47,0**
Fraxinus pennsylvanica	**18,1**	25,3	4,6	14,4
Ribes sp,	12,0	44,0	**5,3**	**16,7**
Secteur Rivière-des-Prairies/Marais				
Cornus stolonifera	5,5	**81,8**	4,5	6,8
Frangula alnus	**15,1**	**88,7**	**13,4**	**20,3**
Fraxinus pennsylvanica	**20,1**	**87,1**	**17,5**	**26,5**
Lonicera tatarica	**17,2**	40,7	**7,0**	**10,6**
Parthenocissus quinquefolia	1,8	**100,0**	1,8	2,7
Populus tremuloides	0,1	**100,0**	0,1	0,2
Prunus virginiana	8,7	**62,1**	5,4	8,2
Ribes americanum	2,2	**86,4**	1,9	2,9
Ribes sp,	1,9	**84,2**	1,6	2,4
Viburnum acerifolium	10,2	**59,8**	6,1	9,2
Viburnum opulus subsp, trilobum	0,8	**100,0**	0,8	1,2

1. En gras : 20 % des espèces les plus utilisées
2. En gras : Espèces utilisées à plus de 50 %

Annexe 11. Tableau tiré de Haulton et al. 2001 qui compare les taux de mortalité de différentes méthodes de capture du cerf de Virginie. Consultez https://www.jstor.org/stable/3784006 pour plus de détails.

Table 1. Comparison of capture mortality and myopathy rates reported for selected white-tailed deer capture methods (modified from Sullivan et al. 1991).

Capture method	Number captured	Total mortalities[a]	Myopathy related mortalities	Mortality rate (%)	Reference
Box trap (Stephenson)	47	0	N/A[b]	0.0	Hawkins et al. 1967
Box trap (Stephenson)	2,035	43	N/A	2.1	Palmer et al. 1980
Box trap (Stephenson)	367	12	6	3.3	This study
Box trap (Cohick)	92	7	7	7.6	Peery 1968
Clover trap	115	1	N/A	0.9	Clover 1954
Clover trap	115	6	0	5.2	Beringer et al. 1996
Clover trap	29	6	5	20.7	This study
Dart gun	23	0	0	0.0	DeNicola & Swihart 1997
Dart gun	31	0	0	0.0	Kilpatrick et al. 1997
Dart gun	51	1	0	2.0	This study
Dart gun	44	6	N/A	13.6	Palmer et al. 1980
Dart gun	75	15	N/A	20.0	Hawkins et al. 1967
Drop net	175	12	6	7.0	Conner et al. 1987
Rocket or cannon net	132	6	2	4.6	This study
Rocket or cannon net	26	2	2	8.0	Hawkins 1968
Rocket or cannon net	300	31	23	10.0	Beringer et al. 1996

[a] Number of mortalities from direct injury and capture myopathy.
[b] Indicates myopathy was not measured explicitly.

Montréal

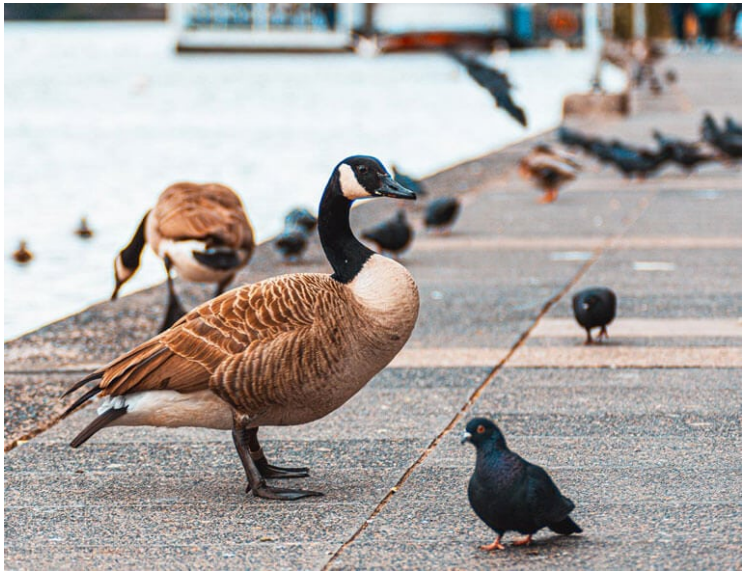
Coexistence avec la Bernaches du Canada en milieu urbain

Rencontre du 31 mars 2021
Par visioconférence

Frédéric Bussière, biologiste, conseiller en aménagement
division, Biodiversité urbaine
Service des grands parcs, du Mont-Royal et des Sports (SGPMRS)

Montréal

Mot de bienvenue



Montréal

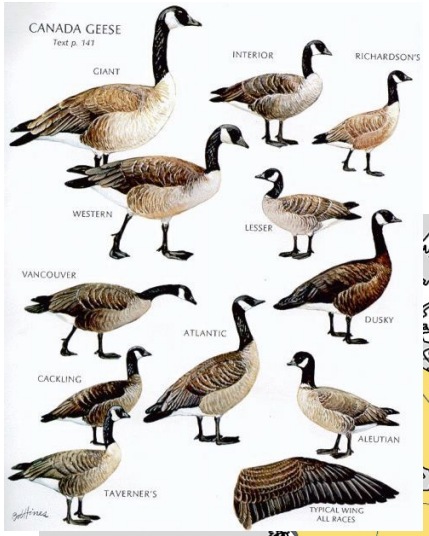
Présentation des participants

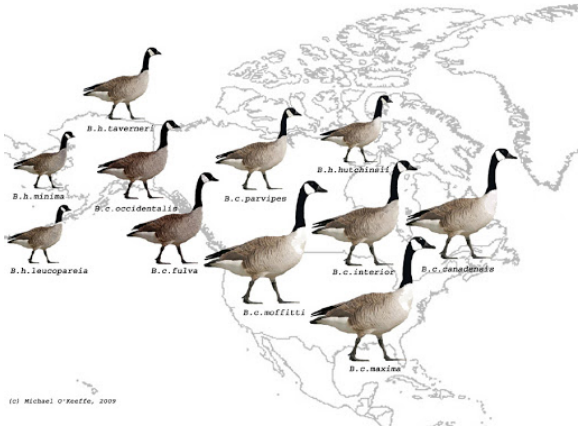
- Frédéric BUSSIÈRE, conseiller en aménagement, SGPMRS
- Yannick JEAN, agent technique en protection des milieux naturels, SGPMRS
- Jacinthe DAPRATO, conseillère en planification, Saint-Laurent
- Étienne BLIER-TREMBLAY, agent de protection en environnement, Saint-Laurent
- Jean-François CIRCÉ, C/d Relations avec les citoyens, communication/dd, Ahuntsic-Cartierville
- Gabriel CHEVREFILS, C/d Qualité du milieu, permis et inspection, LaSalle
- Carl NERON, C/s Centre sportif installations, Verdun
- Hiba BOUCHENAK KHELLADI, régisseure, Verdun

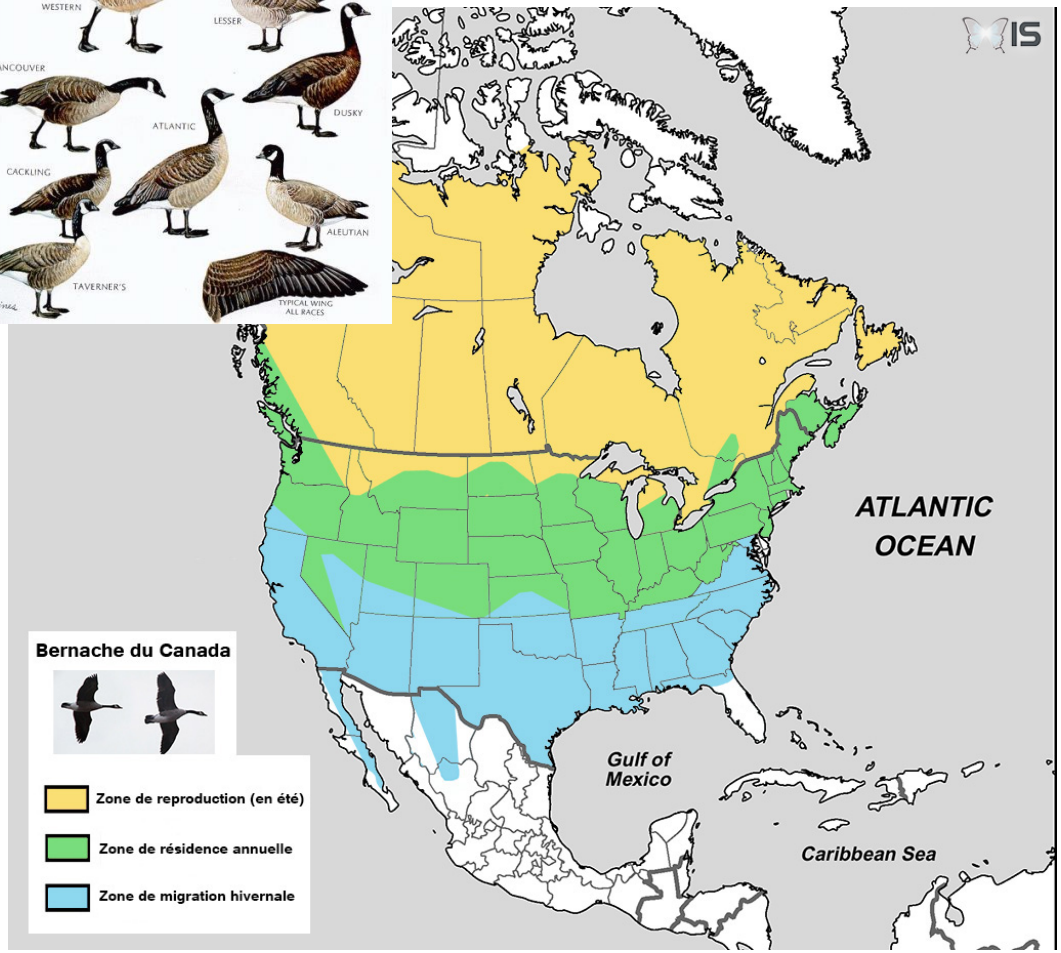
Taxinomie

7 sous-espèces + 4 sous-espèces de Bernaches de Hutchins

- *Branta canadensis occidentalis* ;
- *Branta canadensis fulva* ;
- *Branta canadensis maxima* ;
- *Branta canadensis parvipes* ;
- *Branta canadensis moffitti* ;
- *Branta canadensis interior* ;
- *Branta canadensis canadensis*.







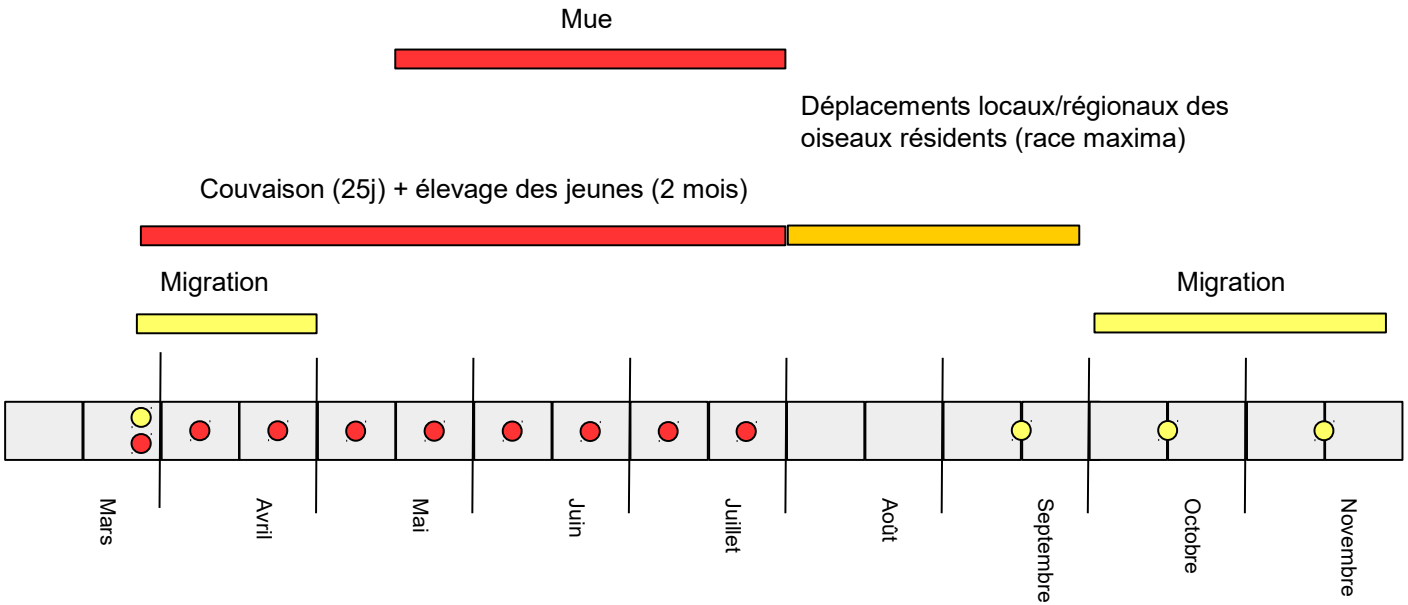
Présence de la Bernache du Canada dans le sud du Québec

- Deux sous-espèces (*canadensis*, *interior*) nichant dans les régions sub-arctiques (en migration);
- *B. canadensis maxima* – populations nicheuses;
- *B. canadensis maxima* – populations non nicheuses en période de mue.

La sous-espèce *maxima* (dite résidente), une nouvelle venue au Québec

- Sous-espèces en déclin presque disparue dans les an nées 1950;
- Programmes d'élevage et de réintroduction aux États-Unis et en Ontario;
- Augmentations des populations et expansion de l'aire de répartition;
- Premières mentions de nidification au Québec dans les Années 1970 en Outaouais et en Estrie.

Cycle de vie


Mue
Déplacements locaux/régionaux des oiseaux résidents (race maxima)
Couvaison (25j) + élevage des jeunes (2 mois)
Migration
Migration
Mars
Avril
Mai
Juin
Juillet
Août
Septembre
Octobre
Novembre

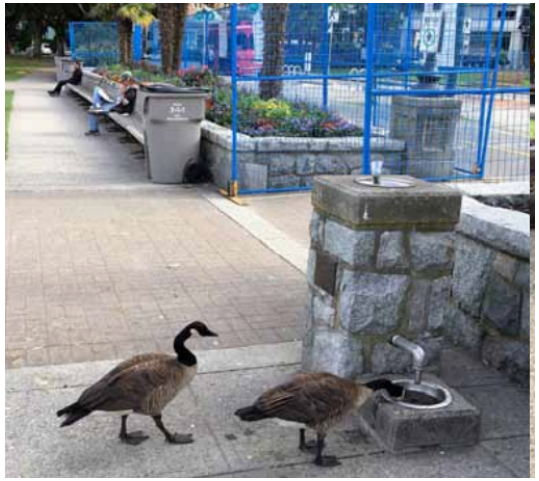
Biologie

Alimentation

- Espèce herbivore s'alimentant principalement sur la terre ferme:
  - Pousses de graminées et d'autres herbes tendres
  - Graines
  - Petits fruits
  - Plantes aquatiques
- Consacre beaucoup de temps à son alimentation (12h/j);
- Été/automne : besoin énegétique accru pour accumulation de graisses (grains);
- Été : besoin en protéines pour adultes en mue et jeunes en croissance (herbes tendres sont bcp plus nutritives et riches en protéines).

- Utilisation de mélanges d'herbes coriaces, par exemple la fétuque élevée (*Schedonorus phoenix*) réduirait le broutage sur les pelouses. Une autre étude propose des mélanges commerciaux à base de zosia, centipede et d'herbe de Saint-Augustin (*Stenotaphrum de secundatum*);
- Tonte moins fréquente;
- Gestion différenciée des espaces verts.

Biologie



Importance de l'eau

- Utilisation :
  - Alimentation (boire et manger)
  - Repos
  - Nettoyage et entretiend es plumes
  - Refuge contre les prédateurs
- Préférence marquée pour les accès à l'eau en pente faible (topographie);
- Refuge important pour les jeunes et les adultes en mue incapables de voler (ces derniers s'élognent alors rarement du plan d'eau);
- Durant la période d'élevage des jeunes et de mue, la proximité des plans d'eau et de sites terrestres d'alimentation est importante. Ensuite, les oiseaux peuvent se déplacer en vol entre des aires d'alimentation et les sites de repos (plans d'eau);
- Construit son nid au bord de l'eau ou à proxmité (protection contre les prédateurs).

- Rendre les parcs moins attrayant pour la nidification en favorisant le « découplage » des plans d'eau et des sites d'alimentation (barrières physiques)

Montréal

Biologie

Reproduction

- Construit son nid au sol au bord de l'eau ou à proximité (protection contre les prédateurs). Montre une préférence nette pour les îles/îlots;
- S'adapte bien à son environnement et peut parfois nicher dans des sites incongrus, par exemple des boîtes à fleur;
- Nid habituellement constitué de graminées et d'autres végétaux grossièrement tissées qui peut atteindre un mètre de diamètre;
- Espèce monogame généralement fidèle à son site de nidification;
- Espèce philopatrique, c'est-à-dire que les jeunes vont chercher à se reproduire (vers l'âge de 2-3 ans) près du site où ils ont appris à voler;
- La ponte peut débuter vers la fin mars et les derniers couples termineront vers la fin avril (peut se poursuivre jusqu'à la fin mai). La couvée compte en moyenne 5 à 6 œufs (peut dépasser 10) et leur incubation, qui commence lorsque tous les œufs sont pondus, dure 25 jours. L'éclosion culmine du début au milieu de mai;
- La période d'élevage (éclosion jusqu'à l'envol) dure deux mois.

Biologie

Mue

- Remplacement des plumes des ailes qui dure 4-6 semaines, de la mi-mai à la fin juillet, ce qui rend les adults incapables de voler. La plupart des bernaches sont en mue à la mi-juin;
- Les bernaches non reproductrices forment souvent de grands rassemblements en période de mue et doivent trouver des sites d'alimentation juxtaposés à des plan d'eau pour s'abriter des prédateurs;
- Les bernaches nicheuses restent près du nid pour muer tout en élevant leurs oisons. Ces adultes retrouveront leur capacité de voler à peu près au même moment que leurs jeunes apprennent à voler. À ce moment-là, les jeunes et les adultes pourront se déplacer vers des sites d'alimentation différents afin d'accumuler des réserves de gras en vue de l'hiver;
- Ainsi, de la mi-mai à la mi-juillet, les bernaches fréquentent assidûment les parcs riverains qui leur procure à la fois nourriture et abris.

Biologie

Habitat de reproduction (race maxima)

- Utilise une grande variété d'habitats. Préfère les basses terres ayant de vastes prés herbeux ainsi que des plans d'eau (étangs, lacs, rivières) pour s'abriter des prédateurs terrestres;
- En milieu urbain, montre une nette préférence pour la grandes aires gazonnées en rive;
- Pour s'alimenter, la bernache cherche de vastes étendues de milieux ouverts dégagés permettant de repérer facilement les prédateurs;
- En début de saison, durant la couvaison, les couples sont relativement dispersées sur le territoire. Les oiseaux se regroupent ensuite durant la mue et l'élevage des jeunes pour se protéger des prédateurs. Ils fréquentent alors des zones où les sites d'alimentation et de refuge sont contigus. Les oiseaux peuvent parcourir jusqu'à 2 km par jour durant cette période ;

- Rendre les parcs moins attrayant pour la nidification :
  - Favoriser le « découplage » des plans d'eau et des sites d'alimentation (barrières physiques);
  - Prévoir des aménagements pour fragmenter les grandes étendues de gazon et réduire la visibilité des bernaches lorsqu'elle se trouvent au sol;
  - Penser à la plantation d'arbres qui viendront éventuellement réduire la capacité d'envol (cet oiseau a besoin d'une bonne distance pour prendre de l'altitude).

Biologie

Migration

- Les bernaches qui nichent dans les régions nordiques passent plusieurs semaines dans le sud de la province pour s'y nourrir et se constituer des réserves;
- Au printemps,elles arrivent à partir de la fin mars, et elles repartent habituellement en avril;
- À l'automne, elles commencent à arriver à la fin de septembre et peuvent rester jusqu'à ce que les plans d'eau gèlent;
- Les bernaches de la race maxima, n'effectuent pas de migration annuelle sur de longues distances :
    - Les oiseaux non reproducteurs (jeunes de moins de 2-3 ans) migrent souvent vers le nord sur plusieurs centaines de kilomètres ou plus pour muer;
    - Certaines peuvent également migrer à l'automne vers le sud lorsque les conditions sont rigoureuses et que ni eau libre ni nourriture ne sont disponibles.

Montréal

Gestion – début du printemps

Rendre les lieux d'alimentation moins attrayant

- Cette méthode convient à toutes les saisons, mais il est recommandé de l'appliquer avant que les bernaches arrivent et commencent à établir leurs territoires;
- Modifiez l'aménagement paysager (barrières artificielles (clotûres) ou végétales, tondre le gazon moins souvent et/ou modifier le type de mélange d'herbacées, revoir les usages (gestion différenciée);
- S'il n'est pas possible de modifier l'aménagement paysager, comme dans le cas de terrains de golf, commencez à effaroucher les bernaches dès qu'elles arrivent afin de les empêcher de s'habituer à utiliser les lieux.

Montréal

Gestion – début du printemps

Empêcher la nidification

- Commencez tôt à dissuader les bernaches, car les couples peuvent se choisir un site de nidification dès février. Vers le milieu ou la fin de mars, la plupart des couples ont déjà établi leur territoire de nidification;
- Découragez la nidification en utilisant des techniques de modification de l'habitat et d'effarouchement. Certaines techniques d'effarouchement nécessitent un permis (armes à feu, rapace). Les plus couramment utilisés sont le recours aux chiens, aux oiseaux de proie ou à des engins téléguidés (3-4- visites/semaine).

Selon l'article 24(1) du Règlement sur les oiseaux migrateurs (1994), « toute personne peut, sans permis, employer un engin quelconque, sauf un avion ou une arme à feu, pour effaroucher les oiseaux migrateurs qui causent ou risquent de causer des dégâts aux cultures ou à d'autres biens. »

Montréal

Gestion – fin du printemps

Empêcher l'éclosion des oeufs

- La stérilisation ou la destruction des œufs nécessite un permis d'Environnement Canada. La demande doit comprendre une description de la situation, une estimation du nombre de nids en cause et le nom des personnes qui effectueront la procédure;
- La répétition de cette approche à longs termes pourrait réduire localement la population de bernaches (si couplée avec d'autres méthodes) puisque :
  - Les bernaches sont fidèles à leur site de nidification
  - Les jeunes viennent se reproduire à l'endroit où ils ont appris à voler
  - Les oiseaux en général ont tendance à quitter un site de reproduction lorsque le succès est faible.
- Consultez le guide « Pratiques exemplaires de destruction des œufs ou de prévention de l'éclosion » du Service canadien de la faune. http://www.publications.gc.ca/site/fra/9.639002/publication.html

Montréal

Gestion – fin du printemps et début de l'été

Éloigner les bernaches en pré-mue en les effarouchant

- Les bernaches en mue commencent à se rassembler vers la fin de mai. Une fois établies, ces bernaches sont très difficiles à déloger;
- Cherchez les rassemblements de bernaches sur les plans d'eau et dans les milieux ouverts qui offrent un accès dégagé vers l'eau;
- Au début de mai, commencez à examiner le terrain régulièrement afin de trouver des rassemblements de bernaches en prémue;
- Pour décourager ces rassemblements, il est essentiel d'entreprendre un programme d'effarouchement dès qu'on remarque ces rassemblements et avant que les bernaches ne soient incapables de voler;
- Il peut être nécessaire de les effaroucher fréquemment (tous les jours) pour s'assurer que les rassemblements de bernaches en mue ne s'installent pas là où leur présence est indésirable.

Montréal

Gestion – début de l'été

Ériger des barrières

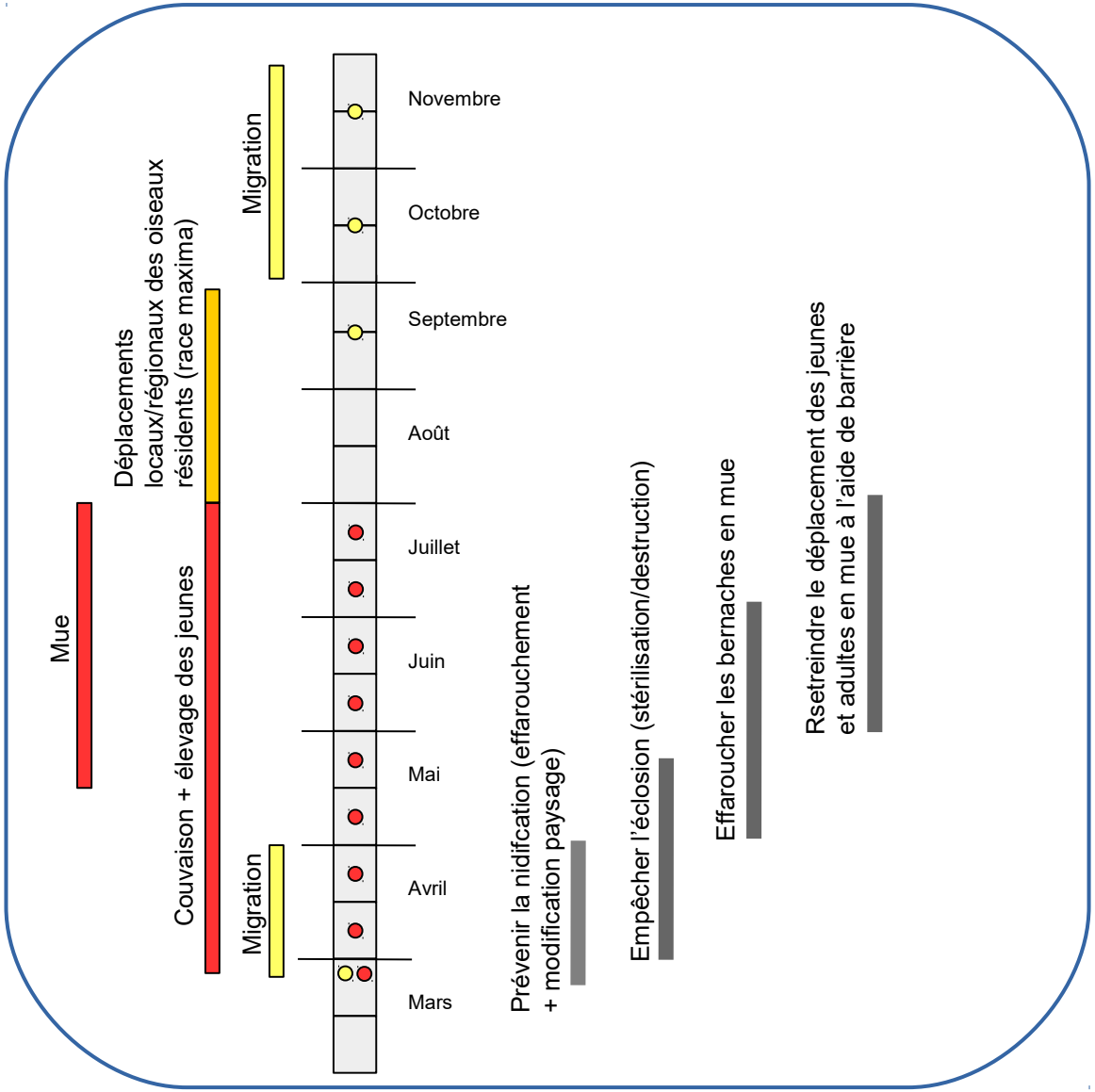
- Les bernaches sont réticentes à voler au-dessus des barrières lorsqu'elles sont accompagnées de leurs jeunes oisons qui ne volent pas encore. Elles marchent plutôt entre l'eau et leurs zones d'alimentation pour ne pas les laisser seuls;
- Tenez les oisons à l'écart des endroits désignés à l'aide de barrières.

Les bernaches préfèrent les grands espaces découverts qui leur permettent de s'envoler et d'atterrir et qui leur donnent une vue directe sur le plan d'eau afin de voir les prédateurs approcher et de leur échapper. Les barrières peuvent servir à diviser un grand site ouvert en plusieurs petits espaces. Lorsqu'elles sont en mue ou qu'elles accompagnent leurs jeunes, les bernaches sont incapables de voler et elles doivent donc pouvoir marcher vers les zones de pâturage. Les barrières bloquent l'accès des bernaches aux pâturages les empêchant de voir les prédateurs et les voies d'échappement vers les plans d'eau. On place généralement les barrières près des accès aux étangs et milieux humides ou près des endroits où les bernaches viennent paître. Dans la plupart des cas, les inconvénients et les dangers associés aux barrières placées sur les parcours de fuite de prédilection des bernaches les décourageront de s'installer.

Montréal

Calendrier

- Cycle de vie
- Interventions
- Inventaires



Montréal

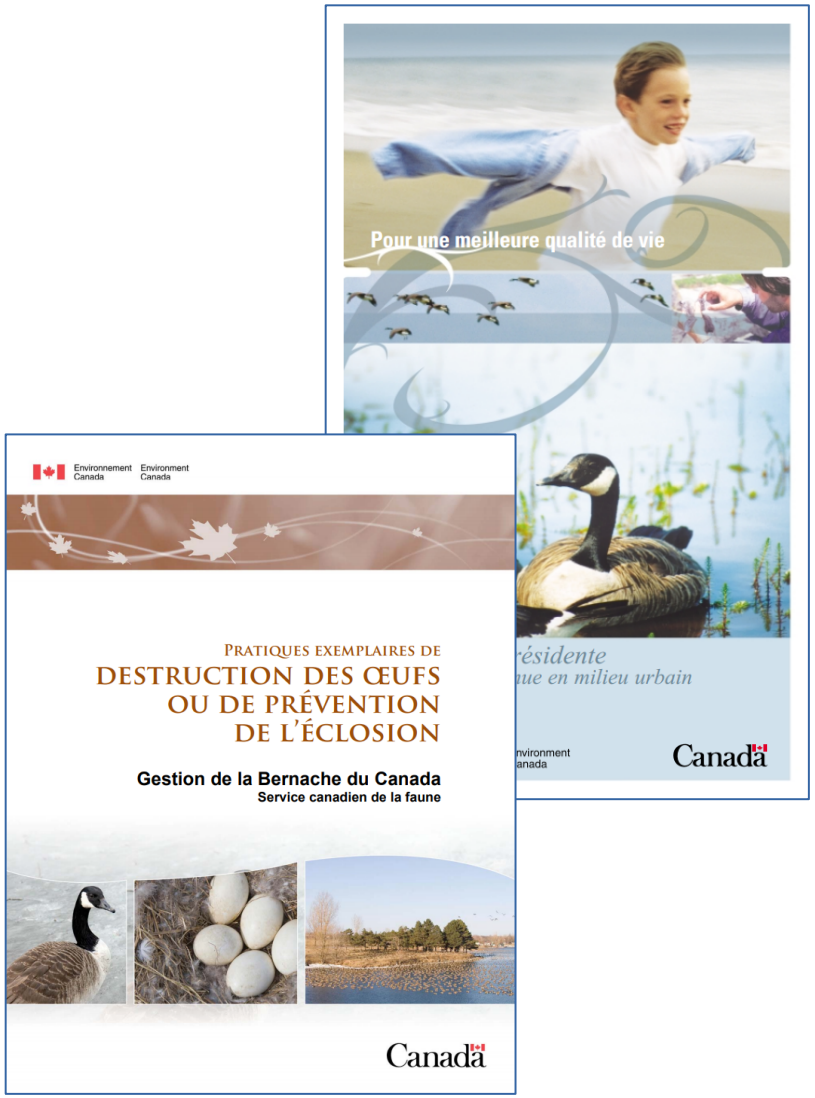
Acquisition de connaissances

Inventaires de bernaches et analyse des usages

- Réaliser des inventaires pour comprendre quels sont les composantes de l'habitat qui sont présents sur le territoire (aires de nidification, d'alimentation ou de repos par les adultes, jeunes et/ou oiseaux en migration). Cherchez les rassemblements de bernaches sur les plans d'eau et dans les milieux ouverts qui offrent un accès dégagé vers l'eau.Noter le type de comportement des oiseaux observés (alimentation, repos, déplacement sur terre ou en vol, etc.
- Réaliser plusieurs visites à différentes périodes de l'année pour analyser l'utilisation en fonction du cycle de vie des bernaches;
- Documenter la présence de sites importants d'accumulation de fientes;
- Représenter les résultats d'inventaires sous forme cartographiques pour faciliter leur analyse spatiale;
- Faire une description sommaire des différentes unités paysagères en lien avec la fréquentation par les bernaches et leur utilisation par les visiteurs (p.ex. Gazon, parterre arboré, plan d'eau);
- Décrire les usages pour les différentes unités paysagères pertinentes, analyser le seuil de tolérance aux nuisances en fonction des usages. Cette étape aide à identifier les secteur problématiques et les pistes de solutions à longs termes.
- Identification des sites de nidification dans le secteurs problématiques?? Effort coordonnée

Guides et références

- Bernaches résidentes en milieu urbain. Environnement Canada, 2005. 8 p.
- Manuel. Bernache du Canada et bernache de Hutchins – Gestion des populations dans le sud du Canada. Service canadien de la faune, Environnement Canada, 2010. 28 p.
- Pratiques exemplaires de destruction des œufs ou de prévention de l'éclosion. Gestion de la Bernache du Canada. Service canadien de la faune, Environnement Canada, 2010. 28 p.
- Bernaches du Canada. Foire aux questions. Gouvernement du Canada.
- Solving problems with Canada geese. A management plan and information guide. The humane society of the United States.



Questions, discussion et perspectives

.