

LA GESTION DU CERF DE VIRGINIE AU QUÉBEC : EXAMEN DU MODÈLE QUÉBÉCOIS ET
PROPOSITIONS DE MODES DE GESTION ADAPTATIFS

Par
Noémie Laplante

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable
En vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Monsieur Marc-André Guertin

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Août 2015

SOMMAIRE

Mots clés : cerf de Virginie, *Odocoileus virginianus*, gestion de la faune, ressource faunique, chasse.

Dans certains secteurs du sud du Québec, les populations de cerfs ont atteint ou dépassé la capacité de support du milieu provoquant une dégradation des habitats forestiers, augmentant le risque d'accidents routiers et endommageant les cultures et la régénération forestière. Malgré les efforts de stabilisation ou de réduction des cheptels, les objectifs de population sont parfois difficilement atteignables. Ce constat remet alors en question la capacité des gestionnaires de la faune à contrôler efficacement l'abondance des cerfs à l'aide des outils de gestion actuels. L'objectif de cet essai est d'examiner le modèle québécois de gestion du cerf de Virginie afin de proposer des pistes d'amélioration du cadre et des outils de gestion, ainsi que du système de suivi. Pour ce faire, la revue des modèles de gestion d'États du nord-est américain, soit le Maine, le New Hampshire, l'État de New York, la Pennsylvanie et le Vermont, sert de référence à l'élaboration de modes de gestion adaptatifs qui tiennent compte de la réalité du terrain.

Quatre éléments ressortent clairement de la revue des modèles de gestion. Premièrement, la Pennsylvanie est la seule entité administrative à définir des objectifs de population à partir de critères que sont la santé des cerfs, l'état des habitats forestiers et l'importance des conflits humain-cerf. Deuxièmement, les outils de gestion varient peu entre les entités administratives étudiées. Troisièmement, le Québec ne possède pas les outils adéquats pour effectuer une gestion localisée de l'abondance des cerfs. Finalement, bien que les entités administratives évaluent l'abondance relative des cerfs et les processus démographiques, l'évaluation des impacts des cerfs sur le milieu est inadéquate.

Pour améliorer son modèle de gestion, le Québec doit suivre l'exemple de la Pennsylvanie et adopter une gestion orientée sur les impacts des cerfs sur le milieu. Une approche adaptative favoriserait l'intégration de savoirs multidisciplinaires, susciterait la participation des parties prenantes au processus décisionnel et fournirait un cadre de gestion flexible. L'instauration d'un programme d'aide à la gestion permettrait d'intensifier le prélèvement faunique dans les secteurs de fortes densités de cerfs. De plus, les contraintes liées à la chasse sportive doivent être traitées par les gestionnaires de la faune afin d'optimiser les outils de gestion. Différents programmes sont proposés afin d'améliorer l'accès au territoire ainsi que de garantir la rétention des chasseurs et le recrutement de la relève. L'instauration d'un niveau supplémentaire de prélèvement requiert l'identification des zones de concentration des dommages générés par les cerfs par analyse spatiale. Le système de suivi actuel doit être révisé afin d'y inclure des programmes d'acquisition de données axés sur l'évaluation de la santé des cerfs, l'état des habitats forestiers et l'importance des conflits inhérents à la cohabitation des humains avec la faune. En conclusion, la participation soutenue de l'ensemble des parties prenantes est requise pour la saine gestion des populations de cerfs.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je remercie Marc-André Guertin d'avoir accepté la direction de cet essai. Je le remercie pour la confiance qu'il m'a accordée et le positivisme dont il m'a fait part.

Je tiens également à remercier Éric Jaccard, responsable régional de la faune terrestre à la direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de la Montérégie et de Laval du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, d'avoir partagé sa passion et son expertise de la gestion de la faune avec moi.

J'aimerais souligner la grande bonté de mon amie Fabienne Déturche. Je la remercie d'avoir consacré de nombreuses heures à la correction et à la révision du texte.

Je remercie ma sœur Léa Laplante d'avoir pris le temps de relire mon essai.

Enfin, je souligne la patience et l'appui de mes parents tout au long de mes études universitaires. Merci.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 MISE EN CONTEXTE	3
1.1 Synthèse de l'évolution de la taille des populations de cerfs au Canada et aux États-Unis de l'ère précoloniale à aujourd'hui	3
1.2 Enjeux et impacts environnementaux	7
1.3 Enjeux et impacts sociaux	9
1.3.1 Accidents routiers impliquant les cerfs	9
1.3.2 Maladie de Lyme	10
1.4 Enjeux et impacts économiques	12
2 LE CERF DE VIRGINIE	16
2.1 Description de l'espèce	16
2.2 Dynamiques de population	18
3 REVUE DE LA GESTION DU CERF DE VIRGINIE AU QUÉBEC ET À L'ÉTRANGER	22
3.1 Cadre de gestion	22
3.1.1 Processus de planification	23
3.1.2 Objectifs de population	26
3.1.3 Unités de gestion	27
3.2 Outils de gestion	29
3.2.1 Permis de chasse	30
3.2.2 Périodes de chasse	36
3.2.3 Engins de chasse autorisés	38
3.2.4 Segments de population autorisés et limite de prise	38

3.3 Suivi des populations de cerfs	39
3.3.1 Estimation de l'abondance des populations de cerfs.....	39
3.3.2 Évaluation de l'importance des mortalités chez les cerfs	45
3.3.3 Évaluation des impacts des cerfs sur le milieu	45
3.3.4 Processus de détermination du quota de permis CSB	47
3.4 Éléments comparatifs saillants	50
4 VERS UNE GESTION ADAPTATIVE ORIENTÉE SUR LES IMPACTS DES CERFS SUR LE MILIEU	52
4.1 Cadre de gestion.....	52
4.2 Outils de gestion	56
4.3 Système de suivi des populations de cerfs	60
CONCLUSION.....	68
LISTE DES RÉFÉRENCES.....	70
ANNEXE 1 : TYPES DE PERMIS DE CHASSE	84
ANNEXE 2 : PROCESSUS DE DÉTERMINATION DU QUOTA DE PERMIS CSB DU MAINE.....	87

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1 Aire de répartition du cerf de Virginie au Canada et aux États-Unis	3
Figure 1.2 Estimation de la population de cerfs du Canada et des États-Unis de l'ère précoloniale à aujourd'hui	4
Figure 2.1 Représentation graphique du modèle de croissance logistique	19
Figure 2.2 Représentation graphique du recrutement en fonction de la densité de population	20
Figure 3.1 Tendance des populations de cerfs dans la zone de chasse 3 selon trois paramètres	40
Figure 3.2 Modèle « VT-DOEPOP »	48
Figure 4.1 Démarche de la gestion adaptative.....	53
Figure 4.2 Carte conceptuelle du déploiement d'un SIG portant sur la gestion des populations de cerfs au Québec	65
Figure 4.3 Application cartographique développée par la <i>Pennsylvania Game Commission</i>	67
Tableau 1.1 Pertes causées par les cerfs en Estrie chez la clientèle assurée de La Financière agricole du Québec pour la période 2008-2014	13
Tableau 3.1 Synthèse du processus décisionnel des objectifs de gestion du cerf de Virginie au Québec et dans les États retenus	25
Tableau 3.2 Superficie des unités de gestion au Québec et dans les États retenus	28
Tableau 3.3 Actions possibles selon la grille de gestion	30
Tableau 3.4 Synthèse des types de permis utilisés par le Québec et par les États retenus	35
Tableau 3.5 Périodes de chasse au cerf de Virginie au Québec et dans les États retenus	36
Tableau 3.6 Synthèse des paramètres de suivi de l'abondance des populations de cerfs au Québec et dans les États retenus	44
Tableau 4.1 Données préalables à l'analyse spatiale des impacts des cerfs sur le milieu	66

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

AAF	Arme à feu
ACB	Arme à chargement par la bouche
AMFE	Agence de mise en valeur de la forêt privée de l'Estrie
ARB	Arbalète
ARC	Arc
CAD	Dollar canadien
CSB	Cerf sans bois
DMAP	<i>Deer Assistance Management Program</i>
GPS	Géopositionnement par satellite ou <i>Global Positioning System</i>
K	Capacité de support du milieu
MFFP	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
MTQ	Ministère des Transports
PASAK	<i>Pennsylvania sex-age-kill model</i>
SAAQ	Société de l'assurance automobile du Québec
SAK	<i>Sex-age-kill model</i>
SEG	Fins scientifiques, éducatives ou de gestion
SÉPAQ	Société des établissements de plein air du Québec
SIG	Système d'information géographique
TNF	Table nationale de la faune
TRF	Table régionale de la faune
UPA	Union des producteurs agricoles du Québec
USD	Dollar des États-Unis

INTRODUCTION

Le modèle nord-américain de conservation de la faune fut développé au début du XX^e siècle afin de mettre un terme à la surexploitation des populations animales au Canada et aux États-Unis. Ce modèle considère la faune comme un bien collectif dont la gestion est assurée par l'État afin que tous puissent en jouir. Il prône l'accès équitable aux ressources fauniques et en interdit la commercialisation. De plus, il demande un encadrement législatif et réglementaire des activités de prélèvement. Enfin, il requiert une prise de décision appuyée par la science. (Organ et autres, 2010) La plus grande réussite du modèle nord-américain de conservation de la faune est, sans nul doute, le rétablissement des populations de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*). En effet, aux États-Unis, la chasse commerciale et la dégradation des milieux naturels menèrent plusieurs populations de cerfs à disparaître au cours de la deuxième moitié du XIX^e siècle. Grâce aux efforts de conservation, ainsi qu'à certaines conditions favorables à la croissance démographique des cerfs, les populations de cervidés rebondirent pour parfois atteindre des sommets sans précédent. (Adams et Hamilton, 2011) Les gestionnaires de la faune doivent dorénavant faire face à la surabondance des cerfs et adapter leurs modèles de gestion en conséquence.

La notion de surabondance peut être décrite de la façon suivante : une population animale est surabondante (1) lorsqu'elle met en jeu la vie des humains ou leur subsistance; (2) lorsqu'elle surpasse l'abondance d'espèces préférées; (3) lorsqu'elle nuit à sa propre santé; (4) lorsqu'elle entraîne le dysfonctionnement des écosystèmes (Caughley, 1981). Aux États-Unis, toutes ces situations furent énoncées à un moment ou à un autre, par les parties prenantes, pour justifier la réduction des populations de cerfs (McShea et autres, 1997). De fortes densités de cerfs entraînent de nombreuses répercussions sur l'environnement, la société et l'économie.

Les gestionnaires de la faune recherchent un équilibre entre la valorisation de la « ressource cerf », la protection des habitats forestiers et l'atténuation des conflits inhérents à la présence de cerfs en milieux développés (Huot et Lebel, 2012). Le contrôle des populations de cerfs repose principalement sur la chasse sportive. Toutefois, comme le souligne le *Plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 2010-2017* :

« Dans certains secteurs du sud du Québec, le cerf de Virginie a atteint ou dépassé la capacité de support naturelle du milieu et des dommages à son habitat ou à l'environnement sont localement perceptibles. » (Huot et Lebel, 2012, p. 43)

Ainsi, il a lieu d'interroger le modèle québécois de gestion des populations de cerfs et son adéquation avec la réalité du terrain. L'objectif de cet essai vise donc à examiner les principales composantes du modèle québécois de gestion des populations de cerfs afin d'identifier certaines lacunes qui trouveraient place à l'amélioration. Derrière cet objectif se profilent de nombreuses interrogations. Quels sont les modes de gestion novateurs développés à l'étranger et qui pourraient inspirer les gestionnaires de la faune au Québec? Comment favoriser l'acceptabilité sociale des cerfs compte tenu de leurs impacts sur le milieu? Quels paramètres pourraient orienter l'acquisition de données afin de bonifier le système de suivi des

populations de cerfs? Cette analyse ciblera la gestion des populations de cerfs en régions agroforestières uniquement, compte tenu du temps imparti à la réalisation de ce travail. La gestion des populations de cerfs en milieux urbains et périurbains, ainsi que dans les aires protégées n'est pas traitée dans cet essai.

Les informations présentées dans cet essai sont principalement issues d'articles scientifiques et de publications gouvernementales portant sur la gestion des populations de cerfs. Une attention particulière fut portée au processus de révision des ouvrages consultés (ex. : évaluation des pairs), à la crédibilité et à l'objectivité des auteurs, à l'année de publication ainsi qu'à la qualité des sources citées par les auteurs. De plus, un expert en gestion de la faune terrestre du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) fut consulté pour l'élaboration de cet ouvrage.

Quatre chapitres forment le corps de cet essai. Le premier chapitre dresse un portrait de la gestion des populations de cerfs depuis l'ère précoloniale à aujourd'hui, afin de comprendre l'origine du modèle nord-américain de conservation de la faune. Il décrit également les problématiques liées à la surabondance des cerfs. Ce chapitre permet d'identifier les parties prenantes, de cerner les enjeux de gestion et d'apprécier l'importance des impacts des cerfs sur le milieu. Le deuxième chapitre offre une brève description de l'espèce. Il met en évidence l'adaptabilité et la prolificité des cerfs. De plus, les dynamiques de population sont abordées permettant de faciliter la compréhension de certaines notions liées à l'exploitation des ressources fauniques. Le troisième chapitre passe en revue le plan de gestion du Québec, ainsi que ceux des États du Maine, du New Hampshire, de New York, de la Pennsylvanie et du Vermont. Ce chapitre fait ressortir les éléments innovants mis en œuvre dans le nord-est américain. Enfin, le quatrième chapitre propose des pistes d'amélioration du système québécois de gestion des populations de cerfs.

1 MISE EN CONTEXTE

Ce premier chapitre dresse le portrait de la gestion des populations de cerfs au Canada et aux États-Unis. Dans un premier temps, l'historique du modèle de gestion nord-américain de la faune est décrit, entre la période précoloniale et le début du XXI^e siècle, car il est intimement lié aux fluctuations des populations de cerfs. Dans un deuxième temps, les enjeux et les impacts liés aux fortes densités de cerfs sont déclinés à partir de trois thématiques : l'environnement, la société et l'économie.

1.1 Synthèse de l'évolution de la taille des populations de cerfs au Canada et aux États-Unis de l'ère précoloniale à aujourd'hui

Le cerf de Virginie est le cervidé le plus commun et le plus répandu du Nouveau Monde. Son aire de répartition s'étend du Canada jusqu'au Pérou. (Heffelfinger, 2011) La figure 1.1 illustre l'aire de répartition du cerf de Virginie au Canada et aux États-Unis. Dans l'est de l'Amérique du Nord, le cerf de Virginie atteint la limite septentrionale de son aire de répartition au Québec et la rigueur hivernale y constitue le principal frein à sa croissance démographique (Hébert et autres, 2013). Le sud du Québec, ainsi que les régions de l'Outaouais et des Laurentides supportent la majeure partie des populations de cerfs retrouvées sur le Québec continental (Demers et autres, 1996).

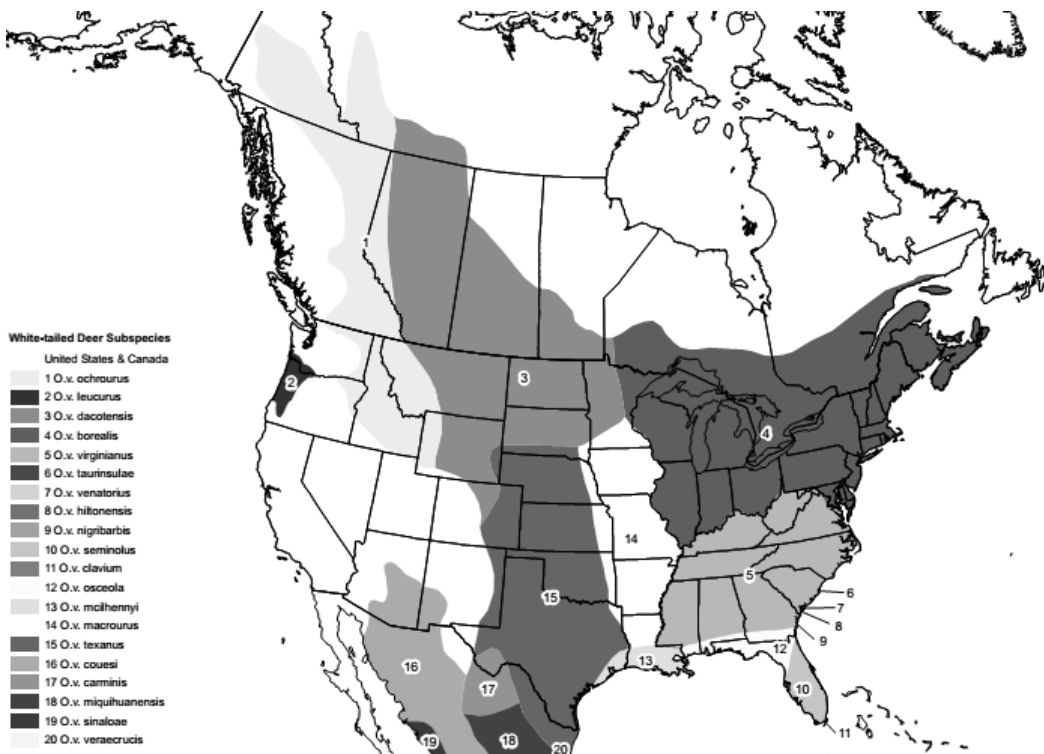


Figure 1.1 Aire de répartition du cerf de Virginie au Canada et aux États-Unis (tiré de : Heffelfinger, 2011, p. 15)

Comme le démontre la figure 1.2, les densités de cerfs ont fluctué au fil du temps. Ces variations sont le résultat de la pression de chasse exercée sur les cheptels, des fluctuations des conditions climatiques hivernales et des perturbations des habitats forestiers.

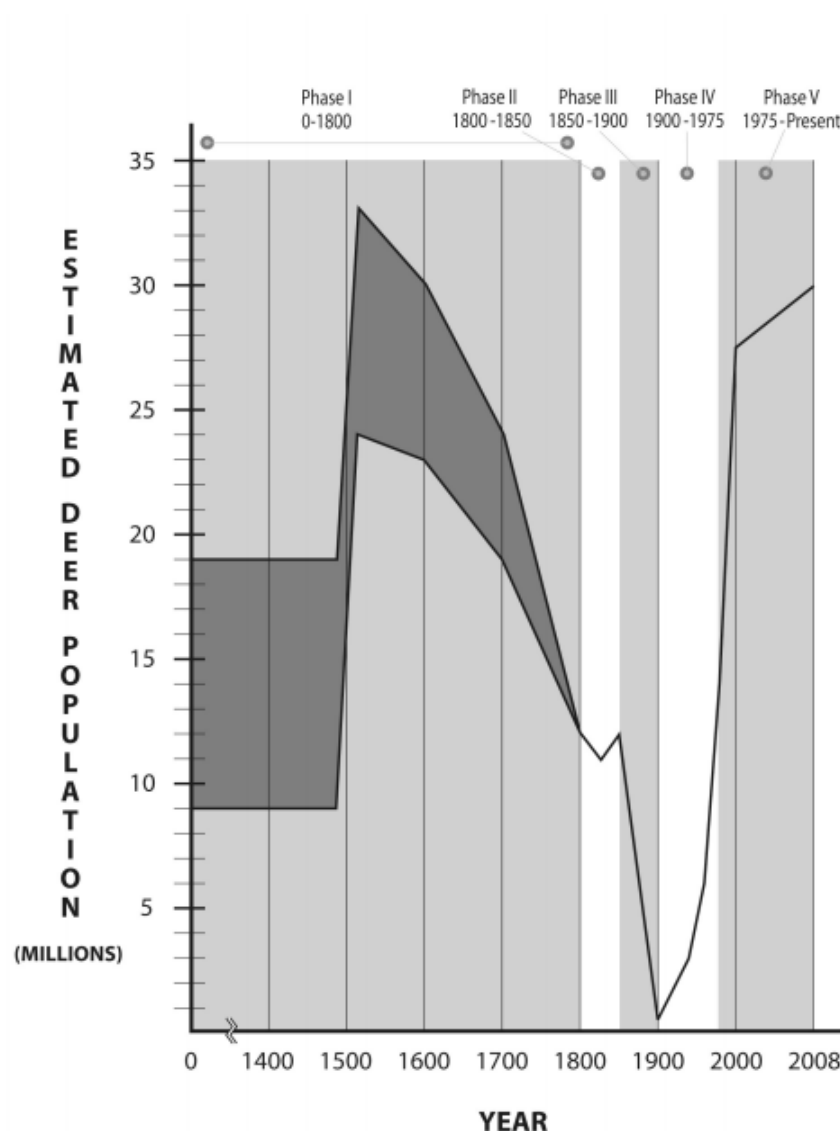


Figure 1.2 Estimation de la population de cerfs du Canada et des États-Unis de l'ère précoloniale à aujourd'hui (tiré de : Adams et Hamilton, 2011, p. 357)

Avant l'arrivée des premiers Européens en Amérique du Nord, le cerf de Virginie était une source de nourriture, de vêtements et d'outils pour les Amérindiens. Ces derniers exploitaient tant les mâles adultes que les biches et les faons, et ce, tout au long de l'année. (McCabe et McCabe, 1984) À cette époque, la population de cerfs d'Amérique du Nord aurait compté entre 9 et 19 millions de bêtes (Adams et Hamilton, 2011).

Plusieurs peuples autochtones pratiquaient l'agriculture sur brûlis. Les incendies perturbaient la dynamique de succession végétale et favorisaient l'entremêlement des essences servant d'abri et de nourriture aux cerfs. Par conséquent, les Amérindiens contribuèrent au maintien des populations de cerfs sur l'ensemble du territoire occupé par l'espèce. (McCabe et McCabe, 1984)

La découverte des Amériques par Christophe Colomb, en 1492, marqua le début du déclin des civilisations autochtones. L'introduction de nouvelles maladies décima les populations amérindiennes. La pression de chasse s'affaiblit et les populations de cerfs augmentèrent jusqu'au milieu des années 1600. S'en suivit un premier déclin important des effectifs de cerfs, dû au développement du commerce des peaux entre les Amérindiens et les Européens. Jusqu'au début des années 1800, les Amérindiens pourvurent à l'approvisionnement de peaux exportées vers les marchés outre-mer. (Adams et Hamilton, 2011)

À la suite de ce déclin, la période 1800-1850 fut marquée par un ralentissement économique et une réduction du commerce des peaux, ce qui mit un frein à l'exploitation intensive des populations de cerfs. L'abandon de terres défrichées et la colonisation de nouveaux territoires tendirent au rétablissement d'anciens habitats ainsi qu'à la création de nouveaux habitats propices aux cerfs. (McCabe et McCabe, 1984) Au Québec, cette période fut marquée par la colonisation des régions suivantes : l'Outaouais, les Cantons de l'Est, les Bois-Francs, la Beauce, la Côte-du-Sud (aujourd'hui le Bas-Saint-Laurent), le Témiscouata et le Saguenay. L'ouverture des terres intérieures contribua à l'expansion de l'aire de répartition du cerf de Virginie, à l'est de Montréal. (Martin, 1990)

Toutefois, cette période de rétablissement des populations de cerfs fut de courte durée. La révolution industrielle des années 1850-1900 apporta un changement démographique important; dès 1860, 20 % de la population américaine vivait en milieu urbain (Riess, 1995). L'approvisionnement alimentaire et l'essor d'une nouvelle élite suscitérent la création de marchés pour les produits dérivés de la faune (venaison, fourrures, peaux, et plumes). Durant cette période plusieurs espèces furent menacées d'extinction. (Organ et autres, 2010) Les populations de cerfs déclinèrent drastiquement. Les coupes forestières, le développement de l'agriculture, la chasse commerciale et le manque d'encadrement réglementaire de la chasse contribuèrent à la précarité de la situation des cerfs (Halls, 1978). L'intensité de la pression de chasse était décuplée par l'absence de sanctuaires fauniques et l'influx constant de nouveaux émigrants (McCabe et McCabe, 1984). Les cerfs disparurent de plusieurs régions des États-Unis (Adams et Hamilton, 2011). Les sociétés de conservation déclenchèrent l'alarme. Au Québec, les deux premiers gardes-chasse de la province furent engagés en 1867, grâce à la *Natural Historical Society* de Montréal (Croteau, 1995). À la fin des années 1800, il ne restait que 300 000 cerfs en Amérique du Nord (Downing, 1987). Préoccupés par la décimation des ressources fauniques, Theodore Roosevelt et George Bird Grinnell fondèrent le *Boone and Crockett Club* en 1887 (Organ et autres, 2010). Le code d'éthique du club (*Fair Chase Statement*) devint la pierre d'assise des lois de chasse (Adams et Hamilton, 2011).

La surexploitation des ressources fauniques fit place à l'implantation de politiques de conservation, durant les années 1900-1975. Les membres du *Boone and Crockett Club* exercèrent leur influence afin d'instaurer des mesures de protection et de conservation de la faune (ex. : *Lacey Act*, *Migratory Bird Treaty*, *National Wildlife Refuge System*) (Organ et autres, 2010). Aux États-Unis, en 1900, le commerce de la venaison fut aboli : il était interdit de transporter tout gibier tué illégalement d'un État à un autre (*Lacey Act*). De la fin des années 1890 au début des années 1900, les premières agences américaines de la faune furent inaugurées. Leurs fonctions visaient la réglementation et la surveillance des ressources fauniques. (Adams et Hamilton, 2011) Durant ce temps, au Québec, la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada réclamait l'interdiction de la vente du gibier. Les pressions exercées par cet organisme aboutirent à la création d'un Service provincial pour la protection du gibier, en 1927. Les premiers parcs nationaux et les clubs de chasse privés de la province virent le jour. (Croteau, 1995) Aux États-Unis, les mesures instaurées étaient insuffisantes pour assurer le rétablissement des populations fauniques. Un programme de restauration des ressources fauniques (*American Game Policy*) fut proposé, notamment par Aldo Leopold et Absalom Willis Robertson, afin d'améliorer la portée du cadre légal de la conservation. Les investigateurs de ce programme réclamèrent la reconnaissance de la gestion de la faune à titre de profession et promurent ainsi l'emploi de biologistes expérimentés, le financement des travaux et la création de programmes universitaires en vue de former des gestionnaires de la faune. (Organ et autres, 2012) En 1933, l'Université du Wisconsin élaborait le premier curriculum universitaire de gestion de la faune en Amérique du Nord. En 1937, Waldo Lee McAtee, Aldo Leopold et d'autres fondèrent la première société de scientifiques œuvrant dans le domaine de la gestion et de la conservation de la faune (*The Wildlife Society*). (Organ et autres, 2010) Cette même année, une taxe fut imposée sur la vente de munitions et d'armes de chasse, aux États-Unis, afin de subventionner la restauration d'habitats fauniques et la recherche en gestion de la faune (*Federal Aid in Wildlife Restoration Act* ou *Pittman-Robertson Act*) (Adams et Hamilton, 2011). Des années 1930 aux années 1950, plusieurs agences américaines de la faune participèrent à la réintroduction de cerfs ou procédèrent à une gestion adaptée de l'espèce. Seule la récolte de mâles adultes était autorisée. La protection des femelles visait à favoriser la croissance des cheptels. Dans le nord-est américain, de vastes coupes forestières produisirent une régénération importante. (Adams et Hamilton, 2011) La disponibilité de nourriture de qualité (restauration des habitats dégradés, développement de l'agriculture, amélioration de la qualité des habitats par certaines pratiques sylvicoles), la réduction de la chasse, la raréfaction et l'extirpation de prédateurs naturels et la clémence des conditions hivernales contribuèrent à l'importante croissance des populations de cerfs (Côté et autres, 2004).

Contrairement à la population de cerfs des États-Unis, la population de cerfs du Québec augmenta du début des années 1900 jusqu'aux années 1960. C'est alors qu'une série d'événements, dont plusieurs hivers rigoureux et des récoltes trop élevées menèrent à un déclin important de l'abondance des cerfs. (Croteau, 1995) Dès 1974, de nouvelles règles de chasse n'autorisant que la récolte de mâles adultes furent instaurées. La « loi du mâle », ainsi nommée par les chasseurs, et les hivers cléments du début des années 1980 tendirent au rétablissement des cheptels. Cette croissance démographique s'accrut au cours des

années 1990, dans le sud du Québec. Comme plusieurs régions de l'est de l'Amérique du Nord, certains secteurs du sud du Québec abritent de fortes densités. Dans ces lieux, les cerfs occasionnent des problèmes. (Cusson, s. d.)

Le modèle nord-américain de conservation de la faune fut instauré pour pallier les effets de la surexploitation des ressources fauniques et assurer le rétablissement des populations chassées. Les gestionnaires de la faune balisent l'exploitation des ressources fauniques et le contrôle des populations dépend de la participation volontaire des chasseurs. Toutefois, certains changements socioéconomiques et certaines préoccupations pour la sécurité publique limitent l'effort de chasse, notamment l'accessibilité restreinte au territoire privé, le vieillissement anticipé des chasseurs et le faible taux de recrutement de chasseurs, ainsi que l'adoption de règlements municipaux interdisant la chasse. Les gestionnaires de la faune doivent concilier les opinions divergentes des parties prenantes relatives à l'abondance des cerfs. L'exploitation cynégétique vise la valorisation de la « ressource cerf » tout en minimisant, tant qu'il est possible, les impacts des cerfs sur le milieu. (McShea, 2012)

1.2 Enjeux et impacts environnementaux

Les cerfs exercent une influence importante sur leurs habitats. Une forte pression de broutement entraîne des répercussions sur la croissance, la reproduction et la survie de plusieurs plantes vasculaires. Ces herbivores favorisent l'établissement d'espèces tolérantes au broutement et ils modifient, par leur sélectivité, la distribution et l'abondance relative d'espèces compétitrices. Le broutement intensif altère le dynamisme de succession végétale et modifie la structure de la végétation. Les impacts directs et indirects du broutement affectent plusieurs organismes. (Côté et autres, 2004) Pour ces raisons, le cerf de Virginie est considéré comme une espèce clé (Waller et Alverson, 1997).

Dans la plupart des écosystèmes forestiers, la strate herbacée contient une proportion importante de la diversité floristique (Waller et Alverson, 1997). Le sous-étage des forêts est constitué de plantes herbacées, de champignons, de mousses, d'arbustes et d'arbres immatures. Les espèces végétales et muscinales à lente croissance sont particulièrement vulnérables au broutement par les cerfs (Côté et autres, 2004). Miller et autres (1992) ont mené une enquête auprès de botanistes professionnels, de scientifiques, de gestionnaires d'aires protégées et d'agents du Service des parcs des États-Unis afin d'évaluer les impacts du broutement par les cerfs sur les plantes vasculaires menacées ou vulnérables. Quatre-vingt-dix-huit espèces floristiques à statut précaire sont broutées par les cerfs à divers degrés. À plusieurs occasions, les professionnels interrogés ont rapporté l'extirpation locale de plantes rares. (Miller et autres, 1992) Par exemple, les densités élevées de cerfs dans la forêt caducifoliée de l'Est américain compromettent la viabilité des populations de ginseng à cinq folioles (*Panax quinquefolius* L.). Or, la récolte de cette plante médicinale est une activité culturelle et économique importante pour la région centrale des Appalaches. (McGraw et Furedi, 2005)

Étant donné que les cerfs broutent de manière sélective, ils modifient les interactions de compétition entre les plantes (Côté et autres, 2004). Les impacts du broutement sur les communautés végétales varient selon la sélectivité des cerfs, la capacité des plantes à tolérer une perte de tissus, les densités de cerfs et l'intensité du broutement (Augustine et McNaughton, 1998; Rooney et Waller, 2003). Dans les écosystèmes forestiers du nord-est américain, le broutement prolongé entraîne une simplification de la strate herbacée; les plantes intolérantes au broutement font place à des plantes de faible sapidité comme les graminacées, les cypéracées et les fougères (Levy, 2006). Corollairement, la sélectivité des cerfs exacerbe la prolifération d'espèces exotiques envahissantes. Celles-ci sont moins prisées par les cerfs ou encore elles sont tolérantes au broutement. (Latham et autres, 2005)

Le broutement peut également limiter la régénération forestière (Rooney et Waller, 2003). La mortalité différentielle des semis d'arbres influence fortement la diversité et la composition future des peuplements (Peterson et Pickett, 1995; Clark et autres, 1999). Dans la région supérieure des Grands Lacs, par exemple, le broutement intensif de la végétation par les cerfs est la cause probable de la raréfaction des premiers stades de développement de la pruche du Canada (*Tsuga canadensis*) (Alverson et Waller, 1997). Toujours dans cette même région, les fortes densités de cerfs compromettraient la pérennité des peuplements de thuja occidental (*Thuja occidentalis*) dans les zones marécageuses, car les cerfs broutent les semis d'arbres (Rooney et autres 2002). Le broutement de la végétation par les cerfs confère un avantage compétitif à certaines essences et peut donc modifier le dynamisme de succession végétale (Côté et autres, 2004). Le réarrangement compositionnel des communautés génère des biocénoses alternatives stables, difficilement réversibles (Stromayer et Warren, 1997).

Les cerfs exercent également une influence sur d'autres espèces fauniques, directement par la compétition pour les ressources alimentaires, et indirectement par la modification compositionnelle et structurale des habitats (Rooney et Waller, 2003; Côté et autres, 2004). Cette homogénéisation biotique entraîne bien souvent une perte de la biodiversité (Rooney et autres, 2004). Pour illustrer ce phénomène, plus d'un demi-siècle après l'introduction des cerfs sur l'île d'Anticosti, le broutement intensif de la végétation aurait mené à la décimation de la population d'ours noirs (*Ursus americanus*) : les cerfs ayant éliminé en grande partie la strate arbustive de l'île, les ours noirs ne pouvaient plus trouver les ressources alimentaires nécessaires à l'accumulation de leurs réserves adipeuses pour survivre l'hiver. (Côté, 2005)

Depuis plus d'une vingtaine d'années, les biologistes de la conservation documentent les impacts délétères de la surabondance des cerfs sur les milieux naturels et sollicitent les gestionnaires de la faune pour un meilleur contrôle des populations. Les cerfs exercent une influence marquée sur leurs habitats. Le broutement intensif de la végétation par les cerfs peut entraîner des répercussions en cascade sur les écosystèmes. Les exemples cités démontrent que les principaux enjeux environnementaux relatifs au broutement intensif de la végétation par les cerfs portent atteinte à l'intégrité écologique et occasionnent l'érosion de la biodiversité.

1.3 Enjeux et impacts sociaux

Dans le Québec méridional, les densités de cerfs sont relativement élevées. De plus, le développement du territoire réduit et fragmente l'habitat naturel de ces grands herbivores. Les cerfs sont donc contraints à rechercher des compléments de nourriture dans les milieux agricoles et périurbains environnants. (Beaudoin et Belvisi, 2011) La présence des cerfs dans ces lieux développés engendre des conflits inhérents à la cohabitation de l'humain avec la faune, tels que les accidents routiers et la transmission de maladies contagieuses.

1.3.1 Accidents routiers impliquant les cerfs

Les routes constituent un élément dominant du paysage des régions industrialisées. La fréquentation de milieux développés expose les cerfs au risque de collisions routières. Selon Conover (2011), plus d'un million de collisions véhicule-cerf auraient lieu sur les routes des États-Unis chaque année. De ce nombre, seulement la moitié des accidents seraient rapportés. Les impacts économiques, en dommages matériels, ainsi que les impacts sociaux, en termes de blessures et de mortalités routières sont considérables. À titre d'exemple, en 2000, plus de 30 000 collisions impliquant la faune furent inventoriées au Canada. À la suite de celles-ci, 23 personnes perdirent la vie et 1 887 autres furent blessées. Annuellement, les accidents routiers impliquant la faune génèrent des coûts directs de plus de 200 millions de dollars canadiens (CAD). (L-P Tardif & Associates, 2003)

Le développement du réseau routier, l'augmentation de la fréquentation routière, de même que la croissance des populations de cervidés contribuent à l'augmentation du risque d'accidents routiers impliquant les cerfs (Peltier, 2012). Au Québec, annuellement, plus de 8 000 collisions routières impliquant la grande faune surviennent sur l'ensemble du territoire (Huot et Lebel, 2012). Durant la période 2000-2005, 24 354 collisions véhicule-cerf ont été inventoriées sur le haut réseau routier (Peltier, 2012). Les régions de l'Estrie, de la Montérégie, du Centre-du-Québec et de la Chaudière-Appalaches possèdent les axes routiers sur lesquels la majorité des collisions véhicule-faune ont eu lieu (Huot et Lebel, 2012).

Bien qu'il soit facile d'évaluer les dommages matériels relatifs aux accidents routiers impliquant la faune, il en est autrement lorsqu'il s'agit d'estimer les coûts sociaux directs et indirects des collisions (c.-à-d. frais médicaux, perte de vies humaines, perte de revenu pour les blessés, impacts pour les usagers routiers et les communautés, perte de ressources naturelles). Aux États-Unis, la *Federal Highway Administration* désigne une perte de 1,5 million de dollars des États-Unis (USD) pour chaque décès survenu à la suite d'un accident routier (Romin et Bissonette, 1996). Au Québec, l'approche du capital humain, méthode utilisée par la Société de l'assurance automobile du Québec (SAAQ), estimait ce coût à 482 000 dollars CAD en 2000 (de Bellefeuille et Poulin, 2004). La revue de littérature sur les collisions véhicule-faune au Canada, réalisée par Vanlaar et autres (2012), confirme le manque de publications documentant les coûts sociaux indirects des accidents routiers impliquant la faune.

Plusieurs facteurs pourraient influencer le nombre de collisions véhicule-cerf, notamment le volume du trafic routier, les kilomètres parcourus, la vitesse moyenne et l'importance du trafic nocturne qui varie selon l'activité économique (Huot et Lebel, 2012). Le problème des accidents routiers impliquant les cervidés est multifactoriel. Néanmoins, quatre facteurs ressortent : les causes animales (ex. : densité, comportement), les facteurs environnementaux (ex. : volume du trafic routier, végétation, recherche de minéraux chez les orignaux), les conditions météorologiques (ex. : conditions qui affectent la visibilité routière ou le comportement des animaux) et les causes humaines (ex. : inattention du conducteur, fatigue). (Dussault et autres, 2005)

La densité de cervidés à proximité des routes est étroitement liée à la qualité de l'habitat et à la topographie (Puglisi et autres, 1974). Les risques d'accident sont accrus lorsque les routes traversent des habitats de grande qualité ou lorsqu'elles croisent des passages naturels comme des vallées (Hubbard et autres, 2000). La distribution spatio-temporelle des collisions véhicule-cerf reflète les périodes d'activité accrue des animaux. Quotidiennement, les cerfs se déplacent en quête de nourriture. Ils effectuent également des migrations saisonnières. Un plus grand nombre d'accidents est observé entre le coucher et le lever du soleil. (Beaudoin et Belvisi, 2011) Le risque élevé d'accident lors de ces périodes découle de l'activité accrue des cerfs ainsi que de la visibilité réduite pour les automobilistes (Dussault et autres, 2005). Les pics d'activité de cette espèce varient aussi selon les saisons. Les cerfs effectuent des déplacements lors des périodes de dispersion, de reproduction et de confinement. La répartition mensuelle des collisions véhicule-cerf atteint des sommets en juin (dispersion des jeunes nés l'année précédente en quête d'un nouveau territoire) et en novembre (période de reproduction). Le plus grand nombre d'accidents est recensé lors de la saison du rut, en novembre. (Beaudoin et Belvisi, 2011)

Ainsi, les collisions véhicule-cerf entraînent des coûts sociaux importants. Cependant, leur ampleur n'est pas documentée de façon exhaustive. De par leurs conséquences considérables, ainsi que par leur fréquence d'occurrence, les accidents routiers impliquant les cerfs constituent un enjeu majeur pour la sécurité routière dans plusieurs régions. L'étude de la distribution spatio-temporelle des collisions véhicule-cerf, à l'aide de systèmes d'information géographique (SIG), fait ressortir certains patrons de déplacement des cerfs qui les rendent vulnérables aux accidents routiers (Beaudoin et Belvisi, 2011). Les SIG facilitent le choix de mesures de prévention et d'atténuation ainsi que le suivi des mesures instaurées. En fait, les SIG sont utilisés à plusieurs fins. Par exemple, grâce aux outils de modélisation des SIG, il est possible de prédire l'évolution géographique de phénomènes, tels que l'émergence de nouvelles régions endémiques de la maladie de Lyme (Ogden et autres, 2008a).

1.3.2 Maladie de Lyme

L'expansion de l'aire de répartition de certains arthropodes, vecteurs de maladies infectieuses, est une préoccupation pour la santé publique (Ogden et autres, 2009). Dans les régions tempérées de l'hémisphère Nord, la maladie de Lyme est la maladie à transmission vectorielle la plus répandue (Kurtenbach et autres,

2006). La maladie de Lyme est une infection bactérienne multisystémique (Lambert et autres, 2013). L'agent causal est un spirochète du complexe *Borrelia burgdorferi sensu lato*. Celui-ci est transmis aux humains par la piqûre d'une tique (Lambert et autres, 2013). Dans le nord-est de l'Amérique du Nord, la tique à pattes noires (*Ixodes scapularis*), aussi nommée la tique du chevreuil, est le principal vecteur de la bactérie spirochète *Borrelia burgdorferi sensu stricto*, agent pathogène de la maladie de Lyme (Ogden et autres, 2009). Le cerf de Virginie, quant à lui, est l'hôte principal du stade adulte de la tique à pattes noires (Piesman et Spielman, 1979; Wilson et autres, 1990).

Le cycle de vie de la tique à pattes noires est d'environ deux ans et compte quatre stades de développement : l'œuf, la larve, la nymphe et l'adulte. Pour survivre, se développer et se reproduire, la tique à pattes noires se nourrit du sang de ses hôtes, une fois par stade de développement (larve, nymphe et adulte). La tique contracte l'agent pathogène d'un hôte vertébré qui est infecté par *B. burgdorferi*, lors d'un repas de sang pris durant les premiers stades de développement (larve et nymphe). Elle peut alors transmettre cet agent pathogène à l'humain, lors d'un repas de sang ultérieur (nymphe et adulte). (Ostfeld et autres, 2006)

La tique à pattes noires est une tique généraliste, elle parasite plusieurs vertébrés, tels que des micromammifères, des oiseaux, des mammifères de moyenne et de grande taille, et des reptiles (Tsao, 2009). Les micromammifères sont particulièrement importants aux cycles enzootiques de transmission des spirochètes (Bouchard, 2013). La souris à pattes blanches (*Peromyscus leucopus*) est le principal réservoir compétent de *B. burgdorferi* (Donahue et autres, 1987). Les oiseaux migrateurs, aussi hôtes de larves et de nymphes, disséminent les tiques dans de nouvelles régions; les passereaux disperseraient entre 50 millions et 175 millions de tiques à pattes noires sur le territoire canadien, chaque printemps (Ogden et autres, 2008b). Les cerfs contribuent également au maintien des populations de tiques, car ils sont les hôtes principaux des tiques à pattes noires adultes (Piesman et Spielman, 1979; Wilson et autres, 1990). Il existe une corrélation positive entre la densité de cerfs et l'abondance de tiques à pattes noires (Rand et autres, 2003). Toutefois, les cerfs sont un réservoir incompetent du complexe tique à pattes noires – *B. burgdorferi*. Ils exerceraient même un effet zooprophylactique. En effet, lorsque des tiques infectées par *B. burgdorferi* se nourrissent du sang de cerf, elles se débarrassent des spirochètes. (Telford et autres, 1988).

Au Canada, l'expansion géographique de l'aire de répartition de la tique à pattes noires est observée dans les régions méridionales du centre et de l'est du pays (Ogden et autres, 2014). Le réchauffement climatique accélérerait l'établissement de nouvelles populations de tiques (Leighton et autres, 2012).

Aux États-Unis, plus de 30 000 cas humains de la maladie de Lyme sont rapportés chaque année (U.S. Department of Health and Human Services, 2014). Au Canada, le nombre de cas humains déclarés est passé de 144 en 2009 à 682 en 2013 (Agence de la santé publique du Canada, 2015). Au Québec, entre 2011 et 2013, le nombre de cas humains annuels de la maladie de Lyme est passé de 32 à 141 et la proportion des cas acquis au Québec, de 16 % à 50 % (Gaulin et autres, 2014).

Compte tenu de la recrudescence des cas de tiques infectées par *B. burgdorferi* au Québec, ainsi que de l'augmentation du nombre de cas humains, la maladie de Lyme constitue un véritable enjeu de santé publique. Plusieurs facteurs biotiques et abiotiques contribuent à l'émergence de zones endémiques de la maladie de Lyme. Les interactions entre le spirochète, la tique vectrice et les différents hôtes sont complexes et l'importance du cerf de Virginie quant à la transmission de la maladie de Lyme à l'humain reste à démontrer. Par opposition, nul ne met en doute les retombées économiques générées par l'exploitation des populations de cerfs, de même que les pertes encourues par les producteurs agricoles et forestiers lorsque les niveaux de population sont trop élevés.

1.4 Enjeux et impacts économiques

Les enjeux économiques incluent l'apport des activités de chasse et d'observation faunique à l'économie des régions ainsi que les implications des divers dommages engendrés par les cerfs. Bien que la « ressource cerf » génère des retombées économiques considérables, la présence de cerfs peut également occasionner des pertes importantes. Une saine gestion vise ainsi un équilibre entre les avantages et les inconvénients associés à la présence de cerfs.

Au Québec, après le petit gibier et l'original, le cerf de Virginie est l'espèce pour laquelle il se vend le plus de permis de chasse. En 2012, il s'est vendu 152 265 permis de chasse au cerf de Virginie pour le continent. Les chasseurs ont consacré 1 050 269 jours-chasse à leur activité et ils ont dépensé 110,6 millions CAD. Ces dépenses ont généré 72,7 millions CAD en production intérieure brute et 19,1 millions CAD en revenus fiscaux. De plus, les activités de chasse ont créé ou maintenu 1 045 emplois équivalents en temps complet. (ÉcoRessources, 2014)

Les activités d'intérêt faunique sans prélèvement génèrent également des retombées économiques non négligeables. Plus de la moitié des Québécois démontre un intérêt pour les activités dont le but principal est d'observer, de photographier ou d'étudier la faune. Au début des années 2000, environ 1,2 million de personnes ont participé à des déplacements d'intérêt faunique. En Estrie, les adeptes d'activités d'intérêt faunique sans prélèvement ont déboursé 293,4 millions CAD et y ont consacré en moyenne 23,8 jours par année. (Société de la Faune et des Parcs du Québec, 2002) Malheureusement, les informations recueillies ne permettent pas d'évaluer les gains générés spécifiquement par l'observation des cerfs.

Tandis que les chasseurs et les aimants de la nature se réjouissent de l'abondance des cerfs, certains producteurs agricoles ou forestiers, ainsi que certains citoyens subissent des pertes importantes. En effet, les cerfs endommagent les cultures, la régénération forestière et les aménagements paysagers (Huot et Lebel, 2012). Dans les régions agroforestières, le couvert forestier est restreint et fragmenté. Il en découle une surutilisation des boisés résiduels par les cerfs. Les cerfs agroforestiers se sont adaptés à la rareté de la nourriture naturelle en exploitant des sources de nourriture alternative, telles que les productions agricoles (Rouleau et autres, 2002).

La déprédation des cultures par les cerfs provoque une perte de rendement pour les agriculteurs. La Financière agricole du Québec, par le biais de son programme d'assurance récolte, couvre certains dommages causés par certains animaux sauvages durant la saison de croissance végétale (La Financière agricole du Québec, 2015). Toutefois, les dommages récurrents causés par les espèces fauniques de juridiction provinciale ne sont pas indemnisés par un programme de compensation des pertes, comme c'est le cas pour les dommages causés par la sauvagine (Union des producteurs agricoles du Québec (UPA), 2013)

Il est difficile de dresser un portrait de la déprédation des cultures par les cerfs. En effet, il n'existe pas de fichier standardisé ni de modalité d'analyse des plaintes reçues par les gestionnaires de la faune ou des dommages produits par les cerfs (Huot et Lebel, 2012). Cependant, les pertes rapportées à La Financière agricole du Québec donnent une idée de l'ampleur des dommages causés par ces grands herbivores. Les pertes occasionnées aux cultures fourragères (foin, luzerne, trèfle, etc.) ne sont pas considérées puisqu'elles ne sont pas compilées par cause de dommage (Blais, 2015a). Le tableau 1.1 fait état des pertes économiques encourues par les producteurs agricoles de l'Estrie et des superficies déprédées par les cerfs.

Tableau 1.1 Pertes causées par les cerfs en Estrie chez la clientèle assurée de La Financière agricole du Québec pour la période 2008-2014 (inspiré de : Blais, 2015a)

Année	Dommages (CAD et ha)	Culture					Total
		Céréales	Cultures maraîchères	Soya	Maïs-grain	Maïs fourrager	
2008	Perte	957	-	37 350	0	-	38 307
	Superficie	10	-	160	18	-	188
2009	Perte	-	-	75 756	-	1 576	77 332
	Superficie	-	-	545	-	2	547
2010	Perte	0	-	8 498	-	-	8 498
	Superficie	5	-	67	-	-	72
2011	Perte	-	-	22 365	-	4 598	26 963
	Superficie	-	-	183	-	5	188
2012	Perte	4 049	-	23 635	-	-	27 684
	Superficie	24	-	129	-	-	153
2013	Perte	6 674	1 598	49 143	3 480	-	60 895
	Superficie	39	20	154	44	-	257
2014	Perte	-	16 034	65 278	-	-	81 312
	Superficie	-	3	434	50	-	487

En plus des dommages aux productions agricoles, le broutement intensif des cerfs affecte également la régénération forestière, et par le fait même, les retombées économiques relatives aux activités d'aménagement forestier.

En Estrie, le couvert forestier s'étend sur 7 901 km², soit 75 % du territoire. La gestion des forêts relève principalement des propriétaires forestiers. En effet, 91 % du territoire forestier sont de tenure privée et 9 % sont de tenure publique. Quelque 9 200 propriétaires de boisés se partagent la presque totalité du territoire forestier. Certains sont inactifs en ce qui concerne l'aménagement forestier alors que d'autres vont aménager leur boisé pour tirer profit de la production de matière ligneuse. En 2011, il y avait 3 890 producteurs forestiers en Estrie. (Association forestière du sud du Québec, 2015) Annuellement, ces propriétaires forestiers produisent une moyenne de près de 1,3 million de m³ de bois (ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2004). La valeur des produits livrés aux producteurs équivaut à plus de 35,6 millions CAD (ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2004).

Reconnaissant les préoccupations des producteurs forestiers quant à la déprédation de la régénération forestière, l'Agence de mise en valeur de la forêt privée de l'Estrie (AMFE) a entrepris l'évaluation du broutement par les cerfs. La cueillette de données fut réalisée par des conseillers forestiers lors de la réalisation de plans d'aménagement forestier, durant les périodes 2011-2012 et 2012-2013. Au cours de ces deux années, 28 193 ha furent échantillonnés, soit environ 4 % des 730 000 ha du territoire forestier productif et improductif de l'Estrie. Localement, la déprédation de la régénération forestière par les cerfs menace l'avenir de certains peuplements. Bien que les données issues de ce projet pilote permettent de localiser les secteurs fortement déprédés par les cerfs, il est important de mentionner que les données actuelles ne permettent pas de quantifier les pertes économiques liées au broutement de la régénération forestière. (Dionne, 2015)

En plus des dommages énumérés précédemment, les cerfs peuvent aussi engendrer des dommages aux aménagements paysagers et aux jardins de propriétés privées. Une enquête réalisée en 1993 auprès de 1 000 foyers choisis aléatoirement parmi les 100 plus importants centres urbains des États-Unis a permis de constater l'ampleur des dommages produits par la faune. L'extrapolation des résultats de cette enquête démontre que les pertes subies par les résidents de zones métropolitaines s'élevaient à 5,7 milliards USD, pour l'année 1993. Les pertes économiques attribuées à la présence des cerfs totalisaient 228 millions USD (Conover 1997). L'actualisation de cette somme élevait les pertes économiques produites par les cerfs à 328 millions USD en 2008 (Conover, 2011). Actuellement, au Québec, les dommages d'ordre domestique ne sont pas répertoriés. Par conséquent, il est impossible d'en quantifier l'ampleur pour le moment.

Comme dit précédemment, le gestionnaire de la faune désire maximiser les impacts positifs et minimiser les impacts négatifs des cerfs sur le milieu. La recherche d'un équilibre entre les retombées économiques

généérées par l'exploitation de la « ressource cerf » et les pertes engendrées par les dommages produits par les cerfs exemplifie cette tâche du gestionnaire de la faune.

En résumé, il en fallut peu pour que le cerf de Virginie disparaisse d'Amérique du Nord, faute d'une surexploitation des ressources fauniques lors de la deuxième moitié du XIX^e siècle. Grâce aux efforts de conservation déployés au cours du XX^e siècle, ainsi qu'à l'émergence de conditions favorables à la survie de cette espèce, les populations de cerfs rebondirent. Maintenant, celles-ci sont parfois surabondantes. Lorsque trop nombreux, les cerfs exercent de nombreux impacts sur le milieu et affectent l'environnement, la société et l'économie. Ce ne sont pas toutes les espèces fauniques qui donnent lieu à des conflits entre la faune et l'homme. En effet, comme le démontre le prochain chapitre, le cerf de Virginie est un animal prolifique qui exhibe une grande adaptabilité. Il vit à proximité de l'homme, ce qui explique l'émergence de conflits humain-cerf.

2 LE CERF DE VIRGINIE

Ce chapitre fournit les informations de base sur la biologie du cerf de Virginie afin de comprendre les fondements de l'exploitation cynégétique des populations de cerfs. La première section offre une description détaillée de l'espèce. Celle-ci met en évidence la grande plasticité comportementale et adaptative des cerfs. La deuxième section décrit les processus démographiques et explique la relation de dépendance entre la densité et la croissance d'une population de cerfs. En somme, comme le disent Gilbert et Dodds (1998, p. 122), la modulation de la pression de chasse dans le but d'atteindre un objectif de population requiert des connaissances sur la biologie et les dynamiques de population de l'espèce exploitée :

« Une gestion efficace ne peut être appliquée sans une compréhension de la biologie d'une espèce ainsi que de la variabilité, des tendances et de la composition d'une population. Connaissant ceci, le gestionnaire peut déterminer le niveau de récolte auquel la population augmentera ou diminuera, et fournira un [rendement équilibré]. »

2.1 Description de l'espèce

Le cerf de Virginie est un animal prolifique. En absence de prédation et de chasse, une population de cerfs peut doubler ses effectifs en une année seulement (McCullough, 1979). Le cerf est polygyne; un mâle s'accouple avec plusieurs femelles. La maturité sexuelle est atteinte à l'âge d'un an, toutefois les jeunes mâles participent généralement qu'accessoirement à la reproduction. Lorsque l'habitat est exceptionnel, des jeunes biches âgées de seulement sept mois peuvent être aptes à se reproduire. (Banfield, 1974) Dans le nord de l'aire de répartition du cerf, l'accouplement a lieu à partir de novembre. Le rut modifie le comportement social des mâles; ils deviennent territoriaux et s'affrontent lors de combats rituels pour établir leur dominance. Les mâles pourchassent activement les femelles jusqu'à l'accouplement. La gestation s'échelonne sur environ 200 jours. La parturition a lieu au printemps. (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2006) Une portée compte généralement deux faons, mais peut compter jusqu'à quatre petits. Lors de sa première gestation, une biche donne généralement naissance à un faon unique. (Banfield, 1974) Le taux de reproduction, la taille de la portée et l'âge de la première gestation sont influencés par la qualité de l'habitat (Lavigne, 1999). À l'état sauvage, les cerfs vivent rarement au-delà de 10 ans (Banfield, 1974). Les principaux prédateurs naturels des cerfs sont le loup (*Canis lupus*), le coyote (*Canis latrans*), l'ours noir (*Ursus americanus*) et le lynx roux (*Lynx rufus*). Seuls le loup et le coyote s'attaquent aux cerfs adultes. (Huot et autres, 1984) La prédation représente un faible pourcentage de la mortalité après la chasse, la mortalité hivernale, les accidents routiers et le braconnage (Huot et Lebel, 2012).

Le cerf est un animal d'une grande adaptabilité. Au cours de l'année, il occupe différents habitats et il modifie ses comportements afin de subvenir à ses besoins physiologiques (Lesage, 2000). Durant l'hiver, le bilan énergétique des cerfs est négatif (Oristland, 1977 dans Lesage, 2000). La nourriture est rare et de faible qualité, tandis que les pertes énergétiques associées à la locomotion et la thermorégulation sont élevées

(Cusson, s. d.). Les cerfs doivent alors puiser dans leurs réserves corporelles accumulées au cours de l'été. Le catabolisme des graisses et même celui des protéines leur procurent de l'énergie (DeGiudice et autres, 1990). Lors d'hivers rigoureux, l'inanition est la principale cause de mortalité naturelle chez les cerfs (Cusson, s. d.). Dans l'est du Québec, la mortalité hivernale par inanition peut dépasser 40 % lors d'hivers difficiles (Potvin et autres, 1981). Afin de minimiser les pertes énergétiques, les cerfs se regroupent à l'intérieur d'aires de confinement (ravages) où ils entretiennent des réseaux de sentiers pour fuir les prédateurs et pour s'alimenter (Messier et Barrette, 1985). Les deux principales composantes d'un ravage sont l'abri et la nourriture. L'abri est fourni par des peuplements résineux dominés par des conifères matures. Le couvert résineux réduit l'accumulation de neige au sol et offre une protection contre l'effet refroidissant du vent. (Demers et autres, 1996) La nourriture hivernale provient des pousses annuelles (ramilles) de feuillus de la strate arbustive. Les cerfs consomment aussi les ramilles de certaines essences résineuses comme le thuya occidental et la pruche du Canada. Toutefois, l'importance de l'habitat hivernal dépend de la rigueur du climat. Dans les régions où l'accumulation de neige est importante, les cerfs parcourent parfois de longues distances pour se regrouper en grand nombre dans de vastes ravages. Dans les régions où l'accumulation de neige excède rarement 50 cm, les cerfs occupent le paysage de façon plus uniforme et se réfugient parfois au sein de ravages temporaires dont la superficie est souvent inférieure à 2,5 km². (Hébert et autres, 2013)

Au moment de la fonte des neiges, lorsque la température ambiante est supérieure au point de congélation pendant plusieurs journées consécutives, les cerfs quittent les ravages pour rejoindre les aires estivales (Nelson et Mech, 1986). Les cerfs effectuent des migrations traditionnelles entre les aires d'hivernage et les aires estivales (Aycrigg et Porter, 1997; Van Deelen et autres, 1998). À l'âge adulte, les jeunes femelles établissent leur domaine vital à proximité de leur mère, tandis que les jeunes mâles tendent à se disperser (Nelson et Mech, 1984). Les cerfs forment des groupes matriarcaux multigénérationnels (Tierison et autres, 1985; Nelson et Mech, 1999). Les cerfs sont des animaux philopatriques, ils sont fidèles à leurs habitats estivaux et hivernaux et y retournent de saison en saison (Lesage et autres, 2000).

En été, les cerfs occupent pratiquement tous les types d'habitats agroforestiers disponibles dans leur aire de répartition (Huot et autres, 1984). Les cerfs bénéficient parfois des perturbations forestières et fréquentent les parcelles en régénération pour s'alimenter (Lesage, 2000). Dans certaines régions, les fortes densités de cerfs ont mené à l'appauvrissement de la nourriture naturelle retrouvée dans les boisés résiduels. Les cerfs doivent alors exploiter des sources de nourriture alternative, telles que les productions agricoles (Rouleau et autres, 2002). La diète estivale des cerfs est constituée de diverses plantes herbacées, de fougères, de feuilles d'arbres et d'arbustes, de plantes aquatiques et de champignons (Skinner et Telfer, 1974; Crawford, 1982). La taille du domaine vital et les déplacements des cerfs varient selon la disponibilité des ressources alimentaires (DeYoung et Miller, 2011). Durant l'été, il y a une ségrégation des sexes. À fine échelle, les mâles et les femelles sélectionnent différents habitats. Par exemple, dans le sud-est du Québec, au début de la saison de croissance de la végétation, les mâles et

les femelles fréquentent des peuplements denses de milieu de succession. Les femelles privilégient les habitats offrant une faible visibilité latérale et ayant une strate arbustive dense. Les mâles, quant à eux, fréquentent des peuplements plus jeunes et plus ouverts à mesure que la saison estivale progresse. (Lesage et autres, 2002)

En été, le domaine vital couvre entre 50 et 2 000 ha, tandis qu'en hiver il s'étend sur moins de 100 ha (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2006). La superficie du domaine vital varie selon la région et selon la qualité de l'habitat (Banfield, 1974). Localement, les densités de cerfs fluctuent de façon saisonnière. La prochaine section traite de la densité de cerfs et de son influence sur les dynamiques de population.

2.2 Dynamiques de population

La croissance démographique est le résultat de l'action de facteurs antagonistes, notamment : le taux de natalité (b), le taux de mortalité (d), le taux d'immigration (i) et le taux d'émigration (e). Le taux de croissance d'une population (r) est égal à $b - d$ (i et e sont délibérément ignorés). Théoriquement, dans un milieu non limité par l'espace et par les ressources, la taille d'une population (N) augmente de manière exponentielle selon le taux intrinsèque d'accroissement naturel de l'espèce. (Le taux de croissance intrinsèque d'une population est déterminé en fonction des limites physiologiques de l'espèce, comme la taille maximale d'une portée et la durée de la gestation.) Réalistement, la résistance du milieu augmente avec la densité de population. Il existe un nombre maximal d'individus (exprimé en densité de population) que peut soutenir un milieu; il s'agit de la capacité de support (K), aussi nommée charge biotique maximale. (Dajoz, 2006)

Les dynamiques de population sont régies par des facteurs intrinsèques (ex. : densité de population) et par des facteurs extrinsèques (ex. : climat). Précisément, ces facteurs exercent une influence sur les paramètres démographiques d'ordre inférieur (taux de reproduction par classe d'âge, taux de mortalité par classe d'âge, structure d'âge) et ceux-ci modifient à leur tour les paramètres démographiques d'ordre supérieur (taux de natalité, taux de mortalité, taux de croissance). (Caughley et Gunn, 1996)

Plusieurs modèles portraiturent les mécanismes de régulation de la croissance démographique des cerfs. Ces modèles sont classés en deux catégories : les modèles dépendants de la densité de population et les modèles indépendants de la densité de population (Williamson, 2003). Ces modèles sont complémentaires, puisqu'aucun mécanisme de régulation n'a préséance sur les autres (DeYoung, 2011). Certains concepts de gestion des populations fauniques reposent sur le modèle de croissance logistique. Ainsi, seul ce modèle sera examiné dans ce chapitre.

Le modèle de croissance logistique, reproduit à la figure 2.1, met en évidence l'importance de la compétition alimentaire comme mécanisme de régulation des populations de cerfs. Les cerfs sont des herbivores sélectifs. Ils broutent préférentiellement les plantes de grande sapidité et de valeur nutritive élevée. À de

faibles niveaux de population, la compétition alimentaire est inexistante et le potentiel reproductif de l'espèce est maximal. La population de cerfs croît alors rapidement. Le point d'inflexion correspond à la taille de population pour laquelle le taux de croissance est maximal. Une augmentation de la population se traduit par une raréfaction des plantes préférées par les cerfs et par une augmentation de la compétition intraspécifique pour les ressources alimentaires. Les cerfs s'alimentent alors de plantes de valeur nutritive inférieure et leur condition physique se détériore. Il en découle une diminution de la masse corporelle, du taux de reproduction et de la survie des faons, et s'en suit une réduction du taux de croissance démographique. Éventuellement, le recrutement de faons devient égal à la mortalité de cerfs plus âgés et la population se stabilise. Ce niveau de population correspond à K . Les cerfs sont alors abondants. Les impacts du broutement sur la végétation sont sévères et les effets de la malnutrition sur les cerfs sont évidents. Ce scénario n'est valide qu'en absence de chasse et présume un effet négligeable des sources de mortalité indépendante de la densité de population (ex. : climat). (Latham et autres, 2005)

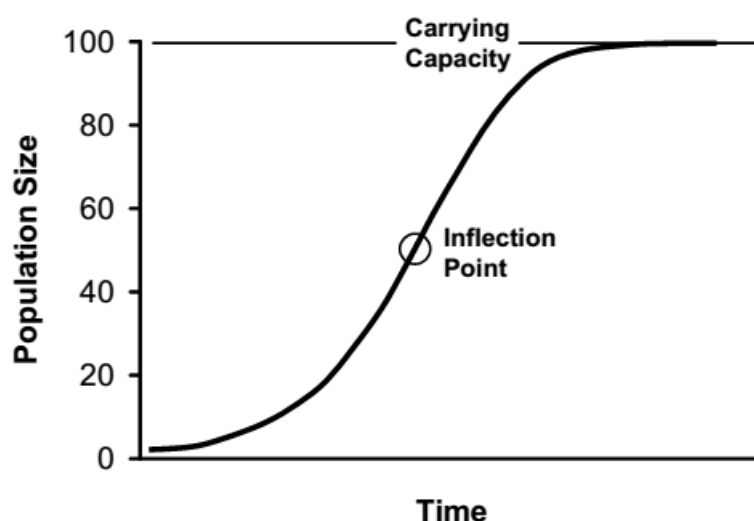


Figure 2.1 Représentation graphique du modèle de croissance logistique (tiré de : Ballard, 2011, p. 253)

L'évolution du recrutement par rapport à la taille de population est représentée par une parabole, telle qu'illustrée à la figure 2.2. Selon la théorie du rendement équilibré, le nombre de cerfs abattus doit correspondre au nombre de faons recrutés au sein de la population. Le rendement équilibré maximal (récolte maximale) est obtenu lorsque la taille de population est égale à $\frac{1}{2} K$. Comme le démontre la courbe du recrutement, un même rendement peut être tiré de deux niveaux de population; le premier est caractérisé par une faible densité et une grande productivité et le second, par une forte densité et une faible productivité. (Latham et autres, 2005)

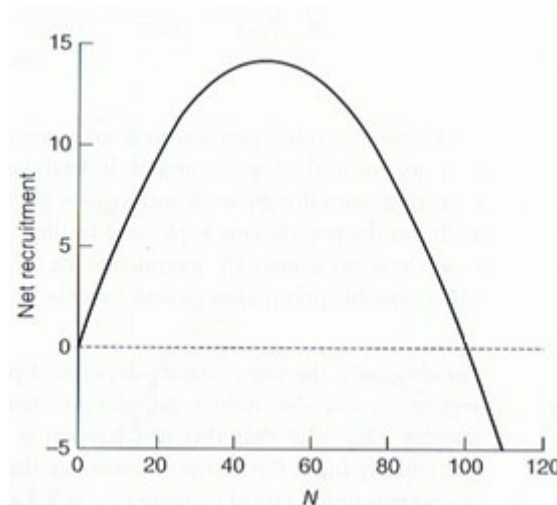


Figure 2.2 Représentation graphique du recrutement en fonction de la densité de population (tiré de : Fryxell et autres, 2014, p. 87)

Lorsque la densité de population est inférieure à $\frac{1}{2} K$, les cerfs sont en bonne condition physique et peu d'entre eux atteignent l'âge de la sénescence. L'incidence de la mortalité chronique est faible. Celle-ci fait référence à la mortalité découlant de facteurs débilissants tels que la malnutrition, les infestations parasitaires, certaines maladies et les effets de la sénescence. La plupart des pertes animales sont d'origine traumatique; elles découlent de traumatismes physiques, de blessures ainsi que de maladies virulentes. Les pertes associées aux diverses causes de mortalité (ex. : braconnage, collisions cerf-véhicule, prédation, chasse, etc.) sont additives. Autrement dit, une augmentation de la récolte annuelle de la chasse se traduit par une augmentation de la mortalité totale. (Lavigne, 1999)

Lorsque la densité de population est supérieure à $\frac{1}{2} K$, le patron de mortalité se complexifie. Comme mentionné plus tôt, une augmentation de la densité de population accroît la compétition alimentaire. Les cerfs sont ainsi en moins bonne condition physique et la mortalité chronique devient plus importante. Lorsque la densité de population atteint K , un nombre considérable de cerfs meurent de malnutrition ou de sénescence chaque année. Par conséquent, l'abattage systématique des cerfs sénescents, des cerfs dénutris et des cerfs malades n'a pas d'effet sur la mortalité totale. L'augmentation des pertes associées à une cause de mortalité (ex. : prédation ou chasse) entraîne la diminution des pertes associées à une autre cause de mortalité (ex. : mortalité hivernale); les pertes sont substitutives. Ainsi, la mortalité est compensatoire. (Lavigne, 1999)

Le type de mortalité influe sur la résilience des populations fauniques. Lorsque la mortalité est compensatoire, une population peut être exploitée sans risque de surexploitation. Cependant, lorsque la mortalité est additive, une population est peu tolérante à l'exploitation et le risque de surexploitation est élevé. (McCullough, 1984)

Afin de déterminer la position d'une population par rapport à K , les gestionnaires de la faune effectuent, entre autres, le suivi d'indices de condition physique des cerfs (Northeastern Deer Technical Committee, 2009). Toutefois, il peut exister un délai entre la déplétion des ressources alimentaires et l'exhibition de signes physiques associés à la malnutrition (Noy-Meir, 1975). De surcroît, les sources de nourriture alternative masquent les effets de compétition alimentaire (Williamson, 2003). Par conséquent, l'intensité du broutement doit être évaluée directement sur la végétation.

Concept dynamique, K varie selon le temps (saisons, années), selon le territoire (certains habitats sont plus productifs que d'autres) et selon l'échelle d'observation. À titre d'exemple, la densité de population est évaluée à l'échelle de l'unité de gestion. Elle est présumée uniforme pour l'ensemble du territoire. Pourtant les cerfs se regroupent là où les ressources (nourriture, eau et abri) sont abondantes. La distribution spatiale des individus d'une population reflète l'hétérogénéité du paysage. (Latham et autres, 2005; Theberge et Theberge, 2010)

Pour conclure ce chapitre, il faut souligner la grande adaptabilité des cerfs à leur environnement. En effet, les cerfs fréquentent divers milieux, notamment des forêts, des champs en culture et des espaces verts dans certaines municipalités densément peuplées. Lorsque la nourriture naturelle se fait rare, ces grands herbivores exploitent des sources de nourriture alternative. D'ailleurs, l'abondance de nourriture alternative de qualité explique en partie les fortes densités de population recensées en zones agroforestières. Or, les niveaux de population demeurent rarement stables dans le temps et les cerfs ne sont pas répartis de façon uniforme sur le territoire, ce qui complexifie l'exploitation de la « ressource cerf ». Toutefois, comme décrit dans le prochain chapitre, les gestionnaires de la faune disposent d'outils de gestion pour moduler le prélèvement faunique en fonction des niveaux de population observés, afin d'atteindre les objectifs de population.

3 REVUE DE LA GESTION DU CERF DE VIRGINIE AU QUÉBEC ET À L'ÉTRANGER

Ce chapitre passe en revue les modèles de gestion du cerf de Virginie du Québec, du Maine, du New Hampshire, de l'État de New York, de la Pennsylvanie et du Vermont. La comparaison des modes de gestion du Québec à ceux des cinq États sélectionnés vise à identifier les principales lacunes du modèle québécois de gestion et à mettre en relief d'éventuelles solutions, développées à l'étranger, et applicables ici. Le modèle québécois de gestion est constitué de trois principales composantes, soit le cadre de gestion, les outils de gestion et le système de suivi des populations de cerfs. Chacune de ces composantes fait l'objet d'une section dans ce chapitre.

La méthodologie de l'analyse des modèles de gestion se décline ainsi : en s'inspirant du questionnaire élaboré par Shissler et Grund (2009) dans le cadre de la revue de la gestion du cerf de Virginie aux États-Unis, les principaux éléments d'intérêt à l'intérieur des trois composantes furent identifiés. Cette première sélection fut révisée, avec l'aide d'un expert en gestion de la faune terrestre du MFFP. Les éléments retenus pour le cadre de gestion sont la détermination des objectifs de gestion; la détermination des objectifs de population de cerfs; et la délimitation des unités de gestion. Quant aux outils de gestion, les types de permis de chasse; les périodes de chasse; les engins de chasse autorisés; les segments de population chassés; et les limites de prise sont les éléments retenus. Enfin, pour le suivi des populations de cerfs, les éléments retenus sont l'évaluation de l'abondance des cerfs; le suivi des impacts générés par les cerfs sur l'environnement, la société et l'économie; et la détermination des quotas de permis de chasse aux cerfs sans bois (CSB).

La similitude des conditions bioclimatiques du Maine, du New Hampshire, de l'État de New York, de la Pennsylvanie et du Vermont à celles du Québec justifie le choix des entités administratives pour lesquelles les modèles de gestion furent analysés.

Enfin, une recherche exhaustive des sites Web des agences responsables de la gestion du cerf de Virginie permet d'acquérir les documents pertinents à la revue des modèles de gestion, soit les plans de gestion du cerf de Virginie des six entités administratives retenues, les documents portant sur la réglementation de la chasse, ainsi que ceux relatifs au suivi des populations de cerfs.

3.1 Cadre de gestion

Au Canada, le titre de propriété sur les animaux sauvages en liberté appartient à la Couronne, en vertu du droit de la province où ils se trouvent. La gestion de la faune est partagée entre le gouvernement fédéral, les gouvernements provinciaux et les gouvernements territoriaux. Les oiseaux migrateurs, les animaux vivant sur les terres fédérales (ex. : refuges et parcs nationaux), les espèces animales marines et les mammifères migrant entre les provinces ou les territoires sont de compétence fédérale. Les provinces sont responsables de la gestion du gibier résident, des oiseaux et des mammifères non migrateurs, ainsi que

des mammifères migrateurs lorsqu'ils sont à l'intérieur de leurs frontières. (Gilbert et Dodds, 1998) La gestion des populations de cerfs est donc de compétence provinciale.

Au Québec, l'exploitation de la grande faune est encadrée par des plans de gestion adaptés à chacune des espèces (ex. : orignal, ours noir, caribou toundrique et cerf de Virginie). Les plans de gestion énoncent les possibilités fauniques, déterminent les niveaux de population des espèces chassées dans chacune des zones et évaluent les potentiels à mettre en valeur. Le MFFP est responsable de la mise en œuvre des plans. (Huot et Lebel, 2012)

Aux États-Unis, le peuple détient le titre de propriété sur les animaux sauvages par l'entremise des gouvernements étatiques respectifs. La faune est administrée en tant que fiducie par l'État. Les compétences du gouvernement fédéral relatives à la gestion de la faune se résument aux points suivants : les oiseaux migrateurs, les ressources marines animales, le trafic entre les États et le trafic international de la faune ainsi que les animaux vivant sur les terres fédérales. La gestion des animaux résidents ou sédentaires, des reptiles, des poissons et des amphibiens est de compétence étatique. (Gilbert et Dodds, 1998) Au niveau de l'État, l'organe gouvernemental responsable de la gestion du gibier résident produit un plan de gestion qui encadre, entre autres, la chasse au cerf de Virginie.

Pour chacune des entités administratives étudiées, le plan de gestion relatif au cerf de Virginie précise le cadre de gestion. Il détaille le processus de planification, établit les objectifs de gestion et présente les unités de gestion.

3.1.1 Processus de planification

La détermination d'objectifs de gestion, acceptés par l'ensemble des parties prenantes, constitue un défi de taille pour les gestionnaires de la faune. Depuis les années 1990, l'approche par gestion participative permet la considération d'un large éventail d'intérêts. (Decker et autres, 2001)

Au Québec, l'élaboration du plan de gestion du cerf de Virginie est un processus collaboratif entre le MFFP et certaines parties prenantes. Lors de discussions et de consultations, les intervenants du domaine de la faune, des milieux forestiers et agricoles ainsi que les communautés autochtones évaluent les mesures suggérées par les gestionnaires de la faune et élaborent leurs recommandations. Les orientations du plan de gestion sont déterminées par les membres permanents de la Table nationale de la faune (TNF). Le Groupe faune technique de la TNF, constitué des représentants de la Fédération des pourvoiries du Québec, de la Fédération québécoise des chasseurs et des pêcheurs, de la Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec, de la Fondation de la faune du Québec, de Zec Québec et de la Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ), définit les bases du plan de gestion. Lorsque requis, l'UPA peut être invitée à participer aux discussions. (Huot et Lebel, 2012)

L'élaboration des volets régionaux du plan de gestion est réalisée par les directions régionales du MFFP, ainsi que les tables régionales de la faune (TRF). Ces groupes de travail formulent des recommandations pour les zones de chasse dont ils sont responsables. En Estrie, la TRF regroupe les représentants des associations suivantes : la Fédération québécoise des chasseurs et des pêcheurs, la SÉPAQ, la Fédération des pourvoiries du Québec, l'Association provinciale des trappeurs indépendants, le Syndicat des producteurs de bois de l'Estrie, la Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire de l'Estrie, l'UPA, et le Regroupement des sociétés d'aménagement forestier du Québec. (MFFP, s. d.)

À l'exception du Vermont, tous les États considérés dans le cadre de cet essai forment des groupes de travail constitués de parties prenantes pour définir les objectifs de gestion. Le tableau 3.1 résume le processus de prise de décision. Il met en évidence les moyens déployés par les entités administratives en vue d'inciter le public à prendre part à la gestion des ressources fauniques. À titre d'exemple, pour assurer la considération des intérêts de l'ensemble des parties prenantes quant à la gestion du cerf de Virginie, certains États recueillent les opinions et les préoccupations de la population par le biais de sondages (New Hampshire, Pennsylvanie, Vermont), d'assemblées publiques (New York, Pennsylvanie), de journées portes ouvertes (Vermont), et de sites Web (Vermont). À partir des préoccupations recensées, les enjeux sont circonscrits. Les gestionnaires de la faune (New York, Vermont) ou les groupes de parties prenantes (Maine, New Hampshire, Pennsylvanie) définissent les objectifs de gestion. (New Hampshire Fish and Game Department 2005; Rosenberry et autres, 2009; Vermont Fish and Wildlife Department, 2009; Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2011; New York State Department of Environmental Conservation, 2011) L'ébauche du plan de gestion est alors présentée au public. Le New Hampshire, l'État de New York, la Pennsylvanie et le Vermont offrent l'occasion à la population d'émettre ses commentaires à propos du plan, par écrit (New York) ou lors d'assemblées publiques (Vermont) ou de journées portes ouvertes (New Hampshire et Pennsylvanie) (New Hampshire Fish and Game Department 2005; Rosenberry et autres, 2009; Vermont Fish and Wildlife Department, 2009; New York State Department of Environmental Conservation, 2011). De plus, l'État de New York publie une synthèse des commentaires émis par le public et des réponses énoncées par le département (New York State Department of Environmental Conservation, 2011).

Certains États assignent la formulation d'objectifs régionaux à des groupes distincts. L'instauration de groupes de travail citoyens (ex. : *Citizen Task Forces*, *Citizen Advisory Committees*) permet l'identification des enjeux propres à chacune des unités de gestion et favorise l'acceptabilité sociale des mesures instaurées. Depuis le début des années 1990, l'État de New York module l'exploitation des populations de cerfs en fonction des recommandations énoncées par les groupes de travail citoyens. Le gestionnaire de la faune, assisté d'un expert de la *Cornell Cooperative Extension* qui agit à titre d'animateur de groupe, identifie les parties prenantes et les convie à une première rencontre. Lors de celle-ci, le gestionnaire de la faune fournit des informations relatives à la biologie et à la gestion du cerf de Virginie. L'animateur sollicite les opinions et recense les préoccupations des parties prenantes. Les enjeux sont alors circonscrits.

Tableau 3.1 Synthèse du processus décisionnel des objectifs de gestion du cerf de Virginie au Québec et dans les États retenus

Étape	Entité administrative					
	Québec	Maine	New Hampshire	New York	Pennsylvanie	Vermont
Recensement des opinions	Présence du MFFP lors d'événements organisés par les clientèles Sondages	Groupe de parties prenantes (<i>Big Game Public Working Group</i>)	Groupe de parties prenantes (<i>Public Working Group</i>) Sondages	Groupe de parties prenantes Assemblées publiques Sondages	Groupe de parties prenantes Assemblées publiques Sondages	Portes ouvertes du <i>Vermont Fish and Wildlife Department</i> Sondages Site Web
Détermination des objectifs	Groupes de parties prenantes (TNF et TRF)	Groupe de parties prenantes (<i>Big Game Public Working Group</i>)	Groupe de parties prenantes (<i>Public Working Group</i>)	<i>New York State Department of Environmental Conservation</i> Groupes de travail citoyens (<i>Citizen Task Forces</i>)	Groupe de parties prenantes Groupes de travail citoyens (<i>Citizen Advisory Committees</i>)	<i>Vermont Fish and Wildlife Department</i>
Validation du plan	Révision interne Réception des commentaires lors des TNF et TRF	Aucune mention de ce point dans la littérature consultée	Révision interne Réception des commentaires lors des portes ouvertes du département	Période de commentaires Publication de la synthèse des commentaires émis par le public et des réponses énoncées par le <i>New York State Department of Environmental Conservation</i>	Validation des objectifs lors des portes ouvertes de la <i>Pennsylvania Game Commission</i>	Assemblées publiques Période de commentaires
Référence	(Huot et Lebel, 2012)	(Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2011)	(New Hampshire Fish and Game Department, 2005)	(New York State Department of Environmental Conservation, 2011)	(Rosenberry et autres, 2009)	(Vermont Fish and Wildlife Department, 2009)

Finalement, l'animateur sélectionne les membres qui formeront le groupe de travail citoyen. Ceux-ci sondent les opinions de leurs pairs selon un calendrier prédéfini. Lors d'une deuxième rencontre, les membres du groupe de travail citoyen partagent les opinions recueillies. L'animateur facilite les échanges entre ces derniers et mène à bien les négociations. Enfin, le groupe de travail citoyen détermine le niveau de population de cerfs souhaité par rapport au niveau actuel. (New York State Department of Environmental Conservation, 2015a)

Dans leur revue de la gestion du cerf de Virginie aux États-Unis, Shissler et Grund (2009) remarquent le manque de représentativité des groupes de travail. En effet, les membres de ces groupes ont un intérêt pour le cerf de Virginie ou pour la chasse. Bien que le public puisse commenter les recommandations des groupes de travail, il ne peut participer activement à la formulation des objectifs de gestion. Il faut noter que cette situation s'applique également au Québec. D'après ces auteurs, il est important de solliciter l'opinion de la population pour définir les orientations de gestion, par le biais de sondages réalisés auprès de résidents choisis de manière aléatoire.

Après avoir révisé le processus décisionnel des objectifs de gestion des populations de cerfs des États et des provinces du nord-est de l'Amérique du Nord, Williamson (2003) souligne l'importance des éléments suivants :

- l'acquisition d'informations préliminaires est nécessaire à une prise de décision éclairée;
- la communication et la sensibilisation sont primordiales quant à l'acceptation de mesures de gestion par la population;
- le public doit être informé du bien-fondé des mesures de gestion avant l'implantation de celles-ci;
- lors d'une résolution de conflits, toutes les solutions doivent être examinées;
- l'ensemble des parties prenantes doit être consulté lors de la prise de décision;
- l'opinion des clientèles et du public au sujet de la gestion des ressources fauniques doit être sondée périodiquement;
- la révision de la gestion des ressources fauniques par un tiers peut améliorer la crédibilité du public envers les agences gouvernementales;
- les séances de travail avec les parties prenantes doivent être animées par des animateurs de groupe.

En résumé, la participation du public à l'élaboration du plan de gestion du cerf de Virginie améliore l'acceptabilité sociale des objectifs de gestion.

3.1.2 Objectifs de population

La densité optimale de cerfs varie selon K et l'acceptabilité sociale d'une région. Le Québec fixe une limite optimale entre 3 et 5 cerfs/km². Cette fourchette de valeurs fut déterminée en fonction de données

provenant de travaux scientifiques réalisés dans l'est de l'Amérique de Nord. Dans certaines zones de chasse, l'atteinte de densités optimales n'est pas possible en raison des conditions climatiques et des caractéristiques des habitats. (Huot et Lebel, 2012)

Le Maine établit la densité optimale de cerfs en fonction de K des habitats hivernaux (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2011). Tel que démontré à la section 2.2, un maximum de cerfs est récolté lorsque la densité de population se situe à $\frac{1}{2} K$. Au Vermont, pour chaque unité de gestion, la densité optimale de cerfs est définie par une fourchette de valeurs; la valeur minimale correspond au seuil inférieur de tolérance des résidents quant à l'abondance des cerfs, tandis que la valeur maximale correspond au rendement équilibré maximal. Néanmoins, le Vermont reconnaît qu'il est parfois difficile d'établir des objectifs en termes de densité de population. Certaines statistiques, telles que la prévalence de la maladie de Lyme, le nombre de collisions cerf-véhicule et le nombre de plaintes de déprédation sont des termes tout aussi valables pour définir des objectifs de population. (Vermont Fish and Wildlife Department, 2009)

Contrairement aux entités administratives précédemment mentionnées, le New Hampshire, l'État de New York et la Pennsylvanie ne formulent pas d'objectifs de population définis en termes de densité de cerfs (New Hampshire Fish and Game Department 2005; Rosenberry et autres, 2009; New York State Department of Environmental Conservation, 2011). Le New Hampshire fixe des objectifs de récolte en fonction du potentiel faunique estimé (New Hampshire Fish and Game Department 2005). L'État de New York détermine le niveau de population souhaité par rapport au niveau de population actuel, en tenant compte des informations suivantes : les indices de condition biologique des cerfs, les statistiques de récolte, les impacts des cerfs sur le milieu, ainsi que les recommandations émises par les groupes de travail citoyens (New York State Department of Environmental Conservation, 2011). Depuis 2003, la Pennsylvanie ne définit plus d'objectifs de population en termes de densité de cerfs, mais recherche plutôt l'atteinte de tendances démographiques déterminées selon une évaluation exhaustive de trois aspects, soit la santé des cerfs, l'état des habitats forestiers et l'importance des conflits humain-cerf. (Rosenberry et autres, 2009; Shissler et Grund, 2009)

Indépendamment des termes utilisés pour définir les objectifs de population, les entités administratives étudiées déterminent ceux-ci à l'échelle des unités de gestion.

3.1.3 Unités de gestion

Les unités de gestion, soit les zones de chasse au Québec, structurent la collecte de données. Pour chacune d'entre elles, les gestionnaires de la faune recueillent des données de chasse, ainsi que des données démographiques. L'ensemble de ces données permet de bâtir un historique de chasse et de population, principal outil dont dispose le gestionnaire de la faune pour évaluer le statut d'une population de cerfs. (Wisconsin Department of Natural Resources, 1998)

La délimitation des unités de gestion tient compte de la géographie physique de la province ou de l'État, de l'occupation du territoire, des caractéristiques des habitats et des densités de cerfs. Les limites des unités de gestion sont définies par des éléments topographiques et des éléments du réseau routier. (New Hampshire Fish and Game Department, 2005, 2014a; Rosenberry et autres, 2009; Vermont Fish and Wildlife Department, 2009; Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2011; New York State Department of Environmental Conservation, 2011; Jaccard, 2014)

La superficie des unités de gestion varie d'une entité administrative à une autre, telle qu'illustrée dans le tableau 3.2. La comparaison des unités de gestion est réalisée selon la superficie moyenne de celles-ci. Toutefois, la moyenne est une statistique sensible aux valeurs extrêmes et elle n'est pas toujours représentative de la variable étudiée. À titre d'exemple, la superficie moyenne d'une unité de gestion au Québec est de 10 813 km² alors que la superficie médiane est de 4 799 km². Bien que la médiane ait constitué un meilleur choix pour cette comparaison, elle ne fut utilisée par manque d'informations. En effet, certains États ne précisent pas la superficie de leurs unités de gestion.

Tableau 3.2 Superficie des unités de gestion au Québec et dans les États retenus

Unité de gestion	Entité administrative					
	Québec	Maine	New Hampshire	New York	Pennsylvanie	Vermont
Nombre	27	29	20	92	22	24
Superficie maximale (km ²)	65 636	5 286	s. o.	7 892	s. o.	1 562*
Superficie minimale (km ²)	906	715	s. o.	238	s. o.	117*
Superficie moyenne (km ²)	10 813	2 520	s. o.	1 393	5 400	850*
Référence	(Huot et Lebel, 2012)	(Lavigne, 1999; Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007)	(New Hampshire Fish and Game Department, 2005)	(New York State Department of Environmental Conservation, 2011)	(Rosenberry et autres, 2009; Stout et autres, 2013)	(Berry, 2014)

* La valeur est exprimée en termes de superficie d'habitat propice au cerf de Virginie.

Bien que les petites unités de gestion permettent un meilleur contrôle de la pression de chasse, une diminution de la superficie des unités de gestion implique une augmentation notable du nombre d'unités de gestion. Il en découle donc une augmentation de la charge d'analyse à effectuer. Aussi, un plus grand nombre de petites unités de gestion engendre une augmentation des coûts du suivi des populations de cerfs (ex. : inventaires aériens), et par le fait même, diminue le nombre de données qui peuvent être récoltées. Enfin, tout changement de frontières met fin à l'historique des données amassées et élimine la prévisibilité à long terme des tendances démographiques associées à la variabilité des récoltes et des

conditions environnementales. La fragmentation des unités de gestion réduit la taille des échantillons de données prélevées dans le cadre du suivi biologique, ce qui peut avoir des répercussions sur la précision des résultats obtenus. (Wisconsin Department of Natural Resources, 2001)

Le Vermont regroupe les unités de gestion en régions en fonction de la densité de cerfs. L'État est divisé en cinq régions, dont la superficie d'habitat propice pour les cerfs varie de 1 774 km² à 4 999 km² (Vermont Fish and Wildlife Department, 2009). L'État de New York, quant à lui, évalue la possibilité de regrouper certaines unités de gestion pour améliorer le suivi des populations de cerfs (New York State Department of Environmental Conservation, 2011).

Avant la dernière révision de la délimitation des unités de gestion, le Wisconsin était divisé en 130 unités de gestion, dont la superficie moyenne était de 1 165 km² (Wisconsin Department of Natural Resources, 1998). Le public recommandait une réduction de la taille des unités de gestion, afin d'assurer un meilleur contrôle des populations de cerfs. En effet, par endroit les cerfs étaient surabondants, car les propriétaires fonciers interdisaient l'accès aux chasseurs ou encore imposaient certaines restrictions sur la chasse, comme l'interdiction de récolter des biches et des faons, c'est-à-dire des CSB. (Wisconsin Department of Natural Resources, 2001) Le groupe responsable de la révision du système de gestion des populations de cerfs du Wisconsin suggéra la réduction du nombre d'unités de gestion, afin d'améliorer la fiabilité des prédictions relatives aux tendances démographiques. La solution aux problèmes locaux de surabondance des cerfs n'est pas la réduction de la taille des unités de gestion, mais, entre autres, la mise sur pied de programmes offrant une assistance aux propriétaires fonciers qui subissent les dommages des cerfs. (Kroll et autres, 2012) Depuis lors, la délimitation des unités de gestion du Wisconsin fut révisée. La gestion des populations de cerfs est maintenant effectuée à l'échelle des 72 comtés de l'État. L'analyse globale des enjeux de gestion réalisée par le Wisconsin, dans le but de développer des modes de gestion adaptatifs, démontre l'importance de bien considérer l'ensemble des outils de gestion avant de procéder à la modification des limites des unités de gestion.

3.2 Outils de gestion

La gestion du cerf de Virginie repose principalement sur la chasse sportive. Les modalités d'exploitation régularisent les opportunités de chasse. Les principaux outils de gestion sont : les types de permis de chasse, la durée des périodes de chasse, les engins de chasse autorisés, la limite de prise et les segments de population autorisés.

Au Québec, la stratégie de gestion se résume à la libre exploitation des mâles adultes et à l'exploitation contrôlée des CSB, par le contingentement de permis spéciaux et par l'établissement de périodes durant lesquelles les CSB peuvent être récoltés. Les modalités d'exploitation sont déterminées par règlement. Une grille de gestion détaille l'ensemble des modalités d'exploitation définies à l'échelle régionale. Celles-ci sont énumérées dans le tableau 3.3. (Huot et Lebel, 2012)

Tableau 3.3 Actions possibles selon la grille de gestion (inspiré de : Huot et Lebel, 2012, p. 53)

Niveau de population	Actions possibles*
Trop élevé	Chasse au CSB • Période ARC-ARB : non contingentée • Période AAF : contingentée (permis spéciaux ou permis de 1^{er} abattage) ou non contingentée (courte période) • Période ACB : non contingentée Période de chasse • ARC-ARB, AAF, ACB (CSB seulement) Durée des périodes • La durée des périodes peut être ajustée selon le nombre de jours autorisé par zone de chasse.
Optimal	Chasse au CSB – Zones fortes • Période ARC-ARB : non contingentée • Période AAF : contingentée • Période ACB : non contingentée ou contingentée Chasse au CSB – Zones fragiles • Période ARC-ARB : contingentée • Période AAF : contingentée • Période ACB : contingentée Période de chasse • ARC-ARB, AAF, ACB Durée des périodes • La durée des périodes peut être ajustée selon le nombre de jours autorisé par zone de chasse.
Sous-optimal	Chasse au CSB • Période ARC-ARB : contingentée • Période AAF : contingentée • Période ACB : contingentée Période de chasse • ARC-ARB, AAF, ACB Durée des périodes • La durée des périodes peut être ajustée selon le nombre de jours autorisé par zone de chasse.
Conservation	Inventaire de population requis Aucune chasse Plan de rétablissement

* Dans ce tableau, les sigles utilisés correspondent aux termes suivants : AAF (arme à feu), ACB (arme à chargement par la bouche), ARB (arbalète), ARC (arc), CSB (cerf sans bois).

Selon le niveau de population, les gestionnaires de la faune peuvent moduler la durée de la période de chasse, choisir les engins de chasse permis, sélectionner les segments autorisés et adapter annuellement l'exploitation des CSB (Huot et Lebel, 2012).

3.2.1 Permis de chasse

Au Québec, toute personne désirant se procurer un permis de chasse doit être titulaire d'un certificat du chasseur valide dont le code correspond au type d'engin utilisé (MFFP, 2014a). Aux États-Unis, une personne désirant chasser doit se procurer un permis de chasse, ainsi qu'un permis de chasse spécifique à l'engin utilisé, ou toute autre combinaison de permis valide (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2014; New Hampshire Fish and Game Department, 2014b; Pennsylvania Game Commission,

2014; Vermont Fish and Wildlife Department, 2014; New York State Department of Environmental Conservation, 2015c). Le tableau présenté à l'annexe 1 décrit les types de permis de chasse recensés lors de la revue de littérature. Par souci de simplicité, les permis spécifiques à chaque engin de chasse sont délibérément omis.

Le coffre à outils des gestionnaires de la faune inclut plusieurs types de permis de chasse. Tous n'ont pas la même portée. Le permis de chasse au cerf de Virginie est valide à l'échelle de la province ou de l'État. En règle générale, ce permis autorise la récolte de mâles adultes. Étant donné le fort potentiel intrinsèque de croissance de l'espèce, le contrôle de l'abondance des cerfs est effectué par la récolte de femelles adultes. Au Québec, l'exploitation de ce segment est régie par le contingentement des permis de chasse au CSB (ensuite nommé permis CSB) et des permis de chasse au CSB 1^{er} abattage (ensuite nommé permis 1^{er} abattage), ainsi que par l'établissement de saisons durant lesquelles les CSB peuvent être chassés. Dans certaines unités de gestion où les niveaux de population sont trop élevés, des permis 1^{er} abattage sont délivrés. Le permis 1^{er} abattage autorise la récolte de deux cerfs, le premier étant un CSB. (Huot et Lebel, 2012) Les permis CSB et les permis 1^{er} abattage ne sont valides que dans l'unité de gestion pour laquelle ils sont émis (MFFP, 2014a).

Dans certaines unités de gestion, la demande de permis CSB peut devenir inférieure à l'offre, limitant ainsi l'efficacité de cet outil (Jaccard, 2014). Pour résoudre ce problème, le Maine s'est doté d'un mécanisme de réattribution des permis spéciaux. Dans un premier temps, un quota de permis de chasse au cerf avec ou sans bois (*Any-Deer Permit*) est déterminé par unité de gestion. Lorsque le nombre de postulants est inférieur au nombre de permis délivrés, des permis CSB excédentaires (*Bonus Antlerless Permit*) sont délivrés, à nouveau, par tirage au sort parmi les postulants. (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007) De plus, le Maine contrôle les populations surabondantes de cerfs, en milieu périurbain et dans certaines municipalités interdisant la décharge d'armes à feu, par la délivrance de permis autorisant la récolte de cerfs par des archers (*Expanded Archery Permit*). Un individu peut détenir plus d'un permis de ce genre, à condition qu'il ne récolte que des CSB. (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2014)

La Pennsylvanie et le Vermont contingentent également les permis CSB (Pennsylvania Game Commission, 2014; Vermont Fish and Wildlife Department, 2014). L'État de New York le fait aussi, mais seulement sur une partie de son territoire; le *New York State Department of Environmental Conservation* n'a pas l'autorité légale pour délivrer des permis CSB dans les unités de gestion de la zone nord de l'État. Dans cette zone, l'exploitation des CSB est régulée par la modulation de la durée des périodes de chasse à l'arc (ARC) et à l'arme à chargement par la bouche (ACB), ainsi que par la détermination des segments autorisés lors de ces périodes. (New York State Department of Environmental Conservation, 2011) Dans l'État de New York, en Pennsylvanie et au Vermont, le titulaire d'un permis CSB peut récolter une biche ou un faon, en sus de tout autre animal abattu avec le permis de chasse régulier (New York State Department of Environmental

Conservation, 2011, 2015c; Pennsylvania Game Commission, 2014; Vermont Fish and Wildlife Department, 2014). De plus, dans l'État de New York et en Pennsylvanie, un chasseur peut détenir plus d'un permis CSB (Pennsylvania Game Commission, 2014; New York State Department of Environmental Conservation, 2015c). L'État de New York autorise même le transfert de ce permis, d'un chasseur à un autre (New York State Department of Environmental Conservation, 2015c). Tout comme au Québec, les permis CSB sont obtenus par tirage au sort et ils ne sont valides que dans l'unité de gestion pour laquelle ils sont émis (Pennsylvania Game Commission, 2014; Vermont Fish and Wildlife Department, 2014; New York State Department of Environmental Conservation, 2015c).

Le New Hampshire module la pression de chasse exercée sur les femelles adultes par l'instauration de périodes autorisant la récolte de CSB, et ce pour toutes les saisons de chasse. Des permis spéciaux permettent la récolte de CSB supplémentaires seulement dans les unités de gestion où les cerfs sont trop abondants. (New Hampshire Fish and Game Department, 2014b)

Certains permis spéciaux ciblent le prélèvement de CSB à l'échelle des propriétés foncières. C'est le cas des permis délivrés dans le cadre de programmes d'aide à la gestion (*Deer Assistance Management Programs* (DMAP)). Ces programmes promeuvent la collaboration entre les propriétaires fonciers et les chasseurs afin de contrôler l'abondance des cerfs. Quant aux gestionnaires de la faune, ils prodiguent l'aide technique. Les propriétaires fonciers ont le choix d'accroître, de stabiliser ou de réduire la population de cerfs sur leur propriété. Ces objectifs sont atteints en contrôlant le nombre de CSB récoltés, par la délivrance de permis d'aide à la gestion (DMAP *Permit*), ensuite nommés permis DMAP. Bien que les programmes d'aide à la gestion fussent élaborés pour gérer les hardes de cerfs sur les terres privées, le concept fut adapté pour les territoires de tenure publique. (Kroll et autres, 2012) À titre d'exemple, le programme d'aide à la gestion de la Pennsylvanie est ouvert aux gestionnaires de terres publiques, aux propriétaires ou aux locataires de terres privées (la chasse doit y être gratuite) et aux clubs de chasse (Pennsylvania Game Commission, 2014). Les objectifs de gestion sont multiples et incluent notamment le contrôle de la déprédation par les cerfs, la protection de milieux naturels contre le broutement intensif de la végétation, et l'amélioration de l'offre de chasse (*Quality Deer Management*). Dans l'État de New York, l'admissibilité des propriétés est établie selon l'importance des dommages engendrés par les cerfs. (New York State Department of Environmental Conservation, 2015d) Lorsqu'il est éligible au programme, un propriétaire foncier reçoit des coupons qu'il redistribue aux chasseurs. Ces coupons sont alors échangés contre des permis DMAP qui autorisent la récolte de CSB (New York State Department of Environmental Conservation, 2015c; Pennsylvania Game Commission, 2014). Plusieurs États ont instauré des programmes d'aide à la gestion, dont l'Alabama, l'Arkansas, la Caroline du Nord, la Caroline du Sud, le Connecticut, le Delaware, la Floride, l'Indiana, le Kentucky, la Louisiane, le Maryland, le Missouri, le Mississippi, le New Jersey, l'État de New York, l'Oklahoma, la Pennsylvanie, le Tennessee, le Texas, et la Virginie (Kroll et autres, 2012). Les programmes d'aide à la gestion permettent le contrôle ciblé des populations de cerfs, la réduction des dommages produits par les cerfs, l'amélioration des relations entre les propriétaires fonciers et les

chasseurs (accès au territoire) et l'amélioration de la qualité de la chasse (New York State Department of Environmental Conservation, 2015d).

L'atténuation des dommages produits par les cerfs requiert parfois la délivrance de permis spéciaux, en plus de l'attribution de permis CSB par tirage au sort, ainsi que de la délivrance de permis DMAP (s'il y a lieu). Le Maine, l'État de New York et la Pennsylvanie délivrent des permis de déprédation. Lorsque les cerfs occasionnent des pertes importantes à un agriculteur, celui-ci peut obtenir un permis de déprédation qui lui permet, à lui et à ses agents, d'abattre les CSB sur sa propriété (le Maine autorise l'élimination de tout cerf observé en train d'endommager les cultures). (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007; Pennsylvania Game Commission, 2013a; New York State Department of Environmental Conservation, 2015b) Dans l'État de New York et en Pennsylvanie, les permis de déprédation sont délivrés en dehors des saisons de chasse et sont donc complémentaires aux permis DMAP (Pennsylvania Game Commission, 2013a; New York State Department of Environmental Conservation, 2015b). Un agriculteur pennsylvanien doit accueillir des chasseurs dans le cadre du programme d'accès au territoire (*Hunter Access Program*), durant deux années consécutives, avant d'être admissible au programme de contrôle des dommages agricoles (*Agricultural Deer Control*) (Pennsylvania Game Commission, 2013a). Les permis de déprédation ont une portée restreinte et ne sont employés que pour atténuer des problèmes ponctuels et ciblés.

Les zones urbaines et certaines îles représentent parfois des refuges idéaux pour les cerfs. Soit pour des raisons de sécurité, soit pour des raisons d'accessibilité à la ressource, la chasse sportive ne permet pas toujours le contrôle des populations de cerfs dans ces lieux. Pour maintenir les populations de cerfs à des niveaux acceptables, dans les secteurs où la chasse sportive n'est pas applicable, les gestionnaires de la faune peuvent avoir recours à la mise en place de chasses contrôlées. Au Québec, par exemple, un premier projet pilote de chasse contrôlée, coordonné par Conservation de la nature Canada, en collaboration avec le MFFP, fut mis en oeuvre à l'automne 2014 sur l'île aux Hérons. Propriété de Conservation de la nature Canada, cette île abrite la deuxième colonie de hérons en importance au Canada. Depuis une dizaine d'années, des cerfs s'y sont établis et ils y prolifèrent à l'abri des prédateurs, mettant en péril l'intégrité écologique de ce milieu fragile en raison du broutement excessif et du piétinement de la végétation. Parce que l'île aux Hérons est située en zone urbaine, qu'elle renferme un refuge d'oiseaux migrateurs et qu'elle est de tenure privée, la chasse sportive n'y est pas applicable. Pour réduire la population de cerfs, une chasse contrôlée à l'arc et à l'arbalète fut conduite sur l'île, selon des modalités bien précises et suivant un plan d'action encadrant les divers aspects techniques, logistiques et réglementaires. (Jaccard, 2015b)

Depuis plusieurs années déjà, le Maine réalise des chasses contrôlées et des abattages systématiques. De telles opérations requièrent l'obtention de permis de gestion (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007). Les engins de chasse, le moment et la durée de la chasse, ainsi que la limite de prise sont déterminés par les gestionnaires de la faune.

Le vieillissement appréhendé de la population de chasseurs et le faible recrutement chez les jeunes risquent d'entraîner une réduction du nombre de chasseurs dans les années à venir, au Québec, ainsi qu'aux États-Unis (Shissler et Grund, 2009; Huot et Lebel, 2012). Le nombre de chasseurs doit être maintenu afin d'assurer un contrôle efficace des populations de cerfs par la chasse sportive. Plusieurs initiatives favorisent le recrutement de nouveaux chasseurs. Par exemple, au Québec, le permis d'initiation permet à une personne qui ne détient pas un certificat du chasseur de se procurer un permis de chasse, à condition d'être accompagnée d'un chasseur adulte certifié (Huot et Lebel, 2012). Pour fidéliser les nouveaux chasseurs certifiés, 20 % des permis CSB leur sont réservés (Jaccard, 2015b). Le New Hampshire, la Pennsylvanie et le Vermont offrent aussi des permis d'initiation (New Hampshire Fish and Game Department, 2014b; Pennsylvania Game Commission, 2014; Vermont Fish and Wildlife Department, 2014). Le Maine, l'État de New York, et la Pennsylvanie délivrent des permis de chasse pour les mineurs, alors que le Québec et le New Hampshire autorisent plutôt les jeunes à chasser sur le permis d'un parent ou tuteur (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2014; MFFP, 2014a; New Hampshire Fish and Game Department, 2014b; Pennsylvania Game Commission, 2014; New York State Department of Environmental Conservation, 2015c).

Le tableau 3.4 résume les types de permis employés par chacune des entités administratives considérées lors de la revue des plans de gestion. Concernant le recrutement de nouveaux chasseurs, la délivrance de permis d'initiation est le moyen privilégié par la plupart des entités administratives. En effet, seuls le Maine et l'État de New York n'ont pas mis en place de tels programmes.

L'exploitation du segment CSB est principalement modulée par la délivrance de permis CSB. Pour sa part, le Québec délivre aussi des permis 1^{er} abattage. Par ailleurs, pour réduire les densités de cerfs sur ces terres, l'Université Cornell a testé un programme de triple prélèvement : pour récolter un mâle adulte, un chasseur devait abattre préalablement deux CSB (Boulanger et autres, 2012). Grâce à ce projet pilote, la distribution des sexes chez les cerfs adultes fut améliorée. L'étude de Van Deelen et autres (2010) démontre l'efficacité des permis de type 1^{er} abattage. Les auteurs ont comparé l'efficacité de mesures incitatives visant la récolte de CSB, notamment l'ajout de saisons spéciales de chasse au CSB avec arme à feu (AAF), ainsi que l'ajout de saisons spéciales de chasse au CSB avec AAF jumelées à un programme de double prélèvement (*earn-a-buck*) durant la saison AAF régulière. Lorsque combiné à un programme de double prélèvement, l'ajout de saisons spéciales de chasse au CSB avec AAF croît en efficacité de 56 à 88 % (Van Deelen et autres, 2010). Bien que le permis de type 1^{er} abattage ne fasse pas l'unanimité au sein des communautés de chasseurs, son efficacité ne fait nul doute dans les zones abritant de fortes densités de cerfs.

En plus de la délivrance de permis spéciaux, les gestionnaires de la faune peuvent aussi moduler l'exploitation du segment CSB en restreignant les segments autorisés pour la récolte lors des différentes périodes de chasse.

Tableau 3.4 Synthèse des types de permis utilisés par le Québec et par les États retenus

Référence	Entité administrative	Recrutement de nouveaux chasseurs		Gestion de l'abondance des cerfs				Gestion locale de l'abondance des cerfs		
		Initiation	Mineur	<i>Any-Deer Permit</i>	CSB	1 ^{er} abattage	Période prolongée ARC	Gestion	Déprédation	DMAP
(Huot et Lebel, 2012; MFFP, 2014a)	Québec	✓			✓	✓				
(Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007, 2014)	Maine		✓	✓	✓		✓	✓	✓	
(New Hampshire Fish and Game Department, 2014b)	New Hampshire	✓			✓					
(New York State Department of Environmental Conservation, 2011, 2015b, 2015c, 2015d)	New York		✓		✓*				✓	✓
(Pennsylvania Game Commission, 2013a, 2014)	Pennsylvanie	✓	✓		✓				✓	✓
(Vermont Fish and Wildlife Department, 2014)	Vermont	✓			✓					

*Des permis CSB sont délivrés seulement dans les unités de gestion de la zone du sud de l'État de New York.

3.2.2 Périodes de chasse

La pression de chasse est régulée, entre autres, par l'instauration de périodes durant lesquelles l'usage de certains engins de chasse est autorisé. Le tableau 3.5 offre une synthèse des périodes de chasse inventoriées lors de la revue des plans de gestion, ainsi que des autres documents relatifs à la gestion des populations de cerfs au Québec et dans le nord-est des États-Unis.

Au Québec, ces périodes de chasse sont : ARC-ARB (engins autorisés : arc et arbalète), AAF (engins autorisés : arme à feu, arme à chargement par la bouche, arc et arbalète) et ACB (engins autorisés : arme à chargement par la bouche, arc et arbalète). Pour chaque unité de gestion, la durée de la période est ajustée selon le niveau de population de cerfs. La période de chasse dure de 9 à 51 jours, selon les niveaux de population de cerfs observés dans chacune des unités de gestion. La période ARC-ARB a lieu en septembre ou en octobre; la période AAF, au début novembre et s'étend habituellement sur seize jours. Dans le sud de la province, des périodes ACB sont aussi offertes. (Huot et Lebel, 2012)

Les États américains se distinguent par le fait qu'ils offrent tous une période AAF exclusive pour les jeunes (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007; New Hampshire Fish and Game Department, 2014b; Pennsylvania Game Commission, 2014; New York State Department of Environmental Conservation, 2015c; Vermont Fish and Wildlife Department, 2015). Bien que la possibilité d'instaurer une fin de semaine de chasse pour la jeunesse ait été mentionnée dans le *Plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 2010-2017*, une telle initiative n'a toujours pas vu le jour au Québec (Jaccard, 2015b).

Une seule période de chasse, mise en place dans le Maine, n'a point d'équivalent dans les autres entités administratives étudiées. Il s'agit de la période ARC saison prolongée de 83 jours. Le Maine a instauré une telle période de chasse afin d'accroître le prélèvement de cerfs dans certaines zones désignées, en milieu périurbain ou à l'intérieur de municipalités interdisant la décharge d'armes à feu. (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007)

Tableau 3.5 Périodes de chasse au cerf de Virginie au Québec et dans les États retenus

Référence	Entité administrative	Période
(MFFP, 2014b)	Québec	ARC-ARB : 6-30 jours, selon l'unité de gestion, avant la chasse à AAF AAF : 14-16 jours en novembre (exception Anticosti) ACB : 3-16 jours, après la chasse à AAF, dans certaines unités de gestion seulement
(Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007)	Maine	ARC : 26 jours, fin septembre à octobre, pour tout le Maine ARC saison prolongée : 83 jours, en zones périurbaines AAF : 25 jours, en novembre, pour tout le Maine ACB : 6 ou 12 jours, selon l'unité de gestion, après la chasse à AAF Jeunesse : 1 jour, en octobre, avant la chasse à AAF

Tableau 3.5 Périodes de chasse au cerf de Virginie au Québec et dans les États retenus (suite)

Référence	Entité administrative	Période
(New Hampshire Fish and Game Department, 2014b)	New Hampshire	ARC : 85 ou 92 jours, de septembre à décembre AAF : 19 ou 26 jours, de la mi-novembre à décembre ACB : 11 jours, avant la saison de chasse à AAF Jeunesse : 2 jours en octobre, avant la saison de chasse à AAF
(New York State Department of Environmental Conservation, 2015c)	New York	ARC (<i>Early bowhunting</i>) : 28 jours, de septembre à octobre ou 45 jours, d'octobre à novembre, dépendamment de la zone ARC (<i>Late Bowhunting</i>) : 7 jours, en décembre, dans certaines unités de gestion ARB : 10 jours en octobre, ou 14 jours en novembre, dépendamment de la zone AAF : 23 ou 43 jours, d'octobre à décembre, dépendamment de la zone ACB : 7 ou 9 jours, octobre ou décembre, dépendamment de la zone Jeunesse : 3 jours, en octobre, avant la saison de chasse à AAF
(Pennsylvania Game Commission, 2014)	Pennsylvanie	ARC : 56 jours, répartis sur deux périodes, une période d'octobre à novembre et l'autre de décembre à janvier, pour toute la Pennsylvanie* AAF - Saison Spéciale CSB (jeunes, forces armées, 65 ans et plus, et personnes handicapées) : 3 jours en octobre, lors des trois derniers jours de la saison ACB AAF : 13 jours en décembre ACB : 8 jours en octobre ACB à silex : 16 jours, fin décembre à janvier, pour toute la Pennsylvanie et 14 jours supplémentaires pour certaines unités de gestion
(Vermont Fish and Wildlife Department, 2015)	Vermont	ARC : 32 jours répartis en deux périodes, une en octobre et l'autre en décembre AAF : 16 jours en novembre ACB : 9 jours en décembre Jeunesse : 2 jours, en novembre, avant la chasse à AAF

* Des périodes supplémentaires sont offertes pour certaines unités de gestion.

Dans le domaine de la gestion de la faune, la durée des périodes de chasse est couramment modulée afin de réguler les populations animales (Fryxell et autres, 2014). La modification de la durée d'une période de chasse est un outil imprécis. Pour être efficace, toute modification apportée à la durée d'une saison doit être très marquée, par l'ajout ou le retrait d'une proportion importante de jours de chasse. (Huot et Lebel, 2012) Comme le rapportent Sunde et Asferg (2014), il est difficile de prédire les effets de tels changements sur les dynamiques de population de cerfs. Tout d'abord, la récolte d'un chasseur n'est pas forcément proportionnelle à la durée de la période de chasse. De plus, tout changement apporté au taux de récolte n'a pas le même effet sur les dynamiques de population; son importance est établie en fonction du patron de mortalité (c.-à-d. mortalité additive ou mortalité compensatoire). De plus, le succès de chasse varie selon certaines conditions environnementales, comme la présence de neige au sol facilitant le pistage du gibier. (Sunde et Asferg, 2014) Enfin, le succès de chasse varie en fonction de l'engin utilisé.

3.2.3 Engins de chasse autorisés

Au Québec, les engins autorisés pour la chasse au cerf de Virginie sont l'arc, l'arbalète, l'arme à chargement par la bouche, le fusil et la carabine. Ce n'est que depuis 2008 que l'utilisation de l'arbalète est autorisée, durant la période ARC-ARB. L'arbalète est une arme efficace pour récolter un cerf et sa facilité d'utilisation fait d'elle une arme populaire. Sa popularité est telle que la récolte de cerfs à l'arbalète surpasse désormais la récolte de cerfs à l'arc. En raison de cette hausse de popularité et parce que l'arbalète est un engin de chasse efficace, il demeure important de suivre les répercussions de l'introduction de l'arbalète sur la récolte de CSB durant la période ARC-ARB. (Huot et Lebel, 2012)

Le Maine, le New Hampshire, l'État de New York et la Pennsylvanie permettent également l'utilisation des engins précédemment énumérés (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2014; New Hampshire Fish and Game Department, 2014b; Pennsylvania Game Commission, 2014; New York State Department of Environmental Conservation, 2015c; Vermont Fish and Wildlife Department, 2015). Toutefois, le Vermont interdit l'utilisation de l'arbalète durant la période ARC (seules les personnes handicapées peuvent utiliser cette arme) (Vermont Fish and Wildlife Department, 2015).

3.2.4 Segments de population autorisés et limite de prise

En règle générale, tout chasseur peut prélever un cerf adulte mâle. Toutefois, la définition d'un mâle adulte varie d'un endroit à un autre. En effet, l'État de New York, la Pennsylvanie et le Vermont ont instauré des mesures de restriction sur la taille légale des bois des cerfs (Pennsylvania Game Commission; 2014; New York State Department of Environmental Conservation, 2015c; Vermont Fish and Wildlife Department, 2015). L'application de telles mesures vise à modifier la structure des populations et les caractéristiques des animaux prélevés par les chasseurs (Gendreau et autres, 2008).

Au Québec, la limite de prise annuelle est d'un cerf par chasseur. Cependant, deux cerfs peuvent être prélevés avec un permis 1^{er} abattage. Étant donné le problème de surabondance des cerfs sur l'île d'Anticosti, la limite de récolte est de quatre cerfs par séjour de chasse, dont au plus deux cerfs avec bois. (Huot et Lebel, 2012)

Aux États-Unis, les jeunes peuvent abattre un CSB durant la période de chasse qui leur est réservée (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2014; New Hampshire Fish and Game Department, 2014b; Pennsylvania Game Commission, 2014; New York State Department of Environmental Conservation, 2015c; Vermont Fish and Wildlife Department, 2015). Le Maine, le New Hampshire et l'État de New York autorisent la récolte d'un cerf par chasseur par année. Des permis spéciaux permettent le prélèvement de CSB supplémentaires. (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2014; New Hampshire Fish and Game Department, 2014b; New York State Department of Environmental Conservation, 2015c) Le Maine ne fixe aucune limite de prise pour le segment CSB, durant la saison prolongée ARC (Maine Department

of Inland Fisheries and Wildlife, 2014). En Pennsylvanie, la limite de prise annuelle est d'un mâle adulte par chasseur, ainsi qu'un CSB par permis spécial (Pennsylvania Game Commission, 2014). Au Vermont, un chasseur peut récolter trois cerfs, dont deux cerfs avec bois. Pour chaque type de permis, une limite de prise est établie : le permis de chasse régulier autorise le prélèvement d'un cerf avec bois; le permis de chasse à l'arc permet la récolte de trois cerfs, dont un cerf avec bois; et le permis de chasse à l'arme à chargement par la bouche donne droit à un cerf avec bois et un CSB, si possession d'un permis CSB. (Vermont Fish and Wildlife Department, 2015)

Ainsi, les gestionnaires de la faune disposent de plusieurs outils pour réguler la pression de chasse exercée sur les cerfs. Toutefois, l'ajustement des modalités de chasse requiert une connaissance de l'état des populations de cerfs.

3.3 Suivi des populations de cerfs

La gestion des populations de cerfs vise l'optimisation de l'exploitation cynégétique tout en respectant K , ainsi que l'acceptabilité sociale des communautés locales quant à l'abondance des cerfs. La prise de décision éclairée dépend de la disponibilité des informations relatives au niveau de population de cerfs, aux conditions environnementales, aux dynamiques de population, ainsi qu'aux impacts des cerfs sur le milieu (Daigle, 2007). Le programme de suivi pourvoit à ce besoin d'information.

Le suivi des populations de cerfs repose sur la comparaison interannuelle de valeurs de plusieurs paramètres. Pour chacun des paramètres de suivi, l'analyse des résultats fait ressortir une tendance. Alors, pour prendre de bonnes décisions, les gestionnaires de la faune examinent plusieurs paramètres complémentaires. (Daigle, 2007)

3.3.1 Estimation de l'abondance des populations de cerfs

Au Québec, les trois principaux éléments de mesure utilisés pour déterminer les niveaux de population de cerfs des unités de gestion sont les inventaires de populations, l'évolution de la récolte de mâles adultes durant la période AAF et l'évolution des accidents routiers (Huot et Lebel, 2012). La figure 3.1 illustre la complémentarité des paramètres en ce qui a trait à l'étude des tendances démographiques.

Seuls le Québec et le Maine réalisent des inventaires aériens pour dénombrer les cerfs (Huot et Lebel, 2012; Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2011). Au Québec, les densités de cerfs évaluées par inventaire aérien sont des données particulièrement importantes pour la gestion de cette espèce. Ces données jouissent d'une grande popularité auprès du public, en raison des ressources déployées pour leur acquisition, ainsi que de la rigueur avec laquelle elles sont collectées. (Daigle, 2007)

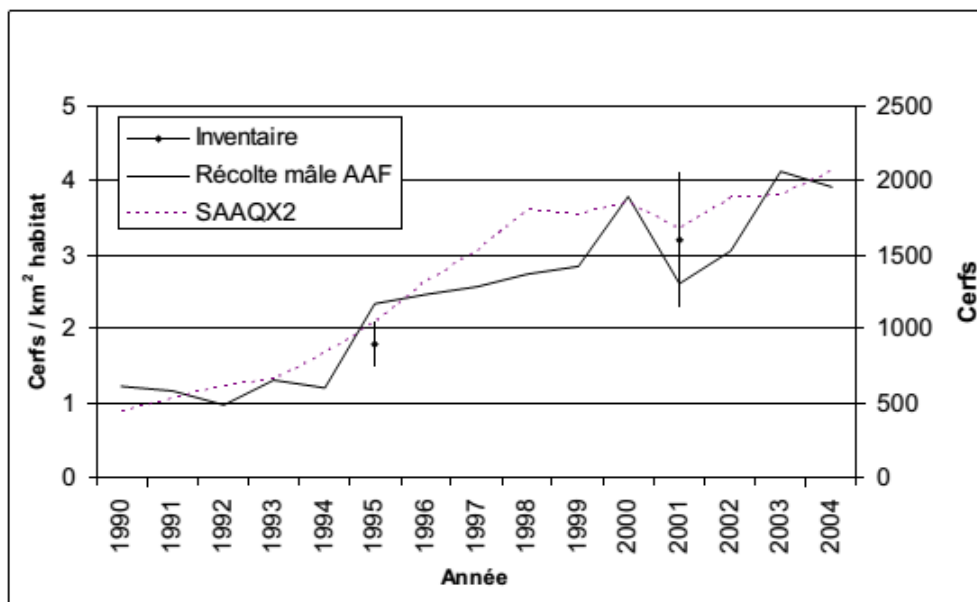


Figure 3.1 Tendence des populations de cerfs dans la zone de chasse 3 selon trois paramètres (tiré de : Daigle, 2007, p. 11)

Le programme québécois d'inventaire aérien est composé de deux volets : l'inventaire de l'habitat et l'inventaire des populations. L'inventaire de l'habitat permet la délimitation des ravages sur le territoire. Il précise la distribution du cerf de Virginie, met en relief les habitats préférentiels de l'espèce et facilite ainsi la planification de l'inventaire des populations. (Courtois et autres, 1996)

L'estimation de la taille de population est exprimée en termes de densité de cerfs, c'est-à-dire le nombre de cerfs par kilomètre carré d'habitat. Au Québec, les valeurs de superficie d'habitat ont été calculées à partir des données de la Base de données topographiques du Québec, version 13, édition de septembre 2006 (Huot et Lebel, 2012). Les photographies aériennes utilisées pour générer les données de la Base de données topographiques du Québec datent du début des années 2000 (Trottier, 2015). Par conséquent, la détermination des superficies d'habitat requiert une mise à jour afin de refléter plus fidèlement la réalité du terrain.

Dans le nord-est de l'Amérique du Nord, les gestionnaires de la faune évaluent l'abondance relative des cerfs, principalement à partir de statistiques de chasse (Williamson, 2003). L'enregistrement des prises de chasse est obligatoire (*Règlement sur les activités de chasse*; Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2014; New Hampshire Fish and Game Department, 2014b; Pennsylvania Game Commission, 2014; Vermont Fish and Wildlife Department, 2014; New York State Department of Environmental Conservation, 2015e). Cet enregistrement obligatoire constitue un élément essentiel du système de suivi des populations de cerfs, car il assure la collecte de données biologiques et de données sur la chasse. À titre d'exemple, l'enregistrement des cerfs abattus par les chasseurs permet de déterminer la récolte totale

de mâles adultes en fonction des périodes de chasse. Ce paramètre de suivi est couramment utilisé pour évaluer l'abondance relative des cerfs (Williamson, 2003). En effet, à l'instar du Québec, le Maine, l'État de New York, la Pennsylvanie et le Vermont analysent l'évolution de la récolte de mâles adultes dans le temps afin d'en établir la tendance et d'évaluer la stabilité des populations de cerfs (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007; Rosenberry et autres, 2009; Vermont Fish and Wildlife Department, 2010; New York State Department of Environmental Conservation, 2011). Toutefois, comme le démontre l'étude par Williamson (2003), la récolte de mâles adultes est un paramètre d'une grande variabilité. Elle dépend, entre autres, de l'effort, du succès et des conditions de chasse. Certes, un changement de l'un de ces paramètres peut entraîner une variation de la récolte de mâles adultes qui ne correspond pas forcément à la tendance démographique réelle (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007). Pour ces raisons, l'utilisation de la récolte de mâles adultes en tant qu'indice de population doit tenir compte de ces paramètres (Williamson, 2003).

Au Québec, la récolte de mâles adultes durant la période AAF est un paramètre du suivi des populations de cerfs. Ce paramètre est corrélé à l'abondance des cerfs (Daigle et Crépeau, 2003). Le choix de la période AAF est lié à la stabilité du contexte d'exploitation de la ressource (période, durée, effort de chasse et segments autorisés) et du fait que la majorité des mâles adultes sont abattus durant cette période (Daigle, 2007).

Le nombre d'accidents routiers est, pour sa part, un indicateur indirect de l'évolution des populations de cerfs. Au Québec, une proportion des accidents routiers impliquant la grande faune est répertoriée par la Société d'assurance automobile du Québec (SAAQ). Dans la plupart des régions de la province, le cerf de Virginie est la principale espèce heurtée par les automobilistes. Bien qu'elles ne représentent qu'une fraction des collisions survenues et que les collisions routières avec la faune sont également influencées par divers paramètres (ex. : fréquentation, configuration et densité du réseau routier, vitesse moyenne des automobilistes), les données de la SAAQ reflètent l'ampleur de la mortalité animale inhérente aux accidents routiers. Par conséquent, ces données fournissent des indices de tendances démographiques des cerfs (Huot et Lebel, 2012)

Pour estimer le nombre d'accidents routiers impliquant les cerfs, les gestionnaires québécois disposent aussi des données colligées par les récupérateurs de carcasses municipaux et par le ministère des Transports (MTQ). De 2007 à 2013, un programme de suivi de la maladie débilitante des cervidés, en Montérégie et en Estrie, favorisa également l'acquisition de données provenant d'animaux tués sur les routes. Les données de récupération des carcasses des réseaux routiers régionaux et municipaux sont complémentaires aux données de la SAAQ. (Jaccard, 2015c)

Le nombre de collisions véhicule-cerf est un paramètre complémentaire du système de suivi du Maine. Les accidents sont répertoriés par les agents de conservation de la faune et par les services de police. Étant donné la variabilité du signalement d'accidents par les agents, l'utilité de ce paramètre est limitée et il n'est

considéré qu'à l'échelle de l'État. (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007) Le Vermont évalue l'abondance des populations de cerfs à partir de divers paramètres, dont la mesure de la variation interannuelle du nombre d'accidents routiers impliquant les cerfs (Vermont Fish and Wildlife Department, 2010). L'État de New York ne considère pas le nombre de collisions véhicule-cerf pour évaluer l'abondance des cerfs. Toutefois, le plan de gestion énonce le besoin de reconnaître et d'évaluer l'importance des diverses causes de mortalité chez les cerfs, ainsi que leurs répercussions sur les populations de cerfs (New York State Department of Environmental Conservation, 2011).

À partir des carcasses récupérées sur le réseau routier en hiver, le Maine dénombre le nombre de fœtus par biche afin d'évaluer la productivité des cerfs (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2011). Dans un même ordre d'idées, le Vermont évalue le ratio des sexes chez les cerfs adultes, le taux de reproduction, et le recrutement de faons durant l'hiver, à partir de mesures prélevées sur les carcasses récupérées sur les routes (Vermont Fish and Wildlife Department, 2009). Grâce à ces mesures, les gestionnaires de la faune ont une meilleure compréhension des dynamiques de population et peuvent ainsi paramétrer adéquatement les modèles de population.

La reconstruction de population est une technique couramment utilisée pour évaluer l'abondance des ressources cynégétiques. Son usage répandu s'explique par la simplicité et le faible coût d'acquisition des données (ex. : données sur l'âge et le sexe des cerfs récoltés par les chasseurs). De plus, cette technique permet d'estimer les densités de cerfs sur de vastes territoires. Le modèle de reconstruction de population *sex-age-kill* (SAK) prédit la taille d'une population de cerfs, immédiatement avant la saison de chasse. Le nombre de mâles adultes est estimé à partir de données de récolte, tandis que le nombre de femelles adultes et le nombre de faons sont calculés à partir de ratios des sexes et des âges. Le paramétrage du modèle requiert plusieurs données d'entrée. Celles-ci doivent être récoltées avec rigueur, de manière récurrente et systématique. La justesse des prévisions découle en partie de la précision de ces données. (Millspaugh et autres, 2009)

Le modèle SAK suppose la stationnarité de la croissance démographique et la stabilité de la distribution des âges. Or, dans la plupart des environnements, ces hypothèses sont rarement respectées. À la limite septentrionale de l'aire de répartition du cerf, des facteurs limitants, indépendants de la densité de population, exercent une forte influence sur les dynamiques de population, perturbant ainsi la stabilité de la distribution des âges et la stationnarité de la croissance démographique. Le modèle SAK suppose également la stabilité du taux de récolte de mâles adultes. Le non-respect des hypothèses génère d'importants biais. Par exemple, lorsque des changements du taux de récolte de mâles adultes sont simulés, les tendances démographiques détectées par le modèle SAK peuvent être contraires aux tendances démographiques réelles. La sensibilité du modèle aux changements du taux de récolte de mâles adultes constitue une lacune importante. De nombreuses raisons peuvent expliquer une variation du taux de récolte de mâles adultes, notamment de nouvelles réglementations (ex. : réglementation sur la taille

légale des bois des mâles adultes, instauration de programmes de double prélèvement), des conditions météorologiques défavorables à la chasse, et une modification des attitudes des chasseurs. (Millsbaugh et autres, 2009)

Le Maine utilise le modèle « HARPOP », une variation du modèle SAK, pour estimer l'abondance des cerfs. De nombreuses données sont nécessaires pour exécuter le modèle, notamment la récolte de cerfs, la structure des âges de la population de cerfs récoltés, l'effort de chasse, le nombre d'animaux tués illégalement, le nombre d'animaux morts de leurs blessures et le taux de recrutement de faons au sein de la population. (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2011) Ce modèle, bien que fort intéressant, requiert l'acquisition de données souvent peu accessibles ou contraignantes en termes de ressources nécessaires à leur acquisition.

Contrairement au modèle SAK, le modèle de population développé par la Pennsylvanie, nommé *Pennsylvania sex-age-kill model* (PASAK), ne suppose ni la stationnarité de la croissance démographique ni la stabilité de la distribution des âges. Le modèle PASAK requiert la collecte de données auxiliaires afin d'approximer les taux de récoltes par âge et par sexe. Ces données sont dispendieuses à obtenir, car elles nécessitent le suivi télémétrique de cerfs. (Millsbaugh et autres, 2009)

Le Vermont emploie trois modèles distincts pour évaluer l'abondance des cerfs : « VT-DOEPOP », « MARK », et SAK (Berry, 2014). Le premier modèle estime le nombre de femelles au sein de la population. En somme, le modèle « VT-DOEPOP » prédit le taux de reproduction des cerfs, la survie des faons néonataux, et la survie des biches et des faons durant l'hiver selon K et selon la sévérité de l'hiver. Le second modèle, quant à lui, estime le nombre de mâles adultes avant l'ouverture de la chasse selon la méthode de capture-marquage-recapture. (Vermont Fish and Wildlife Department, 2010) Enfin, le dernier modèle, comme décrit précédemment, prédit le nombre de mâles adultes à partir de données de récolte; le nombre de femelles adultes et le nombre de faons sont estimés à partir de ratios des sexes et des âges. Encore une fois, l'acquisition des données nécessaires à l'alimentation de ces modèles peut parfois présenter des défis de taille pour les gestionnaires de la faune.

En guise de complément, les observations réalisées par les chasseurs permettent d'évaluer l'abondance relative des cerfs et de confirmer les tendances décelées par l'analyse des paramètres de base du système de suivi. Par exemple, l'État de New York demande aux archers de tenir un journal d'observation qui détaille le nombre de cerfs aperçus, le sexe des animaux observés, le nombre d'heures consacrées à la chasse et les unités de gestion visitées (New York State Department of Environmental Conservation, 2015f). À partir de ces données, différents indices de population sont calculés, comme l'abondance relative des mâles adultes et l'abondance relative des CSB. Pour sa part, le Vermont conduit un sondage annuel, depuis 1999, auprès des chasseurs pour estimer la densité relative de cerfs par région et pour connaître la distribution des chasseurs sur le territoire ainsi que l'effort de chasse fourni (Berry, 2014). Dans le cadre de ce sondage, 5 000 chasseurs sont sélectionnés afin de consigner les informations suivantes : le nombre d'heures

consacrées à la chasse, les unités de gestions visitées, et le nombre de mâles adultes et de CSB observés quotidiennement. Similairement, depuis 2011, le Maine conduit un sondage annuel auprès de 5 300 chasseurs de cerfs pour évaluer l'effort de chasse, ainsi que l'abondance relative des cerfs dans les unités de gestion pour lesquelles sont délivrés des permis de chasse au cerf avec ou sans bois (*Any-Deer Permit*) (Robicheau, 2014). De plus, les détenteurs de permis de chasse à l'orignal sont tenus de répondre à un questionnaire, dans lequel ils doivent rapporter le nombre de cerfs observés durant leur séjour de chasse (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007).

Le tableau 3.6 dresse une synthèse des paramètres de suivi employés par les entités administratives en vue d'évaluer l'abondance relative des populations de cerfs. Il est à noter que le plan de gestion du gros gibier du New Hampshire ne fait aucune mention du système de suivi des populations de cerfs.

Tableau 3.6 Synthèse des paramètres de suivi de l'abondance des populations de cerfs au Québec et dans les États retenus

Évaluation de l'abondance des cerfs	Entité administrative					
	Québec	Maine	New Hampshire	New York	Pennsylvanie	Vermont
Inventaires aériens	✓	✓	s. o.			
Données de récoltes	✓	✓	s. o.	✓	✓	✓
Collisions véhicule-cerf	✓	✓	s. o.			✓
Modèles de population		✓	s. o.		✓	✓
Observations des chasseurs	✓	✓	s. o.	✓		✓
Référence	(Courtois et autres, 1996; Daigle, 2007; Huot et Lebel, 2012)	(Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007, 2011)	(New Hampshire Fish and Game Department, 2005)	(New York State Department of Environmental Conservation, 2011, 2015f)	(Millsbaugh et autres, 2009; Rosenberry et autres, 2009)	(Vermont Fish and Wildlife Department, 2009, 2010; Berry, 2014)

Pour ajuster le prélèvement de CSB de manière à atteindre les objectifs de population, il ne suffit pas d'évaluer l'abondance relative des cerfs, il faut aussi étudier certains paramètres démographiques, tels que la mortalité.

3.3.2 Évaluation de l'importance des mortalités chez les cerfs

Afin d'assurer la pérennité du prélèvement, l'exploitation cynégétique doit respecter les potentiels de récolte et la capacité de reproduction des populations de cerfs. Les gestionnaires de la faune modulent la capacité de renouvellement des populations selon les facteurs limitants du territoire (rigueur hivernale, prédation, accidents, etc.) et les objectifs de densités poursuivis. C'est pourquoi certains paramètres du système de suivi mesurent les mortalités subies par les populations de cerfs. (Huot et Lebel, 2012)

La détermination d'un objectif annuel de récolte de CSB requiert une évaluation de la mortalité subie par le segment femelle de la population. Une population de cerfs est stable lorsque le recrutement est égal à la mortalité. Par conséquent, tout changement du taux de mortalité (toutes causes confondues) doit être compensé par un ajustement du prélèvement de CSB. Dans la limite septentrionale de l'aire de distribution du cerf de Virginie, la rigueur hivernale est une cause importante de mortalité chez les cerfs. Par conséquent, la gestion des populations de cerfs doit tenir compte de la sévérité des hivers. (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007)

À la fin des années 1970, le Québec mit en place un réseau de stations afin de mesurer toutes les deux semaines l'épaisseur du couvert nival et l'enfoncement des cerfs. L'indicateur « NIVA », un paramètre de base du système de suivi québécois, est obtenu à partir de ces mesures. (Daigle, 2007) Le Maine, le New Hampshire, l'État de New York et le Vermont prélèvent également des mesures menant à l'établissement d'un indicateur de sévérité hivernale (*winter severity index*) (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007; New Hampshire Fish and Game Department, 2010; New York State Department of Environmental Conservation, 2011; Berry, 2014). La Pennsylvanie, au moment de la parution du dernier plan de gestion, n'avait pas encore élaboré de protocole valide pour mesurer l'importance des mortalités de cerfs durant l'hiver (Rosenberry et autres, 2009). Malgré cette lacune, le système de suivi des populations de cerfs de la Pennsylvanie est sans nul doute un des plus complets du nord-est des États-Unis, car il tient compte des impacts des cerfs sur le milieu.

3.3.3 Évaluation des impacts des cerfs sur le milieu

Comme mentionné précédemment, la gestion des populations de cerfs vise le juste équilibre entre les besoins fauniques, les besoins des chasseurs et les besoins de l'ensemble des citoyens (Huot et Lebel, 2012). Ainsi, les décisions relatives à l'exploitation des cheptels doivent considérer, à la fois, K et l'acceptabilité sociale des communautés locales quant à l'abondance des cerfs.

L'enregistrement des prises est obligatoire, tant au Québec, que dans les cinq États américains sélectionnés pour cet essai (*Règlement sur les activités de chasse*; Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2014; New Hampshire Fish and Game Department, 2014b; Pennsylvania Game Commission, 2014; Vermont Fish and Wildlife Department, 2014; New York State Department of Environmental

Conservation, 2015e). Des biologistes, présents aux stations d'enregistrement, prélèvent des mesures sur la condition physique des animaux rapportés par les chasseurs (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007; Rosenberry et autres, 2009; Berry, 2014; Jaccard, 2014; New York State Department of Environmental Conservation, 2015e). Certaines données biologiques sont essentielles au paramétrage des modèles de population, alors que d'autres permettent d'inférer la position d'une population de cerfs par rapport à K . À titre d'exemple, la masse corporelle des cerfs est inversement corrélée à la densité de population et varie selon la productivité du milieu (Boucher et autres, 2004). Plusieurs entités administratives, dont le Québec, effectuent des mesures morphométriques (ex. : masse des individus récoltés, diamètre moyen des merrains, longueur de la patte arrière, longueur totale) afin de définir la position de la population de cerfs par rapport à K . En effet, une augmentation de la densité de population entraîne un accroissement de la compétition alimentaire. Il en découle alors une détérioration de la condition physique des cerfs.

Au niveau provincial, le système de suivi n'inclut pas de mesure directe des impacts des cerfs sur la végétation. Toutefois, la direction régionale de l'Estrie du MFFP a formé un comité régional responsable de l'analyse de la déprédation. Parmi les initiatives du comité, il faut souligner la création d'un protocole d'évaluation du broutement de la végétation par les cerfs sur les terres forestières privées de l'Estrie, réalisé par l'AMFE. Pour ce comité, l'intégration de données sur la déprédation de la régénération forestière, en milieu agricole, constitue un objectif prioritaire. Ces données complémentaires visent à bonifier le système actuel de suivi des populations de cerfs. (Jaccard, 2015a)

L'enquête réalisée par Shissler et Grunt (2009) auprès des agences de la faune américaines révèle que seulement cinq États évaluent les impacts des cerfs sur les forêts dans le cadre du suivi des populations de cerfs. La Pennsylvanie est sans nul doute l'État qui a développé le programme le plus complet de suivi des impacts des cerfs sur les milieux forestiers jusqu'à maintenant. En effet, l'étude de la régénération forestière, nommée *Pennsylvania Regeneration Study*, évalue le coefficient de distribution de la régénération des stades de semis et de gaules par catégorie d'essences, c'est-à-dire les essences dominantes de la canopée et celles pouvant atteindre la canopée. L'intensité du broutement, le pourcentage de couverture d'espèces compétitrices, ainsi que d'autres facteurs limitants sont aussi évalués. Les données sont compilées de manière à illustrer le nombre de parcelles dans lesquelles le coefficient de distribution de la régénération est suffisant pour assurer le renouvellement des forêts en fonction de la densité de cerfs. Par exemple, un plus grand nombre de semis et de gaules est nécessaire afin d'assurer le renouvellement des essences de la canopée dans les parcelles soumises à un broutement intensif de la végétation. Les données utilisées dans le cadre de cette étude proviennent du programme d'inventaire forestier (*Forest Inventory and Analysis*) du département de l'Agriculture (*U.S. Department of Agriculture*). Les sites inventoriés sont répartis sur l'ensemble du territoire pennsylvanien (forêts publiques et forêts privées) selon une stratégie d'échantillonnage systématique. Chaque unité de gestion possède un nombre représentatif de sites d'échantillonnage, permettant ainsi la comparaison des forêts au sein d'une même

unité, de même qu'entre les unités. Les informations fournies par le suivi des impacts des cerfs sur les forêts guident les gestionnaires lors de la prise de décision relative à l'abondance des cerfs. (Rosenberry et autres, 2009)

Par le passé, l'État de New York conduisait des inventaires de brouet dans les ravages. Or, faute de ressources financières et humaines, ce programme est maintenant discontinué. Les gestionnaires de la faune recherchent des méthodes alternatives pour évaluer les impacts des cerfs sur la régénération forestière. La production d'un indice de la régénération du couvert forestier, à partir de données provenant du programme fédéral d'inventaire forestier, serait le moyen privilégié par le *New York State Department of Environmental Conservation* en vue de quantifier les impacts des cerfs sur les forêts new-yorkaises. (New York State Department of Environmental Conservation, 2011) Cet indice serait calculé à partir du coefficient de distribution de la régénération des semis et des gaules, pour les essences indigènes de la canopée, ainsi que celles à valeur commerciale. Toutefois, la méthodologie doit être développée et testée, et l'indice doit être inclus au processus décisionnel des objectifs de population de cerfs. (Shirer et Zimmerman, 2010)

Actuellement, au Québec, l'acceptabilité sociale des cerfs est évaluée en fonction des plaintes reçues et des recommandations formulées par les membres des TRF. Il n'existe pas de norme provinciale sur la collecte et l'analyse des plaintes. (Huot et Lebel, 2012) Aux États-Unis, très peu d'agences de la faune réalisent un suivi des plaintes relatives à la déprédation. Généralement, ce suivi est effectué par l'attribution de permis spéciaux. (Shissler et Grunt, 2009) Bien qu'il n'y ait pas de protocole d'évaluation des plaintes, les groupes de travail citoyens fournissent tout de même aux gestionnaires de la faune les opinions du public pour établir le niveau d'acceptabilité sociale des populations de cerfs. D'ailleurs, les gestionnaires de la faune tiennent compte de ces informations lors de la détermination des quotas de permis CSB.

3.3.4 Processus de détermination du quota de permis CSB

Le Québec et l'État de New York emploient une méthodologie similaire pour calculer les quotas de permis CSB. Les principaux éléments considérés lors de la détermination du quota de permis CSB sont la détermination du potentiel de récolte de CSB, le calcul de la récolte de CSB lors des périodes de chasse non contingentées, l'indice de rigueur hivernale, les objectifs de population de cerfs, ainsi que le succès historique d'utilisation des permis CSB par unité de gestion. (Jaccard, 2015a; New York State Department of Environmental Conservation, 2015g)

Le processus de détermination du quota de permis CSB se décline en trois étapes au Québec et en quatre étapes dans l'État de New York. Premièrement, la récolte potentielle de CSB est obtenue en multipliant la récolte totale de mâles adultes anticipée par le taux d'exploitation des CSB (c.-à-d. le nombre de CSB / 100 mâles adultes dans la récolte). Deuxièmement, le potentiel de CSB par contingentement est estimé en soustrayant les récoltes de CSB anticipées lors des périodes ARC-ARB et ACB de la récolte totale de CSB anticipée. Troisièmement, le quota de permis CSB est déterminé en multipliant le potentiel de CSB par

contingemment par le succès de récolte de CSB par tirage au sort. (Jaccard, 2015a; New York State Department of Environmental Conservation, 2015g) L'État de New York réalise une étape supplémentaire. Le potentiel de CSB par contingentement est multiplié par la proportion de femelles adultes dans la récolte de CSB afin d'obtenir le potentiel de femelles adultes par contingentement. Finalement, ce dernier est multiplié par le succès de récolte de CSB par tirage au sort. (New York State Department of Environmental Conservation, 2015g)

Par ailleurs, le Vermont détermine le quota de permis CSB en deux temps. Tout d'abord, les gestionnaires de la faune estiment la taille de la population de cerfs de chaque région en considérant à parts égales les résultats du modèle « MARK » et l'abondance relative des animaux basée sur le taux d'observation de cerfs par les chasseurs. Il est alors possible d'estimer le nombre de femelles adultes puisque le ratio des sexes chez les adultes, le taux de reproduction des femelles et le taux de survie des faons durant l'été sont des variables connues. Cette estimation tient compte de la sévérité des hivers passés, ainsi que la position de la harde par rapport à K . À partir du nombre estimé de femelles adultes, les gestionnaires de la faune prédisent le nombre de femelles de l'année suivante avant la chasse, à l'aide du modèle « VT-DOEPOP », tel qu'illustré à la figure 3.2. De par cette figure, il est évident que le modèle « VT-DOEPOP » requiert une compréhension approfondie des dynamiques de population. La justesse des résultats dépend de l'exactitude des données d'entrée. Le nombre anticipé de femelles adultes est comparé à l'objectif établi pour la région. Le nombre visé de femelles adultes se base sur une densité de population équivalant à $\frac{1}{2} K$ et présume des conditions hivernales normales. Le surplus de femelles adultes disponible pour la récolte est la différence calculée à partir du nombre anticipé de femelles adultes et de l'objectif de femelles adultes. Le surplus est comparé aux récoltes de femelles adultes anticipées pour les périodes jeunesse et ARC. Si le surplus est supérieur aux récoltes anticipées, alors des permis CSB sont délivrés pour la période ACB. Le quota est déterminé en fonction du potentiel de CSB par contingentement, du succès de récolte de CSB par tirage au sort, ainsi que de l'évolution des tendances démographiques. (Vermont Fish and Wildlife Department, 2010)

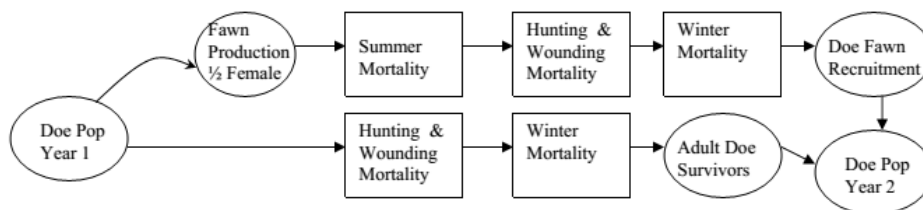


Figure 3.2 Modèle « VT-DOEPOP » (tiré de : Vermont Fish and Wildlife Department, 2010, p. 27)

De son côté, le Maine détermine le quota de permis CSB en trois étapes. Premièrement, le niveau de population observé est comparé à l'objectif de population établi pour l'unité de gestion. Ainsi, les gestionnaires de la faune définissent si la population doit être stabilisée, augmentée ou diminuée et ajustent

le quota de permis CSB selon la situation. Deuxièmement, la stabilité de la population est évaluée à partir de la tendance de population relevée par l'analyse de la récolte de mâles adultes (*buck kill index*). La délivrance de permis CSB est calibrée de manière à ce qu'elle soit proportionnelle au changement du taux de croissance de la population. Enfin, le nombre de permis CSB est modulé selon les patrons de recrutement et de mortalité. Pour ce faire, les gestionnaires de la faune analysent les tendances de la récolte de femelles adultes, ainsi que la sévérité de l'hiver. Si nécessaire, le taux d'exploitation des CSB est ajusté de manière à mieux refléter la contribution de la chasse à l'équilibre des processus démographiques. Le tableau présenté à l'annexe 2 résume le processus de détermination des quotas de permis CSB du Maine. (Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007)

Pour terminer, la Pennsylvanie module l'intensité du prélèvement de CSB en fonction de la santé des cheptels et de l'importance des impacts des cerfs sur le milieu. Dans un premier temps, un objectif de population est établi pour chaque unité de gestion. Autrement dit, les gestionnaires de la faune déterminent s'il faut stabiliser, augmenter ou diminuer les effectifs de cerfs. L'objectif de population est basé sur la santé des cerfs, l'état des habitats forestiers et l'opinion des groupes de travail citoyens. La santé des cerfs est évaluée à partir de plusieurs paramètres dont le principal est le taux de reproduction des femelles adultes. L'indicateur retenu pour calculer le taux de reproduction est le nombre d'embryons par femelle adulte. Les mesures sont prélevées sur des carcasses récupérées entre les mois de février et de mai. Comme mentionné précédemment, l'état des habitats forestiers est évalué en fonction du coefficient de distribution de la régénération forestière. Enfin, un groupe de travail citoyen établit la tolérance du public quant à l'abondance des cerfs. Dans un deuxième temps, les gestionnaires de la faune évaluent la stabilité de la population de cerfs par l'analyse des tendances démographiques. Le but de cette étape est de fixer un objectif de récolte de CSB qui peut garantir l'atteinte de la tendance recherchée (c.-à-d. stabilisation, augmentation ou diminution de la population). Ainsi, si la population de cerfs est stable et que la stabilisation est le résultat souhaité, alors l'objectif de récolte de CSB sera sensiblement le même que celui de l'année précédente. Dans la même veine, une diminution de la population de cerfs nécessiterait une augmentation de l'objectif de récolte de CSB, tandis qu'une augmentation de la population de cerfs demanderait une réduction de l'objectif de récolte de CSB. Enfin, les gestionnaires de la faune estiment le nombre de permis CSB requis pour atteindre l'objectif de récolte de CSB. L'objectif de récolte de CSB est tout simplement multiplié par le nombre de permis CSB requis pour prélever un cerf. (Rosenberry et autres, 2009)

Le processus de détermination des quotas de permis CSB nécessite de nombreuses informations. Celles-ci sont acquises dans le cadre de différents programmes de suivi. Ces programmes forment le système de suivi des populations de cerfs. Enfin, le cadre de gestion, les outils de gestion et le système de suivi sont les trois principales composantes du modèle de gestion du cerf de Virginie au Québec.

3.4 Éléments comparatifs saillants

En somme, la province ou l'État est responsable de la gestion du cerf de Virginie et règlemente les modalités d'exploitation de cette ressource faunique. Les objectifs de gestion sont définis par un processus consultatif, au moment de l'élaboration du plan de gestion. Bien souvent, la consultation des parties prenantes se limite à certains groupes d'intérêts, restreignant ainsi la représentativité des comités consultatifs. La confiance d'un individu envers les autorités et son acceptation des règlements découlent entre autres de sa perception de l'équité du processus décisionnel (Tyler, 2000). Par conséquent, il est important de solliciter la participation du public lors des différentes étapes d'élaboration du plan de gestion. En ce qui a trait à la détermination d'objectifs relatifs à l'abondance des cerfs, ceux-ci sont souvent définis en termes de densité de population pour chacune des unités de gestion. Les populations de cerfs sont gérées à l'échelle régionale. La densité optimale de cerfs tient compte de K et de l'acceptabilité sociale. Toutefois, l'État de New York et la Pennsylvanie établissent des objectifs de population en termes de tendances démographiques. La Pennsylvanie gère ses populations de cerfs de façon progressiste. En effet, cet État recherche l'atténuation des impacts négatifs et l'optimisation des impacts positifs des cerfs sur le milieu, et non l'atteinte d'objectifs de densité de cerfs. Dans tous les cas, la gestion de la faune vise l'amélioration des interactions entre les citoyens, les animaux et les habitats. Comme le soulignent Riley et autres (2002), un nouveau paradigme de gestion de la faune est émergent : il est basé sur la multidisciplinarité et sur la gestion participative, et il est centré sur les impacts des animaux sur le milieu.

La gestion des populations de cerfs de Virginie est basée sur le suivi de la récolte des mâles adultes. Les CSB sont aussi récoltés de manière contrôlée. La modification des modalités d'exploitation permet aux gestionnaires de la faune d'ajuster la pression de chasse en fonction des tendances démographiques des cerfs. Les principaux outils de gestion sont les types de permis de chasse, la durée des périodes de chasse, les engins de chasse permis, la limite de prise et les segments de population autorisés. Les outils de gestion varient peu entre entités administratives. Les principales différences relevées sont liées à l'encadrement de l'exploitation des CSB. Le Québec, le New Hampshire et le Vermont ne possèdent pas d'outils permettant une gestion à fine échelle des populations de cerfs. Pour leur part, le Maine, l'État de New York, et la Pennsylvanie gèrent les problèmes locaux de déprédation par la délivrance de permis spéciaux dont la portée est restreinte à l'échelle de la propriété ou de la municipalité.

L'optimisation des potentiels cynégétiques et l'atteinte du juste équilibre entre K , les besoins fauniques, les besoins des chasseurs, ainsi que les besoins de l'ensemble des citoyens exigent des connaissances approfondies sur l'abondance des populations de cerfs, l'importance des mortalités qu'elles subissent et l'importance des impacts qu'elles génèrent sur le milieu. Les entités administratives effectuent le suivi de l'abondance relative des cerfs ainsi que le suivi des processus démographiques. Le suivi des impacts des cerfs sur le milieu, quant à lui, est inadéquat dans bien des cas. Seule la Pennsylvanie évalue l'importance de la déprédation de la régénération forestière. La plupart des entités administratives évaluent l'importance

des conflits humain-cerf par le biais de plaintes reçues par les gestionnaires de la faune, ou par les fonctionnaires d'organes municipaux ou gouvernementaux. Toutefois, aucune entité administrative n'a développé une norme de collecte et d'analyse des plaintes. La plupart des États américains documentent les impacts des cerfs sur le milieu principalement lors de l'octroi de permis spéciaux visant une gestion localisée des problèmes de déprédation. Pour sa part, la Pennsylvanie ajuste la pression de chasse exercée sur les CSB en fonction de l'importance des impacts des cerfs sur leur propre santé, sur les habitats forestiers et sur la société. Une gestion orientée sur les impacts des cerfs sur le milieu semble être la clé pour satisfaire les attentes des parties prenantes.

4 VERS UNE GESTION ADAPTATIVE ORIENTÉE SUR LES IMPACTS DES CERFS SUR LE MILIEU

Ce chapitre énonce des recommandations visant l'amélioration de la gestion des populations de cerfs au Québec. Les recommandations sont regroupées selon les principales composantes du modèle de gestion, c'est-à-dire le cadre de gestion, les outils de gestion et le système de suivi des populations de cerfs.

4.1 Cadre de gestion

Le contexte socioéconomique de la gestion de la faune a beaucoup évolué au cours des dernières décennies. Par le passé, les orientations de gestion étaient principalement axées sur la mise en valeur des espèces fauniques exploitées, ainsi que sur la détermination de densités animales assurant la préservation de l'équilibre écologique entre la faune et son milieu. Aujourd'hui, ces orientations doivent, en plus d'assurer la mise en valeur des ressources fauniques et l'intégrité écologique des milieux naturels, répondre aux attentes de l'ensemble des parties prenantes. L'approche de gestion doit faciliter l'intégration des sciences naturelles et des sciences sociales, et promouvoir la considération d'un vaste éventail d'intérêts. (Riley et autres, 2003a)

Riley et autres (2002) proposent une orientation de la gestion de la faune centrée sur le concept d'impacts. Plus précisément, les impacts représentent les effets positifs ou négatifs liés à des événements ou des interactions impliquant des animaux, des humains et des interventions de gestion. Les impacts sont définis par des valeurs anthropocentriques. Dans un contexte de gestion de la faune, est considéré comme un impact, un effet jugé important par les parties prenantes. Les efforts des gestionnaires de la faune visent à optimiser les impacts positifs et à atténuer les impacts négatifs des espèces exploitées sur le milieu.

L'identification des impacts requiert l'intégration de savoirs multidisciplinaires, ainsi que la participation des parties prenantes au processus de gestion. Un cadre de gestion adaptatif, qui met l'accent sur l'apprentissage par expérimentation et qui structure le processus décisionnel, garantit une prise de décision éclairée. (Riley et autres, 2003a) D'ailleurs, une approche adaptative est particulièrement appropriée à la gestion de la faune compte tenu des niveaux élevés d'incertitude et de contrôlabilité du contexte d'exploitation des ressources fauniques (Allen et autres, 2011).

La gestion adaptative est un processus itératif permettant une flexibilité du processus décisionnel. La rétroaction des décisions prend en considération l'imprévisibilité des résultats de certaines interventions de gestion. Les objectifs et les interventions de gestion sont révisés au gré de l'acquisition de nouvelles connaissances. Le suivi des résultats obtenus permet l'acquisition de connaissances et l'amélioration du processus décisionnel. La gestion adaptative permet l'atteinte d'objectifs environnementaux, sociaux et économiques et permet la conciliation d'intérêts divergents. (Williams et autres, 2009)

La gestion adaptative diffère de l'apprentissage par essais et erreurs. Ce processus itératif de prise de décision structurée comprend la formulation d'objectifs de gestion, l'identification de solutions de rechange,

la prévision des effets attendus découlant d'interventions de gestion, l'identification des principales sources d'incertitudes et le suivi des résultats obtenus (National Research Council, 2004). La démarche de gestion adaptative se divise en deux phases : la phase de mise en place et la phase itérative (Williams, 2011). La figure 4.1 représente ces deux phases ainsi que leurs principaux éléments.

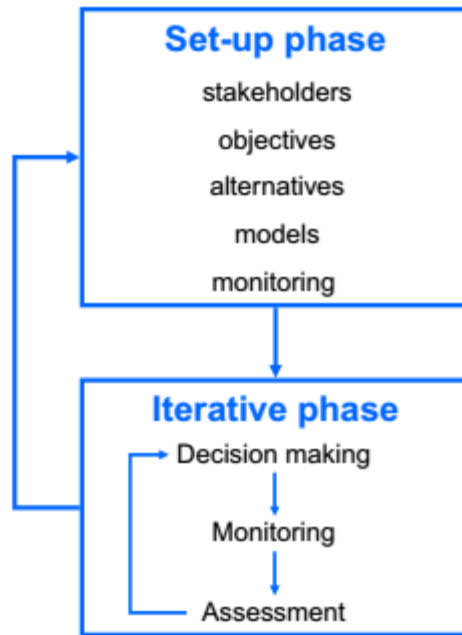


Figure 4.1 Démarche de la gestion adaptative (tiré de : Williams, 2011, p. 1348)

Lors de la phase de mise en place, une analyse de la situation est réalisée. Le contexte et l'environnement de gestion sont définis. En collaboration avec les parties prenantes, les gestionnaires de la faune cernent les enjeux de gestion. Ces informations sont utilisées pour dresser une première carte conceptuelle du système de gestion. Ainsi, les gestionnaires de la faune et les parties prenantes ont une compréhension commune des données de base et des problèmes à résoudre. (Riley et autres, 2003a) Durant cette première phase, les objectifs de gestion sont définis. Ceux-ci doivent être précis, mesurables, limités dans le temps et consensuels afin de guider le processus de prise de décision et d'évaluer la réussite des interventions de gestion (Dietz et autres, 2010; Williams, 2011). L'étape d'identification et de sélection des solutions de rechange garantit l'examen des différentes actions possibles. Lors de cette étape, la méthodologie d'évaluation et les indicateurs de performance sont définis. (Riley et autres, 2003a) Ensuite, la construction de modèles établit les liens entre les interventions de gestion et leurs effets potentiels sur la ressource faunique étudiée (Williams, 2011). Le développement de modèles procure une vision holistique des systèmes de gestion. Les parties prenantes ont rarement une compréhension exhaustive des systèmes de gestion. Cette étape met en évidence leur complexité. La modélisation structure les informations et facilite la communication entre les gestionnaires de la faune et les parties prenantes. De plus, la

modélisation expose les incertitudes des systèmes de gestion et identifie les manques d'informations à adresser lors de recherches futures. Enfin, le suivi des interventions de gestion permet de comparer les prévisions dérivées des modèles aux résultats obtenus. (Riley et autres, 2003a) En règle générale, le suivi des interventions de gestion fournit des données afin : (1) d'évaluer le progrès de l'atteinte des objectifs; (2) de déterminer le statut de la ressource faunique afin de mettre en œuvre les interventions appropriées; (3) d'améliorer la compréhension des dynamiques de population de la ressource faunique; (4) de développer et d'affiner des modèles de population si nécessaire. La phase itérative met en place un mécanisme de rétroaction du processus décisionnel. Le suivi et l'évaluation des résultats obtenus favorisent l'acquisition de connaissances et améliorent la compréhension des systèmes de gestion. À la lumière des nouvelles informations disponibles, les décisions de gestion sont révisées et les objectifs de gestion sont redéfinis. (Williams, 2011)

En ce qui a trait aux objectifs de population, le MFFP définit ceux-ci en termes de densité optimale de cerfs par unité de gestion. La densité optimale de cerfs est établie en fonction de K et de l'acceptabilité sociale. D'une part, K est un concept dynamique qui varie selon le temps, le territoire et l'échelle d'observation. D'autre part, l'acceptabilité sociale est définie comme l'agrégation des niveaux de tolérance des différents groupes d'une communauté et forme également un concept dynamique (Decker et autres, 2001). Le niveau de tolérance d'une partie prenante envers les cerfs (*wildlife acceptance level*) est défini par ses valeurs et ses expériences (*ibid.*). La détermination d'objectifs de population formulés en termes de densité optimale de cerfs ne permet pas d'adapter les interventions de gestion en fonction de la réalité du terrain. En soi, la densité de population ne renseigne aucunement sur la relation entre une population de cerfs et son milieu (Morellet et autres, 2007). Comme le souligne McShea (2012), plusieurs scientifiques font valoir la nécessité de créer des repères écologiques et d'orienter la gestion des populations de cerfs vers la prise en compte des impacts de celles-ci sur le milieu plutôt que vers l'atteinte d'objectifs de densité de cerfs. Morellet et autres (2007) recommandent une gestion basée sur le suivi d'indicateurs écologiques permettant de documenter l'état des populations de cerfs par rapport à l'état de leurs habitats. Évidemment, les indicateurs sélectionnés doivent exhiber une dépendance à la densité de population. Le programme de suivi suggéré par ces auteurs tient compte de l'abondance relative des animaux, de la qualité et de la performance des individus de la population (ex. : reproduction, mortalité, qualité phénotypique), de la qualité des habitats et des impacts de la population animale sur ses habitats.

Le suivi des populations animales, basé sur des indicateurs écologiques, fut initialement développé en France, afin de gérer les populations de chevreuils (*Capreolus capreolus*). Les indicateurs écologiques fournissent les informations de base nécessaires à une prise de décision éclairée par les comités consultatifs à l'échelle des départements. (Morellet et autres, 2007) La Pennsylvanie gère ses populations de cerfs selon une approche similaire. En effet, les gestionnaires de la faune pennsylvaniens évaluent les interactions entre les cerfs, leurs habitats et les humains. Ils déterminent les objectifs de population à partir de la santé des cerfs, de l'état des habitats forestiers et de l'importance des conflits humain-cerf.

(Rosenberry et autres, 2009) Considérant que la densité de bêtes ne renseigne aucunement sur la relation entre une population de cerfs et son milieu, il est recommandé que le MFFP détermine des objectifs de population définis en termes de santé des cerfs, d'état des habitats forestiers et d'importance des conflits inhérents à la cohabitation des humains avec ces grands mammifères.

Pour définir des objectifs de gestion pertinents, le MFFP doit recenser les préoccupations de l'ensemble des parties prenantes afin d'identifier les enjeux de gestion. Ainsi, il est possible de préciser les objectifs de gestion en termes de résultats recherchés par les parties prenantes. D'ailleurs, le MFFP doit définir les vocables de gestion de manière à assurer une compréhension et un langage commun, et à faciliter la mesure des résultats lors de la prochaine révision du plan de gestion du cerf de Virginie.

Aux États-Unis, les opinions et les préoccupations des parties prenantes sont recueillies par le biais d'assemblées publiques, de journées portes ouvertes et de sites Web. Le MFFP pourrait user de moyens similaires afin de mieux cerner les enjeux de gestion.

Bien que le processus de consultation régional vise la participation des principales parties prenantes à la démarche de gestion, différents facteurs, tels que la fréquence des rencontres, la charge d'information transmise lors des rencontres, la disponibilité des parties prenantes, ainsi que la raréfaction des ressources disponibles peuvent constituer des entraves à la détermination de modalités de gestion novatrices, consensuelles et efficaces (Jaccard, 2015a). Pour contrer ce problème, l'État de New York et la Pennsylvanie emploient des animateurs lors des réunions des groupes de travail citoyens. Pour mener à bien les discussions des TRF, le MFFP pourrait faire appel aux services de professionnels en gestion participative. De plus, l'embauche de spécialistes des aspects socioéconomiques faciliterait certainement l'intégration de la dimension humaine au processus décisionnel.

L'apprentissage constitue une pierre angulaire de la gestion adaptative. Pour déterminer les objectifs de gestion, les gestionnaires de la faune et les parties prenantes partagent leurs savoirs. En prenant part au processus décisionnel, les parties prenantes développent une meilleure compréhension des enjeux de gestion (Decker et autres, 2001). Les membres des groupes de travail jouent un rôle clé en ce qui a trait à l'éducation du public. En effet, ils expliquent à leurs pairs le processus décisionnel améliorant ainsi l'acceptabilité sociale des objectifs et des interventions de gestion (*ibid.*). La publication de documents sur le site Web du MFFP constitue, par exemple, un moyen efficace pour diffuser des informations sur la gestion des populations de cerfs. Afin de rendre son site Web plus convivial, le MFFP pourrait créer un portail Web dédié au cerf de Virginie, comme l'a fait la Pennsylvanie (voir Pennsylvania Game Commission, 2013b). Ce portail regrouperait le matériel éducatif traitant du cerf de Virginie et des enjeux liés à cette espèce. Parmi les publications disponibles sur le portail, il pourrait y avoir, notamment, des articles sur les différents projets menés par le MFFP et ses partenaires. Ainsi, le public aurait une meilleure appréciation des travaux réalisés par les principaux intervenants œuvrant dans le domaine de la gestion des populations de cerfs.

En somme, la gestion adaptative suscite la participation active des parties prenantes au processus décisionnel et de ce fait, améliore la pertinence de la démarche de gestion pour la société. De plus, la gestion adaptative accroît la capacité des gestionnaires de la faune à faire face aux changements et aux incertitudes. Enfin, l'apprentissage est à la fois le moteur et le produit d'une démarche adaptative. (Riley et autres, 2003b) Pour ces raisons, il est recommandé que le MFFP adopte une approche de gestion adaptative, basée sur les impacts des cerfs sur le milieu.

4.2 Outils de gestion

Une gestion orientée sur les impacts des cerfs sur le milieu vise, bien souvent, l'intensification de la pression de chasse dans les régions subissant un niveau élevé de dommages. Pour ce faire, des outils de gestion doivent être développés afin de permettre un niveau supplémentaire de prélèvement. De plus, les contraintes liées à la pratique de la chasse sportive doivent être adressées par les gestionnaires de la faune afin d'optimiser l'efficacité des outils de gestion.

Depuis les années 1990, des études scientifiques évaluent l'efficacité d'une gestion des cerfs à fine échelle (*localized management*). Comme mentionné au chapitre 2, les biches sont fidèles à leur aire estivale et forment des groupes matriarcaux multigénérationnels; les domaines vitaux des femelles apparentées se chevauchent, tels les pétales d'une rose (Mathews, 1989 dans McNulty et autres, 1997). Porter et autres (1991) proposèrent le concept de gestion localisée des cerfs, soit le retrait de groupes matriarcaux afin de créer des zones persistantes (10-15 ans) de très faible densité de cerfs (<2 cerfs/km²). L'applicabilité de ce concept repose sur le respect des conditions suivantes : un faible taux de dispersion des femelles, un haut taux de survie de celles-ci, ainsi qu'un haut degré de philopatrie (Miller et autres, 2010).

McNulty et autres (1997) testèrent l'efficacité d'une gestion à fine échelle sur une population de cerfs non exploitée, de faible densité (2-6 cerfs/km²) et migratoire, de la région des monts Adirondacks, dans l'État de New York. Durant cette étude, 14 individus d'un même groupe furent retirés d'une zone d'une superficie de 1,4 km². Au cours des deux années de suivi, aucune femelle avoisinante n'avait recolonisé la parcelle expérimentale. Une étude subséquente de la même parcelle expérimentale rapporte une densité réduite de cerfs, cinq années après le retrait du groupe social, démontrant ainsi la persistance du traitement effectué (Oyer et Porter, 2004). Cela dit, la gestion localisée des cerfs pourrait être une solution contre la déprédation de la régénération forestière. La création de zones de faible densité de cerfs, après des coupes de régénération ou des éclaircies, pourrait prévenir la déprédation des semis d'arbres jusqu'à ce qu'ils atteignent une taille supérieure à 1,5 m, taille à laquelle ils ne sont plus vulnérables au broutement par les cerfs (Oyer et Porter, 2004). Toutefois, l'expérience menée par Miller et autres (2010) démontre qu'en présence de fortes densités de cerfs (12-20 cerfs/km²), l'élimination de groupes sociaux crée effectivement des zones de faible densité, mais l'effet du traitement est temporaire. De plus, au Québec, les modalités de gestion du cerf de Virginie actuellement en vigueur sont principalement orientées sur le prélèvement de

mâles adultes. Or, celles-ci devraient être modulées davantage vers la récolte de CSB afin d'assurer l'efficacité du concept de gestion localisée des cerfs.

Par ailleurs, le concept de gestion localisée des cerfs fut développé dans des régions caractérisées par de faibles densités de population et de faibles taux de dispersion des femelles, par conséquent la gestion localisée des cerfs peut ne pas convenir à toutes les situations (DeYoung et Miller, 2011). Somme toute, l'élimination de groupes matriarcaux est un concept prometteur qui mérite l'attention des gestionnaires de la faune québécois. Il est recommandé que le MFFP conduise une investigation sur la gestion localisée des cerfs afin d'en évaluer l'applicabilité.

Plusieurs États gèrent les problèmes locaux de surabondance des cerfs par le biais de programmes d'aide à la gestion. Ces programmes amènent les chasseurs à collaborer avec les propriétaires fonciers. D'un côté, les propriétaires fonciers réussissent à atteindre leurs objectifs de gestion et d'un autre côté, les chasseurs obtiennent des occasions de récolte supplémentaires. L'instauration de programmes d'aide à la gestion offre de nombreux avantages, notamment le contrôle ciblé des populations de cerfs, la réduction des dommages produits par les cerfs, et l'amélioration des relations entre les propriétaires fonciers et les chasseurs (accès au territoire). De plus, ces programmes contribuent à l'acquisition de données concernant les impacts des cerfs sur le milieu. En effet, l'inscription d'une propriété au programme d'aide à la gestion requiert la documentation des dommages produits par les cerfs. (New York State Department of Environmental Conservation, 2015d) Les propriétaires fonciers reçoivent des coupons qu'ils distribuent aux chasseurs. Ces derniers les échangent contre des permis DMAP. Par défaut, l'État de New York et la Pennsylvanie distribue un coupon par 20 ha. Toutefois, la documentation des impacts, ainsi que l'élaboration d'un plan de gestion permettent d'ajuster l'attribution de coupons selon les besoins spécifiques des propriétaires fonciers. (Stout et autres, 2013; New York State Department of Environmental Conservation, 2015h)

À l'exception de la chasse contrôlée, dont l'usage est au stade expérimental, le Québec ne dispose pas d'outils pour effectuer une gestion des populations de cerfs à fine échelle. Cependant, certains outils ont déjà fait l'objet d'une évaluation, par le passé. À titre d'exemple, dans le but d'intensifier le prélèvement de cerfs, des permis octroyés par le MFFP à des fins scientifiques, éducatives ou de gestion (SEG), ensuite nommés permis SEG, furent délivrés à l'intérieur d'une zone expérimentale dans le cadre de l'*Entente spécifique de régionalisation portant sur l'expérimentation d'un modèle de gestion intégrée du cerf de Virginie en Chaudière-Appalaches*. Cette expérience démontra la lourdeur et la complexité du processus d'attribution de permis SEG. En effet, ce processus inclut plusieurs étapes, dont la préparation de dépliants informatifs, de formulaires d'inscription, de scellés pour le transport des bêtes, ainsi que la collecte des frais d'inscriptions. D'après le bilan de l'Entente, les bénéfices liés à la délivrance de permis SEG ne justifient pas les investissements en temps et en argent pour être utilisés régulièrement pas les gestionnaires de la faune. (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008) De plus, pour être socialement

acceptable, l'attribution de tels permis spéciaux doit assurer un accès équitable aux ressources fauniques (Jaccard, 2015a).

Afin de se doter d'un mécanisme de prélèvement à deux niveaux (un premier niveau de prélèvement effectué à l'échelle régionale et un second niveau de prélèvement réalisé à l'échelle locale), il est recommandé que le MFFP mette en place un programme d'aide à la gestion. Ainsi, il serait possible d'effectuer une gestion à fine échelle sans avoir recours à la subdivision des unités de gestion. Pour assurer le respect du principe d'équité, le MFFP se chargerait de distribuer les permis DMAP en fonction de critères précis et en suivant une démarche structurée et transparente.

Pour assurer l'usage des outils de gestion à leur juste potentiel, les gestionnaires de la faune doivent aussi traiter des contraintes liées à la chasse sportive. Au Québec comme aux États-Unis, l'offre de chasse est principalement limitée par l'accès réduit au territoire et par les règlements municipaux qui restreignent la pratique de cette activité. De surcroît, le vieillissement anticipé des chasseurs et le faible taux de recrutement auprès des jeunes prédisent une réduction de la demande cynégétique. (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008; McShea, 2012; Rudolph et autres, 2011) Par conséquent, le MFFP doit mettre en place différents programmes ayant pour but de favoriser l'accès au territoire ainsi que le maintien de la relève de chasseurs.

Pour mieux définir la stratégie d'intervention relative à l'accessibilité du territoire, il est important de connaître les préoccupations des propriétaires fonciers. Par exemple, les agriculteurs seraient-ils principalement préoccupés par leur responsabilité civile, alors que les banlieusards se soucieraient tout d'abord de leur sécurité? (Storm et autres, 2007) Une meilleure connaissance des préoccupations des propriétaires fonciers permettrait de cibler les obstacles liés à l'accessibilité du territoire. Le MFFP serait alors en mesure de créer des ateliers éducatifs adaptés aux besoins de ces derniers. Ces ateliers informeraient les propriétaires fonciers des nombreux bienfaits de la chasse et les outilleraient à accueillir les adeptes de ce sport.

Les actions visant l'accès au territoire doivent aussi cibler les administrateurs de municipalités. La légitimité de la chasse est reconnue par la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*. Toutefois, les municipalités peuvent limiter cette activité, en vertu de la *Loi sur les compétences municipales*. En effet, elles peuvent adopter des règlements qui interdisent l'utilisation d'armes à feu, ou de toutes armes de chasse, afin d'assurer la sécurité de leurs citoyens. De par les fusions municipales des années passées, certaines municipalités sont constituées de vastes territoires situés en partie en milieu agroforestier. L'adoption de règlements interdisant l'usage d'armes à feu soustrait de vastes zones aux activités de prélèvement faunique. (Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs, 2011) Plutôt que d'interdire l'usage d'armes à feu, les municipalités pourraient régir l'usage des types d'armes de chasse par zone, comme le fait la Ville de Sherbrooke (Ville de Sherbrooke, 2015). Le MFFP doit informer les administrateurs municipaux sur la chasse et élargir sa collaboration avec le milieu municipal. Pour ce faire, il est

recommandé que le MFFP rédige un document éducatif sur la chasse, adressé aux administrateurs municipaux. Ce document détaillerait les avantages de la chasse et préciserait la manière de concilier les différents usages du territoire sans interdire l'usage d'armes de chasse. Un exemplaire électronique de ce document pourrait être envoyé aux urbanistes et aux chargés de projets en environnement des municipalités du Québec.

Le vieillissement anticipé des chasseurs et le faible taux de recrutement de ceux-ci prédisent une réduction de l'effort de chasse dans les années à venir. Le MFFP doit agir afin de susciter l'intérêt des jeunes pour la chasse. Il est recommandé que le MFFP instaure une fin de semaine de chasse pour la relève, à l'exemple des États-Unis. Toutefois, des actions supplémentaires seront nécessaires pour assurer le maintien du prélèvement de cerfs dans le temps. La perte de chasseurs expérimentés exacerbera probablement la diminution du recrutement des adeptes de la chasse (Riley et autres, 2003b). Le soutien social, le mentorat et l'apprentissage constituent des facteurs favorisant le recrutement et la rétention de nouveaux chasseurs. Or, les gestionnaires de la faune ne sont pas outillés pour exercer une influence sur ces facteurs (Enck et autres, 2000). Il est donc recommandé que le MFFP, en partenariat avec les universités québécoises et les associations de chasseurs, étudie les phénomènes de recrutement et de rétention des chasseurs. Les horizons de recherche devront inclure des disciplines telles que la sociologie, la psychologie sociale et l'éducation.

L'accès restreint au territoire, le vieillissement anticipé des chasseurs et le faible taux de recrutement auprès des jeunes, ainsi que la restriction concernant l'utilisation d'armes de chasse sur plusieurs territoires municipaux compromettent l'efficacité de la chasse sportive (Brown et autres, 2000). La chasse commerciale, pratiquée dans un contexte restreint et bien encadré, pourrait pallier ce problème. La chasse commerciale présente de nombreux avantages, dont la réduction des populations de cerfs là où elles sont trop élevées, l'approvisionnement d'une source locale de viande, la promotion d'une économie locale, la mise en valeur de la « ressource cerf » et l'expansion d'un marché. Toutefois, l'adoption d'une telle pratique soulève aussi des inquiétudes, comme la privatisation de la faune, la surexploitation des ressources fauniques, la sécurité alimentaire, la compétition avec des produits existants, l'application des lois et des règlements, la difficulté d'apporter des changements législatifs et l'acceptabilité sociale. (Vercauteren et autres, 2011) Pour évaluer la pertinence et la faisabilité de la chasse commerciale, il est recommandé que le MFFP conduise une évaluation exhaustive de cette activité.

En peu de mots, pour réaliser une gestion orientée sur les impacts des cerfs sur le milieu, les gestionnaires de la faune devront posséder des outils permettant un niveau supplémentaire de prélèvement, dans les zones affichant de fortes densités de cerfs. Les contraintes liées à l'accès au territoire, ainsi que l'éventuelle décroissance de la demande cynégétique, constituent des préalables à l'efficacité des outils de gestion et devront être traitées par le MFFP. Mais avant tout, une gestion orientée sur les impacts des cerfs sur le milieu requiert une analyse du portrait de la région. Ainsi, les gestionnaires de la faune doivent posséder

des informations sur la santé des cheptels, sur l'état des habitats forestiers et sur l'importance des conflits humain-cerfs. De telles informations proviennent de programmes de suivi.

4.3 Système de suivi des populations de cerfs

Le système de suivi actuel ne permet pas aux gestionnaires de la faune du Québec d'évaluer avec précision les impacts des cerfs sur le milieu. Or, une gestion adaptative exige une compréhension des interactions entre les cerfs, leurs habitats et la société. Cela dit, des programmes de suivi doivent être développés afin d'évaluer les impacts générés par les cerfs sur leurs habitats, ainsi que sur les communautés locales. La collecte de données est une tâche d'envergure qui nécessite la participation soutenue des intervenants du milieu. Enfin, la création d'un SIG faciliterait l'intégration et l'analyse des données, aidant ainsi à la prise de décision éclairée.

Le système de suivi doit permettre aux gestionnaires de la faune de statuer sur l'abondance relative des cerfs. Au Québec, les tendances démographiques sont étudiées par le biais de différents paramètres, dont la récolte de mâles adultes durant la période AAF. Cependant, comme mentionné au chapitre 3, la récolte de mâles adultes dépend de l'effort et du succès de chasse. Un changement de l'un ou de l'autre peut entraîner une variation de la récolte de mâles adultes qui ne correspond pas forcément à la tendance démographique réelle. D'où l'importance d'évaluer ces facteurs. En ce moment, l'effort et le succès de chasse sont mesurés grâce aux données fournies par les chasseurs au moment de l'enregistrement du gibier ou a posteriori par enquête (Daigle, 2007). Toutefois, comme le permis de chasse au cerf de Virginie au Québec n'est pas associé avec une unité de gestion en particulier, il est impossible d'analyser ces paramètres à l'échelle de la zone de chasse (*ibid.*). Afin d'améliorer l'évaluation de la pression de chasse subie par les populations de cerfs, il est recommandé que le MFFP délivre des permis de chasse au cerf de Virginie par zone de chasse, à l'instar des permis de chasse à l'orignal. Il est vrai qu'un permis de zone limite les chasseurs dans leur choix de territoire de chasse. Pour remédier à cette situation, le transfert de zone pourrait être autorisé sous certaines modalités.

Le système de suivi doit aussi permettre aux gestionnaires de la faune d'évaluer l'importance des impacts des cerfs sur les habitats forestiers. En forêts privées, les impacts des cerfs ne sont pas inventoriés de manière systématique. Toutefois, comme mentionné au chapitre 3, l'AMFE a mis sur pied un projet pilote visant à mesurer la déprédation de la régénération forestière en Estrie afin d'identifier les secteurs particulièrement touchés par la présence des cerfs. Le projet de l'AMFE est une première étape vers le développement d'un programme de suivi des impacts des cerfs sur les habitats forestiers.

Différents facteurs exercent une influence sur la régénération forestière, tels que : l'ensoleillement direct, les conditions pédologiques, les maladies, les insectes ravageurs et la compétition végétale (Rosenberry et autres, 2009). Ainsi, les paramètres de suivi doivent mesurer les impacts des cerfs sur la végétation et minimiser l'influence des cofacteurs. De plus, le suivi de la restauration d'écosystèmes forestiers, perturbés

par le broutement intensif des cerfs, nécessite la sélection d'indicateurs représentatifs des changements compositionnels, structuraux et fonctionnels des forêts (Latham et autres, 2005).

Le suivi des impacts des cerfs sur les habitats forestiers ne peut se résumer qu'à la simple mesure de la déprédation des essences commerciales. Puisque le cerf de Virginie exerce des impacts importants sur les écosystèmes et disproportionnés par rapport à son abondance, les paramètres de suivi doivent tenir compte de la diversité et de la structure des forêts, ainsi que des processus écologiques (Latham et autres, 2005). Il est donc recommandé que le MFFP forme un comité d'étude qui regrouperait scientifiques, gestionnaires de la faune et exploitants forestiers dans le but de bâtir un programme de suivi des impacts des cerfs sur les forêts. Les tâches de ce comité incluraient, entre autres, l'identification d'indicateurs de suivi propres aux forêts du Québec et la création d'un protocole d'échantillonnage dont le but serait de mesurer l'importance de la déprédation de la régénération forestière sur deux catégories d'essences : les essences dominantes et les essences pouvant atteindre la canopée, à l'exemple de la Pennsylvanie. D'ailleurs, cet État acquiert les données nécessaires au suivi de la déprédation dans le cadre du programme fédéral d'inventaire forestier. Similairement, le MFFP réalise des travaux d'inventaires, tant en forêts publiques qu'en forêts privées, sur l'ensemble du Québec méridional (MFFP, 2015a). La réalisation de l'inventaire écoforestier du Québec méridional se décline en trois étapes : la cartographie écoforestière, le sondage terrestre et la compilation forestière (*ibid.*). L'échantillonnage de la déprédation de la régénération forestière par les cerfs pourrait être réalisé lors du sondage terrestre, étape qui consiste à échantillonner la forêt pour établir les caractéristiques des peuplements cartographiés. Le réseau d'unités d'échantillonnage développé dans le cadre des inventaires écoforestiers compte plus de 12 000 placettes-échantillons permanentes (MFFP, 2015b). Ce réseau fournirait la structure nécessaire à l'échantillonnage systématique de la déprédation de la régénération forestière par les cerfs. Puisqu'il faut entre 10 et 15 ans pour inventorier tout le territoire québécois, les intervenants du milieu forestier devront aussi participer à l'acquisition de données. Par exemple, les conseillers forestiers pourraient mesurer l'importance de la déprédation de la régénération forestière par les cerfs lors de visites sur le terrain. Les agences régionales de mise en valeur des forêts privées, quant à elles, formeraient les conseillers forestiers afin qu'ils effectuent la prise de mesures de façon adéquate. Pour dresser un portrait des impacts des cerfs sur l'ensemble des forêts du Québec, le MFFP doit obtenir la collaboration soutenue des intervenants du milieu forestier.

Tel que décrit au chapitre 3, le système de suivi actuel ne permet pas l'évaluation de l'importance des conflits humain-cerf. Dans un premier temps, le programme de suivi des accidents routiers impliquant les cerfs doit être amélioré. Huijser et autres (2007) se sont intéressés à l'utilisation des données sur les collisions véhicule-faune. Ils ont passé en revue la collecte, l'analyse et l'utilisation de données provenant de rapports d'accidents routiers et de recensements de carcasses récupérées sur les réseaux routiers par les organismes gouvernementaux responsables respectivement des transports et de la faune, aux États-Unis et au Canada. Selon ces auteurs, plusieurs intervenants amassent des données sur les collisions véhicule-faune. Différentes méthodes de collecte de données sont employées, ce qui complique

l'intégration et l'interprétation de celles-ci et peut en compromettre l'utilité. Plusieurs lacunes sont relevées, dont la sous-déclaration des accidents routiers impliquant la grande faune, la qualité des données (ex. : constance de l'effort de collecte de données, précision spatiale des données amassées, et oubli d'informations lors de la prise de données), et le délai entre la collecte et l'entrée des données dans les bases de données. Pour remédier à ces problèmes, ces auteurs proposent la standardisation des protocoles de collecte et d'analyse des données, par la création de bases de données centralisées, par l'emploi d'un système de localisation par géopositionnement par satellite (GPS) et par l'utilisation d'un SIG. Précisément, Huijser et autres (2007) recommandent :

- la révision des formulaires de constat d'accident afin d'y inclure une case à cocher « collision véhicule-faune » ainsi qu'un espace pour y inscrire le nom de l'espèce;
- la coordination des programmes de collectes de données entre les différents intervenants;
- la standardisation des paramètres de suivi et des protocoles de collectes de données;
- l'amélioration de la localisation des accidents par l'emploi d'un système de localisation GPS;
- la création d'une base de données à référence spatiale centralisée;
- l'utilisation d'ordinateurs de poche permettant ainsi l'entrée de données sur le terrain;
- la mise en place d'un processus de révision des données afin d'identifier les erreurs, d'éliminer les données incomplètes et de vérifier les données anormales;
- l'élaboration d'une formation afin d'aider les récupérateurs de carcasses à identifier l'espèce, le sexe et l'âge des bêtes tuées sur les routes;
- la disposition des ressources nécessaires à la gestion et l'analyse des données.

Le développement d'un programme standardisé de collecte de données sur les collisions véhicule-faune permet de documenter l'occurrence des accidents routiers impliquant la faune, dans le temps et dans l'espace. Par conséquent, il facilite l'analyse spatiale de ce phénomène. Il permet d'identifier les zones accidentogènes et de prioriser l'instauration de mesures d'atténuation. Enfin, il permet d'évaluer l'efficacité des mesures déployées dans le but de réduire le nombre de collisions véhicule-faune. (Huijser et autres, 2007)

En somme, il est recommandé que le MFFP développe un programme standardisé de collecte de données sur les accidents routiers impliquant la faune. Ce programme serait un des moyens déployés par le MFFP pour mieux évaluer l'importance des conflits humain-cerf. Concrètement, le MFFP doit coordonner ses efforts de collecte de données avec le MTQ, ainsi que les municipalités qui procèdent à la récupération de carcasses d'animaux. La standardisation des paramètres de suivi améliorerait l'utilité des données amassées. Par exemple, l'élaboration d'une fiche normalisée faciliterait l'harmonisation des données collectées par les récupérateurs de carcasses contractés, soit par le MTQ, soit par les municipalités. L'emploi d'un récepteur GPS pourrait être exigé de la part des récupérateurs de carcasses, afin d'améliorer la précision spatiale des données. En effet, la localisation des sites de collecte est effectuée à partir de

repères kilométriques et d'intersections routières, limitant ainsi la précision spatiale des données (MFFP, 2014c.). De plus, les gestionnaires de la faune pourraient offrir une courte formation aux récupérateurs de carcasses pour améliorer leur habileté à identifier l'espèce, le sexe et l'âge des animaux tués sur les routes. L'élaboration d'une base de données à référence spatiale centralisée faciliterait le partage d'informations entre le MTQ et le MFFP. Les bases de données électroniques permettent l'organisation de quantités importantes de données, elles sont interrogeables, elles facilitent la distribution et le partage des données, elles réduisent la redondance, elles appliquent des standards, et elles éliminent les inconsistances. De plus, elles organisent les données de manière à ce qu'elles puissent être utilisées par différentes applications, telles que des outils cartographiques. Enfin, la réussite d'un tel programme dépend de la participation des intervenants du milieu. Une approche descendante assure la standardisation des procédures (Huijser et autres, 2007). Toutefois, la participation des intervenants à l'élaboration du protocole de collecte de données est fortement recommandée (*ibid.*). Finalement, il est important de démontrer l'intérêt des données amassées aux intervenants, en leur faisant part des résultats d'analyses (*ibid.*). Ainsi, ces derniers prennent conscience de l'importance de leur rôle quant au suivi des accidents routiers impliquant la faune.

L'évaluation de l'importance des conflits humain-cerf doit aussi tenir compte des dommages générés par ces grands herbivores. Puisque le suivi des impacts des cerfs sur les habitats forestiers mesurerait la déprédation de la régénération, il serait possible d'évaluer les dommages subis par les exploitants forestiers à l'aide des données recueillies. En revanche, les données concernant les dommages agricoles sont plus exhaustives. Ainsi, elles seront traitées dans cette section. Comme mentionné au chapitre 1, pour recevoir une indemnisation des dommages causés par les cerfs, un agriculteur doit adhérer au Programme d'assurance récolte de La Financière agricole du Québec (Blais, 2015b). En effet, au Québec, il n'existe pas de programme de compensation des pertes de rendement causées par le gibier de juridiction provinciale, comme c'est le cas ailleurs au Canada (Wagner et autres, 1997; Blais, 2015b).

Le Programme d'assurance récolte offre une protection aux entreprises agricoles contre la perte de leurs récoltes, selon un système individuel ou collectif. L'assurance récolte collective offre une protection aux producteurs d'une même culture dans une zone géographique donnée. Les pertes annuelles sont évaluées pour l'ensemble de la production régionale. Ce plan couvre les pertes liées aux aléas climatiques et aux dommages causés par la faune. Contrairement à l'assurance récolte collective, l'assurance récolte individuelle offre une protection complète contre les pertes agricoles. L'agriculteur doit signaler toute perte de rendement agricole. L'ampleur des dommages est constatée lors d'une visite de terrain. Le processus d'indemnisation se décline en deux étapes : la constatation sur le terrain des dommages et l'évaluation du rendement agricole afin de mesurer les pertes. Ainsi, les agents de La Financière agricole du Québec répertorient déjà les dommages causés par les cerfs, pour certaines cultures (c.-à-d. les céréales, les cultures maraîchères, le soya, le maïs grain et le maïs fourrager). (Blais, 2015b)

Il est recommandé que le MFFP établisse un partenariat avec La Financière agricole du Québec, afin de faciliter l'acquisition de données sur la déprédation des cultures par les cerfs. Pour assurer la standardisation des données collectées par les évaluateurs, les actions suivantes sont proposées. Dans un premier temps, l'élaboration d'un guide technique sur les dommages produits par la faune faciliterait l'identification des espèces responsables des dommages. Le fascicule intitulé *Les dégâts de la faune sauvage en zone agricole : identification, prévention, gestion et indemnisation*, publié par le Service public de Wallonie, serait un excellent modèle à suivre (voir Widar, 2011). Dans un deuxième temps, la pose d'exclos, comme le recommande le ministère de l'Agriculture de la Colombie-Britannique, faciliterait l'évaluation des pertes de rendement agricole (Government of British Columbia, 2015). La pose d'exclos permettrait de quantifier les pertes fourragères, chose que ne fait pas la Financière agricole du Québec (Blais, 2015b). Ces pertes sont difficiles à évaluer; une comparaison doit être effectuée entre la superficie endommagée d'un champ et une section n'ayant pas subi de dommages (Government of British Columbia, 2015). La pose d'exclos rend possible cette comparaison. Précédemment, l'adoption d'un programme d'aide à la gestion fut suggérée afin de traiter des problèmes locaux de déprédation. La délivrance de permis DMAP requiert une évaluation des dommages produits par les cerfs. Les données prélevées par les agents de la Financière agricole du Québec pourraient être utilisées dans le cadre d'un tel programme. Toutefois, une attention particulière devra être accordée à la standardisation des paramètres d'évaluation des dommages, pour simplifier le partage de données.

Pour faciliter l'acquisition, le stockage, l'analyse, la gestion et la diffusion des données de suivi, il est recommandé que le MFFP mette en place un SIG sur le Web, tel que présenté à la figure 4.2. Les gestionnaires de la faune identifieraient les zones de concentration de cerfs par l'analyse de la distribution spatiale des impacts répertoriés. Plusieurs intervenants participeraient à l'acquisition de données. Le tableau 4.1 compile les données préalables à l'analyse de la distribution spatiale des impacts des cerfs. Après avoir localisé les zones fortement touchées par les impacts des cerfs, les gestionnaires de la faune pourraient y intensifier le prélèvement, par exemple par la délivrance de permis DMAP supplémentaires.

Le déploiement d'un SIG sur le Web, dans le respect des normes internationales de l'*Open Geospatial Consortium*, assurerait l'interopérabilité des systèmes et des applications. Un tel projet s'inscrirait dans l'effort de diffusion des données par le gouvernement du Québec. En effet, depuis 2012, le gouvernement du Québec s'est engagé à offrir un accès libre, facile et gratuit à l'information gouvernementale (gouvernement du Québec, 2015). Pour ce faire, il mit en ligne le site nommé donnees.gouv.qc.ca. Le libre accès aux données guide la prise de décision éclairée, promeut la recherche et stimule le développement de nouvelles applications (*ibid.*) :

« Ces données ouvertes [sont] disponibles dans un format convivial afin que les citoyens, les entreprises, les chercheurs, les associations et les organisations puissent se les approprier, les utiliser pour prendre des décisions éclairées, les enrichir et développer de nouvelles applications qui pourront être partagées avec la collectivité dans une optique d'amélioration continue des services publics. »

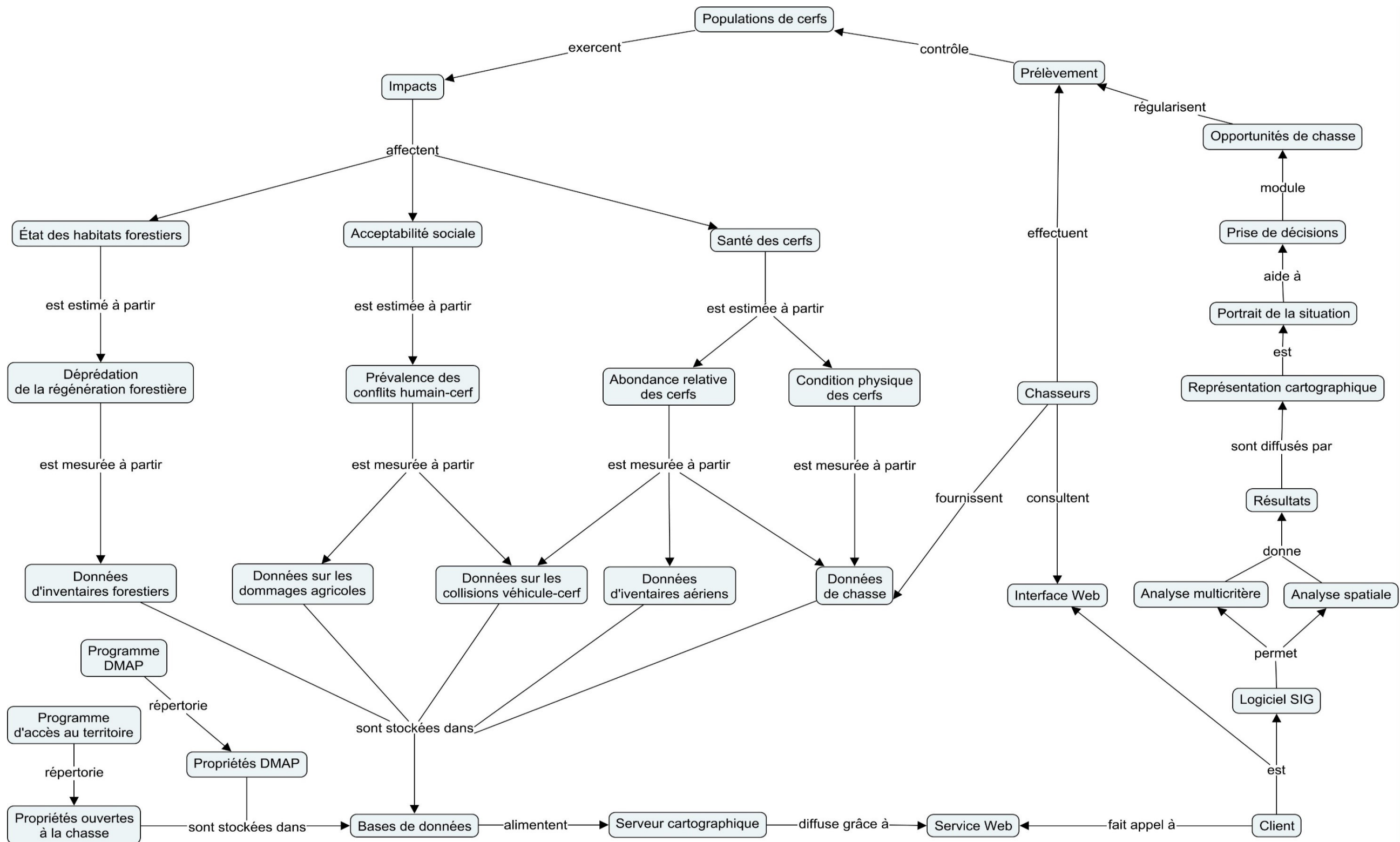


Figure 4.2 Carte conceptuelle du déploiement d'un SIG portant sur la gestion des populations de cerfs au Québec

Tableau 4.1 Données préalables à l'analyse spatiale des impacts des cerfs sur le milieu

Programme	Intervenant	Description	Entité spatiale
Suivi de l'abondance relative des cerfs	MFFP	Estimé de population par inventaire aérien	Zone de chasse
	- Chasseurs - Délégués de station d'enregistrement - MFFP	Récolte de mâles adultes durant la période AAF	Zone de chasse
Suivi de l'état des habitats forestiers	- MFFP - Conseillers forestiers	Mesure de la déprédation des semis et des gaules par groupes d'essences	Placette-échantillon permanente Parcelle oculaire
Suivi des accidents routiers impliquant les cerfs	- SAAQ - Services policiers	Collision véhicule-cerf	Site d'accident
	- MTQ - MFFP - Municipalités - Récupérateurs de carcasses	Carcasse de cerf récupérée sur le réseau routier	Site de collecte
Suivi des dommages agricoles produits par les cerfs	Financière agricole du Québec	Superficie des cultures endommagées et pertes encourues par les agriculteurs	Parcelle agricole
Programme d'aide à la gestion	- MFFP - Financière agricole du Québec - Conseiller forestier - Administrateur de la propriété	Superficie endommagée	Propriété

Enfin, un SIG sur le Web faciliterait le développement d'une application cartographique permettant aux chasseurs de visionner les données géospatiales. La figure 4.3 illustre l'application cartographique développée par la *Pennsylvania Game Commission*. Grâce à celle-ci, les chasseurs localisent rapidement les propriétés publiques et privées autorisant la pratique de la chasse. Par conséquent, la mise en ligne d'une visionneuse cartographique par le MFFP contribuerait à améliorer la distribution des chasseurs sur le territoire.

En somme, l'instauration d'un SIG sur le Web faciliterait l'utilisation des données de suivi, soit par les gestionnaires de la faune pour circonscrire les zones de fortes densités de cerfs, soit par les chasseurs pour repérer les propriétés privées ouvertes à la chasse. Toutefois, ces données ne seraient point disponibles sans la participation soutenue des intervenants aux différents programmes de suivi.

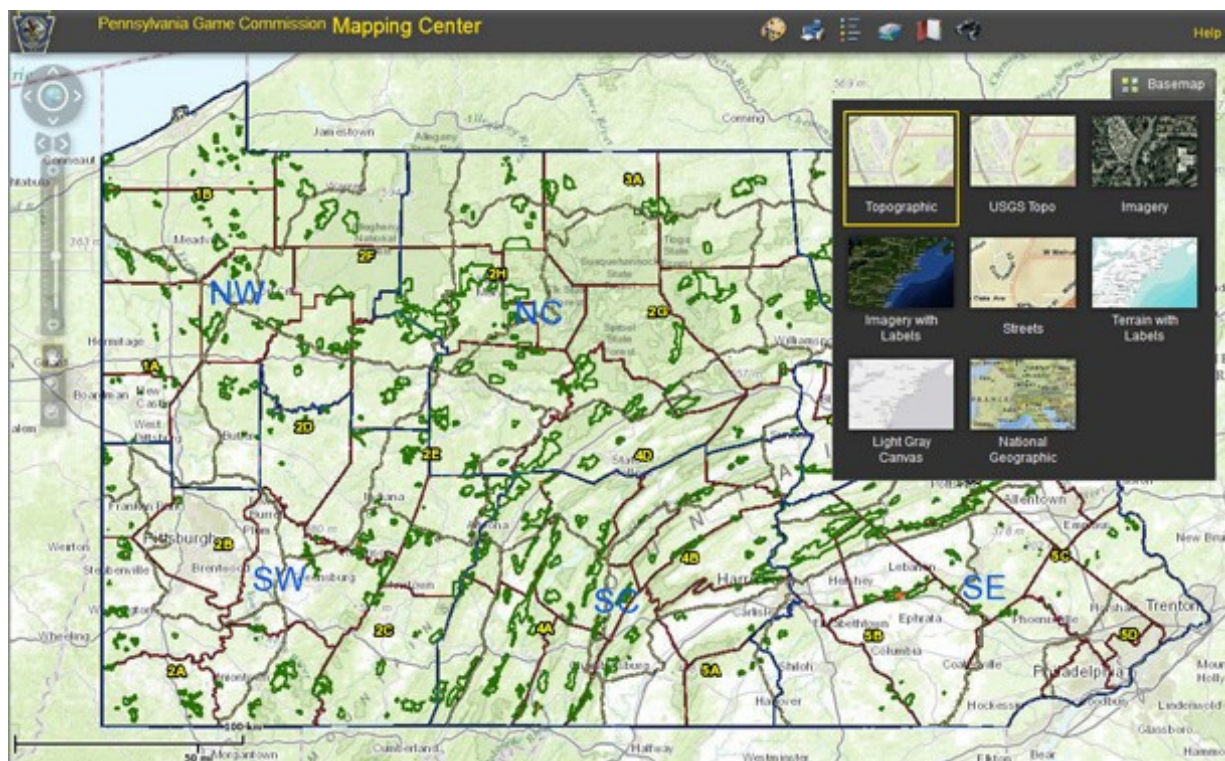


Figure 4.3 Application cartographique développée par la *Pennsylvania Game Commission* (tiré de : Pennsylvania Game Commission, 2013c)

Pour conclure ce chapitre, une démarche adaptative est particulièrement appropriée à la gestion des ressources fauniques. La gestion adaptative favorise la participation des parties prenantes au processus décisionnel. Elle stimule l'acquisition de connaissances et offre la flexibilité nécessaire aux gestionnaires de la faune afin de faire face aux incertitudes et aux changements. Enfin, l'acceptabilité sociale des décisions de gestion est améliorée par le fait que les objectifs de gestion sont déterminés en termes de résultats recherchés par la société. En fait, les objectifs de population doivent tenir compte des impacts des cerfs sur leur propre santé, sur les habitats forestiers et sur la société. Une gestion orientée sur les impacts des cerfs sur le milieu requiert la mise sur pied d'outils permettant un niveau supplémentaire de prélèvement. Pour intensifier le prélèvement aux régions affichant des densités élevées de cerfs, les gestionnaires de la faune doivent être en mesure de cibler les zones fortement endommagées par analyse spatiale. Pour ce faire, différents programmes de suivi doivent être instaurés afin de documenter les impacts des cerfs sur le milieu.

CONCLUSION

Cet ouvrage s'est attaché à critiquer la gestion du cerf de Virginie au Québec et à amorcer une réflexion chez les gestionnaires de la faune relative à l'élaboration de modes de gestion efficaces permettant le traitement de problèmes locaux liés à la surabondance des cerfs. Au terme de cette étude, il apparaît nécessaire de centrer la gestion des populations de cerfs sur l'atténuation des impacts.

D'un point de vue environnemental, les principaux enjeux liés à la surabondance des cerfs sont l'atteinte à l'intégrité écologique des écosystèmes et l'érosion de la biodiversité. En tant qu'herbivores, les cerfs modulent la diversité et la structure des communautés végétales (McShea, 2012). Les effets du broutement intensif de la végétation par les cerfs se font ressentir sur plusieurs niveaux trophiques des écosystèmes (Côté, 2011). D'un point de vue social, le principal enjeu concernant les densités élevées de cerfs est lié à la sécurité des usagers routiers. La présence de fortes densités de cerfs à proximité des routes accroît le risque d'accidents routiers impliquant la faune (Peltier, 2012). Enfin, d'un point de vue économique les principaux enjeux associés à la « ressource cerf » ont trait aux retombées dérivées des activités de chasse et d'observation de la faune, ainsi qu'aux pertes découlant des dommages causés par les cerfs. En effet, la déprédation des cultures et de la régénération forestière entraîne des pertes de rendement pour les agriculteurs et les exploitants forestiers (Huot et Lebel, 2012).

Deux constats émanent de la revue des plans de gestion. Primo, les outils de gestion varient peu entre les entités administratives. Secundo, contrairement à certains États, le Québec ne dispose pas d'outils de gestion qui permettent de traiter les problèmes locaux issus de la surabondance des cerfs. D'ailleurs, les programmes d'aide à la gestion, permettant de répondre aux problèmes de surabondance des cerfs, gagnent en popularité aux États-Unis. Ces programmes permettent aux propriétaires fonciers d'atteindre leurs objectifs de gestion, que ce soit le contrôle de la déprédation, la protection de milieux naturels contre le broutement intensif de la végétation, ou encore l'amélioration de l'offre de chasse. De plus, ils offrent des occasions de récolte supplémentaires aux chasseurs. En outre, les programmes d'aide à la gestion favorisent la collaboration entre les chasseurs et les propriétaires fonciers.

Puisque les cerfs sont des mammifères polygynes, le prélèvement de femelles adultes est nécessaire pour contrôler la taille des populations de cervidés. Chaque année, les gestionnaires de la faune ajustent la pression de chasse sur les CSB, à la lumière des informations acquises dans le cadre de programmes de suivi des populations de cerfs. Le Québec ainsi que les États du nord-est américains retenus dans le cadre de cet essai effectuent le suivi de l'abondance relative des cerfs et le suivi des processus démographiques. Cependant, le suivi des impacts des cerfs sur le milieu est inadéquat, car il ne permet pas de rendre compte de l'ensemble de ceux-ci. Seule la Pennsylvanie évalue l'importance de la déprédation de la régénération forestière. Enfin, la plupart des entités administratives évaluent l'importance des conflits humain-cerf par le biais de plaintes reçues par les gestionnaires de la faune, mais aucune d'entre elles n'a développé une norme de collecte et d'analyse des plaintes. Toutefois, les groupes de travail citoyens, comme il existe dans

l'État de New York et en Pennsylvanie, permettent tout de même aux gestionnaires de la faune de recenser les opinions du public pour établir le niveau d'acceptabilité sociale envers les populations de cerfs.

La Pennsylvanie est un chef de file dans le domaine de la gestion de la faune. Depuis plus de dix ans, cet État gère les populations de cerfs en fonction de leurs impacts sur l'environnement et sur la société, et non selon des objectifs de densité de cerfs. Le Québec doit suivre l'exemple de la Pennsylvanie et adopter une approche de gestion centrée sur les impacts des cerfs sur le milieu. La gestion adaptative prône l'intégration des savoirs multidisciplinaires et la participation des parties prenantes au processus décisionnel. Son caractère adaptatif stimule l'acquisition de connaissances et offre un cadre de gestion flexible. Mais avant tout, la gestion adaptative accroît l'acceptabilité sociale des décisions de gestion, puisque les objectifs de gestion sont issus d'une démarche participative.

Une gestion orientée sur les impacts des cerfs requiert des outils permettant d'intensifier le prélèvement faunique dans les régions fortement touchées par la surabondance de cervidés. Pour ce faire, l'instauration d'un programme d'aide à la gestion est recommandée. Aussi, la gestion localisée, soit le retrait de groupes matriarcaux pour créer des zones persistantes de faibles densités de cerfs, est un concept intéressant, surtout comme mesure d'atténuation de la déprédation de la végétation par les cerfs dans les aires protégées, qui doit être étudié davantage. De plus, afin d'optimiser l'efficacité des outils de gestion, les contraintes liées à la chasse sportive doivent être traitées par les gestionnaires de la faune. Celles-ci ont trait à l'accès restreint au territoire et à la décroissance anticipée de la demande cynégétique. Différentes solutions sont proposées pour pallier ces problèmes, dont le recensement des préoccupations des propriétaires fonciers au sujet de la chasse, afin de cerner leurs besoins et de les outiller pour accueillir les chasseurs; l'élaboration de matériel éducatif pour les administrateurs municipaux portant sur la chasse et sur la conciliation des usages du territoire; l'instauration d'une fin de semaine de chasse pour la jeunesse; la création de projets de recherche visant à mieux comprendre les phénomènes de recrutement et de rétention des chasseurs; ainsi que l'évaluation de la pertinence et de la faisabilité d'instaurer une chasse commerciale au cerf de Virginie strictement encadrée.

Pour intensifier le prélèvement dans les régions qui affichent de fortes densités de cerfs, les gestionnaires de la faune doivent être en mesure de cibler les zones de concentration des dommages produits par les cerfs, par l'analyse spatiale de la distribution des impacts. Par conséquent, le système de suivi actuel doit être révisé afin d'y inclure des programmes d'acquisition de données portant sur la déprédation de la régénération forestière ainsi que sur la déprédation des cultures. De plus, le programme de suivi des accidents routiers impliquant les cerfs doit être revu afin d'assurer la standardisation des données recueillies. Enfin, l'acquisition des données de suivi requiert la participation soutenue des intervenants du milieu.

Toutefois, le modèle de gestion du cerf de Virginie ne saurait être complet sans une analyse des impacts de celui-ci en milieux urbains et périurbains.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- Adams, K.P. et Hamilton, R.J. (2011). Management History. In Hewitt, D.G. (réd.), *Biology and Management of White-tailed Deer* (chap. 11, p. 355-377). Boca Raton, CRP Press.
- Agence de la santé publique du Canada (2015). Maladie de Lyme et autres maladies transmises par les tiques : renseignements à l'intention des professionnels de la santé. In Agence de la santé publique du Canada. *Maladies infectieuses. Maladie de Lyme*. <http://www.phac-aspc.gc.ca/id-mi/tickinfo-fra.php#fig2> (Page consultée le 23 février 2015).
- Allen, C.R., Fontaine, J.J., Pope, K.L. et Garmestani, A.S. (2011). Adaptive management for a turbulent future. *Journal of Environmental Management*, vol. 92, n° 5, p. 1339-1345.
- Alverson, W.S. et Waller, D. (1997). Hemlock Regeneration in Northern Forests. In McShea, W.J., Underwood, H.B. et Rappole, J.H. (réd.), *The Science of Overabundance. Deer Ecology and Population Management* (chap. 17, p. 280-297). Washington D.C., Smithsonian Institution Press.
- Association forestière du sud du Québec (2015). Guide de référence. Chapitre 3. Estrie. Territoire régional. In Association forestière du sud du Québec. *Trousse pédagogique. La forêt bien plus que des arbres*. http://www.afsq.org/trousse/documents/guide_chap3-estrie.pdf (Page consultée le 8 mars 2015).
- Augustine, D.J. et McNaughton, S.J. (1998). Ungulate Effects on the Functional Species Composition of Plant Communities : Herbivore Selectivity and Plant Tolerance. *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, n° 4, p. 1165-1183.
- Aycrigg, J.L. et Porter, W.F. (1997). Sociospatial Dynamics of White-Tailed Deer in the Central Adirondack, New York. *Journal of Mammalogy*, vol. 78, n° 2, p. 468-482.
- Ballard, W. (2011). Predator-Prey Relationships. In Hewitt, D.G. (réd.), *Biology and Management of White-tailed Deer* (chap. 8, p. 251-286). Boca Raton, CRP Press.
- Banfield, A.W.F. (1974). *The Mammals of Canada*. University of Toronto Press, Toronto, 438 p.
- Beaudouin, M. et Belvisi, J. (2011). Analyse spatiale des conditions environnementales propices aux collisions routières impliquant le cerf de Virginie. In gouvernement du Québec. <http://www.bv.transports.gouv.qc.ca/mono/1100723.pdf> (Page consultée le 13 février 2014).
- Berry, P.H. (2014). Annual Report to the Vermont Legislature on Management of the Deer Herd. In State of Vermont. <http://legislature.vermont.gov/assets/Documents/2014/WorkGroups/House%20Fish%20and%20Wildlife/Reports%20and%20Resources/W~Vermont%20Fish%20&%20Wildlife%20Department~Management%20of%20the%20Deer%20Herd~4-28-2014.pdf> (Page consultée le 18 mai 2015).
- Blais, P. (13 février 2015a). *Données sur le cerf de Virginie*. Courriel électronique à Noémie Laplante, adresse destinataire : Noemie.Laplante@usherbrooke.ca
- Blais, P. (2015b). La déprédation des cultures par les cerfs. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Noémie Laplante avec Patrice Blais, adjoint au directeur régional, Direction régionale de l'Estrie, La Financière agricole du Québec*, 12 février 2015, Sherbrooke.
- Bouchard, C. (2013). *Éco-épidémiologie de la maladie de Lyme dans le Sud-Ouest du Québec : étude des facteurs environnementaux associés à son établissement*. Thèse de doctorat, Université de Montréal, Montréal, Québec, 203 p.

- Boucher, S., Crête, M., Ouellet, J.-P., Daigle, C. et Lesage, L. (2004). Large-scale trophic interactions : White-tailed deer growth and forest understory. *Écoscience*, vol. 11, n° 3, p. 286-295.
- Boulanger, J.R., Goff, G.R. et Curtis, P.D. (2012). Use of "Earn-a-Buck" Hunting to Manage Local Deer Overabundance. *Northeastern Naturalist*, vol. 19, n° Special Issue 6, p. 159-172.
- Brown, T.L., Decker, D.J., Riley, S.J., Enck, J.W., Lauber, T.B., Curtis, P.D. et Mattfeld, G.F. (2000). The future of hunting as a mechanism to control white-tailed deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 28, n° 4, p. 797-807.
- Caughley, G. (1981). Overpopulation. In Jewell, P.A. et Holt, S. (réd.), *Problems in Management of Locally Abundant Wild Mammals* (p. 7-20). New York, Academic Press.
- Caughley, G. et Gunn, A. (1996). *Conservation Biology in Theory and Practice*. Cambridge (Massachusetts) Blackwell Science, 459 p.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2006). Paramètres d'exposition chez les mammifères – Cerf de Virginie. Fiche descriptive. In Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. *Paramètres d'exposition chez les mammifères. Fiches descriptives*. http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/mammifere/Cerf_Virginie.pdf (Page consultée le 5 janvier 2015).
- Clark, J.S., Beckage, B., Camill, P., Cleveland, B., HilleRisLambers, J., Lichter, J., McLachlan, J., Mohan, J. et Wyckoff, P. (1999). Interpreting Recruitment Limitation in Forests. *American Journal of Botany*, vol. 86, n° 1, p. 1-16.
- Conover, M.R. (1997). Wildlife management by metropolitan residents in the United States : practices, perceptions, costs, and values. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 25, n° 2, p. 306-311.
- Conover, M.R. (2011). Impacts of Deer on Society. In Hewitt, D.G. (réd.), *Biology and Management of White-tailed Deer* (chap. 13, p. 399-408). Boca Raton, CRC Press.
- Côté, S.D. (2005). Extirpation of a Large Black Bear Population by Introduced White-Tailed Deer. *Conservation Biology*, vol. 19, n° 5, p. 1668-1671.
- Côté, S.D. (2011). Impacts on Ecosystems. In Hewitt, D.G. (réd.), *Biology and Management of White-tailed Deer* (chap. 12, p. 379-398). Boca Raton, CRP Press.
- Côté, S.D., Rooney, T.P., Tremblay, J.-P., Dussault, C. et Waller, D.M. (2004). Ecological Impacts of Deer Overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 35, n° 1, p. 113-147.
- Courtois, R., Potvin, F., Couturier, S. et Gingras, A. (1996). *Révision des programmes d'inventaires aériens des grands cervidés*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats et Direction des affaires régionales, 49 p.
- Crawford, H.S. (1982). Seasonal Food Selection and Digestibility by Tame White-Tailed Deer in Central Maine. *Journal of Wildlife Management*, vol. 46, n° 4, p. 974-982.
- Croteau, A. (1995). *Cerf de Virginie. Ce que 100 chevreuils m'ont appris*. Montréal, André Croteau, 445 p. (Guide Croteau).
- Cusson, M. (s. d.). Le cerf de Virginie. Comment faire face aux dommages qu'il peut causer dans la région de la Chaudière-Appalaches. Fascicule 1. Le cerf. Son habitat d'hiver et la gestion de ses populations. In MFFP. *Le cerf de Virginie – Comment faire face aux dommages qu'il peut causer?*

http://www.mffp.gouv.qc.ca/Chaudiere-appalaches/pdf/Fascicule_1.pdf (Page consultée le 23 mars 2015).

- Daigle, C. (2007). *Le système de suivi des populations de cerfs de Virginie au Québec en 2006*. Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 22 p.
- Daigle, C. et Crépeau, H. (2003). Proportion de cerfs sans bois dans la récolte de cerfs de Virginie : bilan de dix-huit années d'expérience, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec, 20 p.
- Dajoz, R. (2006). *Précis d'écologie*. 8^e édition, Paris, Dunod, 631 p.
- de Bellefeuille, S. et Poulin, M. (2004). *Mesures de mitigation visant à réduire le nombre de collisions routières avec les cervidés*. Québec, MTQ, 117 p.
- Decker, D.J., Brown, T.L. et Siemer, W.F. (éd.) (2001). *Human Dimensions of Wildlife Management in North America*. Bethesda, The Wildlife Society, 447 p.
- DelGiudice, G.D., Mech, L.D. et Seal, U.S. (1990). Effects of Winter Undernutrition on Body Composition and Physiological Profiles of White-Tailed Deer. *Journal of Wildlife Management*, vol. 54, n° 4, p. 539-550.
- Demers, P., Goudreault, F., Hénault, M., Pichette, C., Quirion, M. et Zwarts, F. (1996). Les ravages de cerfs de Virginie. Fiche techniques n° 14, Aménagement des boisés et terres privés pour la faune. In Fondation de la faune du Québec. *Initiatives fauniques*.
http://www.fondationdelafaune.qc.ca/documents/x_guides/881_fascicule14.pdf (Page consultée le 22 janvier 2015).
- DeYoung, A.C. (2011). Population Dynamics. In Hewitt, D.G. (éd.), *Biology and Management of White-tailed Deer* (chap. 5, p. 147-180). Boca Raton, CRP Press.
- DeYoung, R.W. et Miller, K.V. (2011). White-tailed Deer Behavior. In Hewitt, D.G. (éd.), *Biology and Management of White-tailed Deer* (chap. 10, p. 311-351). Boca Raton, CRP Press.
- Dietz, L.A., Brown, M. et Swaminathan, V. (2010). Increasing the Impact of Conservation Projects. *American Journal of Primatology*, vol. 72, n° 5, p. 425-440.
- Dionne, M. (2015). Présentation du projet d'évaluation de la déprédation forestière du cerf en Estrie. Communication orale. *Réunion de la table régionale faune de l'Estrie*, 19 février 2015, Sherbrooke.
- Donahue, J.G., Piesman, J. et Spielman, A. (1987). Reservoir Competence of White-Footed Mice for Lyme Disease Spirochetes. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 36, n° 1, p. 92-96.
- Downing, R.L. (1987). Success Story : White-tailed Deer. In Kallman, H., Agee, C.P., Gogorth, W.R. et Linduska, J.P. (éd.), *Restoring America's Wildlife* (p. 45-57). Washington D. C., U.S. Fish and Wildlife Service.
- Dussault, C., Poulin, M., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Laurian, C., Leblond, M., Fortin, J., Breton, L. et Jolicoeur, H. (2005). Existe-t-il des solutions à la problématique des accidents routiers impliquant la grande faune? *Le naturaliste canadien*, vol. 129, n° 1, p. 57-62.
- ÉcoRessources (2014). L'industrie faunique comme moteur économique régional. Une étude ventilant par espèce et par région les retombées économiques engendrées par les chasseurs, les pêcheurs et les piégeurs québécois en 2012. In ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. *La faune et la*

nature en chiffres. <http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/faune/statistiques/industrie-faunique-moteur-economique-regional.pdf> (Page consulté le 3 janvier 2015).

Enck, J.W., Decker, D.J. et Brown, T.L. (2000). Status of hunter recruitment and retention in the United States. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 28, p. 817-824.

Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs (2011). Avant-projet de loi. Loi sur l'aménagement durable du territoire et de l'urbanisme. Mémoire de la Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs. In Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs. *Forêt et territoire. Mémoires*. http://archives.fedecp.qc.ca/foret-et-territoire-2/memoires/item/memoire-avant-projet-de-loi-sur-l-amenagement-durable-du-territoire-et-l-urbanisme-2?category_id=14 (Page consultée le 17 juin 2015).

Fryxell, J.M., Sinclair, A.R.E. et Caughley, G. (2014). *Wildlife Ecology, Conservation and Management*. 3^e édition, Oxford, Wiley Blackwell, 509 p.

Gaulin, C., Leblanc, M.-A., Markowski, F., Valiquette, L., et White, M. (2014). Vigie – Interventions. Maladie de Lyme : une maladie en progression au Québec. *Flash Vigie*, vol. 9, n° 6.

Gendreau, Y., Tremblay, J.-P., Daigle, C., Huot, M. et Lefort, S. (2008). *Conséquences biodémographiques potentielles de l'application de restrictions sur la taille légale des bois des cerfs de Virginie abattus à la chasse sportive*. Québec, Université Laval et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, 103 p.

Gilbert, F. F. et Dodds, D. G. (1998). *Philosophie et pratique de la gestion de la faune*, traduction et adaptation par Jean, Y. Sainte-Foy, Télé-université, 417 p. (Collection Sciences de l'environnement).

Gouvernement du Québec (2015). Déclaration du gouvernement du Québec. In gouvernement du Québec. *Portail Québec. Accueil*. <http://www.donnees.gouv.qc.ca/?node=/declaration> (Page consultée le 5 juillet 2015).

Government of British Columbia (2015). Damage to Standing Forage. In Government of British Columbia. *Crop Loss and Damage due to Wildlife*. <http://www2.gov.bc.ca/gov/topic.page?id=1FE3305AD40644D3BE1DE24CCC94DC1C> (Page consultée le 1^{er} février 2015).

Halls, L.K. (1978). White-tailed deer. In Schmidt, J.L. et Gilbert, D.L. (réd.), *Game of North America : Ecology and Management* (p. 43-65). Harrisburg, Stackpole Books.

Hébert, F., Hénault, M., Lamoureux, J., Bélanger, M., Vachon, M. et Dumont, A. (2013). Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie. In MFFP. *Publications. Faune*. <http://mffp.gouv.qc.ca/publications/faune/Guide-amenagement-ravages-cerfs-Virginie.pdf> (Page consultée le 16 août 2015).

Heffelfinger, J.R. (2011). Taxonomy, Evolutionary History, and Distribution. In Hewitt, D.G. (réd.), *Biology and Management of White-tailed Deer* (chap. 1, p. 3-39). Boca Raton, CRC Press.

Hubbard, M.W., Danielson, B.J. et Schmitz, R.A. (2000). Factors Influencing the Location of Deer-Vehicle Accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management*, vol. 64, n° 3, p. 707-713.

Huijser, M.P., Fuller, J.A., Wagner, M.E., Hardy, A., et Clevenger, A.P. (2007). Animal-Vehicle Collision Data Collection. A Synthesis of Highway Practice. In Transportation Research Board. http://onlinepubs.trb.org/onlinepubs/nchrp/nchrp_syn_370.pdf (Page consultée le 18 janvier 2015).

- Huot, J., Potvin, F., et Bélanger, M. (1984). Southeastern Canada. *In* Wildlife Management Institute, *White-tailed Deer Ecology and Management* (chap. 13, p. 293-304). Harrisburg, Stackpole Books.
- Huot, M. et Lebel, F. (2012). Plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 2010-2017. *In* ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. *Faune. Plan de gestion du cerf de Virginie 2010-2017*. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/faune/chasse/plan-gestion-cerf.htm> (Page consultée le 6 août 2014).
- Jaccard, É. (2014). Discussion sur la gestion du cerf de Virginie en Estrie. Communication orale. *Entrevue menée par Noémie Laplante avec Éric Jaccard, biologiste et responsable régional de la gestion de la faune terrestre, direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de la Montérégie et de Laval, secteur de la Faune et des Parcs, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs*, 21 novembre 2014, Sherbrooke.
- Jaccard, É. (2015a). Discussion sur la gestion du cerf de Virginie en Estrie. Communication orale. *Entrevue menée par Noémie Laplante avec Éric Jaccard, biologiste et responsable régional de la gestion de la faune terrestre, direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de la Montérégie et de Laval, secteur de la Faune et des Parcs, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs*, 31 mars 2015, Sherbrooke.
- Jaccard, É. (6 mai 2015b). *Bilan (prise 3)*. Courrier électronique à Noémie Laplante, adresse destinataire : Noemie.Laplante@usherbrooke.ca
- Jaccard, É. (2015c). Discussion sur la gestion du cerf de Virginie en Estrie. Communication orale. *Entrevue menée par Noémie Laplante avec Éric Jaccard, biologiste et responsable régional de la gestion de la faune terrestre, direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de la Montérégie et de Laval, secteur de la Faune et des Parcs, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs*, 23 janvier 2015, Sherbrooke.
- Kroll, J.C., Guynn, D.C. et Alt, G.L. (2012). Final report and recommendations by the Wisconsin white-tailed deer trustee and review committee. *In* Wisconsin Department of Natural Resources. *Deer trustee report implementation*. <http://dnr.wi.gov/topic/wildlifehabitat/documents/trusteereport.PDF> (Page consultée le 15 février 2015).
- Kurtenbach, K., Hanincová, K., Tsao, J.I., Margos, G., Fish, D. et Ogden, N.H. (2006). Fundamental processes in the evolutionary ecology of Lyme borreliosis. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 4, n° 9, p. 661-669.
- La Financière agricole du Québec (2015). Programme d'assurance récolte. *In* La Financière agricole du Québec. *Centre de documentation. Documentation du Programme d'assurance récolte*. http://www.fadq.qc.ca/fileadmin/fr/cent_docu/docu_deci/loi_regl/prog/asrecprog.pdf (Page consultée le 6 mars 2015).
- Lambert, L., Drapeau, M., Milord, F., Serhir, B., Trudel, L. et Doucet, A. (2013). *La maladie de Lyme. Guide d'intervention*. Direction des communications du ministère de la Santé et des Services sociaux, 52 p.
- Latham, R.E., Beyea, J., Benner, M., Dunn, C.A., Fajvan, M.A., Freed, R.R., Grund, M., Horsley, S.B., Rhoads, A.F. et Shissler, B.P. (2005). *Managing White-tailed Deer in Forest Habitat From an Ecosystem Perspective: Pennsylvania Case Study*. Report by the Deer Management Forum for Audubon Pennsylvania and Pennsylvania Habitat Alliance, Harrisburg. 340 p.
- Lavigne, G.R. (1999). White-tailed Deer Assessment and Strategic Plan 1997. *In* Government of Maine. http://www.maine.gov/ifw/pdfs/species_planning/mammals/whitetaileddeer/speciesassessment.pdf (Page consulté le 13 octobre 2014).

- Leighton, P.A., Koffi, J.K., Pelcat, Y., Lindsay, L.R. et Ogden, N.H. (2012). Predicting the speed of tick invasion : an empirical model of range expansion for the Lyme disease vector *Ixodes scapularis* in Canada. *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, n° 2, p. 457-464.
- Lesage, L. (2000). *Écologie estivale du Cerf de Virginie à la limite nord de son aire de distribution : de la métapopulation à l'individu*. Thèse de doctorat. Université Laval, Québec, Québec, 200 p.
- Lesage, L., Crête, M. et Ouellet, J.-P. (2002). Use of forest maps versus field surveys to measure summer habitat selection and sexual segregation in northern white-tailed deer. *Écoscience*, vol. 80, n° 4, p. 717-726.
- Lesage, L., Crête, M., Huot, J., Dumont, A. et Ouellet, J.-P. (2000). Seasonal home range size and philopatry in two northern white-tailed deer populations. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 78, n° 11, p. 1930-1940.
- Levy, S. (2006). A Plague of Deer. *BioScience*, vol. 56, n° 9, p. 718-721.
- Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*, L.R.Q., c. C-61.1.
- Loi sur les compétences municipales*, L.R.Q., c. C-47.1.
- L-P Tardif & Associates (2003). Collisions involving motor vehicles and large animals in Canada. In Wildlife Collision Prevention Program. <http://www.wildlifecollisions.ca/docs/d6acdb93dfabc8c6.pdf> (Page consultée le 19 février 2015).
- Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife (2007). White-tailed Deer Population Management and Database. In Government of Maine. http://www.maine.gov/ifw/pdfs/species_planning/mammals/whitetaileddeer/managementsystem2007.pdf (Page consultée le 11 octobre 2014).
- Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife (2011). Maine's Game Plan for Deer. In Government of Maine. *Hunting. Maine's Game Plan for Deer*. http://www.maine.gov/ifw/hunting_trapping/pdfs/WTD%20Plan_4Mar2011_FINAL.pdf (Page consultée le 11 octobre 2014).
- Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife (2014). Maine Hunting & Trapping. 2014-15 State of Maine Summary of Hunting & Trapping Laws and Rules. In J.F. Griffin Publishing. *Maine Hunting & Trapping*. http://www.eregulations.com/wp-content/uploads/2014/08/14MEHD_LR.pdf (Page consultée le 8 novembre 2014).
- Martin, P.-L. (1990). *La chasse au Québec*. Montréal, Éditions du Boréal, 408 p.
- McCabe, R.E. et McCabe, T.R. (1984). Of slings and arrows : An historical retrospection. In Halls, L.K. (éd.), *White-Tailed Deer : Ecology and Management* (chap. 2, p. 19-72). Harrisburg, Stackpole Books.
- McCullough, D.R. (1979). *The George Reserve deer herd : population ecology of a K-selected species*. University of Michigan Press, Ann Harbor, 271 p.
- McCullough, D.R. (1984). Lesson from the George Reserve, Michigan. In Schmidt, J.L. et Gilbert, D.L. (éd.), *Big Game of North America : Ecology and Management* (chap. 10 p. 211-242). Harrisburg, Stackpole Books.
- McGraw, J.B. et Furedi, M.A. (2005). Deer Browsing and Population Viability of a Forest Understory Plant. *Science*, vol. 307, n° 5711, p. 920-922.

- McNulty, S.A., Porter, W.F., Mathews, N.E. et Hill, J. (1997). Localized management for reducing white-tailed deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 25, n° 2, p. 264-271.
- McShea, W. (2012). Ecology and management of white-tailed deer in a changing world. *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol 1249, The Year in Ecology and Conservation Biology, p. 45-56.
- McShea, W.J., Underwood, H.B. et Rappole, J.H. (1997). Deer Management and the Concept of Overabundance. In McShea, W.J., Underwood, H.B. et Rappole, J.H. (réd.), *The Science of Overabundance. Deer Ecology and Population Management* (chap. 1, p. 1-7). Washington D.C., Smithsonian Institution Press.
- Messier, F. et Barrette, C. (1985). The efficiency of yarding behaviour by white-tailed deer as an antipredator strategy. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 63, n° 4, p. 785-789.
- Miller, B.F., Campbell, T.A., Laseter, B.R., Ford, W.M. et Miller, K.V. (2010). Test of Localized Management for Reducing Deer Browsing in Forest Regeneration Areas. *Journal of Wildlife Management*, vol 74, n° 3, p. 370-378.
- Miller, S.G., Bratton, S.P. et Hadidian, J. (1992). Impacts of white-tailed deer on endangered and threatened vascular plants. *Natural Areas Journal*, vol. 12, n° 2, p. 67-74.
- Millspaugh, J.J., Skalski, J.R., Townsend, R.L., Dittenbach, D.R., Boyce, M.S., Hansen, L.P. et Kammermeyer, K. (2009). An Evaluation of Sex-Age-Kill (SAK) Model Performance. *Journal of Wildlife Management*, vol 73, n° 2, p. 442-451.
- Morellet, N., Gaillard, J.-M., Hewison, A.J.M., Ballon, P., Boscardin, Y., Ducan, P., Klein, F. et Maillard, D. (2007). Indicators of ecological change : new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, vol 44, n° 3, p. 634-643.
- National Research Council (2004). *Adaptive Management for Water Resources Planning*. Washington D.C., The National Academies Press, 138 p.
- Nelson, M.E. et Mech, L.D. (1984). Home-Range Formation and Dispersal of Deer in Northeastern Minnesota, *Journal of Mammalogy*, vol. 65, n° 4, p. 567-575.
- Nelson, M.E. et Mech, L.D. (1986). Relationship between Snow Depth and Grey Wolf Predation on White-Tailed Deer. *Journal of Wildlife Management*, vol. 50, n° 3, p. 471-474.
- Nelson, M.E. et Mech, L.D. (1999). Twenty-year home-range dynamics of a white-tailed deer matriline. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 77, n° 7, p. 1128-1135.
- New Hampshire Fish and Game Department (2005). New Hampshire Big Game Plan. Species Management Goals and Objectives. 2006-2015. In New Hampshire Fish and Game Department. http://www.wildlife.state.nh.us/Hunting/Hunting_PDFs/NH_Big_Game_Plan_FINAL.pdf (Page consultée le 17 août 2014).
- New Hampshire Fish and Game Department (2010). The Science Behind the Seasons. In New Hampshire Fish and Game Department. *Deer Hunting in New Hampshire. The Science Behind the Seasons*. <http://www.wildlife.state.nh.us/hunting/deer-science.html> (Page consultée le 18 novembre 2014).
- New Hampshire Fish and Game Department (2014a). 2013 New Hampshire Wildlife Harvest Summary. In New Hampshire Fish and Game Department. *Hunting Publications*.

http://www.wildlife.state.nh.us/Hunting/harvest_summary/2013_WH_Summary.pdf (Page consultée le 17 août 2014).

New Hampshire Fish and Game Department (2014b). New Hampshire Hunting and Trapping Digest. In J.F. Griffin Publishing. *New Hampshire Hunting and Trapping Digest*. http://www.eregulations.com/wp-content/uploads/2014/08/14NHHD_LR.pdf (Page consultée le 8 novembre 2014).

New York State Department of Environmental Conservation (2011). Management Plan for White-tailed Deer in New York State 2012-2016. In New York State Department of Environmental Conservation. *New York's Deer Management Program*. http://www.dec.ny.gov/docs/wildlife_pdf/deerplan2012.pdf (Page consultée le 18 avril 2015).

New York State Department of Environmental Conservation (2015a). Citizen Task Forces on Deer. In New York State Department of Environmental Conservation. *New York's Deer Management Program*. <http://www.dec.ny.gov/animals/7207.html> (Page consultée le 19 avril 2015).

New York State Department of Environmental Conservation (2015b). Landowner's Guide for Managing Deer. In New York State Department of Environmental Conservation. *New York's Deer Management Program*. <http://www.dec.ny.gov/animals/7199.html> (Page consultée le 18 avril 2015).

New York State Department of Environmental Conservation (2015c). New York Hunting & Trapping Regulations Guide. In New York State Department of Environmental Conservation. *Hunting Regulations*. http://www.dec.ny.gov/docs/wildlife_pdf/14huntguide.pdf (Page consultée le 27 avril 2015).

New York State Department of Environmental Conservation (2015d). Deer Management Assistance Program. In New York State Department of Environmental Conservation. *New York's Deer Management Program*. <http://www.dec.ny.gov/animals/33973.html> (Page consultée le 18 avril 2015).

New York State Department of Environmental Conservation (2015e). New York's Deer Management Program. In New York State Department of Environmental Conservation. *White-tailed Deer*. <http://www.dec.ny.gov/animals/7211.html> (Page consultée le 25 mai 2015).

New York State Department of Environmental Conservation (2015f). Bowhunting Sighting Log. In New York State Department of Environmental Conservation. *Citizen Science : Wildlife Observation Data Collection*. <http://www.dec.ny.gov/animals/7193.html> (Page consultée le 23 mai, 2015).

New York State Department of Environmental Conservation (2015g). Understanding DPMs : Quota Setting and Permit Selection. In New York State Department of Environmental Conservation. *Deer Management Permits (DMPs)*. <http://www.dec.ny.gov/outdoor/47743.html> (Page consultée le 18 mai 2015).

New York State Department of Environmental Conservation (2015h). Section 1.30 : Deer Management Assistance Permits. In New York State Department of Environmental Conservation. *Regulations. Chapter 1 – Fish and Wildlife*. <http://www.dec.ny.gov/regs/4055.html> (Page consultée le 16 juin 2015).

Noy-Meir, I. (1975). Stability of Grazing Systems : An Application of Predator-Prey Graphs. *Journal of Ecology*, vol. 63, n° 2, p. 459–481.

Ogden, N.H., Koffi, J.K. et Lindsay, L.R. (2014). Environmental risk from Lyme disease in central and eastern Canada : a summary of recent surveillance information. *Canada Communicable Disease Report*, vol. 4, n° 5. <http://www.phac-aspc.gc.ca/publicat/ccdr-rmtc/14vol40/dr-rm40-05/dr-rm40-05-1-eng.php#footnote6> (Page consultée le 23 février 2015).

- Ogden, N.H., Lindsay, L.R., Hanincová, K., Barker, I.K., Bigras-Poulin, M., Charron, D.F., Heagy, A., Francis, C.M., O'Callaghan, C.J., Schwartz, I. et Thompson, R.A. (2008b). Role of Migratory Birds in Introduction and Range Expansion of *Ixodes scapularis* Ticks and of *Borrelia burgdorferi* and *Anaplasma phagocytophilum* in Canada. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 74, n° 6, p. 1780-1790.
- Ogden, N.H., Lindsay, L.R., Morshed, M.M., Sockett, P.N. et Artsob, H. (2009). The emergence of Lyme disease in Canada. *Canadian Medical Association Journal*, vol. 180, n° 12, p. 1221-1224.
- Ogden, N.H., St-Onge, L., Barker, I.K., Brazeau, S., Bigras-Beaudoin, M., Charron, D.F., Francis, C.M., Heagy, A., Lindsay, L.R., Maarouf, A., Michel, P., Milord, F., O'Callaghan, C.J., Trudel, L. et Thompson, A. (2008a). Risk maps for range expansion of the Lyme vector, *Ixodes scapularis*, in Canada now and with climate change. *International Journal of Health Geographics*, vol. 7, n° 24. <http://www.ij-healthgeographics.com/content/pdf/1476-072X-7-24.pdf> (Page consultée le 12 août 2015).
- Organ, J.F., Geist, V., Mahoney, S.P., Williams, S., Krausman, P.R., Batcheller, G.R., Decker, T.A., Carmichael, R., Nanjappa, P., Regan, R., Medellin, R.A., Cantu, R., McCabe, R.E., Craven, S., Vecellio, G.M. et Decker, D.J. (2012). *The North American Model of Wildlife Conservation*. The Wildlife Society Technical Review 12-04. Bethesda, The Wildlife Society, 47 p.
- Organ, J.F., Mahoney, S.P. et Geist, V. (2010). Born in the Hands of Hunters. The North American Model of Wildlife Conservation. *The Wildlife Professional*, vol. 4, n° 3, p. 22-27.
- Ostfeld, R.S., Canham, C.D., Oggenfuss, K., Winchcombe, R.J. et Keesing, F. (2006). Climate, Deer, Rodents, and Acorns as Determinants of Variation in Lyme-Disease Risk. *PLoS Biology*, vol. 4, n° 6, p. 1058-1068.
- Oyer, A.M et Porter, W.F. (2004). Localized Management of White-Tailed Deer in the Central Adirondack Mountains, New York. *Journal of Wildlife Management*, vol. 68, n° 2, p. 257-265.
- Peltier, J. (2012). Incidence et prévention des accidents routiers impliquant la grande faune sur le réseau du ministère des Transports du Québec. *Le naturaliste canadien*, vol. 136, n° 2, p. 89-94.
- Pennsylvania Game Commission (2013a). Agricultural Deer Control (Red Tag) Program. In Pennsylvania Game Commission. *Landowner Programs*. <http://www.portal.state.pa.us/portal/server.pt?open=514&objID=748275&mode=2> (Page consultée le 27 avril 2015).
- Pennsylvania Game Commission (2013b). Pennsylvania White-tailed Deer. In Pennsylvania Game Commission. *Hunt/Trap. Hunting. Big Game*. <http://www.portal.state.pa.us/portal/server.pt/community/deer/11949> (Page consultée le 6 juillet 2015).
- Pennsylvania Game Commission (2013c). Pennsylvania Game Commission Mapping Center. In Pennsylvania Game Commission. *Home*. <http://www.portal.state.pa.us/portal/server.pt?open=514&objID=1528109&mode=2> (Page consultée le 5 juillet 2015).
- Pennsylvania Game Commission (2013d). Deer Management Assistance Program – DMAP. In Pennsylvania Game Commission. *Deer Hunting*. <http://www.portal.state.pa.us/portal/server.pt?open=514&objID=622401&mode=2> (Page consultée le 27 avril 2015).
- Pennsylvania Game Commission (2014). Pennsylvania Hunting and Trapping Digest. In Pennsylvania Game Commission. *2014-15 Hunting and Trapping Digest & Wildlife Annual*.

<http://www.portal.state.pa.us/portal/server.pt?open=514&objID=968783&mode=2> (Page consultée le 12 janvier 2015).

Peterson, C.J. et Pickett, S.T.A. (1995). Forest Reorganization : A Case Study in an Old-Growth Forest Catastrophic Blowdown. *Ecology*, vol. 76, n° 3, p. 763-774.

Piesman, J. et Spielman, A. (1979). Host associations and seasonal abundance of immature *Ixodes dammini* (Acarina, Ixodidae) in southeastern Massachusetts. *Annals of the Entomological Society of America*, vol. 72, n° 6, p. 829-832.

Porter, W.F., Mathews, N.E., Underwood, H.B, Sage Jr., R.W. et Behrend, D.F. (1991). Social organization in deer : Implications for localized management. *Environmental Management*, vol. 15, n° 6, p. 809-814.

Potvin, F., Huot, J. et Duchesneau, F. (1981). Deer mortality in Pohénégamook wintering area, Québec. *Canadian Field-Naturalist*, vol. 95, n° 1, p. 81-84.

Puglisi, M.J., Lindzey, J.S. et Bellis, E.D. (1974). Factors Associated with Highway Mortality of White-Tailed Deer. *Journal of Wildlife Management*, vol. 38, n° 4, p. 799-807.

Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) (2014a). Permis et certificats : des réponses à mes questions. In MFFP. *Chasse sportive au Québec 2014-2016*. <http://mffp.gouv.qc.ca/publications/enligne/faune/reglementation-chasse/permis-certificats/questions.asp> (Page consultée le 20 novembre 2014).

Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) (2014b). Cerf de Virginie – saisons 2014-2016. In MFFP. *Période de chasse, limites et cartes – Version imprimable*. <http://mffp.gouv.qc.ca/publications/enligne/faune/reglementation-chasse/pdf/2014-Chasse-Cerf.pdf> (Page consultée le 7 mai 2015).

Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) (2014c). *Registre des animaux à déclaration obligatoire tués accidentellement* (exemple d'une fiche terrain élaborée par le MTQ, complétée par un récupérateur de carcasses et remise au MFFP). Sherbrooke, MFFP, s. p.

Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) (2015a). L'inventaire écoforestier du Québec méridional. In MFFP. *Les forêts. Inventaire écoforestier*. <http://www.mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/inventaire-quebec-meridional.jsp> (Page consultée le 30 juin 2015).

Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) (2015b). Les placettes-échantillons. In MFFP. *Les forêts. Inventaire écoforestier*. <http://www.mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/inventaire-placettes.jsp> (Page consultée le 30 juin 2015).

Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) (s. d.). *Membres de la table régionale faune de l'Estrie* (document interne), Sherbrooke, MFFP, 1 p.

Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (2008). *Entente spécifique de régionalisation portant sur l'expérimentation d'un modèle de gestion intégrée du cerf de Virginie en Chaudière-Appalaches. Bilan de l'entente 2004-2008*. Charny, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune en Chaudière-Appalaches, 172 p.

Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (2010). Le plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 2010-2017. In MFFP. *Plan de gestion du cerf de Virginie 2010-2017 (résumé)*. <http://www.mffp.gouv.qc.ca/faune/chasse/pdf/plan-gestion-cerf-resume.pdf> (Page consultée le 15 mai 2015).

- Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (2012). Données socioéconomiques sur la faune. In Fédération des pourvoiries du Québec. <http://www.pourvoiries.com/wp-content/uploads/2012/12/Donnees-socio-economique-sur-la-faune-Fevrier2012.pdf> (Page consultée le 11 août 2014).
- Québec. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs (2004). Portrait forestier de la région de l'Estrie. In Bibliothèque et Archives nationales du Québec. <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs53589> (Page consultée le 8 mars 2015).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (2013). Retombées économiques des activités de chasse, de pêche et de piégeage au Québec en 2012 : Synthèse. In MFFP. *La faune et la nature en chiffres*. <http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/faune/statistiques/retombees-economique-ccp.pdf> (Page consulté le 3 janvier 2015).
- Rand, P.W., Lubelczyk, C., Lavigne, G.R., Elias, S., Holman, M.S., Lacombe, E.H. et Smith Jr., R.P. (2003). Deer Density and the Abundance of *Ixodes scapularis* (Acari: Ixodidae). *Journal of Medical Entomology*, vol. 40, n° 2, p. 179-184.
- Règlement sur les activités de chasse*, L.R.Q., c. C-61.1, r. 1.
- Riess, S.A. (1995). *Sport in Industrial America. 1850-1920*. Wheeling, Harlan Davidson, 221 p. (The American History Series).
- Riley, S.J., Decker, D.J., Carpenter, L.H., Organ, J.F., Siemer, W.F., Mattfeld, G.F. et Parsons, G. (2002). The essence of wildlife management. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 30, n° 2, p. 585-593.
- Riley, S.J., Decker, D.J., Enck, J.W., Curtis, P.D., Lauber, T.B. et Brown, T.L. (2003b). Deer populations up, hunter populations down : Implications of interdependence of deer and hunter population dynamics on management. *Écoscience*, vol. 10, n° 4, p. 455-461.
- Riley, S.J., Siemer, W.F. et Decker, D.J. (2003a). Adaptive Impact Management : An Integrative Approach to Wildlife Management. *Human Dimensions of Wildlife*, vol. 8, p. 81-95.
- Robicheau, R. (2014). Deer Population Goals & 5-Year Benchmark Report. In Maine Government. *Inland Fisheries and Wildlife*. <https://www1.maine.gov/ifw/pdfs/AnnualDeer%20BenchmarkReport.pdf> (Page consultée le 23 mai 2015).
- Romin, L.A. et Bissonette, J.A. (1996). Deer-vehicle collisions : status of state monitoring activities and mitigating efforts. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 24, p. 276-283.
- Rooney, T.P. et Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, vol. 181, n° 1-2, p. 165-176.
- Rooney, T.P., Solheim, S.L. et Waller, D.M. (2002). Factors affecting the regeneration of northern white cedar in lowland forests of the Upper Great Lakes region, USA. *Forest Ecology and Management*, vol. 163, n° 1-3, p. 119-130.
- Rooney, T.P., Wiegmann, S.M., Rogers, D.A. et Waller, D.M. (2004). Biotic Impoverishment and Homogenization in Unfragmented Forest Understory Communities. *Conservation Biology*, vol. 18, n° 3, p. 787-798.
- Rosenberry, C.S., Tardiff Fleegle, J. et Wallingford, B.D. (2009). Management and Biology of White-tailed Deer in Pennsylvania 2009-2018. In Pennsylvania Game Commission. *Pennsylvania White-tailed*

Deer. <http://www.portal.state.pa.us/portal/server.pt/community/deer/11949> (Page consultée le 8 octobre 2014).

- Rouleau, I., Crête, M. et Ouellet, J.-P. (2002). Contrasting the summer ecology of white-tailed deer inhabiting a forested and an agricultural landscape. *Écoscience*, vol. 9, n° 4, p. 459-469.
- Rudolph, B.A., Etter, D.R. et Schaffer, S.M. (2011). CPR for urban deer management objectives : clarity, practicality, and relevance. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 35, n° 3, p. 161-167.
- Shirer, R. et Zimmerman, C. (2010). Forest Regeneration in New York State. In The Nature Conservancy. *Forest Regeneration in New York State*.
<http://www.nature.org/ourinitiatives/regions/northamerica/unitedstates/newyork/placesweprotect/eas ternnewyork/final-nys-regen-091410-2.pdf> (Page consultée le 19 avril 2015).
- Shissler, B et Grund, M. (2009). *Managing Deer in the Commonwealth : A Study of Pennsylvania & Other States*. Washington D.C., Pinchot Institute for Conservation, 16 p.
- Skinner, W.R. et Telfer, E.S. (1974). Spring, Summer, and Fall Foods of Deer in New Brunswick. *Journal of Wildlife Management*, vol. 38, n° 2, p. 210-214.
- Société de la Faune et des Parcs du Québec (2002). *Plan de développement régional associé aux ressources fauniques de l'Estrie*. Sherbrooke, Direction de l'aménagement de la faune de l'Estrie, 83 p.
- Storm, D.J., Nielson, C.K., Schaubert, E.M. et Woolf, A. (2007). Deer-human conflict and hunter access in an exurban landscape. *Human-Wildlife Conflicts*, vol. 1, n° 1, p. 53-59.
- Stout, S.L., Royo, A.A., deCalesta, D.S., McAleese, K. et Finley, J.C. (2013). The Kinzua Quality Deer Cooperative : can adaptive management and local stakeholder engagement sustain reduced impact of ungulate browsers in forest systems? *Boreal Environment Research*, vol. 18, Supplement A, p. 50-64. <http://www.borenv.net/BER/pdfs/ber18/ber18A-50.pdf> (Page consultée le 18 janvier 2015).
- Stromayer, K.A.K et Warren, R.J. (1997). Are overabundant deer herds in the eastern United States creating alternate stable states in forest plant communities? *Wildlife Society Bulletin*, vol. 25, n° 2, p. 227-234.
- Sunde, P. et Asferg, T. (2014). How does harvest size vary with hunting season length? *Wildlife Biology*, vol. 20, n° 3, p. 176-184.
- Telford III, S.R., Mather, T.N., Moore, S.I., Wilson, M.L. et Spielman, A. (1988). Incompetence of Deer as Reservoirs of the Lyme Disease Spirochete. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 39, n° 1, p. 105-109.
- Theberge, J. et Theberge, M. (2010). *The ptarmigan's dilemma. An ecological exploration into the mysteries of life*. Toronto, McClelland and Stewart, 401 p.
- Tierson, W.C., Mattfeld, G.F., Sage Jr., R.W. et Behrend, D.F. (1985). Seasonal Movements and Home Ranges of White-Tailed Deer in the Adirondacks. *Journal of Wildlife Management*, vol. 49, n° 3, p. 760-769.
- Trottier, S. (13 mai 2015). *Question au sujet des données de la BDTQ*. Courrier électronique à Noémie Laplante, adresse destinataire : Noemie.Laplante@usherbrooke.ca
- Tsao, J.I. (2009). Reviewing molecular adaptations of Lyme borreliosis spirochetes in the context of reproductive fitness in natural transmission cycles. *Veterinary Research*, vol. 40, n° 2, p. 36.

- Tyler, T.R. (2000). Social Justice : Outcome and Procedure. *International Journal of Psychology*, vol. 35, n° 2, p. 117-125.
- U.S. Department of Health and Human Services (2014). Lyme Disease : What you need to know. In Centers for Disease Control and Prevention. *Lyme Disease*. <http://www.cdc.gov/lyme/resources/brochure/lymediseasebrochure.pdf> (Page consultée le 23 février 2015).
- Union des producteurs agricoles du Québec (UPA) (2013). Résolutions adoptées au Congrès général de décembre 2013. In UPA. http://www.upa.qc.ca/content/uploads/2014/11/O_P-Resolutions-Congr%C3%A8s-20135013.pdf (Page consultée le 3 août 2015).
- Van Deelan, T.R., Campa III, H., Hamady, M. et Haufler, J.B. (1998). Migration and Seasonal Range Dynamics of Deer Using Adjacent Deeryards in Northern Michigan. *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, n° 1, p. 205-213.
- Van Deelen, T.R., Dhuey, B.J., Jacques, C.N., McCaffery, K.R., Rolley, R.E. et Warnke, K. (2010). Effects of Earn-a-Buck and Special Antlerless-Only Seasons on Wisconsin's Deer Harvests. *Journal of Wildlife Management*, vol. 74, n° 8, p. 1693-1700.
- Vanlaar, W.G.M., Gunson, K.E., Brown, S.W. et Robertson, R.D. (2012). Wildlife-Vehicle Collisions in Canada : A Review of the Literature and a Compendium of Existing Data Sources. In Traffic Injury Research Foundation. *Publications*. http://tirf.ca/publications/PDF_publications/WildlifeVehicle_Collision_Deliverable1_Eng_6.pdf (Page consultée le 19 février 2015).
- Vercauteren, K.C., Anderson, C.W., Van Deelen, T.R., Drake, D., Walter, W.D., Vantassel, S.M. et Hygnstrom, S.E. (2011). Regulated commercial harvest to manage overabundant white-tailed deer: an idea to consider? *Wildlife Society Bulletin*, vol. 35, n°3, p. 185-194.
- Vermont Fish and Wildlife Department (2009). Big Game Management Plan 2010-2020. In Vermont Fish and Wildlife Department. *Hunting and Trapping*. http://www.vtfishandwildlife.com/library/reports_and_documents/Hunting_and_Trapping/big_game/Big_Game_Management_Plan_%202010%20-%202020/___Big%20Game%20Plan_full_version.pdf (Page consultée le 23 septembre 2014).
- Vermont Fish and Wildlife Department (2010). Appendix B. Explaining the Density-Dependent Winter-Effects Doe-Accounting Model and Harvest Recommendations. In Vermont Fish and Wildlife Department. *Hunting and Trapping*. http://www.vtfishandwildlife.com/library/reports_and_documents/Hunting_and_Trapping/big_game/Density_Dependent_Winter_Effects_Doe_Accounting_Model_AppxBandC.pdf (Page consultée le 17 novembre 2014).
- Vermont Fish and Wildlife Department (2014). Fish and Wildlife Regulations. In Vermont Fish and Wildlife Department. *Law Enforcement*. <http://www.vtfishandwildlife.com/lawsdigest.cfm> (Page consultée le 14 novembre 2014).
- Vermont Fish and Wildlife Department (2015). Fish and Wildlife Regulations. In Vermont Fish and Wildlife Department. *Law Enforcement*. <http://www.eregulations.com/wp-content/uploads/2014/12/15VTAB-LR.pdf> (Page consultée le 7 mai 2015).
- Ville de Sherbrooke (2015). Règlement n° 1. Règlement général de la Ville de Sherbrooke. In Ville de Sherbrooke. *Règlements*. https://www.ville.sherbrooke.qc.ca/fileadmin/fichiers/Juridiques/reglements/reglement1/Reglement_n__1_-_a_jour_au_2015-06-04__incluant_1-105_.pdf (Page consultée le 24 juin 2015).

- Wagner, K.K., Schmidt, R.H et Conover, M.R. (1997). Compensation programs for wildlife damage in North America. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 25, n° 2, p. 312-319.
- Waller, D.M. et Alverson, W.S. (1997). The white-tailed deer : a keystone herbivore. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 25, n° 2, p. 217-226.
- Widar, J. (2011). Les dégâts de la faune sauvage en zone agricole. Identification, prévention, gestion et indemnisation. In Service publique de Wallonie. *Les livrets de l'agriculture*. http://agriculture.wallonie.be/apps/spip_wolwin/IMG/pdf/livret19.pdf (Page consultée le 20 janvier 2015).
- Williams, B.K. (2011). Adaptive management of natural resources – framework and issues. *Journal of Environmental Management*, vol. 92, n° 5, p. 1346-1353.
- Williams, B.K., Szaro, R.C. et Shapiro, C.D. (2009). Adaptive Management : The U.S. Department of the Interior Technical Guide. In U.S. Department of the Interior. *PPA – Adaptive Management*. <http://www.doi.gov/ppa/upload/TechGuide-WebOptimized-2.pdf> (Page consultée le 15 février 2015).
- Williamson, S.J. (2003). *White-tailed Deer Harvest Management and Goal Setting In the Northeast*. Washington D.C., The Wildlife Management Institute, 164 p.
- Wilson, M.L., Ducey, A.M., Litwin, T.S., Gavin, T.A. et Spielman, A. (1990). Microgeographic distribution of immature *Ixodes dammini* ticks correlated with that of deer. *Medical and Veterinary Entomology*, vol. 4, n° 2, p. 151-159.
- Wisconsin Department of Natural Resources (1998). Wisconsin's Deer Management Programm. The Issues Involved in Decision-Making. Second Edition. In Wisconsin Department of Natural Resources. *Deer Management*. <http://dnr.wi.gov/topic/WildlifeHabitat/documents/Deerbook.pdf> (Page consultée le 15 février 2015).
- Wisconsin Department of Natural Resources (2001). *Management Workbook for White-tailed Deer*. 2^e édition, Madison, Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Wildlife Management and Integrated Sciences, pagination multiple.

ANNEXE 1: TYPES DE PERMIS DE CHASSE

Entité administrative	Permis	Référence
Québec	Permis d'initiation : permet à une personne qui ne détient pas de certificat du chasseur de se procurer un permis de chasse, à condition d'être accompagnée d'un chasseur adulte certifié. Ce privilège n'est offert qu'une seule fois. Permis de chasse au cerf de Virginie : permet la récolte d'un cerf. Il est valide pour toutes les zones de chasse à l'exception de la zone 20 (Anticosti). Permis de chasse au CSB : permet au chasseur d'abattre indistinctement un cerf mâle, une biche ou un faon. Le chasseur doit aussi posséder un permis de chasse au cerf de Virginie valide. Ce permis est délivré par tirage au sort. Ce permis n'est valide que pour une zone, une partie de zone ou un territoire en particulier. Permis de chasse au CSB 1^{er} abattage : permet au chasseur de tuer deux cerfs, dont le premier doit être un CSB. Le second correspond aux segments autorisés au moment de la récolte. Le chasseur doit aussi posséder un permis de chasse au cerf de Virginie valide, auquel le coupon de transport est attaché. Ce permis est délivré par tirage au sort dans quelques parties de zones seulement et n'est valide que pour la partie de zone qui y est indiquée. Permis SEG : permis délivré à des fins éducatives, scientifiques ou de gestion. Ce permis est délivré pour une récolte qui est soumise à des conditions particulières. Il nécessite une dérogation à la réglementation en vigueur.	(Huot et Lebel, 2012; Jaccard, 2014; MFFP, 2014a)
Maine	Permis de chasse pour mineur (<i>Junior Hunting License</i>) : permet à un mineur, âgé entre 10 et 16 ans, de chasser accompagné d'un adulte. Permis de chasse au cerf de Virginie (<i>Hunting License</i>) : permet la récolte d'un cerf avec bois durant la période AAF. L'utilisation de tout autre engin de chasse nécessite un second permis. Le segment autorisé est alors déterminé en fonction de l'engin utilisé et de la période de chasse. Permis de chasse au cerf avec ou sans bois (<i>Any-Deer Permit</i>) : permis attribué par tirage au sort, par unité de gestion. Le titulaire de ce permis peut abattre un cerf avec ou sans bois, durant la période AAF ou durant la période ACB. Permis de chasse au CSB (<i>Bonus Deer Permit</i>) : permet l'abattage d'un deuxième cerf (doit être un CSB), dans l'unité de gestion désignée par le permis, durant n'importe quelle saison de chasse récréative. Ce permis est disponible lorsque le nombre de permis de chasse au cerf avec ou sans bois excède le nombre de postulants, par unité de gestion. Permis pour la période prolongée ARC (<i>Expanded Archery Permit</i>) : permis donnant droit à un archer en règle d'abattre un cerf avec ou sans bois. Il en coûte quasiment le double pour obtenir le droit d'abattre un cerf avec bois. Cette différence de prix est un incitatif pour maximiser la récolte de CSB. Un nombre illimité de permis peut être acheté, à condition que seuls des CSB soient chassés. Permis de gestion (<i>Deer Management Permit</i>) : permis autorisant un individu à abattre un nombre prédéterminé de cerfs durant une chasse contrôlée ou lors d'un abattage systématique. Permis de déprédation (<i>Depredation Permit</i>) : permis délivré à un agriculteur, ou à son représentant, lui permettant d'éliminer les cerfs observés en train d'endommager les cultures.	(Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007, 2014)

ANNEXE 1: TYPES DE PERMIS DE CHASSE (SUITE)

Entité administrative	Permis	Référence
New Hampshire	Permis d'initiation (<i>Apprentice Hunting License</i>) : permet à une personne n'ayant jamais chassé et n'ayant pas suivi de formation de sécurité de chasser accompagnée d'un adulte titulaire d'un permis de chasse valide. Ce privilège ne peut être renouveler. Permis de chasse au cerf de Virginie (<i>Regular Hunting or Combination License</i>) : permet la récolte d'un cerf durant la période AAF. L'usage de tout autre engin de chasse requiert un permis supplémentaire. Permis spécial de chasse à l'arc (<i>Special Archery Deer Permit</i>) : permet à un archer en règle d'abattre un cerf avec bois supplémentaire, durant la période ARC. Permis spécial pour l'unité L (<i>Special Unit L Permit</i>) : permet la récolte d'un CSB, en sus de tout autre cerf abattu, dans l'unité de gestion L, indépendamment du segment autorisé au moment de la récolte, avec l'engin de chasse pour lequel le chasseur possède un permis, durant la saison appropriée. Permis spécial pour l'unité M (<i>Special Unit M Permit</i>) : permet la récolte d'un CSB, en sus de tout autre cerf abattu, dans l'unité de gestion M, indépendamment du segment autorisé au moment de la récolte, avec l'engin de chasse pour lequel le chasseur possède un permis, durant la saison appropriée.	(New Hampshire Fish and Game Department, 2014b).
New York	Permis de chasse pour mineur (<i>Junior Hunting License</i>) : permet à un mineur âgé entre 14 et 15 ans de chasser accompagné d'un adulte. Pour obtenir ce permis, le mineur doit avoir suivi une formation de sécurité. Permis de chasse au cerf de Virginie (<i>Hunting License</i>) : permet la récolte d'un cerf avec bois durant la période AAF. L'utilisation de tout autre engin de chasse requiert l'achat d'un sceau supplémentaire (ex. : <i>bowhunting privilege</i>, <i>muzzleloading privilege</i>), sur preuve de qualification. Le segment autorisé est alors déterminé en fonction de l'engin utilisé et de la période de chasse. Permis de chasse au CSB (<i>Deer Management Permit</i>) : permet la récolte d'un CSB, pour l'unité de gestion désignée par le permis, en sus du cerf récolté avec le permis de chasse au cerf de Virginie. Il est obtenu par tirage au sort. Un chasseur peut détenir un maximum de deux permis de chasse au CSB à son nom. De plus, il peut recevoir jusqu'à deux permis supplémentaires, par transfert. Permis d'aide à la gestion (<i>Deer Management Assistance Program Permit</i>) : permet une gestion localisée des cerfs, selon les objectifs définis par les propriétaires fonciers. Ce permis est valide durant la saison de chasse et seule la récolte de CSB est autorisée. Pour être éligible au programme, un propriétaire foncier doit avoir subi des dommages par les cerfs. Les dommages doivent être documentés. Le <i>New York State Department of Environmental Conservation</i> détermine le nombre de coupons délivrés au propriétaire, selon la superficie de la propriété et l'ampleur des dommages. Le propriétaire les redistribue aux chasseurs. La limite est de deux coupons par chasseur, dans la plupart des régions. Permis de déprédation (<i>Deer Damage Permit</i>) : permet le contrôle des dommages occasionnés par les cerfs à l'échelle de la propriété. Il est délivré au propriétaire ou à ses agents, en dehors des saisons de chasse et seulement en absence de solution alternative. Seule la récolte de CSB est autorisée. Le titulaire du permis doit rapporter tous les cerfs abattus au <i>New York State Department of Environmental Conservation</i>.	(New York State Department of Environmental Conservation, 2015b, 2015c)

ANNEXE 1: TYPES DE PERMIS DE CHASSE (SUITE)

Entité administrative	Permis	Référence
Pennsylvanie	Permis d'initiation pour adulte (<i>Mentored Adult Hunting permit</i>) : permet à une personne n'ayant jamais chassé et âgée de plus de 18 ans de chasser accompagnée d'un adulte titulaire d'un permis de chasse valide. Le mentor lui transfère un permis de chasse au CSB ou un permis DMAP. Une personne peut bénéficier de ce programme pendant trois années consécutives. Permis d'initiation pour enfant (<i>Mentored Youth Hunting permit</i>) : permet à un mineur âgé de moins de 12 ans de chasser accompagné d'un adulte titulaire d'un permis de chasse valide. Le mentor lui transfère un permis de chasse au CSB ou un permis DMAP. Lorsqu'il est âgé de 12 ans, le mineur doit suivre une formation sur la sécurité et l'éthique de chasse afin de se procurer un permis de chasse pour mineur (<i>Junior Hunting License</i>). Permis de chasse pour mineur (<i>Junior Hunting License</i>) : permet à un mineur âgé entre 12 et 17 ans, et ayant suivi une formation de sécurité, de chasser accompagné d'un adulte. Seuls les mineurs de 16 et 17 ans peuvent chasser sans supervision. Permis de chasse au cerf de Virginie (<i>General Hunting License</i>) : permet la récolte d'un cerf avec bois durant la période AAF. L'utilisation de tout autre engin de chasse nécessite un second permis. Permis de chasse au CSB (<i>Antlerless License</i>) : permet au détenteur d'abattre un CSB, dans l'unité de gestion désignée par le permis, avec l'engin de chasse de son choix. Un chasseur peut détenir plus d'un permis de chasse au CSB. Permis d'aide à la gestion (<i>Deer Management Assistance Program Permit</i>) : permet une gestion localisée des cerfs, selon les objectifs définis par les propriétaires fonciers. Un propriétaire éligible au programme reçoit un coupon DMAP par 2 ha de terre en culture, ou un coupon par 20 ha de terre non cultivée. Il distribue les coupons aux chasseurs qui les échangent pour des permis de chasse au CSB. Un coupon donne droit à un CSB. Un chasseur peut obtenir deux coupons par propriété. Les propriétaires ne sont pas obligés de distribuer des coupons. Ils peuvent inscrire leur propriété à la banque de propriétés du programme. Dans ce cas, les chasseurs achètent un permis pour une propriété donnée. Il est de leur responsabilité de contacter le propriétaire. Les coordonnées des propriétaires participants sont disponibles sur le site Web de la <i>Pennsylvania Game Commission</i>. Permis de déprédation (<i>Agricultural Deer Depredation Permit</i>) : permet à un propriétaire foncier de contrôler la déprédation des cerfs. Le propriétaire, titulaire du permis, distribue des sous-permis aux chasseurs qui les autorisent à abattre des CSB. Le permis est valide du 1^{er} février au 28 septembre, chaque année, à l'exception des dimanches. Mensuellement, le propriétaire fournit un rapport à l'agent de conservation de la faune du district. Pour être éligible au programme, le propriétaire doit avoir participé au projet visant une meilleure accessibilité des territoires de chasse pour les chasseurs (<i>Farm Game Project</i>), durant deux années consécutives.	(Rosenberry et autres, 2009; Pennsylvania Game Commission, 2013a, 2013d, 2014)
Vermont	Permis d'initiation (<i>Mentored Hunting License</i>) : permet à une personne, n'ayant jamais suivi un cours de sécurité dans le maniement des armes à feu et ne s'étant jamais procuré un permis de chasse, de chasser accompagnée d'un adulte possédant un permis de chasse valide. Le segment autorisé et la limite de prise sont déterminés par le permis de l'accompagnateur (permis spécifique à chaque engin de chasse). Permis de chasse au cerf de Virginie (<i>Hunting License</i>) : permet la récolte d'un cerf avec bois durant la période AAF. L'utilisation de tout autre engin de chasse nécessite un second permis. Le segment autorisé est alors déterminé en fonction de l'engin utilisé et de la période de chasse. Permis de chasse au CSB (<i>Antlerless Permit</i>) : permet au titulaire d'un permis de chasse avec arme à chargement par la bouche (<i>Muzzleloader License</i>) d'abattre un CSB, en sus, dans l'unité de gestion désignée.	(Vermont Fish and Wildlife Department, 2014)

ANNEXE 2: PROCESSUS DE DÉTERMINATION DU QUOTA DE PERMIS CSB DU MAINE

(inspiré de : Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 2007, p. 30)

Question	Données	Réponse	Action
La population de cerfs est-elle au niveau souhaité?	Diamètre moyen des merrains des mâles de 1,5 an	Oui Non, elle est en dessous de l'objectif	Stabilisation de la population par la délivrance de permis CSB selon le taux d'exploitation des CSB établi Augmentation du niveau de population par la réduction du quota de permis CSB
	Modèle « HARPOP »	Non, elle est au-dessus de l'objectif	Diminution du niveau de population par l'augmentation du quota de permis CSB
La population de cerfs est-elle stable?	Récolte de mâles adultes / 100 milles ² (<i>buck kill index</i>)	Oui	Calibrer la délivrance de permis CSB pour qu'elle soit proportionnelle au changement du taux de croissance de la population
		Non, elle est décroissante Non, elle est croissante	
Les taux de recrutement et de mortalité sont-ils normaux?	Récolte de femelles adultes	Quota atteint	Aucune action n'est nécessaire
		En dessous du quota Au-dessus du quota	Augmentation du nombre de permis CSB délivrés, si le niveau de population est égal ou supérieur au niveau souhaité Diminution du nombre de permis CSB délivrés, si le niveau de population est égal ou en dessous du niveau souhaité
	Sévérité de l'hiver (<i>winter severity index</i>)	À même le seuil de sévérité de l'hiver	Aucune action n'est requise
		Au-dessus du seuil de sévérité de l'hiver	Réduction du nombre de permis CSB si le niveau de population est égal ou inférieur au niveau souhaité
		En dessous du seuil de sévérité de l'hiver	Augmentation du nombre de permis CSB pour compenser la survie accrue des cerfs durant l'hiver clément, si le niveau de population est égal ou supérieur au niveau souhaité
	Taux d'exploitation des CSB (nombre de CSB / 100 mâles adultes dans la récolte)	Adéquat	Aucune action n'est requise
		Trop élevé ou trop bas	Ajuster le taux d'exploitation des CSB de manière à mieux refléter la contribution de la chasse à l'équilibre des processus démographiques