

**CONSÉQUENCES BIODÉMOGRAPHIQUES
POTENTIELLES DE L'APPLICATION DE RESTRICTIONS
SUR LA TAILLE LÉGALE DES BOIS DES CERFS DE
VIRGINIE ABATTUS À LA CHASSE SPORTIVE**

Septembre 2008

Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats
Service de la faune terrestre et de l'avifaune
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

*Ressources naturelles
et Faune*

Québec 

**CONSÉQUENCES BIODÉMOGRAPHIQUES POTENTIELLES DE L'APPLICATION
DE RESTRICTIONS SUR LA TAILLE LÉGALE DES BOIS DES CERFS DE VIRGINIE
ABATTUS À LA CHASSE SPORTIVE**



Yanick Gendreau¹, Jean-Pierre Tremblay¹, Claude Daigle²,
Michel Huot² et Sébastien Lefort²

¹ Département de biologie, Faculté des sciences et de génie, Université Laval

² Service de la faune terrestre et de l'avifaune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Faune Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune

SEPTEMBRE 2008

Références à citer :

GENDREAU, Y., J.-P. TREMBLAY, C. DAIGLE, M. HUOT et S. LEFORT. 2008.
Conséquences biodémographique potentielles de l'application de restrictions
sur la taille légale des bois des cerfs de Virginie abattus à la chasse sportive,
Université Laval et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction
de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec, 103 p.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2008.
ISBN 978-2-550-54141-7 (version imprimée)
978-2-550-54142-4 (pdf)

RÉSUMÉ

Alors que les populations de cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) atteignent les niveaux les plus élevés répertoriés dans l'histoire de l'aménagement de la faune au Québec et ailleurs en Amérique du Nord, on dénote un intérêt croissant pour l'application de mesures visant à modifier la structure des populations et les caractéristiques des animaux prélevés par la chasse. La chasse sélective constitue l'un des outils de gestion disponibles pour atteindre ces objectifs. Nous nous sommes intéressés aux conséquences potentielles de l'application de mesures de Restriction sur la taille légale des bois (RTLB) des cerfs abattus à la chasse (autres que la présence de bois ≥ 7 cm) sur les composantes biodémographiques des populations de cerfs. Nous avons effectué une revue de la littérature scientifique se rapportant aux composantes biodémographiques des cerfs qui pourraient être influencées par l'application de RTLB (développement phénotypique, survie et succès reproducteur des différents segments de la population et structure démographique des populations). Nous présentons des statistiques sur la chasse, les caractéristiques phénotypiques des animaux, la structure de la population et le rapport des sexes dans certains États américains appliquant différentes mesures de RTLB. Enfin, nous avons intégré les connaissances biodémographiques des cerfs dans des modèles de dynamique des populations qui permettent d'évaluer différents scénarios de RTLB sur les cerfs du sud du Québec (zones de chasse 4, 5 et 6).

Une première constatation ressort à la suite de nos travaux : le manque de connaissances quant à la structure d'âge et de sexe attendue dans une population pas ou peu exploitée, mais soumise à la prédation. Néanmoins, les modalités de chasse actuelles entraînent un déséquilibre du ratio des sexes en faveur des femelles et de la structure d'âge du segment mâle en faveur des jeunes mâles. Bien que ces conditions ne semblent pas compromettre la productivité des populations de cerfs au Québec comme ailleurs, une augmentation de l'âge moyen des mâles, par l'intermédiaire de mesures de RTLB jusqu'à l'âge auquel ils atteignent leur masse asymptotique (3 ou 4 ans), permettrait l'expression des caractères sexuels secondaires des cerfs mâles. Le choix du partenaire sexuel sur la base de ces caractères par les femelles pourrait exercer des effets positifs sur l'âge de la première reproduction, la survie des faons, la masse adulte et le rapport des sexes à la naissance. L'abondance de cerf, laquelle

influence la disponibilité des ressources et la condition physique des individus, constitue un autre facteur influençant le phénotype. La mise en place de RTBL devrait donc se faire en combinaison avec des mesures de contrôle de l'abondance, notamment avec la récolte de femelles.

Des mesures plus restrictives de RTLB ont pour effet de réduire la récolte de mâles de l'ordre de 30 % durant les deux premières années de leur application, le tout suivi d'un rétablissement du niveau de récolte. Toutes les mesures de RTLB examinées permettent d'augmenter l'âge moyen des animaux récoltés à court terme.

Toutefois, certaines mesures de RTLB peuvent créer une sélection contre le phénotype sélectionné à plus long terme. En effet, les mesures les moins restrictives, plus particulièrement celles qui limitent la récolte aux animaux dont les bois ≥ 2 pointes sur un côté (ou 4 pointes au total), ont pour effet d'éliminer les jeunes animaux qui présentent le meilleur potentiel phénotypique. À long terme, ces mesures risquent de diminuer la masse et la taille des bois des cerfs matures, puisqu'elles peuvent court-circuiter le processus de sélection sexuelle par les femelles.

Plusieurs des entités administratives qui ont mis en place des mesures de RTLB au cours des dernières années, l'ont fait dans un contexte expérimental et sur une portion de leur territoire. Les résultats de ces expérimentations donneront bientôt un meilleur éclairage sur l'effet de ces mesures de chasse sélective.

ABSTRACT

As white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) populations reach their highest levels in the history of modern wildlife management in Québec and elsewhere, there is a growing interest for applying measures to modify the structure of populations and phenotypic characters of hunted animals. Selective hunting is a tool that could be used to achieve this goal. We were thus interested in evaluating the potential impacts of legal restrictions on antler size (LRAS) for hunted animals (other than the current mandatory restriction on antlerless deer including yearlings with ≤ 7 cm antlers) on the biodemographic parameters of white-tailed deer populations. We reviewed the scientific literature related to the biodemographic parameters that could be influenced by LRAS including phenotypic development of individuals, reproductive success and survival of male, female and offspring and demographical structure of populations. We examined different LRAS recently implemented in selected jurisdictions of the United States and reported the hunting statistics, phenotypic traits of harvested animals as well as the age and sex structure of deer populations. Finally, we integrated the information compiled in the previous sections in models of population dynamics simulating different scenarios of LRAS in Southern Québec (hunting zones 4, 5 and 6).

A first indication from our work is the lack of empirical data on the expected demographic structure of a white-tailed deer population with no or low level of hunting, but submitted to natural predators. Nevertheless, under current hunting schemes, the sex and age ratios of most populations are skewed toward females and young individuals. Although those conditions don't seem to affect the productivity of deer population in Québec or elsewhere, rising the mean age of male toward the age when they reach their asymptotic mass (3 to 4 years old) through LRAS could allow for the expression of secondary sexual traits like mass and antler size. Older age in male and increase opportunity for female choices of sexual partners based on secondary sexual traits could have positive effects on parameters such as age at first reproduction, sex-ratio at birth and asymptotic body mass. Overall population density, as it affects the availability of resources per capita and physical conditions, is also affecting phenotypic expression. LRAS should not be considered independently from measures to control population growth, especially the harvest of females.

From our simulations, we conclude that LRAS could reduce harvest by 30% for two years following implementation but would return to its previous level afterward. All simulations allow to increase the mean age of harvest. Implementation of LRAS could select against the desired phenotype (for example 2 points on one side) if better individuals that acquire this condition at an early age are selectively culled from the population.

Many jurisdictions who implemented LRAS lately did so in an experimental context. Results from those experiments will soon provide additional data on the pros and cons of those measures of selective hunting.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES TABLEAUX	VIII
LISTE DES FIGURES.....	X
1. INTRODUCTION.....	1
2. RESTRICTIONS SUR LA TAILLE LÉGALE DES BOIS : IMPACTS SUR LES COMPOSANTES BIODÉMOGRAPHIQUES.....	5
2.1 MISE EN CONTEXTE	5
2.1.1 Pourquoi les mâles ont-ils des bois et une masse supérieure aux femelles?.....	5
2.1.2 Le développement phénotypique.....	6
2.2 DÉVELOPPEMENT PHÉNOTYPIQUE, SURVIE SUCCÈS REPRODUCTEUR DES MÂLES CHEZ LE CERF DE VIRGINIE	6
2.2.1 Développement phénotypique (masse corporelle)	6
2.2.2 Le développement phénotypique des bois	7
2.2.3 La survie	9
2.2.4 Le succès reproducteur	12
2.3 DÉVELOPPEMENT PHÉNOTYPIQUE, SURVIE ET SUCCÈS REPRODUCTEUR DES FEMELLES CHEZ LE CERF DE VIRGINIE.....	15
2.3.1 Développement phénotypique (masse corporelle)	15
2.3.2 La survie	15
2.3.3 Le succès reproducteur	16
2.4 DÉVELOPPEMENT PHÉNOTYPIQUE ET SURVIE DES FAONS CHEZ LE CERF DE VIRGINIE.....	18
2.4.1 Développement phénotypique (masse corporelle)	18
2.4.2 La survie et le succès reproducteur.....	19
2.5 STRUCTURE DE LA POPULATION ET RAPPORT DES SEXES	19
2.5.1 Structure de la population.....	19
2.5.2 Rapport des sexes.....	23
2.6 CONSÉQUENCES DE LA CHASSE SPORTIVE SUR L'ÉVOLUTION	23

3.	REVUE ET RÉSULTATS DE L'APPLICATION DE MESURES DE RESTRICTIONS SUR LA TAILLE LÉGALE DES BOIS (RTLb) DANS LES ENTITÉS ADMINISTRATIVES SITUÉES AU SUD DU QUÉBEC	25
3.1	VERMONT.....	26
3.1.1	Historique et mise en contexte	26
3.1.2	Statistiques de chasse.....	27
3.1.3	Expression des caractères sexuels secondaires.....	28
3.1.4	Structure d'âge, rapport des sexes et productivité	28
3.1.5	Commentaires du gestionnaire.....	28
3.2	TEXAS.....	29
3.2.1	Historique et mise en contexte	29
3.2.2	Statistiques de chasse.....	30
3.2.3	Expression des caractères sexuels secondaires.....	32
3.2.4	Structure d'âge, rapport des sexes et productivité	34
3.2.5	Commentaires	34
3.3	PENNSYLVANIE.....	34
3.3.1	Historique et mise en contexte	34
3.3.2	Statistiques de chasse.....	35
3.3.3	Expression des caractères sexuels secondaires.....	37
3.3.4	Structure d'âge, rapport des sexes et productivité	37
3.4	MISSISSIPPI	37
3.4.1	Historique et mise en contexte	37
3.4.2	Statistiques de chasse.....	39
3.4.3	Expression des caractères sexuels secondaires.....	40
3.4.4	Structure d'âge, rapport des sexes et productivité	41
3.5	RÉSUMÉ POUR L'ENSEMBLE DES ÉTATS	42
4.	SIMULATIONS DE L'APPLICATION DE RESTRICTIONS SUR LA TAILLE LÉGALE DES BOIS SUR LES POPULATIONS DE CERFS DE VIRGINIE DANS LE SUD DU QUÉBEC	44
4.1	DESCRIPTION DES VARIABLES UTILISÉES DANS LES MODÈLES	44
4.1.1	La population initiale	44
4.1.2	Taux de survie	46
4.1.3	Taux de recrutement.....	47
4.1.4	Mortalité par la chasse.....	47
4.2	PRÉSENTATION DES MODÈLES	48
4.3	INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION.....	51
4.3.1	La structure d'âge du segment mâle de la population	51
4.3.2	Les variations dans le nombre de cerfs abattus	53
4.3.3	Les variations de la population totale	56
4.4	LIMITES DE L'EXERCICE DE SIMULATION	56

5. CONSTATATIONS SUR L'APPLICATION DES RESTRICTIONS SUR LA TAILLE LÉGALE DES BOIS	58
5.1 AVANTAGES ET DÉSAVANTAGES DE L'APPLICATION DES RTLb	59
5.1.1 Avantages des RTLb	59
5.1.2 Les désavantages possible des RTLb	60
5.2 PISTES DE RÉFLEXION	61
5.2.1 Succès versus qualité de chasse	61
5.2.2 Considérations évolutives et aménagement adaptatif	61
BIBLIOGRAPHIE.....	63
ANNEXES	69

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Masse moyenne (kg) et erreur standard des cerfs mâles et femelles éviscérés selon leur âge dans différentes régions du Québec (tiré de Lesage <i>et al.</i> 2001).....	7
Tableau 2.	Nombre de pointes et diamètre des merrains des cerfs de 1 an dans le sud du Québec selon trois périodes chronologiques de faible, moyenne et forte densité de population ¹	9
Tableau 3.	Taux de survie des mâles de cerfs de Virginie selon leur âge	11
Tableau 4.	Succès reproducteur des mâles selon l'âge de la réserve George au Michigan*.....	13
Tableau 5.	Statistiques sur la récolte des mâles par classe d'âge de 2000 à 2006 au Vermont*. Les données présentent les statistiques avant et après l'application du règlement sur les restrictions sur la taille légale des bois en 2005.	27
Tableau 6.	Masse moyenne non éviscérée dans un échantillon de cerfs de Virginie abattus à la chasse au Vermont	28
Tableau 7.	Nombre de cerfs enregistrés sur une base volontaire selon les trois critères des RTLБ dans les six comptés expérimentaux au Texas	32
Tableau 8.	Proportion des mâles de 1,5 an selon le nombre total de pointes (les 2 bois) du plateau Edwards, Texas (1983-1999).....	32
Tableau 9.	Masse moyenne des bois et corporelle pour des mâles selon leur âge, classée à partir du nombre de pointes totales (les deux bois) à l'âge de 1,5 an à la station de recherche Kerr au Texas.....	33
Tableau 10.	Proportion de mâles de 1,5 cm versus $\geq 2,5$ ans abattus en Pennsylvanie de 2001 à 2005. Les RTLБ ont été appliquées à partir de 2002.	36
Tableau 11.	Proportion des mâles de 1,5 an et de $\geq 2,5$ ans en fonction du nombre de pointes totales en 2001 pour la Pennsylvanie (avant mise en place des RTLБ).....	36
Tableau 12.	RTLБ en vigueur au Mississippi en 2008 par région et estimation du pourcentage des mâles de 1,5 an protégés par ces mesures selon les données de l'État	39

Tableau 13.	Données des inventaires aériens utilisées pour estimer les populations initiales des zones de chasse dans la modélisation et résultats des simulations (modèles sans RTLБ) correspondant aux années d'inventaire	45
Tableau 14.	Données de recrutement utilisées dans la modélisation. Tirées de Hesselton et Jackson (1974) dans l'État de New York.....	47
Tableau 15.	Données de récolte du cerf de Virginie pour la période de simulation dans les zones 4, 5 et 6 au Québec	48
Tableau 16.	Données de récolte du cerf de Virginie dans les zones 4, 5 et 6 au Québec pour les modèles avec RTLБ.....	50
Tableau 17.	Nombre de cerfs abattus par sexe selon les modèles avec et sans RTLБ pour la zone 4.....	55
Tableau 18.	Nombre de cerfs abattus par sexe selon les modèles avec et sans RTLБ pour la zone 5.....	55
Tableau 19.	Nombre de cerfs abattus par sexe selon les modèles avec et sans RTLБ pour la zone 6.....	55
Tableau 20.	Populations des zones de chasse 4, 5 et 6 issues des simulations sans RTLБ et avec RTLБ+ (seule la vulnérabilité des mâles adultes de 1 an et de 2 ans est différente, la récolte totale demeure inchangée).....	56

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Structure d'âge de différentes populations de cerfs de Virginie mâles (voir boîte 3 pour détails).....	22
Figure 2.	Structure d'âge de différentes populations de cerfs de Virginie femelles (voir boîte 3 pour les détails).....	22
Figure 3.	Explication du règlement sur les RTLB au Texas.....	30
Figure 4.	Pourcentage de mâles chassés par classe d'âge au Texas dans les six comtés où les RTLB ont été mises en application en 2002.....	30
Figure 5.	Proportion de cerfs mâles par classe d'âge chassés au Mississippi de 1991-2005. Début des RTLB, saison 1995.	40
Figure 6.	Masse corporelle des mâles abattus à la chasse au Mississippi par classe d'âge et pour la période avant les RTLB (1991-1994) et pendant (2001-2005).....	42
Figure 7.	Étapes de calcul du logiciel Riskman. 0 : Population initiale; 1 : Mortalité naturelle; 2 : Calcul de l'âge; 3 : Recrutement; 4 : Chasse d'automne; 5 : Calcul de la population.	45
Figure 8.	Âge moyen des mâles dans la population et âge moyen des mâles abattus par zone de chasse selon les modèles avec ou sans RTLB. Les faons sont inclus dans le calcul de l'âge moyen par le logiciel Riskman.....	52

1. Introduction

Depuis l'arrivée des Européens en Amérique du Nord, le nombre de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) est passé d'un effectif estimé à 23-34 millions dans les années 1500 à 350 000 dans la deuxième moitié du XIX^e siècle (McCabe and McCabe 1984). C'est en réponse à cette situation que nous avons assisté à la mise en place du premier programme de gestion en Pennsylvanie et, par la suite, dans les autres États américains au cours des années 1930 (Miller *et al.* 2003). Les mesures mises en place se sont avérées positives, puisque les populations ont atteint un effectif estimé à 26 millions en 1993 (Demarais *et al.* 2000).

Au Québec, les données du MRNF sur la récolte des cerfs de Virginie démontrent qu'il y a eu une augmentation de la récolte de 5 864 à 13 738 individus de 1955 à 1964. À cette époque, la saison de chasse était plus longue et il n'y avait pas de restriction sur les classes de sexe ou d'âge admissibles à la récolte. De 1965 à 1974, la récolte a diminué constamment pour atteindre 1 155 individus. Durant cette période, le nombre de jours de chasse a été réduit (1968) et « la loi du mâle » a été mise en place (1974) puisque, en théorie, les populations les plus productives sont celles dont le ratio des sexes est biaisé en faveur des femelles (Caugley 1977). À la suite de ces réglementations et d'autres mesures de conservation (plan de gestion, aménagement de l'habitat, hivers moins rigoureux, etc.), la récolte a augmenté progressivement pour atteindre 74 749 cerfs en 2007. Cette augmentation est due, en partie, à la hausse de la pression de chasse et surtout à la croissance des populations de cerfs, spécialement dans le sud du Québec (Huot *et al.* 2002). Dans plusieurs unités d'aménagement faunique (UAF), les gestionnaires de la faune font maintenant face à une situation de forte densité dont certaines au Québec (Huot *et al.* 2002; Potvin *et al.* 2003; Côté *et al.* 2004).

Bien que cette situation fasse en sorte que les succès de chasse ont augmenté, la surabondance de cerfs de Virginie apporte son lot de problèmes (accidents routiers, problème de régénération de la végétation, dommage aux cultures, etc. (Huot *et al.* 2002; Côté *et al.* 2004). Outre les problèmes associés à la surabondance, des

biologistes se sont questionnés sur les conséquences évolutives et démographiques (structure d'âge de la population, survie et succès reproducteur des individus) de la chasse sélective des plus gros mâles et de ceux possédant les plus grands bois (Miller and Marchinton 1995; Festa-Bianchet 2003; Milner *et al.* 2007). Ainsi est né dans les années 1970, au Texas, un modèle de gestion appelé *Quality Deer Management* (QDM) (voir boîte 1; Miller and Marchinton 1995). Plusieurs chasseurs s'intéressent à ce mode de gestion afin d'augmenter la taille des bois et la masse des mâles récoltés. Pour leur part, les biologistes aux effets potentiels sur le bagage génétique des individus et sur la dynamique des populations de cerfs.

Boîte 1. Quality Deer Management (QDM)

Tiré de : *Quality whitetails: The why and how of quality deer management*
(Miller and Marchinton, 1995)

L'objectif du QDM est de maintenir la productivité et la santé des populations par le contrôle de la structure d'âge et des sexes ainsi que par la manipulation de la capacité de support de l'habitat. Pour ce faire, le QDM s'articule autour de quatre principes :

- 1- La gestion du cheptel
- 2- La gestion de l'habitat
- 3- La gestion du chasseur
- 4- La surveillance du cheptel

Bien que tous ces principes aient un rôle important dans le QDM, celui de la gestion du cheptel a une plus grande portée. La gestion du cheptel se fait de deux façons selon le QDM :

- 1- Réduire la récolte des mâles de 1,5 an
- 2- Augmenter la récolte de femelles

Dans la philosophie du QDM, il est important de réduire la pression de chasse sur les jeunes mâles pour augmenter la qualité du cheptel, car cela aura un effet positif sur la masse corporelle, la taille des bois et, ultimement, sur la qualité de la chasse.

En général, ces objectifs sont atteints en imposant des restrictions sur la taille des bois des cerfs qui peuvent être récoltés par les chasseurs. En plus du changement sur la réglementation de la taille des bois, il est conseillé de réduire la densité du cheptel (quand cela est nécessaire) par la récolte de femelles adultes.

Dans ces conditions, le QDM prédit l'amélioration de la qualité de l'habitat (par réduction de la densité), et une structure d'âge décalée vers les mâles de 2,5 et 3,5 ans devrait augmenter la masse corporelle, la taille des bois et le succès reproducteur, et ce, après 2 ou 3 ans d'application.

En général, les espèces capables de supporter une forte pression de chasse ou de prédation sont celles dont la stratégie reproductive est basée sur une forte productivité. Néanmoins, la chasse peut avoir des effets sur la structure d'âge, sur le rapport des sexes des adultes et, à la naissance, sur le développement phénotypique sur les composantes biodémographiques (voir boîte 2) et sur le comportement (figure 1, Festa-Bianchet 2003; Milner *et al.* 2007; Proaktor *et al.* 2007).

Dans ce rapport, nous nous sommes intéressés à la pierre angulaire du QDM qui est la restriction de la taille des bois des cerfs abattus à la chasse sportive. Ces mesures sont appliquées sur une base volontaire dans certaines entités administratives, alors que d'autres ont choisi de les rendre obligatoires par leur réglementation. Nous nous intéresserons, dans ce document, aux implications des restrictions légales de la taille des bois (RTLB). Ces restrictions sont différentes de celle du règlement présentement en vigueur, c'est-à-dire la restriction sur la récolte des cerfs sans bois ou avec bois ≤ 7 cm. Cette réglementation a pour objectif de protéger les femelles et les faons alors que les RTLB visent la protection d'une partie des mâles $\geq 1,5$ an. Plus précisément, nous avons effectué une revue de la littérature scientifique se rapportant aux éléments spécifiques de l'écologie des cerfs qui peuvent avoir une incidence sur l'application d'un règlement sur les RTLB (développement phénotypique, survie et succès reproducteur des différents segments de la population et structure démographique des populations). Dans la seconde partie du rapport, nous examinons les mesures de RTLB appliquées dans quelques États américains au cours des dernières années. De plus, nous présentons des statistiques sur la chasse, la qualité phénotypique des animaux, la structure de la population et le rapport des sexes dans ces États. Par la suite, nous avons intégré les connaissances recueillies à l'aide de modèles de simulation de différents scénarios de RTLB sur la dynamique de la population de cerfs du sud du Québec.

Boîte 2. Théorie des composantes démographiques

La théorie des composantes démographiques, également appelée « théorie des traits d'histoire de vie », a pour objectif d'expliquer les différences en valeur adaptative (survie et succès reproducteur) entre les individus (Stearns, 1992). Les principales composantes biodémographiques sont :

- | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|
| - Âge de la première reproduction | - Âge au sevrage |
| - Âge de la maturité sexuelle | - Masse à l'âge adulte |
| - Âge de la sénescence | - Âge de la sénescence reproductive |
| - Nombre de jeunes engendrés | - Survie juvénile |
| - Etc. | |

Partant du principe que les animaux ont une quantité d'énergie et une durée de temps limitées, cette théorie s'intéresse aux compromis qu'un individu doit faire entre les composantes biodémographiques. La « performance » ou meilleure stratégie d'un individu, par rapport à un autre, est exprimée relativement à la survie et au succès reproducteur.

Prenons par exemple deux femelles chez une espèce fictive dans une même population. La première commence à se reproduire à l'âge de 2 ans et l'âge de sénescence reproductive est 8 ans. Si elle a engendré un jeune, par année, durant cette période, son nombre de descendants sera de sept. Une autre femelle commence à se reproduire à l'âge de 4 ans et l'âge de sénescence reproductive est 8 ans. Par contre, cette femelle a engendré deux jeunes, par année, durant cette période et son nombre de descendant est de dix. Dans cet exemple, il est possible que la première femelle ait commencé à se reproduire alors qu'elle n'avait pas atteint sa masse corporelle adulte et elle a donc fait face à un compromis entre sa croissance et sa reproduction. En bout de ligne, cette stratégie ne s'est peut-être pas avérée la meilleure, car la deuxième femelle qui n'a pas fait face à ce compromis s'est reproduite alors qu'elle avait atteint sa masse adulte et a engendré trois jeunes de plus durant sa vie.

2. Restrictions sur la taille légale des bois : impacts sur les composantes biodémographiques

2.1 Mise en contexte

Dans cette section, nous allons toucher des éléments spécifiques de l'écologie des cerfs qui peuvent avoir une incidence sur l'application d'un règlement sur les RTLB. Il s'agit (1) du développement phénotypique, (2) du succès de reproduction et de la survie, (3) de la structure de la population (classe âge-sexe) et, finalement, (4) des effets de la chasse sur ces éléments et sur l'évolution des espèces. Les points 1 et 2 font référence à des caractéristiques concernant l'individu et seront traités par classe de sexe et d'âge. Les faons sont les individus de 0 à 1 an, les juvéniles ceux de 1 à 2 ans et les adultes ceux de 2 ans et plus (McCullough 1979; Xie *et al.* 1999).

2.1.1 Pourquoi les mâles ont-ils des bois et une masse supérieure aux femelles?

Il est essentiel de répondre à cette question afin de bien comprendre les conséquences possibles d'une modification de la récolte en fonction de la taille des bois.

Le cerf est une espèce polygyne (le mâle s'accouple avec deux ou plusieurs femelles au cours d'une même saison de reproduction) et itéropare (se reproduit plus d'une fois au cours de sa vie). Chez ces espèces, le succès reproducteur annuel des mâles est beaucoup plus variable que celui des femelles, car quelques mâles peuvent se reproduire avec plusieurs des femelles d'une région donnée alors que certains mâles ne se reproduiront pas (Hogg and Forbes 1997; McElligott *et al.* 2001; Preston *et al.* 2003; Sorin 2004). Le succès reproducteur des mâles est principalement déterminé par la compétition intrasexuelle pour l'accouplement (Andersson 1994). Dans ce contexte, il s'exerce une sélection sexuelle intense sur les mâles qui est à l'origine de l'évolution des caractères sexuels secondaires comme la masse corporelle et la taille des bois (Andersson 1994).

2.1.2 Le développement phénotypique

Le développement phénotypique¹ (aussi appelé « expression phénotypique ») d'un individu et, par conséquent, celui de ses caractères sexuels peut être décrit à l'aide de l'équation suivante (Cheverud and Moore 1994) :

$$P = G + E + M \quad \text{Équation 1}$$

où P est le phénotype de l'individu, G l'effet des caractéristiques génétiques (génotype), E l'effet de l'environnement et M les effets non génétiques de la mère ou du père (par exemple les soins parentaux, le rang social des parents). Dans le cas d'une espèce comme le cerf, où seulement la mère s'occupe du jeune dès sa naissance, on parle des effets de la mère (Wolf *et al.* 1998). Finalement, le développement phénotypique a des effets sur les composantes de la théorie biodémographique (boîte 2).

2.2 Développement phénotypique, survie et succès reproducteur des mâles chez le cerf de Virginie

2.2.1 Développement phénotypique (masse corporelle)

Les cerfs sont sexuellement dimorphiques; les femelles atteignent de 55 % à 65 % de la masse d'un mâle à l'âge adulte selon les régions (tableau 1, Lesage *et al.* 2001; Miller *et al.* 2003). Dans le sud du Québec, on remarque un dimorphisme sexuel chez les faons tandis qu'à Anticosti, où la densité est élevée, la croissance se poursuit au stade juvénile et le dimorphisme est perceptible seulement chez les adultes (tableau 1, Lesage *et al.* 2001).

Dans l'ensemble de leur aire de distribution, les mâles atteignent leur masse asymptotique entre l'âge de 4 à 7 ans (Strickland and Demarais 2000; Lesage *et al.* 2001; Miller *et al.* 2003). Selon Lesage *et al.* (2001), les mâles ont atteint respectivement 79 % et 65 % de leur masse asymptotique dans le sud du Québec et à Anticosti, à l'âge de 2,5 ans. Cette différence s'explique, en partie, par les plus fortes densités de population (sud du Québec et Anticosti) et par la rigueur des hivers (Lesage *et al.* 2001). En Ontario, Ashley *et al.* (1998) ont observé une augmentation de la masse des mâles de 44 %, 96 % et de 75 % pour les faons mâles, les mâles de 1,5 an et de 2,5 ans à la

¹ Le phénotype est l'ensemble des traits observables caractérisant un être vivant donné (ex. : couleur des yeux et des cheveux).

suite d'une réduction de 85 % de la densité de la population sur une période de cinq ans. Les fortes densités de population de cerfs maintenues sur une longue période ont généralement pour effet de réduire la quantité et la qualité des ressources alimentaires et même de modifier l'écosystème (Tremblay *et al.* 2006).

Tableau 1. Masse moyenne (kg) et erreur standard des cerfs mâles et femelles éviscérés selon leur âge dans différentes régions du Québec (tiré de Lesage *et al.* 2001)

Âge	Sud du Québec		Anticosti	
	Mâles	Femelles	Mâles	Femelles
Faon	27,68 (1,30)	26,05 (0,50)	23,98 (1,29)	22,63 (0,71)
1 an	51,88 (0,62)	44,39 (1,15)	34,24 (1,14)	34,09 (0,87)
2 ans	70,28 (1,71)	52,06 (0,64)	53,18 (0,80)	41,01 (0,64)

En référence à l'équation 1, la densité influence la variable environnementale. Lorsque l'objectif consiste à atteindre le plein potentiel phénotypique des cerfs (masse, taille, etc.), il est souhaitable de maintenir la population en deçà de la capacité de support du milieu. L'estimation de ce paramètre constitue un exercice d'une difficulté notoire, puisque la capacité de support varie dans le temps et dans l'espace et que les cerfs modulent leur comportement en fonction de ces changements (Ashley *et al.* 1998; Strickland and Demarais 2000). Un suivi adéquat des populations sur la base d'indicateurs de populations, de conditions physiques et d'impacts sur les habitats constitue une approche à privilégier pour évaluer l'état des populations de cerfs et de leur habitat.

2.2.2 Le développement phénotypique des bois

Les bois apparaissent pour la première fois à l'âge de 1 an (Miller *et al.* 2003). Leur taille (souvent mesurée selon la longueur du merrain principal et la distance entre les deux bois) et le nombre de pointes varient avec l'âge, la génétique et la qualité de l'habitat (Williams *et al.* 1994; Lukefahr and Jacobson 1998; Strickland and Demarais 2000; Strickland *et al.* 2001). La taille des bois et le nombre de pointes ne sont pas des

indicateurs de l'âge de l'animal, néanmoins les mâles de 1 an ont généralement de plus petits bois que ceux de 2 ans et plus (Lukefahr and Jacobson 1998; Strickland and Demarais 2000).

L'héritage génétique influence la taille des bois. Selon Lukefahr et Jacobson (1998), l'héritabilité² de la taille des bois est très faible pour les juvéniles de 1 an et augmente avec l'âge. Pour ces juvéniles, l'effet de la mère serait une des variables qui expliquerait le mieux la taille des bois. En contrepartie, Williams *et al.* (1994) ont seulement étudié les juvéniles de 1 an et ont trouvé une forte héritabilité pour la taille des bois et le nombre de pointes.

L'effet de l'environnement sur la taille des bois a été démontré de plusieurs façons. Premièrement, en enclos, lorsqu'on procure une diète plus riche en protéine, les mâles, peu importe leur âge, vont produire de plus gros bois (Robbins 1993). Si l'on applique ce principe en milieu naturel, Strickland et Demarais (2000) ont démontré que la taille des bois au Mississippi est corrélée à la productivité des sols. Ashley *et al.* (1998) ont démontré qu'après une diminution remarquée de la densité de la population (donc plus de nourriture disponible) le diamètre du merrain avait augmenté chez les mâles de 1,5 an à 3,5 ans. Dans le sud du Québec, on a remarqué que lorsque la densité augmentait, le nombre de pointes et le diamètre du merrain diminuaient (tableau 2, Boucher *et al.* 2003).

² L'héritabilité représente la quantité de la variation phénotypique dans une population qui est attribuable à la variation du génotype des individus (G dans l'équation 1) de cette population par rapport à la variation causée par leur environnement. L'héritabilité peut varier d'une population à une autre ou même d'une année à une autre dans la même population à cause des effets de l'environnement et de l'expression des gènes qui varie selon les effets de l'environnement.

Tableau 2. Nombre de pointes et diamètre des merrains des cerfs de 1 an dans le sud du Québec selon trois périodes chronologiques de faible, moyenne et forte densité de population¹

Période	Nombre de pointes	Diamètre moyen des merrains (mm)
1973-1979	3,02 ^a (81)	19,18 ^a (108)
1985-1987	2,89 ^a (174)	18,29 ^a (172)
1992-1997	2,38 ^b (130)	16,46 ^b (129)

¹ Adapté de (Boucher *et al.* 2003)

Les valeurs identifiées par la même lettre ne diffèrent pas statistiquement ($p > 0,05$).

() : taille de l'échantillon

2.2.3 La survie

Chez les ongulés, la survie et le succès reproducteur varient généralement selon les composantes biodémographiques suivantes : le sexe, l'âge, la masse à la naissance, l'âge de la première reproduction, l'âge de sénescence, l'âge de sénescence reproductive, la masse adulte, la taille des cornes ou des bois et le rang social (Gaillard *et al.* 1998a; Kruuk *et al.* 1999; Gaillard *et al.* 2000; Côté and Festa-Bianchet 2001a; Côté and Festa-Bianchet 2001b; Kruuk *et al.* 2002; Pelletier and Festa-Bianchet 2006). Nous ne discuterons pas chacune de ces composantes biodémographiques, mais il est nécessaire de les connaître et d'en tenir compte pour faciliter la compréhension des notions à venir.

En l'absence de chasse, la survie des cerfs de Virginie varie selon le sexe, les mâles ayant un taux de survie légèrement inférieur à celui des femelles (Miller *et al.* 2003). Généralement chez les ongulés, le taux de survie des faons et des juvéniles est plus bas et plus variable que celui des adultes (Gaillard *et al.* 1998a; Gaillard *et al.* 2000). Cette variation du taux de survie en bas âge est l'un des principaux facteurs qui influence la dynamique des populations des ongulés, car la survie à l'âge adulte est très stable (Gaillard *et al.* 2000). Malheureusement, malgré cette constatation, peu de données sur le taux de survie des mâles juvéniles sont disponibles dans la littérature, car elles sont souvent regroupées avec celles des adultes dans les analyses de survie (tableau 3). Il est raisonnable de croire que le taux de survie des juvéniles est un peu

plus élevé que celui des faons, mais légèrement inférieur à celui des adultes comme chez plusieurs espèces d'ongulés [mouflon d'Amérique (*Ovis canadensis*) (Jorgenson *et al.* 1997), cerf rouge (*Cervus elaphus*) (Clutton-Brock *et al.* 1982b) chevreuil européen (*Capreolus capreolus*) (Gaillard *et al.* 1998b)]. De plus, les mâles juvéniles n'ont pas encore atteint leur masse asymptotique (Lesage *et al.* 2001), ce qui implique un compromis plus important entre l'investissement dans la croissance ou la reproduction que chez les adultes.

La masse des adultes mâles n'influence pas leur survie (Ditchkoff *et al.* 2001b), mais encore une fois nous avons peu d'information pour les juvéniles. Les mâles n'atteignent habituellement pas l'âge de sénescence, car la plupart sont tués par la chasse, la prédation ou ne survivent pas aux rigueurs de l'hiver (inanition) (Deyoung 1989; Dumont *et al.* 2000; Ditchkoff *et al.* 2001b; Webb *et al.* 2007). Finalement, il est intéressant de mentionner que dans une ferme cynégétique au Texas, 52 % des mâles capturés à l'âge de 1 an ont survécu jusqu'à l'âge de 6 ans, âge où ils devenaient légaux pour la chasse dans cette entité administrative (Webb *et al.* 2007). Les mâles qui sont épargnés par des mesures de RTLB auraient donc vraisemblablement un taux de survie annuel élevé (~ 80-90 %).

Tableau 3. Taux de survie des mâles de cerfs de Virginie selon leur âge

États ou provinces	Âge	Taux de survie	SE ou IC (95 %)	N	Commentaires	Références
Texas	2 à 7 ans	0,83		25	Chassée à partir de 6,5 ans	(Webb <i>et al.</i> 2007)
	2 ans	0,96		24	Ranch-nourri-Non chassé	
	3 ans	0,83		20	Ranch-nourri-Non chassé	
	4 ans	0,9		18	Ranch-nourri-Non chassé	
	5 ans	0,72		13	Ranch-nourri-Non chassé	
	6 ans	1		13	Ranch-nourri-Non chassé	
	7 ans	0,54		7	Ranch-nourri-Chassé	
Texas	≥ 2 ans	0,71		73	Chassé	(Deyoung 1989)
	2 à 3 ans	0,73		17	Chassé	
	4 à 8 ans	0,65		17	Chassé	
	2 à 3 ans	0,84		14	Chassé	
	4 à 8 ans	0,74		25	Chassé	
Oklahoma	≥ 2 ans	0,68		nd	Chassé	(Ditchkoff <i>et al.</i> 2001b)
	2 à 3 ans	0,74		76	Chassé	
	4 à 5 ans	0,62		75	Chassé	
	6 ans et plus	0,74		55	Chassé	
Virginie-Occidentale	1 an	0,23	0,13-0,47	nd	Chassé	(Campbell <i>et al.</i> 2005)
	≥ 2 ans	0,22	0,08-0,85	nd	Chassé	
Québec (BSL)	≥ 1 an	0,82		24	Non chassé	(Dumont <i>et al.</i> 2000)
Québec (BSL)	≥ 1 an	0,66		16	Chassé	(Lamoureux <i>et al.</i> 1999)
Nouveau-Brunswick	≥ 2 ans	0,57	0,043	9	Chassé, nord du NB	(Whitlaw <i>et al.</i> 1998)
Nouveau-Brunswick	≥ 2 ans	0,38	0,033	12	Chassé, sud du NB	

Chez les ongulés des régions tempérées, il est souvent avancé que les mâles adultes devraient avoir un taux de mortalité élevé durant l'hiver, car ils commencent cette saison difficile en moins bonnes conditions, tout juste après le rut (Clutton-Brock *et al.* 1982b). Cependant, peu de données empiriques confirment cette affirmation (Festa-Bianchet *et al.* 2003). Chez le mouton de Soay (*Ovis aries*), on a castré des mâles et ces derniers n'ont pas participé à la reproduction et ont eu un taux de survie supérieur aux mâles non castrés (Jewell 1997). Par contre, chez le daim (*Dama dama*) et le mouflon d'Amérique, le succès reproducteur des mâles est corrélé positivement à leur survie, ce qui suggère que les mâles qui se reproduisent sont en très bonne condition (McElligott *et al.* 2002; Pelletier *et al.* 2006). Il est possible que les mâles adaptent leur effort reproductif en fonction de leur condition (Festa-Bianchet *et al.* 2003).

2.2.4 Le succès reproducteur

Puisque les caractères sexuels secondaires font l'objet d'une sélection sexuelle constante, on peut s'attendre à ce que les mâles plus lourds et ayant de plus grands bois aient un meilleur succès reproducteur (Andersson 1994). Comme la masse asymptotique des mâles n'est pas atteinte avant l'âge de 4 ans (Lesage *et al.* 2001) et que la taille des bois augmente aussi avec l'âge (Strickland and Demarais 2000), on peut déduire que les mâles plus âgés devraient avoir un meilleur succès reproducteur. D'ailleurs, il a été démontré chez le mouflon d'Amérique, le cerf rouge, le mouton de Soay et le daim, que la masse, la taille des cornes ou des bois et le rang social ont un effet positif sur le succès reproducteur des mâles (McElligott *et al.* 2001; Coltman *et al.* 2002; Kruuk *et al.* 2002; Preston *et al.* 2003; Pelletier and Festa-Bianchet 2006).

Chez le cerf, il y a peu de données sur le succès reproducteur des mâles (Sorin 2004; DeYoung *et al.* 2006). Dans une expérience en enclos, De Young *et al.* (2006) ont trouvé que les mâles les plus dominants avaient engendré un plus grand nombre de faons. Il y aurait une relation entre le rang social et l'âge chez les juvéniles et les adultes de 2 ans, mais cette relation ne tiendrait plus chez les mâles de plus de 3 ans. À partir de cet âge, la masse serait un meilleur indicateur du rang social (Townsend and Bailey 1981; DeYoung *et al.* 2006).

Dans une réserve sans chasse, Sorin (2004) a démontré que tous les mâles de 1 à 6 ans arrivent à se reproduire (tableau 4). Le succès reproducteur augmente en fonction de l'âge, mais cette tendance disparaît si l'on retire les mâles juvéniles de l'analyse (Sorin 2004).

Tableau 4. Succès reproducteur des mâles selon l'âge de la réserve George au Michigan*

Âge	Nombre de mâles	Nombre de mâles s'étant reproduits	% de mâles s'étant reproduits	Ratio du nombre de jeunes nés/nombre de mâles s'étant reproduits
1	16	3	19	1,3
2	4	2	50	3
3	1	1	100	6
4	6	5	83	4,4
5	4	4	100	5,5
≥ 6	3	2	67	3,5
≥3 ans	14	12	86	4,8
Total	34	17	50	4,2

* Adapté de Sorin (2004)

Fait intéressant, sur les quatre accouplements réalisés par les juvéniles, trois étaient avec des femelles juvéniles (Sorin 2004). Les juvéniles forment des groupes mixtes, contrairement aux autres classes démographiques, ce qui peut expliquer cette constatation (Marchinton and Hirth 1984).

Au sein d'un groupe composé uniquement de juvéniles, aucun rang social ne semble s'établir lors du rut et tous les individus y participent de façon plus ou moins chaotique (Ozoga and Verme 1985). Les juvéniles commencent tardivement les comportements de « cour » à l'automne auprès des femelles et la diminution de cette biostimulation pourrait retarder la date de conception chez les femelles (Ozoga and Verme 1985; Verme *et al.* 1987). De plus, chez le renne (*Rangifer tarandus*), les femelles perdent plus de poids durant le rut quand elles sont en présence de jeunes mâles plutôt que de mâles adultes, ce qui laisse croire que ces femelles se font plus harceler (Holand *et al.* 2006).

Cependant, la présence d'un grand nombre de jeunes mâles dans la population n'influence pas la productivité des femelles chez le cerf en ce qui a trait à la naissance de faons le printemps suivant (Ozoga and Verme 1985; Sorin 2004).

Les caractères sexuels secondaires représentent des signaux visuels de la qualité génétique des mâles pour les femelles (Ditchkoff *et al.* 2001a). Ditchkoff *et al.* (2001a) ont montré un lien génétique entre la masse et la taille des bois, et la résistance aux parasites. Chez le cerf, comme la taille des bois augmente avec l'âge, il est possible que le signal de qualité phénotypique qu'il représente (pour les femelles) ait un rôle plus important à l'âge adulte que chez les juvéniles. Cela dit, tous les mâles ≥ 1 an sont capables de se reproduire. Cependant, dans une population où il n'y a pas de déséquilibre entre les classes d'âge en faveur des juvéniles, la participation au rut de ces derniers est réduite. À la lumière des études de Sorin (2004) et de DeYoung *et al.* (2006), le succès reproducteur des mâles est plus élevé à partir de l'âge de 3 ans. À partir de cet âge, les mâles se rapprochent de leur masse asymptotique (Lesage *et al.* 2001). Les individus les plus lourds sont dominants et ont un meilleur succès reproducteur. Ainsi, dès l'âge de 3 ans, la masse pourrait avoir un rôle plus important que l'âge sur le succès reproducteur des mâles. De plus, si les mâles atteignent leur masse asymptotique et développent leurs bois à leur plein potentiel, les femelles devraient être en mesure de mieux interpréter ces signaux pour évaluer la qualité des mâles (Ditchkoff *et al.* 2001a).

Bien que la masse des mâles adultes puisse expliquer une partie du succès reproducteur, la reproduction ne semble pas être monopolisée par quelques individus (Sorin 2004; DeYoung *et al.* 2006), du moins pas autant que chez d'autres espèces d'ongulés polygynes et dimorphiques comme le cerf de Virginie (Hogg and Forbes 1997; Preston *et al.* 2003). Cette différence dans le succès reproducteur des cerfs pourrait s'expliquer par la nature de leur comportement durant le rut et par les paternités multiples. En effet, chez le cerf on a observé des paternités multiples dans près de 25 % des jumeaux (DeYoung *et al.* 2002; Sorin 2004). Ces paternités multiples semblent être le résultat du comportement reproducteur des cerfs. Après s'être accouplé, le mâle garde (*tending*) la femelle jusqu'à ce qu'elle ne soit plus réceptive et la littérature ne rapporte pas de cas d'intrusion par des mâles (*sneaker*) (Marchinton and Hirth 1984).

Ainsi, au moment où plusieurs femelles ovulent (œstrus), un mâle dominant peut difficilement en garder plus d'une. Par contre, une fois sa garde terminée, il peut aller prendre la femelle en chaleur d'un autre mâle qui lui est subordonné. Ce comportement pourrait aussi expliquer la contribution des jeunes mâles dans la reproduction malgré la présence de mâles dominants (Sorin 2004).

2.3 Développement phénotypique, survie et succès reproducteur des femelles chez le cerf de Virginie

Les femelles ne sont évidemment pas directement visées par l'application des RTLB. Toutefois, il se pourrait que des modifications dans la structure de la population mâle aient des conséquences indirectes sur le segment femelle de la population. Ces conséquences indirectes devraient principalement influencer le succès reproducteur des femelles et c'est pourquoi nous discuterons très brièvement du développement phénotypique des femelles et de leur survie.

2.3.1 Développement phénotypique (masse corporelle)

Que se soit à Anticosti ou dans le sud du Québec, les femelles atteignent plus de 90 % de leur masse asymptotique à l'âge de 2 ans, soit deux à trois ans plus tôt que les mâles (tableau 1, Lesage *et al.* 2001). La masse des femelles varie selon la région où elles se trouvent en réponse à la densité (qualité de l'environnement) et à la rigueur des hivers (adaptation) (Ashley *et al.* 1998; Lesage *et al.* 2001). Les mesures de RTLB n'auraient donc que peu d'effet sur ce caractère phénotypique des femelles s'il n'est pas associé à un changement dans la densité des populations.

2.3.2 La survie

Chez les grands herbivores, la survie des femelles adultes varie très peu (0,90-0,95) comparativement à celle des jeunes de l'année (0,70) et à celle des juvéniles (0,87) (population non chassée) (Gaillard *et al.* 1998a; Gaillard *et al.* 2000). Le taux de survie par classe d'âge peut varier selon la densité et les conditions de l'environnement, mais les écarts relatifs entre les adultes, les jeunes et les juvéniles semblent indépendants de ces facteurs (Gaillard *et al.* 1998a). Généralement, les biches survivent quelques années de plus que les mâles (DelGiudice *et al.* 2002). La sévérité des hivers, la prédation et la chasse sont les principaux facteurs de mortalité chez les femelles (McCullough 1979; Dumont *et al.* 2000; DelGiudice *et al.* 2002; Delgiudice *et al.* 2006).

Chez les femelles adultes, la masse ne semble pas avoir un effet sur la survie, tout comme chez le mouflon d'Amérique et le chevreuil européen (Festa-Bianchet *et al.* 1997; Gaillard *et al.* 1998b; DelGiudice *et al.* 2002). Cependant, chez le mouflon d'Amérique, la masse à 1 an augmente les chances de survie jusqu'à l'âge adulte (Festa-Bianchet *et al.* 1997).

Il n'y aucune étude qui indique que l'application de RTLB en augmentant l'âge moyen des mâles de la population, réduirait le harcèlement des femelles (voir section sur le succès reproducteur des mâles) et, indirectement, leur masse à un point tel que cela pourrait influencer positivement leur survie.

2.3.3 Le succès reproducteur

Théoriquement, il pourrait être possible que des mesures de RTLB, en augmentant l'âge moyen des mâles dans la population, influencent positivement le succès reproducteur des femelles. Par exemple, si les femelles sont fécondées plus tôt en présence de mâles plus âgés, elles devraient mettre bas plus tôt au printemps. Cela pourrait augmenter les chances de survie des faons jusqu'au sevrage, car ces derniers seront en mesure d'atteindre une masse supérieure à la fin de leur première année de vie (Taillon *et al.* 2006; Therrien *et al.* 2008). Cette prédiction a été vérifiée au sein d'une population d'orignaux (*Alces americanus*) dont la structure d'âge a été manipulée expérimentalement (Sæther *et al.* 2003). Ces auteurs ont démontré que, lorsque la population est biaisée en faveur des jeunes mâles, la date moyenne de mise bas est retardée et la masse des veaux à l'automne suivant est réduite. Ils concluent qu'une telle situation pourrait avoir des conséquences à long terme sur la démographie de la population, puisque plusieurs composantes biodémographiques sont liées à la masse des femelles. Il est important de noter que le succès reproducteur des femelles chez le cerf est principalement lié à leur condition physique et à leur âge, et non à la structure d'âge des mâles dans la population (Verme and Ulrey 1984; Miller *et al.* 2003; Sæther *et al.* 2003).

Les femelles primipares de 2 ans mettent bas plus tard, ont moins souvent des jumeaux et produisent des faons ayant une plus petite masse corporelle que les femelles

pluripares (Verme 1989). La phénologie de la reproduction chez les biches varie en fonction de l'âge et de l'histoire reproductive. Physiologiquement, les femelles peuvent se reproduire dès leur première année de vie, mais cela est inhabituel dans les populations les plus nordiques (Ozoga and Verme 1986; Miller *et al.* 2003; DelGiudice *et al.* 2007). Le début de l'œstrus chez les femelles est conditionné par le changement dans la photopériode (Miller *et al.* 2003). Les femelles qui n'ont pas été fécondées entrent de nouveau en chaleur tous les 26 jours, et ce, jusqu'à sept fois (Knox *et al.* 1988).

Nous n'avons pas de données précises sur la proportion de femelles qui sont fécondées au premier, deuxième ou troisième œstrus. Par contre, si l'on considère que le rut dure généralement 21 à 28 jours dans l'ensemble des populations (Goudreault 1978) et qu'il faut 26 jours à une femelle pour entrer de nouveau en chaleur (Knox *et al.* 1988), on peut déduire que la majorité des fécondations ont lieu dès le premier ou le deuxième œstrus.

Un rapport des sexes déséquilibrés en faveur des femelles chez les adultes pourrait causer un délai ou même empêcher les femelles d'être fécondées (Sæther *et al.* 2003). En effet, les populations chassées au Michigan ont des rapports des sexes chez les adultes qui se rapprochent de 1 mâle pour 4-5 femelles, alors que pour les populations qui ne sont pas chassées le rapport des sexes se situerait plutôt à un ratio de 1 mâle pour 1,75 femelle (Sorin 2004). Gruver *et al.* (1984) rapportent à ce sujet que, dans une expérience où l'on a déplacé la période de chasse de deux semaines pour laisser les mâles participer au rut et augmenter le ratio mâle/femelle, 90 % des femelles ont été fécondées dès le premier œstrus, alors que 77 % l'étaient quand la chasse avait lieu juste avant le rut. Le taux de fécondation (faon/femelle) a également augmenté passant de 1,56 à 1,61 et les faons sont nés quatre jours plus tôt en moyenne (Gruver *et al.* 1984). Le taux de croissance des populations est toutefois beaucoup plus sensible à la survie des femelles adultes qu'au recrutement (Gaillard *et al.* 2000) si bien que les modifications à la structure de sexe ou d'âge de la population ont généralement des effets bien moindres que la récolte de femelles adultes (Milner *et al.* 2007).

2.4 Développement phénotypique et survie des faons chez le cerf de Virginie

Il est important d'accorder une attention toute particulière au développement des jeunes chez les grands mammifères, car leur masse en bas âge est connue pour avoir un effet positif sur leur chance de survie et leur succès reproducteur à l'âge adulte (Kruuk *et al.* 1999; Lummaa and Clutton-Brock 2002).

2.4.1 Développement phénotypique (masse corporelle)

Il y a peu d'études qui traitent de la paternité chez le cerf de Virginie (Sorin 2004; DeYoung *et al.* 2006) et aucune, à notre connaissance, ne tente de mettre en relation les qualités phénotypiques du père et celles de ses descendants à la naissance. Il est très difficile de mettre en évidence, pour ses descendants, la contribution génétique du mâle en ce qui a trait au développement phénotypique, car cela nécessite un suivi à long terme d'individus sur lesquels nous possédons des données génétiques (paternité) (Kruuk *et al.* 2002). De plus, une grande partie de la variance qui explique le développement phénotypique à la naissance serait surtout liée aux effets de la mère (âge de la mère, dominance, accès aux ressources, etc.) et de l'environnement (sévérité des hivers, nourriture disponible) chez le cerf (Verme 1989; Sams *et al.* 1995; Sams *et al.* 1996; Lukefahr and Jacobson 1998; Lesage *et al.* 2001).

Toutefois, si les RTLB modifient la structure d'âge de la population mâle, cela pourrait avoir une influence indirecte sur le développement des faons ainsi que sur le rapport des sexes à la naissance (Saether *et al.* 2004). Chez plusieurs ongulés, la masse à la naissance ou au sevrage est corrélée positivement à la date de mise bas [antilope d'Amérique (*Antilocarpa americana*) (Fairbanks 1993) bison (*Bison bison*) (Green and Rothstein 1993) chèvre de montagne (*Oreamnos americanus*) (Côté and Festa-Bianchet 2001a)]. La date de mise bas étant associée à celle de la date de conception, il pourrait y avoir un effet de l'âge des mâles sur la masse des jeunes à la naissance. En effet, dans les populations avec une jeune structure d'âge, la date de conception est généralement retardée (voir la section sur le succès reproducteur des mâles) (Ozoga and Verme 1985; Verme *et al.* 1987; Knox *et al.* 1988; Sorin 2004).

Ces conséquences pourraient être plus importantes pour les faons mâles. En effet, à la naissance, il n'y aurait pas de différence entre la masse d'un mâle et d'une femelle, mais dès le sevrage, à l'âge de 6 mois, les mâles sont plus lourds que les femelles, qu'il s'agisse ou non de jumeaux (Verme 1989). Le dimorphisme sexuel des faons laisse supposer qu'il est plus coûteux pour une mère de produire un mâle par rapport à une femelle (Clutton-Brock *et al.* 1982a; Garroway and Broders 2007).

Finalement, d'autres variables comme l'âge de la mère et son expérience (primipare vs pluripare) doivent être prises en compte, car elles jouent un rôle dans la détermination de la date de mise bas chez le cerf (Verme 1989).

2.4.2 La survie et le succès reproducteur

Comme la masse en bas âge est corrélée positivement à la survie et au succès reproducteur (Kruuk *et al.* 1999; Lummaa and Clutton-Brock 2002), les RTLB pourraient avoir un effet sur la survie et le succès reproducteur des jeunes selon le même mécanisme présenté pour la masse. C'est-à-dire qu'en augmentant l'âge moyen des mâles dans la population, il pourrait y avoir un effet positif sur la survie des faons.

2.5 Structure de la population et rapport des sexes

Nous avons discuté dans les paragraphes précédents des effets négatifs possibles d'une structure d'âge déséquilibrée en faveur des jeunes dans le segment mâle de la population et d'un rapport des sexes biaisé chez les adultes en faveur des femelles. Cette section vise à explorer ces affirmations à partir de données sur différentes populations de cerfs.

2.5.1 Structure de la population

Il est souvent mentionné que la proportion de mâles juvéniles dans la récolte est de plus de 80 % (Miller and Marchinton 1995; Festa-Bianchet 2003). Ainsi, un des principaux enjeux de la mise en place des RTLB est d'assurer une meilleure répartition des mâles par classe d'âge au sein de la population.

Nous avons répertorié des comparaisons de la structure d'âge de la population mâle avant et après l'application des RTLB dans la littérature scientifique. Par contre, nous n'avons pas trouvé de comparaison entre la structure d'âge d'une population chassée et celle d'une population non chassée.

Pour contourner ce problème, nous pouvons considérer la structure d'âge des femelles en bas âge (1 et 2 ans) et prétendre que la même structure existe pour les mâles du même âge. En effet, comme le rapport des sexes à la naissance est généralement de 1M:1F chez le cerf (A. Simard comm. pers.; Verme 1989), la structure des classes d'âge des jeunes devrait être sensiblement la même pour les deux sexes, d'autant plus que le taux de survie des mâles et des femelles dans les populations non exploitées est pratiquement semblable jusqu'à l'âge de 5 ans³ (Whitlaw *et al.* 1998; Dumont *et al.* 2000; Webb *et al.* 2007). De plus, même dans les populations où les femelles sont chassées, la pression de chasse est généralement moins grande et moins sélective par classe d'âge pour ce sexe. Ainsi, en utilisant la distribution des classes d'âge chez les femelles jusqu'à l'âge de 4-5 ans, on devrait avoir une bonne approximation de ce que devrait être la structure d'âge d'une population chez les mâles.

En comparant la structure d'âge de la population de George Reserve à celle du sud du Québec, on s'aperçoit que la structure est semblable (Chi carré =30, dl = 25, p=0,224) (figure 1). Cependant, il se peut que les données du sud du Québec ne soient pas représentatives de la réalité et que la proportion de mâles de 1 et 2 ans soit sous-représentée (boîte 3). Pour ce qui est du Mississippi, on peut constater que les proportions sont pratiquement semblables à celles du sud du Québec et de George Reserve avant la mise en place des RTLB (données brutes non disponibles), et que ces proportions ont changé avec la mise en place de la protection des mâles ayant moins de quatre pointes. Cependant, on ne peut pas affirmer qu'il y a moins de mâles de 1 an après les RTLB au Mississippi, car, *de facto*, ces jeunes mâles sont protégés et sont donc sous-représentés quand on base notre structure d'âge de population sur les statistiques de chasse. Cependant, la proportion de mâles de 3 et 4 ans a augmenté de

³ Dans ces conditions, le ratio des sexes de 1:1,75 mentionné à la p. 27 serait le résultat d'un taux de survie différentiel entre les mâles et femelles de plus de 5 ans.

façon importante dans la récolte et reflète fort probablement une augmentation de ces deux classes d'âge dans la population.

Boîte 3. Description des populations retenues dans les figures 2 et 3

George Reserve Michigan

La population de George Reserve est une population contrôlée dans un enclos de 464 ha qui a été suivie pendant 19 ans (1952-1971) et où il y avait en moyenne 111 cerfs par année (McCullough 1979). Pour cette population, nous avons les données avant chasse pour les deux sexes [voir McCullough (1979) pour plus de détails].

Anticosti, Québec

Pour cette population nous avons les données pour les femelles. La population d'Anticosti est considérée ici comme population non chassée, puisque la mortalité par la chasse représente seulement 2,5 à 3,6 % de la mortalité annuelle des femelles (A. Simard, comm. pers.). Pour cette population, la proportion de femelles, par classe d'âge, est basée sur un taux de récolte de 23 ans (1982-2005).

Le sud du Québec

Pour le sud du Québec, nous avons des données sur les mâles. Les données proviennent des stations d'enregistrement des zones de chasse 4, 5 et 6 de l'année 2000 (n=736). Nous avons utilisé la proportion de mâles, par classe d'âge, qui ont été pesés dans le cadre d'une expérience qui visait à déterminer la masse asymptotique de ces derniers (Claude Daigle comm. pers.; Lesage *et al.* 2001). Cependant, comme l'expérimentation visait à déterminer la masse asymptotique, la proportion de jeunes mâles pourrait avoir été sous-évaluée. Il n'en demeure pas moins que ces données nous donnent un aperçu dans une zone de forte densité de cerfs au Québec.

Minnesota

La structure de la population est seulement pour les femelles. Il s'agit d'une population exploitée qui subit des hivers rigoureux (Delgiudice *et al.* 2006). Les données proviennent de la capture de plus de 309 femelles pendant une période de 13 ans (1990-2003) (Delgiudice *et al.* 2006).

Mississippi

La structure d'âge présentée pour le Mississippi est tirée des statistiques de chasse des mâles. Il y a deux groupes de données pour cet état : un groupe de 1991-1994 où des RTLБ de ≥ 7 cm s'appliquaient, puis de 2001-2005 alors que les RTLБ étaient de ≥ 4 pointes au total (voir section 3.4).

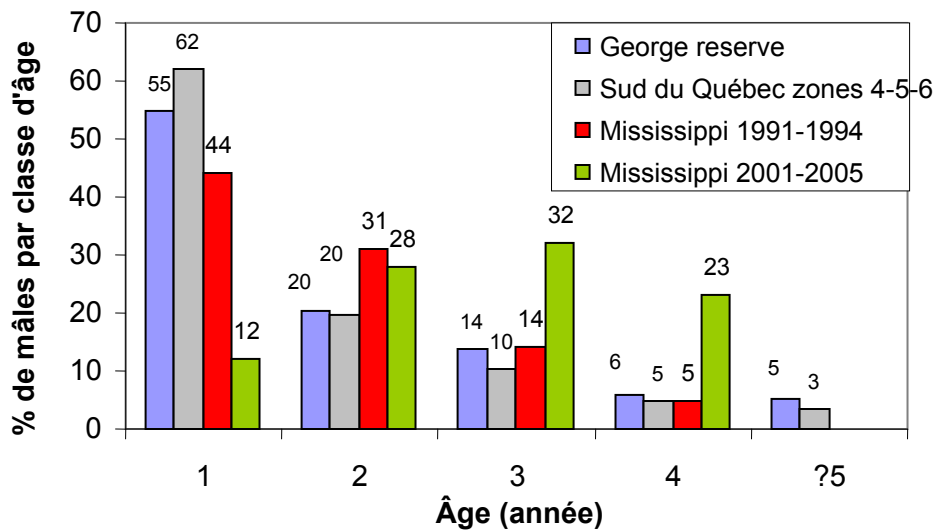


Figure 1. Structure d'âge de différentes populations de cerfs de Virginie mâles (voir boîte 3 pour détails)

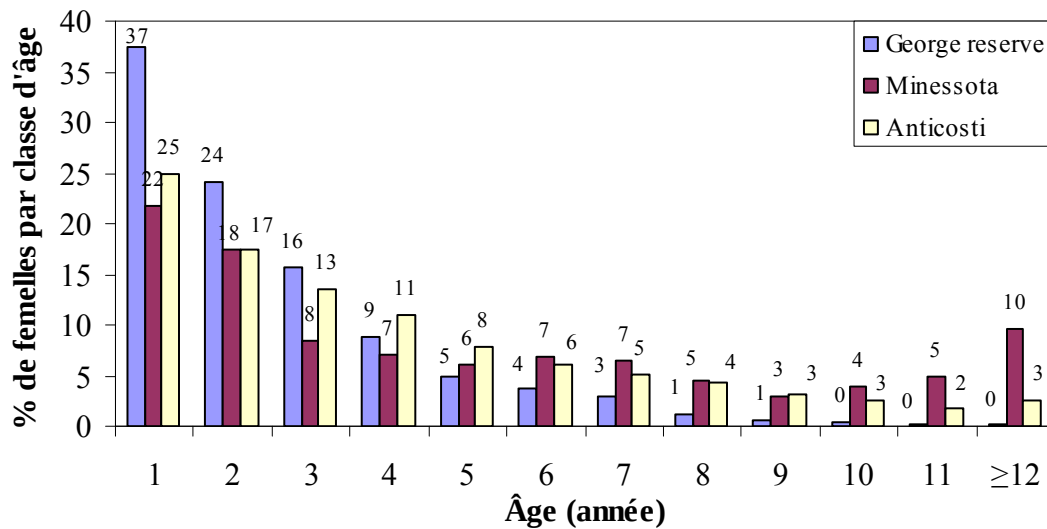


Figure 2. Structure d'âge de différentes populations de cerfs de Virginie femelles (voir boîte 3 pour les détails)

Si l'on compare la structure d'âge des femelles (figure 2) et celle des mâles (figure 1) de 1 an, il y a une proportion moyenne de 28 % de femelles dans cette classe d'âge pour l'ensemble des populations, comparativement à une moyenne de 54 % pour les mâles (sans le Mississippi 2001-2005, voir texte ci-dessus). Autrement dit, il y aurait une

surreprésentation des mâles de 1 an dans la récolte par rapport à une hypothétique population non exploitée comme chez d'autres espèces d'ongulés (Milner *et al.* 2007). Cette différence chute radicalement dans les classes d'âge supérieures.

Notre analyse s'en tient à des distributions de fréquence qui se résument à un examen visuel. De plus, la plupart des structures d'âge présentées sont basées sur des données de cerfs abattus à la chasse. Ces données sont de bons indicateurs de la structure d'âge, mais elles doivent être interprétées avec précaution en raison de biais associés à la sélection exercée par les chasseurs (Roseberry and Woolf 1991).

2.5.2 Rapport des sexes

McCullough (1979), rapporte un rapport des sexes de 1M:1,3F à George Reserve de 1952 à 1971, et ce rapport était de 1M:1,75F dans cette population de 1997 à 2000 (Sorin 2004). Sorin (2004) rapporte un rapport des sexes de 1M:3,9 à 4,7F dans les zones de chasse à l'extérieur de la George Reserve (Michigan). Au Mississippi, ce rapport aurait été de 1M:10F au début des années 1980 (Gruver *et al.* 1984). Des données présentées à ce sujet dans la section 3 pour différents États des États-Unis, indiquent des rapports de 1M:2,7-4,1F dans des populations exploitées. Ainsi, considérant les données de la George Reserve, il apparaît que le rapport des sexes chez les adultes est biaisé en faveur des femelles dans les populations chassées.

Sæther *et al.* (2004) ont démontré qu'une réduction de l'âge moyen des mâles dans la population d'originaux entraîne un déséquilibre du rapport des sexes à la naissance en faveur des femelles. Un tel scénario implique donc une rétroaction positive de la chasse sélective sur les mâles, sur le rapport des sexes des jeunes produits, ce qui augmente le déséquilibre du rapport des sexes en faveur des femelles dans la population.

2.6 Conséquences de la chasse sportive sur l'évolution

Il y a de plus en plus d'évidences des conséquences de la chasse sur l'évolution des grands mammifères (Coltman *et al.* 2003; Milner *et al.* 2007; Proaktor *et al.* 2007). Selon Milner *et al.* (2007), les règlements de chasse en place pour les ongulés induisent souvent une chasse sélective qui a généralement pour effet de retirer artificiellement

une grande partie d'un groupe sexe-âge ou des individus selon leurs caractéristiques phénotypiques, ce qui a des conséquences sur l'évolution de ces espèces (Milner *et al.* 2007).

Pour plusieurs espèces d'ongulés, il y a une forte pression de chasse chez les mâles et ces derniers ont peu de chance de survivre jusqu'à l'âge de 2 ou 3 ans (Coltman *et al.* 2002; Festa-Bianchet 2003). Le taux de mortalité élevé des mâles pourrait conférer un avantage sélectif aux individus qui survivent au-delà de l'âge de 3 ans (possiblement que ces individus sont « évités » par les chasseurs parce qu'ils ont de petits bois ou que leur comportement est moins « risqué ») ou à ceux qui arrivent à se reproduire en bas âge (Festa-Bianchet, 2003). Dans les deux cas, la chasse pourrait entraîner des changements évolutifs. Cette hypothèse demeure à vérifier.

Certaines modalités de RTLB peuvent avoir des conséquences négatives sur les paramètres recherchés par les chasseurs. Dans une population de mouflons d'Amérique suivie durant 30 ans, Coltman *et al.* (2003) ont démontré que la sélection, par les chasseurs de mâles portant de grandes cornes, a eu pour effet de diminuer leur proportion dans la population et de réduire la fréquence d'apparition de la composante génétique qui code pour les grandes cornes (effet à long terme). Cette modalité favorise donc le potentiel de sélection pour les petites cornes. La masse corporelle a suivi la même tendance que celles des cornes.

Ce patron n'a pas été démontré chez des populations de cerfs exploitées en fonction de RTLB, mais il y a de plus en plus de preuves de telles conséquences de la chasse chez les ongulés (Festa-Bianchet 2003; Milner *et al.* 2007). Il est possible que certaines modalités de RTLB, particulièrement celles qui ciblent les individus de ≥ 4 pointes totales ou 2 pointes sur un côté, mènent à une sélection contre ce phénotype et favorisent la reproduction des mâles ayant de moins grands bois. Cette pratique pourrait avoir des conséquences évolutives, car la taille des bois est un signal de la qualité du mâle chez le cerf (Ditchkoff *et al.* 2001a).

3. Revue et résultats de l'application de mesures de restrictions sur la taille légale des bois (RTLБ) dans les entités administratives situées au sud du Québec

Nous avons pris contact avec quelques États américains afin d'y étudier l'historique et les résultats de l'application de mesures de RTLБ sur le plan des statistiques de chasse, d'effets sur la qualité phénotypique des cerfs récoltés et de répercussions sur la structure d'âge, de rapport des sexes et sur la productivité de la population. Nous avons choisi les États à l'étude sur la base de leur proximité avec le Québec et de leur expérience dans l'application des RTLБ (boîte 4). Tous les États contactés ont répondu, sauf l'État de New York, qui travaille à la rédaction d'un rapport sur l'application de RTLБ au moment où nous écrivons ces lignes. Voir l'annexe 1 pour les questions qui ont été adressées aux différentes entités administratives.

Boîte 4. Mesures de restriction sur la taille légale des bois appliquées dans les entités administratives consultées

États	Restriction sur la taille légale des bois	Interlocuteur
Vermont	Au moins un des deux bois ≥ 2 pointes sur un bois	Shawn Haskell
Texas	Au moins un des deux bois a une pointe OU la distance entre les deux bois est ≥ 13 po (33 cm) OU (3) la distance entre les deux bois est < 13 po, mais dont au moins un des bois présente ≥ 6 pointes	Mitchell Lockwood
Pennsylvanie	Au moins un des deux bois ≥ 3 ou ≥ 4 pointes d'un côté selon les unités d'aménagement	Christopher Rosenberry
Mississippi	La longueur du merrain est 15 po (38 cm), 18 po (46 cm) ou 20 po (51 cm), selon la région OU la distance entre les bois est 12 po (31 cm), 15' po ou 16 po (41 cm), selon la région	Chad Dacus

Nous présentons le nombre de jours de chasse à l'arme à feu entre chacun des États, car ce moyen de chasse reste le plus populaire. De plus, ce mode de chasse donne une bonne idée de l'effort de chasse comparatif par État. Par contre, les données présentées sont celles pour tous les moyens de récolte confondus (arme à feu, arc et poudre noire). Il existe plusieurs variantes dans les règlements d'un État à l'autre, mais l'idée ici est de focaliser sur les RTLB. Si le lecteur désire en savoir davantage sur la réglementation, nous avons ajouté les adresses des sites Internet à consulter.

3.1 Vermont

3.1.1 Historique et mise en contexte

Le Vermont applique les RTLB sur l'ensemble de son territoire depuis la saison de chasse 2005. Le règlement en place stipule que les mâles peuvent être récoltés quand l'un de leurs bois est ≥ 2 pointes. La restriction a été mise en place par les biologistes afin qu'il y ait une structure d'âge plus équilibrée de la population mâle en protégeant les mâles de 1,5 an. La mesure vise à augmenter la qualité des cerfs pour répondre à une demande des chasseurs.

La chasse aux cerfs sans bois (CSB) est permise dans certaines unités d'aménagement faunique. Seuls l'arc et les armes à poudre noire sont autorisés pour les CSB. Un nombre de permis limité est disponible pour les CSB et il est ajusté annuellement en fonction de la sévérité de l'hiver. Cependant, on a augmenté légèrement la récolte des cerfs sans bois dans certaines unités suivant la mise en place des RTLB en 2005.

La saison de chasse à l'arme à feu se déroule dans les deux dernières semaines de novembre (16 jours) et il est possible de récolter deux cerfs par chasseur. Pour plus d'information sur les règlements de chasse du Vermont, consulter le site Internet suivant :

http://www.anr.state.vt.us/fw/fwhome/library/Reports_and_Documents/Vermont_Digest_of_Hunting_Fishing_and_Trapping_Laws/1332_Hunting_&_Trapping_Information.pdf

3.1.2 Statistiques de chasse

Il est intéressant de voir qu'après seulement 2 ans d'application les pourcentages de récolte des mâles de 1,5 an versus ceux de $\geq 2,5$ ans ont été inversés (tableau 5, nombres en caractère gras). L'objectif de récolter un moins grand nombre de mâles de 1,5 an a été atteint.

Tableau 5. Statistiques sur la récolte des mâles par classe d'âge de 2000 à 2006 au Vermont*. Les données présentent les statistiques avant et après l'application du règlement sur les Restrictions sur la taille légale des bois en 2005.

Année	Âge											$\geq 2,5$	
	1,5		2,5		3,5		4,5		5,5		Total		
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%		n	%
2006	203	37	228	42	102	19	10	2	0	0	543	340	63
2005	193	44	160	37	53	12	13	3	18	4	437	244	56
2004	343	58	156	26	72	12	18	3	1	0	590	247	42
2003	458	66	137	20	76	11	19	3	5	1	695	237	34
2002	517	53	283	29	146	15	20	2	9	1	975	458	47
2001	436	55	216	27	115	15	21	3	1	0	789	353	45
2000	593	64	222	24	99	11	9	1	3	0	926	333	36
Post RTLB	396	41	388	40	155	16	23	3	18	2	980	584	59
Pré RTLB	2347	59	1014	25	508	13	87	2	19	0,4	3975	1628	41

*Les données présentées représentent un échantillon de la récolte totale.

Le nombre total de cerfs mâles chassés était de 4 786 en 2005 et a augmenté de 49 % pour atteindre 7 117 en 2006. Les chasseurs ont donc dû « sacrifier » une année de chasse en ce qui a trait au succès de la chasse des mâles afin de revenir à un succès comparable à celui de 2004, c'est-à-dire avant l'application des RTLB.

3.1.3 Expression des caractères sexuels secondaires

On remarque que la masse moyenne des animaux récoltés est plus élevée à partir de 2005 (tableau 6). La masse moyenne regroupée pour les années précédentes à l'application de la restriction sur la récolte des cerfs avec des bois ≥ 2 pointes (2000-2004) était de 57,2 kg, alors qu'elle est de 60,6 kg pour les années 2005 et 2006 ($T = 2,57$, $ddl = 5$, $p > 0,003$).

Il n'y pas de données disponibles sur la taille des bois et aucun suivi sur les effets de l'application de ce règlement sur la sélection contre le phénotype de deux pointes.

Tableau 6. Masse moyenne non éviscérée dans un échantillon de cerfs de Virginie abattus à la chasse au Vermont

Année	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Masse moyenne (kg)	56,1	58,1	57,9	57	57	60,3	61
Taille de l'échantillon	12 239	9 207	10 667	8 644	7 349	4 786	7 117

3.1.4 Structure d'âge, rapport des sexes et productivité

Les données de chasse indiquent un changement dans la structure d'âge des mâles $\geq 2,5$ ans (tableau 5). Cependant, il n'y aucune donnée pour évaluer s'il y a eu des changements dans la productivité de la population. Pour ce qui est du rapport des sexes avant la chasse, il serait passé de 1M:3,2F à 1M:2,7F (inventaires nocturnes). Ce changement dans le rapport des sexes n'est pas dû à une augmentation de la pression de la chasse chez les femelles, mais plutôt par un taux de survie plus élevé des mâles d'un an qui s'ajoutent ainsi à la population (Shawn Haskell, comm. pers.).

3.1.5 Commentaires du gestionnaire

Un rapport des sexes de 1M:3F serait suffisant pour maintenir la productivité (com. pers. S. Haskell). Les RTLB de ≥ 2 pointes protègent 50 % des mâles de 1,5 an. Ce qui veut dire que l'autre moitié des mâles de cette classe d'âge ont ≥ 2 pointes et sont éligibles pour la chasse. Il y a donc un potentiel de sélection contre le phénotype de ≥ 2 pointes si

ce règlement persiste. Si le règlement était de ≥ 3 pointes, il protégerait 90 % des mâles de 1,5 an. M. Haskell croit que se sera la prochaine étape pour protéger un plus grand nombre de mâles de 1,5 an et réduire la sélection artificielle contre les mâles dont les bois ont plusieurs pointes en bas âge.

3.2 Texas

3.2.1 Historique et mise en contexte

Même si l'idée du QDM et des RTLB provient de cet État, ce n'est que depuis 2002 que les RTLB sont appliquées sur les territoires réglementés par le Texas Parks & Wildlife Department (TPWD). Auparavant, les RTLB étaient limitées à des fermes cynégétiques. En 2002, la réglementation a été appliquée à seulement six comtés. Quinze se sont ajoutés en 2005 et 40 en 2006, pour un total de 61 comtés sur 256.

Les mesures de RTLB au Texas se présentent de la façon suivante : la récolte des cerfs mâles est autorisée lorsque (1) l'un des deux bois ou les deux ont une seule pointe OU, (2) la distance entre les deux bois est ≥ 13 po (33 cm) OU (3) la distance entre les deux bois est < 13 po, mais dont au moins un des bois présente ≥ 6 pointes (figure 3). La dernière condition a été enlevée en 2006. Elle représentait seulement 1,3 % des mâles chassés et il a donc été jugé que cela n'avait pas de conséquences sur la qualité des cerfs. Nous reviendrons sur les raisons qui expliquent cette réglementation au lieu d'une réglementation basée sur le nombre de pointes dans la section qualité phénotypique. De plus, il est possible de récolter deux mâles, mais il faut que l'un des deux respecte la restriction de 13 po.

Dans les autres comtés, les RTLB de ≥ 7 cm s'appliquent. La chasse aux CSB nécessite l'achat d'un permis spécial et est adaptée en fonction de la qualité de l'habitat dans les UAF. La chasse aux cerfs se déroule du premier samedi de novembre jusqu'au premier dimanche de février (<http://www.tpwd.state.tx.us/publications/annual/hunt/game/>).

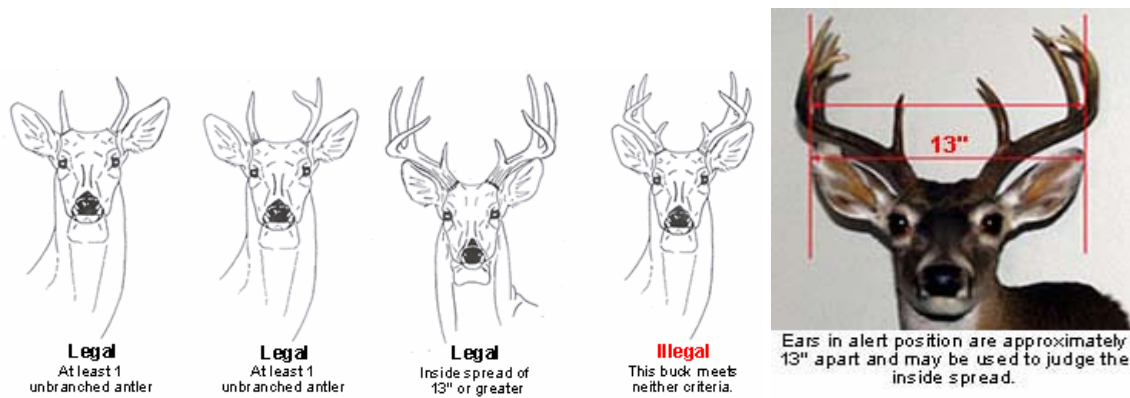


Figure 3. Explication du règlement sur les RTLB au Texas

Les RTLB ont été instaurées par les biologistes et non pas à la demande des chasseurs. L'objectif de ce programme est de réduire la pression de chasse sur les jeunes mâles de 1,5 an afin de rééquilibrer la structure d'âge des populations.

3.2.2 Statistiques de chasse

En 2006-2007, le succès de chasse était de 0,86 pour 533 237 chasseurs. La récolte totale a été de 449 030 cerfs (56 % avec bois et 44 % CSB) pour l'ensemble du Texas.

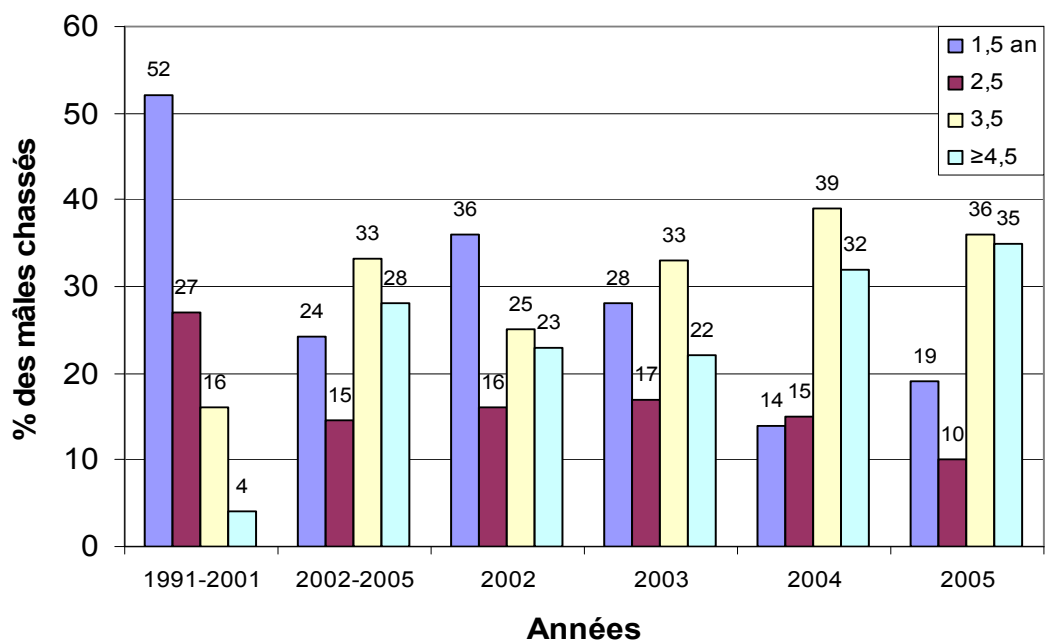


Figure 4. Pourcentage de mâles chassés par classe d'âge au Texas dans les six comtés où les RTLB ont été mises en application en 2002

À la figure 4, on peut voir que la proportion de mâles de 1,5 an dans la récolte a diminué de plus de la moitié, passant de 52 % à 24 % pour la période de 1991-2001 par rapport à celle de 2002-2005. Inversement, la proportion de mâles de 3,5 et $\geq 4,5$ ans a doublé entre ces deux périodes. Les proportions de mâles de 1,5 an abattus ont diminué progressivement de 2002 à 2005, passant de 36 % à 19 % et celles des $\geq 4,5$ ans ont augmenté, passant de 23 % à 35 % au cours de cette même période.

De 2004 à 2005, les proportions de mâles 1,5 et $\geq 4,5$ ans chassés sont restées sensiblement les mêmes. Cette stabilisation apparente des proportions de mâles chassés suggère qu'il faut attendre au moins deux ans avant d'avoir une idée des répercussions des RTLB sur la structure de la population. Ceci dans des conditions où la stochasticité environnementale touche peu les populations. De plus, le nombre de mâles récoltés est revenu au niveau qui prévalait avant l'application des mesures de RTLB, et ce, après deux ans. En effet, le nombre de cerfs abattus dans les six comtés expérimentaux était en moyenne de 4 998 de 1997 à 2001, comparativement à 3 121 en 2002, ce qui représentait une baisse de 38 %. Par la suite, le nombre de mâles chassés est passé à 5 349 (2003), 3 423 (2005) et 5 808 (2006) pour une moyenne annuelle de 4 425 depuis 2002.

Dans les six comtés où les RTLB ont été mises en place sur une base expérimentale, les biologistes ont constaté une réduction de la proportion de mâles qui répondent au critère 1 du règlement du Texas (l'un des deux bois ou les deux ont une seule pointe, 95 % des mâles juvéniles tués au Texas répondent à ce critère) qui était de 43 % en 2002 et qui est de 25 % en 2005. Selon les biologistes du Texas, cette réduction dans la proportion de daguets abattus n'est pas due à une diminution en nombre de ces derniers, mais plutôt à une augmentation du nombre de mâles ayant des bois de plus de 13 po de distance dans la population. De plus, comme les chasseurs doivent tuer au moins un mâle qui répond au critère de 13 po pour avoir une deuxième étiquette, cela les oblige à réduire la pression sur les daguets.

Tableau 7. Nombre de cerfs enregistrés sur une base volontaire selon les trois critères des RTLБ dans les six comptés expérimentaux au Texas

Année	Au moins un bois avec une seule pointe	Distance entre les bois de 13"	≥ 6 pointes sur un bois	Total de cerfs
2002	257	334	9	600
2003	260	567	11	838
2004	132	499	7	638
2005	213	610	Nd*	823

* Changement de la réglementation en 2005.

3.2.3 Expression des caractères sexuels secondaires

Les autorités du Texas ont mené plusieurs études sur la croissance des bois, que ce soit en enclos ou avec des données de chasse. Ils ont trouvé que 40 % des mâles de 1,5 an sont des daguets et 52 % répondent à la description de l'un des deux bois ou les deux ont une seule pointe (tableau 8, chiffres en italique).

Tableau 8. Proportion des mâles de 1,5 an selon le nombre total de pointes (les 2 bois) du plateau Edwards, Texas (1983-1999)

Nombre total de pointes	Taille de l'échantillon	%
2	1055	39,8
3	326	12,3
4	475	17,9
5	262	9,9
6	296	11,2
7	96	3,6
8	115	4,3
9	17	0,6
10	5	0,2
11	3	0,1
Total	2650	100,0

Ainsi, 48 % des mâles de 1,5 an ont au moins deux pointes sur chaque bois et se trouvent protégés par le critère 1 du règlement. Qui plus est, les mâles de 1,5 an qui ne sont pas daguets sont ceux qui produisent les bois de plus grande taille à l'âge de 4,5 ans (tableau 9). Donc, en permettant de chasser les daguets, le succès de chasse reste relativement élevé et les individus de 1,5 an avec le meilleur potentiel de croissance, en ce qui a trait à la taille des bois et à la masse corporelle, sont protégés jusqu'à ce qu'ils atteignent le seuil de 13 po d'écart entre les bois.

Par le fait même, on comprend pourquoi le règlement n'est pas basé sur le nombre de pointes comme au Vermont, car bon nombre de mâles de 1,5 an de bonne qualité serait chassé avant d'atteindre l'âge adulte (tableau 8). Pour trouver une alternative au nombre de pointes, il s'est avéré que la longueur du merrain et la distance entre les deux bois sont de meilleurs indicateurs de l'âge (Strickland and Demarais, 2000). De plus, ces deux mesures seraient moins variables aux changements environnementaux (p. ex. : qualité de la nourriture) que le nombre de pointes. La distance entre les deux bois a également été retenue pour des raisons pratiques (figure 3).

Tableau 9. Masse moyenne des bois et corporelle pour des mâles selon leur âge, classée à partir du nombre de pointes totales (les deux bois) à l'âge de 1,5 an à la station de recherche Kerr au Texas

Âge	2 pointes (n)	3-5 pointes (n)	≥ 6 pointes (n)
Masse des deux bois (g)			
1,5	51,0 (84)	135,5 (104)	264,6 (154)
2,5	225,4 (47)	453,3 (61)	638,1 (119)
3,5	443,1 (35)	744,0 (38)	1039,5 (79)
4,5	548,9 (30)	942,5 (25)	1289,1 (49)
Masse corporelle non éviscérée (kg)			
1,5	42,4 (88)	47,4 (104)	52,9 (154)
2,5	53,3 (48)	60,5 (61)	66,0 (120)
3,5	59,1 (35)	70,5 (38)	77,0 (79)
4,5	64,9 (30)	74,1 (25)	81,4 (49)

3.2.4 Structure d'âge, rapport des sexes et productivité

La structure d'âge des mâles a inévitablement augmenté étant donné que les RTLB réduisent considérablement la pression de chasse sur les mâles de 1,5 an qui composaient jusqu'à 80 % de la récolte.

Bien qu'il n'y ait pas encore de données officielles, le rapport des sexes serait de 1:1 dans les six comtés où les RTLB ont été mises en place. Ce rapport des sexes équilibré est principalement dû à l'effort de chasse aux CSB. Cependant, le rapport des sexes aurait peu de conséquences sur la productivité des femelles. En effet, même dans les secteurs où le rapport des sexes était de 1M:7F, toutes les femelles ont été fécondées. De plus, les données indiquent que ces femelles auraient été fécondées à leur premier ou deuxième œstrus. Les secteurs où les femelles avaient un taux de fécondation moins élevé étaient les secteurs où la structure d'âge de la population des mâles était très jeune. Donc, la structure d'âge des mâles aurait un rôle plus important à jouer sur la productivité des femelles que le rapport des sexes (Mitchell Lockwood, comm. pers.).

3.2.5 Commentaires

Depuis le début de la mise en place des RTLB, beaucoup d'éducation a été faite auprès des chasseurs et des propriétaires. Un sondage effectué après la saison 2005 a montré que 72 % des chasseurs se sont dits en accord avec la nouvelle restriction et 70 % ont dit qu'ils préféreraient chasser maintenant qu'avant la mise en place des restrictions. Il est à noter que le nombre d'animaux abattus ne répondant pas aux critères réglementaires a diminué de 25 % de 2002 à 2005 (le nombre absolu n'est malheureusement pas disponible).

3.3 Pennsylvanie

3.3.1 Historique et mise en contexte

La Pennsylvanie applique le règlement sur les RTLB depuis la saison de chasse 2002. Le règlement est de ≥ 3 ou ≥ 4 pointes d'un côté selon les UAF.

Les RTLB ont été implantées en Pennsylvanie par les biologistes pour répondre à différents objectifs :

- 1- réduire la pression de chasse sur les mâles de 1,5 an;
- 2- augmenter la pression de chasse sur les femelles pour réduire la population;
- 3- augmenter la structure d'âge des mâles et possiblement améliorer le comportement et l'écologie de la reproduction.

Comme la population de cerfs était beaucoup trop élevée, les RTLB ont été présentées comme monnaie d'échange aux chasseurs. Les chasseurs ne voyaient pas d'un bon œil que l'on réduise la population de cerfs, mais les RTLB leur ont permis de voir un côté positif dans un mode de gestion qui leur apparaissait négatif au départ.

Depuis 2003, la densité de cerfs ne fait plus partie des objectifs de gestion en Pennsylvanie. Les objectifs sont basés sur la condition physique des cerfs, la santé de l'habitat (forêt) et les conflits cerf-homme. Même si la connaissance du nombre de cerfs semble importante pour le public, les gestionnaires croient qu'il est plus important de connaître l'abondance relative ainsi que sa situation par rapport à la capacité du support biologique et social.

Pendant plusieurs années, la période de chasse était de deux semaines pour les cerfs mâles, suivies de 2 ou 3 jours pour les CSB. Comme il était difficile de gérer le nombre d'animaux abattus pour les CSB, ils ont changé le règlement en 2001. Depuis, la chasse à l'arme à feu est de deux semaines (les deux premières de décembre) pour les cerfs mâles et les cerfs sans bois. Le nombre de CSB est ajusté annuellement en fonction des indices de suivi de population. Pour obtenir de plus amples renseignements, consulter le site suivant : <http://www.pgc.state.pa.us/pgc/cwp/view.asp?a=460&q=171601>.

3.3.2 Statistiques de chasse

La récolte a atteint 354 390 cerfs en 2005 (120 500 avec bois, 233 890 sans bois) et en 354 390 en 2006 (135 290 avec bois, 226 270 sans bois).

La proportion de mâles de 1,5 an abattus a diminué au fil des années pour se stabiliser à près de 50 % de la récolte des mâles (tableau 10).

Chez le cerf de Virginie, la répartition des pointes entre les deux branches du panache est relativement équilibrée. La présence de trois pointes sur l'une des branches du panache devient commune chez les animaux dont les bois comptent un minimum de cinq pointes au total sur les deux branches. Les données présentées dans le tableau 11 indiquent que cette modalité protège 58 % des mâles de 1,5 an. La modalité limitant la récolte aux animaux dont le panache présente au minimum quatre pointes sur un côté (sept pointes au total) protégerait, quant à elle, 84 % des mâles de 1,5 an.

Tableau 10. Proportion de mâles de 1,5 cm versus $\geq 2,5$ ans abattus en Pennsylvanie de 2001 à 2005. Les RTLB ont été appliquées à partir de 2002.

Année (n)	% de 1,5 an	% de $\geq 2,5$ ans
2001 (18 893)	78	22
2002 (11 688)	68	32
2003 (11 367)	56	44
2004 (10 555)	50	50
2005 (9 062)	52	48

Tableau 11. Proportion des mâles de 1,5 an et de $\geq 2,5$ ans en fonction du nombre de pointes totales en 2001 pour la Pennsylvanie (avant mise en place des RTLB)

Nombre total de pointes	1,5 an (%)	$\geq 2,5$ ans (%)
2	25	4
3	13	4
4	20	10
5	12	8
6	14	17
7	7	14
8	8	33
≥ 9	2	11

3.3.3 Expression des caractères sexuels secondaires

L'objectif du questionnaire n'était pas d'augmenter la qualité phénotypique, mais plutôt de mieux contrôler la population de cerfs et de modifier la structure d'âge.

Selon M. Rosenberry, le règlement actuel risquerait très peu d'engendrer une sélection contre le phénotype de ≥ 3 pointes, car le pic du rut a lieu avant le 1^{er} décembre (ce qui n'est pas le cas au Québec), début de la chasse à l'arme à feu. Ainsi, la majorité des mâles de 1,5 an avec un fort potentiel reproductif aurait le temps de se reproduire et de transférer leur « bagage génétique » à au moins une reprise. Néanmoins, la valeur adaptative de ces individus risque d'être réduite si le nombre de descendants qu'ils laissent dans la population se résume à une seule saison de reproduction.

3.3.4 Structure d'âge, rapport des sexes et productivité

Environ 50 % des mâles de 1,5 an survivent à la saison de chasse, comparativement à seulement 20 % avant la mise en place des RTLB. De plus, le taux de survie de ces mâles est de 90 % jusqu'à l'année suivante. La structure d'âge des mâles est apparemment mieux équilibrée (Christopher Rosenberry, comm. pers.).

Aucune donnée n'est disponible pour le rapport des sexes de la population adulte. Toutefois, la forte densité de celle-ci ne laisse pas croire qu'il y ait eu une baisse de productivité des femelles. Bien qu'il y ait peu de données disponibles avant l'application des RTLB, il ne semble pas que la date du rut ait changé à la suite de l'application du règlement et de l'augmentation de l'âge moyen des mâles dans la population. Encore une fois, on considère que la productivité des femelles semble beaucoup plus dépendante des conditions de l'habitat et de la densité (Christopher Rosenberry, comm. pers.) que de la structure démographique de la population.

3.4 Mississippi

3.4.1 Historique et mise en contexte

Nous avons inclus cet État, car l'historique de sa réglementation sur le plan des RTLB est très informatif. En effet, le Mississippi a appliqué progressivement un règlement de

≥ 4 pointes totales de 1995 à 2007 et vient de changer (en vigueur pour la saison 2008) son règlement de RTLB pour le baser sur la taille des bois. Les critères réglementaires restreignent la récolte aux mâles dont (1) la longueur du merrain est 13 po (~33 cm) ou 15 po (~38 cm), selon la région, OU (2) la distance entre les bois est 10 po (~25 cm) ou 12 po (~31 cm) selon la région. Cette nouvelle mesure a pour objectif de protéger plus de 90 % des mâles de 1,5 an au lieu de 60 %, comme c'était le cas avec le règlement de ≥ 4 pointes (tableau 12).

L'application des RTLB est une initiative des biologistes qui vise à atteindre les objectifs suivants :

- 1- augmenter l'âge moyen des mâles;
- 2- équilibrer le rapport des sexes chez les adultes;
- 3- réduire la période d'accouplement;
- 4- améliorer la qualité phénotypique des mâles.

La chasse à l'arme à feu se déroule du début décembre jusqu'au 15 janvier pour les cerfs avec bois et les cerfs sans bois. Les chasseurs peuvent récolter jusqu'à trois cerfs sans dépasser un cerf par jour. Il est également interdit d'appâter les cerfs pour la chasse. Pour obtenir de plus amples renseignements, consulter le site suivant : http://www.mdwfp.com/Level2/Wildlife/hunting_limits.asp.

Tableau 12. RTLB en vigueur au Mississippi en 2008 par région et estimation du pourcentage des mâles de 1,5 an protégés par ces mesures selon les données de l'État

Région	Distance entre les deux bois (2008)		Longueur du merrain (2008)		≥ 4 pointes (avant 2008)
	Restriction	% de 1,5 an protégé	Restriction	% de 1,5 an protégé	% de 1,5 an protégé
Batture	12"	95	15"	97	40
Delta	12"	97	15"	99	56
Upper Thick Loess	12"	97	15"	99	47
Lower Thick Loess	12"	99	15"	100	55
Blackland Prairie	12"	98	15"	99	59
Interior Flatwoods	12"	98	15"	99	63
Upper Thin Loess	10"	96	13"	98	64
Lower Thin Loess	10"	96	13"	97	67
Upper Coastal Plain	10"	94	13"	97	63
Lower Coastal Plain	10"	98	13"	99	74
Coastal Flatwoods	10"	98	13"	94	73

3.4.2 Statistiques de chasse

Il y a eu 280 451 cerfs abattus, dont 143 803 mâles et 136 648 femelles lors de la saison de chasse 2005. Le taux de succès des chasseurs est de 70 %. Les données qui suivent font partie du projet *Deer management assistance program* (DMAP) et ne sont pas les données pour l'ensemble de l'État. Ce programme est une collaboration des clubs de chasseurs, de l'Université du Mississippi et du ministère de la Faune de l'État du Mississippi. C'est grâce à celui-ci que le Mississippi a compilé des données sur l'application des RTLB. Ainsi, les statistiques du DMAP sont celles utilisées pour orienter le programme de gestion du cerf dans cet État.

La figure 5 permet de constater une diminution d'environ 50 % des mâles de 1,5 an abattus après la mise en place des RTLB en 1995. On remarque également la progression de la proportion des mâles de 3,5 et ≥ 4,5 ans qui sont chassés depuis 1995.

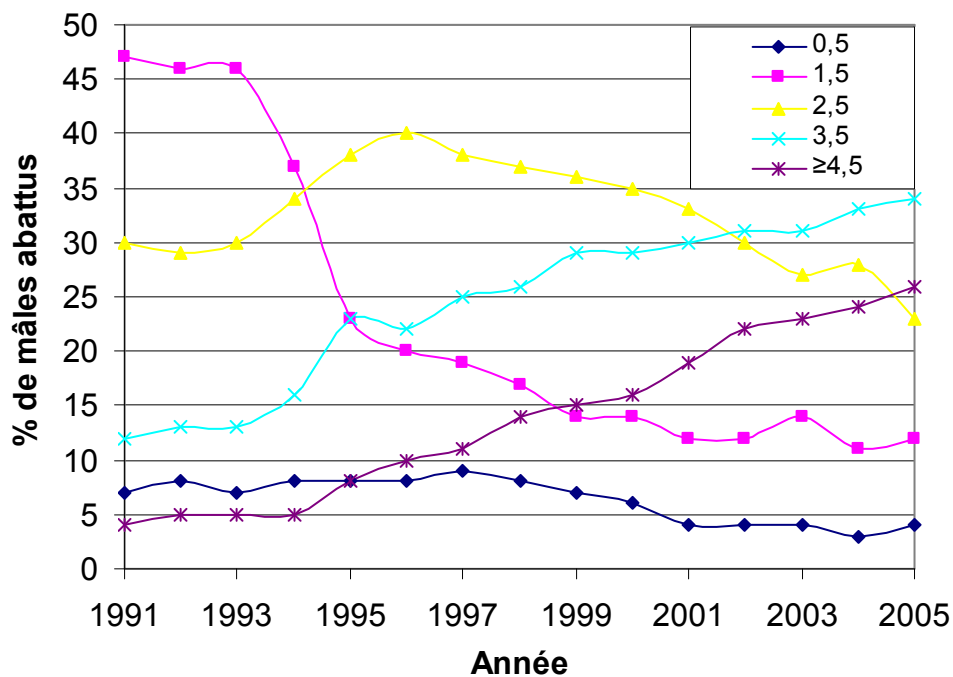


Figure 5. Proportion de cerfs mâles par classe d'âge chassés au Mississippi de 1991-2005. Début des RTLB, saison 1995.

De 1991 à 1994, la proportion moyenne de mâles de 1,5, 2,5, 3,5 et $\geq 4,5$ ans abattus ont été respectivement de 44 %, 31 %, 14 %, et 5 %. Depuis l'adoption des RTLB en 1995, cette proportion est de 15 %, 33 %, 28 % et 17 %, respectivement. Les RTLB ont donné le résultat escompté qui était de réduire la pression de chasse sur les mâles de 1,5 an.

La proportion de CSB récoltés a toujours été plus élevée que celle des cerfs avec bois depuis le début des années 90. De 1991 à 1994, on récoltait le même nombre de cerfs sans bois que de cerfs avec bois, et environ 25 % de plus de 2001 à 2005. Cette augmentation de la récolte des CSB en 1995 a été mise en place afin d'équilibrer le rapport des sexes.

3.4.3 Expression des caractères sexuels secondaires

La masse corporelle des mâles de 1,5 an n'a pas augmenté significativement entre la période précédant les RTLB et celle les suivant (figure 6). Le nombre de pointes des animaux abattus était en moyenne de 3,2 de 1991 à 1994, alors qu'il est passé à 4,1 de

2001 à 2005. Au Texas, nous avons vu que les mâles de 1,5 an abattus à la chasse et ayant des plus gros bois ont aussi une plus grande masse corporelle (tableau 9). Ceci ne semble pas être le cas au Mississippi. Ce qui suggère que l'application de RTLB de ≥ 4 pointes totales ne protège pas les mâles de 1,5 an de qualité. Au Mississippi, la taille des bois des cerfs du même âge varie grandement selon le type de sol, ce qui se traduit par une qualité différente de la nourriture. Pour éviter une sélection contre le phénotype de ≥ 4 pointes totales, et surtout pour mieux protéger les mâles de 1,5 an, les RTLB seront modifiées en 2008 pour utiliser les critères de la longueur des bois ou de la distance entre les deux bois. Ces deux critères sont moins variables et sont de meilleurs indicateurs de l'âge.

3.4.4 Structure d'âge, rapport des sexes et productivité

L'âge moyen des mâles dans la récolte a augmenté (figure 5), mais la structure d'âge de la population sur pied n'est pas connue.

Le rapport des sexes pour l'ensemble de l'État est de 1M:3F, avec une variation de 1M:4,13F à 1M:2F selon les régions (Chad Dacus, comm. pers.). La productivité des femelles semble assez bonne, car selon des observations annuelles printanières, la majorité des femelles met bas (Chad Dacus, comm. pers.). De plus, la période de rut varie de 20-40 jours à 14-21 jours selon les secteurs, ce qui laisse croire que la majorité des femelles sont fécondées dès le premier ou deuxième œstrus (Chad Dacus, comm. pers.).

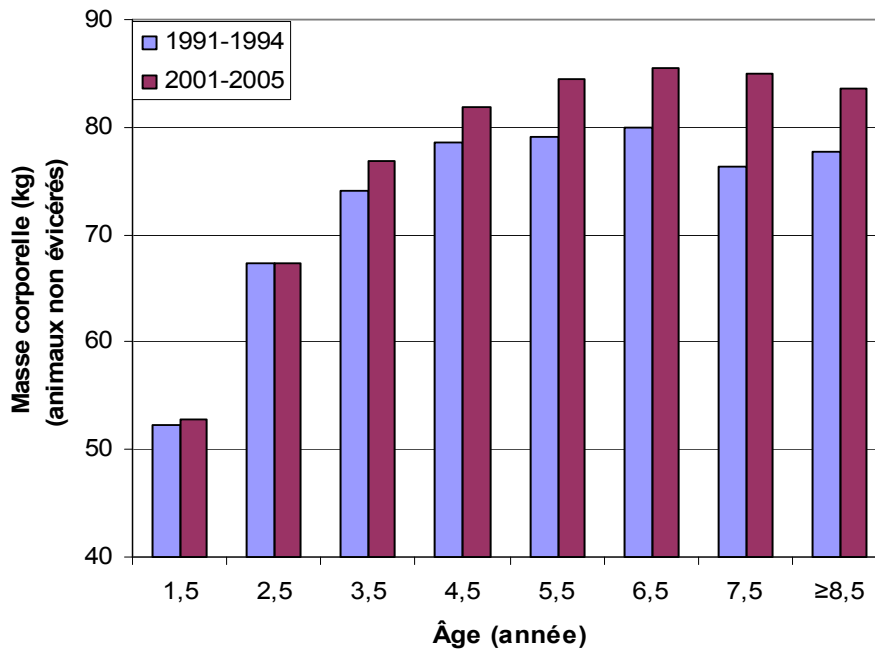


Figure 6. Masse corporelle des mâles abattus à la chasse au Mississippi par classe d'âge et pour la période avant les RTLB (1991-1994) et pendant (2001-2005)

3.5 Résumé pour l'ensemble des États

Le principal objectif des RTLB dans les entités administratives que nous avons étudiées, consiste à réduire la pression de chasse sur les mâles de 1,5 an afin d'obtenir une structure d'âge de la population mâle permettant aux mâles d'exprimer leur caractère sexuel secondaire.

Les RTLB basées sur le nombre de pointes peuvent cependant mener à une sélection contre le phénotype qu'elles autorisent, en soustrayant de la population les mâles qui démontrent de belles qualités phénotypiques avant qu'ils aient le temps de participer à la reproduction. Des mesures basées sur la taille des bois (longueur du merrain et distance entre les deux bois), bien que plus difficiles à appliquer par les chasseurs, limitent ce risque parce qu'elles sont mieux corrélées avec l'âge des individus.

Finalement, pour ce qui est du rapport des sexes, il est près de 1M:3F chez les adultes dans la majorité des États, et ce rapport semble suffisant pour s'assurer que la majorité des femelles sont fécondées dès le premier ou le deuxième œstrus. Ce rapport des sexes est cependant établi sur des avis d'expert puisqu'il y a peu de données empiriques disponibles sur ce paramètre. Un élément semble toutefois évident : il ne semble pas qu'il y ait de problème de fécondité ou de productivité important chez les femelles puisque la majorité des entités administratives doivent appliquer des mesures de chasse relatives aux CSB afin de contrôler la croissance des populations.

4. Simulations de l'application de restrictions sur la taille légale des bois sur les populations de cerfs de Virginie dans le sud du Québec

Les principaux objectifs de cette section consistent à quantifier les effets potentiels de l'application de RTLB sur la structure d'âge du segment mâle de la population, sur les variations du nombre de cerfs abattus par classe d'âge et de sexe, et sur le niveau de population totale. Pour ce faire, nous avons modélisé les populations des zones de chasse 4, 5 et 6 dans le sud du Québec et simulé l'effet de l'application de RTLB à l'aide du logiciel Riskman, version 1.9.003. Le logiciel Riskman utilise une approche de modélisation stochastique fondée sur des simulations Monte-Carlo. Cette approche permet d'intégrer l'erreur standard associée à chacun des paramètres introduits dans le modèle et aux conditions environnementales pour quantifier l'incertitude associée aux résultats des simulations. Chaque année, 25 % de la variabilité du modèle est associée aux phénomènes environnementaux afin de tenir compte des taux de mortalité qui changent en fonction des rigueurs de l'hiver.

4.1 Description des variables utilisées dans les modèles

Nous présentons les principales variables utilisées pour faire les simulations avec le logiciel Riskman. Cette section devrait permettre au lecteur de mieux comprendre l'origine des variables utilisées, mais nous invitons ce dernier à consulter le logiciel Riskman et son manuel en ligne pour obtenir plus de détails sur le fonctionnement de ce dernier (annexe 2).

4.1.1 La population initiale

Les populations initiales des zones de chasse 4 (45 000 cerfs), 5 (34 000 cerfs) et 6 (19 000 cerfs) ont été déterminées à partir des inventaires aériens du MRNF, car le logiciel Riskman calcule le nombre d'animaux d'une population après la chasse d'automne (figure 7). La population initiale de chaque zone de chasse est, en fait, estimée de sorte que la population totale finale après simulation (modèle sans RTLB) est statistiquement semblable à celle de l'inventaire aérien de 2004 pour les zones 4 et 6 et à celui de 2007 pour la zone 5 (tableau 13).

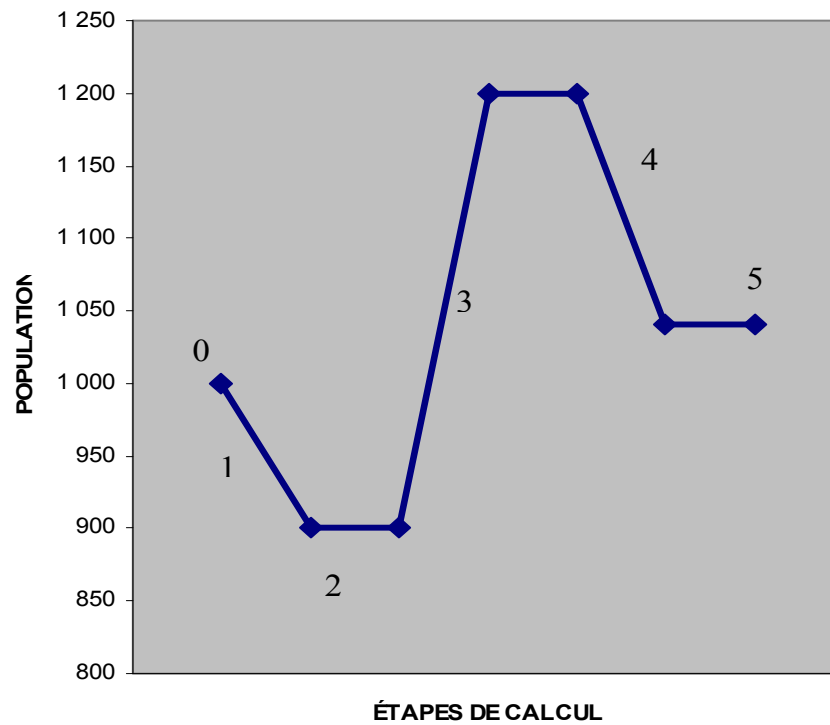


Figure 7. Étapes de calcul du logiciel Riskman; 0 : Population initiale; 1 : Mortalité naturelle; 2 : Calcul de l'âge; 3 : Recrutement; 4 : Chasse d'automne; 5 : Calcul de la population

Tableau 13. Données des inventaires aériens utilisées pour estimer les populations initiales des zones de chasse dans la modélisation et résultats des simulations (modèles sans RTLb) correspondant aux années d'inventaire

Zone (année)	Nombre d'animaux	
	Inventaire aérien	Modèles sans RTLb
zone 4 (2000)	40 555	40 278
zone 4 (2004)	28 806	27 981
zone 5 (2001)	18 720	19 832
zone 5 (2007)	12 667	12 212
zone 6 (2000)	28 961	32 779
zone 6 (2004)	20 640	16 416

Par la suite, nous avons distribué le nombre total d'animaux dans les différentes classes démographiques selon les critères suivants :

pour les faons, nous avons considéré un rapport des sexes de 1:1 à la naissance et ceux-ci représentent 35 % de la population totale (McCullough, 1979);

pour les adultes, nous avons utilisé le rapport des sexes de 1M:3F. Bien qu'il n'y ait pas de données pour confirmer ce rapport des sexes dans le sud du Québec, ce chiffre se rapproche de l'avis d'expert disponible pour le Vermont (section 3.1.4).

La distribution par classe d'âge pour les mâles s'est faite à l'aide d'un échantillon provenant de stations de pesées du sud du Québec en 2000 (section 2.5.1). Ces données étaient recueillies pour trouver la masse asymptotique des mâles. Elles sont donc probablement biaisées en faveur des individus plus lourds et plus âgés. Cependant, cette distribution se rapproche des valeurs observées à George Reserve pendant une période de 19 ans par McCullough (1979) (section 2.5.1).

Pour les femelles, nous avons utilisé une distribution basée sur plus de 309 captures qui ont eu lieu sur une période de 13 ans au Minnesota (section 2.5.1, DelGiudice *et al.* 2006).

4.1.2 Taux de survie

Les taux de survie utilisés dans le logiciel Riskman doivent être établis sur une base annuelle sans chasse, car la portion de mortalité attribuable à la chasse est prise en compte lorsqu'on simule la récolte. Les taux de survie ont été divisés selon les classes démographiques suivantes : faons, 1 an, 2 à 7 ans et 8 ans et plus.

Le taux de survie des faons est estimé à 0,44 autant pour les mâles que pour les femelles et il est basé sur les études de Dumont *et al.* (2000) et DelGiudice *et al.* (2006).

Le taux de survie des individus de 1 an est estimé à 0,80 pour les mâles et à 0,82 pour les femelles. Le taux de survie des jeunes de 1 an est plus élevé que celui des faons et moins que celui des adultes chez les ongulés (Gaillard

et al. 2000). La survie des mâles est généralement moindre que celle des femelles (Delgiudice *et al.* 2006).

Le taux de survie des individus de 2 à 7 ans est estimé à 0,85 pour les mâles et 0,88 pour les femelles (Ditchkoff *et al.* 2001b; Delgiudice *et al.* 2006; Webb *et al.* 2007).

Le taux de survie des individus de 8 ans et plus est estimé à 0,80 pour les mâles et 0,85 pour les femelles (Dumont *et al.* 2000; Ditchkoff *et al.* 2001b; Delgiudice *et al.* 2006; Webb *et al.* 2007).

4.1.3 Taux de recrutement

Le taux de recrutement est basé sur une étude qui a eu lieu dans l'État de New York (tableau 14, Hesselton and Jackson, 1974). Les taux de recrutement sont divisés en deux groupes selon l'âge des femelles. Il y a les femelles de 2 ans (primipare) et les femelles de 2 à 16 ans (pluripare).

Tableau 14. Données de recrutement utilisées dans la modélisation. Tirées de Hesselton et Jackson (1974) dans l'État de New York.

Âge des femelles	Proportion avec 1 faon	Proportion avec 2 faons	Taille moyenne de la portée	Proportion avec une portée
2 ans	0,78	0,22	1,22	0,81
3 à 16 ans	0,38	0,62	1,62	0,85

4.1.4 Mortalité par la chasse

Ce paramètre a été établi à partir des statistiques de récolte du MRNF pour la période de simulation (tableau 15). Le logiciel Riskman tient compte de la mortalité totale et non pas par classes démographiques.

Outre les données de récolte, le logiciel Riskman intègre également la notion de vulnérabilité par la chasse. La vulnérabilité permet de traduire la sélection qui est faite par les chasseurs pour un ou plusieurs segments donnés de la population de cerfs.

Tableau 15. Données de récolte du cerf de Virginie pour la période de simulation dans les zones 4, 5 et 6 au Québec

Année	Zone 4	Zone 5	Zone 6
2000	9 413		7 289
2001	6 929	3 121	8 320
2002	7 820	3 845	8 961
2003	7 560	4 234	8 595
2004	8 264	3 937	9 174
2005		4 138	
2006		4 941	
2007		5 251	
Moyenne	7 927	4 210	8 468

4.2 Présentation des modèles

Il ne faut pas oublier que les simulations réalisées par le logiciel Riskman sont des exercices théoriques qui reposent sur des hypothèses bien précises. Par conséquent, les résultats des simulations ne sont valides que pour les hypothèses considérées.

Afin de tester nos paramètres, nous avons réalisé une première série de simulations pour une période bien connue, la période comprise entre les deux derniers inventaires aériens les plus récents pour une zone donnée : **modèle sans RTLB**.

Les hypothèses du **modèle sans RTL** sont les suivantes (annexe 2) :

Survie

- mâles (1 an) = 0,80 - femelles (1 an) = 0,82 - faons = 0,44
- mâles (2 à 7 ans) = 0,85 - femelles (2 à 7 ans) = 0,88
- mâles (8 à 16 ans) = 0,80 - femelles (8 à 16 ans) = 0,85
- mâles (8 à 16 ans) = 0,00

Recrutement

- proportion des femelles avec une portée :
femelles (2 ans) = 0,81 et femelles (3 à 16 ans) = 0,85
- proportion des femelles avec un faon :
femelles (2 ans) = 0,78 et femelles (3 à 16 ans) = 0,38
- proportion des femelles avec deux faons :
femelles (2 ans) = 0,22 et femelles (3 à 16 ans) = 0,62

Population initiale

- zone de chasse 4 = 45 000 cerfs
- zone de chasse 5 = 19 000 cerfs
- zone de chasse 6 = 34 000 cerfs

Mortalité par la chasse

- vulnérabilité des faons = 0,14
- vulnérabilité des mâles : 1 à 11 ans = 0,40 et 12 ans à 16 ans = 0,00
- vulnérabilité des femelles : 1 à 16 ans = 0,20
- récolte = récolte présentée dans le tableau 15

Nos deux premiers objectifs sont de quantifier les effets potentiels de l'application de RTL sur la structure d'âge du segment mâle de la population et d'évaluer les variations dans le nombre de cerfs abattus par classe démographique. À partir des modèles sans RTL nous avons créé des **modèles avec RTL** pour chaque zone. Pour ce faire, nous avons utilisé les mêmes paramètres que dans les modèles sans RTL, sauf pour la mortalité par la chasse. Comme le logiciel Riskman « gère » la mortalité par la chasse de deux façons, il faut d'abord attribuer une valeur de vulnérabilité pour chaque classe démographique dans le modèle et ensuite attribuer une valeur de récolte totale annuellement. Cette approche permet de répondre à nos objectifs sans avoir à faire de prédictions sur ce que devrait être la population et l'effort de chasse dans une zone.

Les hypothèses du **modèle avec RTL** sont les suivantes (annexe 2) :

Survie : identique au modèle sans RTL

Recrutement : identique au modèle sans RTL

Population initiale : identique au modèle sans RTL

Mortalité par la chasse :

- vulnérabilité : identique au modèle sans RTL, sauf pour les mâles de 1 an et de 2 ans. Mâles (1 an) = 0,0 et mâles (2 ans) = 0,2
- récolte : diminution de la récolte totale annuelle durant les trois premières années de façon à ce que la population totale finale du modèle avec RTL soit statistiquement la même que celle du modèle sans RTL dans chaque zone (tableau 16).

Tableau 16. Données de récolte du cerf de Virginie dans les zones 4, 5 et 6 au Québec pour les modèles avec RTL

Année	Zone 4	Zone 5	Zone 6
2000	8 500		5 250
2001	6 000	2 000	6 250
2002	7 000	2 500	7 750
2003	7 560	3 500	8 595
2004	8 264	4 000	9 174
2005		4 000	
2006		5 000	
2007		5 250	
Moyenne	7 465	3 750	7 404

Notre troisième objectif est d'évaluer les effets potentiels de l'application des RTL sur le niveau de la population totale. À partir des modèles sans RTL, nous avons donc créé des **modèles avec RTL+** pour chaque zone où la vulnérabilité des mâles est réduite, mais où la récolte totale annuelle n'a pas été changée.

Les hypothèses du **modèle avec RTLb+** sont les suivantes (annexe 2) :

Survie : identique au modèle sans RTLb

Recrutement : identique au modèle sans RTLb

Population initiale : identique au modèle sans RTLb

Mortalité par la chasse :

- vulnérabilité : identique au modèle sans RTLb, sauf pour les mâles de 1 an et de 2 ans. Mâles (1 an) = 0,0 et mâles (2 ans) = 0,2
- récolte = récolte enregistrée (identique au modèle sans RTLb)

4.3 Interprétation des résultats de la modélisation

Les rapports détaillés des résultats des modèles sont présentés à l'annexe 2. Dans cette section, nous interprétons les tendances observées dans les différentes simulations.

4.3.1 La structure d'âge du segment mâle de la population

L'exercice de simulation suggère qu'avec les RTLb l'âge moyen des mâles augmente significativement (figure 8, la pente est différente de zéro $p < 0,05$) dans les zones 5 et 6. L'âge moyen des mâles de la zone 4 augmente avec ou sans les RTLb. Dans la zone 4, l'augmentation de l'âge moyen des mâles dans la population ou dans la récolte dans le scénario sans RTLb, ne correspond pas à nos attentes, puisque les modalités de chasse ne changent pas dans ce scénario. Cette réponse suggère certaines lacunes dans les paramètres du modèle ou dans les algorithmes de calcul. Malgré cette situation, l'âge moyen des mâles dans la population et de ceux abattus durant la dernière année est significativement plus élevé ($p < 0,05$) dans les modèles avec RTLb, comparativement à ceux sans RTLb pour l'ensemble des zones. On remarque également qu'après la quatrième année il semble y avoir une stabilisation de l'âge moyen. Cette tendance apparaît plus évidente dans la modélisation pour la zone 5 où le modèle a été réalisé sur une période de 7 ans au lieu de 5 (figure 8).

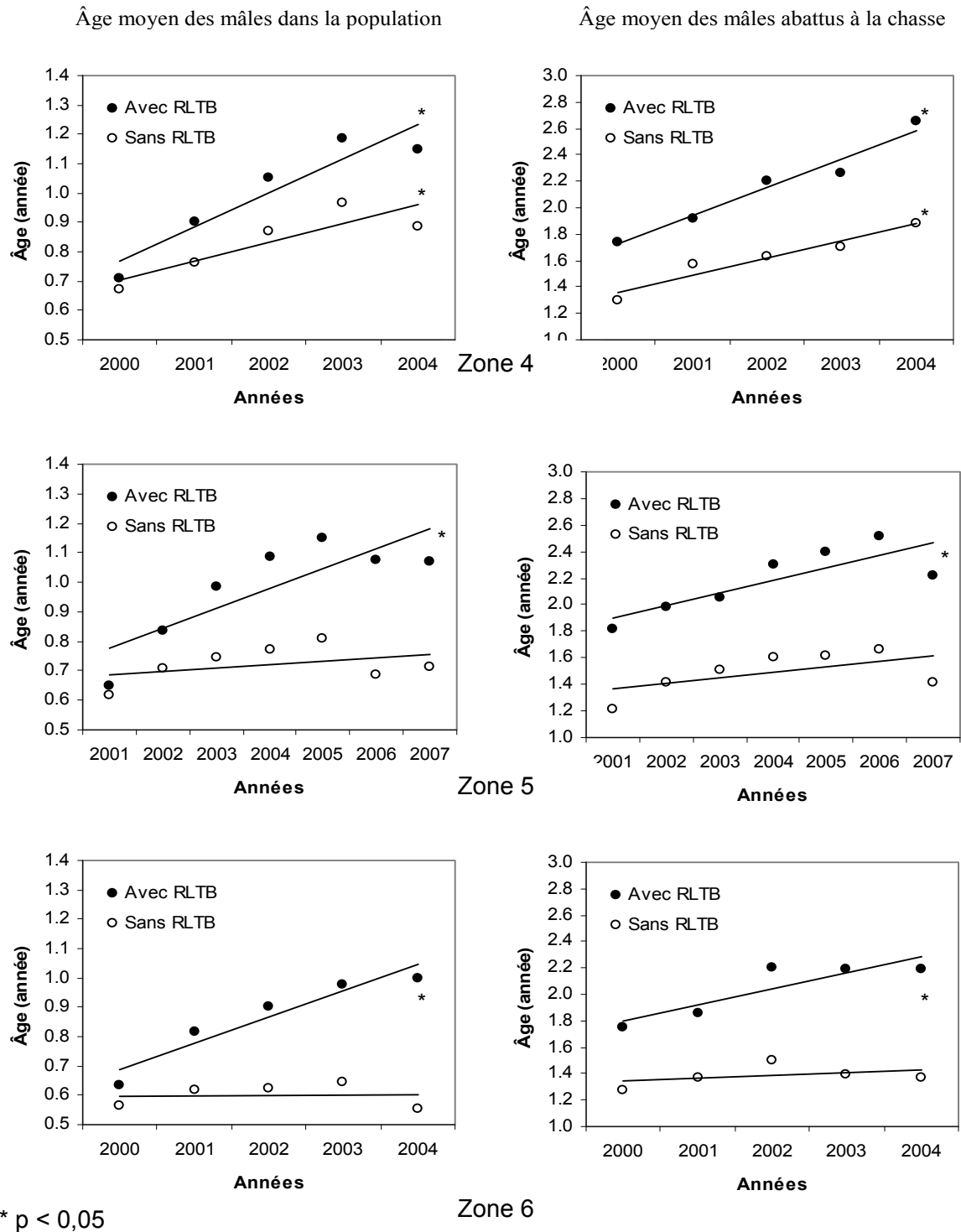


Figure 8. Âge moyen des mâles dans la population et âge moyen des mâles abattus par zone de chasse selon les modèles avec ou sans RLTB. Les faons sont inclus dans le calcul de l'âge moyen par le logiciel Riskman.

L'exercice de simulation suggère que l'âge moyen des mâles abattus (faons inclus dans le calcul) dépasse le seuil de 2 ans seulement dans les scénarios avec RTLB, et ce, à partir de la troisième année d'application (figure 8).

4.3.2 Les variations dans le nombre de cerfs abattus

L'exercice de simulation suggère que le nombre total de cerfs abattus aurait diminué de 9,7 à 36,0 % durant la première année d'application des RTLB selon la zone considérée (tableaux 17, 18 et 19). Après trois années, la variation du nombre de cerfs abattus entre les deux modèles par zone (-10,4 à -17,5 %) (tableaux 17, 18 et 19) est du même ordre (-26 à 25 %) que la variation du nombre de cerfs abattus calculée entre une année d'une zone donnée et la moyenne de cette même zone (tableau 15).

Il y a une diminution marquée du nombre de cerfs mâles abattus entre le modèle sans RTLB et celui avec RTLB sur une période de 3 ans (tableaux 17, 18 et 19). Cette tendance, même si elle devient plus faible, tend à se poursuivre au-delà de cette période. De plus, le nombre de femelles abattues augmente pour dépasser celui des mâles dans le modèle avec RTLB pour chaque zone, alors que le nombre de femelles abattues dans le modèle sans RTLB est égal ou inférieur à celui des mâles. Ces deux tendances (diminution du pourcentage de mâles dans la récolte et augmentation du nombre de femelles abattues) sont dépendantes l'une de l'autre (si l'on chasse moins de mâles en maintenant la récolte au même niveau, on va inévitablement récolter plus de femelles). Une raison qui pourrait expliquer ces deux tendances est la réaction du logiciel Riskman à certaines valeurs que nous avons attribuées. En effet, nous avons attribué une valeur de vulnérabilité à la chasse par classe démographique dans les modèles sans RTLB que nous avons ensuite modifiée dans les modèles avec RTLB pour simuler l'effet de cette mesure. La valeur de vulnérabilité à la chasse a été attribuée en toute connaissance, mais elle pourrait avoir un effet sur le rapport nombre de cerfs mâles : nombre de cerfs femelles abattues sans cependant influencer le nombre total de cerfs abattus.

Ainsi, les valeurs sur la différence entre les modèles avec et sans RTLБ basée sur le total de cerfs abattus nous semblent un meilleur indicateur de la tendance de la récolte que les valeurs par sexe.

Tableau 17. Nombre de cerfs abattus par sexe selon les modèles avec et sans RTLB pour la zone 4

Année	Cerfs abattus modèle sans RTLB			Cerfs abattus modèle avec RTLB			Différence entre les deux modèles (%)		
	Mâles	Femelles	Total	Mâles	Femelles	Total	Mâles	Femelles	Total
2000	4 303	5 106	9 409	2 544	5 955	8 499	-40,9	-16,6	-9,7
2001	3 107	3 820	6 927	2 074	3 935	6 009	-33,2	3,0	-13,3
2002	3 707	4 110	7 817	2 969	4 034	7 003	-19,9	-18	-10,4
2003	3 907	3 654	7 561	3 501	4 055	7 556	-11,4	11,0	-0,1
2004	4 169	4 055	8 224	3 709	4 512	8 221	-11,0	11,3	0,0

Tableau 18. Nombre de cerfs abattus par sexe selon les modèles avec et sans RTLB pour la zone 5

Année	Cerfs abattus modèle sans RTLB			Cerfs abattus modèle avec RTLB			Différence entre les deux modèles (%)		
	Mâles	Femelles	Total	Mâles	Femelles	Total	Mâles	Femelles	Total
2001	1 364	1 757	3 121	596	1 401	1 997	-56,3	-20,3	-36,0
2002	1 960	1 885	3 845	881	1 619	2 500	-55,1	-14,1	-35,0
2003	2 223	2 013	4 245	1 418	2 084	3 503	-36,5	3,6	-17,5
2004	1 986	1 918	3 904	1 837	2 155	3 992	-7,5	12,3	2,2
2005	2 100	1 925	4 025	1 850	2 136	3 986	-11,9	11,0	-1,0
2006	2 193	2 372	4 565	2 289	2 510	4 799	4,4	5,8	5,1
2007	2 202	2 276	4 478	2 154	2 362	4 515	-2,2	3,8	0,8

Tableau 19. Nombre de cerfs abattus par sexe selon les modèles avec et sans RTLB pour la zone 6

Année	Cerfs abattus modèle sans RTLB			Cerfs abattus modèle avec RTLB			Différence entre les deux modèles (%)		
	Mâles	Femelles	Total	Mâles	Femelles	Total	Mâles	Femelles	Total
2000	3 272	4 020	7 292	1 554	3 692	5 246	-52,5	-8,2	-28,1
2001	4 015	4 299	8 314	2 202	4 050	6 253	-45,1	-5,8	-24,8
2002	4 194	4 760	8 953	3 243	4 501	7 744	-22,7	-5,4	-13,5
2003	4 171	4 417	8 588	3 806	4 769	8 575	-8,8	8,0	-0,2
2004	4 184	4 553	8 738	4 192	4 729	8 922	0,2	3,9	2,1

Note : Les faons sont inclus dans le nombre de cerfs mâles et femelles abattus.

4.3.3 Les variations de la population totale

Les conséquences des RTLB sur la population totale sont évaluées à l'aide des résultats du modèle avec RTLB+ (seule la vulnérabilité des mâles adultes de 1 an et de 2 ans est différente, la récolte totale demeure inchangée). Selon la zone de chasse considérée, la population totale de cerfs a diminué de 14 à 30 % en appliquant le modèle avec RTLB+ (tableau 20). Ce résultat était attendu, car maintenir une récolte inchangée tout en diminuant celle des mâles adultes implique nécessairement de récolter plus de femelles et donc, à terme, de diminuer le recrutement.

Tableau 20. Populations des zones de chasse 4, 5 et 6 issues des simulations sans RTLB et avec RTLB+ (seule la vulnérabilité des mâles adultes de 1 an et de 2 ans est différente, la récolte totale demeure inchangée)

Zone (année)	Population (nombre d'animaux)		Différence entre les 2 modèles (%)
	sans RTLB	avec RTLB+	
zone 4 (2000)	40 278	40 768	1,2
zone 4 (2004)	27 981	24 085	-13,9
zone 5 (2001)	19 832	20 154	1,6
zone 5 (2007)	12 212	8 516	-30,3
zone 6 (2000)	32 779	33 229	1,4
zone 6 (2004)	16 416	11 423	-30,4

4.4 Limites de l'exercice de simulation

L'exercice de modélisation a laissé entrevoir certaines faiblesses des données que nous avons utilisées. Il serait intéressant de pouvoir compter sur des données plus précises des populations que l'on veut modéliser afin d'obtenir de meilleurs résultats.

Il est difficile de statuer sur le rapport des sexes au sein de populations de chasse des différentes zones, mais nous avons distribué notre population initiale. Nous l'avons donc fixée à un mâle pour trois femelles (1M:3F) dans toutes les zones du sud du Québec. Il s'agit d'une limite des modèles que nous avons établie, puisque les résultats des

simulations sont fortement influencés par la structure que nous imposons et qui font varier l'effet des paramètres proportionnellement à la structure (vulnérabilité, recrutement et survie). Par exemple, dans une population initiale de vingt individus composée de dix mâles et de dix femelles, dont on récolte cinq individus avec une vulnérabilité égale entre les sexes, la récolte sera de 2,5 mâles et 2,5 femelles. Si les conditions de récolte restent les mêmes et que la population initiale est toujours de vingt individus, mais est répartie en cinq mâles et quinze femelles, la récolte sera plutôt de 1,25 mâle pour 3,75 femelles.

5. Constatations sur l'application des restrictions sur la taille légale des bois

La chasse sélective entraîne inévitablement des perturbations dans la structure des sexes et de l'âge des populations exploitées. Ce sont également les deux éléments établis en vue d'une gestion de la qualité des cerfs par l'approche QDM (boîte 1). Les évidences en faveur d'effets négatifs de ces changements démographiques sont, somme toute, équivoques sans doute parce qu'il s'agit d'effets subtils, indirects et impliquant des délais qui sont difficilement détectables hors d'un contexte expérimental (Milner *et al.* 2007). Qui plus est, nous n'avons que peu de connaissances quant à la structure d'âge et de sexe attendue dans une population non ou peu exploitée, mais soumise à la prédation.

L'application de RTLB permet d'augmenter l'âge moyen des mâles au sein d'une population, comme le démontrent les résultats obtenus dans plusieurs États américains et ceux de notre exercice de simulation (sections 3 et 4). L'augmentation de la moyenne d'âge des mâles dans une population exploitée est souhaitable lorsque l'objectif de gestion consiste à imiter la structure d'une population naturelle (section 2.5). Il faut cependant retenir que nous n'avons que peu de connaissances quant à la structure d'une population naturelle soumise à la prédation et que des recherches sur le sujet seraient justifiées.

Les RTLB, à elles seules, ne peuvent avoir d'effet sur le rapport des sexes dans la population, puisque ces restrictions ne font que décaler la récolte des mâles dans le temps. Nous n'avons pas trouvé d'indication dans la littérature sur d'éventuelles conséquences négatives sur le succès reproducteur d'un rapport des sexes biaisé envers les femelles. Néanmoins, un biais dans la structure d'âge de la population pourrait avoir des effets à long terme sur certaines composantes démographiques comme la masse corporelle des faons. Le contrôle du rapport des sexes par la récolte de femelles est complémentaire à l'application de RTLB pour la mise en place de programmes de gestion basés sur la qualité des cerfs, surtout dans une perspective de réduction de la densité des populations.

Les conséquences évolutives de la chasse sélective sont encore plus difficiles à mettre en évidence en raison des longs délais de réponse que cela implique, mais le support théorique pour ces effets est suffisamment bien étoffé pour que nos mesures de gestion en tiennent compte (voir Fest-Bianchet, 2003).

À l'égard du virage vers l'aménagement écosystémique des ressources naturelles dans lequel s'est engagée la société québécoise, le développement de nouvelles mesures de gestion devrait s'inspirer des régimes de perturbations naturelles (prédation, mortalité naturelle). Gaillard *et al.* (1998) suggèrent que la mortalité naturelle touche principalement les juvéniles et les vieux individus. Nous n'avons toutefois qu'une connaissance limitée de ces régimes de perturbation pour appuyer nos décisions.

5.1 Avantages et désavantages de l'application des RTLB

5.1.1 Avantages des RTLB

Le premier avantage des RTLB consiste à augmenter l'âge moyen du segment mâle de la population. Le changement de l'âge moyen à lui seul n'est pas nécessairement un avantage, mais ce sont plutôt les effets positifs potentiels de ce changement sur les composantes biodémographiques de la population qui sont en cause (sections 1 et 2, boîte 2). Les principales composantes sont l'âge de la première reproduction, la survie des faons, le nombre de jeunes engendrés, la masse adulte et le rapport des sexes à la naissance. Les composantes biodémographiques chez le cerf ont évolué dans un contexte de prédation plus ou moins sélective, mais potentiellement différente de celle générée par la chasse sportive. Dans ces conditions, la chasse sportive (sélective) peut perturber les « mécanismes » dans lesquels ses composantes ont évolué. C'est pourquoi, si les RTLB permettent de se rapprocher d'une structure de population naturelle, elle peut devenir avantageuse par rapport à un autre mode de gestion. Les données empiriques sur la structure démographique de population non exploitée, mais soumise à la prédation, sont pratiquement absentes de la littérature scientifique, ce qui limite notre capacité à établir des objectifs fiables. Dans ce contexte, l'approche retenue devrait favoriser le maintien de la résilience des cerfs sur une base individuelle, c'est-à-dire de leur capacité de réponses adaptatives quant à des perturbations (Walker *et al.* 2004).

Le second avantage de mesures de RTLB consiste en l'amélioration de la qualité de chasse. Cette amélioration devrait se faire sentir sur le plan comportemental. Les mâles de plus de 1 an démontrent plus de comportements de « cour » durant le rut que les mâles de 1 an (Ozoga and Verme, 1985). Ce changement est généralement perçu de façon positive par les chasseurs (section 3.2.5, Miller and Marchinton, 1995). De plus, les chasseurs sportifs prisent généralement les plus gros cerfs (Festa-Bianchet, 2003) et les RTLB permettent une augmentation de la masse corporelle relativement à l'augmentation de l'âge des mâles dans la population (section 3).

5.1.2 Les désavantages possible des RTLB

Le premier désavantage de la mise en place des RTLB est la réduction possible du succès de chasse de l'ordre de 30 % pour les deux premières années (section 3 et 4). Il est possible qu'un nombre additionnel de CSB soit récolté, mais si un hiver rigoureux survient durant ces deux premières années, il sera probablement difficile pour le gestionnaire de délivrer des permis additionnels pour les CSB.

À plus long terme, certaines mesures de RTLB peuvent créer une sélection contre le phénotype sélectionné (sections 2.6 et 3.5). Puisque les restrictions sont liées à la taille des bois et que ce caractère sexuel secondaire fait l'objet d'une sélection sexuelle par les femelles, ces restrictions peuvent court-circuiter le processus de sélection naturelle, à moins qu'elles ne parviennent à imiter les effets de la prédation naturelle (Ditchkoff *et al.* 2001a). Les restrictions devraient donc être conçues de façon à permettre l'expression de ces caractères sexuels secondaires en évitant de cibler les individus avec les meilleures qualités phénotypiques. Par exemple, une restriction basée sur un minimum de deux pointes d'un côté (ou quatre au total) risque de cibler les mâles juvéniles dont les bois croissent rapidement et ainsi de favoriser ceux dont la croissance est plus lente.

5.2 Pistes de réflexion

5.2.1 Succès versus qualité de chasse

Le choix entre la qualité de chasse et le succès de chasse repose essentiellement sur un choix de valeur de la part des utilisateurs. Le compromis d'un moins grand succès de chasse risque d'être de 2 à 3 ans alors que les bénéfices potentiels quant à la masse corporelle des cerfs abattus et de la taille des bois doivent être pesés en considérant les effets de variations stochastiques dans les populations (par exemple une série d'hivers rigoureux).

5.2.2 Considérations évolutives et aménagement adaptatif

La principale constatation de ce rapport dans l'application des RTLB pour le gestionnaire peut se résumer à cette question : « Comment faire un compromis entre l'amélioration de la structure d'âge du segment mâle de la population sans éviter de mettre en place un règlement qui peut entraîner une sélection contre un phénotype particulier? » Cette question est particulièrement préoccupante dans le contexte où la sélection artificielle par la chasse pourrait court-circuiter les processus de sélection naturelle alors que nous n'avons que très peu de connaissances sur la structure démographique d'une population non exploitée par la chasse, mais soumise à la prédation naturelle.

Nous pouvons néanmoins appuyer le processus de prise de décision en établissant des hypothèses préalables à l'application de mesures de RTLB, en faisant des prédictions relatives à ces hypothèses puis en mettant en place un programme de suivi afin d'explorer ces prédictions et d'infirmer ou de confirmer les hypothèses de travail (Walters and Holling, 1990). Ces hypothèses et prédictions devraient notamment porter les effets de différents scénarios de RTLB sur :

- la proportion de mâles de 1 et 2 ans qui seront protégés par un scénario de RTLB sélectionnées (nombre de pointes ou taille des bois);

- la structure d'âge de la population (spécialement des mâles) afin de mesurer l'évolution de l'application des RTLB et permettre des ajustements;

- le taux de survie par classe démographique et le taux de reproduction;

le rapport des sexes chez les adultes; le rôle des composantes de l'équation 1 dans le développement phénotypique.

Si on veut réduire au minimum l'effet sélectif de la chasse, on devrait idéalement exploiter les mâles après qu'ils aient atteint l'âge de 3 à 4 ans. En effet, c'est à cet âge qu'ils ont complété leur développement phénotypique (section 2.2.1) et que leurs caractères sexuels secondaires leur permettent d'envoyer un message de qualité aux femelles (section 2.2.4). Puisque la taille des bois donne une meilleure indication de l'âge que le nombre de pointes, des restrictions basées sur ce type de paramètre offre un avantage sur le plan de la biologie bien qu'il soit plus difficile à appliquer par les chasseurs. Un autre moyen de réduire les effets de sélection occasionnés par la chasse, surtout dans les régions les plus au sud, là où l'hiver est plus tardif, serait de reporter la saison après le rut, au moment de l'année où la valeur reproductive de ces derniers est au plus bas (Kokko *et al.* 2001; Milner *et al.* 2007).

Nous commençons à peine à comprendre les mécanismes par lesquels la chasse sélective peut avoir des conséquences négatives sur les populations exploitées (Milner *et al.* 2007).

Pour assurer une gestion de qualité des populations de cerfs exploitées, il est nécessaire de posséder des connaissances plus précises sur la population, notamment en ce qui a trait à la structure d'âge attendue dans une population peu ou pas exploitée, mais soumise à la prédation comparativement à une population exploitée. Qui plus est, nous avons besoin de données sur l'effet de la récolte et de la prédation sur une base individuelle afin de mieux comprendre les conséquences de la récolte et de la prédation sur les composantes biodémographiques des cervidés (section 4.2.2, Harris *et al.* 2002; Festa-Bianchet, 2003; Milner *et al.* 2007). Ces connaissances s'intègrent dans un effort de recherche internationale destinée à améliorer notre compréhension des interactions prédateurs-proies afin d'appuyer les gestionnaires des ressources dans la prise de décision relative au prélèvement des espèces fauniques.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSSON, M. 1994. *Sexual selection*, Princeton University Press, New Jersey.
- ASHLEY, E. P., G. B. MCCULLOUGH and J. T. ROBINSON. 1998. "Morphological responses of white-tailed deer to a severe population reduction", *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1-5.
- BOUCHER, S., M. CRÊTE, J. P. OUELLET, C. DAIGLE et F. POTVIN. 2003. *Augmentation de la densité des populations de cerfs de Virginie (Odocoileus virginianus) au Québec : comparaison d'indices de condition physique*, Université du Québec à Rimouski, Rimouski.
- CAMPBELL, T. A., B. R. LASETER, W. M. FORD and K. V. MILLER. 2005. "Population characteristics of a central Appalachian white-tailed deer herd", *Wildlife Society Bulletin*, 33: 212-221.
- CAUGHLEY, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*, Wiley, London, New York.
- CHEVERUD, J. M. et A. J. MOORE. 1994. "Quantitative genetics and the role of the environment provided by relatives in behavioral evolution", p. 67-100 in C. R. B. BOAKE, ed., *Quantitative genetic studies of behavioural evolution*, University of Chicago press.
- CLUTTON-BROCK, T. H., S. D. ALBON et F. E. GUINNESS. 1982a. "Parental investment in male and female offspring in polygynous mammals", *Nature*, 289: 487-489.
- CLUTTON-BROCK, T. H., F. E. GUINNESS and S. D. ALBON. 1982b. *Red deer: behavior and ecology of two sexes*, University of Chicago Press, Chicago.
- COLTMAN, D. W., M. FESTA-BIANCHET, J. T. JORGENSEN and C. STROBECK. 2002. "Age-dependent sexual selection in bighorn rams", *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 269: 165-172.
- COLTMAN, D. W., P. O'DONOGHUE, J. T. JORGENSEN, J. T. HOGG, C. STROBECK and M. FESTA-BIANCHET. 2003. "Undesirable evolutionary consequences of trophy hunting", *Nature*, 426: 655-658.
- CÔTÉ, S. D. and M. FESTA-BIANCHET. 2001a. "Birthdate, mass and survival in mountain goats kids: the effects of maternal characteristics and forage quality", *Oecologia*, 127: 230-238.
- CÔTÉ, S. D. and M. FESTA-BIANCHET. 2001b. "Reproductive success in female mountain goats: the influence of maternal age and social rank", *Animal Behaviour*, 62: 173-181.
- CÔTÉ, S. D., T. P. ROONEY, J.-P. TREMBLAY, C. DUSSAULT and D. M. WALLER. 2004. "Ecological impacts of deer overabundance", *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 113-147.
- DELGIUDICE, G. D., J. FIEBERG, M. R. RIGGS, M. C. POWELL and W. PAN. 2006. "A long-term age-specific survival analysis of female white-tailed deer", *Journal of Wildlife Management*, 70: 1556-1568.

- DELGIUDICE, G. D., M. S. LENARZ and M. C. POWELL. 2007. "Age-specific fertility and fecundity in northern free-ranging white-tailed deer: Evidence for reproductive senescence?", *Journal of Mammalogy*, 88: 427-435.
- DELGIUDICE, G. D., M. R. RIGGS, P. JOLY and W. PAN. 2002. "Winter severity, survival, and cause-specific mortality of female white-tailed deer in north-central Minnesota", *Journal of Wildlife Management*, 66: 698-717.
- DEMARAIS, S., K. V. MILLER and H. A. JACOBSON. 2000. "White-tailed deer", p. 601-628 in S. DEMARAIS and P. R. KRAUSMAN, ed., *Ecology and management of large mammals in North America*, Charles E. STEWART, Jr., Upper Saddle River, New Jersey.
- DEYOUNG, C. A. 1989. "Mortality of Adult Male White-Tailed Deer in South Texas", *Journal of Wildlife Management*, 53: 513-518.
- DEYOUNG, R. W., S. DEMARAIS, R. A. GONZALES, R. L. HONEYCUTT and K. L. GEE. 2002. "Multiple paternity in white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) revealed by DNA microsatellites", *Journal of Mammalogy*, 83: 884-892.
- DEYOUNG, R. W., S. DEMARAIS, R. L. HONEYCUTT, K. L. GEE and R. A. GONZALES. 2006. "Social dominance and male breeding success in captive white-tailed deer", *Wildlife Society Bulletin*, 34: 131-136.
- DITCHKOFF, S. S., R. L. LOCHMILLER, R. E. MASTERS, S. R. HOOFER and R. A. VAN DEN BUSSCHE. 2001a. "Major-histocompatibility-complex-associated variation in secondary sexual traits of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*): Evidence for good-genes advertisement", *Evolution*, 55: 616-625.
- DITCHKOFF, S. S., E. R. WELCH, R. L. LOCHMILLER, R. E. MASTERS and W. R. STARRY. 2001b. "Age-specific causes of mortality among male white-tailed deer support mate-competition theory", *Journal of Wildlife Management*, 65: 552-559.
- DUMONT, A., M. CRÊTE, J.-P. OUELLET, J. HUOT and J. LAMOUREUX. 2000. "Population dynamics of northern white-tailed deer during mild winters: evidence of regulation by food competition", *Canadian Journal of Zoology*, 78: 764-776.
- FAIRBANKS, W. S. 1993. "Birthdate, birthweight, and survival in pronghorn fawns", *Journal of Mammalogy*, 74: 129-135.
- FESTA-BIANCHET, M. 2003. "Exploitative wildlife management as a selective pressure for the life-history evolution of large mammals", p. 191-207 in M. FESTA-BIANCHET and M. APPOLONIO, ed., *Animal behavior and wildlife conservation*, Island Press, Washington, DC.
- FESTA-BIANCHET, M., J. M. GAILLARD and S. D. CÔTÉ. 2003. "Variable age structure and apparent density dependence in survival of adult ungulates", *Journal of animal ecology*, 72: 640-649.
- FESTA-BIANCHET, M., J. T. JORGENSEN, C. H. BÉRUBÉ, C. PORTIER and W. D. WISHART. 1997. "Body mass and survival of bighorn sheep", *Canadian Journal of Zoology*, 75: 1372-1379.
- GAILLARD, J. M., M. FESTA-BIANCHET, N. G. YOCCOZ, A. LOISON and C. TOIGO. 2000. "Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores", *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31: 367-393.

- GAILLARD, J. M., M. FESTA-BIANCHET and N. G. YOCCOZ. 1998a. "Population dynamics of large herbivores—variable recruitment with constant adult survival", *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 58-63.
- GAILLARD, J. M., O. LIBERG, R. ANDERSEN, A. J. M. HEWISON and G. CEDERLUND. 1998b. "Population dynamics of roe deer", p. 309-336 in R. ANDERSEN, P. DUNCAN and J. D. C. LINNELL, ed., *The european roe deer: The biology of success*, Scandinavian University Press, Oslo.
- GARROWAY, C. J. and H. G. BRODERS. 2007. "Adjustment of reproductive investment and offspring sex ratio in white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in relation to winter severity", *Journal of Mammalogy*, 88: 1305-1311.
- GOUDREAULT, F. 1978. « Reproduction et dynamique de la population de cerf de Virginie de l'Île d'Anticosti », Dans M. MORASSE et M. LÉPINE, éditeurs. Atelier 1978 sur le cerf de Virginie. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la recherche faunique.
- GREEN, W. C. H. and A. ROTHSTEIN. 1993. "Persistent influences of birth date on dominance, growth and reproductive success in bison", *Journal of Zoology*, 230: 177-186.
- GRUVER, B. J., D. C. GUYNN and H. A. JACOBSON. 1984. "Simulated effects of harvest Strategy on reproduction in white-tailed deer", *Journal of Wildlife Management*, 48: 535-541.
- HARRIS, R. B., W. A. WALL and F. W. ALLENDORF. 2002. "Genetic consequences of hunting: What do we know and what should we do?", *Wildlife Society Bulletin*, 30: 634-643.
- HESELTON, W. T. and L. W. JACKSON. 1974. "Reproductive rates of white-tailed deer in New York state", *New-York Fish and Game Journal*, 21: 135-152.
- HOGG, J. T. and S. H. FORBES. 1997. "Mating in bighorn sheep: frequent male reproduction via a high-risk 'unconventional' tactic", *Behavioral Ecology Sociobiology*, 41: 33-48.
- HOLAND, Å., R. WELADJI, K. RØD, H. ØSTEIN, J. KUMPULA, J. M. GAILLARD, M. SMITH and M. NIEMINEN. 2006. "Male age structure influences females' mass change during rut in a polygynous ungulate: the reindeer (*Rangifer tarandus*)", *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 59: 682-688.
- HUOT, M., G. LAMONTAGNE, F. GOUDREAULT et V. BUJOLD. 2002. *Plan de gestion du cerf de Virginie au Québec, 2002-2008*, Société de la faune et des parcs du Québec, Québec.
- JEWELI, P. A. 1997. "Survival and behaviour of castrated Soay sheep (*Ovis aries*) in a feral island population on Hirta, St. Kilda", *Journal of Zoology*, 243: 623-636.
- JORGENSEN, J. T., M. FESTA-BIANCHET, J.-M. GAILLARD and W. D. WISHART. 1997. "Effects of age, sex, disease, and density on survival of bighorn sheep", *Ecology*, 78: 1019-1032.
- KNOX, W. M., K. V. MILLER and R. L. MARCHINTON. 1988. "Recurrent oestrous cycles in white-tailed deer", *Journal of Mammalogy*, 69: 384-386.

- KOKKO, H., J. LINDSTRÖM and K. EKVALL. 2001. "Life histories and sustainable harvesting", p 301-322 in J. D. REYNOLDS, G. M. MACE, K. H. REDFORD and J. G. ROBINSON, ed., *Conservation of exploited species*, Cambridge University Press, Cambridge.
- KRUUK, L. E. B., T. H. CLUTTON-BROCK, K. E. ROSE and F. E. GUINNESS. 1999. "Early determinants of lifetime reproductive success differ between the sexes in red deer", *Proceedings of the Royal Society of London — Series B: Biological Sciences*, 266: 1655-1661.
- KRUUK, L. E. B., J. SLATE, J. M. PEMBERTON, S. BROTHERSTONE, F. E. GUINNESS and T.H. CLUTTON-BROCK. 2002. "Antler size in red deer: Heritability and selection but no evolution", *Evolution*, 56: 1683-1695.
- LAMOUREUX, J., M. CRÊTE et M. BÉLANGER. 1999. *Impacts de la réouverture de la chasse sur le taux de survie des cerfs dans le Bas-Saint-Laurent entre 1996 et 1998*, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Service de la faune terrestre, Société de la faune et des parcs du Québec.
- LESAGE, L., M. CRÊTE, J. HUOT and J.-P. OUELLET. 2001. "Evidence for a trade-off between growth and body reserves in northern white-tailed deer", *Oecologia*, 126: 30-41.
- LUKEFAHR, S. D. and H. A. JACOBSON. 1998. "Variance component analysis and heritability of antler traits in white-tailed deer", *Journal of Wildlife Management*, 62: 262-268.
- LUMMAA, V. and T. H. CLUTTON-BROCK. 2002. "Early development, survival and reproduction in humans", *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 141-147.
- MARCHINTON, R. L. and D. H. HIRTH. 1984. "Behavior", p. 129-168 in L. K. HALLS, ed., *White-tailed deer: Ecology and management*, Stackpole Books, Harrisburg, PA.
- MCCABE, R. E. and T. R. MCCABE. 1984. "Of slings and arrows: A historical retrospection", p. 19-72 in L. K. HALLS, ed., *White-tailed deer: Ecology and management*, Stackpole Books, Harrisburg, PA.
- MCCULLOUGH, D. R. 1979. *The George Reserve Deer Herd*, Michigan University Press, Ann Arbor, MI, USA.
- MCELLIGOTT, A. G., R. ALTWEGG and T. J. HAYDEN. 2002. "Age-specific survival and reproductive probabilities: evidence for senescence in male fallow deer (*Dama dama*)", *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 269: 1129-1137.
- MCELLIGOTT, A. G., M. P. GAMMELL, H. C. HARTY, D. R. PAINI, D. T. MURPHY, J. T. WALSH and T. J. HAYDEN. 2001. "Sexual size dimorphism in fallow deer (*Dama dama*): Do larger, heavier males gain greater mating success?", *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 49: 266-272.
- MILLER, K. V. et R. L. MARCHINTON. 1995. *Quality whitetails: The why and how of Quality Deer Management*, Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- MILLER, K. V., L. I. MULLER and S. DEMARAIS. 2003. "White-tailed deer", p. 906-930 in G. A. FELDHAMER, B. C. THOMPSON and J. A. CHAPMAN, ed., *Wild mammals of North America*, Johns Hopkins University press, Baltimore, Md.

- MILNER, J. M., E. B. NILSEN and H. P. ANDREASSEN. 2007. "Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores", *Conservation Biology*, 21: 36-47.
- OZOGA, J. J. and L. J. VERME. 1985. "Comparative breeding behavior and performance of yearling vs. prime-age white-tailed bucks", *Journal of Wildlife Management*, 49: 364-371.
- OZOGA, J. J. and L. J. VERME. 1986. "Relation of maternal age to fawn-rearing success in white-tailed deer", *Journal of Wildlife Management*, 50: 480-486.
- PELLETIER, F. and M. FESTA-BIANCHET. 2006. "Sexual selection and social rank in bighorn rams", *Animal Behaviour*, 71: 649-655.
- PELLETIER, F., J. T. HOGG and M. FESTA-BIANCHET. 2006. "Male mating effort in a polygynous ungulate", *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 60: 645-654.
- POTVIN, F., P. BEAUPRÉ and G. LAPRISE. 2003. "The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti island, Québec: a 150 year process", *Ecoscience*, 10: 487-495.
- PRESTON, B. T., I. R. STEVENSON, J. M. PEMBERTON, D. W. COLTMAN and K. WILSON. 2003. "Overt and covert competition in a promiscuous mammal: the importance of weaponry and testes size to male reproductive success", *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 270: 633-640.
- PROAKTOR, G., T. COULSON and E. J. MILNER-GULLAND. 2007. "Evolutionary responses to harvesting in ungulates", *Journal of animal ecology*, 76: 669-678.
- ROBBINS, C. T. 1993. *Wildlife feeding and nutrition*, Second edition, Academic Press, San Diego.
- ROSEBERRY, J. L. and A. WOOLF. 1991. "A comparative evaluation of techniques for analyzing white-tailed deer harvest data", *Wildlife Monographs*, 1-59.
- SÆTHER, B. E., E. J. SOLBERG and M. HEIM. 2003. "Effects of altering sex ratio structure on the demography of an isolated moose population", *Journal of Wildlife Management*, 67: 455-466.
- SÆTHER, B. E., E. J. SOLBERG, M. HEIM, J. E. STACY, K. S. JAKOBSEN and R. OLSTAD. 2004. "Offspring sex ratio in moose *Alces alces* in relation to paternal age: an experiment", *Wildlife Biology*, 10: 51-57.
- SAMS, M. G., R. L. LOCHMILLER, J. C. W. QUALLS, D. M. LESLIE and M. E. PAYTON. 1996. "Physiological correlates of neonatal mortality in an overpopulated herd of white-tailed deer", *Journal of Mammalogy*, 77: 179-190.
- SAMS, M. G., R. L. LOCHMILLER, E. C. HELLGREN, M. E. PAYTON and L. W. VARNER. 1995. "Physiological responses of neonatal white-tailed deer reflective of maternal dietary protein intake", *Canadian Journal of Zoology*, 73: 1928-1936.
- SORIN, A. B. 2004. "Paternity assignment for white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*): Mating across age classes and multiple paternity", *Journal of Mammalogy*, 85: 356-362.
- STRICKLAND, B. K. and S. DEMARAIS. 2000. "Age and regional differences in antlers and mass of white-tailed deer", *Journal of Wildlife Management*, 64: 903-911.

- STRICKLAND, B. K., S. DEMARAIS, L. E. CASTLE, J. W. LIPE, W. H. LUNCEFORD, H. A. JACOBSON, D. FRELS and K. V. MILLER. 2001. "Effects of selective-harvest strategies on white-tailed deer antler size", *Wildlife Society Bulletin*, 29: 509-520.
- TAILLON, J., D. G. SAUVÉ and S. D. CÔTÉ. 2006. "The effects of decreasing winter diet quality on foraging behavior and life-history traits of white-tailed deer fawns", *Journal of Wildlife Management*, 70: 1445-1454.
- TERRIEN, J.-F., S. D. CÔTÉ, M. FESTA-BIANCHET and J.-P. OUELLET. 2008. "Maternal care in white-tailed deer: trade-off between maintenance and reproduction under food restriction", *Animal Behaviour*, 75: 235-243.
- TOWNSEND, T. W. and E. D. BAILEY. 1981. "Effects of age, sex and weight on social rank in penned white-tailed deer", *American Midland Naturalist*, 106: 92-101.
- TREMBLAY, J.-P., J. HUOT and F. POTVIN. 2006. "Divergent nonlinear responses of the boreal forest field layer along an experimental gradient of deer densities", *Oecologia*, 150: 78-88.
- VERME, L. J. 1989. "Maternal investment in white-tailed deer", *Journal of Mammalogy*, 70: 438-442.
- VERME, L. J., J. J. OZOGA and J. T. NELLIST. 1987. "Induced early estrus in penned white-tailed deer does", *Journal of Wildlife Management*, 51: 54-56.
- VERME, L. J. and D. E. ULREY. 1984. "Physiology and nutrition", p. 91-118 in L. K. HALLS, ed., *White-tailed deer: Ecology and management*, Stackpole Books, Harrisburg, PA.
- WALKER, B. H., C. S. HOLLING, S. R. CARPENTER and A. KINZIG. 2004. "Resilience, adaptability and transformability in social—ecological systems", *Ecology and Society*, [en ligne]. [<http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5>]
- WALTERS, C. J. and C. S. HOLLING. 1990. "Large-scale management experiments and learning by doing", *Ecology*, 71: 2060-2068.
- WEBB, S. L., D. G. HEWITT and M. W. HELICKSON. 2007. "Survival and cause-specific mortality of mature male white-tailed deer", *Journal of Wildlife Management*, 71: 555-558.
- WHITLAW, H. A., W. B. BALLARD, D. L. SABINE, S. J. YOUNG, R. A. JENKINS and G. J. FORBES. 1998. "Survival and cause-specific mortality rates of adult white-tailed deer in New Brunswick", *Journal of Wildlife Management*, 62: 1335-1341.
- WILLIAMS, J. D., W. F. KRUEGER and D. H. HARMEL. 1994. "Heritabilities for antler characteristics and body-weight in yearling white-tailed deer", *Heredity*, 73: 78-83.
- WOLF, J. B., E. D. BRODIE, J. M. CHEVERUD, A. J. MOORE and M. J. WADE. 1998. "Evolutionary consequences of indirect genetic effects", *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 64-69.
- XIE, J. L., H. R. HILL, S. R. WINTERSTEIN, H. CAMPA, R. V. DOEPKER, T. R. VAN DEELEN and J. G. LIU. 1999. "White-tailed deer management options model (DeerMOM): design, quantification, and application", *Ecological Modelling*, 124: 121-130.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Questions adressées aux représentants des différentes entités administratives sur les mesures de RTLB qu'ils ont mises en œuvre

- Did you implement antler restrictions in answer to a request from the hunter community or based on biological considerations? If so, what is or are the restrictions? What were your management goals when you implemented the antler restrictions?
- Do you have hunting statistics such as the number of animals killed per sex and age classes, hunting success before and after antler restrictions, etc.? If so, are they available in a summary report?
- Do you have information about population structure (age classes, sex ratio, number of fawns per 100 does) before and after the implementation of the antler restrictions? If so, are they available in a summary report? Do you have any indication for a threshold over which an unbalanced sex-ratio toward females would lead to a reduction in the reproductive success of does? Did the age structure of male population changed according to your predictions following the application of the antler restrictions?
- Do you have any concern (or indication) that such regulation may create a selection against the phenotype described in your regulation?

ANNEXE 2: Valeurs utilisées pour les paramètres de simulation et rapports détaillés des modèles sans RTLb, avec RTLb et avec RTLb+ pour les zones de chasse 4, 5 et 6

- Les paramètres « taux de survie » et « recrutement » sont les mêmes pour tous les modèles, peu importe la zone.
- Le paramètre « population initiale » est différent pour chaque zone de chasse, mais reste le même dans le modèle avec ou sans RTLb.
- Le paramètre « mortalité par la chasse » est différent pour toutes les zones et tous les modèles.

Survie zones 4, 5 et 6 — modèles sans RTLB, avec RTLB et avec RTLB+

Individual Survival

Individual Survival Rates

Survival Rates | Std Err | Carrying Capacity | Shape Factor (KS)

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.440	0.440		
1	0.800	0.820		
2	0.850	0.880	0.880	0.880
3	0.850	0.880	0.880	0.880
4	0.850	0.880	0.880	0.880
5	0.850	0.880	0.880	0.880
6	0.850	0.880	0.880	0.880
7	0.850	0.880	0.880	0.880
8	0.800	0.850	0.850	0.850
9	0.800	0.850	0.850	0.850
10	0.800	0.850	0.850	0.850
11	0.800	0.850	0.850	0.850
12	0.000	0.850	0.850	0.850
13	0.000	0.850	0.850	0.850
14	0.000	0.850	0.850	0.850
15	0.000	0.850	0.850	0.850
16	0.000	0.850	0.850	0.850

Import...
Export...
Strata...

OK

Individual Survival

Individual Survival Rates

Survival Rates | Std Err | Carrying Capacity | Shape Factor (KS)

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.055	0.055		
1	0.101	0.055		
2	0.101	0.055	0.055	0.055
3	0.101	0.055	0.055	0.055
4	0.101	0.055	0.055	0.055
5	0.101	0.055	0.055	0.055
6	0.101	0.055	0.055	0.055
7	0.101	0.055	0.055	0.055
8	0.101	0.055	0.055	0.055
9	0.101	0.055	0.055	0.055
10	0.101	0.055	0.055	0.055
11	0.101	0.055	0.055	0.055
12	0.101	0.055	0.055	0.055
13	0.101	0.055	0.055	0.055
14	0.101	0.055	0.055	0.055
15	0.101	0.055	0.055	0.055
16	0.000	0.000	0.000	0.000

Import...
Export...
Strata...

OK

Recrutement zones 4, 5 et 6 — modèles sans RTLb, avec RTLb et avec RTLb+

Recruitment

Recruitment By Age

Age	Prob. with 1	Prob. with 2	Mean Litter Size	Propn. with Litters
2	0.780	0.220	1.220	0.810
3	0.380	0.620	1.620	0.850
4	0.380	0.620	1.620	0.850
5	0.380	0.620	1.620	0.850
6	0.380	0.620	1.620	0.850
7	0.380	0.620	1.620	0.850
8	0.380	0.620	1.620	0.850
9	0.380	0.620	1.620	0.850
10	0.380	0.620	1.620	0.850
11	0.380	0.620	1.620	0.850
12	0.380	0.620	1.620	0.850
13	0.380	0.620	1.620	0.850
14	0.380	0.620	1.620	0.850
15	0.380	0.620	1.620	0.850
16	0.380	0.620	1.620	0.850

Import...
Export...
Strata...

Propn. Males at Birth: 0.5 SE: 0 OK

Recruitment

Recruitment By Age

Age	Mean Litter Size	Propn. with Litters
2	0.032	0.022
3	0.022	0.013
4	0.022	0.013
5	0.022	0.013
6	0.022	0.013
7	0.022	0.013
8	0.022	0.013
9	0.022	0.013
10	0.022	0.013
11	0.022	0.013
12	0.022	0.013
13	0.022	0.013
14	0.022	0.013
15	0.022	0.013
16	0.022	0.013

Import...
Export...
Strata...

Propn. Males at Birth: 0.5 SE: 0 OK

Population initiale zone 4 — modèles sans RTLB, avec RTLB et avec RTLB+

Initial Population

Total Initial Population: Value: Parm. SE:

The population exceeds criteria when it reaches Below

☐ Number: ☒ Proportion of the initial size:

Population Indicator: ☒ Mean ☐ Median %ile:

☒ Terminate runs exceeding criteria

Relative Distribution

Age	Males	Females unenc.		Fem w/1 age0
0	8439.025	8439.025		
1	4858.467	5101.391		
2	1535.903	781.665	2599.241	733.119
3	807.132	296.210	637.838	1040.684
4	368.303	250.368	539.125	879.625
5	94.035	215.105	463.192	755.735
6	86.199	239.789	516.345	842.458
7	31.345	229.210	493.565	426.331
8	23.509	158.684	341.699	557.509
9	15.672	102.263	220.206	359.284
10	7.836	137.526	296.139	483.175
11	7.836	172.789	372.072	607.065
12	0.000	91.684	197.426	322.116
13	0.000	112.842	242.986	396.451
14	0.000	45.842	98.713	161.058
15	0.000	45.842	98.713	161.058
16	0.000	45.842	98.713	161.058

Sample Size:

☒ Stop the simulation if population reaches upper limit: times its initial size.

☐ Start with the stable age distribution

Buttons: Import... Export... Normalize Stable Age Batch... OK

Population initiale zone 5 — modèles sans RTLB, avec RTLB et avec RTLB+

Initial Population

Total Initial Population: Value: 19000 Parm. SE: 3338

Population Indicator:
☒ Mean
☐ Median %ile: 95

The population exceeds criteria when it reaches: Below

☐ Number: 7500 ☒ Proportion of the initial size: 0

☒ Terminate runs exceeding criteria

Relative Distribution

Age	Males	Females unenc.		Fem w/1 age0
0	3866.000	3866.000		
1	2225.769	2337.057		
2	703.630	263.861	599.719	1021.143
3	369.765	54.280	170.077	680.310
4	168.728	45.880	143.756	575.024
5	43.079	39.418	123.509	494.035
6	39.489	43.941	137.682	550.727
7	14.360	42.002	131.608	526.430
8	10.770	29.079	91.113	364.452
9	7.180	18.740	58.717	234.869
10	3.590	25.201	78.965	315.858
11	3.590	31.663	99.212	396.847
12	0.000	16.801	52.643	210.572
13	0.000	20.678	64.791	259.166
14	0.000	8.400	26.322	105.286
15	0.000	8.400	26.322	105.286
16	0.000	8.400	26.322	105.286

Sample Size: 100

☒ Stop the simulation if population reaches upper limit: 100 times its initial size.
☐ Start with the stable age distribution

Import...
 Export...
 Normalize
 Stable Age
 Batch...

OK

Population initiale zone 6 — modèles sans RTLB, avec RTLB et avec RTLB+

Initial Population

Value: 34000 Parm. SE: 3000

Total Initial Population: 34000

The population exceeds criteria when it reaches: Below

☐ Number: 7500
 ☒ Proportion of the initial size: 0

Population Indicator:

☒ Mean

☐ Median %ile: 95

☒ Terminate runs exceeding criteria

Relative Distribution

Age	Males..	Females unenc.		
0	6502.475	6502.475		
1	3743.568	3930.746		
2	1183.450	443.794	1008.680	1717.482
3	621.915	91.295	286.057	1144.228
4	283.787	77.166	241.786	967.145
5	72.456	66.297	207.732	830.927
6	66.418	73.905	231.570	926.279
7	24.152	70.645	221.354	885.414
8	18.114	48.908	153.245	612.979
9	12.076	31.518	98.758	395.031
10	6.038	42.387	132.812	531.248
11	6.038	53.255	166.867	667.466
12	0.000	28.258	88.541	354.166
13	0.000	34.779	108.974	435.896
14	0.000	14.129	44.271	177.083
15	0.000	14.129	44.271	177.083
16	0.000	14.129	44.271	177.083

Sample Size: 100

☒ Stop the simulation if population reaches upper limit: 100 times its initial size.

☐ Start with the stable age distribution

OK

Import...

 Export...

 Normalize

 Stable Age

 Batch...

Mortalité par la chasse zone 4, modèle sans RTLB

Hunting Mortality

Mortality Level

☒ Phased in/out Quota Duration: 5 ☐ Automatic ☒ Manual Set

Init Mean: Final Mean: Parm. SE:

Number of Animals: 0 0 50

Proportion of Initial Population: 0 0 0

Proportion of Censused Population: 0 0 0

Relative Selectivity/Vulnerability

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.140	0.140		
1	0.400	0.200		
2	0.400	0.200	0.200	0.200
3	0.400	0.200	0.200	0.200
4	0.400	0.200	0.200	0.200
5	0.400	0.200	0.200	0.200
6	0.400	0.200	0.200	0.200
7	0.400	0.200	0.200	0.200
8	0.400	0.200	0.200	0.200
9	0.400	0.200	0.200	0.200
10	0.400	0.200	0.200	0.200
11	0.400	0.200	0.200	0.200
12	0.000	0.200	0.200	0.200
13	0.000	0.200	0.200	0.200
14	0.000	0.200	0.200	0.200
15	0.000	0.200	0.200	0.200
16	0.000	0.200	0.200	0.200

Sample Size: 100 ☐ Unselective Harvest ☐ Sex Selective Harvest
End runs with unfilled harv

OK

Phased In Quota

SimYear	Quota
1	9413.000
2	6929.000
3	7820.000
4	7560.000
5	8264.000

Reset OK

Mortalité par la chasse zone 4, modèle avec RTLB (récolte ajustée)

Hunting Mortality

Mortality Level

☒ Phased in/out Quota Duration: 5 ☐ Automatic ☒ Manual Set

Init Mean: Final Mean: Parm. SE:

Number of Animals: 0 0 50

Proportion of Initial Population: 0 0 0

Proportion of Censused Population: 0 0 0

Relative Selectivity/Vulnerability

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.140	0.140		
1	0.000	0.200		
2	0.200	0.200	0.200	0.200
3	0.400	0.200	0.200	0.200
4	0.400	0.200	0.200	0.200
5	0.400	0.200	0.200	0.200
6	0.400	0.200	0.200	0.200
7	0.400	0.200	0.200	0.200
8	0.400	0.200	0.200	0.200
9	0.400	0.200	0.200	0.200
10	0.400	0.200	0.200	0.200
11	0.400	0.200	0.200	0.200
12	0.000	0.200	0.200	0.200
13	0.000	0.200	0.200	0.200
14	0.000	0.200	0.200	0.200
15	0.000	0.200	0.200	0.200
16	0.000	0.200	0.200	0.200

Sample Size: 100 ☐ Unselective Harvest ☐ Sex Selective Harvest
End runs with unfilled harv

OK

Phased In Quota

SimYear	Quota
1	8500.000
2	6000.000
3	7000.000
4	7560.000
5	8264.000

Reset OK

Mortalité par la chasse zone 4, modèle avec RTLB+

Hunting Mortality

Mortality Level

☒ Phased in/out Quota Duration: 5 ☐ Automatic ☒ Manual

☒ Number of Animals: Init Mean: Final Mean: Parm. SE:

☐ Proportion of Initial Population: 0 0 0

☐ Proportion of Censused Population: 0 0 0

Relative Selectivity/Vulnerability

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.140	0.140		
1	0.000	0.200		
2	0.200	0.200	0.200	0.200
3	0.400	0.200	0.200	0.200
4	0.400	0.200	0.200	0.200
5	0.400	0.200	0.200	0.200
6	0.400	0.200	0.200	0.200
7	0.400	0.200	0.200	0.200
8	0.400	0.200	0.200	0.200
9	0.400	0.200	0.200	0.200
10	0.400	0.200	0.200	0.200
11	0.400	0.200	0.200	0.200
12	0.000	0.200	0.200	0.200
13	0.000	0.200	0.200	0.200
14	0.000	0.200	0.200	0.200
15	0.000	0.200	0.200	0.200
16	0.000	0.200	0.200	0.200

Sample Size: 100 ☐ Unselective Harvest ☐ Sex Selective Harvest
☐ End runs with unfilled harv

Phased In Quota

SimYear	Quota
1	9413.000
2	6929.000
3	7820.000
4	7560.000
5	8264.000

Mortalité par la chasse zone 5, modèle sans RTLB

Hunting Mortality

Mortality Level

☒ Phased in/out Quota Duration: 7 ☐ Automatic ☒ Manual

☒ Number of Animals: Init Mean: Final Mean: Parm. SE:

☐ Proportion of Initial Population: 0 0 0

☐ Proportion of Censused Population: 0 0 0

Relative Selectivity/Vulnerability

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.140	0.140		
1	0.400	0.200		
2	0.400	0.200	0.200	0.200
3	0.400	0.200	0.200	0.200
4	0.400	0.200	0.200	0.200
5	0.400	0.200	0.200	0.200
6	0.400	0.200	0.200	0.200
7	0.400	0.200	0.200	0.200
8	0.400	0.200	0.200	0.200
9	0.400	0.200	0.200	0.200
10	0.400	0.200	0.200	0.200
11	0.400	0.200	0.200	0.200
12	0.000	0.200	0.200	0.200
13	0.000	0.200	0.200	0.200
14	0.000	0.200	0.200	0.200
15	0.000	0.200	0.200	0.200
16	0.000	0.200	0.200	0.200

Sample Size: 100 ☐ Unselective Harvest ☐ Sex Selective Harvest
☐ End runs with unfilled harv

Phased In Quota

SimYear	Quota
1	3121.000
2	3845.000
3	4234.000
4	3937.000
5	4138.000
6	4941.000
7	5251.000

Mortalité par la chasse zone 5, modèle avec RTLB (récolte ajustée)

Hunting Mortality

Mortality Level

☒ Phased in/out Quota Duration: 7 ☐ Automatic ☒ Manual Set

Init Mean: Final Mean: Parm. SE:

☒ Number of Animals: 0 0 50

☐ Proportion of Initial Population: 0 0 0

☐ Proportion of Censused Population: 0 0 0

Relative Selectivity/Vulnerability

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.140	0.140		
1	0.000	0.200		
2	0.200	0.200	0.200	0.200
3	0.400	0.200	0.200	0.200
4	0.400	0.200	0.200	0.200
5	0.400	0.200	0.200	0.200
6	0.400	0.200	0.200	0.200
7	0.400	0.200	0.200	0.200
8	0.400	0.200	0.200	0.200
9	0.400	0.200	0.200	0.200
10	0.400	0.200	0.200	0.200
11	0.400	0.200	0.200	0.200
12	0.000	0.200	0.200	0.200
13	0.000	0.200	0.200	0.200
14	0.000	0.200	0.200	0.200
15	0.000	0.200	0.200	0.200
16	0.000	0.200	0.200	0.200

Sample Size: 100 ☐ Unselective Harvest ☐ Sex Selective Harvest
End runs with unfilled harv

OK

Phased In Quota

SimYear	Quota
1	2000.000
2	2500.000
3	3500.000
4	4000.000
5	4000.000
6	5000.000
7	5250.000

Reset OK

Mortalité par la chasse zone 5, modèle avec RTLB+

Hunting Mortality

Mortality Level

☒ Phased in/out Quota Duration: 7 ☐ Automatic ☒ Manual Set

Init Mean: Final Mean: Parm. SE:

☒ Number of Animals: 0 0 50

☐ Proportion of Initial Population: 0 0 0

☐ Proportion of Censused Population: 0 0 0

Relative Selectivity/Vulnerability

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.140	0.140		
1	0.000	0.200		
2	0.200	0.200	0.200	0.200
3	0.400	0.200	0.200	0.200
4	0.400	0.200	0.200	0.200
5	0.400	0.200	0.200	0.200
6	0.400	0.200	0.200	0.200
7	0.400	0.200	0.200	0.200
8	0.400	0.200	0.200	0.200
9	0.400	0.200	0.200	0.200
10	0.400	0.200	0.200	0.200
11	0.400	0.200	0.200	0.200
12	0.000	0.200	0.200	0.200
13	0.000	0.200	0.200	0.200
14	0.000	0.200	0.200	0.200
15	0.000	0.200	0.200	0.200
16	0.000	0.200	0.200	0.200

Sample Size: 100 ☐ Unselective Harvest ☐ Sex Selective Harvest
End runs with unfilled harv

OK

Phased In Quota

SimYear	Quota
1	3121.000
2	3845.000
3	4234.000
4	3937.000
5	4138.000
6	4941.000
7	5251.000

Reset OK

Mortalité par la chasse zone 6, modèle sans RTLB

Hunting Mortality

Mortality Level

☒ Phased in/out Quota Duration: 5 ☐ Automatic ☒ Manual

☒ Number of Animals: Init Mean: 0 Final Mean: 0 Parm. SE: 50
☐ Proportion of Initial Population: 0 0 0
☐ Proportion of Censused Population: 0 0 0

Relative Selectivity/Vulnerability

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.140	0.140		
1	0.400	0.200		
2	0.400	0.200	0.200	0.200
3	0.400	0.200	0.200	0.200
4	0.400	0.200	0.200	0.200
5	0.400	0.200	0.200	0.200
6	0.400	0.200	0.200	0.200
7	0.400	0.200	0.200	0.200
8	0.400	0.200	0.200	0.200
9	0.400	0.200	0.200	0.200
10	0.400	0.200	0.200	0.200
11	0.400	0.200	0.200	0.200
12	0.000	0.200	0.200	0.200
13	0.000	0.200	0.200	0.200
14	0.000	0.200	0.200	0.200
15	0.000	0.200	0.200	0.200
16	0.000	0.200	0.200	0.200

Sample Size: 100 ☐ Unselective Harvest ☐ Sex Selective Harvest
 End runs with unfilled harv

Phased In Quota

SimYear	Quota
1	7289.000
2	8320.000
3	8961.000
4	8595.000
5	9174.000

Mortalité par la chasse zone 6, modèle avec RTLB (récolte ajustée)

Hunting Mortality

Mortality Level

☒ Phased in/out Quota Duration: 5 ☐ Automatic ☒ Manual

☒ Number of Animals: Init Mean: 0 Final Mean: 0 Parm. SE: 50
☐ Proportion of Initial Population: 0 0 0
☐ Proportion of Censused Population: 0 0 0

Relative Selectivity/Vulnerability

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.140	0.140		
1	0.000	0.200		
2	0.200	0.200	0.200	0.200
3	0.400	0.200	0.200	0.200
4	0.400	0.200	0.200	0.200
5	0.400	0.200	0.200	0.200
6	0.400	0.200	0.200	0.200
7	0.400	0.200	0.200	0.200
8	0.400	0.200	0.200	0.200
9	0.400	0.200	0.200	0.200
10	0.400	0.200	0.200	0.200
11	0.400	0.200	0.200	0.200
12	0.000	0.200	0.200	0.200
13	0.000	0.200	0.200	0.200
14	0.000	0.200	0.200	0.200
15	0.000	0.200	0.200	0.200
16	0.000	0.200	0.200	0.200

Sample Size: 100 ☐ Unselective Harvest ☐ Sex Selective Harvest
 End runs with unfilled harv

Phased In Quota

SimYear	Quota
1	5250.000
2	6250.000
3	7750.000
4	8595.000
5	9174.000

Mortalité par la chasse zone 6, modèle avec RTLB+

Hunting Mortality

Mortality Level

☒ Phased in/out Quota Duration: 5 ☐ Automatic ☒ Manual **Set**

Init Mean: Final Mean: Parm. SE:

☒ Number of Animals: 0 0 50

☐ Proportion of Initial Population: 0 0 0

☐ Proportion of Censused Population: 0 0 0

Relative Selectivity/Vulnerability

Age	Males	Females unenc.	Fem w/1 age0	Fem w/2 age0
0	0.140	0.140		
1	0.000	0.200		
2	0.200	0.200	0.200	0.200
3	0.400	0.200	0.200	0.200
4	0.400	0.200	0.200	0.200
5	0.400	0.200	0.200	0.200
6	0.400	0.200	0.200	0.200
7	0.400	0.200	0.200	0.200
8	0.400	0.200	0.200	0.200
9	0.400	0.200	0.200	0.200
10	0.400	0.200	0.200	0.200
11	0.400	0.200	0.200	0.200
12	0.000	0.200	0.200	0.200
13	0.000	0.200	0.200	0.200
14	0.000	0.200	0.200	0.200
15	0.000	0.200	0.200	0.200
16	0.000	0.200	0.200	0.200

Sample Size: 100 ☐ Unselective Harvest ☐ Sex Selective Harvest
☐ End runs with unfilled harv

Phased In Quota

SimYear	Quota
1	7289.000
2	8320.000
3	8961.000
4	8595.000
5	9174.000

Reset **OK**

OK

Zone 4 modèle sans RLTB

Initial Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	238.7871	239.4408	0	0
1	62.50132	65.53782	62.96523	63.66109
2	19.92704	10.12167	32.87434	9.341458
3	9.467979	4.364971	8.244945	13.55882
4	5.503659	2.90998	7.274951	11.0284
5	1.138688	2.530418	6.199523	9.784282
6	1.223035	3.352803	7.359298	9.699035
7	0.4006495	3.184109	6.326045	5.22953
8	0.3584758	2.31955	4.30171	6.09409
9	0.1476077	1.328469	2.614765	4.807794
10	6.33E-02	2.087595	3.521498	5.756701
11	6.33E-02	1.876727	4.723446	7.759948
12	0	1.012167	2.38281	3.816713
13	0	1.686945	2.783459	4.807794
14	0	0.7169517	1.244122	2.38281
15	0	0.5271704	1.497164	1.750206
16	0	0.5482572	1.201948	1.876727

Final Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	219.9209	180.4636	0	0
1	58.81453	105.6783	0	0
2	51.67027	19.09506	52.10723	9.372746
3	40.24382	8.935789	25.49649	25.27802
4	8.695462	7.450132	17.34723	23.70497
5	18.6581	6.379585	11.05503	10.50884
6	3.932621	12.47515	20.01267	21.27985
7	0.8957637	1.463809	3.998165	4.129252
8	1.966311	1.070547	1.857071	2.337725
9	0.1529353	0.4806537	1.201634	1.201634
10	2.18E-02	0.6117411	0.9394595	1.573048
11	0.1092395	0.5461974	1.704136	2.031854
12	4.37E-02	0.6554369	1.551201	2.141094
13	0	0.3714142	0.8739158	0.9176116
14	0	0.1092395	0.5243495	0.5680453
15	0	0.3932621	0.7209805	0.83022
16	0	0.5461974	1.376417	1.507505

Run Indicators

SimYear	Pop All	Pop Males	Pop Females	Hrv Male	Hrv Female	PopAg Males	PopAg Females	HrvAg Males	HrvAg Females	GnwRt GrwRt	GnwRt GeomMean	ReproVal	ReproVal	%FemHarv	%AdultFem	ExceedCrit	%Exceed	ExceedCrit	Cumm_%Exceed	AdultM/F	M/F Ratio	AdultM/F	AdultM	AdultM/F	AdultF
---------	---------	-----------	-------------	----------	------------	-------------	---------------	-------------	---------------	-------------	----------------	----------	----------	----------	-----------	------------	---------	------------	--------------	----------	-----------	----------	--------	----------	--------

Mean of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	40277.85	13966.49	26311.36	4302.95	5106.35	0.66956791	2.5175	1.2931	3.2296	0.8981866	0.89819826	0.69677308		54.2634	33.6087	0		0		0.17103005		2319.36		13536.3
2	39210.46	14653.64	24556.82	3106.92	3820.06	0.76205819	2.5661	1.5695	3.001	0.96942767	0.93279459	0.6349311		55.1444	32.1644	0		0		0.24357565		3114.32		12646.62
3	36177.96	13994.07	22183.89	3706.69	4110.04	0.87111948	2.6166	1.6296	3.2004	0.91389582	0.92614288	0.57908567		52.5932	30.8653	0		0		0.30048771		3404.8		11198.53
4	32439.14	12503.37	19935.77	3906.95	3653.79	0.96782523	2.6546	1.7034	3.1564	0.88040109	0.91415939	0.53779582		48.3196	31.1017	0		0		0.31866743		3338.14		10073.15
5	27981.22	10697.17	17284.05	4168.57	4055.39	0.8860549	2.6337	1.8792	3.3987	0.82903259	0.89535761	0.49373878		49.4299	30.6075	0.02		0.02		0.28850463		2770.69		8564.91

Sum of Squares of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	1.65048E+11	19992195585	70531795784	1963675659	2720669989	45.977	637.1419	182.7681	1136.4486	80.7947	80.7967	48.71		307206.7934	113542.1458	0		0		3.1174		587547114		18730982358
2	1.58148E+11	22272188790	62016569718	1041666774	1535990886	60.0419	661.3934	274.04	963.0106	94.3835	87.2019	40.4662		320007.9355	103849.7468	0		0		6.5425		1101937856		16579844874
3	1.37444E+11	20863741031	51573629291	1476848143	1790562576	79.7119	689.5635	284.8618	1111.7921	84.0406	86.0246	33.7027		293305.9802	95834.7228	0		0		9.9807		1352104726		13303680701
4	1.1449E+11	17415226573	43051666573	1616978767	1426274745	100.7253	711.6084	321.1731	1080.8542	78.2676	83.9032	29.1213		249363.916	97334.2223	0		0		11.7715		1417561352		11087785241
5	90639687928	13680907969	34459224589	1862668241	1759290355	92.5515	708.4791	389.0051	1251.6608	70.4156	80.7179	24.721		261926.8842	96828.156	0		0		10.8612		1186821025		8648781039

Standard Deviation (SD) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	5308.1231	2204.3396	3609.7497	1058.9513	1063.903	0.10700061	0.18319713	0.39426774	0.96665179	0.03474855	0.03474539	0.04009361		11.2937	2.4236	0		0		0.04385436		704.3013		2019.506348
2	6634.9709	2827.1404	4138.6337	873.9084	875.8142	0.14030874	0.17051	0.52630635	0.78994776	0.06360268	0.04374528	0.03904576		12.6165	1.9866	0		0		0.07807753		1149.082		2421.043435
3	8099.355	3578.186	4859.1478	1014.3622	1006.5769	0.19562757	0.22185583	0.43920506	0.93575228	0.0721128	0.05005382	0.04107026		12.9235	2.3834	0		0		0.09753871		1388.6627		2762.197105
4	9622.9515	4221.1378	5751.6728	951.6931	955.2832	0.26564597	0.26350571	0.55699325	0.91958096	0.0870069	0.05783339	0.0445938		12.6039	2.4549	0		0		0.12714628		1741.3888		3067.491074
5	11200.3664	4773.7118	6771.5479	1117.9028	1070.848	0.37472838	0.38524499	0.59889598	0.98243283	0.12984848	0.07425419	0.05858286		13.2646	5.6091	0		0		0.15930334		2047.3122		3623.551722

Standard Error (SE) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	530.8123	220.434	360.975	105.8951	106.3903	0.01070006	0.01831971	0.03942677	0.09666518	0.00347486	0.00347454	0.00400936		1.1294	0.24236306	0		0		0.00438544		70.4301		201.9506348
2	663.4971	282.714	413.8634	87.3908	87.5814	0.01403087	0.017051	0.05263064	0.07899478	0.00636027	0.00437453	0.00390458		1.2616	0.19866055	0		0		0.00780775		114.9082		242.1043435
3	809.9355	357.8186	485.9148	101.4362	100.6577	0.01956276	0.02218558	0.04392051	0.09357523	0.00721128	0.00500538	0.00410703		1.2923	0.23833522	0		0		0.00975387		138.8663		276.2197105
4	962.2952	422.1138	575.1673	95.1593	95.5283	0.0265646	0.02635057	0.05569932	0.0919581	0.00870069	0.00578334	0.00445938		1.2604	0.24548882	0		0		0.01271463		174.1389		306.7491074
5	1120.0366	473.0712	677.1548	111.7903	107.0848	0.03747284	0.0385245	0.0598896	0.09824328	0.01298485	0.00742542	0.00585829		1.3265	0.56091016	0		0		0.01593033		204.7312		362.3551722

Median and 95 Percentile of the population

SimYear	TotalPop	Lower	Upper	Male	Lower	Upper	Female	Lower	Upper
1	40730	29840	50051	13422.5	11148	17924	27307.5	18692	32127
2	39323.5	21620	54070	14390.5	8017	20922	24933	13603	33148
3	36188.5	16059	51590	12886	5114	20506	23302.5	10945	31084
4	31782.5	10277	50990	11836	2635	20586	19946.5	7642	30404
5	27055.5	4165	52316	9487	3058	19374	17568.5	1107	32942

Zone 4 modèle avec RLTB (récolte ajustée)

Initial Population Structure (normalized to 1000)				
Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	243.9204	236.2876	0	0
1	63.54761	62.66007	61.44288	62.96437
2	20.54013	9.661469	31.39343	9.306454
3	10.95474	4.133384	8.545708	13.51591
4	5.071637	3.397997	7.074934	11.36047
5	1.242551	2.51046	5.629517	8.875364
6	0.963611	3.34728	7.607455	10.82794
7	0.3042982	3.06834	6.694561	5.325219
8	0.1775073	1.698998	4.870204	7.176366
9	0.1521491	1.319626	2.992266	4.437682
10	5.07E-02	1.749715	3.930519	6.440979
11	0.1267909	2.079371	4.741981	7.658172
12	0	1.014327	2.865475	3.981235
13	0	1.293267	3.093699	5.02092
14	0	0.4310891	0.963611	1.977938
15	0	0.6593128	0.9382528	2.409028
16	0	0.5325218	1.11576	1.825789

Final Population Structure (normalized to 1000)				
Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	258.2085	210.8974	0	0
1	61.07889	70.25742	0	0
2	75.72281	18.98285	38.42463	9.595728
3	0	10.13809	18.60737	28.4117
4	34.62806	7.634861	11.18111	15.56177
5	18.81597	5.96604	1.293337	10.84734
6	1.668822	10.97251	22.7377	14.8108
7	1.126455	1.126455	3.963453	3.00388
8	0.8344111	0.8344111	1.752263	0
9	4.17E-02	1.752263	3.337644	3.921732
10	0.2086028	0.9197822	1.919146	1.251617
11	4.17E-02	0.9596728	1.752263	1.877425
12	0	0.375485	0.6258084	0.7092494
13	0	0.375485	1.293337	1.335058
14	0	0.5840878	0.7926906	1.627102
15	0	0.5006467	0.6258084	1.335058
16	0	0.6258084	0.75097	1.376778

Run Indicators

	SimYear	Pop All	Pop Males	Pop Females	Hrv Male
Mean of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)					
	1	41744.99	16001.34	25743.65	2543.99
	2	40749.03	16975.9	23773.13	2073.96
	3	37882.25	16400.18	21482.07	2969.27
	4	33400.25	14748.11	18652.14	3501.07
	5	27906.26	12612.41	15293.85	3709.15

Sum of Squares of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)									
1	1.7757E+11	26208856674	67773366843	788355075					
2	1.71405E+11	29722953516	58651204719	497214554					
3	1.50457E+11	28228341016	48631129975	962836591					
4	1.20339E+11	23576813431	37665637020	129520023					
5	88390108794	18174093961	26703492259	150538751					

Standard Deviation (SD) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)										
1	5749.0399	2458.7975	3872.7449	1188.1354						
2	7319.0803	3008.0483	4620.6425	819.0455						
3	8337.1129	3649.3158	4983.1685	901.0003						
4	9370.6493	4273.3343	5362.2797	833.3734						
5	10253.8647	4761.0979	5756.1337	1138.4557						

Standard Error (SE) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)				
1	574.904	245.8797	387.2745	118.8135
2	731.908	300.8048	462.0643	81.9045
3	833.7113	364.9316	498.3168	90.1
4	937.0649	427.3334	536.228	83.3373
5	1025.3865	476.1098	575.6134	113.8456

Median and 95 Percentile of the population											
SimYear	TotalPop	Lower	Upper	Male	Lower	Upper	Female	Lower	Upper		
1	41746	27885	54330	16646	10796	21743	25100	17089	32587		
2	40683.5	24504	56511	18202	10063	23486	22481.5	14441	33025		
3	38760.5	18181	59514	16722.5	7316	26217	22038	10865	33297		
4	33813	11454	56363	15546	5878	24107	18267	5576	32256		
5	28063.5	3961	54647	12142	3682	23829	15921.5	279	30818		

Zone 4 modèle avec RLTB+

Initial Population Structure (normalized to 1000)					
Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)	
0	241.9186	241.2368	0	0	
1	62.02988	63.43626	59.899	66.22771	
2	19.62539	10.22822	31.55831	8.821837	
3	9.908586	3.558567	7.884251	14.21296	
4	5.178035	3.260244	7.159752	11.48544	
5	1.214601	2.620981	5.561593	8.651367	
6	1.001513	3.51595	6.862738	10.80355	
7	0.4474845	2.940612	6.13603	5.881225	
8	0.286323	1.74732	4.56008	6.776194	
9	0.2130879	1.086748	2.620981	4.815785	
10	4.26E-02	1.875173	3.643802	6.030386	
11	2.13E-02	2.130878	4.687933	7.479384	
12	0	1.171983	2.642289	4.21914	
13	0	1.385071	2.98323	5.284579	
14	0	0.5114108	1.04413	1.832556	
15	0	0.4687933	0.894969	2.216114	
16	0	0.6392636	1.257218	2.130878	

Final Population Structure (normalized to 1000)					
Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)	
0	153.486	159.1044	0	0	
1	112.5819	127.8624	0	0	
2	72.18864	30.09279	28.81587	4.213842	
3	0	13.36511	19.45177	10.59845	
4	19.57947	9.874862	17.62152	9.874862	
5	34.3492	10.21537	14.38665	8.172299	
6	6.469737	26.13433	34.68971	12.72665	
7	2.426151	6.427173	8.299992	4.256406	
8	4.26E-02	2.638972	4.213842	1.787691	
9	0.1276922	3.958457	5.490764	2.681536	
10	8.51E-02	1.787691	3.022048	1.787691	
11	0	1.276922	1.14923	0.723589	
12	0	0.8512812	1.14923	0.8512812	
13	0	0.5533327	1.404614	0.766153	
14	0	0.6384609	1.021537	0.2553844	
15	0	0.723589	1.191794	0.4682046	
16	0	0.5958968	1.021537	0.4682046	

Run Indicators	SimYear	Pop All	Pop Males	Pop Females	Hrv Male	Hrv Female	PopAg Males	PopAg Females	HrvAg Males	HrvAg Females	GwrRt GwrRt	GwrRt GeomMean	ReproVal	ReproVal	%FemHarv	%AdultFem	ExceedCrit	%Exceed	ExceedCrit	Cumm_%Exceed	AdultM/F	M/F Ratio	AdultM	AdultF	AdultM	AdultF
----------------	---------	---------	-----------	-------------	----------	------------	-------------	---------------	-------------	---------------	-------------	----------------	----------	----------	----------	-----------	------------	---------	------------	--------------	----------	-----------	--------	--------	--------	--------

Mean of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	40768.25	15737.69	25030.56	2713.43	6702.53	0.67686329	2.4433	1.8821	3.2973	0.903267137	0.90327299	0.67346747	71.1856	30.7966	0	0	0.18059921	2264.71	12559.03
2	38442.74	16344.34	22098.4	2276.56	4654.87	0.88921215	2.5554	1.9207	2.8026	0.9391841	0.9205643	0.60853691	67.153	29.3131	0	0	0.38970996	4334.91	11314.68
3	34384.93	15169.2	19215.73	3207.34	4623.38	1.0394	2.5748	2.1423	3.1374	0.88449935	0.90801815	0.54818755	59.0352	27.7705	0	0	0.4953936	4638.03	9612.25
4	29691.63	13249.94	16441.69	3468.57	4100.1	1.1695	2.5716	2.2771	3.2149	0.84347218	0.89086454	0.50239503	54.1557	27.1821	0	0	0.56198261	4415.92	8109.1
5	24084.68	10897.94	13186.74	3770.93	4432.3	1.1767	2.6029	2.3474	3.1479	0.76606678	0.86222139	0.45365913	54.1816	26.3979	0.04	0.04	0.606929	3595.43	6473.32

Sum of Squares of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	1.69069E+11	25344313445	63932228836	874937485	4630625457	46.8621	603.279	459.9628	1179.3483	81.6947	81.6967	45.5877	522368.7529	95805.6247	0	0	3.5217	558953549	16196631845
2	1.52179E+11	27518839522	50722088986	605386712	2254253745	80.5683	658.5869	465.0552	842.0771	88.7281	84.9653	37.227	469118.0886	86631.2061	0	0	16.1889	2012867785	13332514836
3	1.24681E+11	24218646858	39432136737	1138013200	2247697468	111.6401	669.7827	524.1098	1052.0943	78.8332	82.7433	30.2754	366342.6342	78002.9346	0	0	27.04	2407425673	9936307173
4	97163688103	19358719070	30223545631	1315020129	1794875452	144.2679	670.0453	585.1592	1123.4357	72.2045	79.7909	25.5049	312972.1727	75441.7104	0	0	36.3329	2334748350	7427295638
5	69658370628	14323568014	21240802482	1540490767	2070932536	147.5517	708.2963	619.2882	1064.0713	61.2351	75.1533	21.0438	310674.9259	72013.3301	0	0	60.7127	1716088737	5195428276

Standard Deviation (SD) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	5351.6483	2401.7177	3576.7799	1177.5706	1175.7322	0.10235569	0.25116262	1.0283	0.95971478	0.03264067	0.03264057	0.04814809	12.502	3.1027	0	0	0.0510004	678.6929	2058.417817
2	6628.8225	2837.4188	4345.297	933.3497	935.2661	0.12241346	0.23617536	0.98050767	0.75237137	0.07220679	0.04705649	0.04419306	13.4778	2.6559	0	0	0.10007404	1156.388	2302.860147
3	8030.4336	3475.8941	5007.7029	1045.5152	1049.4437	0.18977218	0.26136756	0.80718233	0.8233501	0.07741466	0.05418415	0.04737659	13.3519	2.9716	0	0	0.15806597	1600.9168	2639.644231
4	9489.1406	4245.7368	5648.565	1057.9336	1066.7401	0.27388801	0.29540236	0.81645936	0.94800599	0.10295628	0.06533983	0.05146236	14.0313	3.9434	0	0	0.21795623	1961.4112	2918.125009
5	10794.0676	4946.7751	6206.2801	1088.5746	1031.5241	0.30131777	0.55468723	0.82608767	0.85526268	0.1596636	0.09004139	0.06805517	13.0805	4.8253	0	0	0.48863542	2057.6128	3170.238309

Standard Error (SE) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	535.1648	240.1718	357.678	117.7571	117.5732	0.01023557	0.02511626	0.10283025	0.09597148	0.00326407	0.00326406	0.00481481	1.2502	0.31027241	0	0	0.00510004	67.8693	205.8417817
2	662.8822	283.7419	434.5297	93.335	93.5266	0.01224135	0.02361754	0.09805077	0.07523714	0.00722068	0.00470565	0.00441931	1.3478	0.26558826	0	0	0.0100074	115.6388	230.2860147
3	803.0434	347.5894	500.7703	104.5515	104.9444	0.01897722	0.02613676	0.08071823	0.08233501	0.00774147	0.00541841	0.00473766	1.3352	0.29715768	0	0	0.0158066	160.0917	263.9644231
4	948.9141	424.5737	564.8565	105.7934	106.674	0.0273888	0.02954024	0.08164594	0.0948006	0.01029563	0.00653398	0.00514624	1.4031	0.39434185	0	0	0.02179562	196.1411	291.8125009
5	1079.4068	494.6775	620.628	108.8575	103.1524	0.03013178	0.05546872	0.08260877	0.08552627	0.01596636	0.00900414	0.00680552	1.3081	0.48253345	0	0	0.04886354	205.7613	317.0238309

Median and 95 Percentile of the population

SimYear	TotalPop	Lower	Upper	Male	Lower	Upper	Female	Lower	Upper
1	41340	30156	51238	15429.5	12312	17933	25910.5	17844	33305
2	39311	22021	51387	17054	11453	19058	22257	10568	32329
3	35319	13766	50414	17926.5	6526	18939	17392.5	7240	31475
4	30056.5	7413	52063	13425	3283	18103	16631.5	4130	33960
5	24604	2157	49781	10596.5	1865	21596	14007.5	292	28185

Zone 5 modèle sans RLTB

Initial Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	262.5606	259.2111	0	0
1	56.09159	59.44108	57.14143	58.44123
2	17.89732	6.698995	16.59751	24.74629
3	8.79868	1.249812	3.049543	18.29725
4	4.249362	0.99985	3.749438	16.44753
5	0.79988	0.59991	3.099535	11.14833
6	0.899865	0.899865	3.949408	13.9979
7	0.39994	0.99985	2.699595	12.99805
8	0.3499475	0.99985	2.59961	9.248612
9	0.1499775	0.59991	1.449782	5.349197
10	0.0499925	0.4499325	2.099685	7.848823
11	0.099985	0.699895	2.899565	10.59841
12	0	0.4499325	1.59976	4.59931
13	0	0.39994	1.949708	6.149077
14	0	0.0499925	0.899865	2.79958
15	0	0.19997	0.2499625	2.39964
16	0	0.299955	0.99985	3.299505

Final Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	221.0136	209.2082	0	0
1	85.16738	97.70358	0	0
2	46.63125	9.978356	29.23237	24.70697
3	37.43992	4.159991	17.37077	32.15561
4	5.874582	2.30486	10.09079	17.87672
5	12.78916	3.344858	10.76538	24.48211
6	15.03781	1.883239	8.713494	15.99348
7	4.216207	1.911347	4.637828	10.45619
8	1.545943	1.264862	4.497288	8.882143
9	0.7027012	0.618377	1.742699	4.778368
10	0.2810805	0.1686483	0.590269	0.9837816
11	0.1686483	0.1686483	0.7589173	1.630267
12	0	8.43E-02	0.5340529	0.9837816
13	0	0	0.3372966	0.8432414
14	0	0.1686483	0.5059448	1.236754
15	0	5.62E-02	0.3372966	0.5059448
16	0	0	0.1405402	0.3372966

Run Indicators

SimYear	Pop All	Pop Males	Pop Females	Hrv Male	Hrv Female	PopAg Males	PopAg Females	HrvAg Males	HrvAg Females	GnwRt GnwRt	GnwRt GeomMean	ReproVal ReproVal	%FemHarv	%AdultFem	ExceedCrit %Exceed	ExceedCrit %Exceed	ExceedCrit Cumm_%Exceed	AdultM/F M/F Ratio	AdultM/F AdultM	AdultM/F AdultF
---------	---------	-----------	-------------	----------	------------	-------------	---------------	-------------	---------------	-------------	----------------	-------------------	----------	-----------	--------------------	--------------------	-------------------------	--------------------	-----------------	-----------------

Mean of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	19832.35	7493.87	12338.48	1363.96	1756.91	0.61484482	2.3428	1.2165	2.7232	1.0194	1.0194	0.75701013	56.2917	29.0028	0	0	0.18532908	1065.21	5754.13
2	19685.26	7667.7	12017.56	1959.89	1884.69	0.70730163	2.276	1.4164	3.0465	0.98144551	0.9999591	0.67086308	48.9818	27.5353	0	0	0.27741307	1506.6	5441.15
3	18654.28	7313.82	11340.46	2232.65	2012.56	0.74352422	2.2693	1.5082	3.0717	0.92627091	0.9741758	0.60508152	47.4166	26.9701	0	0	0.287997	1547.08	5035.97
4	17729.44	7050.17	10679.27	1985.79	1918.3	0.77306731	2.2137	1.5978	2.9038	0.91230615	0.95706608	0.55606273	49.294	26.7643	0	0	0.28956334	1542.74	4785.63
5	16454.06	6554.31	9899.75	2100.3	1924.59	0.80863169	2.3962	1.6107	3.0037	0.85602494	0.93029551	0.5115228	47.9169	27.0947	0	0	0.29703416	1529.96	4406.36
6	14394.96	5821.16	8573.8	2193.01	2372.18	0.68647057	2.4146	1.6676	2.8338	0.76958717	0.8964662	0.45945815	52.9638	27.3846	0	0	0.25412419	1244.94	3824.96
7	12212.16	4881.67	7330.49	2201.98	2275.58	0.71388151	2.6829	1.4154	2.7522	0.70930844	0.85528058	0.41064338	52.9173	29.7919	0.26	0.26	0.2299136	1113.29	3277.73

Sum of Squares of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	41101586881	5891070099	15927808210	201776970	324523627	38.3654	550.3886	167.4101	812.6935	104.081	104.0883	57.439	332993.5628	84373.3548	0	0	3.5603	122239033	3467954259
2	41363417766	6334807426	15397815982	410446501	382726805	52.3351	520.7386	226.9243	1024.0446	96.831	100.2856	45.186	257997.8807	76268.9392	0	0	8.6188	262041944	3190602083
3	38621280690	6014531614	14253531642	528945211	435184642	60.0304	518.9738	248.4077	1049.6045	86.8426	95.3811	36.8528	241593.5087	73368.4335	0	0	9.8153	3096000540	2843429471
4	36957718528	5956223235	13327128215	420106667	390465960	68.0446	499.9533	286.4448	1010.3537	85.2047	92.3819	31.373	258487.9567	73388.4586	0	0	10.3886	333661566	2732631113
5	34646737842	5700802491	1236554681	475368204	40205977	78.8591	719.9438	299.7832	1009.1224	77.6036	88.2187	26.8729	245615.0978	77486.4514	0	0	11.24	353589982	2503056906
6	3009536476	51022392	10561361706	557746719	629368452	62.2842	703.7182	338.6575	941.9179	64.6495	82.6855	22.3469	307396.3021	84581.0233	0	0	9.709	286057512	2132597768
7	25742752190	4299198443	9125233271	593325036	606575370	112.2448	1048.6961	255.3031	858.9034	58.0542	76.2336	18.4912	304282.2804	116567.6492	0	0	9.7296	277134055	1835441947

Standard Deviation (SD) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	4206.3954	1659.1002	2653.2986	396.715	398.125	0.0749651	0.12387252	0.44062898	0.84335501	0.0409296	0.04092909	0.03641171	12.6959	1.6032	0	0	0.0354379	296.1722	1252.809057
2	5111.2343	2134.116	3091.3446	513.124	524.6062	0.15190631	0.16538623	0.51296638	0.97947081	0.07124025	0.05419895	0.04246023	13.4448	2.1207	0	0	0.09607036	592.0945	1516.544595
3	6183.0934	2579.4095	3732.1955	552.02	549.0434	0.21788884	0.19979018	0.45774698	1.03	0.10221533	0.06923046	0.04903776	12.9461	2.5094	0	0	0.12333279	838.1819	1753.083246
4	7432.6403	3139.6394	4384.5723	507.6463	474.1147	0.28777163	0.31474433	0.55809168	0.81937396	0.14051584	0.08856174	0.06725923	12.449	4.1898	0	0	0.14155987	978.0434	2103.344155
5	8702.3725	3748.2056	5055.7311	585.1683	562.6279	0.36700952	1.2073	0.63525101	1.0339	0.20798445	0.12937137	0.08410314	12.6541	6.3828	0	0	0.15547018	1093.2164	2369.505773
6	9681.864	4138.275	5666.0013	876.4555	816.3618	0.38935902	1.0986	0.77836247	1.1784	0.23287366	0.15232617	0.11129704	16.3949	9.7924	0	0	0.18030706	1144.8579	2587.597086
7	10406.2803	4377.3602	6125.0509	1041.4098	942.0665	0.78282881	1.8136	0.74142884	1.0071	0.27825125	0.17558881	0.12760823	15.5749	16.6769	0	0	0.21079904	1237.71	2758.786965

Standard Error (SE) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	420.6395	165.91	265.3299	39.6715	39.8125	0.00749651	0.01238725	0.0440629	0.0843355	0.00409296	0.00409291	0.00364117	1.2696	0.16031535	0	0	0.00354379	29.6172	125.2809057
2	511.1234	213.4116	309.1345	51.3124	52.4606	0.01519063	0.01653862	0.05129664	0.09794708	0.00712403	0.00541989	0.00424602	1.3445	0.21206556	0	0	0.00960704	59.2094	151.6544595
3	618.3093	257.9409	373.2196	55.202	54.9043	0.02178884	0.01997902	0.0457747	0.10299518	0.01022153	0.00892305	0.00490378	1.2946	0.25094268	0	0	0.01233328	83.8182	175.3083246
4	743.264	313.9639	438.4572	50.7646	47.4115	0.02877716	0.03147443	0.05580917	0.0819374	0.01405158	0.00885617	0.00672592	1.2449	0.41896247	0	0	0.01415599	97.8043	210.344155
5	870.2373	374.8206	505.5731	58.5168	56.2628	0.03670095	0.12072783	0.0635251	0.10338861	0.02079844	0.01293714	0.00841031	1.2654	0.63828091	0	0	0.01554702	109.3216	236.9505773
6	968.1864	413.8275	566.6001	87.6456	81.6362	0.0389359	0.10985917	0.07783625	0.11784379	0.02328737	0.01523262	0.0111297	1.6395	0.97924319	0	0	0.01803071	114.4858	258.7597086
7	1040.628	437.736	612.5051	104.141	94.2067	0.07828288	0.18136017	0.07414288	0.10071211	0.02782513	0.01755888	0.01276082	1.5575	1.6677	0	0	0.0210799	123.771	275.8786965

Median and 95 Percentile of the population

SimYear	TotalPop	Lower	Upper	Male	Lower	Upper	Female	Lower	Upper
1	20053	11285	27880	7551	5085	10224	12502	6200	17656
2	20081	8413	29305	7701	3549	11305	12380	4864	18000
3	19275.5	5355	29546	6860	2441	10754	12415.5	2914	18792
4	18355.5	2587	31146	6949	659	12568	11406.5	1928	18578
5	16995.5	172	33020	6845	156	12061	10150.5	16	20959
6	14636	32	34692	5762.5	0	14202	8873.5	32	20490
7	11755	7	35714	5142.5	2	13404	6612.5	5	22310

Zone 5 avec RLTB (récolte ajustée)

Initial Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	261.5572	255.7306	0	0
1	57.88193	62.74811	56.40927	57.8179
2	17.28774	6.466897	14.85466	27.14816
3	10.24459	1.280574	4.161864	17.67192
4	4.417979	1.344602	3.329492	14.66257
5	0.7043155	1.280574	3.265463	12.35754
6	1.536688	1.344602	4.161864	12.99782
7	0.2561148	1.088488	3.073377	12.54962
8	0.1920861	0.7043155	3.073377	9.156102
9	0.1280574	0.7043155	1.216545	6.402868
10	6.40E-02	0.5762582	1.728775	8.131643
11	0	0.8964016	2.881291	9.860417
12	0	0.2561148	1.152516	4.353951
13	0	0.4482008	2.048918	6.018696
14	0	0.1280574	0.7043155	2.305033
15	0	0.1280574	0.6402869	2.753233
16	0	0.1920861	0.8323729	2.689205

Final Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	218.6664	289.4114	0	0
1	113.6036	69.87035	0	0
2	38.69109	19.7057	40.69767	45.37971
3	11.1134	2.26384	4.836386	12.19387
4	9.775674	2.058037	15.33237	36.42725
5	0	1.234822	4.373328	3.395761
6	0	3.087055	6.379913	5.505248
7	4.167524	1.440626	3.189957	6.688619
8	2.109488	1.492077	8.798106	10.49599
9	0	0	0.1029018	0.4630582
10	0	0.2058037	0.2572546	0.56596
11	0	0	0.1543528	0.1029018
12	0	0.2058037	0.2058037	0.7203128
13	0	0.3601564	0.9261165	1.646429
14	0	0.1029018	0.2058037	0
15	0	0	0.2058037	0.4630582
16	0	0	0.2572546	0.4630582

Run Indicators

SimYear	Pop All	Pop Males	Pop Females	Hrv Male	Hrv Female	PopAg Males	PopAg Females	HrvAg Males	HrvAg Females	GnwRt GnwRt	GnwRt GeomMean	ReproVal	ReproVal	%FemHarv	%AdultFem	ExceedCrit	%Exceed	ExceedCrit	Cumm_%Exceed	AdultM/F M/F Ratio	AdultM/F AdultM	AdultM/F AdultF
---------	---------	-----------	-------------	----------	------------	-------------	---------------	-------------	---------------	-------------	----------------	----------	----------	----------	-----------	------------	---------	------------	--------------	--------------------	-----------------	-----------------

Mean of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	20221.56	7960.64	12260.92	596.43	1400.64	0.6497258	2.3023	1.8206	3.002	1.0786	1.0787	0.77067457	70.1822	27.951	0	0	0.19978923	1130.38	5654.75
2	21385.36	9172.76	12212.6	880.76	1618.86	0.83544267	2.2731	1.9787	2.8441	1.0501	1.0641	0.6915982	64.8182	26.04	0	0	0.40231513	2228.18	5586.95
3	21026.41	9448.02	11578.39	1418.43	2084.46	0.98626104	2.2715	2.0474	2.7761	0.96970901	1.0313	0.62449184	59.4899	24.767	0	0	0.52228856	2702.12	5231.32
4	19850.54	9111.15	10739.39	1837.12	2154.56	1.0884	2.2378	2.2995	2.8688	0.91813465	1.0011	0.58829257	53.9891	23.8609	0	0	0.59107762	2808.8	4787.39
5	18387.79	8589.26	9798.53	1850.18	2135.95	1.1476	2.2788	2.4015	2.7346	0.88126042	0.97442838	0.5236678	53.6034	24.0215	0	0	0.61590833	2807.98	4425.04
6	15952.46	7472.09	8480.37	2288.98	2510.16	1.075	2.29	2.5158	2.8793	0.78362217	0.93443378	0.46681798	52.9417	24.409	0	0	0.95110881	2326.11	3723.46
7	13160.73	6183.46	6977.27	2153.6	2361.53	1.0686	2.6323	2.2185	2.7515	0.70889346	0.89279879	0.40686662	53.4476	21.314	0.24	0.24	1.1479	1885.48	3041.38

Sum of Squares of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	42620838680	6597470484	15706054802	44099789	204417576	42.5432	531.7684	469.0805	999.8809	116.4665	116.4773	59.5442	513616.6931	78408.6065	0	0	4.0873	136612650	3343314299
2	48355142724	8903423340	15807530052	91114812	275002568	70.7452	519.3001	505.333	905.0092	110.6199	113.4125	47.9963	441644.1437	68124.5467	0	0	16.9639	538723032	3329170237
3	47972173813	9722520724	14589760149	221435305	455185704	99.5813	519.9364	491.6496	846.9446	94.6021	106.8347	39.1957	370548.7861	61910.3891	0	0	29.3865	837389398	3005964866
4	44814504984	9464716301	13194028801	366876020	493196086	122.7729	505.0321	606.8597	900.773	85.4618	100.5622	32.5762	309788.4311	57617.9167	0	0	37.6216	953532462	2662978407
5	41113236099	9018649414	11718758971	372545650	486388319	139.7402	526.8006	657.068	822.5596	79.9604	95.999	27.8548	305800.7503	59084.306	0	0	43.6452	1052619568	2415135274
6	34645713774	7500982851	10024347151	588698456	684288882	128.0052	586.3594	778.1425	916.7006	65.9829	88.7832	22.6535	302660.2744	75693.4417	0	0	482.0808	8466690107	1993713654
7	28236805187	6068008274	8217517739	552417124	652486921	131.5418	1012.1507	594.9337	852.7136	55.7511	81.6251	18.0249	311759.5782	56382.3567	0	0	1787.5148	681110572	1621053960

Standard Deviation (SD) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	4158.954	1613.3554	2594.2993	292.0088	287.025	0.05734274	0.13141543	1.1732	0.99352308	0.03464919	0.0346428	0.03876179	14.513	1.6823	0	0	0.03094376	297.2668	1207.039944
2	5120.3325	2212.3986	2987.926	367.9809	359.8081	0.09740161	0.1609797	1.0668	0.98052277	0.05946541	0.04380619	0.04068172	14.6643	1.7785	0	0	0.08821416	649.9571	1441.420156
3	6132.8477	2820.8909	3440.7102	449.8993	454.8445	0.15199548	0.199556	0.85115868	0.87322284	0.07539935	0.05254705	0.04434724	12.901	2.3879	0	0	0.14518938	1035.5875	1641.017891
4	7355.3458	3410.8809	4075.0203	541.9874	538.3605	0.20750505	0.20581202	0.88365358	0.88186033	0.1079196	0.06634294	0.05296822	13.5301	2.6146	0	0	0.16384013	1282.9526	1926.312814
5	8545.2642	4051.308	4601.7822	549.8095	549.1819	0.283694	0.2742297	0.89631775	0.86452502	0.15160398	0.08648202	0.06572943	13.5898	3.716	0	0	0.23897475	1625.252	2137.843245
6	9590.4201	4379.235	5322.2924	804.7081	736.1967	0.35271631	0.78711355	1.2051	0.94696485	0.21392893	0.12151278	0.09282166	14.9593	12.6939	0	0	1.9789	1748.1743	2464.342137
7	10448.1213	4737.6054	5787.3034	941.3704	973.6762	0.41653434	1.7867	1.0138	0.97802364	0.23417808	0.13842485	0.12127866	16.1539	10.4659	0	0	4.0691	1804.4586	2638.284916

Standard Error (SE) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	415.8954	161.3355	259.4299	29.2009	28.7025	0.00573427	0.01314154	0.11732015	0.09935231	0.00346492	0.00346428	0.00387618	1.4513	0.16823381	0	0	0.00309438	29.7267	120.7039944
2	512.0332	221.2399	298.7926	36.7981	35.9608	0.00974016	0.01609797	0.10668487	0.09805228	0.00594654	0.00438062	0.00406817	1.4664	0.17785274	0	0	0.00882142	64.9957	144.1420156
3	613.2848	282.0891	344.071	44.9899	45.4845	0.01519955	0.0199556	0.08511587	0.08732228	0.00753993	0.005254705	0.00443472	1.2901	0.23878932	0	0	0.01451894	103.5588	164.1017891
4	735.5346	341.0881	407.502	54.1987	53.8361	0.0205812	0.0205812	0.08636536	0.08618603	0.01079186	0.00663429	0.00529682	1.353	0.26146291	0	0	0.01638401	128.2953	192.6312814
5	854.5264	405.1308	460.1782	54.9809	54.9182	0.0283694	0.02742297	0.08963177	0.0864525	0.0151604	0.0086482	0.00657294	1.359	0.3716035	0	0	0.02389748	162.5252	213.7843245
6	959.042	437.9235	532.2292	80.4708	73.6197	0.03527163	0.07871135	0.12051035	0.09469648	0.02139289	0.01215128	0.00928217	1.4959	1.2694	0	0	0.19788991	174.8174	246.4342137
7	1044.8121	473.7605	578.7303	94.137	97.3676	0.04165343	0.17868951	0.10137671	0.09780236	0.02341781	0.01384249	0.01212787	1.6154	1.0466	0	0	0.40690848	180.4459	263.8284916

Median and 95 Percentile of the population

SimYear	TotalPop	Lower	Upper	Male	Lower	Upper	Female	Lower	Upper
1	20348	11429	32637	7799	4359	12751	12549	7070	19886
2	21528.5	10498	35982	9099.5	5226	15351	12429	5272	20631
3	21208.5	7520	37558	9823.5	3152	17398	11385	4368	20160
4	19599.5	4955	40338	8237.5	1979	19468	11362	2976	20870
5	18284.5	1311	42446	8640.5	350	20665	9644	961	21781
6	15937.5	160	41894	7578.5	9	20536	8359	151	21358
7	12157.5	114	42901	6113.5	100	20836	6044	14	22065

Zone 5 modèle avec RLTB+

Initial Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	259.0068	261.2788	0	0
1	57.77345	57.77345	54.94505	58.28349
2	18.63969	7.047804	16.18213	27.35661
3	10.24714	1.159178	4.219409	17.75861
4	3.894839	1.112811	3.802105	14.32745
5	0.9737098	0.695507	3.199332	12.28729
6	0.8346084	0.8346084	4.265777	12.9828
7	0.3709371	0.6027728	3.848472	12.61186
8	0.4636714	0.8809755	2.040154	9.134326
9	0.2782028	0.4636714	1.715584	6.445032
10	9.27E-02	0.7882413	1.94742	8.624287
11	4.64E-02	0.7882413	2.735661	9.922566
12	0	0.3245699	1.159178	4.961283
13	0	0.695507	1.437381	6.537766
14	0	0.3709371	0.7882413	2.782028
15	0	0.2318357	0.7418742	2.225622
16	0	0.2782028	0.7882413	1.993787

Final Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	236.3751	294.8575	0	0
1	114.0302	21.24092	0	0
2	61.06763	9.921744	22.28899	30.8133
3	0	4.122415	7.196758	6.008944
4	9.22303	2.515372	17.39799	48.07155
5	2.4455	2.9346	8.943543	18.02683
6	27.11012	1.9564	3.214086	0
7	7.266629	0.7685858	2.794858	3.912801
8	0.4891001	2.515372	4.192286	12.92622
9	0.2096143	0.7685858	1.048072	3.493572
10	0	6.99E-02	0.6288429	0.6987144
11	0.1397429	6.99E-02	0.4192286	1.4673
12	0	0.2096143	0.6288429	0.4192286
13	0	6.99E-02	0.2794857	0.7685858
14	0	0.3493572	0.3493572	0.6288429
15	0	0.2794857	0.6987144	0.6987144
16	0	0	6.99E-02	0.9083287

Run Indicators

SimYear	Pop All	Pop Males	Pop Females	Hrv Male	Hrv Female	PopAg Males	PopAg Females	HrvAg Males	HrvAg Females	GwRt GwRt	GwRt GeomMean	ReproVal	ReproVal	%FemHarv	%AdultFem	ExceedCrit %Exceed	ExceedCrit Cumm_%Exceed	AdultM/F M/F Ratio	AdultM/F AdultM	AdultM/F AdultF
---------	---------	-----------	-------------	----------	------------	-------------	---------------	-------------	---------------	-----------	---------------	----------	----------	----------	-----------	--------------------	-------------------------	--------------------	-----------------	-----------------

Mean of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	20154.48	8105.99	12048.49	891.17	2235.12	0.62725136	2.2624	1.8326	2.9926	1.0253	1.0253	0.7392031	71.4842	27.0649	0	0	0.19539932	1072.64	5483.62
2	19452.25	8441.92	11010.33	1441.82	2397.81	0.80401763	2.1693	1.8024	3.0682	0.95277107	0.98770017	0.63615795	62.4588	24.34	0	0	0.41653186	1928.7	4806.53
3	17559.9	7906.39	9653.51	1857.86	2375.46	0.94381277	2.2278	1.8901	2.8058	0.87818258	0.94877285	0.56642338	56.1344	24.1006	0	0	0.51924282	2199.01	4277.57
4	15965.62	7304.55	8661.07	1833.73	2045.53	1.0225	2.1859	2.2047	2.9482	0.86551694	0.92578377	0.51298412	52.9012	22.9429	0	0	0.61528375	2191.68	3808.31
5	13964.57	6527.03	7437.54	1825.2	2123.62	1.0777	2.2306	2.1605	2.7492	0.7988267	0.89456518	0.46001174	53.6361	22.3673	0	0	0.75909933	2036.24	3309.6
6	11246.06	5359.43	5886.63	2027.94	2340.65	1.0714	2.4118	2.1889	2.7918	0.68237775	0.84524536	0.4030857	53.3191	21.5269	0.01	0.01	3.1495	1651.38	2574.71
7	8516.27	4147.88	4368.39	1818.98	2130	0.96146667	2.5146	2.138	2.9642	0.5919239	0.79243755	0.32850045	53.9196	18.5183	0.43	0.44	3.0592	1197.9	1825.66

Sum of Squares of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	42185897728	6814490911	15164678493	99936995	520432018	39.9968	516.1199	470.789	980.7325	105.2749	105.2814	54.9205	532010.5383	73952.3331	0	0	3.9724	124895970	3170058872
2	40415979401	7604231730	13066742481	238577736	605421829	66.6061	479.2201	415.0126	1031.5185	91.5615	97.9292	40.8204	410872.9108	60532.4176	0	0	19.2055	420487514	2547346273
3	34622844986	6982697663	10634540973	381443862	599828218	93.9514	506.5214	416.9152	872.3354	78.5263	90.6571	32.4974	335105.0954	59392.1763	0	0	31.9789	586404011	2107885677
4	30790098280	6467161165	9117578895	378016401	457154859	111.5315	498.8065	552.6678	973.6387	77.201	86.6935	26.9149	303314.6797	54563.5589	0	0	52.7417	649643462	1810350575
5	26213394307	5699890055	7557039892	375072062	498493162	130.1181	551.2239	543.1394	839.6176	67.9897	81.6758	22.2787	308770.0258	53495.1282	0	0	288.1743	624680984	1527362168
6	20529959782	4623466709	5757606133	484962342	639111169	127.8607	796.5721	568.5	893.313	53.3504	74.1579	17.6132	313528.6689	57757.2017	0	0	30611.7568	506625444	1151986721
7	15502260323	3508507866	4352695993	433596310	599738086	120.9604	1205.5285	566.5493	1075.3071	41.8098	66.3367	12.7922	332199.6291	49810.596	0	0	35651.1261	375491190	836655262

Standard Deviation (SD) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	3956.7554	1561.3569	2545.7167	452.9746	456.6823	0.08076725	0.20633912	1.1617	0.92286191	0.03894938	0.03894627	0.05275987	14.4954	2.6483	0	0	0.03928192	313.6927	1276.910496
2	5076.3928	2185.4757	3072.4678	554.0148	552.0195	0.14005833	0.29376006	0.94943205	0.94945759	0.08855698	0.06115896	0.05922281	14.4095	3.59	0	0	0.13621997	696.4133	1539.718185
3	6154.3775	2704.8057	3627.0035	602.3245	596.2147	0.22075117	0.31983879	0.77235475	0.92231289	0.11856871	0.0800043	0.06433325	14.1416	3.617	0	0	0.22399891	1014.0982	1667.708507
4	7280.1072	3363.8016	4020.1561	630.554	622.379	0.26437159	0.45805039	0.81603348	1.0219	0.1512969	0.09929636	0.07743587	15.317	4.3883	0	0	0.3858013	1301.1431	1897.440564
5	8192.9682	3794.3089	4500.3775	647.5844	689.3256	0.37385547	0.73262945	0.87385621	0.915378	0.20438449	0.12849659	0.10571696	14.5215	5.8868	0	0	1.5184	1449.3228	2078.501749
6	8878.3891	4184.6358	4787.8647	858.5353	955.2326	0.36147336	1.466	0.94539014	1.0673	0.2605093	0.16474106	0.11685101	17.0986	10.6849	0	0	17.2104	1529.4439	2211.500763
7	9082.717	4228.495	4944.1004	1013.5457	1208.5036	0.53402779	2.3942	1.0462	1.4023	0.26023946	0.18817355	0.14145625	20.3637	12.4571	0	0	18.632	1523.1374	2243.550353

Standard Error (SE) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	395.6755	156.1357	254.5717	45.2975	45.6682	0.00807673	0.02063391	0.11616816	0.09228619	0.00389494	0.00389463	0.00527599	1.4495	0.26482763	0	0	0.00392819	31.3693	127.6910496
2	507.6393	218.5476	307.2468	55.4015	55.2019	0.01400583	0.02937601	0.0949432	0.09494576	0.0088557	0.0061159	0.00592228	1.4409	0.35900338	0	0	0.013622	69.6413	153.9718185
3	615.4377	270.4806	362.7004	60.2325	59.6215	0.02207512	0.031983879	0.07723547	0.09223129	0.01185687	0.00800043	0.00643333	1.4142	0.36170043	0	0	0.02239989	101.4098	166.7708507
4	728.0107	336.3802	402.0156	63.0554	62.2379	0.02643716	0.04580504	0.08160335	0.10218706	0.01512969	0.00992964	0.00774359	1.5317	0.43883297	0	0	0.03858013	130.1143	189.7440564
5	819.2968	379.4309	450.0378	64.7584	68.9326	0.03738555	0.07326295	0.08738562	0.0915378	0.02043845	0.01284966	0.0105717	1.4521	0.58867831	0	0	0.15183911	144.9323	207.8501749
6	887.8389	418.4636	478.7865	85.8535	95.5233	0.03614734	0.1465958	0.09453901	0.10673307	0.02605093	0.01647411	0.0116851	1.7099	1.0685	0	0	1.721	152.9444	221.1500763
7	908.2717	422.8495	494.41	101.3546	120.8504	0.05340278	0.23941526	0.10461588	0.14023351	0.02602395	0.01881735	0.01414562	2.0364	1.2457	0	0	1.8632	152.3137	224.3550353

Median and 95 Percentile of the population

SimYear	TotalPop	Lower	Upper	Male	Lower	Upper	Female	Lower	Upper
1	20103.5	10781	29074	8539	4413	11442	11564.5	6368	17632
2	19663	6767	30839	8599.5	2561	12613	11063.5	4206	18226
3	17434	3286	32737	7910	1624	14796	9524	1662	17941
4	15577	1811	33990	6920	971	14762	8657	840	19228
5	13881	426	36897	6786.5	7	17344	7094.5	419	19553
6	10034	31	36286	5003	8	17964	5031	23	18322
7	5979	3	37000	2618.5	2	17139	3360.5	1	19861

Zone 6 modèle sans RLTB

Initial Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	258.0727	263.309	0	0
1	56.81146	57.54343	57.62788	55.40385
2	17.45446	6.953633	15.62456	26.63213
3	9.262127	1.576532	4.05394	18.46795
4	4.251007	1.126094	3.406436	15.23043
5	1.013485	1.154247	3.321979	13.34422
6	0.9008755	1.266856	3.265674	13.79466
7	0.5630472	1.295009	3.237521	13.99172
8	0.2533712	0.9008755	2.195884	8.896146
9	0.1407618	0.309676	1.576532	6.249824
10	5.63E-02	0.6475043	2.195884	7.404071
11	0.1126094	0.8164185	2.702627	9.346583
12	0	0.3378283	1.351313	5.095577
13	0	0.3378283	1.745446	6.475043
14	0	0.3378283	0.5067425	2.730779
15	0	0.2252189	0.788261	3.068607
16	0	0.2252189	0.5067425	2.50556

Final Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	229.3522	293.8256	0	0
1	46.50722	136.8305	0	0
2	19.44434	6.026608	24.56127	17.7766
3	2.691127	11.18144	27.78304	38.96449
4	1.440321	1.137096	4.737899	6.633059
5	4.39677	1.78145	8.338703	22.28708
6	0	2.956449	12.20483	36.12175
7	0	1.402418	4.39677	8.338703
8	0.2653224	0.6822575	2.766933	5.003222
9	0	3.79E-02	0.8338703	1.402418
10	0	0.3032255	0.3032255	2.425804
11	0	0.2274192	1.326612	1.326612
12	0	0	0.4927415	1.061289
13	0	0.1516128	0.7201607	1.705644
14	0	0.2653224	0.4548383	1.705644
15	0	7.58E-02	0.6822575	1.023386
16	0	0.379032	1.478225	1.78145

Run Indicators

SimYear	Pop All	Pop Males	Pop Females	Hrv Male	Hrv Female	PopAg Males	PopAg Females	HrvAg Males	HrvAg Females	GnwRt GnwRt	GnwRt GeomMean	ReproVal	ReproVal	%FemHarv	%AdultFem	ExceedCrit %Exceed	ExceedCrit Cumm_%Exceed	AdultM/F M/F Ratio	AdultM/F AdultM	AdultM/F AdultF
---------	---------	-----------	-------------	----------	------------	-------------	---------------	-------------	---------------	-------------	----------------	----------	----------	----------	-----------	--------------------	-------------------------	--------------------	-----------------	-----------------

Mean of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	32778.97	12136.83	20642.14	3271.93	4019.96	0.56168019	2.2721	1.2788	2.9828	0.971625	0.97164554	0.74053162	55.1392	28.4818	0	0	0.16968315	1580.2	9332.89
2	30217.87	11512.92	18704.95	4014.51	4299.03	0.61841209	2.2599	1.3699	2.8064	0.9177695	0.94386709	0.64762685	51.7042	27.9646	0	0	0.22129833	1879.33	8459.99
3	26288.02	10210.18	16077.84	4193.5	4759.81	0.6226798	2.2446	1.4975	2.7715	0.85958972	0.91417407	0.56894734	53.2184	27.096	0	0	0.22847769	1689.91	7140.24
4	21575.39	8263.32	13312.07	4171.27	4417.12	0.64223993	2.3194	1.3982	2.7056	0.79298124	0.87917972	0.50782419	51.4293	28.2291	0.01	0.01	0.22442508	1409.95	5955.42
5	16415.87	6117.65	10298.22	4184.47	4553.3	0.55275963	2.2489	1.3667	2.8828	0.70169763	0.83393887	0.44172285	51.7707	26.7162	0.11	0.12	0.17529842	931.84	4431.92

Sum of Squares of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	1.08756E+11	14993221189	43219652814	1158606313	1703021082	32.5146	519.3393	184.039	979.7304	94.4953	94.4992	55.0019	320511.3435	81648.0438	0	0	3.1018	272381098	8865619463
2	93696287887	13753765850	36044543017	1731873469	1969397249	40.286	515.6541	208.9994	882.2114	84.7129	89.3031	42.1031	284788.7026	78937.7022	0	0	5.5607	415816073	7427959747
3	73132950354	11200756986	27447361120	1908078168	2407774369	44.6329	514.5003	250.0729	845.1585	74.7691	83.9162	32.5891	301758.2271	74697.8295	0	0	6.542	382942337	5481282464
4	52869219219	7864331460	20277704381	1880411113	2091893508	48.26	570.4004	226.4993	816.2972	65.1477	78.0622	26.1132	283515.3214	87081.7735	0	0	7.1464	301330881	4088979466
5	35082003081	5122140431	13696311026	1914396239	2262774220	46.9405	577.3147	216.8769	948.4167	53.6393	70.9586	20.1971	287041.5152	80334.1518	0	0	5.3485	176252558	2659399506

Standard Deviation (SD) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	3618.8062	1621.5947	2469.5312	938.3694	932.8089	0.0982934	0.17578071	0.45293047	0.94867232	0.02995619	0.02995558	0.04040293	12.8366	2.2951	0	0	0.04718087	476.2131	1246.338188
2	4882.9511	2233.905	3251.196	1096.5601	1101.0511	0.14292292	0.22244542	0.46182758	0.9728022	0.06948135	0.04632538	0.04012653	13.2123	2.713	0	0	0.08145004	791.3782	1645.650835
3	6345.826	2785.6407	3997.083	1222.8407	1192.4565	0.24207246	0.32671482	0.50821581	0.87777417	0.09378954	0.05871619	0.04679547	13.6155	3.5758	0	0	0.11496881	986.7257	1956.986812
4	7949.5118	3218.8285	5056.267	1185.2922	1186.5859	0.26481614	0.56960676	0.55674274	0.91798402	0.15052396	0.0875516	0.05697512	13.7905	8.5984	0	0	0.14524924	1012.5956	2328.683595
5	9018.8271	3714.2648	5559.656	1278.3478	1376.6631	0.4047982	0.84588327	0.54849967	1.0833	0.20979405	0.11887936	0.08277511	13.7916	9.4649	0	0	0.15085001	945.6214	2636.679763

Standard Error (SE) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	361.8806	162.1595	246.9531	93.8369	93.2809	0.00982934	0.01757807	0.04529305	0.09486723	0.00299562	0.00299556	0.00404029	1.2837	0.22951265	0	0	0.00471809	47.6213	124.6338188
2	488.2951	223.3905	325.1196	109.656	110.1051	0.01429229	0.02224454	0.04618276	0.09728022	0.00694813	0.00463254	0.00401265	1.3212	0.27129712	0	0	0.008145	79.1378	164.5650835
3	634.5826	278.5641	399.7083	122.2841	119.2456	0.02420725	0.03267148	0.05082158	0.08777742	0.00937895	0.00587162	0.00467955	1.3616	0.35757574	0	0	0.01149688	98.6726	195.6986812
4	794.9512	321.8829	505.6267	118.5292	118.6586	0.02648161	0.05696068	0.05567427	0.0917984	0.0150524	0.00875516	0.00569751	1.3791	0.85984467	0	0	0.01452492	101.2596	232.8683595
5	901.8827	371.4265	555.9656	127.8348	137.6663	0.04047982	0.08458833	0.05484997	0.10832647	0.02097941	0.01188794	0.00827751	1.3792	0.9464864	0	0	0.015085	94.5621	263.6679763

Median and 95 Percentile of the population

SimYear	TotalPop	Lower	Upper	Male	Lower	Upper	Female	Lower	Upper
1	32507.5	23404	41343	11926	9308	16097	20581.5	14096	25246
2	30464.5	18959	40479	12272	7283	15310	18192.5	11676	25169
3	26196	12666	40534	9735.5	5525	15405	16460.5	7141	25129
4	21966.5	5922	36990	7985	5237	13480	13881.5	685	23510
5	15802	511	35487	5980.5	0	15365	9821.5	511	20122

Zone 6 modèle avec RLTB (récolte ajustée)

Initial Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	260.2704	261.3011	0	0
1	56.3654	59.66369	56.07091	59.3692
2	17.08043	6.272639	14.9601	25.06111
3	9.482581	1.148511	4.270106	17.58106
4	4.181759	1.001266	3.740024	14.25332
5	1.384103	1.001266	3.121595	12.36858
6	0.9423683	1.17796	3.769473	15.13679
7	0.4711841	1.17796	3.357187	11.80995
8	0.2944901	0.5006332	2.886003	9.011396
9	0.2061431	0.3533881	1.17796	6.272639
10	5.89E-02	0.6184292	2.179227	8.834702
11	0.147245	0.9129193	2.620962	9.953765
12	0	0.4417351	1.236858	5.418618
13	0	0.5300822	1.501899	6.83217
14	0	0.2355921	0.7951232	2.09088
15	0	0.2944901	0.7067762	2.67986
16	0	0.1766941	0.6478782	2.591513

Final Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	330.6854	326.7136	0	0
1	123.4113	0	0	0
2	0	0	0	15.7172
3	39.88879	0	0	8.851566
4	3.007263	0	0	0
5	0	0.283704	4.312302	0
6	0	0	22.92329	104.5166
7	0	5.67E-02	1.872447	8.511121
8	0	0.283704	1.361779	0
9	0	0	0.3971857	5.67E-02
10	0	5.67E-02	0	0
11	0	0.1702224	0	2.269632
12	0	0.2269632	0.4539265	1.475261
13	0	0	5.67E-02	0
14	0	0	0	1.134816
15	0	0.1702224	0	0
16	0	0.1134816	0	1.021335

Run Indicators

SimYear	Pop All	Pop Males	Pop Females	Hrv Male	Hrv Female	PopAg Males	PopAg Females	HrvAg Males	HrvAg Females	GnwRt GnwRt	GnwRt GeomMean	ReproVal	ReproVal	%FemHarv	%AdultFem	ExceedCrit	%Exceed	ExceedCrit	Cumm_%Exceed	AdultM/F M/F Ratio	AdultM/F	AdultM	AdultF
---------	---------	-----------	-------------	----------	------------	-------------	---------------	-------------	---------------	-------------	----------------	----------	----------	----------	-----------	------------	---------	------------	--------------	--------------------	----------	--------	--------

Mean of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	35308.72	14066.15	21242.57	1553.83	3692.33	0.63487574	2.2749	1.7538	3.0297	1.0319	1.0319	0.74071472	70.3679	27.4104	0	0	0.20023773	1930.48	9683.95
2	34832.68	15149.97	19682.71	2202.34	4050.44	0.81655994	2.2555	1.8532	2.7878	0.98412765	1.0073	0.65282966	64.7977	25.5156	0	0	0.40805149	3570.02	8907.87
3	31758.15	14433.48	17324.67	3242.81	4500.72	0.90308871	2.2198	2.2077	2.9503	0.90509324	0.97137812	0.57397096	58.1225	23.7697	0	0	0.49655021	3713.83	7614
4	26741.98	12507.39	14234.59	3806.03	4769.38	0.97907351	2.1528	2.1954	2.8378	0.82325452	0.93080521	0.50829492	55.6516	22.4876	0.01	0.01	0.5847957	3466.64	6214.02
5	20761	9833.62	10927.38	4192.41	4729.29	0.99912206	2.2709	2.1853	2.831	0.72801495	0.88244526	0.44297742	52.9232	21.7726	0.06	0.07	0.75067742	2710.07	4747.69

Sum of Squares of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	1.26064E+11	20083763037	45715550357	304743607	1427498643	40.7535	520.5677	444.2341	1029.8665	106.5569	106.5616	55.0679	518177.1487	75673.6399	0	0	4.1213	387156618	9555361683
2	1.23727E+11	23469185663	39778681831	587105056	1741238234	67.7692	513.7048	435.2633	852.7654	97.2374	101.6365	42.8108	445842.6686	65816.2039	0	0	17.8558	1354672270	8203871227
3	1.0493E+11	21615644000	31682979027	1167713007	2141789244	84.8342	501.946	559.5819	969.2677	82.5568	94.5835	33.1734	357219.163	57292.0431	0	0	27.7655	1566974201	6184894766
4	78402630572	17096942579	22787598481	1613835855	2435107488	101.1831	479.9541	543.5748	891.5243	69.1438	87.057	26.2356	331806.7151	52790.7814	0	0	41.4656	1489866178	4488937800
5	53453485948	11671689598	15577026852	1956085665	2439396847	109.1432	578.8788	543.4053	903.1407	56.3332	78.7903	20.269	301450.2857	51278.2212	0	0	212.1535	1029657119	3008036479

Standard Deviation (SD) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	3732.8146	1726.5731	2430.7866	795.6434	801.0528	0.06683816	0.1742281	1.169	1.0582	0.02774206	0.02774558	0.0449471	15.1703	2.3248	0	0	0.03343819	380.5432	1332.189636
2	4894.0097	2273.8218	3221.4508	1010.3213	1003.1541	0.10450682	0.22309388	0.956823497	0.86926259	0.06218722	0.04033188	0.0438291	16.1148	2.6679	0	0	0.10978135	895.3658	1639.684217
3	6381.0848	2798.4094	4084.8011	1077.6425	1077.6882	0.18103158	0.30299985	0.84968713	0.99412715	0.07983893	0.04753937	0.04787206	13.9272	2.8144	0	0	0.17633262	1370.1127	1968.743676
4	8300.1694	3812.4298	5025.1798	1285.4938	1266.5265	0.23075056	0.40627067	0.78485032	0.92855597	0.11700341	0.06458928	0.06318108	14.865	4.7132	0	0	0.2695734	1697.3417	2505.061564
5	10174.2684	4474.0154	6030.1439	1408.7424	1424.003	0.30526628	0.79491741	0.81159891	1.0085	0.18255368	0.09588122	0.08038129	14.6165	6.2238	0	0	1.2482	1718.1652	2745.870436

Standard Error (SE) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	373.2815	172.6573	243.0787	79.5643	80.1053	0.00668382	0.01742281	0.11689627	0.10581914	0.00277421	0.00277456	0.00449471	1.517	0.23248333	0	0	0.00334382	38.0543	133.2189636
2	489.401	227.3822	322.1451	101.0321	100.3154	0.01045068	0.02230939	0.0958235	0.08692626	0.00621872	0.00403319	0.00438291	1.6115	0.26678693	0	0	0.01097813	89.5366	163.9684217
3	638.1085	279.8409	408.4801	107.7643	107.7688	0.01810316	0.03029998	0.08495871	0.09941271	0.00798389	0.00475394	0.00478721	1.3927	0.28144232	0	0	0.01763326	137.0113	196.8743676
4	830.0169	381.243	502.518	128.5494	126.6526	0.02307506	0.04062707	0.07848503	0.0928556	0.01170034	0.00645893	0.00631811	1.4865	0.47131512	0	0	0.02695734	169.7342	250.5061564
5	1017.4268	447.4015	603.0144	140.8742	142.4003	0.03052663	0.07949174	0.08115989	0.10084949	0.01825537	0.00958812	0.00803813	1.4616	0.62237828	0	0	0.1248206	171.8165	274.5870436

Median and 95 Percentile of the population

SimYear	TotalPop	Lower	Upper	Male	Lower	Upper	Female	Lower	Upper
1	35470.5	25893	42101	13887	9037	17504	21583.5	16856	24597
2	34630	23110	44367	13229.5	11484	18515	21400.5	11626	25852
3	31427.5	17488	45495	13538	8628	21158	17889.5	8860	24337
4	25805	7893	45054	11684	5853	20367	14121	2040	24687
5	20416	2004	45904	8519.5	1731	20017	11896.5	273	25887



Zone 6 modèle avec RLTB+

Initial Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	259.8081	260.022	0	0
1	58.32926	57.56539	57.07651	59.03202
2	17.44683	7.058177	16.28575	25.23833
3	9.930335	1.161085	4.338792	17.93571
4	4.216573	1.19164	3.75825	13.90247
5	1.13053	1.31386	3.116597	12.1914
6	1.25275	1.099976	3.63603	13.53581
7	0.3972134	0.7638719	3.605475	13.19971
8	0.3055488	0.733317	2.811049	8.280372
9	0.1527744	0.5498878	1.741628	5.683207
10	3.06E-02	0.4277683	1.772183	7.852603
11	3.06E-02	0.7638719	2.261061	10.44977
12	0	0.4583232	1.436079	4.980445
13	0	0.6110975	2.047177	6.20264
14	0	9.17E-02	0.733317	2.994378
15	0	9.17E-02	0.6416524	2.749939
16	0	0.1222195	0.7944268	2.658274

Final Population Structure (normalized to 1000)

Age	M	FnoYng	F&1(0)	F&2(0)
0	191.5864	237.663	0	0
1	105.5154	69.94424	0	0
2	58.47118	19.81293	30.36447	24.05198
3	36.81519	10.92015	36.95341	45.01682
4	5.114501	2.810671	9.169239	8.938856
5	1.88914	2.810671	11.05838	12.53283
6	3.593973	6.312491	13.31613	17.32479
7	0.3225361	1.059761	3.133207	3.271437
8	0	0.6450721	1.704833	2.349905
9	0.3686126	0.7372253	2.395982	2.764595
10	0.1382297	0.4607658	1.520527	1.935216
11	0.1382297	0.6911487	0.9676082	0.9215316
12	4.61E-02	0.552919	1.336221	1.197991
13	0	0.6450721	1.61268	1.935216
14	0	9.22E-02	0.3686126	0.5068424
15	0	0.2764595	0.4146892	0.5989955
16	0	0.5068424	1.244068	1.151914

Run Indicators

SimYear	Pop All	Pop Males	Pop Females	Hrv Male	Hrv Female	PopAg Males	PopAg Females	HrvAg Males	HrvAg Females	GwRt GrwRt	GwRt GeomMean	ReproVal	ReproVal	%FemHarv	%AdultFem	ExceedCrit	%Exceed	ExceedCrit	Cumm_%Exceed	AdultM/F	M/F Ratio	AdultM	AdultF
---------	---------	-----------	-------------	----------	------------	-------------	---------------	-------------	---------------	------------	---------------	----------	----------	----------	-----------	------------	---------	------------	--------------	----------	-----------	--------	--------

Mean of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	33228.92	13402.82	19826.1	2238.37	5052.56	0.63446098	2.2916	1.536	2.8781	0.97371532	0.97373935	0.7203598	69.3047	27.1251	0	0	0.1929233	1730.06	9022.96
2	30043.59	13389.28	16654.31	2923.71	5399.94	0.74903785	2.1703	1.9292	2.9879	0.9001884	0.93545168	0.60566793	64.8848	23.8072	0	0	0.40792765	2811.88	7194.3
3	23820.12	11110.12	12710	3750.05	5204.97	0.91700381	2.164	1.8603	2.8475	0.78077923	0.87924443	0.51619336	58.12	22.0919	0	0	0.6043921	2824.6	5410.11
4	17654.5	8305.57	9348.93	3977.47	4443.05	0.94010529	2.3368	2.056	2.8247	0.69782557	0.82420767	0.44644446	52.4687	21.7897	0.01	0.01	0.65678423	2173.08	4050.71
5	11423.49	5421.97	6001.52	3752.5	4202.37	0.93561342	2.4102	1.8907	2.9218	0.56406699	0.75484721	0.35997478	51.6792	18.7834	0.32	0.33	0.88496359	1264.4	2457.22

Sum of Squares of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	1.1157E+11	18306843422	39913499678	655036917	2706331896	40.9566	529.8346	362.2965	933.8241	94.9068	94.9115	52.1162	509179.6374	74361.9282	0	0	3.9523	320045350	8324230322
2	92679222251	18361975096	28931698631	1000177433	3059984216	58.7558	478.9154	479.2556	973.9667	81.7099	87.7827	36.9214	441845.6826	58140.2007	0	0	19.7395	897532516	5492716430
3	60896231802	13120324034	18009639540	1587506923	2890966435	90.5563	482.6442	414.1024	879.6728	62.2924	77.8044	26.9966	360392.7286	51235.748	0	0	54.7881	974360452	3371366747
4	37847889408	8251312213	11156306143	1733470279	2157414819	97.5497	681.6131	484.0168	918.4023	52.4413	69.2118	20.4467	298328.3119	52137.0728	0	0	166.7109	679955778	2177983879
5	19814763015	4384636877	5938505910	1643135876	2067554957	107.635	1043.5492	427.8784	982.9636	36.773	59.1775	13.9808	295772.9346	45505.7568	0	0	657.3901	340927200	1121306644

Standard Deviation (SD) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	3396.6218	1852.7953	2461.8602	1240.9951	1238.9336	0.083818	0.21676338	1.1241	1.027	0.03076879	0.03076899	0.04736942	16.9898	2.801	0	0	0.04799107	455.3525	1352.218939
2	4916.8	2084.9297	3457.0138	1205.6924	1200.2042	0.16278952	0.28069482	1.0347	0.90120471	0.08221668	0.05251033	0.04878894	14.4367	3.8238	0	0	0.17604045	1033.7582	1780.228022
3	6447.0304	2787.1982	4307.2376	1346.1776	1348.3144	0.25429732	0.37908921	0.82485185	0.82985834	0.11535985	0.07052086	0.05925295	15.0331	4.9302	0	0	0.4273069	1328.6231	2108.169172
4	8172.9752	3678.4003	4915.3402	1230.6239	1354.0513	0.30281868	1.1643	0.78291685	1.0978	0.193526	0.11313568	0.07179523	15.1762	6.825	0	0	1.1116	1441.2776	2317.668502
5	8225.0536	3801.1327	4833.9235	1533.0044	1736.5587	0.44830537	2.151	0.83901789	1.1369	0.22261832	0.14825926	0.10112546	16.9406	10.1115	0	0	2.4064	1345.5722	2274.892593

Standard Error (SE) of the Individual Indicator Run Results (up to 100 runs - extant runs only)

1	339.6622	185.2795	246.186	124.0995	123.8934	0.0083818	0.02167634	0.11241457	0.10270445	0.00307688	0.0030769	0.00473694	1.699	0.28010169	0	0	0.00479911	45.5352	135.2218939
2	491.68	208.493	345.7014	120.5692	120.0204	0.01627895	0.02806948	0.10347231	0.09012047	0.00822167	0.00525103	0.00487889	1.4437	0.38238049	0	0	0.01760405	103.3758	178.0228022
3	644.703	278.7198	430.7238	134.6178	134.8314	0.02542973	0.03790892	0.08248518	0.08298583	0.01153598	0.00705209	0.00592529	1.5033	0.49301869	0	0	0.04273069	132.8623	210.8169172
4	817.2975	367.84	491.534	123.0624	135.4051	0.03028187	0.11642689	0.07829168	0.10977799	0.0193526	0.01131357	0.00717952	1.5176	0.68249921	0	0	0.11116399	144.1278	231.7668502
5	822.5054	380.1133	483.3924	153.3004	173.6559	0.04483054	0.21509568	0.08390179	0.11368708	0.02226183	0.01482593	0.01011255	1.6941	1.0111	0	0	0.24063957	134.5572	227.4892593

Median and 95 Percentile of the population

SimYear	TotalPop	Lower	Upper	Male	Lower	Upper	Female	Lower	Upper
1	33009	27073	41035	13952	12894	14785	19057	14179	26250
2	29983	20486	40191	11929	11923	17040	18054	8563	23151
3	23894.5	10562	36324	11884	6469	14700	12010.5	4093	21624
4	17707.5	1353	34917	6245.5	1279	14750	11462	74	20167
5	10109	17	32533	4692	11	15756	5417	6	16777