

Effet de la variation du régime de perturbations naturelles sur la composition et la structure d'âge des forêts de l'Outaouais

Une analyse de sensibilité réalisée par modélisation avec LANDIS-II

réalisée par  
Frédéric Doyon,  
&  
Pascal Rochon



Institut des Sciences  
de la Forêt tempérée



 Université  
du Québec  
en Outaouais

20 janvier 2014



# Institut des Sciences de la Forêt tempérée

L'ISFORT est un institut de recherche universitaire rattaché au campus de Gatineau de l'Université du Québec en Outaouais. C'est aussi le premier institut au Canada dédié à l'étude de la forêt tempérée. Par l'intermédiaire de diverses expertises, les recherches de l'ISFORT s'intéressent aux problématiques associées (i) au fonctionnement des écosystèmes. (ii) à la caractérisation et au suivi des ressources naturelles et (iii) au développement d'approches novatrices pour la mise en valeurs des ressources naturelles des forêts tempérées.

## Citation

Doyon, F. & P. Rochon. 2013. Effet de la variation du régime de perturbations naturelles sur la composition et la structure d'âge des forêts de l'Outaouais: Une analyse de sensibilité réalisée par modélisation avec LANDIS-II. Rapport de l'Institut des Sciences de la Forêt tempérée (UQO), Ripon, Qc, Janvier 2014. 63 p. + 12 annexes.

## Remerciements

Nous tenons premièrement à remercier Mathew Duveneck, du ***Dynamic Ecosystems and Landscapes Lab*** au Département des Sciences de l'Environnement et de l'Aménagement à la Portland State University pour le partage de ses informations et son aide précieuse pour la paramétrisation du modèle. Nous remercions aussi Dominic Cyr, stagiaire postdoctoral sous la supervision du Pr. F. Doyon, pour avoir partagé son expérience et ses réflexions sur la modélisation avec LANDIS-II tout au long du projet. Nous remercions aussi les membres du comité aviseur de ce projet, Pierre Labrecque, Pamela-Garcia Cournoyer et Sébastien Meunier pour leur conseil judicieux sur l'orientation du projet de recherche.

Nos remerciements vont aussi à Srdjan Ostojic pour sa contribution lors des analyses géomatiques et techniques ainsi qu'à Julie Poirier pour l'administration du projet et la révision du rapport final.

Ce projet a été financé par le Programme de mise en œuvre de l'approche intégrée et régionalisée (PAIR), du ministère des Ressources naturelles (MRN), administré par la Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire public de l'Outaouais (CRRNTO).

## Résumé

L'aménagement forestier écosystémique est un concept basé sur la reproduction des patrons spatiotemporels engendrés par les perturbations naturelles tout en développant l'aspect socio-économique qui repose sur le respect des valeurs sociales. La caractérisation de la variabilité des patrons spatiotemporels résultant de la dynamique des forêts naturelles s'apparentant aux caractéristiques préindustrielles est essentielle pour offrir des balises écologiques de référence à l'AE. En forêt feuillue tempérée, c'est le régime de trouées qui domine le renouvellement de la forêt alors qu'en forêt mixte tempérée, ce sont les perturbations de sévérité intermédiaire qui en sont le moteur. Or, le concept d'aménagement écosystémique a beaucoup été développé dans les contextes de dynamiques forestières dominées par les perturbations catastrophiques tels les feux. Les balises écologiques offertes par Boucher et al. (2011) reflètent très bien ce constat car celles-ci sont basées sur les perturbations catastrophiques seulement. Ce projet vise donc à évaluer, à la lumière de la littérature récente et par voie de modélisation, en quoi les balises écologiques offertes par Boucher et al. (2011) sont adéquates pour la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique pour la forêt de l'Outaouais. Les objectifs spécifiques de ce travail étaient donc 1) d'évaluer à partir d'une revue de la littérature et des recherches récentes sur les régimes de perturbations qu'elle serait l'enveloppe d'incertitude autour des balises écologiques proposées par Boucher et al. (2011) dans un contexte spécifique à la région de l'Outaouais ; 2) de développer une méthodologie quantitative permettant de faire l'analyse de sensibilité à partir de l'enveloppe des régimes de perturbations identifiée au point précédent ; 3) d'évaluer les variations sur les balises écologiques pertinentes à l'aménagement écosystémique qui intègrent les dimensions de la composition, de la structure d'âge et la structure interne des peuplements; et 4) de confronter l'état actuel de la végétation forestière à l'enveloppe de variabilité naturelle afin d'identifier les écarts requérant une restauration dans le plan d'aménagement forestier pour la stratégie d'aménagement écosystémique.

Dans un premier temps, les intervalles de retour des perturbations utilisés dans le document de Boucher et al. (2011) ont été comparés aux études empiriques sur les régimes de perturbations en forêt décidue et mixte tempérée (l'érablière à bouleau jaune de l'ouest et la sapinière à bouleau jaune de l'ouest), ainsi que les balises écologiques sur la composition et la structure d'âge en découlant. La synthèse des travaux sur les régimes de perturbations naturelles en forêt décidue et mixte tempérée ont confirmé quels en sont les principaux agents perturbateurs. Par la suite, un travail important de paramétrage du modèle LANDIS-II a été effectué afin de développer une plateforme quantitative en vue de faire une analyse de sensibilité de l'enveloppe de variabilité naturelle des régimes de perturbations. Ce travail a permis de mettre au point une version *Age-only succession* de LANDIS-II pour l'Outaouais (**Modèle LANDIS-Outaouais**). Le modèle possède une résolution de 1 ha et une étendue de 3.4 Mha de forêt. Les conditions écologiques de références pour représenter la variabilité du milieu physique se basent sur une division écologique en 15 Grands Écosystèmes et les communautés initiales ont été formulées à partir de l'inventaire écoforestier du 4<sup>ème</sup> décennal. Trois types de perturbation (feu, chablis, TBE) ont été paramétrés. Cinq simulations ont été réalisées sur un horizon de 200 ans. Des modèles de classification des sorties des simulations ont été développés pour caractériser les changements en composition (trois niveaux – type de couvert, sous-type de couvert et type de communauté) et en structure d'âge.

Les sorties des simulations ont été analysées afin de bien caractériser le régime des perturbations naturelles et cela, par perturbations, en distinguant les niveaux de sévérité. Une analyse de la variabilité temporelle et entre les 5 simulations a permis de mieux cerner l'enveloppe de variabilité naturelle dans le régime de perturbations. Les résultats sur les perturbations ont été détaillés par Grand Écosystème afin de bien saisir l'influence du milieu physique sur les processus naturels de la succession et les régimes des perturbations. L'utilisation des Grands Écosystèmes pour distinguer les dynamiques naturelles s'est avérée très importante. Des distinctions ont été constatées entre les intervalles de retour utilisés par Boucher et al. (2011) et ceux obtenus dans notre modèle. De plus, nous démontrons que les chablis partiels, et les dommages partiels des épidémies de TBE sont très importants sur la dynamique naturelle.

Ces différences ont été la cause de changements en composition et en structure d'âge des communautés forestières. En effet, l'exercice de modélisation complété dans cette étude a permis de distinguer ainsi les tendances qui s'exerceraient sur la végétation forestière actuelle si les RPN qui ont été modélisés opéreraient sur un horizon de 200 ans. Si la forêt était laissée à son RPN, les feuillus augmenteraient considérablement, particulièrement les feuillus tolérants dominés par l'érable à sucre et les feuillus intolérants dominés par le peuplier et le bouleau à papier. Il en serait de même pour les mixte à feuillus tolérants, tels les ErRB et les BjRB. Outre ces augmentations, on y verrait aussi que les chênaies rouges et les sapinières augmentent aussi. D'autre part, nos résultats suggèrent aussi une réduction de l'importance des peuplements dominés par le pin blanc, les épinettes, la pruche et le thuya de l'est.

Du point de vue de la structure d'âge du paysage, nos résultats présentent une proportion occupée par les jeunes peuplements (10-30 ans et 30-50 ans) et les peuplements intermédiaires (JIR-JIN) plus importante dans les GÉ qui supportent des peuplements mixtes et des peuplements résineux que celle qui est proposée par Boucher et al. (2011). Nous attribuons ces différences marquées dans la structure d'âge au fait que Boucher et al. (2011) n'aient pas considéré 1) les perturbations de sévérité partielles qui sont très structurantes (chablis que pour les épidémies de TBE) et 2) que l'importance des épidémies de TBE ait été sous-estimée dans l'étude de Boucher et al. (2011).

À la lumière de ces résultats, les recommandations que nous formulons sont les suivantes :

1. D'intégrer les Grands Écosystèmes comme niveau de planification stratégique afin de permettre de tenir compte des facteurs du milieu qui sont structurants pour la dynamique naturelle (succession et RPN), et par conséquent, pour l'aménagement écosystémique des forêts de l'Outaouais ;
2. De revoir, à la lumière des balises écologiques obtenus par les travaux réalisés avec le **Modèle LANDIS-Outaouais**, les objectifs de composition et de structure d'âge, et cela pour les grandes strates d'aménagement ;

3. D'ajuster conséquemment à la recommandation no. 2, la stratégie d'aménagement et la sylviculture pour une approche qui serait plus proche de la nature et du fonctionnement naturel des écosystèmes. Pour cela, il est important d'évaluer pour chaque GÉ quelles sont les principales perturbations qui sont responsables de la dynamique naturelle des forêts sur ce GÉ. Les données présentées dans cette étude peuvent servir de base pour une telle réflexion. Une évaluation qui s'attarde à l'adéquation entre les perturbations et la sylviculture pourrait être très utile pour finaliser cette étape (tel que Doyon et Sougavinski 2002 le propose dans leur dernier chapitre).

## Table des matières

Citation.....	i
Remerciements.....	ii
Résumé.....	iii
Table des matières.....	vi
Tables des figures.....	viii
Tables des tableaux.....	x
1. Introduction.....	1
Contexte.....	1
Objectifs.....	2
2. Évaluation de l'enveloppe d'incertitude entourant le régime des perturbations naturelles en Outaouais ...	3
Le régime de perturbations naturelles pour l'érablière à bouleau jaune de l'ouest et la sapinière à bouleau jaune de l'ouest selon Boucher et al. (2011).....	3
a. Les intervalles de retour par Unité Homogène.....	3
b. Les structures d'âge de référence par Unité Homogène.....	5
c. La composition de référence en type de couvert par Unité Homogène.....	5
Autres sources d'information sur le régime de perturbations naturelles en Outaouais et la végétation potentielle cible.....	6
a. Les synthèses sur les régimes de perturbations naturelles.....	6
b. L'utilisation de la définition des Grands Écosystèmes pour encadrer les balises écologiques.....	7
Adéquation entre les états de références de Boucher et al. (2011) et les connaissances sur la dynamique forestière propre à l'Outaouais.....	9
3. Développement d'une plateforme quantitative en vue de faire une analyse de sensibilité de l'enveloppe de variabilité naturelle des régimes de perturbations à l'aide de LANDIS-II.....	11
Approche utilisée.....	11
Paramétrisation du modèle de paysage visant à reproduire la dynamique paysagère de l'Outaouais ....	12
a. Le territoire modélisé.....	12
b. Les paramètres des espèces et des régimes de perturbations.....	16
4. Analyses des résultats.....	25
Scénarios de simulation.....	25
a. Plage de sensibilité du RPN explorée et horizon de simulation.....	25
Classification des sorties des communautés.....	25
a. Composition.....	26
b. Structure d'âge.....	28
Parallélisation des processus computationnels sur le super ordinateur.....	31
5. Résultats.....	33

---

Les perturbations .....	33
a. Les intervalles de retour par sévérité .....	33
b. La variabilité spatio-temporelle des perturbations et de leur sévérité .....	40
Les communautés forestières .....	44
a. La composition .....	44
b. La structure d'âge.....	51
6. Discussion .....	55
Comparaison des principaux résultats avec les balises écologiques proposées par Boucher et al. (2011) .....	55
a. Les perturbations naturelles .....	55
b. Les communautés forestières .....	57
7. Conclusions .....	59
Rappel du but, des objectifs de l'étude et des livrables attendus .....	59
Recommandations .....	60
Perspectives .....	60
8. Littérature citée .....	61
9. Annexes.....	63

## Tables des figures

Figure 1.	Unités homogènes de niveau 3 (Selon Grondin et al. 2007) utilisées pour l'évaluation des états de référence dans Boucher et al. (2011).....	4
Figure 2.	Relation entre la taille des ouvertures et l'intervalle de retour pour les forêts du nord-est de l'Amérique du nord (Seymour et al. 2002). .....	9
Figure 3.	Distribution géographiques des Grands Écosystèmes dans l'Outaouais.....	15
Figure 4.	Représentation du gabarit général de représentation des communautés forestières dans le <b>modèle LANDIS – Outaouais</b> . L'exemple représente une érablière à feuillus peu-tolérants irrégulière (70-120 ans). Les cellules grisées constituent les cohortes présentes dans la communauté.....	18
Figure 5.	Statistiques des cohortes d'âge retenues dans les sorties du modèle LANDIS-II.....	25
Figure 6.	Algorithme de classification des sorties des communautés forestières pour évaluer la composition. ....	27
Figure 7.	Dendrogramme de groupement des 38 classes d'âge utilisée dans le 4 <sup>ème</sup> décennal de l'inventaire écoforestier de l'Outaouais. ....	30
Figure 8.	Variation des taux d'erreurs de classification par groupe de classes d'âge en fonction du nombre d'arbres décisionnels utilisés dans le modèle prédictif .....	30
Figure 9.	Diagrammes d'analyse de l'importance des variables pour le modèle prédictif.....	32
Figure 10.	Superficies brûlées par décennies pour les 5 simulations selon la classe de sévérité. ....	36
Figure 11.	Superficies chablisées par décennies pour les 5 simulations selon la classe de sévérité.....	38
Figure 12.	Synthèse cumulée des perturbations par le feu générées par le <b>Modèle LANDIS-Outouais</b> pour la Simulation I sur un horizon de 200 ans. ....	41
Figure 13.	Synthèse cumulée des perturbations par les chablis générées par le <b>Modèle LANDIS-Outouais</b> pour la Simulation I sur un horizon de 200 ans. ....	42
Figure 14.	Synthèse cumulée des perturbations par les épidémies de TBE générées par le <b>Modèle LANDIS-Outouais</b> pour la Simulation I sur un horizon de 200 ans. ....	43
Figure 15.	Somme de la superficie en type de couvert pour les 5 simulations combinées ensemble sur 200 ans.....	44
Figure 16.	Moyenne de la superficie en type de couvert pour chacune des 5 simulations sur 200 ans.....	46
Figure 17.	Somme de la superficie en sous-type de couvert pour les 5 simulations cumulées ensemble sur 200 ans. Le graphique du bas reproduit la dynamique des sous-types autres que le sous-type Ft. ....	47

---

Figure 18. Somme de la superficie en sous-type de couvert pour chacune des 5 simulations sur 200 ans. Le graphique du bas reproduit la dynamique des sous-types autres que le sous-type Ft. ....	48
Figure 19. Enveloppe de variabilité naturelle (intervalle de confiance à 95%) de la composition des communautés forestières en sous-type de couvert pour la région de l'Outaouais sur un horizon de 200 ans, tel que modélisé par le <b>Modèle LANDIS-Outaouais</b> . ....	49
Figure 20. Enveloppe de variabilité naturelle (intervalle de confiance à 95%) de la composition des communautés forestières en type de communauté pour la région de l'Outaouais sur le premier et le second siècle d'horizon, tel que modélisé par le <b>Modèle LANDIS-Outaouais</b> . ....	49
Figure 21. Somme de la superficie en groupe de classes d'âge pour les 5 simulations combinées ensemble sur 200 ans. ....	51
Figure 22. Moyenne de la superficie en type de couvert pour chacune des 5 simulations sur 200 ans. ....	52
Figure 23. Proportion du paysage forestier de l'Outaouais selon les différents groupes de classes d'âge par Grand Écosystème à l'état initial, pour la moyenne du premier (Siècle I) et celle du second siècle (Siècle II) de l'horizon de simulation (moyenne de 5 simulations). ....	54

## Tables des tableaux

Tableau 1.	Intervalles (années) de retour moyen des perturbations naturelles sévères pour les 6 unités homogènes de niveau 3 de l'Outaouais (Tiré de Boucher et al. 2011). .....	4
Tableau 2.	Balises écologiques proposées par Boucher et al. (2011) en composition et en structure d'âge pour les 6 Unités Homogènes de niveau 3 de l'Outaouais. ....	5
Tableau 3.	Caractéristiques des perturbations rencontrées dans la forêt feuillue du Nord-Est de l'Amérique du Nord (Tiré de Doyon et Sougavinski (2002)).....	7
Tableau 4.	Intervalle de retour évalué pour chaque perturbation pour cinq types d'écosystèmes forestiers de la forêt feuillue du sud du Québec (Tiré de Doyon et Sougavinski (2002)). ....	8
Tableau 5.	Liste des Grands Écosystèmes de l'Outaouais et % de la superficie associée à chacun. ....	14
Tableau 6.	Paramètres des traits vitaux des espèces (SPECIES.DAT) considérées pour la modélisation dans le modèle LANDIS - Outaouais .....	17
Tableau 7.	Coefficients d'établissement des différentes espèces d'arbres en fonction des 15 Grands Écosystèmes .....	20
Tableau 8.	Paramètres de distribution de taille, de probabilité d'ignition et d'intervalle de retour utilisés pour la simulation du régime des feux.....	21
Tableau 9.	Paramètres de distribution de taille, de probabilité d'ignition et d'intervalle de retour utilisés pour la simulation du régime des feux.....	23
Tableau 10.	Âge des espèces pour définir les classes d'hôte pour le calcul de la dominance des ressources et les classes de susceptibilité pour le régime des épidémies de TBE. ....	24
Tableau 11.	Classification hiérarchique de la composition utilisée pour l'analyse des sorties du <b>Modèle LANDIS-Outaouais</b> . ....	26
Tableau 12.	Coefficient de classification des espèces d'arbres .....	28
Tableau 13.	Regroupement obtenu des 38 classes d'âge de l'inventaire écoforestier du 4 <sup>ème</sup> décennal de l'Outaouais à partir de l'analyse de groupement hiérarchique utilisant les statistiques des cohortes d'âges des communautés forestières de l'Outaouais à l'état initial dans le <b>modèle LANDIS-Outouais</b> .....	31
Tableau 14.	Moyenne des valeurs des statistiques des cohortes d'âge des communautés forestières initiales en fonction des 5 groupes de classes d'âge discriminés par l'analyse de groupement et seuil de probabilité de classification utilisé pour le modèle prédictif. ....	32
Tableau 15.	Matrice de confusion du modèle de prédiction pour le jeu de données d'entraînement. ....	32

---

Tableau 16. Intervalle de retour des feux selon le niveau de sévérité .....	34
Tableau 17. Intervalle de retour des feux par GÉs.....	35
Tableau 18. Intervalle de retour des chablis (années) selon le niveau de sévérité .....	37
Tableau 19. Intervalles de retour des chablis par GÉs, par classes de sévérité.....	37
Tableau 20. Intervalle de retour des épidémies de la TBE selon le niveau de sévérité (2-3). Ce calcul est fait sur l'ensemble des cellules de forêt actives et également pour les sites qui offrent des ressources pour la TBE seulement (pondéré par le SRD).....	39
Tableau 21. Intervalle de retour des épidémies de la TBE selon le niveau de sévérité (2-3), et cela pour chacun des GÉs. Ce calcul est fait sur l'ensemble des cellules de forêt actives et également pour les sites qui offrent des ressources pour la TBE seulement (pondéré par le SRD). Le % d'habitat exprime l'équivalent en superficie pondéré par le SRD de chaque GÉ. ....	40
Tableau 22. Enveloppe de variabilité naturelle de la superficie (ha) par type de couvert par siècle.....	45
Tableau 23. Changements de composition en type de communautés projetés par le Modèle LANDIS-Outaouais pour les 2 prochains siècles. ....	50
Tableau 24. Enveloppe de variabilité naturelle de la superficie (ha) par groupe de classe d'âge par siècle.....	53
Tableau 25. Synthèse de la caractérisation des régimes de perturbations naturelles pour les forêts de l'Outaouais.....	56

## 1. Introduction

### **Contexte**

L'application de l'aménagement écosystémique (AÉ) débute par une compréhension approfondie de la dynamique forestière, dont la succession et les régimes des perturbations naturelles (RPN) en sont le moteur. Les RPN se caractérisent par les types de perturbation, leurs intervalles de retour, leurs sévérités, leurs mécanismes de perturbation, leurs périodicités, leurs distributions de taille des taches de perturbations, et leur configuration spatiale (dispersion). En forêt feuillue tempérée, il existe une grande variété d'agents perturbateurs susceptibles d'influencer la dynamique forestière tels le vent, les insectes et maladies, le feu, le verglas (North et Keeton 2008). Chacun de ceux-ci contribue à modéliser les paysages forestiers par des mécanismes qui leur sont propres (Doyon et Sougavinski 2002). Par exemple, le régime de trouées est très fréquent (période 0,1 à 10 ans), pratiquement continu, avec des petites perturbations (10 à 1000 m<sup>2</sup>) disséminées dans le paysage alors qu'à l'inverse, le régime de chablis catastrophiques est très peu fréquent (période d'environ 1 000 ans), avec des perturbations de moyenne envergure (10 à 1000 ha) (Doyon et Bouffard 2009). Ainsi, la compréhension du régime des perturbations naturelles offre un modèle conceptuel qui établit les conditions spatio-temporelles à reproduire lors de l'adoption des pratiques sylvicoles ou d'aménagement afin de maintenir les écosystèmes forestiers et leur fonctionnement naturel, et cela, à différentes échelles (Landres et al. 2009).

La description de ces patrons de perturbations naturelles et de leur variabilité pour une région donnée doit être basée sur des études empiriques qui couvrent de larges territoires et de longues périodes. Or, ceci peut représenter un défi important, particulièrement dans les régions du sud du Québec où les forêts ont été modifiées profondément lors des derniers siècles par l'action de l'homme sur le paysage, et où les effets des régimes de perturbations originels ont été oblitérés (Mauri Ortuno et al. 2007). L'utilisation de balises écologiques erronées, tel des intervalles de retour mal estimés, pourrait avoir des conséquences importantes pour la définition de la stratégie d'aménagement écosystémique et sa mise en œuvre pourrait conduire à des conditions indésirables, voire irréversibles. Cette étude s'inscrit donc dans une approche d'analyse de sensibilité en vue d'évaluer l'incertitude associée à la caractérisation des régimes de perturbations et les risques associés à cette incertitude dans un contexte d'application de l'aménagement écosystémique. La méthodologie générale appliquée dans de telles études vise à faire varier des éléments d'incertitudes à l'intérieur d'une enveloppe (analyse de sensibilité) et d'en évaluer l'impact sur une attente ; le risque devient la probabilité à ne pas rencontrer l'attente. Pour effectuer une telle analyse, il faut donc définir les éléments d'incertitudes et les éléments de risques. Par exemple, dans le cas d'une étude d'I&R du calcul de la possibilité forestière, l'attente pourrait être celle de respecter le rendement soutenu. Le risque serait donc celui de ne pas respecter le rendement soutenu compte tenu de l'incertitude vis-à-vis différents éléments (courbes de rendement, perturbations naturelles, quantité de réserve forestière, etc.). Dans le cas de la mise en œuvre de l'AÉ, cette fonction d'attente peut comprendre plusieurs dimensions, et certainement le maintien d'une proportion de communautés forestières caractéristiques (composition et structure) et cela, par grands types de biotopes distincts, en lien avec l'application du filtre brut. Ainsi, le but de cette étude est donc d'évaluer

la sensibilité des balises écologiques en matière d'importance des communautés forestières (composition et structure) aux variations dans les intervalles de retour (périodicité) des perturbations naturelles, notamment les feux, les vents et les épidémies de tordeuses des bourgeons d'épinettes. Une attention particulière sera portée sur la notion de vieilles forêts, en lien avec les travaux du MRNF et de la DGR de l'Outaouais, afin de prendre en considération les critères de classification de vieilles forêts qui sont actuellement utilisés dans le processus de planification. Ces informations viendront informer sur les risques potentiels associés à l'utilisation de balises erronées pour la stratégie d'aménagement écosystémique développée pour la région de l'Outaouais (2013-2018)

### **Objectifs**

Les objectifs visés par ce projet sont les suivants :

- Évaluer à partir d'une revue de la littérature et des recherches récentes sur les régimes de perturbations quelle serait l'enveloppe d'incertitude autour des balises écologiques proposées par Boucher et al (2011) dans un contexte spécifique à la région de l'Outaouais ;
- Développer une méthodologie quantitative permettant de faire l'analyse de sensibilité à partir de l'enveloppe des régimes de perturbations identifiée au point précédent ;
- Évaluer les variations sur les balises écologiques pertinentes à l'aménagement écosystémique. Ces dimensions intégreront les critères de classification de la composition et de la structure d'âge et la structure interne des peuplements;
- Confronter l'état actuel de la végétation forestière à l'enveloppe de variabilité naturelle afin d'identifier les écarts requérant une restauration dans le plan d'aménagement forestier pour la stratégie d'aménagement écosystémique ;

Les résultats attendus et livrables (quantitatifs et qualitatifs) découlant des travaux de cette étude seront les suivants :

- Analyse critique basée sur une revue de littérature des balises écologiques proposées à partir des connaissances du régime de perturbation pour l'aménagement écosystémique des forêts de l'Outaouais et évaluation de l'enveloppe d'incertitude raisonnable entourant ces balises. Une enveloppe d'incertitude sur la composition et la structure d'âge sera produite ;
- Recommandations, à la lumière des résultats, des besoins de précisions sur le régime de perturbations naturelles et les balises écologiques qui en découlent pour la région de l'Outaouais.

## 2. Évaluation de l'enveloppe d'incertitude entourant le régime des perturbations naturelles en Outaouais

### *Le régime de perturbations naturelles pour l'érablière à bouleau jaune de l'ouest et la sapinière à bouleau jaune de l'ouest selon Boucher et al. (2011)*

#### a. Les intervalles de retour par Unité Homogène

L'évaluation des états de références dans Boucher et al (2011) est basée sur les Unités Homogènes (UH) de végétation de niveau 3 de Grondin et al. (2007). Les UH ont été développées afin de regrouper des territoires forestiers présentant des végétations soumises à des régimes de perturbations similaires. Pour la région de l'Outaouais, on y trouve, du sud au nord, les UH FOCT (Forêt feuillue de l'ouest-Érablière à caryer cordiforme typique), FOTt (Forêt feuillue de l'ouest-Érablière à tilleul d'Amérique typique), FOJt (Forêt feuillue de l'ouest-Érablière à bouleau jaune typique), MOJt (Forêt mélangée de l'ouest-Sapinière à bouleau blanc et bouleau jaune typique), MOJs (Forêt mélangée de l'ouest-Sapinière à bouleau blanc et bouleau jaune septentrionale) et MOBt (Forêt mélangée de l'ouest-Sapinière à bouleau blanc typique) (Figure 1). Les résultats pour les différents RPN sont présentés selon ces 6 UH de niveau 3, quoiqu'à certains égards, il y ait peu de différences entre les UH d'un même type de forêt (Forêt feuillue, Forêt mélangée).

À partir d'un ensemble d'études colligées pour chaque UH, des intervalles de retour ont été déterminés pour les feux, les chablis et les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette **en ne considérant que les perturbations sévères (entendre catastrophiques, causant plus de 75% de la mortalité des peuplements)** pour cet exercice. Ainsi, les perturbations intermédiaires ou partielles ne sont pas incluses dans cette évaluation. Le Tableau 1 présente les intervalles de retour retenus par Boucher et al. (2011) pour ces trois types de perturbations pour les 6 UH de l'Outaouais. On observe une réduction des intervalles de feu de sud au nord et une différence d'intervalle de retour pour les chablis entre les UH de la forêt décidue et mixte tempérée. En ce qui concerne les épidémies de TBE, les auteurs ont exclu ce type de perturbation pour la forêt feuillue.

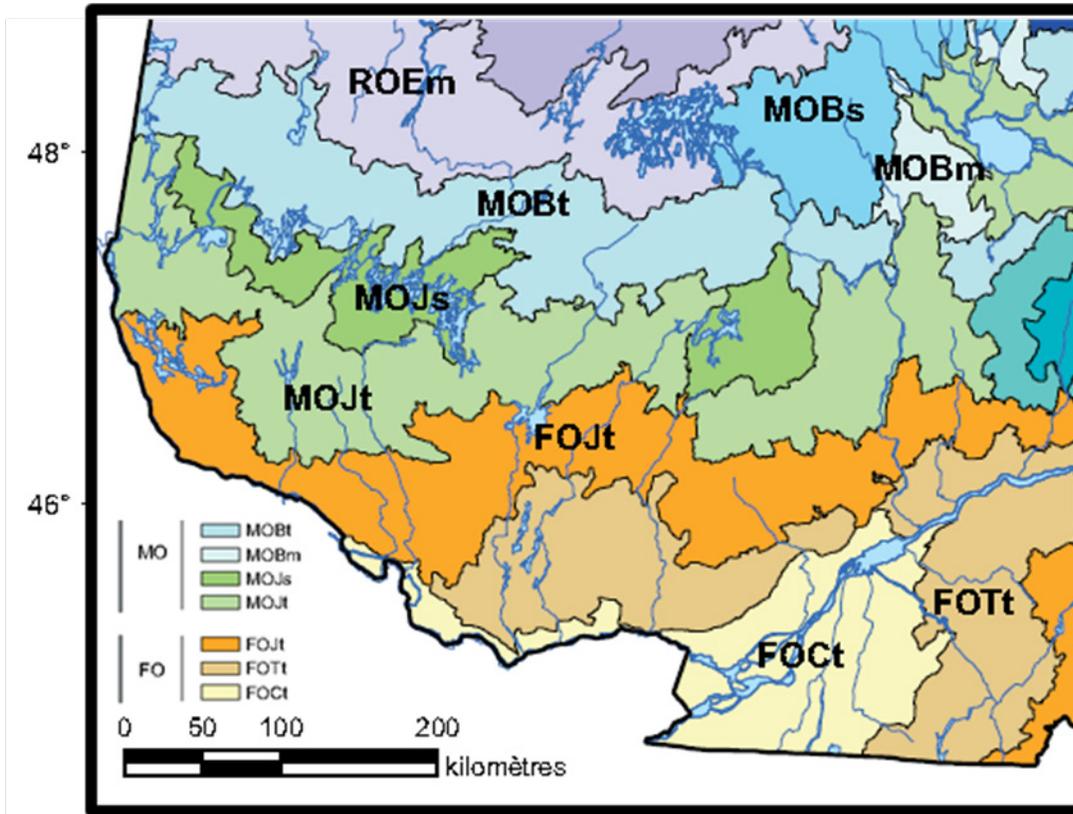


Figure 1. Unités homogènes de niveau 3 (Selon Grondin et al. 2007) utilisées pour l'évaluation des états de référence dans Boucher et al. (2011).

Tableau 1. Intervalles (années) de retour moyen des perturbations naturelles sévères pour les 6 unités homogènes de niveau 3 de l'Outaouais (Tiré de Boucher et al. 2011).

UH	Intervalle		
	Feu	Chablis	Épidémies de TBE
<b>FOct</b>	1000	1500	0
<b>FOTt</b>	680	1500	0
<b>FOJt</b>	475	1500	0
<b>MOJt</b>	190	1752	850
<b>MOJs</b>	255	10205	850
<b>MOBt</b>	195	10205	850

### b. Les structures d'âge de référence par Unité Homogène

L'approche utilisée par Boucher et al. (2011) consiste à définir les différentes proportions du paysage en classes d'âges forêts de chaque UH en fonction des RPN qui leurs sont propres. Cela est obtenu en utilisant une approche de calcul théorique en supposant 1) une distribution exponentielle négative des classes d'âges, 2) cette répartition en classes d'âge est en équilibre avec son régime de perturbations (se perpétue dans le temps). Les classes d'âge retenues pour caractériser les structures d'âge des forêts sont décrites au Tableau 2 et tiennent compte des différences de croissance et de dynamisme entre les différentes UH. On reconnaît 3 stades de développement soit le stade de RÉGÉNÉRATION, INTERMÉDIAIRE, VIEUX. Pour le stade VIEUX, on définit la portion qui serait en structure irrégulière par la classe VIEUX IRRÉGULIER. Pour les érablières, ces classes d'âge ont été divisés dans les classes 0-10 ans, 11-100 ans, 101-200 ans, >200 ans alors que pour la sapinière à bouleau jaune, celles-ci se répartissent de la façon suivante : 0-15 ans, 16-80 ans, 81-200 ans, >200 ans. On remarque que la proportion en vieille forêt ainsi que le pourcentage en forêt irrégulière diminuent généralement du sud vers le nord (Tableau 2). D'après Boucher et al. (2011), cela correspondrait assez bien aux données historiques des territoires pour lesquels une analyse de correspondance a été effectuée (forêt boréale, essentiellement).

Tableau 2. Balises écologiques proposées par Boucher et al. (2011) en composition et en structure d'âge pour les 6 Unités Homogènes de niveau 3 de l'Outaouais.

UH	% par stade de développement				Type de couvert		
	Régénération	Intermédiaire	Vieux	Vieux irrégulier	Résineux	Mixte	Feuille
<b>FOCt</b>	2	14	84	72	ND	ND	ND
<b>FOTt</b>	2	17	81	65	ND	ND	ND
<b>FOJt</b>	3	21	76	57	25	65	10
<b>MOJt</b>	10	32	58	27	30	60	10
<b>MOJs</b>	7	26	67	38	36	53	11
<b>MOBt</b>	9	30	61	31	46	46	8

### c. La composition de référence en type de couvert par Unité Homogène

À partir des études historiques et des données SIFORT du premier décennal, Boucher et al. (2011) ont suggéré des compositions de référence par classe de type de couvert (Résineux, Mixte, Feuillu). Pour la FOCt et la FOTt, ils n'ont trouvé aucune étude historique scientifique publiée dans les revues révisées par les pairs pour en faire cette caractérisation. Autre fait étonnant, d'après leur collection d'information, on ne trouve que 10% de couvert feuillu dans la FOJt, la majeure partie étant de type de couvert mixte (60%).

## ***Autres sources d'information sur le régime de perturbations naturelles en Outaouais et la végétation potentielle cible***

### a. Les synthèses sur les régimes de perturbations naturelles

Il existe deux synthèses qui visent à baliser les régimes de perturbations naturelles pour des forêts semblables à celles rencontrées en Outaouais. Parmi celles-ci, notons celles de Seymour et al. (2002) et celle de Doyon et Sougavinski (2002). Le lecteur pourra trouver la synthèse sur les différents types de perturbations au Tableau 3 ainsi que les informations colligées pour les perturbations par le feu et les chablis en annexe (feu : Annexe 1; chablis : Annexe 2).

Depuis lors, d'autres études portant sur le régime de perturbations naturelles en forêts mixtes et en forêts feuillues ont été menées, notamment dans le Nord-Est des États-Unis (D'Amato et Orwig 2008; Fraver et al. 2009) et au Québec (Payette et al. 1990, Quinn 2004, Drever et al. 2006, Drever et al. 2009) et ont permis de raffiner ces balises écologiques en matière de dynamique du paysage.

De ces synthèses et études, on reconnaît que les perturbations catastrophiques causés par les feux et les vents sont très infrequentes (>1000 ans) et que le régime de trouées, généré par la mortalité individuelle des arbres, est le moteur dominant de la dynamique du paysage de la forêt dominée par les feuillus tolérants (Northern Hardwoods Forests) (Ziegler 2002). Néanmoins, malgré leur faible fréquence, on reconnaît que les perturbations catastrophiques peuvent aussi jouer un rôle significatif, particulièrement compte tenu de leur empreinte à long terme sur le paysage.

Plus spécifiquement, et cela par type de perturbation, on observe les plages suivantes d'intervalles de retour pour les différentes perturbations suivantes:

- les feux catastrophiques: entre 500 et 2 500 ans;
- les chablis catastrophiques: 1000 à 10 000 ans;
- les trouées: entre 45 et 200 ans, soit un taux de renouvellement du couvert annuel qui varie entre 0.5% à 2.0 %.

De plus, tel que présenté au Tableau 3, les perturbations intermédiaires (partielles) peuvent être assez importantes et sont reconnues pour avoir un effet très structurant sur la structure et la composition des forêts (Woods 2004). Pour la forêt feuillue tempérée (éablières) et la forêt mixte tempérée (sapinière à bouleau jaune), quelles soient causées par les vents (chablis de sévérité partielle) ou par les épidémies des la tordeuse des bourgeons de l'épinette (épidémies de sévérité partielle), celles-ci sont particulièrement importantes (MRN 2009).

Tableau 3. Caractéristiques des perturbations rencontrées dans la forêt feuillue du Nord-Est de l'Amérique du Nord (Tiré de Doyon et Sougavinski (2002)).

Agent de perturbation	Feux de surface	Feux de couronne	Chablis partiel	Chablis total	Verglas	Micro-trouées (arbre)	Épidémies de livrée des forêts	Épidémies de tordeuse des bourgeons d'épinette
Importance pour la dynamique de la forêt feuillue	Faible à moyenne	Très faible	Faible à moyenne	Faible	Marginale	Très forte	Marginale	Faible
Origine	Exogène	Exogène	Exogène	Exogène	Exogène	Endogène	Exogène	Exogène
Type	Chimique /physique	Chimique /physique	Mécanique	Mécanique	Mécanique	Biologique	Biologique	Biologique
Processus	Bas vers le haut	Bas vers le haut	Haut vers le bas	Haut vers le bas	Haut vers le bas			
Effet sur la mortalité	Direct	Direct	Direct	Direct	Indirect	Direct	Indirect	Direct
Rapidité de l'effet sur la mortalité	Soudain	Soudain	Soudain	Soudain	Graduelle	Graduelle	Graduelle	Graduelle
Destruction du couvert	Moyenne à faible	Complète	Moyenne	Complète	Nulle à faible	Faible	Nulle à faible	Moyenne
Cohortes touchées	Basses	Basses et Hautes	Hautes	Basses et Hautes	Hautes	Hautes	Hautes	Hautes
Taille de la perturbation	Grand	Grand	Grand/moyen	Grand	Grand	Petite	Grand	Grand
Distribution de la perturbation	Discrète	Discrète	Hétérogène	Discrète	Diffuse	Diffuse	Diffuse	Hétérogène

### b. L'utilisation de la définition des Grands Écosystèmes pour encadrer les balises écologiques

Rooney (1995) suggèrent de créer des grands types de conditions écologiques sur lesquelles on reconnaît une végétation potentielle associée à un régime de perturbations naturelles. Dans cette optique, et pour articuler la mise en place de l'aménagement écosystémique de la forêt feuillue en Outaouais, Doyon et Sougavinski (2002) ont proposé d'appliquer l'approche des Grands Écosystèmes développée au Minnesota par Frelich dans laquelle le territoire forestier est divisé en grandes unités physiographiques homogènes pour lesquelles on estime que le régime de perturbations naturelles est similaire. À cet effet, nous avons distingué 5 grands écosystèmes pour la forêt feuillue tempérée du Québec; deux écosystèmes forestiers de feuillus (site xérique et mésique), deux écosystèmes forestiers de pins (dépôt glaciaire, dépôt sableux) et un écosystème forestier de forêt mixte (site pauvre de fluvio-glaciaire). Cette division a alors permis d'ajuster les régimes de perturbations à une échelle (plus fine) qui distingue les dimensions menant à des différences dans les régimes de perturbations, soit la position topographique, le type de dépôt de surface et le drainage (Tableau 4).

Tableau 4. Intervalle de retour évalué pour chaque perturbation pour cinq types d'écosystèmes forestiers de la forêt feuillue du sud du Québec (Tiré de Doyon et Sougavinski (2002)).

Agent de perturbation	Espèces	Feux de surface	Feux de couronne	Chablis partiel	Chablis total	Trouées	Épidémies de TBE
Feuillus des sommets	Ers, Boj, Heg, FPT, Pib, Pru	Fréquent 50 ans	Moyen 150-300 ans	Fréquent 150 ans	Moyen 150-300 ans	Rare	NA
Feuillus sur site mésique	Ers, Chr, Err, Pib, Osv,	Rare 500 ans	Très rare 1030 ans	Moyen 333 ans	Très rare 1200 ans	Fréquent 100 ans	NA
Pinède sur sable ou site xérique	Pib, Sab, Pir, Epn, Bop, Err	Très fréquent 30-75 ans	Moyen 150-350 ans				
Mixte sur pente fraîche	Pru, Boj, Sab, Err, Pib,	Rare (500)	Très rare (1000)	Moyen (300)	Rare (500)	Fréquent	
Mixte sur fluvioglacière	Sab, Boj, Bop, Epr, Epn, Tho	Très rare	Rare 400 ans	Fréquent 75 ans	Moyen 200 ans	Très rare	Très fréquent 50 ans

Il existe différentes études à l'extérieur du Québec ayant permis de baliser le régime de la forêt feuillue tempérée (Seymour et al. 2002, North et Keeton 2008, D'Amato et Orwig 2008, Fraver et al. 2009, White et Host 2008). Au Québec, plusieurs études ont été réalisées mais demeurent, somme toutes, très fragmentaires, particulièrement en ce qui concerne le régime de trouées. Néanmoins, Seymour et al. (2002) fournissent une balise écologique très importante pour représenter le régime de perturbations de la forêt feuillue tempérée du Nord-Est de l'Amérique. En effet, ces derniers ont pu, à la suite d'une analyse de la littérature exhaustive, mettre en relation l'intervalle de retour en fonction de la taille des ouvertures (Figure 2). Les auteurs donnent l'exemple que les petites coupes à blanc de 20 ha, qui sont la norme dans le Maine et les États environnants, devraient avoir un intervalle de retour de 347 ans. Ainsi, sur un territoire de 100 000 ha, les ouvertures de cette taille ne devraient représenter que 288 ha par année! On peut ainsi en déduire l'importance que représenterait chaque taille d'ouverture en proportion dans le paysage annuellement. Ainsi selon cette relation, si on estime qu'une superficie de 0.1 ha est suffisante pour créer une cohorte équiennne, il en ressort que seulement 9% de la superficie annuelle en ouverture (perturbée) seraient inférieures à 0.1 ha. Avec un taux annuel de renouvellement de la forêt (toutes perturbations confondues) de 1% (Fraver et al. 2009), cela veut dire que 9% du 1% (0.0005) proviendrait de perturbations qui peuvent générer des peuplements à structure équiennne. Si on pose comme prémisse qu'une cohorte équiennne établie se transforme en irrégulière après 150 ans et que les perturbations ne perturberait jamais la même forêt entretemps (!), entre 10 et 15% du paysage pourrait alors être de structure équiennne. Ce chiffre s'approche de celui qui avait été estimé par Frelich et Lorimer (1990, 1991).

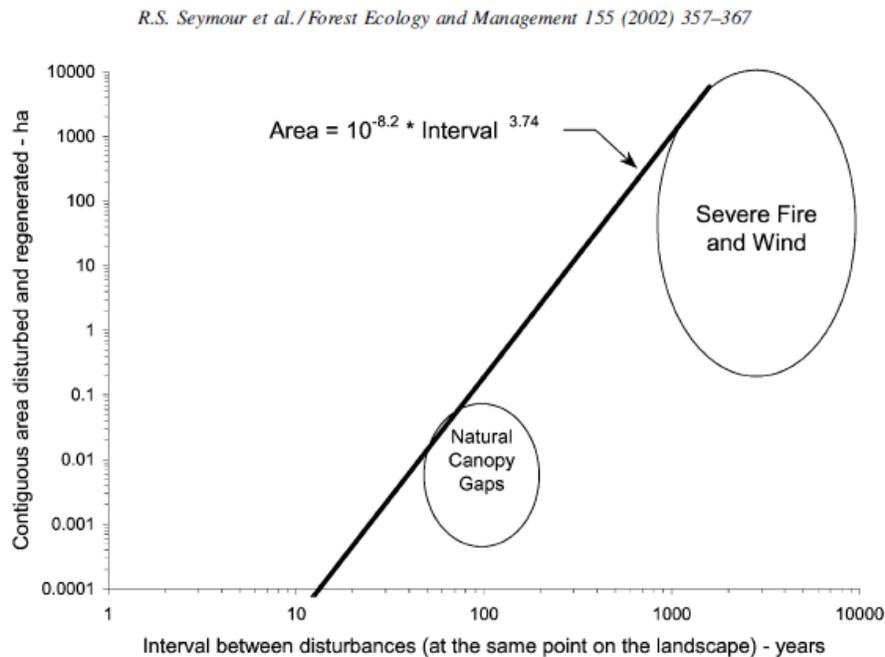


Fig. 1. Boundaries of natural variation in studies of disturbance in northeastern North American forests. The hand-fitted diagonal boundary line defines the upper limits on these disturbance parameters in combination, all of which fall in the lower right of the diagram. Upper limits of the area and return interval of severe fires and windstorms were truncated at  $10^4$  ha and  $10^4$  years, respectively.

Figure 2. Relation entre la taille des ouvertures et l'intervalle de retour pour les forêts du nord-est de l'Amérique du Nord (Seymour et al. 2002).

### ***Adéquation entre les états de références de Boucher et al. (2011) et les connaissances sur la dynamique forestière propre à l'Outaouais***

Les données d'intervalle des perturbations élaborées dans le guide de Boucher et al. (2011) offrent aussi certaines balises à utiliser dans l'établissement d'une stratégie d'aménagement écosystémique. Cependant, à notre avis, deux problèmes importants apparaissent pour l'établissement de ces balises pour la région de l'Outaouais. Premièrement, elles ont été extrapolées à partir d'études qui risquent de ne pas refléter les caractéristiques du régime de perturbations naturelles de la région de l'Outaouais qui se démarque par sa climatologie particulièrement plus sèche qu'ailleurs dans le domaine de l'érablière. Deuxièmement, la méthode utilisée est basée sur le régime de feu seulement, ce qui implique que les perturbations catastrophiques.

Dans leur recherche, White et Host (2008) ont trouvé que les régimes de perturbations (feux et chablis) peuvent varier considérablement selon la nature des conditions du milieu (sol, drainage, climat). Compte tenu des variations importantes qui peuvent être trouvées en Outaouais, il pourrait apparaître important de voir à inclure aussi cette variabilité dans l'explication de l'enveloppe naturelle des régimes

de perturbations. Bien que Boucher et al. (2011) utilise les Unités Homogène pour définir les intervalles de retour, ce niveau de division cartographique peut sembler grossier par rapport justement aux résultats démontrés par Host et White (2008).

Deuxièmement, la méthode utilisée est basée sur le régime de feu seulement, ce qui implique que les perturbations catastrophiques. Or, comme on vient de le voir, ces perturbations sont très peu fréquentes. Il est évident que les perturbations de sévérité partielles (intermédiaires selon Woods 2004) (qui génèrent des structures irrégulières) et le régime de trouées composent la majeure partie des perturbations de la forêt feuillue décidue. Les estimations de Boucher et al. (2011) sur les proportions de vieilles forêts irrégulières (Tableau 2) semblent légèrement plus faible que ce que les auteurs qui ont travaillé sur cette question avaient estimé. Cette différence pourrait provenir du fait que Boucher et al. (2011) ont utilisé des intervalles de retour assez courts. De plus, l'analyse de Boucher et al. (2011) ne tient pas compte des épidémies de TBE dans la forêt feuillue, par manque d'information, disent les auteurs. Or les sapinières demeurent une composante assez importante même dans l'érablière (particulièrement au nord de l'ErBj). Il est probablement important de mieux estimer l'impact de celles-ci sur les structures des forêts.

### 3. Développement d'une plateforme quantitative en vue de faire une analyse de sensibilité de l'enveloppe de variabilité naturelle des régimes de perturbations à l'aide de LANDIS-II

#### *Approche utilisée*

Afin d'explorer plus finement la variation des conditions forestières de l'Outaouais sous une enveloppe probable de variabilité dans les RPN, nous avons utilisé le modèle LANDIS-II (Scheller et al. 2007). LANDIS-II est un modèle mécanistique et stochastique de paysage conçu pour simuler la succession forestière et les perturbations sur de grandes étendues spatiales (100 ha à 1000 km<sup>2</sup>) et temporelles (100 à 1000 ans), et tout en maintenant le niveau de détails mécaniques adéquat pour un large éventail de processus écologiques. LANDIS est un modèle qui représente les paysages par des cellules. Celles-ci renferment de l'information sur les communautés végétales (habituellement des arbres) représentant les classes d'âge des espèces ainsi que l'historique passé des perturbations. Le milieu physique est aussi représenté à l'échelle des cellules et exprime les conditions qui sont significatives pour les processus associés à la succession et aux régimes de perturbations. Plusieurs processus écologiques représentés sont spatiaux, tels que la dispersion des graines et les perturbations (feu, vent, épidémies et la récolte des arbres). Le développement LANDIS a débuté dans les années 1980 et a bénéficié des progrès de la modélisation et de la recherche depuis lors (Mladenoff 2004). Une communauté très importante de chercheurs s'intéresse maintenant à l'utilisation de ce modèle et cela pour plusieurs questions écologiques. Dans la dernière décennie, le modèle a été utilisé par des chercheurs de partout en Amérique du Nord, ainsi qu'en Europe et en Chine. Ces domaines comprennent les forêts tempérées, du sud, et boréales de l'est de l'Amérique du Nord, de montagne et de forêts de l'Ouest boréal, forêt et d'arbustes systèmes côtiers de la Californie, les forêts finlandaises boréales et les forêts de montagne en Suisse et dans le nord de la Chine. Il a été souvent utilisé pour simuler les RPN des forêts pré-industrielles afin d'établir des conditions de base pour la gestion écosystémique (Scheller et al. 2007). Au Québec, la communauté de chercheurs qui travaille avec LANDIS a été regroupée lors d'un atelier de trois jours à l'automne 2013 organisé par le laboratoire d'écologie du paysage du professeur F. Doyon<sup>1</sup>. Les applications récentes visent à établir des projections régionales sur le changement global basé sur la biomasse et la dynamique du carbone. Afin de ne pas trop alourdir ce rapport, le lecteur qui voudrait approfondir sa connaissance du modèle pourra le faire en consultant la documentation sur le site du projet LANDIS – II (<http://www.landis-ii.org/>).

---

#### <sup>1</sup> Atelier LANDIS à l'ISFORT

Du 28 au 30 octobre dernier avait lieu le premier atelier **LANDIS Nord-Est** organisé par et pour les utilisateur-trices de [LANDIS-II](#) et [LANDIS Pro](#) œuvrant au Québec et en Ontario. Les 14 utilisateur-trices actuel-les, sans exception, se sont déplacé-es à l'Auberge de jeunesse de Saint-André-Avellin pour cette activité de discussion et d'échanges organisée par [Dominic Cyr](#), postdoc au sein du laboratoire en écologie du paysage du Pr [Frédéric Doyon](#) à l'ISFORT-UQO. Cette initiative financée par le programme de [Modélisation de la complexité en forêt](#) (CRSNG-FONCER) a permis l'émergence d'un véritable pôle dans le nord-est du continent. Un groupe de discussion bilingue (Google Group [LANDIS User Northeast](#)) et un dépôt de fichiers ont été créé afin de permettre la poursuite des discussions et des échanges entamés lors de l'atelier.

## ***Paramétrisation du modèle de paysage visant à reproduire la dynamique paysagère de l'Outaouais***

Il existe deux versions de LANDIS-II, une version qui fonctionne avec les cohortes d'âge (*Age-only Succession*) et une version qui fonctionne avec la biomasse (*Biomass-Succession*). La seconde version est beaucoup plus complexe et demande des efforts de paramétrage énorme. Comme ce projet était limité en ressources et en temps, nous sommes attardés au développement d'une version « *Age-only succession* ». Néanmoins, il sera aisé pour d'autres études de poursuivre le paramétrage afin d'amener le **modèle LANDIS-Outaouais** vers une version « *Biomass Succession* ». Une expérience de modélisation sur les changements climatiques avec LANDIS-II est en cours dans les Hautes-Laurentides et le paramétrage de la version « *Biomass-Succession* » est complété. Il sera possible de bénéficier des procédures de paramétrage qui ont été développées dans le cadre de ce dernier projet pour les appliquer au **modèle LANDIS-Outaouais** ultérieurement. Les détails technique de l'exercice de modélisation du **modèle LANDIS-Outaouais** sont présentés à l'Annexe 5.

### a. Le territoire modélisé

#### L'étendue et la résolution

Pour notre **modèle LANDIS – Outaouais**, le territoire de l'Outaouais qui a été modélisé compte 6 762 832 ha (67 628 km<sup>2</sup>). Toutes les données qui ont servi à la création de l'état initial de le modèle ont été extraites des cartes numériques de l'inventaire écoforestier du 4<sup>e</sup> décennal produite par le Ministère des ressources naturelles. Cela inclut autant les forêts du territoire public que celles du territoire privé. Pour le territoire public de l'Outaouais, les UAF 71-051, 71-052,72-051, 73-051, 73-052, 74-051 ont été utilisées. Nous avons choisi d'utiliser une résolution de 1 ha pour la modélisation de notre territoire. À cette résolution, les processus spatiaux peuvent être bien représentés tout en gardant le modèle à une taille computationnelle gérable.

#### Le milieu physique : les Grands Écosystèmes

Le modèle LANDIS-II considère deux types de milieu physique. Les sites dynamiques, sur lesquels les processus de la dynamique forestière s'appliquent, et les sites statiques, constitués des sites improductifs. Pour le premier cas, il s'agit de tous les polygones de la carte écoforestière pour lesquels une végétation forestière peut s'y développer. Pour les sites statiques, ce sont essentiellement les polygones forestiers associés à un « code terrain » dans la base de données écoforestière. De la superficie totale de l'Outaouais, 2 393 351 ha est donc considéré dynamique, c.-à-d., qu'il s'agit de superficies pouvant être occupées par de la forêt et que celles-ci sont sujettes à se modifier dans le temps sous les processus de succession et de perturbations naturelles.

Dans LANDIS-II, les caractéristiques du milieu physique sont distinguées sur la base des « écorégions ». Ces écorégions modulent le comportement des espèces d'arbres et des perturbations. Par exemple, selon l'espèce, les potentiels d'établissement et de croissance diffèrent par écorégion. Pour les perturbations, plusieurs paramètres tels l'intervalle de retour et la sévérité, peuvent être modulés par écorégion. Dans le **modèle LANDIS – Outaouais**, nous nous servons des Grands Écosystèmes pour diviser le territoire en écorégion. En effet, les Grands Écosystèmes (Grand Écosystème) sont des grandes

unités physiographiques homogènes pour lesquelles on estime que le régime de perturbations naturelles est similaire (Doyon et Sougavinski 2002). Le RPN (intervalles de retour) a été détaillé par type de perturbation en fonction de ces grandes unités physiographiques homogènes du point de vue des conditions du milieu physique qui sont structurantes pour les processus associés à la succession forestières et aux perturbations naturelles. Cette forme de regroupement du milieu physique s'apparente aux Unité Homogènes de Grondin (2007). Les Grands Écosystèmes sont basées sur un regroupement des types écologiques car ceux-ci représentent bien les conditions du milieu physique responsables de la succession (entre autres). Le regroupement a été effectué sur la base d'ensemble physiographique de la sère physiographique. Comme Doyon et Sougavinski (2002) ont évalué le RPN de la forêt décidue tempérée, on n'y identifie que 8 Grands Écosystèmes. Or, pour l'exercice de modélisation de tout l'Outaouais, les conditions du milieu de la forêt mixte tempérée (SaBj) ont dû être ajoutées pour couvrir ces sites différents (Doyon et Pouliot 2008<sup>2</sup>). Pour ce faire, il a été nécessaire d'ajouter 8 autres Grands Écosystèmes (Tableau 5, (ici, seulement 15 des 16 ont été retenus pour la modélisation)). L'Outaouais est surtout dominée par les Grands Écosystèmes Mixte mésique (34%), Érablière mésique (16%), Résineux Fonds de vallées (10%), Feuillus des sommets (7.9%), Mixte de bas de pente (7%), Mixte Fonds de vallées (7%) (Figure 3). Le lecteur intéressé trouvera dans Doyon et Pouliot (2008) une description plus détaillée des caractéristiques associées à chacun.

#### La végétation forestière : les communautés initiales

##### *La matrice de présence/absence de cohortes pour la représentation des communautés forestières*

Comme mentionné précédemment, les communautés forestières sont représentées par la présence de cohortes d'âge par espèce. Pour ce faire, il faut donc prévoir un gabarit de représentation qui inclut toutes les espèces qui seront représentées ainsi que le nombre de cohortes possibles. Pour notre exercice, nous avons voulu être le plus inclusif possible au niveau des espèces en vue d'une utilisation ultérieure qui pourrait s'intéresser éventuellement aux questions de changements climatiques. Ainsi, le **modèle LANDIS – Outaouais** comporte 29 espèces, soit 18 espèces de feuillus et 11 espèces de conifères (Tableau 6). Dans LANDIS-II, les cohortes d'âge sont habituellement représentées par classes de 10 ans. Le nombre de cohortes possibles par espèce est ainsi déterminé par l'âge maximal de l'espèce, qui est l'un des paramètres du fichier sur les traits vitaux des espèces ( fichier SPECIES.DAT dans LANDIS).

---

<sup>2</sup> Le projet de Doyon et Pouliot (2008) visait à identifier les Grands Écosystèmes de l'Outaouais, à les cartographier et à en caractériser les conditions écologiques. Pour ce faire, ils ont extrait des inventaires forestiers les informations écologiques, généré les informations topographiques à partir d'un Modèle d'Élévation Numérique et utilisé le logiciel BioSim (Régnière et al. 2008) afin de faire une cartographie des caractéristiques climatiques de l'Outaouais. Seize Grands Écosystèmes ont été identifiés dans l'Outaouais. L'utilité des Grands Écosystèmes pour l'aménagement écosystémique vient du fait qu'il est ainsi possible d'associer à chaque Grand Écosystème une palette de traitements sylvicoles visant à reproduire les mêmes effets que les perturbations naturelles propres à chaque Grand Écosystème (sylviculture écosystémique) (Doyon et Pouliot 2008, Grondin et al. 2007).

Tableau 5. Liste des Grands Écosystèmes de l'Outaouais et % de la superficie associée à chacun.

Grand Écosystème	% de la superficie dynamique
Mixte mésique	34
Érablière mésique	16
Résineux Fonds de vallées	10
Feuillus des sommets	7.9
Mixte de bas de pente	7
Mixte Fonds de vallées	7
Résineux mésique	4.3
Résineux humides	4
Feuillus des hauts de pente	2
Pinèdes mésiques	2
Mixte sur sols minces	1.6
Feuillus Humides	1.2
Pinèdes sèches	1
Prucheraie	1
Résineux sur sols minces	1
Érablière riche plat	0.5

Avec les espèces retenues et les âges maximaux correspondant à chaque espèce, le gabarit général de représentation des communautés forestières correspondra alors à celui de la Figure 4. Ainsi, pour chaque cellule active (dynamique) de l'Outaouais, une matrice semblable à celle-là est alors remplie avec une information de type « 0/1 » pour chaque case de la matrice pour ainsi représenter la communauté forestière actuelle de cette cellule. Ceci permet alors de paramétrer la végétation initiale de la simulation au temps 0 ( $T_0$ ).

#### *L'assignation des communautés initiales*

Pour être en mesure de remplir une telle matrice de présence/absence de cohortes d'âge par espèce pour chaque cellule de forêt, nous avons utilisé les données d'inventaire écoforestier du dernier décennal. Dans un premier temps (étape 1), nous avons recueilli toutes les placettes-échantillons (PÉ, n= 39 911) qui ont été utilisées pour les derniers calculs de possibilité forestière et avons transposé l'information sur les arbres par espèce dans la forme requise par LANDIS-II, c.-à-d., sous forme de présence/absence de cohortes d'âge. Comme les données dendrométriques des arbres dans les PÉs sont plutôt par diamètre, nous nous sommes servis des études d'arbres pour développer des relations DHP-Âge pour chaque espèce (Annexe 3). Sur la base de ces relations, nous avons pu assigner les cohortes d'âge par espèce qui étaient représentées dans la communauté de la PÉ. Ceci constituait notre pool de communautés forestières pour représenter l'ensemble de l'Outaouais. Il fallait ensuite pouvoir le redistribuer selon les strates d'inventaires.

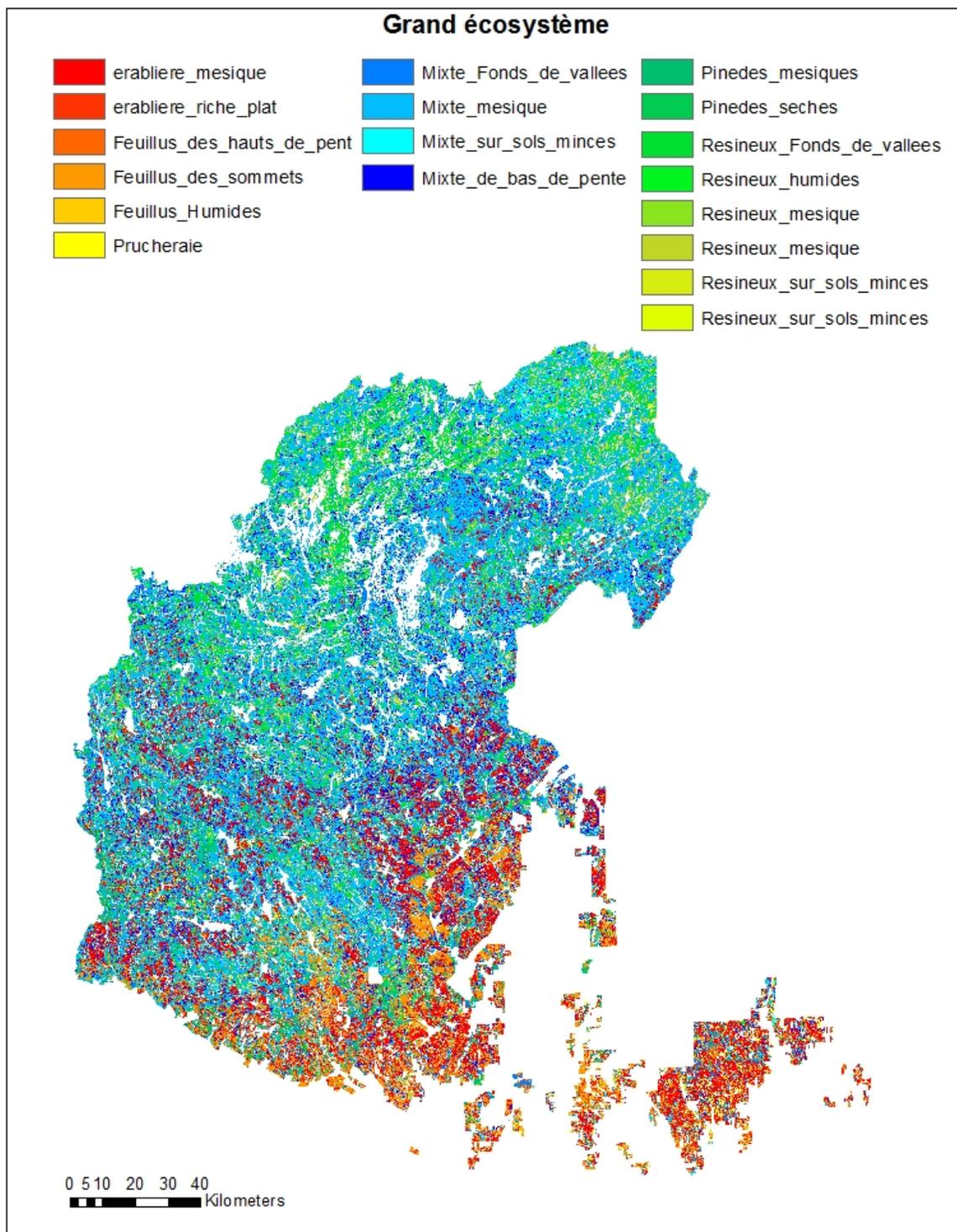


Figure 3. Distribution géographique des Grands Écosystèmes dans l'Outaouais.

Nous avons par la suite (étape 2) pu associer chaque pixel de forêt de 1 ha à la strate d'inventaire associée au polygone forestier de la cartographie écoforestière dans lequel le pixel se trouve. Pour chaque strate d'inventaire, il a été alors possible de regrouper les PÉs qui avaient été désignées pour représenter cette strate dans les tables de stock. Ensuite, pour un pixel donné, une PÉ de sa strate d'inventaire était alors pigé au hasard (Étape 3). Cependant, cette pige était réalisée avec la contrainte spatiale suivante : la PÉ assignée au pixel devait se trouver à l'intérieur d'une bande de 25 km au nord et au sud du pixel. Cette contrainte vise à assurer que les distributions en espèce suivront celle observée sur le territoire en respectant les limites climatiques de distribution des espèces. Ainsi, si un pixel est dans un polygone forestier d'une strate d'inventaire donnée (Ex. : ErBjB2Vin\_1a3) qui se trouve au nord de l'Outaouais, seules les PÉs de cette strate d'inventaire qui sont à l'intérieur de la bande limite de 25 km au sud et au nord de la position du pixel peuvent être sélectionnées pour représenter la communauté forestière de ce pixel.

Parmi les strates cartographiques, plusieurs n'étaient pas associées à des strates d'inventaire avec des PÉ pour les représenter. Dans ces cas, elles ont été associées à une strate dont l'appellation cartographique était la plus proche. Les strates de 7m et moins ne sont pas, elles non plus, associées à des PÉ. La seule indication qui est disponible pour informer sur la communauté forestière concerne parfois le type de couvert (Feuillu, Mixte ou Résineux) pour les 30 ans et plus. Nous nous sommes alors servis du type écologique pour assigner une composition initiale basée sur le stade pionnier (type forestier) du type écologique (Grondin et al 2003).

#### a. Les paramètres des espèces et des régimes de perturbations

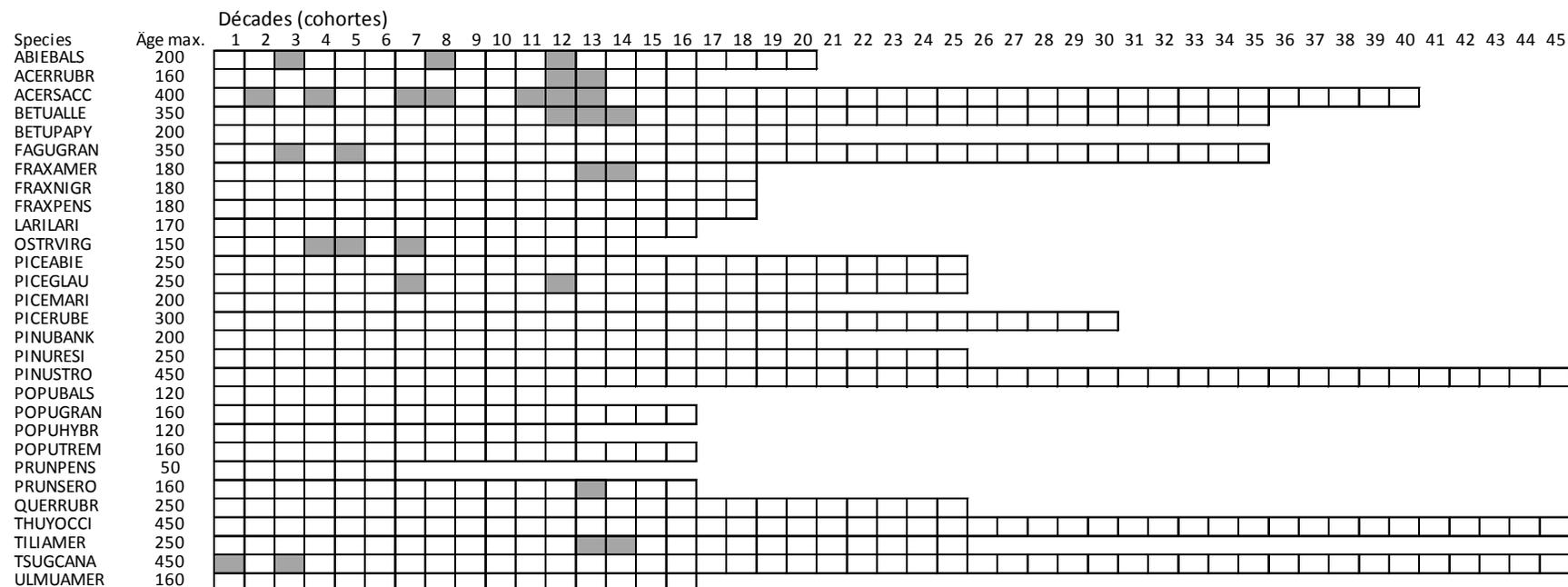
##### Les traits de vie des espèces

LANDIS utilise certains traits vitaux des espèces pour distinguer leurs réponses aux perturbations et leur statut successional. Ces traits vitaux sont colligés dans un fichier (SPECIES.DAT) (représenté au Tableau 6). Ces paramètres expriment la longévité, la tolérance à l'ombre, la tolérance au feu, l'âge de maturité sexuelle, la possibilité de reproduction végétative ou de sérotinité, et la distance de dispersion des graines. En fonction de ces traits, plusieurs processus écologiques sont modélisés tels la vulnérabilité aux perturbations, la capacité de régénération, la dispersion des graines, l'établissement sous couvert, etc. Le paramétrage de ces traits vitaux a été basé sur une compilation déjà réalisée à l'intérieur de projets de modélisation avec LANDIS (<http://www.landis-ii.org/>) pour des territoires similaires, ainsi que sur des évaluations à partir de documents sur l'autécologie des espèces (Burns et Honkala 1990, Ministère des Ressources naturelles 2013) et des paramètres utilisés par Mathew Duveneck, un étudiant doctorant qui effectue son projet de recherche avec LANDIS-II dans la forêt tempérée décidue du Minnesota/Wisconsin, sous la direction de Robert Scheller (Portland State University, OR, É.-U.).

Tableau 6. Paramètres des traits vitaux des espèces (SPECIES.DAT) considérées pour la modélisation dans le modèle LANDIS - Outaouais

Nom	Abbréviation		Maturité sexuelle	Tolérance à l'ombre	Tolérance au feu	Dist. de dispersion		Reproduction végétative	Âge reprod. vég.		Type de rég Végétative
	LANDIS	Longévité				Effective	Maximale		Minimal	Maximal	
Sapin baumier	ABIEBALS	200	25	5	1	30	160	0	0	0	none
Érable rouge	ACERRUBR	160	10	4	1	100	500	0.5	10	140	resprout
Érable à sucre	ACERSACC	400	40	5	1	100	200	0.1	10	240	none
Bouleau jaune	BETUALLE	350	40	4	2	100	400	0.1	10	100	none
Bouleau à papier	BETUPAPY	200	20	2	2	200	5000	0.15	10	50	none
Hêtre à grande feuille	FAGUGRAN	350	60	4	2	30	3000	0.8	5	20	resprout
Frêne d'Amérique	FRAXAMER	180	30	4	1	70	200	0.1	0	70	resprout
Frêne noir	FRAXNIGR	180	30	4	2	200	2000	0.8	10	140	resprout
Frêne de Pennsylvanie	FRAXPENS	180	30	2	2	100	300	0.8	10	100	resprout
Mélèze laricin	LARILARI	170	10	1	3	30	100	0	0	0	serotiny
Ostryer de Virginie	OSTRVIRG	150	10	4	1	100	500	0.5	10	140	resprout
Épinette de Norvège	PICEABIE	250	25	3	2	30	200	0	0	0	none
Épinette blanche	PICEGLAU	250	25	3	2	30	200	0	0	0	none
Épinette noire	PICEMARI	200	30	3	3	79	158	0	0	0	none
Épinette rouge	PICERUBE	300	25	3	2	30	200	0	0	0	none
Pin gris	PINUBANK	200	10	1	3	30	100	0	0	0	serotiny
Pin blanc	PINURESI	250	15	2	4	100	275	0.1	0	20	none
Pin rouge	PINUSTRO	450	15	3	3	100	250	0	0	0	none
Peuplier baumier	POPUBALS	120	10	1	2	100	200	0.8	10	80	resprout
Peuplier à grandes dents	POPUGRAN	160	20	1	2	200	5000	0.8	10	80	resprout
Peuplier hybride	POPUHYBR	120	10	1	2	100	200	0.8	10	80	resprout
Peuplier faux-tremble	POPUTREM	160	15	1	2	200	5000	0.8	10	80	resprout
Cerisier de Pennsylvanie	PRUNPENS	200	20	2	2	200	5000	0.15	10	50	none
Cerisier tardif	PRUNSERO	160	20	3	1	30	3000	0.5	10	140	resprout
Chêne rouge	QUERRUBR	250	25	2	3	40	100	0.8	10	240	resprout
Thuya de l'Est	THUYOCCI	450	30	2	1	45	100	0.5	0	200	none
Tilleul d'Amérique	TILIAMER	250	15	4	1	75	150	0.8	10	240	resprout
Pruche de Canada	TSUGCANA	450	250	5	1	30	160	0	0	0	none
Orme d'Amérique	ULMUAMER	160	20	4	2	90	400	0.3	5	70	resprout

Figure 4. Représentation du gabarit général de représentation des communautés forestières dans le **modèle LANDIS – Outaouais**. L'exemple représente une érablière à feuillus peu-tolérants irrégulière (70-120 ans). Les cellules grisées constituent les cohortes présentes dans la communauté.



### Les taux d'établissement des espèces selon les Grands Écosystèmes

Les différents sites distingués par les Grands Écosystèmes permettent de moduler le taux d'établissement des espèces. Par exemple, cela permet de réduire la probabilité d'un bouleau jaune de s'établir sur un site inadéquat (xérique sur sable, par exemple). Ce paramétrage est donc important. Cela est représenté dans LANDIS par des coefficients d'établissement qui correspondent à la probabilité qu'une cohorte viable s'installe dans la superficie de base (1 ha, dans notre cas), compte tenu que la disponibilité en propagules et la lumière ne seraient pas limitantes. Ainsi, les variables considérées sont donc la richesse en nutriments, le drainage et le climat et cela revient à décrire la probabilité d'établissement après une perturbation catastrophique.

Pour établir ces coefficients d'établissement, nous avons utilisé les fréquences de présence des espèces d'arbres dans les PÉs dans les jeunes peuplements (50 ans et moins) localisées sur les différents Grands Écosystèmes. En procédant de la sorte, nous estimons que ces jeunes peuplements prennent leur origine suite à une perturbation catastrophique et que toutes les espèces avaient la possibilité de se disséminer dans le site de 1 ha. La première prémisse est probablement généralement vraie. Cependant, pour les espèces marginales, la deuxième prémisse est sûrement fautive. Néanmoins, à défaut de supporter un tel paramétrage par des essais expérimentaux en champ, nous estimons que cela constitue la meilleure approximation possible. Ces coefficients sont aussi probablement biaisés envers les espèces plus tolérantes pour les PÉs qui proviennent de peuplements plus âgés. Conséquemment, lorsque le nombre de PÉs était faible et que les PÉs étaient surtout âgés, un ajustement arbitraire était effectué pour augmenter les coefficients d'établissement des espèces pionnières. On peut trouver les différents coefficients d'établissement en fonction des Grands Écosystèmes dans le Tableau 7. On peut voir l'effet du climat pour l'érable à sucre, par exemple, qui est inclus dans la notion de Grand Écosystème, avec les coefficients d'établissement qui diminuent, en passant de l'*Érablière mésique* (0.85) aux *Résineux sur sols minces* (0.16). On remarque aussi que pour les espèces marginales, les coefficients sont plutôt bas (par exemple, le cerisier tardif), ce qui serait plutôt un reflet de sa distribution que de son potentiel.

Tableau 7. Coefficients d'établissement des différentes espèces d'arbres en fonction des 15 Grands Écosystèmes

Espèce	Grands Écosystèmes															
	Érablière mésique	Érablière riche plat	Feuillus des hauts de pente	Feuillus des sommets	Feuillus Humides	Mixte de bas de pente	Mixte Fonds de vallées	Mixte mésique	Mixte sur sols minces	Pinèdes mésiques	Pinèdes sèches	Prucheraie	Résineux Fonds de vallées	Résineux humides	Résineux mésique	Résineux sur sols minces
BETUALLE <sup>1</sup>	0.54	0.60	0.41	0.31	0.62	0.61	0.38	0.54	0.36	0.17	0.15	0.61	0.15	0.15	0.31	0.30
BETUPAPY	0.23	0.19	0.23	0.22	0.45	0.55	0.64	0.59	0.55	0.45	0.45	0.16	0.65	0.47	0.68	0.65
PRUNSERO	0.02	0.03	0.04	0.01	0.03	0.01	0.03	0.00	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01
QUERRUBR	0.14	0.16	0.21	0.37	0.11	0.08	0.06	0.09	0.30	0.23	0.42	0.08	0.01	0.02	0.08	0.08
PICEGLAU	0.24	0.19	0.25	0.24	0.48	0.52	0.57	0.51	0.44	0.45	0.48	0.17	0.35	0.21	0.40	0.36
PICEMARI	0.02	0.02	0.03	0.04	0.18	0.25	0.25	0.19	0.20	0.19	0.30	0.01	0.77	0.85	0.55	0.61
>>PICEABIE <sup>2</sup>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PICERUBE	0.03	0.04	0.03	0.02	0.11	0.06	0.08	0.04	0.08	0.05	0.04	0.16	0.05	0.06	0.03	0.00
ACERRUBR	0.38	0.38	0.36	0.43	0.48	0.53	0.50	0.58	0.64	0.55	0.66	0.40	0.23	0.18	0.41	0.46
ACERSACC	0.85	0.84	0.86	0.70	0.36	0.35	0.25	0.37	0.50	0.22	0.30	0.65	0.04	0.03	0.14	0.16
FRAXAMER	0.02	0.01	0.04	0.04	0.01	0.00	0.02	0.01	0.02	0.01	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
FRAXNIGR	0.05	0.13	0.04	0.04	0.37	0.14	0.09	0.06	0.02	0.05	0.02	0.04	0.03	0.08	0.02	0.01
>>FRAXPENS	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
FAGUGRAN	0.36	0.47	0.39	0.38	0.13	0.11	0.06	0.09	0.21	0.13	0.17	0.38	0.01	0.00	0.06	0.04
LARILARI	0.00	0.01	0.00	0.00	0.02	0.01	0.02	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.11	0.20	0.04	0.08
ULMUAMER	0.01	0.04	0.02	0.01	0.01	0.01	0.03	0.00	0.00	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01
OSTRVIRG	0.12	0.12	0.21	0.15	0.10	0.02	0.05	0.02	0.10	0.07	0.13	0.04	0.01	0.00	0.02	0.04
POPUBALS	0.00	0.00	0.01	0.00	0.04	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
POPUGRAN	0.08	0.09	0.13	0.10	0.10	0.04	0.13	0.06	0.16	0.15	0.18	0.03	0.01	0.01	0.02	0.14
>>POPUHYBR	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
POPUTREM	0.10	0.11	0.11	0.11	0.17	0.13	0.36	0.18	0.21	0.30	0.23	0.01	0.17	0.05	0.15	0.20
PINUSTRO	0.09	0.06	0.11	0.23	0.10	0.15	0.29	0.21	0.34	0.78	0.78	0.06	0.21	0.16	0.23	0.42
PINUBANK	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.05	0.01	0.02	0.03	0.01	0.00	0.12	0.03	0.07	0.23
PINURESI	0.01	0.00	0.02	0.03	0.02	0.01	0.07	0.03	0.06	0.26	0.27	0.00	0.03	0.01	0.04	0.12
PRUNPENS	0.04	0.04	0.04	0.01	0.04	0.07	0.15	0.09	0.02	0.04	0.05	0.01	0.05	0.02	0.04	0.01
TSUGCANA	0.12	0.17	0.11	0.07	0.09	0.06	0.06	0.06	0.15	0.05	0.05	0.78	0.01	0.02	0.02	0.12
ABIEBALS	0.33	0.35	0.29	0.28	0.75	0.70	0.80	0.68	0.61	0.58	0.59	0.25	0.81	0.77	0.76	0.65
THUYOCCI	0.09	0.11	0.08	0.06	0.34	0.26	0.18	0.20	0.17	0.12	0.14	0.34	0.23	0.30	0.43	0.24
TILIAMER	0.13	0.19	0.21	0.14	0.11	0.03	0.07	0.02	0.06	0.04	0.06	0.07	0.00	0.00	0.03	0.09

<sup>1</sup> Voir le Tableau 6 pour le nom vernaculaire des espèces.<sup>2</sup> Les espèces précédées de ">>" ont été regroupées avec d'autres espèces semblables compte tenu de leur faible représentativité dans le paysage.

Les régimes de perturbations

Dans LANDIS, le paramétrage des régimes de perturbations naturelles se fait par type de perturbation. Dans le **modèle LANDIS – Outaouais**, trois types de perturbations ont été inclus, soit le feu, le vent (chablis), et les épidémies de la TBE.

*Le feu*

Pour simuler les perturbations de chablis causés par le vent, nous nous sommes servis du module « *Base Fire* ». Dans ce module, pour simuler le feu, LANDIS-II utilise des paramètres afin de définir :

- la probabilité d'initier un feu;
- La distribution statistique de tailles des taches brûlées par le feu;
- L'intervalle de retour;

et cela par Grands Écosystèmes.

Tableau 8. Paramètres de distribution de taille, de probabilité d'ignition et d'intervalle de retour utilisés pour la simulation du régime des feux.

Grands Écosystèmes	Taille des taches (ha)			Probabilité	
	Moyenne	Minimum	Maximum	d'ignition	Intervalle de retour (années)
Érablière mésique	200	5	1000	0.0003455	1978
Érablière riche plat	100	5	1000	0.0003355	2205
Feuillus des hauts de pente	300	5	2000	0.000905	700
Feuillus des sommets	500	5	5000	0.0045007	164
Feuillus Humides	25	5	100	0.0000953	9368
Mixte de bas de pente	400	10	2000	0.0016686	389
Mixte Fonds de vallées	400	10	2000	0.001316	599
Mixte mésique	600	10	2000	0.0028447	236
Mixte sur sols minces	800	10	4000	0.0044736	165
Pinèdes mésiques	600	10	4000	0.0048692	161
Pinèdes sèches	600	10	10000	0.0201054	76
Prucheraie	100	5	500	0.0004097	1922
Résineux Fonds de vallées	1000	20	10000	0.0017469	428
Résineux humides	300	20	2000	0.0007322	1014
Résineux mésique	1200	20	10000	0.0028986	242
Résineux sur sols minces	2500	20	10000	0.0067791	125

Le régime de feu défini dans LANDIS-II est aussi fonction des paramètres qui indiquent comment l'intensité du feu varie selon le type de combustible. Dans la version « Age-only Succession », cette intensité dépend du temps écoulé depuis le dernier feu et des autres perturbations (chablis, épidémie d'insecte) qui peuvent alors accélérer l'accumulation du combustible. De plus, en fonction de la tolérance au feu des espèces (Tableau 6) et de l'intensité de l'évènement, un paramétrage indique la sévérité de la perturbation résultante. LANDIS-II considère que le feu est une perturbation qui touche en premier les plus petites (jeunes) cohortes pour toucher les cohortes plus vieilles à mesure que l'intensité du feu augmente.

Pour le paramétrage du feu, nous sommes partis des paramètres utilisés par Matthew Duveneck pour des forêts semblables à celles de l'Outaouais (Michigan, Wisconsin, Minnesota), et avons ajusté les paramètres de distributions de tailles des taches en fonction de nos écorégions (Grands Écosystèmes) (Tableau 8). Pour le lecteur intéressé, les informations complètes sur les paramètres du régime de feu sont présentées à l'Annexe 5.

#### *Le vent et les chablis*

Pour simuler les perturbations de chablis causés par le vent, nous nous sommes servis du module « Base Wind ». Dans ce module, LANDIS-II utilise aussi des paramètres de distributions statistiques afin de définir :

- la distribution statistique de tailles des taches brûlées par le feu;
- l'intervalle de retour;

et cela par Grands Écosystèmes.

L'intensité du vent variera selon un nombre aléatoire tiré d'une distribution statistique uniforme. LANDIS-II considère que le vent est une perturbation qui touche en premier les grosses (vieilles) cohortes pour toucher les cohortes de plus en plus jeunes à mesure que l'intensité du vent augmente. Ainsi, en fonction de l'intensité de l'évènement et de la susceptibilité des cohortes (selon leur âge par rapport à leur âge maximal), un paramétrage indique la sévérité de la perturbation résultante (Annexe 6).

Pour le paramétrage du vent, nous sommes aussi partis des paramètres utilisés par Matthew Duveneck pour des forêts semblables à celles de l'Outaouais (Michigan, Wisconsin, Minnesota), et avons ajusté les paramètres de distributions de tailles des taches en fonction de nos écorégions (Grands Écosystèmes) (Tableau 16). Pour le lecteur intéressé, les informations complètes sur les paramètres du régime de vent sont présentées à l'Annexe 6.

*Les épidémies de TBE*

Pour simuler les épidémies de TBE, nous nous sommes servis du module « *Biotic Disturbance Agent (BDA)* » de LANDIS-II. Ce module permet de reproduire des perturbations qui sont causées par des défoliateurs (insectes) et des maladies (champignons, bactéries, virus) avec ou sans cycle épidémique. Le module tient compte de l'importance de la ressource pour moduler l'épidémie et la dispersion est selon la nature de l'agent biotique. Il est possible de restreindre l'importance des épidémies par les sites (Grands Écosystèmes), mais ceux-ci jouent un rôle beaucoup plus secondaire que pour les deux perturbations précédentes. De la même manière que pour le feu, le fait que des perturbations (feu, vent) est eu lieu auparavant dans un site peu aussi venir modifier la susceptibilité d'une communauté à l'épidémie (on pourrait penser par exemple à l'effet sanitaire du passage du feu sur une maladie fongique). La susceptibilité d'une communauté sera dépendante de l'abondance et la classe de la ressource (hôte majeur, hôte secondaire, hôte mineur, non-hôte) par l'agent biotique. L'âge de l'arbre est important pour définir la classe de la ressource. Par exemple, un sapin de 50 ans et + peut être un hôte majeur pour la TBE, être un hôte secondaire à partir de 30 ans et un hôte mineur entre 10 et 30 ans.

Tableau 9. Paramètres de distribution de taille des taches des perturbations et de l'intervalle de retour utilisés pour la simulation du régime de chablis.

Grands Écosystèmes	Taille des taches (ha)			Intervalle de retour (années)
	Maximum	Moyenne	Minimum	
Érablière mésique	1000	4	1	5600
Érablière riche plat	400	4	1	600
Feuillus des hauts de pente	100	4	1	400
Feuillus des sommets	400	6	1	65
Feuillus Humides	100	2	1	50
Mixte de bas de pente	50	4	1	600
Mixte Fonds de vallées	50	4	1	250
Mixte mésique	100	4	1	239
Mixte sur sols minces	50	8	1	80
Pinèdes mésiques	100	5	1	500
Pinèdes sèches	50	4	1	500
Prucheraie	30	4	1	250
Résineux Fonds de vallées	30	3	1	119
Résineux humides	50	5	1	200
Résineux mésique	100	8	1	250
Résineux sur sols minces	100	10	1	60

Pour le paramétrage des épidémies de TBE, nous nous sommes servis de la base de connaissance qui existe déjà sur l'insecte, ses hôtes et sa dynamique à fin d'en définir les valeurs. Ainsi, la majorité de la valeur de la dominance en ressource hôte proviendra de l'importance des cohortes vieilles de sapin et d'épinette (Tableau 10). Pour ce qui est des paramètres épidémiques régionaux, nous avons établi que celles-ci se produiraient par cycle de 38 ans, avec des variations entre 23 et 53 ans, et avec des variations en sévérité passant de légère à sévère. Pour le lecteur intéressé, les informations complètes sur les paramètres du régime des épidémies de TBE sont présentées à l'Annexe 7.

Tableau 10. Âge des espèces pour définir les classes d'hôte pour le calcul de la dominance des ressources et les classes de susceptibilité pour le régime des épidémies de TBE.

Espèce	Hôte			Susceptibilité		
	Mineur	Secondaire	Primaire	Classe I	Classe II	Classe III
ABIEBALS <sup>1</sup>	35	45	55	35	45	55
PICEMARI	55	75	999	75	999	999
PICEGLAU	55	65	75	65	75	999
BETUPAPY	999 <sup>2</sup>	999	999	999	999	999
BETUALLE	999	999	999	999	999	999
LARILARI	55	75	999	75	999	999
POPOTREM	999	999	999	999	999	999
PINUSTRO	999	999	999	999	999	999
ACERRUBR	999	999	999	999	999	999
ACERSACC	999	999	999	999	999	999
FAGUGRAN	999	999	999	999	999	999

<sup>1</sup> Voir le Tableau 6 pour le nom vernaculaire des espèces.

<sup>2</sup> La valeur 999 indique que l'espèce est considérée pour évaluer la proportion en hôte ou la susceptibilité mais qu'elle ne contribue pas à la valeur. Toutes les autres espèces (FRAXAMER, FRAXNIGR, FRAXPENS, OSTRVIRG, PICEABIE, PICERUBE, PINUBANK, PINURESI, POPUBALS, POPUGRAN, POPUHYBR, PRUNPENS, PRUNSERO, QUERRUBR, THUYOCCI, TILIAMER, TSUGCANA, ULMUAMER) sont ignorées dans le calcul.

## 4. Analyses des résultats

### *Scénarios de simulation*

#### a. Plage de sensibilité du RPN explorée et horizon de simulation

Pour explorer la variabilité naturelle de la répartition des communautés forestières, nous avons produit 5 simulations sur un horizon de 200 ans. Compte tenu de la nature stochastique des perturbations dans le modèle LANDIS-II, nous estimons cela a permis de couvrir une partie importante du spectre des réalisations probables de conditions forestières sous le régime de perturbations définies par les paramètres utilisés.

### *Classification des sorties des communautés*

Les données de sorties des simulations de **Modèle LANDIS-Outaouais** ont été reclassées pour pouvoir en faire l'analyse. Les sorties de LANDIS ne retiennent pas tout l'information sur les cohortes d'âge par espèces de chaque pixel à chaque pas de simulation car cela générerait plusieurs téraoctets de données. En effet, comme notre matrice de valeur binaire (0/1) pour représenter la communauté d'un pixel comprend 690 cases, il faudrait 1.29 téraoctets pour contenir toute l'information sur les cohortes d'âge de chaque espèce pour une simulation. Afin de simplifier cela, LANDIS-II garde plutôt des statistiques sur la communauté de chaque pixel pour chaque pas d'une simulation telle la valeur d'âge maximale, médiane et minimale de chaque espèce, etc. (Figure 5). Nous nous servons donc de ces informations synthèses pour classer chaque pixel et ainsi évaluer comment la composition et la structure évoluent en fonction des variations dans le régime de perturbations naturelles, et cela par Grands Écosystèmes. Pour ce faire, nous avons développé deux algorithmes de classification des données de sorties, soit un pour la composition et un autre pour la structure. Le lecteur averti en programmation peut trouver les programmes de classification pour la composition et pour la structure à l'Annexe 8.

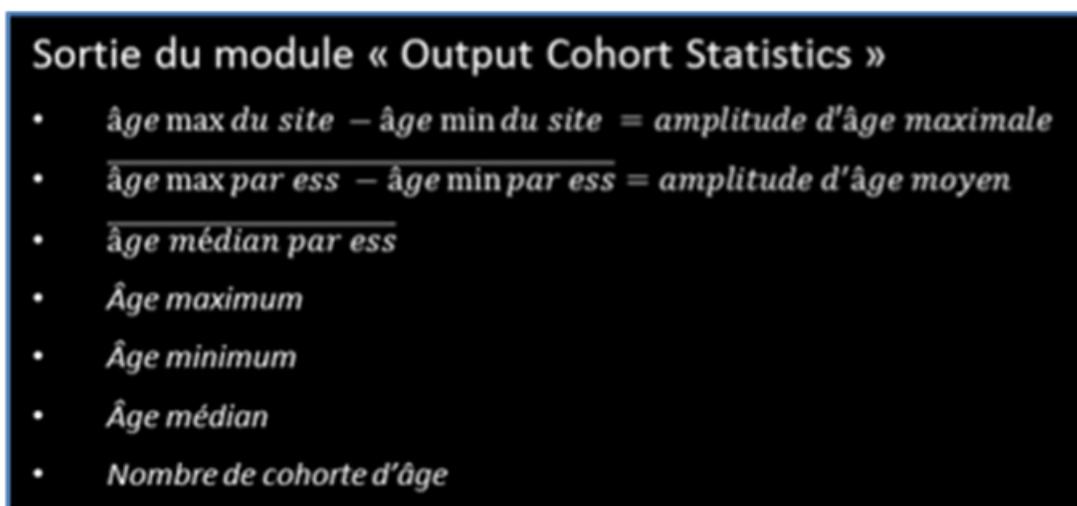


Figure 5. Statistiques des cohortes d'âge retenues dans les sorties du modèle LANDIS-II.

## a. Composition

Pour évaluer les changements de composition sous le RPN, 3 niveaux hiérarchiques de composition ont été utilisés afin d'offrir un regard multiple (grossier et fin) (Tableau 11). Le premier niveau présente les types de couverts (4 classes), le second niveau les sous-types de couvert (12 classes), et le 3<sup>ème</sup> niveau, les types de communautés (31 classes).

Tableau 11. Classification hiérarchique de la composition utilisée pour l'analyse des sorties du **Modèle LANDIS-Outaouais**.

Niveaux												
Type	F	F	MF	MF	MF	MF	MR	MR	MR	MR	R	R
Sous-type	Ft	Fi	FtRm	FtRb	FiRm	FiRb	RmFt	RmFi	RbFt	RbFi	Rb	Rm
Communautés	Er*	Bp*	ErRm	ErRb	PeuR	PeuR	PruFt	PinFi			Sab*	Pin*
	Bj*	Peu*	FdRm	FdRb		BpRb					Ep*	Pru*
	Chr*	ErFi	BjRm	ChrR								Tho*
	Fd	FdFi	ChrR	BjRb								
	Fpt	ChrFi										
	Fh											
	ErFd											
	ErChr											
	ErFi											
	FdFi											
	ChrFi											

\* Si l'espèce est la seule qui compose le 75% des cohortes d'âge les plus vieilles.

Type de couvert : F=Feuillu, MF = Mixte à dominance de feuillus, MR = Mixte à dominance de résineux, R=Résineux;

Sous-type de couvert : Ft = Feuillus tolérants, Fi = Feuillus intolérants, FtRm = Feuillus tolérants à résineux méridionaux, FtRb = Feuillus tolérants à résineux boréaux, FiRb = Feuillus intolérants à résineux boréaux, RmFt = Résineux méridionaux à feuillus tolérants, RmFi = Résineux méridionaux à feuillus intolérants, RbFt = Résineux boréaux à feuillus tolérants, RbFi = Résineux boréaux à feuillus intolérants, Rb = Résineux boréaux, Rm = Résineux méridionaux;

Communautés : Er = Érables sucre et Érable rouge, Bj = Bouleau jaune, Chr = Chêne rouge, Fd = Feuillus durs (mélange de feuillus durs autres qu'éérable : Bouleau jaune, Hêtre à grandes feuilles, Ostryer et Chêne rouge), Fpt = Feuillus peu tolérants (Frêne d'Amérique, Cerisier tardif, Tilleul d'Amérique), Fh = Feuillus de milieux humides (Frêne noir, Orme d'Amérique), Peu = Peupliers (Peuplier faux tremble, Peuplier à grandes dents, Peuplier baumier), Rm = Résineux méridionaux (Pruche de l'est, Thuya occidentale, Pin blanc, Pin rouge, Épinette rouge), Rb = Résineux boréaux (Sapin baumier, Épinette noire, Épinette blanche, Pin gris, Mélèze laricin).

Pour classer les communautés de chaque pixel, nous nous sommes servis de l'algorithme présenté à la Figure 6. Ainsi, pour la classification de la composition, on ne retient que les espèces pour lesquelles l'âge maximal (cohorte d'âge la plus vieille) est égal ou plus grand que 75% de l'âge de la cohorte la plus vieille de toutes espèces confondues. Suite à cela, chaque espèce est évaluée pour son coefficient de dominance. Ce coefficient de dominance tient compte du *ratio d'âge* et du *coefficient de classification*. Le *ratio d'âge* est la division de l'âge de la cohorte la plus vieille de l'espèce dans la communauté par l'âge maximal que cette espèce peut avoir. Par exemple, une cohorte de pruche et de peuplier de 100 ans n'auront pas le même ratio d'âge puisque la pruche peut vivre beaucoup plus longtemps (450 ans) que le peuplier (160 ans). Ainsi, dans ce cas, le peuplier contribuera donc plus à la classification de la communauté que la pruche. Ce ratio permet de tenir compte de la vitesse de croissance d'une espèce. Le coefficient de classification permet quant à lui de tenir compte de la possibilité qu'a une espèce de dominer un peuplement. Par exemple, les espèces marginales auront un coefficient de classification faible alors que les espèces fréquentes auront un coefficient élevé (Tableau 12). Les résultats de la classification des pixels de l'état initial de communautés forestières ont été confrontés avec les groupes d'essences des appellations cartographiques de tout le territoire afin de valider l'approche de classification développée. Les coefficients de classification ont été ainsi ajustés après plusieurs essais et erreurs. Le lecteur intéressé trouvera les règles décisionnelles séquentielles de la classification en Annexe 10.

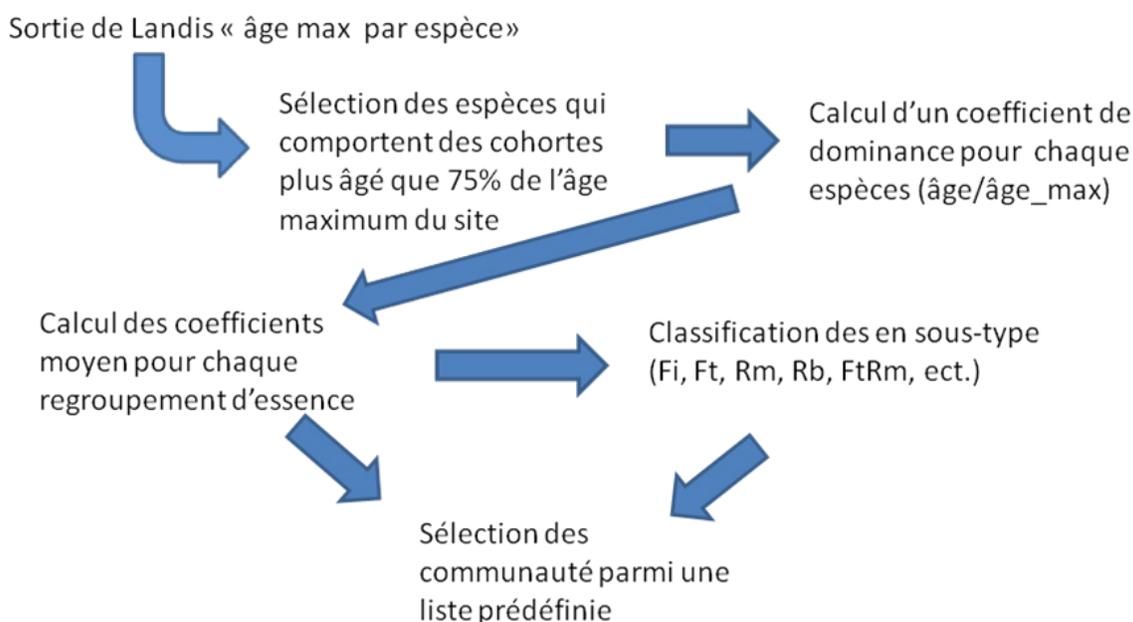


Figure 6. Algorithme de classification des sorties des communautés forestières pour évaluer la composition.

Tableau 12. Coefficient de classification des espèces d'arbres

Espèce	Coefficient	Espèce	Coefficient
BETUALLE	0.6	ULMUAMER	0.4
BETUPAPY	0.5	OSTRVIRG	0.2
PRUNSERO	0.5	POPUBALS	0.5
QUERRUBR	0.6	POPUGRAN	0.6
PICEGLAU	0.8	POPUTREM	0.5
PICEMARI	0.7	PINUSTRO	0.8
PICEABIE	0.4	PINUBANK	0.3
PICERUBE	0.5	PINURESI	0.5
ACERRUBR	0.3	PRUNPENS	0.1
ACERSACC	0.7	TSUGCANA	0.7
FRAXAMER	0.5	ABIEBALS	0.5
FRAXNIGR	0.2	THUYOCCI	0.7
FRAXPENS	0.1	TILIAMER	0.5
FAGUGRAN	0.8	POPUHYBR	0.2
LARILARI	0.3		

### b. Structure d'âge

Pour la classification des structures d'âge, nous avons développé un modèle prédictif qui utilise les statistiques des cohortes d'âge produites par le module « Output Cohort Statistics » suivantes :

- Moyenne des écarts d'âge (âge max – âge min) par espèces (*span\_species*) ;
- Écarts d'âge (âge max – âge min), toutes espèces confondues (*span\_site*);
- Moyenne des âges médians par espèces (*med\_sp*);
- Âge médian de toutes les cohortes du site, toutes espèces confondues (*med\_site*);
- Nombre de cohortes d'âge du site (*age\_rich*) ;
- Nombre de combinaison (cohorte âge-espèce dans le site (*count\_site*)).

Ainsi, nous avons dans un premier temps, utilisé ces variables pour regrouper les 38 possibilités de classes d'âge extraites de l'inventaire du 4<sup>ème</sup> décennal de l'inventaire écoforestier de l'Outaouais à l'aide de l'analyse de groupement hiérarchique (fonction *clustering* avec la méthode à liens flexibles de Ward du package *rattle* dans R). Cette analyse était possible en mettant en relation les statistiques de cohortes d'âge de chaque pixel de l'état de communautés initiales du paysage avec les codes d'âge du 4<sup>ème</sup> décennal des peuplements dans lequel se trouvait chacun de ces pixels. Nous avons ainsi produit un dendrogramme afin de mieux comprendre comment les statistiques des cohortes d'âges pouvaient discriminer les structures d'âge et quelles étaient les regroupements de structure d'âges que nous pourrions distinguer avec notre modèle (Figure 7). Nous avons décidé de retenir à partir de cette analyse 5 groupes de classes d'âge (Tableau 13) : 10-30, 30-50, Jin-Jir, 70-90, Vin-Vir. Le Tableau 14 permet de voir les différences entre les statistiques des cohortes d'âges par groupe de classes d'âge de l'inventaire écoforestier. On peut y voir que la variables *span\_sp* et *med\_sp* sont les deux variables les plus discriminantes et qu'il n'y a pas beaucoup de différence pour ce qui est des valeurs entre *med\_sp* et *med\_site*.

En reprenant ces 5 groupes, nous avons développé un modèle prédictif à l'aide de ces 5 même variables des statistiques des cohortes d'âge. Pour ce faire, nous avons utilisé une analyse de forêt d'arbres décisionnels (Random Forest, Breiman 2001) toujours en utilisant le package *rattle* de R. Cette analyse nous permettra de reclasser en 5 groupes de classes d'âge les différentes communautés simulées pour tout le territoire. Le modèle utilise 100 arbres décisionnels car le taux d'erreurs de classification se stabilise rapidement à partir de 25 arbres décisionnels (Figure 8).

Parmi les variables de statistiques des cohortes d'âge, les meilleures variables qui permettent de prédire sont `count_site` et `med_site` (Figure 9). Le fait d'enlever du modèle ces deux variables réduit considérablement la précision du modèle. En deuxième lieu viennent les variables `med_sp` et `span_sp`. Le modèle permet de prédire avec une bonne précision globale les groupes de classes d'âge avec un taux d'erreur de 19.39% (OOB error rate). Cependant, lorsque les résultats sont détaillés par groupe de classes d'âge, on aperçoit une erreur de classification modérée pour le groupe des classes de 30-50 ans et particulièrement importante pour celui du groupe des classes d'âge de 70-90 ans (Tableau 15). En effet, les chances sont plus élevées de classer un peuplement équiennne de 70-90 ans dans du Jin-Jir que dans son groupe de classe d'âge! On voit effectivement qu'il est difficile de distinguer ces deux groupes sur la base des statistiques de cohortes qui sont très semblables pour ces deux groupes (Tableau 14). De plus, ce groupe (70-90 ans) constitue celui avec le moins d'effectifs (pixels) au temps initial et il est normal que le modèle prédictif soit moins bon pour ce groupe de classe d'âge. Néanmoins, nous avons décidé de le conserver puisqu'une des questions importantes que nous avons par rapport à notre analyse de sensibilité concerne l'importance des structures équiennes âgées. Ainsi, lors de l'utilisation du modèle de forêt décisionnel pour la classification des structures des sorties de LANDIS, un ajustement au niveau des seuils de probabilité de classification a été effectué afin d'ajuster la proportion de chaque groupe de classes d'âge original *versus* les groupes de classes d'âge prédites par le modèle et aussi afin de favoriser un classification vers les deux groupes moins bien prédit pour réduire cet effet d'effectif initial sur la prédiction. Cet ajustement donne plus de chance à la classe des 70-90 ans (13.5%) que celle qui lui serait accordée selon sa proportion (1.2 %) dans le paysage initial (Tableau 14).

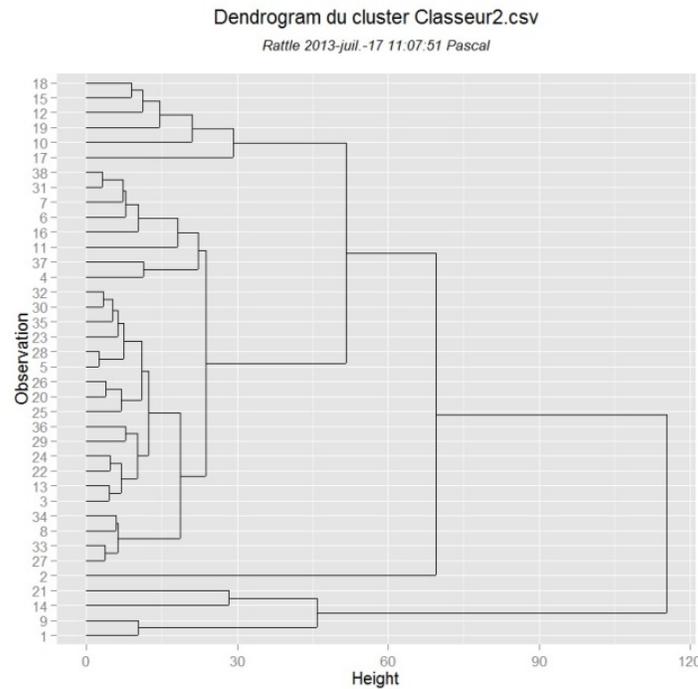


Figure 7. Dendrogramme de groupement des 38 classes d'âge utilisées dans le 4<sup>ème</sup> décennal de l'inventaire écoforestier de l'Outaouais.

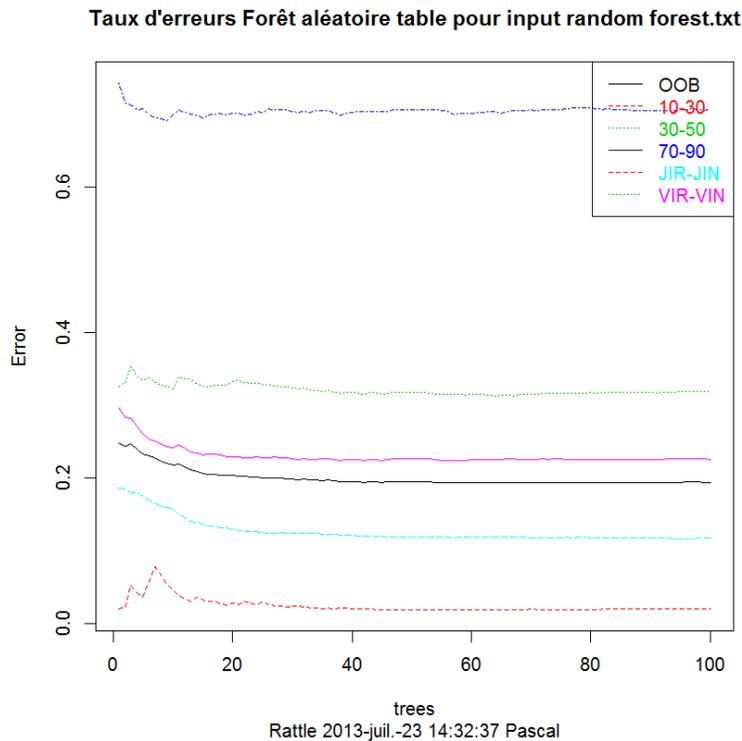


Figure 8. Variation des taux d'erreurs de classification par groupe de classes d'âge en fonction du nombre d'arbres décisionnels utilisés dans le modèle prédictif

### ***Parallélisation des processus computationnels sur le super ordinateur***

D'appliquer les processus précédents de classification de la composition et de la structure d'âge est très exigeant du point de vue temps de calcul. Il faut en effet traiter chaque pixel (avec ses multiples statistiques de cohortes d'âge), à chaque pas pour chaque simulation. C'est un traitement de données colossal et mêmes les ordinateurs de bureau les plus puissants ne peuvent suffire à cette tâche ; le temps de traitement serait alors trop long (des semaines pour chaque simulation). Ainsi, lors de calculs computationnels répétés, l'utilisation de plusieurs processeurs permet de réaliser le traitement en parallèle, ce qui offre un gain de temps appréciable. Cela s'appelle la parallélisation des processus computationnels. L'utilisation de superordinateur dans ce contexte est tout à fait appropriée. Le prof. Doyon détient un droit d'utilisation avec Calcul Canada/Calcul Québec ([www.calculquebec.ca](http://www.calculquebec.ca)) et du temps de calcul sur les différents superordinateurs canadiens. Nous avons donc décidé d'utiliser le superordinateur de l'Université Laval appelé, « *Colosse* », pour paralléliser le processus computationnel de notre post-traitement des sorties LANDIS. Le superordinateur *Colosse* contient 960 nœuds de calcul de huit cœurs chacun. Nous pouvons donc ainsi réserver un espace de temps d'un certain nombre de nœuds et ainsi faire le maximum de calcul en parallèle dans un laps de temps très réduit.

Tableau 13. Regroupement obtenu des 38 classes d'âge de l'inventaire écoforestier du 4<sup>ème</sup> décennal de l'Outaouais à partir de l'analyse de groupement hiérarchique utilisant les statistiques des cohortes d'âges des communautés forestières de l'Outaouais à l'état initial dans le **modèle LANDIS-Outaouais**.

Classe d'âge	Superficie (ha)	Regroupement	Classe d'âge	Superficie (ha)	Regroupement
5050	1749	30-50	12030	5503	JIR-JIN
50	219616	30-50	7070	8293	90-70
3070	1401	30-50	5090	2444	90-70
5070	907	30-50	7050	3949	90-70
30	216458	30-50	JIR	133448	JIR-JIN
5030	118	30-50	9010	203	JIR-JIN
VIR	138225	VIR-VIN	7030	5609	JIR-JIN
9030	24061	VIR-VIN	70	322155	JIR-JIN
12070	10590	VIR-VIN	3090	807	JIR-JIN
12050	9644	VIR-VIN	120	44046	JIR-JIN
50120	2560	VIR-VIN	9090	2035	90-70
30120	522	VIR-VIN	12090	1411	90-70
VIN	619700	VIR-VIN	9070	9448	90-70
12012	422	VIR-VIN	7090	2866	90-70
9050	12907	JIR-JIN	1070	33	10-30
90120	1192	JIR-JIN	60	108	10-30
JIN	284806	JIR-JIN	40	26140	10-30
70120	6183	JIR-JIN	20	62153	10-30
90	122045	JIR-JIN	10	32026	10-30

Tableau 14. Moyenne des valeurs des statistiques des cohortes d'âge des communautés forestières initiales en fonction des 5 groupes de classes d'âge discriminés par l'analyse de groupement et seuil de probabilité de classification utilisé pour le modèle prédictif.

Groupe de classes d'âge	Variables des statistiques de cohortes d'âge (années)						Seuil de classification
	age_rich	count_site	span_sp	span_site	med_sp	med_site	
10-30	1.8	3.0	2.9	17.5	50.1	49.1	0.300
30-50	4.2	9.5	23.2	65.4	60.5	60.1	0.200
90-70	5.0	11.2	22.0	84.9	77.2	77.7	0.135
JIR-JIN	5.3	11.6	29.6	89.9	72.6	71.5	0.220
VIR-VIN	5.8	11.2	32.7	102.2	75.5	75.0	0.145

Importance des variables Forêt aléatoire table pour input random forest.t

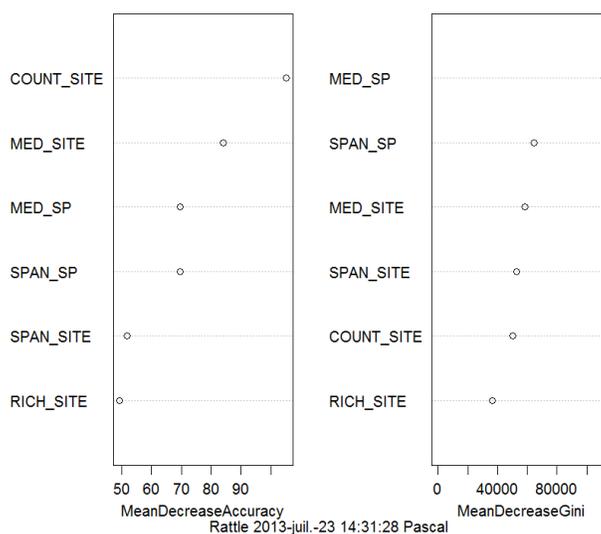


Figure 9. Diagrammes d'analyse de l'importance des variables pour le modèle prédictif.

Tableau 15. Matrice de confusion du modèle de prédiction pour le jeu de données d'entraînement.

Observés	Groupes de classes d'âge <i>prédits</i>					Total	Erreur
	10-30	30-50	70-90	JIR-JIN	VIR-VIN		
<b>10-30</b>	87632	597	0	1031	128	89388	0.0196447
<b>30-50</b>	88	212339	19	92453	6758	311657	0.3186773
<b>70-90</b>	2	1079	5921	10812	2332	20146	0.7060955
<b>JIR-JIN</b>	423	35185	276	587910	41919	665713	0.1168717
<b>VIR-VIN</b>	29	13275	347	111948	431344	556943	0.225515
Total	88174	262475	6563	804154	482481	1643847	

Pour ce faire, dans un premier temps, toutes les données des sorties LANDIS ont dûes être transférées sur le supercalculateur *Colosse* à l'aide d'un script d'entrée. Ce téléchargement est le processus qui prend le plus de temps. Par la suite, les programmes de classification (Annexe 8) ont été implémentés sur *Colosse*. Suite à une estimation approximative du temps de calcul, une demande d'exécution au supercalculateur a été soumise. Selon la tâche de travail de la requête et des autres requêtes envoyées en même temps à *Colosse*, un ordre d'exécution pour une fenêtre de temps donné était alors planifié par le programme d'horaire. Les résultats étaient alors téléchargés de *Colosse* après traitement.

## 5. Résultats

### *Les perturbations*

#### a. Les intervalles de retour par sévérité

##### Le feu

Pour nos cinq simulations combinées, nos résultats montrent qu'annuellement, 13 436 ha brûlent annuellement, soit 0.561% du territoire forestier actif. Cela donne donc un intervalle de retour des feux moyen de 178 ans (Tableau 16). Néanmoins, cela comprend toutes les classes de sévérité. Comme le feu est un processus de sévérité « bottom-up » dans LANDIS, les cohortes d'âge supérieures ne sont touchées qu'à partir de la classe de sévérité 3 (en général car cela dépend de l'espèce et de susceptibilité au feu, qui est un paramètre dans le fichier *Species.dat*). Ainsi, si on ne considère que les feux de sévérité 3 et plus, l'intervalle de retour passe alors à 221 ans. Ceci pourrait alors correspondre aux brulis partiels. Pour évaluer l'intervalle de retour des feux catastrophiques (brulis totaux), il faudrait alors se référer à la classe de sévérité 5 seulement, qui donne un intervalle de retour de 463 ans. On remarque aussi que l'importance en superficie brûlées augmente selon la sévérité (comme l'intervalle de retour diminue en fonction de la sévérité dans le Tableau 16).

Tableau 16. Intervalle de retour des feux selon le niveau de sévérité

		Intervalles de retour des feux (années)					
	Sévérité	1	2	3	4	5	Totales
Simulation	1	2682	1400	1024	719	463	178
	2	2646	1400	1028	717	463	178
	3	2656	1399	1029	719	464	178
	4	2650	1397	1021	720	464	178
	5	2647	1394	1032	721	463	178
	Moyenne	2656	1398	1027	719	463	178

Il est possible d'évaluer les intervalles de retour de feu et cela par GÉs. En effet, comme les paramètres de dynamique de la végétation et des perturbations naturelles sont différenciés sur la base des GÉs, il est important de vérifier dans quelles mesures ceux-ci correspondent aux dynamiques attendues. Ainsi, on observe pour le feu que les intervalles de retour observés sont en général très proches de ceux qui avaient été utilisés dans le fichier de paramètres des perturbations par le feu (fichier **fire.dat**) (Tableau 8).

Ainsi, on observe des GÉs avec de longs intervalles de retour de feux (*Érablière mésique, Érablière riche plat, Feuillus Humides, Prucheraie*), de moyens intervalles (*Feuillus des hauts de pente, Mixte de bas de pente, Mixte Fonds de vallées, Résineux Fonds de vallées, Résineux humides*) et de courts intervalles (*Feuillus des sommets, Mixte mésique, Mixte sur sols minces, Pinèdes mésique, Pinèdes sèches, Résineux mésique, Résineux sur sols minces*). En général, pour un GÉ, on observe que les intervalles de retour de feux diminuent avec l'augmentation de la sévérité, mais ce n'est toujours le cas (*Mixte sur sols minces, Pinèdes mésiques*). C'est même l'inverse pour le GÉ des *Feuillus des sommets* et *Résineux sur sols minces*. Ces différences proviennent de propriétés émergentes de l'interaction de la végétation, de leur susceptibilité ainsi que des perturbations.

Tableau 17. Intervalle de retour des feux par GÉs

GÉ	Classe de sévérité					Total
	1	2	3	4	5	
Érablière mésique	264 935	142 706	61 874	1 096		1 064
Érablière riche plat	272 209	123 211	1 173			1 157
Feuillus des hauts de pente	23 033	13 760	7 423	386		352
Feuillus des sommets	413	402	341	667	1 000	97
Feuillus Humides	4 462 000	5 961				5 953
Mixte de bas de pente	9 008	2 903	2 216	251		204
Mixte Fonds de vallées	34 697	11 004	408			389
Mixte mésique	2 948	1 072	952	739	264	134
Mixte sur sols minces	1 522	392	310	325	2 262	100
Pinèdes mésiques	961	559	575	312	413	98
Pinèdes sèches	304	374	228	504	208	58
Prucheraie	599 458	66 300	1 232			1 207
Résineux Fonds de vallées	24 577	3 684	1 944	1 233	436	254
Résineux humides	153 852	6 266	2 353	1 602	1 637	548
Résineux mésique	16 067	4 316	2 689	2 139	175	146
Résineux sur sols minces	316	260	345	930	2 241	87

On observe très peu de variations dans les intervalles de retour entre les simulations (Tableau 16). En fait, malgré le fait que les conditions aléatoires qui génèrent la stochasticité dans le modèle soient présentes, les historiques de perturbations par le feu sont très semblables entre les simulations (Figure 10). Cela laisse suggérer un effet très structurant de la végétation et de la structure spatiale des conditions de sites (GÉs) sur la dynamique du paysage. Le changement abrupt de superficies brûlées entre les trois premières décennies et les autres « pas » de simulations confirme que le paysage tend vers un équilibre entre la végétation et le régime de perturbations. Pour l'ensemble des simulations, cet équilibre se stabilise rapidement pour les feux de sévérité sévère (5), soit environ à partir de 50<sup>ème</sup> année, mais beaucoup plus tard pour les sévérités de classes 3 et 4, soit approximativement à partir de la 100<sup>ème</sup> année. Conséquemment, ceci suggère de n'utiliser que les 100 dernières années pour établir les balises écologiques.

## Feux - Simulations 1-5

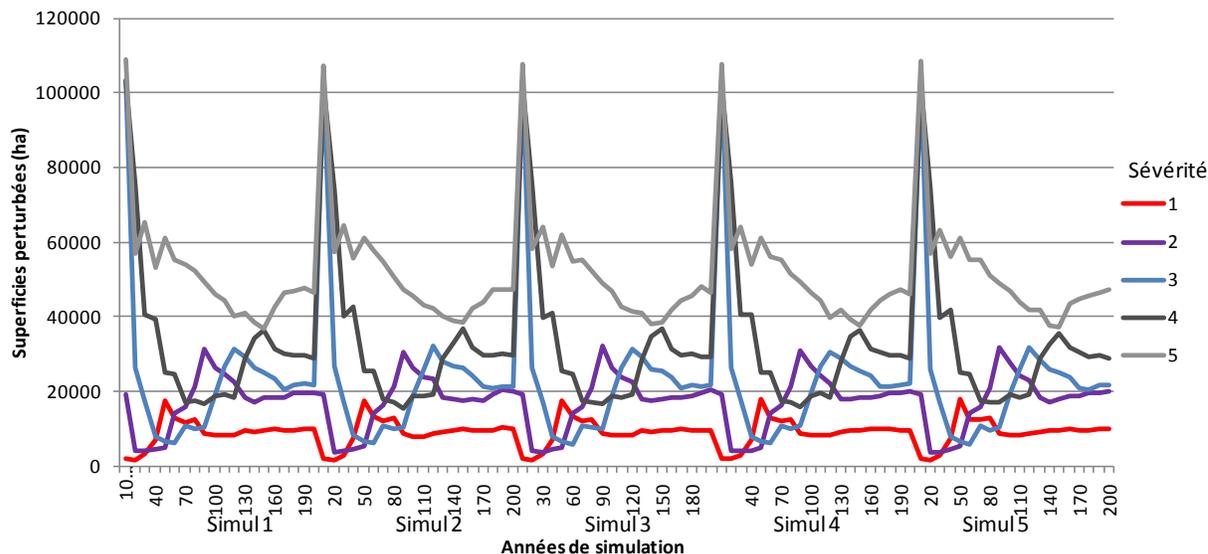


Figure 10. Superficies brûlées par décennies pour les 5 simulations selon la classe de sévérité.

### Le chablis

Pour nos cinq simulations combinées, nos résultats montrent qu'annuellement, 5419 ha sont chablisés annuellement, soit 0.23% du territoire forestier actif. Cela donne donc un intervalle de retour de chablis moyen de 442 ans (Tableau 18). Néanmoins, cela comprend toutes les classes de sévérité. Si l'on détaille par classe de sévérité, on s'aperçoit que les superficies chablisées proviennent de chablis de classes de sévérité 2 et 3 (intervalles les plus courts dans le Tableau 18).

Comme le chablis est un processus de sévérité « top-down » dans LANDIS, les cohortes d'âge supérieures sont celles touchées en premier. On aura donc, même avec une classe de sévérité faible, un chablis partiel (classe de sévérité 1) et un chablis sévère (correspondant à un chablis total) à partir de la classe de sévérité 3 (mais tout comme pour le feu, cela dépend de l'espèce et de sa susceptibilité au chablis, qui est un paramètre dans le fichier *Species.dat*). Ainsi, si on ne considère que les chablis de sévérité 3 et plus, l'intervalle de retour passe alors à 682 ans.

Lorsque les intervalles de retour de chablis sont détaillés par GÉ, on s'aperçoit que ceux-ci sont moins variables par GÉ que les feux (Tableau 19). En effet, ceux-ci se maintiennent presque toujours entre 200 et 700 ans (toutes sévérités confondue). Le plus court intervalle de retour de chablis est pour les GÉ des *Feuillus Humides*, des *feuillus des sommets* et des *Résineux sur sols minces*, pour la classe de sévérité 3.

Tableau 18. Intervalle de retour des chablis (années) selon le niveau de sévérité

Intervalles de retour des chablis (années)						
Sévérité	1	2	3	4	5	Totales
<b>Simulation</b>						
<b>1</b>	7355	1536	932	5408	4991	445
<b>2</b>	7249	1459	919	5406	4895	435
<b>3</b>	7411	1522	942	5395	4877	446
<b>4</b>	7439	1474	903	5308	4906	432
<b>5</b>	7630	1547	952	5421	4895	451
<b>Moyenne</b>	7415	1507	929	5387	4912	442

Tableau 19. Intervalles de retour des chablis par GÉs, par classes de sévérité.

Classe de sévérité						
GÉ	1	2	3	4	5	Total
Érablière mésique	11 629	2 028	1 456	10 749	10 810	689
Érablière riche plat	6 918	1 111	802	5 876	5 930	380
Feuillus des hauts de pente	6 916	1 220	843	5 773	5 750	400
Feuillus des sommets	4 459	749	440	2 470	2 181	213
Feuillus Humides	2 482	380	213	1 365	1 355	109
Mixte de bas de pente	9 550	1 984	1 284	8 187	7 685	610
Mixte Fonds de vallées	5 050	1 185	818	5 354	5 180	378
Mixte mésique	8 889	1 787	1 075	6 184	5 395	513
Mixte sur sols minces	5 328	1 019	631	3 546	3 110	298
Pinèdes mésiques	14 399	2 640	1 608	8 452	7 837	760
Pinèdes sèches	13 181	2 296	1 369	7 149	5 773	643
Prucheraie	6 486	1 080	730	5 087	5 183	352
Résineux Fonds de vallées	4 785	1 186	680	3 352	3 127	318
Résineux humides	5 754	1 401	867	4 938	4 795	408
Résineux mésique	8 854	1 902	1 148	6 688	6 071	548
Résineux sur sols minces	3 259	826	523	3 293	3 259	247

Cependant, pour ce qui est du chablis, la variation temporelle entre les 5 simulations pour ce qui est du chablis est plus importante (Figure 11). On constate néanmoins un patron similaire entre les 5 simulations à partir duquel on observe une montée subite des superficies chablisées pour les deux classes de sévérité les plus importantes, soit 2 et 3 (et plus tardivement pour la classe 1). Suite à ce relèvement des superficies chablisées, on observe une diminution qui se poursuit sur 100 ans pour se stabiliser ensuite sur les derniers 50 ans.

## Chablis - Simulations 1-5

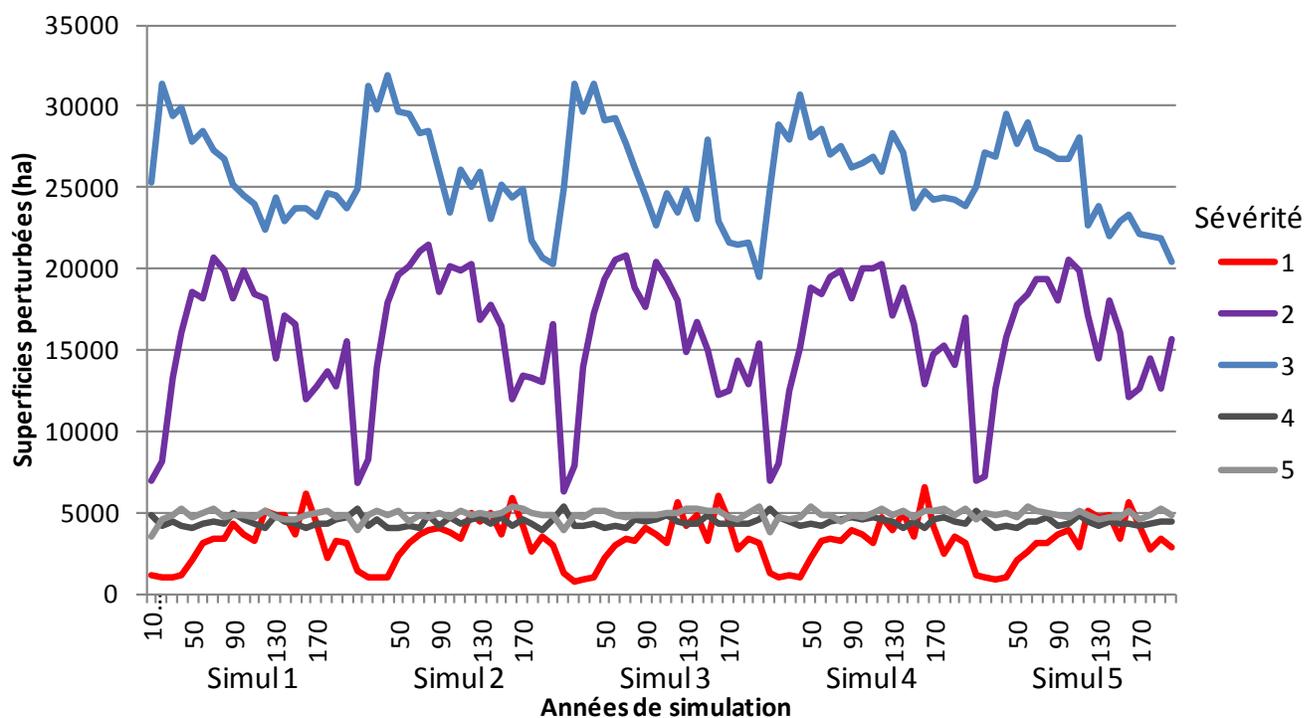


Figure 11. Superficies chablisées par décennies pour les 5 simulations selon la classe de sévérité.

### Les épidémies de TBE

Pour nos cinq simulations combinées, nos résultats montrent qu'annuellement, 9511 ha sont touchés par les épidémies de TBE, soit 0.406% du territoire forestier actif, ce qui donne un intervalle de retour de 246 ans (Tableau 20). Les épidémies de classes de sévérité 3 (sévères-catastrophiques) sont 8 fois plus importantes que celles de sévérité 2 (partielles).

Comme la TBE est très sélective pour son alimentation (la susceptibilité à la TBE est un paramètre dans les fichiers *Species.dat* ainsi que *BDA\_TBE.dat*), nous recalculons l'intervalle de retour seulement en fonction de la disponibilité en ressource des sites (pixels) pour l'insecte tel que LANDIS l'évalue par le calcul du Site Resource Dominance (SRD) dans le module *Biotic Agent Disturbance*. Cela permet alors de vérifier si les cycles correspondent à ceux paramétrés dans le modèle. Pour ce faire, nous avons évalué la superficie pondérée par

le SRD (une valeur de 0.0 à 1.0) pour chaque pas de la simulation et avons calculé la moyenne de cette superficie pondérée sur l'ensemble des 20 pas des 5 simulations (100). Le résultat de ce calcul exprime donc la superficie moyenne équivalente en habitats préférés par la TBE. Cette superficie pour l'Outaouais, pour l'ensemble de nos simulations, correspond à 577 362 ha, soit tout près d'un quart de la superficie de l'Outaouais. Ainsi, en ramenant les superficies perturbées par la TBE sur la superficie pondérée par le SRD, on trouve des intervalles de retour plus près des cycles des épidémies de TBE (Tableau 20). On remarque aussi que les variations en superficies perturbées sont beaucoup plus importantes entre les 5 simulations pour ce type de perturbations que pour le feu ou le chablis. On peut avoir un intervalle de retour (total) de 141 ans ou bien de 388 ans, soit du simple au double. Ces variations sur le développement d'épidémies sont surtout causées par les fluctuations en habitat préféré par la TBE pour son alimentation (SRD élevé).

Tableau 20. Intervalle de retour des épidémies de la TBE selon le niveau de sévérité (2-3). Ce calcul est fait sur l'ensemble des cellules de forêt actives et également pour les sites qui offrent des ressources pour la TBE seulement (pondéré par le SRD).

Intervalles des épidémies de TBE (années)							
	Sévérité	2	3	Total	2 SRD	3 SRD	Total SRD
<b>Simulation</b>	<b>1</b>	2 394	311	276	573	75	66
	<b>2</b>	1 748	328	277	450	85	71
	<b>3</b>	6 195	306	291	1 547	76	73
	<b>4</b>	1 578	514	388	387	126	95
	<b>5</b>	2 589	150	141	634	37	35
	<b>Moyenne</b>	2 303	275	246	568	68	61

Les variations dans les intervalles de retour sont aussi importantes en fonction du GÉ, compte tenu de la spécificité de préférence en espèces hôtes pour la TBE (Tableau 21). Par exemple, on a de très grands retours pour les GÉs *Feuillus des sommets* et *Pinèdes mésiques*, *Pinèdes sèches* alors que les intervalles sont plus courts pour les GÉs *Feuillus Humides*, *Mixte de bas de pente*, *Mixte Fonds de vallées*, *Résineux Fonds de vallées*, *Résineux humides*. En fait, les GÉs qui ont de long intervalle de retour sont ceux pour lesquels le % en habitat préféré par la TBE est le plus faible et inversement pour les GÉs avec un intervalle de retour court. Une fois la superficie disponible pour les épidémies de TBE pondérée par le SRD, les différences entre les GÉs s'amenuisent grandement et les valeurs d'intervalles de retour varient entre 55 et 181 ans, avec une moyenne de 81 ans. Ce résultat justifie l'importance de diviser le territoire en unités physiographiques plus fines pour comprendre l'importance que jouent les perturbations naturelles sur les dynamiques forestières.

Tableau 21. Intervalle de retour des épidémies de la TBE selon le niveau de sévérité (2-3), et cela pour chacun des GÉs. Ce calcul est fait sur l'ensemble des cellules de forêt actives et également pour les sites qui offrent des ressources pour la TBE seulement (pondéré par le SRD). Le % d'habitat exprime l'équivalent en superficie pondéré par le SRD de chaque GÉ.

GÉ	% habitat	Classes de sévérité					
		2	3	Total	2 SRD	3 SRD	Total SRD
Érablière mésique	0.235	1 437	410	319	338	96	75
Érablière riche plat	0.239	2 262	605	477	540	144	114
Feuillus des hauts de pente	0.198	2 253	561	449	446	111	89
Feuillus des sommets	0.062	9 338	2 217	1 791	583	139	112
Feuillus Humides	0.351	1 614	240	209	566	84	73
Mixte de bas de pente	0.262	1 627	255	221	426	67	58
Mixte Fonds de vallées	0.353	1 887	181	165	667	64	58
Mixte mésique	0.186	2 480	359	314	462	67	58
Mixte sur sols minces	0.130	3 588	624	531	468	81	69
Pinèdes mésiques	0.107	5 156	889	758	552	95	81
Pinèdes sèches	0.027	16 478	4 185	3 337	444	113	90
Prucheraie	0.223	3 565	1 050	811	797	235	181
Résineux Fonds de vallées	0.418	3 100	137	131	1 296	57	55
Résineux humides	0.559	3 092	107	104	1 728	60	58
Résineux mésique	0.257	2 303	568	275	68	246	61

#### b. La variabilité spatio-temporelle des perturbations et de leur sévérité

Nos cinq simulations ont généré des patrons spatio-temporels de perturbations très différents entre eux, malgré une certaine similarité au niveau des intervalles de retour dans le RPN (Annexe 12). En plus des variations spatio-temporelles, on observe aussi des variations importantes en ce qui concerne la sévérité des perturbations. Ces variations sont susceptibles de générer des réponses différentes sur l'évolution de la végétation. Entre autres, il est évident de voir que les effets de distribution de tailles des taches de perturbations génèrent des patrons avec une granularité distincte entre les perturbations par le feu et celles par chablis (Figure 12, Figure 13). On constate que le régime de feu dans le sud est plus long (pixels de couleur plus froide ou absence de perturbation par le feu) (Figure 12) alors que le chablis se distribue de façon plus homogène dans le territoire, peu importe le Grand Écosystème. À l'inverse du chablis, les épidémies de TBE sont surtout concentrées dans la bande médiane du territoire en latitude, zone où le sapin est le plus abondant (Figure 14).

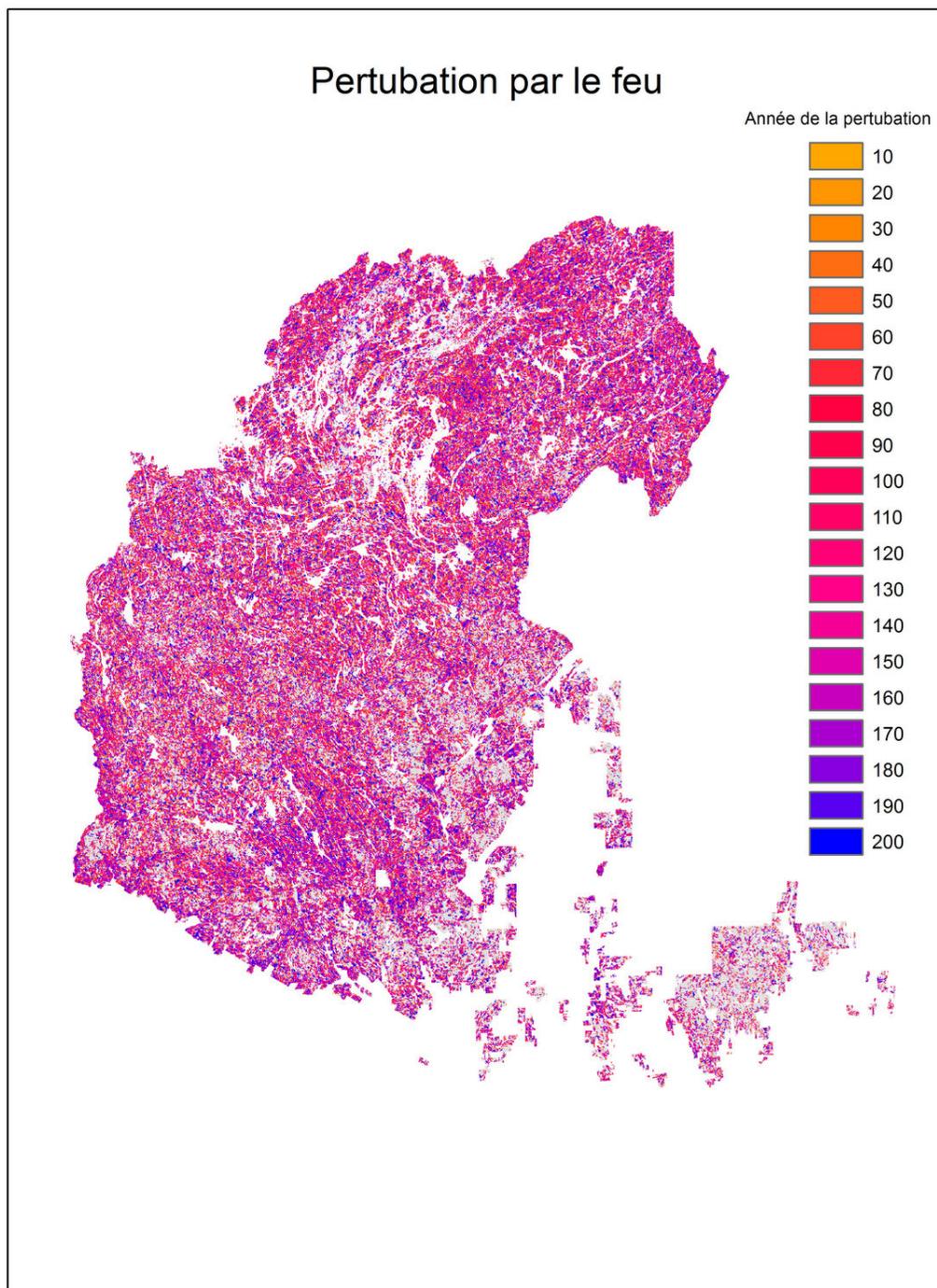


Figure 12. Synthèse cumulée des perturbations par le feu générées par le *Modèle LANDIS-Outouais* pour la Simulation I sur un horizon de 200 ans.

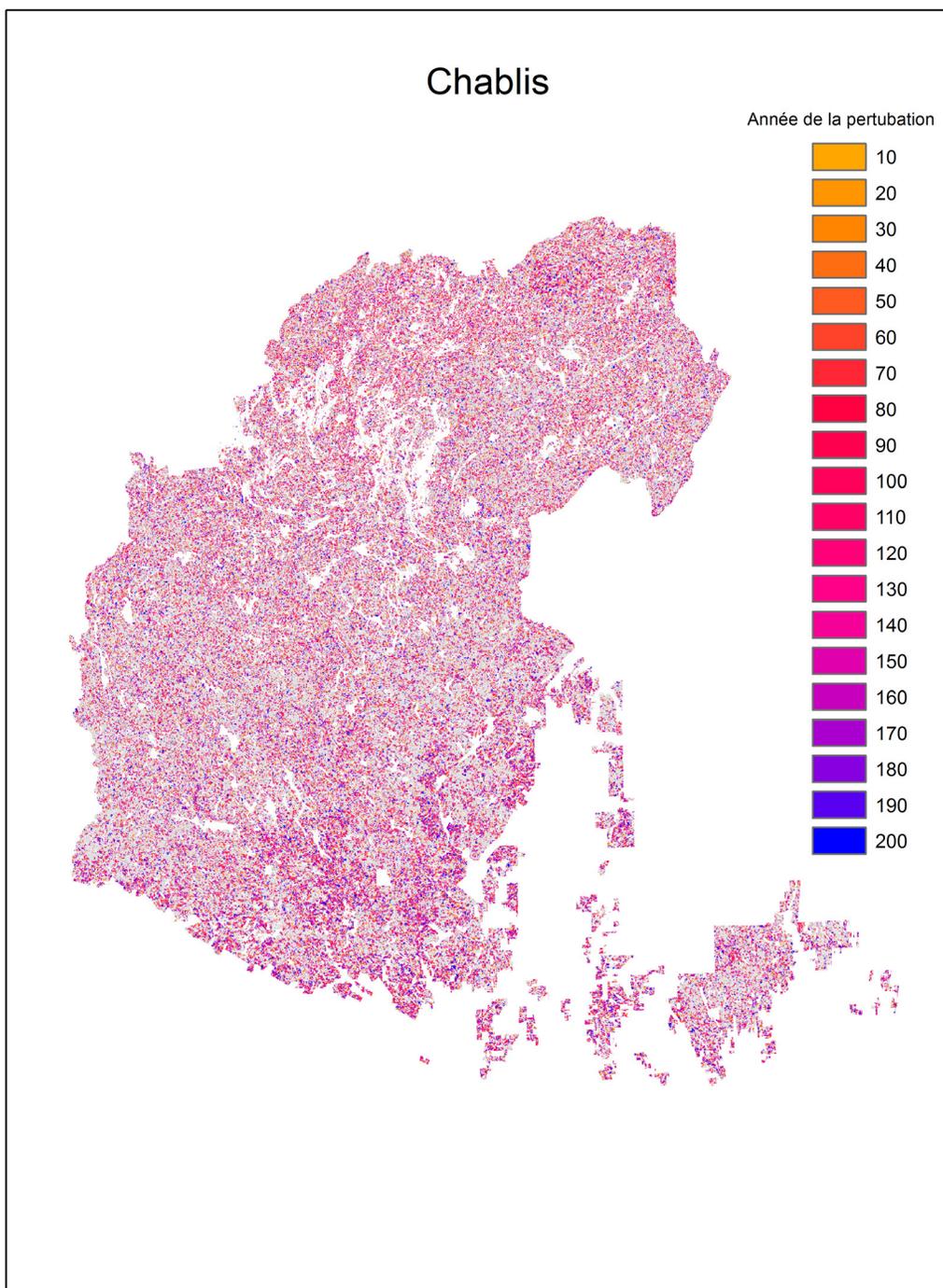


Figure 13. Synthèse cumulée des perturbations par les chablis générées par le **Modèle LANDIS-Outouais** pour la Simulation I sur un horizon de 200 ans.

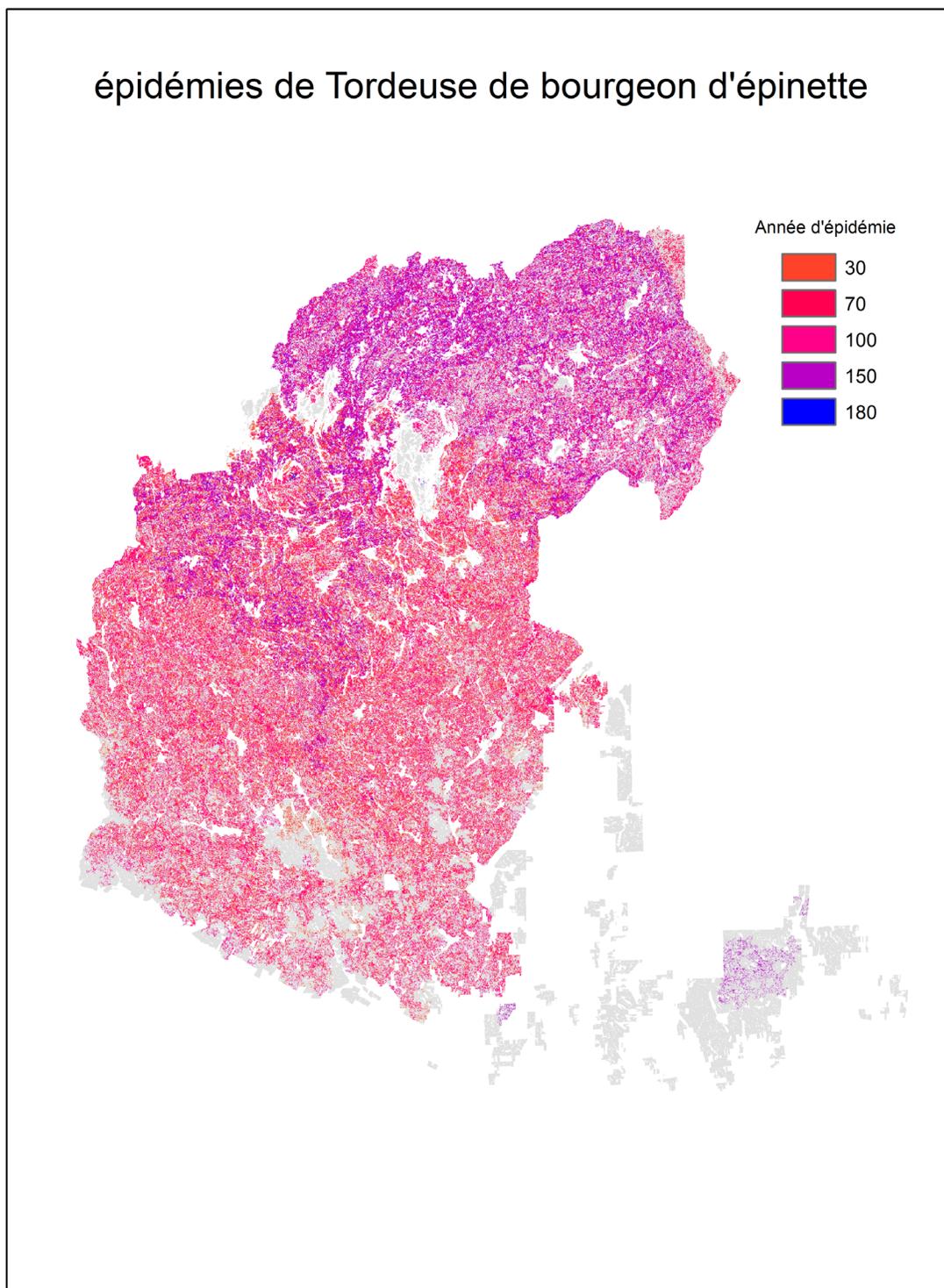


Figure 14. Synthèse cumulée des perturbations par les épidémies de TBE générées par le **Modèle LANDIS-Outouais** pour la Simulation I sur un horizon de 200 ans.

## Les communautés forestières

L'intérêt premier d'utiliser la modélisation pour les processus à l'échelle du paysage vient de la possibilité d'évaluer l'enveloppe de variabilité naturelle, et cela sur de grands horizons de temps et de grandes étendues spatiales. Cette section exprime comment la végétation répond à ce régime, selon l'autécologie des espèces en présence, l'organisation des communautés et la nature et la sévérité des perturbations

### a. La composition

#### Type de couvert

Sous le RPN paramétrisé dans cette version du *modèle LANDIS-Outaouais*, on observe que la composition initiale en type de couvert est légèrement différente des conditions qui se développeraient si l'homme n'intervenait pas dans le paysage (Figure 15). En effet, on observerait actuellement moins de couvert feuillu et plus de couvert mixte à dominance résineuse que sous le RPN, en général (Tableau 22). Cette tendance, bien que se développant différemment, s'observe dans chacune des 5 simulations (Figure 16). On observe en général une période plus stable dans la composition dans le deuxième siècle simulé que dans le premier siècle (Tableau 22). Cela correspond aussi à une plus grande stabilité dans le RPN dans la deuxième moitié de l'horizon de simulation (voir section précédente).

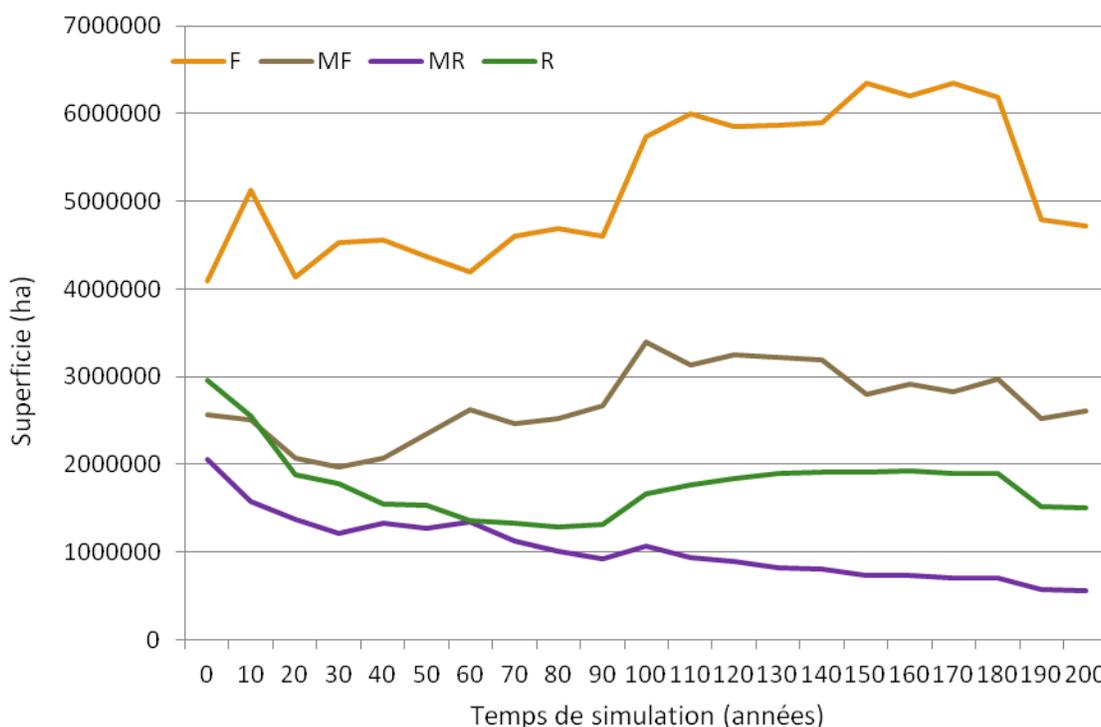


Figure 15. Somme de la superficie en type de couvert pour les 5 simulations combinées ensemble sur 200 ans.

Tableau 22. Enveloppe de variabilité naturelle de la superficie (ha) par type de couvert par siècle.

		F	MF	MR	R
État initial		819952	512032	411509	592290
Siècle 1	Moyenne	920744	494391	260126	349281
	Écart-type	94897	77501	62460	109110
	IC95%	56079	45799	36911	64479
Siècle 2	Moyenne	1164391	589043	149009	361642
	Écart-type	118460	51575	24189	32746
	IC95%	73421	31966	14993	20296

### Sous-type de couvert

Avec les sous-types de couvert, on peut mieux détailler ce qui se passe du point de vue de l'évolution de la composition puisqu'on y distingue les feuillus intolérants et tolérants, et les résineux méridionaux et les résineux boréaux. On constate que l'augmentation des feuillus est due à un enfeuillage des feuillus tolérants qui se produit surtout dans le premier siècle (Figure 17). L'importance des feuillus intolérants demeure la même tout au long des simulations, proche de l'état initial. Outre les feuillus tolérants qui augmentent, il y a aussi les mixtes FtRB qui sont en progression continue. À l'inverse, on observe une baisse continue des résineux méridionaux (RM) et des tous les mixtes sauf le RBft. Les mixtes à feuillus intolérants et particulièrement les RBfi et les RMfi sont en décroissance constante. Lorsqu'on observe les différences entre les simulations, on voit que ces tendances sont reproduites dans chaque simulation, malgré des variations temporelles distinctes dans chaque simulation (Figure 18). Il y a donc convergence dans le comportement du modèle malgré le stochastisme induit par le RPN. Ainsi, selon les résultats obtenus par les simulations du **Modèle LANDIS-Outaouais**, l'état initial serait actuellement à l'extérieur de l'enveloppe de variabilité naturelle telle qu'évaluée sur 200 ans mais pour la plupart des sous-types de couvert (Figure 19). Les résultats nous indiquent que les Ft, Fi et FtRB devraient être augmentés alors que les sous-types RB, Rbfi et RM devraient être tous diminués en importance.

### Types de communauté

L'analyse de la composition à l'échelle des types de communauté permet d'identifier les peuplements et les espèces qui causent les changements simulés au niveau de la composition des sous-types. On constate alors que plusieurs types de communautés sont en dehors de la variabilité naturelle tel qu'obtenue à partir de notre modèle (Figure 20). En effet, si la dynamique capturée par notre modèle reflète les processus naturels adéquatement, on peut constater que des changements importants auront lieu au cours des 2 prochains siècles (Tableau 23). On constate des baisses très importantes de superficies en pourcentage de l'état initial pour les types de communautés FtRM, RMfi, RBfi, ErChr, Pinfi, Pru, Ep, Chrfi et importantes pour les types de communautés Tho, Bj, BjRM, ChrRM, RMft, Pin, FiRM. De façon absolue, les baisses les plus importantes en superficies sont pour les types de communauté Bj, Ep, RBfi, Tho, RMft, Pin et Pinfi.

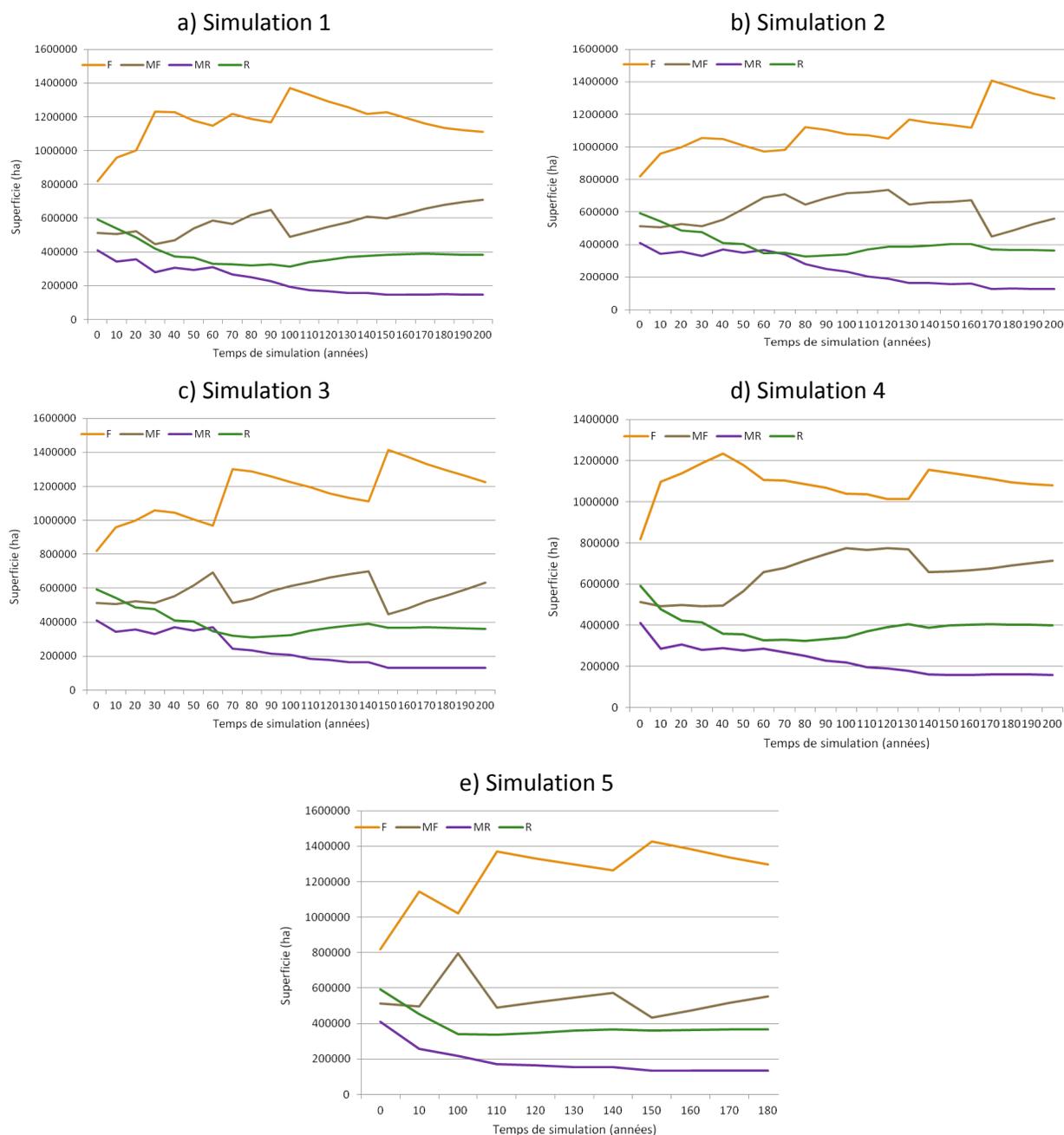


Figure 16. Moyenne de la superficie en type de couvert pour chacune des 5 simulations sur 200 ans.

Inversement, on observe que d’autres communautés prennent de l’expansion dans les paysages projetés par notre modèle (Figure 20, Tableau 23) relativement à leur état initial. Ceux-ci sont les types de communauté ErRM, Peu, ChrRB, Chr, Er, ErFi, ErRB, et particulièrement Sab. En superficie absolue, les augmentations les plus notables concernent les types de communautés Er, Sab et ErRB.

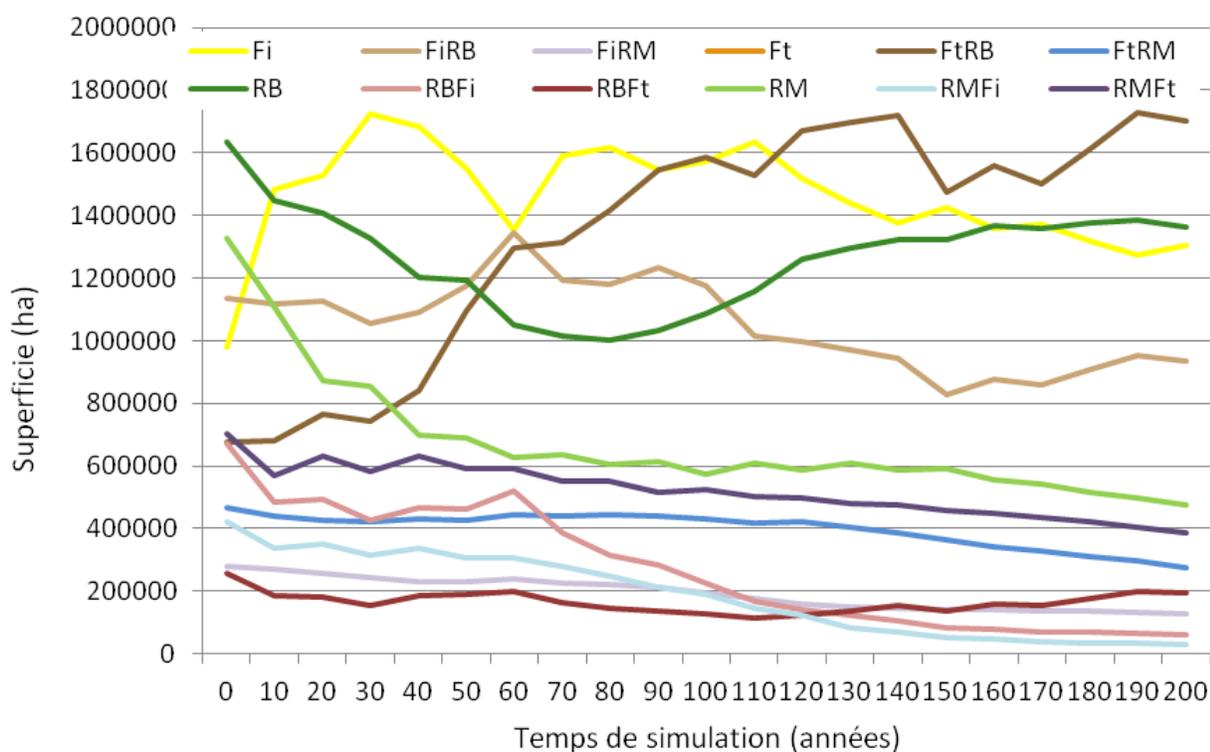
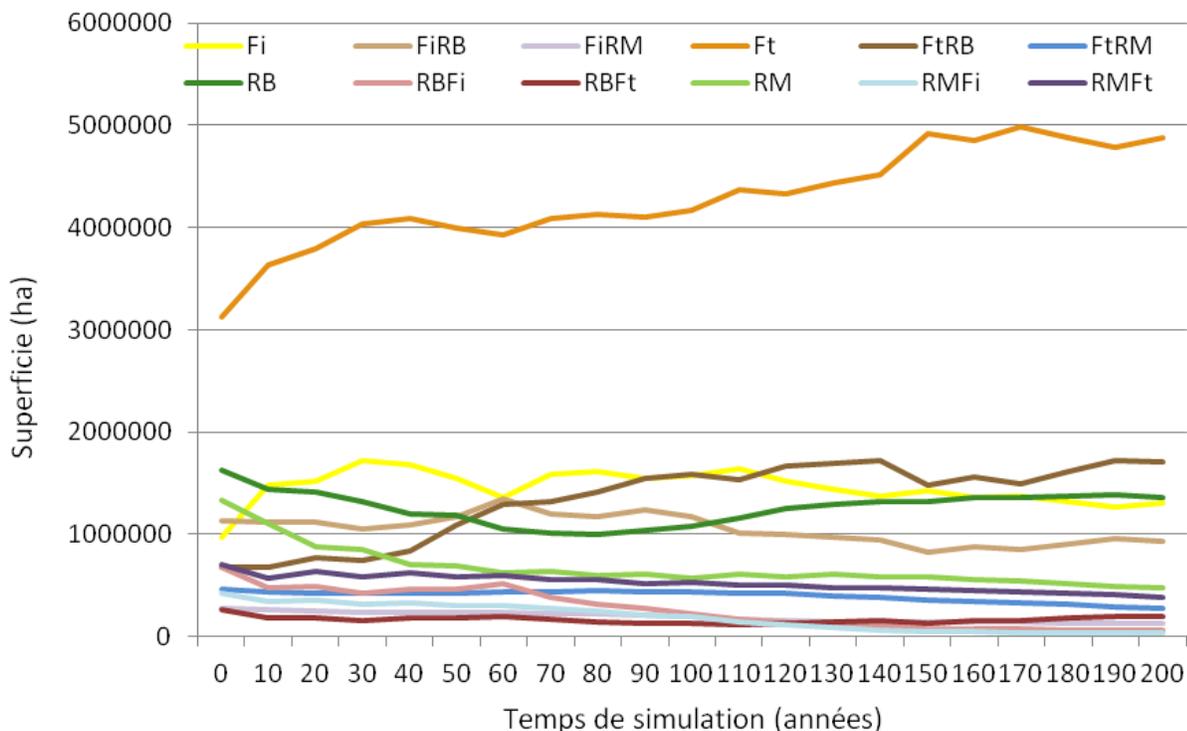


Figure 17. Somme de la superficie en sous-type de couvert pour les 5 simulations cumulées ensemble sur 200 ans. Le graphique du bas reproduit la dynamique des sous-types autres que le sous-type Ft.

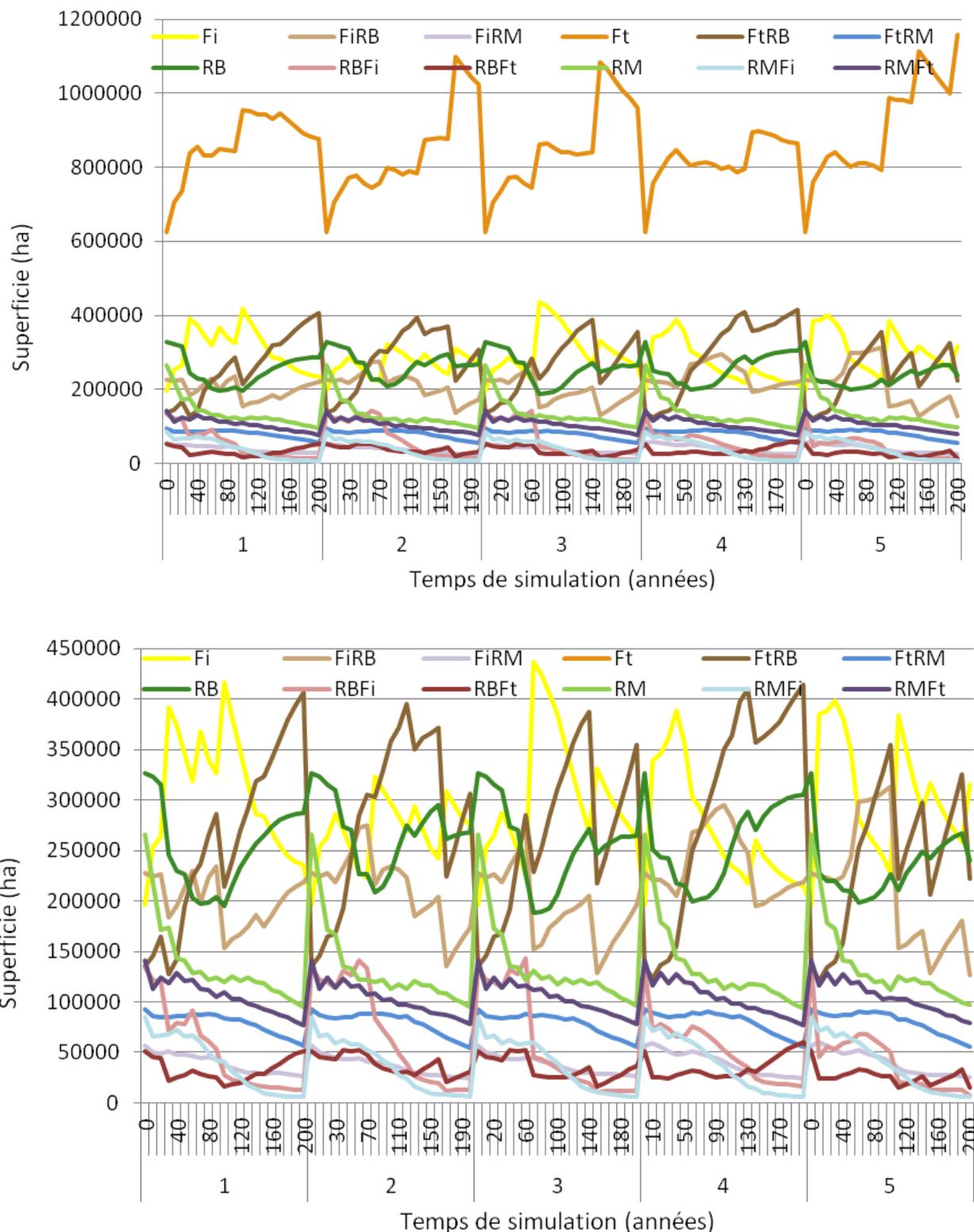


Figure 18. Somme de la superficie en sous-type de couvert pour chacune des 5 simulations sur 200 ans. Le graphique du bas reproduit la dynamique des sous-types autres que le sous-type Ft.

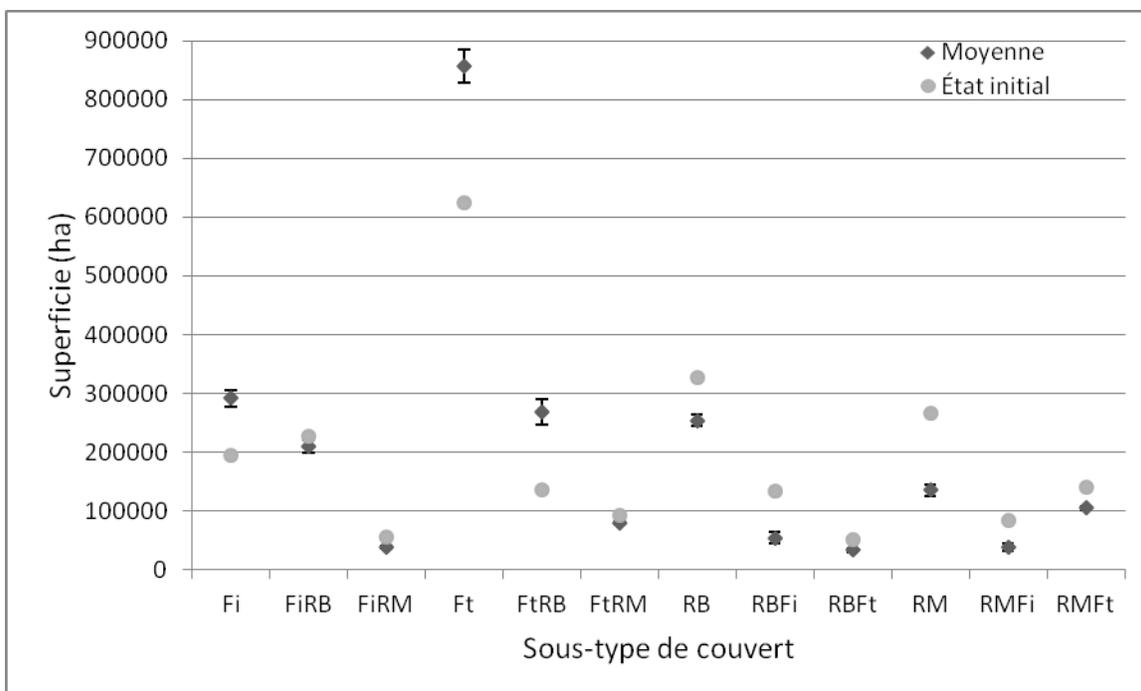


Figure 19. Enveloppe de variabilité naturelle (intervalle de confiance à 95%) de la composition des communautés forestières en sous-type de couvert pour la région de l’Outaouais sur un horizon de 200 ans, tel que modélisé par le **Modèle LANDIS-Outaouais**. La barre délimitée avec un losange indique l’enveloppe de variabilité naturelle et le cercle gris indique l’état initial du paysage.

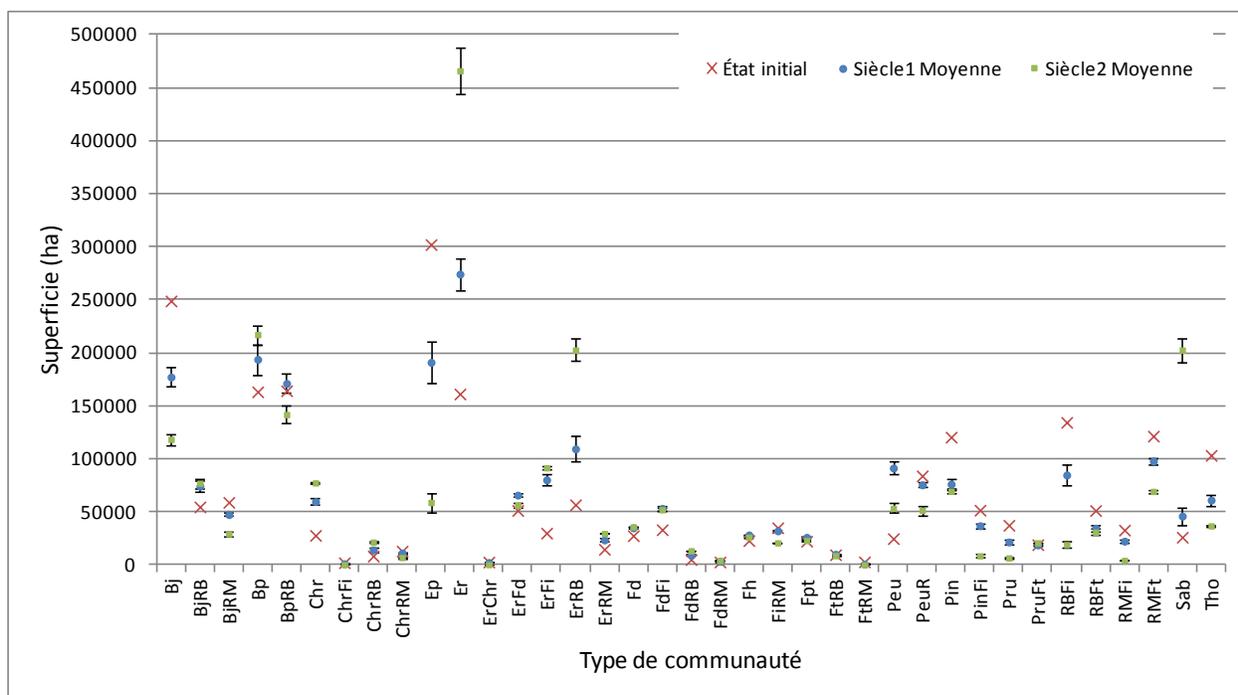


Figure 20. Enveloppe de variabilité naturelle (intervalle de confiance à 95%) de la composition des communautés forestières en type de communauté pour la région de l’Outaouais sur le premier et le second siècle d’horizon, tel que modélisé par le **Modèle LANDIS-Outaouais**.

Tableau 23. Changements de composition en type de communautés projetés par le Modèle LANDIS-Outaouais pour les 2 prochains siècles.

Type de communauté	État initial	Siècle1		Siècle2		Tendance
		Moyenne	% changement	Moyenne	% changement	
Bj	248994	177263	71%	118572	<b>48%</b>	Baisse
BjRB	54854	74367	136%	77181	141%	
BjRM	59163	47635	81%	29453	<b>50%</b>	Baisse
Bp	163322	193959	119%	217237	133%	
BpRB	164299	171236	104%	141921	86%	
Chr	28003	59861	<b>214%</b>	77471	<b>277%</b>	Hausse
ChrFi	2228	1330	<b>60%</b>	437	<b>20%</b>	Baisse
ChrRB	8546	14353	168%	21658	<b>253%</b>	Hausse
ChrRM	13170	11482	87%	7146	<b>54%</b>	Baisse
Ep	302111	191136	63%	59071	<b>20%</b>	Baisse
Er	161300	274304	170%	465867	<b>289%</b>	Hausse
ErChr	2888	2476	86%	470	<b>16%</b>	Baisse
ErFd	51499	65955	128%	56315	109%	
ErFi	30132	80394	<b>267%</b>	91722	<b>304%</b>	Hausse
ErRB	56907	109547	193%	202629	<b>356%</b>	Hausse
ErRM	14900	23725	159%	29760	<b>200%</b>	Hausse
Fd	27695	35120	127%	36024	130%	
FdFi	33346	53442	160%	52133	156%	
FdRB	5224	9516	182%	13501	156%	
FdRM	2916	3596	123%	4249	146%	
Fh	23085	28456	123%	26270	114%	
FiRM	35143	32256	92%	20954	<b>60%</b>	Baisse
Fpt	22520	26181	116%	23129	103%	
FtRB	9779	10205	104%	8925	91%	
FtRM	3022	950	<b>31%</b>	345	<b>11%</b>	Baisse
Peu	24940	91503	<b>367%</b>	53462	<b>214%</b>	Hausse
PeuR	84109	75638	90%	51742	62%	
Pin	120607	76341	63%	69621	<b>58%</b>	Baisse
PinFi	51749	37092	72%	8733	<b>17%</b>	Baisse
Pru	37523	21801	<b>58%</b>	6756	<b>18%</b>	Baisse
PruFt	19251	18992	99%	20944	109%	
RBFi	134520	84912	63%	19283	<b>14%</b>	Baisse
RBft	51430	34788	68%	31063	<b>60%</b>	
RMFi	32992	22551	68%	4401	<b>13%</b>	Baisse
RMft	121567	98066	81%	69423	<b>57%</b>	Baisse
Sab	26251	46183	176%	202662	<b>772%</b>	Hausse
Tho	103435	61242	<b>59%</b>	36912	<b>36%</b>	Baisse

En somme, très peu de types de communauté ont, à l'état initial, l'importance attendue à l'intérieur de l'enveloppe de variabilité naturelle. Seuls les types de communauté BpRB, FtRB, PruFt, ont à l'état initial une superficie qui demeure à l'intérieur de la variabilité naturelle du premier siècle, bien que plusieurs en soient tout de même très près (BjRB, Fdm ErFdm Fh, PruFt, FdRM, Fpt, FtRB, BpRB et PeuR) (Figure 20, Tableau 23). Au deuxième siècle de l'horizon de simulation, aucun type de communauté n'est, à son état initial, à l'intérieur de la variabilité naturelle simulée bien que les BpRB, FtRB, Fpt, PruFt, ErFd, Fh, Fd et Bp soient assez près (Tableau 23).

### b. La structure d'âge

Les paysages projetés par le modèle LANDIS-Outouais s'éloignent considérablement de l'état initial en termes de structures d'âge durant les 100 premières années pour ensuite se stabiliser au cours du deuxième siècle projeté, mais avec des proportions notablement différentes de l'état initial (Figure 21). Parmi les changements, on observe une augmentation des communautés de 30-50 ans (35%) et une baisse considérable des JIR-JIN (à 15% de la région). Pour ce qui est des vieux équiennes (70-90 ans), les communautés avec cette structure d'âge sont d'abord rares et ont tendance à presque disparaître dès le début de la simulation. Néanmoins, rappelons que ce groupe de classes d'âge était le plus difficile à distinguer avec notre modèle de classification *Random Forest* et il se peut que cela ne soit que le reflet de ce manque de puissance prédictive. Pour ce qui est des VIR-VIN, on observe une augmentation rapide dans la première moitié du premier siècle, puis la superficie revient pour fluctuer à des valeurs proches de l'état initial durant le second siècle. Les jeunes peuplements 10-30 représentent à peu près 12-15% du paysage une fois que ce groupe de classes d'âge se stabilise, juste avant la fin du premier siècle simulé.

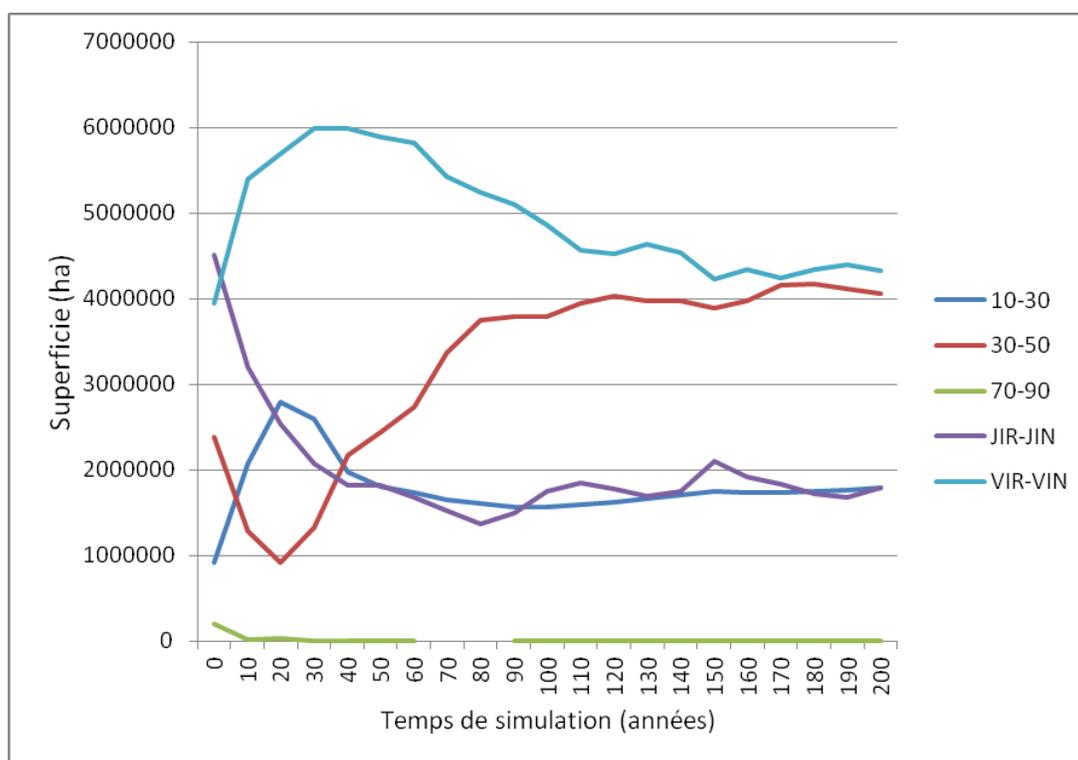


Figure 21. Superficie en groupe de classes d'âge pour les 5 simulations combinées ensemble sur 200 ans.

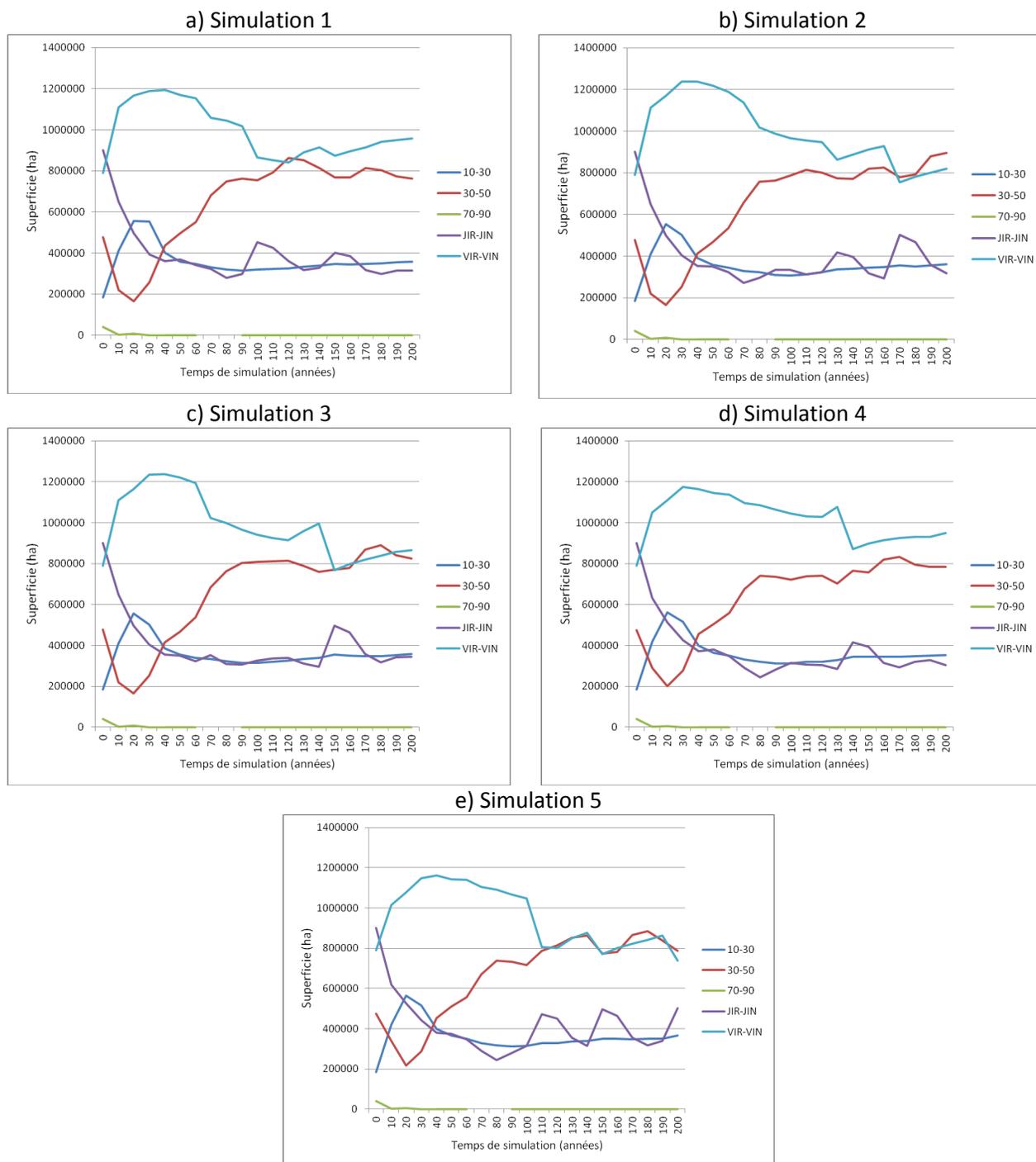


Figure 22. Moyenne de la superficie en type de couvert pour chacune des 5 simulations sur 200 ans.

Les changements observés en structures d'âge des paysages pour toutes les simulations cumulées sont semblables du point de vue des tendances mais ont des différences temporelles qui expriment la nature stochastique du modèle. On peut notamment mieux déceler les fluctuations dans les classes d'âge de 30-50 ans qui sont probablement dues aux épidémies de TBE, surtout dans le deuxième siècle simulé (et particulièrement dans les simulations 2 et 5).

L'état initial n'est pas dans l'enveloppe de variabilité naturelle pour ce qui est de la structure d'âge (Tableau 24). Les paysages simulés sous le RPN possèdent significativement plus de 10-30 ans, de 30-50 ans et un peu plus de VIR-VIN. Ces groupes de classes d'âge augmentent aux dépens des JIR-JIN qui passent de 38% à 18 % du paysage au premier siècle et à 15% du paysage au deuxième siècle. Pour ce qui est des 70-90 ans, ceux-ci disparaissent complètement à la fin du 2 deuxième siècle. En fait, ils ne représentent qu'une cinquantaine d'hectares.

Tableau 24. Enveloppe de variabilité naturelle de la superficie (ha) par groupe de classe d'âge par siècle.

		10-30	30-50	70-90	JIR-JIN	VIR-VIN
	État initial	184746	476271	40809	901027	790498
Siècle1	Moyenne	368578	508642	5690	432322	1079154
	Écart-type	98927	204663	12738	181979	123141
	IC95%	26145	54089	3366	48094	32544
	% changement	200%	107%	14%	48%	137%
Siècle2	Moyenne	342417	805700	34	362267	882931
	Écart-type	12489	42846	14	65442	74231
	IC95%	3462	11876	4	18139	20575
	% changement	185%	169%	0%	40%	112%

#### Structure d'âge par Grand Écosystème

Les proportions de groupes de classes d'âge projetées dans les 5 simulations varient aussi selon les GÉs (Figure 23). Les GÉs des érablières riches, mésiques et des hauts de pente ainsi que les sites propices aux prucheraies et aux feuillus humides ont une très forte proportion en VIR-VIN. À part le GÉ des prucheraies, les proportions en groupes de classes d'âge de l'état initial sont fortement différentes que celles simulées au siècle I et II, particulièrement à cause d'un manque de VIR-VIN. Les proportions des groupes de classes d'âge simulées sont sensiblement les mêmes pour les GÉs des forêts mixtes et les résineux, outre celles du GÉ des mixtes des fonds de vallées qui ont une proportion en VIR-VIN plus importante. On y trouve une distribution plus équilibrée. Parmi les GÉs de feuillus, le GÉ des feuillus des sommets se distingue car il présente une structure d'âge plus jeune avec une proportion importante de 10-30 ans et 30-50 ans. De façon surprenante, les GÉs des pinèdes sèches et mésiques présentent une proportion en jeunes peuplements importante. Celles-ci se distinguent fanchement de l'état initial où les vieux peuplements sont vraiment plus importants.

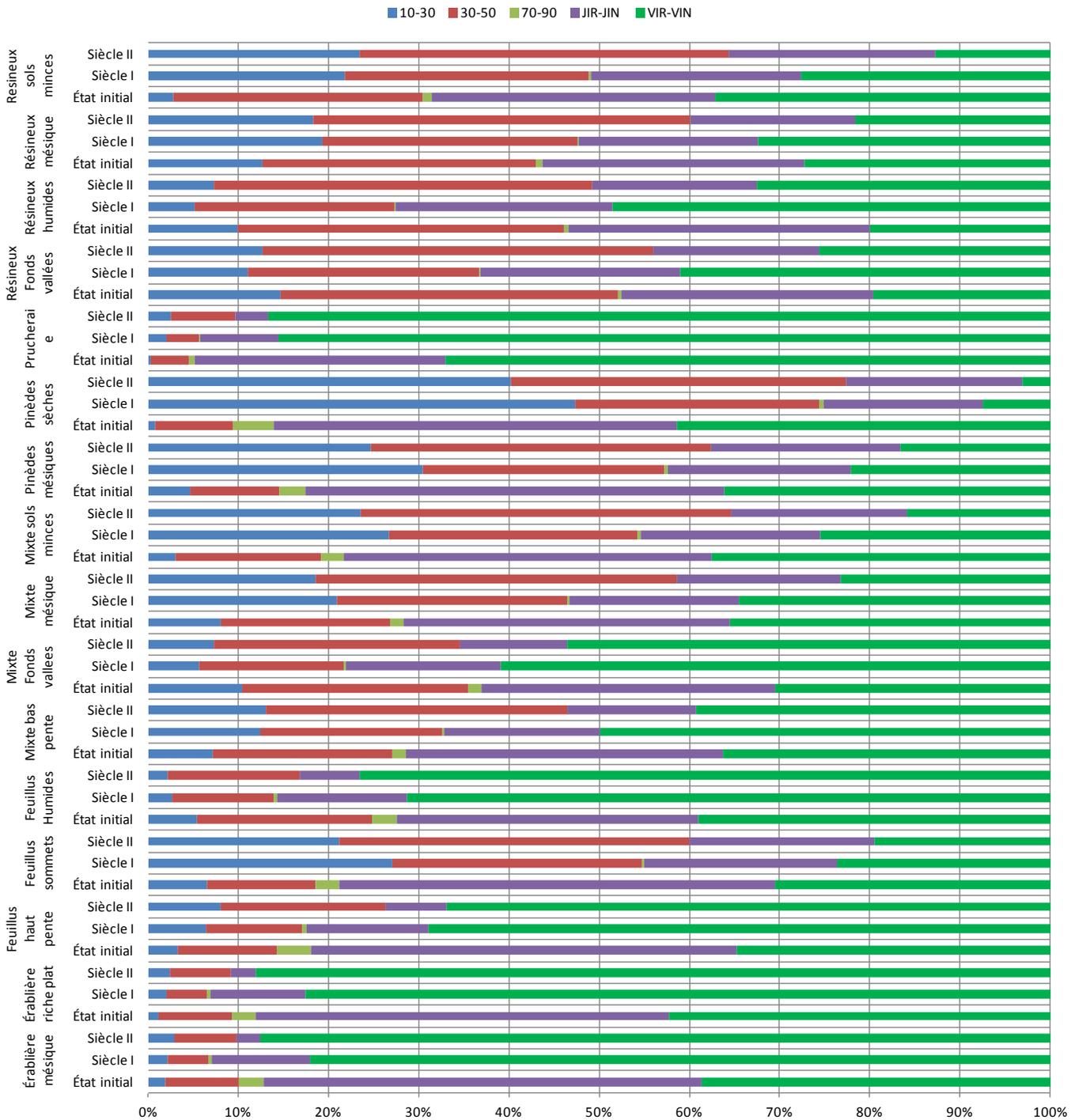


Figure 23. Proportion du paysage forestier de l’Outaouais selon les différents groupes de classes d’âge par Grand Écosystème à l’état initial, pour la moyenne du premier (Siècle I) et celle du second siècle (Siècle II) de l’horizon de simulation (moyenne de 5 simulations).

## 6. Discussion

### ***Comparaison des principaux résultats avec les balises écologiques proposées par Boucher et al. (2011)***

#### a. Les perturbations naturelles

La synthèse des travaux sur les régimes de perturbations naturelles en forêt décidue et mixte tempérée a confirmé quels sont les principaux agents perturbateurs. Le Tableau 25 en résume les principaux attributs de ces RPN. Ces caractéristiques ont servi à la paramétrisation des modules de perturbations (Base fire, Base wind et Biotic Disturbance Agent) dans le **Modèle LANDIS-Outaouais**. Les paramètres utilisés dans le modèle pour ces modules ont généré des intervalles de retour de perturbations pouvant s'apparenter à ceux de Boucher et al. (2011) mais avec plusieurs distinctions :

##### 1° Pour les feux,

Les intervalles de retour varient de 58 ans pour le GÉ des *pinèdes sèches*, à 5953 ans pour le GÉ des *feuillus humides* (Tableau 1 vs. Tableau 17). Cependant, en moyenne, pour les GÉ des *érablières mésiques et riches*, ainsi que celui des *prucheraies*, les intervalles sont près de ceux utilisés pour l'UH **FOct** et **FOTt** (1000 et 680 ans) alors que celui du GÉ des *érablières des hauts de pente* s'apparente plus à celui de l'UH **FOJt**. Cependant, malgré ces similarités en matière d'intervalle de retour, il faut comprendre que les intervalles utilisés dans Boucher et al. (2011) sont pour des perturbations de nature catastrophiques (perturbations sévères) alors qu'une partie importante du RPN de feux pour la forêt décidue tempérée comprend des feux de sévérité partielle (Tableau 17). En fait, des feux de sévérité de niveau 5 ont été très peu générés pour ces GÉs par notre modèle. Les intervalles de retour de feu utilisé dans Boucher et al. (2011), avec le niveau de sévérité sous-entendu, sont probablement trop courts par rapport à ce que la littérature a relevé pour cette perturbation dans les écosystèmes de la forêt décidue tempérée. D'avoir distinguer les GÉs des *feuillus sommets* et des *hauts de pente* (10% du territoire) nous apparait important, particulièrement pour l'Outaouais qui compte une superficie importante en ces GÉs propices à l'installation du chêne rouge. Cette distinction est d'autant plus importante qu'on y trouve la majorité des feux dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'Ouest selon nos simulations. C'est pourquoi les intervalles de retour de feux y sont beaucoup plus courts, avec des feux de toutes classes de sévérité.

Dans le **Modèle LANDIS-Outaouais**, cet effet du drainage sur l'intervalle de retour des feux s'observe aussi pour les GÉs des forêts mixtes (entre le GÉ des *mixte de fonds de vallées* (389) et celui *sur sols minces* (100)), les GÉs des résineux (entre le GÉ des *résineux humides* (548) et celui *sur sols minces* (87)) et les GÉs des pinèdes (entre le GÉ des *pinèdes mésiques* (98) et celui *sur sols minces* (58)).

Pour ce qui est de la comparaison dans les intervalles de retour de feux pour la forêt mixte tempérée (**MOJt** et **MOJs**), et la forêt de la zone plus boréale de l'Outaouais (**MOBt**), les intervalles obtenus avec le **Modèle LANDIS-Outaouais** sont assez similaires à ceux utilisés par Boucher et al. (2011) lorsqu'on pondère par la superficie couverte par chacun des GÉs de ces domaines bioclimatiques.

Tableau 25. Synthèse de la caractérisation des régimes de perturbations naturelles pour les forêts de l'Outaouais.

Type de forêt		Feux	Chablis	Épidémies de TBE*	Trouées
Forêt décidue Tempérée (Érablière)	Importance	<b>Faible</b>	<b>Modérée</b>	<b>Faible</b>	<b>Élevée</b>
	Intervalle de retour	<b>Rare</b>	<b>Occasionnel-Rare</b>	<b>Rare (mais avec périodicité de 30-40 ans)</b>	<b>Fréquent</b>
	Sévérité	<b>Sévère</b>	<b>Modérée à sévère</b>	<b>Modérée</b>	<b>Légère</b>
	Taille des taches	<b>Grande</b>	<b>Petite à Moyenne</b>	<b>Petite</b>	<b>Très petite</b>
Forêt Mixte Tempérée (Sapinière)	Importance	<b>Modérée</b>	<b>Modérée</b>	<b>Élevée</b>	<b>Modérée-Faible</b>
	Intervalle de retour	<b>Occasionnel</b>	<b>Occasionnel-Rare</b>	<b>Fréquent</b>	<b>Fréquent</b>
	Sévérité	<b>Sévère</b>	<b>Modérée</b>	<b>Modérée à sévère</b>	<b>Légère</b>
	Taille des taches	<b>Grande</b>	<b>Moyenne-Petite</b>	<b>Moyenne à Grande</b>	<b>Très petite</b>

2° Pour les chablis,

La variation dans les intervalles de retour pour les chablis entre les GÉs est moins importante que celle observée pour les feux (Tableau 17 vs. Tableau 19), ceux-ci variant de 109 à 760. Cela s'explique par le fait que l'intensité du vent est moins tributaire des caractéristiques du milieu que le feu dans le modèle LANDIS (et aussi dans la réalité !). La différence majeure avec les travaux de Boucher et al. (2011) dans les intervalles de retour que nous avons générés vient du fait que ceux-ci impliquent des sévérités de toutes les classes pour presque tous les GÉs. Si on ne considère que les chablis de classe de sévérité 4 et 5 dans les sorties **Modèle LANDIS-Outaouais**, on trouve des intervalles de retour qui sont similaires à celui utilisé par Boucher et al. (2011) pour l'érablière (**FOct**, **FOTt** et **FOJt**) de 1500 ans. Cependant, pour ce qui est de la forêt mixte et boréale de l'Outaouais, Boucher et al. (2011) ont utilisé des taux franchement plus longs (MOJs et MOBt = 10205) que ceux obtenus par le **Modèle LANDIS-Outaouais**. Des travaux récents montrent que les chablis en forêt mixte et boréale seraient beaucoup plus importants que considérés jusqu'à maintenant, particulièrement lorsque les chablis partiels sont aussi inclus dans l'évaluation (Waldron et al. 2013). On constate qu'en effet, les chablis de sévérité partielle sont très importants et probablement très structurants sur la composition et la structure d'âge des forêts.

### 3° Pour les épidémies de TBE,

La différence la plus notable en ce qui concerne les RPN obtenus dans cette étude et ceux utilisés par Boucher et al. (2011) concerne probablement les épidémies de TBE. Boucher et al. (2011) utilise un intervalle de retour de 850 ans pour la zone de forêt mixte et boréale de l'Outaouais. Cet intervalle apparaît très irréaliste compte tenu de l'histoire de la région en ce qui concerne les dernières épidémies de TBE! Il suppose aussi que les épidémies de TBE n'ont aucun effet sur le paysage dans les UH **FOct**, **FOTt**, et **FOJt** (Tableau 1). Cependant, l'analyse du SRD (Site Resource Dominance) montre qu'un pourcentage notable d'habitats favorables à la TBE est aussi observé dans ces zones (Tableau 20 et Tableau 21), bien que moins important qu'en forêt mixte et boréale, mais tout de même assez significatif pour avoir un impact sur la dynamique naturelle. L'autre élément important concerne les dommages partiels produits aux forêts par la TBE et son importance pour sa dynamique. L'analyse de nos sorties de simulations montre que les perturbations partielles par TBE sont très importantes et que des distinctions importantes sont observées entre les GÉs, puisque ceux-ci n'ont pas le même potentiel pour constituer un habitat favorable au développement du sapin baumier. Ces différences sont susceptibles de produire donc des distinctions notables dans l'identification de balises écologiques en matière de composition et de structure d'âge pour l'aménagement écosystémique par GÉ.

#### b. Les communautés forestières

##### La composition

L'intérêt principal de ce travail a consisté à produire des balises écologiques en matière de composition et de structure d'âge et à les comparer avec ce qui a été utilisé pour la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique des forêts de l'Outaouais. L'exercice de modélisation complété dans cette étude a permis de distinguer les tendances qui s'exerceraient sur la végétation forestière actuelle si les RPN qui ont été modélisés opéreraient sur un horizon de 200 ans. Un premier constat de l'analyse des résultats montrent que des changements importants ont lieu dans le premier siècle de simulation et plusieurs de ceux-ci se stabilisent au courant du deuxième siècle de simulation. Ce phénomène est fréquent en modélisation puisque cela prend toujours un certain temps avant que les forces homéostatiques en arrive à produire un quasi-équilibre. Ce temps d'ajustement est dû à la différence entre la végétation initiale et celle qui serait en équilibre avec les RPN. De plus, de par la nature stochastique du modèle, cet ajustement peut prendre plus ou moins de temps selon la simulation. C'est pourquoi que, pour plusieurs des résultats produits, nous avons distingué les deux siècles de simulation. On constate aussi de l'enveloppe de variabilité naturelle calculée sur la base de l'intervalle de confiance de 95% est plus réduit durant le deuxième siècle que durant le premier siècle (par exemple, cela est évident pour plusieurs types de communautés dans la Figure 20). Pour cette discussion, nous nous servons donc du deuxième siècle pour définir les balises écologiques et l'enveloppe de variabilité naturelle.

Lorsqu'on compare les résultats obtenus avec l'état actuel de la forêt et aussi avec les balises écologiques proposées par Boucher et al. (2011) en composition et en structure d'âge (Tableau 2), on remarque des différences importantes. Selon notre **Modèle LANDIS-Outaouais**, si la forêt était laissée à son RPN, les feuillus augmenteraient considérablement, particulièrement les feuillus tolérants dominés par l'érable à sucre et les feuillus intolérants dominés par le peuplier et le bouleau à papier (Tableau 22, Figure 19, Figure 20). Il en serait de même pour les mixte à feuillus tolérants, tels les ErRB et les BjRB. Outre ces augmentations, on y constate aussi que les chênaies rouges et les sapinières augmenteraient aussi. Nos résultats suggèrent aussi une réduction de l'importance des peuplements dominés par le pin blanc, les épinettes, la pruche et le thuya de l'est. Ces balises écologiques sont franchement très différentes de celles présentées par Boucher et al. (2011). Ils proposent une dominance de peuplement mixte, avec 65% pour la **FOJt**, 60% pour la **MOJt**, 53% pour la **MOJs** et 46% pour la **MOBt**.

#### La structure d'âge

Les balises écologiques proposées par Boucher et al. (2011) en ce qui a trait la structure d'âge de l'érablière (**FOct**, **FOTt**, **FOJt**) suggèrent une proportion très importante qui serait de stade vieux (67 à 84%) dont une partie significative en irrégulier/inéquienne (de 57 à 72%) (Tableau 2). Les balises écologiques obtenues pour le stade VIR-VIN (siècle II) (Figure 23) pour les GÉs de l'érablière *mésique*, l'érablière *riche*, les *feuillus humides* et la *prucheraie* sont très semblables, avec de proportion variant entre 80 et 90%. Cependant, une distinction importante se présente pour les GÉs des *feuillus des sommets* et de l'érablière *des haut de pente*, avec une proportion plus faible en VIR-VIN, soit 21 et 66% respectivement. Pour la zone mixte (**MOJt**, **MOJs**), Boucher et al. (2011) proposent des proportions en vieux peuplement (58% et 67%) qui sont supérieures à celles que nous avons obtenues avec nos simulations pour les GÉs des *mixte mésique* (24%), des *mixtes sur sols minces* (25%) et des *mixte bas de pente* (39%) (Figure 23). Seule la proportion en vieux peuplement dans le GÉ des *mixtes des fonds de vallées* (54%) peut s'en apparenter mais ce GÉ ne représente que 7% en Outaouais. Finalement, pour ce qui est des résineux (**MOBt**), Boucher et al. (2011) proposent des proportions en vieux peuplement de 61%, avec 31% en VIR-VIN alors sur les GÉs résineux, les vieux peuplements ne représentent que 26%, 33%, 32%, 13% pour les GÉ des *résineux de fonds de vallées*, des *résineux humides*, des *résineux mésiques* et des *résineux sur sols minces*, respectivement. De plus, presque tout le stade vieux est représenté par des peuplements à structure inéquienne ou irrégulière.

Nos résultats suggèrent donc que la proportion occupée par les jeunes peuplements (10-30 ans et 30-50 ans) et les peuplements intermédiaires (JIR-JIN) est plus importante dans les GÉs qui supportent des peuplements mixtes et des peuplements résineux que celle qui est proposée par Boucher et al. (2011). Nous attribuons ces différences marquées dans la structure d'âge au fait que Boucher et al. (2011) n'aient pas considéré 1) les perturbations de sévérité partielle qui sont très structurantes, tant pour les chablis que pour les épidémies de TBE et, 2) que l'importance des épidémies de TBE ait été sous-estimée dans l'étude de Boucher et al. (2011).

## 7. Conclusions

### ***Rappel du but, des objectifs de l'étude et des livrables attendus***

Le but principal de ce projet consistait à documenter les balises écologiques en matière d'aménagement écosystémique des forêts de l'Outaouais. Pour ce faire, les objectifs suivants avaient été établis :

- Évaluer à partir d'une revue de la littérature et des recherches récentes sur les régimes de perturbations quelle serait l'enveloppe d'incertitude autour des balises écologiques proposées par Boucher et al (2011) dans un contexte spécifique à la région de l'Outaouais ;
- Développer une méthodologie quantitative permettant de faire l'analyse de sensibilité à partir de l'enveloppe des régimes de perturbations identifiée au point précédent ;
- Évaluer les variations sur les balises écologiques pertinentes à l'aménagement écosystémique. Ces dimensions intégreront les critères de classification de la composition et de la structure d'âge et la structure interne des peuplements;
- Confronter l'état actuel de la végétation forestière à l'enveloppe de variabilité naturelle afin d'identifier les écarts requérant une restauration dans le plan d'aménagement forestier pour la stratégie d'aménagement écosystémique ;

Pour la réalisation de ce projet, les produits suivants ont été réalisés :

- Une synthèse des recherches plus récentes sur la caractérisation du RPN pour la forêt décidue et la forêt mixte tempérée;
- Une évaluation critique des balises proposées par Boucher et al. (2011) pour les forêts de l'Outaouais;
- La paramétrisation d'un modèle de paysage (**Modèle LANDIS-Outaouais**) qui intègre les processus spatiotemporels de la succession et du régime de perturbations naturelles afin de reproduire la dynamique naturelle de la région ;
- Une caractérisation fine (cellule de 1 ha) de l'état initial du paysage pour le **Modèle LANDIS-Outaouais** qui tient compte de la variabilité du milieu physique et de ses effets sur le RPN (permise par l'utilisation de la cartographie Grands Écosystèmes) et de la végétation actuelle;
- La production de 5 simulations à partir du **Modèle LANDIS-Outaouais** afin d'évaluer l'enveloppe de variabilité naturelle de la composition et de la structure d'âge du territoire ;
- Le développement de 2 modèles de classification des sorties pour l'analyse subséquente, soit une pour la composition et un autre pour la structure d'âge. Le modèle de classification de la composition discrimine trois niveaux hiérarchiques emboîtés, soit le type de couvert, le sous-type de couvert et le type de communauté;
- Une analyse synthèse des résultats avec une caractérisation des balises écologique en matière de composition et de structure d'âge.
- Une comparaison entre les résultats obtenus par modélisation et les balises proposées par Boucher et al. (2011).

## **Recommandations**

Les travaux réalisés dans cette étude ont permis d'explicitier la notion de balises écologiques à un niveau d'évaluation beaucoup plus fin que ce qui avait pu être effectué auparavant. Les résultats suggèrent de nouvelles balises écologiques en matière d'aménagement écosystémique qui sont basées sur des informations plus précises et des fondements mécanistiques plus explicites. À la lumière de ces résultats, les recommandations que nous formulons sont les suivantes :

1. D'intégrer les Grands Écosystèmes comme niveau de planification stratégique afin de permettre de tenir compte des facteurs du milieu qui sont structurants pour la dynamique naturelle (succession et RPN), et par conséquent, pour l'aménagement écosystémique des forêts de l'Outaouais ;
2. De revoir, à la lumière des balises écologiques obtenues par les travaux réalisés avec le **Modèle LANDIS-Outaouais**, les objectifs de composition et de structure d'âge, et cela pour les grandes strates d'aménagement ;
3. D'ajuster conséquemment à la recommandation no. 2, la stratégie d'aménagement et la sylviculture pour une approche qui serait plus proche de la nature et du fonctionnement naturel des écosystèmes. Pour cela, il est important d'évaluer pour chaque GÉ quelles sont les principales perturbations qui sont responsables de la dynamique naturelle des forêts sur ce GÉ. Les données présentées dans cette étude peuvent servir de base pour une telle réflexion. Une évaluation qui s'attarde à l'adéquation entre les perturbations et la sylviculture pourrait être très utile pour finaliser cette étape (tel que Doyon et Sougavinski 2002 le propose dans leur dernier chapitre).

## **Perspectives**

Avec l'ensemble des activités réalisées, nous estimons que ce travail rencontre largement les attentes définies par le mandat initialement identifié par la CRRNTO. Néanmoins, certaines questions demeurent non-répondues, particulièrement en ce qui a trait aux éléments quantitatifs de la structure interne des peuplements tel l'importance des classes de surface terrière par type de communautés, par classe d'âge. Initialement, nous avions désiré paramétrer une version *Biomass-Succession* plutôt que la version *Age-only Succession* du modèle LANDIS. Cependant, les efforts pour paramétrer le modèle se sont avérés être plus ardues qu'initialement attendus compte tenu de la taille de l'exercice de modélisation (superficie, variabilité dans le milieu physique, nombre d'espèces en présence, type de perturbations considérées (feu, vent, TBE)). Cette première version du **Modèle LANDIS-Outaouais** constitue une assise extrêmement solide pour permettre le passage à une version *Biomass-Succession* avec laquelle, il sera possible de répondre à des questions plus pointues qui concernent la quantité de biomasse. De plus, nous pensons que cette plateforme pourra servir pour évaluer des questions importantes sur les changements climatiques et le développement de stratégies d'adaptation. Le professeur Doyon et les étudiants de son laboratoire d'écologie du paysage pourront alors contribuer à l'avancement de connaissances pour le développement de meilleures pratiques en matière d'aménagement forestier.

## 8. Littérature citée

- Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin & P. Tardif, 2011. *Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional*. Mémoire de recherche forestière n° 161. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. 21 p.
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32.
- Burns, R.M. & Honkala, B. H. 1990. *Silvics of North America: 1. Conifers; 2. Hardwoods*. Agriculture Handbook 654, U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Washington, D.C. vol.2, 877 p.
- D'Amato, A. W. & Orwig, D. A., 2008. *Stand and landscape-level disturbance dynamics in old-growth forests in western Massachusetts*. *Ecological Monographs* 78: 507-522.
- Doyon, F. & D. Bouffard, 2009. *Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise*. Pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts. ISBN : 978-2-550-56794-3. 63 p.
- Doyon, F. et R. Pouliot. 2009. *Cartographie des Grands Écosystèmes forestiers pour l'aménagement écosystémique de l'Outaouais*. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec. Rapport technique, 32 p. + 2 Annexes
- Doyon, F. & S. Sougavinski, 2002. *Caractérisation du régime des perturbations naturelles de la forêt feuillue du Nord-Est de l'Amérique du Nord*. Rapport de l'Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue. Synthèse remise à la Direction de l'environnement, Ministère des ressources naturelles. 116 p.
- Fraver, S., White, A. S. & Seymour, R. S., 2009. *Natural disturbance in an old-growth landscape of northern Maine, USA*. *Journal of Ecology* 97: 289-298.
- Frelich, L. E., & Lorimer, C. G. 1991. Natural disturbance regimes in hemlock-hardwood forests of the upper Great Lakes region. *Ecological monographs*, 61(2), 145-164.
- Frelich, L. E., & Lorimer, C. G. 1991. A simulation of landscape-level stand dynamics in the northern hardwood region. *The Journal of Ecology* : 223-233.
- Grondin, P., J.-P. Saucier, J. Blouin, J. Gosselin et A. Robitaille. 2003. *Information écologique et planification forestière au Québec, Canada*. Note de recherche forestière n° 118. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. 10 p.
- Grondin, P., J. Noël et D. Hotte. 2007. *L'intégration de la végétation et de ses variables explicatives à des fins de classification et de cartographie d'unités homogènes du Québec méridional*. Mémoire de recherche forestière n° 150. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. 62 p.
- Landres, P. B., Morgan, P., & Swanson, F. J. (1999). Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9(4) : 1179-1188.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES. 2013. *Le guide sylvicole du Québec, Tome 2. Les concepts et l'application de la sylviculture*, ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond, et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, 744 p.
- Mladenoff, D. J. 2004. LANDIS and forest landscape models. *Ecological modelling* 180(1):7-19.

- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009. Le portrait de l'évolution de la forêt publique sous aménagement du Québec méridional des années 1970 aux années 2000. Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers et Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 142 p.
- North, M.P. & Keeton, W.S. 2008. *Emulating Natural Disturbance Regimes: an Emerging Approach for Sustainable Forest Management*. In *Patterns and Processes in Forest Landscapes*. Springer Netherlands, pp. 341-372.
- Régnière, J., R. Saint-Amant, B. Cooke et V. Bergeron, 2008. BioSIM Version 9.5.2. Planification saisonnière de la lutte antiparasitaire. Ressource Naturelles Canada, Service canadien des forêts, C.P. 10380 succ. Sainte-Foy, QC, Canada G1V 4C7.
- Scheller, R. M., Domingo, J. B., Sturtevant, B. R., Williams, J. S., Rudy, A., Gustafson, E. J., & Mladenoff, D. J. (2007). Design, development, and application of LANDIS-II, a spatial landscape simulation model with flexible temporal and spatial resolution. *Ecological Modelling*, 201(3), 409-419.
- Seymour, R.S., White, A.S., & DeMaynadier, P.G. 2002. *Natural disturbance regimes in northeastern North America - Evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies*. *Forest Ecology & Management* 155: 357-367.
- Waldron, K., Ruel, J. C., & Gauthier, S. 2013. The effects of site characteristics on the landscape-level windthrow regime in the North Shore region of Quebec, Canada. *Forestry*, 86(2):159-171.
- White, M. A., & Host, G. E. 2008. Forest disturbance frequency and patch structure from pre-European settlement to present in the Mixed Forest Province of Minnesota, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(8):2212-2226.
- Woods, K. D. (2004). Intermediate disturbance in a late-successional hemlock-northern hardwood forest. *Journal of Ecology* 92(3):464-476.
- Ziegler, S. S. (2002). Disturbance regimes of hemlock-dominated old-growth forests in northern New York, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(12):2106-2115.

## 9. Annexes

(pour la version papier de ce document, les annexes 1 à 11 sont dans le fichier /Annexes/Annexes numériques.docx sur le médium numérique accompagnant le document)

Annexe 1.	Intervalles (années) de retour moyen des feux pour des forêts de types similaires à ceux observés en Outaouais (Tiré de Doyon et Sougavinski 2002).....	64
Annexe 2.	Intervalles de retour retrouvés dans les différentes études des perturbations naturelles par le chablis en forêts feuillues. ....	65
Annexe 3.	Relation DHP-Âge utilisée pour déterminer la présence/absence d'espèces représentées dans les matrices de cohortes d'âge des communautés forestières. Celle-ci sont présentées par une relation linéaire avec un plateau d'âge maximal. ....	66
Annexe 4.	Cartes des communautés forestières de l'Outaouais au temps initial selon une classification a) en type de couvert, b) en sous-type de couvert et c) en type de communauté (voir la section XX pour les codes de ces 3 niveaux de classification des communautés des sorties du <b>modèle LANDIS-Outaouais</b> ). ....	77
Annexe 5.	Sommaire technique du Modèle LANDIS-Outaouais.....	80
Annexe 6.	Paramètres pour la modélisation du régime de feu de base.....	81
Annexe 7.	Paramètres pour la modélisation du régime de chablis de base.....	83
Annexe 8.	Paramètres pour la modélisation du régime d'épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette.....	84
Annexe 9.	Programmes de classification de la composition et de la structure des communautés de cohortes d'âge des sorties de LANDIS-II du modèle LANDIS-Outaouais. Le programme est écrit en langage « R ». Le programme est en structure « objet » et le premier objet qui appelle les autres est « age_classification_from_RF2 ». ....	87
Annexe 10.	Règles séquentielles utilisées pour la classification de de la composition des communautés forestières à partir des statistiques des cohortes d'âges des espèces des sorties du <b>modèle LANDIS-Outaouais</b> . ....	109
Annexe 11.	Log de sortie de l'analyse <i>Random Forest</i> pour la prédiction des groupes de classes d'âge à partir des statistiques des cohortes d'âges des sorties du Modèle LANDIS-Outaouais. ....	113
Annexe 12.	Films des cartes des perturbations par pas et par simulation pour a) le feu, b) le chablis et c) les épidémies de TBE.....	114

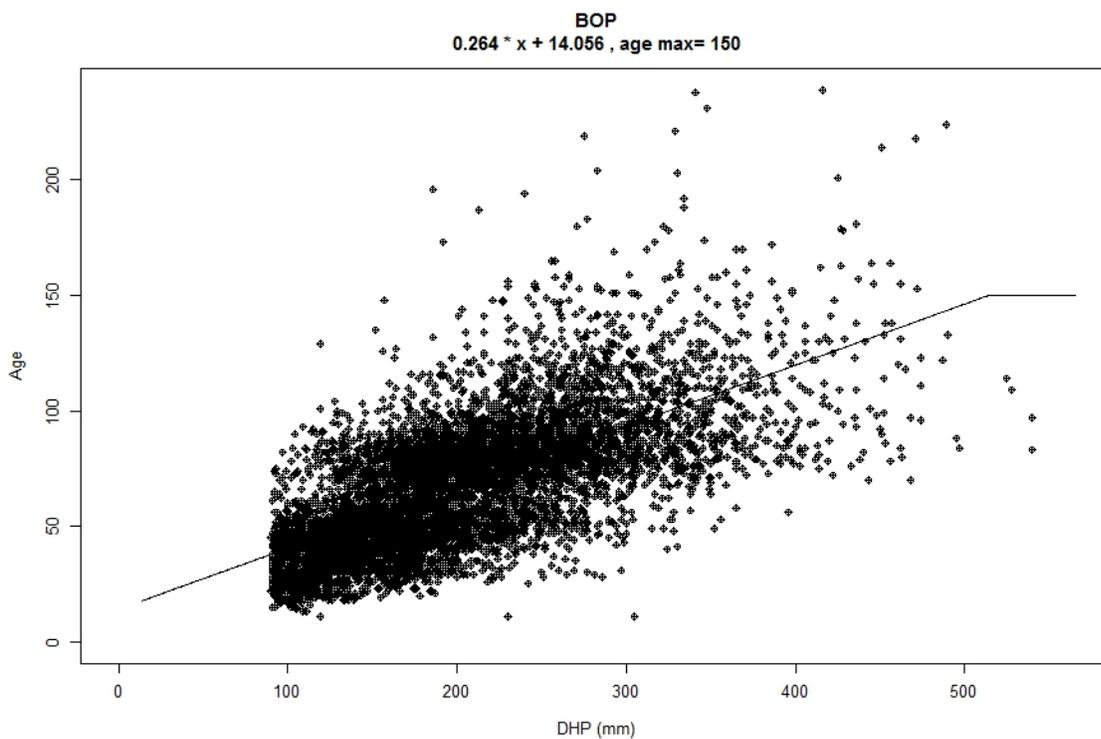
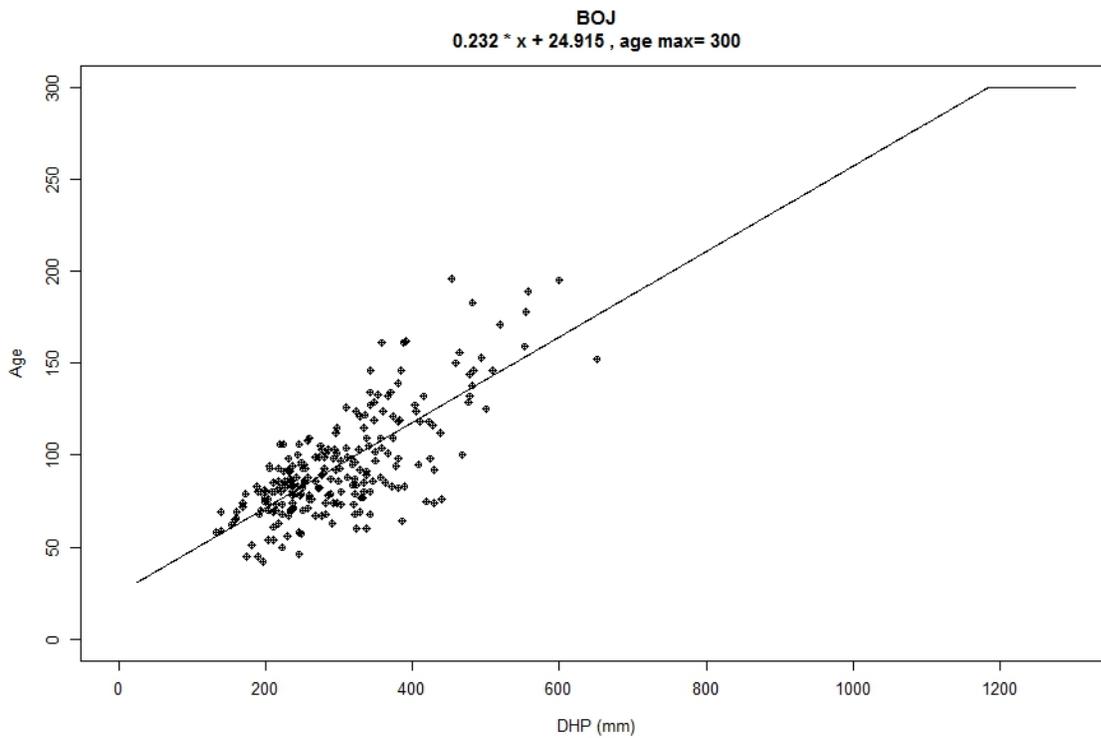
Annexe 1. Intervalles (années) de retour moyen des feux pour des forêts de types similaires à ceux observés en Outaouais (Tiré de Doyon et Sougavinski 2002).

Auteur (s)	Durée de l'évaluation	Étendue	Intervalle de retour (ans)	Type de forêt	Surface d'étude (ha)	Endroit
Cwynar (1976)	1696-1920	—	70	Feuillus/Pins blancs	18 600	Ontario
Heinselmann (1973)	1595-1973	—	50-200	Quasi boréale	215 000	Minnesota
Frissel (1973)	1860-1922	242-13 317 ha	22	Pins (gris, rouge et blanc)	12 972	Minnesota
Lorimer (1977)	1793-1827	10 - 80 10 <sup>3</sup> ha	806 ou 1923	Conifère- Feuillus	1 650 000	Maine
Bormann et Likens (1979)		—	peu ou pas d'incidences	Feuillus	405 000	Nouvelle Angleterre
Fahey et Reiners (1981)	1903-1956	—	910	Feuillus	8 602 700	Maine
			530	Pins		
Fahey et Reiners (1981)	1909-1959	—	770	Feuillus	2 334 000	New Hampshire
			660	Pins		
Wein et Moore (1977)	1925-1975	1-165 888 ha	1100	Feuillus	4 167 000	Nouveau Brunswick
Wein et Moore (1979)	1915-1975	—	3728	Feuillus	1 629 000	Nouvelle Écosse
Whitney (1986)	1836-1850	—	1200	Feuillus tolérants	278 000	Michigan
				Pruche-Pin blanc		
Whitney (1987)	1836-1850	—	130-269	Pin (rouge, blanc et gris)	278 000	Bas Michigan
Frelich et Lorimer (1991a)	1890-1980	—	566	Feuillus tolérants et pruche	23 000	Michigan ouest
			2797			Feux de surfaces Catastrophiques
Palik et Pregitzer (1992)			114-227	Pins	1800	Bas Michigan
Nolet <i>et al.</i> (1999)	1915-1930	4,5 – 1951 ha	678	Feuillus	155 00	Québec
Nolet <i>et al.</i> (2001)	1900-1930	—	123	Mixte	14 000	Québec
			516	Feuillus	12 000	
Zhang <i>et al.</i> (1999)	1840-1856	3-300 ha	2624	Feuillus	902 000	Michigan
			320	Pins		

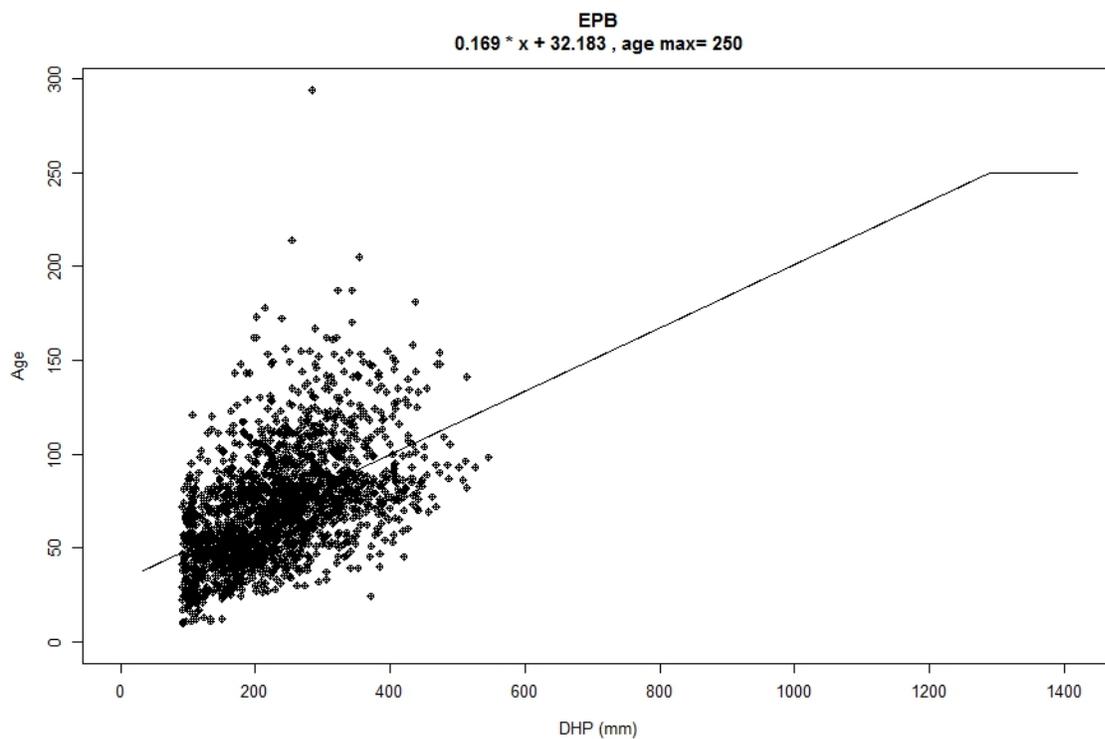
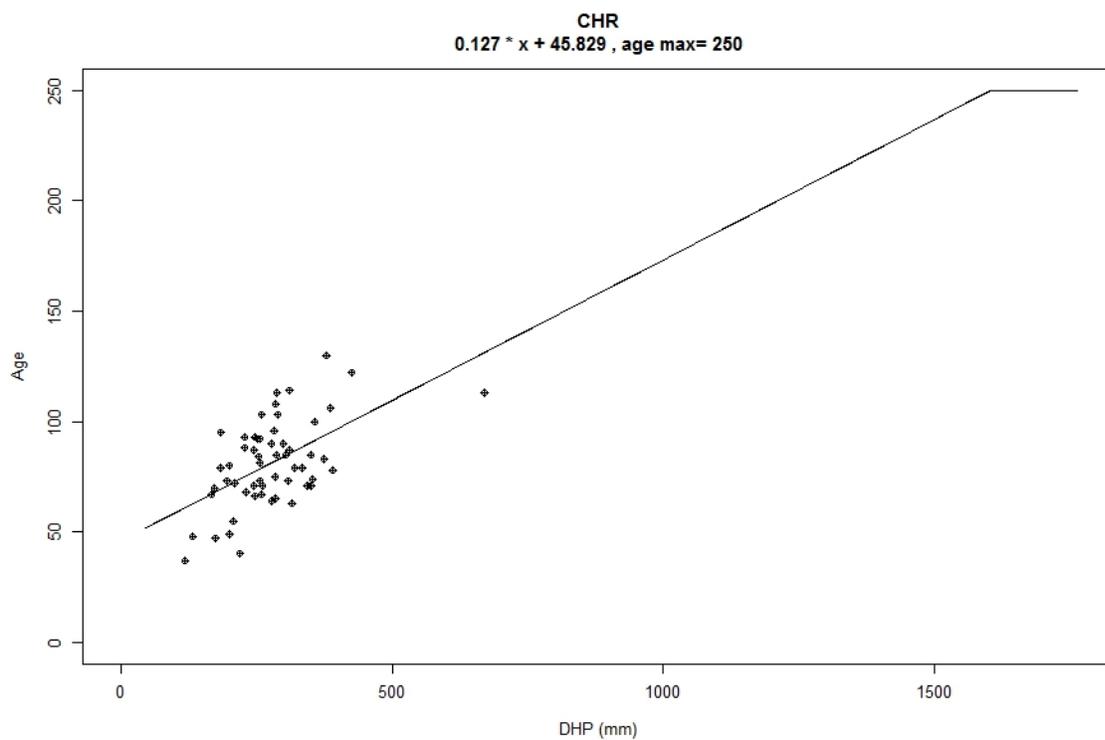
## Annexe 2. Intervalles de retour retrouvés dans les différentes études des perturbations naturelles par le chablis en forêts feuillues.

Auteur (s)	Étendue d'un événement	Intervalle de retour	Type de forêt	Endroit
Lorimer (1977)	> 25 ha	1150 ans	Conifère-feuillus	Maine
Canham et Loucks (1984)	93.2 ha	1210 ans	Pruche-feuillus tolérants	Wisconsin
Whitney (1986)	—	1220 ans	Pruche-Pin Blanc-Feuillus tolérants	Michigan
Foster (1988)	—	—	Pruche-Pin Blanc-Feuillus tolérants	New Hampshire
Seichab et Orwig (1991)	40-160 m et 400-520 m	3190, 980 et 1720 ans		Ouest de New York
Nolet <i>et al.</i> (1999)	123 – 133 ha 170 – 321 ha	3930 ans 6822 ans	Feuillus	Québec
Zhang <i>et al.</i> (1999)	94 ha	541 ans	Conifères-feuillus	Michigan
Boose <i>et al.</i> (2001)		Échelle F0 : 5 - 85 ans, Échelle F1 : 10 ->200 ans Échelle F2 : 85 -> 380 ans		Nouvelle Angleterre

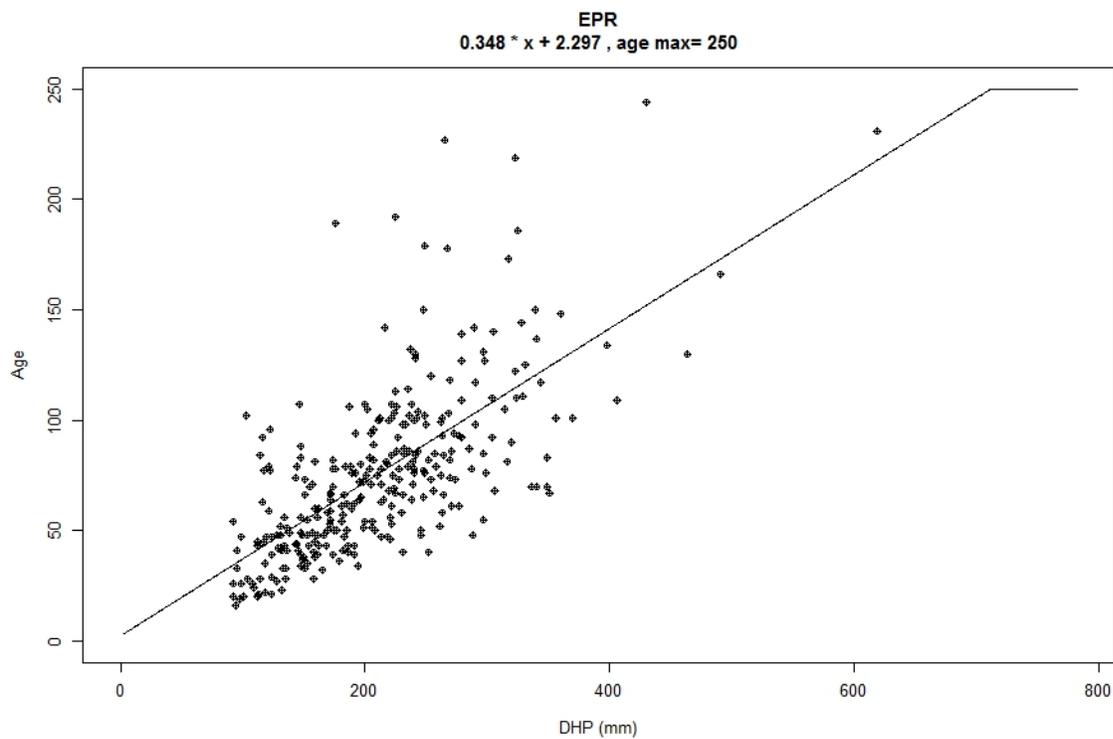
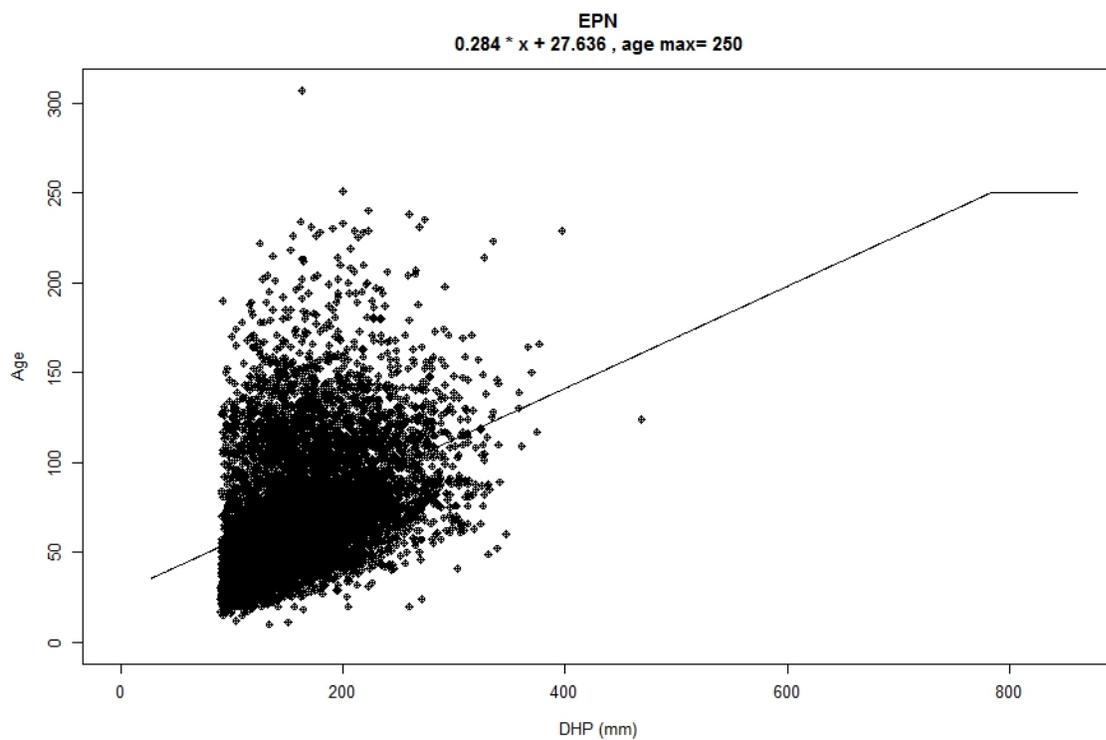
Annexe 3. Relation DHP-Âge utilisée pour déterminer la présence/absence d'espèces représentées dans les matrices de cohortes d'âge des communautés forestières. Celle-ci sont présentées par une relation linéaire avec un plateau d'âge maximal.



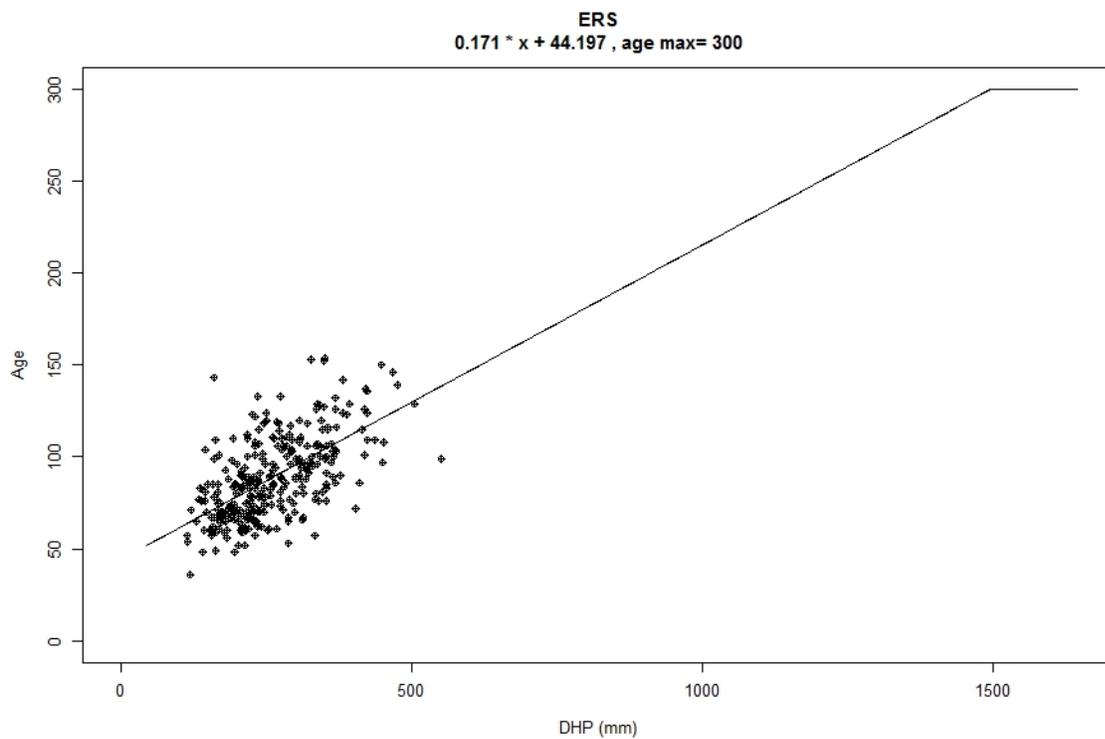
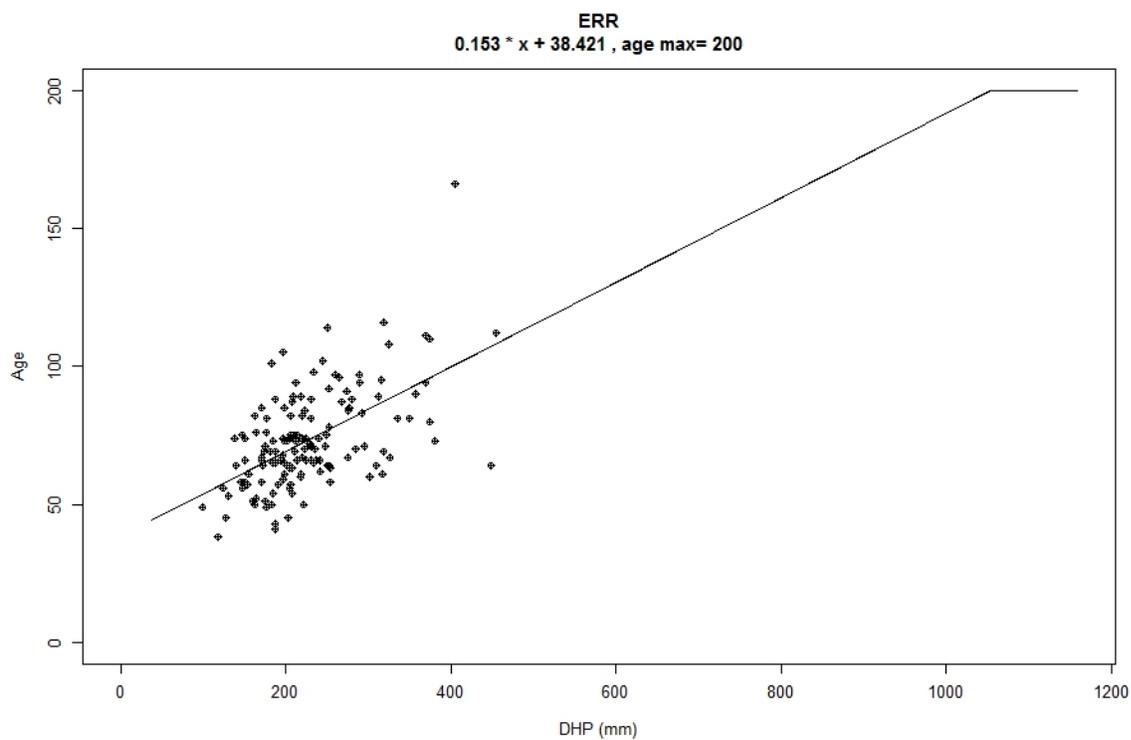
Annexe 3. Suite



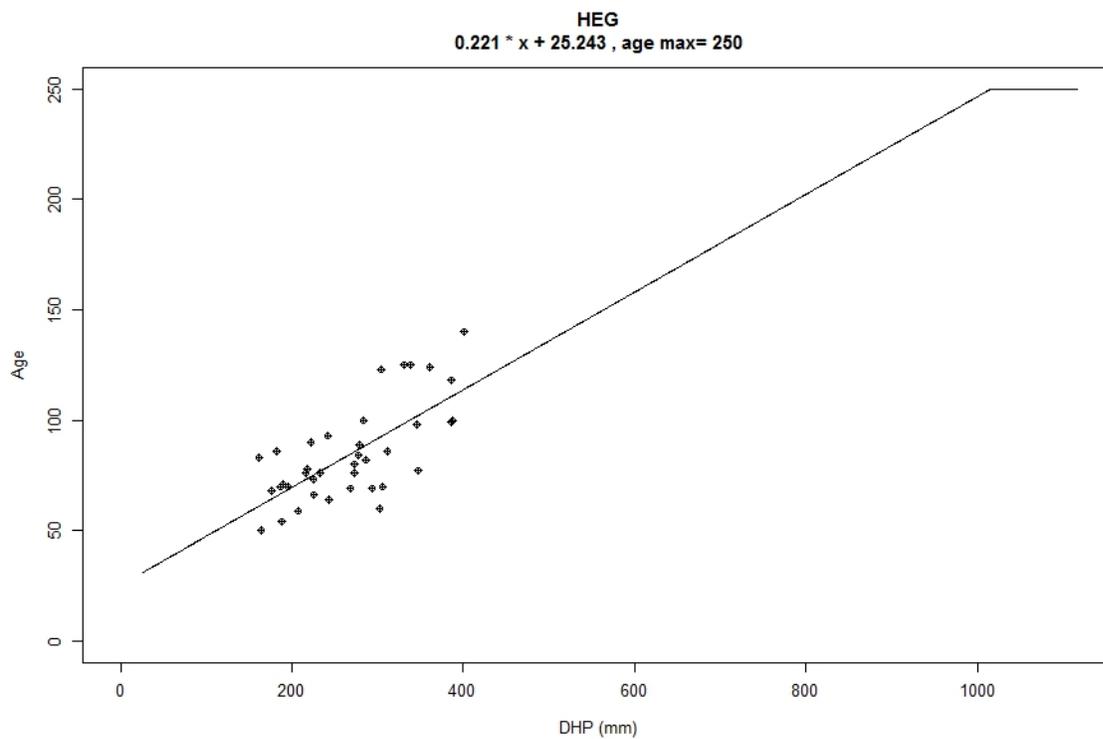
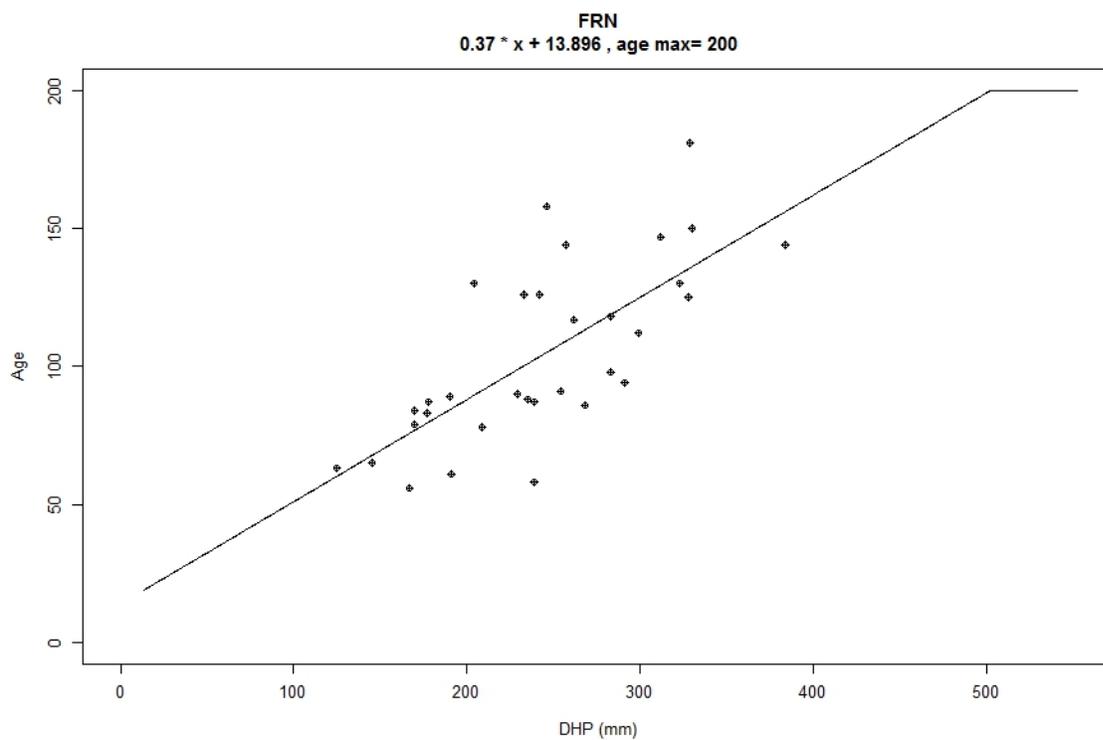
Annexe 3. Suite



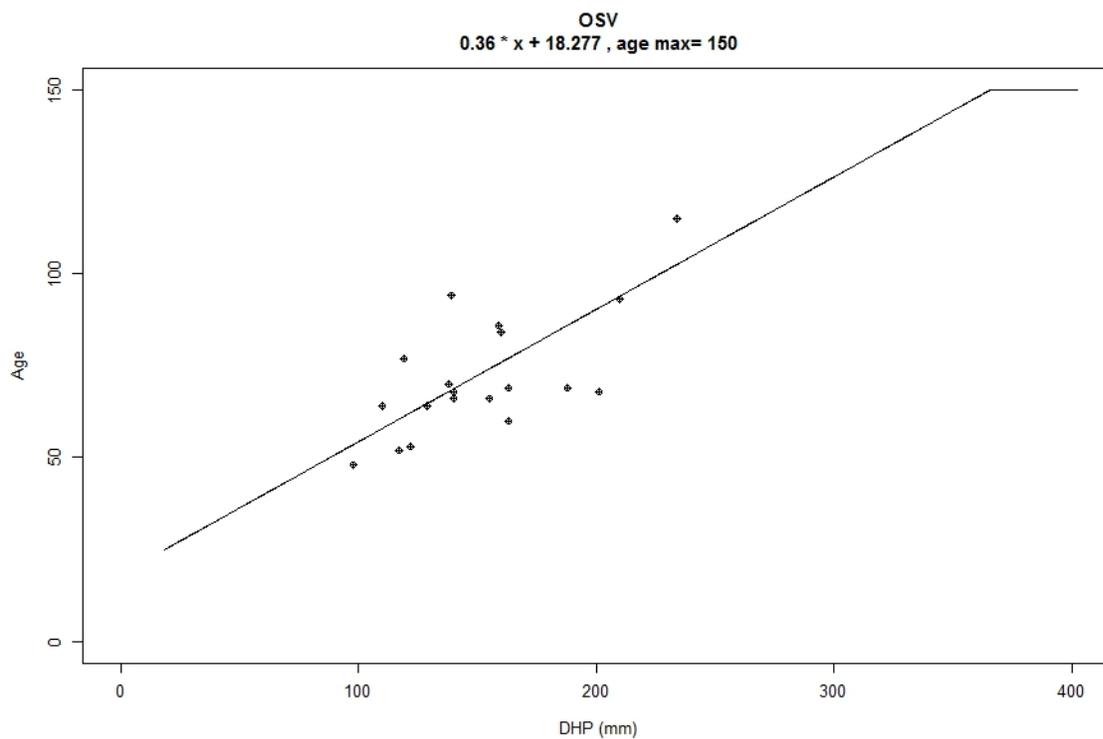
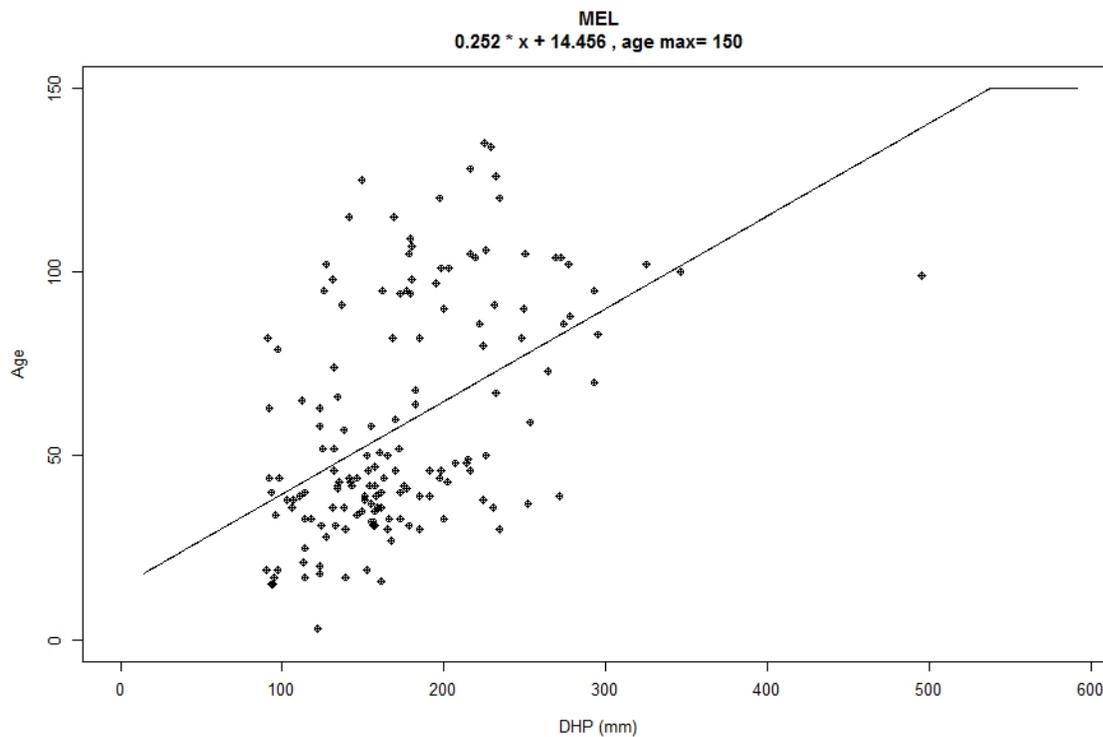
Annexe 3. Suite



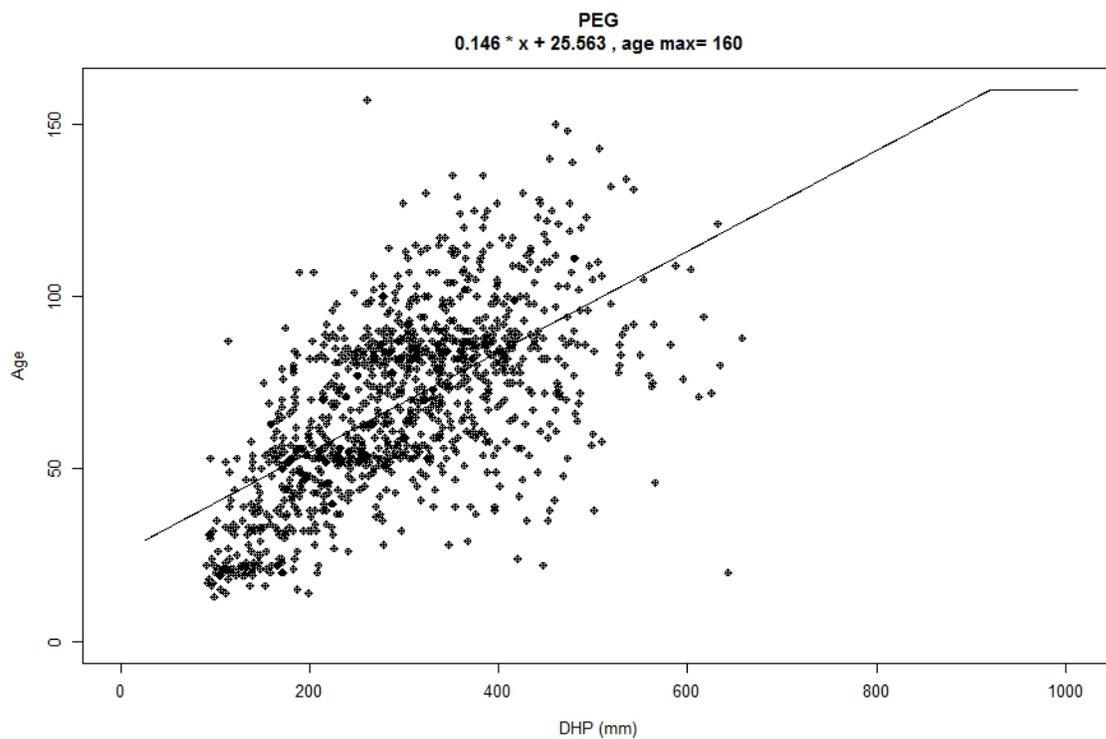
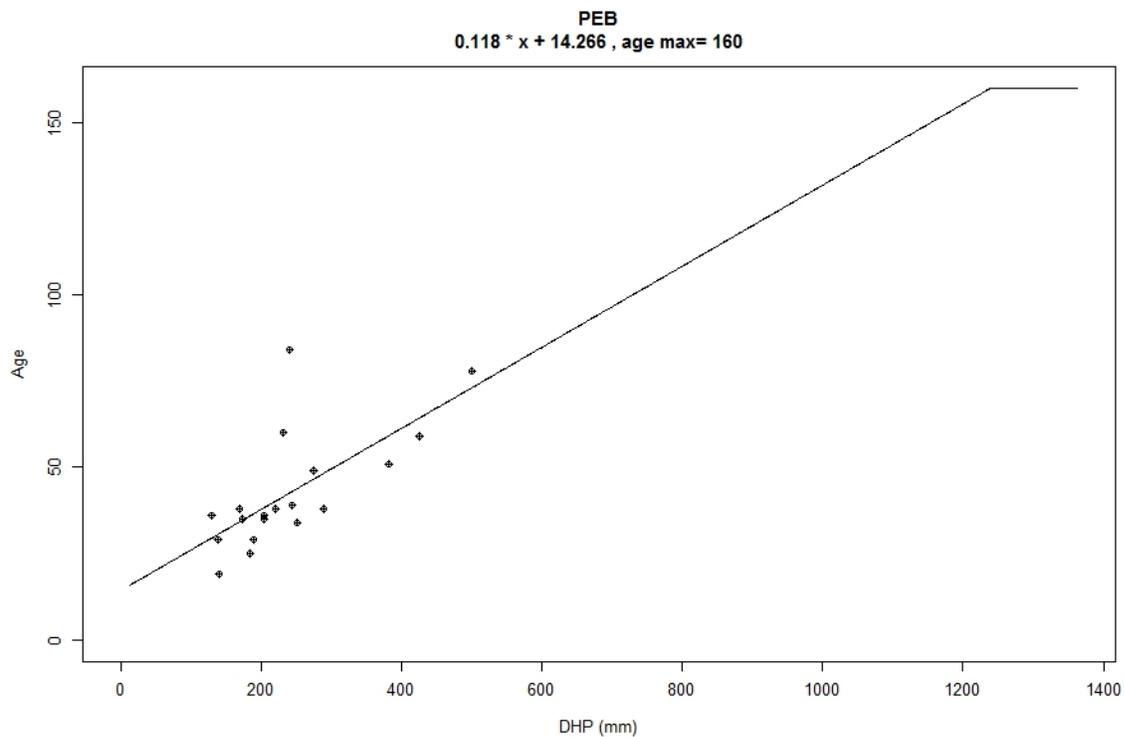
Annexe 3. Suite



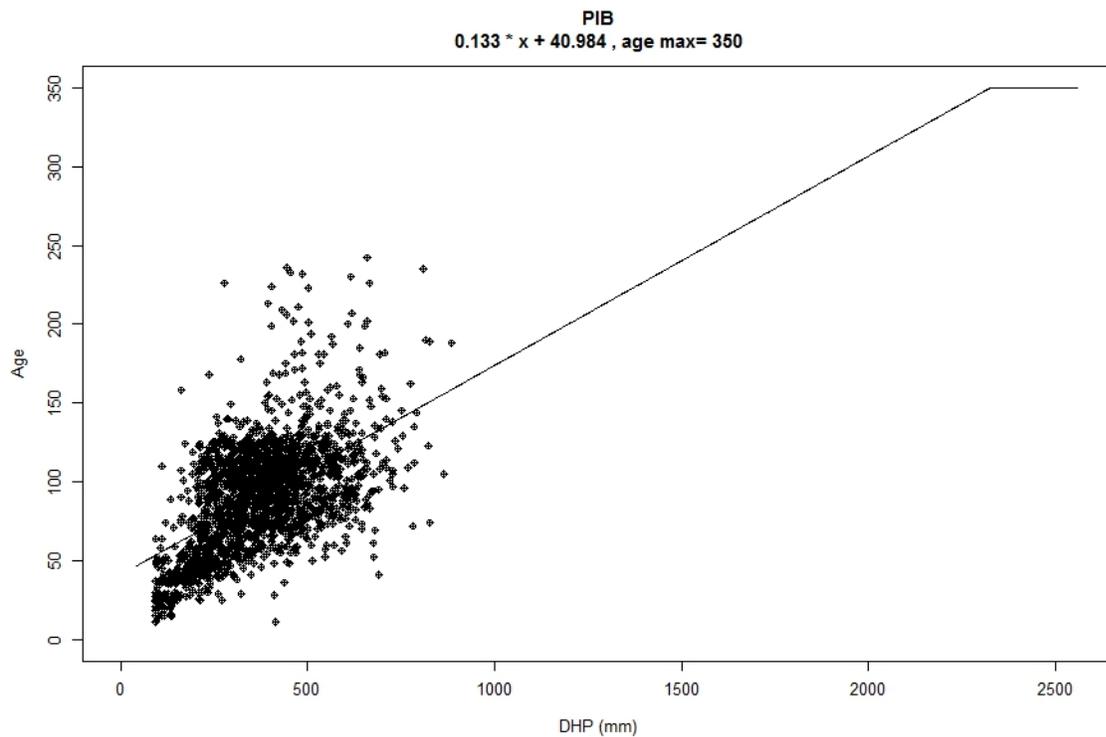
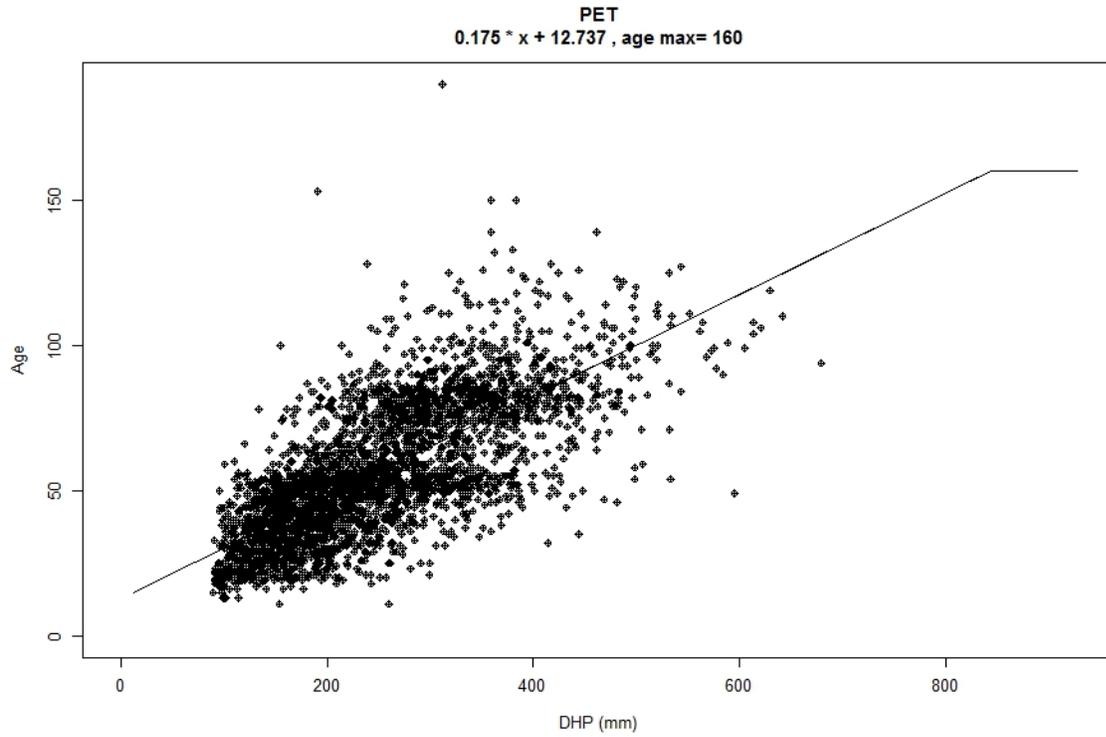
Annexe 3. Suite



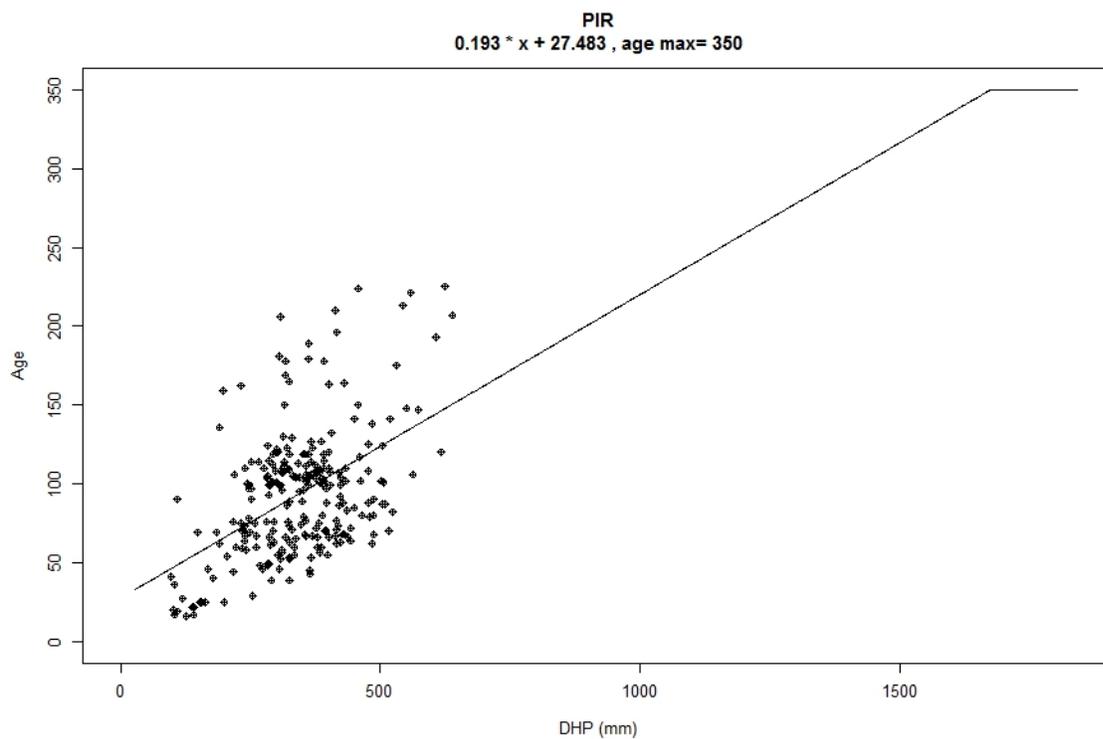
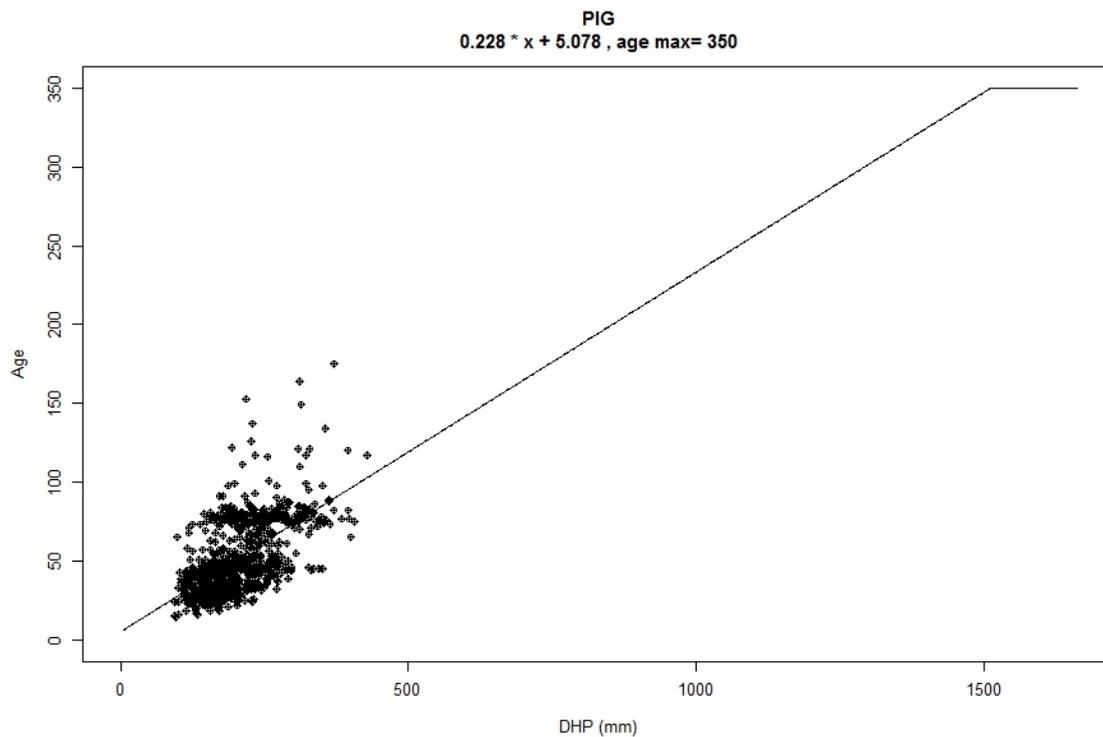
Annexe 3. Suite



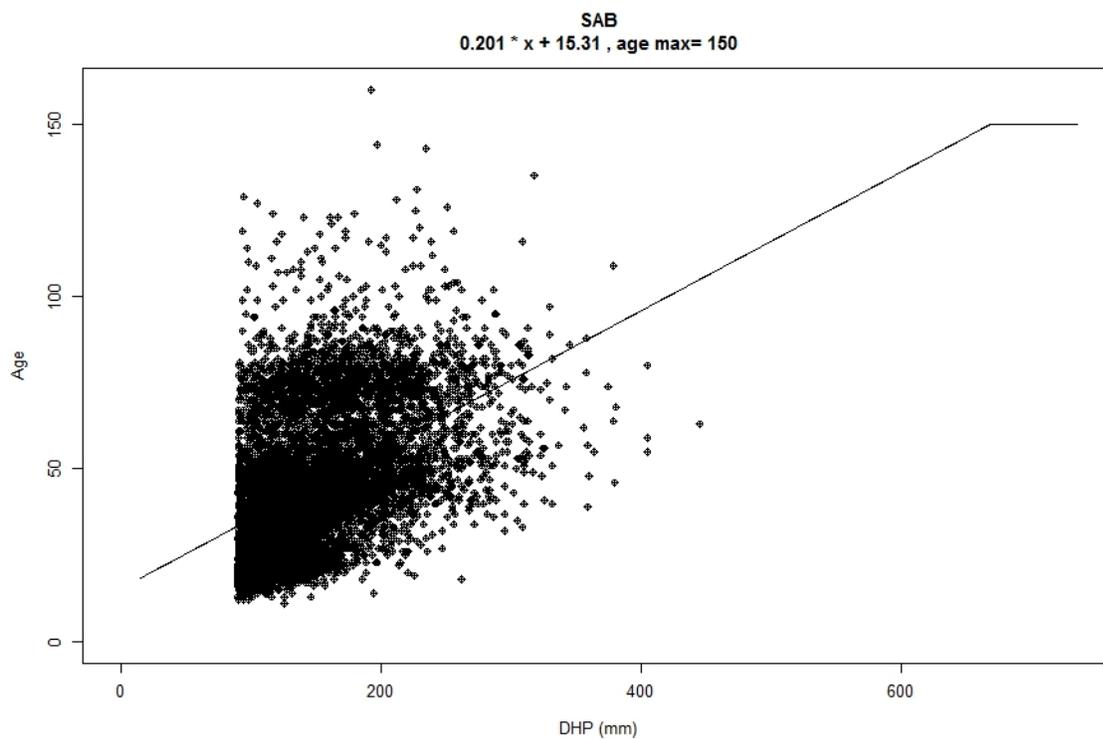
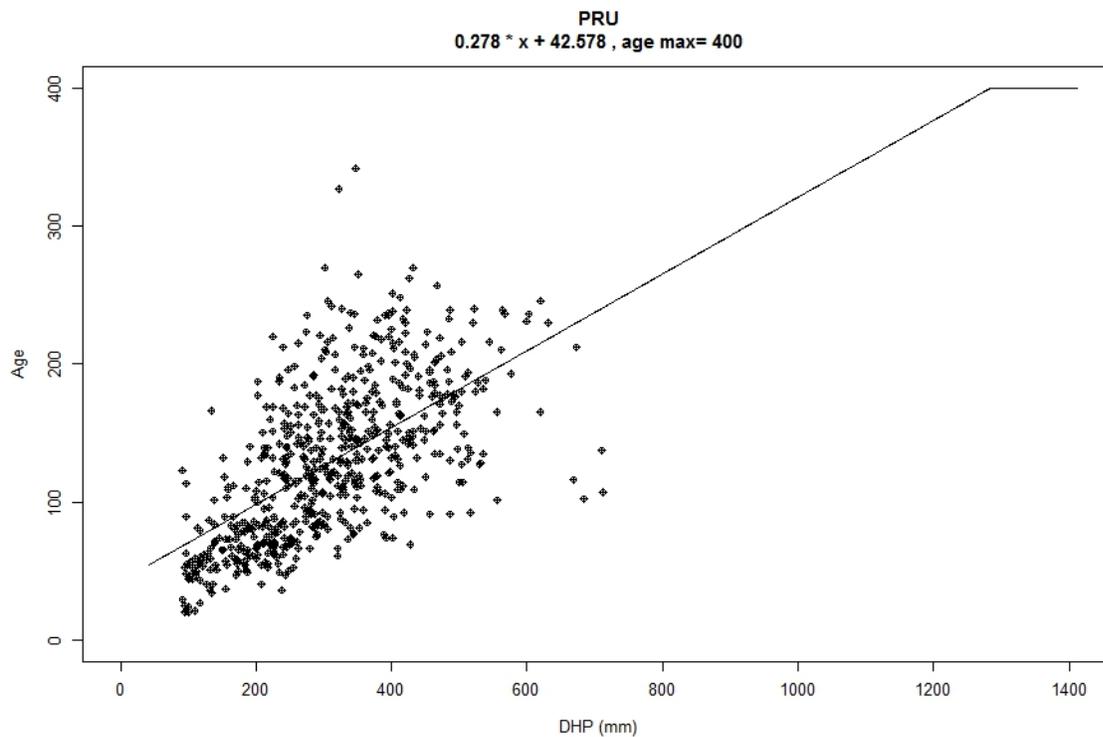
Annexe 3. Suite



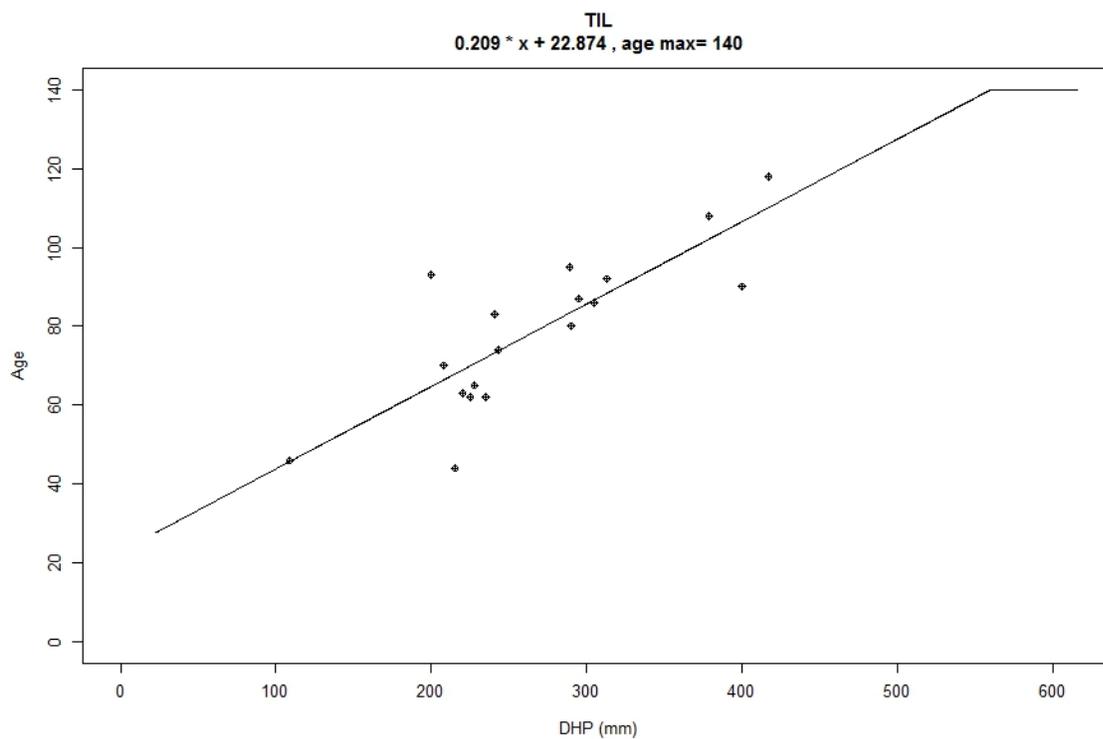
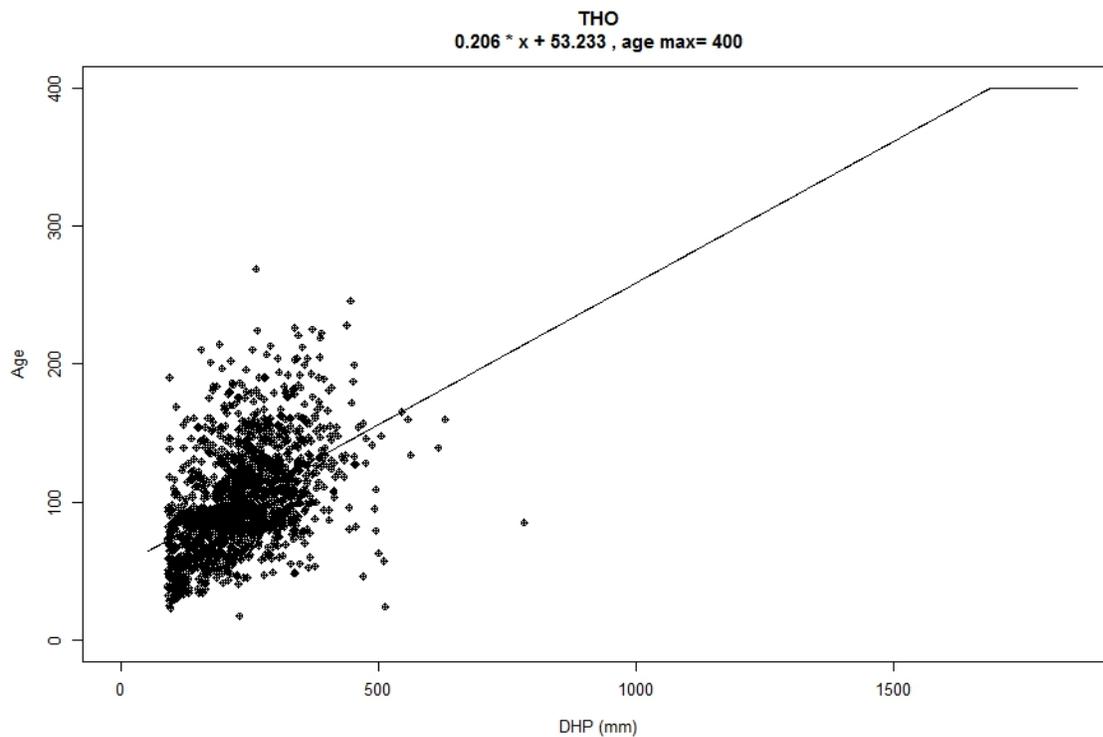
Annexe 3. Suite



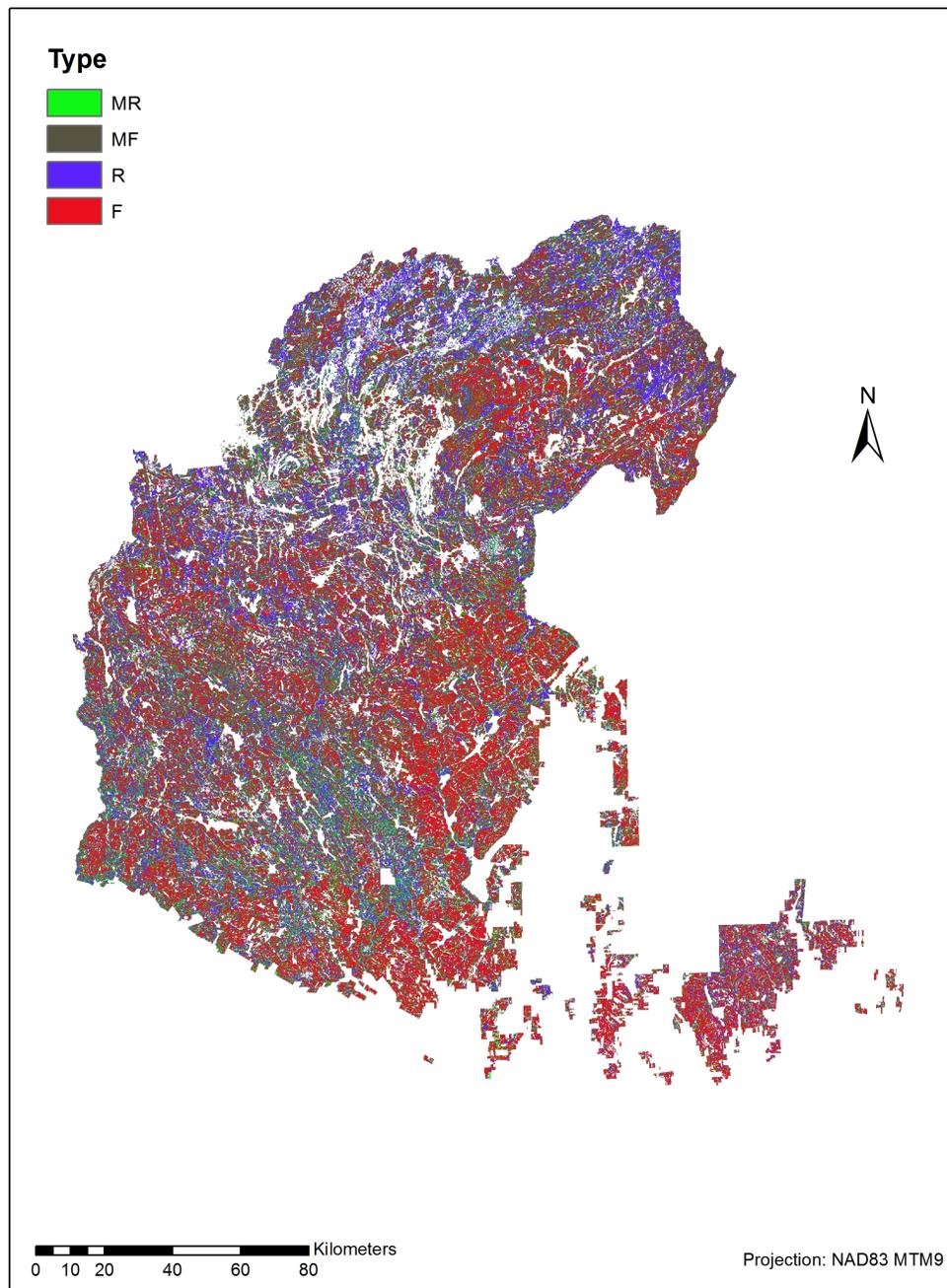
Annexe 3. Suite



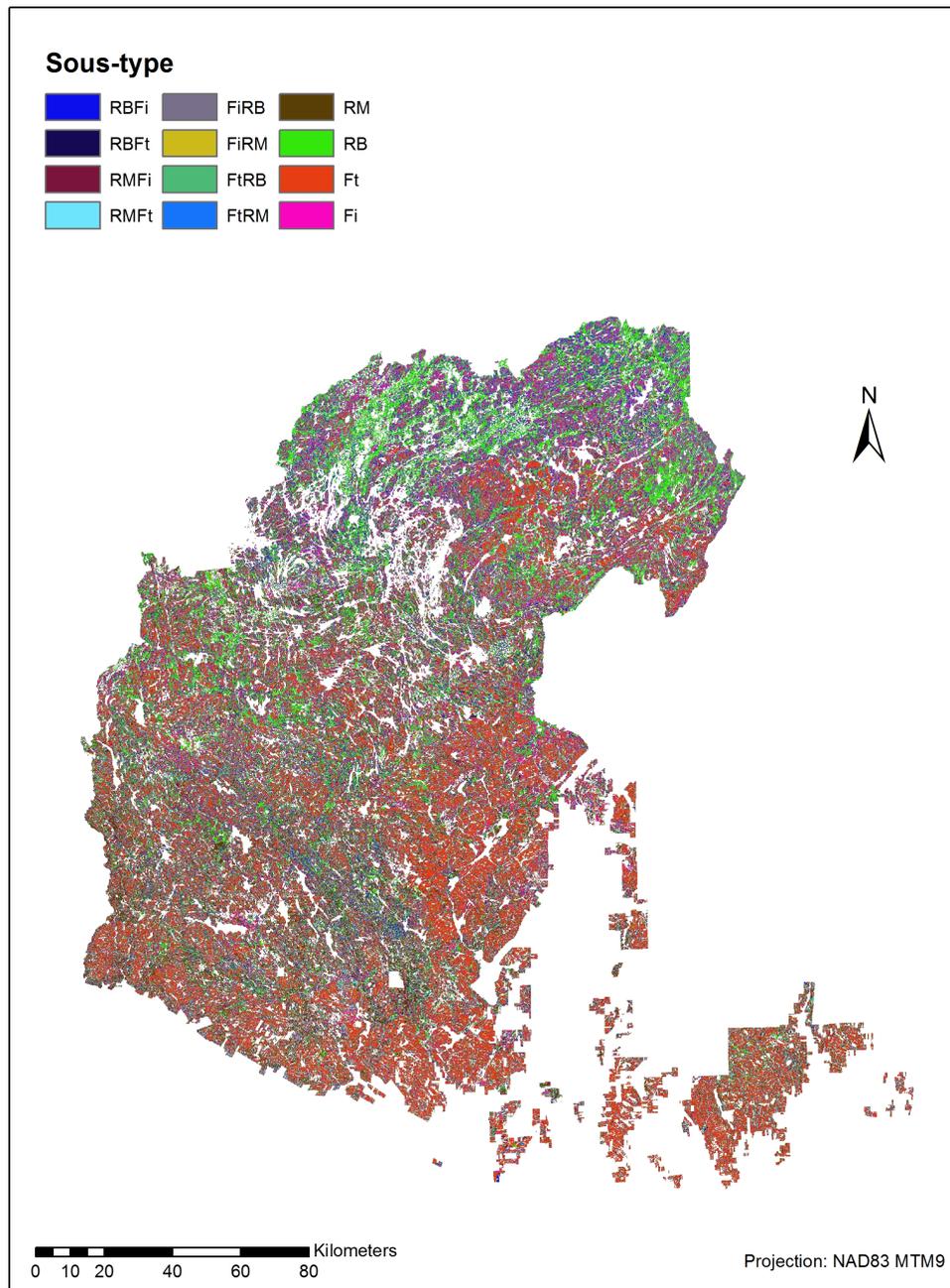
Annexe 3. Suite



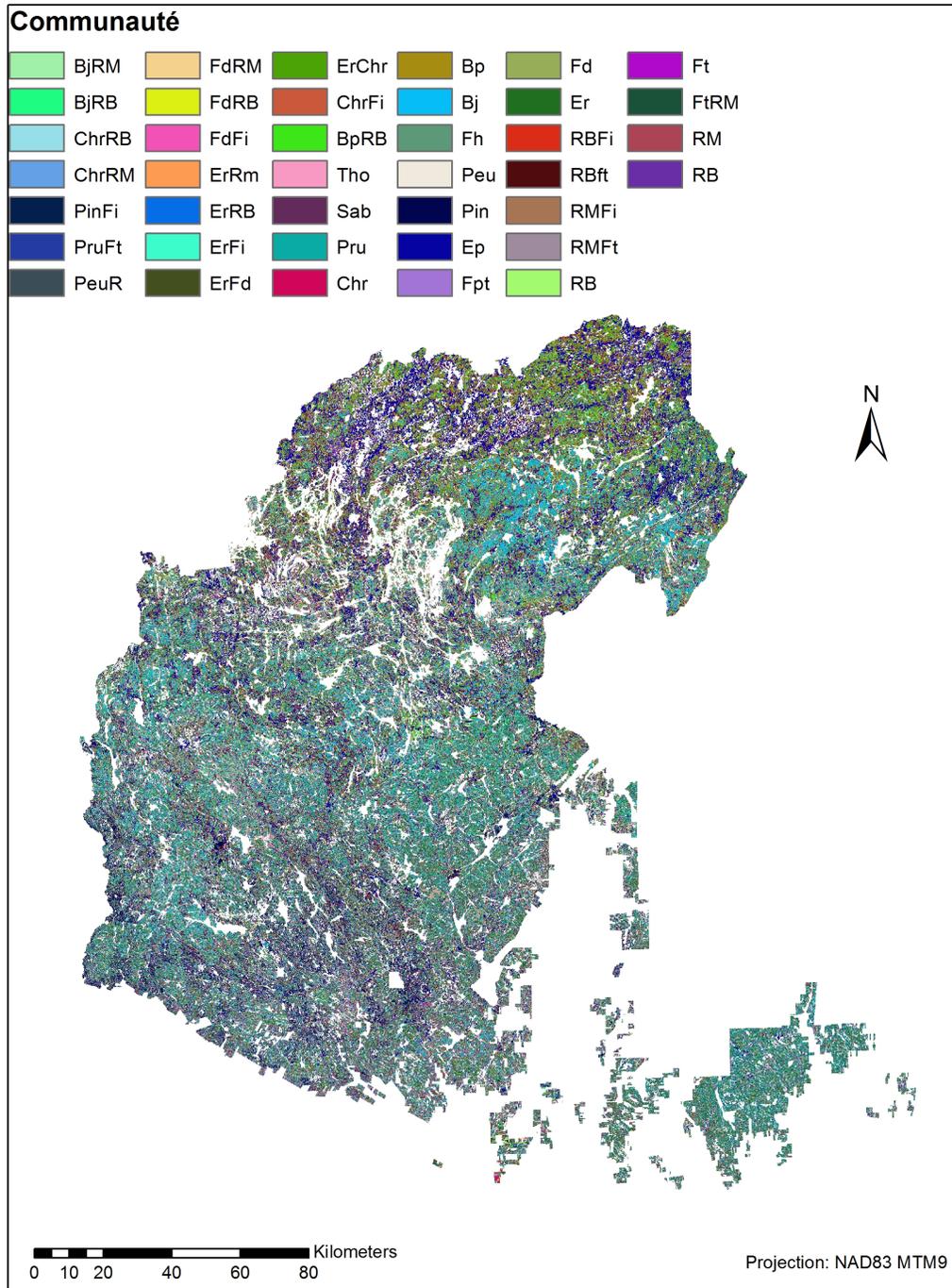
Annexe 4. Cartes des communautés forestières de l'Outaouais au temps initial selon une classification a) en type de couvert, b) en sous-type de couvert et c) en type de communauté (voir la section XX pour les codes de ces 3 niveaux de classification des communautés des sorties du *modèle LANDIS-Outaouais*).



a)



b)



c)

## Annexe 5. Sommaire technique du Modèle LANDIS-Outaouais

- **Région:** Outaouais (ErBj et SbBj de l'Ouest)
- **Résolution:** 1 ha
- **Superficie:** 3.4 Mha (pixels actifs)
- **Modules actuellement utilisées:** age-only succession, Windthrow, Fire, BDA (TBE),
- **Particularité:** On y observe une grande diversité d'espèce. L'objectif du projet est de décrire les conditions écologiques de références pour les 15 Grands Écosystèmes en terme de composition et de structure des communautés en faisant varier les intervalles de retour à l'intérieur de la fourchette de variation de ces 3 types de perturbation (feu, chablis, TBE).
- **Réalisation:** Scriptage R pour reclasser les communautés de façon plus précise en terme de composition et de la structure basé sur les stats des « stacks » des différentes espèces. La reclassification de la structure utilise une fonction de classification « Random Forest ».
- **Défi / difficulté:** Temps de calcul pour la reclassification des sorties: Utilisation de procédure multi-processeurs (Cluster) pour accélérer les calculs dans cette analyse de sensibilité. Validation des caractéristiques des régimes de perturbations pour reproduire les caractéristiques identifiés par les études sur les perturbations de la région.
- Travail réalisé en collaboration avec le MRN (DGR de l'Outaouais) et la CRRNTO. Ce travail vise à permettre de mieux définir les balises écologiques pour la stratégie d'AFD de l'Outaouais.

## Annexe 6. Paramètres pour la modélisation du régime de feu de base.

LandisData "Base Fire"

Timestep 10

	Map Code	Event Size			Ignition Prob.	k
		Mean	Min	Max		
erabliere_mesique	2	200	5	1000	0.0003455	1978
erabliere_riche_plat	3	100	5	1000	0.0003355	2205
Feuillus_des_hauts_de_pent	4	300	5	2000	0.0009050	700
Feuillus_des_sommets	5	500	5	5000	0.0045007	164
Feuillus_Humides	6	25	5	100	0.0000953	9368
Mixte_de_bas_de_pente	7	400	10	2000	0.0016686	389
Mixte_Fonds_de_vallees	8	400	10	2000	0.0013160	599
Mixte_mesique	9	600	10	2000	0.0028447	236
Mixte_sur_sols_minces	10	800	10	4000	0.0044736	165
Pinedes_mesiques	11	600	10	4000	0.0048692	161
Pinedes_seches	12	600	10	10000	0.0201054	76
Prucheraie	13	100	5	500	0.0004097	1922
Resineux_Fonds_de_vallees	14	1000	20	10000	0.0017469	428
Resineux_humides	15	300	20	2000	0.0007322	1014
Resineux_mesique	16	1200	20	10000	0.0028986	242
Resineux_sur_sols_minces	17	2500	20	10000	0.0067791	125

InitialFireRegionsMap fire\_regions.img

&gt;&gt;DynamicFireRegionTable &lt;&lt; Optional parameter

&gt;&gt;Year FileName (this line always commented out)

&gt;&gt; 20 ecoregions.gis &lt;&lt; If table is not active, comment out this line

## FuelCurveTable

```

>>                                     Age for Severities (in increasing order)
>> Ecoregion                          S1   S2   S3   S4   S5
>> -----
erabliere_mesique                      30   60   90   120  -1
erabliere_riche_plat                   30   60   90   -1   -1
Feuillus_des_hauts_de_pent             30   60   90   120  -1
Feuillus_des_sommets                   30   80  120  160  200
Feuillus_Humides                       20   40   -1   -1   -1
Mixte_de_bas_de_pente                  20   45   90   120  -1
Mixte_Fonds_de_vallees                 20   45   90   -1   -1
Mixte_mesique                          20   45   90   120  150
Mixte_sur_sols_minces                   25   50  100  150  250
Pinedes_mesiques                       40   60   90   120  160
Pinedes_seches                         40   50   60   90   120
Prucheraie                             30   60  120  -1   -1
Resineux_Fonds_de_vallees              17   35   85   125  170
Resineux_humides                       20   40  120  180  250
Resineux_mesique                       15   30   50   70   90
Resineux_sur_sols_minces                37   75  125  175  225

```

## WindCurveTable

```

>>                                     Severities (in decreasing order)
>> Ecoregion                          S5   S4   S3   S2   S1
>> -----

```

## FireDamageTable

```

>> Cohort Age          FireSeverity -
>> % of longevity      FireTolerance
>> -----
                25%          -1
                50%           0
                90%           1
               100%           2

```

## Annexe 7. Paramètres pour la modélisation du régime de chablis de base.

LandisData "Base Wind"

Timestep 10

>> Ecoregion	Taille			Rotation Période
	Max	Moyenne	Min	
>> -----	-----	-----	-----	-----
erabliere_mesique	1000	4	1	5600
erabliere_riche_plat	400	4	1	600
Feuillus_des_hauts_de_pent	100	4	1	400
Feuillus_des_sommets	400	6	1	65
Feuillus_Humides	100	2	1	50
Mixte_de_bas_de_pente	50	4	1	600
Mixte_Fonds_de_vallees	50	4	1	250
Mixte_mesique	100	4	1	239
Mixte_sur_sols_minces	50	8	1	80
Pinedes_mesiques	100	5	1	500
Pinedes_seches	50	4	1	500
Prucheraie	30	4	1	250
Resineux_Fonds_de_vallees	30	3	1	119
Resineux_humides	50	5	1	200
Resineux_mesique	100	8	1	250
Resineux_sur_sols_minces	100	10	1	60

WindSeverities

>> Severity	Cohort Age % of longevity	Mortality Probability
>> -----	-----	-----
5	0% to 20%	0.05
4	20% to 50%	0.1
3	50% to 70%	0.5
2	70% to 85%	0.85
1	85% to 100%	0.95

MapNames wind/severity-{timestep}.img

LogFile wind-test-log.csv

## Annexe 8. Paramètres pour la modélisation du régime d'épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

```

BDAAgentName      budworm
BDPCalibrator     2
SRDMode          mean
>>----- Regional Outbreak Inputs -----
TimeSinceLastEpidemic 20  <<years
TemporalType      variablepulse  <<pulse, variablepulse or continuous>>
RandomFunction    RFuniform<<RFnormal or RFuniform>>
RandomParameter123
RandomParameter253
MinROS           0
MaxROS           3
>>----- Dispersal Inputs -----
Dispersal        yes  <<yes or no
DispersalRate    15000 <<meters/year
EpidemicThresh  0.5
InitialEpicenterNum 1
OutbreakEpicenterCoeff 0.01
SeedEpicenter    yes  <<yes or no>>
SeedEpicenterCoeff 0.1
DispersalTemplate 24N  <<MaxRadius, 4N,8N, 12N, or 24N"
>>----- Neighborhood Resource Inputs -----
NeighborFlag     yes  <<yes or no
NeighborSpeedUp  none <<none, 2x, 3x, or 4x>>
NeighborRadius   1000 <<meters>>
NeighborShape    linear  <<uniform, linear, or Gaussian>>
NeighborWeight   0.5

>>EcoregionModifiers
>>Ecoregion      Modifier
erabliere_mesique 0.0
erabliere_riche_plat 0.0
Feuillus_des_hauts_de_pent 0.0
Feuillus_des_sommets 0.0
Feuillus_Humides 0.0
Mixte_de_bas_de_pente 0.0
Mixte_Fonds_de_vallees 0.0

```

```

Mixte_mesique          0.0
Mixte_sur_sols_minces  0.0
Pinedes_mesiques      0.0
Pinedes_seches        0.0
Prucheraie            0.0
Resineux_Fonds_de_vallees 0.0
Resineux_humides      0.0
Resineux_mesique      0.0
Resineux_sur_sols_minces 0.0

```

## DisturbanceModifiers

```

>>Type      Duration  Value
>>Wind      20        0
>>Fire      10        0

```

## BDASpeciesParameters

```

>>
>>Species  MinorHost  2ndHost  MajorHost  Susceptibility
>>Name     Age       Age      Age        Class3    Class2    Class1    CFS
>>-----
ABIEBALS   35        45       55         35        45        55        yes
PICEMARI   55        75       999        75        999       999       yes
PICEGLAU   55        65       75         65        75        999       yes
BETUPAPY   999       999      999        999       999       999       no
BETUALLE   999       999      999        999       999       999       no
LARILARI   55        75       999        75        999       999       yes
POPUTREM   999       999      999        999       999       999       no
PINUSTRO   999       999      999        999       999       999       yes
ACERRUBR   999       999      999        999       999       999       no
ACERSACC   999       999      999        999       999       999       no
FAGUGRAN   999       999      999        999       999       999       no

```

## IgnoredSpecies

```

FRAXAMER
FRAXNIGR
FRAXPENS

```

OSTRVIRG  
PICEABIE  
PICERUBE  
PINUBANK  
PINURESI  
PO PUBALS  
POPUGRAN  
POPUHYBR  
PRUNPENS  
PRUNSERO  
QUERRUBR  
THUYOCCI  
TILIAMER  
TSUGCANA  
ULMUAMER

Annexe 9. Programmes de classification de la composition et de la structure des communautés de cohortes d'âge des sorties de LANDIS-II du modèle LANDIS-Outaouais. Le programme est écrit en langage « R ». Le programme est en structure « objet » et le premier objet qui appelle les autres est « `age_classification_from_RF2` ».

#### Programme I "age\_classification\_from\_RF2"

\* Appelle les programmes « objet » : `extract_raster_mcor`, `reclassification_mcor3`, et

```
rm(list=ls())
argu<-commandArgs(TRUE)
.libPaths(c("/home/pascal70/library_R","/home/pascal70/R/x86_64-unknown-linux-gnu-library/3.0"))
start.time <- Sys.time()
#dir <-
"C:/travail_actuel/regime_perturbation_naturelle/LANDIS/outaouaisexamplelandis_petit/output/test/randomforest"

dir <-
"C:/travail_actuel/regime_perturbation_naturelle/LANDIS/OutaouaisExampleLANDIS/output/Analyse_post_traitement/randomforest_et_reclass"
#dir <-
"/media/Data/regime_pertubatio_naturelle/LANDIS/OutaouaisExampleLANDIS/output/Analyse_post_traitement/randomforest_et_reclass"
dir <-"/rap/jyu-310-aa"

r.wd <<- dir
rep_output<<-paste(r.wd, "/output_", argu, "/",sep="")
print(rep_output)
unlink(rep_output, recursive=TRUE)
dir.create(rep_output)
setwd(dir)

nb_cpu<<-8

export_to_esri <- function (raster, nom, repertoire=NULL) {
  if (is.null(repertoire)){
    w.wd <- paste(rep_output, sep="")
  }
  else {
    w.wd <- paste(rep_output,repertoire,"/", sep="")
    dir.create(w.wd)
  }

  nom_fichier<-paste(w.wd, nom,".tif",sep="")
  rf <- writeRaster(raster, filename=nom_fichier, overwrite=TRUE, format="GTiff")
  return(rf)
}

library(randomForest)
library(foreign)
source("/home/pascal70/script_R/extract_raster_mcor.r")
source("/home/pascal70/script_R/SetLandisCRS.r")
```

```
source("/home/pascal70/script_R/reclassification_mcor3.r")
source("/home/pascal70/script_R/calcul_reclassification_mcor.r")
logger(paste("debut script: ",start.time), first_time=TRUE )
age_table <-c(0, 10, 20 , 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 110, 120)
age_table <-c(0)
crs_file <- "data/crs.data"
load(crs_file)
#enregistrement des code des classe d'age
code_cls_age <- as.data.frame(crs$rf$classes)
code_cls_age$code <-row.names(code_cls_age)
#write.dbf(code_cls_age, "output/code_age.dbf")
#yr<-0
for (yr in age_table){
  logger("debut de extract raster")
  liste_resultat<-extract_raster(yr)
  logger("fin de extract raster")
  stack_age<-liste_resultat[["stack_age"]]
  nom_fichier<-paste(rep_output, "stack_age.rdata",sep="")
  save(stack_age, file=nom_fichier)
  vector_cutoff <- vector(mode="numeric", length=5)
  vector_cutoff[1]<-0.3
  vector_cutoff[2]<-0.20
  vector_cutoff[3]<-0.135
  vector_cutoff[4]<-0.22
  vector_cutoff[5]<-0.145
  raster_predict <- predict(stack_age,crs$rf,cutoff=vector_cutoff)
  export_to_esri(raster_predict, paste("age_pred",yr, sep=""))
  export_to_esri(liste_resultat[["type"]], "type")
  export_to_esri(liste_resultat[["sous-type"]], "sous_type")
  export_to_esri(liste_resultat[["communaute"]], "communaute")
  #write.table(liste_resultat[["code_communaute"]], "code_numerique.csv")

}

end.time <- Sys.time()
time.taken <- end.time - start.time
time.taken
```

Programme II "extract raster mcor"

```

extract_raster<- function(yr){
  require(raster)
  require(rgdal)
  require(reshape)
  require(foreign)
  require(doSNOW)
  source("/home/pascal70/script_R/SetLandisCRS.r")

  filename<-"data/ecoregions.img"
  ecoregions <- raster(filename)
  ecoregions_mask <- reclassify(ecoregions,c(-Inf,0,NA))
  filename<-"data/ecoregions.txt"
  ecoregion_table <- read.table(filename, skip=1, blank.lines.skip=T, comment.char=">")
  filename<-"data/species.txt"
  species_table <- read.table(filename, skip=1, blank.lines.skip=T, comment.char=">")
  nb_species <- nrow(species_table)
  filename<-"data/age-reclass.output.txt"
  #attention au skip line = 5 car peut changer
  reclass_table <- read.table(filename, skip=5, blank.lines.skip=T, comment.char=">",
nrows=nb_species)
  compte_progressbar <- (nrow(species_table)*2) + 6

  filename<-paste("cohort-stats/AGE-MAX-", yr, ".img", sep="")
  raster1 <- raster(readGDAL(filename))
  raster1 <- SetLandisCRS(raster1, ecoregions)
  #raster1 <- reclassify(raster1,c(-Inf,0,NA))
  names(raster1)<- "age_max"
  raster1<- mask(raster1, ecoregions_mask)
  raster_age_max <- raster1
  raster_age_max_075 <- raster1 *0.75
  raster_age_max_075[raster_age_max_075==0]<-NA
  raster_span <- list()
  raster_bin <- list()
  raster_reclass_sp_domi <- list()
  logger("debut creation des raster du span")
  create_raster_span<-function(i){
    print("test1")
    require(raster)
    require(rgdal)
    require(reshape)
    require(foreign)
    require(doSNOW)
    source("/home/pascal70/script_R/SetLandisCRS.r")
    species <- species_table[i,1]
    longevite <- species_table[i,2]
    reclass_coef <- reclass_table[i,2]
    filename<-paste("cohort-stats/",species,"-MAX-", yr, ".img", sep="")
    raster1 <- raster(readGDAL(filename))

```

```

    print("test2")
    raster1 <- SetLandisCRS(raster1, ecoregions)
    print("test3")
    #raster_binaire <- reclassify(raster1,c(-Inf,0,0,0,Inf,1))
    filename<-paste("cohort-stats/",species,"-MIN-", yr, ".img", sep="")
    raster2 <- raster(readGDAL(filename))
    raster2 <- SetLandisCRS(raster2, ecoregions)
    raster2 <- reclassify(raster2,c(32766,Inf,0))
    raster3 <- raster1-raster2
    raster3<- mask(raster3, ecoregions_mask)
    names(raster3)<- species
    return(raster3)
}
logger("fin creation des raster du span")
logger("debut creation des raster pour reclass")
create_raster_coef<-function(i){
  require(raster)
  require(rgdal)
  require(reshape)
  require(foreign)
  require(doSNOW)
  source("/home/pascal70/script_R/SetLandisCRS.r")
  species <- species_table[i,1]
  longevite <- species_table[i,2]
  reclass_coef <- reclass_table[i,2]
  filename<-paste("cohort-stats/",species,"-MAX-", yr, ".img", sep="")
  raster1 <- raster(readGDAL(filename))
  raster1 <- SetLandisCRS(raster1, ecoregions)
  raster1[raster1<raster_age_max_075]<-0
  raster_dominance <- raster1/raster_age_max
  raster_dominance<- mask(raster_dominance, ecoregions_mask)
  names(raster_dominance)<- species
  return(raster_dominance)
}
logger("fin creation des raster pour reclass")
logger("debut calcul du raster de span moyen")
cl <- makeCluster(nb_cpu, type = "SOCK")
registerDoSNOW(cl)
raster_species_span<-brick(foreach(i = 1:nrow(species_table)) %dopar% {create_raster_span(i)})
gc()
raster_reclass_coef<-brick(foreach(i = 1:nrow(species_table)) %dopar% {create_raster_coef(i)})
gc()
stopCluster(cl)
beginCluster(nb_cpu, type = "SOCK")
reclass1 <- function(x) reclassify(x,c(-Inf,0,0,0,Inf,1))
raster_species_bin<- clusterR(raster_species_span, reclass1)
raster_species_bin<- reclassify(raster_species_bin,c(-Inf,1,1))
endCluster()
gc()
raster_count<- sum(raster_species_bin)

```

```

raster_span_sum <- sum(raster_species_span)
span_sp <- raster_span_sum/raster_count

names(span_sp) <- "span_sp"
logger("debut calcul du raster de span moyen")
#traitement des raster pour creer une reclassification par groupe d'essence
#step2
#save(raster_reclass_coef,file="file2")
logger("debut reclassification")
list_reclassification <- reclassification(raster_reclass_coef)
logger("fin reclassification")

create_raster_med <- function(i){
  require(raster)
  require(rgdal)
  require(reshape)
  require(foreign)
  require(doSNOW)
  source("/home/pascal70/script_R/SetLandisCRS.r")
  species <- species_table[i,1]
  filename <- paste("cohort-stats/",species,"-MED-", yr, ".img", sep="")
  raster1 <- raster(readGDAL(filename))
  raster1 <- SetLandisCRS(raster1, ecoregions)
  #raster_binaire <- reclassify(raster1,c(-Inf,0,0,Inf,1))
  #raster_bin[species] <- raster_binaire
  #raster1 <- reclassify(raster1,c(-Inf,0,NA))
  names(raster1) <- species
  raster1 <- mask(raster1, ecoregions_mask)
  #raster_med[species] <- raster1
  #export_to_esri(raster1,species, "med")
  #print(filename)
  return(raster1)
}
cl <- makeCluster(nb_cpu, type = "SOCK")
registerDoSNOW(cl)
raster_species_med <- brick(foreach(i = 1:nrow(species_table)) %dopar% {create_raster_med(i)})
gc()
stopCluster(cl)
gc()

raster_count <- sum(raster_species_bin)
raster_med_sum <- sum(raster_species_med)
med_sp <- raster_med_sum/raster_count
names(med_sp) <- "med_sp"

filename <- paste("cohort-stats/AGE-MIN-", yr, ".img", sep="")
raster1 <- raster(readGDAL(filename))

```

```

raster1 <- SetLandisCRS(raster1, ecoregions)
raster1 <- reclassify(raster1,c(32766,Inf,0))
names(raster1)<- "age_min"
raster1<- mask(raster1, ecoregions_mask)
raster_age_min <- raster1

span_site <- raster_age_max-raster_age_min
names(span_site)<- "span_site"

filename<-paste("cohort-stats/AGE-MED-", yr, ".img", sep="")
raster1 <- raster(readGDAL(filename))
raster1 <- SetLandisCRS(raster1, ecoregions)
#raster1 <- reclassify(raster1,c(-Inf,0,0))
names(raster1)<- "med_site"
raster1<- mask(raster1, ecoregions_mask)
med_site <- raster1

filename<-paste("cohort-stats/AGE-COUNT-", yr, ".img", sep="")
raster1 <- raster(readGDAL(filename))
raster1 <- SetLandisCRS(raster1, ecoregions)
#raster1 <- reclassify(raster1,c(-Inf,0,NA))
names(raster1)<- "COUNT_SITE"
raster1<- mask(raster1, ecoregions_mask)
count_site <- raster1

filename<-paste("cohort-stats/AGE-RICH-", yr, ".img", sep="")
raster1 <- raster(readGDAL(filename))
raster1 <- SetLandisCRS(raster1, ecoregions)
#raster1 <- reclassify(raster1,c(-Inf,0,NA))
names(raster1)<- "rich_site"
raster1<- mask(raster1, ecoregions_mask)
rich_site <- raster1
stack_age <- stack(span_sp, med_sp, span_site, med_site,count_site, rich_site)
names(stack_age) <- c("SPAN_SP", "MED_SP", "SPAN_SITE", "MED_SITE", "COUNT_SITE",
"RICH_SITE")
liste_resultat <-list()
liste_resultat["stack_age"]<-stack_age
liste_resultat[["type"]]<-list_reclassification[["type"]]
liste_resultat["sous-type"]<-list_reclassification[["sous-type"]]
liste_resultat["communaute"]<-list_reclassification[["communaute"]]
liste_resultat[["code_communaute"]]<-list_reclassification[["code_communaute"]]

#liste_resultat[["reclass"]]<-list_reclassification
#rm(count_site, ecoregion_table, ecoregions, ecoregions_mask, med_site,
med_sp,raster_age_max, raster_age_min, raster_bin,raster_binaire, raster_count,
raster_med,raster_med_sum, raster_span, raster_span_sum,raster_species_bin, raster_species_med,
raster_species_span,raster1, raster2, raster3,rich_site, span_site,span_sp, species, species_table)
gc()
return(liste_resultat)
}

```

## Programme III «reclassification\_mcor3 »

```

reclassification<- function(raster_reclass_coef){
  source("/home/pascal70/script_R/SetLandisCRS.r")
  #fonction pour lister les variables
  #sort( sapply(ls(),function(x){object.size(get(x))}))
  #fonction pour effacer toutes les variables sauf un
  #rm(list=(ls())[ls!="raster_reclass_coef"])
  #rm(list=ls())
  #load("file2")

  reclass_data<-read.table("data/resclass_data.csv", header = TRUE, sep = ";")
  code_numerique<-read.table("data/code_numerique.csv", header = TRUE, sep = ";")
  empty_raster <- raster_reclass_coef[[1]]*0
  names(empty_raster)<-" "
  raster_code<- brick(empty_raster)
  raster_compte<- brick(empty_raster)
  raster_value<- brick(empty_raster)

  grp_niv_1<-levels(reclass_data[,5])
  grp_niv_1<-grp_niv_1[grp_niv_1!=""]
  grp_niv_2<-levels(reclass_data[,4])
  grp_niv_2<-grp_niv_2[grp_niv_2!=""]
  grp_niv_3<-levels(reclass_data[,3])
  grp_niv_3<-grp_niv_3[grp_niv_3!=""]
  grp_niv_4<-levels(reclass_data[,2])
  grp_niv_4<-grp_niv_4[grp_niv_4!=""]
  library(reshape)
  reclass_data<-melt(reclass_data, id="sp")

  #list_bin<-list()
  #list_raster<-list()
  compte<-list()
  sum_raster<-list()
  list_domi_type<-list()
  #save(list = ls(), file = "all.Rdata")
  #####
#####
  ##essaie##
  beginCluster(nb_cpu, type = "SOCK")
  reclass1 <- function(x) reclassify(x,c(-Inf,0,0,0,Inf,1))
  raster_list_bin<- clusterR(raster_reclass_coef, reclass1)
  names(raster_list_bin)<-names(raster_reclass_coef)
  endCluster()
  gc()
  create_raster_compte_value<- function(i,raster_reclass_coef, reclass_data, tout_groupe,
raster_list_bin,empty_raster){
  require(raster)
  source("/home/pascal70/script_R/SetLandisCRS.r")

```

```

compteur<- empty_raster
sum_valeur<- empty_raster
grp<-tout_groupe[[i]]

reclassification_sp <- reclass_data[reclass_data$value==grp,]
for (j in 1:nrow(reclassification_sp)){
  sp<-toString(reclassification_sp[j,1])

  compteur<- compteur+raster_list_bin[[sp]]

  sum_valeur<- sum_valeur+(raster_reclass_coef[[sp]])

}
#names(compteur)<-paste(grp,"_cpt", sep="")
#names(sum_valeur)<-paste(grp,"_val", sep="")
logger(grp)
names(compteur)<-grp
names(sum_valeur)<-grp
return(brick(compteur, sum_valeur))
}
cl <- makeCluster(nb_cpu, type = "SOCK")
registerDoSNOW(cl)
tout_groupe<-c(grp_niv_1,grp_niv_2,grp_niv_3,grp_niv_4)
#result1<-(foreach(i = 1:2) %dopar% {create_raster_compte_value(i,raster_reclass_coef,
reclass_data, tout_groupe, raster_list_bin,empty_raster)})
result1<-(foreach(i = 1:length(tout_groupe)) %dopar%
{create_raster_compte_value(i,raster_reclass_coef, reclass_data, tout_groupe,
raster_list_bin,empty_raster)})
gc()
stopCluster(cl)
gc()
raster_compte<-brick(sapply(result1, "[", 1))
raster_value<-brick(sapply(result1, "[", 2))
names(raster_compte)<-gsub(".1", "", names(raster_compte))
names(raster_value)<-gsub(".2", "", names(raster_value))
rm(result1)
gc()
#save(list = ls(), file = "all.Rdata")
create_raster_compte_value2<- function(i, tout_groupe, raster_compte, raster_value){
  require(raster)
  source("/home/pascal70/script_R/SetLandisCRS.r")
  grp<-toString(tout_groupe[[i]])
  grp2<- strsplit(grp, "-")
  reel_grp<- gsub("-", "", grp)
  logger(reel_grp)
  grp_1<-grp2[[1]][1]
  grp_2<-grp2[[1]][2]
  compteur<- raster_compte[[grp_1]] + raster_compte[[grp_2]]
  sum_valeur<- raster_value[[grp_1]] + raster_value[[grp_2]]
}

```

```

sum_valeur[raster_value[[grp_1]]==0|raster_value[[grp_2]]==0]<-0 #doit avoir au moins
les 2 groupes
  names(compteur)<-reel_grp
  names(sum_valeur)<-reel_grp
  return(brick(compteur, sum_valeur))
}

cl <- makeCluster(nb_cpu, type = "SOCK")
registerDoSNOW(cl)
tout_groupe<-c("Er-Fd","Er-Chr","Er-Fi","Fd-Fi","Chr-Fi","Er-Fi","Fd-Fi","Chr-Fi","Er-RM","Fd-
RM","Bj-RM","Chr-RM","Er-RB","Fd-RB","Chr-RB","Bj-RB","Peu-R","Peu-R","Bp-RB","Pru-Ft","Pin-Fi")
tout_groupe<-unique(tout_groupe)
result1<-(foreach(i = 1:length(tout_groupe)) %dopar% {create_raster_compte_value2(i,
tout_groupe, raster_compte, raster_value)})
gc()
stopCluster(cl)
gc()
raster_compte1<-brick(sapply(result1, "[", 1))
raster_value1<-brick(sapply(result1, "[", 2))
names(raster_compte1)<-gsub(".1", "", names(raster_compte1))
names(raster_value1)<-gsub(".2", "", names(raster_value1))

raster_compte2<-brick(c(unstack(raster_compte),unstack(raster_compte1)))
raster_value2<-brick(c(unstack(raster_value),unstack(raster_value1)))
raster_compte<-raster_compte2
raster_value<-raster_value2
rm(result1, raster_compte1, raster_value1,raster_compte2, raster_value2)
gc()

#save(list = ls(), file = "all3.Rdata")

#####

logger("fin regroupement de niveau 1")
#traitement des types
compte<-list()
valeur<-list()
somme<-list()
logger("debut de la reclassification au niveau des types")
F<-raster_F<- raster_value[["F"]]
R<-raster_R<- raster_value[["R"]]
code<- code_numerique[code_numerique$grp=="F",3]
F[raster_F>0]<-code
F[raster_R>0]<-0
names(F)<-"F"
code<- code_numerique[code_numerique$grp=="R",3]
R[raster_R>0]<-code

```

```

R[raster_F>0]<-0
names(R)<-"R"
compte["MF"]<-compte["MR"] <- denominateur<-raster_compte[["F"]]+raster_compte[["R"]]
somme["MF"] <-somme["MR"]<- raster_value[["F"]]+raster_value[["R"]]
denominateur[denominateur==0]<-1
valeur["MF"]<-valeur["MR"]<-somme[["MR"]]/denominateur

MF<-raster_F
MF[raster_F<raster_R | raster_R==0]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=="MF",3]
MF[MF>0]<-code
names(MF)<-"MF"
MR<-raster_R
MR[raster_F>=raster_R | raster_F==0]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=="MR",3]
MR[MR>0]<-code
names(MR)<-"MR"
type <- F+R+MF+MR
code_type<- matrix(c("F", "R", "MF", "MR", 1001,1002,1003,1004), ncol=2)
raster_code<- brick(c(F,R,MF,MR)) #parceque c'est le premier
raster_compte<- brick(c(raster_compte,compte))
raster_value<- brick(c(raster_value,valeur))
rm(compte, valeur, somme, F, R,MF,MR, raster_F, raster_R)
gc()
logger("fin de la reclassification au niveau des types")
#save(list = ls(), file = "all3.Rdata")
#####

logger("debut regroupement de niveau 2")

Fi <-raster_Fi<-raster_value[["Fi"]]#effacer la variable a la fin
Ft <-raster_Ft<-raster_value[["Ft"]]#effacer la variable a la fin
F<- type#effacer la variable a la fin
Fi[F!=1001 | raster_Fi<=raster_Ft]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=="Fi",3]
Fi[Fi>0]<-code
names(Fi)<-"Fi"
Ft[F!=1001 | raster_Ft<raster_Fi]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=="Ft",3]
Ft[Ft>0]<-code
names(Ft)<-"Ft"
RB <-raster_RB<-raster_value[["RB"]]#effacer la variable a la fin
RM <-raster_RM<-raster_value[["RM"]]#effacer la variable a la fin
R<- type
RB[R!=1002 | raster_RB<=raster_RM]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=="RB",3]
RB[RB>0]<-code
names(RB)<-"RB"
RM[R!=1002 | raster_RM<raster_RB]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=="RM",3]

```

```

RM[RM>0]<-code
names(RM)<-"RM"

compte<-list()
valeur<-list()
somme<-list()

compte["FtRM"]<-compte["RMFt"]<-denominateur<-
raster_compte[["Ft"]]+raster_compte[["RM"]]
denominateur[denominateur==0]<-1
valeur["FtRM"]<-valeur["RMFt"]<-(raster_value[["Ft"]] + raster_value[["RM"]])/denominateur
names(valeur[["FtRM"]])<-names(compte[["FtRM"]])<-"FtRM"
names(valeur[["RMFt"]])<-names(compte[["RMFt"]])<-"RMFt"

compte["FtRB"]<-compte["RBFt"]<-denominateur<-raster_compte[["Ft"]]+raster_compte[["RB"]]
denominateur[denominateur==0]<-1
valeur["FtRB"]<-valeur["RBFt"]<-(raster_value[["Ft"]] + raster_value[["RB"]])/denominateur
names(valeur[["FtRB"]])<-names(compte[["FtRB"]])<-"FtRB"
names(valeur[["RBFt"]])<-names(compte[["RBFt"]])<-"RBFt"

compte["FiRM"]<-compte["RMFi"]<-denominateur<-
raster_compte[["Fi"]]+raster_compte[["RM"]]
denominateur[denominateur==0]<-1
valeur["FiRM"]<-valeur["RMFi"]<-(raster_value[["Fi"]] + raster_value[["RM"]])/denominateur
names(valeur[["FiRM"]])<-names(compte[["FiRM"]])<-"FiRM"
names(valeur[["RMFi"]])<-names(compte[["RMFi"]])<-"RMFi"

compte["FiRB"]<-compte["RBFi"]<-denominateur<-raster_compte[["Fi"]]+raster_compte[["RB"]]
denominateur[denominateur==0]<-1
valeur["FiRB"]<-valeur["RBFi"]<-(raster_value[["Fi"]] + raster_value[["RB"]])/denominateur
names(valeur[["FiRB"]])<-names(compte[["FiRB"]])<-"FiRB"
names(valeur[["RBFi"]])<-names(compte[["RBFi"]])<-"RBFi"

raster_value<- brick(c(raster_value,valeur))
raster_compte<- brick(c(raster_compte,compte))

FtRM<-raster_Ft
FtRM[raster_code[["MF"]]!=1003|raster_Ft<raster_Fi|raster_RM<raster_RB]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=="FtRM",3]
FtRM[FtRM>0]<-code
names(FtRM)<-"FtRM"

FtRB<-raster_Ft
FtRB[raster_code[["MF"]]!=1003|raster_Ft<raster_Fi|raster_RB<=raster_RM]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=="FtRB",3]

```

```

FtRB[FtRB>0]<-code
names(FtRB)<-"FtRB"

FiRM<-raster_Fi
FiRM[raster_code[["MF"]]!=1003|raster_Fi<=raster_Ft|raster_RM<raster_RB]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=='FiRM',3]
FiRM[FiRM>0]<-code
names(FiRM)<-"FiRM"

FiRB<-raster_Fi
FiRB[raster_code[["MF"]]!=1003|raster_Fi<=raster_Ft|raster_RB<=raster_RM]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=='FiRB',3]
FiRB[FiRB>0]<-code
names(FiRB)<-"FiRB"

RMFt<-raster_RM
RMFt[raster_code[["MR"]]!=1004|raster_RM<raster_RB|raster_Ft<raster_Fi]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=='RMFt',3]
RMFt[RMFt>0]<-code
names(RMFt)<-"RMFt"

RMFi<-raster_RM
RMFi[raster_code[["MR"]]!=1004|raster_RM<raster_RB|raster_Fi<=raster_Ft]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=='RMFi',3]
RMFi[RMFi>0]<-code
names(RMFi)<-"RMFi"

RB Ft<-raster_RB
RB Ft[raster_code[["MR"]]!=1004|raster_RB<=raster_RM|raster_Ft<raster_Fi]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=='RB Ft',3]
RB Ft[RB Ft>0]<-code
names(RB Ft)<-"RB Ft"

RB Fi<-raster_RB
RB Fi[raster_code[["MR"]]!=1004|raster_RB<=raster_RM|raster_Fi<=raster_Ft]<-0
code<- code_numerique[code_numerique$grp=='RB Fi',3]
RB Fi[RB Fi>0]<-code
names(RB Fi)<-"RB Fi"

#save(list = ls(), file = "all.Rdata")
sous_type<-Ft+Fi+FtRM+FtRB+FiRM+FiRB+RMFt+RMFi+RB Ft+RB Fi+RB+RM

code_sous_type<- matrix(c("Fi","Ft", "RB","RM", "FtRM", "FtRB", "FiRM", "FiRB", "RMFt",
"RMFi", "RB Ft", "RB Fi",1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12), ncol=2)
raster_code<- brick(c(raster_code,Fi,Ft, RB, RM, FtRM, FtRB, FiRM, FiRB, RMFt, RMFi, RB Ft, RB Fi))
rm(Fi,Ft, RB, RM, FtRM, FtRB, FiRM, FiRB, RMFt, RMFi, RB Ft, RB Fi, raster_Fi, raster_RM, raster_Ft,
R, raster_RB)
gc()
logger("fin de la reclassification au niveau des sous-types")

```

```

#####
#####
# list_bin<-list()
# list_raster<-list()
# compte<-list()
# sum_raster<-list()
# liste_domi_comm<-list()
# logger("debut regroupement de niveau 3")
# for (j in 1:length(grp_niv_3)){
  # #list_bin[[grp_niv_3[j]]] <- list()
  # #list_raster[[grp_niv_3[j]]] <- list()
  # sp_list<-reclass_data[reclass_data$Niveau.3==grp_niv_3[j],]

  # cl <- makeCluster(6, type = "SOCK")
  # registerDoSNOW(cl)

  # if (nrow(sp_list)==1){
    # sum_raster[grp_niv_3[j]] <-(foreach(i = 1:nrow(sp_list)) %dopar%
{create_list_raster_grp(i,sp_list,raster_reclass_coef)})
    # }else{
      # raster2_brick<-brick(foreach(i = 1:nrow(sp_list)) %dopar%
{create_list_raster_grp(i,sp_list,raster_reclass_coef)})
      # sum_raster[grp_niv_3[j]] <-sum(raster2_brick)
    # }
    # #raster2_brick<-brick(foreach(i = 1:nrow(sp_list)) %dopar%
{create_list_raster_grp(i,sp_list,raster_reclass_coef)})
    # #sum_raster[grp_niv_3[j]] <-sum(raster2_brick)
    # names(sum_raster[[grp_niv_3[j]])<-grp_niv_3[j]
    # gc()
    # stopCluster(cl)
    # gc()
    # beginCluster(6, type = "SOCK")
    # reclass1 <- function(x) reclassify(x,c(-Inf,0,0,Inf,1))
    # raster_list_bin<- clusterR(raster2_brick, reclass1)
    # endCluster()
    # compte[grp_niv_3[j]] <-denominateur <-sum(raster_list_bin)
    # denominateur[denominateur==0]<-1
    # names(compte[[grp_niv_3[j]])<-grp_niv_3[j]

    # names(sum_raster[[grp_niv_3[j]])<-grp_niv_3[j]
    # liste_domi_comm[grp_niv_3[j]]<-sum_raster[[grp_niv_3[j]]]/denominateur

    # names(liste_domi_comm[[grp_niv_3[j]])<-grp_niv_3[j]
  # }
# logger("fin regroupement de niveau 3")
# logger("debut regroupement de niveau 4")
# for (j in 1:length(grp_niv_4)){
  # #list_bin[[grp_niv_4[j]]] <- list()
  # #list_raster[[grp_niv_4[j]]] <- list()
  # sp_list<-reclass_data[reclass_data$Niveau.4==grp_niv_4[j],]

```

```

# cl <- makeCluster(6, type = "SOCK")
# registerDoSNOW(cl)
# if (nrow(sp_list)==1){
#   sum_raster[grp_niv_4[j]] <-(foreach(i = 1:nrow(sp_list)) %dopar%
{create_list_raster_grp(i,sp_list,raster_reclass_coef)})
# }else{
#   raster2_brick<-brick(foreach(i = 1:nrow(sp_list)) %dopar%
{create_list_raster_grp(i,sp_list,raster_reclass_coef)})
#   sum_raster[grp_niv_4[j]] <-sum(raster2_brick)
# }

# names(sum_raster[[grp_niv_4[j]])<-grp_niv_4[j]
# gc()
# stopCluster(cl)
# gc()
# beginCluster(6, type = "SOCK")
# reclass1 <- function(x) reclassify(x,c(-Inf,0,0,Inf,1))
# raster_list_bin<- clusterR(raster2_brick, reclass1)
# endCluster()
# compte[grp_niv_4[j]] <-denominateur <-sum(raster_list_bin)
# denominateur[denominateur==0]<-1
# names(compte[[grp_niv_4[j]])<-grp_niv_4[j]
# #sum_raster[[grp_niv_4[j]] <- (sum(brick(list_raster[[grp_niv_4[j]])))
# names(sum_raster[[grp_niv_4[j]])<-grp_niv_4[j]
# liste_domi_comm[grp_niv_4[j]]<-sum_raster[[grp_niv_4[j]]]/denominateur
# names(liste_domi_comm[[grp_niv_3[j]])<-grp_niv_3[j]

# }
# save(list = ls(all = TRUE), file = "ligne299.RData")
# logger("fin regroupement de niveau 4")
# #calcul du nombre sp par pixel

N_species<-raster_compte[["F"]]+raster_compte[["R"]]
names(raster_compte)<-gsub(".1", "", names(raster_compte))
names(raster_value)<-gsub(".2", "", names(raster_value))

#Niveau 4 et 3 pure
logger("debut reclassement des communaute du niveau 4 et 3 pure")
liste<- c("Er", "Fd","Fh", "Fpt", "Ep", "Pin", "Peu","Bj", "Chr", "Sab", "Tho", "Pru", "Bp")

niveau_4 <- function(i, raster_value,N_species,code_numerique,raster_compte){
  require(raster)
  grp<-(!liste[i])
  code<- code_numerique[code_numerique$grp==grp,3]
  raster1<-raster_value[[grp]]
  grp_sp<-
paste(reclass_data[reclass_data$Niveau.3==grp,1],reclass_data[reclass_data$Niveau.4==grp,1])

```

```

    if (length(grp_sp)==1){
      raster1[N_species>1]<-0 #si sp n'est pas seule
    }else{
      raster_diff<- N_species-raster_compte[[grp]]
      raster1[raster_diff>0]<-0 #si grp d'espece n'est pas seule
    }
    raster1[raster1>0]<-code
    names(raster1)<-grp
    #raster1<-setMinMax(raster1)
    #code_communaute<-rbind(code_communaute,c(grp,(100+i)))
    return(raster1)
  }
  cl <- makeCluster(nb_cpu, type = "SOCK")
  registerDoSNOW(cl)
  result_niveau4<-brick(foreach(i = 1:length(liste)) %dopar% {niveau_4(i,raster_value, N_species,
code_numerique,raster_compte)})
  gc()
  stopCluster(cl)
  gc()
  code_communaute<-cbind(names(result_niveau4), maxvalue(result_niveau4))
  communaute<-max(result_niveau4)

  nb_communaute_traite <-nrow(code_communaute)
  logger("fin reclassement des communaute du niveau 4 et 3 pure")
  #save(list = ls(), file = "all.Rdata")
  #logger("debut reclassement des communaute du niveau 3 avec un seul code")
  # #Niveau 3 pure
  # liste<- c("Er", "Fd","Fh", "Fpt", "Ep", "Pin", "Peu")

  # niveau_3_pure <- fonction(i, sum_raster,N_species,nb_communaute_traite){
    # require(raster)
    # grp<-toString(liste[i])
    # raster<-sum_raster[[grp]]
    # raster[communaute>100]<-0 #si pixel deja reclasser
    # #N_grp<- sum(brick(list_bin[[grp]]))
    # raster[(N_species - N_grp)!=0]<-0 #si sp n'est pas seule
    # raster[raster>0]<-(100+nb_communaute_traite+i)

    # return(raster)
  # }
  # cl <- makeCluster(6, type = "SOCK")
  # registerDoSNOW(cl)
  # result_niveau3p<-brick(foreach(i = 1:length(liste)) %dopar% {niveau_3_pure(i,
sum_raster,N_species,nb_communaute_traite)})

  # gc()
  # stopCluster(cl)
  # gc()
  # communaute<-sum(result_niveau3p)

```

```

# for (i in 1:length(liste)){
  # grp<-toString(liste[i])
  # code_communaute<-rbind(code_communaute,c(grp,(100+nb_communaute_traite+i)))

# }
# nb_communaute_traite <-nrow(code_communaute)

#raster_code<- brick(c(raster_code,result_niveau4))
#raster_compte<- brick(c(raster_compte,compte))
#raster_value<- brick(c(raster_value,liste_domi_comm))
#   rm(result_niveau4,result_niveau3p,liste_domi_comm,   list_bin,   F,   sum_raster,
list_raster,N_grp, compte)
# gc()

list_input<-list()
list_input["raster_code"]<- raster_code
list_input["raster_value"]<- raster_value
list_input["raster_compte"]<- raster_compte
list_input["communaute"]<- communaute
list_input[["code_communaute"]]<- code_communaute
#list_retour<-list()
#list_retour["communaute"]<- communaute
#*****
#save(list = ls(), file = "all.Rdata")
logger("fin reclassement des communaute du niveau 3 avec un seul code")
#save(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type, list_input, file="file1")
logger("debut reclassement des communaute du niveau 3 restant")
logger("Niveau 3 melange 1")

liste<-c("Er","Bj","Chr","Fd","Fpt","Fh","Chr-Fi","Er-Chr","Er-Fd","Er-Fi","Fd-Fi") #ordre tres
important selection du 1er avant le 2e en cas d'egalite
sous_type_sel<-"Ft"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_input, code_numerique)
gc()
logger("Niveau 3 melange 2")
liste<-c("Bp","Peu","Chr-Fi","Er-Fi","Fd-Fi") #ordre tres important selection du 1er avant le 2e en
cas d'egalite
sous_type_sel<-"Fi"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
gc()
dir <-"/rap/jyu-310-aa"
nom_fichier<-paste(dir, "/test.rdt",sep="")
#save(list_retour, file=nom_fichier)
logger("Niveau 3 melange 3")
liste<-c("Er-RM","Bj-RM","Chr-RM","Fd-RM") #ordre tres important selection du 1er avant le 2e
en cas d'egalite

```

```

sous_type_sel<-"FtRM"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
gc()
logger("Niveau 3 melange 4")
liste<-c("Er-RB", "Chr-RB", "Bj-RB", "Fd-RB") #ordre tres important selection du 1er avant le 2e en
cas d'egalite
sous_type_sel<-"FtRB"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
gc()
logger("Niveau 3 melange 5")
liste<-c("Peu-R") #ordre tres important selection du 1er avant le 2e en cas d'egalite
sous_type_sel<-"FiRM"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
gc()
logger("Niveau 3 melange 6")
liste<-c("Peu-R", "Bp-RB") #ordre tres important selection du 1er avant le 2e en cas d'egalite
sous_type_sel<-"FiRB"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
gc()
logger("Niveau 3 melange 7")
liste<-c("Pru-Ft") #ordre tres important selection du 1er avant le 2e en cas d'egalite
sous_type_sel<-"RMFt"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
gc()
logger("Niveau 3 melange 8")
liste<-c("Pin-Fi") #ordre tres important selection du 1er avant le 2e en cas d'egalite
sous_type_sel<-"RMFi"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
gc()
logger("Niveau 3 melange 9")
liste<-NULL #ordre tres important selection du 1er avant le 2e en cas d'egalite
sous_type_sel<-"RBFt"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
#save(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type, list_input, file="file1")
gc()
logger("Niveau 3 melange 10")
liste<-NULL #ordre tres important selection du 1er avant le 2e en cas d'egalite
sous_type_sel<-"RBFi"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
gc()
logger("Niveau 3 melange 11")
liste<-c("Sab", "Ep") #ordre tres important selection du 1er avant le 2e en cas d'egalite

```

```
sous_type_sel<-"RB"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
gc()
logger("Niveau 3 melange 12")
liste<-c("Pin", "Pru", "Tho") #ordre tres important selection du 1er avant le 2e en cas d'egalite
sous_type_sel<-"RM"
list_retour<-reclass_niveau_3_melange(liste, sous_type_sel, empty_raster, sous_type, type,
list_retour, code_numerique)
gc()

logger("fin reclassement des communaute du niveau 3 restant")
code_numerique<- rbind(code_type, code_sous_type, list_retour[["code_communaute"]])
#*****
save(list_retour, file=paste("data_reclass.Rdata",sep=""))
list_reclassification<-list()
list_reclassification["type"]<-type
list_reclassification["sous-type"]<-sous_type
list_reclassification["communaute"]<-list_retour[["communaute"]]
list_reclassification[["code_communaute"]]<-code_numerique
return(list_reclassification)

}
```



```

        # raster_result<-somme/denominateur
        # names(raster_result)<-names(compte[[reel_grp]])<-reel_grp
        # }
    # }
    # return(raster_result)
# }
# cl <- makeCluster(6, type = "SOCK")
# registerDoSNOW(cl)
#       liste_domi_comm<-brick(foreach(i           =           1:length(liste))           %dopar%
{traitement_liste_domi_comm(i,liste,raster_value, raster_compte)})
# gc()
# stopCluster(cl)
# gc()
# max_domi<-max(liste_domi_comm)
# #raster_compte<- brick(c(raster_compte,compte))
# raster_value<- brick(c(raster_value,liste_domi_comm))
calcul_max_domi<-function(i, raster_value){
  grp<-toString(liste[[i]])
  grp2<- strsplit(grp, "-")
  reel_grp<- gsub("-", "", grp)
  require(raster)
  source("/home/pascal70/script_R/SetLandisCRS.r")
  logger(grp)
  return(raster_value[[reel_grp]])
}
cl <- makeCluster(nb_cpu, type = "SOCK")
registerDoSNOW(cl)
if (length(liste)==0){
  max_domi <-empty_raster
}else if (length(liste)==1){
  max_domi <-calcul_max_domi(1,raster_value)
}else{
  max_domi<-max(brick(foreach(i           =           1:length(liste))           %dopar%
{calcul_max_domi(i,raster_value)}))
}
gc()
stopCluster(cl)
gc()

max_domi[max_domi==0]<-raster_value[[sous_type_sel]][max_domi==0]
result_niveau3m1 <- list()
result_niveau3m1_2 <- list()
result_niveau3m1["empty"]<-empty_raster
result_niveau3m1_2["empty"]<-empty_raster
#for (i in 1:length(liste)){
  calcul_result_niveau3<-function(i, liste,
raster_value,code_raster_sous_type,communaute,raster_code,nb_communaute_traite,code_communa
ute){
    require(raster)

```

```

    grp<-toString(liste[i])
    if(grp==""){grp<-"layer"}
    grp2<- strsplit(grp, "-")
    reel_grp<- gsub("-", "", grp)
    raster <- raster_value[[reel_grp]]
    raster[sous_type!=code_raster_sous_type|communaute>100]<-0 #doit etre de sous-
type Ft ou pixel deja reclasser
    if (reel_grp %in% names(raster_code)){
        raster[raster==max_domi&raster!=0]<- cellStats(raster_code[[reel_grp]],"max")
        result_niveau3m1<-raster
    }else{
        code<- code_numerique[code_numerique$grp==reel_grp,3]
        raster[raster==max_domi&raster!=0]<-code
        #trouve comment ajouter le code a la table
        code_communaute<-
rbind(code_communaute,c(reel_grp,(100+nb_communaute_traite+i)))
        result_niveau3m1<-raster
    }
    source("/home/pascal70/script_R/SetLandisCRS.r")
    logger(grp)
    return(result_niveau3m1)
    #export_to_esri(raster, reel_grp)
}
cl <- makeCluster(nb_cpu, type = "SOCK")
registerDoSNOW(cl)
if (length(liste)==0){
    result_niveau3m1<-empty_raster
}else if (length(liste)==1){
    result_niveau3m1<-calcul_result_niveau3(1, liste,
raster_value,code_raster_sous_type,communaute,raster_code,nb_communaute_traite,code_communa
ute)
}else{
    result_niveau3m1<-brick(foreach(i = 1:length(liste)) %dopar% {calcul_result_niveau3(i,
liste,
raster_value,code_raster_sous_type,communaute,raster_code,nb_communaute_traite,code_communa
ute)})
}
gc()
stopCluster(cl)
for(i in 1:length(liste)){
    grp<-toString(liste[i])
    if(grp==""){grp<-"layer"}
    grp2<- strsplit(grp, "-")
    reel_grp<- gsub("-", "", grp)
    if (reel_grp %in% names(raster_code)){
        print(i)
    }else{
        code_communaute<-
rbind(code_communaute,c(reel_grp,(100+nb_communaute_traite+i)))
    }
}

```

```
}

if(nlayers(result_niveau3m1)==1){
  raster <- result_niveau3m1
}else{
  raster <- max(result_niveau3m1)
}
raster_code<- brick(c(raster_code,result_niveau3m1))
#si aucun reclass ne fonctionne alors mettre le sous-type
raster[raster_code[[sous_type_sel]]==code_raster_sous_type&raster<100]<-
code_raster_sous_type
#si la valeur du sous-type est plus elevé que la valeur de communauté alors mettre sous-type
raster[raster_code[[sous_type_sel]]==code_raster_sous_type&raster<raster_value[[code_raster
_sous_type]]]<-code_raster_sous_type

raster[communaute>100]<-0 #si le pixele est deja classé alors on laisse la valeur classé
communaute <- communaute+raster

list_retour<-list()
list_retour["raster_code"]<- raster_code
list_retour["raster_value"]<- raster_value
list_retour["raster_compte"]<- raster_compte
list_retour["communaute"]<- communaute
list_retour[["code_communaute"]]<- code_communaute

return(list_retour)
}
```

Annexe 10. Règles séquentielles utilisées pour la classification de la composition des communautés forestières à partir des statistiques des cohortes d'âges des espèces des sorties du **modèle LANDIS-Outaouais**.

1° Premier niveau de classement : Type de couvert (4 classes)

- i. Feuillu : toutes les espèces sont de type feuillu uniquement;
- ii. Résineux : toutes les espèces sont de type résineux uniquement;
- iii. Mixte à dominance feuillu : la moyenne des coefficients des feuillus est plus élevée que ceux des résineux;
- iv. Mixte à dominance résineuse : la moyenne des coefficients des résineux est plus élevée que ceux des feuillus;

2° Deuxième niveau de classement : Sous-type de couvert (12 classes)

- i. Ft
  - a. Est de type de couvert «F »;
  - b. La moyenne des coefficients des feuillus tolérants est plus élevée que celle des feuillus intolérants
- ii. Fi
  - a. Est de type de couvert «F »;
  - b. La moyenne des coefficients des feuillus intolérants est plus élevée que celle des feuillus tolérants
- iii. Rb
  - a. Est de type de couvert «R »;
  - b. La moyenne des coefficients des résineux boréaux est plus élevée que celle des résineux méridionaux
- iv. Rm
  - a. Est de type de couvert «R »;
  - b. La moyenne des coefficients des résineux méridionaux est plus élevée que celle des résineux boréaux
- v. FtRm
  - a. Est de type de couvert «MF »
  - b. La moyenne des coefficients des feuillus est plus élevée que celle des résineux
  - c. La moyenne des coefficients des feuillus tolérants est plus élevée que celle des feuillus intolérants
  - d. La moyenne des coefficients des résineux méridionaux est plus élevée que celle des résineux boréaux
- vi. FtRb
  - a. Est de type de couvert «MF »
  - b. La moyenne des coefficients des feuillus est plus élevée que celle des résineux
  - c. La moyenne des coefficients des feuillus tolérants est plus élevée que celle des feuillus intolérants
  - d. La moyenne des coefficients des résineux boréaux est plus élevée que celle des résineux méridionaux
- vii. FiRm

- a. Est de type de couvert «MF »
  - b. La moyenne des coefficients des feuillus est plus élevée que celle des résineux
  - c. La moyenne des coefficients des feuillus intolérants est plus élevée que celle des feuillus tolérants
  - d. La moyenne des coefficients des résineux méridionaux est plus élevée que celle des résineux boréaux
- viii. FiRb
- a. Est de type de couvert «MF »
  - b. La moyenne des coefficients des feuillus est plus élevée que celle des résineux
  - c. La moyenne des coefficients des feuillus intolérants est plus élevée que celle des feuillus tolérants
  - d. La moyenne des coefficients des résineux boréaux est plus élevée que celle des résineux méridionaux
- ix. RmFt
- a. Est de type de couvert «MR »
  - b. La moyenne des coefficients des résineux est plus élevée que celle des feuillus
  - c. La moyenne des coefficients des feuillus tolérants est plus élevée que celle des feuillus intolérants
  - d. La moyenne des coefficients des résineux méridionaux est plus élevée que celle des résineux boréaux
- x. RbFt
- a. Est de type de couvert «MR »
  - b. La moyenne des coefficients des résineux est plus élevée que celle des feuillus
  - c. La moyenne des coefficients des feuillus tolérants est plus élevée que celle des feuillus intolérants
  - d. La moyenne des coefficients des résineux boréaux est plus élevée que celle des résineux méridionaux
- xi. RmFi
- a. Est de type de couvert «MR »
  - b. La moyenne des coefficients des résineux est plus élevée que celle des feuillus
  - c. La moyenne des coefficients des feuillus intolérants est plus élevée que celle des feuillus tolérants
  - d. La moyenne des coefficients des résineux méridionaux est plus élevée que celle des résineux boréaux
- xii. RbFi
- a. Est de type de couvert «MR »
  - b. La moyenne des coefficients des résineux est plus élevée que celle des feuillus
  - c. La moyenne des coefficients des feuillus intolérants est plus élevée que celle des feuillus tolérants
  - d. La moyenne des coefficients des résineux boréaux est plus élevée que celle des résineux méridionaux

### 3° Troisième niveau de classement : Communautés (34 classes)

- i. La communauté des vieilles cohortes n'est composée que seulement d'une espèce :
  - a. BETUALLE -> Bj
  - b. QUERRUBR -> Chr
  - c. THOYOCCI -> Tho

- d. TSUGCANA -> Pru
- ii. La communauté des vieilles cohortes n'est composée que seulement d'espèces d'un même groupe :
  - e. ACERRUBR, ACERSACC -> Er
  - f. BETUALLE, FAGUGRAN, OSTRVIRG, QUERRUBR -> Fd
  - g. FRAXNIGR, ULMUAMER -> Fh
  - h. FRAXAMER, PRUNSERO, TILIAMER -> Fpt
  - i. PICEGLAU, PICEMARI, PICERUB -> Ep
  - j. PINUBANK, PINURESI, PINUSTRO -> Pin
  - k. POPUGRAN, POPUTREM -> Peu
- iii. La communauté des vieilles cohortes n'est composée composé uniquement de feuillus tolérants, mais non classés précédemment :
  - l. Sélection de la communauté ayant la plus grande moyenne de coefficients parmi cette liste : ChrFi, ErFd, ErChr, ErFi, FdFi. En cas d'égalité en première place, le premier de la liste sera choisi.
  - m. Si aucune de ces communautés ne sont présentes, alors elle sera identifiée comme Ft (Feuillus tolérants)
- iv. La communauté des vieilles cohortes n'est composée composé uniquement de feuillus intolérants, mais non classés précédemment :
  - n. Sélection de la communauté ayant la plus grande moyenne de coefficients parmi cette liste : ChrFi, ErFi, FdFi. En cas d'égalité en première place, le premier de la liste sera choisi.
  - o. Si aucune de ces communautés ne sont présentes, alors elle sera identifiée comme Ft (Feuillus intolérants);
- v. Le pixel est composé uniquement de résineux boréaux, mais non classé précédemment, alors on lui attribue la communauté RB;
- vi. Le pixel est composé uniquement de résineux méridionaux, mais non classé précédemment, alors on lui attribue la communauté RM;
- vii. Le pixel a été classé dans le sous-type FtRM
  - a. Sélection de la communauté ayant la plus grande moyenne de coefficients parmi cette liste : BjRM, ChrRM, ErRM, FdRM. En cas d'égalité en première place le premier de la liste sera choisi.
  - b. Si aucune de ces communautés ne sont présente alors elle sera identifié comme FtRM;
- viii. Le pixel a été classé dans le sous-type FtRB
  - a. Sélection de la communauté ayant la plus grande moyenne de coefficients parmi cette liste : BjRB, ChrRB, ErRB, FdRB. En cas d'égalité en première place le premier de la liste sera choisi.
  - b. Si aucune de ces communautés ne sont présente alors elle sera identifié comme FtRB;
- ix. Le pixel a été classé dans le sous-type FiRM
  - a. Si le pixel contient uniquement du peuplier (Peu) et du résineux alors on y attribut la communauté PeuR.
  - b. Sinon on lui attribue la communauté FiRM;
- x. Le pixel a été classé dans le sous-type FiRB
  - a. Si le pixel contient uniquement du peuplier (Peu) et du résineux alors on y attribut la communauté PeuR.
  - b. Sinon on lui attribue la communauté BpRB;
- xi. Le pixel a été classé dans le sous-type RMFt
  - c. Si le pixel contient uniquement de la pruche (Pru) et du feuillu tolérant (Ft) alors on y attribut la communauté PruFt.
  - d. Sinon on lui attribue la communauté RMFt;

- xii. Le pixel a été classé dans le sous-type RMFi
  - c. Si le pixel contient uniquement du pin (Pin) et du feuillu intolérant (Fi) alors on y attribue la communauté PinFi.
  - d. Sinon on lui attribue la communauté RMFi;
- xiii. Le pixel a été classé dans le sous-type RBFi, alors on lui attribue la communauté RBFi
- xiv. Le pixel a été classé dans le sous-type RBFt, alors on lui attribue la communauté RBFt

Annexe 11. Log de sortie de l'analyse *Random Forest* pour la prédiction des groupes de classes d'âge à partir des statistiques des cohortes d'âges des sorties du Modèle LANDIS-Outaouais.

*Summary of the Forêt aléatoire Model*

=====

*Number of observations used to build the model: 1643847*

*Missing value imputation is active.*

*Call:*

```
randomForest(formula = CLS_AGE ~ .,
              data = crs$dataset[crs$sample, c(crs$input, crs$target)][rep(row.names(crs$dataset[crs$sample,
c(crs$input, crs$target)]), as.integer(eval(parse(text = "crs$dataset$ha"))[crs$sample])), ],
              ntree = 100, mtry = 2, importance = TRUE, replace = FALSE, na.action = na.roughfix)
```

*Type of random forest: classification*

*Number of trees: 100*

*No. of variables tried at each split: 2*

*OOB estimate of error rate: 19.39%*

*Confusion matrix:*

	10-30	30-50	70-90	JIR-JIN	VIR-VIN	class.error
10-30	87632	597	0	1031	128	0.0196447
30-50	88	212339	19	92453	6758	0.3186773
70-90	2	1079	5921	10812	2332	0.7060955
JIR-JIN	423	35185	276	587910	41919	0.1168717
VIR-VIN	29	13275	347	111948	431344	0.2255150

*Importance des variables*

=====

	10-30	30-50	70-90	JIR-JIN	VIR-VIN	MeanDecreaseAccuracy	MeanDecreaseGini
SPAN_SP	4.61	49.78	79.61	91.51	113.25	69.48	64533.03
MED_SITE	7.41	42.32	73.96	59.46	66.27	84.15	58700.20
COUNT_SITE	3.82	45.98	69.81	100.26	100.24	105.09	50249.56
SPAN_SITE	9.68	32.98	65.26	63.63	50.73	51.72	52811.17
MED_SP	10.62	52.29	65.14	58.84	66.28	69.65	111805.32
RICH_SITE	6.26	27.43	64.18	56.75	55.21	49.28	36472.93

Annexe 12. Films des cartes des perturbations par pas et par simulation pour a) le feu, b) le chablis et c) les épidémies de TBE.

Les fichiers des films des cartes sont sur le média informatique qui accompagne ce rapport dans le dossier **\Annexes\ Films simulations perturbations LANDIS Outaouais\**.