



**Caractérisation des structures, de la régénération et
de l'hétérogénéité spatiale dans les peuplements
dégradés de la sapinière à bouleau jaune de
l'Outaouais dans une optique de remise en production**

Rapport technique

Préparé par

Marie-Eve Roy, M.Sc.

Frédéric Doyon, ing. f., PhD

Rudi Markgraf, étudiant M.Sc.



INSTITUT QUÉBÉCOIS D'AMÉNAGEMENT
DE LA FORÊT FEUILLUE

pour

Marianne Gagnier, MRNF,

Et

Pierre Moisan, Planchers de bois exclusifs Lauzon

Ressources naturelles
et Faune
Québec 

 **LAUZON**
Planchers de bois exclusifs

4 juillet 2011

Équipe de rédaction : Marie-Eve Roy ¹, M. Sc.
Frédéric Doyon, ing.f.,PhD ^{1,2}
Rudi Markgraf ¹

Coordonnateur scientifique : Frédéric Doyon, ing.f.,PhD

¹ Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue
58 Principale, Ripon, Québec, J0V 1V0
Tél : 819-983-6589 ; Fax : 819-983-6588
Courriel : iqaff@iqaff.qc.ca
Site internet : www.iqaff.qc.ca

² Université du Québec en Outaouais
283, boulevard Alexandre-Taché,
Gatineau, Québec, J9A 1L8

Remerciements :

Nous remercions les différents partenaires, soit le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et la direction régionale du MRNF en Outaouais, ainsi que le promoteur du projet qui nous ont permis de réaliser ce projet. Nous aimerions également souligner la participation de Régis Pouliot et de Julie Poirier dans diverses tâches qui nous ont permis de mener à bien le travail. Finalement, nous remercions grandement notre technicienne Nadia Bergeron ainsi que notre stagiaire Louis Gautier pour leur précieuse participation lors des travaux sur le terrain.

Citation suggérée :

Roy, M-E, Doyon, F et Markgraf, R. 2011. Caractérisation des structures, de la régénération et de l'hétérogénéité spatiale dans les peuplements dégradés de la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais dans une optique de remise en production. 2011. Rapport final. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec. 107p. + annexes

Résumé

On observe dans la sapinière à bouleau jaune un nombre inquiétant de forêts présentant un faible volume sur pied et des problèmes sérieux de régénération, souvent appelées « dégradées ». Ce problème serait en grande partie relié à l'envahissement par les arbustes compétitifs (érable à épis, noisetier à long bec, viornes, etc.) qui limitent la régénération en essences désirées, ce qui augmente le délai de régénération parfois sur plusieurs décennies. Ces forêts présentent aussi souvent des caractéristiques compositionnelles et structurales extrêmement variables dans l'espace, à l'intérieur d'un même peuplement. Cette caractéristique occasionne de difficultés importantes dans l'application des traitements sylvicoles car la sylviculture traditionnelle ne reconnaît pas (ou peu) les caractéristiques de variabilité spatiale et d'échelle de cette variabilité. Dans ce projet, nous avons orienté nos objectifs de façon à répondre à ces deux problématiques conjointement. La motivation première de notre étude a été de mieux comprendre les mécanismes écologiques sous-jacents au problème des forêts dégradées de la sapinière à bouleau jaune afin d'identifier des pistes de solution qui pourraient être appliquées lors de l'aménagement et la sylviculture de cette forêt.

Pour répondre à la première problématique, nous avons alors mis en place un dispositif d'étude de la régénération et de la compétition par les arbustes envahissant dans des forêts dégradées. Notre hypothèse principale était que le problème d'envahissement par les arbustes n'est pas un problème seulement conditionné par les caractéristiques locales, telles la lumière ou les sols, mais dépend aussi du contexte spatial qui environne une tache de régénération. Notre prémisse se base sur l'affirmation suivante : plus un paysage est perturbé fréquemment, plus les populations d'arbustes envahissants peuvent être abondants dans le paysage et ainsi augmenter leur probabilité de coloniser une nouvelle ouverture. Ainsi, dans un paysage fréquemment perturbé, les cellules inactives ou dormantes des arbustes envahissant en habitats défavorables (ombragés), sont continuellement réactivées à une distance qui leur permet de coloniser un habitat favorable (ouvertures) et ainsi de se maintenir à peu près partout dans le paysage (forte persistance). Pour tester cette hypothèse nous avons caractérisé le niveau d'hétérogénéité spatiale du paysage à l'aide d'un indicateur basé sur la variabilité des caractéristiques structurales des peuplements (densité, hauteur) et de la taille des polygones.

Notre dispositif est donc composé de 12 paysages de 1 km², répartis en 3 niveaux d'hétérogénéité spatiale et 2 niveaux d'historique de perturbations (coupe et coupe + épidémie de tordeuse des bourgeons des épinettes). Dans chaque paysage 9 trouées, réparties en 3 classes de tailles (petites, moyennes, grandes) et 9 sous-couverts forestiers ont été échantillonnés. Nous avons étudié trois variables, soit la densité, la croissance de la pousse terminale et la diversité des arbres (bouleau jaune, bouleau à papier, érable à sucre, érable rouge, épinette blanche, sapin baumier et thuya de l'est) et des arbustes (érable à épis, noisetier, viornes, etc).

Les résultats de ce dispositif montrent que l'hétérogénéité spatiale du paysage est une caractéristique importante pour prédire le risque à l'envahissement par les arbustes compétitifs. Pour un même environnement de lumière, on observe des densités différentes pour les différentes espèces étudiées selon le niveau d'hétérogénéité spatiale du paysage, particulièrement en ce qui a trait au bouleau jaune, au noisetier à long bec et à l'érable à épis. Cependant, ce facteur ne joue pas sur la croissance de la pousse terminale, car celui-ci ne dépend que de l'environnement local.

Ces résultats nous ont permis de développer des recommandations visant à limiter l'envahissement par les arbustes compétitifs tout en maximisant la croissance et la régénération des essences désirées.

Notre deuxième objectif était de comprendre la variabilité de la végétation forestière dans les peuplements de la sapinière à bouleau jaune. Pour ce faire, nous avons dans un premier temps développé une typologie des bouquets (variation locale de structure et composition) à partir de nombreuses parcelles-échantillons qui ont été prises strictement en milieu forestier fermé, et qui ont été par la suite utilisées pour l'analyse de groupement. Les résultats montrent que la sapinière à bouleau jaune est composée d'une très grande variabilité de bouquets, que cette variabilité s'exprime à une échelle très fine. Conséquemment, on peut trouver dans un même peuplement une quantité très grande de types de bouquets, ceux-ci alternant très rapidement dans l'espace. Nous pensons que cette variabilité est fortement liée à 1) un régime de perturbation très fréquent et 2) à un grain de perturbations plutôt fin, inférieur du moins à la taille moyennes des peuplements.

Nous avons ensuite voulu évaluer la variabilité à l'échelle d'un secteur d'intervention afin de mieux comprendre les défis auxquels font face les sylviculteurs pour diagnostiquer et établir une prescription dans ces types de peuplements. Nous avons alors caractérisé la végétation forestière par photo-interprétation à l'intérieur de cellules de 50mX50m de chaque paysage de 1 km² (400 cellules) du point de vue de la composition et de la structure. Une analyse de contraste multivariée entre les cellules voisines a révélé qu'il existait moins de contraste dans les paysages qui avait un indicateur élevé d'hétérogénéité spatiale. Ce résultat étonne à première vue mais l'analyse détaillée des types de bouquets montre que les zones plus perturbées sont moins diversifiées en types de bouquets. Ainsi, l'hétérogénéité spatiale dépend donc de l'échelle.

Tous ces résultats combinés nous ont amenés à faire des recommandations pour la sylviculture et l'aménagement de la sapinière à bouleau jaune, visant à :

- 1) promouvoir la régénération en essences désirées;
- 2) mieux contrôler les arbustes envahissants et la compétition;
- 3) limiter la fragmentation du paysage;
- 4) inclure la notion de bouquets dans la sylviculture de cette forêt;
- 5) à mieux gérer la structure spatiale de cette forêt.

La foresterie doit donc essayer de trouver sa place dans la dynamique naturelle de cette forêt. Les résultats de cette étude suggèrent qu'il serait approprié de développer une nouvelle approche en sylviculture qui reconnaisse cette complexité comme étant une dimension de l'écosystème à intégrer dans notre réflexion. Néanmoins, plusieurs outils demeurent à être développés pour permettre l'arrivée de ce nouveau paradigme en aménagement et en sylviculture. Cette étude suggère des pistes en ce sens.

Table des matières

LISTE DES FIGURES	VII
LISTE DES TABLEAUX	X
1. INTRODUCTION.....	1
1.1. Problématique générale	1
1.2. Historique de la sapinière à bouleau jaune (le dernier siècle).....	2
1.3. Sapinière à bouleau jaune dégradée et végétation compétitrice.....	3
1.4. Problématique de remise en production et d'adaptation à la sylviculture.....	4
1.5. Objectifs	4
2. REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1. La stratégie des cinq espèces clés	6
2.2. L'effet des ouvertures : trouées et perturbations	7
2.3. L'hétérogénéité spatiale	8
3. MÉTHODOLOGIE	11
3.1. Description de la zone d'étude	11
3.1.1. Description biophysique de la zone d'étude.....	11
3.1.2. Localisation de la zone d'étude	12
3.1.3. Identification des zones de peuplements dégradés dans la zone d'étude (objectif 1)	12
3.1.4. Évaluation des causes potentiel de peuplements dégradés dans la zone d'étude (objectif 2)	13
3.2. Détermination des niveaux d'hétérogénéité dans la zone d'étude (objectif 3)	13
3.3. Sélection des paysages-échantillons.....	15
3.4. Caractérisation spatiale à l'aide de photos aériennes (Objectif 4)	17
3.5. Dispositif de prise de données sur le terrain (Pour répondre aux objectifs 5 à 9)....	22
3.6. Protocole de prise de mesure.....	23

3.6.1. Échantillonnage systématique des bouquets	23
3.7. Préparation de mesure et analyses de données	27
4. RÉSULTATS	31
4.1. Les peuplements dégradés de la sapinière à bouleau jaune.....	31
4.2. Les perturbations naturelles importantes (coupe et TBE) en liens avec les peuplements dégradés.....	32
4.3. Modèle théorique d'hétérogénéité spatiale du paysage (à grande échelle).....	34
4.4. Caractérisation spatiale de l'hétérogénéité de la forêt à l'échelle des peuplements à l'aide de photos aériennes	38
4.5. Typologie des bouquets incluant les peuplements dégradés	42
4.6. Distribution et la répartition des différents types de bouquets identifiés par la typologie à l'aide de regroupement d'appellation cartographique, de l'hétérogénéité spatiale des paysages et des perturbations	46
4.7. Quantifier la régénération et la croissance en bouleau blanc, bouleau jaune, sapin baumier, érable à épis et épinette blanche ainsi que la compétition arbustive dans les bouquets et les différents types d'environnement de lumière observés. Modéliser le potentiel de régénération selon les différents types d'environnement de lumière, d'hétérogénéité spatiale du paysage et de perturbations.....	55
4.7.1. Description de la densité de la régénération dans les types de bouquet and dans les parcelles en forêt	55
4.7.1.1. Description de la densité des différentes essences en fonction du type et de la densité de couvert.....	61
4.7.2. Description de la densité des différentes essences dans les bouquets et les parcelles forêts en fonction de l'hétérogénéité spatiale et des perturbations	67
4.7.3. Description de la densité de la régénération selon l'environnement de lumière.....	72
4.8. Liens entre l'hétérogénéité du paysage et les RACs : Vers des stratégies sylvicoles durables	90
5. DISCUSSION	91
6. RECOMMANDATIONS	94
6.1. Les stratégies afin d'obtenir des peuplements plus résistants à la dégradation	95

6.2. Recommandations pour prendre des décisions plus éclairées à grande échelle (échelle du paysage) et à moyenne échelle (échelle de 1km ²)	98
6.3. Raffinement des informations sur les peuplements forestiers	100
7. CONCLUSION	101
LITTÉRATURE CITÉE	103

Liste des figures

Figure 1. Modèle conceptuel de la dynamique naturelle de la sapinière à bouleau jaune et des structures en résultant selon Doyon et Lafleur (2004)..	11
Figure 2. Localisation de la zone d'étude.	12
Figure 3. L'hétérogénéité des différents sites présélectionnés.	16
Figure 4. Exemple de photo aérienne	19
Figure 5. Représentation de la localisation spatiale et de la superposition des informations sur les cellules, les polygones forestiers et les différents paysages.	22
Figure 6. Représentation schématique de la navigation le long des transects dans un des paysage.	24
Figure 7. Représentation schématique des parcelles sous couvert forestier et en trouées.	27
Figure 8. La densité associée au différent traitement dans les UAF 72-51 et 72-52.	32
Figure 9. La densité des peuplements associés avec les différentes perturbations.	33
Figure 10. Taille moyenne des peuplements.	34
Figure 11. La densité moyenne pondérée des peuplements.	35
Figure 12. La variété moyenne des secteurs.	36
Figure 13. Diversité moyenne des secteurs.	37
Figure 14. Indice composite de l'hétérogénéité spatiale du paysage pour tous les secteurs.	38
Figure 15. Moyennes estimées des indices de contraste selon le niveau d'hétérogénéité spatiale.	39
Figure 16. Moyennes estimées des indices de contraste selon l'historique de perturbations.	40
Figure 17. Moyennes marginales estimées des indices de contraste par niveau d'hétérogénéité spatiale (B= bas, M=modéré, E=élevé) selon l'historique de perturbations.	40
Figure 18. La richesse en bouquets (le nombre de type différents de bouquets sur le nombre totale de bouquet) en fonction du nombre total de bouquet dans les différents regroupements d'appellation cartographique.	48
Figure 19. La diversité en bouquets (selon l'indice de Shannon-Weaver) en fonction du nombre total de bouquet dans les différents regroupements d'appellation cartographique.	49

Figure 20. Pourcentage de chacun des bouquets selon les catégories (mixtes, feuillus et résineux) et le type d'hétérogénéité.	53
Figure 21. Pourcentage de chacun des bouquets selon les catégories (mixtes, feuillus et résineux) et le type de perturbation.	53
Figure 22. Indice de diversité en types de bouquets selon le niveau d'hétérogénéité du paysage et les perturbations.	54
Figure 23. Indice de diversité en types de bouquet selon le niveau d'hétérogénéité du paysage ou les perturbations.	54
Figure 24. Régénération en semis et gaules (total des différentes espèces) dans les bouquets a) mixtes, b) feuillus c) résineux.	56
Figure 25. Régénération en gaules selon des regroupements d'espèces plus désirés et les espèces potentiellement plus envahissantes dans les bouquets a) mixtes, b) feuillus c) résineux.	60
Figure 26. Régénération en semis selon des regroupements d'espèces et les espèces envahissantes dans les bouquets a) mixtes, b) feuillus.	61
Figure 27. La densité moyenne de semis et de gaules en érable à épis et en noisetier est pour les bouquets mixtes (M), feuillus (F) et résineux (R) sous couvert forestier.	62
Figure 28. Corrélation entre le pourcentage de la densité du couvert en feuillus et la densité a) d'érable à épis (ErE) b) de noisetier (NoL), c) d'érable rouge sous couvert forestier. ...	64
Figure 29. Corrélation entre le pourcentage de la densité du couvert et la densité a) de gaules, b) de semis et de gaules, c) de noisetier, d) d'érable à épis, e) de bouleau blanc et f) de gaules feuillues sous couvert forestier.	67
Figure 30. Densité moyenne des semis et des gaules selon les perturbations.	68
Figure 31. Densité moyenne des différentes essences selon les perturbations.	69
Figure 32. Densité moyenne des essences clés plus d'intérêts en vert (SaB, BoJ, BoP, EpB) et des essences potentiellement envahissantes en rouge (ErE, NoL, CeP, ViC, ViA) selon les perturbations.	69
Figure 33. Densité moyenne des semis et des gaules selon le niveau d'hétérogénéité.	70
Figure 34. Densité moyenne des différentes essences selon le niveau d'hétérogénéité.	71
Figure 35. Densité moyenne des essences clés plus d'intérêts en vert (SaB, BoJ, BoP, EpB) et des essences potentiellement envahissantes en rouge (ErE, NoL, CeP, ViC, ViA) selon les niveaux d'hétérogénéité.	71
Figure 36. Densité de semis et de gaules d'arbres en fonction de la grandeur de la trouée.	73

Figure 37. Densité de semis et de gaules d'arbustes en fonction de la grandeur de la trouée.	73
Figure 38. Densité de semis et de gaules d'arbres en fonction de l'hétérogénéité spatiale. ...	74
Figure 39. Densité de semis et de gaules d'arbustes en fonction de l'hétérogénéité spatiale.	75
Figure 40. Densité de semis et de gaules d'arbres en fonction de la perturbation.	75
Figure 41. Densité de semis et de gaules d'arbustes en fonction de la perturbation.....	76
Figure 42. Densité des cinq espèces clés ainsi que du noisetier en fonction de l'hétérogénéité spatiale (données catégoriques).....	78
Figure 43. Densité de certaines espèces clés ainsi que du noisetier en fonction de l'environnement de lumière a) bouleau jaune et de l'hétérogénéité spatiale b) bouleau jaune, c) épinette blanche, d) noisetier selon les données numériques.	79
Figure 44. Densité des espèces clés ainsi que du noisetier en fonction de l'environnement de lumière.....	80
Figure 45. Densité des espèces clés ainsi que du noisetier en fonction de la perturbation. ...	81
Figure 46. Effet de l'interaction entre a) l'hétérogénéité spatiale et l'environnement de lumière sur la densité de noisetier, b) l'hétérogénéité spatiale et l'environnement de lumière sur la densité de bouleau jaune, c1) les perturbations et l'environnement de lumière sur la densité de bouleau jaune gaule, c2) les perturbations et l'environnement de lumière sur la densité de bouleau jaune semis, d) les perturbations et l'environnement de lumière sur la densité de sapin baumier semis, e) les perturbations et l'environnement de lumière sur la densité de noisetier.	84
Figure 47. Pourcentage de lumière selon a) le niveau d'hétérogénéité et b) la taille de la trouée.	85
Figure 48. Les facteurs influençant la croissance des essences clés a) position dans la trouée, b) grandeur de la plante, c) hétérogénéité spatiale, d) perturbation, e) environnement de lumière, f) compétition, g) microtopographie et h) broutage.	88
Figure 49. Effet de la grandeur de la trouée et du pourcentage de lumière selon les données numériques, sur la croissances de l'épinette blanche (a et b), l'érable à épis (c et d) et le sapin baumier (e et f).....	90

Liste des tableaux

Tableau 1. Caractéristiques (quantités et distances de germination des graines, type de reproduction végétative et réponse aux conditions de lumière) de quelques essences que l'on retrouve dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune.....	6
Tableau 2. Caractéristiques des conditions environnementales de la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais.	11
Tableau 3. Végétation potentielle rencontrée dans la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais.	12
Tableau 4. Indicateur d'hétérogénéité.....	13
Tableau 5. Caractéristiques des indicateurs d'hétérogénéité en liens avec la diversité, la variété, la densité et la superficie, ainsi que l'indice composite d'hétérogénéité spatiale des sites d'études sélectionnées.	16
Tableau 6. Description des regroupements d'appellation cartographique.	28
Tableau 7. Statistiques des peuplements mixtes potentiellement dégradés de la sapinière à bouleau jaune des UAFs 73-51 et 73-52.	31
Tableau 8. La densité moyenne des peuplements pondérés pour chaque type de perturbation.	33
Tableau 9. Tests des effets sur l'indice de contraste dans l'ANOVA.....	39
Tableau 10. Corrélations de Pearson entre les l'indice d'hétérogénéité spatiale calculé à partir des polygones des cartes écoforestières et les paramètres de distribution de fréquence des indices de contrastes entre les cellules.	41
Tableau 11. Description synthétique des types de bouquets résineux	42
Tableau 12. Description détaillée, par classe de taille et groupes d'essence des types de bouquets résineux	42
Tableau 13. Description synthétique des types de bouquets mixtes	43
Tableau 14. Description détaillée, par classe de taille et groupes d'essence des types de bouquets mixtes	43
Tableau 15. Description synthétique des types de bouquets feuillus.....	45
Tableau 16. Description détaillée, par classe de taille et groupes d'essence des types de bouquets feuillus.....	45
Tableau 17. Le pourcentage des différents types de bouquets mixtes, feuillus et résineux que l'on retrouve dans les différents regroupements d'appellation cartographique.....	46

Tableau 18. La répartition des différents types de bouquets identifiés par la typologie que l'on retrouve dans les différents regroupements d'appellation cartographique.....	47
Tableau 19. Le nombre de bouquets, la diversité en bouquets (selon l'indice de Shannon-Weaver) et la richesse en bouquets (nombre de bouquet différent/le nombre total de bouquets) dans les différents regroupements d'appellation cartographique.	49
Tableau 20. Différence entre la diversité réelle en bouquets (selon l'indice de Shannon-Weaver) et la diversité prédite ainsi qu'entre la richesse en bouquets (nombre de bouquet différent/le nombre total de bouquets) réelle et la richesse prédite pour les différents regroupements d'appellation cartographique.....	50
Tableau 21. Pourcentage de chacun des bouquets et nombre de bouquets pour chaque type d'hétérogénéité et de perturbation.....	51
Tableau 22. Régénération en a) gaules et en b) semis pour les principales espèces dans les bouquets mixtes, feuillus et résineux.	57
Tableau 23. Résultats des analyses statistiques sur la corrélation entre le pourcentage de la densité du couvert et la densité de semis et gaules de différentes essences.	64
Tableau 24. Résultats des analyses statistiques sur la corrélation entre le niveau d'hétérogénéité spatiale, les perturbations et l'interaction entre ces facteurs sur la densité de semis et gaules de différentes essences.	67
Tableau 25. Les probabilités du modèle ANOVA mixte, la densité en fonction de trois traitements: l'hétérogénéité spatiale, la lumière et les perturbations.	76
Tableau 26. Les probabilités du modèle ANOVA mixed, croissance en fonction des traitements.	85
Tableau 27. Pourcentage de la superficie occupé par chaque regroupement cartographique par rapport au niveau d'hétérogénéité et aux perturbations.	90
Tableau 28. Facteurs favorisant une plus grande densité de régénération pour les espèces commerciales d'arbre et les espèces envahissantes d'arbuste.....	95

Introduction

1.1. Problématique générale

Le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune est caractérisé par des espèces qui possèdent des exigences écologiques diversifiées (Prévost et al. 2003). Parmi les essences rencontrées, on retrouve le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*), l'épinette blanche (*Picea glauca*), l'épinette noire (*Picea mariana*), le pin blanc (*Pinus strobus*), le sapin baumier (*Abies balsamea*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*), le cèdre (*Thuja occidentalis*), l'érable rouge (*Acer rubrum*), l'érable à sucre (*Acer saccharum*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et le frêne noir (*Fraxinus nigra*).

La sapinière à bouleau jaune a une importante valeur économique. En effet, les peuplements forestiers qu'on y retrouve peuvent y atteindre plus de 200 m³/ha à maturité (Bérard 1996) et certains types forestiers sont parmi les plus productifs au Québec (Prévost 2008). Ces forêts sont exploitées depuis de nombreuses années. Cependant, le domaine de la sapinière à bouleau jaune possède une écologie complexe et une mauvaise compréhension des processus écologiques de cet écosystème ont mené, dans bien des cas de son aménagement, à une dégradation de la capacité productive au point de vue de la matière ligneuse.

En effet, on constate actuellement de grandes superficies ayant été perturbées dans la sapinière à bouleau jaune montrant d'importants problèmes de régénération en essences désirées dû à l'envahissement de certaines essences non-commerciales affectant aussi l'avenir de ces forêts. Les raisons qui expliquent ce phénomène sont multiples et complexes (Gastello et al. 2007, Prévost et al. 2003). On observe par exemple, que l'effet combiné des coupes et des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) peut entraîner une augmentation des peuplements dits « dégradés » aux dépens de peuplements plus denses et mieux régénérés. Cependant plusieurs informations en lien avec la dynamique de la sapinière à bouleau jaune sont manquantes afin d'identifier les mécanismes impliqués.

La structure de la sapinière à bouleau jaune est influencée par la dynamique des interactions entre ces diverses essences et avec les autres essences forestières non-commerciales, ainsi que par le changement du milieu, dû entre autres aux perturbations naturelles (Doyon et Lafleur 2004). On peut donc retrouver une importante variété de compositions et de structures qu'on appelle bouquet forestier, qui s'entremêlent à une échelle plus fine que celle du peuplement forestier, tel qu'entendu habituellement de par la notion de peuplement forestier. La distribution, la diversité et la répartition spatiale de ces bouquets dans les peuplements est fortement liée à l'historique de perturbations et l'âge du peuplement (Doyon et Lafleur 2004).

Ainsi, ces perturbations occasionnent des changements de l'environnement et leur répartition spatio-temporelle conditionnera fortement la distribution de la végétation via la modification de l'organisation des bouquets dans les peuplements et des peuplements dans le paysage, notamment en ce qui concerne leur taille moyenne et leur diversité interne. C'est cet aspect que l'on appelle dans cette étude l'*hétérogénéité spatiale*. Et cette hétérogénéité spatiale peut s'exprimer à

différentes échelles, soit celles des bouquets dans les peuplements, celles des peuplements dans les secteurs d'interventions et des paysages.

Nous posons comme hypothèse générale que l'hétérogénéité spatiale, soit en peuplements dans le paysage, soit en bouquets dans le peuplement, influence la dynamique de régénération de cette forêt. Si cette hypothèse s'avère vérifiée, il devient donc important de considérer cette dimension dans l'aménagement de cet écosystème et de développer une sylviculture qui vise à reproduire des conditions d'hétérogénéité spatiale du paysage plus résistantes à l'envahissement par les arbustes qui nuisent au plein boisement de cet écosystème.

Afin d'avoir une sylviculture mieux adaptée à la complexité de la sapinière à bouleau jaune, il est donc important d'avoir de bonnes connaissances la caractérisation de l'hétérogénéité spatiale et sur son effet sur la dynamique naturelle de cet écosystème. Les informations provenant des inventaires forestiers décennaux (polygone forestier avec diverses appellations cartographiques) ne sont pas assez précises pour pouvoir effectuer un diagnostic sylvicole permettant de comprendre les enjeux sylvicoles qui s'expriment à une échelle aussi fine. Il est donc important de développer une approche analytique pour développer une prescription sylvicole qui tienne compte de cette hétérogénéité. Puisque les inventaires forestiers décennaux sont grandement utilisés par les intervenants du milieu, ceux-ci serviront de point de départ dans cette étude. C'est-à-dire que les résultats de cette étude peuvent être reliés aux inventaires forestiers décennaux. Le raffinement des informations de ces inventaires permet donc, tout en conservant une approche plus pratique, de prendre des décisions plus éclairées.

1.2. Historique du dernier siècle de la sapinière à bouleau jaune

Au cours du siècle dernier, la sapinière à bouleau jaune a connu de nombreux changements. Plusieurs des peuplements de ce biome se sont dégradés, dû à des coupes sélectives d'écrémage (Sabbagh et al. 2002) et à l'effet combiné d'une première passe à fort prélèvement de coupe progressive d'ensemencement et de la dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clem.]) (TBE) (Archambault et al. 1998, Doyon et Lafleur 2004). Les archives des Industries James Maclaren montrent que les récoltes du début du siècle consistaient à la coupe sélective des bouleaux jaunes de qualité supérieure. À cette période, les peuplements de pins avaient déjà fait l'objet de récoltes intensives, de telle sorte qu'ils avaient pratiquement disparu du paysage (Nolet *et al.* 2001a). Ce type de coupe d'écrémage a progressivement été remplacé par la coupe à diamètre limite (CDL). Les coupes partielles, et en particulier les coupes à diamètre limite et les coupes sélectives, ont causé la dégradation en qualité de nombreux peuplements composés de bouleau jaune (Metzger et Tubbs 1971). Ces coupes ne se souciaient aucunement du peuplement résiduel et de sa régénération afin de permettre un rendement soutenu des forêts. Lorsque les coupes étaient de forte intensité, le résultat pouvait s'apparenter à celui de coupes totales (Archambault et al. 1998) ou de coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) (Lafèche et al. 2000). Il pouvait en résulter une perte de peuplements mixtes au profit de peuplements plus simples feuillus ou résineux (Kneeshaw et Prévost 2007). L'intensité de la CDL variait en fonction de la structure du peuplement et de l'importance en bouleau jaune de qualité dans le peuplement, si bien que les effets de ce type de coupe ont été très variés (Doyon et al. 2007). On peut aussi penser que la coupe à diamètre limite, par la récolte des meilleures grosses tiges, aurait favorisé la régénération d'individus possédant potentiellement une génétique appauvrie (Sabbagh et al. 2002), mais cela

n'a pas encore été démontré.. Ainsi, les forêts actuelles possèdent souvent une valeur économique appauvrie ainsi qu'une productivité plus faible liée entre autres à la diminution de la densité et à la présence de superficies non régénérées après coupe (boisement incomplet). Depuis le début des années 1990, des efforts ont été faits pour tenter d'augmenter la qualité de ces peuplements, notamment au moyen de la coupe de jardinage et coupe de jardinage par trouées, dans le but entre autres d'aider la régénération du bouleau jaune. Cependant, la valeur (volume et qualité) des peuplements au départ est tellement faible que ces traitements ne peuvent pas vraiment s'effectuer à moins d'encourir des pertes importantes.

1.3. Sapinière à bouleau jaune dégradée et végétation compétitrice

Selon le Dictionnaire de la Foresterie, un peuplement forestier dégradé est un peuplement « dont la composition, la structure et les fonctions naturelles ont été suffisamment endommagées pour que les niveaux de population et la diversité des organismes qui y vivent soient modifiées artificiellement, ou dont les structures nécessaires aux populations et aux processus écologiques ultérieurs ont été détruites ou ne seront pas régénérées en raison d'une perturbation d'origine humaine ». Une autre définition selon Roy (2002) et Roy et Prévost (2001) définit un peuplement dégradé comme un peuplement ouvert, constitué de tiges résiduelles (souvent de gros semenciers de bouleau jaune) de faible vigueur et qualité, et d'un sous-étage envahi par la végétation compétitrice. Dans la sapinière à bouleau jaune, on observe notamment des peuplements de faible volume (30 à 50m²/ha) avec des densités élevées de végétation compétitrice (Prévost et al. 2003). Depuis plusieurs années, on estime qu'une superficie non négligeable et stratégique du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune est potentiellement dégradée (Robitaille et Roberge 1981). À l'heure actuelle, pour l'ensemble du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune du Québec, on estime à 140 000 ha, soit 2.3%, la superficie en bétulaies jaunes résineuses potentiellement dégradées (Roy et Prévost 2001). D'après les intervenants forestiers de la Haute-Gatineau, le pourcentage de forêt dégradée serait beaucoup plus élevé au nord de l'Outaouais, c'est pourquoi la problématique de remise en production de ces superficies est jugée hautement prioritaire.

La présence de superficies non régénérées peut venir de la perte de l'équilibre écologique entre le maintien de certaines essences désirées, et l'augmentation de la végétation arbustive envahissante (par ex. érable à épis (*Acer spicatum*)) (Gastaldello et al. 2007). La régénération en essences désirées y est parfois présente, mais rarement libre de croître (Gastaldello et al. 2007). On y remarque effectivement des gaules et petites perches de bouleau jaune et de sapin, présentes en sous-étage et envahies par des arbustes compétiteurs tels l'érable à épis, le noisetier (*Corylus cornuta*), le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica*) et la viorne à feuille d'aulne (*Viburnum alnifolium*) (Roy et Prévost 2001, Prévost 2008). L'épidémie de TBE des années 1970 est connue pour avoir augmenté l'intensité de lumière bénéfique pour ces espèces envahissantes (Prévost et al. 2003). Le retour à un peuplement original ou climacique semble compromis à moyen terme étant donné l'agressivité de la végétation compétitrice qui opprime la régénération pré-établie et empêche l'établissement de la régénération désirée (Archambault et al.1998, Vincent 1965). Par exemple, l'érable à épis peut nuire à l'établissement de la régénération de l'épinette et du sapin durant plus de 35 ans, tout en persistant environ 60 ans au niveau de la strate arbustive (Vincent 1965).

1.4. Problématique de remise en production et d'adaptation à la sylviculture

A l'intérieur d'un même peuplement, il est possible de retrouver toute une gamme d'arrangements de cohortes d'âges différents. La complexité structurale de la sapinière à bouleau jaune, ainsi que de ces peuplements dégradés, rend difficile l'adaptation des modes sylvicoles traditionnels (équiennes ou inéquiennes). En fait, les peuplements dégradés forment une mosaïque extrêmement diverse de structures irrégulières (Roy 2002), ce qui rend la remise en production de ces peuplements très difficile. Le capital sur pied récoltable est distribué en tâches dans le peuplement, souvent entremêlés au travers de trouées plus ou moins grandes. De plus, certaines de ces trouées sont très bien régénérées en essences désirées alors que d'autres ont été envahies par des espèces arbustives qui stoppent la succession et empêchent la remise en production de ces superficies. Les modèles de dynamique des trouées développés ne tiennent pas toujours compte de ces espèces envahissantes ou compétitrices (Roy et Carson 2006).

Certaines pistes de solutions peuvent être envisagées, basé sur le fait que :

- 1- Certains bouquets, dégradés ou pas, sont assurément plus récurrents que d'autres;
- 2- Il existe probablement des patrons de distribution spatiale des bouquets dans le paysage;
- 3- Il est peut-être possible de relier les différents bouquets et différents problèmes de régénération aux processus qui les génèrent (environnement de lumière, hétérogénéité spatiale du paysage, perturbations,...).

Actuellement, deux solutions sylvicoles sont étudiées au Québec : l'effet de l'intensité des coupes et la création de petites trouées pour régénérer des essences désirées (Prévost *et al.* 2003).

1.5. Objectifs

Le but principal du présent projet est donc de mieux comprendre l'effet de l'hétérogénéité spatiale sur la dynamique des peuplements dégradés de la sapinière à bouleau jaune. Pour ce faire, il nous faut, dans un premier temps trouver une façon de caractériser cette hétérogénéité spatiale, et cela tant à l'échelle du paysage qu'à l'échelle du peuplement. Nous pensons qu'il est possible de développer une solution sylvicole qui, basée sur cette compréhension de la dynamique naturelle, devrait permettre de rendre les peuplements plus résistants au problème d'envahissement par les espèces compétitrices et ainsi favoriser la restauration de ces superficies dégradées et le plein boisement.

Les objectifs de cette étude sont donc :

- A) De caractériser de l'hétérogénéité spatiale dans le paysage et dans les peuplements ;
- B) De décrire les bouquets forestiers qu'on y retrouve et leurs patrons de répartition spatiale, en fonction de l'historique passée de perturbations ;

- C) De caractériser la régénération en essences désirées et en espèces compétitrices dans ces bouquets ;
- D) D'évaluer l'influence de l'historique de perturbations et de l'hétérogénéité spatiale du paysage sur l'abondance, la diversité et les patrons de distribution des divers bouquets ;
- E) D'évaluer l'influence de l'historique de perturbations, de l'hétérogénéité spatiale du paysage et de l'environnement de lumière sur l'abondance et la croissance de la régénération essence désirée et en espèce compétitrices;

Plusieurs étapes sont nécessaires afin de parvenir à ces objectifs. Plus spécifiquement, dans ce projet nous avons donc procédé à :

- 1) Une évaluation des peuplements dégradés de la sapinière à bouleau jaune ;
- 2) Une analyse des perturbations naturelles importantes (coupe et TBE) en lien avec les peuplements dégradés ;
- 3) La création d'un modèle indicateur d'hétérogénéité spatiale du paysage (à grande échelle) et la détermination des différents niveaux d'hétérogénéité spatiale dans la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais ;
- 4) Une analyse fine à l'aide de cellules (50m par 50m) des photos aériennes des paysages-échantillons permettant une caractérisation spatiale de l'hétérogénéité de la forêt à échelle moyenne.

Les données recueillies sur le terrain dans les paysages-échantillons ont permis de réaliser les étapes suivantes :

- 5) Le développement d'une typologie des bouquets dans les peuplements dégradés ;
- 6) Une analyse de la distribution et la répartition des différents types de bouquets identifiés par la typologie à l'aide de regroupement d'appellation cartographique et de photos aériennes ;
- 7) Une quantification de la régénération et de la croissance en bouleau blanc, bouleau jaune, sapin baumier, érable à épis et épinette blanche ainsi que de la compétition arbustive dans les bouquets et les différents types d'environnement de lumière observés ;
- 8) Une modélisation du potentiel de régénération selon les différents types d'environnement de lumière, d'hétérogénéité spatiale du paysage et de perturbations ;
- 9) La combinaison des informations afin d'élaborer des stratégies sylvicoles adaptées et de raffiner les informations sur les polygones forestiers ;
- 10) Le développement d'une approche opérationnelle pour la mise en œuvre des stratégies sylvicoles proposées.

2. Revue de littérature

Il est essentiel de faire le point sur la littérature permettant de documenter les différents aspects de cette étude. Pour ce faire, nous avons principalement documenté les connaissances sur l'autécologie des cinq espèces clés, sur l'effet des ouvertures (dynamique des trouées et perturbation) ainsi que sur la caractérisation de l'hétérogénéité spatiale à l'échelle du paysage.

2.1. La stratégie des cinq espèces clés

L'érable à épis

L'érable à épis se reproduit rarement par dispersion des graines, mais plutôt par rejets, drageons et élongation horizontale des tiges (Lei et Lechowicz 1990, Vincent, 1965). Cette espèce se retrouve plutôt sur sol mésique fertile (Vincent 1965), le déplacement vers des zones plus riches pouvant être fait par élongation horizontale (Lei et Lechowicz 1990). Le mode de reproduction de l'érable à épis est approprié pour coloniser des trouées et des chablis, les racines pouvant s'étendre jusqu'à 15 pied de la base de la tige (Vincent 1965) et les tiges blessées ou mourantes produisant plein de nouvelle tiges. En effet, près de 95% des tiges peuvent être produites après la création de l'ouverture (Vincent 1965). L'érable à épis croît rapidement sous lumière (Lei et Lechowicz 1990) et peut recouvrir les espèces tolérantes à l'ombre. Selon différentes études, un pourcentage entre 40 et 60% de lumière constituerait ses conditions de croissances optimales (Aubin et al. 2005, Prévost 2008).

Le bouleau jaune

Le bouleau jaune est une espèce intermédiaire au niveau de la tolérance à l'ombre (Kneeshaw et al. 2006) qui produit de petites graines (3.2 à 3.5mm), et dont le succès est attribué entre autres par sa longévité (Kneeshaw et Prévost 2007, Erdmann 1990). Ses graines se dispersent sur environ 100 m, bien que pouvant aller jusqu'à plus de 400m (Erdmann 1990). La germination et l'établissement du bouleau jaune dépend de la surface la moins exposée à la litière soit des souches, des crevasses, des roches et le sol minéral (Linteau 1948, Godman et Krefting 1960, Forcier 1975). Les conditions climatiques, l'humidité, la luminosité, la compétition et la prédation sont aussi très importantes (Houle et Payette 1990) pour son établissement et sa croissance (Godman et Krefting 1960, Houle et Payette, 1990), les conditions de lumière optimale pour sa croissance variant entre 30% et 70% selon l'étude (Linteau 1948, Jarvis 1956, Filip 1969, Frank et al. 1973, Godman et Krefting 1960).

La taille de la couronne du bouleau jaune est 2.5 fois supérieure à celle du sapin baumier du même diamètre, impliquant que moins de bouleau jaune sont nécessaires pour dominer la canopée ou simplement créer des trouées de taille plus importante. La régénération du bouleau jaune serait meilleure sous un couvert de sapin que sous son propre couvert selon Kneeshaw et Prévost (2007).

Tableau 1. Caractéristiques (quantités et distances de germination des graines, type de reproduction végétative et réponse aux conditions de lumière) de quelques essences

que l'on retrouve dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune.
Source : Silvics of North America.

Essences	Quantité et distances de germination (m) des graines	Reproduction végétative	Réponse aux conditions de lumière
Érable à épis	Pas le mode de reproduction principal	Rejets, drageons, élongation des tiges	Croissance très rapide avec forte lumière. Condition optimale de croissance : entre 40 et 60% de lumière.
Bouleau à papier (FI)	Grande quantité et environ 100m	Rejets	Croissance très rapide avec forte lumière
Sapin baumier (T)	Environ 130 000 graines/année et environ 25-60m	Absente	Croissance sous différentes quantités de lumière
Épinette blanche (I)	Environ 250 000 graines/année et environ 200m		Croissance très dépendant de la quantité de lumière. Condition optimal de croissance : 100% lumière.
Bouleau jaune (FT)	Moyenne quantité et environ 100m	Rejets mais rares	Croissance rapide. Condition optimal de croissance : entre + 30-70% de lumière.

Le sapin baumier

Le sapin baumier est tolérant à l'ombre. Il produit de grosses graines ne survivant pas longtemps. Sa stratégie de régénération est de saturer le sous-couvert forestier en semis (Kneeshaw et Prévost 2007). Le sapin baumier n'est pas une espèce longévive, vivant rarement plus de 200 ans (Burns et Honkala 1990, Frelich et Reich 1995).

L'épinette blanche

L'épinette blanche peut croître sur une grande variété de sols et de pH. La germination peut avoir lieu sur la mousse, les souches et le sol minéral, avec des besoins semblables au bouleau jaune. La croissance de l'épinette blanche est maximale en pleine lumière, une diminution à 50% de lumière entraîne une baisse de 25% de la croissance pour les semis de 10 ans. Par ailleurs, la survie de cette espèce est très faible pour des niveaux de lumière inférieurs à 15% (Burns et Honkala 1990).

2.2. L'effet des ouvertures : trouées et perturbations

La création de petites trouées est très importante dans la dynamique de la sapinière à bouleau jaune, celles-ci étant causées en partie par les feux, les épidémies d'insectes, les chablis et par la mort naturelle des arbres (Archambault et al. 1997). La proportion de la superficie de la sapinière à bouleau jaune mixte dans la phase de trouée se situe entre 9% et 30% avec une moyenne de

18,7% selon une étude de Kneeshaw et Prévost (2007) et entre 24% et 54% avec une moyenne de 36,6% dans une autre étude de Messier *et al.* (2005). La taille de la trouée peut varier entre 20 et 2100 m² avec une moyenne de 270 m² (Kneeshaw et Prévost 2007).

L'étude de la dynamique des trouées permet de mieux comprendre les besoins des différentes espèces et comment celles-ci répondent aux conditions de lumière. La latitude, la taille de la trouée, la hauteur des arbres de bordure sont quelques facteurs pouvant affecter la quantité de lumière dans la trouée et le patron de répartition des espèces dans cette même trouée. Le nord et le sud des trouées étant plus sujets aux températures extrêmes (Raymond et al. 2006). Les différentes conditions que l'on retrouve dans une trouée, notamment des microclimats et le changement temporel de ces conditions, peuvent bénéficier différemment aux différentes espèces (Raymond et al. 2006, Kneeshaw et Bergeron 1999). Par exemple, on note que les trouées dans des peuplements plus âgés ont une plus grande proportion de conifères (Pominville et al. 1999).

Les coupes créent des ouvertures de taille variable, pouvant être beaucoup plus grandes que les petites trouées naturelles. La coupe, notamment la coupe à blanc, peut contribuer à l'envahissement et la dispersion de l'érable à épis (Vincent 1965, Archambault et al. 1998). Dans des forêts mixtes naturelles de la sapinière à bouleau jaune, le pourcentage de lumière en sous-couvert varie entre 7 et 11%, tandis que dans les ouvertures, il est d'environ 19% (Kneeshaw et Prévost 2007). Le pourcentage de lumière est comparable à des ouvertures après coupe partielle, soit environ 40% (Prévost 2008). Prévost (2008) a aussi observé que l'été suivant des coupes de 0%, 40%, 50%, 60% et 100%, la transmission de la lumière était de 3-6%, 20-23%, 26%, 29-31% et 92-95% respectivement. L'hétérogénéité spatiale combinée avec la dynamique des trouées peut créer des caractéristiques propices à la coexistence des espèces. L'utilisation alternée des ressources par les espèces permet aussi cette coexistence (Kneeshaw et Prévost 2007).

2.3. L'hétérogénéité spatiale

À l'échelle du paysage

Mladenoff et al.(1993) mentionnent que dans un paysage intact, on retrouve moins de types forestiers différents et ceux-ci seraient de plus grande taille que dans des paysages plus perturbés, donc plus homogènes. À l'échelle du paysage, une forêt en début de succession devrait avoir un plus grand nombre de types forestiers, des peuplements de plus petite taille et moins d'écart entre la taille des peuplements, ce qui correspond à un patron plus hétérogène (Mladenoff et al. 1993). Cette différence peut faire que la diversité semble plus élevée dans les paysages plus hétérogènes, mais au dépend de la diversité des espèces de forêt mature plus rare. Mladenoff et al. (1993) expliquent clairement que cette hétérogénéité du paysage est due entre autres aux perturbations humaines et ne devrait pas être l'objectif à atteindre dans les stratégies d'aménagement. Dans une forêt dite à l'équilibre (bien que ce soit un état plutôt théorique), la diversité d'espèces que l'on retrouve peut varier grandement d'une communauté à l'autre. Cependant, à plus grande échelle spatiale, cette diversité devrait être presque constante (Chesson et Case 1986).

À l'échelle du peuplement

La structure d'une forêt est définie comme l'arrangement spatial des composantes que l'on retrouve dans l'écosystème (McElhinny et al. 2005). Elle peut être calculée en utilisant la taille et la disposition spatiale des arbres (Kuuluvainen et al. 1996). Plusieurs autres facteurs peuvent influencer la structure des peuplements (McElhinny et al. 2005, Mladenoff et al. 1993).

La structure de la forêt est importante pour les exploitants forestiers, puisque des forêts morcelées avec une disposition spatiale très variable peuvent résulter en des diminutions de croissance, des forêts régulières ou stables étant plus optimales (Neuman et Starlinger 2001). Les forêts dont la hauteur des arbres au niveau du paysage est élevée ont plus de chance d'avoir une bonne variation d'arbre de hauteur et de diamètre différents à l'intérieur du peuplement, assurant ainsi une régénération continue de la forêt (Zenner 2000, McElhinny et al. 2005).

Doyon et Lafleur (2004) ont montré que l'hétérogénéité spatiale des peuplements de la sapinière à bouleau jaune augmentait avec l'âge des peuplements. Doyon et Lafleur (2004) explique que cette hétérogénéité en bouquets qui augmente avec l'âge provient des différentes phases de développement de cette forêt. Basé sur les résultats de dendrochronologie, expliquent que les peuplements mixtes à bouleau jaune sont structurés par deux régimes de perturbations superposées :

- 1) Un régime de perturbations partielles dont les acteurs principaux sont les épidémies de TBE, pouvant être suivi de chablis, qui eux peuvent être suivi de dépérissement (tel qu'observé entre 1940 et 1950);
- 2) Un régime de micro-trouées dû au remplacement arbre-par-arbre («gap phase»), contrôlé par les bouleaux jaunes de grandes tailles.

Ils proposent le modèle conceptuel suivant :

« Celui-ci démarre après une perturbation catastrophique. Après perturbation catastrophique (TBE sévère suivi de chablis et dépérissement en cime ou feu), une première cohorte s'installe, composée d'une composition hétérogène où les bouleaux, les épinettes et le sapin sont présents (Figure 1). Des vétérans (symbole « V » dans les arbres), reliques du peuplement précédent, forment une strate supérieure éparse, leur taille étant dépendante de l'âge du peuplement depuis la dernière perturbation catastrophique. Ce peuplement se développe en une mosaïque de bas et de haut perchis.

Dans le cas qu'il n'y ait pas d'autre perturbation catastrophique, ce peuplement a de forte probabilité de subir une perturbation partielle (Perturbation partielle 1), probablement due à une épidémie de TBE qui revient à tous les 30-40 ans (Figure 1). À ce moment, pratiquement toutes les hautes perches de sapin de cette cohorte meurent avec quelques épinettes, laissant alors les bouleaux (incluant les vétérans de bouleau jaune) et quelques sapins et épinettes. S'établit alors une deuxième cohorte (symbole « 2 » dans les arbres) composée de bouleau jaune, sapin baumier et épinettes.

S'installe alors le premier mode de dynamique permanente, soit le mode multi-cohorte irrégulier. Ce peuplement de 2 cohortes se développe et vient alors un moment où une deuxième épidémie de TBE vient à modifier le peuplement. Deux voies dynamiques s'offrent dans ce modèle (A et B, Figure 1). Cette deuxième perturbation partielle s'attaque encore au sapin de la dernière cohorte établie (« 2 ») et ceux restant de la cohorte précédente (« 1 »), ainsi qu'à quelques épinettes. Le bouleau à papier dépasse alors son âge de maturité et meure subséquemment à cette

perturbation. S'établit alors une troisième cohorte (« 3 ») de bouleau jaune, d'épinettes et de sapin. Plusieurs cohortes composent alors ce nouveau peuplement (« V », « 1 », « 2 », « 3 »). Si cette perturbation est assez importante, un retour à une structure irrégulière est privilégié (voie A, Figure 1). Si cette perturbation partielle est plus légère, le peuplement aura alors tendance à se diriger vers une structure inéquienne (voie B, Figure 1).

À partir de ce moment, le régime endogénique de remplacement arbre-par-arbre devient important puisque le bouleau jaune contrôle l'environnement de croissance. Les vieux arbres meurent et se renversent pour produire des microsites adéquats à ces essences. Les perturbations partielles demeurent importantes mais ne font que maintenir la composition et la structure de ce peuplement (voie C, Figure 1).

Viendra un moment où une perturbation catastrophique pourra renverser l'une ou l'autre de ces deux dynamiques et ramener l'écosystème à l'état de départ de notre modèle conceptuel. Cette perturbation peut-être une combinaison de différentes perturbations sévères (voie D, Figure 1). La moyenne de l'âge maximal des arbres par peuplements nous indique que la période moyenne sans perturbation catastrophique est d'au moins 194 ans.

En somme, une forêt naturelle devrait donc être plus homogène au niveau du paysage (avec plus de peuplements de grande taille et hauteur), mais avoir une bonne variation de hauteur et de taille des arbres à l'intérieur des peuplements, donc plus de diversité en bouquets, contrairement aux forêts grandement aménagées. Les forêts aménagées ou plus perturbées seraient plus hétérogènes au niveau du paysage (avec des peuplements de petite taille et de hauteur très variable), étant plus dense en régénération, mais comprenant plus d'espèces envahissantes, à l'intérieur des peuplements. La diversité des espèces à l'échelle du peuplement pouvant être plus faible que dans une forêt ayant subi des perturbations dû à l'effet des espèces envahissantes après celles-ci (Kemball et al. 2005).»

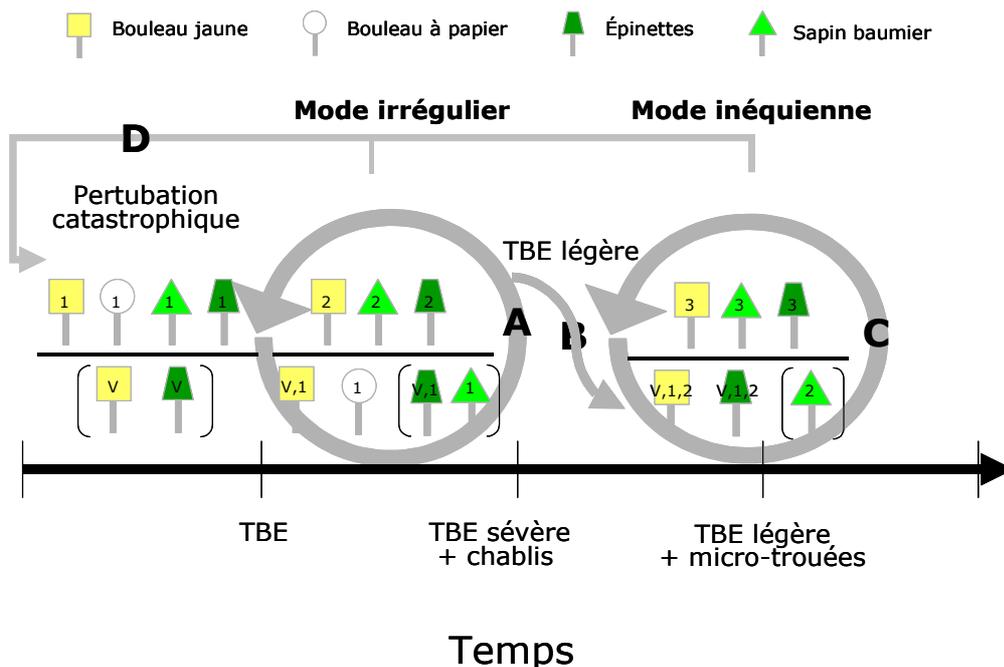


Figure 1. Modèle conceptuel de la dynamique naturelle de la sapinière à bouleau jaune et des structures en résultant selon Doyon et Lafleur (2004). Les chiffres représentent les cohortes selon l'ordre d'établissement. Voir le texte pour l'explication des différentes voies dynamiques (A, B, C, D).

Méthodologie

2.4. Zone d'étude

2.4.1. Description biophysique

Couvrant 94 800 km², soit environ 6 % du territoire québécois, le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune s'étend d'est en ouest sur tout le Québec et ce, sur une largeur de plus 100 km (Bérard 1996), situé entre l'érablière à bouleau jaune et la sapinière à bouleau blanc. Il constitue une zone de végétation de transition entre la forêt tempérée et la forêt boréale.

Le domaine bioclimacique de la sapinière à bouleau jaune occupe une partie importante du nord de l'Outaouais (région 07). La végétation qui croît sur les sites mésiques est la sapinière à bouleau jaune et la bétulaie jaune à sapin (Tableau 2 et 3). Les forêts mixtes sont dominées par le sapin baumier mais le bouleau jaune, l'épinette blanche et le bouleau blanc sont aussi très présents. On y retrouve d'autres espèces comme l'épinette noire, le pin blanc, le cèdre et les peupliers (*Populus tremuloides* et *Populus grandidentata*). En l'absence de feu, on retrouve l'érable à sucre dans les sites mésiques-xériques de haut de collines, les sites mixtes de milieu de pente sont dominés par le bouleau jaune, tandis que les sites mésiques de bas de pente sont plutôt dominés par les conifères, notamment le sapin baumier, le cèdre et le bouleau blanc. L'épinette noire étant grandement présente sur les sites mal drainés (Bouchard et al. 2006). C'est aussi la limite nord pour plusieurs espèces, notamment le bouleau jaune, l'érable à sucre, l'érable rouge et le pin blanc (Erdmann 1990, Prévost 2008).

Le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune se divise en deux sous-domaines caractérisés par des différences dans la végétation actuelle et potentielle. Comparativement au sous-domaine de l'Est qui comprend une plus grande proportion de sapin baumier, le sous-domaine de l'Ouest comporte plus de forêts mélangées dominées par le bouleau jaune et le sapin baumier (Bérard 1996). Les précipitations annuelles y varient entre 900 et 1100 mm (dont 290 cm en neige) (Robitaille et Saucier 1998), avec un gradient marqué du plus sec au plus pluvieux d'est en ouest, et que la température annuelle moyenne varie entre 1.0 et 2.5°C (Environment Canada 2005). Au Témiscamingue, le cycle naturel du feu est approximativement de 314 ans (Grenier et al. 2005). Des épidémies importantes de tordeuse des bourgeons de l'épinette se sont produites dans la région à l'étude entre 1909 et 1918, entre 1938 et 1948, et entre 1972 et 1984 (Brown 1970).

Tableau 2. Caractéristiques des conditions environnementales de la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais.

Altitude moyenne	Entre 364 et 389 m
------------------	--------------------

Climat	subpolaire subhumide continentale
Régime dominant	Site mésiques entre 69 et 87%
Précipitations annuelles	Entre 900 et 1100 mm
Température annuelle moyenne	Entre 1.0 et 2.5°C

(tiré sur Robitaille et Saucier 1998)

Tableau 3. Végétation potentielle rencontrée dans la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais.

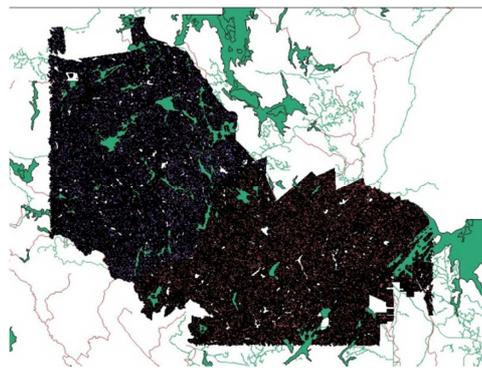
Site mésique	Bétulaie jaune à sapin et érable à sucre	Bétulaie jaune à sapin
Bien drainés	Sapinière à bouleau blanc et érable à épis	
Haut de pente sommet	Érablière à bouleau jaune	
Terrain plat	Sapinière à érable rouge	Sapinière à thuya
Bas de pente plus sec	Sapinière à bouleau blanc	
Hydrique	Sapinière à bouleau blanc et aulne rugueux	Bétulaie jaune à sapin
Très mal drainés	Pessière noire à sphaigne	
Dépôt organique	Sapinière à épinette noire et sphaignes	

(tiré sur Robitaille et Saucier 1998)

2.4.2. Localisation de la zone d'étude

La zone d'étude sélectionnée, correspondant à la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais, localisée dans la Réserve faunique du Parc de La Vérendrye (Figure 2). Cette zone correspond à la section 4b-T selon la classification des régions écologiques (Saucier et al. 1998).

Figure 2. Localisation de la zone d'étude.



2.4.3. Identification des zones de peuplements dégradés

Les zones de la sapinière à bouleau jaune avec des peuplements dégradés ont été ciblées dans cette étude (objectif 1). Ceux-ci sont définis comme des peuplements de faible densité (C ou D) associés avec un âge moyen ou vieux. Cette définition est liée au fait que des peuplements de plus faible densité, mais qui ne sont pas jeunes ou en régénération, risquent d'avoir d'importantes caractéristiques de peuplements dégradés.

Pour ce faire, les peuplements dégradés ont été identifiés et localisés sur système d'information géographique (ArcGIS 9.2.1) en utilisant les données des cartes écoforestières du 4^{ème} décennal, et en sélectionnant les peuplements mixtes de la sapinière à bouleau jaune avec les appellations « BjR » et « RBj » ayant une densité C ou D et d'âge moyen (JIN ou 70) et vieux (VIN ou 90 ou plus) dans les deux différentes UAFs à l'étude (73-51 et 73-52).

2.4.4. Évaluation des causes potentiel de peuplements dégradés dans la zone d'étude (objectif 2)

Plusieurs perturbations peuvent être à l'origine de l'état de dégradation de la forêt actuelle telles les différentes formes de coupe (coupe diamètre limite et coupes partielles avant les années 1990, coupe de jardinage (par arbre ou trouées) et pré-jardinage) et les épidémies TBE, les chablis, etc. Nous avons évalué en quoi ces types de perturbations pouvaient affecter la densité des peuplements de « BjR » ou « RBj », d'âge moyen ou vieux. La densité des peuplements a été calculée en utilisant la valeur médiane de chacune des classes de densité (90% pour la classe de densité A; 70% pour la classe B; 50% pour la classe C; et 32% pour la classe D). Les moyennes ont été pondérées en fonction de la superficie de chacun des peuplements forestiers selon les différents types de perturbations. Les peuplements ayant subi des perturbations après 1989 ont été exclus lors de la sélection des sites.

2.5. Évaluation de l'hétérogénéité spatiale à l'échelle du paysage

Dans le présent projet, nous avons créé un modèle indicateur de l'hétérogénéité spatiale du paysage (à grande échelle). Nous sommes partis d'information facilement accessible aux intervenants du milieu, soit l'inventaire forestier du 4^{ème} décennal. Le modèle représente le degré d'hétérogénéité spatiale observé à l'échelle d'un secteur d'intervention (100 ha) pour tout le territoire à l'étude. Il permet la détection des zones plus homogènes et de zones plus hétérogènes.

Afin déterminer l'hétérogénéité spatiale, nous avons combiné quatre indicateurs d'hétérogénéité, ceux-ci étant (1) la superficie moyenne des peuplements d'un secteur, (2) la densité moyenne pondérée des peuplements d'un secteur, (3) la variété de peuplements différents en termes de hauteur et de densité, soit deux indicateurs de la structure des peuplements, que l'on retrouve dans un secteur et (4) le calcul de la diversité des peuplements en termes de taille et de hauteur que l'on retrouve dans un secteur. Un site homogène devrait comporter des peuplements de grandes superficies et de forte densité. De plus, la variété et la diversité des peuplements qu'on y retrouve devraient être plutôt faibles, l'inverse se produisant pour les peuplements hétérogènes. Le tableau 4 ci-dessous présente comment l'hétérogénéité spatiale devrait varier en fonction de chaque indicateur.

Tableau 4. Indicateur d'hétérogénéité.

Indicateurs	Taille moyenne	Densité moyenne	Variété	Diversité

Homogène	↑↑	↑↑	↓↓	↓↓
Hétérogène	↓↓	↓↓	↑↑	↑↑

Il est à noter que pour les 4 indicateurs, nous avons procédé de manière semblable. Nous avons d'abord assigné des valeurs à des pixels de 1 hectare pour ensuite faire une analyse de voisinage « neighborhood analysis » de 1 km² à l'aide de ArcGIS.

La superficie moyenne en hectare a été calculée afin de savoir si les peuplements forestiers dans un secteur sont plutôt petits, donc plus hétérogènes ou plutôt grands, donc plus homogènes.

La densité des peuplements a été calculée en utilisant la valeur médiane de chacune des classes de densité. Les moyennes ont été pondérées en fonction de la superficie de chacun des peuplements forestiers présents dans les secteurs.

Une vingtaine de différentes combinaisons de densité et de hauteur (un indice de densité de A, B, C, D et un indice de hauteur (1 à 7)) ont été assignées. Ces différentes combinaisons ont permis de calculer la variété en structure. La variété allant de une à treize différentes combinaisons dans un même secteur.

Pour le dernier indicateur, soit la diversité (en termes de taille et de hauteur) selon les informations disponibles dans les inventaires des polygones forestiers (4^{ième} décennal), nous avons appliqué l'équation de l'indice de diversité de Shannon-Weaver :

$$H = - \sum_{i=1}^s (p_i \times \log(\text{base } 2)[p_i])$$

Un indice de 0 représentant quelque chose de très peu diversifiée et un indice de près de 4.5 représentant la diversité maximale (pour un log en base 2).

Les 4 indices d'hétérogénéité ont été reportés sur la même échelle (standardisé) afin de voir l'importance de chacun dans le calcul d'hétérogénéité. Les différents indicateurs ont été pondérés également (25%) également pour l'indice composite final (voir l'équation ci-dessous). Les 4 indices d'hétérogénéité ont été calculés pour tout le territoire.

$$H(\%) = \sum_{i=1}^4 \left((z - x) * \frac{100}{(y - x) * s} \right)$$

H : Hétérogénéité spatiale

i = Indicateur

X = Valeur minimale d'un indicateur pour tous les sites d'étude

Z = Valeur d'un indicateur pour le site

Y = Valeur maximale de l'indicateur pour tous les sites d'étude

2.6. Sélection des paysages-échantillons

Quinze paysages-échantillons de 1km² ont été sélectionnés selon les critères suivants : la présence de peuplement dégradé, les caractéristiques forestières et physiques du site, le niveau d'hétérogénéité spatiale du paysage, les perturbations naturelles et les coupes.

Les caractéristiques suivantes ont été retenues afin de pré-sélectionner les sites d'étude :

- 1- Composition forestière d'intérêt ; au moins 50% de (BJR, RBJ, RBB, BBR, SBB, BBS et BB)
- 2- Dominance du drainage de type 3
- 3- Avoir plus de 20% de dépôt de surface de type 1A et avoir plus de 20% de sol de type 1AR, la somme du pourcentage des 1A et 1AR étant plus de 70%.
- 4- Pourcentage en plans d'eau semblables

Tous les sites à une distance plus grande que 3 km des chemins ont été enlevés pour réduire les difficultés d'accès. Nous avons ensuite fait une sélection des sites d'au moins 100 ha. Parmi les sites obtenus, nous avons séparé ceux ayant subi des perturbations anthropiques (coupe partielle (CP) et coupe à diamètre limite (CDL)) avant les années 1990 et ceux ayant subi une épidémie de tordeuse des bourgeons d'épinette (TBE).

Puisque nous voulions sélectionner des peuplements dégradés dans la sapinière à bouleau jaune, nous avons aussi vérifié les sites afin que l'appellation des polygones forestiers corresponde aux compositions (BJR, RBJ, RBB, BBR, SBB, BBS et BB), à la densité (C et D) et aux âges désirés (moyen et vieux). Ainsi, nous avons pu éliminer certains sites présélectionnés où ces conditions n'étaient pas assez fréquentes.

Pour chacune de ces caractéristiques, nous avons transformé les informations vectorielles en matricielles à la résolution d'un pixel de 1 ha. Par la suite, nous avons appliqué une analyse de voisinage en utilisant un polygone carré de 1 km². L'indice composite d'hétérogénéité spatiale que nous avons développé a été appliqué aux sites sélectionnés à l'étape précédente. Pour ces sites, la superficie moyenne des peuplements varie entre 7 et 38 hectares, la densité moyenne pondérée des paysages varie entre 37 et 77%, la variété moyenne des secteurs varie entre 34 et 83% et la diversité moyenne des secteurs varie entre 1.16 et 2.7. Notre approche nous a donc permis d'identifier un bon gradient de notre indice composite d'hétérogénéité spatiale, variant de 18 à 76%. Cela nous a donc permis de faire 3 classes d'hétérogénéité, les indices entre 18 et 37 représentent les paysages plus homogènes (niveau bas), les indices entre 37 et 60 représentent des paysages d'hétérogénéité moyenne (niveau modéré) et les indices entre 60 et 76 représentent des paysages plus hétérogènes (niveau élevé).

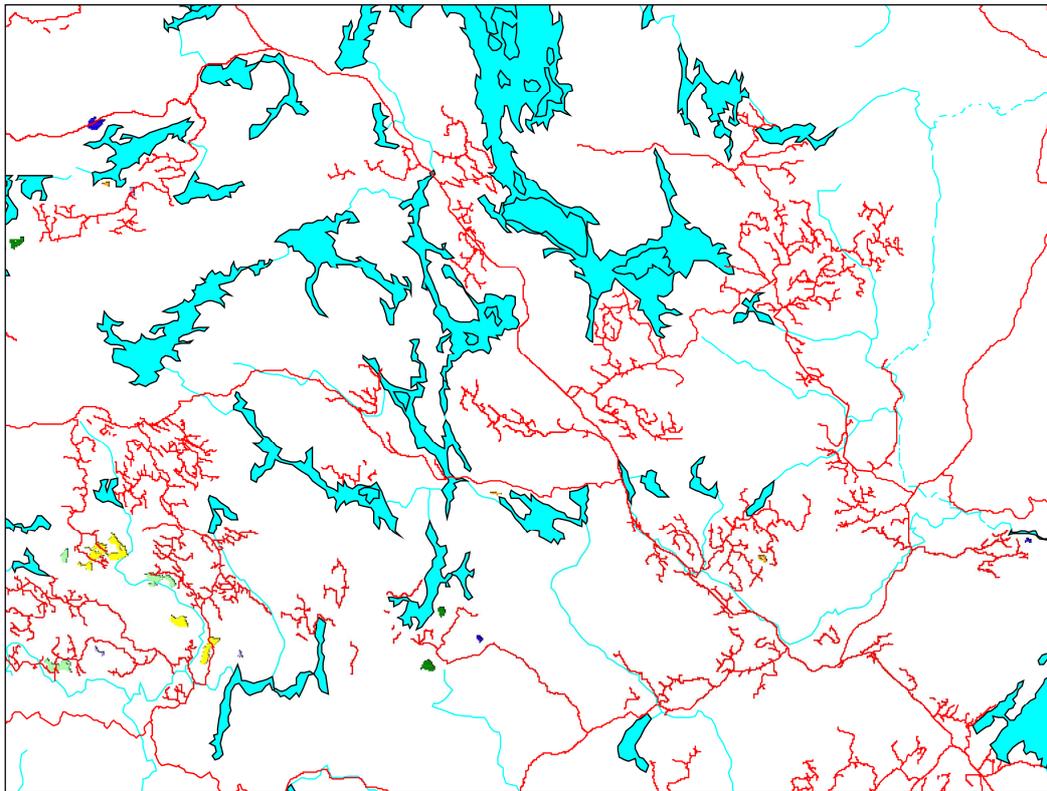


Figure 3. L'hétérogénéité des différents sites présélectionnés. Les différentes perturbations ainsi que le niveau d'hétérogénéité de chacun sont représentés par un code de couleur (jaune= hétérogène et TBE, orange= hétérogène et coupe, vert pâle= moyen et TBE, vert foncé= moyen et coupe, Bleu pâle= homogène et TBE, bleu foncé= homogène et coupe).

Nous avons donc sélectionné au moins 5 sites par classes d'hétérogénéité spatiale (Tableau 5). Afin de faciliter la compréhension, chacun des indicateurs a été transformé dans ce tableau de sorte que plus le chiffre est élevé, plus le site est hétérogène. Les perturbations (coupes ou épidémies) associées à chaque site ont été inscrites.

Tableau 5. Caractéristiques des indicateurs d'hétérogénéité en liens avec la diversité, la variété, la densité et la superficie, ainsi que l'indice composite d'hétérogénéité spatiale des sites d'études sélectionnées.

N° Site	Diversité (/25)	Variété (/25)	Densité (/25)	Taille (/25)	Hétérogénéité (%) ¹	Classes d'hétérogénéité	Perturbation
27	16.66	20.360	24.694	15.153	76.867	Élevé	coupe
9	13.58	15.26	25	13.01	66.85	Élevé	coupe
1	15.22	19.57	19.33	11.68	65.800	Élevé	coupe
82	24.74	25	6.583	9.316	65.640	Élevé	TBE+coupe
72	17.32	14.173	15.151	18.913	65.558	Élevé	TBE+coupe
50	11.22	9.139	20.683	19.895	60.937	Modéré	TBE+coupe

60	9.12	15.667	23.504	8.728	57.019	Modéré	TBE+coupe
14	8.1	10.42	22.45	10.28	51.25	Modéré	coupe
89	9.42	9.339	4.548	18.618	41.926	Modéré	coupe
2	4.62	6.092	14.130	13.074	37.917	Modéré	coupe
70	12.80	10.898	12.517	1.197	37.412	Bas	coupe
86	7.20	5.079	8.680	8.848	29.808	Bas	TBE+coupe
10	0	0.020	17.548	5.678	23.245	Bas	TBE+coupe
81	4.46	6.679	5.774	1.221	18.135	Bas	coupe
47	0.56	0.75	2.31	0.71	4.33	Bas	coupe

¹Plus le % d'hétérogénéité est élevé, plus le site est hétérogène.

Les différents sites sélectionnés ont ensuite été vérifiés avec des images satellites à haute résolution à l'aide de Google Earth afin de valider le degré d'hétérogénéité, les perturbations et l'accessibilité des lieux. Ainsi, nous avons plusieurs sites nous permettant d'étudier divers peuplements, ainsi que ces mêmes informations au niveau du paysage. Obtenir les mêmes informations au niveau des sites et du paysage permettra d'extrapoler les données de terrain recueillies sur de plus vastes superficies.

2.7. Caractérisation spatiale à l'aide de photos aériennes (Objectif 4)

Nous avons fait une analyse fine de l'hétérogénéité spatiale à l'intérieur des paysages, à l'échelle des peuplements, à l'aide de la photo-interprétation des photos aériennes prises en 2003 correspondant aux 15 paysages-échantillons de 1 km² préalablement sélectionnés. Ces informations permettent de faire une caractérisation spatiale de l'hétérogénéité de la forêt à échelle moyenne.

Premièrement, les 15 paysages de 1 km² ont été divisées en 400 cellules des 50m X 50m sur les photos aériennes. Les données photo-interprétées dans chaque cellules ont été le pourcentage de recouvrement (indicateur de densité et de trouées de 1 = 0-10%, 2= 10-25%, 3= 25-50%, 4= 50-75%, 5 = 75- à 90%, 6= 90-100% et 7= présence de cours d'eau), le pourcentage de feuillus (%), le pourcentage du recouvrement observé par classes de taille de cime (Petit, Moyen, Grand, Très grand). De plus, la répartition spatiale des arbres (agrégat ou mélange) en termes de classes de taille de cime et de proportion résineux/feuillus fut interprété pour chacune des cellules, en utilisant les 3 autres cellules limitrophes à celle-ci. Un exemple des données prises est représenté ci-dessous (Tableau 1 en Annexe).

Analyse de l'hétérogénéité spatiale à partir de la photo-interprétation fine des paysages

A. Calcul des contrastes entre les cellules voisines de 50mX50m

Un indice de contraste entre les différentes cellules voisines, à partir de l'information recueillie par la photo-interprétation fine de ces cellules, a permis de déterminer le niveau d'hétérogénéité à l'intérieur des différents paysages à l'étude. Pour ce faire, nous avons utilisé une approche similaire à celle développée par Doyon et Lafleur (2004) qui consiste à considérer conjointement des éléments de composition et de structure pour calculer le contraste entre les cellules. Ainsi, pour ce calcul, les éléments photo-interprétés suivants ont été considérés :

- le % de feuillus (et par complément, celui en résineux) ;
- le % de recouvrement du couvert (classes 1 à 6) ;
- le % de recouvrement dans les 4 classes de tailles de cimes.

L'indice de contraste (qui est une mesure de distance multivariée) a été calculé pour chaque bordure de voisinage entre les cellules (gauche, droite, haut et bas). La formule suivante de calcul de distance a été utilisée :

DISTANCE_{ij} =

$$\begin{aligned} & \text{(Différence en pourcentage de feuillus) : } \quad \mathbf{abs(F_i - F_j)/100} + \\ & \text{(Différence en pourcentage de recouvrement) : } \quad \mathbf{abs(R_i - R_j)/100} + \\ & \text{(Différence entre de classes de cimes) :} \\ & \quad \mathbf{abs[(P_i + 0.25 * M_i) - (P_j + 0.25 * M_j)]/125} + \\ & \quad \mathbf{abs[(0.25 * P_i + M_i + 0.25 * G_i) - (0.25 * P_j + M_j + 0.25 * G_j)]/150} + \\ & \quad \mathbf{abs[(0.25 * M_i + G_i + 0.25 * T_i) - (0.25 * M_j + G_j + 0.25 * T_j)]/150} + \\ & \quad \mathbf{abs[(0.25 * G_i + T_i) - (0.25 * G_j + T_j)]/125} \end{aligned}$$

Où

i, j	: Deux cellules voisines d'un même paysage
F	: Pourcentage de feuillus dans la cellule
R	: Pourcentage de recouvrement du couvert forestier
P	: Pourcentage des petites cimes
M	: Pourcentage des moyennes cimes
G	: Pourcentage des grandes cimes
T	: Pourcentage des très grandes cimes

On peut remarquer que pour les classes de cimes, on propose une pondération qui tient compte du fait que deux classes de cimes qui sont voisines (par exemple, les petites cimes et les moyennes cimes) peuvent contribuer à diminuer la différence entre deux cellules. Avec une telle pondération, le contraste entre une cellule qui n'a que des petites tiges et une autre qui n'a que des moyennes tiges sera moins important que le contraste entre une cellule qui n'a que des petites tiges et une autre qui n'a que des grandes et/ou très grandes tiges.

La figure 4 représente un exemple de photo aérienne et montre que plus les cellules sont dissemblables selon les paramètres et la disposition spatiale, plus le paysage-échantillon est considéré comme hétérogène.

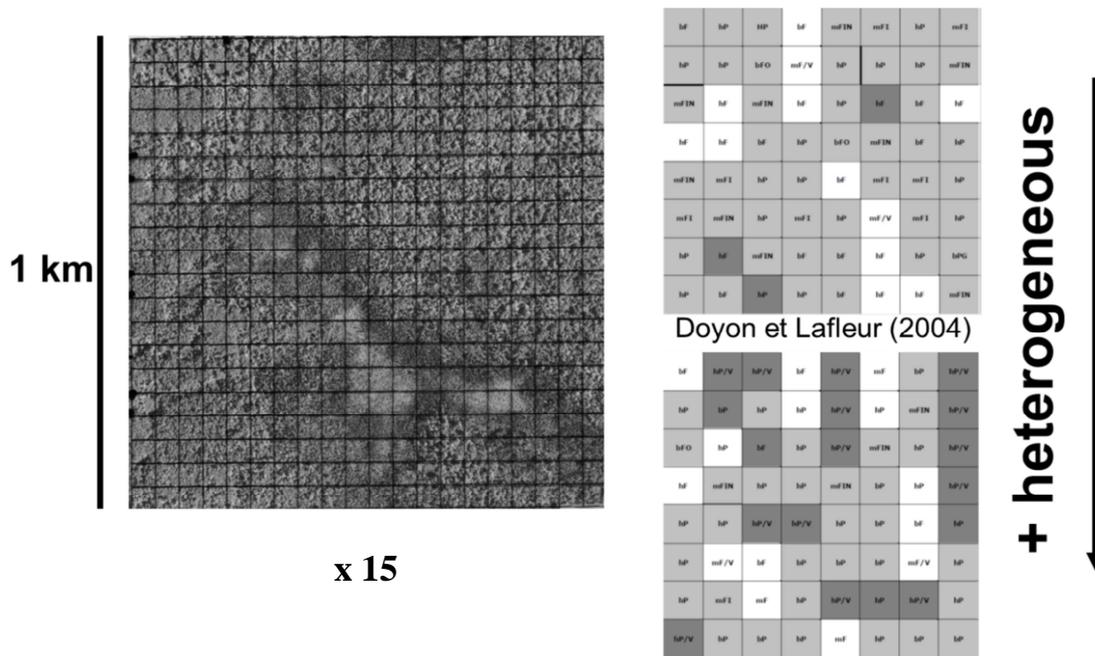
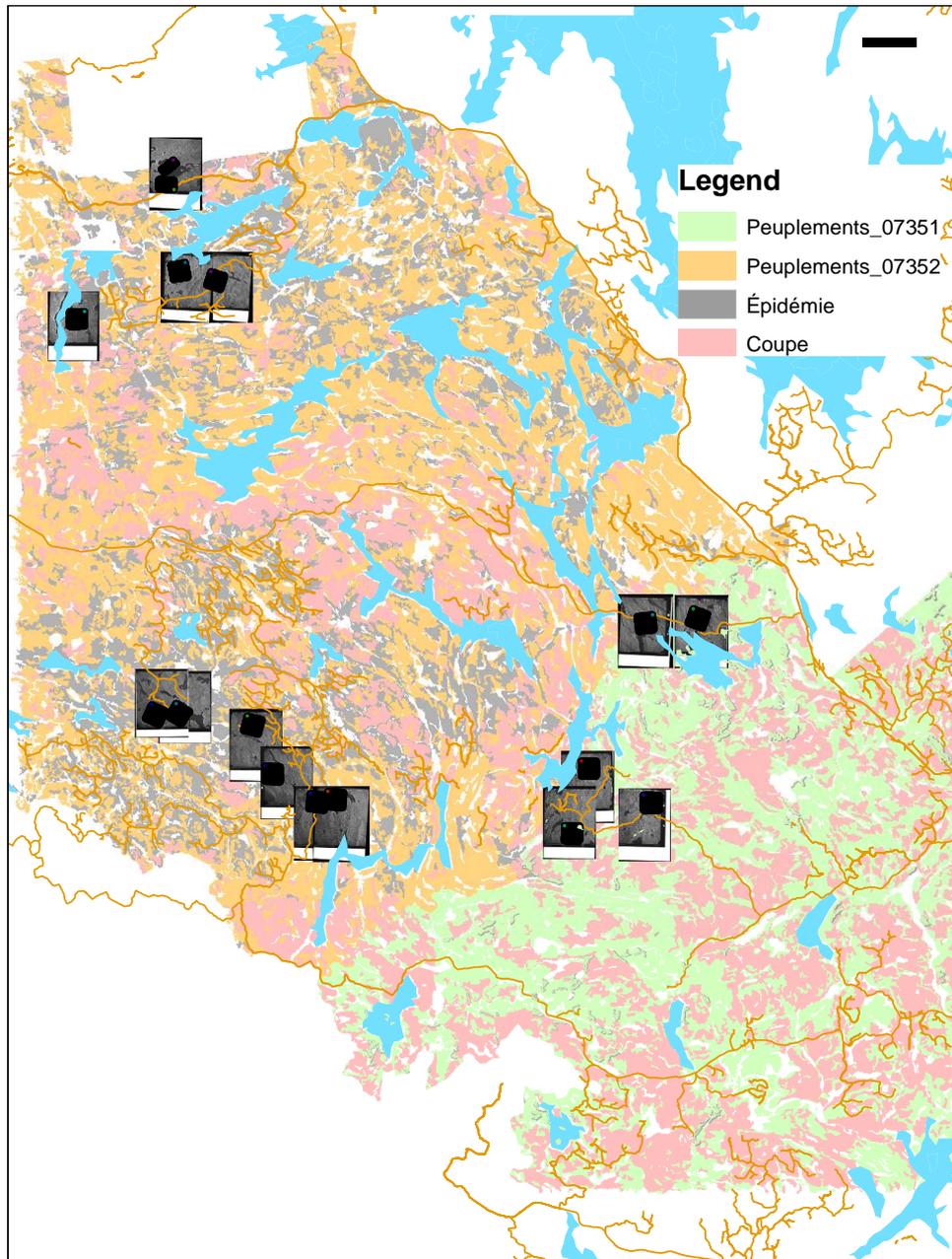
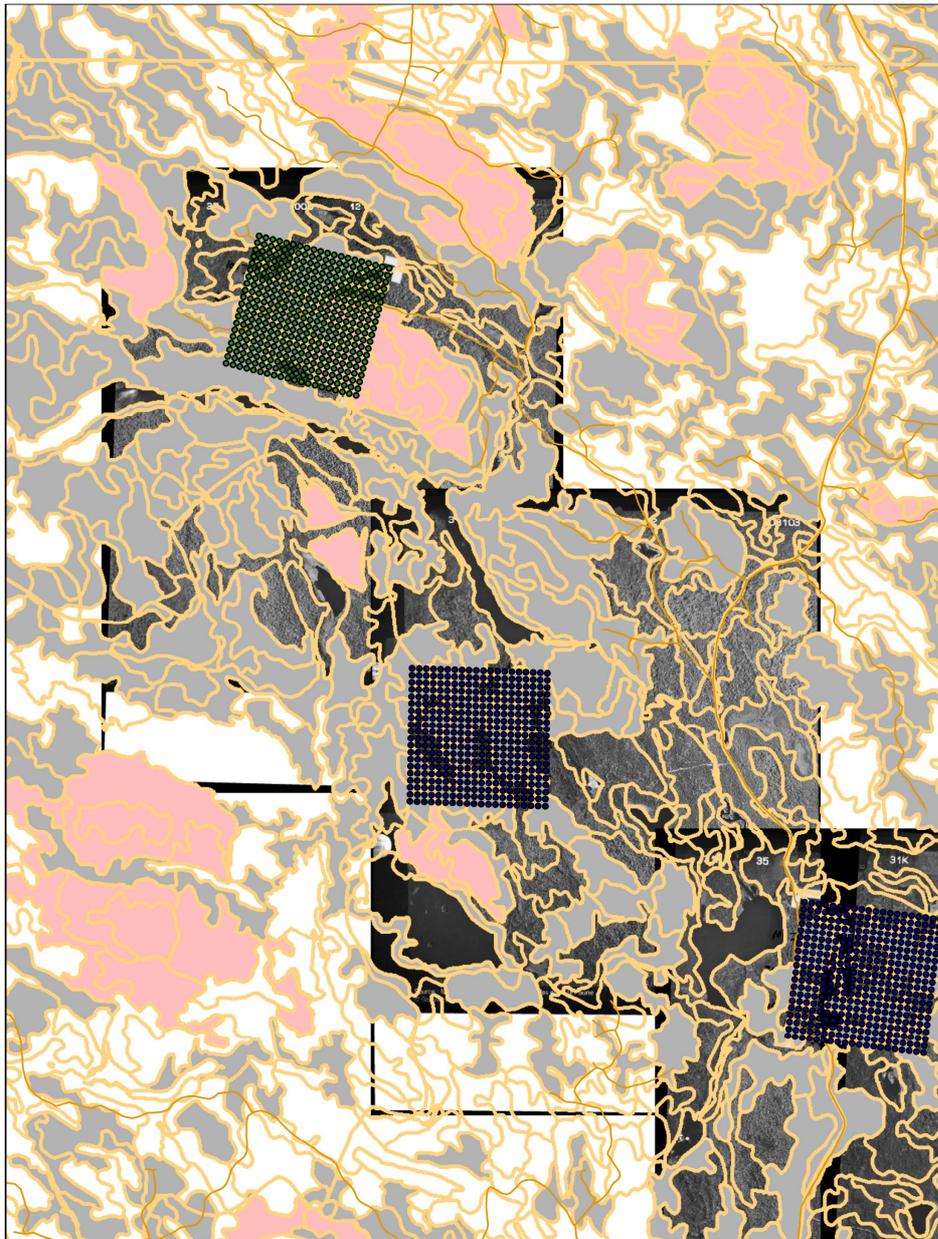


Figure 4. Exemple de photo aérienne

B. Analyses

Nous avons testé les valeurs moyennes de l'indice de contraste entre les cellules par classe d'hétérogénéité spatiale et par historique de perturbation à l'aide de l'ANOVA. La relation entre l'indice d'hétérogénéité spatiale géomatique calculé à l'aide des données écoforestières et les paramètres de distribution de fréquence (moyenne, maximum, écart-type, déciles) de l'indice de contraste entre les cellules voisines de 50mX50m des paysages a été évaluée à l'aide du calcul de l'indice de corrélations de Pearson. Nous avons aussi comparé les fréquences de répartition des classes de cimes et de la composition dans les cellules (agrégée, mélangée) entre les niveaux d'hétérogénéité spatiale et d'historique de perturbations par analyse du Chi carré. Toutes ces analyses ont été réalisées à l'aide de SPSS 18.0 (SPSS Inc, 2009).





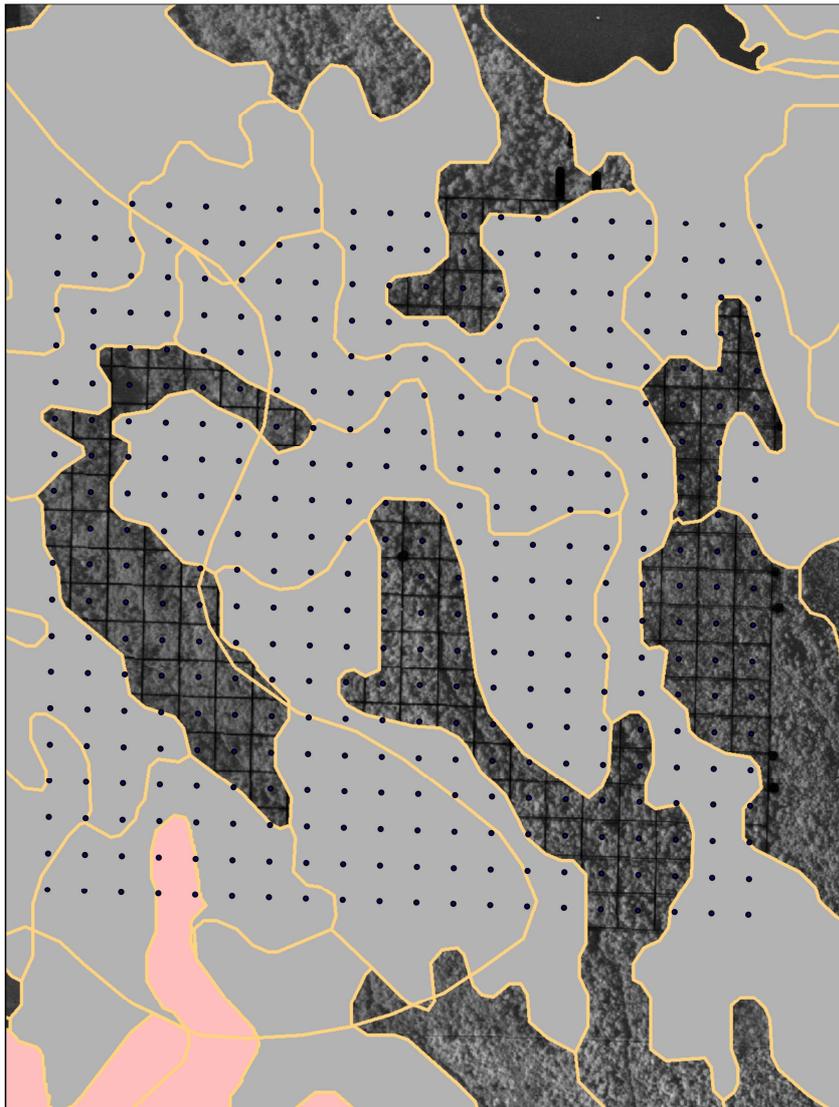


Figure 5. Représentation de la localisation spatiale et de la superposition des informations sur les cellules, les polygones forestiers et les différents paysages.

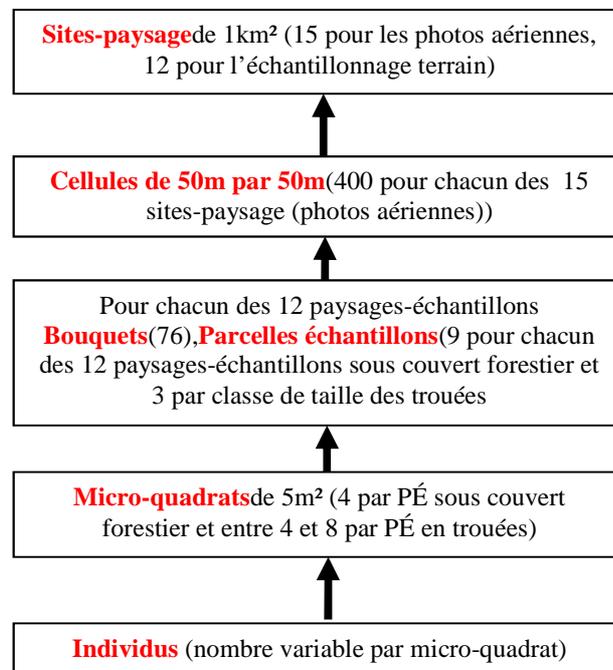
2.8. Dispositif de prise de données sur le terrain (Pour répondre aux objectifs 5 à 9)

Parmi les 15 paysages-échantillons analysés avec les photos aériennes (5 répliqués pour chacun des trois niveaux d'hétérogénéité), nous avons échantillonné sur le terrain 12 paysages-échantillons de 1 km² (4 répliqués pour chacun des trois niveaux d'hétérogénéité) ; 4 très hétérogènes (hétérogène) ; 4 moyennement hétérogènes (moyen) et 4 faiblement hétérogènes (homogène). Pour chaque classe d'hétérogénéité, la moitié des sites ont subi des perturbations de type coupe et l'autre moitié de type coupe plus épidémie de TBE.

Les types d'environnement de lumière sont représentés dans la présente étude par 1) le sous-couvert forestier et 3 différentes grandeurs d'ouverture de la canopée soit 2) petites trouées, 3) moyennes trouées et 4) grande trouées. L'intervalle pour la taille des trouées inspiré de Kneeshaw et Bergeron (1998) est 50-200 m² pour les petites trouées, 201-600 m² pour les moyennes trouées et 601 m² et plus pour les grandes trouées. Dans chacun des 12 paysages-échantillons échantillonnés, des parcelles-échantillons ont été effectuées à raison de 9 sous couvert forestier et 9 dans des trouées (3 réplicats par classe de taille des trouées).

Nous avons utilisés les photos aériennes ortho-rectifiées des différents sites présélectionnés, ainsi que l'indice composite d'hétérogénéité spatiale afin de localiser et de géoréférencer les parcelles-échantillons.

Schéma 1. Les différents niveaux d'échelle de l'étude



2.9. Protocole de prise de mesure

2.9.1. Échantillonnage systématique des bouquets

Dans chacun des 12 paysages-échantillons, les bouquets sont localisés et caractérisés le long de 4 transects parallèles de 950 m (200 m entre les transects) (Figure 6). Les bouquets sont échantillonnés à l'aide de parcelle-échantillon à la fin de chaque tronçon de 50 m le long des transects. Ainsi, on obtient 19 parcelle-échantillon/transect et 76 parcelle-échantillon/paysage-échantillon pour un total de 912 parcelles-échantillons. Pour cet échantillonnage systématique des

bouquets (Figure 6), on accepte une précision de moins de 10m du point GPS avec une erreur de $\pm 15m$.

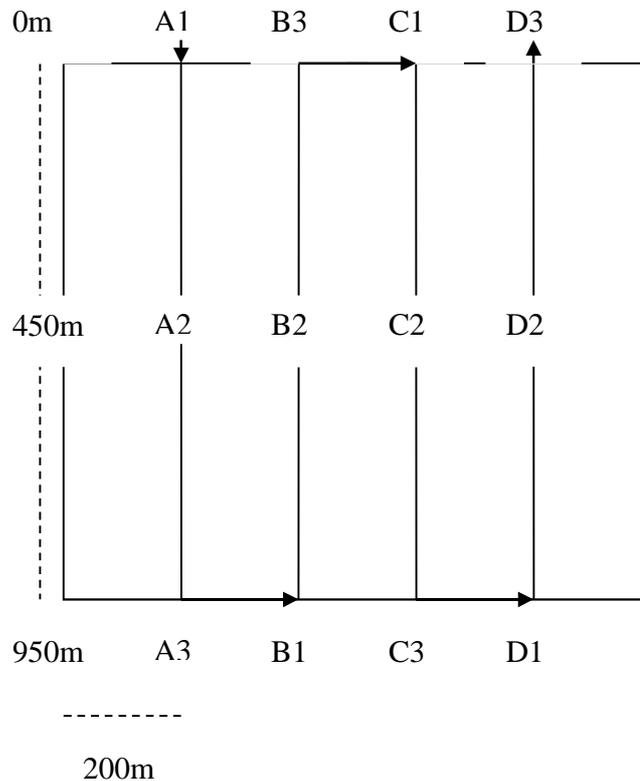


Figure 6. Représentation schématique de la navigation le long des transects dans un des paysage-échantillon.

Dans chaque parcelle-échantillon, les informations suivantes sont prises :

- 1) La surface terrière à l'aide d'un prisme facteur 2;
- 2) Le pourcentage de recouvrement en essence feuillue et résineuse ;

Ce pourcentage est estimé en observant la projection verticale des couronnes des essences de plus de 9,1 cm de DHP dans la parcelle-échantillon. Les bouquets nommés résineux possèdent entre 0-25% de recouvrement feuillu, les mixtes entre 25-75% et les feuillus, plus de 75%.

- 3) Le pourcentage de recouvrement en gaule selon les essences principales ;
- 4) Le dénombrement des tiges de plus de 9,1cm par essences et par classes de tailles ;

Afin de caractériser la typologie structurale des bouquets, l'approche de Doyon et Lafleur 2004 a été utilisée. Cette approche utilise des groupes d'espèces et des classes de tailles pour définir la typologie structurale. Ainsi, dans chacun des bouquets, tous les arbres vivants dont le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) était $> 9,1$ cm ont été dénombrés par groupes d'espèces. Les classes de tailles utilisées étaient les suivantes : gaules (DHP 1,0 à 9,1 cm), perches (DHP 10 à 19,9 cm), moyens fûts (DHP 20 à 39,9 cm), gros fûts (DHP 40 à 59,9 cm) et très gros fûts (DHP $> 59,9$ cm).

5) Le nom du bouquet.

La classification des bouquets dans la sapinière à bouleau jaune élaborée par Doyon et Lafleur (2004) sert de base à l'identification des bouquets, bien que la présente étude porte sur des peuplements possiblement plus dégradés. Si le bouquet n'entre dans aucune classe, on note NA dans bouquet. Une nouvelle typologie de bouquets a néanmoins été élaboré dans la présente étude à partir des informations recueillis dans les parcelles échantillons.

2.9.2. Échantillonnage des parcelles dans les différents types d'environnement de lumière

La Figure 10 représente schématiquement les parcelles échantillons sous couvert forestier ainsi que les parcelles échantillons effectuées dans les trouées. Tous les points des parcelles échantillons sont géo-référencés (précision de moins de 10m avec une erreur de ± 15 m).

Les parcelles échantillons sous couvert forestier

Les parcelles échantillons sous couvert forestier font 400m^2 et sont circulaires (11.28m de rayon). Dans ces parcelles, la composition et le DHP sont notés pour tous les arbres avec un DHP égal ou supérieur à 9.1cm. Une photographie hémisphérique est aussi prise à 2 m de hauteur, au centre de la parcelle-échantillon afin de pouvoir caractériser la lumière.

Quatre micro-parcelles circulaires de 5 m^2 sont ensuite localisées à 5 m du centre vers le nord, le sud, l'est et l'ouest. Les individus d'espèces d'arbre et d'arbuste de plus de 20 cm de haut y sont dénombrés selon l'espèce et la taille (semis (moins de 1cm de DHP, mais plus de 20cm de hauteur) vs. gaule (entre 1 cm et 9.0 cm de DHP)). Une photographie hémisphérique est aussi prise à 2 m, au centre de la micro-parcelle afin de pouvoir caractériser la lumière. Pour chacune des cinq espèces clés (érable à épis, bouleau jaune, bouleau blanc, épinette blanche et sapin baumier), la hauteur, la croissance annuelle de la pousse de la dernière année et la microtopographie du site d'établissement de la tige la plus grande sont notés. On mesure la microtopographie en prenant la distance entre le point le plus bas de la micro-parcelle et le point où l'individu s'est établi. Pour cette information, la présence de bois mort (souches ou débris ligneux) et de roches est aussi notée.

Les parcelles échantillons dans les trouées

Dans chaque trouée, les mesures suivantes sont prises :

1- La taille des trouées

Afin de délimiter la trouée, on s'assure qu'il n'y a pas d'autres ouvertures sur une distance équivalent à au moins la hauteur d'un arbre du pourtour de la trouée (Gendreau-Berthiaum et Kneeshaw 2009). La taille de la trouée est ensuite mesurée en suivant la formule d'une ellipse (πab) et la mesure des 2 axes ($a =$ l'axe le plus long/2 et $b =$ l'axe perpendiculaire à $a/2$). La mesure des axes est délimitée par le début des branches de la capopée. La classe de DHP et le nom de l'espèce des arbres autour de la trouée sont notés. Tout comme pour les parcelles échantillons en milieu forestier fermé, une photo hémisphérique à 2 m est prise au centre de la trouée.

Des micro-parcelles circulaires de 5m² sont aussi utilisées pour la caractérisation de la régénération et la végétation compétitrice dans les trouées, soit 4 dans les petites trouées (à $a/2$ et $b/2$ du centre), 6 dans les moyennes trouées (2 autres sont ajoutées à $a/3$ et $2a/3$) et 8 dans les grandes trouées (2 autres sont ajoutées à $b/3$ et $2b/3$). Les micro-parcelles sont alignés sur les points cardinaux (Figure 10).

Dans chaque micro-parcelle, les mesures suivantes sont prises :

- Une photo hémisphérique à 2 m de hauteur est prise au centre de la trouée.
- La composition, la taille (semis et gaules) et le nombre des espèces arbustives et des arbres de moins de 9.1 cm de DHP, mais plus de 20 cm de hauteur.
- Pour chacune des cinq espèces clés (érable à épis, bouleau jaune, bouleau blanc, épinette blanche et sapin baumier), la hauteur, la croissance annuelle (de la dernière année), la compétition et la microtopographie du site d'établissement de la tige la plus grande sont mesurées.

La compétition est une mesure de la couverture foliaire pour la strate arbustive entre 0 et 6m de hauteur au-dessus d'un individu. La compétition est notée en pourcentage de couverture foliaire soit: 0%, 25%, 50%, 75% ou 100%. Cette mesure est prise directement au-dessus des 5 espèces clés à l'étude (érable à épis, bouleau jaune, bouleau blanc, épinette blanche et sapin baumier). La microtopographie est mesurée comme pour les parcelles-échantillons sous couvert forestier.

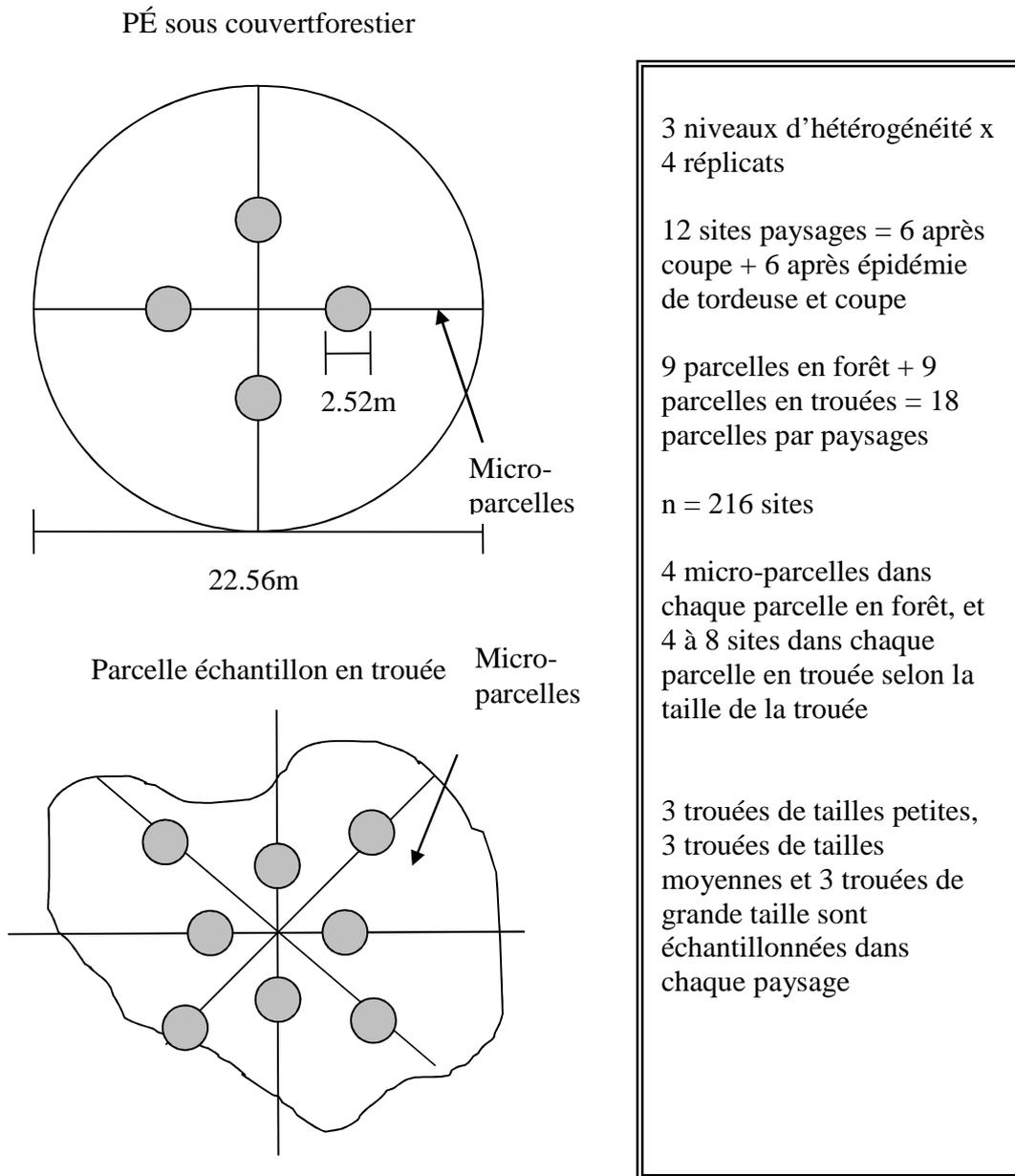


Figure 7. Représentation schématique des parcelles sous couvert forestier et en trouées.

2.10. Préparation de mesure et analyses de données

Les analyses pour répondre aux objectifs 5 à 9 sont décrites dans la présente section, les objectifs 1 à 4 ayant déjà été traités en entier dans les sections 2.1 à 2.4.

Pour développer la typologie des bouquets (Objectif 5) à partir des données terrains, nous avons utilisé la valeur médiane de chaque classe de taille [perches (10 à 19.9 cm) : 15 cm, moyens fûts (20 à 39.9 cm) : 30 cm, gros fûts (40 à 59.9 cm) : 50 cm et très gros fûts (> 59.9 cm) : 70 cm]. La

typologie a été réalisée en regroupant les différents bouquets selon la ressemblance de ceux-ci, en tenant compte de l'essence, de la classe de taille et de la surface terrière. Une fois les similarités entre les bouquets calculées, un dendrogramme a permis de distinguer les types de bouquets. L'analyse de *groupement* (logiciel R) utilisant les *k-means* a permis de regrouper les bouquets en 18 types. Ces 18 types de bouquets étant divisés en bouquets mixtes, feuillus ou résineux, la moyenne par essence et par classe de taille des bouquets appartenant à un même type a été calculée afin de pouvoir décrire la typologie des bouquets.

Pour analyser la distribution et la répartition des différents types de bouquets identifiés par la typologie (Objectif 6), nous avons utilisé les regroupements d'appellations cartographiques, les photos aériennes et les niveaux d'hétérogénéité. Pour les 12 paysages-échantillons sélectionnés (classés à partir des classes de l'indice composite d'hétérogénéité spatiale et les perturbations), nous avons superposé spatialement les 400 cellules (50m x 50m) des photos aériennes orthorectifiées et la localisation des 76 bouquets et des 9 parcelles forêts aux polygones écoforestiers à l'aide du logiciel ArcGIS. Ces opérations sont faites en plusieurs étapes à l'aide entre autres des données géoréférencées prises sur le terrain. Ainsi, toutes les informations sur le niveau d'hétérogénéité, sur les perturbations, sur les polygones écoforestiers, sur les cellules des photos-aériennes, sur les bouquets ainsi que sur les parcelles en forêt ont pu être reliées spatialement. Afin de faciliter les analyses, les polygones écoforestiers ont ensuite été regroupés en 27 regroupements d'appellation cartographique (RAC) selon les critères identifiés au Tableau 6.

Tableau 6. Description des regroupements d'appellation cartographique.

Regroupement d'appellation cartographique	G_ ESS code	Densité code	Hauteur code
BB2A	BB BJ	A et B	2
BB2C	BB BJ	C et D	2
BB3A	BB BJ	A et B	3
BB3C	BB BJ	C et D	3
BBR2A	BBR BBE BBS	A et B	2
BBR2C	BBR BBE BBS	C et D	2
BBR3A	BBR BBE BBS	A et B	3
BBR3C	BBR BBE BBS	C et D	3 et 4
BBR4A	BBR BBE BBS	A et B	4
	BJ-R BJ+R BJ-C BJ+C		
BJR2A	BJ+PB	A et B	2
	BJ-R BJ+R BJ-C BJ+C		
BJR2C	BJ+PB	C et D	2
	BJ-R BJ+R BJ-C BJ+C		
BJR3A	BJ+PB	A et B	3
	BJ-R BJ+R BJ-C BJ+C		
BJR3C	BJ+PB	C et D	3
ERBJ2A	ERBJ EO	A et B	2
ERBJ2C	ERBJ EO	C et D	2
ERBJ3A	ERBJ EO	A et B	3

R2A	ER EC EE ES SE EPB EPN	A et B	2
R2C	ER EC EE ES SE EPB EPN	C et D	2
R3C	ER EC EE ES SE EPB EPN	C et D	3 et 4
RBB3A	RBB EBB SBB	A et B	3 et 4
RBB3C	RBB EBB SBB	C et D	3
RBB4C	RBB EBB SBB	C et D	4
RBJ3C	RBJ- CBJ- CBJ+	C et D	3
ERBB2C	ERBB	C et D	2
ERFT2A	ERFT ER	A et B	2
R3A	ER EC EE ES SE EPB EPN	A et B	3
PE2A	PE	A et B	2

Le nombre de bouquets par type de bouquet (18) et par type de couvert (feuillus, mixtes et résineux) a été calculé 1) pour chaque RAC, 2) pour chaque classe d'hétérogénéité spatiale (Homogène, Moyen, Hétérogène) et 3) pour chaque type de perturbations (Coupe et Coupe+Épidémie). Le pourcentage de bouquets selon le type de couvert (feuillus, mixtes et résineux) a aussi été calculé pour les RAC, les niveaux d'hétérogénéité et les types de perturbations. Ces informations ont permis de calculer la richesse et la diversité en type de bouquets pour les RAC, les niveaux d'hétérogénéité et les types de perturbations.

Richesse spécifique en types de bouquets :
$$\frac{\text{Nombre de type de bouquet différent}}{\text{Nombre total de bouquets}}$$

Diversité en type de bouquets :
$$-\sum_{i=1}^s (p_i * \log(\text{base } 2)[p_i])$$

I= Type de bouquet, S= Nombre de type de bouquet différents, Pi= Proportion du type de bouquets (I) sur le nombre total de type de bouquet

Pour les différentes variables, les moyennes de diversité ont été comparées (ANOVA) afin de voir s'il y a des différences significatives (seuil de confiance de 0.05). À noter que nous avons ajusté les données de richesse et de diversité en type de bouquets par RAC avec le nombre de bouquets présents dans chaque RAC selon leur propre courbe de raréfaction. Nous avons ainsi pu prédire à l'aide d'équation, la richesse et la diversité en type de bouquets selon le nombre total de bouquets par RAC. Cette valeur prédite fut comparée à la valeur de richesse et de diversité en type de bouquets réelle afin de voir quels sont les RACs les moins diversifiés et quels sont les RACs les plus diversifiés.

Pour répondre à l'objectif 7, plusieurs étapes ont été effectuées.

Premièrement la densité moyenne (ainsi que l'erreur standard et l'écart type selon le cas) de semis, de gaules et du total pour les cinq espèces clés, les espèces envahissantes, ainsi que toutes les autres espèces observées ont été calculé. Nous avons aussi calculé la densité selon des regroupements d'essences afin de faciliter la compréhension des résultats. Les groupements sont les suivants :

- 1- Espèces d'arbres feuillues : Bouleau à papier (Bop), Bouleau jaune (Boj), Érable à sucre (Ers) et Érable rouge (Eor)
- 2- Espèces d'arbres résineuses : Sapin baumier (Sab), Épinette noire (Epn), Épinette blanche (Epb), Thuya de l'est (Tho)
- 3- Espèces d'arbustes compétiteurs : Érable à épis (Ere), Noisetier à long bec (Nol), Viorne cassinoïde (Vic), Viorne à feuilles d'aulne (Via), Cerisier de Pennsylvanie (Cep)

Les moyennes de la densité ont été comparés (ANOVA) afin de voir s'il y a des différences significatives (seuil de confiance (0.05)) pour les variables catégoriques suivantes :

- 1- Les types de bouquets (les 18 types identifiés par la typologie)
- 2- La composition des bouquets (Feuillue, Mixte, Résineux)
- 3- Les différents environnements de lumière (Parcelle en forêt, Petite trouée, Moyenne trouée et Grande trouée)
- 4- L'hétérogénéité spatiale du paysage (Hétérogène, Homogène et Moyen)
- 5- L'historique des perturbations (Coupes et Coupes + Épidémies)

Pour les variables numériques, nous avons utilisé des régressions linéaires afin de voir s'il y a des relations significatives avec la densité en espèce (seuil de confiance (0.05)). Les variables numériques sont les suivantes :

- 1- L'hétérogénéité spatiale du paysage (en %)
- 2- La grandeur de la trouée (en m²)
- 3- La quantité de lumière (en %)
- 4- La densité (Nd/m² ou Nb/ha)
- 5- La proportion du couvert en essences feuillues (en %)
- 6- La surface terrière (m²/m²)

Pour l'analyse de la régénération dans les types de bouquets, nous avons regroupé les données des différentes parcelles en forêt selon le type de bouquet dans lequel elles se trouvaient. Nous avons utilisé la densité moyenne pour les 4 micro-parcelles totalisant 20m². Dans les parcelles trouées, ainsi que les analyses qui regroupent les différents environnements de lumière, nous avons utilisé la densité par micro-parcelle de 5m², vu le nombre variable de micro-parcelles par trouée et l'effet de la position dans la trouée. La croissance et la diversité (selon l'indice de Shannon-Weaver) ont été analysées de la même manière que pour la densité.

Pour la diversité, nous avons utilisé la totalité des espèces identifiées dans nos micro-parcelles :

$$H = - \sum_{i=1}^s (p_i * (\log_2 p_i))$$

I= une espèce, S= le nombre total d'espèce, Pi= Proportion (nb)de l'espèce (i) sur le total (nb) pour toutes les espèces

Nous avons produit des modèles ANOVA pour modéliser les trois variables dépendantes suivantes : la densité, la croissance pour une de nos espèces clés et la diversité. Le modèle testé est le suivant :

Variable dépendante = fct (Environnement de lumière + Hétérogénéité Spatiale du paysage + Historique des perturbations + interactions de deuxième niveau entre ces 3 facteurs)

La moyenne de la croissance selon pour les cinq espèces clés a aussi été comparée (ANOVA) en fonction de la position dans la trouée (N, S, E, O), la taille (semis ou gaule), la compétition (selon les classes de %), la microtopographie (présence ou absence) et le brout (présence ou absence).

Pour répondre à l'objectif 8, nous avons d'abord calculé le pourcentage moyen de la superficie (%) occupée par chaque regroupement de polygones (RAC) selon le niveau d'hétérogénéité spatiale et la perturbation par rapport à la superficie totale des sites d'étude. Ainsi, il fut possible de combiner les informations afin de faire le design de stratégies sylvicoles adaptées et de raffiner les informations sur les polygones forestiers.

Résultats

4.1. Les peuplements dégradés de la sapinière à bouleau jaune

La proportion de peuplement de faible densité (code C et D) dont l'appellation cartographique correspond à RBJ, BJR d'âge moyen et vieux dans la sapinière à bouleau jaune des UAFs 073-51 et 073-52 est de 67% et 85% respectivement. Les peuplements mixtes RBJ, BJR de faible densité (C et D) représentent environ 5.5% et 4% de la superficie totale de l'UAF 073-51 et 073-52. Ces peuplements ne sont pas nécessairement dégradés, mais ont de plus fortes chances de l'être. Le Tableau 7 représente sommairement la superficie, le nombre de peuplements et la proportion de peuplements potentiellement dégradés ou de plus faible densité pour les deux différentes UAFs.

Tableau 7. Statistiques des peuplements mixtes potentiellement dégradés de la sapinière à bouleau jaune des UAFs 73-51 et 73-52.

UAFs	Nombre total de peuplement Superficie totale	Nombre de peuplement RBJ, BJR d'âge moyen et vieux	Nombre et superficie de RBJ, BJR d'âge moyen et vieux de densité C et D	% des RBJ, BJR d'âge moyen et vieux qui sont dégradés	% des RBJ, BJR d'âge moyen et vieux dégradés sur le total de l'UAF
73-51	19406 (180244 ha)	2305	1537 (14054 ha)	67%	5.5%
73-52	18044 (166893 ha)	1197	1017 (9449.6 ha)	85%	4%

4.2. Les perturbations naturelles importantes (coupe et TBE) en liens avec les peuplements dégradés

Le pourcentage de peuplements potentiellement dégradés est plus important après perturbation (coupe ou épidémie de TBE). En l'absence de perturbation recensé pour cette période dans les inventaires décennaux, près de 70% des peuplements mixtes (BjR et RBj, d'âge moyen ou vieux) sont de densité A ou B. De plus, plus de 52% des peuplements après épidémie légère de TBE sont de densité B. Cependant, après différent type de coupe, il n'y a qu'entre 2 et 28% des peuplements mixtes (BjR et RBj, d'âge moyen ou vieux) qui sont de densité A ou B (Figure 8).

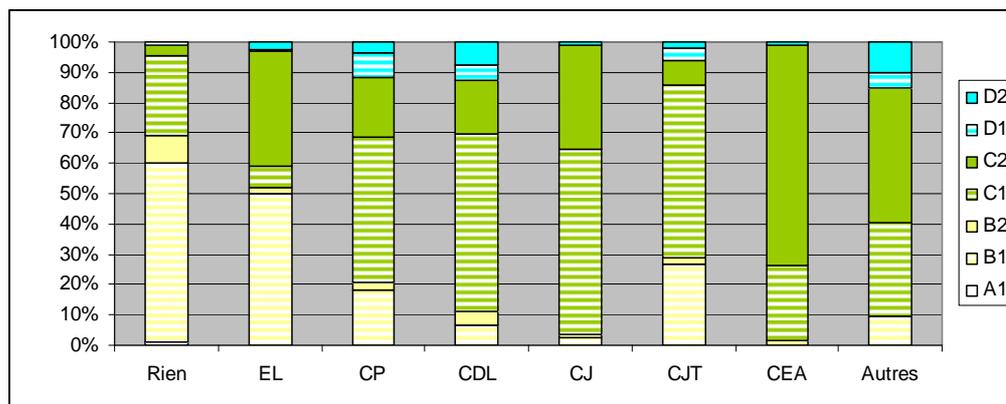


Figure 8. La densité associée au différent traitement dans les UAF 72-51 et 72-52. Les lettres donne les classes de densité alors que les chiffres qui les suivent indiquent l'UAF (1=72-51, 2=72-52). Perturbation : EL : épidémie de TBE légère, CP : coupe partiel, CDL : coupe à diamètre limite, CJ : coupe de jardinage, CJT : coupe de jardinage par troués.

Si l'on combine les 2 UAFs, on constate que les densités A sont associées à une absence de perturbation depuis environ 30-40 ans tandis que les densités B, avec plus de la moitié sans perturbation et près de 30% après épidémie légère. D'un autre côté, les densités C et D sont majoritairement associées avec diverses perturbations de type coupe (Figure 9).

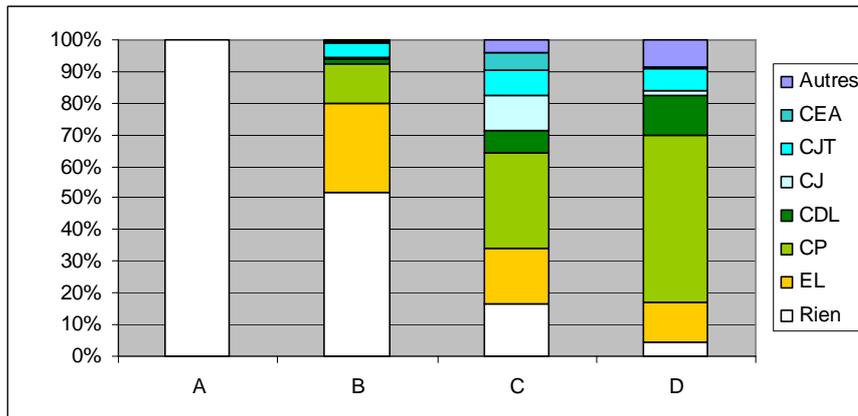


Figure 9. La densité des peuplements associés avec les différentes perturbations. La densité des peuplements est la suivante : 90% pour la classe de densité A; 70% pour la classe B; 50% pour la classe C; et 32% pour la classe D. Perturbation : Rien : rien, EL : épidémie de TBE légère, CP : coupe partiel, CDL : coupe à diamètre limite, CJ : coupe de jardinage, CJT : coupe de jardinage par trouées.

Pour la zone à l'étude, la densité moyenne pondérée des peuplements en absence de perturbation depuis environ 30-40 ans est d'environ 64% (Tableau 8). Celle-ci diminue à environ 60% après épidémie légère (depuis environ 30-40 ans) et entre 50 et 55% après différent type de coupe partiel (depuis environ 30-40 ans). Pour les différents types de coupe partielle, c'est la coupe de jardinage par trouée qui offre une densité moyenne plus élevée, la coupe à diamètre limite nous donne les densités les plus faibles.

Tableau 8. La densité moyenne des peuplements pondérés pour chaque type de perturbation. Perturbation : EL : épidémie de TBE légère, CP : coupe partiel, CDL : coupe à diamètre limite, CJ : coupe de jardinage, CJT : coupe de jardinage par troués.

Perturbation	Densité
Rien	63.9%
EL	59.9%
CJT	54.7%
CP	52.1%
CJ	50.5%
CEA	50.2%
CDL	49.9%
Autres	49.2%

4.3. *Modèle théorique d'hétérogénéité spatiale du paysage (à grande échelle)*

Les 4 indices d'hétérogénéité spatiale sont présentés ci-dessous. On retrouve plusieurs zones où la taille moyenne des peuplements est faible (de 0,1 à 12,3 ha) vers le centre/ouest de la zone d'étude (Figure 10), notamment dans l'UAF 072-52. Les zones où la taille moyenne des peuplements est moyenne (de 12,3 à 18,4 ha) sont largement présentes sur le territoire. On retrouve plusieurs peuplements de très grande taille (28,7 à 122 ha) dans la partie sud-est du territoire à l'étude, notamment dans l'UAF 072-51.

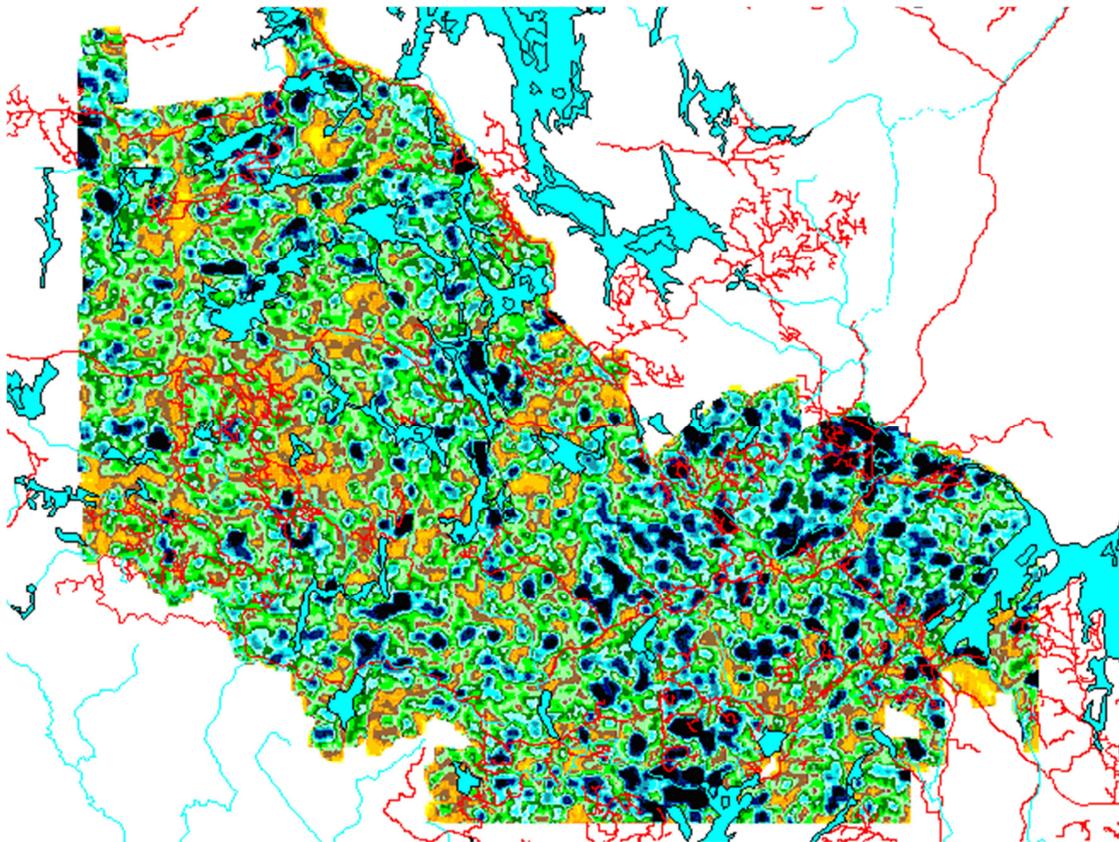


Figure 10. Taille moyenne des peuplements. Les couleurs jaune/orange représente des zones où la taille moyenne des peuplements est de 0.1 à 12.3 ha, le vert de 12.3 à 18.4 ha, le bleu de 18.4 à 28.7 et le noir de 28.7 à 122 ha.

La densité moyenne pondérée des peuplements dans la zone d'étude est représentée à la figure 11. Des zones donc les peuplements sont de densité faible (entre 32 et 46.5%) se trouvent principalement à l'ouest, notamment dans l'UAF 072-52, tandis que les zones de densité forte (entre 63,9 et 90%) se retrouvent majoritairement à l'est de la zone d'étude, notamment dans l'UAF 072-51.

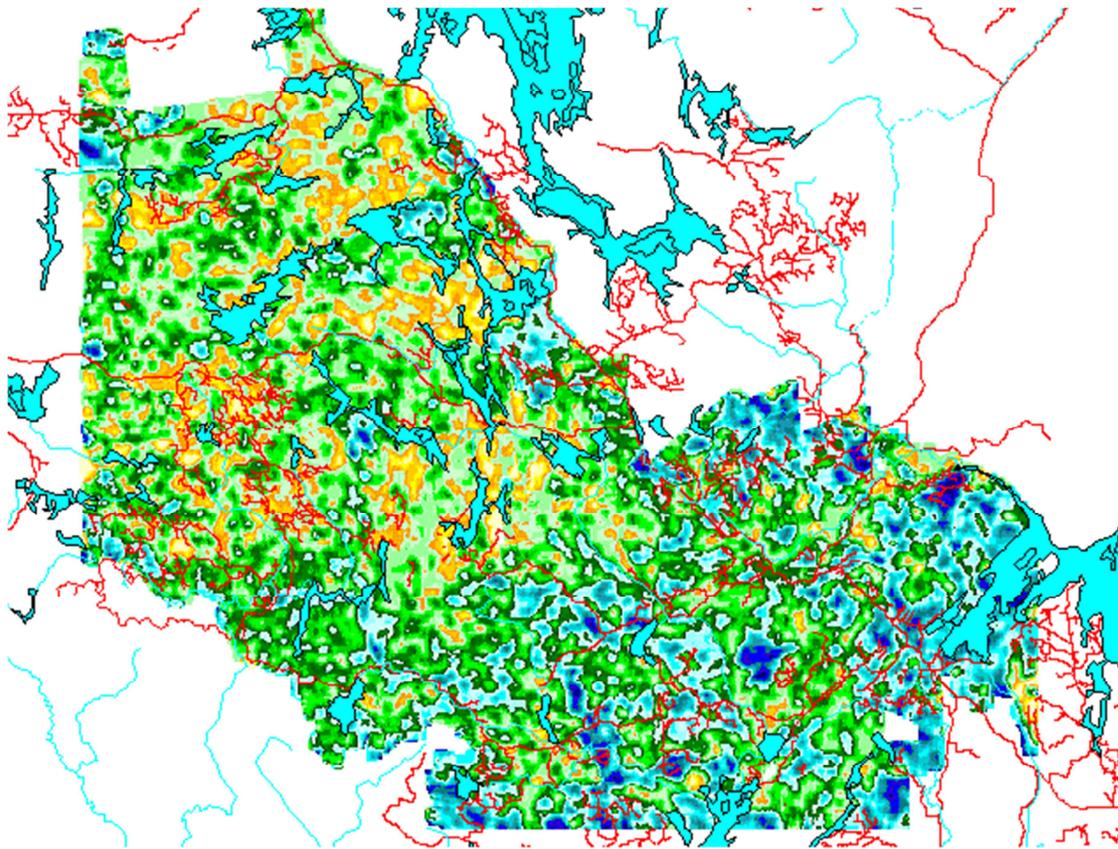


Figure 11. La densité moyenne pondérée des peuplements. La couleur jaune/orange représente des densités moyennes pondérées entre 32 et 46.5%, le vert entre 46.5% et 63.9% et le bleu entre 63.9 et 90%.

La variété moyenne et la diversité moyenne des secteurs est localisée de façon plutôt aléatoire dans la zone d'étude (Figure 12 et 13). La diversité moyenne des secteurs variant de 0.028 à 3.30 pour la zone d'étude.

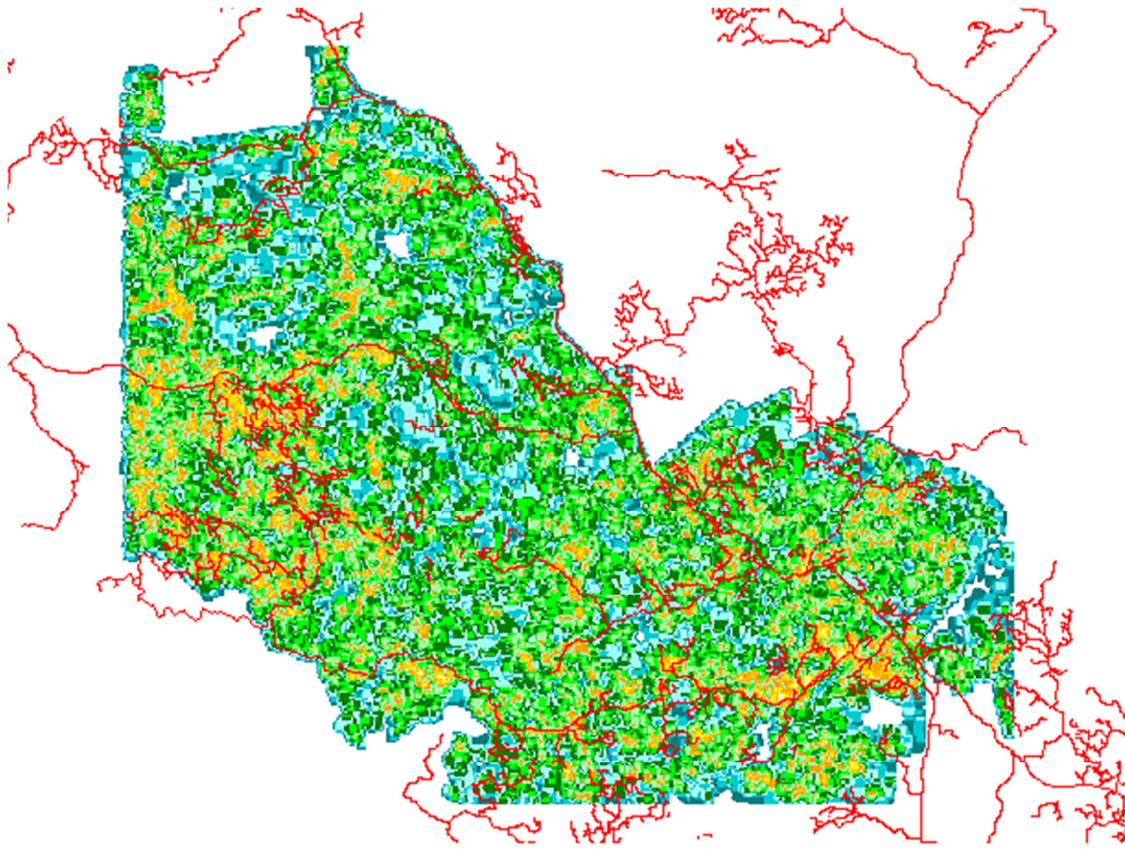


Figure 12. La variété moyenne des secteurs. La couleur jaune/orange représente des indices de variétés entre 0 et 41%, le vert entre 50 et 66% et le bleu entre 75 et 91%.

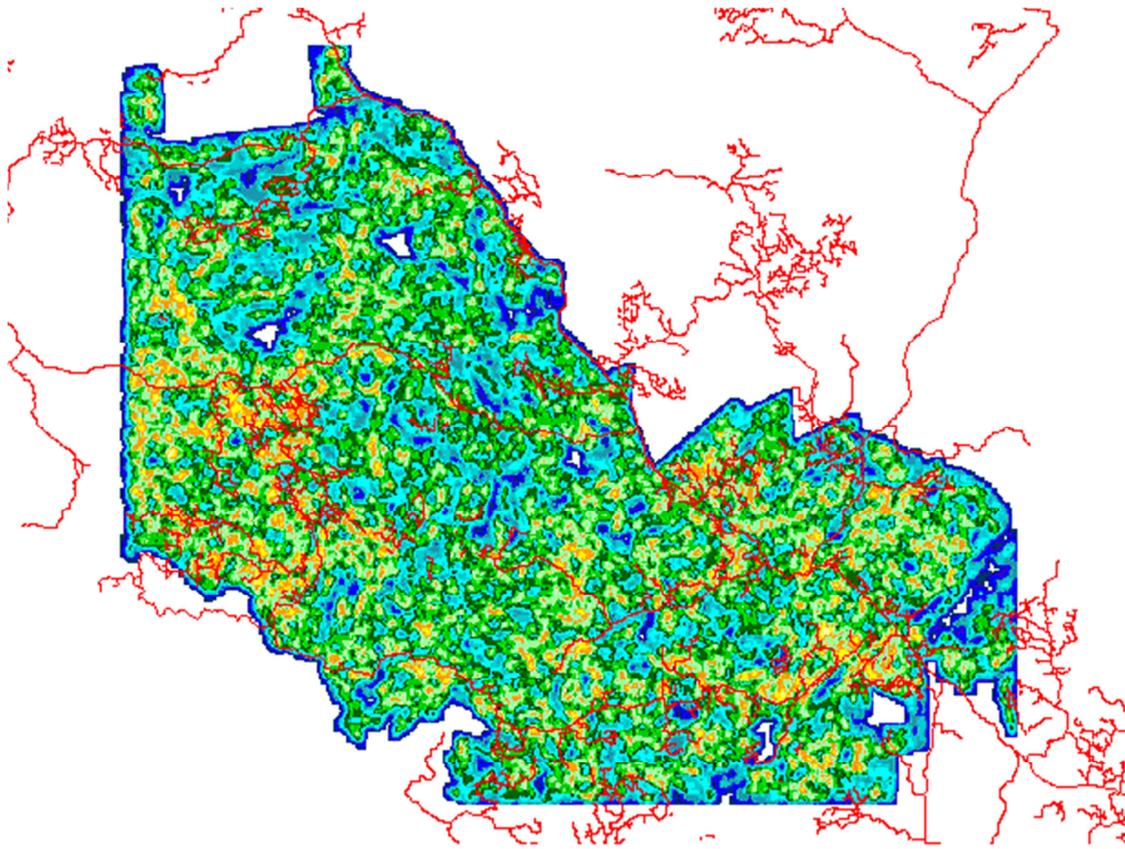


Figure 13. Diversité moyenne des secteurs. La couleur jaune/orange représente des indices de diversité forte soit entre 2.48 et 3.30, le vert entre 1.66 et 2.48 et le bleu représente des indices de diversité plus faible soit entre 0.028 et 1.66.

L'indice composite de l'hétérogénéité spatiale, qui combine tous ces 4 indicateurs, de la zone à l'étude est représenté à la figure 14. On note entre autre une zone de forte hétérogénéité spatiale au centre/ouest de l'UAF 072-52.

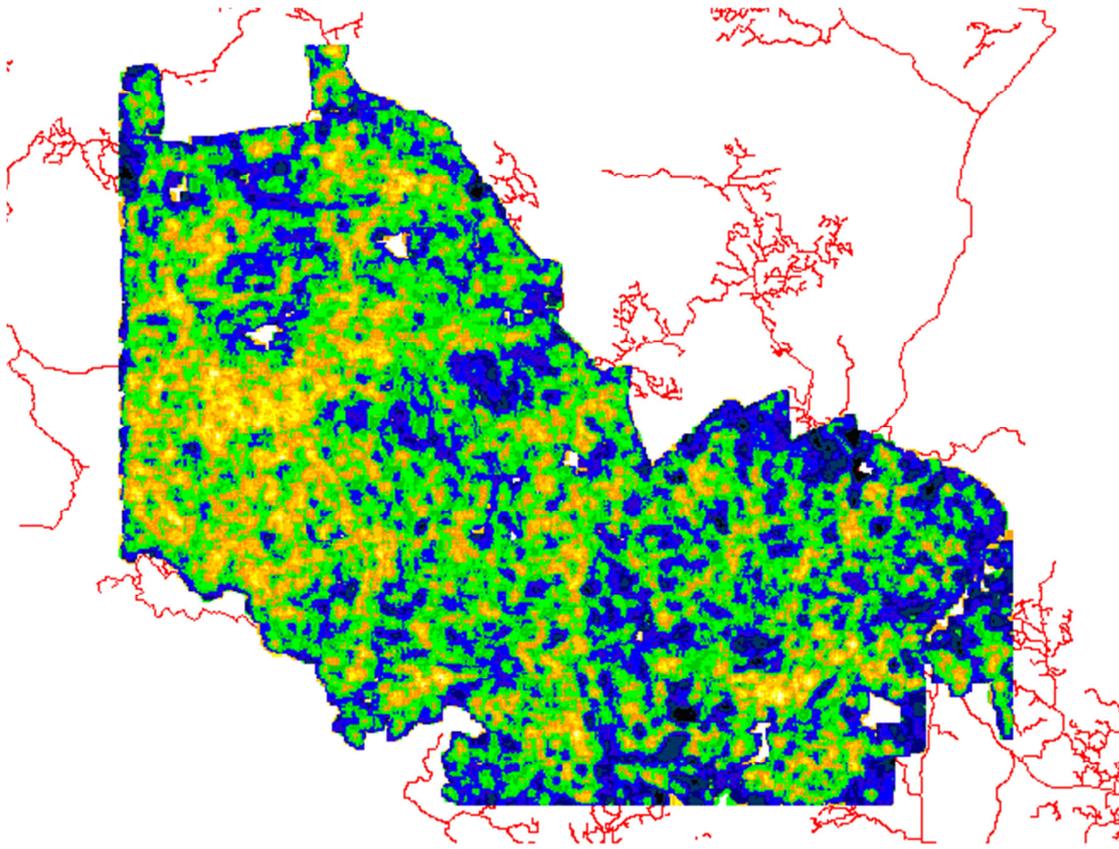


Figure 14. Indice composite de l'hétérogénéité spatiale du paysage pour tous les secteurs. Le code de couleur associé à l'hétérogénéité spatiale est le suivant : jaune pâle = très hétérogène, orange = hétérogène, vert moyennement hétérogène, bleu = homogène, bleu foncé = très homogène.

4.4. Caractérisation spatiale de l'hétérogénéité de la forêt à l'échelle des peuplements à l'aide de photos aériennes

Nous avons schématisé la cartographie des contrastes observés par paysages (Annexe 1). On observe que les paysages avec une hétérogénéité spatiale basse calculée à partir des caractéristiques des polygones présentent une organisation spatiale plus contrastée que ceux avec un haut niveau d'hétérogénéité spatiale. De plus, on observe que l'effet des épidémies a tendance à rendre le paysage moins contrasté, peu importe le niveau d'hétérogénéité spatiale.

Ces résultats sont confirmés par les analyses statistiques. L'ANOVA montre qu'il existe des différences significatives entre les niveaux d'hétérogénéité spatiale, les deux historiques de perturbations, et l'interaction entre ces deux facteurs (Tableau 9). Ainsi, contrairement à ce qu'on s'attendait, le niveau de contraste entre les cellules voisines de 50mX50m est plus bas lorsque l'indice d'hétérogénéité spatiale du paysage calculé à partir des caractéristiques des peuplements

est élevé et inversement (Figure 15). Le contraste entre les cellules est plus bas dans les paysages ayant été perturbés par l'épidémie de TBE et la coupe que seulement par la coupe (Figure 16). On constate que les effets des classes d'hétérogénéité spatiale sur l'indice de contraste entre les cellules n'est pas le même selon l'historique de perturbations (Figure 17).

Tableau 9. Tests des effets sur l'indice de contraste dans l'ANOVA

Source	Somme des carrés de type		Moyenne des carrés		
	III	ddl	D	Sig.	
Modèle corrigé	4,525 ^a	5	,905	11,416	,000
Ordonnée à l'origine	1148,685	1	1148,685	14488,517	,000
Perturbation	2,907	1	2,907	36,662	,000
Classe_hétérogénéité spatiale_GIS	1,316	2	,658	8,296	,000
Perturbation * Classe_hétérogénéité spatiale_GIS	,352	2	,176	2,220	,109
Erreur	950,913	11994	,079		
Total	2176,183	12000			
Total corrigé	955,439	11999			

a. $R^2 = .005$ ($R^2_{\text{ajusté}} = .004$)

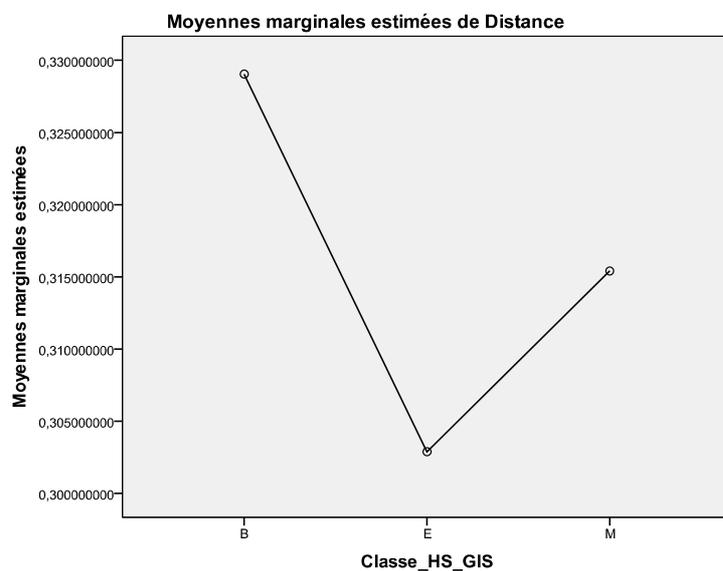


Figure 15. Moyennes estimées des indices de contraste selon le niveau d'hétérogénéité spatiale.

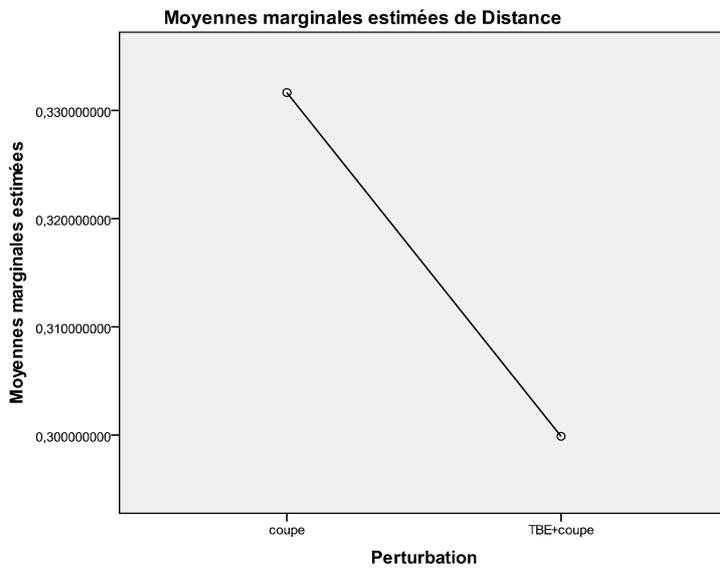


Figure 16. Moyennes estimées des indices de contraste selon l'historique de perturbations.

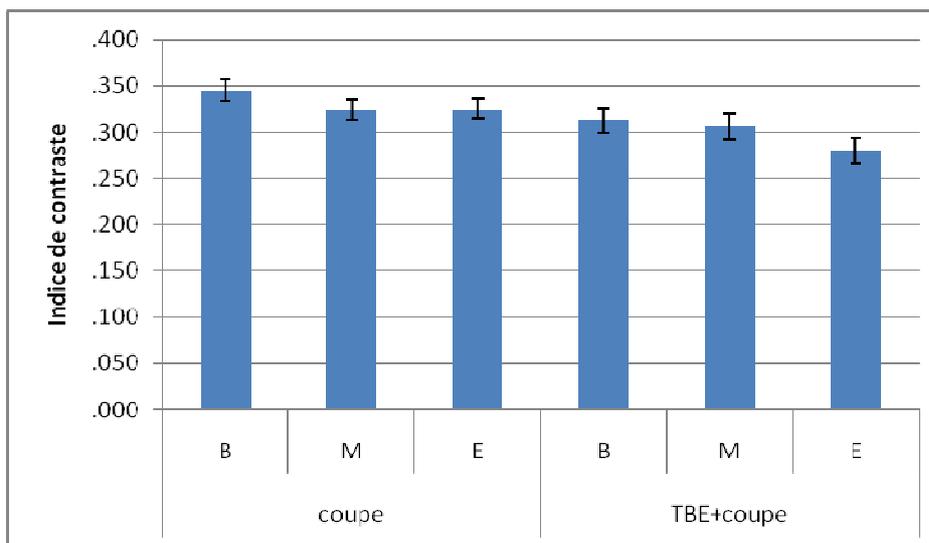


Figure 17. Moyennes marginales estimées des indices de contraste par niveau d'hétérogénéité spatiale (B= bas, M=modéré, E=élevé) selon l'historique de perturbations.

Bien que nous ayons décelé des différences significatives entre les niveaux d'hétérogénéité spatiale, il n'existe pas de corrélation significative entre la valeur d'hétérogénéité spatiale calculée à l'échelle du paysage avec notre indice composite et la moyenne de l'indice de contraste entre les cellules (Tableau 10). En fait, aucun paramètre décrivant la distribution de

fréquence des indices de contrastes entre les cellules d'un paysage n'est en fait significativement relié avec l'indice composite d'hétérogénéité spatiale du paysage (Tableau 10).

Tableau 10. Corrélations de Pearson entre les l'indice d'hétérogénéité spatiale calculé à partir des polygones des cartes écoforestières et les paramètres de distribution de fréquence des indices de contrastes entre les cellules.

	Corrélation de Pearson Alpha	
Ratio_cime	-.516*	.049
Ratio_compo	-.428	.112
Moyenne	.268	.335
Mode	.243	.383
Ecart-type	.193	.490
Maximum	.205	.463
D*_10	.202	.469
D_20	.004	.989
D_30	-.097	.731
D_40	.000	1.000
D_50	.078	.782
D_60	.113	.689
D_70	.146	.605
D_80	.210	.453
D_90	.370	.175

*D=Décile de la distribution de fréquence

La répartition spatiale (agrégée ou mélangée) des classes de cime et de la composition (feuillus versus résineux) dans les cellules est différente selon les 3 niveaux d'hétérogénéité spatiale des paysages ($P(\text{Chi carré}) < 0.001$). On observe une proportion plus élevée de répartition mélangée des classes de cime dans les paysages à hétérogénéité spatiale basse (83%) que dans ceux à hétérogénéité spatiale modérée (73%) et élevée (74%). On note, en effet, que l'indice d'hétérogénéité spatiale est négativement corrélé avec la proportion de cellules dans le paysage avec une répartition spatiale de classes de cime mélangée (Variable Ratio_cime dans le Tableau 10).

Ce constat est pratiquement le même pour ce qui est de la répartition spatiale de la composition à l'intérieur des cellules; on observe une proportion plus élevée de répartition mélangée de la composition dans les cellules dans les paysages à basse hétérogénéité spatiale (84%) que dans ceux à hétérogénéité spatiale modérée (77%) et élevée (76%) et l'indice d'hétérogénéité spatiale est négativement corrélé avec la proportion de cellules dans le paysage avec une répartition spatiale mélangée de la composition (Variable Ratio_compo dans le Tableau 10). Cependant, cette dernière corrélation n'est pas significative.

L'effet de l'historique de perturbations est aussi important sur la répartition spatiale (agrégée ou mélangée) des classes de cime et de la composition (les feuillus versus les résineux) dans les cellules. On observe une proportion significativement ($P(\text{Chi carré}) < 0.001$) plus élevée de répartition spatiale mélangée dans les paysages ayant été perturbés par la coupe seulement des classes de cimes (81% versus 73%) et de la composition (84% versus 75%). Ainsi, bien que la TBE ait réduit le contraste entre les cellules de 50mX50m, on observe à l'intérieur des cellules des agrégats tant au niveau de la structure que de la composition, favorisant une plus fortes hétérogénéité à très fine échelle.

4.5. Typologie des bouquets incluant les peuplements dégradés

L'analyse de similarité et de groupement des parcelles-échantillons a permis d'identifier 18 types de bouquets. Le nombre de bouquets utilisé pour cette analyse est de 853 car certains ont dû être enlevés en raison de la présence de chemins, de trouées, de coupe récente et de cours d'eau. Parmi les 853 bouquets utilisés, 111 sont résineux, 489 sont mixtes et 263 sont feuillus.

Les 111 bouquets résineux ont été regroupés en trois types de bouquets, la description détaillée de ces bouquets se retrouve au tableau 12. Le plus commun étant le type 2 (N=58), décrit comme un peuplement de sapin, d'épinette noire et de bouleau blanc de surface terrière moyenne à faible (Tableau 11). Le type de bouquet le plus rare, le type 1 (N=21) lui est décrit comme un bouquet composé majoritairement de thuya de différents diamètres avec une forte surface terrière.

Bouquets résineux

Tableau 11. Description synthétique des types de bouquets résineux

Bouquets résineux	Description résumé des bouquets
1	Dominance des moyens fûts (THO) et des perches (THO), présence moyennes des gros fûts (THO), forte surface terrière (31) N= 21
2	Dominance des perches (SAB, EPN, BOP), présence moyennes des moyens fûts (EPN, SAB, BOP), surface terrière moyenne (22) N=58
3	Dominance des perches (SAB, EPN), présence faible des moyens fûts (THO, BOJ) et des gros fûts (THO, PIB), pourcentage des gaules très élevé(SAB), faible surface terrière (18) N=32

Tableau 12. Description détaillée, par classe de taille et groupes d'essence des types de bouquets résineux

Bouquets résineux	Classe de taille	Essences											Total
		Autre F	Autre R	BOJ	BOP	EOR	EPB	EPN	ERS	PIB	SAB	THO	
1 Gaules		0,0	0,0	3,5	1,0	4,1	0,5	1,2	0,0	1,0	8,7	7,3	N.A.
	2	1,3	0,5	0,3	4,9	2,3	2,5	3,7	0,2	0,6	13,2	0,7	N.A.
	3	0,0	0,0	1,4	7,3	0,0	0,9	14,2	0,0	0,0	47,2	1,4	N.A.
1 Perches		0,0	0,0	0,2	1,4	0,1	0,3	0,5	0,0	0,0	1,1	1,9	5,4
	2	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,8	1,7	0,0	0,3	2,4	0,3	7,3

3		0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	3,1	0,1	6,5
1	Moyenfûts	0,0	0,0	0,4	1,0	0,2	0,7	0,6	0,0	0,0	0,7	3,8	7,3
2		0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5	1,0	0,0	0,2	0,7	0,3	3,4
3		0,0	0,0	0,4	0,3	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,2	0,5	1,8
1	Grand fûts	0,0	0,0	0,4	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	2,0	3,0
2		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
3		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,6
1	Total (ST)	0,0	0,0	1,0	2,6	0,3	1,0	1,1	0,0	0,2	1,7	7,8	31,0
2		0,0	0,1	0,1	2,2	0,1	1,4	2,7	0,0	0,6	3,1	0,6	22,0
3		0,0	0,0	0,5	1,2	0,0	0,1	2,9	0,0	0,2	3,3	0,8	18,0

Les 489 bouquets mixtes ont été regroupés en neuf types de bouquets, le plus commun étant le type 6 (N=135) et le plus rare le type 5 (N=12) (Tableau 13). La description détaillée de ces bouquets se retrouve au tableau 14.

Bouquets mixtes

Tableau 13. Description synthétique des types de bouquets mixtes

Bouquets mixtes	Description résumé des bouquets
1	Pourcentage des gaules très élevé (SAB), présence équilibrée des perches (SAB, BOP) et des moyens fûts (BOP, BOJ), surface terrière (19) N=36
2	Pourcentage des gaules élevé (EOR, SAB), présence équilibrée des perches (SAB, BOP) et des moyens fûts (BOP, BOJ), surface terrière (21) N=48
3	Pourcentage des gaules élevé (BOP, SAB), présence des perches élevées (BOP, SAB), surface terrière (20) N=32
4	Dominance des moyens fûts (THO, BOP, BOJ) et des perches (THO, SAB, BOP), présence moyennes des gaules (SAB, THO), présence faible des gros fûts (THO, BOJ), forte surface terrière (27) N=38
5	Présence équilibrée des moyens fûts (SAB, BOP, BOJ) et des perches (SAB, BOP, BOJ), présence moyennes des gaules (AUF), faible surface terrière (17) N=12
6	Dominance des moyens fûts (BOJ, EPB) et des perches (SAB, EOR, BOJ), présence faible des gros fûts (BOJ, EPB), surface terrière (23) N=135
7	Présence équilibrée des moyens fûts (BOJ, EPB) et des perches (SAB), présence moyennes des gaules (SAB), surface terrière (23) N= 53
8	Dominance des moyens fûts (BOJ, THO) et des gros fûts (BOJ, THO), présence moyenne des perches (SAB, THO), forte surface terrière (30) N=29
9	Dominance des perches (BOP, SAB), présence moyennes des moyens fûts (BOP, SAB), surface terrière (25) N=106

Tableau 14. Description détaillée, par classe de taille et groupes d'essence des types de bouquets mixtes

Bouquets mixtes	Classe de taille	Essences													Total
		Autre F	Autre R	BOJ	BOP	EOR	EPB	EPN	ERS	PET	PIB	SAB	THO		
1	Gaules	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	80,0	0,0	N.A.	
2		0,0	0,0	0,0	2,0	25,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	0,0	N.A.	

3	0,0	0,0	2,0	20,0	0,0	0,0	13,0	0,0	0,0	0,0	34,0	0,0	N.A.
4	0,0	0,0	2,0	3,0	3,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	16,0	15,0	N.A.
5	38,0	0,0	2,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	N.A.
6	1,0	0,0	2,0	3,0	7,0	1,0	0,0	1,0	0,0	0,0	10,0	0,0	N.A.
7	0,0	0,0	5,0	1,0	0,0	2,0	0,0	1,0	0,0	0,0	33,0	0,0	N.A.
8	0,0	0,0	1,0	1,0	6,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,0	7,0	N.A.
9	1,0	0,0	1,0	9,0	3,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	12,0	0,0	N.A.
1 Perches	0,0	0,0	0,4	0,7	0,2	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	2,1	0,3	4,1
2	0,0	0,0	0,3	0,7	0,6	0,5	0,2	0,0	0,0	0,0	2,4	0,1	4,9
3	0,0	0,0	0,3	2,5	0,3	0,1	0,5	0,0	0,0	0,0	2,9	0,1	6,7
4	0,0	0,0	0,4	0,8	0,2	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	1,3	1,4	4,6
5	0,1	0,0	0,9	1,2	0,5	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	4,3
6	0,0	0,0	0,7	0,5	0,8	0,3	0,1	0,2	0,0	0,0	1,7	0,1	4,4
7	0,0	0,0	0,6	0,7	0,6	0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	2,6	0,2	5,3
8	0,0	0,0	0,5	0,2	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,6	3,0
9	0,0	0,0	0,3	2,9	0,6	0,5	0,3	0,1	0,1	0,0	2,7	0,0	7,5
1 Moyenfûts	0,0	0,0	0,8	1,0	0,4	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,3	0,5	3,6
2	0,0	0,0	1,0	1,2	0,7	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,6	0,2	4,8
3	0,0	0,0	0,4	1,0	0,3	0,3	0,5	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	2,8
4	0,0	0,0	1,0	1,8	0,3	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0	0,4	2,6	6,9
5	0,4	0,0	0,6	0,9	0,6	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	3,9
6	0,0	0,0	1,4	0,7	0,8	0,9	0,2	0,2	0,0	0,0	0,9	0,1	5,3
7	0,0	0,0	1,3	0,8	0,6	0,9	0,2	0,1	0,0	0,0	0,7	0,4	5,0
8	0,0	0,0	2,3	0,3	0,4	0,4	0,3	0,1	0,0	0,0	0,3	2,3	6,6
9	0,0	0,0	0,2	1,3	0,4	0,6	0,6	0,1	0,0	0,0	1,0	0,1	4,3
1 Grand fûts	0,1	0,0	0,5	0,3	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,3	1,4
2	0,1	0,0	0,5	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,2
3	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	0,7
4	0,1	0,0	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,9	1,5
5	0,1	0,0	0,3	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,6
6	0,1	0,0	1,0	0,2	0,1	0,3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	1,7
7	0,1	0,0	0,6	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,3	1,3
8	0,1	0,0	2,4	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	2,0	4,7
9	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,7
1 Total (ST)	0,1	0,0	1,8	2,0	0,7	0,7	0,5	0,0	0,0	0,1	2,5	1,0	19,0
2	0,1	0,0	1,9	2,1	1,4	1,2	0,8	0,1	0,0	0,0	3,1	0,3	21,0
3	0,1	0,0	0,8	3,6	0,6	0,4	1,0	0,0	0,2	0,2	3,1	0,4	20,0
4	0,1	0,0	1,8	2,7	0,5	0,6	0,6	0,1	0,0	0,1	1,7	4,9	27,0
5	0,6	0,0	1,7	2,2	1,1	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	2,6	0,2	17,0
6	0,1	0,0	3,1	1,4	1,8	1,4	0,3	0,5	0,0	0,1	2,6	0,3	23,0
7	0,1	0,0	2,4	1,6	1,2	1,6	0,2	0,1	0,1	0,2	3,2	0,9	23,0
8	0,1	0,0	5,1	0,5	0,9	0,5	0,4	0,2	0,0	0,0	1,6	4,9	30,0
9	0,1	0,0	0,6	4,4	1,0	1,2	0,9	0,2	0,2	0,1	3,7	0,2	25,0

Bouquets feuillus

Les 263 bouquets feuillus ont été regroupés en six types de bouquets, le plus commun étant le type 5 (N=84) (Tableau 15). Ce type bouquet correspond à un peuplement composé de bouleau

jaune (moyen et gros fût), ainsi que des perches d'érable rouge et de sapin, avec une surface terrière moyenne. La description détaillée de ces bouquets se retrouve au tableau 16.

Tableau 15. Description synthétique des types de bouquets feuillus

Bouquets feuillus	Description résumé des bouquets
1	Dominance des moyens fûts (ERS, BOJ), présence moyenne des perches (ERS, EOR, BOJ) et présence faible des gros fûts (BOJ, ERS), surface terrière (23)N=57
2	Dominance des moyens fûts (BOJ, BOP, EOR), présence moyenne des perches (SAB, BOP, EOR) et présence faible des gros fûts (BOJ), pourcentage des gaules élevé (SAB), surface terrière (20) N=16
3	Dominance des perches (BOP, SAB), présence moyenne des moyens fûts (BOJ), pourcentage des gaules moyen, faible surface terrière (17) N=24
4	Dominance des gros fûts (ERS, EOR), présence moyenne des perches (EOR, EPB), présence faible des moyens fûts (EOR), surface terrière (23) N=3
5	Dominance des moyens fûts (BOJ, EOR), présence moyenne des perches (SAB, EOR, BOJ) et des gros fûts (BOJ), surface terrière (24) N=84
6	Dominance des moyens fûts (BOP, BOJ, EOR) et des perches (EOR, SAB, BOP), surface terrière (23) N=79

Tableau 16. Description détaillée, par classe de taille et groupes d'essence des types de bouquets feuillus

Bouquets feuillus	Classe de taille	Essences											Total
		Autre F	BOJ	BOP	EOR	EPB	EPN	ERS	PET	PIB	SAB	THO	
1 Gaules	1	0,0	3,0	0,0	5,0	0,0	0,0	7,0	0,0	0,0	8,0	1,0	N.A.
	2	0,0	0,0	4,0	16,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	45,0	0,0	N.A.
	3	12,0	5,0	12,0	11,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,0	0,0	N.A.
	4	0,0	0,0	0,0	14,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	14,0	0,0	N.A.
	5	1,0	1,0	0,0	8,0	1,0	0,0	2,0	0,0	0,0	8,0	1,0	N.A.
	6	0,0	2,0	2,0	9,0	2,0	0,0	2,0	0,0	0,0	12,0	1,0	N.A.
2 Perches	1	0,0	0,7	0,4	0,8	0,1	0,0	1,0	0,0	0,0	0,6	0,0	3,7
	2	0,0	0,3	0,8	0,7	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	1,3	0,3	3,4
	3	0,0	0,6	2,2	0,3	0,0	0,1	0,1	0,8	0,0	1,9	0,1	6,1
	4	0,0	0,3	0,3	1,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	2,7
	5	0,0	0,6	0,3	0,8	0,2	0,0	0,3	0,0	0,0	1,0	0,1	3,4
	6	0,0	0,7	0,9	1,3	0,3	0,0	0,2	0,0	0,0	1,3	0,0	4,7
3 Moyenfûts	1	0,0	1,8	0,1	0,7	0,2	0,0	2,7	0,0	0,0	0,2	0,1	5,7
	2	0,0	1,9	1,2	0,8	0,4	0,0	0,1	0,0	0,0	0,4	0,1	4,9
	3	0,2	0,5	0,3	0,3	0,1	0,1	0,2	0,3	0,0	0,2	0,1	2,2
	4	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7
	5	0,0	2,2	0,3	1,0	0,2	0,0	0,4	0,0	0,0	0,6	0,3	4,9
	6	0,0	1,4	1,5	1,3	0,6	0,0	0,3	0,0	0,0	1,0	0,1	6,1
4 Grand fûts	1	0,0	0,9	0,1	0,2	0,1	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0
	2	0,0	1,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,6

3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3
4	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3
5	0,0	2,4	0,0	0,1	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,3	3,1
6	0,0	0,4	0,3	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
1 Total (ST)	0,0	3,4	0,6	1,6	0,3	0,1	4,4	0,0	0,0	0,9	0,2	23,0
2	0,0	3,2	2,5	1,6	0,4	0,1	0,1	0,0	0,0	1,7	0,4	20,0
3	0,3	1,2	2,4	0,7	0,1	0,2	0,4	1,0	0,0	2,1	0,3	17,0
4	0,0	0,3	0,3	4,3	0,7	0,0	5,7	0,0	0,0	0,3	0,0	23,0
5	0,0	5,2	0,6	1,9	0,5	0,1	0,8	0,0	0,0	1,6	0,6	24,0
6	0,0	2,4	2,7	2,6	1,0	0,1	0,6	0,0	0,0	2,2	0,1	23,0

4.6. Distribution et la répartition des différents types de bouquets identifiés par la typologie à l'aide de regroupement d'appellation cartographique, de l'hétérogénéité spatiale des paysages et des perturbations

4.6.1. Répartition des bouquets en liens avec les regroupements d'appellation cartographique (RAC)

Un même regroupement d'appellation cartographique (RAC) de polygone forestier est occupé par différent pourcentage de bouquets feuillus, mixtes et résineux. Les RACs ayant le plus grand pourcentage de bouquets feuillus sont les ERBJ2A (69%), BB2A (67%), ERBJ3A (62%) et ERBB3A (60%). D'un autre côté, les RACs ayant le plus grand pourcentage de bouquets résineux sont les RBB4C (67%), RBB3C (39%) et RBB3A (33%). La plupart des RACs sont occupés par une majorité de bouquets mixtes (Tableau 17).

Tableau 17. Le pourcentage des différents types de bouquets mixtes, feuillus et résineux que l'on retrouve dans les différents regroupements d'appellation cartographique.

RAC	% de bouquets mixtes	% de bouquets feuillus	% de bouquets résineux
BB2A	33	67	0
BB2C	51	45	4
BB3A	80	20	0
BB3C	60	35	5
BBR2A	80	13	7
BBR2C	58	32	9
BBR3A	60	40	0
BBR3C	63	30	8
BBR4A	68	27	5
BJR2A	45	42	13
BJR2C	73	16	11
BJR3A	56	44	0
BJR3C	64	36	0

ERBB3A	40	60	0
ERBJ2A	31	69	0
ERBJ2C	47	51	1
ERBJ3A	38	62	0
ERFT2A	42	54	4
R3C	55	21	24
RBB2C	100	0	0
RBB3A	58	8	33
RBB3C	61	0	39
RBB4C	22	11	67
RBJ3A	67	24	10
RBJ3C	73	10	18

La répartition des 18 différents types de bouquets est détaillée au Tableau 18. Ce tableau nous permet de savoir plus précisément les types de bouquets et leur fréquence que l'on peut observer dans selon l'appellation cartographique. Par exemple, si l'on se trouve dans un peuplement ERBJ2A, on a de forte chance de retrouver les types de bouquets feuillus 1 et mixtes 6 décrits à la section précédente.

Tableau 18. La répartition des différents types de bouquets identifiés par la typologie que l'on retrouve dans les différents regroupements d'appellation cartographique.

RAC	Bouquetsmixtes									Bouquetsfeuillus						Bouquetsrésineux			Total général
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	1	2	3	4	5	6	1	2	3	
BB2A	1													1	1				3
BB2C		1	1	1	2	13	5		3	2	1			11	9	1		1	51
BB3A					1				3						1				5
BB3C	1				1	5			5	2	2			3			1		20
BBR2A	6	6	2	5		7	10	5	8	1	1		6			1	2	1	61
BBR2C	3	12	5	5		7	1	2	8	5			10	9		1	5	1	74
BBR3A			1				2							1	1				5
BBR3C			2	1	1	3	2	1	15	1	3		4	4			3		40
BBR4A		1				4	2		8			1	1	4			1		22
BJR2A	3	1	1			7	3	2		5	1	1	7	2		2	1	2	38
BJR2C	1	5	1	1	1	12	2	4				1	5			1	3		37
BJR3A		3	1			9	1	1		3	1		3	5					27
BJR3C		3	3			4	4	4		2	1		6	1					28
ERBB3A	1						1			1				2					5
ERBJ2A		2				9				13		3	4	4					35
ERBJ2C		4	1	2		14	2	9		6	2		8	19		1			68
ERBJ3A							3	2		4				2	2				13

ERFT2A	1	1	7	1	1	6	1	3	4	1	26								
R3C	1	5	3	1	4	4	2	1	2	2	33								
RBB2C				1	1						2								
RBB3A	1		1	2	3			1		3	1	12							
RBB3C	4	5	1	3	4	1	4			2	4	8	36						
RBB4C						2			1		3	3	9						
RBJ3A		1	7	3	3	3	1	1		2			21						
RBJ3C	3		3	6	7	3	7	2		2	4	2	1	40					
Total général	24	40	29	31	8	117	47	26	88	51	13	12	3	79	73	19	31	20	711

On voit aux figures 18 et 19 qu'il existe une relation logarithmique entre la richesse et la diversité en types de bouquet différent que l'on retrouve et le nombre de bouquets présents dans chaque RAC. C'est ce qu'on appelle une courbe de raréfaction. Nous devons donc ajuster nos données en fonction de l'effectif en parcelles-échantillons afin de voir quel RAC est plus diversifié, à l'aide de la prédiction de diversité en type de bouquet calculée (Tableau 19).

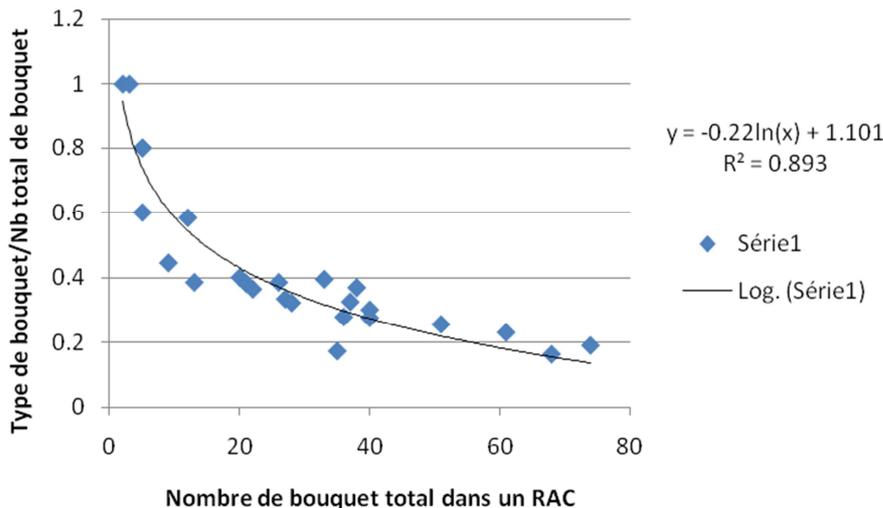


Figure 18. La richesse en bouquets (le nombre de type différents de bouquets sur le nombre totale de bouquet) en fonction du nombre total de bouquet dans les différents regroupements d'appellation cartographique.

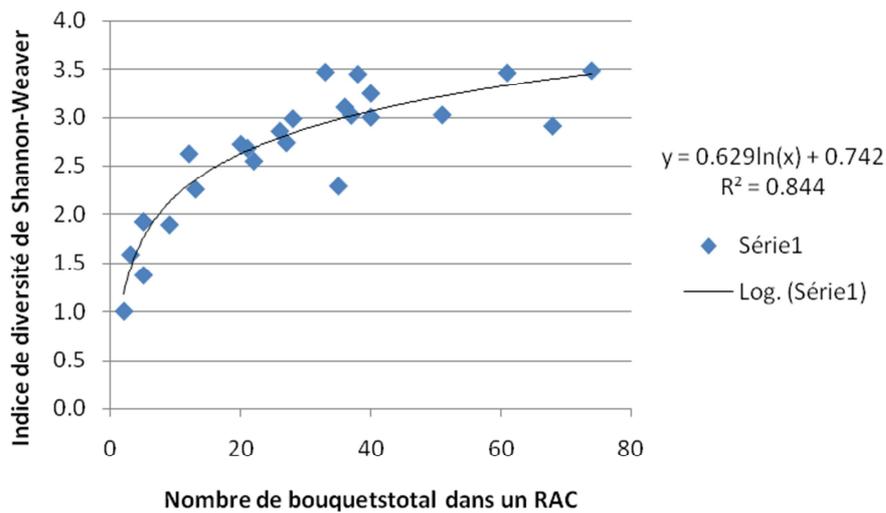


Figure 19. La diversité en bouquets (selon l'indice de Shannon-Weaver) en fonction du nombre total de bouquet dans les différents regroupements d'appellation cartographique.

Tableau 19. Le nombre de bouquets, la diversité en bouquets (selon l'indice de Shannon-Weaver) et la richesse en bouquets (nombre de bouquet différent/le nombre total de bouquets) dans les différents regroupements d'appellation cartographique.

Type de polygone	Nombre de bouquets (N)	Diversité enbouquet (Indice de Shannon-Weaver)	Nombre de bouquet différent /N
RBB2C	2	1,0	1
BB2A	3	1,6	1,0
BB3A	5	1,4	0,6
BBR3A	5	1,9	0,8
ERBB3A	5	1,9	0,8
RBB4C	9	1,9	0,4
RBB3A	12	2,6	0,6
ERBJ3A	13	2,3	0,4
BB3C	20	2,7	0,4
RBJ3A	21	2,7	0,4
BBR4A	22	2,6	0,4
ERFT2A	26	2,9	0,4
BJR3A	27	2,7	0,3
BJR3C	28	3,0	0,3
R3C	33	3,5	0,4
ERBJ2A	35	2,3	0,2
RBB3C	36	3,1	0,3
BJR2C	37	3,0	0,3

BJR2A	38	3,4	0,4
BBR3C	40	3,0	0,3
RBJ3C	40	3,2	0,3
BB2C	51	3,0	0,3
BBR2A	61	3,5	0,2
ERBJ2C	68	2,9	0,2
BBR2C	74	3,5	0,2

On voit que certains types de RAC sont plus riches ou diversifiés en type de bouquet que la valeur prédite par la courbe de raréfaction. Le vert représente les RACs moins diversifiés en bouquet que la prédiction, tandis qu'en rouge on retrouve les polygones plus diversifiés en bouquet que la prédiction (Tableau 20). On voit que les RACs feuillus ERBJ2A, ERBJ2C et BB3A sont les moins diversifiés en bouquets. Dans ces RACs, il est plus facile de pouvoir prédire les types de bouquets que l'on devrait rencontrer. D'un autre côté, les RACs R3C, BJR2A et RBB3A sont plus diversifiés en types de bouquet (Tableau 20). Le peuplement BB2A a la plus grande richesse en type de bouquet, suivi de BJR2A. La plus faible richesse en type de bouquet se trouve dans le RAC RBB4C.

Tableau 20. Différence entre la diversité réelle en bouquets (selon l'indice de Shannon-Weaver) et la diversité prédite par l'équation de la figure 19 ainsi qu'entre la richesse en bouquets (nombre de bouquet différent/le nombre total de bouquets) réelle et la richesse prédite selon l'équation de la figure 18 pour les différents regroupements d'appellation cartographique.

Type de polygone	Diversité réelle/ Diversité prédite	Richesse réelle/ Richesse prédite
ERBJ2A	-0,69	-0,13
ERBJ2C	-0,49	0,01
BB3A	-0,38	-0,14
RBB4C	-0,23	-0,16
BB2C	-0,19	0,04
RBB2C	-0,18	0,06
BBR4A	-0,14	-0,04
ERBJ3A	-0,10	-0,14
BJR3A	-0,08	-0,03
BBR3C	-0,06	0,03
BJR2C	0,01	0,04
RBJ3A	0,02	-0,03
BBR2C	0,03	0,06
ERFT2A	0,06	0,02
BB3C	0,10	-0,03
RBB3C	0,11	-0,02
BBR2A	0,13	0,05
BJR3C	0,15	-0,03

BB2A	0,15	0,15
BBR3A	0,17	0,06
ERBB3A	0,17	0,06
RBJ3C	0,18	0,00
RBB3A	0,32	0,04
BJR2A	0,42	0,09
R3C	0,53	0,08

4.6.2. Répartition des bouquets en liens avec l'historique des perturbations et l'hétérogénéité spatiale des paysages

Dans les paysages homogènes, après coupe, environ 61% des bouquets sont mixtes, avec dominance du type de bouquet M6 (occupant 18.7%), 27% des bouquets sont feuillus, avec une dominance du type de bouquet F1 (10%) et près de 11% des bouquets sont résineux, avec dominance du type de bouquet R1 (environ 7%) (Tableau 21). Ainsi, les bouquets M6, F1 et R1 occupent environ 37% des bouquets observés dans les paysages homogènes après coupe. Toujours dans les peuplements homogènes, mais après épidémie, on retrouve un pourcentage un peu plus élevé de bouquets résineux soit près de 19%, au détriment des bouquets mixtes et feuillus. Ce sont de différents bouquets soit les types de bouquets M9 (13%), F5 (8%) et R2 (13%) qui occupent 34% des paysages homogènes après épidémie (Tableau 21).

Pour les paysages d'hétérogénéité moyenne après coupe, on note qu'environ 66% des bouquets sont mixtes (dominance de M6 (18%)), environ 26% étant feuillus (dominance de F5 (10%)) et seulement près de 9% étant résineux (dominance de R3). Toujours pour les paysages d'hétérogénéité moyenne, après épidémie, le constat est différent, soit une augmentation du pourcentage des type de bouquets résineux à près de 13% et des types de bouquets feuillues à 48%, au détriment des bouquets mixtes. Les peuplements F5 (près de 20%), F6 (15%) et R3 (11%), occupant à eux seul près de la moitié des bouquets que l'on retrouve dans ces paysages.

Finalement, dans les paysages plus hétérogènes, après coupe, les bouquets mixtes occupent environ 50% (avec dominance du bouquet M9 (15.8%), suivi de M6 (15.1%)), les bouquets feuillus et résineux occupant environ chacun 25%. Les bouquets R2 (19%), M6 et M9 représentant environ la moitié du pourcentage de la superficie des bouquets observés dans ce paysage. Dans ces paysages hétérogènes après épidémie, la situation est différente avec près de 63% des bouquets mixtes, toujours avec dominance de M9 (environ 26%) et M6 (environ 18%), les bouquets feuillus étant à près de 35% le reste (environ 2%) étant des bouquets résineux. Les bouquets M9, M6 et F6 (15%) représentant près de 60% des bouquets de ces paysages.

Tableau 21. Pourcentage de chacun des bouquets et nombre de bouquets pour chaque type d'hétérogénéité et de perturbation.

	Numéro de bouquet	Coupe			Épidémie		
		Homogène	Moyen	Hétérogène	Homogène	Moyen	Hétérogène
Bouquetsmixtes	1	6,0	11,8	0,0	3,7	3,1	0,0

	2	6,0	7,2	3,4	8,1	6,3	2,6
	3	4,0	3,3	0,7	3,0	5,5	5,9
	4	8,7	5,3	3,4	5,2	1,6	2,0
	5	0,0	0,7	5,5	0,7	0,0	1,3
	6	18,7	18,4	15,1	11,9	10,2	18,3
	7	8,7	5,9	4,8	7,4	3,9	5,9
	8	5,3	5,9	1,4	4,4	1,6	1,3
	9	4,0	7,2	15,8	13,3	7,1	25,5
	Sous-total (%)	61,3	65,8	50,0	57,8	39,4	62,7
Bouquetsfeuillus	1	10,0	6,6	3,4	8,1	6,3	5,2
	2	0,7	2,6	0,0	0,7	7,1	0,7
	3	4,0	2,0	6,2	0,7	0,0	3,3
	4	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	5	4,7	9,9	6,8	8,1	19,7	10,5
	6	6,0	4,6	8,9	5,9	15,0	15,0
	Sous-total (%)	27,3	25,7	25,3	23,7	48,0	34,6
Bouquetsrésineux	1	6,7	2,6	1,4	3,7	0,0	0,0
	2	2,7	2,6	19,2	12,6	1,6	2,0
	3	2,0	3,3	4,1	2,2	11,0	0,7
	Sous-total (%)	11,3	8,6	24,7	18,5	12,6	2,6
Nombre de bouquets (N)		150	152	146	135	127	153

On retrouve le bouquet F4 exclusivement dans les paysages homogènes, le bouquet R1 lui étant aussi fortement associé (Figure 20). Le bouquet F2 étant associé aux paysages avec hétérogénéité spatiale de niveau modéré et le M5 aux paysages plus hétérogènes. On note aussi que les bouquets M1, M2, M4, M8 et R1 et R3 se retrouvent dans les paysages homogènes ou moyens, mais peu dans les paysages hétérogènes (Figure 20). Les bouquets M3, M6, M7, F1, F5 et F6 étant bien présents dans chaque type de paysages.

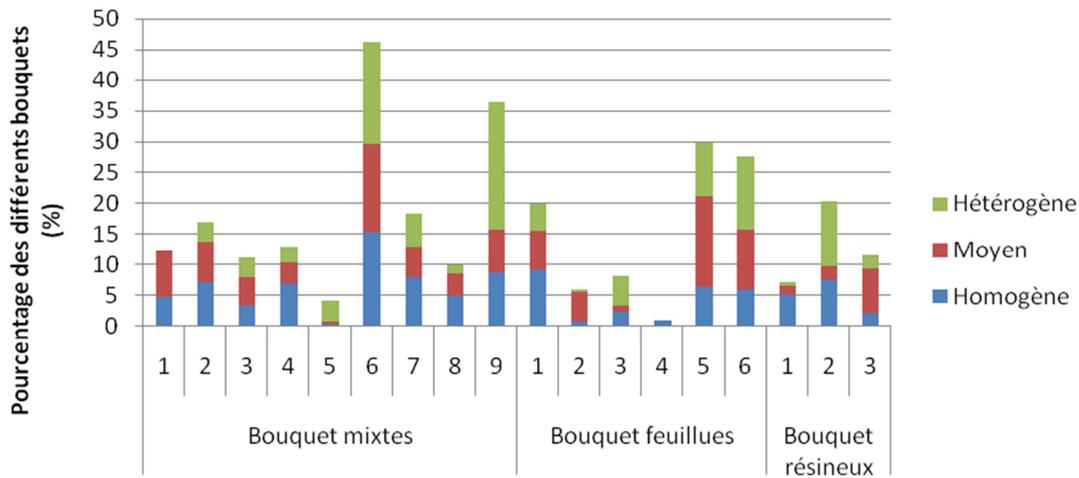


Figure 20. Pourcentage de chacun des bouquets selon les catégories (mixtes, feuillues et résineux) et le type d'hétérogénéité.

Certains bouquets sont aussi associés plus fortement aux coupes et d'autres aux épidémies de TBE (Figure 21).

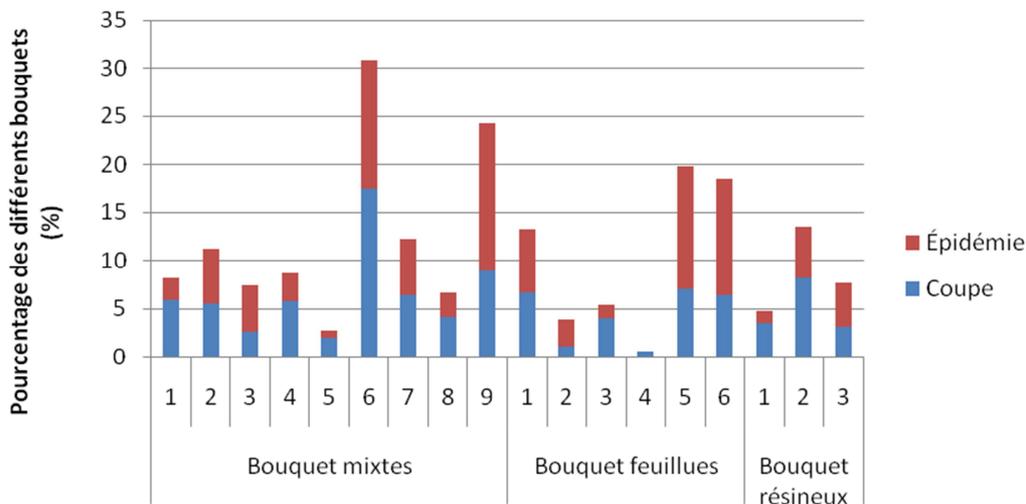


Figure 21. Pourcentage de chacun des bouquets selon les catégories (mixtes, feuillues et résineux) et le type de perturbation.

La moyenne de la diversité en type de bouquet, bien que non-significative, semble plus grande après coupe qu'après épidémie et coupe (Figure 22 et Figure 23). De plus, la diversité moyenne en type de bouquet est plus grande dans les paysages homogènes que dans les paysages hétérogènes, les paysages à hétérogénéité modérée occupant la place du milieu. Ainsi, on retrouve une moins grande diversité de type de bouquet dans les paysages hétérogènes, bien que

les polygones forestiers soient de plus petite taille, que la densité soit plus faible. L'équation ci-dessous, tirée de la figure 23 représente l'estimation de l'indice de diversité en fonction de la perturbation et du niveau d'hétérogénéité.

Estimation de l'indice de diversité = 3.25 ± 0.056 (+ si coupe, - si épidémie) + (0.079 si moyen, 0.151 si homogène, -0.229 si hétérogène)

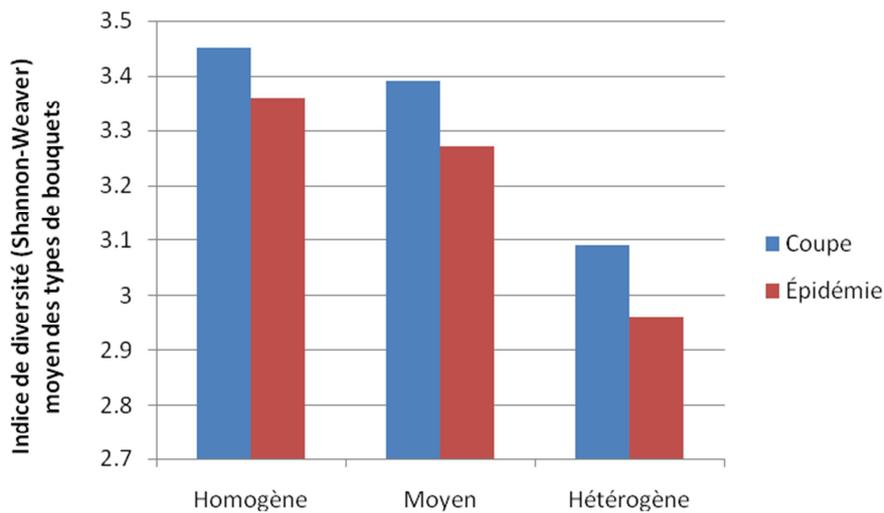


Figure 22. Indice de diversité en types de bouquets selon le niveau d'hétérogénéité du paysage et les perturbations.

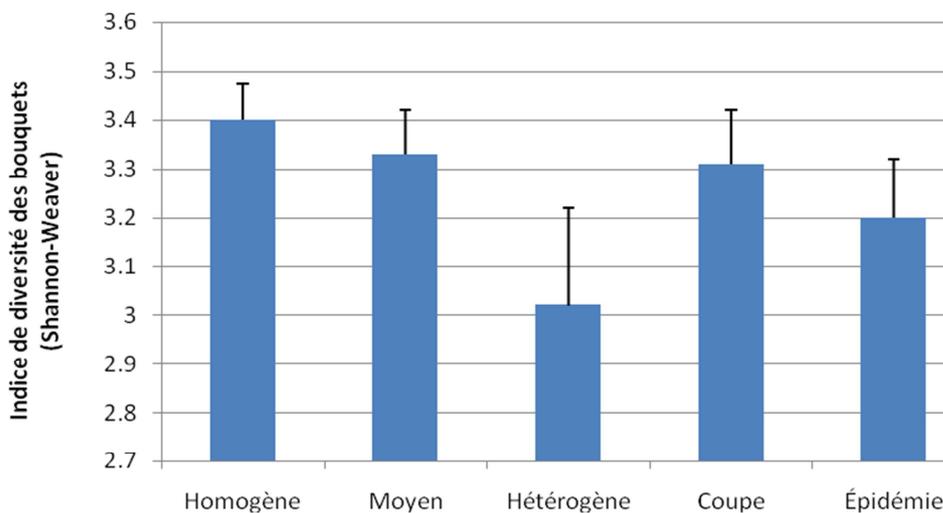


Figure 23. Indice de diversité en types de bouquet selon le niveau d'hétérogénéité du paysage ou les perturbations. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard.

4.7. Quantifier la régénération et la croissance en bouleau blanc, bouleau jaune, sapin baumier, érable à épis et épinette blanche ainsi que la compétition arbustive dans les bouquets et les différents types d'environnement de lumière observés. Modéliser le potentiel de régénération selon les différents types d'environnement de lumière, d'hétérogénéité spatiale du paysage et de perturbations.

4.7.1. Description de la densité de la régénération dans les types de bouquet et dans les parcelles en forêt

Les bouquets mixtes ayant la plus forte densité de semis sont les bouquets M1, M2 et M5, avec une densité moyenne de plus de $3/m^2$ (Figure 24 a). Le bouquet M1 a une densité moyenne élevée de noisetier ($0.950/m^2$) et en érable rouge ($0.9/m^2$), le bouquet M2 a une densité moyenne élevée en semis de thuya ($0.62/m^2$) et en érable rouge ($0.61/m^2$), tandis que pour le bouquet M5, ce sont les espèces plus envahissantes, soit l'érable à épis ($1.85/m^2$) et le noisetier ($1.25/m^2$) qui dominent. Certains bouquets ont des densités semblables de semis et de gaules, soit les bouquets M 3, M4 et M7, tandis que d'autres bouquets sont nettement plus denses en semis (Figure 24). Pour les gaules, le sapin baumier est l'essence la plus dense pour les types de bouquets mixtes, excepté le bouquet M5 où les gaules d'érable à épis sont les plus denses, soit près de $0.58/m^2$ (Tableau 22 a).

Dans les bouquets feuillus, la densité de semis moyenne est de plus de $2.7/m^2$ pour tous les types de bouquets (Figure 24 b). Les semis d'érable à épis sont présents avec des densités moyennes entre $0.5/m^2$ et $0.88/m^2$ pour tous les bouquets sauf F2 (moins de semis d'Ere), les semis de noisetier étant aussi présents avec des densités moyennes entre $0.5/m^2$ et $0.98/m^2$ pour tous les bouquets feuillus (Tableau 22 b). Pour les bouquets F1 et F2, se sont les semis d'érable à sucre qui sont les plus denses, soit une moyenne de plus de $1.12/m^2$, la viorne à feuille d'aulne étant aussi très présente dans ces 2 bouquets (densité moyenne de plus de $0.81/m^2$) (Tableau 22 b). De plus, dans les bouquets F1 et F2, les gaules sont majoritairement des sapins, avec des densités moyennes entre $0.2/m^2$ et $0.4/m^2$ (Tableau 22 a). Le bouquet F3 ayant la plus forte densité moyenne de gaules a aussi la plus faible densité moyenne de semis. Dans ce bouquet, les gaules de bouleau blanc sont très présentes avec une densité moyenne d'environ $0.34/m^2$.

Les trois types de bouquets résineux ayant des densités moyennes de gaules variant de moins de $1.5/m^2$ à plus de $4.7/m^2$ (Figure 24 c). Le sapin baumier étant l'essence la plus dense avec des densités moyennes entre $0.21/m^2$ et $0.33/m^2$ dans tous les types de bouquets résineux (Tableau 22 a). Pour les semis, le bouquet R1 offre des densités élevées en érable rouge (plus de $0.5/m^2$), tandis que les bouquets R2 et R3 sont denses en bleuet (VaA) soit entre $0.88/m^2$ et $2.6/m^2$, la viorne cassinoïde étant aussi présente dans le bouquet R3 (Tableau 22 b).

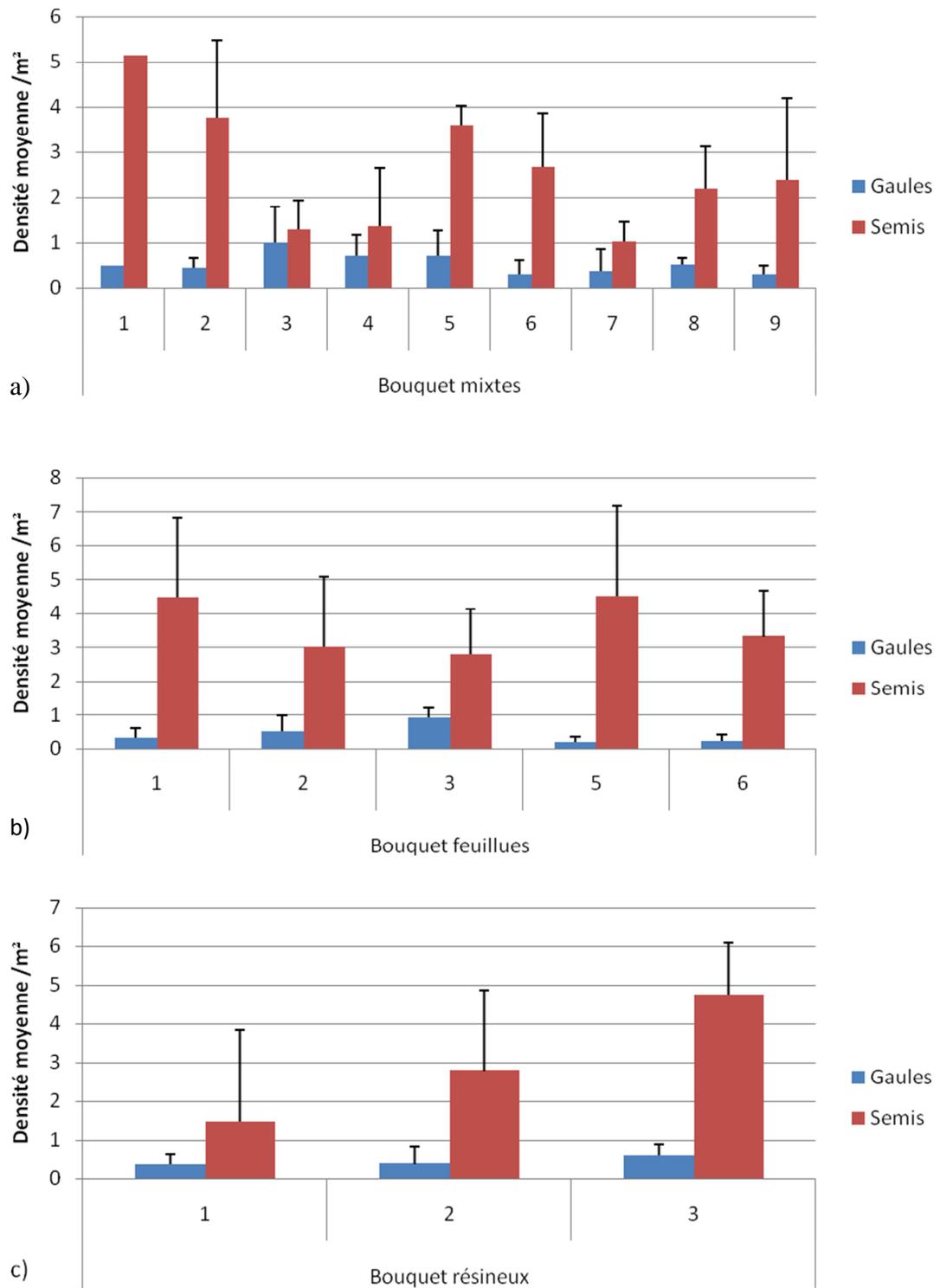


Figure 24. Régénération en semis et gaules (total des différentes espèces) dans les bouquets a) mixtes, b) feuillues c) résineux. La densité moyenne est exprimé m^2 et les barres d'erreur représentent l'écart type.

Tableau 22. Régénération en a) gaules et en b) semis pour les principales espèces dans les bouquets mixtes, feuillus et résineux. La densité moyenne est exprimée en m^{-2} , le nombre de bouquets par catégories (N) est représenté en c). Les chiffres en rouge représentent des densités moyennes importantes dans les différents types de bouquets.

a)

		Densité de gaules (nb/m ²) par essences												
		AuR	BoB	BoJ	CeP	EpB	EpN	SaB	ThO	ErE	ErP	ErR	ErS	
Bouquetsmixtes	1	0	0	0	0	0.050	0	0.150	0	0	0.100	0	0	
	2	0	0.050	0	0	0	0	0.300	0	0	0	0.090	0.010	
	3	0	0.183	0	0.008	0.042	0.017	0.658	0.025	0.017	0.008	0.050	0	
	4	0.025	0.013	0.013	0	0	0.038	0.450	0.025	0.025	0.088	0.025	0	
	5	0	0	0	0.100	0	0	0	0	0.575	0	0.025	0	
	6	0.004	0.029	0.004	0.011	0.029	0.004	0.150	0.011	0.018	0.004	0.032	0.004	
	7	0	0.025	0	0	0	0.025	0.313	0	0	0	0.025	0	
	8	0	0.025	0	0.008	0	0.025	0.308	0.067	0.042	0.008	0.017	0	
	9	0	0.023	0.009	0	0.014	0.005	0.173	0	0.018	0	0.059	0.005	
Bouquetsfeuillus	1	0	0	0	0	0.007	0	0.221	0	0.007	0	0.043	0.043	
	2	0	0	0	0	0	0	0.367	0	0	0	0.150	0	
	3	0.100	0.338	0.025	0.013	0.025	0	0.138	0.025	0.138	0	0.075	0.025	
	5	0	0.003	0.003	0	0.007	0	0.063	0.010	0.023	0	0.063	0.017	
	6	0	0.005	0.010	0	0	0	0.050	0.030	0.055	0	0.050	0.020	
	Bouquetsrésineux	1	0	0	0	0	0	0	0.217	0.117	0.017	0	0	0
2		0	0.050	0	0.025	0	0.075	0.206	0	0.006	0	0	0	
3		0	0.075	0	0	0.013	0.188	0.325	0	0	0	0	0	

b)

		Densité de semis (nb/m ²) par essence													
		Ame	AuR	Sorbier	ThL	ViC	ViA	VErR	VaA	ThO	Sureau	KaA	Saul	SaB	NoL
Bouquetsmixtes	1	0	0	0	0	0.400	0.350	0	0	0	0	0	0	0.600	0.950
	2	0.010	0.520	0	0	0.250	0.120	0	0.030	0.620	0	0	0	0.340	0.170
	3	0.008	0.008	0.008	0	0.150	0.050	0	0.008	0.192	0	0	0	0.175	0.067
	4	0	0.150	0	0	0.050	0.038	0	0	0.288	0	0	0	0.300	0
	5	0	0	0	0	0.150	0	0	0	0	0	0	0	0.125	1.250
	6	0.004	0.004	0.014	0	0.325	0.143	0	0	0.071	0	0	0	0.289	0.168
	7	0.013	0	0.025	0	0.038	0.050	0	0	0	0	0	0	0.225	0.138
	8	0	0	0	0	0.125	0.033	0	0	0.367	0	0	0	0.392	0.033
	9	0.018	0.055	0.045	0	0.232	0.005	0	0.023	0	0.027	0.114	0	0.495	0.114
Bouquetsfeuillus	1	0.014	0	0	0	0.036	0.814	0.043	0	0	0	0	0	0.071	0.900
	2	0.017	0	0	0	0	1.100	0	0	0.067	0	0	0	0.167	0.350
	3	0	0.288	0	0	0.075	0	0	0	0.300	0	0	0	0.250	0.500
	5	0	0	0	0	0.170	0.470	0	0	0.030	0	0	0	0.133	0.977
	6	0	0	0	0	0.180	0.320	0	0.005	0.010	0	0	0	0.135	0.810

Bouquetsrésineux	1	0	0	0.017	0	0.017	0	0	0	0.283	0	0	0	0.417	0.033
	2	0.006	0	0.013	0.250	0.238	0	0	0.881	0.050	0	0.281	0.056	0.163	0.025
	3	0.063	0	0.025	0.463	0.525	0	0	2.513	0	0	0.363	0.013	0.263	0

		Densité de semis (nb/m ²) par essence (suite)														
		ErE	Nemo	GaD	ErS	ErR	Autre	ErP	BoB	BoJ	Che	EpN	CIA	CoA	EpB	DiC
Bouquetsmixtes	1	0.350	0	0	0.150	0.900	0.250	0.700	0	0.050	0.250	0	0	0	0.200	0
	2	0.350	0	0.070	0.090	0.610	0.230	0.070	0.030	0.010	0.130	0.040	0	0	0.060	0
	3	0.325	0.008	0	0	0.200	0.025	0	0.008	0.008	0.033	0.008	0	0	0.008	0
	4	0.113	0	0.100	0	0.075	0	0	0	0	0.088	0.100	0	0	0.013	0
	5	1.850	0	0	0	0.025	0	0	0	0	0.200	0	0	0	0	0
	6	0.532	0.125	0.018	0.125	0.396	0.086	0.043	0	0.021	0.129	0	0.014	0	0.146	0.004
	7	0.263	0	0	0.025	0.150	0	0	0	0.050	0	0.050	0	0	0	0
	8	0.192	0.108	0	0.008	0.233	0	0.025	0.025	0.025	0.300	0.033	0	0	0.025	0.250
	9	0.377	0.095	0.095	0.023	0.359	0.050	0.009	0.009	0	0.014	0.114	0	0	0.009	0.091
Bouquetsfeuillus	1	0.500	0	0	1.121	0.414	0.029	0.221	0	0.029	0.029	0	0.229	0	0.014	0.014
	2	0.533	0	0	0.100	0.367	0	0	0	0.050	0.250	0	0	0	0.017	0
	3	0.538	0	0	0.238	0.200	0	0.025	0.088	0.025	0.075	0.013	0	0	0.088	0.063
	5	0.880	0	0	1.133	0.397	0	0.010	0	0	0.200	0	0	0.057	0.020	0.020
	6	0.635	0	0	0.305	0.565	0	0.030	0	0.035	0.040	0	0	0	0.020	0.230
	Bouquet résineux	1	0.100	0.033	0	0	0.533	0	0.017	0.017	0	0	0.017	0	0	0
2		0.131	0.063	0.031	0	0.056	0	0	0.069	0.038	0.050	0.294	0	0	0	0.075
3		0	0.213	0	0	0.013	0	0	0.025	0	0	0.238	0	0	0	0

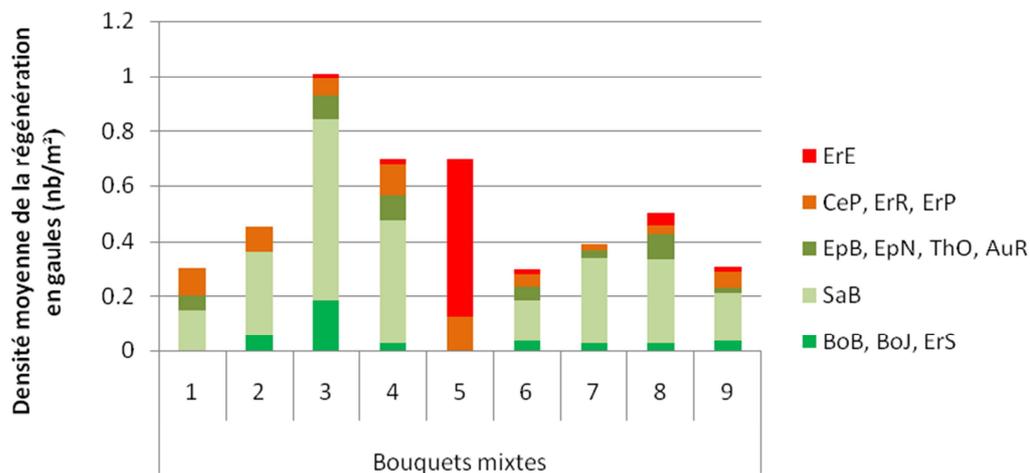
c)

		N
Bouquetsmixtes	1	1
	2	5
	3	6
	4	4
	5	2
	6	14
	7	4
	8	6
	9	11
Bouquetsfeuillus	1	7
	2	3
	3	4
	5	15
	6	10
	Bouquetsrésineux	1

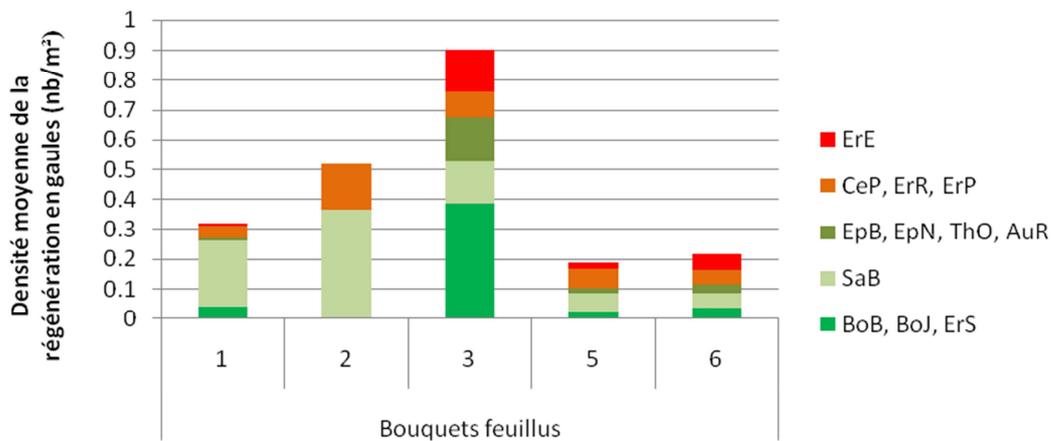
2	8
3	4

Si l'on s'attarde plus spécifiquement aux espèces potentiellement envahissantes, comparativement aux essences forestières commerciales de plus grand intérêt, on remarque que les bouquets feuillus et mixtes sont généralement plus denses en gaules et en semis d'espèces potentiellement envahissantes que les bouquets résineux (Figure 25). En effet, la densité en gaules d'érable à épis, de cerisier de Pennsylvanie, d'érable rouge, d'érable de Pennsylvanie est très faible, voire nulle dans le bouquet R3 (Figure 25 c). Pour les bouquets mixtes, on note que le bouquet M5 est constitué entièrement de gaules d'espèces plus envahissantes comparativement aux essences d'intérêt, la grande majorité des semis étant aussi des espèces plus envahissantes comme l'érable à épis et le noisetier (Figure 25 a). Pour les semis, le bouquet M7 est aussi fortement représenté par les espèces plus envahissantes, soit près de la moitié (Figure 26 a). Dans les bouquets feuillus, les gaules d'espèces potentiellement envahissantes représentent environ la moitié, comparativement aux espèces d'intérêts dans les bouquets F5 et F6 (Figure 25 b). De plus, les semis d'espèces plus envahissantes sont présents dans tous les types de bouquets, occupant souvent près ou plus du tiers ; l'érable à épis et le noisetier étant tous deux bien représentés dans les bouquets feuillus (Figure 26 b).

a)



b)

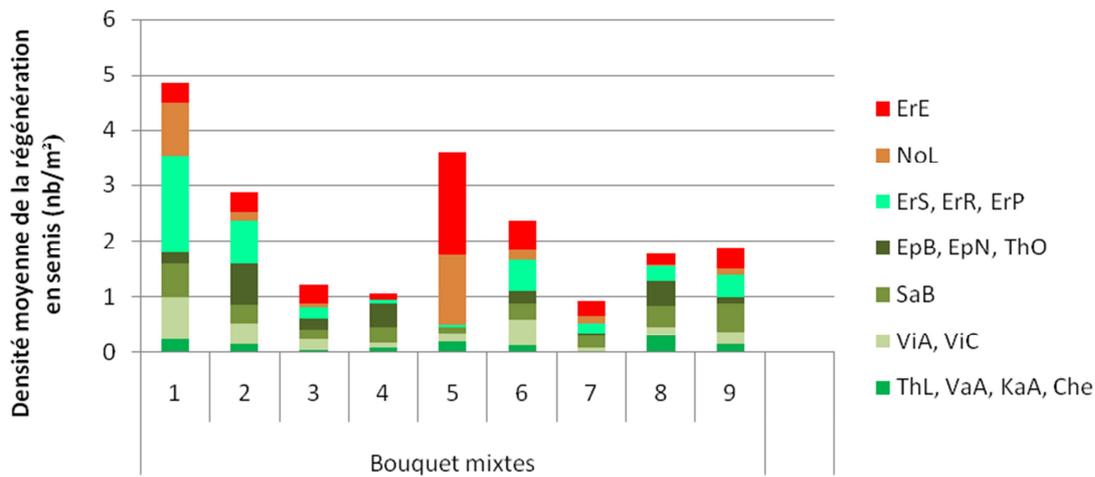


c)



Figure 25. Régénération en gaules selon des regroupements d'espèces plus désirés (en vert : vert pâle le sapin (SaB); en vert plus foncé les bouleaux (BoB et BoJ) et l'érable à sucre (ErS); en vert forêt l'épinette (EpN et EpB) et le thuya (ThO)) et les espèces potentiellement plus envahissantes (en orange et rouge : en orange le cerisier de Pennsylvanie (CeP), l'érable de Pennsylvanie (ErP) et l'érable rouge (ErR); en rouge l'érable à épis (ErE)) dans les bouquets a) mixtes, b) feuillus c) résineux. La densité moyenne est exprimée en m^{-2} .

a)



b)

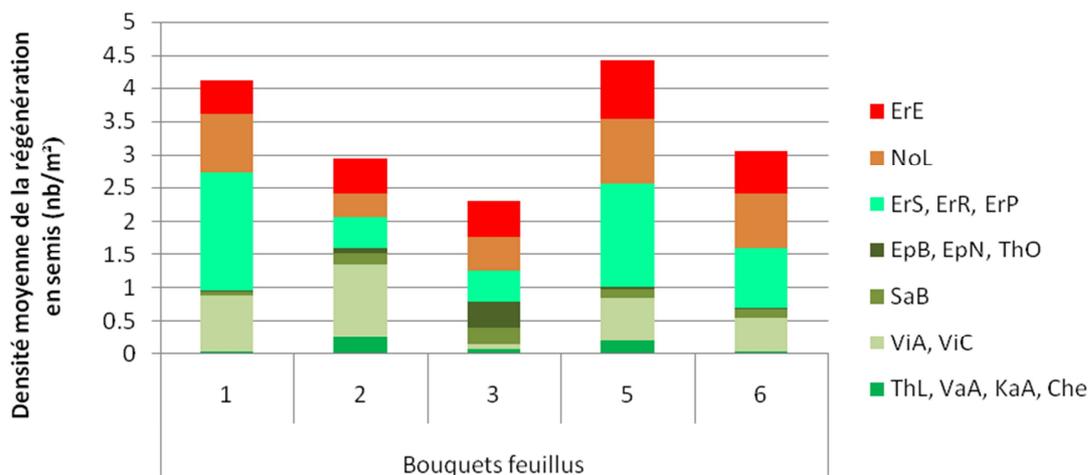


Figure 26. Régénération en semis selon des regroupements d'espèces (en vert : érable à sucre (ErS), érable rouge (ErR), érable Pennsylvanie (ErP), épinette (EpN et EpB), thuya (ThO), sapin baumier (SaB), viorne cassinoïdes (ViC), viorne à feuilles d'aulne (ViA), thé du labrador (ThL), Vaccinium angustifolium (VaA), Kalmia angustifolia (KaA) et chèvrefeuille (Che)), le NoL, noisetier ErE, érable à l'épis; Che, chèvrefeuille) et les espèces envahissantes (en orange et rouge : en orange le noisetier (NoL); en rouge l'érable à épis (ErE)) dans les bouquets a) mixtes, b) feuillus. La densité moyenne est exprimée en m^{-2} .

4.7.1.1. Description de la densité des différentes essences en fonction du type et de la densité de couvert

Type de couvert

La densité moyenne en érable à épis et en noisetier est significativement différente selon les bouquets mixtes, feuillus ou résineux. Les bouquets feuillus sont significativement plus denses en semis et gaules d'érable à épis et de noisetier que les bouquets mixtes et résineux (Figure 27).

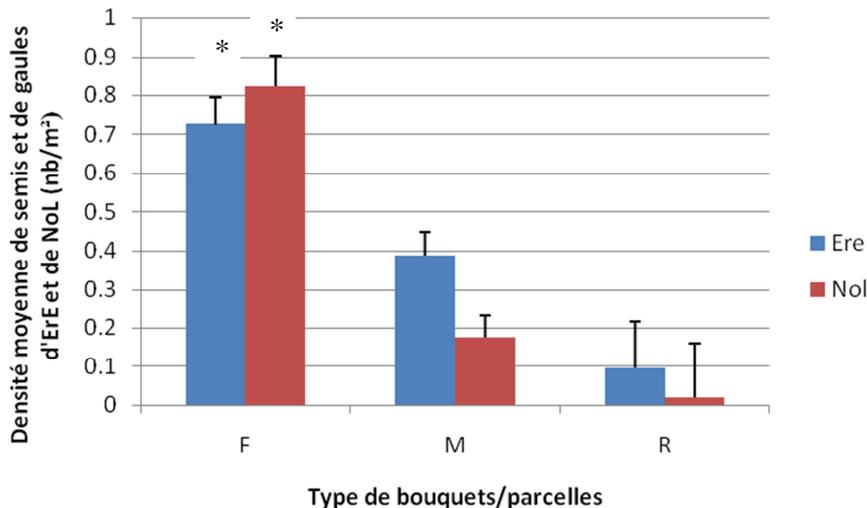
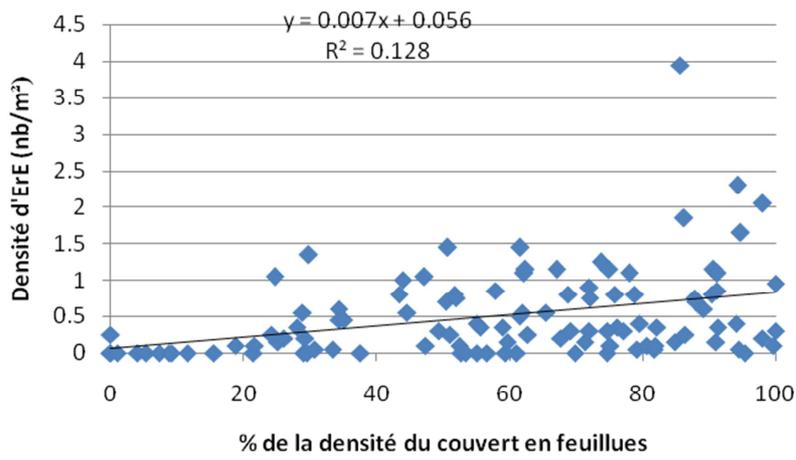


Figure 27. La densité moyenne de semis et de gaules en érable à épis et en noisetier est pour les bouquets mixtes (M), feuillus (F) et résineux (R) sous couvert forestier. Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. N=39 pour feuillus, 53 pour mixtes et 15 pour résineux.

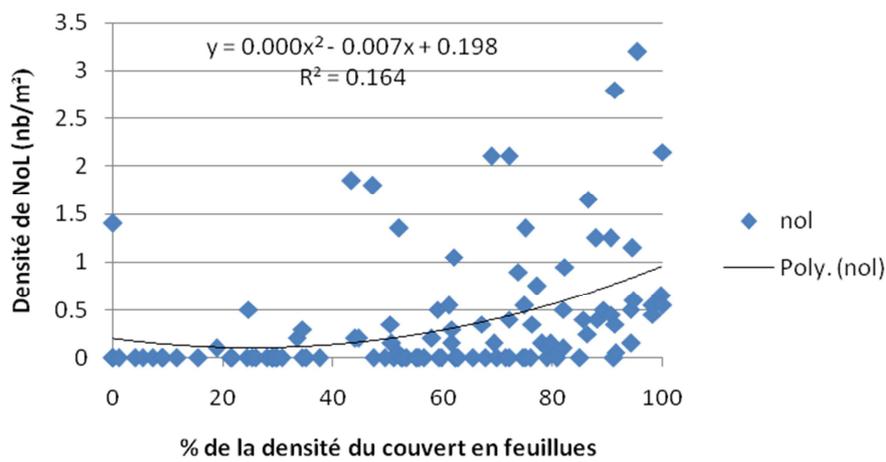
Pourcentage de la densité du couvert en feuillus

On observe un effet significatif de la densité du couvert en feuillus sur la densité en noisetier ($p > F = 0.0001$, $R^2 = 0.28$) et en érable à épis ($p > F = 0.0001$, $R^2 = 0.20$). La corrélation entre le pourcentage de la densité du couvert en feuillus et la densité d'érable à épis est représenté à la figure 28 a. L'équation de la régression montre que la densité moyenne en érable à épis augmente de façon plutôt linéaire avec l'augmentation du % de la densité du couvert en feuillus (Figure 28 a). Pour le noisetier, on voit que l'augmentation de la densité moyenne augmente de façon plutôt polynomiale avec le pourcentage de la densité du couvert en feuillus (Figure 28 b). Des corrélations ont été observées avec le pourcentage de la densité du couvert en feuillus pour d'autres essences, notamment l'érable rouge (Figure 28 c). Il est intéressant de noter que pour d'autres essences, aucune corrélation significative, ni même tendance n'est observée, comme pour le sapin baumier; qui n'est pas influencé par le pourcentage de la densité du couvert en feuillus.

a)



b)



c)

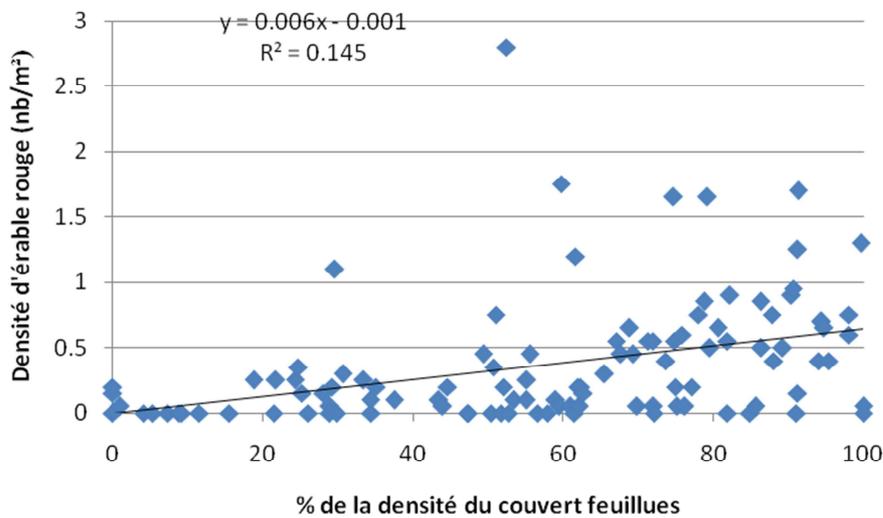


Figure 28. Corrélation entre le pourcentage de la densité du couvert en feuillus et la densité a) d'érable à épis (ErE) b) de noisetier (NoL), c) d'érable rouge sous couvert forestier. L'équation de la régression est représentée.

Densité du couvert

Les résultats des corrélations entre la densité de semis et gaules de différentes essences et la densité du couvert sont représentés au tableau 23. On note des différences significatives pour la densité de gaules totale ainsi que la densité de semis et de gaules totale. La densité moyenne de gaules diminue de façon plutôt logarithmique avec l'augmentation de la densité du couvert (Figure 29 a). Pour les semis et gaules, on observe une tendance à la diminution de la densité de ceux-ci pour des valeurs moyennes de densité du couvert (Figure 29 b).

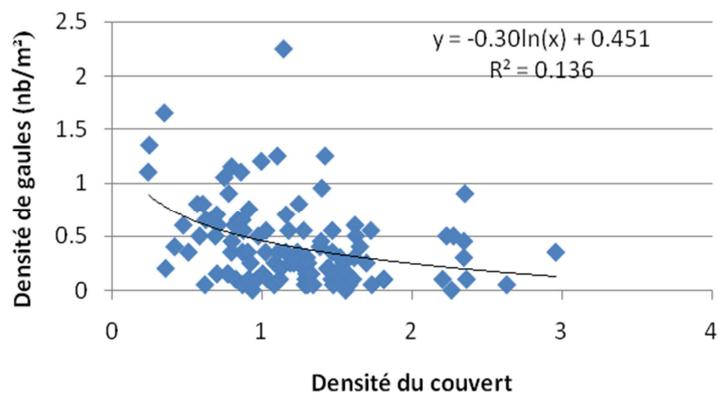
Pour les différentes essences, on note que la densité de noisetier a une faible tendance à augmenter de façon plutôt linéaire avec l'augmentation de la densité du couvert (Figure 29 c). On observe aussi une faible tendance pour l'érable à épis de préférer les densités moyennes du couvert, dans les bouquets mixtes (Figure 29 d). Finalement, on note que la densité en bouleau blanc, tout comme la densité moyenne en gaules feuillues, tend à diminuer de façon plutôt logarithmique, avec l'augmentation de la densité du couvert (Figure 29 e et f).

Tableau 23. Résultats des analyses statistiques sur la corrélation entre le pourcentage de la densité du couvert et la densité de semis et gaules de différentes essences (N=107). Les mêmes abréviations pour les essences sont utilisés (voir légende des figures 25 et 26).

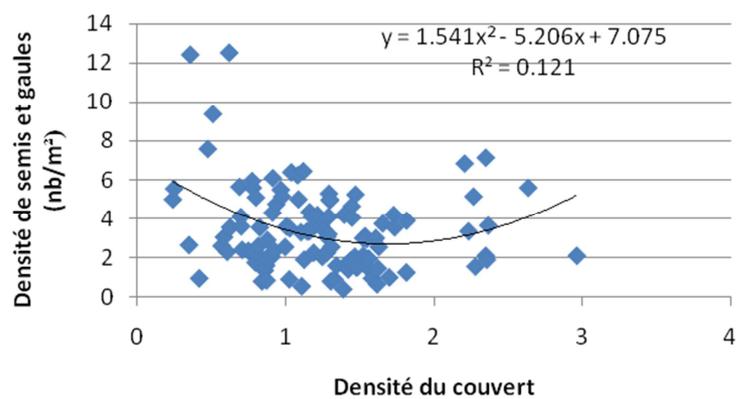
	P > F	F
Densité semis	0,15	2,1
Densité gaules	0,0013	10,88
Densité semis et gaules	0,04	4,35
Densité gaules BoP, BoJ, ErS, EoR	0,036	4,51

DensitégaulésSab, EpN, EpB, ThO	0,065	3,48
DensitéErE	0,94	0,006
DensitéNoL	0,042	4,24
DensitéBoP	0,0019	10,2
DensitéSaB	0,14	2,2
DensitéEpB	0,59	0,3

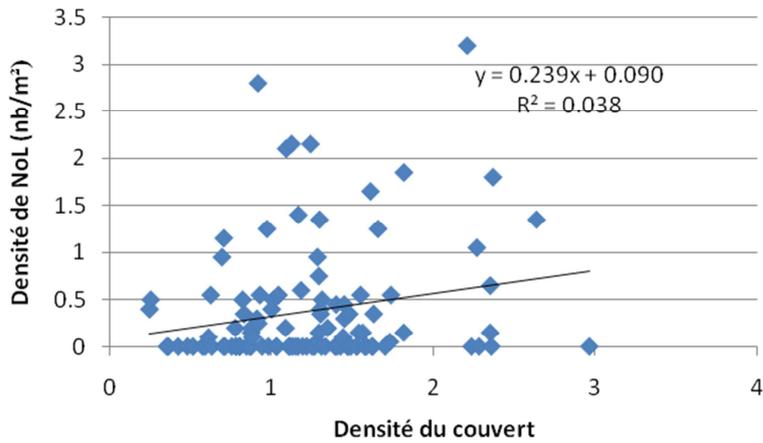
a)



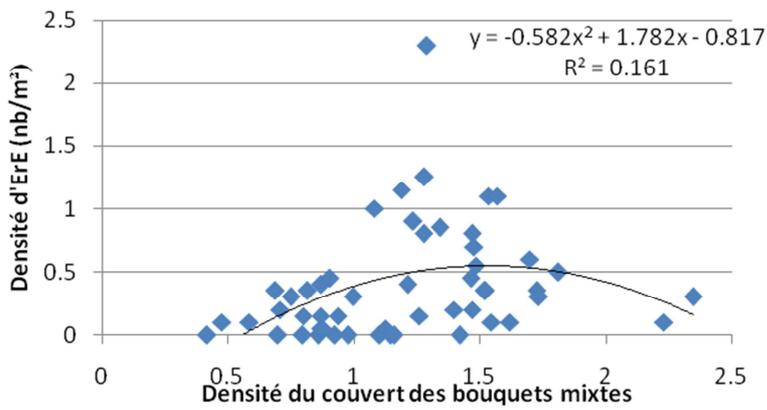
b)



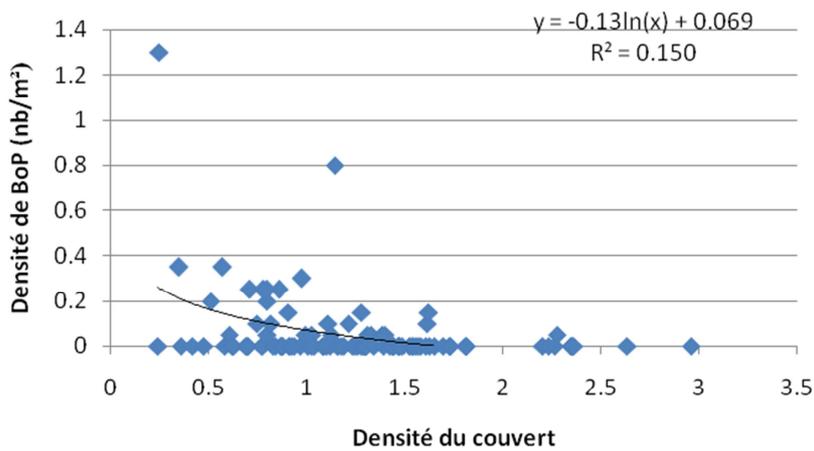
c)



d)



e)



f)

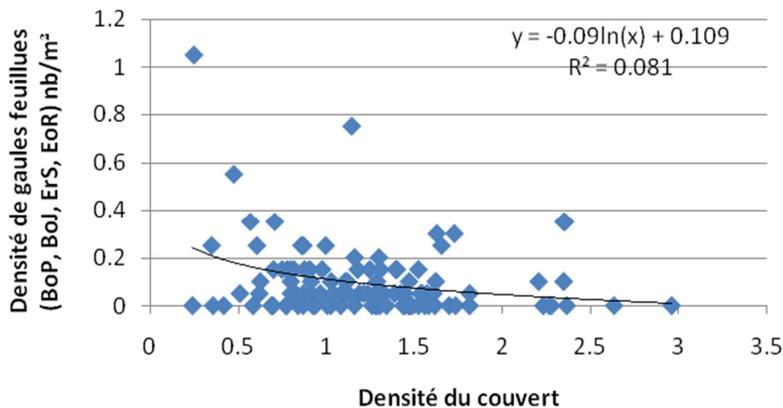


Figure 29. Corrélation entre le pourcentage de la densité du couvert et la densité a) de gaules, b) de semis et de gaules, c) de noisetier, d) d'érable à épis, e) de bouleau blanc et f) de gaules feuillues sous couvert forestier. L'équation de la régression est représentée. Les mêmes abréviations pour les essences sont utilisés (voir légende des figures 25 et 26).

4.7.2. Description de la densité des différentes essences dans les bouquets et les parcelles forêts en fonction de l'hétérogénéité spatiale et des perturbations

Le niveau d'hétérogénéité à l'échelle du paysage, les perturbations et l'interaction entre ces facteurs influencent la densité moyenne de certaines essences (Tableau 24). Plusieurs différences significatives ont été observées, les résultats de ces analyses sont présentés au tableau 24. En plus des 5 espèces clés à l'étude, d'autres espèces, notamment les espèces potentiellement envahissantes ont aussi été analysées.

On observe significativement plus de semis et après coupe (environ 3.4 semis/m²) qu'après épidémie de TBE et coupe (environ 2.5 semis/m²) (Figure 30). Parmi les différentes essences, le cerisier de Pennsylvanie et la viorne cassinoïde sont significativement plus denses après coupe (Figure 31). Bien que non-significative, on observe une forte tendance ($P(F) = 0.06$) pour les espèces ligneuses d'intérêt (sapin baumier, bouleau blanc, bouleau jaune et épinette blanche) à être plus denses après coupe qu'après épidémie et coupe (Figure 32). Cette tendance n'étant pas visible pour les espèces de moindre intérêt (ErE, NoL, ViA, ViC, CeP) (Figure 32).

Tableau 24. Résultats des analyses statistiques sur la corrélation entre le niveau d'hétérogénéité spatiale, les perturbations et l'interaction entre ces facteurs sur la densité de semis et gaules de différentes essences. Les mêmes abréviations pour les essences sont utilisés (voir légende des figures 25 et 26). Les résultats en rouges représentent les effets significatifs.

Densité en fonction des traitements, totale (semis et gaule)				
Espèce	Niveau d'hétérogénéité (hétérogénéité spatiale)	Perturbation (P)	hétérogénéité spatiale* P	R ²
	p(f)	p(f)	p(f)	
ErE	0,39	0,5	0,63	
NoL	0,66	0,59	0,35	
CeP	0,16	0,04	0,1	0,07
ViC	0,12	0,0025	0,26	0,12
ViA	0,18	0,15	0,21	
SaB	0,19	0,19	0,96	
BoP	0,54	0,25	0,99	
BoJ	0,44	0,12	0,25	
EpB	0,57	0,16	0,07	
Total gaules	0,02	0,39	0,5	0,08
Total semis	0,04	0,036	0,06	0,1
Gaules et Semis	0,05	0,02	0,04	0,1
ErE, NoL, CeP, ViC, ViA	0,027	0,63	0,29	0,09
SaB, BoP, BoJ, EpB	0,12	0,06	0,87	

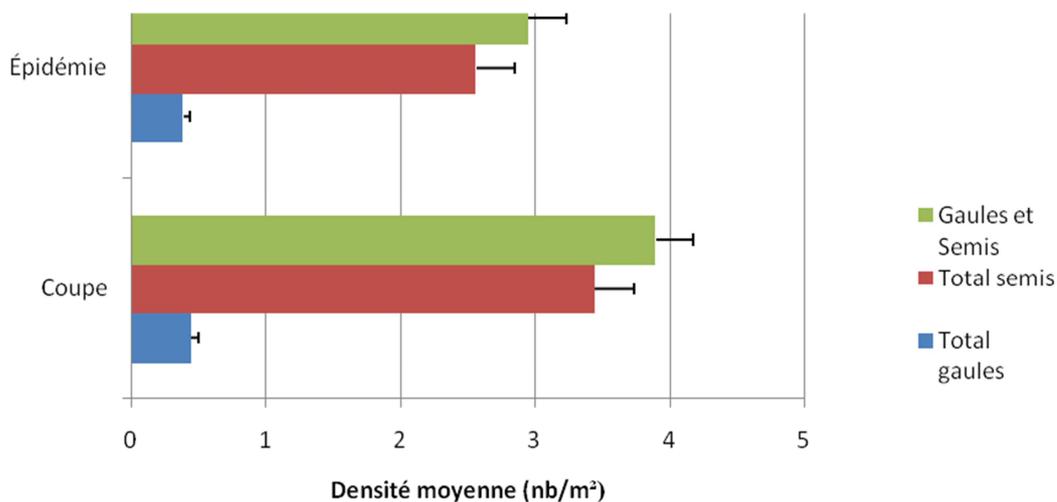


Figure 30. Densité moyenne des semis et des gaules selon les perturbations. Les barres d'erreur représentent l'écart type.

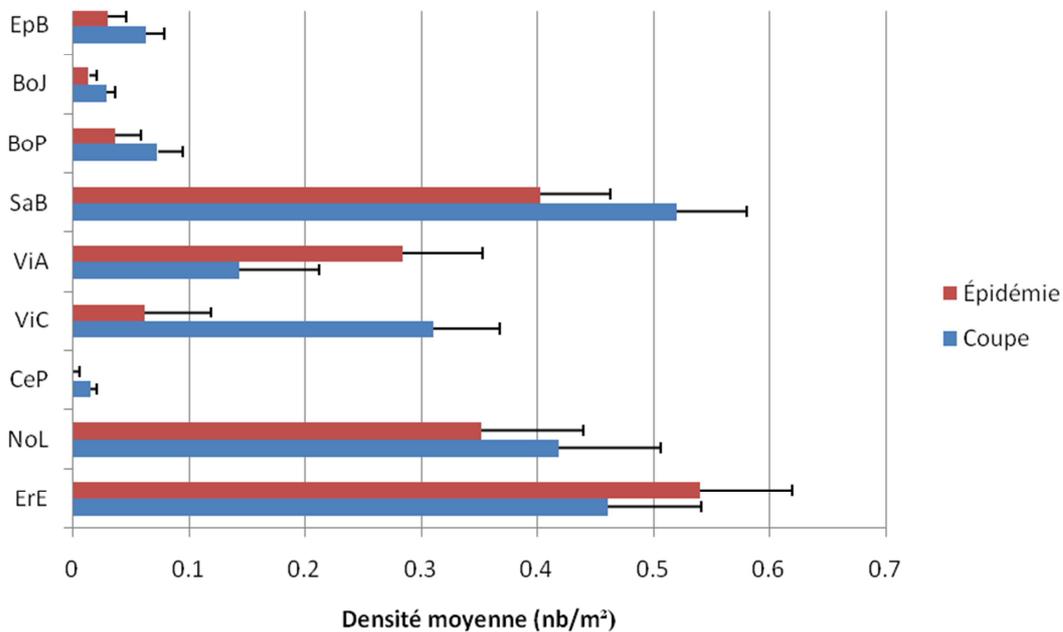


Figure 31. Densité moyenne des différentes essences selon les perturbations. Les mêmes abréviations pour les essences sont utilisés (voir légende des figures 25 et 26). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

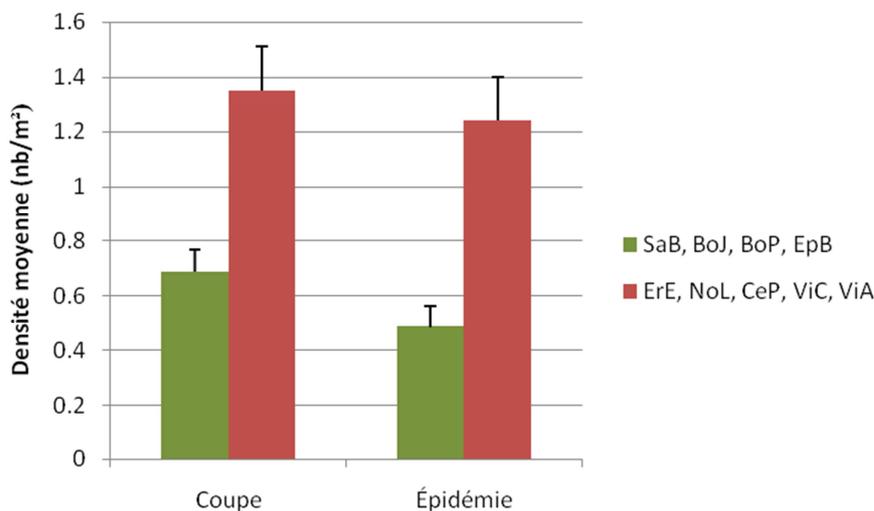


Figure 32. Densité moyenne des essences clés plus d'intérêts en vert (SaB, BoJ, BoP, EpB) et des essences potentiellement envahissantes en rouge (ErE, NoL, CeP, ViC, ViA) selon les perturbations. Les mêmes abréviations pour les essences sont utilisés (voir légende des figures 25 et 26). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

Le niveau d'hétérogénéité influence aussi la densité de la régénération. On note que la densité de gaules est significativement plus forte dans les paysages moyens et homogènes que dans les paysages hétérogènes (Figure 33). Pour les semis, on observe l'effet inverse, soit une densité significativement plus forte dans les paysages hétérogènes (Figure 33). Bien que non-significative, on observe une tendance pour toutes les espèces ligneuses d'intérêt (sapin baumier, bouleau blanc, bouleau jaune et épinette blanche) à avoir une régénération (semis et gaules) moins dense dans les paysages hétérogènes que dans les paysages moyens et homogènes (Figure 34).

Il est très intéressant de constater que la densité de la régénération pour les espèces de moins d'intérêt (ErE, NoL, ViA, ViC, CeP) est significativement plus élevée dans les paysages hétérogènes que dans les paysages moyens et homogènes (Figure 35). Ainsi, à la figure 35, on observe des densités moyennes d'essences d'intérêt d'environ $0.6/m^2$, comparativement à environ $0.87/m^2$ pour les essences plus envahissantes dans les paysages homogènes, l'écart n'étant que d'environ $0.27/m^2$. D'un autre côté, dans les paysages plus hétérogènes, la densité de la régénération en essences d'intérêt n'est que de $0.42/m^2$, la densité de la régénération en essences plus envahissantes étant à plus de $1.6/m^2$, soit presque le double que dans les paysages homogènes. Ainsi, on observe un écart très important (environ $1.2/m^2$) entre la densité de la régénération en essences d'intérêt et en essences plus envahissantes dans les peuplements hétérogènes. Ce résultat montre que dans les paysages hétérogènes, la densité beaucoup plus abondante d'essences plus envahissantes nuit à la régénération des essences d'intérêt.

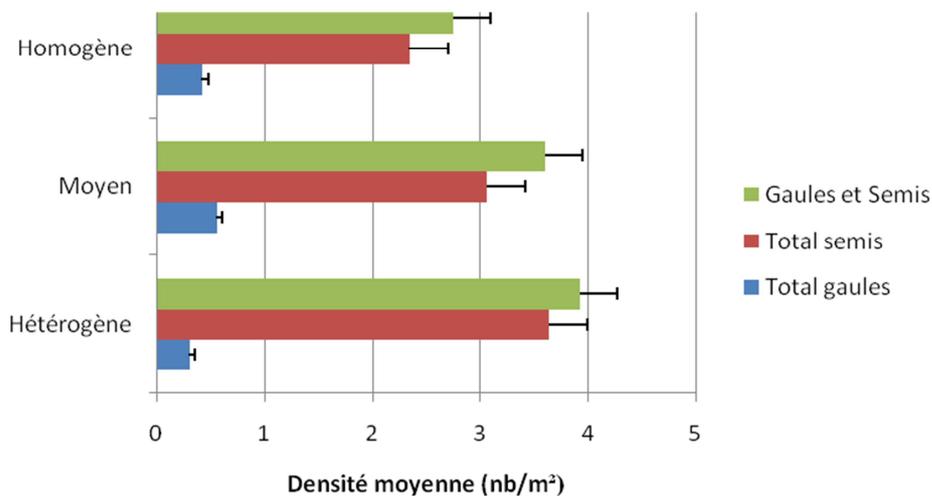


Figure 33. Densité moyenne des semis et des gaules selon le niveau d'hétérogénéité. Les barres d'erreur représentent l'écart type.

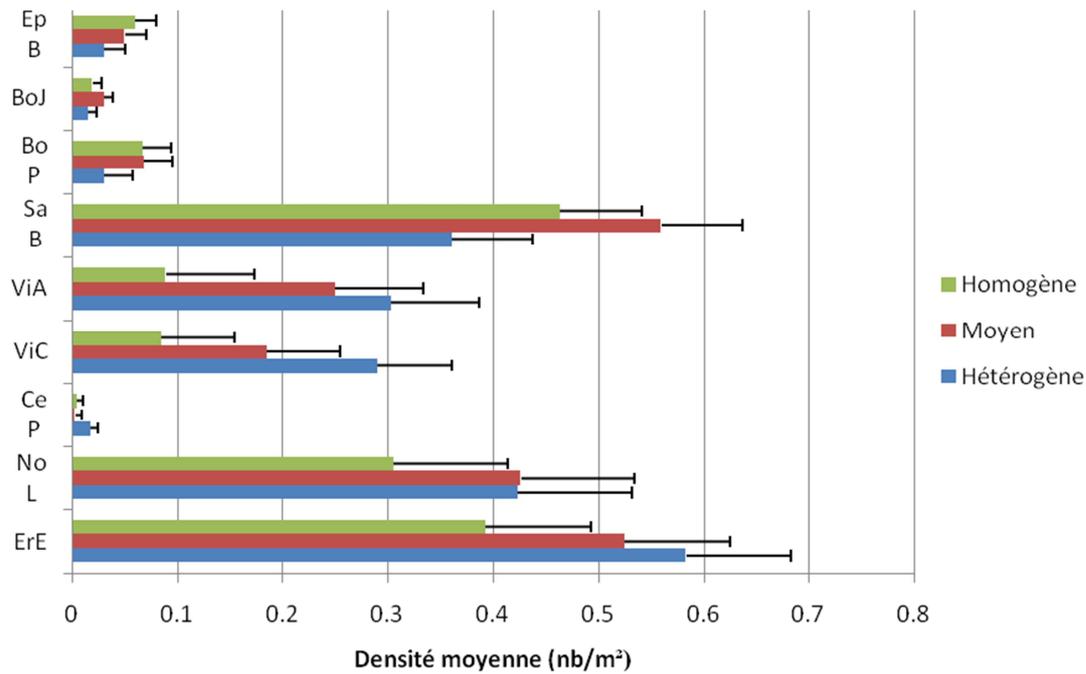


Figure 34. Densité moyenne des différentes essences selon le niveau d'hétérogénéité. Les mêmes abréviations pour les essences sont utilisés (voir légende des figures 25 et 26). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

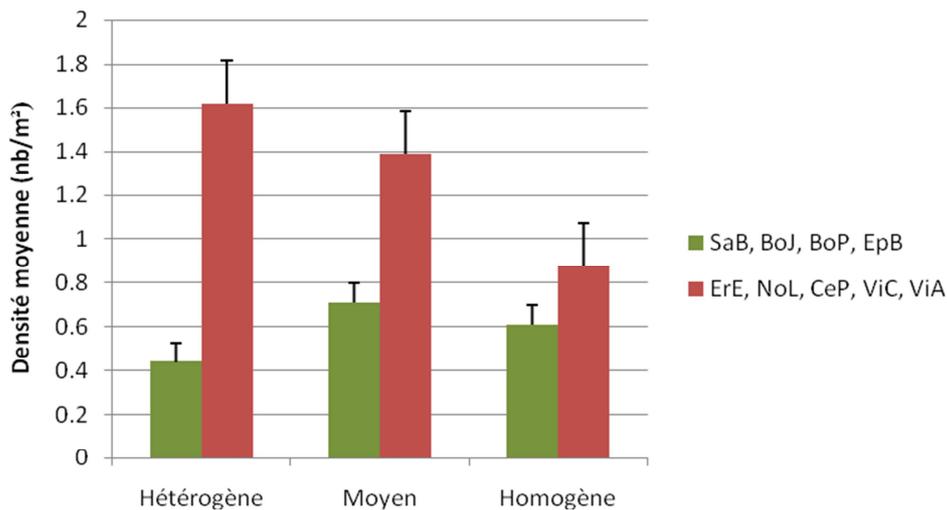


Figure 35. Densité moyenne des essences clés plus d'intérêts en vert (SaB, BoJ, BoP, EpB) et des essences potentiellement envahissantes en rouge (ErE, NoL, CeP, ViC, ViA) selon les

niveaux d'hétérogénéité. Les mêmes abréviations pour les essences sont utilisés (voir légende des figures 25 et 26). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

4.7.3. Description de la densité de la régénération selon l'environnement de lumière

En plus d'avoir analysé la densité de la régénération dans les différents bouquets et parcelles forêts, nous avons aussi observé la régénération selon l'environnement de lumière, soit sous couvert forestier, dans les petites trouées, dans les moyennes trouées et dans les grandes trouées. L'environnement de lumière a aussi été analysé à l'aide des données numériques de la grandeur des trouées. De plus, tel que fait précédemment, la densité a été comparée selon le niveau d'hétérogénéité et les perturbations, ainsi que les interactions de ce modèle.

Les résultats de la densité des semis et gaules d'arbres et d'arbustes des différentes essences selon les différents environnements de lumière sont représentés aux figures 36 et 37. On observe une tendance pour la plupart des essences d'arbres à être plus denses sous couvert forestier comparativement aux différentes grandeurs de trouées, sauf pour le bouleau jaune et l'érable à sucre (Figure 36). Le bouleau jaune montre une tendance très différente des autres essences avec une densité en gaules nettement plus faible sous couvert forestier (Figure 36).

Pour les arbustes, on observe une forte tendance pour le noisetier et le framboisier à augmenter en densité avec l'augmentation de la grandeur de l'ouverture (Figure 37).

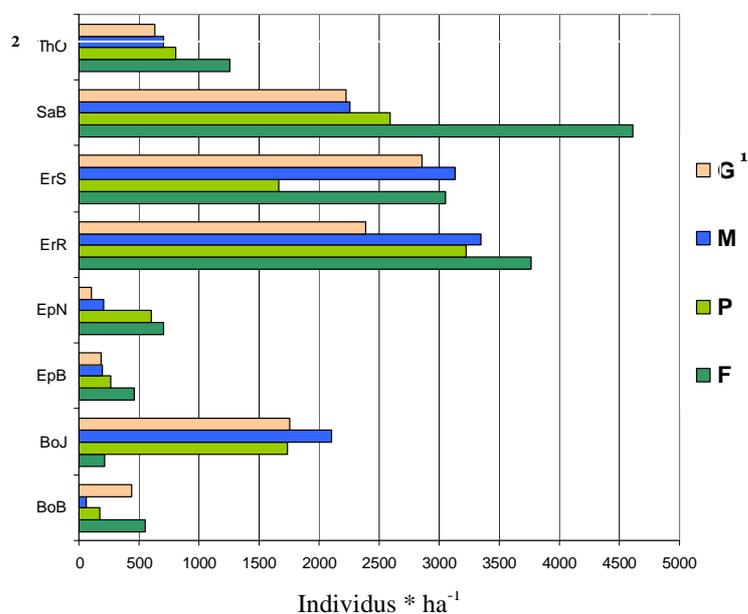


Figure 36. Densité de semis et de gaules d'arbres en fonction de la grandeur de la trouée. Ici les densités sont exprimées par hectare (ha). ¹ F, forêt; P, petit; M, moyen; G, grand, ²ThO, cèdre blanc; SaB, sapin baumier; ErS, érable à sucre; ErR, érable rouge; EpN, épinette noir; EpB, épinette blanche; BoJ, bouleau jaune; BoB, bouleau blanc.

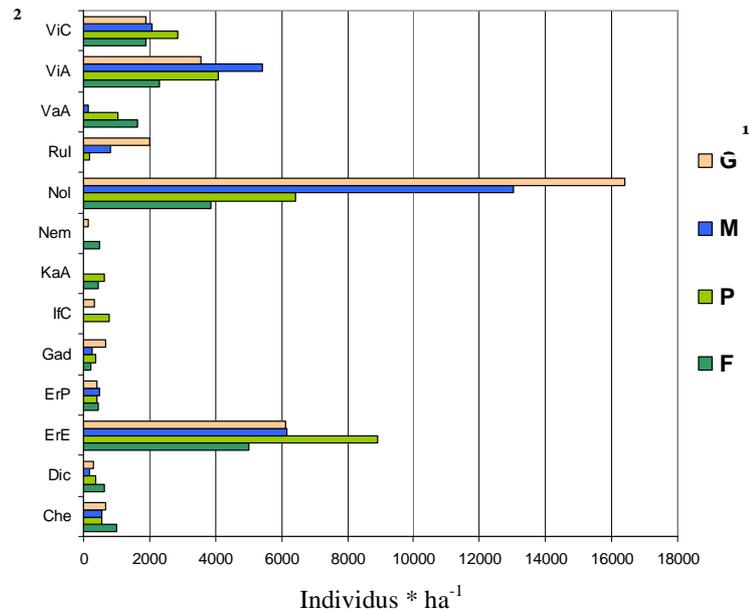


Figure 37. Densité de semis et de gaules d'arbustes en fonction de la grandeur de la trouée. Ici les densités sont exprimées par hectare (ha). ¹ F, forêt; P, petit; M, moyen; G, grand, ²ViC, *Viorne cassinoides*; VIA, *Viburnum alnifolium*; VaA, *Vaccinium angustifolium*; RuI, Framboisier; Nol, noisetier; Nem, nemopante; KaA, *Kalmia angustifolia*; IfC, If du Canada; Gad, gadellier; ErP, érable Pennsylvanie; ErE, érable à l'épis; Dic, *dièreville chèvrefeuille*; Che, *chèvrefeuille*.

La densité en fonction du niveau d'hétérogénéité

Même lorsqu'on inclut les différents environnements de lumière, on obtient des tendances semblables à la section précédente. En effet, nos données montrent que la densité moyenne des essences clés à l'étude (bouleau jaune, bouleau blanc, épinette blanche et sapin baumier) est plus faible dans les paysages hétérogènes (Figure 38). On observe aussi les mêmes tendances pour les espèces plus envahissantes que la section précédente, soit que la densité de montre une tendance à être plus dense dans les sites hétérogènes (Figure 39).

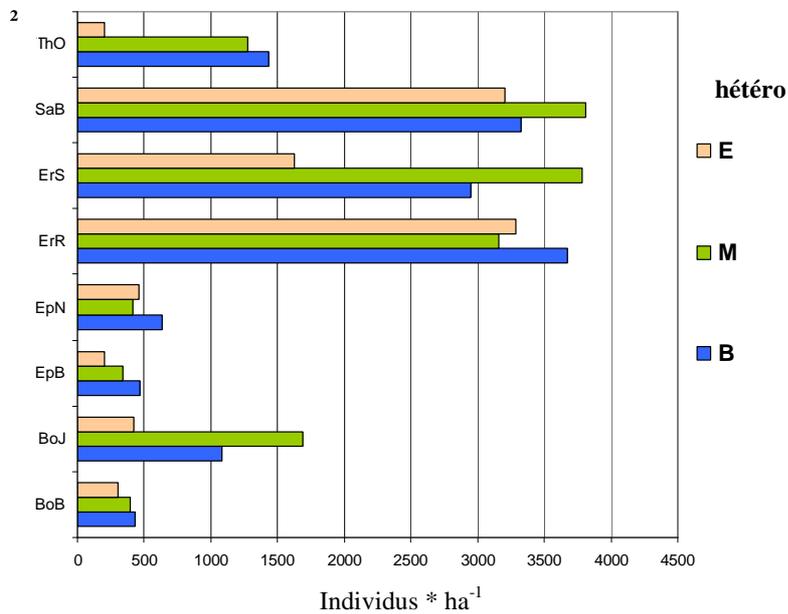


Figure 38. Densité de semis et de gaules d'arbres en fonction de l'hétérogénéité spatiale. Ici les densités sont exprimées par hectare (ha). ¹ hétérogénéité spatiale, E, hétérogène; M, moyen; B, homogène, ThO, cèdre blanc; SaB, sapin baumier; ErS, érable à sucre; ErR, érable rouge; EpN, épinette noire; EpB, épinette blanche; BoJ, bouleau jaune; BoB, bouleau blanc.

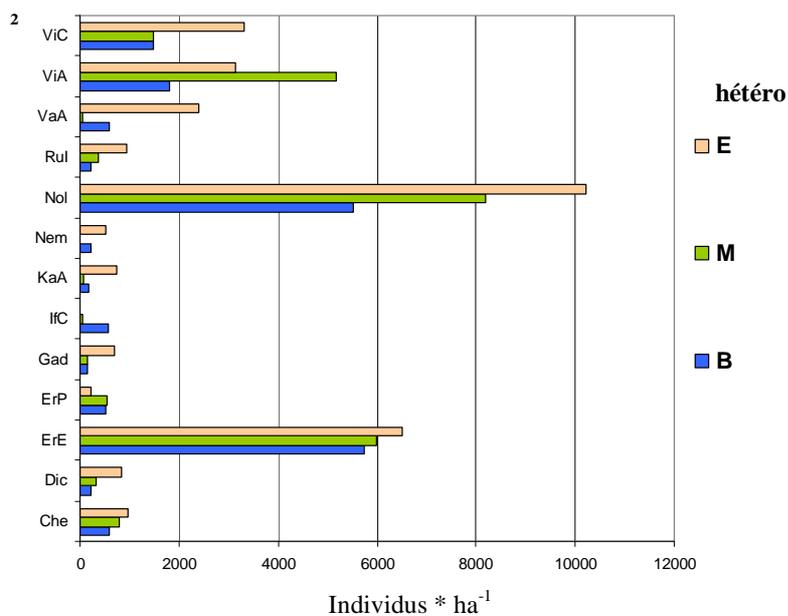


Figure 39. Densité de semis et de gaules d'arbustes en fonction de l'hétérogénéité spatiale. Ici les densités sont exprimées par hectare (ha). ¹ hétérogénéité spatiale, hétérogénéité spatiale, E, hétérogène; M, moyen; B, homogène, ²ViC, *Viorne cassinoides*; VIA, *Viburnum alnifolium*; VaA, *Vaccinium angustifolium*; RuI, Framboisier; Nol, noisetier; Nem, nemopante; KaA, *Kalmia angustifolia*; IfC, If du Canada; Gad, gadellier; ErP, érable Pennsylvanie; ErE, érable à l'épis; Dic, *dièreville chèvrefeuille*; Che, *chèvrefeuille*.

La densité en fonction des perturbations

L'épidémie de TBE semble défavoriser les gaules de thuya, d'érable à sucre et de bouleau blanc en termes de densité, comparativement au site de coupe seulement. Cependant, on observe une tendance pour une faible augmentation du bouleau jaune après épidémie (Figure 40). Le sapin baumier et l'érable rouge ayant des densités semblables peu importe la perturbation (soit entre 3250 et 3600 individus/ha). Les résultats pour les arbustes sont présentés à la figure 41.

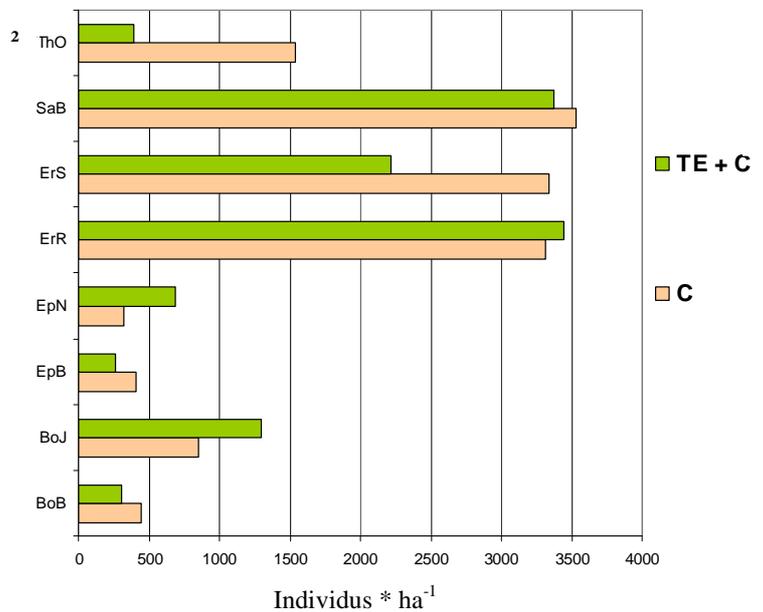


Figure 40. Densité de semis et de gaules d'arbres en fonction de la perturbation. Ici les densités sont exprimées par hectare (ha). ¹ TE, épidémie tordeuse épinette; C + TE, coupe et épidémie tordeuse épinette, ²ThO, cèdre blanc; SaB, sapin baumier; ErS, érable à sucre; ErR, érable rouge; EpN, épinette noir; EpB, épinette blanche; BoJ, bouleau jaune; BoB, bouleau blanc.

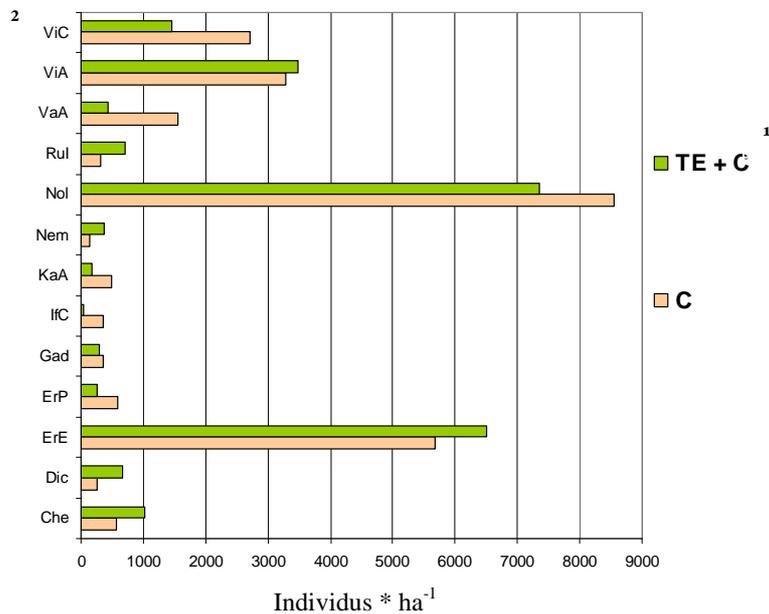


Figure 41. Densité de semis et de gaules d'arbustes en fonction de la perturbation. Ici les densités sont exprimées par hectare (ha). ¹ TE, épidémie tordeuse épinette; C + TE, coupe et épidémie tordeuse épinette, ²ViC, *Viorné cassinoides*; ViA, *Viburnum alnifolium*; VaA, *Vaccinium angustifolium*; Rul, Framboisier; Nol, noisetier; Nem, Némopante mucroné; KaA, *Kalmia angustifolia*; IfC, If du Canada; Gad, gadellier (*Ribes* spp.); ErP, érable Pennsylvanie; ErE, érable a l'épis; Dic, *dièreville chèvrefeuille*; Che, *chèvrefeuille*.

Le modèle : La densité des espèces en fonction de la grandeur de trouée, l'hétérogénéité spatiale (hétérogénéité spatiale) et les perturbations

Premièrement, on observe que tous les modèles entiers sont significatifs (<0.0001) (Tableau 25). Le pourcentage de la variabilité (R^2) qui est expliqué par nos modèles de densité varie entre 0% et 45%, l'épinette blanche étant l'espèce pour laquelle le modèle est le moins bien expliqué et le bouleau jaune étant l'espèce pour laquelle notre modèle est le plus représentatif.

Tableau 25. Les probabilités du modèle ANOVA mixte, la densité en fonction de trois traitements: l'hétérogénéité spatiale, la lumière et les perturbations.

Densité en fonction des traitements, totale(semis et gaule)								
Espèce	Modèle p(f)	R ²	hétérogénéité spatiale ¹ p(f)	P p(f)	GT p(f)	hétérogénéité spatiale * GT p(f)	hétérogénéité spatiale * P p(f)	GT * P p(f)
Bouleau blanc	<.0001	10%	0.92	0.89	0.05	0.75	0.93	0.89
Bouleau jaune	<.0001	45%	0.0161	0.21	0.0001	0.0004	0.40	0.0100
Épinette blanche	<.0001	2%	0.09	0.63	0.52	0.99	0.80	0.39
Sapin baumier	<.0001	15%	0.97	0.67	0.0003	0.58	0.19	0.74
Noisetier	<.0001	33%	0.24	0.48	0.0001	0.0283	0.71	0.45
Érable a l'Épis	<.0001	13%	0.98	0.64	0.0003	0.3	0.69	0.59

Densité en fonction des traitements, semis								
Espèce	Modèle p(f)	R ²	hétérogénéité spatiale p(f)	P p(f)	GT p(f)	hétérogénéité spatiale * GT p(f)	hétérogénéité spatiale * P p(f)	GT * P p(f)
Bouleau blanc	<.0001	21%	0.96	0.70	0.06	0.47	0.90	0.79
Bouleau jaune	<.0001	43%	0.0227	0.07	0.0001	0.0038	0.41	0.0023
Épinette blanche	<.0001	3%	0.10	0.87	0.35	0.97	0.79	0.72
Sapin baumier	<.0001	12%	0.84	0.97	0.07	0.56	0.60	0.0174
Noisetier	<.0001	32%	0.28	0.69	0.0001	0.0200	0.45	0.91
Érable a l'Épis	<.0001	14%	0.99	0.43	0.0011	0.22	0.56	0.43
Densité en fonction des traitements, gaule								
Espèce	Modèle p(f)	R ²	hétérogénéité spatiale p(f)	P p(f)	GT p(f)	hétérogénéité spatiale * GT p(f)	hétérogénéité spatiale * P p(f)	GT * P p(f)
Bouleau blanc	<.0001	6%	0.85	0.65	0.0013	0.91	0.90	0.98
Bouleau jaune	<.0001	27%	0.0045	0.08	0.0001	0.0005	0.84	0.16
Épinette blanche	<.0001	0%	0.40	0.64	0.93	0.74	0.99	0.18
Sapin baumier	<.0001	16%	0.64	0.39	0.0001	0.54	0.71	0.88
Noisetier	<.0001	41%	0.09	0.0106	0.0001	0.06	0.39	0.0001
Érable a l'Épis	<.0001	20%	0.86	0.16	0.0001	0.39	0.57	0.88

¹ hétérogénéité spatiale, hétérogénéité spatiale; P, perturbation; GT, grandeur de trouée.

L'hétérogénéité spatiale

Dans les trois classes de taille (semis, gaule, semis et gaule), le bouleau jaune maintient une relation significative avec l'hétérogénéité spatiale (totale $p(f) = 0.0161$, semis $p(f) = 0.0227$ et gaule $p(f) = 0.0045$) (Tableau 25). Nos résultats suggèrent que le bouleau jaune est moins abondant dans des situations hétérogènes (Figure 42). Également, nos résultats suggèrent que le bouleau jaune préfère les situations moyennes hétérogènes comparativement à homogènes. Les résultats sont confirmés par nos données numériques qui démontrent que le bouleau jaune atteint son point le plus abondant avec des pourcentages d'hétérogénéité moyens (Figure 43 b). Nos résultats montrent aussi une tendance à l'augmentation de la densité de bouleau blanc et d'épinette blanche dans des sites plus homogènes, mais cela n'est pas significatif (Figure 42). Nous pouvons observer que le noisetier augmente dans des sites hétérogènes (Figure 42). De plus, les interactions entre l'hétérogénéité spatiale et les grandeurs de trouée montrent des changements significatifs concernant le noisetier. Nos données numériques montrent que l'épinette blanche est significativement plus dense dans les paysages plus homogènes, où les pourcentages d'hétérogénéité sont bas (Figure 43 c). De plus, les données numériques suggèrent que le noisetier est significativement relié aux paysages avec des niveaux d'hétérogénéité élevés (Figure 43 d).

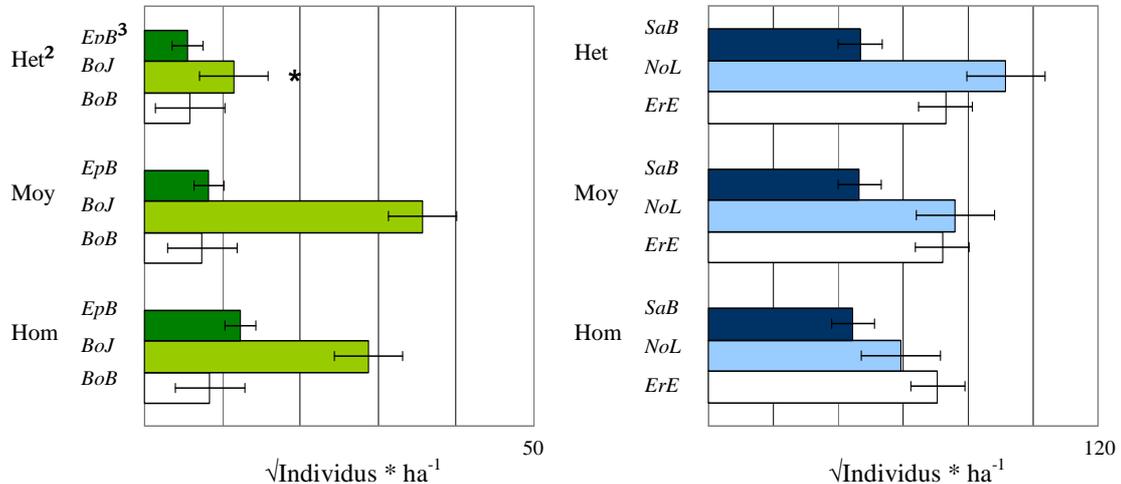


Figure 42. Densité des cinq espèces clés ainsi que du noisetier en fonction de l'hétérogénéité spatiale (données catégoriques). ² Het, hétérogène; Moy, moyen, Hom, homogène, ³EpB, épinette blanche; BoJ, bouleau jaune; BoB, bouleau blanc; SaB, sapin baumier; NoL, noisetier à long becs; ErE, érable à épis.

L'environnement de lumière

L'environnement de lumière influence l'abondance de différentes espèces. Par exemple, le bouleau blanc est significativement plus abondant dans les grandes trouées et sous couvert forestier que dans les petites et les moyennes trouées ($p(f) = 0.0013$). En effet, nos résultats nous suggèrent que le bouleau blanc préfère les grandes trouées et le sous couvert forestier (Figure 44). Les gaules de bouleau blanc sont plus abondantes sous couvert forestier et les semis sont plus abondants dans les grandes trouées (*analyses non présentées*).

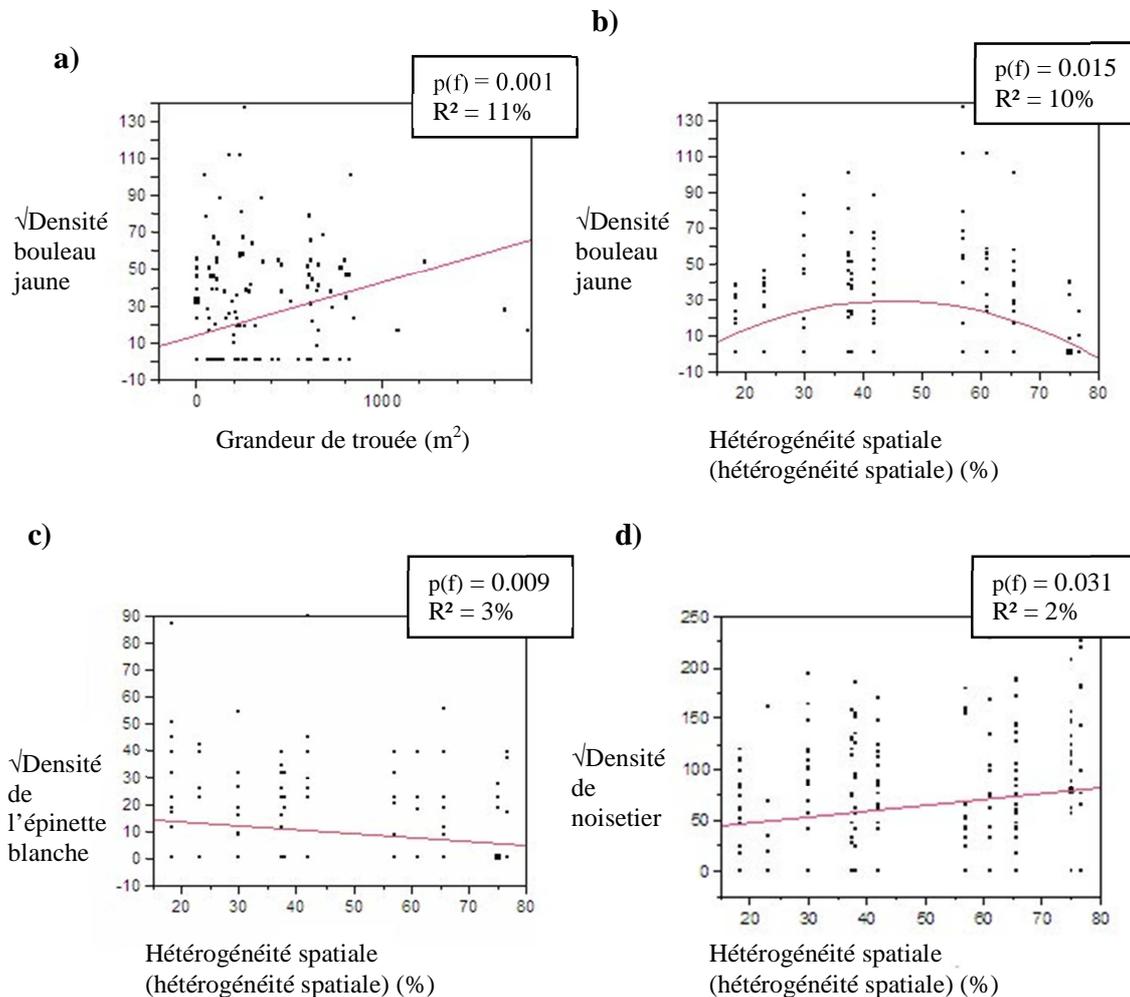


Figure 43. Densité de certaines espèces clés ainsi que du noisetier en fonction de l'environnement de lumière a) bouleau jaune et de l'hétérogénéité spatiale b) bouleau jaune, c) épinette blanche, d) noisetier selon les données numériques.

Le bouleau jaune est significativement plus dense dans les trouées que sous couvert forestier, peu importe sa classe de taille (totale $p(f) = 0.0001$, semis $p(f) = 0.0001$ et gaule $p(f) = 0.0001$) (Tableau 25). Le bouleau jaune démontre aussi une tendance à être abondant avec l'augmentation de la grandeur de la trouée (Figure 44), ceci est aussi confirmé par nos données numériques (Figure 43 a). La densité de sapin baumier montre aussi des différences significatives en relation avec l'environnement de lumière (totale $p(f) = 0.0003$, gaule $p(f) = 0.0001$) et semble préférer le sous couvert forestier (Figure 44).

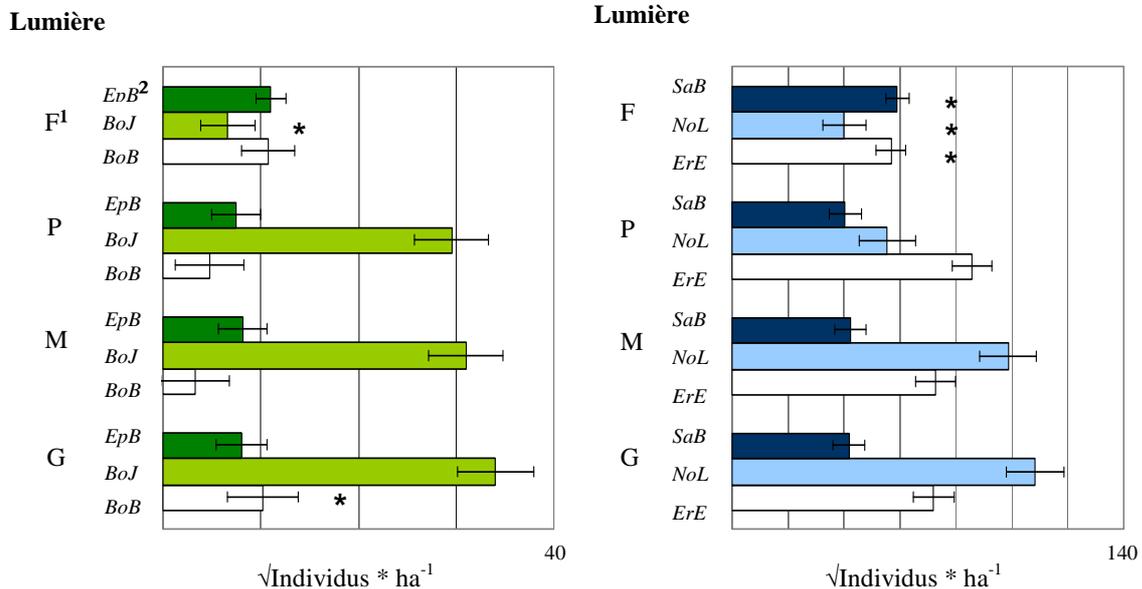


Figure 44. Densité des espèces clés ainsi que du noisetier en fonction de l'environnement de lumière. ¹ F, forêt; P, petit; M, moyen; G, grand, ² EpB, épinette blanche; BoJ, bouleau jaune; BoB, bouleau blanc; SaB, sapin baumier; NoL, noisetier à long becs; ErE, érable à épis.

Parmi les espèces potentiellement envahissantes, on note que la densité en noisetier est significativement différente selon l'environnement de lumière (totale $p(f) = 0.0001$, semis $p(f) = 0.0001$ et gaule $p(f) = 0.0001$). Le noisetier démontre des préférences pour les grandes trouées (Figure 44). Finalement, la densité d'érable à épis est aussi significativement différente selon l'environnement de lumière pour toutes les classes de tailles (totale $p(f) = 0.0003$, semis $p(f) = 0.0011$ et gaule $p(f) = 0.0001$), l'érable à épis étant plus abondant dans les petites trouées (Figure 44).

Les perturbations

Comme mentionné précédemment, le bouleau jaune est une espèce qui semble être plus abondante dans les sites de tordeuse d'épinette que les sites sujets à des coupes uniquement, mais de manière non-significative (Figure 45). La densité en noisetier à long bec est significativement différente selon les perturbations ($p(f) = 0.0106$) (Tableau 25), le noisetier étant plus abondant après coupe qu'après épidémie et coupe (Figure 45).

L'interaction entre l'hétérogénéité spatiale et l'environnement de lumière

La densité en noisetier est fortement affectée par les interactions entre l'hétérogénéité spatiale et l'environnement de lumière (totale $p(f) = 0.0283$, semis $p(f) = 0.0200$) (Tableau 25). Nos résultats nous suggèrent que le noisetier est significativement plus abondant dans les moyennes trouées des paysages hétérogènes (Figure 46 a).

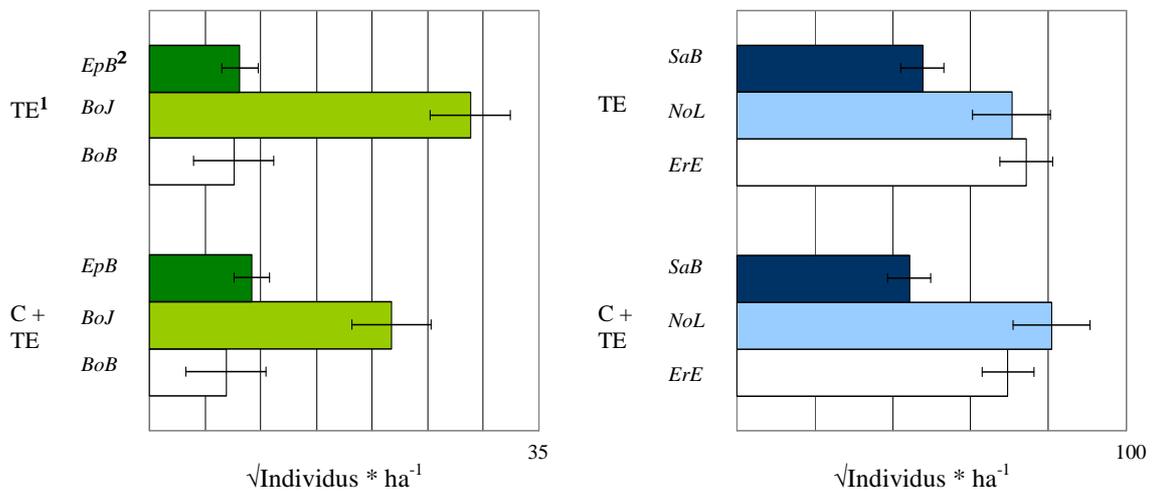


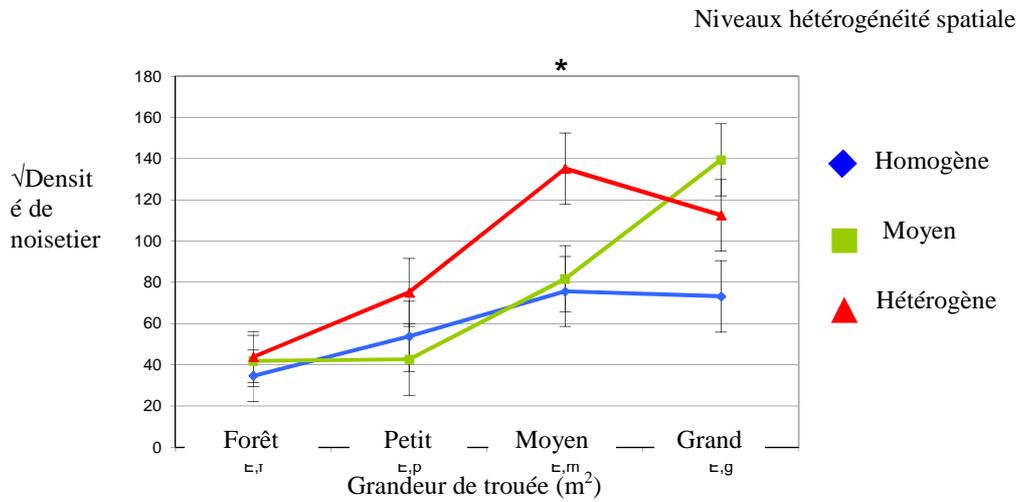
Figure 45. Densité des espèces clés ainsi que du noisetier en fonction de la perturbation. ¹ TE, épidémie tordeuse épinette; C + TE, coupe et épidémie tordeuse épinette, ² EpB, épinette blanche; BoJ, bouleau jaune; BoB, bouleau blanc; SaB, sapin baumier; NoL, noisetier à long becs; ErE, érable à épis.

L'interaction entre l'hétérogénéité spatiale et l'environnement de lumière semble toujours influencer la densité pour le bouleau jaune (totale $p(f) = 0.0004$, semis $p(f) = 0.0038$ et gaule $p(f) = 0.0001$) (Tableau 25). Nous avons observé que le bouleau jaune est significativement plus abondant dans les sites avec une hétérogénéité moyenne, dans les moyennes trouées. Nous avons aussi observé que les sites hétérogènes ont significativement moins de bouleaux jaunes (Figure 46 b).

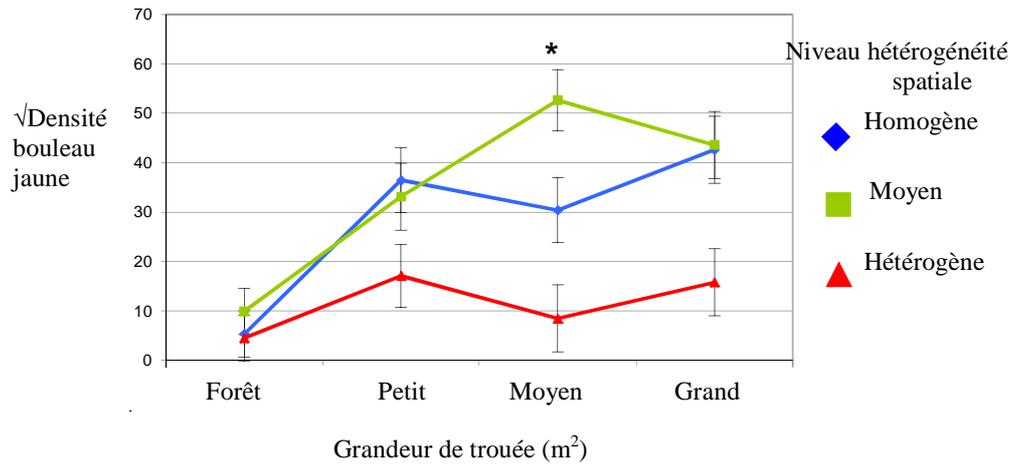
L'interaction entre l'environnement de lumière et les perturbations

L'abondance de bouleau jaune est aussi influencé par l'interaction entre l'environnement de lumière et les perturbations (totale $p(f) = 0.0100$, semis $p(f) = 0.0023$). L'analyse des interactions nous permet d'observer que dans les sites sous couvert forestier, le type de perturbation n'affecte pas la densité du bouleau jaune. Par contre, dans les trois catégories de trouée, le bouleau jaune semble être plus présent après épidémie. Précisément, le bouleau jaune est significativement plus présent dans les moyennes trouées après le traitement épidémie et coupe (Figures 46 c). Nous avons observé des effets d'interaction entre le niveau de lumière et les perturbations pour le sapin baumier (semis $p(f) = 0.0174$). Le sapin baumier se régénère bien dans les sites sous couvert forestier qui ont été sujets à des coupes forestières, toutefois, dans les moyennes trouées, il semble préférer les sites après épidémie et coupe (Figure 46 d). L'interaction entre l'environnement de lumière et les perturbations a aussi un effet significatif sur l'abondance de noisetier (gaule $p(f) = 0.0001$) (Tableau 25). Nos résultats suggèrent fortement que la coupe forestière augmente la densité du noisetier dans les petites et moyennes trouées, contrairement aux sites après épidémie de TBE et coupe (Figure 46 e).

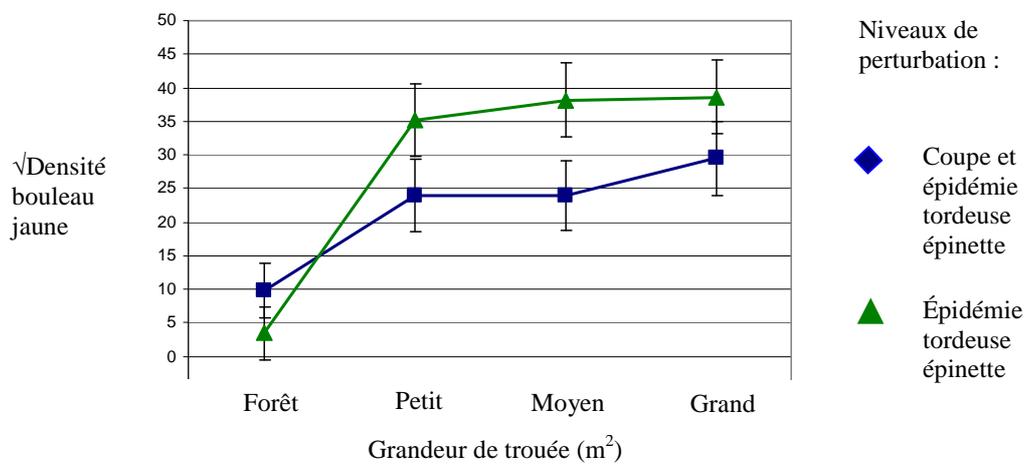
a)

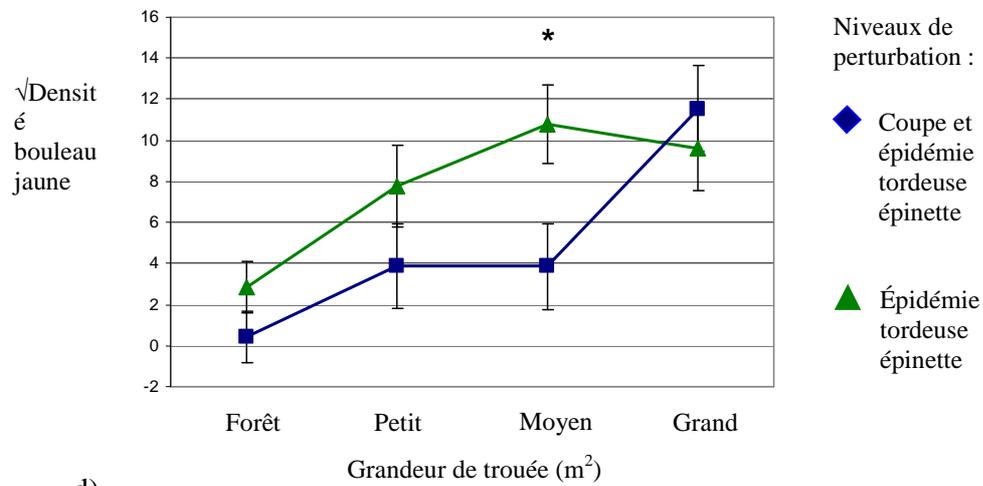


b)

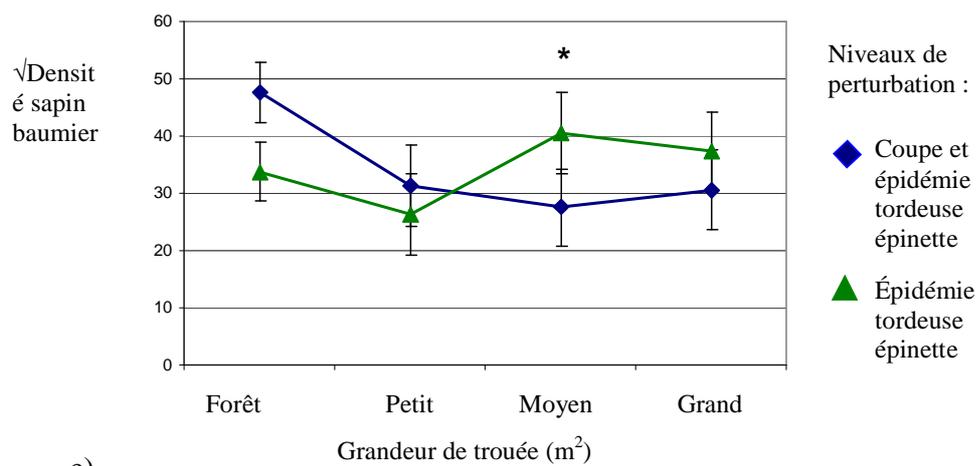


c)





d)



e)

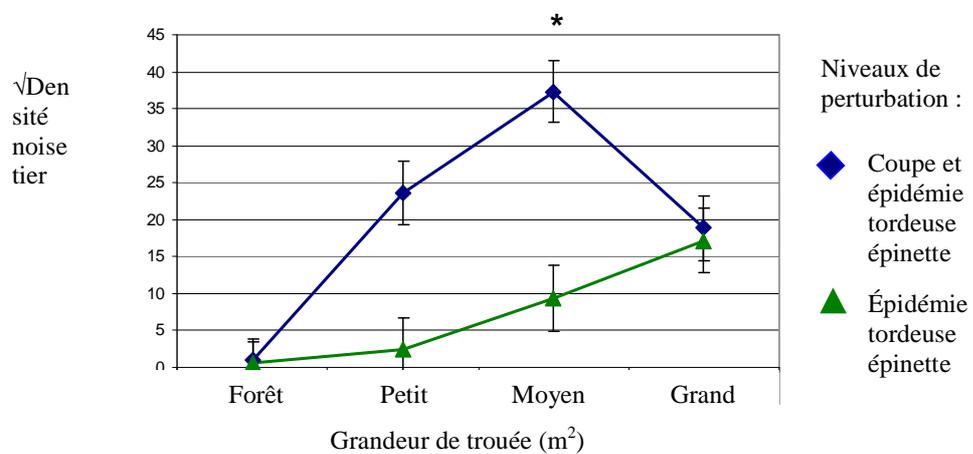


Figure 46. Effet de l'interaction entre a) l'hétérogénéité spatiale et l'environnement de lumière sur la densité de noisetier, b) l'hétérogénéité spatiale et l'environnement de lumière sur la densité de bouleau jaune, c1) les perturbations et l'environnement de lumière sur la densité de bouleau jaune gaule, c2) les perturbations et l'environnement de lumière sur la densité de bouleau jaune semis, d) les perturbations et l'environnement de lumière sur la densité de sapin baumier semis, e) les perturbations et l'environnement de lumière sur la densité de noisetier.

Il n'y avait pas de différence statistique pour le pourcentage de lumière entre les différents niveaux de l'hétérogénéité spatiale (Figure 47). Les quatre catégories de trouées nous donnent des différents pourcentages de lumière, le sous couvert forêt a un pourcentage de lumière d'environ 23%, les petites trouées environ 26%, les moyennes et les grandes trouées environ 30% (Figure 47).

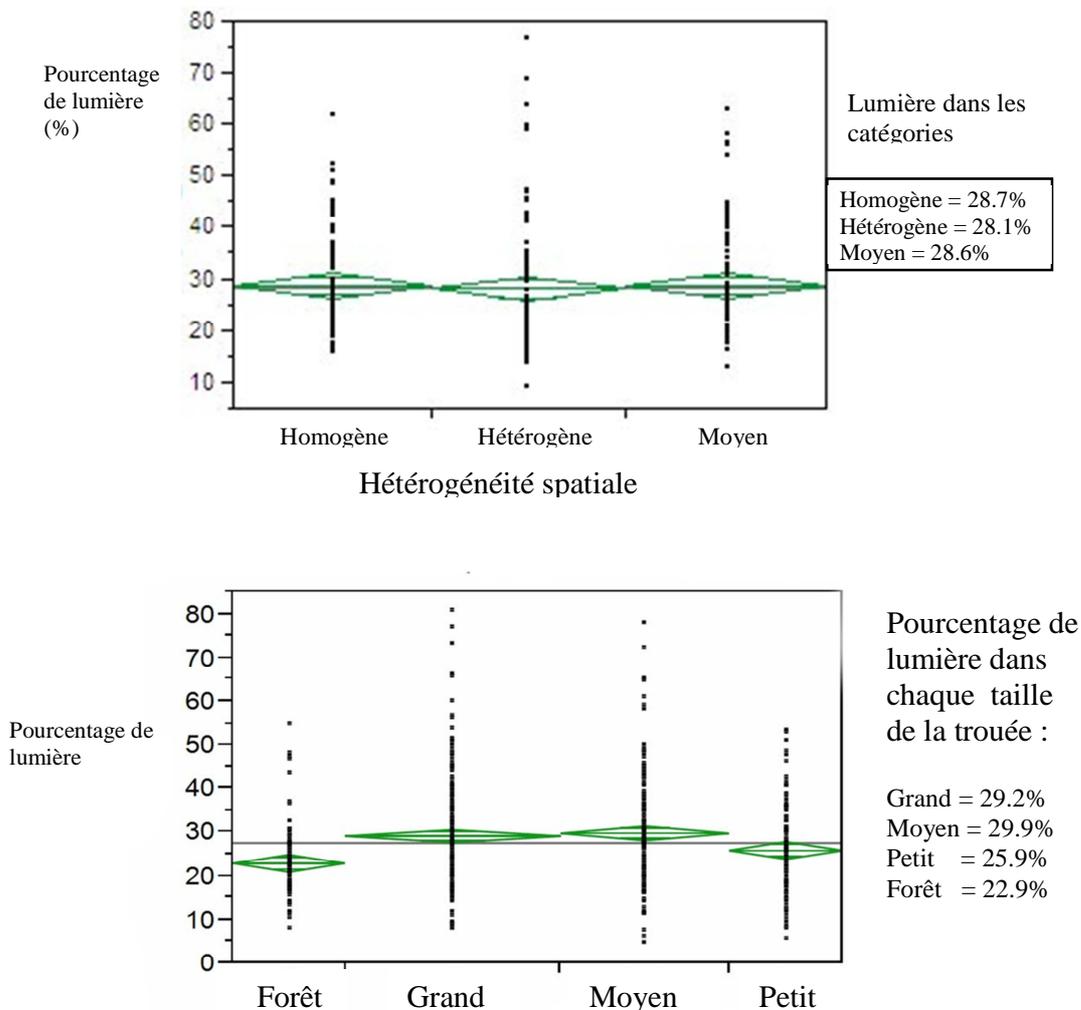


Figure 47. Pourcentage de lumière selon a) le niveau d'hétérogénéité et b) la taille de la trouée.

5.1.3. Description de la croissance des espèces selon l'environnement de lumière, l'hétérogénéité spatiale du paysage et les perturbations

Premièrement, on peut noter que tous les modèles entiers sont significatifs, sauf le modèle pour l'épinette blanche (Tableau 26). La position dans la trouée, l'hétérogénéité spatiale, les perturbations et la microtopographie n'affecte pas la croissance des cinq espèces échantillonnées. En effet, la position dans la trouée n'affecte pas significativement la croissance des individus.

Tableau 26. Les probabilités du modèle ANOVA mixte, croissance en fonction des traitements.

Croissance en fonction des traitements, totale (semis et gaule)										
Espèces	Modèle p(f)	R ²	PT ¹ p(f)	GE p(f)	hétérogénéité spatiale p(f)	P p(f)	GT p(f)	CO p(f)	MT p(f)	BR p(f)
Bouleau blanc	0.0055	55%	0.28	0.16	0.81	0.14	0.23	0.0246	0.48	0.0015
Bouleau jaune	<.0001	34%	0.13	0.0001	0.78	0.10	0.0022	0.43	0.08	0.0001
Épinette blanche	0.10	25%	0.79	0.14	0.15	0.42	0.57	0.12	0.69	0.72
Érable à l'Épis	<.0001	23%	0.77	0.0062	0.10	0.50	0.0196	0.0001	0.44	0.0273
Sapin baumier	<.0001	38%	0.55	0.0001	0.37	0.16	0.0359	0.0001	0.38	0.40

¹ PT, position dans la trouée (ne, no, se, so); GE, grandeur de l'espèce; hétérogénéité spatiale, hétérogénéité structurale; P, perturbation; GT, grandeur de trouée; CO, compétition; MT,

Pour le bouleau jaune, on observe toutefois une tendance à une croissance plus faible dans le nord-ouest et le sud-ouest des trouées. Le bouleau blanc démontrait lui une tendance à avoir une meilleure croissance dans le nord-est des trouées et une croissance plus faible dans le sud-est (Figure 48 a).

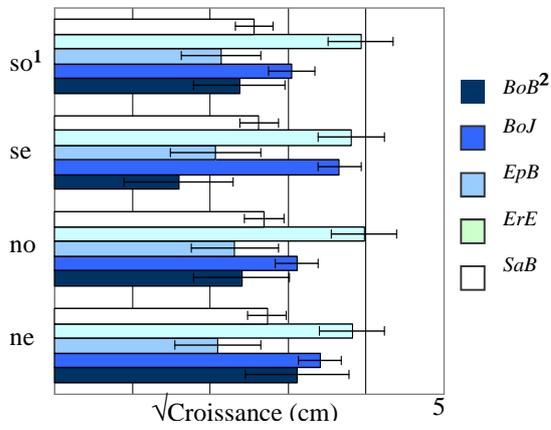
La grandeur des individus en fonction de la croissance semble être importante dans le cas du bouleau jaune ($p(f) = 0.0001$), de l'érable à épis ($p(f) = 0.0062$) et du sapin baumier ($p(f) = 0.0001$) (Tableau 26). Les semis du bouleau blanc ont tendance à croître plus rapidement que les gaules, tandis que les gaules du bouleau jaune, de l'érable à épis et du sapin baumier croient plus rapidement que les semis (Figure 48 b).

Les espèces n'ont pas illustré des tendances significatives de croissance en fonction des perturbations et de l'hétérogénéité spatiale (Figure 48 c et d). Nous observons tout de même une faible tendance pour le bouleau blanc et l'épinette blanche à croître moins bien dans les situations hétérogènes (Figure 48 e), peut-être à cause de l'augmentation de compétition dans le sous couvert forestier.

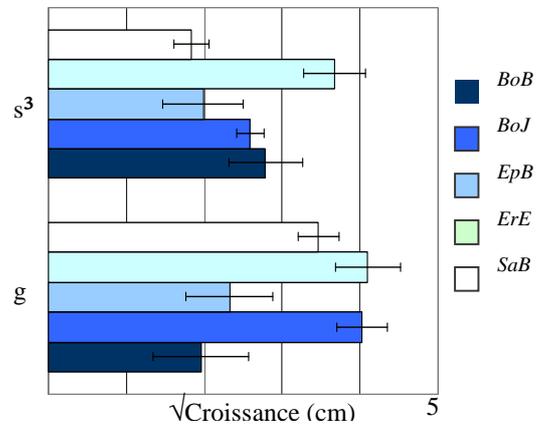
Le broutage a diminué la croissance du bouleau blanc ($p(f) = 0.0015$), du bouleau jaune ($p(f) = 0.0001$) et de l'érable à épis ($p(f) = 0.0273$) (Tableau 26) et (Figure 48 h).

L'augmentation de la quantité de lumière et de la grandeur de la trouée favorise la croissance de l'épinette blanche, (Figure 49 a et b), de l'érable à épis et du sapin baumier (Figure 49 c, d, e et f).

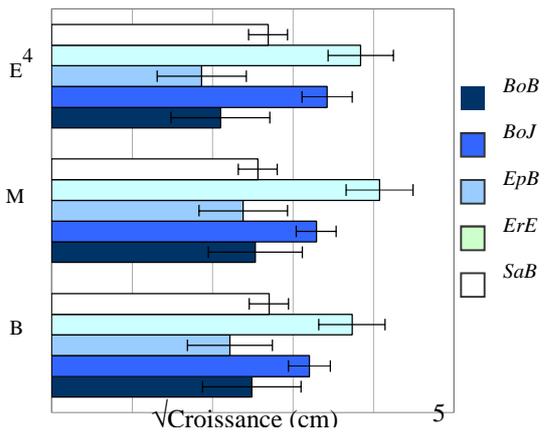
a)



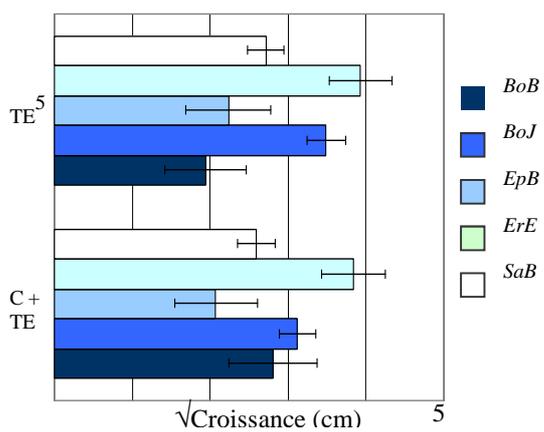
b)



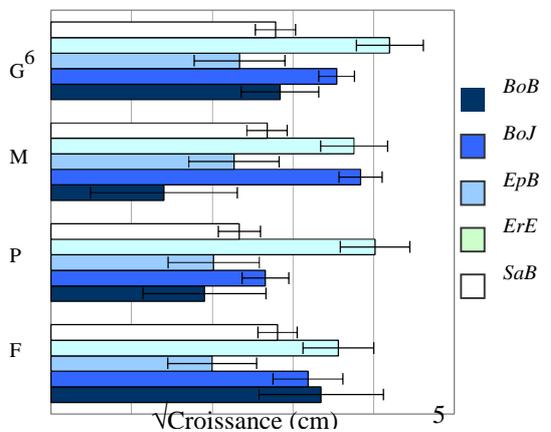
c)



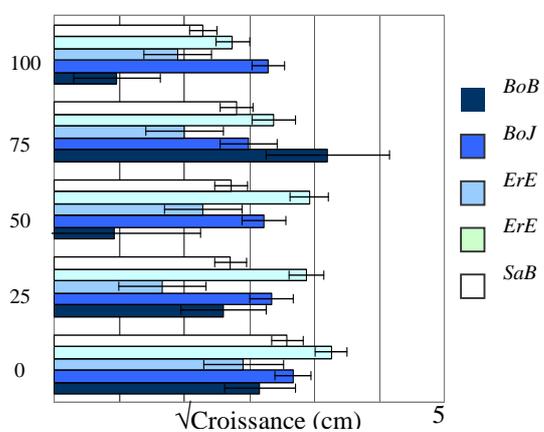
d)



e)



f)



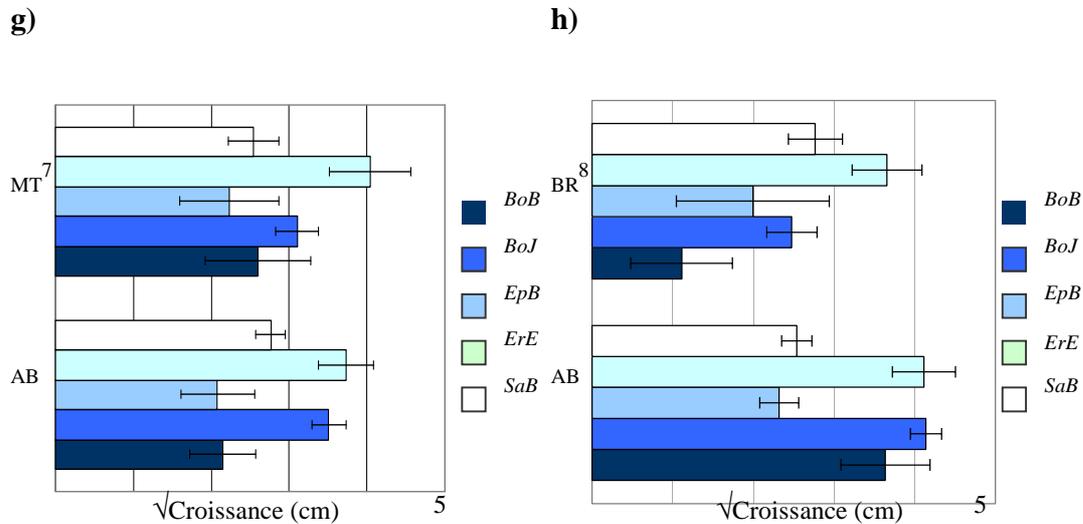


Figure 48. Les facteurs influençant la croissance des essences clés a) position dans la trouée, b) grandeur de la plante, c) hétérogénéité spatiale, d) perturbation, e) environnement de lumière, f) compétition, g) microtopographie et h) broutage. ¹ so, sud-ouest; se, sud-est; no, nord-ouest; ne, nord-est, ² BoB, bouleau blanc; BoJ, bouleau jaune; EpB, épinette blanche; ErE, érable à l'épîs; SaB, sapin baumier, ³ s, semis; g, gaule, ⁴ E, hétérogène; M, moyen; B, homogène, ⁵ TE, épidémie tordeuse épinette; C + TE, coupe et épidémie tordeuse épinette, ⁶ G, grand; M, moyen; P, petit; F, sous couvert forêt, ⁷ MT, microtopographie; AB, absence de microtopographie, ⁸ BR, broutage; AB, absence de broutage.

La grandeur de trouée était un facteur important dans la croissance du bouleau jaune ($p(f) = 0.0022$), de l'érable à épîs ($p(f) = 0.0196$) et le sapin baumier ($p(f) = 0.0359$) (Tableau 26). Ainsi, la croissance du bouleau jaune est favorisée dans les moyennes et grandes trouées. De plus, on note que sa croissance est meilleure, contrairement à ce que l'on soupçonnait, dans les sites sous couvert forestier que dans les petites trouées. L'érable à épîs a une bonne croissance dans toutes les grandeurs de trouées, mais a une croissance plus faible sous couvert forestier. Le sapin baumier croît aussi bien dans le sous couvert forestier que dans les grandes trouées, sa croissance étant plus faible dans les petites trouées. Finalement, le bouleau blanc a une bonne croissance sous couvert forestier (peut-être à cause du stress), mais les marges d'erreurs ne permettent pas de trouver des différences statistiques (Figure 48 f).

Le bouleau blanc ($p(f) = 0.0246$), l'érable à épîs ($p(f) = 0.0001$) et le sapin baumier ($p(f) = 0.0001$) ont des croissances plus faible en réponse à l'augmentation de la compétition dans la strate de sous couvert forestier de 0m à 6m (Tableau 26). Les trois espèces ont réagi d'une manière plutôt logique, sauf le bouleau blanc, qui a enregistré des gains de croissance sous une compétition élevée de 75% (Figure 48 f).

Nous n'avons pas observé de réponses significatives, en lien avec la présence de microtopographie. Cependant, on observe des tendances pour le bouleau blanc, l'épinette blanche et l'érable à épîs à obtenir des croissances légèrement meilleurs avec la présence de microtopographie, contrairement au sapin baumier et au bouleau jaune (Figure 48 g).

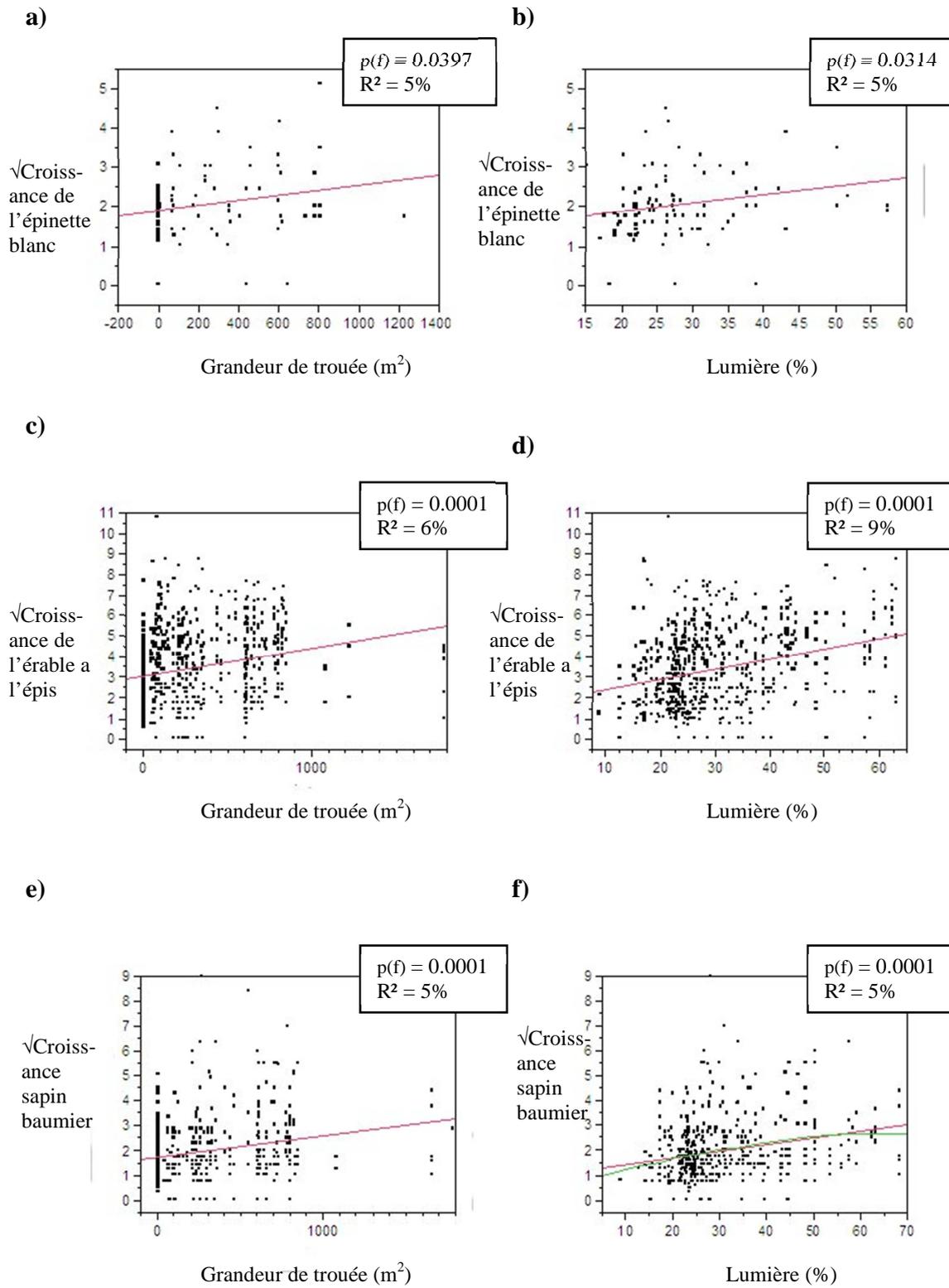


Figure 49. Effet de la grandeur de la trouée et du pourcentage de lumière selon les données numériques, sur la croissance de l'épinette blanche (a et b), l'érable à épis (c et d) et le sapin baumier (e et f).

4.8. Liens entre l'hétérogénéité du paysage et les RACs : Vers des stratégies sylvicoles durables

Nous avons documenté dans les sections précédentes les principaux effets des différents niveaux d'hétérogénéité du paysage et des perturbations en lien avec les bouquets forestiers que l'on retrouve, ainsi que la régénération. Nous avons également associé les différents types de bouquets avec les polygones forestiers (regroupement d'appellation cartographique). Afin d'avoir un portrait complet, la présente section documente le lien entre les types de polygones, les niveaux d'hétérogénéité et le type de perturbation. Premièrement, on note que dans les paysages plus homogènes après coupe, on retrouve plusieurs types de polygones forestiers plutôt bien répartis, puisque qu'aucun d'entre eux n'occupe de superficie supérieure à 10,3% (Tableau 27). Le type de peuplement RBJ3A occupant le plus grand pourcentage. Toujours dans les peuplements homogènes, après épidémie, la situation est différente, avec les peuplements BBR2A et BBR2C occupant 12,8% et 11,6% respectivement. Dans les paysages plus hétérogène, après coupe, le type de polygone BB2C occupe le plus grand pourcentage de la superficie avec 12,7%, tandis qu'après épidémie, on retrouve majoritairement le type de polygone ERBJ2C (12,7%) et BBR4A (11,3%). Les paysages avec des niveaux d'hétérogénéité moyens après coupes sont occupés par une grande variété de types de polygone, ceux-ci étant plutôt bien répartis en termes de pourcentage de superficie. Après épidémie, la situation est différentes, avec un pourcentage plus important des types de polygones BBR2C (12,0%), RBB3C (10,6%) et BBR3C (10,0%).

Tableau 27. Pourcentage de la superficie occupé par chaque regroupement cartographique par rapport au niveau d'hétérogénéité et aux perturbations. Les chiffres représentent le pourcentage moyen de la superficie (%) occupée par chaque type de polygones selon le niveau d'hétérogénéité et la perturbation par rapport à la superficie totale des sites d'étude.

Type de polygones	Coupe			Épidémie		
	Hétérogène	Homogène	Moyen	Hétérogène	Homogène	Moyen
BB2A		5,6	3,9		3,1	
BB2C	12,7	2,8	3,7	3,5		6,7
BB3A				4,8		2,4
BB3C	3,7	3,4	1,6			2,8
BBR2A			1,7	1,5	12,8	
BBR2C	3,9	3,0	5,3	1,4	11,6	12,0
BBR3A				1,6		
BBR3C	0,1	4,7	4,2	7,1	3,9	10,0
BBR4A				11,3		

BJR2A	1,4	2,1	8,2	9,2	
BJR2C	1,8	4,9	3,5	5,3	1,1
BJR3A		1,1	3,6		
BJR3C	3,9	3,0	0,8	6,9	
ERBB2C		2,6			
ERBB3A		2,9			
ERBJ2A		8,1	4,8	5,3	1,1
ERBJ2C	4,8	4,1		12,7	1,4
ERBJ3A	2,9		1,6		
ERFT2A		5,6		0,4	2,7
PE2A			3,5		
R3C	9,9		4,7	5,0	3,4
R4A				0,3	1,3
RBB3A	2,8	4,4		1,3	
RBB2C					0,9
RBB3C	4,5	7,4	1,0	2,7	10,6
RBB4C	2,3			4,6	2,7
RBJ2A	1,8				
RBJ3A		10,3			
RBJ3C		4,0	8,9		
(%) moyen occupée par les types de polygone	56,4	78,2	54,7	79,4	57,9
Superficietotale (km ²)	3	3	3	2	2
Superficie occupé par les types de polygone (km ²)	1,7	2,3	1,6	1,6	1,2

Discussion

a) Densité

Dans la zone étudiée, on note une proportion importante de peuplements de la sapinière à bouleau jaune démontrant des caractéristiques de forêts dégradées. En effet, entre 67 et 85% des BJR et RBJ d'âge moyen et vieux ayant une faible densité, selon l'UAF. Les perturbations successives impliquant les coupes et les épidémies de TBE, ont largement contribué au changement de densité et de structure de ces forêts. En effet, en absence de perturbations recensées avec les données disponible, seulement 30% des BJR et RBJ d'âge moyen et vieux sont de densité faible (C et D) (Figure 9). Il existe donc tout de même des peuplements non-perturbés, avec des densités plus faibles. Nous ne savons pas si ces peuplements présentes des caractéristiques de peuplements dégradés.

Cette étude montre que le cumul des perturbations peut être associé à la dégradation des forêts. Il n'est donc pas souhaitable de perturber excessivement cet écosystème. En effet, les résultats montrent que la régénération des espèces ligneuses d'intérêts (notamment sapin baumier, le

bouleau à papier, le bouleau jaune et l'épinette blanche), sont plus fréquentes et plus denses dans des paysages moins perturbés que dans des paysages ayant subi des perturbations subséquentes dans un court laps de temps (par exemple, épidémie de TBE suivi de coupe). Cette conclusion est aussi vraie pour les différents environnements de lumière, sauf pour la densité de la régénération bouleau jaune, qui montre une tendance à être plus élevée après épidémie de TBE et coupe.

On peut aussi penser que le niveau d'hétérogénéité spatiale d'un paysage peut être associée avec son historique passée de perturbations; les paysages hétérogènes sont souvent la résultantes d'une fragmentation des peuplements dû à des perturbations successives. Dans nos résultats, on observe que les paysages homogènes et d'hétérogénéité spatiale modérée sont 1) mieux régénérés en espèces commerciales et 2) moins envahis par les espèces compétitrices d'arbuste, et cela quel que soit le type d'environnement de lumière (sous couvert et trouées). En effet, dans les paysages plus homogène, on retrouve des densités d'essences désiré d'environ 0.6/m² et des densités d'espèces plus envahissante d'environ 0.87/m² comparativement à 0.42/m² et 1.6/m² respectivement pour les paysages hétérogènes. Les résultats de la présente étude laisse entrevoir que l'augmentation de la densité des espèces plus envahissantes des paysages plus hétérogènes peut nuire à la régénération des essences d'intérêts.

On note aussi que lorsqu'on compare les différents environnements de lumière, le sous-couvert forestier est souvent propice à des densités élevées de gaules d'essence d'intérêt. Ces trois éléments ensemble militent pour une meilleure compréhension du niveau de perturbations qu'un écosystème peut accuser sans changer de trajectoire successionele de façon définitive. On peut donc de parler d'un seuil de résistance plutôt limité de cet écosystème face aux perturbations. Les interventions forestières doivent donc être planifiées en tenant compte de cette information.

La composition en type de bouquets dans les peuplements et dans le paysage est aussi importante à prendre en considération pour mieux comprendre les facteurs de risques à l'envahissement par les espèces compétitrices d'arbustes. Nous avons pu identifier une gamme très diversifiée de type de bouquets. Nous avons observé que la distribution de la régénération en espèces désirées et en espèces envahissantes est très différente dans les différents types de bouquets. Les bouquets qui semblent plus dégradés en raison de leur faible densité, de la présence d'arbres plutôt de petit diamètre ou de la régénération importante en essences plus envahissante sont les bouquets M1, M3 et M5. On retrouve M1 majoritairement dans les paysages moyennement hétérogènes, M3 dans les 3 types de paysages et M5 dans les paysages plus hétérogènes.

De plus, ceux-ci se distribuent de façon différente dans les paysages et les peuplements selon 1) l'historique de perturbations et 2) le niveau d'hétérogénéité spatiale. On observe en effet que plus un paysage a été perturbés, et plus sont indice d'hétérogénéité spatiale est élevé, moins la diversité en type de bouquets est élevée. Ceci implique donc que dans les paysages évalués comme hétérogènes, on voit beaucoup de type de bouquets qui sont les mêmes. Ces types de bouquets sont souvent ceux dans lesquels on trouve un envahissement par les arbustes.

Comme pour une même appellation cartographique de peuplement, nous pouvons avoir différents types de bouquets selon l'historique de perturbations et le niveau d'hétérogénéité spatiale du paysage, d'utiliser le type de peuplement pour comprendre le potentiel de régénération et le risque à l'envahissement par les arbustes semble très peu approprié.

b) Croissance

Les facteurs les plus importants influençant la croissance des diverses essences relevées dans cette étude sont l'environnement de lumière, la quantité de lumière et la compétition. Nous n'avons pas observé de grandes différences entre la quantité de lumière dans les petites trouées et le sous-couvert forestier (Figure 47). Il semblerait que les petites trouées n'offrent pas une structure plus favorable à la croissance des diverses espèces désirées comparativement au sous-couvert forestier. De plus, la croissance de l'érable à épis, une essence moins désirée, serait significativement meilleure dans les trouées peu importe la taille que sous-couvert forestier. Le sous-couvert forestier semble aussi être un meilleur environnement pour favoriser la croissance du sapin baumier et du bouleau jaune, comparativement aux petites trouées. Les petites trouées ne semblent pas être bénéfiques à la croissance des essences désirées.

D'un autre côté, les moyennes et les grandes trouées ont des quantités de lumière plus élevée que le sous-couvert forestier et favorisent la croissance du bouleau jaune. De plus, l'épinette blanche et le sapin baumier ont de meilleures croissances avec l'augmentation de la quantité de lumière. Il faut tout de même tenir compte que la croissance de l'érable à épis semble aussi augmenter avec l'augmentation de la quantité de lumière. Ainsi, les moyenne et les grandes trouées peuvent offrir des environnements de lumière plus favorable à une variété d'essences, autant désirées que non-désirées, des efforts étant probablement requis afin d'optimiser l'aménagement de ces ouvertures.

La position dans la trouée ne semble pas jouer énormément sur la croissance des différentes espèces. Cependant pour les deux espèces de bouleau (jaune et à papier), on note tout de même des tendances à une augmentation de croissance dans les zones protégées d'un ensoleillement trop fort (nord-ouest, et sud-ouest).

L'hétérogénéité spatiale du paysage ne joue pas non plus un rôle très significatif sur la croissance des essences désirées, quoi que si l'on désire favoriser la croissance de l'épinette blanche et/ou le bouleau blanc, les sites hétérogènes serait potentiellement nuisible, peut-être à cause de l'augmentation de la compétition dans ces paysages. La compétition joue effectivement un effet sur la croissance, puisque l'érable à épis et le bouleau blanc démontre aussi une diminution de la croissance avec l'augmentation de la compétition de la strate du sous-couvert (0-6m).

Le type de perturbation ne semblait pas influencer la croissance des diverses essences. Néanmoins, on note une présence accrue de signes de broutement (notamment l'orignal) selon le type d'historique de perturbation. Le broutement contribue à diminuer surtout la croissance des espèces feuillues soit le bouleau blanc, le bouleau jaune et l'érable à épis.

c) Biodiversité

Certains bouquets sont plus fréquents que d'autres. Les bouquets plus rares rencontrés dans cette étude sont les R1, M5, F4 et F2. Et comme mentionné précédemment, les bouquets rares, le sont encore plus dans les paysages hétérogènes et plus perturbés. Les bouquets résineux sont plus rares ou moins fréquent que les bouquets mixtes et feuillus. La problématique de l'enfeuillage et de la diminution des peuplements résineux a notamment été démontrée dans les régions voisines (Roy et al. 2010, Roy et al. 2009). Conserver ces types de bouquets permet donc de garder une proportion de résineux importante à la biodiversité. Les types de polygones forestiers

dans la sapinière à bouleau jaune avec de forte proportion de bouquets résineux sont les RBB4C (67%) que l'on retrouve principalement dans les paysages homogènes (perturbation : épidémie et coupe), RBB3C (39%) que l'on retrouve principalement dans les paysages avec une hétérogénéité moyenne (perturbation : épidémie et coupe) et RBB3A (33%) que l'on retrouve principalement dans les paysages homogènes (perturbation : coupe).

Parmi les bouquets de type rare, certains comportent des attributs ou structure de vieille forêt, ces derniers étant de plus grand intérêt écologique. Les bouquets R1 et F4 sont rares et ont des attributs de vieilles forêts, comme de forte densité et une bonne proportion de gros fûts. On retrouve principalement ces bouquets dans les paysages homogènes. D'autres bouquets, moins rares, ont des caractéristiques intéressantes de vieilles forêts (plus dense, présence de moyen et gros fût d'essences désirés) comme les bouquets M4 et M8, que l'on retrouve également principalement dans les paysages homogènes. Le bouquet M5 est rare, mais c'est un bouquet qui semble fortement dégradé, autant par sa structure ouverte que sa régénération.

Plus spécifiquement au niveau de la régénération, les données montrent que celle en thuya est plutôt rare dans notre zone d'étude. On note aussi qu'après épidémie et coupe, les gaules de thuya sont plus rares. Cependant, la régénération des thuyas étant abondamment présente dans le bouquet M2 que l'on retrouve principalement dans les sites homogènes et moyens, mais pas dans les sites hétérogènes. Le thuya est une espèce qui est sensible aux perturbations. Il est généralement favorisé par des environnements stables sur de longue période. Il devient donc un très bon indicateur de l'historique passé des perturbations.

Recommandations

Afin de prendre des décisions sur l'aménagement futur de la sapinière à bouleau jaune, il est important de pouvoir mieux identifier les peuplements qui seraient plus résistants à l'envahissement par la végétation compétitrice, et ayant un meilleur potentiel pour se régénérer en essences désirées. Les résultats de cette étude montrent que le problème d'envahissement par les arbustes n'est pas indépendant du contexte spatial de la forêt. Afin de diminuer la proportion de peuplement dégradé et de faciliter un meilleur boisement de la forêt, des stratégies d'aménagement et de sylviculture pourraient être développées, et cela à différentes échelles en tenant compte des résultats obtenus.

La première section de cette section sur les recommandations (6.1.) décrit, suite à nos résultats, les stratégies sylvicoles à une échelle fine (du bouquet ou échelle du peuplement), à adopter afin d'obtenir des peuplements forestiers avec une bonne proportion d'essences désirées, une limitation de l'envahissement par les essences non désirées et une conservation de la biodiversité. La deuxième partie de cette section (6.2.) porte principalement sur les outils diagnostiques pour prendre des décisions d'aménagement plus éclairées à l'échelle du paysage et à moyenne échelle (échelle de 1km², soit celui du compartiment). Finalement, la troisième partie (6.3.) porte sur le raffinement des informations sur les polygones forestiers pour une gestion plus complète des risques à la dégradation des forêts de la sapinière à bouleau jaune.

4.9. Les stratégies afin d'obtenir des peuplements plus résistants à la dégradation

Quatre principes ont été identifiés afin de favoriser des peuplements plus résistants à la dégradation pour les forêts de la sapinière à bouleau jaune soit :

1. Favoriser l'établissement des essences désirées;
2. Limiter la compétition et les densités très élevées en espèces compétitrices envahissantes;
3. Favoriser la croissance des essences désirées;
4. Favoriser la biodiversité des espèces (au niveau des bouquets et de la régénération), ainsi que des bouquets plus rares notamment avec des attributs de vieilles forêts.

Lorsqu'on synthétise nos résultats, on peut comprendre que, pour les différentes espèces commerciales, certaines conditions sont plus favorables à leur établissement et au maintien de leur abondance dans le paysage (Tableau 28). Ainsi, en général, pour les essences désirées, on voit que le niveau d'hétérogénéité spatial du paysage joue sur la densité et cette variation en densité est inversement liée à celle des arbustes compétitifs.

Tableau 28. Facteurs favorisant une plus grande densité de régénération pour les espèces commerciales d'arbre et les espèces envahissantes d'arbuste.

Les espèces clés	Environnement de lumière	Bouquet	Densité du couvert et % de recouvrement feuillues	Niveau d'hétérogénéité du paysage	Type de perturbation du paysage
Bouleau jaune	Moyenne trouées Plus abondant dans les trouées que sous-couvert Tendance à être plus abondant avec l'augmentation de la grandeur de la troué	Semis : M1 (densité 0.05), M7, F2		Favoris : Moyen (selon les données numériques et catégoriques) Significativement moins dense dans hétérogènes	TBE + coupe : dans les trouées Coupe : sous-couvert forestier
Bouleau blanc	Significativement plus de semis dans les grandes trouées et plus de gaules sous-couvert	Semis : F3, R2 (densité entre 0.069 et 0.088) Gaules : F3 (densité 0.338), M3, R3	Tendance : diminue avec l'augmentation de la densité du couvert	Homogène	Coupe
Épinette blanche	Gaules plus abondant sous-couvert forestier	Semis : M1 (0.2), M6 Gaules : M1, M3, M6, F3 (densité entre 0.025 et 0.05)		Homogène	

Sapin baumier	Plus de gaules sous-couvert forestier (selon les données numériques et catégoriques)	Semis : M1 (0.6), M9, R1 Gaules : Plusieurs bouquets M3 (densité 0.658)		Homogène et moyen	Coupe : sous-couvert forestier Pas de différence importante dans les trouées
Tendance des espèces désirées	Dépendant des essences	Différents bouquets	Pas de corrélation avec le % de la densité en feuillus	Plus élevé dans les paysages homogènes et moyens que dans hétérogènes	Coupe
Érable à épis	Plus dense dans les petites trouées	M5 Tous les bouquets feuillus sauf F2	Augmente avec la densité du couvert en feuillue, préfère des densité moyenne au niveau du couvert	Tendance : Hétérogène	Tendance : TBE+coupe
Noisetier	Moyenne et grande trouées	M5, M1 Tous les bouquets feuillus sauf F2	Augmente avec la densité du couvert en feuillue et avec la densité du couvert	Significativement plus élevé dans hétérogène	Coupe (données catégoriques et numériques)
Tendance des espèces plus envahissante	Plus dans les trouées que sous-couvert	M5, Plus dense dans les bouquets feuillus et moins dense dans les bouquets résineux		Significativement plus élevé dans les paysages hétérogènes	Variable

Ainsi, la caractérisation du niveau d'hétérogénéité spatiale du paysage devient un élément clé dans l'identification des conditions de résistance qu'un peuplement aura face à la problématique d'invasion par les arbustes compétitifs. Ainsi, selon les objectifs de sylviculture du peuplement, il est possible d'utiliser les autres facteurs favorisant les densités qui sont spécifiques à chaque espèce par la suite, pour développer des stratégies sylvicoles favorables. Par exemple, une gestion de la compétition pourrait se faire sur la base de la reconnaissance des types de bouquets.

En effet, nous avons observé que le type de bouquet est important afin d'identifier les caractéristiques des peuplements plus résistants à l'invasion. Les bouquets résineux semblent offrir une certaine protection contre les espèces plus envahissantes, puisque dans certains de ces bouquets, la densité moyenne ces espèces est très faible. C'est notamment le cas du type de bouquet R3. Les espèces envahissantes sont significativement plus denses dans les bouquets feuillus, particulièrement les types F5 et F6, et les bouquets mixtes M5 et M7. Ainsi, conserver des bouquets résineux, adopter des mesures contre l'enfeuillement du couvert et limiter l'abondance des bouquets favorables aux espèces envahissantes pourrait aider à limiter la dégradation de ces forêts.

De plus, comme l'environnement de lumière a aussi son importance il est possible de gérer les situations risquées à proposant une sylviculture qui gère de façon plus serrée la distribution de la lumière. Ainsi, dans les paysages où le risque est plus élevé, il serait important de ne pas trop ouvrir sur de grande superficie. Dans ces situations, le jardinage par pied d'arbre serait plus approprié afin de limiter la lumière, particulièrement en ce qui concerne l'envahissement par le noisetier. En ce qui concerne l'érable à épis, cette espèce semble être plus tolérante à l'ombre. Afin de limiter l'abondance de l'érable à épis, il serait important de ne pas perturber avec des coupes partielles entre les rotations afin de maintenir un couvert fermé sur de longue période. Cependant, avec la présence de la TBE, qui produit des épidémies qui reviennent approximativement aux 40 ans, il est difficile d'assurer le succès de cette stratégie car une épidémie pourra réactiver la régénération végétative de cette espèce et la maintenir abondante dans le paysage.

L'augmentation de la lumière favorise la croissance des différentes espèces, autant désirées que non désirées. Des efforts sont probablement requis afin d'optimiser l'aménagement de ces ouvertures pour permettre un maintien des espèces désirées. Il y a donc un seuil optimal avec lequel il est possible de jouer en fonction du risque à l'envahissement par les arbustes. Dans les secteurs où le risque est faible, il est possible d'utiliser des ouvertures comparables à celles des grandes trouées. À l'inverse, dans les conditions où le risque est élevé, il est préférable de maintenir un couvert forestier lorsque la régénération établie en essences désirées est déjà abondante. La végétation compétitrice semble avoir un effet plus important sur certaines espèces (épinette blanche, bouleau à papier >> bouleau jaune et sapin baumier). Ainsi, la tolérance à l'envahissement serait aussi dépendante à la composition de la régénération préétablie et celle désirée. Il est donc important de considérer cet effet sur la croissance de la régénération désirée et de l'ajuster en fonction du risque à l'envahissement.

De plus, certaines recommandations peuvent être aussi faite en ce qui a trait à l'orientation des ouvertures, particulièrement en ce qui concerne les deux espèces de bouleau. Comme ces deux espèces sont sensibles à un trop fort ensoleillement, il est préférable de faire des trouées de forme allongées, qui maintiennent des conditions d'environnement microclimatique limitant l'effet d'assèchement observé dans la portion nord-ouest et le sud-ouest de la trouée.

Pour ce qui est de la biodiversité, notre étude a permis d'identifier les bouquets importants à préserver. Comme les bouquets résineux sont plus rares ou moins fréquent, il est important de porter une attention particulière à ces types de bouquets pour soit les conserver ou bien les restaurer, particulièrement dans les paysages hétérogènes et/ou perturbés. Les peuplements RBB3C et RBB3A sont les mieux nantis en ces types de bouquets.

Il est aussi important de voir à préserver les caractéristiques de certains des bouquets rares qui présentent des caractéristiques de vieilles forêts, tel les R1, F4, M4 et M8. On observe moins de ces bouquets dans les paysages hétérogènes et c'est dans ces paysages que l'attention sur la conservation de ces bouquets devrait être portée.

4.10. Recommandations pour prendre des décisions plus éclairées à grande échelle (échelle du paysage) et à moyenne échelle (échelle de 1km²)

L'indice de l'hétérogénéité spatiale du paysage, à grande échelle, semble être un bon indicateur des conditions qui sont responsables de la dégradation des peuplements. En effet, les peuplements en paysages hétérogènes ont plus de caractéristiques de peuplements dégradés que les paysages plus homogènes (voir les résultats de la section 6.1.). Plusieurs des phénomènes étudiés (abondance des espèces, et diversité) ont montré une réponse significative à l'effet de l'hétérogénéité spatiale tel que mesurée à l'aide de notre indice.

Il est intéressant de noter que l'hétérogénéité spatiale est une caractéristique qui est dépendante de l'échelle de son évaluation. Par exemple, on observe que les paysages homogènes (qui sont homogènes à l'échelle du paysage tel qu'évalué à l'aide de notre indicateur appliqué aux données écoforestières) possèdent une organisation spatiale plus contrastée à moyenne et fine échelle et sont plus diversifiés en type de bouquets. En effet, avec l'analyse des photos aériennes (à moyenne échelles), on observe 1) plus de contrastes entre les cellules de 50mX50m et ces cellules mélangées qu'agrégé dans les paysages homogènes comparativement aux paysages plus hétérogènes. L'accumulation de perturbations (épidémie de TBE et coupe) semble aussi entraîner des peuplements plus agrégés que mélangés. Il y a donc une homogénéisation à une échelle plus fine, malgré qu'à l'échelle de notre indice d'hétérogénéité spatiale du paysage, celle-ci soit évaluée comme plus élevée. L'hétérogénéité spatiale est donc dépendante de l'échelle d'évaluation; ceci est important à comprendre.

De notre étude, un principe important peut-être identifié :

Comme principe, il faut donc voir à développer une politique d'aménagement qui évite la fragmentation et favorise le remembrement des peuplements à l'échelle du paysage. Cela est important pour les zones qui sont déjà très fortement hétérogènes.

On peut découler de ce principe les recommandations suivantes:

- 1) Favoriser les polygones forestiers ou les peuplements de plus grande taille, soit de plus de 12 hectares. Essayer de ne pas créer de morcellement et de perturbations qui entraîneraient la diminution de la taille des peuplements.
- 2) Essayer d'avoir des densités moyennes de plus élevées (soit une moyenne supérieure à 47% au niveau du paysage).
- 3) Éviter d'avoir ou d'entraîner une grande variété en peuplements en termes de hauteur, de densité et de taille de polygones qui forme un même paysage.

Ainsi, une recommandation pourrait être, entre autres, d'éviter les traitements sylvicoles entraînant des écarts importants dans la hauteur et la densité moyenne des divers polygones adjacents constituant le paysage et de favoriser au contraire des polygones plus semblables en termes de hauteur et de densité au niveau du paysage. À noter que ces polygones peuvent

néanmoins être très diversifiés en hauteur et en densité au niveau des peuplements qui les constituent.

Bien que l'on associe habituellement la variété et la diversité comme des éléments positifs et désirable afin d'avoir des forêts et des écosystèmes sains, l'échelle à laquelle on regarde ces éléments est très importante. En effet, suite aux résultats de la présente étude, il n'est pas souhaitable pour un paysage de la sapinière à bouleau jaune d'être constitué de polygones forestier de petite taille, très variés et diversifié entre eux puisque cela est la résultante d'un paysage ayant été fréquemment perturbé. D'un autre côté, il est souhaitable pour un paysage ou un polygone forestier d'être constitué d'une grande diversité et variété de bouquets. Dans la présente étude, les paysages plus homogènes sont plus diversifiés en types bouquets. On voit donc avec ces deux résultats qu'à une échelle, la variabilité est associée à un problème d'invasion alors qu'à une autre échelle, elle est indicatrice de résilience.

- 4) Utiliser la typologie des bouquets décrite dans ce projet afin de mieux caractériser les peuplements et les paysages.

La typologie des bouquets, réalisée dans la présente étude, peut servir à caractériser les peuplements et les paysages d'une manière plus adéquate pour la sylviculture de cette forêt qui montre une diversité spatiale importante. Les auteurs de la présente étude recommandent l'utilisation de la typologie des bouquets afin de décrire la forêt et de prendre des décisions plus éclairées pour l'aménagement et la sylviculture de celle-ci. L'utilisation de la typologie des bouquets permet entre autre de faire la distinction entre des peuplements réellement dégradé ou très dense en espèces envahissante, des peuplements rares ayant des caractéristiques de vieille forêt, ou des peuplements relativement résilients. On observe aussi avec la typologie de bouquets, les patrons de végétation les plus fréquents dans la sapinière à bouleau jaune en terme de composition et de structure. Ces informations ne sont pas disponibles en utilisant uniquement les polygones forestiers. En effet, nous avons réalisé que l'on retrouve beaucoup de différents bouquets, sans toutefois déceler de distribution et/ou de répartition très précise de ceux-ci dans les différents types de polygones forestiers. Ainsi, la sapinière à bouleau jaune est un amalgame de bouquets qui varient dans l'espace et en utilisant les informations des polygones forestiers, il est difficile d'avoir une idée juste de ce que l'on y retrouve. Nos résultats montrent en effet que pour une même appellation cartographique, on peut trouver un « panier » de bouquets fortement différents, présentant des caractéristiques structurales et compositionnelles différentes.

- 5) Limiter l'accumulation de perturbations dans un même paysage

L'accumulation de perturbations dans un paysage favorise le maintien de métapopulations actives des arbustes envahissants. Grâce à un « turnover » rapide sur de grandes surfaces, ces métapopulations peuvent toujours maintenir des cellules « actives » de façon permanentes dans le paysage pouvant se régénérer et se propager. Afin de limiter ces métapopulations, il ne faut pas réactiver les cellules dormantes qui sont sous couvert en attente d'une ouverture. Les peuplements doivent donc être sur une trajectoire exempt de perturbations partielles lors de leur développement.

4.11. *Raffinement des informations sur les peuplements forestiers*

Cette étude a mis en lumière la réalité souvent complexe de l'hétérogénéité des peuplements de la sapinière à bouleau jaune auquel le sylviculteur doit faire face dans l'aménagement de ces forêts. Plusieurs types de peuplement forestier rencontrés fréquemment dans les paysages de la sapinière à bouleau jaune ont pu être caractérisés de façon détaillée en s'appuyant sur la répartition des différents types de bouquets trouvés dans ceux-ci. Une des surprises que cette étude a révélées fut de constater la diversité de la distribution de ces bouquets dans les polygones forestiers. À titre d'exemple, dans le RAC BBR2A, nous avons trouvé que 80% des bouquets étaient mixtes, 13% étaient feuillus et 7% étaient résineux. De plus, lorsqu'on détaille plus finement la distribution des types de bouquets, on observe, toujours pour ce RAC, qu'il est surtout composé des bouquets M7 (composé notamment de moyen fût de bouleau jaune et d'épinette blanche), de M9 (composé notamment de perche de sapin et de bouleau blanc), M6 (composé notamment de moyen fût de bouleau jaune et d'épinette blanche), M1 (avec beaucoup de gaules de sapins), M2 (avec des sapins, des bouleau blanc et de l'érable rouge) et F5 (composé notamment de moyen fût de bouleau jaune et d'épinette blanche). Cette description montre donc que l'appellation cartographique peut donner une fausse impression d'homogénéité à l'intérieur d'un peuplement. La très grande diversité en bouquets à l'intérieur de ce peuplement est cependant la réalité avec laquelle le forestier doit composer. Une réalité de complexité qui est mal représentée par la notion de peuplement forestier tel qu'utilisée actuellement pour la planification forestière. Les choix sylvicoles qui se présentent aux sylviculteurs sont en effet mal identifiés lorsque basés seulement sur l'appellation cartographique ou bien sur la moyenne des placettes de la strate dans laquelle ce peuplement se trouve. La réalité hétérogène de ce type d'écosystème demande de reconnaître cette variabilité pour une planification plus efficiente. Nous recommandons que cette échelle soit reconnue lors de l'évaluation sylvicole.

Nos travaux ont permis d'identifier quels sont les peuplements qui risquent le plus de comporter cette grande diversité de bouquets. En combinant l'indice d'hétérogénéité et l'historique des perturbations, il est possible de présumer de la diversité du panier de bouquets qui sera rencontré dans un RAC. Avec cette connaissance, le sylviculteur est en meilleure posture pour prévoir la situation et ajuster son diagnostic sylvicole en fonction de cette variabilité. Il peut donc prévoir une gamme de traitements qui pourront être ajustés en fonction de l'importance des différents types bouquets rencontrés et de leur organisation spatiale dans le peuplement.

Une photo-interprétation plus fine du secteur peut aussi permettre au sylviculteur de confirmer la présence des différents types de bouquets et permettre, à l'aide de données d'inventaire, raffiner sa connaissance de l'unité opérationnelle. Pour cet inventaire, nous recommandons que des informations soient aussi prises lors du cheminement entre les parcelles-échantillons. Il pourrait être utile de reconnaître la distribution des bouquets le long des virées d'échantillonnage et d'inscrire leur délimitation sur le carnet de cheminement lors de l'inventaire. L'analyse des bouquets plutôt que de la moyenne des PÉs dans le peuplement donnera un aperçu beaucoup plus juste des caractéristiques importantes pour la prise de décisions sylvicoles. Il sera ainsi plus facile de délimiter des unités opérationnelles et de leur assigner un traitement basé sur le diagnostic sylvicole et la reconnaissance du panier de bouquets en présence.

De plus, d'un point de vue de la biodiversité, il serait alors aussi possible d'identifier les zones dans les peuplements qui abritent des types de bouquet plus rares qui possèdent des caractéristiques de forêts anciennes. Des mesures spécifiques de protection ou de conservation qui pourraient être appliquées localement.

Conclusion

La motivation première de notre étude a été de mieux comprendre les mécanismes écologiques sous-jacents au problème des forêts dégradées de la sapinière à bouleau jaune afin d'identifier des pistes de solution qui pourraient être appliquées lors de l'aménagement et la sylviculture de cette forêt. À la base, deux problèmes fondamentaux ont été identifiés et étudiés conjointement, soit celui de l'envahissement par les arbustes qui limitent la régénération en essences désirées et celui l'hétérogénéité spatiale des structures à l'intérieur même des peuplements forestiers. Pour l'étude de la première problématique, un projet a été élaboré et est devenu l'objet de recherche d'un étudiant à la maîtrise de l'UQAM (Rudi Markgraf), sous la supervision de F. Doyon (UQO) et D. Kneeshaw (UQAM). Les travaux réalisés dans le cadre de cette maîtrise montrent que le problème d'envahissement par les arbustes n'est pas seulement dicté par les conditions locales du site mais aussi par les caractéristiques d'hétérogénéité spatiale à l'échelle du paysage.

L'importance de l'influence de caractéristiques de contexte sur un phénomène local est bien reconnue dans le cas d'autres processus écologiques. Par exemple, la distribution de certaines espèces d'oiseaux ne dépend pas seulement des caractéristiques locales de l'habitat mais aussi de l'arrangement spatial de cet habitat dans un contexte spatial plus grand que celui de la taille du territoire de cet oiseau. Dans le cas qui nous préoccupe, les résultats montrent que, pour certains arbustes, leur probabilité de coloniser une ouverture est accrue si cette ouverture se produit dans un paysage plus hétérogène. Pour expliquer ce patron, nous pensons qu'un paysage hétérogène exprime un historique passé de perturbations plus fréquentes. Dans un paysage sous un tel régime d'ouvertures, les arbustes envahissant peuvent plus facilement se réactiver, après s'être maintenu dans un état latent de survie.

La reconnaissance de l'influence du contexte spatial sur la dynamique des populations d'arbuste, et par intermédiaire, sur le succès de régénération des essences désirées est une innovation importante qui n'avait pas encore été démontrée dans une problématique de régénération en foresterie. Comme application directe, ce résultat scientifique permet de mieux caractériser les situations à risque d'envahissement et ainsi de moduler les approches sylvicoles en fonction de ce risque. Les travaux de recherche sur ce sujet se poursuivront afin de mieux comprendre les mécanismes qui permettent une meilleure persistance des arbustes envahissant en paysage plus hétérogènes.

La deuxième problématique qui a été étudiée dans ce projet est celle de la caractérisation de la complexité et de l'hétérogénéité spatiale. Comme cette question est fortement dépendante de l'échelle d'évaluation, nous avons entrepris de caractériser la variabilité des caractéristiques de composition et de structure à quatre échelles différentes, soit celle du paysage, celle des secteurs d'intervention comprenant plusieurs peuplements (soit autour de 100 ha), celle des peuplements et celle à l'intérieur d'unités opérationnelles très fine, soit le ¼ d'hectare. Nous avons démontré

que chaque échelle peut montrer des patrons d'hétérogénéité différents et qui ne sont pas nécessairement liés. Afin de mieux comprendre l'hétérogénéité compositionnelle et structurale à l'intérieur des secteurs d'intervention et des peuplements, nous avons développé une typologie des bouquets. L'analyse a montré que la sapinière à bouleau jaune fait montre d'une très grande variabilité dans sa distribution en bouquets. Nous pensons que cette variabilité est fortement lié à 1) un régime de perturbation très fréquent et 2) à un grain de perturbations plutôt fin, inférieur du moins à la taille moyennes des peuplements. Ainsi, notre étude suggère qu'une description plus fine, qui inclut une compréhension de la variabilité spatiale des bouquets, apporterait une information extrêmement utile pour une meilleure sylviculture de cette forêt. L'utilisation de techniques d'inventaires adaptées et de la photo-interprétation fine sont des outils actuellement disponibles pour mettre en pratique cette recommandation. Cependant, les avancées récentes en télédétection, telle que l'imagerie satellitaire à haute résolution et le LiDAR, pourront sûrement contribuer à l'avancement de cette approche qui reconnaît la variabilité intra peuplement et au développement d'une sylviculture de la complexité.

La sapinière à bouleau jaune est un écosystème extrêmement dynamique avec un « turnover » très rapide. Elle est le siège d'un amalgame très complexes de perturbations de tailles et de sévérité très diverses. Il en résulte une variabilité spatiale de la végétation qui est mal intégrée dans notre façon de gérer cette forêt. Le nombre important de forêts dégradées dans cet écosystème exprime notre manque de connaissances sur les processus importants du fonctionnement de cet écosystème. Ce dernier semble être très sensible à un renversement dans sa dynamique successionnelle lorsque trop de perturbations s'accumulent dans un même endroit en un temps rapproché. La foresterie doit essayer de trouver sa place dans cette dynamique. Les résultats de cette étude suggèrent qu'il serait approprié de développer une nouvelle approche en sylviculture qui reconnaisse la complexité comme étant une dimension de l'écosystème à intégrer. Néanmoins, plusieurs outils demeurent à être développés pour permettre l'arrivée de ce nouveau paradigme en aménagement et en sylviculture.

Littérature citée

- Archambault, L., Morissette, J. et M. Bernier-Cardoue. 1998. Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir - yellow birch ecosystems of eastern Québec, Canada. *For. Ecol. Manage.* 102: 61-74.
- Archambault, L., C. Delisle, G. R. Larocque, L. Sirois, and P. Belleau. 2006. Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir - yellow birch stands of the Lower St. Lawrence region, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 36.11: 2745-55.
- Aubin, I., C. Messier, and D. Kneeshaw. 2005. Population structure and growth acclimation of mountain maple along a successional gradient in the southern boreal forest. *Ecoscience* 12.4: 540-48.
- Bérard, J.A., 1996. Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval. Québec. 1428p.
- Bédard, S and Z. Majcen. 2003. Growth following single-tree selection cutting in Québec northern hardwoods. *Forestry Chronicle* 79.5: 898-905.
- Bouchard, M., D. Kneeshaw, and Y. Bergeron. 2006. Tree recruitment pulses and long-term species coexistence in mixed forests of western Québec. *Ecoscience* 13.1: 82-88.
- Brown, C. E. 1970. A cartographic representation of spruce budworm infestation in eastern Canada, 1909-1966. *Canadian Forest Service Report* 1263.
- Burns, R. M., and B. H. Honkala, tech. coords. 1990. *Silvics of North America: 1. Conifers; 2. Hardwoods.* Agriculture Handbook 654. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC. vol.2, 877 p.
- Chesson, P. and T. Case. 1986. Overview: Nonequilibrium Community Theories: Chance, Variability, History, and Coexistence. J. Diamond and T. Case, eds, *Community Ecology*, Harper and Row. 229-39.
- Doyon, F. and B. Lafleur. 2004. Caractérisation de la structure et du dynamisme des peuplements mixtes à bouleau jaune : pour une sylviculture irrégulière proche de la nature. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Qc.
- Doyon, F. Duchesneau, R., Bouffard, D. et B. Harvey. 2007. Caractérisation du taux de prélèvement de vieilles coupes à diamètre limite (CDL) entre 1960 et 1990 au sud du Témiscamingue, Québec. Présenté à Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue (08). Rapport technique de l'Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue et de la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable. 24 pp.
- Erdmann, G. G. 1990. *Betula Alleghaniensis* Britton, Yellow Birch. *Silvics of North America, Volume 2 : Hardwoods.* Washington: E.U. Forest service. 133-47.

- Filip, S. M. 1969. Natural regeneration of birch in New England. In Proceedings, Birch Symposium. p. 50-54. USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Upper Darby, PA.
- Forcier, L. K. 1975. Reproductive Strategies and Co-Occurrence of Climax Tree Species. *Science* 189.4205: 808-10.
- Frank, R. M., and J. C. Bjorkbom. 1973. A silvicultural guide for spruce-fir in the northeast. USDA Forest Service, General Technical Report NE-6. Northeastern Forest Experiment Station, Upper Darby, PA. 29 p.
- Frelich, L. E. and P. B. Reich. 1995. Spatial Patterns and Succession in A Minnesota Southern-Boreal Forest. *Ecological Monographs* 65.3: 325-46.
- Gastaldello, P. 2007. Remise en production des bétulaies jaunes résineuses dégradée : Étude du succès d'installation de la régénération et des variations abiotiques et physiologiques à l'intérieur du lit de germination. Mémoire. Université Laval.
- Gendreau-Berthiaume, B. and D. Kneeshaw. 2009. Influence of gap size and position within gaps on light levels. *International Journal of Forestry Research*: 1-8.
- Godman R.M. and L. W. Krefting. 1960. Factors Important to Yellow Birch Establishment in Upper Michigan. *Ecology* 41.1: 18-28.
- Grenier, D. J., Y. Bergeron, D. Kneeshaw, S. Gauthier. 2005. Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35.3: 656.
- Houle, G. and S. Payette. 1990. Seed dynamics of *Betula alleghaniensis* in a deciduous forest of north-eastern North America. *Journal of Ecology* 78.3: 677-90.
- Jarvis, J.M. 1956. An ecological approach to tolerant hardwood silviculture. Canada Dept. No. Aff. And Natl. Ressources, Forest Res. Div. Tech. Note 43. 43 pp.
- Kemball, K.J., G. Geoff Wang, and Dang Qing-Lai. 2005. Response of understory plant community of boreal mixedwood stands to fire, logging, and spruce budworm outbreak. *Canadian Journal of Botany* 83.12: 1550.
- Kneeshaw, D. D. and M. Prevost. 2007. Natural canopy gap disturbances and their role in maintaining mixed-species forests of central Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 37.9: 1534-44.
- Kneeshaw, D., R. K. Kobe, D. Coates, and C. Messier. 2006. Sapling size influences shade tolerance ranking among southern boreal tree species. *Journal of Ecology*. 94: 471-480.
- Kneeshaw, D.D., Y. Bergeron. 1999. Spatial and temporal patterns of seedling recruitment within spruce budworm caused canopy gaps. *Ecoscience* 6:214-222.

- Kneeshaw, D. D. and Y. Bergeron. 1998. Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest. *Ecology* 79.3: 783-94.
- Kuuluvainen, T., A., Penttinen, K., Leinonen, and M., Nygren. 1996. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: An example from boreal spruce forest in southern Finland. *Silva Fennica* 30.2-3: 315-328.
- Lafèche, V., Ruel, J.-C et L. Archambault. 2000. Évaluation de la coupe avec protection de la régénération et des sols comme méthode de régénération des peuplements mélangés d'origine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec, Canada. *For. Chron.* 76(4): 653-663.
- Lei, T. T. and M. J. Lechowicz. 1990. Shade Adaptation and Shade Tolerance in Saplings of Three Acer Species from Eastern North America. *Oecologia* 84.2: 224-28.
- Linteau, A. 1948. Factors affecting germination and early survival of yellow birch (*Betula lutea* Michx.) in Québec. *Forest Chronicle* 27-86.
- McCarthy, J. 2001. Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests. *Environmental Review* 9: 1-59.
- McElhinny, C., P., Gibbons, C., Brack, J. and Bauhus. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218: 1-24.
- Metzger, F. T. and C. H. Tubbs. 1971. Influence of Cutting Method on Regeneration of Second-Growth Northern Hardwoods. *Journal of Forestry* 69.9: 559-&.
- Ministere des Ressources naturelles du Québec. 1994. Une stratégie: Aménager pour mieux protéger la forêt. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec. 197 p.
- Mladenoff, D., M., White, J., Pastor and T., Crow. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscape. *Ecological Applications* 3.2: 292-306.
- Neumann, M. and F., Starlinger. 2001. The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *Forest Ecology and Management* 145: 91 -106.
- Nolet, P., Doyon F. et S. Sougvinski. 2001a. Guide pour la remise en production des sites à vocation bouleau jaune mal régénérés après coupe à diamètre limite et coupe progressive d'ensemencement dans la région de Lanaudière. IQAFF. 38 p.
- Nolet, P., Forget, E., Bouffard, D. et F. Doyon. 2001b. Reconstitution historique du dynamisme du paysage forestier du bassin de la Lièvre au cours du 20^{ème} siècle. IQAFF. 113 p.
- Pominville, P., S. Déry, and L. Belanger. 1999. Dynamique de la sapinière à bouleau jaune de l'est après une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette. *Forestry Chronicle* 75.3: 515-33.
- Prévost, M. 2008. Effect of cutting intensity on microenvironmental conditions and regeneration dynamics in yellow birch - conifer stands. *Canadian Journal of Forest Research* 38.2: 317-30.

- Prévost, M., V. Roy, and P. Raymond. 2003. Sylviculture Et Régénération Des Forêts Mixtes Du Québec (Canada): Une Approche Qui Respecte La Dynamique Naturelle Des Peuplements. Direction de la recherche forestière, 2003, 1-7.
- Prévost, M. 2008. Effect of cutting intensity on microenvironmental conditions and regeneration dynamics in yellow birch - conifer stands. *Can. J. For. Res.* 38: 317-330.
- Raymond, P., A. Munson, J.-C. Ruel, D. Coates. 2006. Spatial patterns of soil microclimate, light, regeneration, and growth within silvicultural gaps of mixed tolerant hardwood - white pine stands. *Canadian Journal of Forest Research* 36.3: 639-51.
- Robitaille, A. and J.-P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Québec. Les Publications du Québec. 213 p.
- Robitaille, L. et M. Roberge. 1981. La sylviculture du bouleau jaune au Québec. *Revue Forestière Française* 33 (N° spécial): 105-112.
- Roy, V. 2002. Caractérisation des bétulaies jaunes résineuses potentiellement dégradées de lasapinière à bouleau jaune. Sylviculture adaptée aux bétulaie jaunes résineuse, 3^{ième} atelier SSAM, 17 janvier 2002, p. 10 à 14 de 35p.
- Roy, V. et M. Prévost. 2001. Caractérisation des bétulaies jaunes résineuses dégradées de la sapinière à bouleau jaune. Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, Volet 1, Direction de la recherche forestière, Ministère des ressources naturelles du Québec, 24p.
- Royo A., A. and P. Carson Walter. 2006. On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. *Canadian Journal of Forest Research* 36.6: 1345.
- Roy, M.-È., V. McCullough, E. MauriOrtuno et F. Doyon. 2010. La détermination des enjeux écologiques régionaux liés à la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique sur le territoire des unités d'aménagement forestier (UAF) 62-52 & 62-51. Rapport technique. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue. 67 p. et annexes.
- Roy, M.-È., V. McCullough, É. Forget et F. Doyon. 2009. La détermination des enjeux écologiques régionaux liés à la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique sur le territoire des unités d'aménagement forestier 064-52 & 061-51 Rapport technique. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue et M.C. Forêt inc. 38 p. et annexes.
- Sabbagh, P., P. Nolet, F. Doyon, and J.-F. Talbot. 2002. Classification et caractérisation des forêts dégradées de l'Outaouais. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Qc.
- Sarvaala, M. 1999. Mountain maple dynamics in Quebec's southwestern boreal forests. M.Sc. Thesis in Silviculture, Faculty of Agriculture and Forestry, University of Helsinki, Finland.

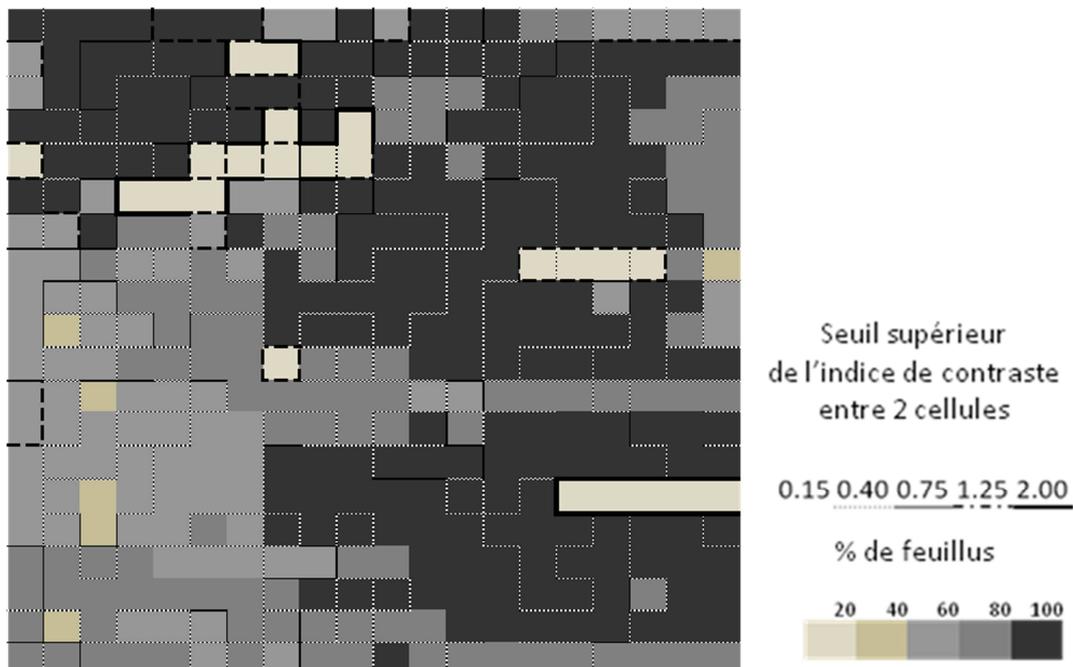
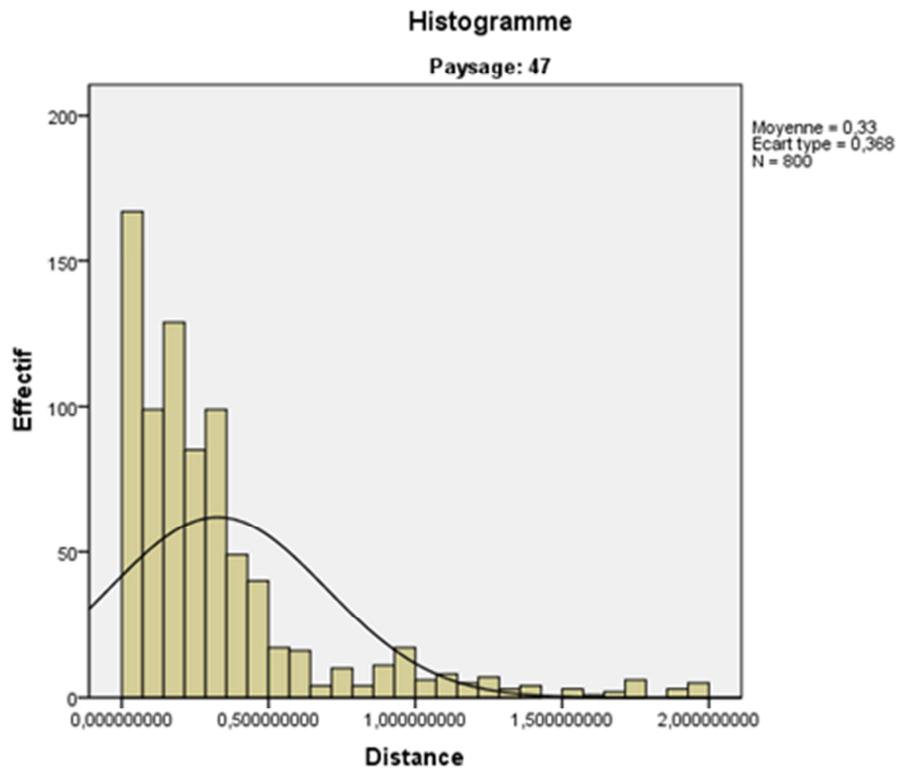
Saucier, J.P., J.F. Bergeron, P. Grondin, and A. Robitaille. 1998. Les regionsecologiques du Quebecmeridional. Third version. L'Aubelle 124:S1-S12.

Vincent, A.B. 1965. Growth habits of mountain maple in the Ontarioclaybelt. For. Chron. 41: 330-344.

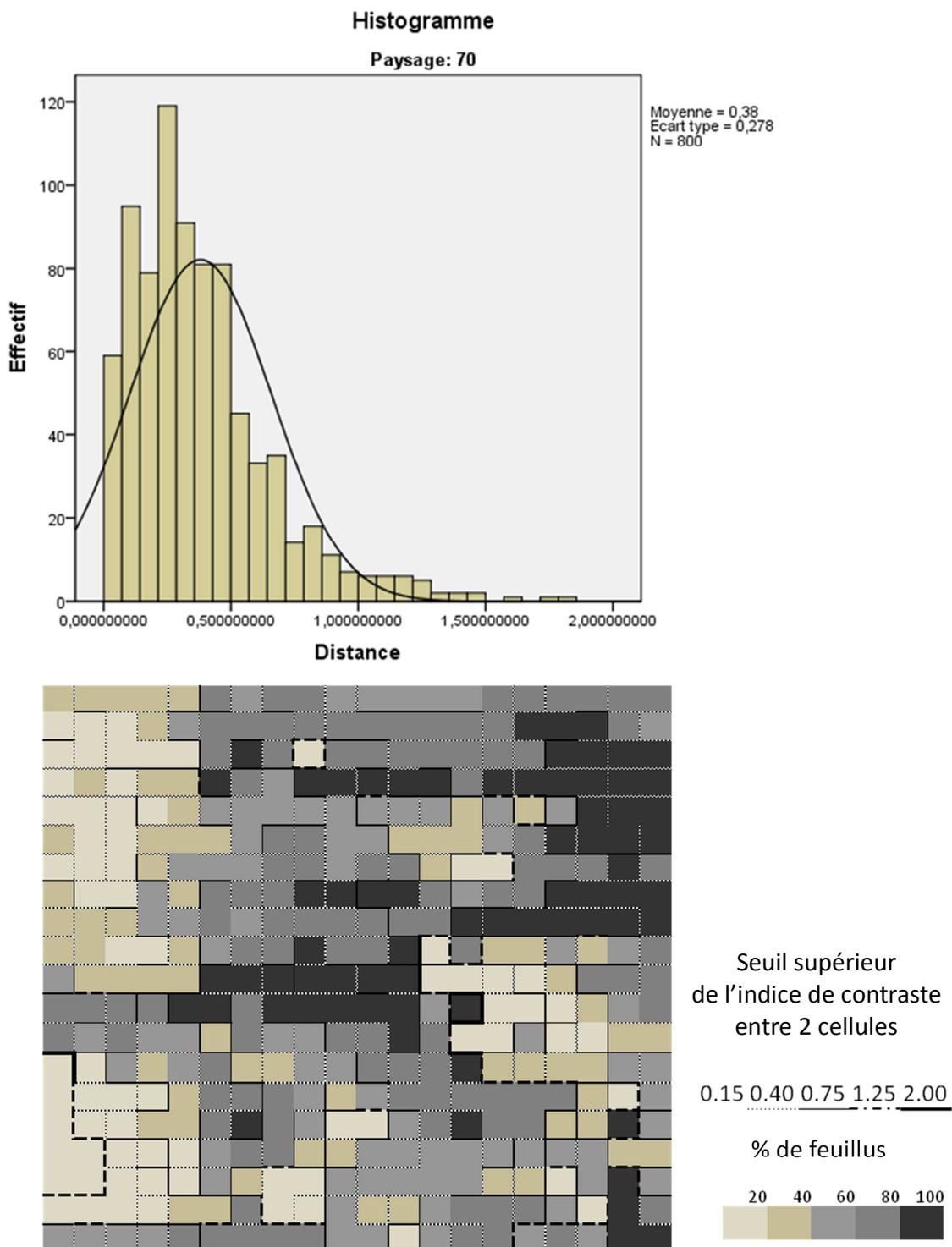
Zenner, E. 2005. Investigating scale-dependent stand heterogeneity with structure-area-curves. Forest Ecology and Management 209: 87-100.

Annexe 1

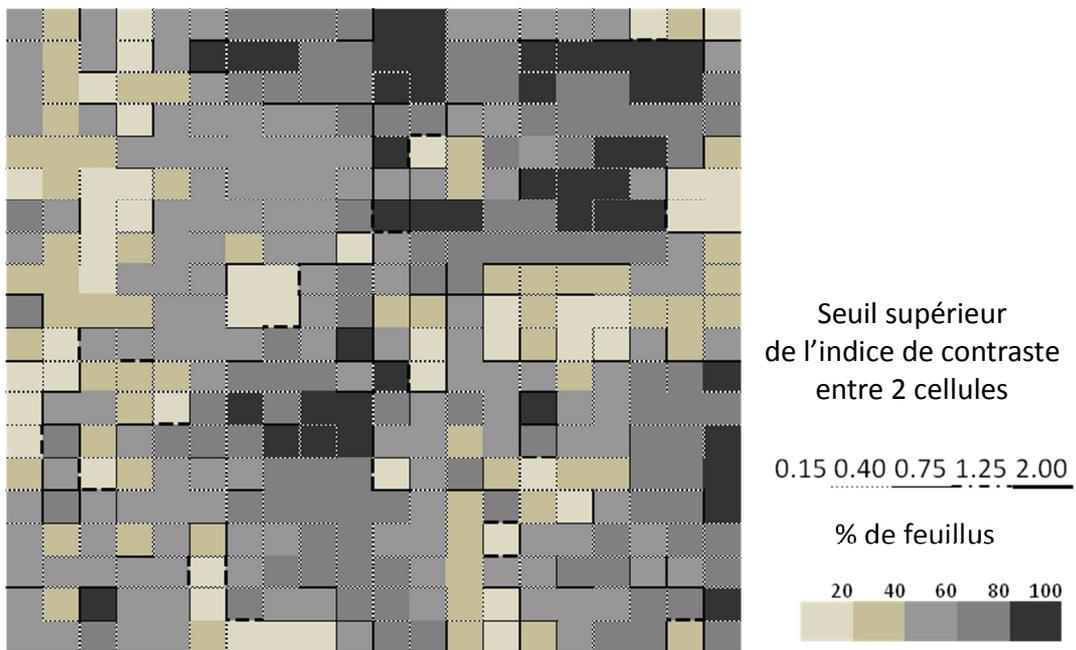
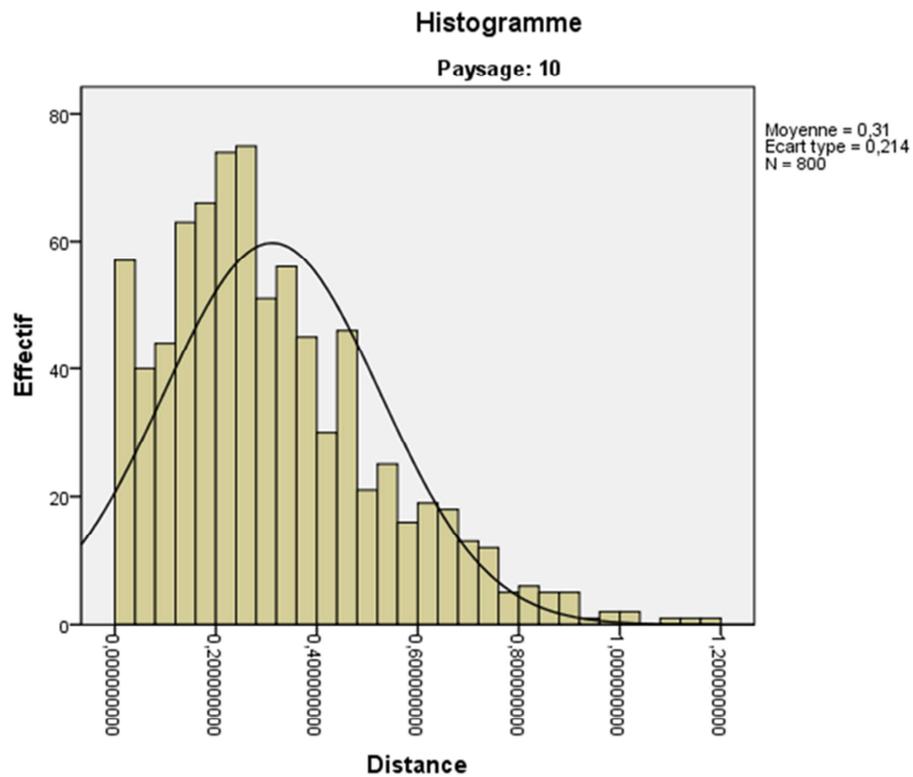
Paysage 47. Hétérogénéité basse ; Perturbation : Coupe



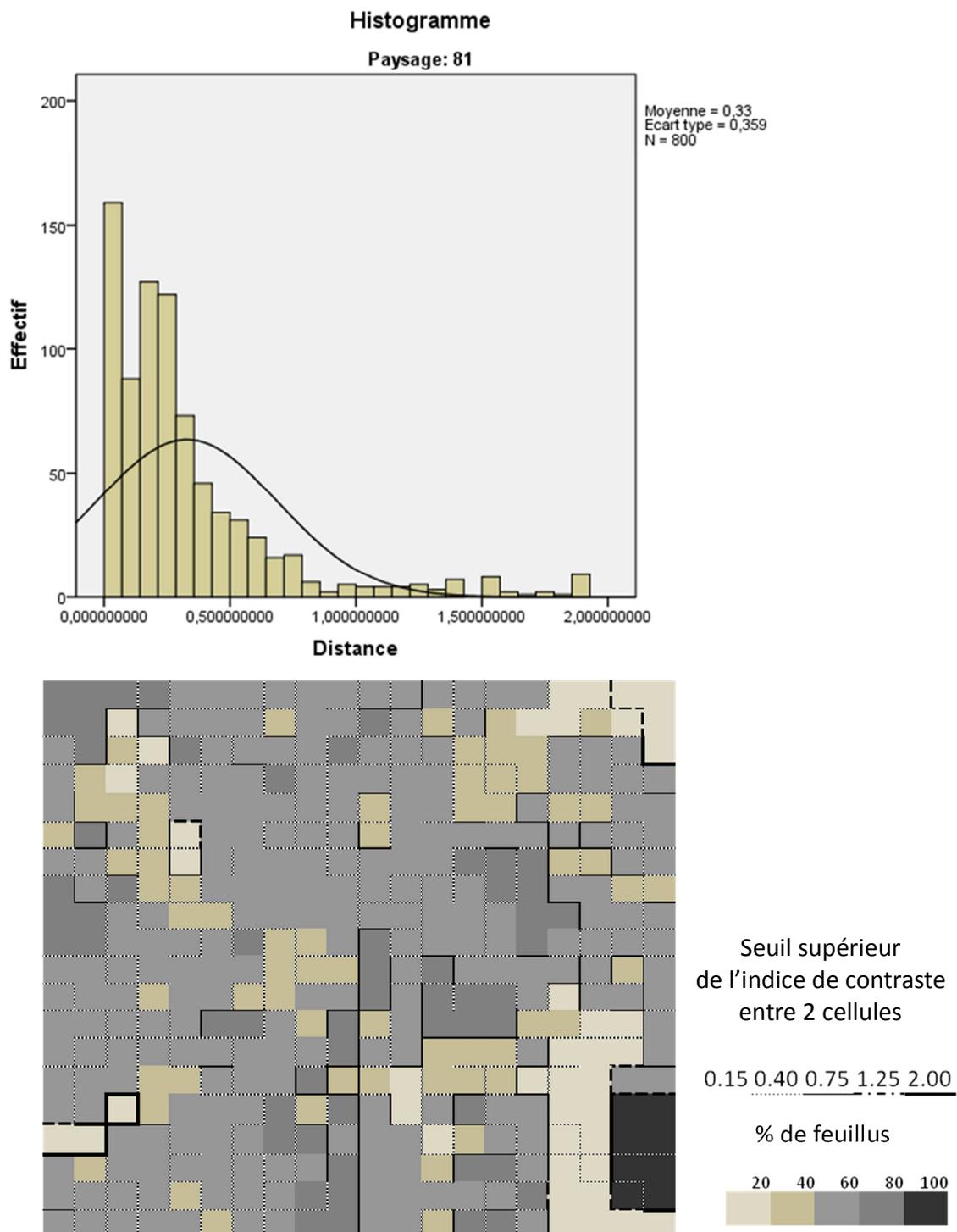
Paysage 70. Hétérogénéité basse ; Perturbation : Coupe



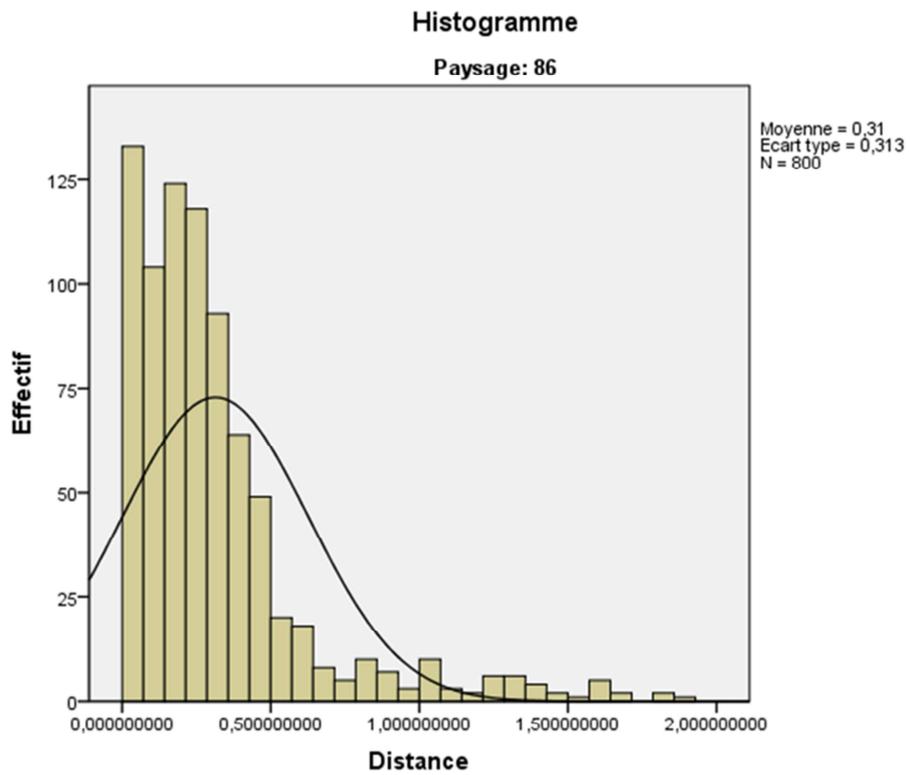
Paysage 10. Hétérogénéité bas ; Perturbation : Épidémie de TBE + Coupe



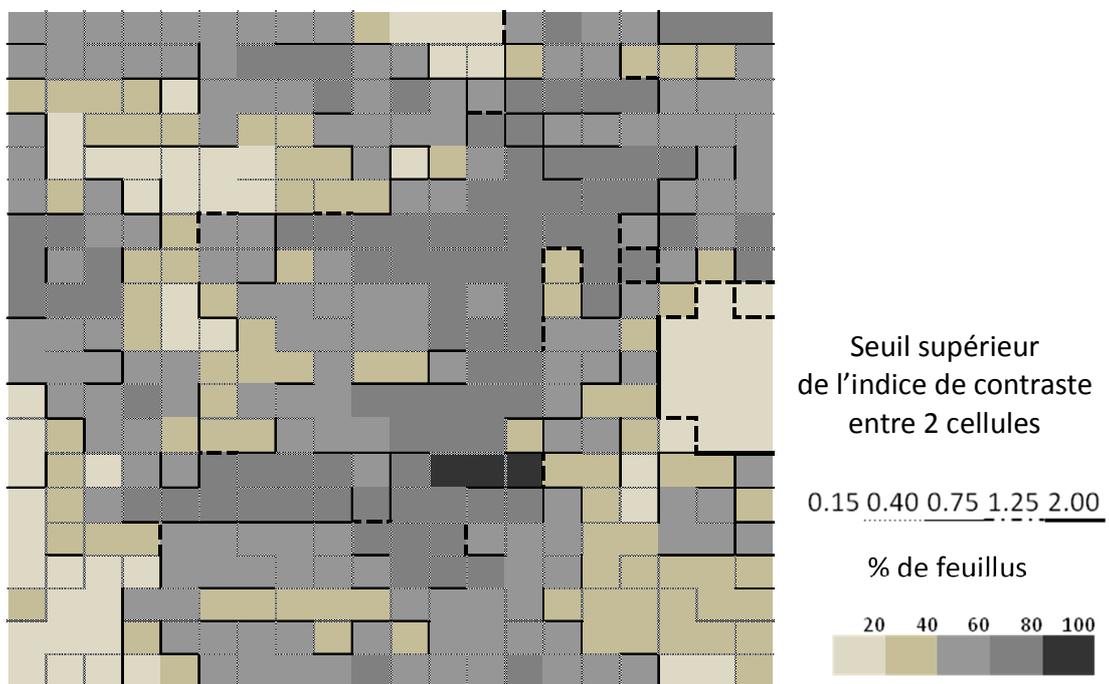
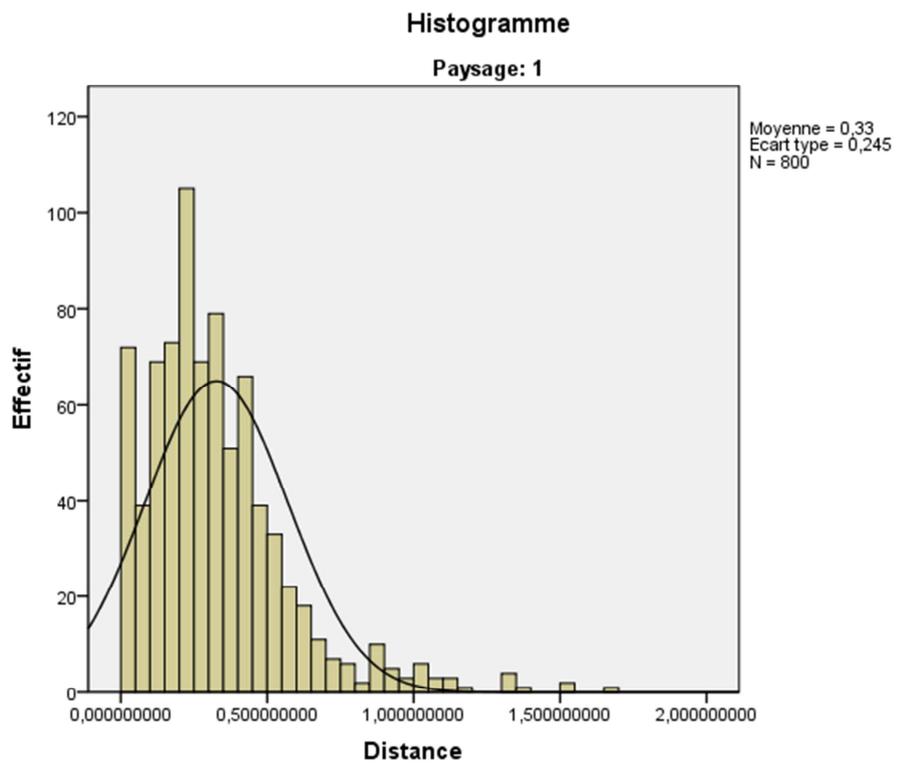
Paysage 81. Hétérogénéité basses ; Perturbation : Coupe



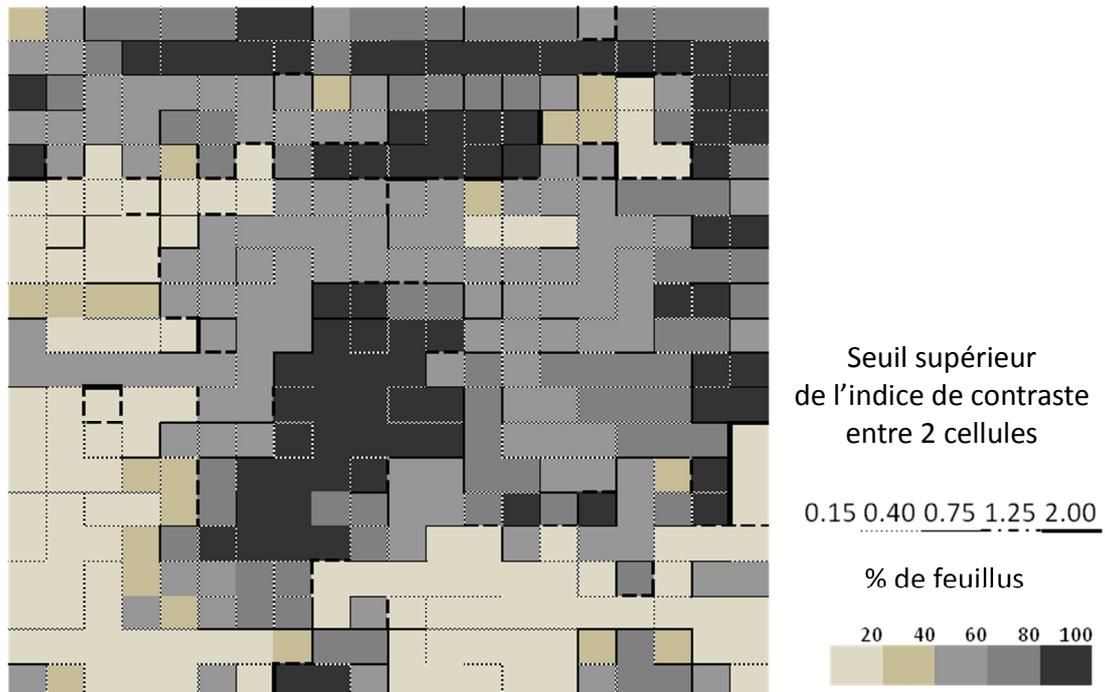
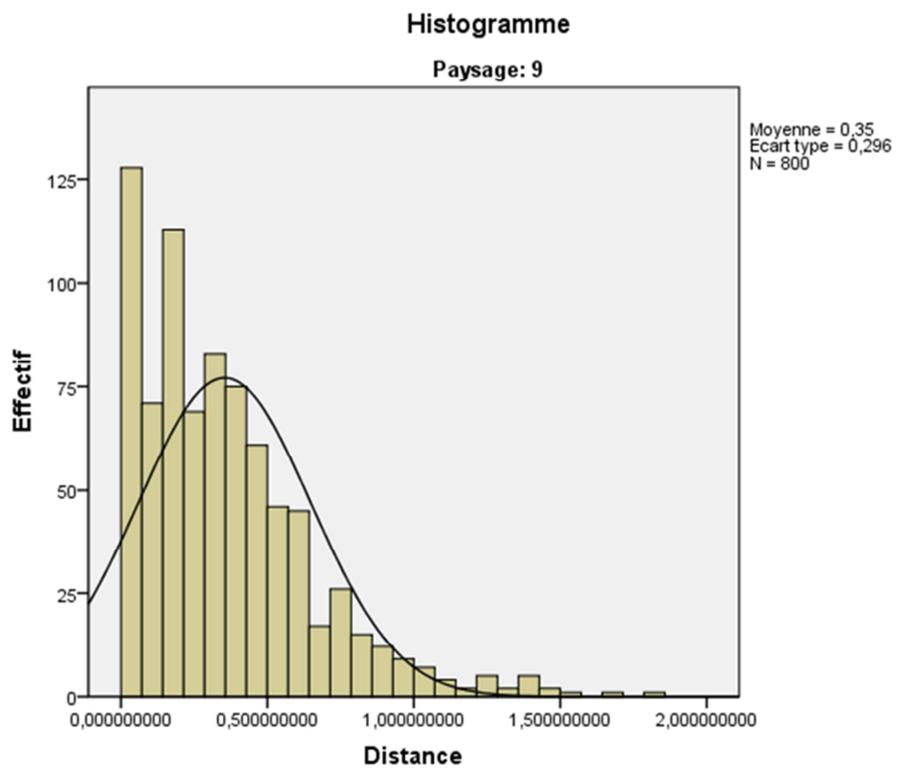
Paysage 86. Hétérogénéité basse ; Perturbation : Épidémie de TBE+Coupe



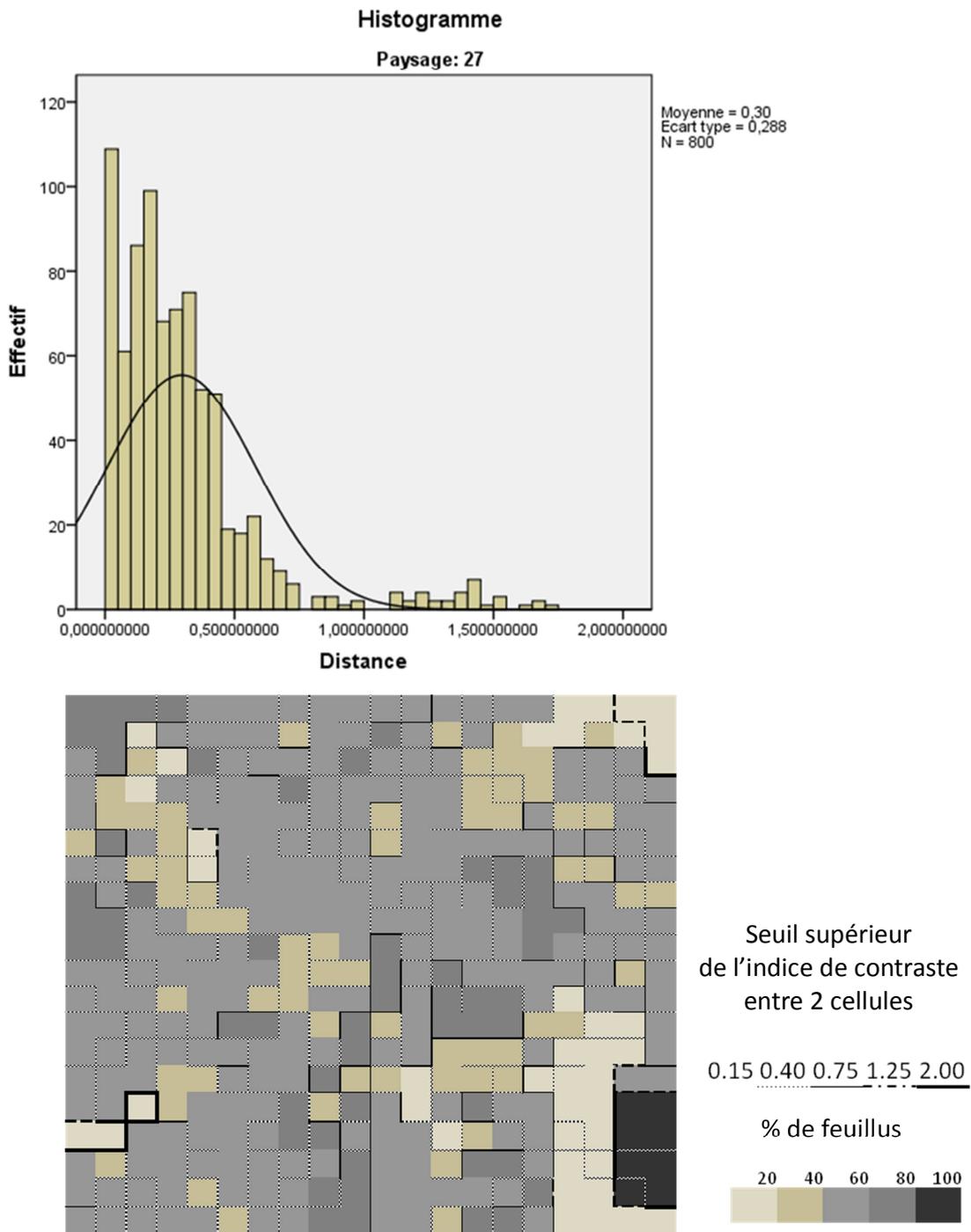
Paysage 1. Hétérogénéité élevée ; Perturbation : Coupe



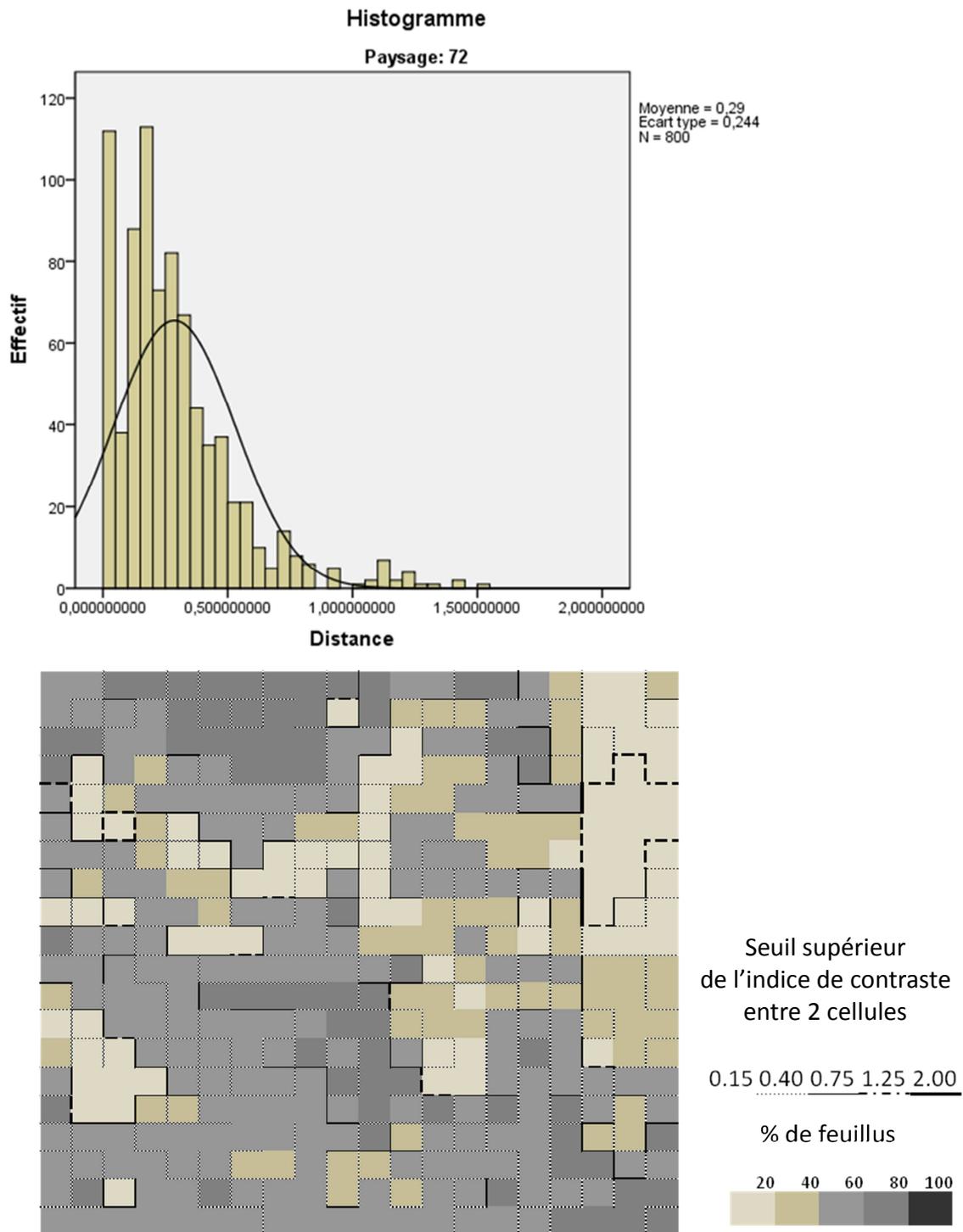
Paysage 9. Hétérogénéité élevée ; Perturbation : Coupe



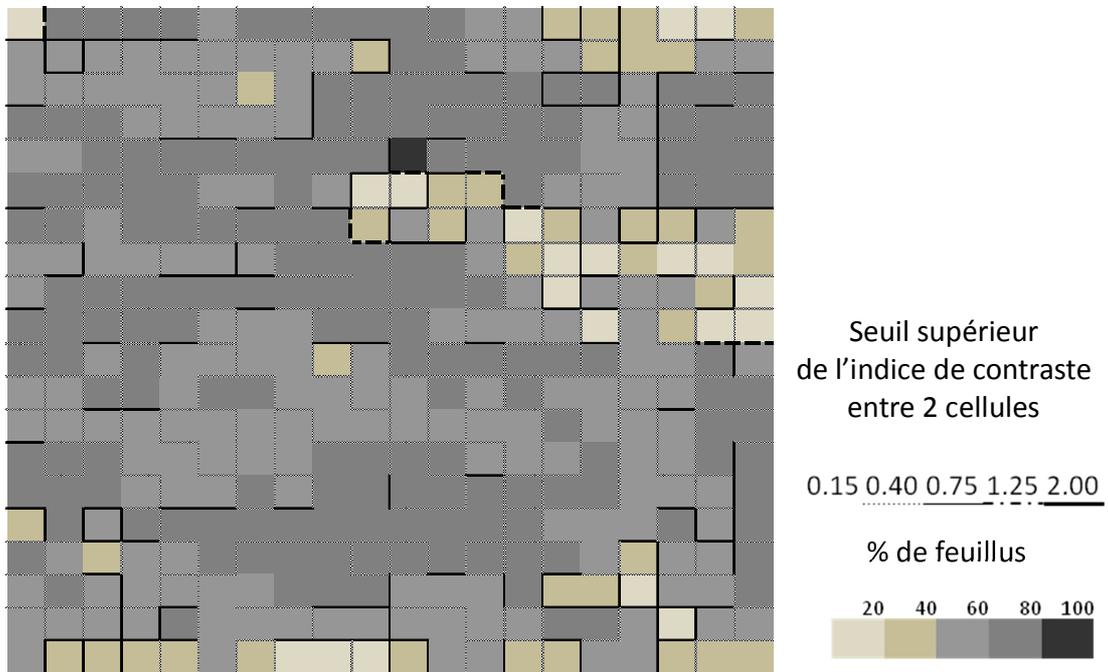
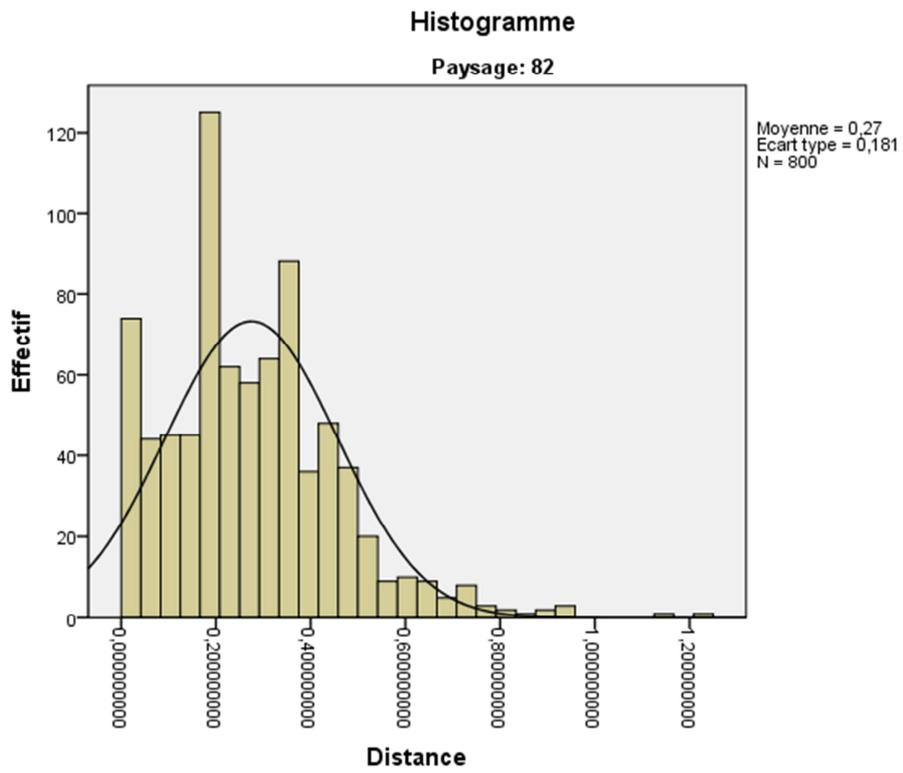
Paysage 27. Hétérogénéité élevée ; Perturbation : Coupe



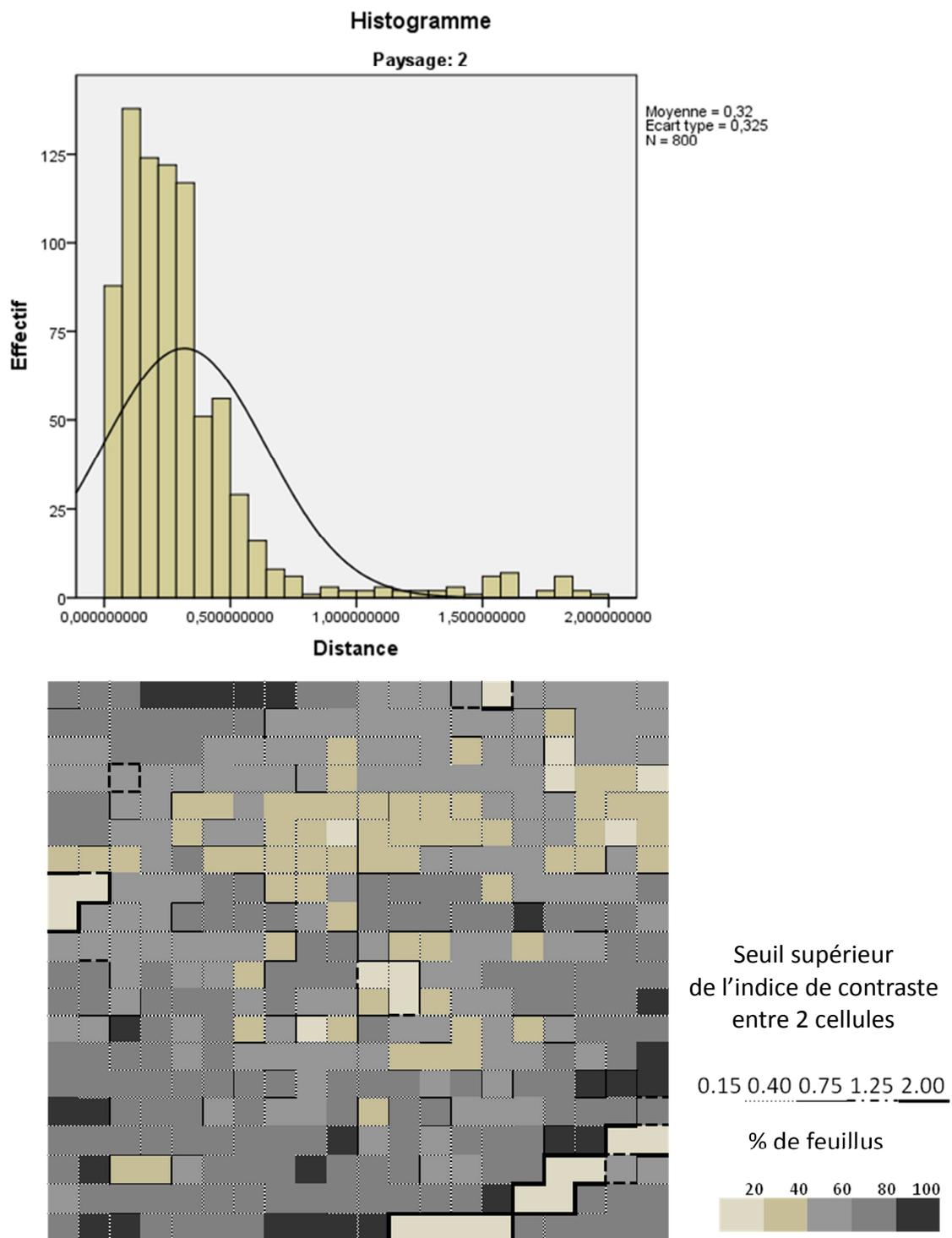
Paysage 72. Hétérogénéité élevée ; Perturbation : Épidémie de TBE+Coupe



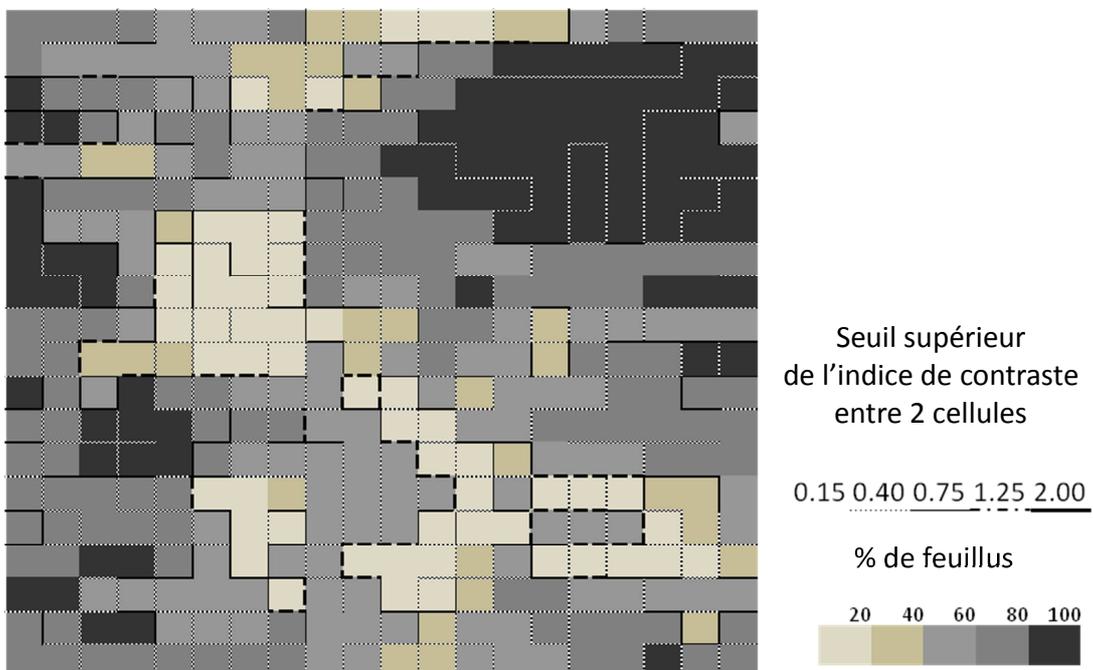
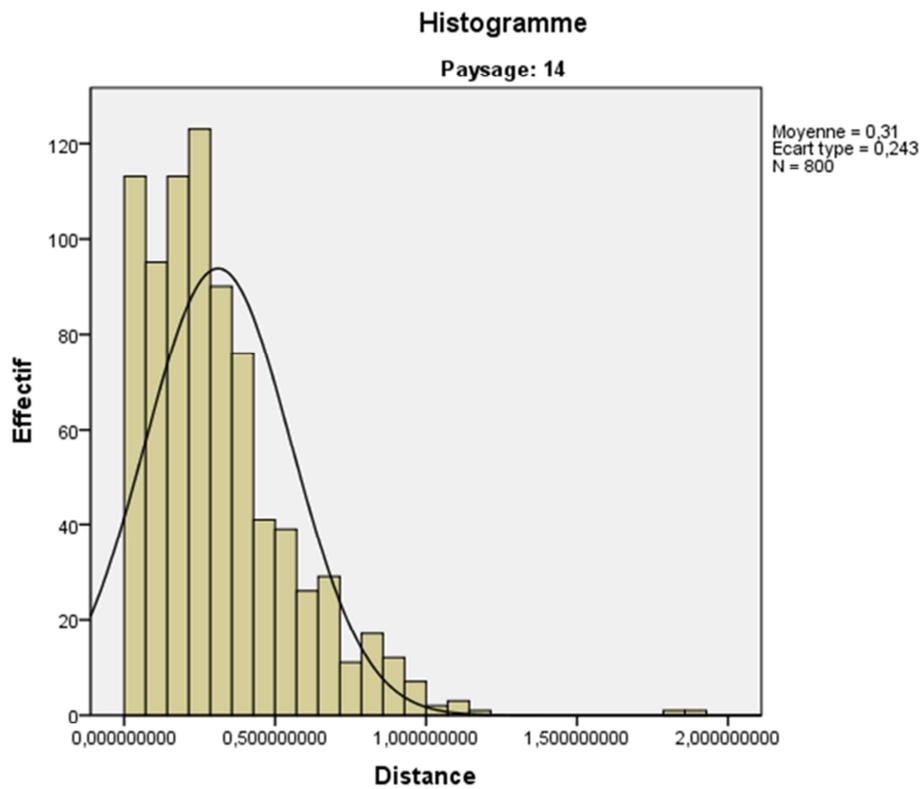
Paysage 82. Hétérogénéité élevée ; Perturbation : Épidémie de TBE+Coupe



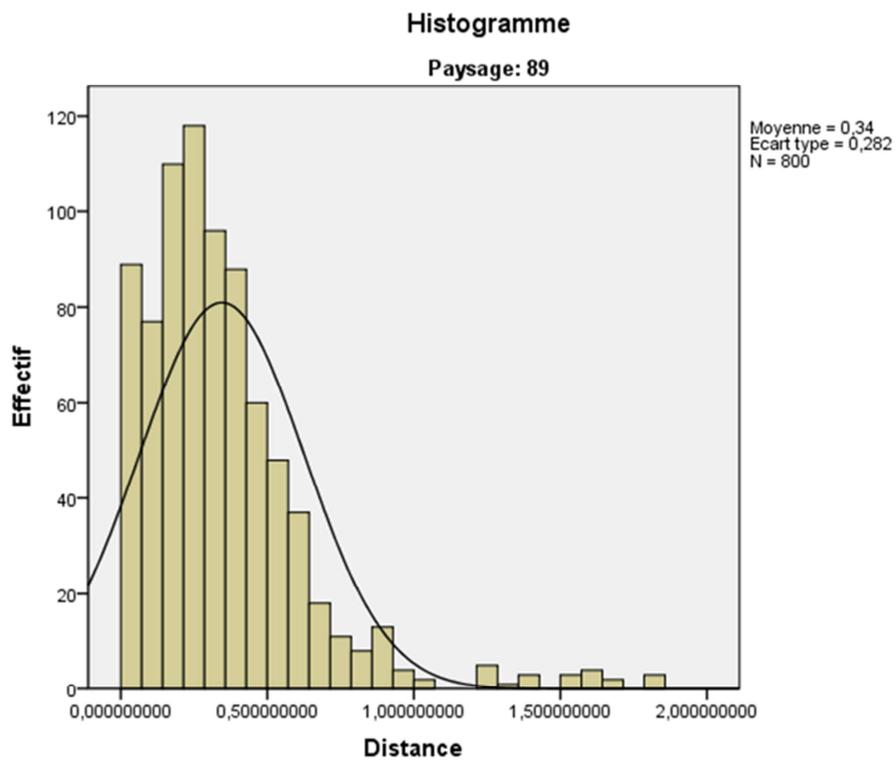
Paysage 2. Hétérogénéité modérée ; Perturbation : Coupe



Paysage 14. Hétérogénéité modérée ; Perturbation : Coupe



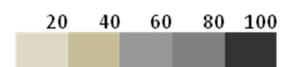
Paysage 89. Hétérogénéité modérée ; Perturbation : Coupe



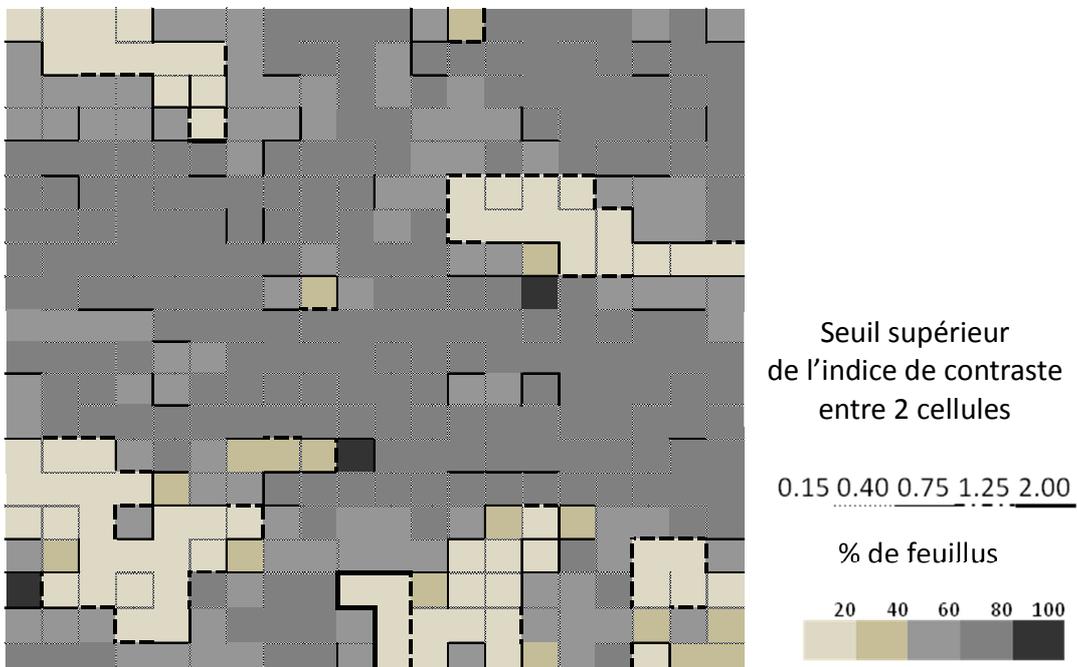
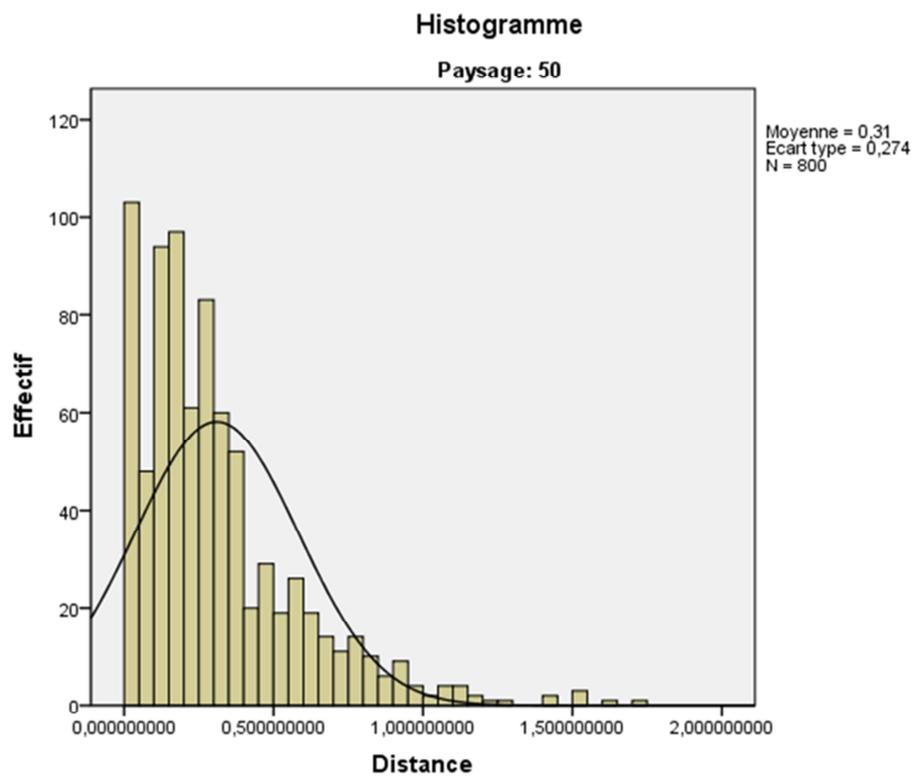
Seuil supérieur
de l'indice de contraste
entre 2 cellules

0.15 0.40 0.75 1.25 2.00

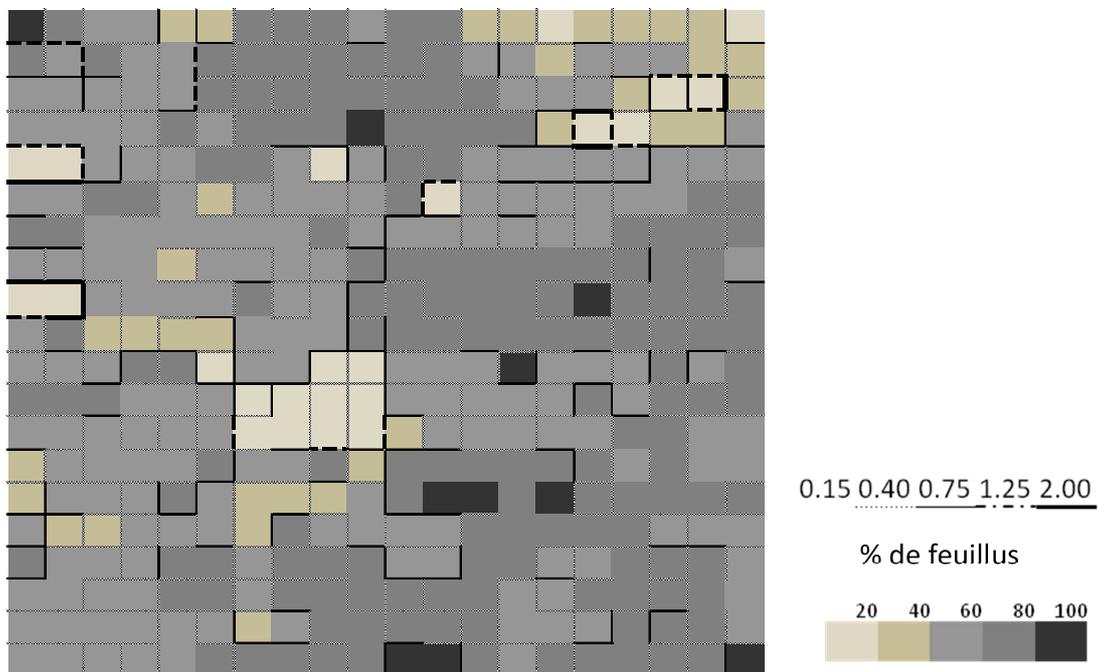
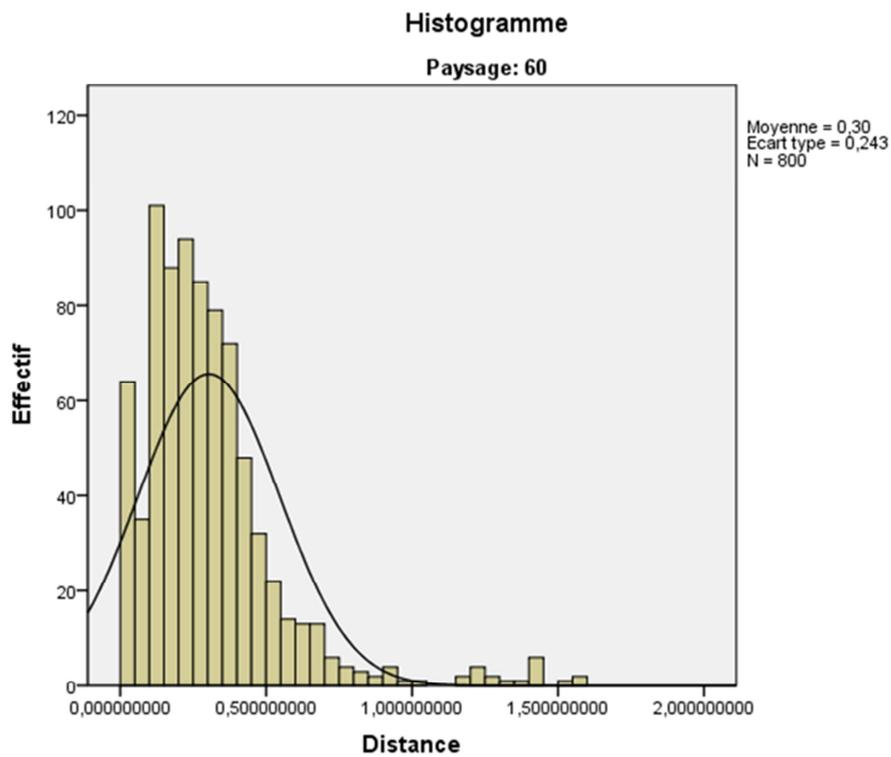
% de feuillus



Paysage 50. Hétérogénéité modérée ; Perturbation : Épidémie de TBE+Coupe



Paysage 60. Hétérogénéité modérée ; Perturbation : Épidémie de TBE+Coupe



Paysage 47. Hétérogénéité basse ; Perturbation : Coupe

