INFLUENCE DES FACTEURS DE SITE SUR LES TAUX D'ATTAQUE ET LE DÉVELOPPEMENT DU CHARANÇON DU PIN BLANC EN PLANTATIONS D'ÉPINETTES DE NORVÈGE

Louis Archambault, Robert Lavallée et Jacques Morissette

Service canadien des forêts - Région du Québec
1055, rue du P.E.P.S., C.P. 3800, Sainte-Foy (Québec) G1V 4C7
Tél. : (418) 648-5803 Téléc. : (418) 648-5849

Résumé

Sur le territoire d'étude, les taux d'attaque annuelles ont progressé de façon continue de 1987 à 1991 et se sont stabilisés en 1992. Les taux d'attaque ont été très variables en fonction des classes de texture-drainage et à l'intérieur de chacune de ces classes. Il existe des différences de taux d'attaque en fonction des classes de drainage mais ces différences étaient surtout perceptibles sur les sites avec des sols à texture moyenne. Sur les sites à texture moyenne, le taux et le nombre d'années d'attaque ont été plus élevés sur les sites imparfaitement drainés que sur les sites bien drainés. Cependant, à partir du moment ou le charançon est établi dans une plantation, les populations progressent sur les deux types de sites. Les plantations situées sur les meilleurs sites ont été les moins affectées par le charançon. Pour les plantations caractérisées par la présence d'un effet de lisière, les taux d'attaques ont été plus élevés dans la partie affectée par l'effet de lisière que dans l'autre partie de la plantation. Pour ce qui est du développement des insectes, c'est sur les sols bien drainés que les insectes ont eu les poids les plus élevés. La présence d'une lisière boisée n'a pas affecté le poids des nouveaux adultes émergés. Le nombre d'insectes émergés de chaque flèche n'a pas été affecté par les caractéristiques des sites.

Abstract

In the territory studied, annual attack rates grew continuously from 1987 to 1991 and stabilized in 1992. Attack rates were highly variable both among and within texture/drainage classes. While there are differences in attack rates among drainage classes, these are mainly noticeable on sites with medium-texture soils. On such sites, rates and number of years of attack were higher for poorly drained than for

well drained sites. However, once the weevil is established in a plantation, populations grow on both types of site. Plantations on the best sites were the least affected by weevils. For plantations characterized by edge effect, attack rates were higher in those parts subject to edge effect than in the rest of the plantation. The insects developed best on well drained soils, where they achieved the highest weights. The edge effect did not affect the weight of newly emerged adults. The number of insects emerging per shoot was not affected by site characteristics.

Introduction

Au Québec, près de 164 millions d'épinettes de Norvège (*Picea abies* [L.] Karst.) et 360 millions d'épinettes blanches ont été plantés entre 1972 et 1990 entraînant ainsi une aggravation des problèmes attribuables au charançon du pin blanc (*Pissodes strobi* Peck). En 1991, près de 20 % des plantations d'épinettes de Norvège du Québec ont été affectées à divers degrés par l'insecte alors que dans certaines régions administratives ce pourcentage pouvait atteindre 50 % des plantations (Ministère des Forêts du Québec, 1992).

Les fluctuations de populations d'insectes sont contrôlées par plusieurs facteurs incluant 1) les propriétés des individus (génotype, phénotype), 2) les variables d'état de la population comme la densité, la distribution spatiale et la structure d'âge et 3) les propriétés de l'environnement telle la nourriture, la prédation, la compétition, le climat et les caractéristiques de site (Coulson et Witter, 1984).

Les caractéristiques de site (situation topographique, drainage et texture) ont un rôle à jouer dans la dynamique des populations d'insectes. Il a été démontré que certaines espèces sont plus abondantes lorsque les hôtes sur lesquels elles se nourrissent croissent sur des sites non convenables (Goyer et Benjamin, 1972; Hodges et Lorio, 1969; Knight et Heikkenen, 1980; Zumr et Stary, 1992). Ainsi, les dommages causés par le charançon du pins blancs sont rapportés être plus importants dans des plantations de pins blancs (*Pinus strobus* L.) localisées sur des sites à drainage déficient comparativement à des sites mieux drainés (Dirks, 1964; Connola et Birmingham, 1978; Lavallée, 1992).

De même, l'influence de formations végétales (peuplement forestier, brise-vent) adjacentes à des champs ou des aires cultivées est bien reconnue en agriculture (McNaughton, 1988; Heisler et Dewalle, 1988). Celles-ci influencent la distribution de plusieurs espèces d'insectes (Dix et Leatherman, 1988; Heisler et Dix, 1988; Pasek, 1988). L'effet de lisière créé par ces formations végétales entraîne des modifications du microclimat qui peuvent à leur tour affecter la distribution et la dispersion des insectes. Un tel effet de lisière a été observé dans des plantations d'épinettes de Norvège affectées par le charançon du pin blanc (Archambault *et al.*, 1993). Ces auteurs ont observé que les plantations entourées d'arbres pouvant créer des effets de lisière étaient plus affectées par ce ravageur comparativement à d'autres plantations n'ayant pas la présence de lisière.

Dans une optique de prévention des dommages, il importe donc de déterminer si certaines caractéristiques écologiques des sites peuvent affecter la susceptibilité des plantations et la performance biologique des ravageurs. Les objectifs de l'étude étaient donc 1) de déterminer la progression des taux d'attaque entre 1987 et 1992 par le charançon du pin blanc en plantations d'épinettes de Norvège de trois régions écologiques du sud du Québec, 2) de déterminer les relations entre les caractéristiques écologiques des sites et les taux d'attaque par le charançon et 3) d'examiner l'influence du drainage et de l'effet de lisière sur le développement du charançon.

Matériel et méthodes

L'aire d'étude et les plantations considérées pour cette expérimentation sont les mêmes que celles retenues par (Archambault *et al.*, 1993). L'aire d'étude est localisée au sud du Québec et fait partie des régions écologiques de Québec (2c), de l'est des Basses-Laurentides et de la Mauricie (3f) et de la Beauce (3e) (Thibault, 1985). Elle s'étend sur une superficie d'environ 19 500 km^2 et correspond à une partie du Québec où les populations du charançon sont parmi les plus élevées alors qu'en 1991 l'insecte avait été détecté dans plus de 50 % des plantations.

En 1991, 110 plantations ont été sélectionnées afin de déterminer la progression des taux d'attaque et de déterminer les relations entre les caractéristiques écologiques des sites et les taux d'attaque par le charançon. En 1992, seulement 106 de ces plantations ont pu être échantillonnées. Un sous-ensemble de plantations du réseau original ont été sélectionnées pour l'étude du développement du charançon.

Un inventaire écologique complet a été réalisé dans chacune des plantations selon une procédure expliquée en détail dans Archambault *et al.* (1993). Une parcelle-échantillon de 0,04 ha a été établie au hasard et toutes les tiges vivantes de plus de 2,5 cm au dhp ont été mesurées. Le diamètre à hauteur de poitrine et la hauteur de 10 tiges dominantes ou codominantes ont été mesurés de même que l'âge au diamètre à hauteur de souche de trois de ces dernières. Les caractéristiques physiographiques et pédologiques ont été déterminées selon les normes du Service de l'inventaire forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec (Robert et Saucier, 1990). Dans chaque parcelle, un pédon a été creusé et une description détaillée du profil a été faite. La texture de l'horizon C du sol a été déterminée en laboratoire selon la méthode de l'hygromètre.

L'indice de qualité de station (hauteur en mètres à 25 ans) a été déterminé en 1990 en utilisant les tables préliminaires de production de Bolghari et Bertrand (1984). La hauteur moyenne de 10 tiges dominantes ou codominantes jamais attaquées par le charançon a été utilisée pour la détermination de l'indice de qualité de station.

Progression des taux d'attaque

L'échantillonnage pour la détermination de la progression des attaques a eu lieu en 1991 et 1992. Dans chaque plantation, les taux d'attaque par le charançon ont été évalués selon une procédure d'échantillonnage à trois niveaux (Archambault *et al.*, 1993). Le premier niveau correspond à un échantillonnage aléatoire de plantations sans remplacement, le deuxième niveau à la sélection systématique de virées dans la plantation et le troisième niveau à l'échantillonnage systématique d'arbres sur la virée. Au total, 100 arbres ont été observés dans chaque plantation. La détermination des attaques annuelles de 1991 et 1992 étaient basées sur la présence de trous d'alimentation et de ponte, de trous d'émergence ou de pousses terminales flétries. La détermination des attaques pour la période de 1987 à 1990 était basée sur la présence de trous d'émergence ou de vestiges de pousses terminales flétries sur les pousses terminales mortes encore présentes sur l'arbre.

Développement du charançon

Pour étudier l'influence du milieu sur le développement du charançon, des flèches terminales démontrant des symptômes typiques de l'attaque par le charançon ont été récoltées durant la première semaine de juillet en 1992 et en 1993. À cette période de l'année, le développement larvaire est complété mais les nouveaux adultes sont encore dans les flèches (Lavallée *et al.*, 1990). En 1992 et 1993, pour étudier l'effet du drainage, 10 plantations situées sur des sols à texture moyenne ont été retenues : cinq sur des sites bien drainés et cinq sur des sites imparfaitement drainés. En 1992 et 1993, ce sont respectivement cinq et sept pousses qui ont été prélevées systématiquement sur une virée localisée au centre de chacune des plantations. Pour l'étude de l'effet de la lisière, ce dernier était considéré présent dans la superficie de la plantation située à l'intérieur d'une distance de 3 *h* (*h* = hauteur du peuplement ou du brise-vent) du peuplement ou du brise-vent responsable de cet effet de lisière. En 1992, cinq flèches terminales ont été récoltées systématiquement au centre de cinq plantations sans lisière et à l'intérieur de la zone 3 *h* de cinq plantations avec lisière. En 1993, quatre flèches ont été prélevées dans chacune des 18 plantations retenues pour l'étude de l'effet de lisière. Deux flèches ont été prélevées sur une virée située au centre de la partie de la plantation considérée affectée par l'effet de lisière et deux flèches sur une virée localisée au centre de l'autre partie de la plantation. Les flèches récoltées chaque jour étaient entreposées à une température de 2 °C. Du 15 juillet au 15 septembre, les flèches ont été placées individuellement dans des cages d'émergence disposées dans un insectarium selon la méthode décrite par Lavallée *et al.* (1993c). Chaque flèche était observée à tous les deux jours afin de récolter les adultes et obtenir leur poids vivants ainsi que leur nombre par flèche. Le sexe des adultes a été déterminé selon la technique décrite par Lavallée *et al.* (1993a). Des mesures de la dimension des flèches récoltées ont été faites au moment de la récolte et aussi à la fin de l'émergence des adultes. Ainsi, la longueur des flèches, les diamètres internes et externes de l'écorce, la longueur et la proportion des dommages (longueur d'écorce endommagée/longueur de flèche) sous l'écorce et le nombre de chambres nymphales ont été notés.

Dans les plantations retenues pour l'étude du développement du charançon, les taux d'attaque des plantations ont été déterminés selon la même procédure que celle utilisée pour la détermination de la progression des attaques. Cependant, dans les plantations retenues pour l'étude de l'effet de lisière, au moins deux virées étaient choisies dans la partie où l'effet de lisière était considéré présent.

Résultats

Progression des taux d'attaque

Les plantations ont été regroupées selon neuf classes de texture-drainage. Trois classes de texture (grossière, moyenne et fine) et trois classes de drainage (rapide, bon et imparfait) ont été retenues. Les caractéristiques écologiques des plantations sont présentées dans Archambault *et al.* (1993). Toutes les plantations étaient situées sur d'anciennes terres agricoles. Le pourcentage de pente était faible (moyenne 4,2 %) et l'exposition et la situation topographique variables. La texture des sols variait de sable à argile limoneuse. En 1990, l'âge moyen des plantations était de 17 ans, variant de 15 à 20 ans. La densité moyenne de l'épinette de Norvège était de 1 949 tiges/ha (1 686-2 533 tiges/ha).

Les premiers dommages ont été détectés en 1982. Pour l'ensemble des plantations, les attaques annuelles ont progressé de façon continue pour passer de 2 % en 1987 à 28 % en 1992 (figure 1). En 1992, les dommages par le charançon ont été observés sur la majeure partie du territoire. Seul un petit secteur situé près de Thetford-Mines et représentant approximativement 5 % du territoire n'a pas été affecté. Le charançon était présent dans 90 % des plantations en 1992. Parmi les 95 plantations affectées, 6 ont subi des dommages très légers (1 % ou moins d'attaque), 33 des dommages légers (2-20 % d'attaque), 47 des dommages modérés (21-50 % d'attaque) et 9 des dommages sévères (51-100 % d'attaque). Les plantations les plus affectées étaient situées sur la rive sud du Saint-Laurent, à l'est de Trois-Rivières (région écologique 2c) et près de Saint-Georges-de-Beauce (région écologique 3e).

Relations entre les caractéristiques écologiques et les taux d'attaque

De 1987 à 1992, les taux annuels d'attaque ont progressé, à des rythmes différents, dans sept des neuf classes de texture-drainage (figure 2). Les pourcentages d'attaque sont demeurés très bas (0-2 %) dans les classes M 1 et F 1. En 1992, les taux d'attaque ont varié de 0 % sur les sites à texture moyenne et drainage rapide (M 1) à 42 % sur les sites à texture moyenne et drainage imparfait (M 4-5).

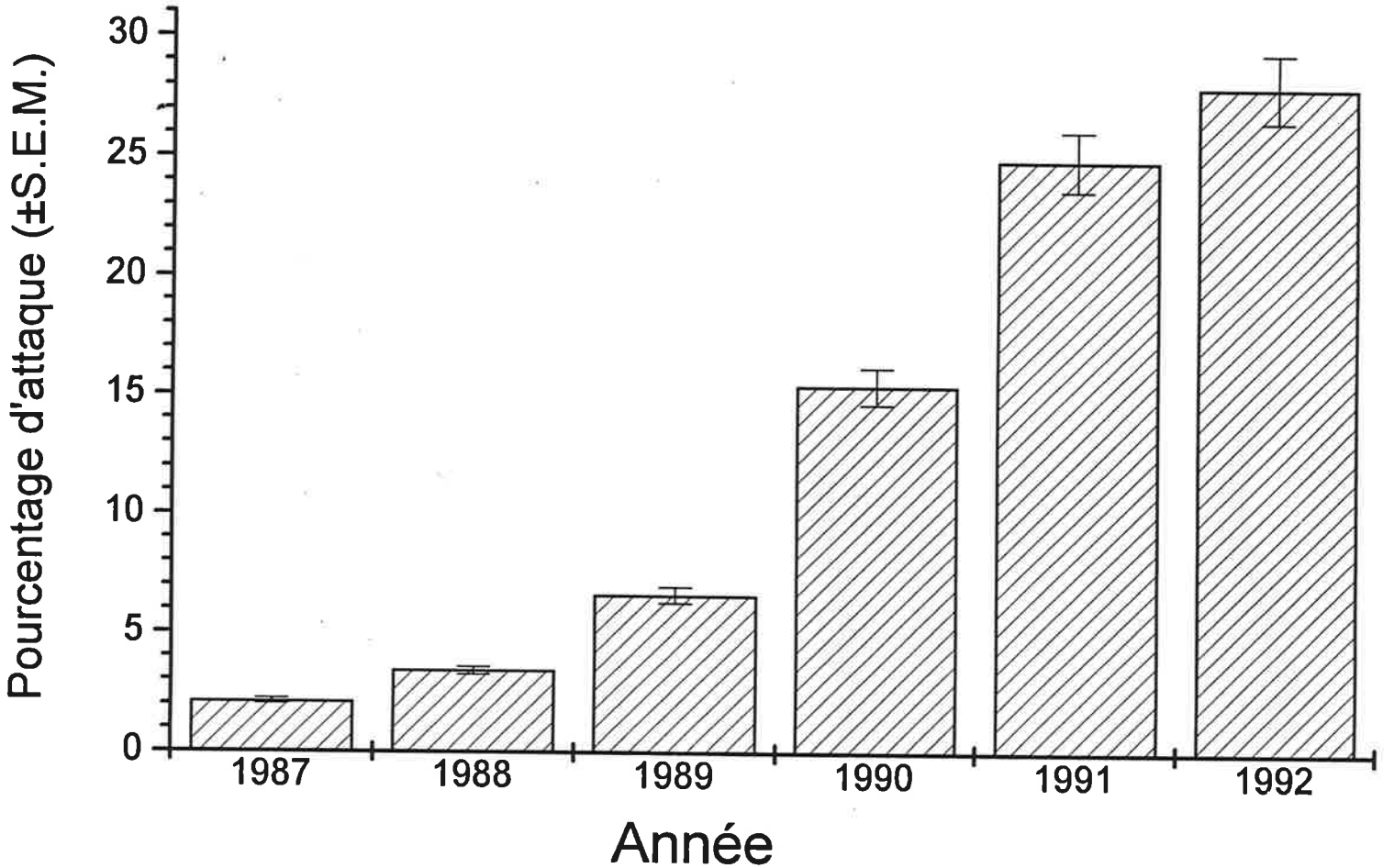

Figure 1. Pourcentages (± E.S.M.) annuels d'attaque de l'ensemble des plantations pour la période 1987-1992.

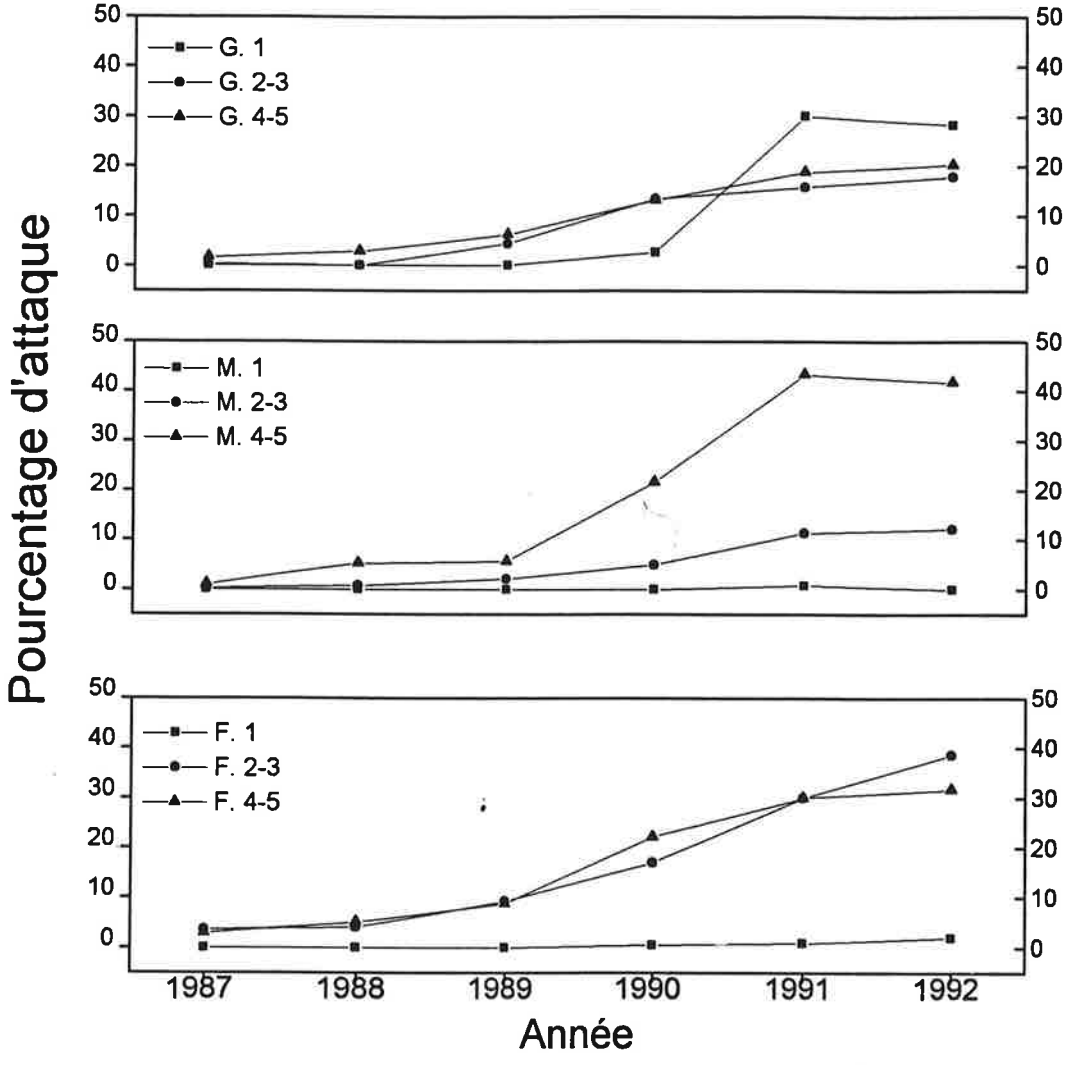

Figure 2. Pourcentages annuels d'attaque en fonction des classes de texture-drainage pour la période 1987-1992. Texture : G, grossière; M, moyenne; F, fine. Drainage : 1, rapide; 2, bon; 3, modéré; 4, imparfait; 5, mauvais.

Des comparaisons statistiques multiples entre les sept classes de texture-drainages représentées par au moins quatre plantations ont été faites. En 1992, les sites à texture fine et drainage imparfait (F 4-5) ont été significativement (Bonferroni, P < 0,10) plus attaqués (32 %) que les sites à texture moyenne et drainage bon (M2-3) qui n'ont subi que 12 % d'attaque. Les sites à texture moyenne et drainage imparfait (M 4-5) ont été plus attaqués (42 %) que les sites à texture moyenne et drainage bon (M 2 3) avec 12 % d'attaque. De plus, ces deux derniers types de sites n'ont pas subi le même nombre d'années d'attaque. Les sites M 4-5 ont été attaqué en moyenne cinq années alors que les sites M 2-3 ne l'ont été en moyenne que trois années. Bien qu'aucun test statistique n'ait pu être conduit sur les sites M 1 et F 1, on note que ce sont ces sites qui ont subi les plus faibles taux d'attaque.

L'indice moyen de qualité de station a varié de 10,3 m à 12,1 m à 25 ans selon les différentes classes de texture-drainage. Sur la base de ces observations, les plantations ont été regroupées en quatre classes d'indice de qualité de station à 25 ans : 7-8 m, 9-10 m, 11-12 m et 13-14 m.

Les taux d'attaque ont augmenté régulièrement de 1987 à 1992 dans chacune des quatre classes d'indice de qualité de station à l'exception de la classe 7-8 m qui a connu une baisse du pourcentage d'attaque en 1992. En 1992, les sites les plus productifs (13-14 m) ont été les moins susceptibles au charançon avec 11 % des tiges attaquées. Jusqu'à 1991, les sites les moins productifs (7-8 m) ont été les plus affectées (P = 34 % en 1991). Cette tendance a changé en 1992 alors que les sites d'indice de qualité de station 11-12 m ont été les plus attaqués (36 %), ce taux étant significativement plus élevé (Bonferroni, P < 0,10) que le taux des sites d'indice de qualité de 13-14 m (11 %).

Dans les dix plantations retenues pour l'étude de l'effet du drainage sur le développement du charançon, les taux d'attaque 1993 ont atteints respectivement 40 % sur les sites imparfaitement drainés et seulement 15 % sur les sites bien drainés (tableau 1). Le pourcentage d'attaque cumulatif (au moins une attaque annuelle au cours des cinq dernières années) a été significativement plus élevé (test t, p < 0,10) sur les sites imparfaitement drainés (79 %) comparativement aux sites bien drainés avec 38 % d'attaque.

L'effet de lisière a exercé une influence sur les taux d'attaque par le charançon (tableau 1). Les taux d'attaque 1993 et cumulatifs ont été significativement plus élevés (test t, p < 0,10) à l'intérieur de la zone affectée par la lisière qu'à l'extérieur de cette zone.

Développement du charançon en fonction du drainage et des lisières

Globalement, en 1992, un total de 1 562 insectes ont émergés de 100 flèches, alors qu'en 1993, ce sont 3 407 insectes qui ont émergés de 142 flèches attaquées. Pour les deux années d'observations, le drainage dans les plantations a affecté le développement des insectes. Ainsi, les adultes ayant émergés des flèches provenant des sites bien drainés ont été significativement plus lourds que ceux provenant de

sites imparfaitement drainés (P_{1992} = 0,0082; P_{1993} < 0,0001) (tableau 2). De plus, les résultats montrent que les femelles sont significativement plus lourdes que les mâles (P_{1992} = 0,0002; P_{1993} < 0,0001) mais qu'il n'y a aucune interaction entre le traitement et le sexe de l'adulte (P_{1992} = 0,4163; P_{1993} = 0,1069). Cependant, le drainage n'a pas affecté le nombre d'insectes ayant émergé des flèches (P_{1992} = 0,2198; P_{1993} = 0,5390) (tableau 2).

Tableau 1. Pourcentages d'attaque (± E.S.M.) en fonction des classes de drainage et en fonction de leur récolte à l'intérieur ou à l'extérieur de la zone de lisière (plantations pour l'étude du développement du charançon)

Variable		Attaque annuelle 1993 (%) (± E.S.M.)	Attaque cumulative (%) (± E.S.M.)
Drainage	Bon	14,7 ± 7,9a	37,5 ± 6,6a
	Imparfait	40,0 ± 10,6a	78,8 ± 10,7b
Lisière	Intérieure	32,0 ± 6,3a	64,7 ± 7,4a
	Extérieure	23,3 ± 7,4b	52,3 ± 9,9b

Note : Les taux d'attaque suivis de lettres différentes sont significativement différents (test de t, p < 0,10).

Tableau 2. Poids des adultes (± E.S.M.) et nombre moyen (± E.S.M.) d'insectes par flèche en fonction du drainage en 1992 et 1993

Année	Drainage	Nombre de flèches	Poids (g)	Nombre d'insectes par flèche
1992	Bon	25	0,0108 ± 0,0003a	13,2 ± 2,7a
	Imparfait	25	0,0095 ± 0,0003b	18,4 ± 2,7a
1993	Bon	35	0,0111 ± 0,0002a	23,3 ± 2,2a
	Imparfait	35	0,0096 ± 0,0002b	21,2 ± 2,3a

Note : Les résultats suivis de lettres différentes sont significativement différents (test de t, p < 0,01).

L'étude des flèches terminales (tableau 3) montre que celles provenant des sites bien drainés tendent à être plus longues que celles provenant des sites imparfaitement drainés. Cependant pour les deux années, la différence n'est pas significative (P > 0,05). La proportion de dommages causés sous l'écorce est plus importante pour les sites imparfaitement drainés mais n'est significative qu'en 1992. Le ratio de la longueur des dommages causés par insecte émergé et par chambre nymphale tend à être plus importante sur les sites imparfaitement drainés mais les différences sont non significatives. Le volume d'écorce disponible est plus important pour les sites bien drainés mais non significatif.

Tableau 3. Caractéristiques reliées aux flèches terminales selon les drainages en 1992 et 1993 (moyenne ± E.S.M.)

Drainage	Longueur des flèches terminales (cm)	Proportion de dommages sous l'écorce (%)	Longueur de dommage par insecte (cm)	Longueur de dommage par chambre (cm)	Volume d'écorce (mm 3)
1992					
Bon	66,3 ± 3,0	64,5 ± 9,7	5,4 ± 1,2	2,4 ± 0,7	93,3 ± 9,3
Imparfait	59,7 ± 3,0	97,3 ± 9,7	6,3 ± 1,2	3,0 ± 0,7	64,2 ± 9,3
Pr > F	0,1524	0,0454	0,6041	0,5544	0,0584
1993					
Bon	74,6 ± 4,0	68,9 ± 4,3	3,1 ± 0,7	1,5 ± 0,4	67,9 ±6,6
Imparfait	66,4 ± 4,2	79,7 ± 4,7	3,7 ± 0,8	2,0 ± 0,4	48,9 ±7,1
Pr > F	0,1871	0,1293	0,6160	0,3719	0,0800

La présence d'une lisière boisée près des arbres attaqués n'a cependant pas affecté le développement des insectes. En 1992 et 1993, le poids des adultes émergés des flèches terminales prélevées dans la zone de lisière n'étaient pas significativement différents de ceux provenant de flèches terminales prélevées là où la lisière était absente (P_{1992} = 0,5827; P_{1993} = 0,8871) (tableau 4). Le poids des femelles était significativement plus lourd que celui des mâles (P_{1992} = 0,0043; P_{1993} < 0,0001) mais aucune interaction entre le traitement et le sexe de l'adulte n'a été mesurée (P_{1992} = 0,6850; P_{1993} = 0,1341). Le nombre d'insectes ayant émergé des flèches n'a pas été affecté par la présence de la lisière (P_{1992} = 0,2626; P_{1993} = 0,6750) (tableau 4). En 1993, ayant récolté les flèches de lisière et hors lisière dans les mêmes plantations, l'interaction plantation x traitement a pu être vérifiée. Les résultats démontrent un effet non significatif de la plantation (P = 0,5403) de même que l'absence d'interaction entre le traitement et la plantation (P = 0,4662).

Tableau 4. Poids des adultes (± E.S.M.) et nombre moyen d'insectes (± E.S.M.) par flèche en fonction de la présence ou absence de lisières en 1992 et 1993

Année	Lisière	Nombre de flèches	Poids (g)	Nombre d'insectes par flèche
1992	Absente	25	0,0095 ± 0,0006	18,2 ± 3,1
	Présente	25	0,0091 ± 0,0006	12,8 ± 3,2
1993	Absente	36	0,0103 ± 0,0003	23,6 ± 3,2
	Présente	36	0,0103 ± 0,0003	25,5 ± 3,4

Note : Aucune différence significative des poids et des nombres d'insectes (test de t, p > 0,05).

L'étude des flèches terminales (tableau 5) provenant des plantations avec zones de lisière et sans lisière ne montrent aucune tendance constante pour la plupart des paramètres mesurés. Cependant, le volume d'écorce disponible tend à être plus important avec les flèches hors lisière mais la différence est non significative.

Tableau 5. Caractéristiques reliées aux flèches terminales selon les lisières en 1992 et 1993 (moyenne ± E.S.M.)

Lisières	Longueur des flèches terminales (cm)	Proportion de dommages sous l'écorce (%)	Longueur de dommage par insecte (cm)	Longueur de dommage par chambre (cm)	Volume d'écorce (mm 3)
1992					
Absente	66,5 ± 4,3	84,8 ± 7,8	6,3 ± 2,5	1,7 ± 1,5	88,2 ± 10,2
Présente	59,7 ± 4,4	89,2 ± 8,1	10,6 ± 2,6	4,6 ± 1,5	63,1 ± 10,4
Pr > F	0,2983	0,7066	0,2571	0,2075	0,1238
1993					
Absente	69,6 ± 1,9	69,2 ± 3,3	4,3 ± 0,7	2,1 ± 0,3	61,1 ± 3,3
Présente	69,7 ± 2,0	78,1 ± 3,3	2,5 ± 0,7	1,4 ± 0,3	58,7 ± 3,5
Pr > F	0,9682	0,0953	0,1086	0,1162	0,6307

Discussion

Certaines caractéristiques associées à une plantation ont une influence sur les taux d'attaque du charançon. Ainsi, en accord avec les observations faites par Connola et Wixson (1963), Dirks (1964) et Lavallée (1992), le drainage et la qualité du site sont en partie reliés à la proportion d'arbres attaquées. Il est possible que les taux d'attaque plus importants sur les sites ayant un drainage imparfait résulte partiellement de la moins bonne croissance des hôtes. Ainsi, des arbres moins hauts, ayant de moins bonnes croissances annuelles seront proportionnellement plus endommagés par le charançon. De même, le volume de phloème disponible sous l'écorce de la flèche terminale étant plus faible (tableau 1), les dommages sous l'écorce seront relativement plus importants pour un même nombre d'insecte émergé. Cette situation peut forcer les femelles à distribuer leur ponte sur plus d'arbres au printemps, pour les arbres situés sur les sites avec un drainage déficient.

D'autre part, il apparaît que taux d'attaque et performances biologiques ne sont pas liés. Ainsi, si on considère le poids des insectes qui émergent d'une flèche comme un indicateur biologique des performances du charançon, c'est sur les sites les mieux drainés que le charançon atteint les poids les plus élevés. Ceci correspond aux quelques données disponibles relatives aux relations existant entre le

charançon et son hôte. Ainsi, ce sont principalement des arbres vigoureux qui sont préférés par le charançon (Graham, 1926; Kriebel, 1954; Connola et Wixson, 1963; Marty et Mott, 1964; Silver, 1968). Des tests de préférences nutritionnelles ont aussi démontré la préférence du charançon pour de l'écorce provenant d'arbres vigoureux, non stressés (Lavallée *et al.*, 1993b). D'un point de vue adaptation biologique, le charançon a avantage à choisir des arbres dont la croissance est vigoureuse, afin d'assurer une nourriture abondante à la nouvelle génération de larves sous l'écorce (Lavallée *et al.*, 1993b et c). Cependant, cette opposition entre les résultats de développement et les taux d'attaque sur le terrain est difficile à concilier. Des substances olfactives émises par les arbres de ces micro-sites peuvent guider les insectes vers ces arbres au moment des premières attaques. Quant au nombre d'insectes qui émergent des flèches, il n'est pas affecté par cette variable du milieu. Lavallée *et al.* (1993c) considèrent le poids des insectes comme un meilleur indicateur biologique que ne l'est le nombre d'émergés par flèche.

En ce qui concerne les taux d'attaque dans les plantations ou secteurs de plantations bordées par une lisière, nos résultats confirment ceux d'Archambault *et al.* (1993). Cependant, l'effet de lisière, ne semble agir ni sur les poids des insectes ni sur les nombres par flèche. Les facteurs qui guident les insectes vers les lisières sont encore inconnus. Il est possible que ce soit là le résultat d'une distribution passive des adultes transportés par le vent comme démontré pour d'autres espèces d'insectes (Dix et Leatherman, 1988; Pasek, 1988; Heisler et Dix, 1991). Aussi, un micro-climat plus favorable au cours de la ponte pourrait guider les femelles vers ces sites particuliers. Sullivan (1959 et 1960) avait démontré l'effet de la température sur la ponte et la nutrition des femelles adultes. Finalement, ces sites près des lisières peuvent être préférés comme lieux d'hibernation. Un phénomène semblable est observé avec le charançon de la prune qui utilise la végétation de bordure comme site d'hibernation (Lafleur et Hill, 1984).

Les résultats de cette étude ont montré que le charançon du pin blanc est un insecte très dommageable pour les plantations d'épinettes de Norvège du sud du Québec. La plupart des plantations peuvent être affectées à divers degrés par l'insecte. En termes d'aménagement, l'étude a démontré l'importance de choisir les sites les plus appropriés pour le reboisement afin de maximiser la production et minimiser les dommages par cet insecte. De plus, toutes les plantations d'épinettes de Norvège devraient faire l'objet d'une surveillance annuelle et des mesures de contrôle devraient être envisagées dès l'apparition du charançon afin de limiter les dommages. Considérant qu'une infestation par le charançon tend initialement à être localisée à un foyer de départ (Dirks, 1964; Bridgen *et al.*, 1979; McLean, 1989; Alfaro et Ying, 1990), il faudra alors surveiller si certaines conditions de drainage et de lisières sont propices à constituer des foyers de départ.

Plusieurs autres facteurs contribuent à la dynamique des populations du charançon. Il est donc important de poursuivre les recherches sur les relations insecte/hôte/site afin d'aider les aménagistes à prendre les meilleures décisions pour l'aménagement des essences susceptibles d'être affectées par ce ravageur.

Remerciements

Les auteurs désirent remercier Mme Michelle Bernier-Cardou pour l'aide apportée lors des analyses statistiques. De plus, nous tenons à remercier MM. F. Larochelle et L. Côté pour leur aide technique ainsi que MM. E. Begin et S. Bernard et Mme A. Giard alors étudiants.

Bibliographie

Alfaro, R. I. & C. C. Ying. 1990. Levels of Sitka spruce weevil, *Pissodes strobi* (Peck), damage among Sitka spruce provenances and families near Sayward, British Columbia. Can. Entomol. 122: 607-615.

Archambault, L., R. Lavallée, J. Morissette & B. Comtois. 1993. Susceptibility of Norway spruce plantations to white pine weevil attacks in southern Quebec. Can. J. For. Res. 23: 2362-2369.

Bolghari, H. A. et V. Bertrand. 1984. Tables préliminaires de production des principales essences résineuses plantées dans la partie centrale du sud du Québec. Min. Énerg. et Ress., Serv. Rech., Mémoire n° 79, Québec. 392 p.

Bridgen, M. R., J. W. Hanover & R. C. Wilkinson. 1979. Oleoresin characteristics of eastern white pine seed sources and relationship to weevil resistance. For. Sci. 25: 175-183.

Connola, D. P. & M. Birmingham. 1978. Preventing white pine damage. Conservationist 33: 37-38.

_____ & E. C. Wixson. 1963. Effects of soil and other environmental conditions on white pine weevil attack in New York. J. For. 61: 447-448.

Coulson, R. N. & J. A. Witter. 1984. Forest entomology. Ecology and management. John Wiley & Sons, New York.

Dirks, C. O. 1964. The white pine weevil in Maine: its biology and dispersal and the effect of prompt clipping of infested leaders on trunk form. Maine Agric. Exp. Stn., Bull. 625. 23 pp.

Dix, M. E. & D. Leatherman. 1988. Insect management in windbreaks. Agriculture, Ecosystems and Environment, 22/23: 513-537.

Goyer, R. A. & D. M. Benjamin. 1972. Influence of soil fertility on infestation of jack pine plantations by the pine root weevil. For. Sci. 18: 139-147.

Graham, S. A. 1926. Biology and control of the white pine weevil, *Pissodes strobi* Peck. Cornell Univ., Agric. Exp. Stn., Bull. 449: 1-32.

Heisler, G. M. & D. R. Dewalle. 1988. Effects of windbreak structure on wind flow. Agriculture, Ecosystems and Environment, 22/23: 41-69.

_____ & M. E. Dix. 1991. Effects of windbreaks on local distribution of airborne insects. *In* M.E. Dix and M.O. Harrel [eds.]. Proceedings: Insects of windbreaks and related plantings: Distribution, importance, and management. Workshop held Dec. 6, 1988. Louisville, KY. Gen. Tech. Rep. RM-204, Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, pp. 5-12.

Hodges, J. D. & P. L. Lorio Jr. 1969. Carbohydrates and nitrogen fractions of the inner bark of loblolly pines under moisture stress. Can. J. Bot. 47: 1651-1657.

Knight, F. B. & J. J. Heikkenen. 1980. Principles of forest entomology. 5th ed., McGraw-Hill, New York.

Kriebel, H. B. 1954. Bark thickness as a factor in resistance to white pine weevil injury. J. For. 52: 842-845.

Lafleur, G. et S. B. Hill. 1984. Étude de la dispersion et du comportement du charançon de la prune, *Conotrachelus nenuphar* (Herbst) (Coleoptera: Curculionidae), à l'aide de traceurs radioactifs, p. 25-37. Départ. entomol., MacDonald College, Sainte-Anne-de-Bellevue, Qc.

Lavallée, A. 1992. Observations on the evolution of damage by *Pissodes strobi* Peck and characterization of young white pine plantations affected by this weevil. For. Can., Que. Reg., Inf. Rep. LAU-X-98E.

Lavallée, R., C. Guertin, J. Morissette et B. Comtois. 1990. Observations sur le développement du charançon du pin blanc chez l'épinette de Norvège au Québec. Revue d'entomologie du Québec 35: 31-44.

_____ P. J. Albert & N. N. Kapoor. 1993a. Techniques for sexing live adults of the white pine weevil, *Pissodes strobi* Peck (Coleoptera: Curculionidae). Can. Entomol. 125: 745-747.

_____ P. J. Albert & Y. Mauffette. 1993b. Influence of the white pine watering regimes on feeding preferences of Spring and Fall adults of the white pine weevil, *Pissodes strobi* (Peck). J. Chem. Ecol. 20: 831-847.

_____ Y. Mauffette & P. J. Albert. 1993c. Development of the white pine weevil (Coleoptera: Curculionidae) on cut leaders of white pine. Environ. Entomol. 22: 824-830.

Marty, R. & D. G. Mott. 1964. Evaluating and scheduling white pine weevil control in the northeast. Northeastern For. Exp. Stn. U.S. Dep. Agric. For. Serv. Res. Pap. 19.

Mattson, W. J. & N. D. Addy. 1975. Phytophagous insects as regulators of forest primary production. Science 190: 515-522.

McLean, J. A. 1989. Effect of red alder overstory on the occurrence of *Pissodes strobi* (Peck) during the establishment of a Sitka spruce plot. *In* R.I. Alfaro and S.G. Glover [eds.]. Insects affecting reforestation: biology and damage. XVII Int. Congress Entomol. Canada.

McNaughton, K.G. 1988. Effects of windbreaks on turbulent transport and microclimate. Agriculture, Ecosystems and Environment, 22/23: 17-39.

Ministère des Forêts du Québec. 1992. Insectes et maladies des arbres Québec 1991. Min. For., Serv. prot. contre les insectes et les maladies. Pub. FQ92-3023. Québec, Qc. 38 p.

Pasek, J. E. 1988. Influence of wind and windbreaks on local dispersal of insects. Agriculture, Ecosystems and Environment, 22/23: 539-554.

Robert, D. et J. P. Saucier. 1990. Normes de prises de données et de vérification 1988 (révision 1990). Min. Énerg. et Ress. Québec, Serv. invent. for., Quebec, Qc. 180 p.

Silver, G. T. 1968. Studies on the Sitka spruce weevil, *Pissodes sitchensis*, in British Columbia. Can. Entomol. 100: 93-110.

Sullivan, C. R. 1959. The effect of light and temperature on the behaviour of adults of the White Pine Weevil, *Pissodes strobi* Peck. Can. Entomol. 91: 213-232.

_____ 1960. The effect of physical factors on the activity and development of adults and larvae of the white pine weevil, *Pissodes strobi* (Peck). Can. Entomol. 91: 732-745.

Thibault, M. 1985. Les régions écologiques du Québec méridional (seconde approximation). Carte couleur à l'échelle 1:1 250 000. Serv. rech. for. et Serv. cartogr., min. Énerg. et Ress. Québec, Qc.

Zumr, V. & P. Stary 1992. The occurrence of the large pine weevil, *Hylobius abietis* (L.), in individual forest zones. For. Ecol. Manage. 51: 251-258.