

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

LA PLACE DES FORÊTS ANCIENNES DU NORD DE
L'ABITIBI DANS UNE MOSAÏQUE RÉGULÉE PAR
LES INCENDIES FORESTIERS

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

DOMINIC CYR

JUILLET 2001

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Yves Bergeron, Sylvie Gauthier et Alayn Larouche, qui ont su me guider pendant ma maîtrise et qui ont toujours su rester disponibles, malgré les distances séparant nos lieux de travail. Je remercie aussi Pierre J.H. Richard et tous les membres du laboratoire Jacques-Rousseau pour m'avoir permis de faire mes analyses à leurs côtés.

Je remercie Dominic Boisjoli et Christopher Carcaillet pour l'aide et les conseils qu'ils m'ont donnés au cours de ma maîtrise.

Finalement, mes remerciements les plus chaleureux vont à Alekse et Mimitou, qui m'ont accompagné pendant ces dernières années et de qui je pourrai toujours déceler la présence entre les lignes que vous pourrez lire dans ce document.

Résumé

Les forêts anciennes constituent une proportion importante de la mosaïque forestière du nord de l'Abitibi en dépit de cycles des feux relativement courts. Deux hypothèses ont été avancées pour expliquer cela: **1-** Les forêts anciennes sont localisées sur des sites protégés des feux, ou **2-** le risque de brûler y est équivalent et cette portion de la mosaïque ne constitue que la queue de la distribution, épargnée du feu par simple hasard statistique. Pour que la première éventualité s'avère exacte, un intervalle de temps sans feu exceptionnellement long devrait être observé et ces sites pourraient être intimement liés à des barrières topographiques ou hydrologiques les protégeant du feu. Pour que la deuxième éventualité s'avère exacte, la portion la plus ancienne de la mosaïque constituerait la queue d'une courbe de survie suivant une distribution exponentielle négative. La dendrochronologie s'est avérée inadéquate pour dater le dernier feu dans ces forêts anciennes puisque le temps écoulé depuis le dernier feu est probablement supérieur à l'âge des plus vieux arbres. Une étude paléoécologique a donc été effectuée dans le but de dater le dernier feu dans ces forêts. Trois monolithes de tourbe ont été prélevés dans six forêts anciennes. Les horizons de charbon ont été localisés avec une précision de 1 cm et datés au ^{14}C . Le fait que des fragments de charbon macroscopiques aient été retrouvés dans tous les sites élimine la possibilité que ces forêts anciennes n'aient jamais brûlé dans le passé. Ces forêts anciennes semblent s'inscrire dans le prolongement d'une courbe de survie suivant le modèle exponentiel négatif. Aussi, aucune influence de la distance moyenne aux coupe-feu potentiels n'a été observé dans le modèle de survie. Cela suggère que la susceptibilité au feu des forêts anciennes est équivalente à celle des forêts plus jeunes. Par conséquent, le territoire occupé par les forêts anciennes étudiées semble faire partie de la mosaïque forestière dynamique régulée par les feux et pourrait être inclus dans un aménagement forestier s'inspirant des perturbations naturelles.

Mots clés : FORÊTS ANCIENNES, FORÊT BORÉALE, PERTURBATIONS, CYCLE DES FEUX, PESSIÈRE

1- INTRODUCTION

Dans les paysages forestiers des zones tempérées et boréales, les forêts anciennes sont souvent considérées comme contribuant de façon importante à la biodiversité. Elles sont souvent dotées de caractéristiques architecturales et fonctionnelles les distinguant des forêts plus jeunes (Johnson *et al.*, 1995). De façon générale, on leur attribue les caractéristiques suivantes: productivité nette presque nulle ou même négative (Woodgate *et al.*, 1996), accumulation de bois morts au sol ou sur pied, présence d'arbres de toutes les classes d'âge et grande hétérogénéité spatiale dans la canopée et au sol (Whitney, 1987). Une biodiversité importante est aussi souvent associée aux forêts n'ayant pas été perturbées de façon majeure depuis longtemps, comme cela est le cas dans les forêts tourbeuses de la Scandinavie (Hörnberg *et al.*, 1998).

Généralement, on croit que les cycles des feux relativement courts ayant cours dans la forêt boréale nord-américaine limitent la présence de forêts anciennes (Johnson, 1992; Heinselman, 1981). Toutefois, des cycles de feux relativement longs ont été observés dans l'est du Canada (Foster, 1984; Bergeron *et al.*, 2001) et semblent permettre la présence d'une proportion importante de forêts anciennes dans le paysage forestier. Aussi, bien que leur

contribution à la biodiversité régionale ne soit pas encore démontrée, les forêts anciennes de la forêt boréale coniférienne de l'ouest du Québec semblent posséder des attributs particuliers. À ce jour, il n'y a que très peu d'études qui se sont attardées à la description de la structure des peuplements de cette région.

Dans la forêt boréale coniférienne de l'ouest du Québec, les incendies forestiers constituent les principales perturbations modelant la mosaïque forestière. Dans ce type de forêt, dominée par l'épinette noire (*Picea mariana*) et le pin gris (*Pinus banksiana*), les feux sont caractérisés par une très forte intensité, causant une mortalité importante, autant chez la strate arborescente que chez les plantes de sous-couvert (Cayford et McRae, 1983; Viereck, 1983; Johnson, 1992). Par conséquent, ces feux déclenchent généralement une succession secondaire. Plusieurs espèces sont adaptées à ces perturbations récurrentes et sont en mesure d'établir une régénération importante peu de temps après le feu. C'est le cas des deux principales espèces d'arbres (*P. mariana* et *P. banksiana*) du territoire à l'étude (Sirois et Payette, 1989; Sirois, 1995). La rapidité avec laquelle ces deux espèces s'établissent après un feu a pour conséquence que la plupart des peuplements de ce territoire sont constitués d'une cohorte dominante où tous les arbres ont sensiblement le même âge. À l'échelle du paysage, la mosaïque forestière est donc constituée de peuplements issus de différents événements de feux et le temps écoulé depuis celui-ci correspond à peu de chose près à l'âge de la cohorte dominante. Par contre, lorsqu'il y a absence de perturbation majeure pendant plus de 150 ans, la mortalité individuelle des arbres induit un passage graduel de cette structure équiennne vers une structure inéquiennne (Harper *et al.*, soumis). De plus, comme la première cohorte commence à disparaître graduellement vers la 150^e année après feu, la datation du dernier événement de feu devient difficile puisqu'il ne peut pas toujours être indiqué par l'âge des plus vieux arbres. En effet, dans le cas où les espèces sont peu longévives, le temps écoulé depuis le dernier feu peut être plus grand que l'âge du plus vieil arbre. Bien que certaines espèces boréales, comme le Thuya occidental (*Thuja occidentalis*) et le Pin sylvestre

(*Pinus sylvestris*) permettent d'obtenir de très longues séries dendrochronologiques, plus de 800 ans en ce qui concerne *T. occidentalis* (Archambault et Bergeron, 1992) et 600 ans en ce qui concerne *P. sylvestris* (Bradshaw et Zackrisson, 1990), l'absence de telles espèces est la cause principale de la faible portée de la dendrochronologie dans la forêt boréale coniférienne du Québec.

Cette portée limitée de la dendrochronologie au niveau de la datation du dernier événement de feu a certaines répercussions sur l'étude des régimes de perturbation. En effet, la distribution des classes d'âge des peuplements, ou la courbe de survie en résultant, sont des outils couramment utilisés dans les études portant sur le régime des perturbations dans de tels systèmes (synthèses des méthodes dans Johnson et Gutsell, 1994). Indépendamment du modèle théorique choisi pour estimer le cycle des feux, la fréquence des feux ou l'intervalle de temps moyen entre deux feux, les images mathématiques que constituent la distribution des classes d'âge et la courbe de survie doivent être les plus représentatives possible de la mosaïque forestière étudiée. Toutefois, comme la portée de la dendrochronologie est souvent limitée à quelques centaines d'années, on connaît peu l'influence de la portion de la mosaïque excédant en âge cette limite sur les paramètres du régime de perturbation par le feu. La présence de ces forêts dont on ne connaît qu'un âge minimum (ces données sont définies comme étant censurées) est considérée dans ces calculs, mais seulement pour la portion de la mosaïque plus jeune que la plus vieille forêt dont l'âge n'est pas censuré. Bien qu'il soit possible de calculer la proportion de la mosaïque plus vieille que cette forêt, la distribution est tronquée à cet âge et la courbe de survie demeure indéterminée à partir de ce point.

En utilisant une approche dendrochronologique, Bergeron *et al.* (2001) ont pu reconstituer l'historique des feux pour les 300 dernières années dans la forêt boréale de l'ouest du Québec. La présente étude visait à préciser l'origine et l'âge des forêts anciennes de la portion coniférienne de ce territoire pour

lesquelles seul un âge minimal est disponible. Dans un premier temps, nous voulions déterminer si ces forêts anciennes ont brûlé dans le passé et, si tel est le cas, nous voulions obtenir une estimation du temps écoulé depuis le dernier feu. Ensuite, nous voulions déterminer si ces forêts anciennes font partie de la mosaïque dynamique régulée par les feux ou si, protégées par des barrières hydrographiques ou topographiques, elles constituaient un sous-ensemble spatialement distinct caractérisé par une fréquence des feux plus faible. Larsen (1997) a mis en évidence l'influence de la proximité des cours d'eau sur le risque que court une forêt de brûler et cette possibilité sera examinée.

Afin de répondre à ces questions, une méthode alternative aux méthodes dendrochronologiques doit donc être utilisée pour dater les événements de feux les plus anciens. La méthode paléoécologique proposée consiste à dater au ^{14}C l'horizon de charbon correspondant au dernier événement de feu. Une telle méthode tire avantage de la grande persistance du charbon dans les sols tourbeux forestiers (Zackrisson *et al.*, 1996) tels que ceux rencontrés au nord de l'Abitibi. Si ces forêts anciennes n'ont jamais été affectées par le feu, elles devraient présenter une absence totale de macrocharbon (fragments dont le plus long segment est plus grand que $500\mu\text{m}$), considéré comme étant d'origine locale (Clark, 1988; Ohlson et Tryterud, 2000). Si tel est le cas, cela aurait des conséquences importantes sur la façon dont on devrait gérer les ressources forestières. Des sites protégés des feux seraient susceptibles de connaître de plus grandes continuités forestières. Elles pourraient donc constituer des refuges pour les espèces sensibles aux perturbations ainsi que des sites à biodiversité élevée, comme cela a été observé dans plusieurs forêts tourbeuses de la Scandinavie (Zackrisson, 1977; Löfroth, 1991; Karström, 1992; dans Segerström, 1997; Hörnberg *et al.*, 1998). Ces portions du territoire protégées du feu auraient un statut privilégié du point de vue écologique et les aménagements forestiers, dans une optique de gestion durable, devraient en tenir compte. D'autre part, si ces forêts sont affectées périodiquement par les feux et si elles ont vraisemblablement échappé au feu aussi longtemps que par simple hasard

statistique, la possibilité de les intégrer de façon dynamique aux aménagements forestiers est envisageable.

2- MÉTHODOLOGIE

2.1 Territoire à l'étude

Le territoire échantillonné (figure 2.1) est d'une superficie d'environ 8200 km² et est situé entre les latitudes 49°00'N et 50°00'N et entre les longitudes 78°30'O et 79°30'O. Ce territoire se trouve à la limite sud de la forêt boréale coniférienne, dans le domaine bioclimatique de la pessière noire à mousse (Grondin, 1996). Les moyennes annuelles de température et de précipitation, mesurées à La Sarre, à environ 30 km au sud du territoire à l'étude, sont respectivement de 0,8°C et de 856,8 mm (Environnement Canada, 1993).

Le territoire à l'étude se situe dans la région forestière de la ceinture d'argile (Rowe, 1972). Les dépôts argileux couvrant la majeure partie du territoire proviennent du lac pro-glaciaire Ojibway (Vincent et Hardy, 1977). Dans la portion nord du territoire, les dépôts ont été remaniés par la réavancée glaciaire de Cochrane. La présence de dépôts organiques se fait plus importante dans la partie nord du territoire (latitude > 49°20'N) où ils recouvrent 62% de la superficie. Le territoire est peu accidenté, si ce n'est que de quelques buttes dispersées (Robitaille et Saucier, 1998).

Les espèces d'arbres dominantes sont l'épinette noire (*Picea mariana*) et le pin gris (*Pinus banksiana*), avec une présence un peu moins marquée de feuillus intolérants (*Populus tremuloides*, *Betula papyrifera*) (Harper *et al.*, soumis). Le mélèze laricin (*Larix laricina*) accompagne l'épinette noire dans les milieux les plus humides tandis que le sapin baumier (*Abies balsamea*) peut accompagner l'épinette noire dans les forêts matures (Harper *et al.*, soumis).

2.2 Historique des feux

Une carte des feux (figure 2.2) existe pour le territoire à l'étude (Bergeron *et al.*, soumis). Elle a été confectionnée de la façon suivante: 1- Les archives de la SOPFEU (Société de Protection des Forêts contre le Feu) ont été utilisées afin de tracer les frontières des feux qui ont eu lieu depuis 1944. 2- Les photographies aériennes ont permis de tracer les frontières des feux qui ont eu lieu depuis 1880. 3- Des stations d'échantillonnages dispersées à travers le territoire ont permis de dater par dendrochronologie les feux et d'interpoler les frontières pour les incendies qui ont eu lieu avant 1880. Les stations d'échantillonnage étaient distribuées de la façon suivante: le territoire a été divisé en carrés de 100 km² dans chacun desquels une station d'échantillonnage a été positionnée aléatoirement (pour un total de 77 sites). Les sites ne devaient toutefois pas avoir été perturbés par les activités humaines et devaient être accessibles par la route ou par véhicule tout-terrain. D'autres stations (41) ont ensuite été ajoutées afin de vérifier les données provenant de la photo-interprétation et des archives. Un total de 118 stations ont donc été échantillonnées. Pour chacune des stations, le dernier feu a été daté à partir de cicatrices de feux ou de chicots de pin gris issus du dernier feu à chaque fois que cela était possible. De plus, l'âge de cinq arbres vivants était mesuré par le décompte des anneaux de croissance sur une galette prélevée à la base de chaque arbre. L'âge du plus vieil arbre correspondait au temps écoulé depuis le

dernier feu lorsqu'il s'agissait d'une espèce pionnière telle que le pin gris ou le peuplier faux-tremble. Cette donnée pouvait toutefois être censurée s'il s'agissait d'épinette noire. Dans le cadre de la présente étude, la condition préalable à ce que l'âge des forêts d'épinettes noires ne soit pas censuré était que l'âge des cinq arbres devait se retrouver à l'intérieur d'un même intervalle de 20 ans. Ceci permet d'éviter de sous-estimer l'âge de certaines forêts, où le temps écoulé depuis le dernier feu est probablement supérieur à l'âge des plus vieux arbres.

2.3 Datation des forêts anciennes

2.3.1 Analyses anthracologiques

Afin d'avoir une meilleure idée de l'âge de certaines forêts d'épinettes noires trop vieilles pour être datées à l'aide de la dendrochronologie, une méthode paléoécologique alternative a été utilisée. Cette méthode consiste à localiser l'horizon de charbon correspondant au dernier feu et à dater au ^{14}C , par la méthode radiométrique conventionnelle, la matière organique accumulée juste au-dessus de celui-ci.

Comme la matière organique se décompose moins vite qu'elle ne s'accumule dans ce type de forêt, il est possible de faire une certaine reconstitution de l'historique d'un site en observant un profil de l'horizon tourbeux. De plus, Bradshaw et Zackrisson (1990) affirment que la mobilité de la fraction solide du profil est très faible, voire nulle. Trois monolithes ont été prélevés à l'aide d'une sonde Wardenaar (Wardenaar, 1987) dans six forêts anciennes, dont on ne connaissait qu'un âge minimum. Ces forêts anciennes ont été choisies aléatoirement parmi la banque de sites ayant servi à reconstituer l'historique des feux, cette banque de sites ayant elle-même été constituée à partir d'un échantillonnage systématique, de sorte qu'aucun biais ayant pu favoriser la sélection de petits îlots préservés des feux n'ait été introduit. Onze

autres forêts d'épinettes noires plus jeunes dont les âges, obtenus à l'aide d'analyses dendrochronologiques, se distribuaient uniformément le long de la chronoséquence ont aussi été échantillonnées en vue de mesurer le taux d'accumulation de matière organique. Un total de 51 monolithes ont donc été récoltés pendant l'été 1998.

Les monolithes couvraient une surface d'environ 10 cm par 10 cm et leur longueur était variable. Le profil devait inclure l'interface entre le dépôt minéral et la matière organique. La longueur du monolithe dépendait donc de la quantité de matière organique accumulée au-dessus des horizons minéraux. Comme la distinction entre forêts anciennes d'épinettes noires et tourbières est quelquefois difficile, seuls les sites où l'accumulation de matière organique ne dépassait pas 60 cm étaient échantillonnés dans le but d'être datés. Cette contrainte permettait d'avoir l'assurance que seul le territoire forestier productif était considéré dans cette étude. Chacun des monolithes était emballé sur place, dans une pellicule plastique et un carton, qui en préservait la forme. Ils étaient rapidement congelés et coupés en tranches d'environ 1 cm d'épaisseur à l'aide d'une scie dentelée. Comme l'épaisseur de la lame était non-négligeable, l'épaisseur des tranches était inférieure à 1 cm, mais les tranches correspondaient bien à des niveaux de 1 cm d'épaisseur.

Seule la moitié de chaque tranche était utilisée afin d'avoir la possibilité de vérifier les résultats avec un réplikat. Le volume de chaque demi-tranche était mesuré par déplacement d'eau dans un cylindre gradué. Les volumes utilisés variaient entre 15 et 50 cm³. Chacune des demi-tranches était ensuite défloculée dans une solution de KOH (environ 1%) pendant au moins 24 heures, à 60°C. L'échantillon était ensuite passé dans un tamis de 2 mm, à l'aide d'un jet d'eau modéré, minimisant ainsi le bris des fragments de charbon. Ohlson et Tryterud (2000) ont montré que les fragments de charbon plus gros que 2 mm constituent un bon indice de feu local et qu'ils constituent 94% de la masse totale du charbon déposé sur le site après un feu. De plus, ils ont aussi montré que le

traitement par tamisage léger n'affectait pas négativement la quantité de fragments de charbon retrouvé dans chaque fraction tamisée. Ces derniers résultats n'étant pas disponibles au moment de l'élaboration de notre méthode, une étude préliminaire a été effectuée et des résultats similaires ont été obtenus en ce qui a trait à la représentativité des fragments de charbon plus gros que 2 mm en tant que fragments d'origine locaux. Ces résultats sont présentés en annexe.

Afin de faciliter l'identification des fragments de charbon, le matériel retenu était lavé dans une solution de HCl (5%). Les fragments de charbon étaient ensuite triés à l'aide d'une loupe stéréoscopique, sous un grossissement de 6,4X ou 16X, pour ensuite être séchés et pesés, avec une précision de un dix millièème de gramme.

Un profil stratigraphique des fragments de charbon était ainsi obtenu. Comme nous ne tenions compte que des fragments retenus par les mailles d'un tamis de 2 mm, nous avons considéré que les fragments de charbon les plus près de la surface dans le profil constituaient l'horizon de charbon correspondant au dernier feu local à avoir eu lieu.

2.3.2 Datations

Dans 90,2% des cas (voir section 3.1), un seul horizon de charbon distinct était présent à la base du profil, à l'interface entre le dépôt minéral et la matière organique. Cela suggérait que la couche résiduelle de matière organique ait été décomposée dans les années suivant le feu ou bien que le dernier feu ait brûlé la matière organique jusqu'au sol minéral. Hungerford *et al.* (1995) ont observé ce dernier phénomène lors de brûlages dirigés effectués dans des peuplements d'épinettes noires similaires en Alaska. Par conséquent, nous avons déduit que l'horizon de charbon pouvait potentiellement être constitué des traces de

plusieurs feux et qu'il était impossible d'attribuer avec certitude au dernier feu la totalité des fragments de charbon. Pour cette raison, nous avons évité de dater les fragments de charbon, ce qui aurait potentiellement mené à une surestimation importante de l'âge des forêts. Nous avons daté la matière organique accumulée juste au-dessus de la limite supérieure de l'horizon de charbon. Les datations de ce matériel constitueraient donc des estimations conservatrices de l'âge réel de la forêt. Par conservatrice, on entend qu'il s'agit d'une sous-estimation puisqu'on ne sait pas exactement combien de temps cela a pris avant que 1 cm de matière organique ne se soit accumulé. De plus, avec le compactage et la décomposition du sol, on ne sait pas exactement à quel intervalle de temps cette tranche de 1 cm correspond.

Les échantillons à dater furent préalablement lavés au HCl afin d'éliminer les traces de carbonates. Les racines et radicelles furent enlevées afin de minimiser la contamination par du carbone plus jeune. Les méthodes radiométriques conventionnelles de datation au ^{14}C ont été utilisées pour dater les échantillons. Les résultats ont été calibrés en années calendaires selon INTCAL98 (Stuiver, *et al.* 1998) suivant la méthode proposée par Talma et Vogel (1993). Les datations et calibrations ont été effectuées par un laboratoire privé (BETA Analytic Inc., Floride, É.U.).

Étant donné que plusieurs échantillons ont été datés pour la plupart des sites et que ces datations mènent vraisemblablement à une sous-estimation de l'âge de ces forêts, le résultat associé au matériel le plus ancien sera considéré pour calculer le temps écoulé depuis le dernier feu pour chacun des sites. Ceci permet de minimiser l'ampleur de la sous-estimation.

2.4. Analyses de survie

En assumant que la probabilité qu'un feu brûle un site donné soit indépendante de l'âge de celui-ci, ce qui est généralement accepté (Johnson, 1992; Bessie et Johnson, 1995), et que le cycle des feux soit constant depuis suffisamment longtemps, la distribution des classes d'âges, à l'échelle du paysage, devrait être exponentielle négative (Van Wagner, 1978). C'est ainsi que la courbe de survie cumulative inverse des peuplements, à l'échelle du paysage, suivra le modèle suivant: $A(t)=e^{-t/b}$, où $A(t)$ est la proportion du territoire ayant échappé au feu pendant au moins t années et où b est égal à la durée d'un cycle, exprimé en nombre d'années.

Ce modèle est couramment utilisé dans les études sur les cycles de perturbations par les feux. (Bergeron, 1991; Johnson *et al.*, 1995; Larsen, 1997) et l'utilisation de celui-ci implique l'élaboration empirique d'une "image" la plus représentative possible de la mosaïque forestière. L'utilisation de ce modèle permet l'obtention d'estimés du cycle des feux, qui est défini comme le temps nécessaire à ce qu'une superficie égale au territoire à l'étude ait de nouveau brûlée (Bergeron, 1991).

Nous croyons que ce modèle peut aussi être utile pour mieux comprendre la place qu'occupent les forêts anciennes dans la mosaïque forestière. Comme le modèle exponentiel négatif implique que le risque de brûler doit être indépendant de l'âge des forêts (Van Wagner, 1978), il sera possible de déterminer si les forêts anciennes font partie de la mosaïque dynamique régulée par les feux au même titre que les forêts plus jeunes en testant la validité du modèle exponentiel négatif. Les datations ^{14}C obtenues ont permis d'améliorer l'image mathématique que nous avons de la mosaïque forestière à l'étude. Si la validité du modèle exponentiel négatif persiste, il sera possible d'en déduire une homogénéité spatiale au niveau du cycle des feux (Johnson et Larsen, 1991), c'est à dire que les forêts anciennes ne constitueraient pas un sous-ensemble spatial distinct au niveau de la susceptibilité au feu.

Afin de s'assurer qu'une éventuelle dérogation au modèle exponentiel négatif soit causée par un effet direct ou indirect de l'âge de la forêt sur le risque de brûler, il est nécessaire de contrôler les autres variables pouvant avoir un effet sur ce risque. Il est déjà bien établi que le cycle des feux a varié dans le temps dans le territoire à l'étude. Bergeron *et al.* (2001) ont mis en évidence ces variations. Toutefois, il est possible de contrôler cette variabilité temporelle en partitionnant la courbe de survie selon les différentes périodes de cycles de feux constants. Comme les principaux changements de cycles sont survenus depuis la fin du Petit Âge glaciaire (≈ 1850 A.D.; Lamb, 1982; Bergeron et Archambeault, 1993) nous avons choisi de ne considérer que la portion du territoire n'ayant pas brûlée depuis 1850 A.D. dans nos analyses de survie. Ceci a été fait tout en gardant à l'esprit qu'il soit possible que d'éventuels changements de la fréquence des feux aient aussi eu lieu avant 1850 A.D., à l'intérieur de la période couverte par notre série de données. Nous avons porté une attention particulière au début du Petit Âge glaciaire, survenu vers la fin du 16^e siècle (Lavoie et Payette, 1994; Arseneault et Payette, 1997).

Aussi, comme il semble que le type de dépôt de surface influence le risque d'incendies forestiers (Sylvie Gauthier, données non-publiées), seule la portion du territoire sur laquelle on retrouve un dépôt organique ou argileux a été considérée. Cette portion du territoire représente environ 75% de la totalité du territoire à l'étude (Robitaille et Saucier, 1998).

Concrètement, l'analyse de survie a été faite à l'aide d'un échantillon prélevé dans un ensemble de points distribués systématiquement sur la portion du territoire n'ayant pas brûlé depuis 1850 A.D. et parmi lesquels on ne considérait que les points localisés sur dépôt argileux ou organique (figure 2.3). Pour l'analyse de survie, l'importance de chacun de ces points a été pondérée en fonction de la proportion du territoire occupée par des forêts n'ayant pas brûlé depuis 1850 A.D. dans chacune des unités d'échantillonnage de 100 km². La taille de cet échantillon est égale à 30, où 63% des points sont censurés.

La validité du modèle exponentiel négatif a été vérifiée à l'aide de la procédure LIFEREG du logiciel SAS (version 6.12). Les estimateurs de survie ont été calculés à l'aide de la méthode non paramétrique de Kaplan-Meier (Kaplan et Meier, 1958) qui tient compte des données censurées. Le modèle exponentiel négatif, impliquant que le risque que les forêts brûlent soit indépendant de leur âge, a été comparé avec le modèle de Weibull. Le modèle de Weibull est aussi couramment utilisé dans ce genre d'analyses de survie et est moins restrictif au niveau de la fonction de risque associée à la courbe de survie. Dans l'éventualité que le modèle de Weibull décrive mieux la courbe de survie, l'hypothèse générale selon laquelle le risque que court une forêt de brûler est indépendant de son âge devrait être rejetée. De plus, la procédure LIFEREG a permis l'obtention d'une estimation de la durée du cycle des feux, calculé par maximum de vraisemblance.

2.5 Indice de protection du feu par les cours d'eau et milieux humides

(Distance moyenne aux coupe-feu potentiels)

Une méthode similaire à celle utilisée par Larsen (1997) a été employée afin de tester l'effet de la proximité de coupe-feu potentiels sur la probabilité d'échapper aux feux associée à chacun des sites. La distance moyenne aux coupe-feu potentiels, inspiré fortement du *Mean Waterbreak Distance* de Larsen (1997) a été calculée pour chacun des 30 sites illustrés à la figure 2.3. La distance moyenne aux coupe-feu potentiels a été calculée en mesurant la moyenne des distances au coupe-feu le plus près dans huit directions, soit les quatre points cardinaux et leurs intermédiaires. Comme Larsen (1997), nous avons considéré les cours d'eau en tant que coupe-feu potentiel, mais les milieux dénudés humides (tourbières) et dénudés secs (affleurements rocheux) ont aussi été considérés. Ces mesures ont été prises à partir d'une banque de donnée

intégrée à un système d'information géographique (SIG). La distance moyenne aux coupe-feu potentiels a été intégrée au modèle de survie afin d'en tester l'influence.

3- RÉSULTATS

3.1 Analyses anthracologiques

Les 51 monolithes ont été analysés (tableau I) et 4 d'entre eux ont été rejetés puisque l'horizon de charbon et l'horizon minéral n'ont pas été atteint, ceci en raison d'une perte de matériel à la base du profil causée par les manipulations lors de la coupe des monolithes. Les horizons de charbon ont été retrouvés entre 0 et 47 cm et pouvaient avoir entre 2 et 19 cm d'épaisseur. Il était aussi quelquefois possible de retrouver des fragments de charbon jusqu'à plus d'une quinzaine de centimètres dans le dépôt d'argile. Il a été possible d'observer plus d'un horizon de charbon distincts dans 5 des 51 profils, ceux-ci provenant des sites ayant brûlé il y a relativement peu de temps (1976 et 1962). Des fragments de charbon ont été retrouvés dans tous les profils complets. La figure 3.1 illustre deux profils anthracologiques représentatifs des forêts anciennes.

3.2 Datations

Dix-huit profils (représentant un total de six sites) étaient susceptibles de fournir du matériel à dater puisqu'ils provenaient de forêts dont l'âge était censuré. Parmi ceux-ci, quatre ont été éliminés pour les raisons énoncées plus haut. De ces 14 profils, 11 ont rempli les conditions nécessaires à l'obtention d'une datation. En effet, la tranche de 1 cm d'épaisseur située juste au-dessus de l'horizon de charbon devait contenir suffisamment de carbone pour être datée à l'aide des méthodes radiométriques standards, soit un poids sec d'environ 15 g en ce qui concerne la tourbe (BETA Analytic Inc., Floride, É.U.). Par chance, au moins un échantillon par site remplissait ces conditions.

Les résultats des datations sont présentés dans le tableau II. Fait à noter que les résultats provenant d'un même site, mais de profils différents, concordent entre eux à l'exception des résultats associés aux profils provenant des sites 9950 et 417. Un examen *a posteriori* a permis de trouver du charbon au-dessus de l'horizon daté dans les profils 9950a et 417a, c'est pourquoi ces deux échantillons n'ont pas été considérés. Aussi, la matière organique accumulée au-dessus de l'horizon de charbon dans les profils du site 12 est d'origine moderne, c'est à dire qu'elle aurait été formée après 1950, alors qu'il était certain, en raison d'évidences dendrochronologiques, que la forêt avait au moins 219 ans en 1998. Par conséquent, l'âge minimum calculé à l'aide des analyses dendrochronologiques a été considéré plutôt que les datations ^{14}C . De plus, cet âge minimum a été "dé-censuré" pour la suite des calculs puisque les datations ^{14}C suggèrent que la forêt ne soit certainement pas bien plus ancienne que ce que les analyses dendrochronologiques pouvaient suggérer.

De façon générale, les intervalles de confiance (2σ) sont de l'ordre de 160 à 285 ans, mais seulement l'intersection avec la courbe de calibration sera considérée dans la suite des calculs.

3.3 Accumulation nette de matière organique en fonction du temps

L'accumulation de matière organique (figure 3.2) semble se faire pendant les 300 premières années après le feu pour ensuite atteindre un plateau. Le taux d'accumulation nette pendant la période d'accumulation constante est d'environ 0,120 cm par année. Le fait que seuls des sites où moins de 60 cm de matière organique ait été accumulé ont été échantillonnés constitue un biais expliquant le plateau observé. Cela suggère qu'il soit possible que certaines forêts anciennes puissent présenter une accumulation de matière organique dépassant de beaucoup ce plateau, mais qu'ils ne sont tout simplement pas représentés ici en raison de la contrainte de 60 cm appliquée lors de l'échantillonnage.

3.4 Analyse de survie

La courbe de survie cumulative inverse (figure 3.3) pour la portion du territoire sur dépôt argileux ou organique, et n'ayant pas brûlé depuis 1850 A.D., suggère que le risque de brûler est indépendant de l'âge. En effet, il s'est avéré que le modèle de Weibull ne permet pas de décrire l'allure de cette courbe de survie cumulative inverse de façon significativement meilleure que le modèle exponentiel négatif ($\chi^2=0,000166$; $dl=1$; $P=0,9897$). Aussi, aucun effet significatif de la distance moyenne aux coupe-feu potentiels n'a été détecté ($\chi^2= 1,7334$; $dl=1$; $P=0,1880$) dans le modèle de survie. Le cycle des feux, calculé par maximum de vraisemblance, était de 472 ans où l'intervalle de confiance à 95% couvre de 197 ans à 1135 ans.

4- DISCUSSION

4.1 Méthode et validité des résultats

Avant d'interpréter les résultats provenant des datations ^{14}C obtenues, il est important de rappeler les limites de cette méthode. Tout d'abord, les datations au ^{14}C sont beaucoup moins précises que les datations par dendrochronologie. Les écarts-types associés à la méthode radiométrique de datation ^{14}C conventionnelles sont de 60 à 70 années BP en ce qui concerne cette étude. Lors de la calibration des résultats, ceci se traduit par des intervalles de confiance relativement grands en comparaison aux méthodes dendrochronologiques, auxquelles l'erreur associée est généralement minime. En plus de l'erreur associée à la méthode de datation, il faut aussi considérer l'erreur associée au choix du matériel. Lors de cette étude, la matière organique accumulée sur une épaisseur de 1 cm au-dessus du niveau où les premiers fragments de charbon, *i.e.* ceux se trouvant le plus près de la surface, a été datée. Ceci implique que cette matière organique ait été accumulée **après** l'événement de feu, ce qui cause une sous-estimation du temps écoulé depuis le dernier feu. Les résultats provenant du site brûlé en 1976 montrent qu'une période de temps non-négligeable peut se passer avant qu'il y ait début

d'accumulation de matière organique au-dessus de l'horizon de charbon. Dans ce cas-ci, au moins 22 ans se sont écoulés sans que ne s'accumule de matière organique au-dessus de l'horizon de charbon. De plus, bien qu'il soit possible de retrouver une épaisseur de matière organique de plusieurs centimètres quelques décennies après le feu, il est fort probable que le compactage et la décomposition de celle-ci puisse faire en sorte qu'une épaisseur d'un centimètre, localisée juste au-dessus de l'horizon de charbon, corresponde à un intervalle de temps beaucoup plus grand dans les forêts anciennes que dans les forêts relativement jeunes. Par conséquent, nous estimons que l'épaisseur de un centimètre utilisée pour la datation est probablement le résultat de plusieurs dizaines d'années d'accumulation de matière organique. L'accumulation nette de seulement 35 cm faite sur plus de 1100 ans mesurée dans le site 417 confirme cette possibilité puisque dans ce cas, un centimètre correspondrait à un intervalle de temps de 31 ans, sans considérer qu'il est fort probable qu'une épaisseur d'un centimètre corresponde à un intervalle de temps beaucoup plus grand à la base du profil que près de la surface, ainsi que l'ont observé Bradshaw et Zackrisson (1990) dans un profil de sol similaire. Lavoie *et al.* (1995) ont mesuré des taux d'accumulation nette de matière organique de l'ordre de 0,0155 à 0,0534 cm par année dans la tourbière de Farnham, au Québec. Dans ce cas-ci, un centimètre correspond à un intervalle de 18 à 65 ans. Ces taux d'accumulation nette, bien que calculés pour une tourbière, sont probablement plus représentatifs de la base des profils de sol forestier analysés ici. En effet, la matrice bryophytique est similaire. Cette tourbière est constituée d'un tapis continu de sphaignes, comparativement à un tapis de sphaignes et de mousses pleurocarpes (surtout *Pleurozium schreberi*) en ce qui concerne les forêts échantillonnées lors de la présente étude. Aussi, Lavoie *et al.* (1995) ont effectué plusieurs datations à des profondeurs intermédiaires, les taux d'accumulation nette de matière organique qu'ils ont calculé ne sont donc pas influencés par la matière organique peu décomposée et peu compactée se trouvant dans le haut du profil.

De plus, une forêt ancienne (site 12), dont le plus vieil arbre date de 1779, a été datée post-1950 avec le ^{14}C , et ceci pour les trois échantillons provenant du même site. Cela supporte la thèse selon laquelle les résultats obtenus par les datations ^{14}C sous-estiment le temps écoulé depuis le dernier feu. Dans ce site, la sous-estimation est de l'ordre d'un peu plus de 200 ans.

Par conséquent, nous croyons que la sous-estimation du temps écoulé depuis le dernier feu est de l'ordre de quelques dizaines d'années et peut aller jusqu'à au moins 200 ans. Il n'est pas impossible que la sous-estimation soit plus importante dans certains cas puisqu'il a été impossible de corroborer les résultats des datations ^{14}C . La portée maximale des méthodes dendrochronologiques se trouvant à peu près au même niveau que la portée minimale des datations ^{14}C . Dans la plupart des cas, les répliqués de datations ^{14}C se corroborent entre eux, ce qui suggère que l'erreur soit relativement constante, du moins pour un même site. Il est toutefois très difficile de la quantifier précisément.

De plus, certains problèmes de contamination par du carbone plus jeune et mobile, notamment les acides humiques et fulviques, ont été soulevés par Shore *et al.* (1995) dans les profils tourbeux. En opposition à ceci, Cook *et al.* (1998) ont pu isoler les différentes fractions de carbone et n'ont pas eu de différence significative entre les âges de celles-ci. Aucun consensus n'ayant été obtenu à ce sujet, nous devons tout de même considérer cette éventualité comme étant possible et pouvant contribuer à la sous-estimation du temps écoulé depuis le dernier feu.

Dans la plupart des profils étudiés, un seul horizon de charbon était généralement présent à la base du profil. Cela avait aussi été observé auparavant par Gagnon et Payette (1985) et par Payette et Morneau (1993). Lors de la présente étude, nous avons fait le choix de dater la matière organique accumulée juste au-dessus de l'horizon de charbon plutôt que les fragments de

charbon parce que, au contraire de Payette et Morneau (1993), nous n'avons pas assumé que tous les fragments de charbon provenaient du dernier événement de feu. Ce choix a été fait en considérant que cela impliquerait une sous-estimation du temps écoulé depuis le dernier feu. Étant donnée l'ampleur de la sous-estimation encourue, qu'il nous était préalablement très difficile à évaluer, nous jugeons qu'il serait dorénavant préférable de dater directement les fragments de charbon, en prenant soins d'effectuer un certain nombre de répliqués. En effet, sans pour autant assumer que tous les fragments de charbon proviennent du dernier événement de feu, les répliqués minimiseraient la possibilité de dater des fragments de charbon provenant d'un événement de feu antérieur au dernier feu ayant eu lieu. De plus, une étude plus récente de Ohlson et Tryterud (2000) semble donner raison à Payette et Morneau (1993) puisqu'ils ont démontré par un brûlage dirigé, que la quantité de charbon produite par un seul feu est équivalente à la quantité totale de charbon habituellement retrouvée dans les sols forestiers. Bien qu'aucune étude n'aie tenté de décrire ce qu'il advenait du charbon déjà présent sur un site lorsque celui-ci est de nouveau incendié, Ohlson et Tryterud (2000) avance l'hypothèse selon laquelle chaque incendie peut brûler une proportion importante du charbon provenant des incendies ultérieurs. Nous croyons donc que la datation de quelques fragments, deux ou trois, sélectionnés parmi les plus gros et les plus près de la surface serait probablement une excellente alternative.

Étant donné les très petites quantités de carbone ainsi disponible pour les datations (quelques mg), l'utilisation de la méthode de datation ^{14}C par SMA (spectrométrie de masse par accélération) serait obligatoire. Un traitement rigoureux des fragments de charbon, afin d'éliminer toutes traces de contaminants (acides humiques et fulviques, radicales), serait aussi de mise. En effet, la bonne capacité d'adsorption des fragments de charbon (Zackrisson *et al.*, 1996) et le fait qu'ils constituent un micro-environnement de choix pour les radicales font en sorte qu'ils puissent facilement être contaminés. Cook *et al.* (1998) ont fait une synthèse et une critique de certains de ces traitements. Un

matériel très représentatif de l'époque où le feu a eu lieu serait donc daté, minimisant ainsi les risques de sous-estimation du temps écoulé depuis le dernier feu.

Bien que les datations au ^{14}C ne soit pas aussi précises que les datations obtenues à l'aide des méthodes dendrochronologiques, elles permettent d'avoir une idée de l'âge des forêts anciennes, ce qui était impossible avec les méthodes dendrochronologiques. L'application des recommandations mentionnées plus haut contribueraient à minimiser l'incertitude entourant l'âge de ces forêts anciennes. En portant le soin nécessaire au choix et au traitement du matériel à dater, nous croyons qu'il est possible de réduire l'intervalle de confiance associée à cette méthode de datation.

4.2 Statut des forêts anciennes et cycle des feux

Les forêts anciennes étudiées ne constituent pas des écosystèmes exempts de perturbations majeures. Toutes les forêts anciennes étudiées ont brûlé dans le passé et semblent s'inscrire dans le prolongement de la courbe exponentielle négative attendue pour une population statistique où le risque de brûler est indépendant du temps écoulé depuis le dernier feu. Il est donc vraisemblable que les sites aujourd'hui occupés par les forêts anciennes sont soumis au même régime de perturbations que le reste de la mosaïque où on retrouve un dépôt argileux ou organique. Ceci est soutenu par l'absence d'influence significative de la distance moyenne aux coupe-feu potentiels dans le modèle de survie, ce qui contraste avec les résultats obtenus par Larsen (1997) dans le nord de l'Alberta et ce, malgré des similitudes au niveau de la composition en espèces arborescentes et de la topographie. Nous croyons que cette discordance s'explique en partie par la plus faible variabilité rencontrée au niveau de la distance moyenne aux coupe-feu potentiels dans le nord de l'Abitibi.

Larsen (1997) a considéré trois grandes classes de *Mean Waterbreak Distance* (*MWD*) et les bornes de la classe où on retrouvait les plus faibles valeurs étaient 0 km et 2,99 km. En ce qui concerne la présente étude, 96,7% (29/30) des stations considérées dans l'analyse de survie auraient appartenu à cette classe de faibles *MWD* tandis que les 3,3% restant (1/30) auraient appartenu à la classe intermédiaire de *MWD* (3 km à 5,99 km). De plus, Larsen (1997) n'avait pas détecté de différence significative entre ces deux classes, seulement les classes extrêmes de *MWD* différaient, c'est à dire les classes de faibles *MWD* (0 km à 2,99 km) et de grands *MWD* (6 km à 17,99 km). Aucune des stations considérées dans notre analyse de survie n'aurait appartenu à cette dernière classe. Aussi, et à la différence de l'étude de Larsen (1997) nous avons considéré les tourbières en tant que coupe-feu potentiel. Cela est à notre avis justifié puisqu'elles ralentissent certainement la progression du feu, bien qu'elles puissent brûler occasionnellement en période de sécheresse (Wein, 1983). Une distribution plus homogène et resserrée des coupe-feu potentiels dans le territoire constitue donc une hypothèse pouvant expliquer l'absence d'influence significative de la distance moyenne aux coupe-feu potentiels dans le modèle de survie. Par contre, nous ne pouvons pas écarter la possibilité que les coupe-feu considérés dans cette étude ne soient pas assez efficaces et que leur influence soit négligeable dans des conditions telles que celles rencontrées lors des incendies forestiers sur ce territoire. Il y a en effet plusieurs sites auxquels sont associées de très faibles valeurs de distance moyenne aux coupe-feu potentiels qui ont brûlé il y a relativement peu de temps.

Le fait que nous ayons sous-estimé l'âge des forêts anciennes datées au ^{14}C crée un biais favorisant l'hypothèse principale selon laquelle ces forêts s'inscrivent dans le prolongement de la distribution exponentielle négative. Il semblerait que cette sous-estimation soit négligeable en ce qui a trait à l'analyse de survie que nous avons effectuée puisqu'une majoration de 200 ans de l'âge des forêts impliquées ne change pas les résultats de sorte que nous devrions changer nos conclusions (cette analyse n'est pas présentée ici puisqu'elle est

identique à celle déjà présentée, à l'exception de la majoration de 200 ans pour les quatre forêts anciennes impliquées). La distribution exponentielle négative décrit toujours de façon adéquate la courbe de survie.

Nous croyons donc que le risque de brûler est relativement homogène dans le territoire forestier sur dépôt argileux ou organique. Par contre, il est important de rappeler que notre échantillonnage était aléatoire et que nous ne recherchions pas nécessairement des sites particulièrement susceptibles d'être protégés des feux, avec de très faibles distances moyennes aux coupe-feu potentiels. À l'intérieur des aires brûlées récemment, il est commun de rencontrer des petits îlots forestiers résiduels. Il est légitime de se demander si ces sites sont localisés à des endroits leur conférant une protection quelconque et si ce sont les mêmes sites qui échappent au feu à chaque incendie. Notre étude ne répond pas à cette question et il est possible que ces sites soient sujet à un cycle des feux plus long si tel était le cas.

Nous avons obtenu une estimation du cycle des feux de 472 ans pour la portion forestière du territoire à l'étude sur dépôt argileux ou organique, et ce pour la période précédant 1850 A.D. Le très grand intervalle de confiance (I.C. 95% = [197, 1035]) associé à cette estimation est causé par la grande proportion de données censurées dans l'échantillon ayant servi à établir le modèle de survie. La datation au ^{14}C d'un plus grand nombre de ces sites permettrait de réduire cet intervalle de confiance. Ces résultats permettent tout de même de constater que le cycle des feux qui avait cours avant 1850 sur une grande proportion du territoire est relativement long et permettait une présence importante des forêts anciennes dans la mosaïque. Le cycle des feux de 472 ans ayant eu cours sur cette portion argileuse ou organique du territoire à l'étude est semblable à ce qui est rencontré dans les forêts tourbeuses de la Scandinavie (généralement plus de 400 ans, Hörnberg *et al.*, 1998) et au Labrador (500 ans, Foster, 1984). Le mauvais drainage et la grande quantité de tourbières

rencontrées sur ces plaines argileuses constituent certainement des raisons pour lesquelles le cycle des feux était relativement long.

4.3 Continuité forestière et biodiversité

Malgré une similitude au niveau de la périodicité des feux, et bien qu'il n'y ait à ce jour que très peu d'études ayant porté sur le sujet, les forêts anciennes d'Abitibi ne semble pas constituer des sites où on retrouve une biodiversité particulièrement élevée comme c'est le cas dans les forêts tourbeuses de la Scandinavie (Hörnberg *et al.*, 1998). En effet, Boudreault *et al.* (soumis) n'ont observé aucun lien entre le temps écoulé depuis le dernier feu et la diversité en espèce de lichens et de bryophytes. De plus, ils n'ont pas identifié d'espèce strictement inféodée aux forêts anciennes. Drapeau *et al.* (2001) ont obtenu des résultats similaires en ce qui concerne les oiseaux utilisateurs d'arbres morts. Comme en ce qui concerne notre étude, les études de Boudreault *et al.* (soumis) et de Drapeau *et al.* (2001) n'ont pas tenu compte des petits îlots forestiers résiduels; on ne connaît donc toujours pas leur importance au niveau de la biodiversité. Il est possible que ces îlots forestiers résiduels constituent des refuges où de longues continuités forestières permettraient l'accumulation, par immigration, d'un grand nombre d'espèces sans qu'aucune perturbation majeure ne vienne causer d'extinction, comme le proposeraient MacArthur et Wilson (1967) avec leur théorie de la biogéographie des îles. Toutefois, Ohlson *et al.* (1997) ont démontré que pour les forêts tourbeuses de Scandinavie, les caractéristiques architecturales, notamment l'abondance de bois mort, prévalent sur la continuité forestière en tant que déterminant de la biodiversité. Il semblerait qu'il n'y ait pas, dans les forêts anciennes du nord de l'Abitibi, une plus grande quantité d'arbres morts susceptibles d'être utilisés par les oiseaux nicheurs (Drapeau *et al.*, 2001). Il semblerait même que la diversité en micro-habitats pour les bryophytes terricoles diminue en relation avec le temps écoulé depuis le

dernier feu, à mesure que le phénomène de paludification s'accomplit (Boudreault *et al.*, soumis).

4.4 Conclusion

L'utilisation d'une méthode paléoécologique visant à dater le dernier événement de feu a permis de révéler qu'il n'est pas rare que les forêts du nord de l'Abitibi ne connaissent aucune perturbation majeure pendant de très longs intervalles de temps. En effet, la datation du dernier feu dans un nombre très limité de forêts anciennes choisies aléatoirement a démontré qu'il est courant que des forêts échappent au feu pendant plusieurs centaines d'années, parfois même pendant plus de mille ans. Ce laps de temps est amplement suffisant pour que s'installe une dynamique de perturbations secondaires de plus petites échelles. Actuellement en Abitibi, les pratiques sylvicoles s'appuient sur le mythe selon lequel la récurrence des feux est telle qu'elle justifie l'application presque exclusive de méthodes de coupes à blanc répétées à chaque 100 ans. Bergeron *et al.*, (1999) ont proposé des scénarios sylvicoles tenant mieux compte du régime des perturbations naturelles ayant cours en Abitibi et nous croyons que les résultats que nous avons obtenus constituent un argument supplémentaire supportant une telle démarche.

5- APPENDICE

Lors de cette étude, il s'est avéré nécessaire de développer une méthode paléoécologique permettant de dater le dernier feu qui a eu lieu sur le site d'échantillonnage. De plus, cette méthode devait être en mesure de dater d'éventuels événements de feu qui ont eu lieu il y a plus de 200 ans. En effet, cette méthode devait être complémentaire aux méthodes dendrochronologiques dont la portée est limitée. Comme les feux sont habituellement sévères en forêt boréale coniférienne nord-américaine (Johnson, 1992), une quantité détectable de charbon devrait pouvoir être retrouvée dans les sols. De plus, comme nous avons une grande quantité de sites à dater, il fallait développer une méthode rapide afin de localiser l'horizon de charbon correspondant au dernier feu.

Tableau III Décompte des fragments de charbon dans cinq répliquats de 1 cm³ pour un même niveau riche en charbon.

classe de taille des fragments de charbon (ϕ = longueur de l'axe le plus long)	répliquat #1	répliquat #2	répliquat #3	répliquat #4	répliquat #5
$\phi > 1640 \mu\text{m}$	4	0	0	0	0
$1640 \mu\text{m} > \phi > 1000 \mu\text{m}$	36	0	3	10	6
$1000 \mu\text{m} > \phi > 500 \mu\text{m}$	227	0	26	22	38
$500 \mu\text{m} > \phi > 120 \mu\text{m}$	présents	absent	présents	présents	présents

Nous avons tout d'abord entrepris de traiter un petit volume de sol, afin d'accélérer le traitement de l'échantillon. Nous avons donc commencé par des échantillons de 1 cm³. Afin de savoir si ce volume était suffisant, cinq répliquats provenant d'un niveau que nous savions riche en charbon (il était situé à la base du profil, à l'interface minéral-organique) ont été analysés. Les résultats illustrés dans le tableau III montrent que la distribution des fragments de charbon n'est pas assez uniforme pour qu'un si petit volume de sol soit traité et puisse être représentatif du niveau étudié. Le répliquat #2 montre clairement qu'il y a un risque de ne pas retrouver de charbon dans un échantillon de 1 cm³ provenant d'un niveau riche en charbon. La possibilité d'utiliser un petit volume de sol afin d'accélérer le traitement des échantillons a donc été laissée de côté.

Comme la distribution des fragments de charbon dans le sol semble être assez hétérogène, nous avons décidé de traiter un volume de sol beaucoup plus important. Toutefois, toujours dans le but d'obtenir une méthode rapide, permettant de traiter un grand nombre d'échantillons en peu de temps, nous avons vérifié s'il était possible de ne se servir que des plus gros fragments de charbon, retenus par un tamis de 2 mm. Pour qu'une telle méthode permette de répondre aux objectifs de l'étude, il faut que les fragments de charbon retenus

par le tamis de 2 mm soient présents dans tous les niveaux où le charbon est présent. Quatre profils de sol complets ont donc été analysés et des analyses stratigraphiques des fragments de charbon ont été faites pour différentes classes de tailles dans chacun de ceux-ci. Le but de cet exercice était de vérifier si la courbe des fragments de charbon plus gros que 2mm présente la même allure que la courbe de tous les fragments de charbon présents dans le profil de sol. Les figures 5.1 à 5.4 illustrent les résultats de ces analyses comparatives pour les fractions de taille située entre 1mm et 2mm, plus grande que 2mm ainsi que la somme des deux fractions. Fait à noter que la fraction de taille entre 500 μm et 1mm a aussi été considérée, mais seule la présence ou l'absence de fragments de charbon était notée. En aucun cas la présence de fragments de tailles situées entre 500 μm et 1mm n'a été observé lorsque qu'aucune des fractions plus grande n'était présente.

Ces résultats suggèrent que, lorsqu'un volume de sol relativement grand est traité (entre 15 et 50 cm^3) la présence de fragments de charbon retenus par un tamis de 2 mm est un bon indicateur permettant de localiser l'horizon de charbon correspondant au feu le plus récent. La masse des fragments de plus de 2 mm constitue en moyenne 65,8% (écart type, 23,8%) de la masse totale des fragments de plus de 1 mm. Aussi, dans les quatre profils étudiés, des fragments de charbon plus gros que 2 mm ont toujours été retrouvés si des fragments plus petits étaient présents.

De plus, la grande taille de ces fragments de charbon permet un triage rapide et donne la possibilité de quantifier objectivement leur abondance dans chaque niveau en les pesant. On suppose aussi qu'en raison de leur plus grande taille, les fragments les plus gros sont moins susceptibles de migrer verticalement dans le profil, ce qui est un avantage important puisque l'objectif de la méthode est de localiser la matière organique qui s'est accumulée juste au-dessus de l'horizon de charbon correspondant au dernier feu. Le lessivage par les eaux de pluie et les hausses du niveau de la nappe phréatique, constituant

respectivement des vecteurs de migration vers le bas et vers le haut, sont en effet plus susceptibles d'affecter les plus petits fragments de charbon; les gros fragments étant plus solidement "arrimés" à la matrice bryophytique.

6- Liste des références

- ARCHAMBAULT, S., et BERGERON, Y. 1992. A 802-year tree-ring chronology from the Quebec boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **22**: 674-682.
- ARSENEAULT, D., et PAYETTE, S. 1997. Landscape change following deforestation at the arctic tree line in Québec, Canada. *Ecology* **78**: 693-706.
- BERGERON, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscape on boreal forest fire regimes. *Ecology* **72**: 1980-1992.
- BERGERON, Y., et ARCHAMBAULT, S. 1993. Decrease of forest fires in Quebec's southern boreal zone and its relation to global warming since the end of the Little Ice Age. *The Holocene* **3**: 255-259.
- BERGERON, Y., GAUTHIER, S., KAFKA, V., LEFORT, P., et LESIEUR, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for a sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* **31**: 1-8.
- BERGERON, Y., HARVEY, B., LEDUC, A., et GAUTHIER, S. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand- and forest-level considerations. *Forestry Chronicle* **75**: 49-54.
- BESSIE, W.C., et JOHNSON, E.A. 1995. The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology* **76**: 747-762.
- BOUDREAULT, C., BERGERON, Y., GAUTHIER, S., et DRAPEAU, P. Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forests of Canada. *Soumis au Canadian Journal of Forestry*.
- BRADSHAW, R.H.W., et ZACKRISSON, O. 1990. A two thousand year history of a northern Swedish boreal stand. *Journal of Vegetation Science* **1**: 519-528.
- CAYFORD, J.H., et McRAE, D.J. 1983. The ecological role of fire in jack pine forests. *Dans The Role of Fire in Circumpolar Ecosystems. Éditeurs: R.W. Wein et D.A. MacLean. John Wiley & Sons Ltd. pp. 183-199.*
- CLARK, J.S. 1988. Particle motion and the theory of charcoal analysis: source area, transport, deposition, and sampling. *Quaternary Research* **30**: 67-80.

- COOK, G.T., DUGMORE, A.J., et SHORE, J.S. 1998. The influence of pretreatment on humic acid yield and ^{14}C age of Carex peat. *Radiocarbon* **40**: 21-27.
- DRAPEAU, P., NAPPI, A., GIROUX, J.F., LEDUC, A. et SAVARD, J.P. 2001. Distribution patterns of birds associated with coarse woody debris in natural and managed eastern boreal forests. *Dans Ecology and Management of Dead Wood in Western forests Éditeurs: B. Laudenslayer, and B. Valentine. Pacific Southwest Research Station, USDA, Forest Service.*
- ENVIRONMENT CANADA. 1993. Canadian climate normals 1961-90. Canadian climate program. Environment Canada. Atmospheric Environment Service, Downsview, Ontario.
- FOSTER, D.R. 1984. The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador. *Canadian Journal of Botany*, **61**: 2459-2471.
- GAGNON, R., et PAYETTE, S. 1985. Régression holocène du couvert coniférien à la limite des forêts (Québec nordique). *Canadian Journal of Botany* **63**: 1213-1225.
- GRONDIN, P. 1996. Écologie forestière: cadre bioclimatique de référence. *Dans Manuel de foresterie. Éditeurs: J. Bérard et M. Côté. Les Presses de l'Université Laval, Ste-Foy. pp.148-159.*
- HARPER K.A., BERGERON, Y., GAUTHIER, S., et DRAPEAU, P. nd. Structural development of black spruce forests following fire in Abitibi, Québec: A landscape scale investigation using fire reconstruction and forest inventory maps. Soumis à *Sylva Fennica*.
- HEINSELMAN, M.L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of northern North America. *Dans Forest succession. Concepts and applications. Éditeurs: D.C. West, H.H. Shugart et D.B. Botkin. Springer Verlag. pp. 375-405.*
- HÖRNBERG, G., ZACKRISSON, O., SEGERSTRÖM, U., SVENSSON, B.W., OHLSON, M., et BRADSHAW, R.H.W. 1998. Boreal swamp forests; Biodiversity "hotspots" in a impoverished forest landscape. *Bioscience* **48**: 795-802.
- HUNGERFORD, R.D., FRANDBEN, W.H., et RYAN, K.C. 1995. Ignition and burning characteristics of organic soils. *Dans Fire in wetlands: a management perspective. Éditeurs: S.I. Cerulean et R.T. Engstrom. Proceedings of the Tall Timbers Fire Ecology Conference, no. 19. Tallahassee, Fl. pp. 78-91.*

- JOHNSON, E.A. 1992. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press, New York.
- JOHNSON, E.A., et GUTSELL, S.L. 1994. Fire frequency models, methods and interpretations. *Advances in Ecological Research* **25**: 239-287.
- JOHNSON, E.A., et LARSEN, C.P.S. 1991. Climatically induced changes in fire frequency in the southern Canadian Rockies. *Ecology* **72**: 194-201.
- JOHNSON, E.A., MIYANISHI, K., et WEIR, J.M.H. 1995. Old-Growth, disturbances, and ecosystem management. *Canadian Journal of Botany* **73**: 918-926.
- KAPLAN, E.L., et MEIER, P. 1958. Nonparametric estimation from incomplete observations. *Journal of the American Statistical Association* **53**: 457-481.
- KARSTRÖM, M. 1992. The project One step ahead – a presentation. *Svensk Botanisk Tidskrift* **86**: 103-114.
- LAMB, H.H. 1982. Climate – present, past and future. Methuen, Scarborough.
- LARSEN, C.P.S. 1997. Spatial and temporal variations in boreal forest fire frequency in northern Alberta. *Journal of Biogeography*, **24**: 663-673.
- LAVOIE, M., LAROUCHE, A.C., et RICHARD P.J.H. 1995. Conditions du développement de la tourbière de Farnham, Québec. *Géographie physique et Quaternaire* **49**: 305-316.
- LAVOIE, C., et PAYETTE, S. 1994. Recent fluctuation of the lichen-spruce forest limit in subarctic Québec. *Journal of Ecology* **82**: 725-734.
- LÖFROTH, M. 1991. Våtmarkerna och deras betydelse. Statens Naturvårdverk. Rapport 3824. Résumé en anglais pp. 83-89), Solna.
- MacARTHUR, R.H., et WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- OHLSON, M., SÖDERSTRÖM, L., HÖRNBERG, G., ZACKRISSON, O., et HERMANSSON, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinant of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* **81**: 221-231.
- OHLSON, M., et TRYTERUD, E. 2000. Interpretation of the charcoal record in forest soils: forest fires and their production and deposition of macroscopic charcoal. *The Holocene* **10**: 519-525.

- PAYETTE, S., et MORNEAU, C. 1993. Holocene relict woodlands at the eastern canadian treeline. *Quaternary Research* **39**: 84-89.
- ROBITAILLE, A., et SAUCIER, J.P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec, Ste-Foy, Québec. 213 p.
- ROWE, J.S. 1972. Forest regions of Canada. Service canadien des forêts, publication no. 1300.
- SEGERSTRÖM, U. 1997. Long-term dynamics of vegetation and disturbance of a southern boreal spruce swamp forest. *Journal of Vegetation Science* **8**: 295-306.
- SHORE, J.S., BARTLEY, D.D., et HARKNESS, D.D. 1995. Problems encountered with the ¹⁴C dating of peat. *Quaternary Science Reviews* **14**: 373-383.
- SIROIS, L. 1995. Initial phase of postfire forest regeneration in two lichen woodlands of northern québec. *Ecoscience* **2**: 177-183.
- SIROIS, L. et PAYETTE, S. 1989. Postfire black spruce establishment in subarctic and boreal Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **19**: 1571-1580.
- STUIVER, M., REIMER, P.J., BARD, E., BECK, J.W, BURR, G.S., HUGHEN, K.A., KROMER, B., McCORMAC, G., VAN DER PLICHT, J., et SPURK, M. 1998. Intcal98 radiocarbon age calibration. *Radiocarbon* **40**: 1041-1083.
- TALMA, A.S., et VOGEL, J.C. 1993. A simplified approach to calibrating C14 dates. *Radiocarbon* **35**: 317-322.
- VAN WAGNER, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Can. For. Res.* **8**: 220-227.
- VIERECK, L.A. 1983. The effect of fire in black spruce ecosystems of Alaska and northern Canada. *Dans The Role of Fire in Circumpolar Ecosystems. Éditeurs: R.W. Wein et D.A. MacLean. John Wiley & Sons Ltd. pp. 201-220.*
- VINCENT, J.S., HARDY, L. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géographie physique et Quaternaire* **31**: 357-372.

- WARDENAAR, E.P.C. 1987. A new hand tool for cutting peat profiles. *Canadian Journal of Botany* **65**: 1772-1773.
- WEIN, R.W. 1983. Fire behaviour and ecological effects in organic terrain. *Dans The Role of Fire in Circumpolar Ecosystems. Éditeurs: R.W. Wein et D.A. MacLean.* John Wiley & Sons Ltd. pp. 81-95.
- WHITNEY, G.G. 1987. Some reflections on the value of old-growth forests, scientific and otherwise. *Natural Areas Journal* **7**: 92-99.
- WOODGATE, P.W., PEEL, B.D., CORAM, J.E., FARRELL, S.J., RITMAN, K.T., et LEWIS, A. 1996. Old-growth forest studies in Victoria, Australia: Concepts and principles. *Forest Ecology and Management* **85**, 79-94.
- ZACKRISSON, O. 1977. Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. *Oikos* **29**: 22-32.
- ZACKRISSON, O., NILSSON, M.C., et WARDLE, D.A. 1996. Key ecological function of charcoal from wildlife in the boreal forest. *Oikos* **77**: 10-19.

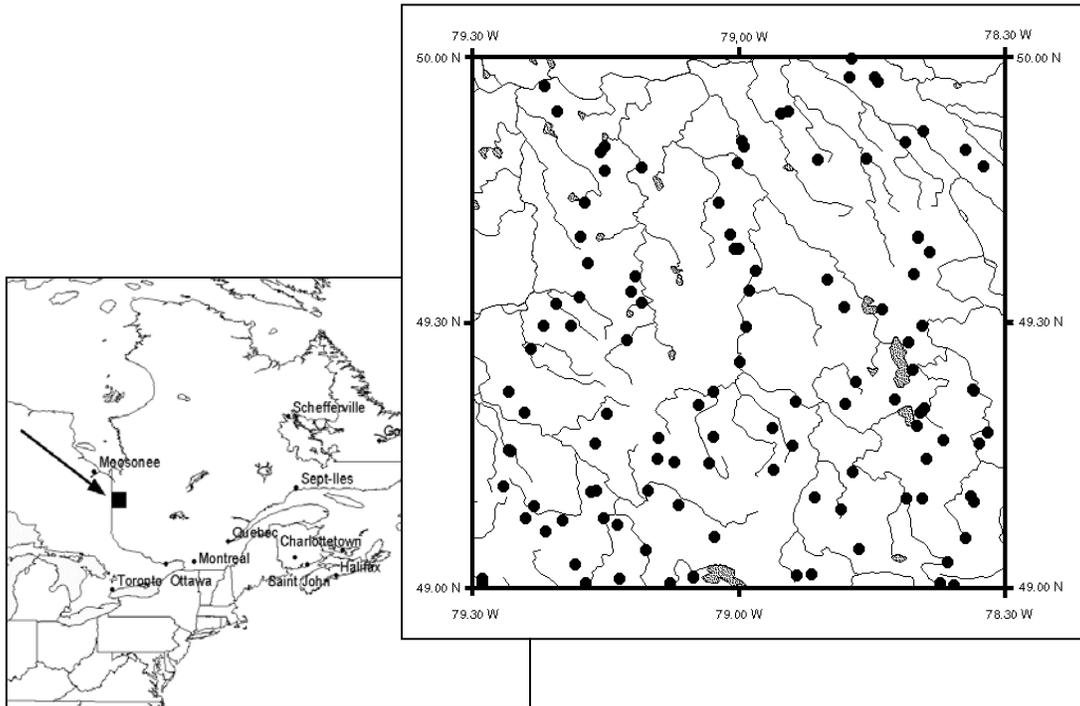


Figure 2.1 Territoire à l'étude (les points représentent les 118 stations d'échantillonnage)

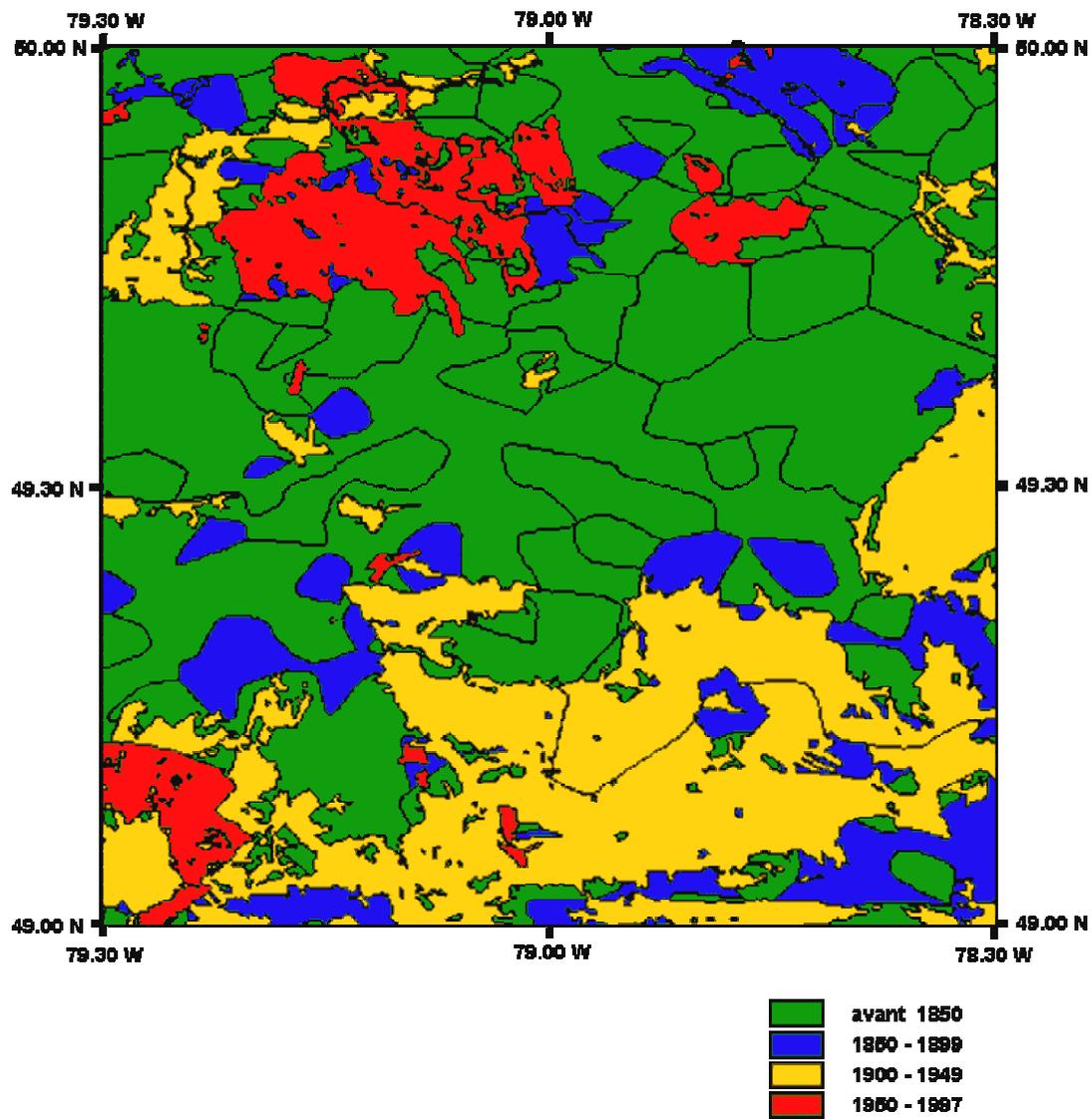


Figure 2.2 Carte illustrant l'année du dernier feu dans le territoire à l'étude (les lignes noires représentent les frontières des surfaces brûlées une même année)

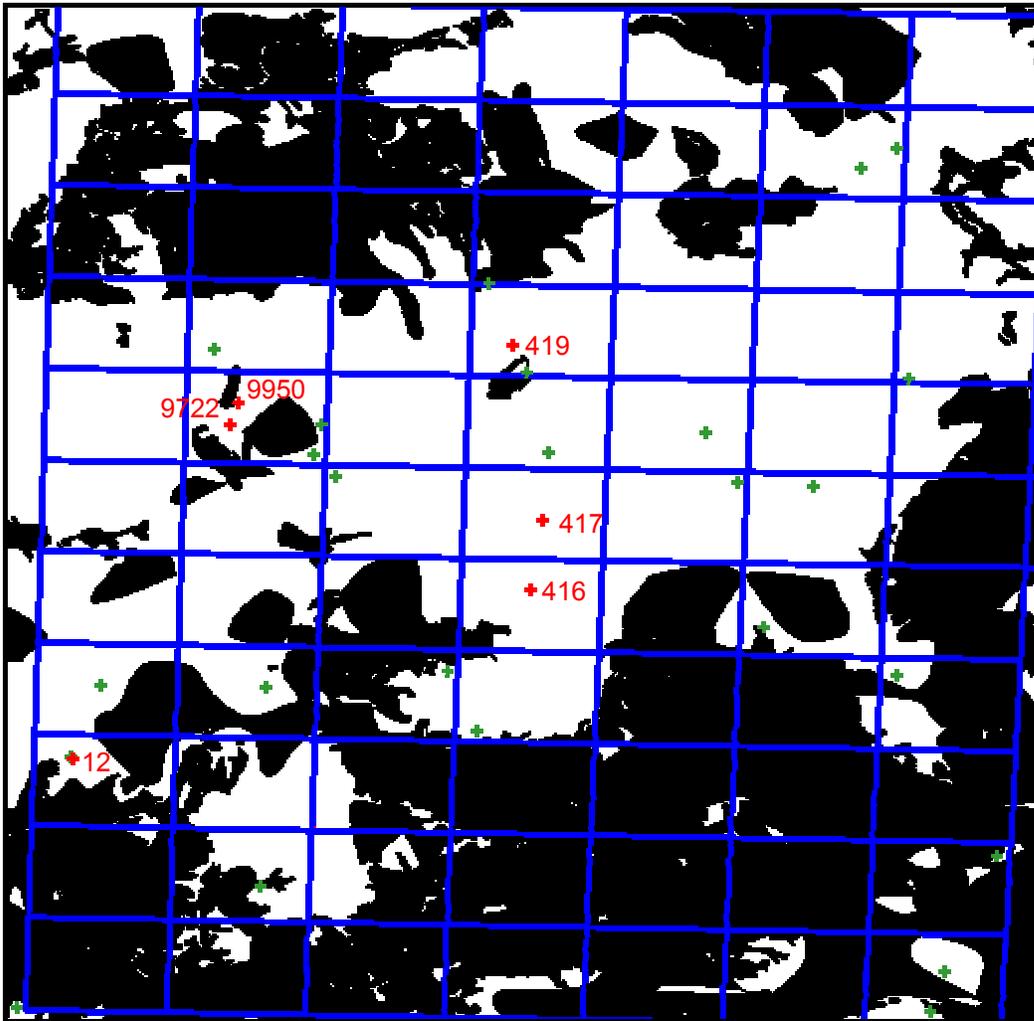


Figure 2.3 Territoire à l'étude (en blanc, correspondant au territoire n'ayant pas brûlé depuis 1850 A.D.) et position des stations d'échantillonnage. Les stations indiquées par un + (en rouge) ont été datées au ^{14}C tandis que celles indiquées par un + (en vert) correspondent au reste des stations utilisées dans l'analyse de survie.

Tableau I Résultats des analyses anthracologiques

Site	Nombre de profils analysés	Année du dernier feu (préalablement déterminée à l'aide de la dendrochronologie)	Profondeur moyenne de l'horizon de charbon (cm)	Erreur type (cm)
DC1976	3	1976	0.0	0
220	3	1962	6.0	0.67
9706	3	1953	6.3	0.38
76B	3	1909	10.3	1.26
9705	3	1906	17.7	1.35
70	3	1880	24.0	1.20
420	3	1871	11.0	0.33
9723	3	1862	15.0	2.40
9726	3	1834	21.3	1.64
71	3	1818	34.0	2.19
21	3	1799	34.7	0.51
12	3	< 1780 (ancienne)	14.3	1.39
419	2*	< 1701 (ancienne)	25.5	4.60
416	3	< 1789 (ancienne)	38.0	3.71
9722	2*	< 1785 (ancienne)	34.0	0.71
9950	2*	? (ancienne)	36.5	1.06
417	2*	< 1772 (ancienne)	34.5	8.84

* Pour un profil dans chacun de ces sites, l'horizon de charbon n'a pas été atteint, ni l'horizon minéral. Il est impossible de conclure à une absence totale de charbon.

Tableau II Résultats des datations au ¹⁴C

Site	profil	# échantillon (Beta Analytic Inc)	Date ¹⁴ C conventionnelle (non-calibrée) l'erreur associée correspond à un écart-type	Date calibrée ¹ (exprimée en années AD, à moins d'avis contraire, intervalle de confiance 2σ)	Date utilisée dans les calculs ³
12	a	Beta-139618	moderne	post-1950	1779 (date dendro)
12	b	Beta-139619	moderne	post-1950	1779 (date dendro)
12	c	Beta-139620	moderne	post-1950	1779 (date dendro)
416	a	Beta-139621	430 ± 70 BP	[1405, 1640]	1445
419	b	Beta-139624	70 ± 60 BP	[1670, 1780] et [1795, 1955] ²	1700 ⁴
419	c	Beta-139625	20 ± 70 BP	[1680, 1745] et [1805, 1935] et [1945, 1955] ²	1700 ⁴
9722	a	Beta-139626	560 ± 70 BP	[1290, 1450]	1405
9950	a	Beta-139627	1270 ± 60 BP	[655, 890]	773 ⁵
9950	c	Beta-139628	680 ± 60 BP	[1250, 1405]	1295
417	a	Beta-139629	1950 ± 60 BP	[BC 60, 215]	60 ⁵
417	b	Beta-139630	1150 ± 60 BP	[720, 1005]	890

¹ La base de donnée utilisée est INTCAL98 (Stuiver *et al.*, 1998)

² Les intervalles multiples sont possibles en raison des oscillations de la courbe de calibration

³ Intersection de la courbe de calibration au niveau de la date ¹⁴C (BP)

⁴ Les données provenant des analyses dendrochronologiques réfutaient la possibilité des intervalles les plus récents

⁵ Un examen *a posteriori* du profil a suggéré la possibilité d'avoir daté un niveau inférieur à l'horizon de charbon, le résultat n'a donc pas été considéré

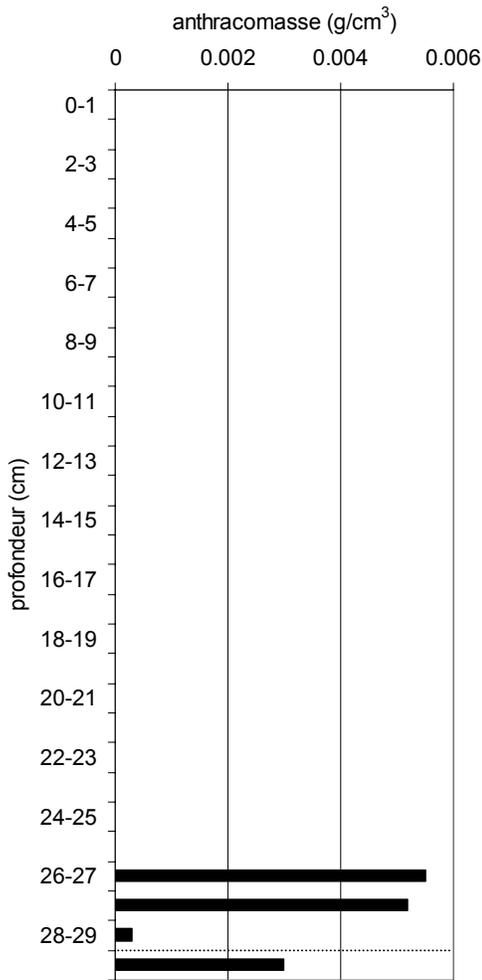


Figure 3.1a Profil anthracologique pour le site 416-a (forêt ancienne)

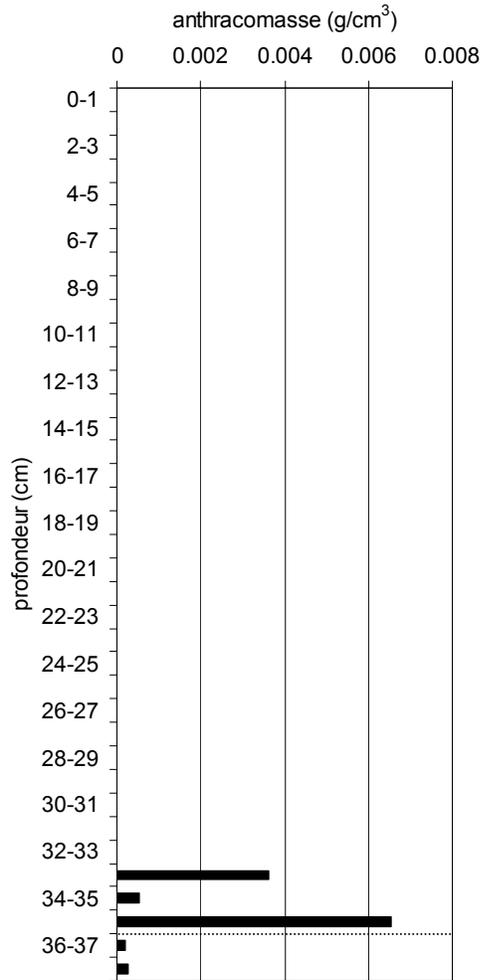


Figure 3.1b Profil anthracologique pour le site 9722-a (forêt ancienne)

Figure 3.1 Profils anthracologiques représentatifs de ceux rencontrés dans les forêts anciennes du nord de l'Abitibi
(la ligne pointillée représente l'interface minéral-organique)

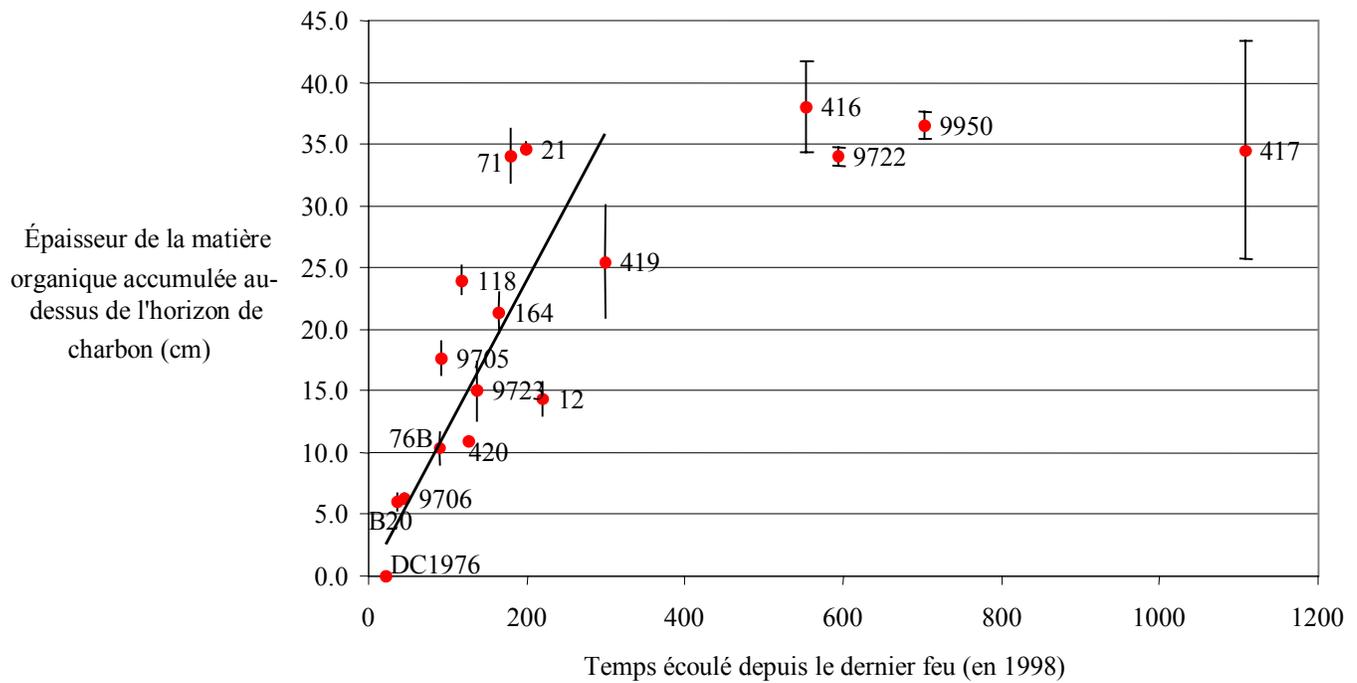


Figure 3.2 Épaisseur de la matière organique accumulée au-dessus de l'horizon de charbon en fonction du temps écoulé depuis le dernier feu (Les barres d'erreur représentent l'erreur type et les numéros identifient chaque site)

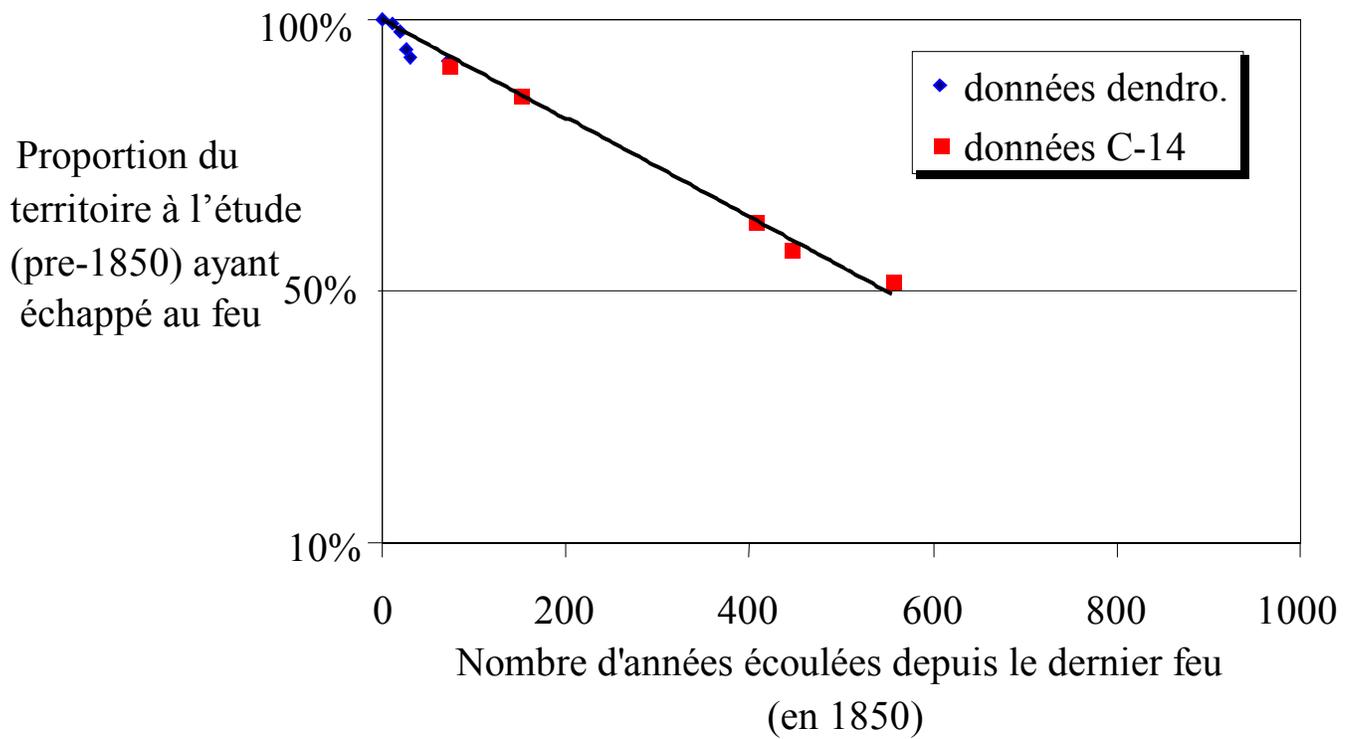


Figure 3.3 Courbe de survie cumulative (pre-1850) pour la portion du territoire avec dépôt argileux ou organique

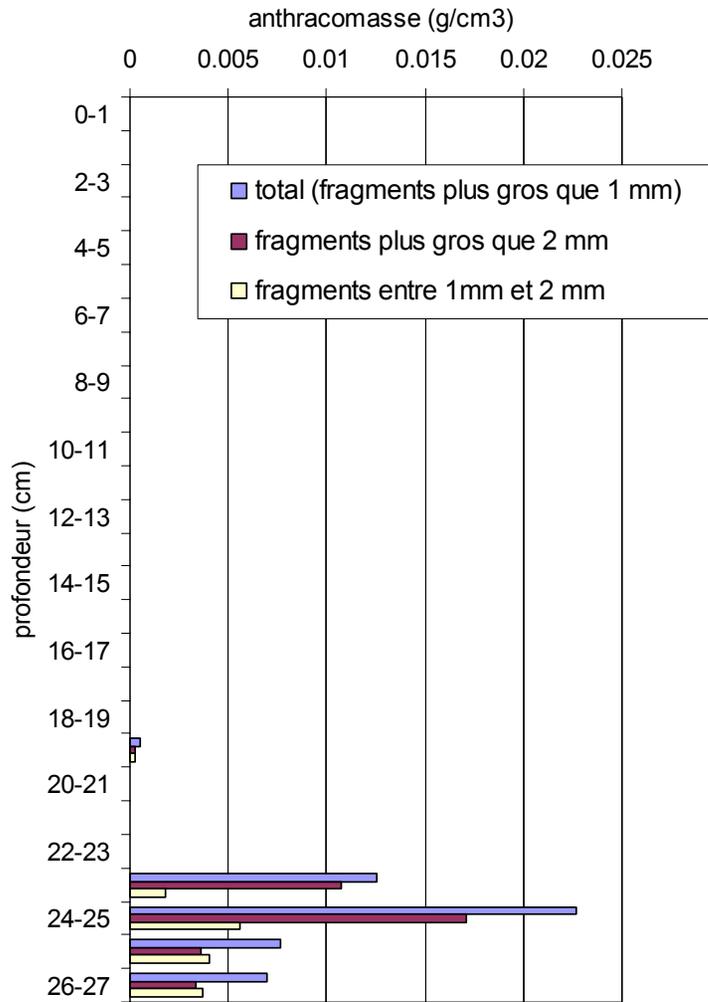


Figure 5.1 Comparaison de l'abondance des fragments de charbon de différentes tailles (profil 9723a, site brûlé en 1862)

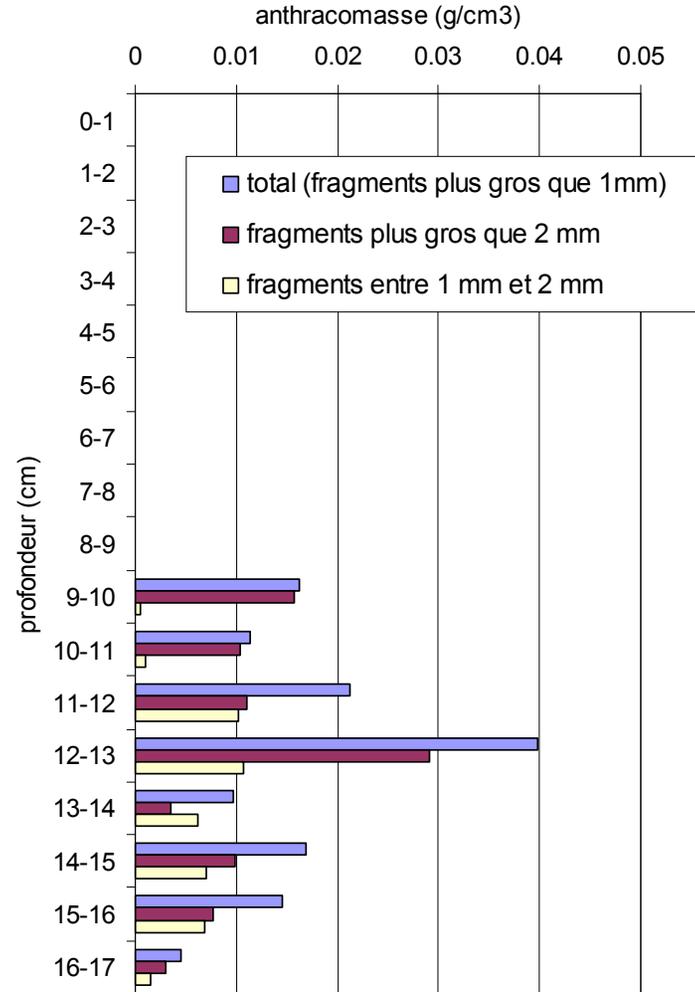


Figure 5.2 Comparaison de l'abondance des fragments de charbon de différentes tailles (profil 9723c, site brûlé en 1862)

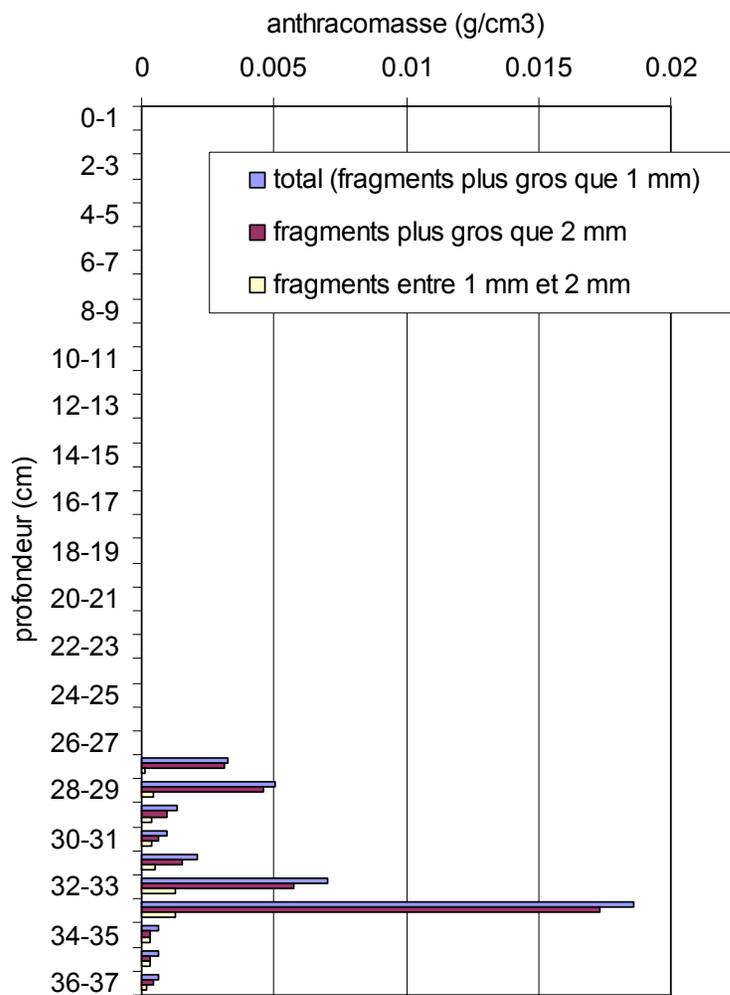


Figure 5.3 Comparaison de l'abondance des fragments de charbon de différentes tailles (profil 9726, site brûlé en 1834)

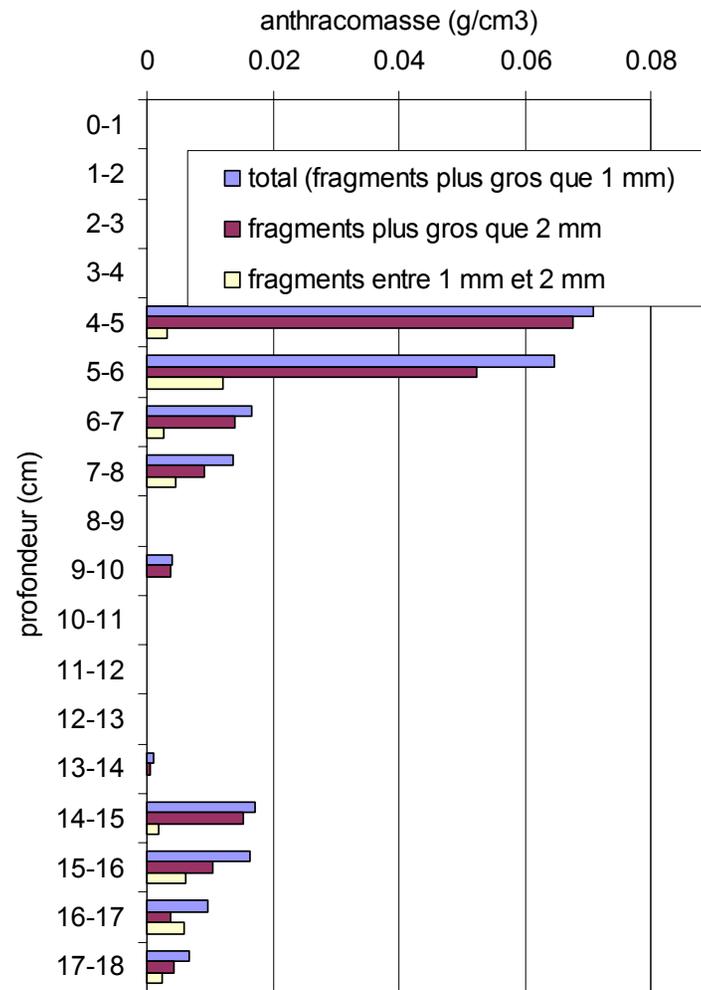


Figure 5.4 Comparaison de l'abondance des fragments de charbon de différentes tailles (profil B20, site brûlé en 1962)