



uOttawa

L'Université canadienne
Canada's university

FACULTÉ DES ÉTUDES SUPÉRIEURES
ET POSTDOCTORALES



FACULTY OF GRADUATE AND
POSTDOCTORAL STUDIES

Annick Doucet

AUTEUR DE LA THÈSE / AUTHOR OF THESIS

M.Sc. (Géographie)

GRADE / DEGREE

Département de géographie

FACULTÉ, ÉCOLE, DÉPARTEMENT / FACULTY, SCHOOL, DEPARTMENT

Origine du drainage rocheux acide dans la région d'Eagle Plains, Territoire du Yukon (Canada) et son impact sur les épinettes noires (Picea mariana (Mill.))

TITRE DE LA THÈSE / TITLE OF THESIS

Bernard Lauriol

DIRECTEUR (DIRECTRICE) DE LA THÈSE / THESIS SUPERVISOR

Ian Clarke

CO-DIRECTEUR (CO-DIRECTRICE) DE LA THÈSE / THESIS CO-SUPERVISOR

EXAMINATEURS (EXAMINATRICES) DE LA THÈSE / THESIS EXAMINERS

Danielle Fortin

Konrad Gajewski

Gary W. Slater

Le Doyen de la Faculté des études supérieures et postdoctorales / Dean of the Faculty of Graduate and Postdoctoral Studies

**Origine du drainage rocheux acide dans la région d'Eagle Plains,
Territoire du Yukon (Canada) et son impact sur
les épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.))**

Annick Doucet

Thèse présentée à la Faculté des Études Supérieures
de l'Université d'Ottawa pour l'obtention du grade de maître ès science
(M. Sc. Géographie)

Département de Géographie
Université d'Ottawa



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file *Votre référence*
ISBN: 978-0-494-49192-8
Our file *Notre référence*
ISBN: 978-0-494-49192-8

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

Résumé

La construction de la Dempster Highway, une route de gravier de 736 km située au nord du Territoire du Yukon, est soupçonnée d'avoir amplifié l'initiation de drainage rocheux acide dans la région d'Eagle Plains. Dans cette étude, le potentiel spatio-temporel de la dendrogéochimie pour retracer les impacts de l'acidité sur les épinettes noires a été testé et des méthodes géochimiques ont été utilisées pour examiner l'origine et les processus d'évolution du drainage rocheux acide.

Les résultats dendrogéochimiques suggèrent que la construction de la Dempster Highway dans les années 1970 n'a pas initié le drainage rocheux acide dans la région d'Eagle Plains puisqu'une importante concentration de métaux traces et lourds ont été enregistrés dès les années 1940 comparativement à celle d'un site de contrôle. Par contre, la hausse, dans les années 1970, de la concentration de plusieurs métaux des arbres de la zone acidifiée suggère que la construction de la route a intensifié la production d'acidité en exposant des schistes contenant de la pyrite à la surface.

Le ruisseau acidifié provenant de l'aire excavée lors de la construction de la route présente des valeurs de pH de 3.1 ± 0.3 et une concentration d'ions solubles plusieurs fois plus élevée que celle de l'eau de surface provenant d'un site de contrôle voisin. Les ions de la fonte de la couche active présentent un profil géochimique similaire aux concentrations légèrement plus faibles que celles du ruisseau acidifié. La concentration des ions solubles du ruisseau acidifié et celle de la couche active en fonction des sulfates suivent graphiquement une pente similaire, ce qui suggère un recyclage de leurs ions. Cette étude propose que suite à l'initiation du drainage rocheux acide, le gel-dégel saisonnier de la couche active ait joué un rôle important dans le maintien de l'acidité du ruisseau en recyclant l'acidité et les ions solubles. Lors du gel automnal de la couche active, les minéraux sulfurés seraient précipités, ce qui produirait l'entreposage d'une quantité importante de H^+ dans la couche active. Lors du dégel printanier, cette acidité serait relâchée, entraînant ainsi la dissolution des argiles et minéraux aluminosilicatés. Les produits relâchés par le drainage rocheux acide en plus de perturber la qualité des eaux, ont un impact négatif sur l'écosystème sensible de l'Arctique. La végétation entourant le ruisseau acidifié présente des signes de détérioration importants, une mortalité accrue et des secteurs sans végétation. Cette absence de végétation a affecté la profondeur de la fonte saisonnière de la couche active en augmentant celle-ci de plus du double, comparativement à celle du site de contrôle voisin.

Abstract

The construction of the Dempster Highway, a 736 km long gravel road located in the northern Yukon Territory, is believed to have initiated acid rock drainage nearby Eagle Plains. In this study, the spatio-temporal potential of dendrogeochemistry to understand the impacts of acidity on black spruce is tested and geochemical methods are used to examine the origin of acid rock drainage.

The dendrogeochemical results suggest that the construction of the Dempster Highway in the 1970's did not initiate acid rock drainage near Eagle Plains, since elevated concentrations of trace and heavy metals were recorded in the 1940's, comparatively to the control site. However, in the acidified zone, there is an increase in trace metals in the 1970's, suggesting that the construction of the road amplified the release of acidity by exposing fresh pyrite-rich shale to the surface.

The acidified stream, which originates from the excavated area, has a pH value averaging 3.1 ± 0.3 and a solute concentration several orders of magnitude greater than the surface water collected from the adjacent control site. Active layer soluble ions are also characterized by a similar geochemical trend, although their concentration is slightly less. The plot of solute concentrations of the acidified stream and active layer soluble ions versus sulfates give similar slopes, suggesting a recycling of solutes. It is proposed that, after acid rock drainage was initiated, the effect of seasonal freeze-thaw of the active layer played an important role in maintaining and recycling the acidity in the stream. During the freeze-back of the active layer, Fe sulfate minerals would precipitate, thus producing a large amount of H^+ that would be stored in the active layer. During the thaw season, this acidity would be released, thus enhancing further dissolution of clays and alumino-silicate minerals.

The release of these contaminants by acid rock drainage, not only causes a perturbation of the water quality, but has a negative impact on the sensitive nearby Arctic ecosystem. The vegetation surrounding the acidified stream shows important signs of deterioration, a higher rate of mortality and zones without vegetation. This absence of vegetation has an impact on the depth of seasonal thaw by increasing the depth by twice compared to the adjacent control site.

Remerciements

Je désire remercier chaleureusement mes directeurs de recherche, le Dr. B. Lauriol et le Dr. I.D. Clark, pour leurs encouragements, leur patience et leur encadrement tout au long de cette recherche. J'aimerais aussi remercier les membres de mon comité, le Dr. K. Gajewski et le Dr. D. Fortin, ainsi que le Dr. D. Lacelle, Dr. C. Bégin, J. Marion et J. Bjornson pour leurs judicieux conseils fournis à un moment ou à un autre de mon projet. Encore une fois merci au Dr. B. Lauriol et au Dr. D. Lacelle ainsi qu'à Simon et Emmanuelle qui m'ont aidé, à la sueur de leur front, à réaliser l'échantillonnage sur le terrain!

Je remercie également J. Bjornson du laboratoire de géographie physique de l'Université d'Ottawa, P. Middlestead, W. Abdy et G. St-Jean du G.G. Hatch laboratory, Stéphane Prémont responsable des laboratoires de l'Institut national de recherche scientifique, Centre eau, terre et environnement (INRS-ETE) ainsi que M. Alewany (ICP-AES) et J. Hartree (XRD, XRF) pour leur assistance en laboratoire.

J'aimerais aussi remercier tous mes amis et les membres de ma famille qui ont su me soutenir durant ces deux années, particulièrement les Genevièves ainsi que Laurie et Mélanie!

Je remercie finalement le soutien financier qui me fut accordé durant ces deux années par l'Université d'Ottawa, le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT), le Programme de formation scientifique dans le Nord (PFSN) ainsi qu'au support financier accordé au Dr. B. Lauriol et au Dr. I.D. Clark par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG).

Table des Matières

RÉSUMÉ	II
ABSTRACT	III
REMERCIEMENTS	IV
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES FIGURES	VII
LISTE DES TABLEAUX	IX
INTRODUCTION	1
1.1. OBJECTIFS	1
1.2. DRAINAGE ROCHEUX ACIDE	2
1.2.1. Oxydation chimique	3
1.2.2. Oxydation biologique	4
1.2.3. Impacts du drainage rocheux acide.....	5
1.2.4. Drainage rocheux acide au Territoire du Yukon.....	8
1.3. DENDROGÉOCHIMIE	10
1.3.1. Dendrogéochimie et drainage rocheux acide	12
RÉGION D'ÉTUDE.....	14
2.1. GÉOLOGIE, CLIMAT ET GLACIATION DE LA RÉGION EAGLE PLAINS	14
2.2. DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE	17
2.3. CHOIX DU SITE D'ÉTUDE.....	22
MÉTHODOLOGIE	23
3.1. ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSE DE LA VÉGÉTATION.....	23
3.1.1. Dendrochronologie.....	24
3.1.2. Dendrogéochimie.....	25
3.1.3. Accroissement de la surface terrière	26
3.1.4. Pourcentage du couvert végétal	27
3.2. ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSE DES EAUX.....	28
3.2.1. Géochimie des eaux	28
3.2.2. pH et température des eaux	29
3.2.3. Précipitation des sulfates.....	29
3.3. SUBSTRATUM ET SÉDIMENTS DE SURFACE.....	30
3.3.1. pH du sol.....	31
3.3.2. Matières organiques et carbonates	31
3.3.3. Granulométrie	32
3.3.4. Diffraction et fluorescence au rayon-X.....	32
3.3.5. Sulfate de la jarosite	32
3.3.6. Températures et profondeur de la couche active	33
RÉSULTATS DES ANALYSES.....	34
4.1. ANALYSE DE LA VÉGÉTATION	34
4.1.1. Dendrochronologie.....	34
4.1.2. Dendrogéochimie.....	36
4.1.3. Accroissement de la surface terrière	37
4.1.4. Pourcentage du couvert végétal	41
4.1.5. En bref	41

4.2. ANALYSE DES EAUX.....	44
4.2.1. Composition géochimique des eaux.....	44
4.2.2. Composition géochimique l'eau provenant de la couche active.....	48
4.2.3. En bref	48
4.3. ANALYSE DU SUBSTRATUM ET DES SÉDIMENTS DE SURFACE.....	52
4.3.1. Composition minéralogique des roches.....	52
4.3.2. Sédiments de surface	52
4.3.2.1. <i>Granulométrie, matières organiques et carbonates</i>	52
4.3.2.2. <i>pH et géochimie</i>	56
4.3.2.3. <i>Température et profondeur de la couche active</i>	58
4.3.3. En bref	60
RELATION ENTRE LE DRAINAGE ROCHEUX ACIDE ET LA DENDROGÉOCHIMIE.....	61
5.1. INTERPRÉTATION DES DONNÉES BRUTES DE DENDROGÉOCHIMIE	61
5.1.1. Distribution et origine des isotopiques du plomb.....	61
5.1.2. Distribution et origine des métaux traces	62
5.1.3. Distribution et origine des métaux lourds	63
5.2. INTERPRÉTATION DES DONNÉES NORMALISÉES DE DENDROGÉOCHIMIE	64
5.2.1. Distribution temporelle	65
5.2.2. Indicateur de la distribution spatiale	69
5.2.3. Synthèse du potentiel de la dendrogéochimie en tant que traceur du DRA.....	69
ORIGINE ET DÉVELOPPEMENT DU DRAINAGE ROCHEUX ACIDE À EAGLE PLAINS	71
6.1. ORIGINE DES EAUX ACIDES ET DU SOUFRE.....	71
6.2. SIMULATIONS DE L'OXYDATION DE LA PYRITE ET GÉOCHIMIE DES EAUX ACIDIFIÉES	72
6.3. DESCRIPTION DES PROCESSUS D'OXYDATION ABIOTIQUE DE LA PYRITE	79
CONSÉQUENCES ENVIRONNEMENTALES DU DRAINAGE ROCHEUX ACIDE	81
BIBLIOGRAPHIE	84

Liste des Figures

Figure 1.	Impacts majeurs du DRA sur un système lotique (Gray 1997).....	6
Figure 2.	Impacts de la sédimentation causés par le DRA sur un système lotique (Gray 1997).....	7
Figure 3.	Carte du Territoire du Yukon indiquant la limite de l'inlandsis Laurentidien et le site d'étude d'Eagle Plains.	15
Figure 4.	Géologie de la région d'Eagle Plains d'après Dixon (1992).	15
Figure 5.	Exemple d'un glissement de terrain ayant engendré du DRA le long de la rivière Eagle en 2005.	16
Figure 6.	Carte présentant les sites d'étude (site DRA, site CTL, site REF et transect de transition), l'aire excavée lors de la construction de la route, la position des enregistreurs de température (HOBO) ainsi que la position des points d'échantillonnage de la couche active.	17
Figure 7.	Photographies aériennes du site d'étude où des signes de dépérissement relié au DRA sont présentet s'accroissent légèrement de 1967 à 1996.	19
Figure 8.	Aire excavée lors de la construction de la route: A) aire excavée près de la route; B) zone connexe au site d'étude (site DRA) montrant par sa couleur rougeâtre l'oxydation de la roche.	19
Figure 9.	Exemples de dépérissement des épinettes noires poussant au site DRA.	20
Figure 10.	Sol acidifié au site DRA présentant une couleur rougeâtre et une détérioration de son couvert végétal (zone morte)	21
Figure 11.	Arbres au site CTL représentatifs des forêts nordiques en présence de pergélisol et ne montrant que peu de signes de dépérissement ainsi qu'un sous-bois fourni.....	21
Figure 12.	Installation des enregistreurs de température de l'air et des sédiments de surface (HOBO) au site CTL.....	33
Figure 13.	Série de référence Eagle Plains réalisée à partir de la normalisation des arbres ($n = 28$) échantillonnés au site REF. La ligne pointillée représente le nombre d'échantillons composants la série de référence en fonction de l'année.	35
Figure 14.	Comparaison entre la série de référence Eagle Plains et la série de référence « Monts Richardson » de Szeicz et al. (1992).	35
Figure 15.	Comparaison entre la série de référence Eagle Plains du site REF et la croissance normalisée des arbres du site DRA et CTL.	35
Figure 16.	Distribution spatiale de l'année de la mort des arbres ou de celui de leur échantillonnage (2004) au site DRA. Deux arbres sont morts avant 1975. Celui au centre de la pente est mort en 1974 et celui au bas de la pente en 1962.	36
Figure 17.	Résultats dendrogéochimiques des ratios isotopiques du plomb ($^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ et $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$) pour les sites REF, DRA-acide et DRA-intermédiaire. Les lignes perpendiculaires aux courbes représentent l'erreur moyenne.	38
Figure 18.	Résultats dendrogéochimiques de la concentration des métaux traces (Ni, Cu, Zn, As, Sr, Cd, Pb) pour les sites REF, DRA-acide et DRA-intermédiaire. Les lignes perpendiculaires aux courbes représentent l'erreur moyenne.	39
Figure 19.	Résultats dendrogéochimiques de la concentration des métaux lourds (Al, Fe, Mn, Na, Ca, K, Mg, S) pour les sites REF et DRA-acide. Les lignes perpendiculaires aux courbes représentent l'erreur moyenne.	40
Figure 20.	Résultats de l'accroissement de la surface terrière (AST) pour les neuf arbres analysés par la dendrogéochimie aux sites DRA-acide, DRA-intermédiaire et REF.....	42
Figure 21.	Distribution spatiale du pourcentage de couvert végétal présent au site DRA. La carte a été réalisée par interpolation du pourcentage du couvert végétal à chacun des points d'échantillonnage à l'aide de l'algorithme IDW (Inverse Distance Weighted) en ArcGIS.....	43
Figure 22.	Concentration des cations S, Ca, Fe, Mg, Na et Zn des eaux du ruisseau principal et secondaire drainant le site DRA collectées en mai 2005 et juillet 2004.	47
Figure 23.	Distribution verticale (selon des intervalles de 5 cm de profondeur) de la concentration des ions Mg, Al, Ca et SO_4 pour trois points d'échantillonnage de la couche active au site DRA.....	49

Figure 24. Textures présentes aux sites DRA et CTL selon la distribution du pourcentage de la taille des particules d'argile, de limon et de sable.	53
Figure 25. Relation linéaire positive entre le pourcentage d'argiles et le pourcentage de matières organiques aux sites DRA et CTL.....	56
Figure 26. Concentration de Sr, Pb, Ni, Fe, Al et pH des sédiments de surface du site DRA en fonction de la distance entre le point d'échantillonnage et l'aire excavée.	57
Figure 27. Les températures de l'air (80 cm au-dessus du sol) et des sédiments de surface (20 cm dans le sol) notées par les enregistreurs de température (HOBO) aux sites DRA et CTL.	58
Figure 28. Profondeur de la couche active aux sites DRA et CTL selon la distance avec l'aire excavée lors de la construction de la Dempster Highway.	59
Figure 29. Profondeur de la couche active au site DRA le long du transect transversal selon la distance avec le ruisseau principal drainant le site DRA.	59
Figure 30. Accroissement moyen de la surface terrière (cm ²) pour les sites DRA-acide, DRA-intermédiaire et REF.	64
Figure 31. Ratios isotopiques du plomb normalisés en fonction de l'accroissement de la surface terrière (R ² > 0.6) de chaque arbre analysé aux sites DRA-acide, DRA-intermédiaire et REF.	67
Figure 32. Concentrations du zinc (métal trace) normalisées en fonction de l'accroissement de la surface terrière (R ² > 0.6) de chaque arbre analysé aux sites DRA-acide, DRA-intermédiaire et REF.	67
Figure 33. Concentrations des métaux lourds (Ca, K, Mg, Na, S, Mn) normalisées en fonction de l'accroissement de la surface terrière (R ² > 0.6) pour deux arbres analysés au site DRA-acide et REF.....	68
Figure 34. Résultats du δ ³⁴ S obtenus à partir de l'analyse de six échantillons d'eau provenant du site DRA.	72
Figure 35. Concentrations du calcium et du fer versus les sulfates au site DRA (ruisseau principal, ruisseau secondaire et eaux de la fonte de la glace de la couche active) ainsi que celles des simulations réalisées avec le programme PHREEQC.....	77
Figure 36. Concentrations de Al, Fe, Na, Ca, Mg et Zn versus les concentrations de SO ₄ pour les eaux des ruisseaux et de la fonte de la couche active du site DRA.....	77
Figure 37. Fraction de l'eau résiduelle suite à la précipitation des minéraux sulfurés pouvant être présents sur le site DRA durant le gel automnal.	78
Figure 38. Schéma du processus d'oxydation abiotique des schistes exposés sur l'aire excavée lors de la construction de la Dempster Highway et de l'évolution géochimique du drainage acide sur les eaux du site DRA au cours d'une année.....	80

Liste des Tableaux

Tableau 1.	Formules idéales et réactions des sulfates et des minéraux considérés dans cette étude, incluant ceux contenant des Fe-sulfates hydratés (Drever 1997).....	29
Tableau 2.	Données géochimiques (mg/L) et indices de saturation (calculés par le programme PHREEQC) des eaux collectées au site CTL (juillet 2004), dans le ruisseau secondaire du site DRA et au site REF (mai 2005).....	45
Tableau 3.	Données géochimiques (mg/L), ratio isotopique $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ (‰) et indices de saturation (calculés par le programme PHREEQC) des eaux collectées au site DRA (juillet 2004 et mai 2005).....	46
Tableau 4.	Résultats ioniques (mg/L) et indices de saturation (calculés avec le programme PHREEQC) des eaux de la fonte de la couche active provenant du site DRA.....	50
Tableau 5.	Composition géochimique des échantillons de roches collectés sur l'aire excavée surplombant le site DRA.....	51
Tableau 6.	Distribution de la taille des particules, pH, matières organiques et composition géochimique des sédiments échantillonnés au site DRA.....	54
Tableau 7.	Distribution de la taille des particules, pH, matières organiques et composition géochimique des sédiments échantillonnés au site CTL.....	55
Tableau 8.	Résultats sur quatre jours de l'évolution du pH de solutions d'eau mélangées avec 1) des grès, 2) de la goéthite et 3) de la jarosite provenant de l'aire excavée.....	57
Tableau 9.	Matrice de corrélation (R^2) entre la croissance des arbres (AST) analysés par la dendrogéochimie et leurs concentrations d'éléments absorbés. Les éléments retenus sont ceux ayant une valeur ≥ 6 (caractère gras).....	66
Tableau 10.	Résultats des deux simulations réalisées avec le programme de modélisation géochimique PHREEQC. Les valeurs négatives indiquent que le minéral est dissout.....	74

Le drainage rocheux acide (DRA) est un phénomène naturel très répandu mondialement. Créé par l'oxydation du fer et du soufre contenus dans les minéraux sulfurés, ce phénomène produit de l'acide sulfurique et provoque la solubilisation des métaux présents dans les roches environnantes. Le DRA a pour conséquence une détérioration environnementale provoquée par l'acidification et l'augmentation de la concentration de minéraux dissous dans les eaux de drainage. Parfois de source naturelle, le DRA peut aussi être initié ou amplifié directement ou indirectement par l'action humaine. Les conditions oxydantes créant le DRA sont souvent reliées aux exploitations minières, qui en excavant, modifient les conditions redox du milieu (Fillion & Ferguson 1989, Gould & Kapoor 2003). Elles peuvent aussi être engendrées ou amplifiées par la construction de routes (Murray *et al.* 1988, Fox *et al.* 1997, Gould & Kapoor 2003, Downing *et al.* 2005).

Le DRA est présent à plusieurs endroits au Territoire du Yukon, notamment en son centre, dans la région de la passe MacMillan et du lac Clear et plus au nord, le long du ruisseau Engineer. Il est aussi visible à mi-chemin le long de la Dempster Highway, dans la région d'Eagle Plains, où se trouve un terrain ayant été dynamité dans le but de permettre la construction d'un centre de services. En contrebas de ce terrain déboisé, une partie de la forêt montre des signes de détérioration importants, vraisemblablement causés par le DRA (Yukon Geological Survey 2003, Downing *et al.* 2005). Cette étude concerne l'acidification de la zone de forêt affectée par le DRA près d'Eagle Plains et suggère que le DRA a été accéléré par la construction de la Dempster Highway, lorsque les grès situés en surface ont été fissurés par le dynamitage.

1.1. Objectifs

Le but de cette étude est de retracer l'historique d'un épisode de DRA survenu dans la région d'Eagle Plains au Nord du Territoire du Yukon (66 °23 'N ; 136 °43 'O) et de vérifier si la construction de la Dempster Highway, située à proximité du site d'étude, a eu un impact sur l'acidification de cette zone. Pour atteindre cet objectif, les méthodes décrites dans les paragraphes suivants ont été employées.

1. La dendrogéochimie des épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.)) a été utilisée en tant qu'indicateur spatio-temporel pour retracer l'historique du DRA sur le site d'étude. La

dendrogéochimie a servi à comparer la concentration de métaux lourds (nickel (Ni), cuivre (Cu), zinc (Zn), arsenic (As), sélénium (Se), strontium (Sr), cadmium (Cd) et plomb (Pb)), de métaux traces (calcium (Ca), aluminium (Al), fer (Fe), manganèse (Mn), magnésium (Mg), sodium (Na), soufre (S) et phosphore (P)) et des ratios isotopiques du plomb ($^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$) contenus dans les cernes de croissance des épinettes noires provenant du site acidifié à ceux des épinettes noires d'un site de contrôle; et à vérifier si une augmentation de la concentration des métaux provenant des arbres situés sur le terrain acidifié est visible dans les années 1970, date correspondant à celle de la construction de la Dempster Highway.

2. La géochimie de l'eau et du substratum a été utilisée pour déterminer la source et les processus dévolution du DRA sur le terrain étudié;
3. La dendrochronologie a servi à connaître et à dater l'impact du DRA sur les épinettes noires du terrain affecté par l'acidification.
4. Le pourcentage du couvert végétal ainsi que sur la profondeur de la fonte saisonnière de la couche active du terrain affecté par l'acidification ont été mesurés pour connaître l'impact du DRA sur ces composantes.

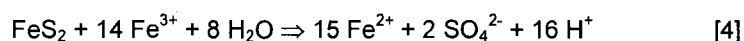
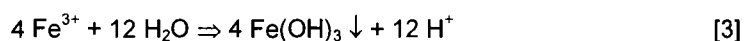
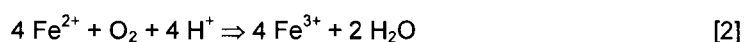
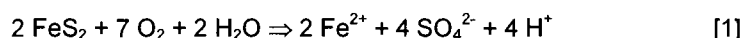
Ce chapitre d'introduction se poursuit par une revue des concepts abordés dans cet écrit, soit 1) le drainage rocheux acide et son étude au Territoire du Yukon et 2) la dendrogéochimie et son lien avec le DRA.

1.2. Drainage rocheux acide

Le drainage rocheux acide (DRA) est un phénomène naturel formé par l'oxydation chimique et microbiologique de minéraux sulfurés (Hince & Robbins 2003, Cook *et al.* 2004, Gleisner *et al.* 2006). Sommairement, l'oxydation des minéraux sulfurés, processus faisant partie du cycle du soufre, libère de l'acide sulfurique et du fer ferrique dans le milieu environnant. Par le biais du ruissellement, l'acide sulfurique et le fer ferrique sont transportés dans l'environnement et provoquent respectivement l'acidification du milieu et la solubilisation de métaux lourds. La toxicité du milieu peut résulter de ces processus et ainsi devenir intolérable pour plusieurs organismes vivants. Les paragraphes suivants détaillent le processus de DRA et ses impacts.

1.2.1. Oxydation chimique

Les deux sulfures de fer les plus communs pouvant engendrer le DRA sont la pyrite (FeS_2), bisulfure très commun dans les roches métamorphiques ou sédimentaires, et la pyrrhotite (FeS) (CNRC 1975, Johnson 1998, Schippers 2004, Downing *et al.* 2005). La formulation des réactions chimiques engendrée par le DRA diffère selon la minéralogie des métaux sulfurés et les conditions géochimiques du milieu, notamment selon le pH et les oxydants présents (Schippers 2004). Les réactions d'oxydoréductions suivantes (Moses *et al.* 1987, DEPP 2005) sont donc des équations bilan.



Représentation des éléments de la formule: FeS_2 (pyrite); O_2 (oxygène); H_2O (eau); Fe^{2+} (fer ferreux); SO_4^{2-} (sulfate); H^+ (ion d'hydrogène (acidité)); Fe^{3+} (fer ferrique); $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (hydroxyde de fer ferrique).

Les éléments essentiels du DRA sont les minéraux sulfurés, l'eau et l'oxygène. Dans la première réaction [1], le sulfure de fer contenu dans la roche s'oxyde au contact de l'oxygène dans l'air et dans l'eau. L'oxydation entraîne la dissolution oxydative du minéral, la mise en solution du sulfate et du fer ferreux ainsi que la production d'acidité. Le fer ferreux sous forme soluble est ensuite transformé en fer ferrique [2]. Cette réaction est dépendante du pH (Schippers 2004, Downing *et al.* 2005). Sans l'activité microbiologique, la réaction atteint une vitesse maximale dans un pH d'environ 5, par contre sous conditions acides (pH ~ 2 et 3), l'oxydation est facilement catalysée par certaines bactéries acidophiles du fer. La troisième réaction [3] représente l'hydrolyse du fer et la précipitation des hydroxydes de fer ferrique. La précipitation se produit à un pH supérieur à 4, alors que sous des conditions plus acides (pH < 4), le fer ferrique demeure soluble (Peiffer & Stubert 1999). En se précipitant, l'hydroxyde de fer libère des quantités importantes d'acide et donne une coloration de rouille au sol et à l'eau (Downing *et al.* 2005). Dans la dernière réaction [4], le fer ferrique, formé lors des premières réactions [1 et 2] et qui n'a pas encore été précipité, va devenir l'oxydant et génère à son tour du fer ferreux (Silverman 1967, Johnson 2003). En s'oxydant, le fer ferrique solubilise des ions métalliques (Schippers 2004). Les sulfures peuvent donc être oxydés par l'oxygène et le fer ferrique, et ce, même en pH neutre (Lowson

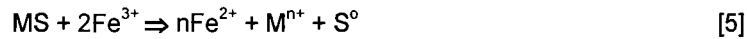
1982, Moses *et al.* 1987, Hecht & Kölling 2002). Ce processus cyclique s'entretient de lui-même, en se propageant tel un incendie, et perdure tant que de la pyrite et/ou du fer ferrique sont présents. Il est donc possible que le processus d'acidification se produise durant plusieurs siècles (Arnesen & Iversen 1997, Fernandes *et al.* 1998, Downing *et al.* 2005).

Le taux d'oxydation dépend du pH et de la proportion de pyrite exposée (Hecht & Kölling 2002), mais aussi de la quantité d'eau et d'oxygène disponible. Si ces deux éléments ne sont pas présents en quantité suffisante, il est possible que les quatre réactions décrites précédemment ne se réalisent pas complètement. L'oxydation des minéraux sulfurés peut alors s'enrayer ou, si elle n'est pas drainée, demeurer sur le site d'oxydation sans se propager dans les milieux environnants (Lowson 1982). Dans ces conditions, le sulfate ferrique se précipite et provoque une augmentation du volume des sédiments (Lowson 1982).

1.2.2. Oxydation biologique

Les réactions chimiques ne forment pas à elles seules le DRA. Les microorganismes, particulièrement certaines bactéries ferro-oxydantes et sulfuro-oxydantes, sont souvent impliqués dans le processus d'altération des minéraux et peuvent intensifier l'oxydation du fer. Particulièrement, les bactéries acidophiles thiobacilli et ses espèces parentes sont capables d'oxyder plusieurs métaux sulfurés pour libérer de l'acide sulfurique et solubiliser les métaux, et de vivre dans ces milieux très acides (Brierley 1978, Lundgren & Silver 1980, Harrison 1984, Kavaiko 1985, Kuenen *et al.* 1992, Gould & Kapoor 2003). Les bactéries impliquées dans le DRA sont des organismes autotrophes. Ces bactéries fixent le dioxyde de carbone (CO₂) et obtiennent leur énergie de l'oxydation du fer et du soufre. La bactérie *Acidithiobacillus ferrooxidans* est un des microorganismes importants des réactions biologiques du DRA (Baker & Banfield 2003). Elle participe à la première réaction chimique [1] en intensifiant la transformation du soufre élémentaire en acide sulfurique (Gould & Kapoor 2003). Ensuite, elle oxyde le fer ferreux en fer ferrique [2]. *A. ferrooxidans* atteint sa croissance optimum dans un pH de 2 et une température d'environ 35°C (Gould *et al.* 1994, Johnson 1998, Gould & Kapoor 2003). Dans ces conditions, elle augmente le taux d'oxydation du fer d'un ordre de grandeur de 5 (Baker & Banfield 2003). Cette réaction biologique s'intensifie au moment où la réaction chimique ralentit. De plus, la réaction exothermique de l'oxydation des métaux sulfurés permet aux bactéries d'atteindre plus facilement la température optimum à leur développement (Gould & Kapoor 2003). En générant du fer ferrique, les

bactéries sont indirectement responsables de la dissolution de certains sulfures métalliques [5] (Gould *et al.* 1994, Schippers 2004) selon la réaction :



Représentation des éléments de la formule: MS (métaux sulfurés); nFe^{3+} (fer ferrique); Fe^{2+} (fer ferreux); M^{n+} (ion de métaux lourds); S° (soufre).

Les microorganismes accroissent la vitesse de la réaction en permettant au fer ferrique de rendre soluble ou quasi soluble des ions métalliques et des cations métalliques tels que Cu^{2+} (ion cuivre), Zn^{2+} (ion zinc), Pb^{2+} (ion plomb) et Cd^{2+} (ion cadmium) (Gould *et al.* 1994). Ces bactéries tolèrent plusieurs ions métalliques et même certains anions toxiques tels que ceux d'arsenic (Tuovinen & Kelly 1972, Gould & Kapoor 2003). Elles contribuent ainsi à l'acidité du milieu, à la solubilisation des métaux lourds et à l'enchaînement du cycle du DRA.

Les microorganismes peuvent aussi jouer un rôle inverse en réduisant le taux d'acidité du milieu. En amplifiant l'alcalinité du milieu, certaines bactéries, algues, champignons et levures peuvent accumuler les métaux lourds, réduire la concentration de sulfates et provoquer la précipitation de métaux sulfurés tel que le fer (Van Hille *et al.* 1999, Fortin *et al.* 2000, Fortin *et al.* 2002, Johnson *et al.* 2002).

1.2.3. Impacts du drainage rocheux acide

Tel qu'indiqué précédemment, le DRA provoque généralement une hausse de l'acidité du milieu, la solubilisation de multiples sulfures métalliques lourds et de certains éléments tels que le Ca, Mg, Mn, Cu, Zn, Pb, Fe et As ainsi qu'une concentration élevée de solides en suspension (Golez & Kyuma 1997, He *et al.* 1997). Les produits du DRA peuvent être transportés par l'eau de pluie, la fonte des neiges et des glaces, les cours d'eau et les eaux souterraines et ainsi affecter l'environnement local et éloigné. Leur concentration dans l'eau, les sédiments lacustres et le sol dépend de la géologie et de la biologie du milieu ainsi que du bassin-versant (Downing *et al.* 2005).

Selon son intensité, le DRA peut avoir de nombreux effets négatifs sur plusieurs organismes vivants et leur habitat. Par exemple, l'acidité et la toxicité engendrées par le DRA peuvent engendrer un retard de la croissance du couvert végétal (Foy *et al.* 1978, Joeckel *et al.* 2005), une végétation rabougrie aux feuilles décolorées (Yukon Geological Survey 2003), une diminution de la diversité ou l'interruption

de la présence de certains organismes vivants (He *et al.* 1997), des problèmes de toxicité chez les plantes et les animaux (Golez & Kyuma 1997) ainsi que des « zones mortes » (secteurs sans végétation) (Downing *et al.* 2005). Les impacts majeurs du DRA sur un système lotique (habitat d'eau douce) et ceux causés par la sédimentation due au DRA sur un système lotique sont présentés dans la Figure 1 et la Figure 2 respectivement.

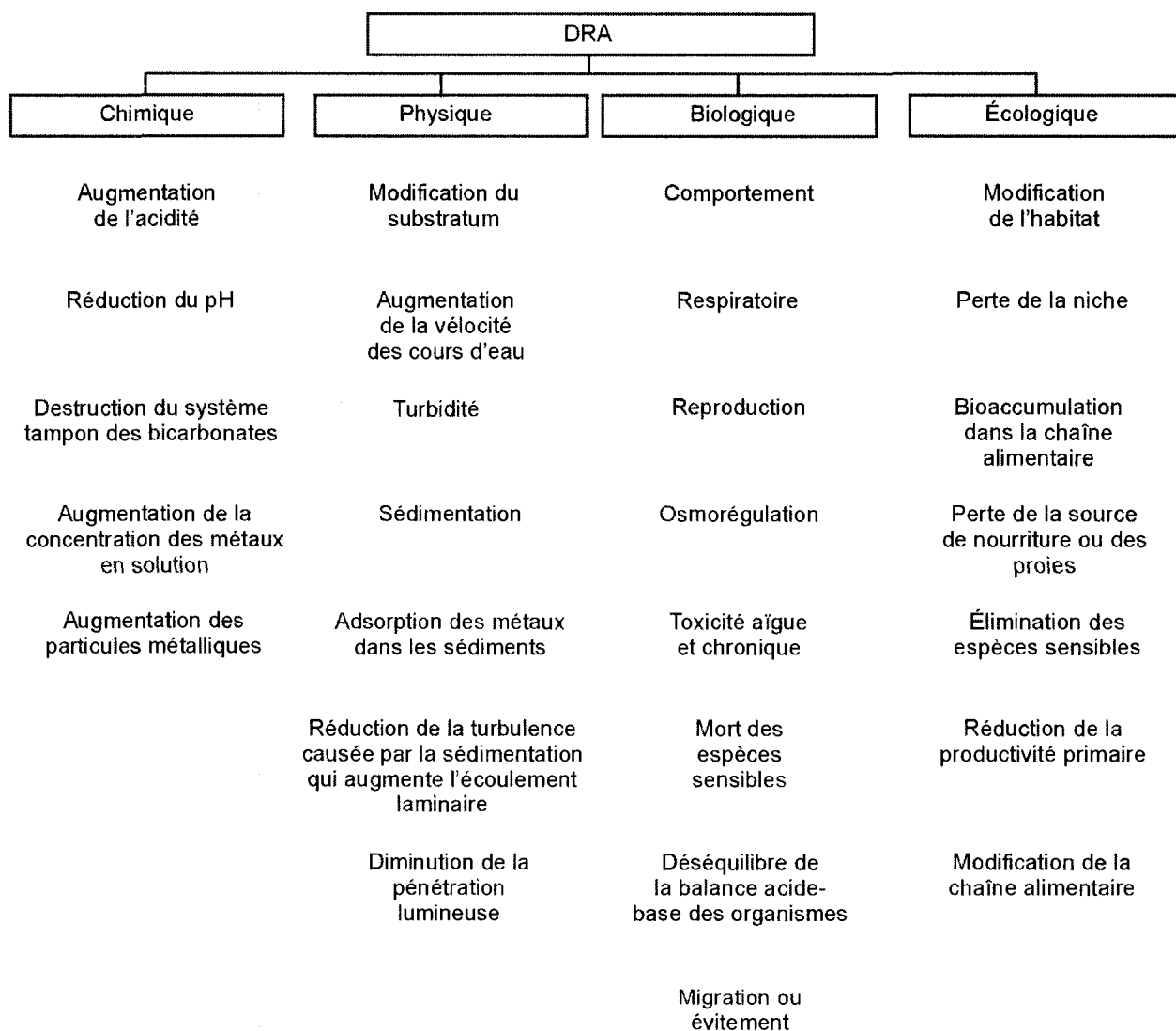


Figure 1. Impacts majeurs du DRA sur un système lotique (Gray 1997)

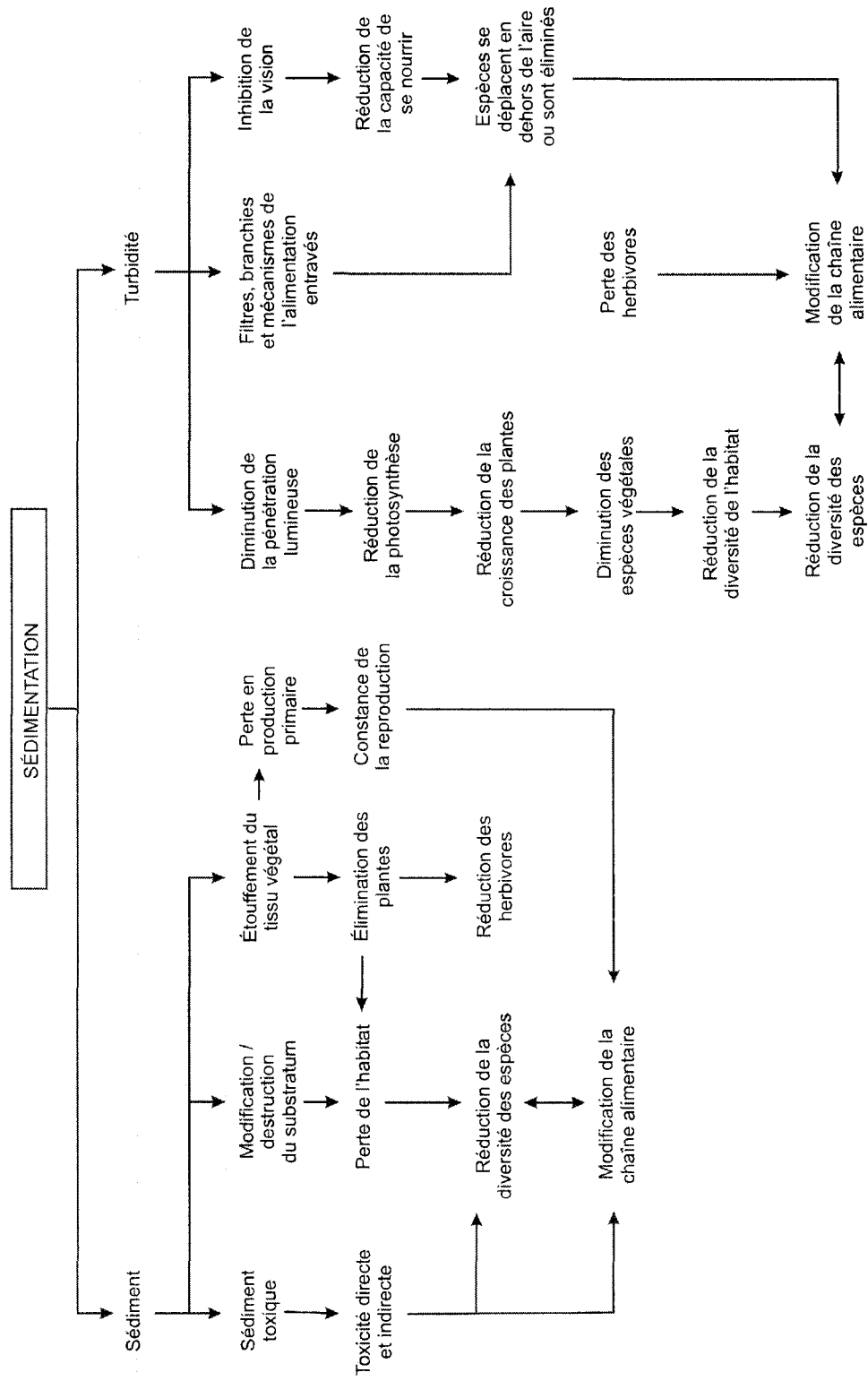


Figure 2. Impacts de la sédimentation causés par le DRA sur un système lotique (Gray 1997).

1.2.4. Drainage rocheux acide au Territoire du Yukon

Les études liées à l'acidification naturelle au Territoire du Yukon sont peu nombreuses. Par contre, l'exploitation et la production minières étant des activités économiques importantes dans ce territoire, les études liées à la prévention et au contrôle au drainage minier acide (DMA), c'est-à-dire à l'acidification causée par l'industrie minière, y sont nombreuses (Yukon Geological Survey 2003). Il est toutefois reconnu que le DRA se développe naturellement dans la région de la Passe MacMillan, du lac Clear (basin de la rivière Pelly) ainsi que du ruisseau Engineer et de Eagle Plains tous deux situés le long de la Dempster Highway. La littérature portant sur le DRA au Territoire du Yukon, bien qu'existante, n'est pas considérable.

Fletcher et Doyle (1974) ont indirectement étudié le DRA en analysant les facteurs influençant la distribution des éléments traces de la rivière MacMillan, au centre du Territoire du Yukon, après son passage à travers des roches sédimentaires Paléozoïques principalement constituées de schistes et de siltstones. Cette étude indique que l'altération des schistes génère des conditions acides. Dans ce type d'environnement, le cobalt, le manganèse, le nickel et le zinc sont lessivés de la roche (Fletcher & Doyle 1974). Les chercheurs indiquent que la concentration de ces éléments et la mobilité de leurs cations sont plus élevées dans les cours d'eau au pH acide, tel qu'en présence du DRA, que dans ceux au pH neutre ou alcalins (pH > 7).

Van Everdingen *et al.* (1985) ont analysé chimiquement l'eau souterraine affectée par le DRA se déversant dans un affluent du ruisseau Engineer, au nord du Territoire du Yukon. Ceux-ci ont constaté que l'acidité élevée et les teneurs importantes en fer, zinc, nickel et sulfates de l'eau dérivait de l'altération des schistes argileux pyriteux qui affleurent dans cette région. Les chercheurs ont déduit que seulement 28 à 32% des sulfures métalliques sont produits lors de l'oxydation de la pyrite par le fer ferrique, alors que l'oxydation par les molécules de H₂O est potentiellement responsable de 37 à 41%. Selon les auteurs, ces bas pourcentages indiquent que des bactéries, telle que *T. ferroxidans*, sont aussi impliquées dans l'oxydation des sulfures (Van Everdingen *et al.* 1985).

Kwong et Whitley (1993) ont étudié la passe MacMillan ainsi que la partie sud de la Dempster Highway pour décrire l'atténuation de neuf éléments traces (baryum (Ba), chrome (Cr), vanadium (V), Ni, Cd, Cu, Pb, Zn et As)) en présence du DRA. Ils proposent que les mécanismes d'atténuation principaux des métaux soient la dilution, le brassage, l'absorption, la coprécipitation et la formation de minéraux

efflorescents. Dans un régime hydrique restreint ou faible, la géologie locale est le principal facteur de contrôle de la géochimie de l'eau (Kwong & Whitley 1993). Au contraire, dans un régime très énergétique à débit important, la dilution sera le mécanisme le plus efficace pour atténuer la concentration des métaux (Kwong & Whitley 1993). La végétation locale, telle que la sphaigne, peut aussi participer à l'absorption des hydroxydes ferriques. Cette hypothèse a été appuyée par d'autres recherches telles que Spinti *et al.* (1995) et Kwong (2001).

Kwong *et al.* (1997) ont examiné la présence de DRA provenant de la mine d'argent de Keno Hill, inactive depuis 1989, située au centre du Territoire du Yukon. Des métaux, essentiellement du zinc, du manganèse et du cadmium, provenant des amas de roches composés de déchets de triage et de lavage (haldes), ont été identifiés. Les chercheurs ont remarqué que la dissolution des minéraux efflorescents formés durant les saisons sèches (incluant l'hiver) engendre une hausse de leur concentration durant la crue du printemps. Aussi, comme les cours d'eau sont modestes, les principaux mécanismes d'atténuation de la concentration des éléments sont la précipitation cryogénique, la coprécipitation, l'absorption et parfois la dilution (Kwong *et al.* 1997). De plus, comme les sols entourant les haldes sont carbonatés, la dispersion de l'acidification est limitée par l'effet tampon des carbonates (Kwong *et al.* 1997).

Kwong et Lawrence (1998) ont étudié l'acidification naturelle du lac Clear situé au centre du Territoire du Yukon. L'oxydation naturelle de subsurface de la pyrite a été trouvée responsable de l'acidification des eaux (pH de 2.8) et de la dissolution de métaux, particulièrement du zinc. Ces métaux sont principalement immobilisés dans le fond du lac et le long du drainage en aval du lac, par l'adsorption du fer et des oxydes de manganèse et/ou par précipitation des sulfures (Kwong & Lawrence 1998). Comme dans plusieurs cas de DRA, les chercheurs ont affirmé que des bactéries acidophiles ont optimisé les processus de génération d'acide et de réduction des sulfures. Selon l'étude, les conséquences du DRA et son intensité sont dépendantes des contraintes particulières de chaque milieu.

Lawrence *et al.* (1998) sont retournés dans la passe MacMillan, plus précisément au ruisseau Macintosh, pour observer la capacité de réduction d'éléments potentiellement nuisibles des algues vertes filamenteuses. Ils ont observé que la concentration de métaux contenue dans l'eau et provenant du DRA, après s'être écoulée à travers un tapis continu d'algues de plusieurs mètres carrés, diminuait de 5 à 10 fois. De plus, l'acidité totale et la conductivité sont aussi réduites par absorption ou précipitation

des métaux. Selon Lawrence *et al.* (1998), la minéralisation se produit à l'intérieur de la matrice des filaments des algues. Comme ceux-ci continuent de croître à l'extérieur de la zone de minéralisation, de nouvelles régions d'absorption sont graduellement créées (Lawrence *et al.* 1998).

À cette littérature s'ajoutent les rapports d'évaluation du potentiel de développement du DRA/DMA effectués avant l'exploitation d'un site minier. Au Territoire du Yukon, ces tests sont désormais obligatoires pour le développement de mines (Yukon Geological Survey 2003).

1.3. Dendrogéochimie

La dendrogéochimie, utilisée depuis un peu plus de trente ans, est l'étude des éléments traces graduellement absorbés dans les structures biologiques des arbres tout au long de leur croissance (Watmough *et al.* 1997). Cette absorption annuelle dans les cernes de croissance permet de retracer l'historique de la concentration de certains éléments chimiques situés dans différentes parties du tronc (xylem et du cambium) d'un arbre ainsi que leur distribution spatio-temporelle. Il a été démontré que dans certaines conditions, l'analyse dendrogéochimique est apte à refléter précisément les changements dans la déposition de métaux, l'augmentation de l'urbanisation et l'acidification des sols (Watmough *et al.* 1997). Une hypothèse de base de la dendrogéochimie est que la concentration chimique d'un cerne de croissance reflète au moins partiellement la chimie de l'environnement auquel il est exposé durant sa formation (Amato 1988, Watmough 1997). Grâce aux cernes de croissance, qui sont composés d'une strate de bois initial et de bois final dont la composition cellulaire distincte résulte en une différente coloration, l'historique géochimique des arbres peut être réalisé à une résolution temporelle annuelle. De plus, comme les forêts couvrent une grande superficie, la dendrogéochimie offre un avantage de comparaison sur un vaste territoire (Savard *et al.* 2006).

Il existe cependant une controverse entre les scientifiques à propos du potentiel de la dendrogéochimie en tant que traceur environnemental. Certains chercheurs, tels que Hagemeyer et Lohrie (1995), Trüby (1995) et Dewalle *et al.* (1999), croient que la translocation radiale dans les arbres effacerait l'enregistrement annuel des changements environnementaux (Savard *et al.* 2006). Il existe en effet certains processus qui peuvent rendre laborieuse l'interprétation des résultats. Il s'agit notamment des processus suivants :

- Il peut exister chez certains métaux et isotopes une tendance spatiale naturelle à s'accumuler de manière décroissante du cœur de l'arbre au cambium ou en suivant un patron inverse (Watmough *et al.* 1997, Orlandi *et al.* 2002). Il est donc possible que certains éléments s'emmagent dans des endroits précis d'un cerne de croissance, migrent radialement et/ou soient sujet à une recirculation et une redistribution à l'intérieur du tronc d'un arbre. Ces patrons sont particulièrement dominés par la physiologie d'une espèce, dont le bois de cœur et l'aubier, qui peuvent avoir une forte influence sur la translocation de certains éléments (Watmough & Hutchinson 2003a). D'après Watmough (1999), les mouvements latéraux sont plus importants pour le K, Mn, Ca, Sr et Zn et de moindre importance pour le silicium (Si), Al, Fe et Ca. De plus, il semble que les cations divalents dans les conifères ont tendance à décliner du cœur au cambium, alors que d'autres éléments, tel que le potassium, peuvent décroître ou demeurer constant à travers les cernes de croissance (Bondietti *et al.* 1989). S'il y a un mouvement latéral, la dendrogéochimie devient un meilleur indicateur de la distribution spatiale que temporelle (Watmough 1999).
- L'absorption des éléments est unique à chaque arbre et/ou espèce et dépend des caractéristiques locales du sol et de l'hydrologie, ainsi que de la structure du canopée. Dans ces conditions, la variation dans la concentration des métaux traces peut être différente entre les arbres d'un même site (Watmough 1999). Selon Watmough (1999), même si cette concentration peut varier entre les arbres d'un même site, la tendance générale est similaire.
- La compréhension du cycle des éléments traces et des mécanismes par lesquels les métaux entrent dans les arbres pour être incorporés dans les cernes de croissance est limitée (Watmough & Hutchinson 2003a). Bien que le mécanisme d'entrée principal des ions soit l'absorption par les racines (Trüby 1995, Watmough 1997), l'ingestion directe de métaux par l'écorce et le feuillage est aussi possible (Watmough & Hutchinson 2003a, b). De plus, les conditions extérieures, telle que la turbidité de l'eau, peuvent influencer l'absorption de certains éléments (Wardlaw & Passioura 1976). Si cette condition n'est pas constante durant la période de croissance de l'arbre, le potentiel d'indicateur spatio-temporel des éléments analysés dendrogéochimiquement est altéré.

- La quantité d'ions absorbée par un arbre varie durant son existence (Wardlaw & Passioura 1976). Une courbe représentant l'évolution normale de la concentration d'un nutriment contenu dans les cernes d'un arbre au fil des ans devrait avoir une pente nulle puis décroissante durant les dernières années de croissance (Watmough 1997).

De ces risques, la translocation radiale est souvent la condition la plus susceptible de rendre les résultats dendrogéochimiques inutilisables. Cependant, le choix du peuplement et d'une variété d'arbre au nombre de cellules et de conduits radiaux réduits, tel que l'épinette noire (Cutter & Guyette 1993, Watmough 1999), permet de limiter la translocation radiale des éléments (Savard *et al.* 2006, Donnelly *et al.* 1990, Cutter & Guyette 1993, Watmough 1997). De plus, tel que réalisé par Savard *et al.* (2006), l'utilisation de multiples traceurs tels que les nutriments, les métaux lourds et les isotopes dans une même étude, permet l'obtention d'archives environnementales plus complètes et fait de la dendrogéochimie un outil avantageux de monitoring environnemental.

1.3.1. Dendrogéochimie et drainage rocheux acide

D'après la littérature présente, la majorité des études reliant la dendrogéochimie et l'acidification ont pour sujet les émissions atmosphériques provenant de la pollution urbaine et industrielle (Savard *et al.* 2006, Savard *et al.* 2005, Ferretti *et al.* 2002, Åberg *et al.* 1999, Watmough & Hutchinson 1999, Cappellato *et al.* 1998) ou des pluies acides (McLaughlin *et al.* 2002, Watmough 2002, Watmough *et al.* 1999), dont les dépositions peuvent avoir un impact sur la géochimie du sol. Les études portant sur les arbres poussant sur un sol acidifié par ruissellement sont rares, mais celles ayant pour sujet le drainage rocheux acide sont encore plus rarissimes, voir inexistante.

Tel qu'indiqué précédemment, le DRA modifie la géochimie du sol et de l'eau et rend biodisponible pour la végétation environnante une quantité importante de métaux lourds et traces dont l'ingérence de certains, lorsqu'elle dépasse un certain seuil de tolérance, peut devenir toxique et provoquer des changements dans le processus physiologiques des arbres (Savard *et al.* 2006). Il a été prouvé par certaines études (Sheppard & Funk 1975, Vroblecky & Yanosky 1990, Yanosky & Vroblecky 1992, Hupp *et al.* 1993) que les modifications dans les processus physiologiques des arbres provoqués par un changement de la géochimie du milieu physique (sol et/ou eau) peuvent être enregistrés dans les cernes des arbres et étudiés par le biais de la dendrogéochimie. Cette discipline pourrait donc s'avérer

un traceur spatio-temporel efficace pour retracer l'impact du DRA sur les arbres, car la principale voie d'absorption et d'accumulation des métaux et des nutriments dans les arbres est leur système racinaire.

La région d'étude, qui couvre une superficie de 19330 km², est située dans la région physiographique d'Eagle Plains (66 °23 'N et 136 °43 'O) dans le nord du Territoire du Yukon (Fig. 3) (CPWS 2004). La région d'Eagle Plains est bordée à l'est par les Monts Mackenzie et Richardson, à l'ouest par les Monts Ogilvie et au sud par la vallée Ogilvie et la rivière Peel (Dixon 1992).

2.1. Géologie, climat et glaciation de la région Eagle Plains

Le nord du Territoire du Yukon a un climat de type sub-arctique continental, avec de longs hivers froids, des étés courts et doux et relativement peu de précipitations. D'après un forage réalisé à proximité du terrain étudié, l'épaisseur du pergélisol moderne est estimée à 61 m (Smith & Burgess 2000). La température moyenne annuelle de l'air enregistrée à la station météorologique d'Eagle Plains (720 m a.s.l.) est de -4,1 °C (Environnement Canada 2006). La température moyenne de l'air est de -19,3 °C en hiver et de 14 °C pour la saison estivale. Les précipitations totales annuelles sont de 380 mm, dont 230 mm tombent sous forme de pluie et sont attribuables aux effets orographiques locaux. Ces conditions climatiques favorisent le maintien d'un pergélisol continu (Heginbottom *et al.* 1995). Les ruisseaux de la région sont souvent intermittents et leur crue survient à la fonte des neiges (Kwong & Whitley 1993). La végétation est composée de conifères (~ 59%), essentiellement d'épinettes noires, de forêts subarctiques (~ 30%), de forêts mixtes (~ 5%) et de toundra (~ 5%) (CPWS 2004).

La géologie de la région d'Eagle Plains est en majeure partie constituée de roches sédimentaires. Des grès, des conglomérats de castine et des schistes du Crétacé ainsi que des grès et des schistes du Dévonien couvrent la majorité de la région d'étude (CGC 1982) (Fig. 4). Des schistes, qui sont riches en pyrite et présents dans les formations de Jungle Creek, Blackie Lake et Ford Lake, sont soit présents sous une couche de grès, soit ils affleurent à la surface (Dixon 1992, Morrell *et al.* 1995). La présence de schistes dans le sol des pentes à inclinaison prononcée rend celles-ci instables et sujettes à des détachements de la couche active et à des coulées rétrogressives du sol provoquées par le dégel de la couche active (CGC 1982) (Fig. 5).

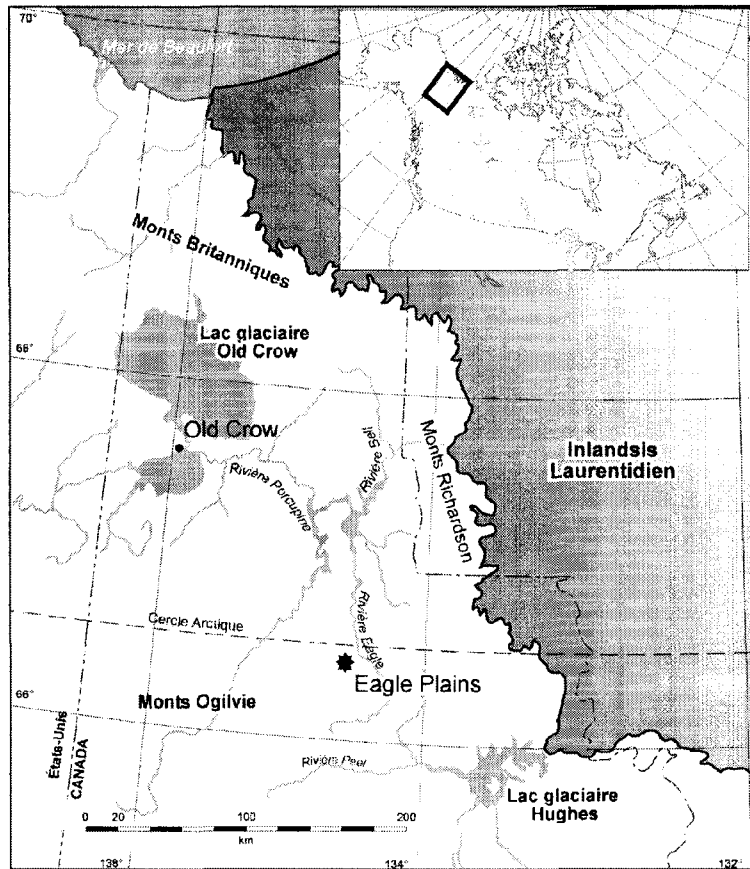


Figure 3. Carte du Territoire du Yukon indiquant la limite de l'inlandsis Laurentidien et le site d'étude d'Eagle Plains.

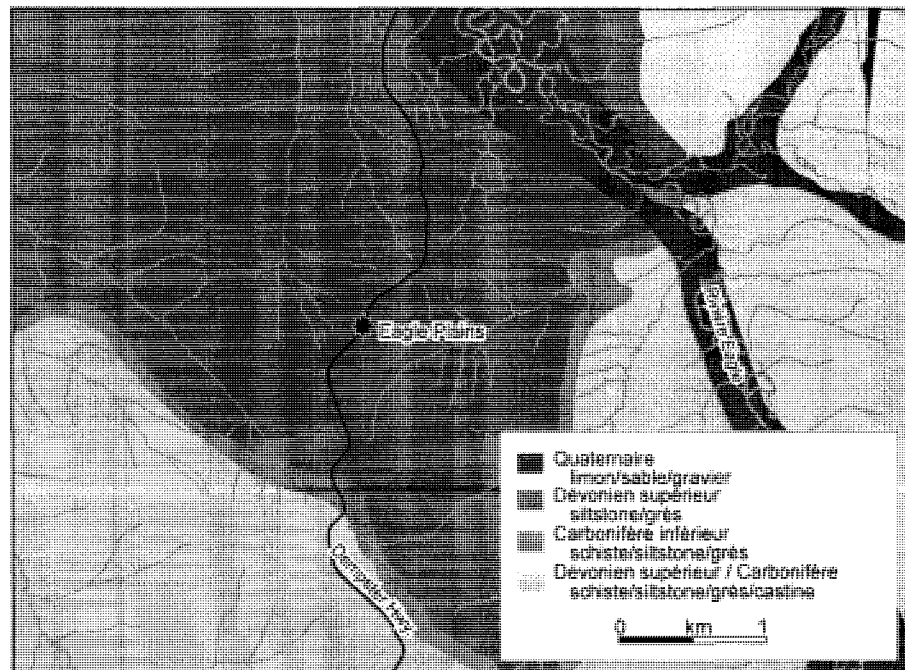


Figure 4. Géologie de la région d'Eagle Plains d'après Dixon (1992).

Contrairement aux régions situées à l'est et au sud, la région d'Eagle Plains et le nord des Monts Ogilvie, n'ont pas été englacés par l'inlandsis Laurentidien ou des Cordillères lors de la dernière glaciation survenue à la fin du Pléistocène (Duk-Rodkin 1999) (Fig. 3). Par contre, l'avancée de l'inlandsis Laurentidien le long des monts Richardson a bloqué le drainage régional de la rivière Peel et Porcupine qui s'écoulaient alors vers l'est. Ce barrage causa un débordement et l'inondation des bassins Bonnet Plume (Lake Hughes) au sud de la région d'étude et d'Old Crow (Lake Old Crow) au nord (Duk-Rodkin 1999). La région d'étude est donc marquée par une absence de dépôts glaciaires. Selon Hughes *et al.* (1972) et Fulton (1989), « dans une grande partie du territoire non englacé du Territoire du Yukon, les seuls dépôts en surface sont des roches altérées et des colluvions sur les versants, des silts organiques et des tourbes dans les dépressions ainsi que des sédiments fluviaux le long des grands cours d'eau ». De plus, il est possible que des loess recouvrent une partie de la région d'Eagle Plains, car durant le Wisconsin, près de Old Crow, des loess se seraient déposés sur le territoire en se mélangeant aux colluvions et à la matière organique présente (Tarnocai 1982).



Figure 5. Exemple d'un glissement de terrain ayant engendré du DRA le long de la rivière Eagle en 2005.

Photo prise par J. Bond (Gouvernement du Yukon).

2.2. Description du site d'étude

Le site d'étude affecté par le DRA (Fig. 6) se situe près de l'aire de services d'Eagle Plains, le long de la Dempster Highway. Cette route de gravier longue de 736 km relie la Klondike Highway (40 km à l'est de Dawson City) à Inuvik. Lors de la construction de la Dempster Highway dans le secteur d'Eagle Plains au début des années 1970, une section a été excavée au-dessus du site d'étude. Cette aire a été complètement déboisée et dynamitée dans le but de fournir le gravier nécessaire à la construction de la route ainsi qu'un espace pour l'entreposage de la machinerie lourde (McNevin 2004, comm. pers.). Les photographies (Fig. 7) aériennes du site d'étude prises avant la construction de la route (1967) ainsi qu'après sa construction (1996), montrent une zone située à quelques mètres à l'est de l'aire excavée où certains signes de dépérissement de la forêt, associés aux couleurs grises pâles, semblent s'être intensifiés de 1967 à 1996.

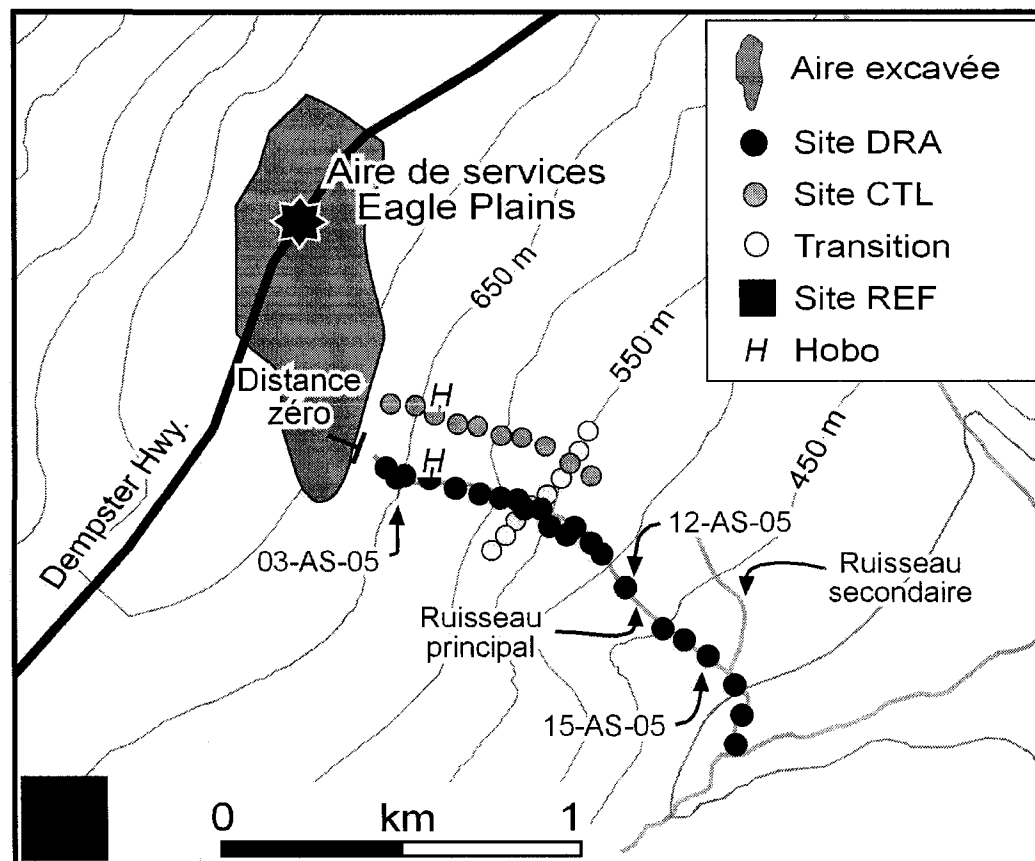


Figure 6. Carte présentant les sites d'étude (site DRA, site CTL, site REF et transect de transition), l'aire excavée lors de la construction de la route, la position des enregistreurs de température (HOB0) ainsi que la position des points d'échantillonnage de la couche active.

Le site d'étude affecté par le DRA s'étend sur une étendue d'environ 500 m et est voisin de l'aire excavée (Fig. 6 et Fig. 8) lors de la construction de la Dempster Highway. L'élévation du site d'étude varie entre 720 m le long de la Dempster Highway et 360 m, au fond de la vallée, tout près d'un affluent de la rivière Eagle. Le versant a une pente entre 10 et 15° et est exposé à l'est. La pente ainsi que la présence de sédiments de surface facilitent le ruissellement de l'eau de surface, souterraine, de pluie et de fonte de la neige et de la glace à travers le terrain, ce qui peut entraîner des mouvements de gélifluxion. Le site se situe au nord de la formation Ford Lake. La géologie du terrain se compose de schiste, de roches gypsifères et feldspathiques ainsi que de grès majoritairement altérés d'origine marine provenant en partie du Dévonien supérieur (Norris 1984). Le site d'étude affecté par le DRA est caractérisé par des épinettes noires présentant des signes importants de dépérissement (Fig. 9) et une végétation de surface détériorée et parfois inexistante qui expose un sol de couleur rougeâtre et de faible résistance (Fig. 10). Des grès, majoritairement formés de quartz, affleurent à mi-pente du site d'étude, où se trouve une clairière. Les sous-bois environnant sont principalement composés de mousses, lichens et arbustes. Le site d'étude est également parcouru d'un ruisseau aux eaux acides (ruisseau principal; Fig. 6) dont l'écoulement intermittent (surface et souterrain) est plus important durant la période de la fonte des neiges et lors des fortes précipitations. Ce ruisseau principal est rejoint par un autre ruisseau aux eaux non acides (ruisseau secondaire; Fig. 6) vers le bas du versant. Ces deux ruisseaux se jettent au fond de la vallée dans un petit affluent de la rivière Eagle (Fig. 6). La zone affectée par le drainage rocheux est entourée d'épinettes noires ne présentant généralement aucun signe de détérioration et d'un sous-bois bien garni (Fig. 11).

Figure 7. Photographies aériennes du site d'étude où des signes de dépérissement relié au DRA sont présents et s'accroissent légèrement de 1967 à 1996.

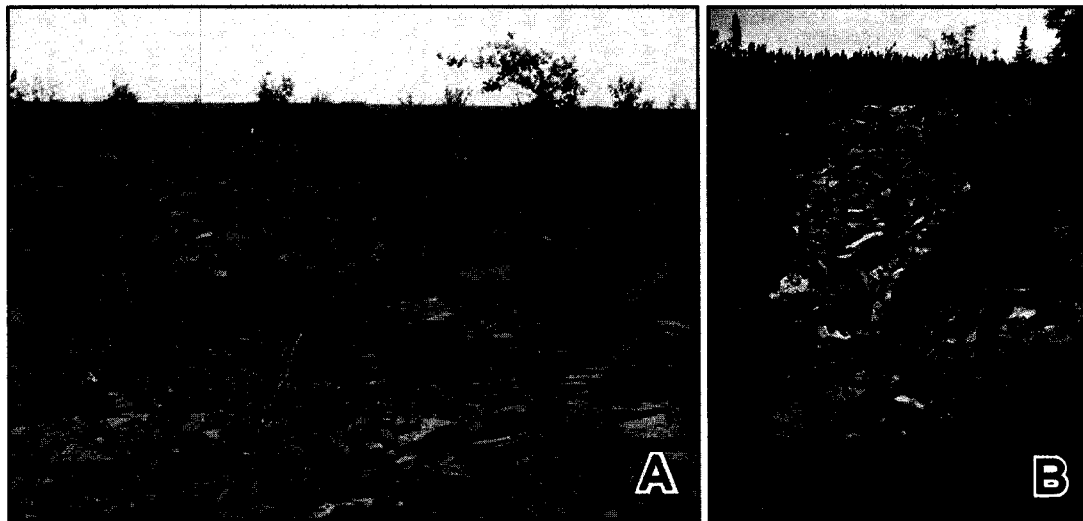
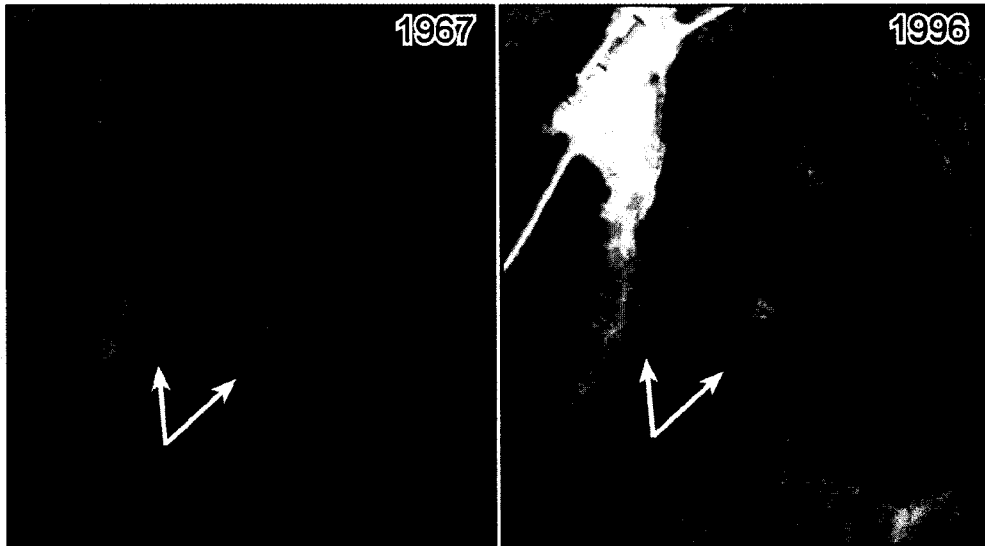


Figure 8. Aire excavée lors de la construction de la route: A) aire excavée près de la route; B) zone connexe au site d'étude (site DRA) montrant par sa couleur rougeâtre l'oxydation de la roche.



Figure 9. Exemples de dépérissement des épinettes noires et de la végétation de surface au site DRA.

Figure 10. Sol acidifié au site DRA présentant une couleur rougeâtre et une détérioration de son couvert végétal (zone morte).

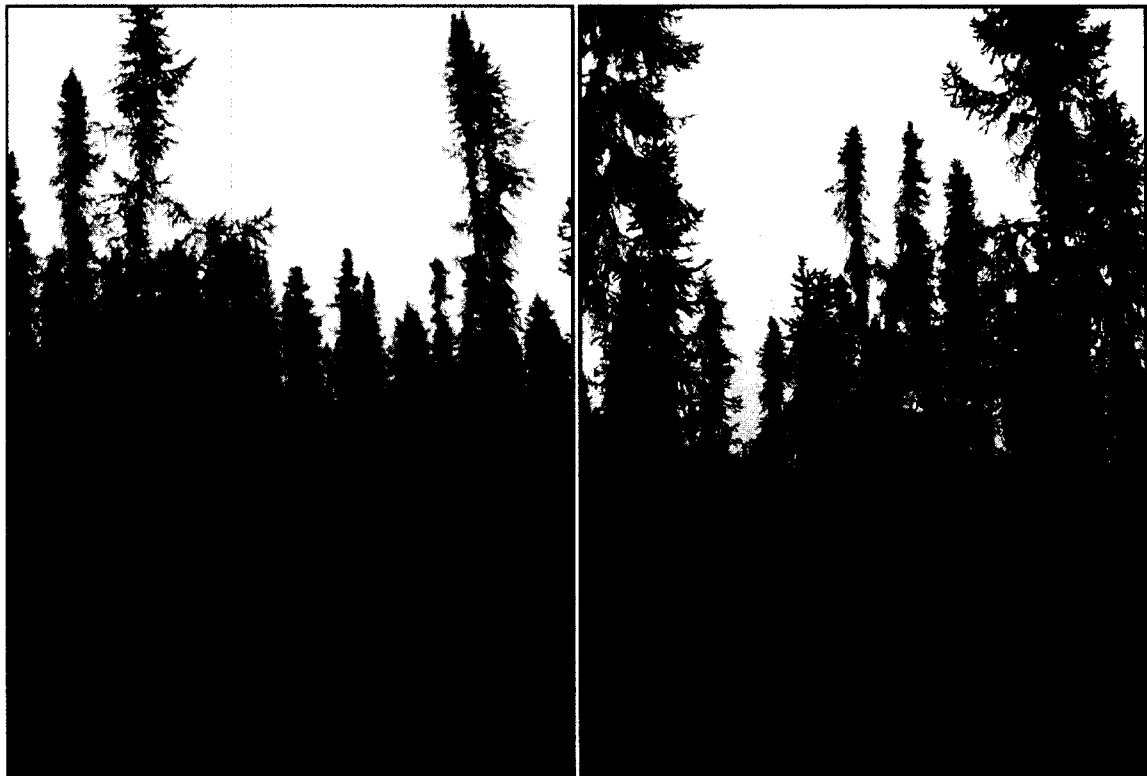
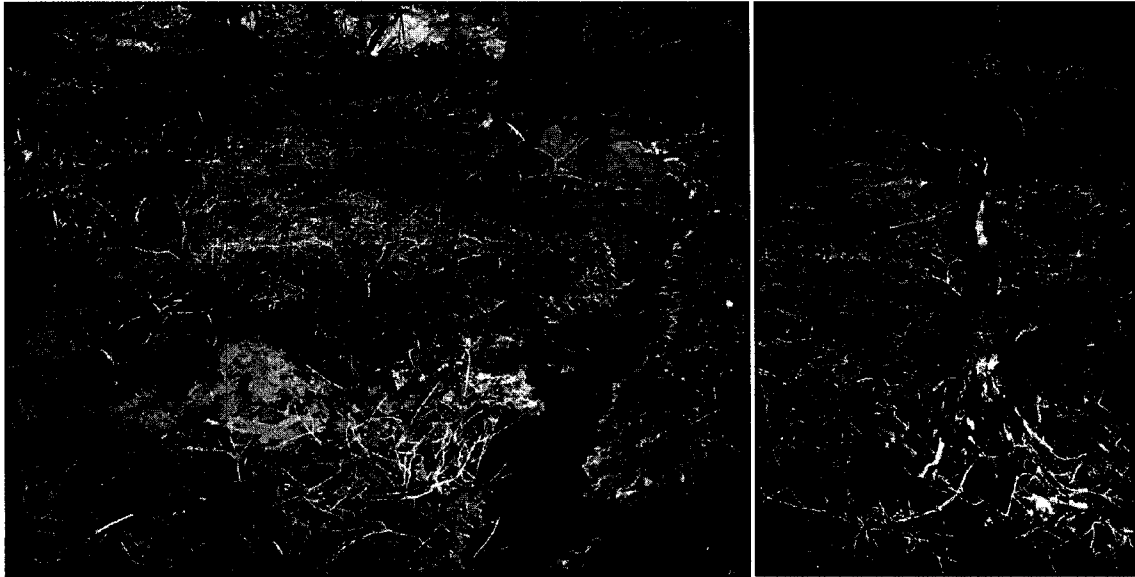


Figure 11. Arbres au site CTL représentatifs des forêts nordiques en présence de pergélisol et ne montrant que peu de signes de dépérissement ainsi qu'un sous-bois fourni.

2.3. Choix du site d'étude

Le site d'étude a été sélectionné pour quatre raisons principales. Tout d'abord, le terrain est affecté par le DRA et l'origine de ce phénomène pourrait être reliée à un événement connu, c'est-à-dire à la construction de la Dempster Highway, au début des années 1970. Cette caractéristique permet de vérifier la capacité de la dendrogéochimie à dater l'initiation du DRA et son impact. Aussi, la présence de plusieurs arbres morts sur le terrain combinée à celle d'arbres vivants permet 1) l'application de la dendrochronologie pour dater la mort des arbres et 2) celle de la dendrogéochimie pour comparer les résultats géochimiques des cernes de croissance entre les arbres affectés par l'acidification et ceux non affectés. Ensuite, le site est situé sur une zone de pergélisol continu, ce qui permet l'étude de la composante du gradient de la profondeur de la couche active. Finalement, le terrain est facile d'accès, ce qui limite les contraintes financières, temporelles et logistiques.

L'étude du DRA dans cette région n'est pas négligeable, car le site d'étude fait parti d'un bassin d'exploitation et de prospection minière. Ce bassin, après avoir été exploré dans les années 1960 pour son potentiel d'exploitation du pétrole et du gaz, fait l'objet d'un intérêt renouvelé depuis 2001 (CPAWS 2004). Plusieurs terrains adjacents à la Dempster Highway sont déboisés pour la prospection sismique, les forages et la construction de routes (CPWS 2004). Ce déboisement risque d'exposer des minerais sulfurés à l'air et à l'eau et ainsi d'augmenter les risques d'initiation et/ou d'intensification du DRA.

L'échantillonnage sur le terrain s'est effectué durant les mois de juillet 2004 et de mai 2005 à trois différentes localisations : un site affecté par l'acidification (site DRA); un site de contrôle (site CTL) situé à moins de 100 m du site DRA; et un site pour la création d'une série de référence dendrochronologique (site REF) situé à environ trois kilomètres du site DRA et CTL (Fig. 6). Le site CTL a été choisi parce qu'il ne présentait aucun signe physique visible d'acidification, tel qu'un dépérissement de la végétation, et le site REF a été sélectionné pour sa ressemblance (pente, proximité de la route et essence arboricole) avec les sites DRA et CTL.

Aux sites DRA et CTL, la prise d'échantillons d'arbres, d'eau et de sol a été réalisée selon un espacement régulier de 10 ou de 50 m le long de deux transects parallèles à l'inclinaison du versant (Fig. 6). Au total, 27 points ont été échantillonnés au site DRA et 10 points au site CTL. Un troisième transect réalisé à mi-hauteur de la pente relie perpendiculairement le site DRA et CTL (transition; Fig. 6). Ce transect permet l'observation de la transition des valeurs de pH du sol et de la profondeur de la couche active entre la zone affectée et celle non affectée. Le long de ce transect de transition, huit points ont été échantillonnés.

Chacun de ces points d'échantillonnage a été photographié et géoréférencé à l'aide d'un Système de Positionnement Global (SPG) de modèle Garmin. La pente, entre chaque point, a été mesurée à l'aide d'un clinomètre Sunto. Ces actions ont permis la représentation informatisée du terrain et la comparaison générale des points d'étude entre eux.

3.1. Échantillonnage et analyse de la végétation

L'échantillonnage des épinettes noires a été réalisé selon les méthodes de Watmough *et al.* (1997) et de Watmough et Hutchinson (1999). Les arbres sélectionnés devaient respecter les critères suivants : être une épinette noire, avoir un tronc intact d'un diamètre de plus de 7cm, se tenir debout de lui-même, ne présenter aucun signe physiologique de difficulté de croissance tel qu'une double cime, ne pas subir une forte compétition des arbres voisins et ne pas être le clone d'un arbre échantillonné. Les spécimens ont été pris sous forme de disque, c'est-à-dire de section complète du tronc, dont chaque

surface est perpendiculaire à l'écorce. Comme certains arbres étaient déjà morts, il est possible que des signes de décomposition soient présents à plusieurs endroits sur le disque. Contrairement aux carottes d'arbre, les disques permettent de contourner ces zones altérées pour obtenir une mesure de croissance radiale continue et permettent à l'échantillon de ne pas s'effriter et de garder sa forme originelle. Pour l'étude dendrochronologique, un disque de 5 cm a été scié à hauteur de poitrine (1.5 m) et pour les analyses dendrogéochimiques, un disque d'environ 20 cm a été coupé à une hauteur de 1 m.

3.1.1. Dendrochronologie

Chaque échantillon d'arbre a d'abord été poli à l'aide d'une sableuse électrique dont la dimension du grain des papiers passe progressivement de grossier à fin (80, 120, 220, 400 et lorsque nécessaire 600). Pour permettre leur interdatation, les cernes de croissances ont ensuite été observés au binoculaire (40x) de modèle Leica Zoom 2000. Les cernes caractéristiques des arbres ont été visuellement identifiés, ce qui a permis la création de graphiques de relevé des caractéristiques (skeleton plot) ainsi qu'une première interdatation des échantillons. La croissance radiale annuelle a ensuite été mesurée le long de deux rayons par disque à l'aide d'un micromètre Velmex d'une précision de 0,001 mm et d'une loupe binoculaire Leica modèle Wild 43C (40x) en évitant le bois de compression des échantillons.

Une courbe de référence des épinettes noires a été construite à partir de la courbe individuelle des 29 échantillons provenant du site REF. Cette courbe a servi de guide pour l'interdatation de la mort ou de la détérioration des arbres du site DRA. Pour créer la série de référence, les courbes de croissance individuelles des arbres échantillonnés au site REF ont tout d'abord été standardisées de manière à retirer l'effet de sénescence des arbres selon les méthodes employées par Fritts (1976) et Cook et Kairiukstis (1990). Cette standardisation a été effectuée à partir des données brutes de chaque courbe au moyen du logiciel Arstan (Cook et Krusic 2005). Celui-ci a utilisé soit une courbe exponentielle négative, soit une régression linéaire, afin d'éliminer le signal de base fréquence et de conserver les autres signaux. Cette standardisation des données brutes a permis de ne garder que les écarts par rapport à cette courbe et à former des courbes de croissance individuelles où les résultats sans unité sont centrés sur 1 (Simard 2000). La moyenne des séries indicées a ensuite été réalisée pour chaque arbre, puis pour le site en entier.

La même méthode a été utilisée pour créer la courbe individuelle de chaque individu collecté aux sites DRA et CTL. À l'aide du logiciel de dendrochronologie COFECHA et de la chronologie de référence du site REF, les courbes individuelles du site CTL et DRA ont été interdatées et leur corrélation étudiée.

3.1.2. Dendrogéochimie

La préparation des échantillons pour l'analyse dendrogéochimique a été réalisée à partir de l'article de Watmough et Hutchinson (1999). Un disque (< 1 cm d'épaisseur) fut découpé dans l'échantillon de 20 cm à l'aide d'une scie en acier inoxydable préalablement lavée au peroxyde pour retirer la contamination qui aurait pu se loger aux extrémités de l'échantillon. Quatre rayons ont ensuite été sciés dans le disque restant. La répartition des rayons a permis de minimiser l'impact de la translocation des éléments à travers le cerne de croissance. Ces rayons, généralement situés à un angle de 45 ° les uns par rapport aux autres, ont été sélectionnés de manière à éviter le bois de compression, car ce dernier a tendance à contenir une concentration plus élevée d'éléments (Watmough 1997). Chaque rayon a ensuite été pointé et les cernes découpés à une résolution de cinq ans. Pour obtenir une comparaison entre les concentrations normales et celles affectées par le DRA, selon l'hypothèse que l'acidification ait débuté dans les années 1970 suite à la construction de la route, les cernes ont été découpés à partir 1940. Les cernes ont été découpés par tranche de 5 ans, à partir de 1940 jusqu'à l'année de la mort de l'arbre ou de son échantillonnage. Les cernes de croissance ont été sectionnés à l'aide d'une lame de rasoir en acier inoxydable qui a été nettoyée au peroxyde entre chaque découpage. Les sections des années correspondantes provenant des quatre rayons ont été placées dans un contenant de plastique identifié et préalablement lavé à l'acide chlorhydrique (HCL) à 10 %.

Les échantillons des cernes de croissance ont ensuite été analysés par le laboratoire de géochimie de l'Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE) de la ville de Québec. Pour cette digestion, environ 0.15g d'échantillon a été placé dans un contenant en téflon auquel a été ajouté 3 mL d'acide nitrique concentrée (grade métaux traces). La solution a été digérée à la température de la pièce durant 24 heures. Le contenant a ensuite été placé dans une étuve à 60°C pendant 7 heures, puis dans un autoclave et finalement chauffé à 120-125 °C à 15 psi pendant 2 heures. Finalement, 60 µL d'acide fluorhydrique ont été ajoutés à l'échantillon. Celui-ci fut placé dans une étuve à 60 °C pendant une nuit et 30 mL d'eau ultra pure y furent ajoutés.

Comme le coût des analyses dendrogéochimique est élevé, seulement neuf arbres provenant de trois endroits différents ont été analysés pour leur concentration en métaux traces (As, Cd, Cu, Ni, Pb, Se, Sr et Zn) et en isotopes de plomb (^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb et ^{208}Pb) par spectrométrie de masse couplée à un plasma induit (ICP-MS marque Thermo instruments, modèle X7). Six de ces arbres proviennent du site DRA, dont trois proviennent de la partie la plus acidifiée située au haut de la pente (site DRA-acide) et les trois autres d'une section plus faiblement affectée située à mi-pente (DRA-intermédiaire). Les trois derniers arbres analysés proviennent du site REF et ont servi à comparer les résultats entre les concentrations des arbres affectés (site DRA-acide et DRA-intermédiaire) et non affectés par l'acidification. Pour s'assurer que les arbres sélectionnés n'avaient pas poussé sur un terrain affecté par le DRA, les arbres ont été échantillonné au site REF qui se trouvait plus éloigné du site affecté par le DRA que le site CTL. À partir des résultats obtenus, les deux arbres du site DRA-acide et les deux arbres du site REF ayant la meilleure corrélation entre eux ont été analysés pour connaître leur concentration en métaux majeurs (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na et S) par spectrométrie d'émission atomique couplée à un plasma induit (ICP-AES marque Varian, modèle Vista-AX).

Les résultats des analyses dendrogéochimiques ont tout d'abord été traités pour vérifier si la concentration mesurée était au moins trois fois supérieure à la limite de détection de l'appareil. Les éléments dont la concentration s'avère égale ou sous la limite de détection de l'appareil n'ont pas été considérés dans cette étude, car leurs résultats étaient plus sujets à des erreurs de détections de l'appareil. Dans cette étude, seul le Se ne sera pas considéré, car ses concentrations se sont avérées sous la limite de détection de l'appareil utilisé. Pour chacun des éléments restants, un graphique présentant les courbes créées à partir de la moyenne des données brutes des arbres de chaque site étudié ainsi que leurs écarts moyens a été réalisé. Le but de l'étude étant de vérifier si la construction de la route a eu un impact sur la géochimie des arbres, les données brutes ont tout d'abord été étudiés. Une normalisation des données dendrogéochimiques réalisée à partir des résultats de l'accroissement de la surface terrière (AST) est cependant suggérée dans la section 5.2. de cet écrit.

3.1.3. Accroissement de la surface terrière

L'accroissement de la surface terrière (AST) a été utilisé selon les méthodes suggérées par Biging et Wensel (1998) pour calculer la superficie des cernes de croissance de chacun des neufs arbres ayant servi aux analyses dendrogéochimiques. Le calcul de l'AST permet de connaître le rythme de

croissance d'un arbre d'une manière autre que celle permise par la dendrochronologie. À l'aide d'un pied à coulisse digital VWR (précision 0.05 mm), un rayon moyen pour chaque arbre a été calculé à partir de la moyenne de la longueur de six rayons (excluant l'écorce) répartis également sur la superficie de la rondelle. Cette opération a permis le calcul de la superficie totale de l'échantillon ($R^2 \times 3.1416$). Le calcul de l'AST a ensuite été réalisé pour les neuf arbres à l'aide de la formule suivante :

$$(X - (X - 1))/(X - 1) \quad [6]$$

où le X représente la superficie d'un cerne et le (X - 1), la superficie du cerne précédent. Le calcul de l'AST peut parfois produire des résultats plus précis que la simple mesure de la largeur des cernes, car il est très rare que la largeur d'un cerne soit constante tout autour du tronc. Cette précision est surtout accrue pour mesurer l'AST des arbres poussant dans les milieux de pergélisol, car les cernes de compression causés par le mouvement du sol lors du gel-dégel y sont fréquents.

3.1.4. Pourcentage du couvert végétal

L'estimé visuel du pourcentage du couvert végétal du sol permet d'évaluer indirectement l'impact de l'acidification sur la végétation et de visualiser sa distribution spatiale au site DRA. À chaque endroit étudié, un gabarit de 1 m² divisé en 25 sections de 20 cm² a été posé au sol. Le pourcentage de végétation de chaque section a été évalué par observations directes selon une échelle de 1 à 5 où le 1 représente 0% de couvert végétal et le 5 équivaut à 100% (Kutiel *et al.* 1988). Aussi une description rudimentaire de la composition du couvert végétal du gabarit a été réalisée à partir des caractéristiques suivantes : aucune végétation présente ou végétation morte; présence de mousses, lichens et/ou herbes; nombre de jeunes épinettes noires de moins de 40 cm; nombre d'épinettes noires de plus de 40 cm et; nombre d'arbustes.

L'estimation du couvert végétal a été réalisée au site DRA, selon des transects espacés de 25 m le long de la pente et perpendiculaires à l'inclinaison de celle-ci. Le long de chacun de ces transects, l'évaluation du couvert végétal a été réalisée à chaque 25 m avec comme point central la partie la plus acidifiée du terrain, c'est-à-dire le ruisseau principal drainant le site DRA. Ces évaluations étaient effectuées jusqu'à ce que la végétation atteigne un recouvrement de 100% et ne présente aucun signe de dépérissement.

3.2. Échantillonnage et analyse des eaux

Les échantillons d'eau ont été prélevés soit à différents endroits le long des ruisseaux drainant le site DRA, soit, tel qu'au site CTL où aucune eau de surface n'était visible, dans un trou creusé jusqu'à l'apparition de la nappe d'eau.

3.2.1. Géochimie des eaux

Sur le terrain, 34 échantillons d'eau provenant des ruisseaux et des trous creusés ont été collectés à la seringue. Les échantillons d'eau ont ensuite été filtrés à l'aide de filtres Whatman de 0.45 µm et versés dans des bouteilles de polyéthylène de haute densité de 60 ml préalablement rincées avec du HCL (10%). De plus, en mai 2005, un total de 22 échantillons des sédiments de la couche active encore gelée ont été prélevés en amont de la pente (03-AS-05), à mi-pente (12-AS-05) et en aval de la pente (15-AS-05) du site DRA (Fig.6). L'échantillonnage des sédiments de la couche active a été réalisée à l'aide d'un couteau en acier inoxydable et a servi à mesurer la concentration ionique de la glace intrasédimentaire. Ces échantillons ont été collectés par section de 5 cm d'épaisseur et entreposés dans des sacs de plastique doublés. Tous les échantillons ont été gardés au frais jusqu'à leurs analyses en laboratoire.

En laboratoire, les échantillons de la couche active ont été centrifugés pour pouvoir retirer l'eau des sédiments. Cette eau, extraite à la seringue, a ensuite été filtrée à l'aide de filtres Whatman de 0.45 µm et versée dans des bouteilles de polyéthylène de haute densité de 60 ml préalablement rincées au HCL (10%). Tous les échantillons ont été analysés sans être acidifiés, car ceux-ci avaient déjà un bas pH (2.8 à 3.6). La concentration des cations majeurs (Na, Al, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn et Zn) des échantillons d'eau a été analysée par ICP-AES au département des Sciences de la Terre de l'Université d'Ottawa. Les dupliquas analysés ont eu une reproductibilité analytique de ± 5%. Tel qu'indiqué par les résultats des analyses de chromatographie ionique (Dionex DX-100) de certains échantillons, la concentration des anions est majoritairement composée de sulfates (SO₄). Pour tous les autres échantillons, les sulfates ont donc été estimés à partir de la concentration du soufre selon la formule 96*S/32. L'erreur moyenne de la charge ionique de tous les échantillons, incluant la contribution du H⁺, est de moins de 5%.

Finalement, le programme de modélisation géochimique PHREEQC (Parkhurst & Appelo 1999) a été utilisé pour connaître les espèces dominantes et les complexes ioniques des eaux du site DRA, ainsi

que pour calculer l'indice de saturation (IS) des minéraux précipités associés au DRA (gypse, gibbsite, alunite ainsi que des Fe-sulfates hydratés tels que goéthite, hématite et jarosite) (Tableau 1). Le programme PHREEQC a utilisé l'équation de Davies pour calculer l'activité ionique et la formule suivante pour calculer l'indice de saturation des minéraux (Parkhurst & Appelo 1999) :

$$IS = \log (IAP/K_{sp}) \quad [7]$$

Représentation des éléments de la formule: Le IAP représente le produit de l'activité ionique et le K_{sp} est la solubilité produite par le minéral. La nature thermodynamique du K_{sp} est ajustée automatiquement dans le programme PHREEQC selon la loi de Van't Hoff. La solution est sursaturée si IS est > 0 , en équilibre si IS ~ 0 , et sous-saturée si IS < 0 .

Tableau 1. Formules idéales et réactions des sulfates et des minéraux considérés dans cette étude, incluant ceux contenant des Fe-sulfates hydratés (Drever 1997).

Minéraux	Réaction	Log K_{25}
Alunite	$K^+ + 3Al^{3+} + 2SO_4^{2-} + 6OH^- \rightarrow KAl_3(SO_4)_2(OH)_6$	-1.4
Anhydrite	$Ca^{2+} + SO_4^{2-} \rightarrow CaSO_4$	-4.36
FeS	$Fe^{2+} + HS^- \rightarrow FeS + H^+$	-3.91
Ferrihydrite	$Fe^{3+} + H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+$	4.89
Gibbsite	$Al^{3+} + 3H_2O \rightarrow Al(OH)_3 + 3H^+$	8.11
Goéthite	$Fe^{3+} + 2H_2O \rightarrow FeOOH + 3H^+$	-1.0
Gypse	$Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O \rightarrow CaSO_4 \cdot H_2O$	-4.6
Hématite	$2Fe^{3+} + 3H_2O \rightarrow Fe_2O_3 + 6H^+$	-4.01
Jarosite-K	$3Fe^{3+} + 2SO_4^{2-} + K^+ + 6H_2O \rightarrow KFe_3(SO_4)_2(OH)_6 + 6H^+$	-14.8
Jarosite-Na	$3Fe^{3+} + 2SO_4^{2-} + Na^+ + 6H_2O \rightarrow NaFe_3(SO_4)_2(OH)_6 + 6H^+$	-11.2

3.2.2. pH et température des eaux

Le pH et la température des eaux trouvées aux sites d'études ont été mesurés sur le terrain à l'aide d'un pH mètre Oakton3+ calibré quotidiennement avec des solutions tampons de pH 4 et 7. Le pH des échantillons de la couche active a été mesuré en laboratoire, à partir de l'eau extraite des sédiments dégelés, à l'aide d'un pH mètre (Fisher Accumet 610A; précision de 0.01 unité).

3.2.3. Précipitation des sulfates

Pour connaître la source de SO_4 au site DRA, le ratio isotopique du $^{34}S/^{32}S$ de six échantillons ont été testés au G.G. Hatch Laboratory de l'Université d'Ottawa. Chaque échantillon a d'abord été filtré à l'aide de papier filtre Whatman de 45 μ m. Dix grammes de chlorure de baryum ($BaCl_2$) ont été ajoutés à la solution. Cette dernière a ensuite réagi durant une période de 48 heures. Durant ce temps, le $BaCl_2$ a réagi avec les sulfates pour former un précipité blanc appelé sulfate de baryum

(BaSO₄). La solution a été filtrée une seconde fois et le filtre ayant retenu le BaSO₄ a été conservé et séché à l'air libre sous une protection de papier d'aluminium. Le filtre a ensuite été délicatement gratté pour en retirer le précipité. Environ 0.7 g de ce précipité a ensuite été mélangé à 1 g de trioxyde de Tungstène (WO₃) dans une capsule. Les échantillons ont été brûlés à 1800°C à l'aide d'un analyseur Elementar VarioEl III. Le ratio de ³⁴S/³²S du gaz SO₂ produit a été analysé à l'aide d'un spectromètre de masse Finnigan Mat Delta+XP. Les résultats du ratio de ³⁴S/³²S sont présentés en suivant la notation « δ », où δ le représente la différence de ³⁴S/³²S en partie par millier. La précision des analyses de ³⁴S/³²S est de 0.2‰. samples of jarosite collected in the excavated area.

3.3. Substratum et sédiments de surface

De manière à vérifier la présence de drainage rocheux acide au site DRA ainsi que son origine, des spécimens de roches ont été ramassés dans l'aire excavée lors de la construction de la Dempster Highway. De plus, après avoir retiré la couche organique, 32 échantillons de sol minéral ont été collectés le long de la pente des sites DRA et CTL à l'aide d'une truelle métallique et ont été entreposés dans des sacs de plastique doublés. Les sédiments provenant des échantillons de la couche active collectés à trois endroits le long de la pente du site DRA font aussi parti des échantillons analysés. Les échantillons ont été conservés au frais dans un contenant réfrigérant jusqu'à leur retour à l'Université d'Ottawa où ils ont été entreposés au froid dans un réfrigérateur jusqu'à leur analyse.

Pour éviter leur contamination, les échantillons n'ont pas été séchés à l'air libre, mais dans un four à convection à une température de 30 °C. Chaque échantillon a ensuite été tamisé à l'aide d'un tamis de 2 mm en acier inoxydable pour en retirer la matière grossière. Les agglomérations de particules de plus de 2 mm restantes, autres que les roches, ont été écrasées avec un mortier et un pilon en agate puis retamisées. Les échantillons tamisés ont ensuite été divisés par la méthode des quartiers (Head 1992) de manière à obtenir les quantités de sédiment nécessaires pour réaliser les analyses suivantes : pH, pourcentage des matières organiques et des carbonates, granulométrie ainsi que diffraction et fluorescence au rayon-X.

3.3.1. pH du sol

Le pH du sol a été mesuré en laboratoire, car les mesures *in situ* réalisées avec un pH mètre portable de sol se situaient régulièrement sous la limite de détection de l'appareil (≥ 3.5). La méthode utilisée était basée sur les procédures de Girard *et al.* (2004) et de Head (1992). En laboratoire, 10 g de sol plus fin que 2 mm ont été déposés dans une fiole Erlenmeyer de 200 ml dans laquelle 40 ml d'eau distillée ont été ajoutés. Les fioles ont ensuite été agitées durant 20 minutes par un agitateur mécanique Burrell Model 75. Chaque solution a été filtrée à l'aide de papier filtre Whatman de 11 μm et versée dans un bécher dans lequel le pH de la solution a été mesuré à l'aide d'un pH mètre de modèle Fisher Accumet Model 610A. Avant chaque utilisation, le pH mètre a été calibré à l'aide de solution tampon de pH 4 et 7. À tous les 10 échantillons, les solutions tampons ont été remesurées. Lorsque la lecture présentait un nombre dépassant 0.05 unité de plus, l'appareil était recalibré et les mesures prises une seconde fois.

En laboratoire, une expérience a été réalisée pour vérifier l'impact des grès, goéthite et jarosite échantillonnés au site excavé (Fig. 6) sur le pH de l'eau. Les grès et la goéthite ont été mis en poudre à l'aide d'un broyeur mécanique à mâchoires en porcelaine, alors que la jarosite a été utilisée sous sa forme originelle car elle s'effrite facilement. Chaque échantillon a été placé dans un bécher et submergé d'eau déionisée à la température de la pièce. Le pH de l'eau de chaque bécher a ensuite été mesuré à l'aide d'un pH mètre (Fisher Accumet 610A), qui fut calibré avec une solution tampon de pH 4 et 7 avant et après chaque utilisation. Les mesures ont été prises dès l'immersion des roches, puis à tous les 24 heures durant une période de quatre jours. Avant chaque mesure, l'eau et les roches étaient mélangées à l'aide d'un bâton de verre durant une vingtaine de secondes pour uniformiser la solution.

3.3.2. Matières organiques et carbonates

Le pourcentage des matières organiques et des carbonates des échantillons de sol a été déterminé par la méthode de perte au feu (Bengtsson & Enell 1986, Heiri *et al.* 2001). Deux grammes de sol plus fin que 2 mm ont été pesés dans un creuset. Les pourcentages de matières organiques et de carbonates ont été obtenus en chauffant les échantillons durant 3 heures dans un four à moufle à 550°C puis à 900°C respectivement. Le standard accompagnant chaque groupe d'échantillons analysés a

permis d'établir que la précision du pourcentage de matières organiques est de $\pm 1.3 \%$ et de $\pm 0.1 \%$ pour le pourcentage de carbonates.

3.3.3. Granulométrie

La distribution de la taille des particules de sols, qui permet d'envisager la distribution spatiale de la capacité de rétention d'eau du sol des sites étudiés, a été analysée à l'aide d'un granulomètre à laser Microtrac S3500. Avant l'analyse, 2 g de chaque échantillon ont été attaqués à plusieurs reprises avec du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2 à 34-37%) pour se départir de leurs matières organiques. L'excédant de peroxyde d'hydrogène a été retiré en centrifugeant les échantillons durant 35 minutes à une vitesse de 3500 tours minutes⁻¹. Par la suite, environ 30 ml de hexametaphosphate (50 g/L) ont été ajoutés aux échantillons pour assurer la séparation des particules. Les solutions ont ensuite été agitées durant 30 secondes et laissées reposer durant 24 heures. Finalement, une dernière centrifugation a permis de retirer l'excédant de hexametaphosphate. Après ces opérations, les échantillons ont été analysés à trois reprises avec le granulomètre à laser. Une moyenne du pourcentage d'argile (≥ 0.026 à $\leq 2 \mu m$), de limon (> 2 à $\leq 63 \mu m$) et de sable (> 63 à $\leq 1408 \mu m$) a été établie à partir de trois mesures de chacun des échantillons. Ces résultats ont été traités par le logiciel Texture AutoLookup (Talwin version 4.2) qui a permis de connaître les types de texture du sol et de créer un graphique triangulaire (argile-limon-sable).

3.3.4. Diffraction et fluorescence au rayon-X

La minéralogie et la concentration des éléments majeurs et traces des roches échantillonnées sur l'aire excavée (Fig. 6) et des sédiments de surface du site DRA ont été analysés par diffraction au rayon-X (XRD) et par fluorescence au rayon-X (XRF). Pour chacune de ces analyses, 1 g de chaque échantillon réduit en poudre fut réalisé dans un laboratoire du département des Sciences de la Terre de l'Université d'Ottawa à l'aide d'un diffractomètre au rayon-x Phillips PW-1800 (XRD) et d'un spectromètre Phillips PW-2400 (XRF).

3.3.5. Sulfate de la jarosite

Deux échantillons de jarosite trouvés sur l'aire excavée ont été analysés pour connaître leur ratio $^{34}S/^{32}S$ et vérifier si ce minéral est la source du SO_4 échantillonné au site DRA. L'analyse réalisée est la même que celle présentée dans la section 3.2.3. où du Tungstène (WO_3) a été mélangé dans une

capsule à la jarosite réduite en poudre. Les échantillons ont ensuite été brûlés à 1800°C à l'aide d'un analyseur Elementar VarioEl III et les produits ont été analysés à l'aide d'un spectromètre de masse Finnigan Mat Delta⁺XP.

3.3.6. Températures et profondeur de la couche active

Quatre enregistreurs de données de températures (HOBO Temp logger) ont été installés à environ à 100 m en dessous de l'aire excavée, dont deux au site DRA et deux autres au site CTL (Fig. 6). À chacun des sites, un enregistreur a été posé à une hauteur de 80 cm pour enregistrer les températures de l'air et un autre a été placé à une profondeur de 20 cm dans le sol pour enregistrer la température des sédiments de surface. Les enregistreurs de température de l'air ont été fixés à une barre métallique et protégés des intempéries par des couverts d'aluminium selon les recommandations du fournisseurs (Fig. 12); alors que les enregistreurs de la température des sédiments de surface ont été placés à l'intérieur d'un contenant hermétique en plastique avant d'être enfoui dans le sol. Les enregistreurs ont été programmés pour noter les températures à chaque heure et ont été laissés sur le terrain du mois de juillet 2004 au mois de mai 2005. Les données ont été transférées dans un tableur (Excel) à l'aide du logiciel BoxCar Pro.

La profondeur de la couche active n'a été mesurée que durant l'épisode de terrain de juillet 2004. L'échantillonnage trop précoce au mois de mai 2005 a été confronté à une couche active faiblement dégelée, rendant ainsi les données non comparables à celles collectées en juillet 2004. La profondeur à laquelle se situe la surface supérieure de la couche active non fondue a été mesurée dans un trou creusé à la pelle jusqu'au sol gelé. La distance entre la couche active et la surface du sol a ensuite été mesurée à l'aide d'un ruban.

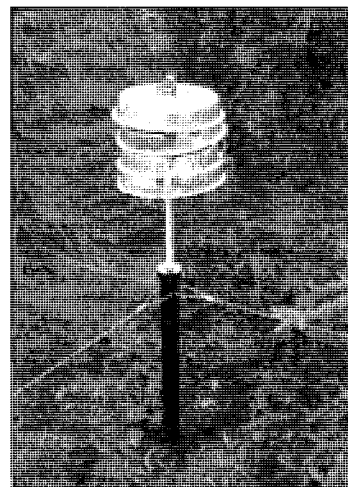


Figure 12. Installation des enregistreurs de température de l'air et des sédiments de surface (HOBO) au site CTL.

Ce chapitre présente les résultats provenant des analyses 1) de la végétation ; 2) de l'eau de surface et de la fonte de la couche active ; 3) du substratum et des sédiments de surface ; 4) des températures de l'air et du sol ainsi que 5) de la profondeur de la couche active.

4.1. Analyse de la végétation

4.1.1. Dendrochronologie

Les 28 séries individuelles réalisées à partir des échantillons du site REF ont permis la construction de la série de référence des épinettes noires, appelée série Eagle Plains, présentée dans la Figure 13. Le nombre de séries individuelles correspondant aux années antérieures à 1900 étant faible ($n = 6$), la courbe maîtresse est plus fidèle à partir du début du 20^{ième} siècle. La croissance est assez variable tout au long de la courbe, mais est particulièrement faible durant les années 1925, 1940, 1949, 1963, 1974, 1981 et 1987. La comparaison entre la série Eagle Plains et une série de référence (Szeicz *et al.* 1992) construite à partir d'épinettes blanches des monts Richardson (66 °N, 136 °O, 800 m a.s.l.) montre la similitude entre ces séries provenant de régions voisines (Fig. 14). Cette corrélation, particulièrement évidente durant les années de faible croissance, permet de valider l'utilisation de la série Eagle Plains dans cette étude. De plus, la similitude entre la croissance normalisée des arbres aux sites REF, DRA et CTL valide aussi la représentativité de la série Eagle Plains (Fig. 15).

La corrélation entre la série de référence Eagle Plains et les épinettes noires échantillonnées sur le site DRA et CTL a permis la datation de la mort des arbres étudiés. Au site DRA, 47 ($n = 78$) arbres morts sur pied sont présents. Près de l'aire excavée, l'année de la mort des épinettes noires remonte principalement à la fin des années 80. En descendant la pente, la mort des arbres est de plus en plus récente et les arbres vivants sont plus nombreux (Fig. 16). Le site CTL présente seulement deux arbres ($n = 14$) morts sur pied au début des années 2000. Il y a donc plus d'épinettes noires échantillonnées qui sont morts sur pied au site DRA qu'au site CTL et l'année de leur mortalité est plus ancienne au haut de la pente, près de l'aire excavée (Fig. 6).

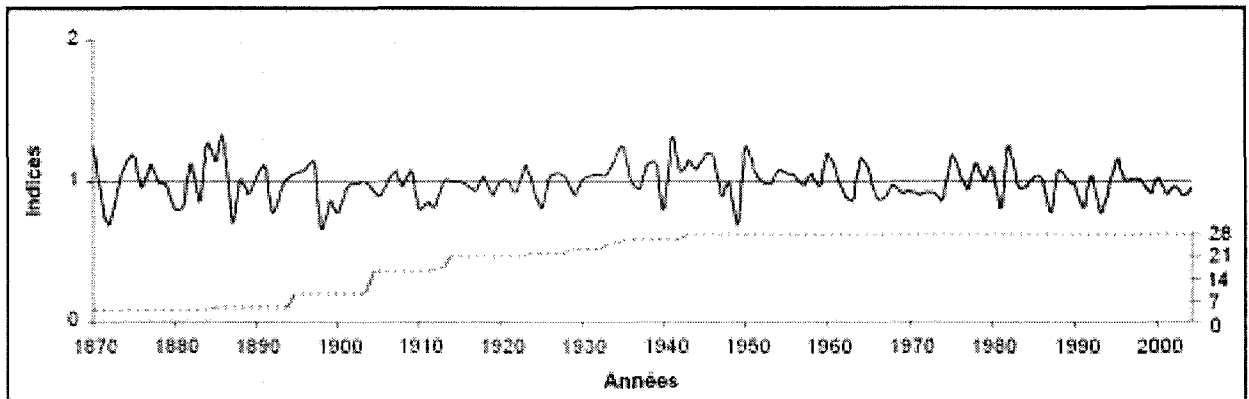


Figure 13. Série de référence Eagle Plains réalisée à partir de la normalisation des arbres ($n = 28$) échantillonnés au site REF. La ligne pointillée représente le nombre d'échantillons composant la série de référence en fonction de l'année.

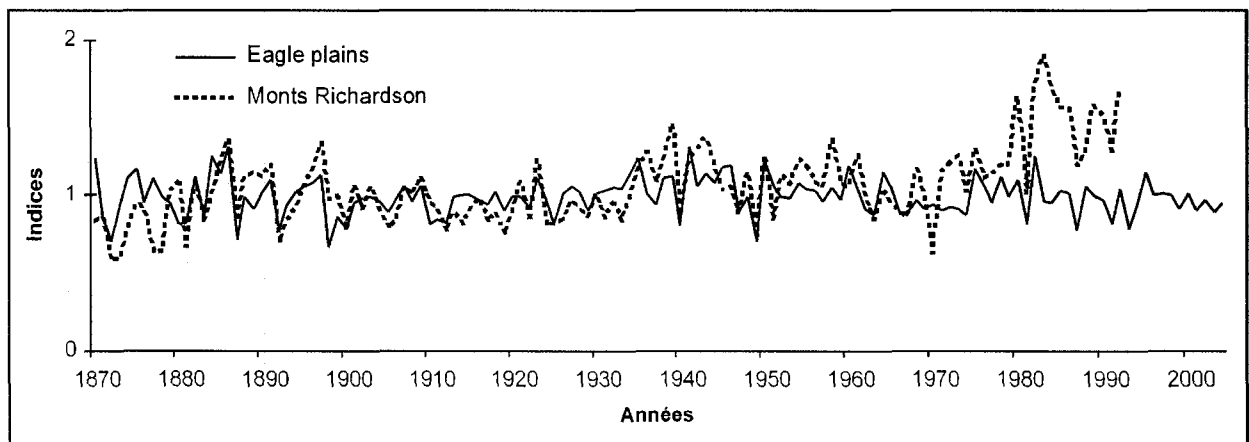


Figure 14. Comparaison entre la série de référence Eagle Plains et la série de référence « Monts Richardson » de Szeicz et al. (1992).

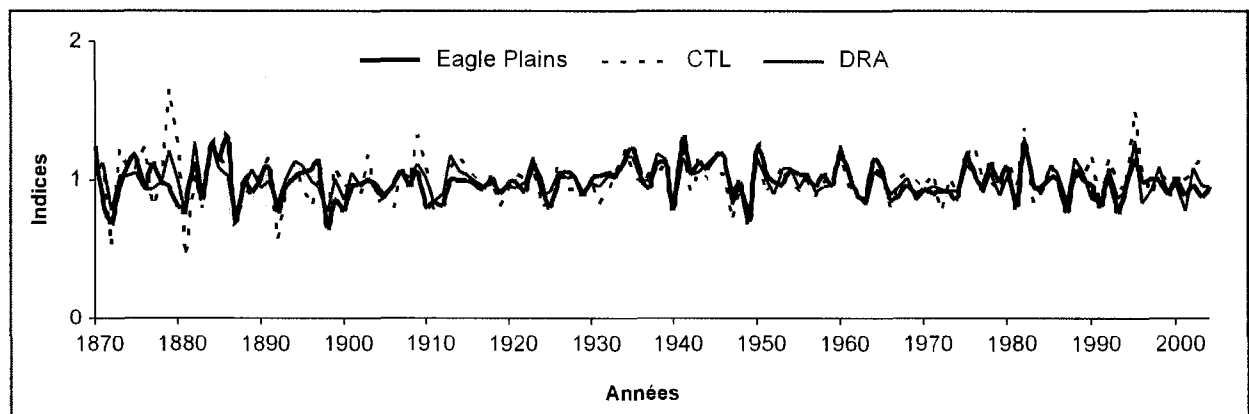


Figure 15. Comparaison entre la série de référence Eagle Plains du site REF et la croissance normalisée des arbres du site CTL et DRA.

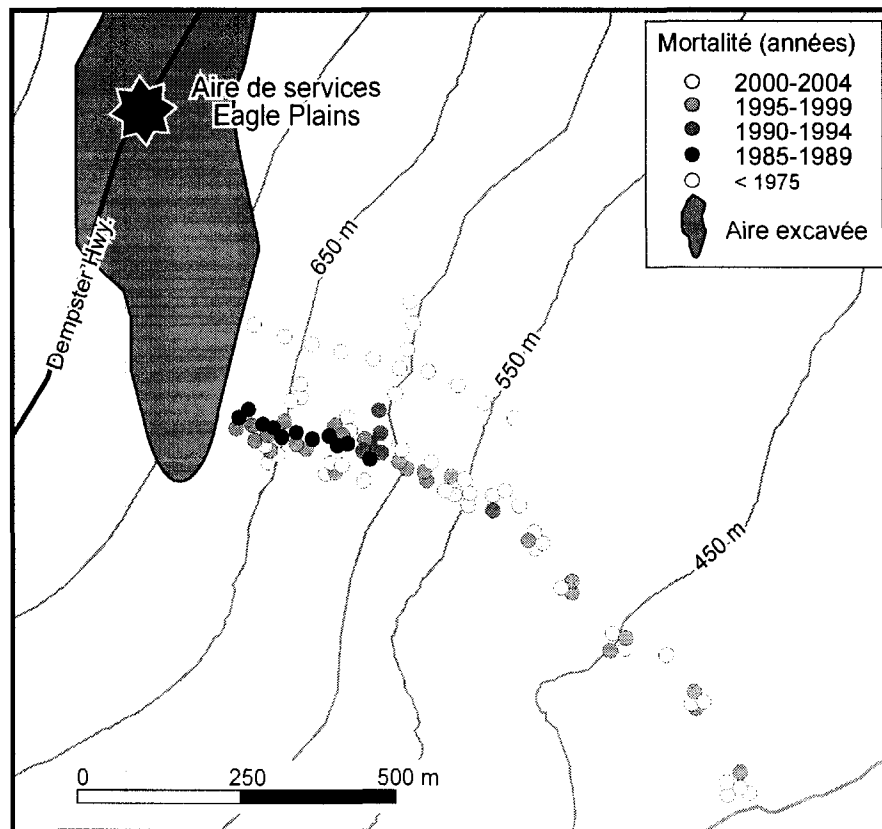


Figure 16. Distribution spatiale de l'année de la mort des arbres ou de celui de leur échantillonnage (2004) au site DRA. Deux arbres sont morts avant 1975. Celui au centre de la pente est mort en 1974 et celui au bas de la pente en 1962.

4.1.2. Dendrogéochimie

Les paragraphes suivants décrivent les résultats brutes de dendrogéochimie aux sites DRA-acide, DRA-intermédiaire et REF.

Les courbes des ratios isotopiques $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ et $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ (Fig. 17), pour les trois arbres échantillonnés à chacun des trois emplacements étudiés (site REF, site DRA-acide et DRA-intermédiaire), présentent des ratios respectifs se situant dans des intervalles similaires. Les concentrations de ces ratios isotopiques sont plus élevées pour les sites REF et DRA-acide que pour le site DRA-intermédiaire. Les courbes présentent généralement une rapide augmentation de la concentration des ratios isotopiques du plomb durant les années 1975-79 ainsi qu'un accroissement modéré dans les années 1995-99.

À l'exception du cuivre pour lequel tous les sites ont des valeurs similaires, les arbres du site DRA-acide ont une concentration plus élevée de métaux traces (Ni, Zn, As, Sr, Cd et Pb) que les deux

autres endroits étudiés (Fig. 18). Cette concentration décroît au cours des années, tout en présentant une légère augmentation durant les années 1970-74. Bien que les valeurs au site DRA soient plus élevées au début du siècle dernier, elles finissent toutes par rejoindre celles des deux autres sites étudiés entre les années 1980-84 et 1985-89. Les sites DRA-intermédiaire et REF indiquent des concentrations de métaux traces plutôt stables, avec des concentrations de zinc et de strontium qui augmentent doucement au fil des ans et des valeurs de cuivre qui diminuent avec les années. Le graphique le plus irrégulier est celui du plomb dont la courbe du site DRA-acide indique une augmentation des valeurs dans les années 1975-79, alors qu'au site DRA-transition le plomb s'accroît durant les années 1970-74 ainsi qu'en 1980-84. Le site REF n'indique aucune augmentation de plomb depuis 1965.

Les résultats de la concentration des métaux lourds Al, Ca, Fe, K, Mn, Mg, Na et S des arbres analysés aux sites DRA-acide et REF sont présentés dans la Figure 19. Les concentrations du site DRA-acide sont plus élevées que celles du site REF et varient à de nombreuses reprises, contrairement au site REF dont les valeurs sont plus uniformes. Les concentrations d'aluminium et le fer au site DRA-acide diminuent depuis la moitié du siècle dernier. Les courbes du Fe, Nn, Na, K et Mg présentent une augmentation de leur concentration durant les années 1970-74 ou 1975-79. Les arbres étudiés au site DRA-acide ont des écarts moyens beaucoup plus élevés, c'est-à-dire une plus grande variabilité entre les résultats des arbres étudiés, que ceux du site REF.

4.1.3. Accroissement de la surface terrière

La mise en graphique de l'accroissement de la surface terrière (AST; Fig. 20) des neuf arbres analysés par la dendrogéochimie permet de visualiser la croissance, en superficie, de ces arbres. Pour tous les arbres, une croissance plus importante est visible au début des années 1900 comparativement à celle de la fin du siècle. Cette décroissance normale est causée par la sénescence des arbres. Les courbes de l'AST des arbres du site DRA-acide ont des valeurs moins élevées que celles des arbres des deux autres sites étudiés. Elles sont très irrégulières et montrent une décroissance importante à partir de 1962. Les valeurs de l'AST des arbres du site DRA-intermédiaire sont similaires à celles des arbres du site REF et ont une variabilité plus importante dans les années antérieures à 1950. Finalement, à l'exception des premières décennies de l'échantillon no. 15, l'AST des arbres du site REF présente de faibles variations.

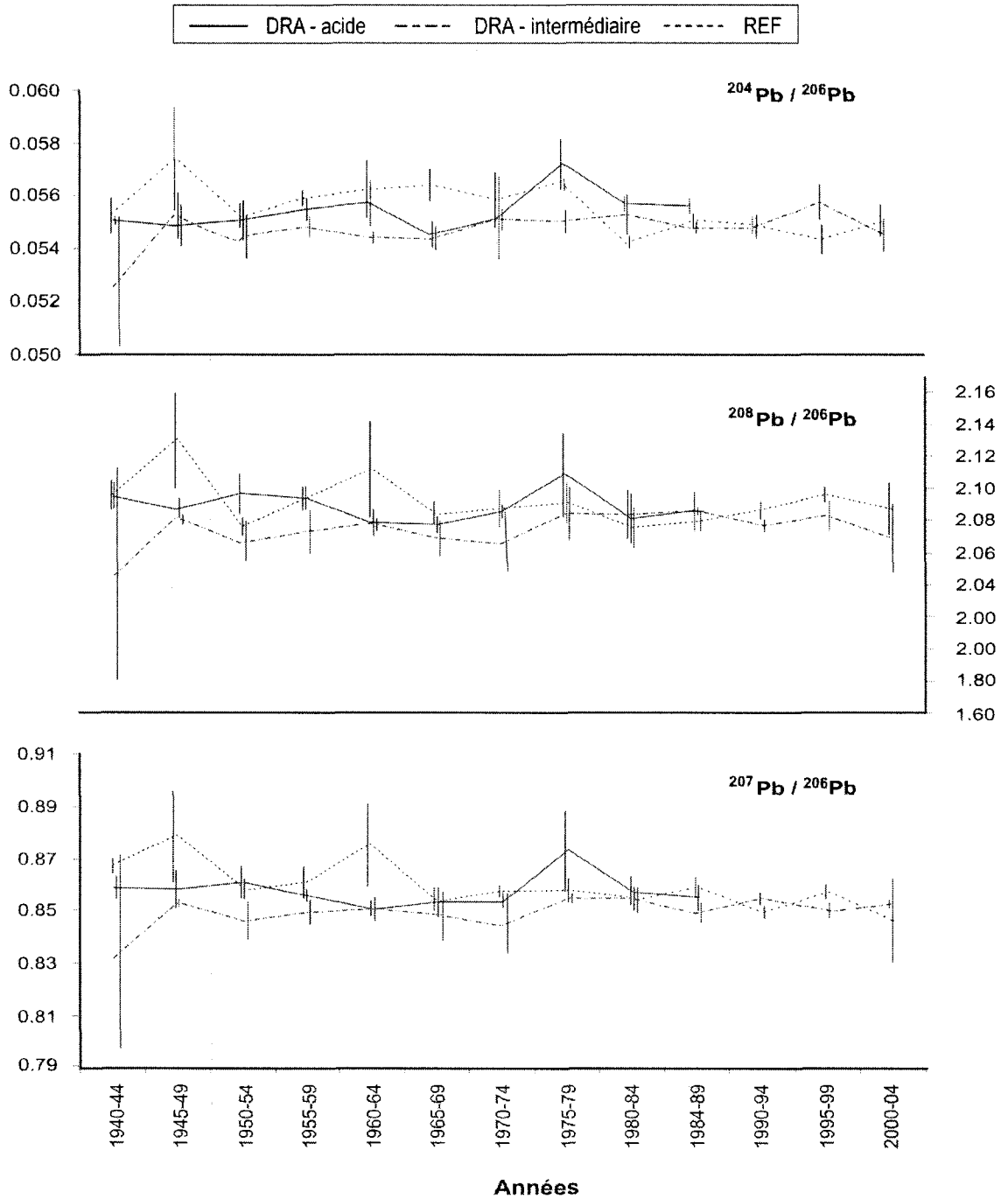


Figure 17. Résultats dendrogéochimiques des ratios isotopiques du plomb ($^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ et $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$) pour les sites REF, DRA-acide et DRA-intermédiaire. Les lignes perpendiculaires aux courbes représentent l'erreur moyenne.

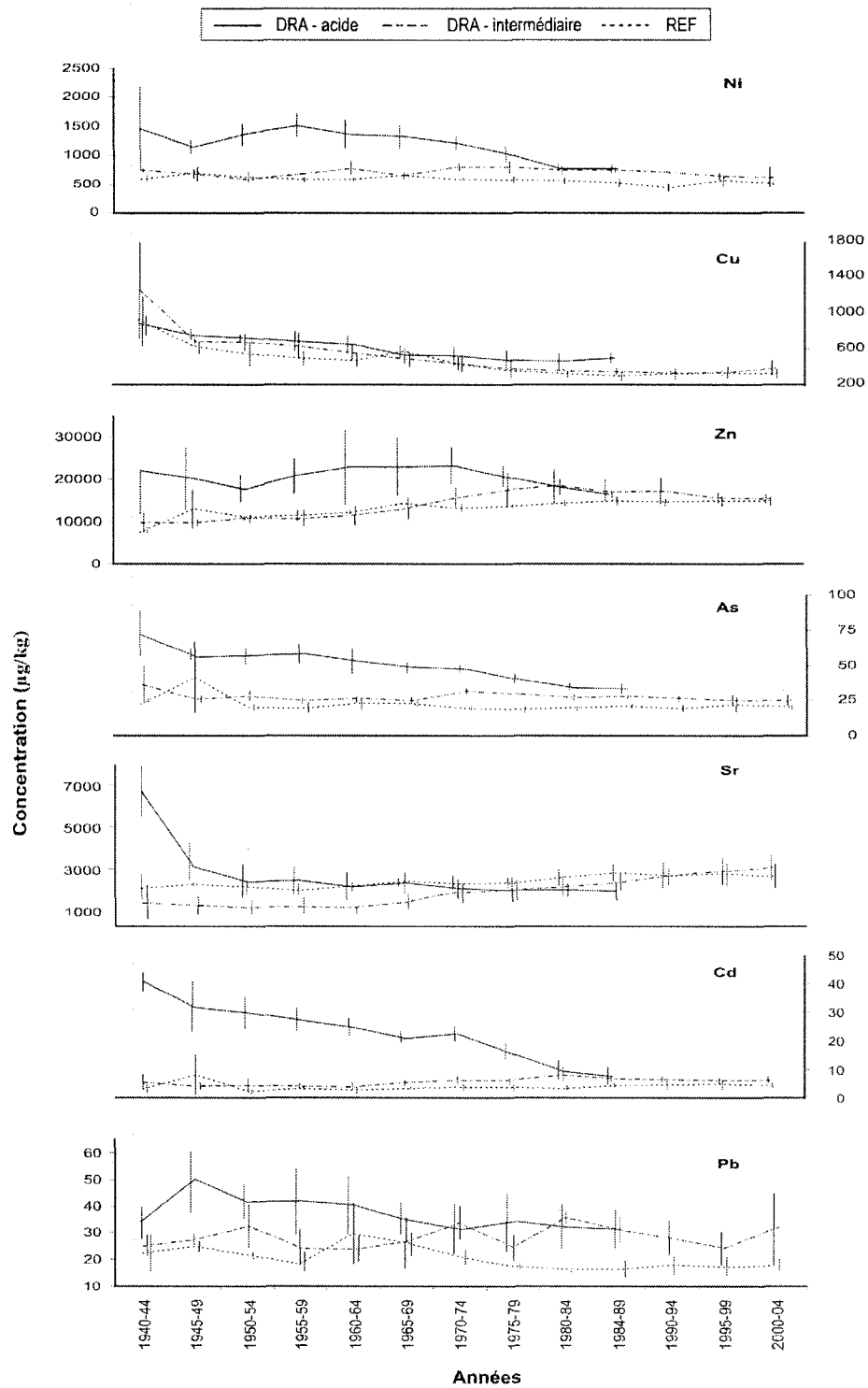


Figure 18. Résultats dendrogéochimiques de la concentration des métaux traces (Ni, Cu, Zn, As, Sr, Cd, Pb) pour les sites REF, DRA-acide et DRA-intermédiaire. Les lignes perpendiculaires aux courbes représentent l'erreur moyenne.

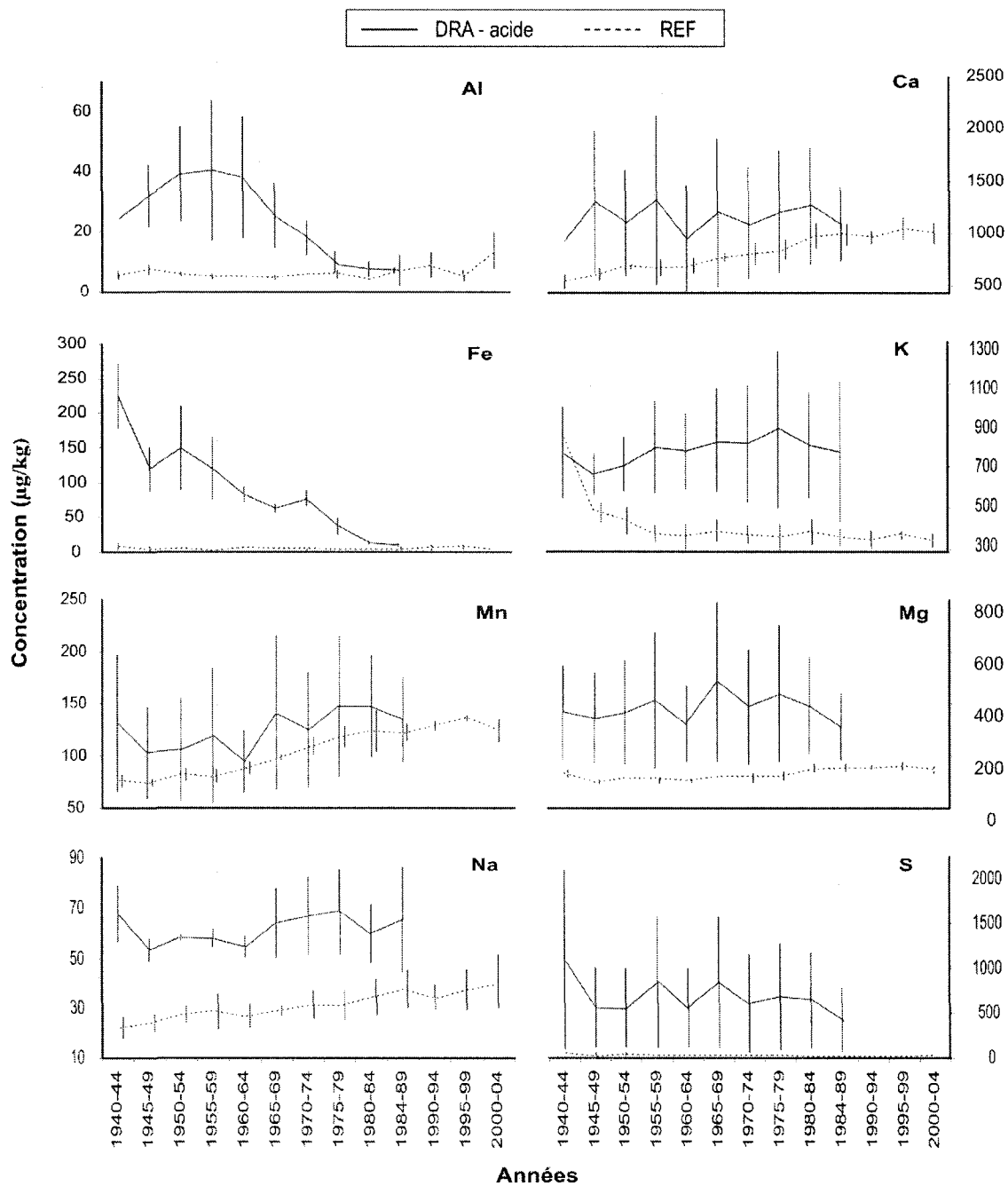


Figure 19. Résultats dendrogeochimiques de la concentration des métaux lourds (Al, Fe, Mn, Na, Ca, K, Mg, S) pour les sites REF et DRA-acide. Les lignes perpendiculaires aux courbes représentent l'erreur moyenne.

4.1.4. Pourcentage du couvert végétal

La Figure 21 montre la distribution spatiale du pourcentage de couvert végétal présent au site DRA. Les sections les plus affectées par le DRA se situent le long du ruisseau principal et présentent un couvert végétal de modéré à nul. Au contraire, les endroits éloignés du ruisseau principal et au bas de la pente ont un pourcentage de végétation plus important. Il existe donc un gradient du pourcentage du couvert végétal de nul (0%) à complet (100%) en s'éloignant latéralement du ruisseau principal ainsi que du haut vers le bas de la pente. Le type de végétation reflète gradient similaire. La végétation au sol est composée d'herbes, de mousses, de lichens et parfois d'arbustes de petites tailles dans les endroits où le pourcentage de couvert végétal est faible, c'est-à-dire au haut de la pente et près du ruisseau principal. De jeunes épinettes noires (moins de 40 cm) et une quantité plus élevée d'arbustes de taille plus imposante s'ajoutent graduellement à cette végétation en s'éloignant latéralement du ruisseau principal et du haut de la pente.

4.1.5. En bref

Les principaux résultats des analyses de la végétation sont :

1. Les concentrations de métaux traces et lourds des arbres du site DRA-acide sont plus élevées que celles des deux autres sites d'étude. Ces concentrations augmentent soit en 1970-74 ou en 1975-79 et sont suivies d'une baisse de leur absorption par les arbres;
2. Les arbres au site DRA-acide ont une superficie de croissance annuelle (AST) plus faible que celle des arbres des deux autres sites étudiés;
3. Les conséquences du drainage acide sur la mort des arbres et le pourcentage de couvert végétal sont plus importants au haut du site DRA et dans les régions connexes au ruisseau principal qui draine le site.

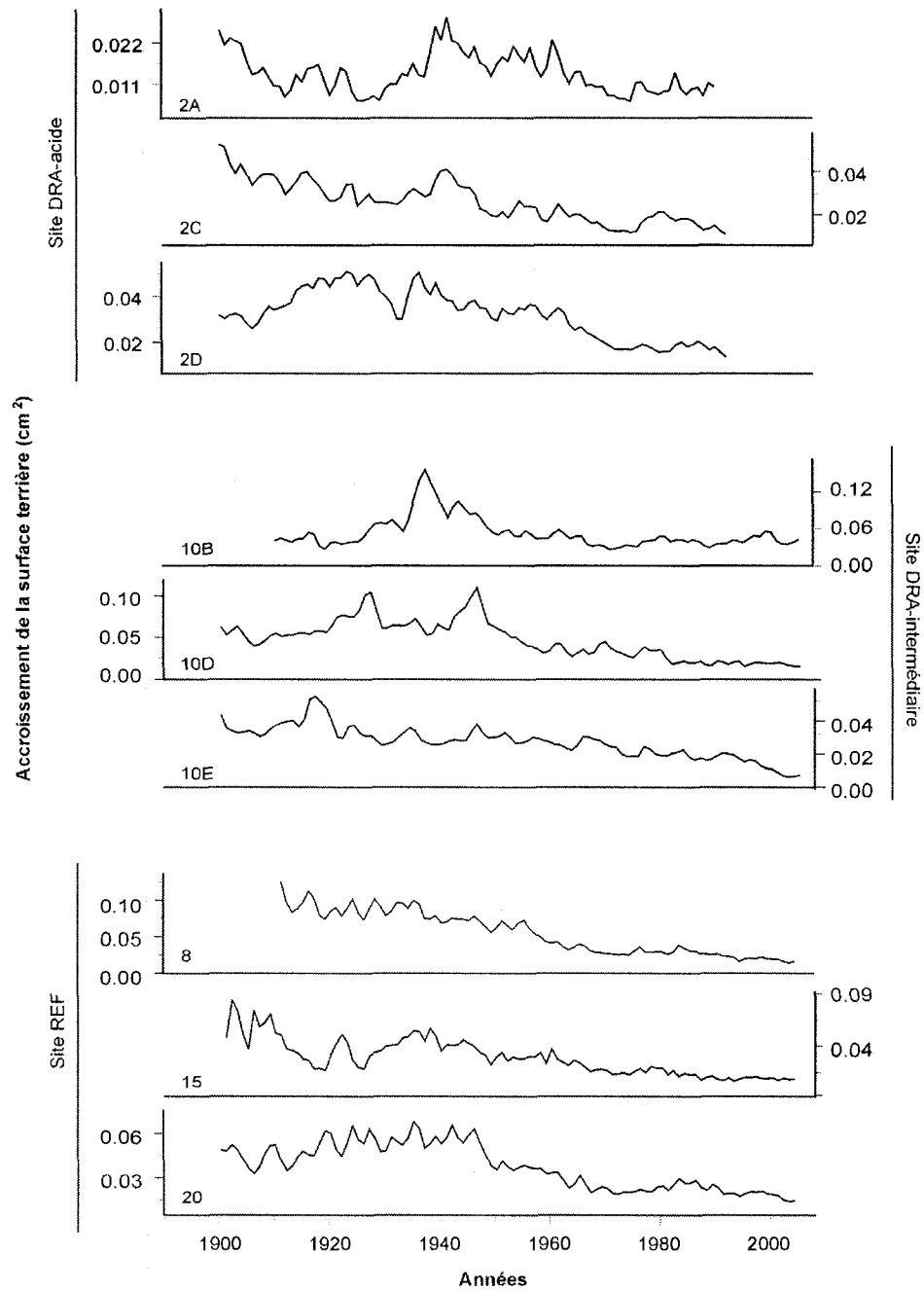


Figure 20. Résultats de l'accroissement de la surface terrière (AST) pour les neuf arbres analysés par la dendrogéochimie aux sites DRA-acide, DRA-intermédiaire et REF.

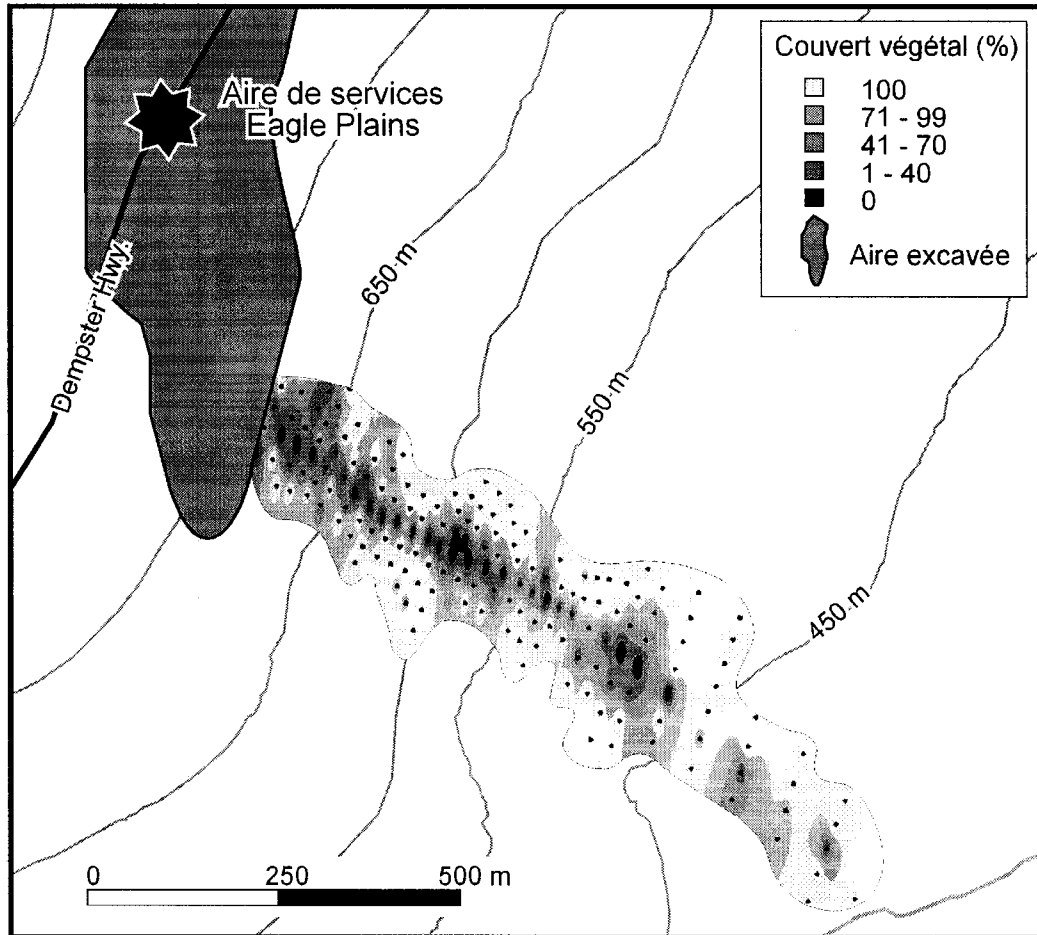


Figure 21. Distribution spatiale du pourcentage de couvert végétal présent au site DRA et près du site CTL. La carte a été réalisée par interpolation du pourcentage du couvert végétal à chacun des points d'échantillonnage à l'aide de l'algorithme IDW (Inverse Distance Weighted) en ArcGIS.

4.2. Analyse des eaux

4.2.1. Composition géochimique des eaux

La composition géochimique des eaux échantillonnées aux sites DRA et CTL se caractérise par un profil géochimique important de Ca-SO₄. Les eaux drainant le site CTL et celles du ruisseau secondaire du site DRA coulant au bas de la pente sont similaires (Fig. 6; Tableau 2). Elles ont un pH moyen de 4.4 ± 0.4 ($n = 6$) et sont faiblement minéralisées (TDS : 19.4 ± 12.2 mg/L). Le principal élément dissous est le SO₄ (21.9 ± 8.7 ppm). Telles que les eaux du site CTL, les eaux du site REF (Tableau 2) ont un pH de 3.8 ± 0.5 ($n = 3$), sont faiblement minéralisées (TDS : 3 ± 1.4 mg/L) et contiennent une faible concentration de K (2.5 ± 0.2 ppm) et de Ca (1.4 ± 0.2 ppm). Au contraire, les eaux drainant le site DRA (Tableau 3) ont un pH moyen plus acide (3.1 ± 0.3 ; $n = 24$) et un total d'ions dissout des centaines de fois plus élevé (TDS : 3561 ± 794 mg/L) que celui des eaux collectées dans les zones non affectées par le DRA. Ces eaux sont dominées par le SO₄ (2872 ± 640 ppm), Ca (368 ± 47 ppm), Fe (133 ± 118 ppm), Mg (86 ± 15 ppm) et le Al (66 ± 12 ppm). Les bicarbonates ne sont pas présents dans les eaux acides du site DRA. Il n'y a donc pas d'effet tampon de l'acidité, ce qui résulte en un bas pH. L'acidité ainsi que la concentration de SO₄, Ca, Fe, Mg, Na et Zn du ruisseau principal drainant le site DRA (collectées en mai 2005) décroissent progressivement du haut de la pente, près de l'aire excavée, en allant vers le bas de la pente (Fig. 22). Lorsque le ruisseau principal rejoint le ruisseau secondaire (Fig. 6), avant de se jeter dans un affluent de la rivière Eagle, la concentration des éléments décroît rapidement et le pH augmente à 4.4. Les eaux échantillonnées au mois de juillet 2004 (Fig. 22) suivent un patron similaire à celles échantillonnées en 2005, mais présentent une concentration des éléments légèrement plus élevée due à l'évaporation causée par les conditions climatiques plus sèches du mois de juillet. Une anomalie est présente à la figure 22. La concentration de tous les éléments étudiés de l'échantillon 02-AS-05 est moins élevée que celle des échantillons environnants. Cette diminution pourrait avoir été causée par une erreur dans la dilution de l'échantillon analysé par ICP-MS.

Les analyses géochimiques réalisées à l'aide du programme PHREEQC (Parkhurst & Appelo 1999) suggèrent que la majorité des éléments sont présents en tant qu'ions libres (Ca > 60%; Mg > 65%; Mn > 65%; Na > 95%; Zn > 46%), alors que l'aluminium est complexé avec le sulfate ($\text{AlSO}_4(\text{aq}) > 52\%$). Toujours selon le programme informatisé une mesure indirecte du Fe(II) et Fe(III) des eaux analysés a été effectuée. Le fer serait présent dans les eaux du site DRA sous forme de Fe(II) (> 99%), alors que le

pH des eaux est dans son spectre de stabilité. Le calcul de la spéciation géochimique indique que > 65% du Fe(II) est présent sous forme de Fe^{2+} , alors que le Fe(III) est principalement complexé avec le sulfate ($FeSO_4^+$ et $Fe(SO_4)^{2-}$) et parfois en tant que Fe^{3+} (~ 5%). De plus, les modèles géochimiques effectués à l'aide du programme PHREEQC (Parkhurst & Appelo 1999) et le calcul du ratio Fe(II)/Fe(III) indiquent les eaux au site DRA sont près du stade de saturation des minéraux sulfurés (anhydrite et gypse), de sursaturation des minéraux contenant des hydrates de Fe-sulfates (goéthite, hématite et jarosite) et de sous-saturation des minéraux contenant des hydrates de Al-sulfates (gibbsite, ferrihydrite et FeS) (Tableau 3).

Les résultats de $\delta^{34}S$ des six échantillons d'eau provenant du site DRA fournissent des informations sur l'origine du soufre et l'évolution de ses processus géochimiques. Sous oxydation abiotique, la composition du $\delta^{34}S$ des sulfates dissous devrait être similaire à celle des minéraux sulfurés d'où origine l'oxydation. (Field 1966, Taylor *et al.* 1984, Taylor & Wheeler 1994). En effet, les résultats du $\delta^{34}S$ de la jarosite de 1.8 et 2.3 ‰ sont près de celles du soufre des eaux du site DRA qui ont des valeurs de $\delta^{34}S$ de 4.1 à 9.3 ‰ (Tableau 3 et Tableau 5).

Tableau 2. Données géochimiques (mg/L) et indices de saturation (calculés par le programme PHREEQC) des eaux collectées au site CTL (juillet 2004), dans le ruisseau secondaire du site DRA et au site REF (mai 2005).

# Échantillon	T°C	pH	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	Na	Zn	SO ₄
16-CS-04	6	4.7	b.d	<5	<2	2	b.d	<2	<1	31
17-CS-04	6	4.4	b.d	<5	<2	2	b.d	<2	<1	25
19-CS-04	4	4.5	b.d	<5	<2	2	b.d	<2	<1	19
25-CS-04	2	4.6	b.d	<5	<2	2	b.d	<2	<1	24
16-CS-05	5.3	4.4	4.6	<2	<2	b.d	1.1	6.0	27	6.3
17-CS-05	1.1	3.7	1.3	<2	<2	b.d	0.5	1.3	6	1.1
01-REF-05	5.3	4.4	b.d.	1.6	<2	b.d	b.d	<1	<1	<1
02-REF-05	2.5	3.5	b.d.	1.4	<2	b.d	b.d	<1	<1	<1
03-REF-05	2.5	3.5	b.d.	1.2	<2	b.d	b.d	<1	<1	<1
MOYENNE	4.0	4.2	—	—	—	—	—	—	—	17.7
ÉCART-TYPE	2.0	0.5	—	—	—	—	—	—	—	11.6

Note : les moyennes et écart-types ne tiennent pas compte des valeurs accompagnées d'un symbole.

Tableau 3. Données géochimiques (mg/L), ratio isotopique $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ (‰) et indices de saturation (calculés par le programme PHREEQC) des eaux collectées au site DRA (juillet 2004 et mai 2005).

# Echantillon	T°C	pH	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	Na	Zn	SO ₄	$\delta^{34}\text{S}$	Gypse	Anhydrite	Goéthite	Hématite	Jarosite-K	Gibbsite	Ferrihydrite	FeS (ppt)
01-AS-05	0.8	3.6	59	414	459	105	2.3	39.7	7.0	3915	9.3	0.08	-0.17	5.33	12.56	3.81	-3.26	0.38	-0.58
01-AS-04	1.0	3.8	43.8	357	257	86	1.8	31	4.9	3398		0.01	-0.24	5.68	13.26	4.21	-2.63	0.72	-0.47
02-AS-05	5.4	2.8	49.8	308	101	60	1.5	16.8	3.9	2250		-0.15	-0.41	2.70	7.31	-2.21	-5.12	-2.44	-2.90
02-AS-04	2.0	2.9	56.3	381	166	92	2.2	29	5.1	3352		0.02	-0.23	2.94	7.78	-1.39	-5.13	-2.06	-2.44
03-AS-05	2.0	2.9	60.8	389	371	97	2.2	36.5	6.3	3590	7.5	0.03	-0.22	3.28	8.46	-0.36	-5.11	-1.72	-2.06
04-AS-05	3.0	2.8	68.7	390	204	95	2.8	33	5.7	3279		0.01	-0.24	2.80	7.49	-1.62	-5.26	-2.25	-2.53
03-AS-04	2.0	3.0	50.6	372	233	90	2.0	30	4.9	3439		0.01	-0.24	3.59	9.07	0.24	-4.88	-1.42	-1.88
04-AS-04	4.0	2.9	53.2	371	245	90	2.0	29	4.9	3348		0.00	-0.26	3.18	8.26	-0.76	-5.03	-1.91	-2.23
06-AS-05	2.9	3.0	74.1	417	178	101	3.3	34.7	6.0	3168	6.4	0.03	-0.22	3.35	8.59	-0.60	-4.61	-1.70	-2.20
07-AS-05	7.8	2.8	76.1	418	127	100	3.4	34.1	5.8	3084		0.00	-0.26	2.78	7.47	-1.92	-4.89	-2.47	-2.67
05-AS-04	4.0	3.0	70.7	405	93	98	2.8	33	4.9	3311		0.03	-0.22	3.06	8.03	-1.42	-4.60	-2.02	-2.46
08-AS-05	6.7	2.8	80.4	407	95	96	3.0	31.2	5.2	2857		-0.02	-0.28	2.65	7.22	-2.31	-4.90	-2.55	-2.83
09-AS-05	1.4	2.9	81.1	390	60	89	3.3	29.5	4.8	2628		-0.02	-0.27	2.60	7.09	-2.60	-4.97	-2.38	-2.95
06-AS-04	4.0	3.6	62.1	416	95	99	2.2	31	5.1	3294		0.05	-0.20	4.81	11.51	2.02	-2.87	-0.28	-1.25
10-AS-05	2.9	3.0	74.6	357	48	82	3.1	26.2	4.5	2415	6.5	-0.07	-0.33	2.88	7.66	-2.16	-4.50	-2.16	-2.84
07-AS-04	8.0	3.3	64.8	371	138	89	2.2	33	4.7	2990		-0.04	-0.29	4.27	10.46	1.08	-3.47	-0.98	-1.65
11-AS-05	0.8	3.1	83.6	361	15	80	3.0	24.9	4.5	2324	3.4	-0.07	-0.32	2.63	7.14	-3.18	-4.26	-2.33	-3.19
08-AS-04	13	3.0	62.9	380	173	91	2.2	34	4.7	3289		0.01	-0.25	3.33	8.57	-0.62	-4.65	-1.75	-2.19
12-AS-05	1.1	3.1	82.6	351	15	78	3.1	24.3	4.2	2271		-0.08	-0.34	2.64	7.18	-3.15	-4.24	-2.32	-3.19
09-AS-04	4.0	3.5	78.4	396	57	93	3.0	31	4.5	3087		0.02	-0.24	4.33	10.57	0.85	-3.03	-0.75	-1.69
13-AS-05	3.7	3.1	65.3	302	6.0	63	2.6	18.9	3.3	1797		-0.20	-0.45	2.41	6.72	-4.10	-4.10	-2.67	-3.61
10-AS-04	8.0	3.3	78.9	360	39	85	3.0	30	4.2	2659		-0.07	-0.33	3.77	9.47	-0.49	-3.33	-1.48	-2.23
14-AS-05	3.1	3.2	63	279	5.0	61	2.7	18.7	3.1	1765	4.1	-0.23	-0.48	2.60	7.10	-3.80	-3.85	-2.45	-3.51
15-AS-05	8.2	3.3	49.6	232	3.0	48	2.0	16.1	2.2	1420		-0.35	-0.60	3.02	7.95	-3.04	-3.45	-2.13	-3.56
MOYENNE	4.2	3.1	66.3	368	133	86.2	2.57	29	4.78	2872		-0.04	-0.30	3.36	8.62	-0.98	-4.26	-1.71	-2.38
ÉCART-TYPE	3	0.3	11.9	47	118	14.7	0.54	6.23	1.03	640		0.10	0.10	0.90	1.80	2.18	0.82	0.92	0.84

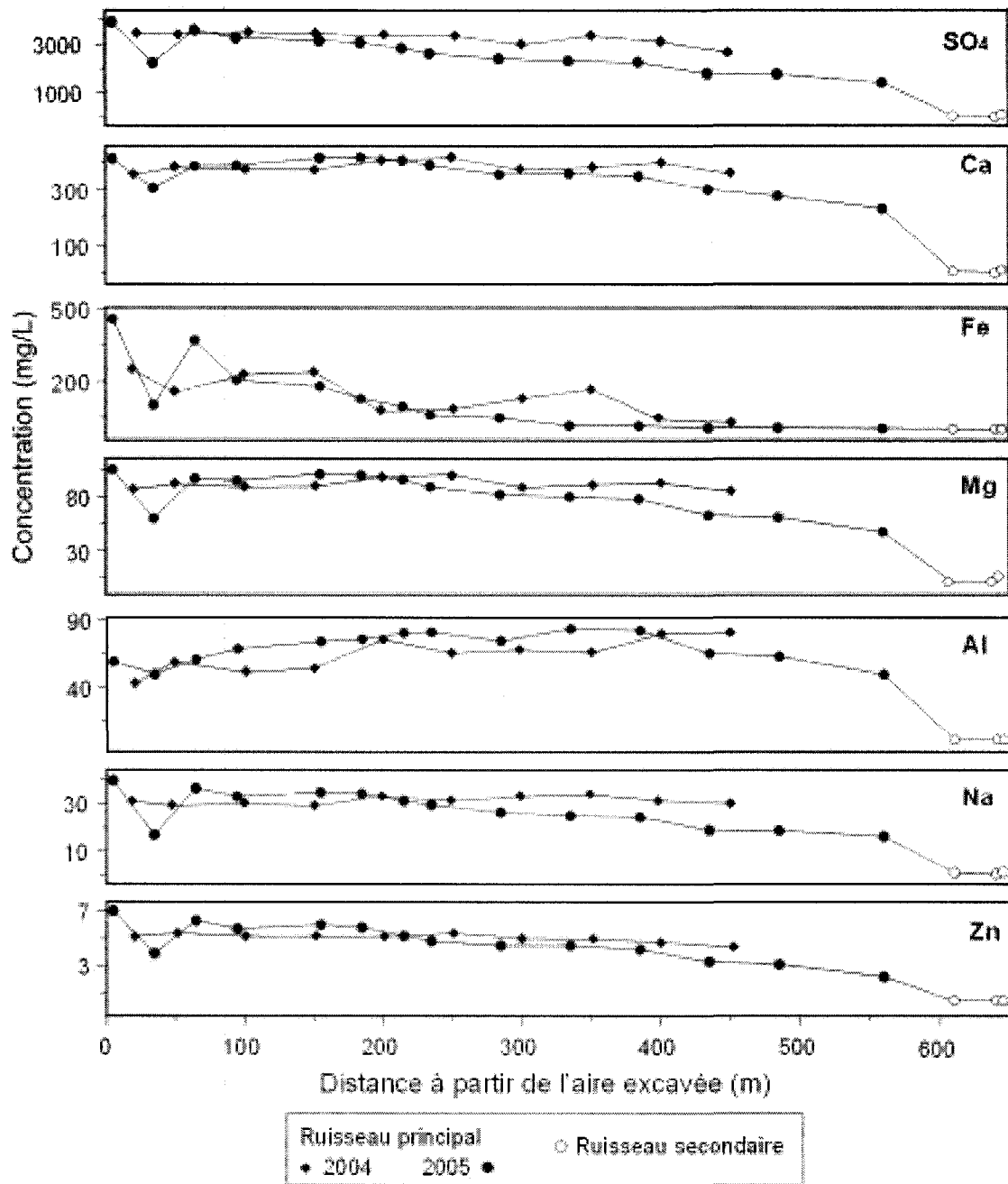


Figure 22. Concentration des cations S, Ca, Fe, Mg, Na et Zn des eaux du ruisseau principal et secondaire drainant le site DRA collectées en mai 2005 et juillet 2004.

4.2.2. Composition géochimique l'eau provenant de la couche active

Les eaux provenant de la fonte de la glace intrasédimentaire de la couche active (Tableau 4) échantillonnées à trois endroits le long du site DRA présentent un pH et une concentration en ions intermédiaires entre celles du ruisseau principal parcourant le site DRA et celles du site CTL (pH 3.5 ± 0.3 ; TDS : 1964 ± 834 mg/L; $n = 21$). Les eaux de la fonte de la couche active sont composées de SO_4 (1611 ± 326 ppm), Ca (257 ± 44 ppm), Mg (53.7 ± 12 ppm) et Al (48.3 ± 2.2 ppm) (Tableau 4). Ces eaux issues de la fonte de la glace de la couche active, telles que celles du ruisseau principal du site DRA (section 4.2.1.), contiennent des ions libres (Ca > 60%, Mg > 65%, Mn > 65%, Na > 95%, Zn > 46%). De plus, ces eaux présentent toutes une distribution verticale de la concentration des ions qui augmente en fonction de la profondeur (Fig. 23). La tendance des ions à augmenter en profondeur est typique des sols qui gèlent saisonnièrement. En gelant, les ions sont séquestrés par l'eau résiduelle de la couche active, créant ainsi une zone riche en ions au-dessus du pergélisol (Cheng 1983, Mackay 1983, Kokelj & Burn 2003, Kokelj & Burn 2005).

Le programme de modélisation géochimique PHREEQC (Parkhurst & Appelo 1999), d'après le calcul du ratio de $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ (70 :5), indique que les ions solubles dans la couche active sont près de la saturation de l'anhydrite et du gypse, sous saturé de goéthite et d'hématite, et sursaturé de gibbsite, jarosite, ferrihydrite et FeS (Tableau5).

4.2.3. En bref

Les résultats principaux de l'étude des eaux drainant le site DRA et CTL sont :

1. Les eaux du ruisseau principal au site DRA sont plus acides et plus minéralisées que celles du ruisseau secondaire et que celles du site CTL. Les concentrations ioniques des eaux du ruisseau principal du site DRA diminuent régulièrement en descendant la pente et drastiquement lorsqu'elles sont diluées par les eaux du second ruisseau;
2. Le programme de modélisation géochimique PRHEEQC, par mesure indirecte, suggère que les eaux du ruisseau principal drainant le site DRA a) contiennent du Fe(II) présent sous forme de Fe^{2+} et du Fe(III) principalement complexé avec le sulfate; et b) qu'elles sont saturées en anhydrite et gypse et sursaturées en goéthite, hématite et jarosite.
3. Les eaux provenant de la fonte de la glace de la couche active ont un pH et une quantité de matière totale dissoute intermédiaire entre ceux des eaux acidifiées du site DRA (ruisseau

principal) et ceux non acidifiés (ruisseau secondaire du site DRA et eaux du site CTL). Le gel de l'eau de la couche active à l'automne fait augmenter la concentration des ions en fonction de la profondeur.

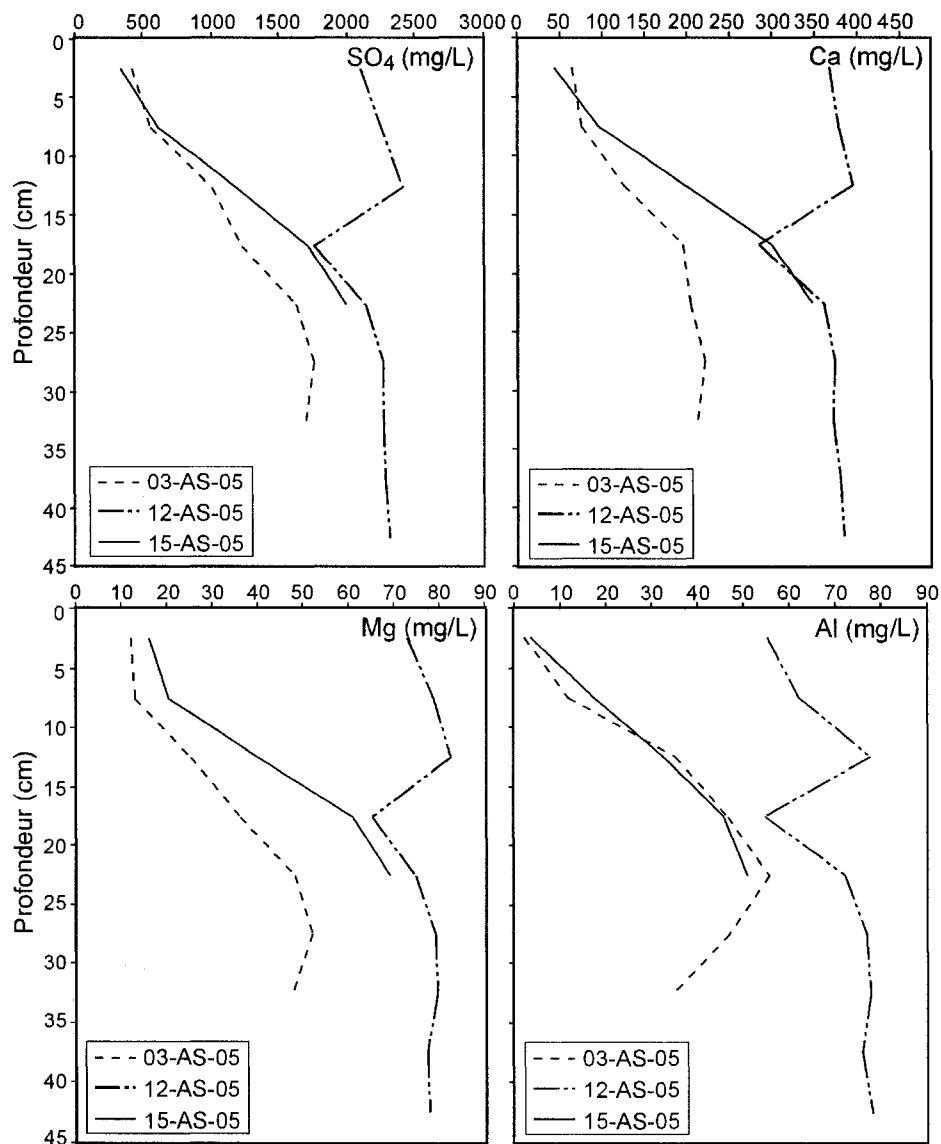


Figure 23. Distribution verticale (selon des intervalles de 5 cm de profondeur) de la concentration des ions Mg, Al, Ca et SO₄ pour les trois points d'échantillonnage de la couche active au site DRA (Fig. 6).

Tableau 4. Résultats ioniques (mg/L) et indices de saturation (calculés avec le programme PHREEQC) des eaux de la fonte de la couche active provenant du site DRA.

# Échantillon	Profondéur (cm)	pH	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Zn	SO ₄	Gypse	Anhydrite	Goéthite	Hématite	Jarosite-K	Gibbsite	Ferrhydrite	FeS(ppi)
03-AS-05	0-5	3.4	2.2	65	1.0	6.4	12.0	0.5	9.1	19.9	414	-1.07	-1.32				-4.42		
03-AS-05	5-10	3.1	11.6	76	1.0	2.5	13.0	0.5	9.5	7.2	544	-0.97	-1.23	2.02	5.96	-5.73	-4.39	-3.12	-4.76
03-AS-05	10-15	3.4	35.3	125	9.5	<2	25.4	0.8	12.0	6.3	998	-0.63	-0.89	3.57	9.03		-3.40	-1.43	-3.02
03-AS-05	15-20	3.2	46.6	196	4.3	<2	36.3	1.0	15.5	1.7	1220	-0.43	-0.69	2.64	7.17		-3.87	-2.41	-3.69
03-AS-05	20-25	3.0	55.5	204	22.6	<2	48.2	1.6	19.0	2.1	1622	-0.36	-0.61	2.68	7.26		-4.50	-2.36	-3.29
03-AS-05	25-30	3.0	47.1	221	34.8	<2	52.3	2.3	19.4	2.2	1750	-0.33	-0.59	2.98	7.88		-4.32	-2.26	-3.00
03-AS-05	30-35	2.9	34.9	214	43.5	<2	47.6	2.1	18.3	7.8	1695	-0.34	-0.60	2.75	7.42		-4.81	-2.45	-3.13
12-AS-05	0-5	3.3	55.2	368	1.0	21.3	73.0	4.1	23.9	9.8	2165	-0.11	-0.37	-1.14	-0.39	-10.78	-7.03	-6.12	-6.16
12-AS-05	5-10	3.3	62.2	379	1.0	7.6	78.6	3.2	25.7	5.8	2239	-0.06	-0.31				-3.66		
12-AS-05	10-15	3.3	77.9	396	4.2	7.0	82.6	3.4	24.0	7.9	2410	-0.02	-0.27	2.64	7.17	-3.04	-3.71	-2.31	-3.34
12-AS-05	15-20	3.4	55.0	285	2.6	3.0	65.1	2.6	20.1	3.0	1752	-0.20	-0.45	2.83	7.54	-3.33	-3.44	-2.14	-3.43
12-AS-05	20-25	3.4	72.0	361	2.1	<2	74.8	2.9	22.0	3.6	2127	-0.09	-0.35	2.78	7.46		-3.22	-2.30	-3.42
12-AS-05	25-30	3.7	76.9	375	1.0	2.0	79.0	3.1	22.2	4.1	2254	-0.06	-0.32	3.23	8.36	-3.14	-2.35	-1.82	-3.16
12-AS-05	30-35	3.9	77.8	373	1.8	2.9	79.7	3.1	22.8	4.2	2261	-0.08	-0.33	4.05	10.01	-1.33	-1.61	-1.10	-2.45
12-AS-05	35-40	3.9	76.3	381	<2	3.7	77.3	3.1	23.6	4.0	2281	-0.04	-0.29				-1.89		
12-AS-05	40-45	3.9	78.4	384	1.4	3.9	77.8	3.1	23.9	4.1	2301	-0.04	-0.30	3.86	9.62	-1.50	-1.82	-1.14	-2.60
15-AS-05	0-5	3.5	3.6	44	1.0	12.9	15.9	0.8	9.4	12.7	326	-1.30	-1.56				-3.76		
15-AS-05	5-10	3.8	17.3	95	2.8	8.4	20.3	1.0	9.8	9.0	608	-0.86	-1.11	4.25	10.40	-0.52	-2.23	-0.84	-2.88
15-AS-05	10-15	3.7	32.8	199	4.3	6.0	39.9	1.9	14.3	3.4	1172	-0.43	-0.68	4.06	10.02	-0.55	-2.46	-1.03	-2.69
15-AS-05	15-20	3.8	45.5	301	<1	3.4	60.9	2.7	18.4	2.0	1705	-0.19	-0.45				-2.14		
15-AS-05	20-25	3.8	50.9	347	<1	4.1	69.0	3.2	23.8	10.0	1981	-0.13	-0.39				-1.91		
MOYENNE		3.5	48.3	256.6			53.7	2.2	18.4	6.2	1611	-0.37	-0.62	2.88	7.66	-3.32	-3.38	-2.19	-3.40
ÉCART-TYPE		0.3	2.2	43.8			12.0	0.5	9.1	1.7	326	0.38	0.38	1.29	2.58	3.25	1.32	1.27	0.94

Tableau 5. Composition géochimique des échantillons de roches collectés sur l'aire excavée surplombant le site DRA.

# Échantillon	$\delta^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$	Pourcentage (%)														ppm									
		SiO ₂	Al ₂ O ₃	CaO	K ₂ O	MgO	Na ₂ O	P ₂ O ₅	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	Ba	Ce	Cr	La	Nb	Nd	Ni	Pb	Rb	Sr	Zn				
SCH1a	1.8	65.0	17.1	0.3	2.6	1.0	0.4	0.2	3.7	1.1	1802	86	141	47	16	40	42	28	132	133	80				
SCH2a	2.3	64.7	14.5	0.2	2.8	1.2	0.4	0.1	6.6	0.8	2722	81	97	42	12	46	28	34	150	140	95				
SCH3b		53.0	1.3	0.6	0.2	1.7	0.1	0.2	33.6	0.1	776	2	24	0	5	1	47	9	15	40	178				
SCH4c		95.1	2.3	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.5	0.1	407	17	24	9	0	4	6	7	13	34	8				
SCH5c		95.8	1.6	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.8	0.1	375	0	18	5	0	1	0	11	12	25	9				
SCH6c		95.3	2.0	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.7	0.2	363	1	23	2	0	5	0	9	18	32	14				

Note: composition minérale des échantillons de roches : a) quartz et jarosite; b) quartz et goéthite; c) quartz

4.3. Analyse du substratum et des sédiments de surface

4.3.1. Composition minéralogique des roches

Selon la carte géologique (Fig. 4) de la région d'Eagle Plains, le site d'étude repose sur des grès et des schistes du Dévonien supérieur (Dixon 1992). Les analyses XRD des différents types de roches échantillonnées sur le terrain déboisé situé au haut du site DRA (Fig. 6) indiquent que les grès sont majoritairement composés de quartz (SiO_2) et parfois de goéthite ($\text{FeO}(\text{OH})$), un minéral formé par l'oxydation des dépôts riche en fer. Les analyses XRD indiquent aussi que les schistes sont principalement formés de quartz et de jarosite ($\text{KFe}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$), un minéral formé par l'oxydation des sulfites de fer.

D'après les résultats des analyses XRF (Tableau 5), les grès contiennent de la silice ($95\% \pm 0.4$), de l'oxyde d'aluminium ($1.9\% \pm 0.4$) et de l'oxyde ferrique ($0.7\% \pm 0.2$). Au contraire, les grès contenant de la goéthite ont une concentration plus importante d'oxyde ferrique (34%) et une concentration moins importante de silice (53%). Les schistes comprenant de la jarosite contiennent essentiellement de la silice ($65\% \pm 0.2$), de l'oxyde d'aluminium ($16\% \pm 1.9$), de l'oxyde ferrique ($5\% \pm 2$) et de l'oxyde de potassium ($3\% \pm 0.1$). Les roches ayant une importante quantité de silice n'ont qu'une très faible capacité pour neutraliser l'acidité provoquée par le DRA.

4.3.2. Sédiments de surface

4.3.2.1. Granulométrie, matières organiques et carbonates

Une analyse de la composition granulométrique du sol des sites DRA, CTL et REF indique une texture des sols homogène (Fig. 24). Celle-ci est majoritairement de type loam limoneux (73%). Les autres textures rencontrées sont les sols limoneux (8%), loam sablonneux (13%), sableux (2%) et sable loameux (4%).

Les pourcentages de matières organiques varient beaucoup entre les sites DRA (Tableau 6) et CTL (Tableau 7) et s'échelonnent entre 7% et 83%. Ces résultats sont liés aux concentrations d'argiles (Fig. 25; Tableau 6 et 7). Le coefficient de corrélation entre le pourcentage de matières organiques et d'argiles est supérieur au site CTL ($r^2 = 0.68$, $P < 0.05$) comparativement au site DRA ($r^2 = 0.6$). Les pourcentages de carbonates sont faibles et ne s'élèvent jamais au-dessus de 1.61% (site DRA : 1.03%, $n = 27$; site CTL : 0.69%, $n = 10$).

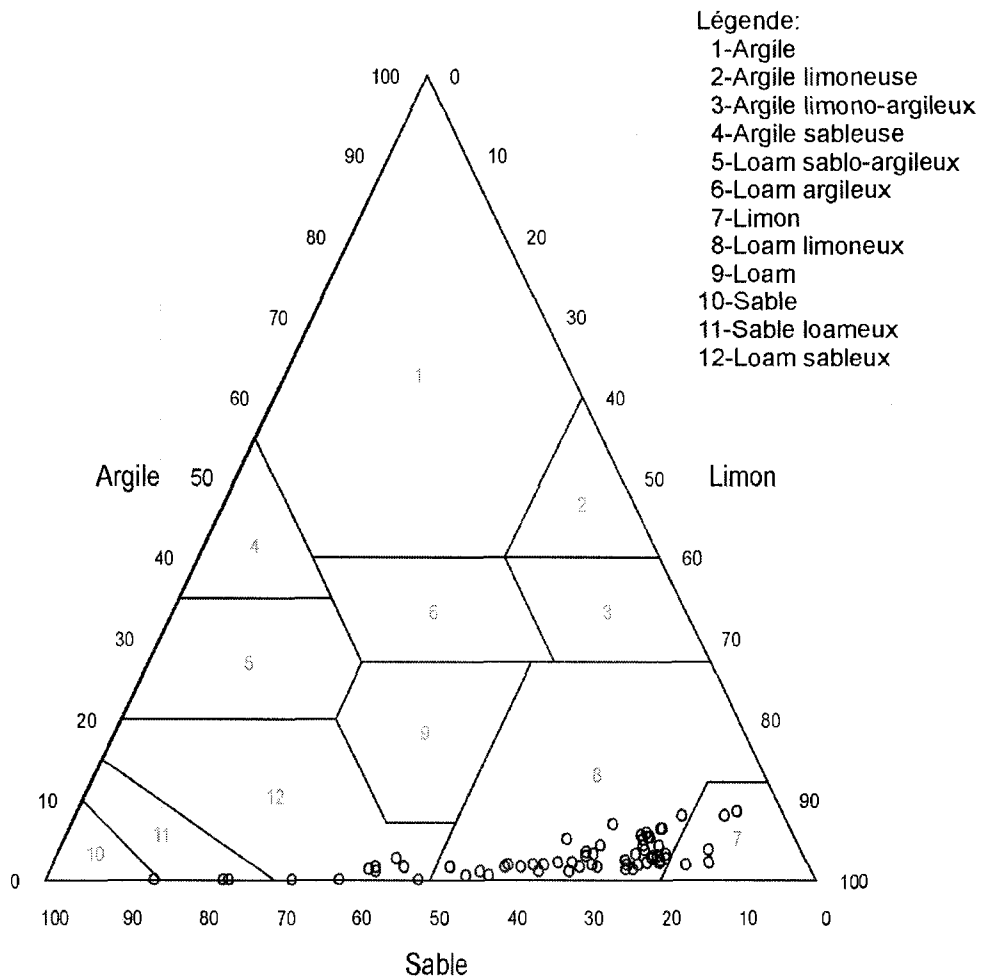


Figure 24. Textures présentes aux sites DRA et CTL selon la distribution du pourcentage de la taille des particules d'argile, de limon et de sable.

Tableau 6. Distribution de la taille des particules, pH, matières organiques et composition géochimique des sédiments échantillonnés au site DRA.

# Échantillon	pH	Pourcentage (%)			ppm															
		Argile	Limon	Sable	Mat. Org.	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Ba	Ce	Cr	La	Nb	Nd	Ni	Pb	Rb	Sr	Zr	Zn
01-AS-04	2.6	22.9	1.3	75.8	39.8	43.38	9.2	37.6	1339	29	69	27	9	11	33	14	73	93	153	84
02-AS-05	2.9	18.9	2.7	78.5	16.1	72.98	13.6	5.5	1241	67	108	51	13	31	22	38	110	125	274	72
02-AS-04	2.8	15.7	1.6	82.7	12.4	69.77	13.2	8.1	1301	62	107	42	15	23	24	26	108	124	255	72
03-AS-05	3.0	23.2	2.3	74.5	10.7	74.02	12.1	6.3	1084	35	96	37	13	14	23	33	99	117	261	64
04-AS-05	2.8	21.6	3.0	75.5	34.0	65.52	13.0	12.5	1896	69	101	35	13	34	22	36	112	148	211	72
03-AS-04	2.8	27.5	1.4	71.2	12.4	72.23	11.2	8.4	1169	55	92	51	13	25	24	23	92	110	234	73
05-AS-05	2.9	12.8	1.9	85.4	31.9	66.63	13.6	10.1	1650	29	98	37	16	20	24	32	120	147	214	70
04-AS-04	3.5	20.1	3.6	76.3	7.2	73.83	12.0	5.5	1494	56	92	39	13	32	12	24	108	143	232	62
06-AS-05	2.8	19.0	2.1	79.0	31.0	71.73	12.6	7.6	1456	78	121	31	14	35	57	35	109	140	256	71
05-AS-04	3.0	17.9	2.5	79.6	19.4	70.90	12.6	7.3	1479	64	98	44	13	31	21	25	109	136	243	65
08-AS-05	3.3	17.9	4.2	77.9	24.6	69.82	15.8	6.2	1508	81	109	49	16	33	32	34	133	135	202	92
09-AS-05	3.4	29.6	4.9	65.4	50.3	56.76	18.4	12.5	2227	100	131	56	13	51	60	47	145	153	161	160
06-AS-04	3.2	18.7	2.2	79.1	18.4	71.17	11.9	7.7	1354	82	96	49	13	43	22	23	97	133	239	71
10-AS-05	3.0	31.4	0.9	67.7	41.7	56.83	11.5	22.0	1851	60	89	27	11	30	33	27	90	125	186	91
07-AS-04	3.1	28.0	1.7	70.4	24.2	74.34	10.1	7.7	1200	65	85	52	12	20	22	25	86	120	273	60
11-AS-05	3.2	13.3	7.7	79.0	20.3	69.97	15.0	5.9	1881	93	108	50	14	40	23	34	139	144	189	82
08-AS-04	3.5	56.0	1.5	42.5	8.5	78.51	8.2	7.2	670	38	66	39	9	25	23	19	48	87	228	89
09-AS-04	3.2	23.4	1.7	74.9	39.7	62.88	17.4	8.4	2269	74	121	63	14	37	45	34	134	164	206	123
13-AS-05	3.9	34.0	1.8	64.1	34.9	73.58	13.6	4.9	1568	58	93	34	14	28	23	23	118	143	242	61
10-AS-04	3.1	35.2	1.0	63.8	55.6	51.61	14.1	21.3	2492	66	99	44	12	39	43	41	113	151	158	120
MOYENNE	3.10	24.34	2.50	73.16	26.65	67.32	13.0	10.6	1556	63	99	43	13	30	29	29	107	132	221	83
ÉCART-TYPE	0.31	9.86	1.61	9.38	14.11	8.85	2.5	7.9	442	20	16	10	1.8	9.8	13	8	23	20	37	25

Tableau 7. Distribution de la taille des particules, pH, matières organiques et composition géochimique des sédiments échantillonnés au site CTL.

# Échantillon	pH	Pourcentage (%)				ppm														
		Argile	Limon	Sable	Mat. Org.	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Ba	Ce	Cr	La	Nb	Nd	Ni	Pb	Rb	Sr	Zr	Zn
11-CS-01	4.5	20.8	2.0	77.3	42.1	72.02	13.6	4.6	1268	92	102	32	17	46	37	23	106	151	281	93
12-CS-00	4.4	11.8	3.7	84.6	31.2	61.19	19.8	8.4	1962	86	136	55	16	40	30	31	150	155	207	101
13-CS-01	4.5	28.0	2.8	69.2	27.6	69.08	16.6	4.5	1660	99	126	67	15	50	35	29	134	142	243	84
14-CS-02	4.5	32.3	1.9	65.9	41.1	67.67	18.1	4.6	1875	114	129	61	16	48	41	34	133	172	245	107
15-CS-03	4.5	35.5	1.7	62.8	35.1	68.74	16.7	4.7	1544	114	128	72	14	55	28	31	126	151	252	78
16-CS-04	4.4	19.8	2.4	77.8	30.9	68.37	16.2	6.4	1391	86	125	30	15	38	22	34	122	143	247	71
17-CS-04	4.6	39.4	1.5	59.1	48.5	70.31	14.6	6.4	1628	81	113	63	12	47	29	31	115	144	240	80
18-CS-05	4.7	52.7	2.5	44.8	83.2	39.86	19.9	22.9	5581	67	135	63	13	41	77	63	142	273	163	188
18-CS-06	4.6	42.8	0.9	56.3	68.3	65.87	15.0	7.6	2523	93	105	49	12	54	56	30	101	179	233	107
<i>MOYENNE</i>	<i>4.50</i>	<i>31.45</i>	<i>2.15</i>	<i>66.40</i>	<i>45.33</i>	<i>64.79</i>	<i>16.7</i>	<i>7.8</i>	<i>2159</i>	<i>92</i>	<i>122</i>	<i>55</i>	<i>14</i>	<i>46</i>	<i>39</i>	<i>34</i>	<i>125</i>	<i>168</i>	<i>235</i>	<i>101</i>
<i>ÉCART-TYPE</i>	<i>0.10</i>	<i>12.79</i>	<i>0.80</i>	<i>12.35</i>	<i>18.81</i>	<i>9.83</i>	<i>2.2</i>	<i>5.8</i>	<i>1335</i>	<i>15</i>	<i>12</i>	<i>15</i>	<i>1</i>	<i>6</i>	<i>17</i>	<i>11</i>	<i>16</i>	<i>42</i>	<i>33</i>	<i>35</i>

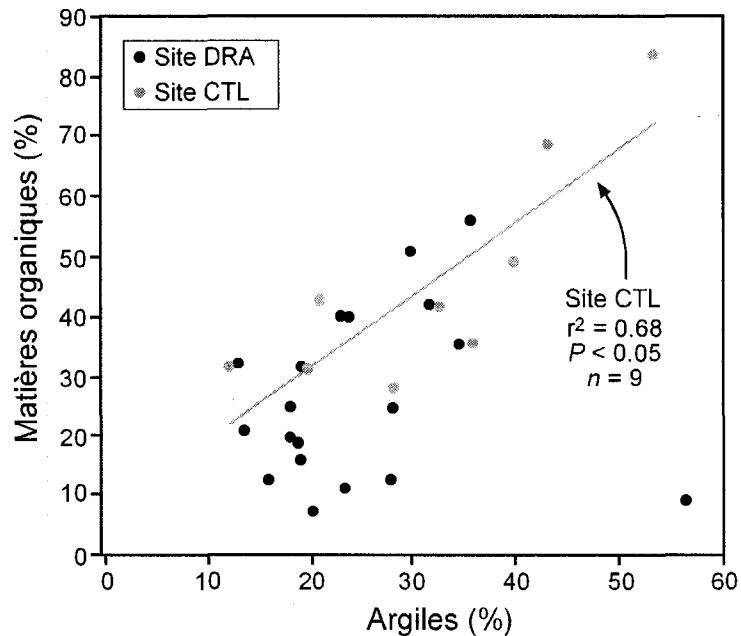


Figure 25. Relation linéaire positive entre le pourcentage d'argiles et le pourcentage de matières organiques aux sites DRA et CTL.

4.3.2.2. pH et géochimie

Le pH des sédiments de surface mesuré au site DRA est significativement différent de celui mesuré au site CTL. Le pH de 4.5 ± 0.1 ($n = 10$; Tableau 7) au site CTL est représentatif de celui d'une forêt d'épinettes (Hagen-Thorn *et al.* 2004), alors que celui mesuré au site DRA présente des valeurs plus acides (3.2 ± 0.3 , $n = 27$; Tableau 6). Le long du transect de transition (Fig. 6), les valeurs de pH du sol sont plus basses (3.4 ± 0.3) pour les deux points d'échantillonnage situés près du ruisseau principal du site DRA comparativement à celles collectées plus loin du cours d'eau (4.4 ± 0.2 ; $n = 6$). Par contre, les concentrations des éléments contenus dans le sol des sites DRA et CTL sont similaires. Les analyses XRF indiquent que les sédiments sont principalement composés de silice (65%), d'oxyde d'aluminium (15%) et d'oxyde ferrique (10%), alors que la concentration des autres métaux est de moins de 1%. Les métaux traces les plus abondants sont le Zn, Sr, Cu, Ni et Pb. Ces résultats sont similaires à ceux de la jarosite (Tableau 5) provenant de l'aire excavée surplombant les sites d'études (Fig. 6). La concentration des éléments analysés dans le sol ne présente que peu de variation spatiale en fonction de l'éloignement de l'aire excavée lors de la construction de la Dempster Highway vers le bas du versant où se trouve l'affluent de la rivière Eagle (Fig. 26), alors que les valeurs de pH augmentent de 2.7 à 3.5.

L'expérience de l'impact des roches sur le pH de l'eau durant une période de quatre jours montre que le pH des solutions qui étaient initialement de 6.6 est demeuré stable pour la solution contenant des grès, a augmenté à 8 pour celle contenant de la goéthite et a diminué progressivement jusqu'à un pH de 4 pour la solution contenant de la jarosite (Tableau 8).

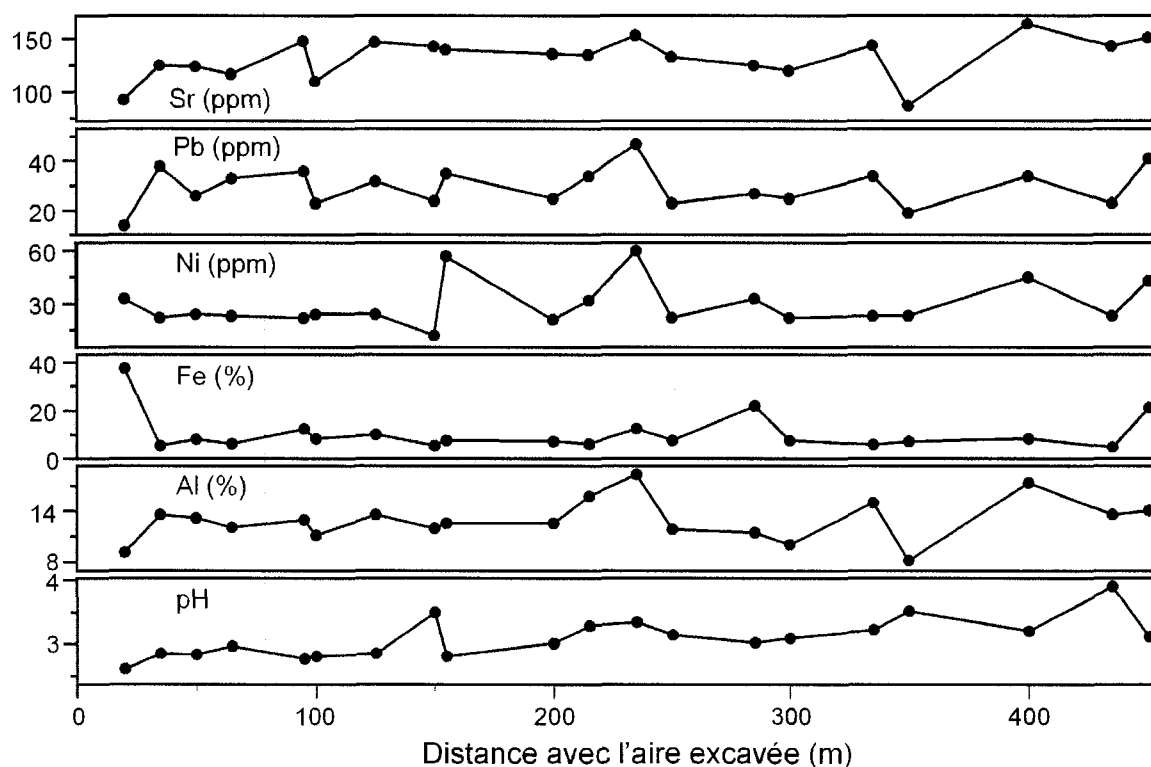


Figure 26. Concentration de Sr, Pb, Ni, Fe, Al et pH des sédiments de surface du site DRA en fonction de la distance entre le point d'échantillonnage et l'aire excavée.

Tableau 8. Résultats sur quatre jours de l'évolution du pH de solutions d'eau mélangées avec 1) des grès, 2) de la goéthite et 3) de la jarosite provenant de l'aire excavée.

Jours	Grès	Goéthite	Jarosite
0	6.6	6.6	6.6
1	6.4	8.1	4.7
2	6.5	8.1	4.2
3	6.5	8.1	4.1
4	6.5	8	4

4.3.2.3. Température et profondeur de la couche active

Les températures de l'air et des sédiments de surface notées par les enregistreurs de température (HOBO; Fig. 6) situés aux sites DRA et CTL sont présentées dans la Figure 27. Les températures de l'air sont similaires entre les deux sites avec un maximum de 20 °C en août et d'un minimum de -40 °C en janvier. Cependant, la température de l'air au site DRA est plus élevée de janvier à avril que celle du site CTL. Il est possible que cette différence soit causée par une accumulation plus importante de neige au site affecté, ce qui aurait recouvert de neige l'enregistreur situé à 80 cm au-dessus du sol.

Les températures des sédiments de surface notées par les deux enregistreurs indiquent une tendance différente entre les sites DRA et CTL. Au site CTL, le sol gèle en septembre et indique des conditions près de l'isotherme jusqu'à la mi-octobre. Les températures tombent ensuite sous le 0 °C du mois de novembre jusqu'à la fin avril. La température minimale de -6 °C fut atteinte en février. Au site DRA, le sol a lui aussi gelé au début du mois de septembre, mais les températures y sont demeurées près des conditions isothermiques jusqu'à la fin du mois d'avril.

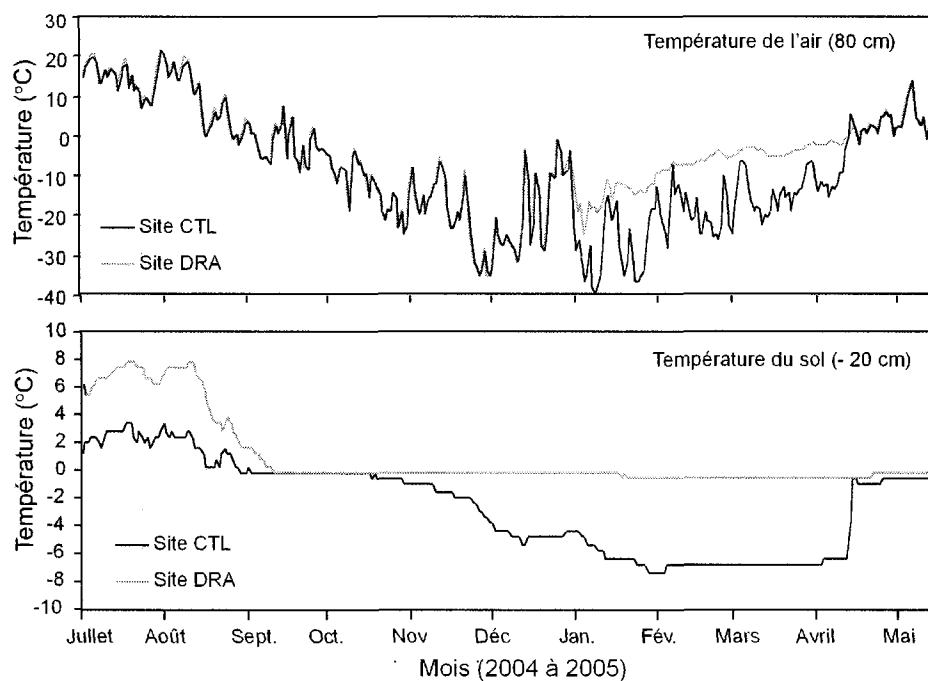


Figure 27. Les températures de l'air (80 cm au-dessus du sol) et des sédiments de surface (20 cm dans le sol) notées par les enregistreurs de température (HOBO) aux sites DRA et CTL.

La température plus élevée durant l'hiver au site DRA est mise en évidence par la profondeur de la couche active (Fig. 28 et Fig. 29). Au site CTL, la profondeur de la couche active se situe entre 20 et 35 cm (27.8 ± 5.2 cm, $n = 10$), alors qu'au site DRA, la profondeur de la couche active se situe entre 27 et 80 cm (59.8 ± 18.3 cm, $n = 10$). De plus, les mesures provenant du transect de transition (Fig. 6) traversant les sites DRA et CTL indiquent que la profondeur de la couche active est de moins en moins profonde du site DRA au site CTL. Les deux mesures provenant du site DRA ont une profondeur moyenne de 66 ± 10 cm, alors que les mesures précédant ce site et entourant le site CTL ont une moyenne de 26.3 ± 6.3 cm ($n = 6$). La différence de la profondeur de la couche active entre les sites DRA et CTL ne peut être attribuée à une texture du sol distincte, car le loam limoneux recouvre tous les sites étudiés (Fig. 24).

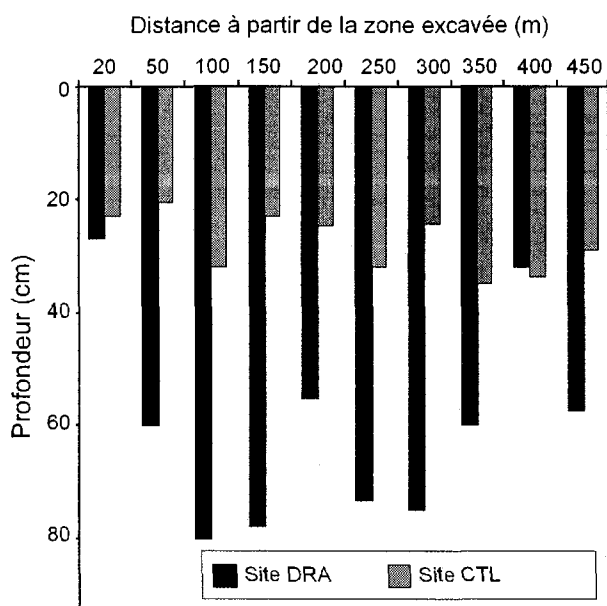


Figure 28. Profondeur de la couche active aux sites DRA et CTL selon la distance avec l'aire excavée lors de la construction de la Dempster Highway.

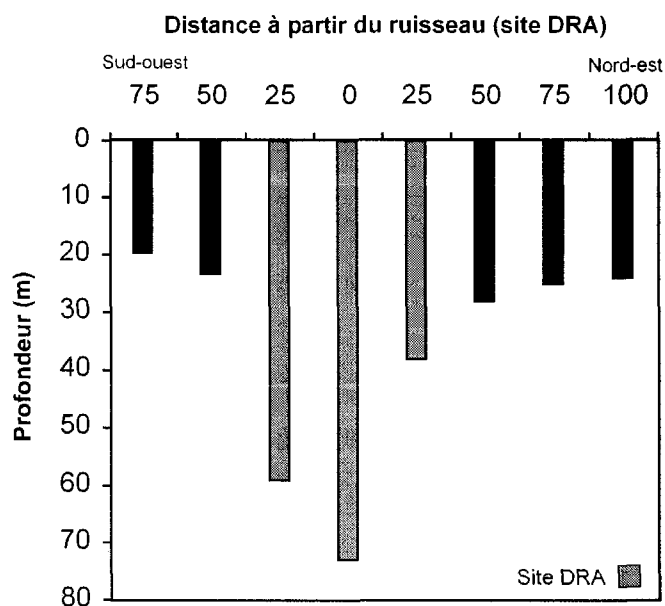


Figure 29. Profondeur de la couche active au site DRA le long du transect transversal selon la distance avec le ruisseau principal drainant le site DRA.

4.3.3. En bref

L'étude du substratum et des sédiments de surface a permis l'énoncé des conclusions principales suivantes :

1. Le substratum de l'aire excavée située au haut du site DRA est composé de quartz, de goéthite et de jarosite. Le pourcentage élevé de silice dans le substratum ne permet pas la diminution de l'acidité par effet tampon;
2. Les sédiments de surface des sites DRA, CTL et REF ont une texture de loam limoneux. Leur pourcentage de matières organiques est lié à celui des argiles et leur faible pourcentage de carbonates n'engendre pas une diminution de l'acidité;
3. La composition des sédiments de surface des sites DRA et CTL est similaire à celle de la jarosite. Par contre les sédiments du site DRA sont plus acides que ceux du site CTL;
4. La température de l'air et celle des sédiments de surface est plus élevée durant l'hiver au site DRA que CTL. De même, la profondeur de la couche active est plus importante au site DRA que CTL.

5.1. Interprétation des données brutes de dendrogéochimie

Dans cette étude, la combinaison des différents traceurs utilisés (isotopes du plomb, métaux traces et lourds) dans les analyses dendrogéochimiques effectuées sur les arbres des sites DRA et REF ont permis d'obtenir des informations sur 1) la date de l'initiation de l'acidification au site DRA, 2) sur l'impact géochimique engendré par la construction de la route sur les arbres étudiés ainsi que 3) sur l'évolution spatiale de l'acidification.

5.1.1. Distribution et origine des isotopiques du plomb

Les résultats des ratios isotopiques du plomb (Fig. 17) pour le site DRA-acide indiquent généralement un pic de leur concentration dans les années 1975-79. Durant ces années, les trois ratios isotopiques du plomb, à l'exception de ceux du site REF, atteignent une concentration jamais égalée dans les années précédentes et subséquentes. Cette augmentation du ratio isotopique indique qu'une source additionnelle de plomb a été absorbée en quantité importante par les arbres étudiés. Cette nouvelle source pourrait provenir du plomb devenu biodisponible par le lessivage causé par l'acidification des métaux contenus dans les roches de l'aire excavée (Fig. 6), et pourrait aussi être liée à l'augmentation de l'utilisation de véhicules à proximité des sites d'étude. En effet, en Amérique du Nord, du plomb a été ajouté à l'essence jusque dans les années 1980.

Les résultats des sites étudiés semblent confirmer les hypothèses liées aux causes de l'augmentation des ratios isotopiques du plomb. En effet, seul le ratio $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ du site DRA-intermédiaire, situé plus loin de la route comparativement aux deux autres sites étudiés, n'augmente pas dans les années suivant la construction de la Dempster Highway. Il se pourrait donc que le ratio $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ soit lié à la combustion d'essence ajoutée de plomb, car ce ratio pour les sites DRA-acide et REF, qui sont tous deux situés près de la route, augmente en 1975-79. Les ratios $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ et $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, qui augmentent tous deux pour les sites DRA-acide et DRA-intermédiaire, seraient liés à l'oxydation de la jarosite. L'augmentation plus faible au site DRA-intermédiaire pourrait être causée par sa localisation plus éloignée de l'aire excavée d'où proviendrait l'acidification. Une étude supplémentaire

sur la signature des isotopes du plomb provenant de l'essence et ceux de la jarosite présente sur l'aire excavée serait nécessaire pour confirmer ces hypothèses.

5.1.2. Distribution et origine des métaux traces

L'analyse des métaux traces (Fig. 18) des cernes de croissance des arbres au site DRA-acide indique des concentrations supérieures à celles des deux autres sites étudiés. Cette concentration élevée depuis les années 1940 suggère que le DRA n'a pas été engendrée par la construction de la route dans les années 1970 et que le phénomène a été initié à un moment antérieur à 1940. Tel que suggéré par la baisse de l'AST des arbres étudiés au site DRA-acide (Fig. 30), l'acidification pourrait avoir été engendrée à la fin des années 1930. Par contre, la légère augmentation des concentrations de Zn, As et Cd dans les années 1970-74 suggère que la construction de la Dempster Highway aurait pu avoir un impact sur la biodisponibilité des métaux traces dans le sol et les eaux de la région du site DRA connexe à l'aire excavée (Fig. 6).

La faible réponse de la géochimie des cernes d'arbres face à l'augmentation de la solubilisation des métaux traces dans l'eau et le sol du site DRA ne signifie pas que ceux-ci sont de mauvais indicateurs dendrogéochimiques. Lorsque les métaux sont déjà présents en quantité importante dans le sol, il est possible qu'une augmentation de leur présence ne modifie pas ou très peu la courbe naturelle (section 1.3.) de l'absorption des éléments (Dewalle *et al.* 1999). Tel que démontré par Schier (1985), des épinettes ayant toujours poussées dans un environnement à teneur élevée en aluminium peuvent ne présenter aucun signe de détérioration visible. Il est donc possible que la forte concentration des métaux, qui existe au moins depuis les années 1940, minimise l'impact de leur augmentation sur la géochimie des arbres étudiés. Par contre il est possible que les arbres vivant en présence d'une quantité importante d'aluminium biodisponible aient un système racinaire moins développé, ce qui pourrait entraîner une diminution de leur capacité à prélever les éléments nécessaires à leur survie (Schier 1985).

Finalement, la courbe du plomb au site DRA-intermédiaire présente plusieurs irrégularités depuis les années 1940 (Fig. 18). Elle montre une augmentation du plomb dans les années 1970-74 et 1980-84. Il est possible que ces variations aient été causées par le calcul de la moyenne des concentrations des trois arbres étudiés. Ces derniers ne sont pas localisés à la même distance du ruisseau principal drainant le site DRA. Ce ruisseau semble être le principal moyen de transport de l'acidité et des métaux sous forme soluble le long de la pente de ce site (section 6.1). Il est possible que les arbres du site DRA-

intermédiaire n'aient pas été exposés simultanément aux mêmes changements environnementaux, ce qui résulterait en des irrégularités le long de la courbe de la concentration du plomb.

5.1.3. Distribution et origine des métaux lourds

Depuis les années 1940, la concentration des éléments lourds (Fig. 19) au site DRA-acide est considérablement supérieure à celle du site REF. Ce résultat suggère une fois de plus que l'initiation du DRA est antérieure à la construction de la route. Par contre, plusieurs éléments lourds analysés indiquent une augmentation de leur concentration durant les années 1970, décennie correspondant à celle de la construction de la Dempster Highway. Bien que la quantité d'aluminium et de fer diminue depuis les années 1950-54, une légère augmentation est visible pour le fer dans les années 1970-74. Le Na, Mn, Mg et le K subissent une amplification de leur concentration dans les années 1975-79. À l'exception du Mg, cette augmentation rejoint une concentration jamais atteinte depuis les années 1940-44. L'augmentation de la concentration du sodium et du soufre dans les cernes d'arbre en 1975-79 est aussi présente, mais plus faiblement. Il n'est malheureusement pas possible de faire la corrélation entre cette augmentation et leur quantité respective dans la jarosite de l'aire excavée, car ces éléments n'y ont pas été analysés. Finalement, le calcium indique lui aussi une augmentation de sa concentration, mais seulement pour les années 1980-84. Cette réponse tardive de la concentration du calcium dans les arbres étudiés par rapport à l'augmentation du DRA pourrait être causée par la translocation du calcium vers d'autres cernes plus récents.

Il faut noter que pour tous les éléments lourds analysés au site DRA-acide, une baisse a suivi la hausse de leur concentration durant les années 1970 à 1979. Les arbres analysés sont morts moins de 20 ans après cette hausse. L'augmentation de la concentration de certains éléments traces et majeurs ne peut à elle seule causer la mort des épinettes noires étudiées, car les arbres ont survécu à l'importante absorption de plusieurs de ces éléments dans les années précédant la construction de la Dempster Highway. Cependant, la sénescence des arbres étudiés combinée à l'augmentation de l'acidité et à l'absorption élevée de certains éléments auraient pu causer leur mort prématurée, soit par toxicité, soit en rendant les arbres plus sensibles aux conditions extérieures telles que l'accroissement des températures. En effet, le Nord-Ouest Canadien a été témoin à la fin du 20^{ième} siècle d'un important réchauffement climatique au Canada (Environnement Canada 2006).

5.2. Interprétation des données normalisées de dendrogéochimie

Au site d'étude DRA, l'acidification des eaux et des sédiments de surface causée par l'oxydation des minéraux sulfurés semble avoir eu des répercussions sur la croissance des arbres. La comparaison des courbes de la moyenne de l'accroissement de la surface terrière (AST) des trois arbres étudiés à chacun des sites DRA-acide, DRA-intermédiaire et REF (Fig. 30) montre un des impacts du DRA. En effet, les valeurs moyennes de l'AST au site DRA-acide sont inférieures à celles des deux autres sites à partir des années 1940. Il est probable que ce patron soit déterminé par les conditions extérieures telles que les températures et les précipitations qui sont semblables entre les sites étudiés, alors que l'amplitude de la croissance serait influencée par les conditions particulières à chaque zone, notamment par la géochimie du sol et des eaux. En considérant cette éventualité, il est probable que la quantité de métaux absorbée par les arbres influence leur croissance annuelle et inversement, que la croissance de l'arbre déterminée par les facteurs extérieurs influence le niveau d'absorption des éléments.

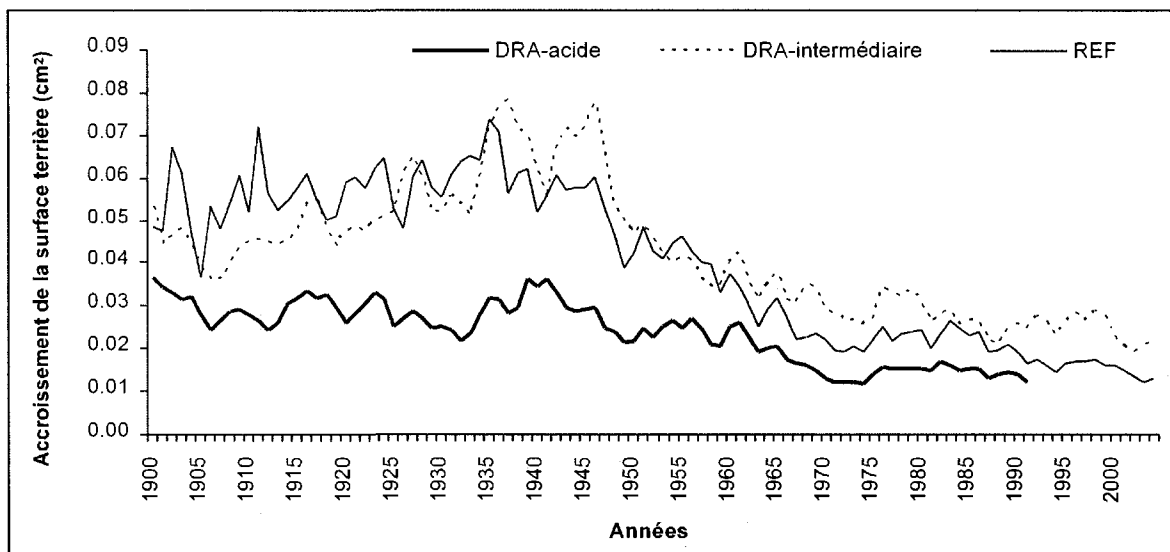


Figure 30. Accroissement moyen de la surface terrière (cm²) pour les sites DRA-acide, DRA-intermédiaire et REF.

Une nouvelle méthode de normalisation des données dendrogéochimiques, basée sur l'hypothèse que la quantité de métaux absorbée est influencée par le taux de croissance de l'arbre, est proposée dans cette étude. Une matrice de corrélation a d'abord été réalisée pour vérifier si une réelle corrélation existe entre la croissance d'un arbre et la concentration des éléments ingérés par celui-ci

(Tableau 9). Un coefficient de corrélation (R^2) a été calculé entre la concentration totale de chaque élément pour une durée de cinq ans et l'AST moyen des cinq années correspondantes. Le résultat indique une corrélation significative ($R^2 > 0.6$; $n - 1$) pour les isotopes du plomb ($^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$), le Na, Mn, K, Mg, Zn, Ca et S. La discussion qui suit découle de ce résultat.

5.2.1. Distribution temporelle

Les courbes de la normalisation des données dendrogéochimiques par l'AST montrent que les ratios isotopiques du plomb (Fig. 31), les concentrations de métaux traces (zinc) (Fig. 32) et de métaux lourds (Fig. 33) sont plus élevés au site DRA-acide qu'aux sites DRA-intermédiaire et REF. Tous les arbres du site DRA-acide indiquent une hausse importante de leur concentration dans les années 1970-74. Les épinettes noires étudiées près de l'aire excavée, malgré les années de faible croissance caractérisant les années 1970, ont ingéré une importante quantité de tous les éléments et isotopes analysés. Les années correspondant à la hausse de l'absorption des métaux et isotopes coïncident encore une fois à celles de la construction de la Dempster Highway.

Les trois arbres étudiés au site DRA-intermédiaire montrent une augmentation de leur concentration à différents moments à partir des années 1980. Cette observation est valable pour le zinc, d'autres métaux traces dont la corrélation obtenue entre l'AST et l'absorption de métaux n'était pas significative, ainsi que pour les ratios isotopiques du plomb. Les signes de l'impact géochimique de l'acidité sur les arbres du site DRA-intermédiaire seraient donc survenus une dizaine d'années ultérieurement à ceux des arbres situés en amont de la pente.

Au site REF, les arbres analysés ont généralement des concentrations qui s'élèvent graduellement au fil des années et qui montrent à l'occasion, une légère hausse en 1970-74 et en 1990-94. Par contre, l'échantillon numéro 15 présente toujours des concentrations plus élevées que celles des deux autres arbres analysés. Cette augmentation peut avoir été causée par la croissance moindre de cet arbre par rapport aux deux autres épinettes analysées. L'augmentation constante à partir des années 70 pourrait être liée à l'accroissement de véhicules carburant à l'essence enrichie en plomb aux alentours du site REF.

Tableau 9. Matrice de corrélation (R^2) entre la croissance (AST) des arbres analysés par la dendrogéochimie et leurs concentrations d'éléments absorbés. Les éléments retenus sont ceux ayant une valeur ≥ 6 (caractère gras).

# Échantillon	$^{214}\text{Pb} / ^{210}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb} / ^{208}\text{Pb}$	$^{207}\text{Pb} / ^{208}\text{Pb}$	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Cd	Pb	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	S
<i>DRA-acide</i>																		
2A	0.91	0.91	0.91	0.26	0.36	0.84	0.37	0.44	0.41	0.63	0.25	0.85	0.49	0.88	0.76	0.83	0.95	0.68
2C	0.87	0.86	0.86	0.13	0.38	0.29	0.09	0.12	0.13	0.40								
2D	0.98	0.98	0.98	0.74	0.26	0.98	0.47	0.92	0.14	0.87	0.33	0.65	0.06	0.92	0.94	0.87	0.92	0.54
<i>DRA-Intermédiaire</i>																		
10B	0.87	0.89	0.88	0.70	0.15	0.74	0.83	0.54	0.68	0.80								
10D	0.80	0.76	0.76	0.68	0.71	0.73	0.71	0.60	0.60	0.61								
10E	0.79	0.76	0.76	0.62	0.56	0.85	0.81	0.78	0.77	0.02								
<i>REF</i>																		
8	0.87	0.85	0.87	0.81	0.08	0.91	0.78	0.91	0.61	0.23								
15	0.85	0.85	0.85	0.83	0.66	0.87	0.75	0.80	0.78	0.76	0.38	0.82	0.61	0.73	0.77	0.81	0.85	0.76
20	0.88	0.88	0.87	0.74	0.33	0.89	0.80	0.75	0.76	0.81	0.22	0.78	0.62	0.76	0.76	0.80	0.72	0.83

Note: Le degré de liberté ($n - 1$) est de 9 pour les arbres du site DRA-acide et la valeur critique du coefficient de corrélation (niveau de confiance de 99,5%) est de 3.69. Le degré de liberté ($n - 1$) est de 12 pour les arbres des sites DRA-intermédiaire et REF, et la valeur de leur coefficient de corrélation (niveau de confiance de 99,5%) est de 3.43.

Figure 31. Ratios isotopiques du plomb normalisés en fonction de l'accroissement de la surface terrière ($R^2 > 0.6$) de chaque arbre analysé aux sites DRA-acide, DRA-intermédiaire et REF.

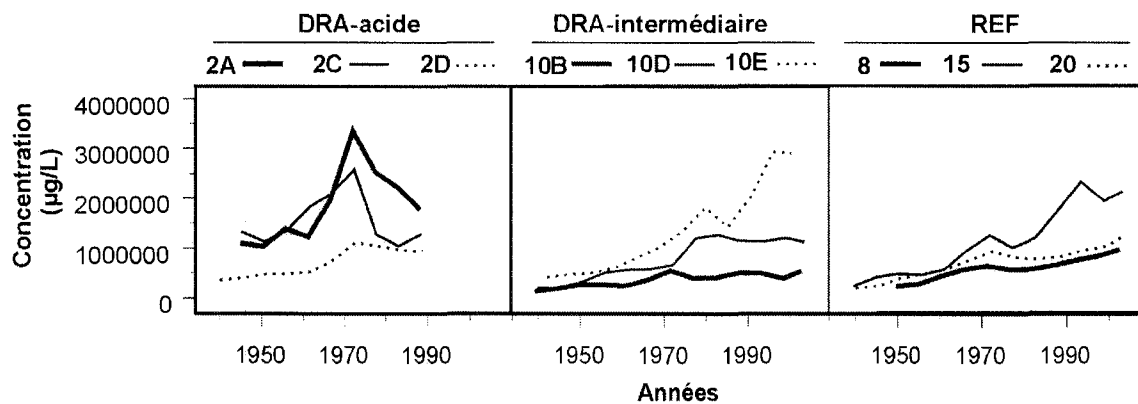
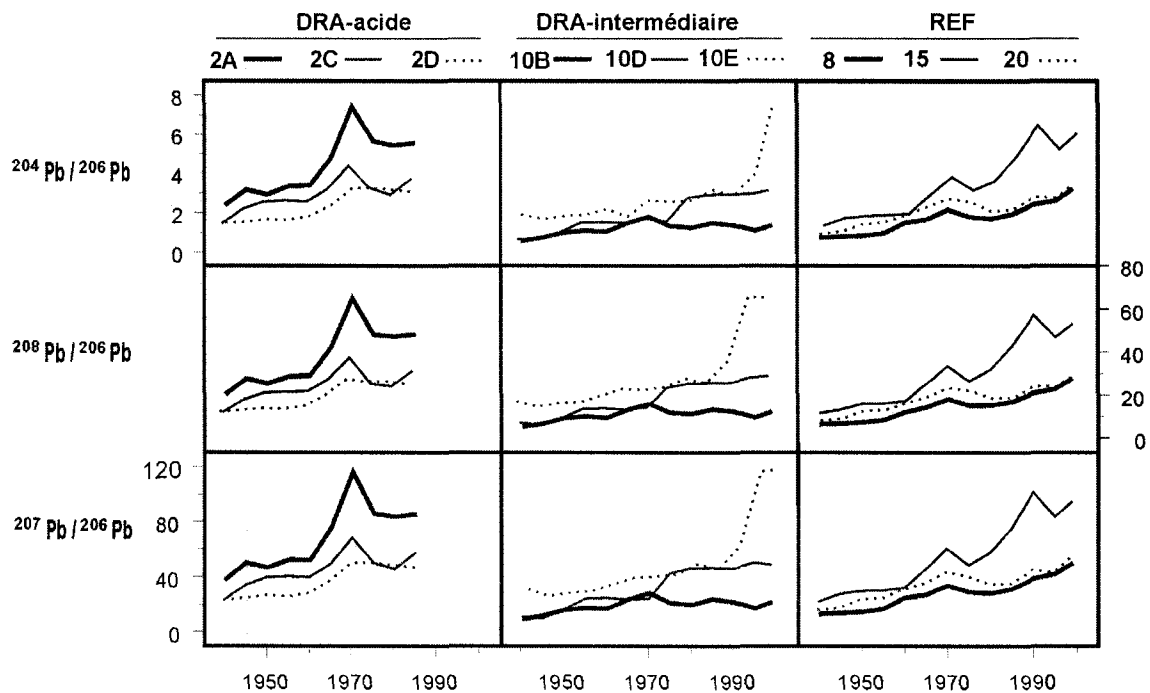


Figure 32. Concentrations du zinc (métal trace) normalisées en fonction de l'accroissement de la surface terrière ($R^2 > 0.6$) de chaque arbre analysé aux sites DRA-acide, DRA-intermédiaire et REF.

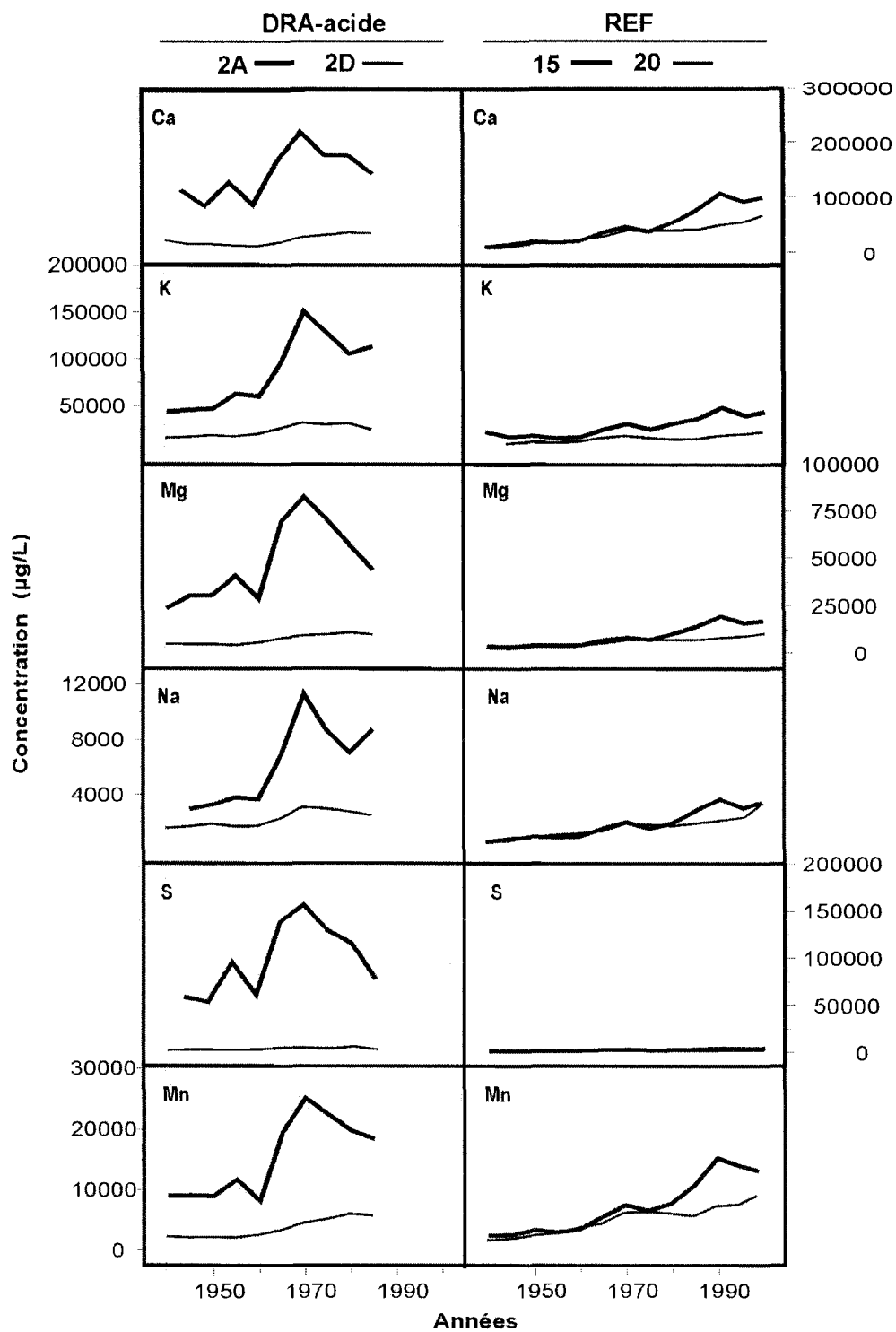


Figure 33. Concentrations des métaux lourds (Ca, K, Mg, Na, S, Mn) normalisées en fonction de l'accroissement de la surface terrière ($R^2 > 0.6$) pour deux arbres analysés aux sites DRA-acide et REF.

5.2.2. Indicateur de la distribution spatiale

En plus de ces analyses temporelles, les résultats dendrogéochimiques normalisés permettent l'étude de la composante de la distribution spatiale de l'impact du DRA sur les arbres analysés. En effet, le site DRA-acide présente des valeurs qui sont plus élevées que celles des sites DRA-intermédiaire et REF. Cette concentration élevée en métaux dans les arbres du site DRA-acide correspond à la concentration plus importante de matière totale dissoute dans les eaux près de l'aire excavée (Fig. 22) comparativement à celle du site REF (Tableau 2). De plus, en comparant les arbres étudiés au site DRA-acide, il est évident que la concentration des éléments de l'arbre 2A (Fig. 31, 32 et 33) est plus élevée que celle des échantillons 2C et de 2D. Cette différence de concentration pourrait être liée à la présence du ruisseau principal drainant le site DRA (Fig. 6). L'arbre 2A pousse à proximité du ruisseau principal, alors que les échantillons 2C et 2D se trouvent respectivement de plus en plus éloignés du ruisseau et se rapprochent de la zone exempte de signes visibles de l'impact du DRA. L'acidité et la quantité de matière totale dissoute provenant du drainage acide pourraient être transportés dans l'environnement adjacent par le biais du ruisseau principal du site DRA (Fig. 22). Une concentration importante de métaux serait donc biodisponible pour les épinettes situées près de l'aire excavée (Fig. 6) et du ruisseau principal drainant le site DRA et diminuerait progressivement en s'éloignant latéralement de celui-ci ainsi que vers le bas de la pente. L'analyse d'un nombre plus élevé d'arbres serait nécessaire pour confirmer cette hypothèse.

5.2.3. Synthèse du potentiel de la dendrogéochimie en tant que traceur du DRA

Les résultats bruts et normalisés des analyses dendrogéochimiques sont très similaires. Ils permettent d'affirmer que le drainage acide au site DRA était déjà présent dans les années 1940-44. Tel que le suggèrent les signes de stress visibles sur les photos aériennes du site d'étude (Fig. 7), la construction de la Dempster Highway n'est donc pas responsable de l'initiation du DRA. Par contre, l'augmentation de la majorité des éléments majeurs et de certains éléments traces dans les années 1970 suggère que la construction de la route a permis une certaine amplification du phénomène de DRA déjà présent au site d'étude. De plus, la dendrogéochimie permet de connaître la distribution spatiale de l'impact du DRA sur les arbres. Les résultats indiquent que la concentration des métaux lourds et traces est plus importante dans les arbres près de la source d'acidification, c'est-à-dire l'aire excavée lors de la construction de la route, qu'au centre de la pente. Cette concentration dans les arbres est aussi plus

importante lorsque ceux-ci poussent près du ruisseau principal drainant le site DRA et diminuent lorsque les arbres poussent dans une zone plus éloignée latéralement du cours d'eau. La dendrogéochimie pourrait aussi permettre de percevoir l'impact de la proximité des véhicules carburant à l'essence ajoutée en plomb sur les sites DRA-acide et REF situés près de l'aire excavée lors de la construction de la route.

D'après ces résultats, la dendrogéochimie de l'analyse combinée des éléments traces, majeurs et des ratios isotopiques du plomb est une discipline capable de retracer l'historique spatio-temporel du DRA. Il est important de se rappeler que la translocation de certains éléments ainsi que les réactions physiologiques propres à chaque arbre peuvent rendre plus ardue l'analyse des résultats dendrogéochimiques. Par contre, l'étude de plusieurs arbres par sites permet de minimiser cette difficulté. Cette étude ne permet pas de préciser l'année exacte de l'initiation ou de l'amplification du phénomène. Cependant la réalisation d'analyses à une résolution annuelle permettrait d'améliorer la précision de la discipline et peut-être de déterminer l'année de l'impact du DRA sur les épinettes noires étudiées.

L'interprétation de l'origine et du développement des processus de DRA sur l'aire excavée et le site DRA (Fig. 6) a été effectuée à partir de la géochimie du substratum et des sédiments de surface, des eaux des ruisseaux et de la fonte de la glace de la couche active du site DRA, ainsi que des simulations réalisées à l'aide du programme de modélisation géochimique PHREEQC.

6.1. Origine des eaux acides et du soufre

Les résultats des analyses géochimiques des eaux (section 4.2) drainant le site DRA ainsi que ceux du substratum (section 4.3) présent sur l'aire excavée (Fig. 6) indiquent la présence de drainage acide. Tout d'abord, les eaux du ruisseau principal drainant le site DRA sont acides (pH < 3.2) et leurs concentrations sont élevées en SO_4 , Fe et Ca ainsi qu'en métaux lourds tels que le Mg et le Al, ce qui suggère la présence du lessivage des métaux par acidification. De plus, le ratio de $[\text{SO}_4]/[\text{SO}_4 + \text{Ca}]$ (< 0.5) (Tableau 6) combiné au bas pH et à la concentration importante de fer dans les sédiments du site DRA sont des valeurs caractéristiques indiquant la présence de l'oxydation de la pyrite. La décroissance progressive des ions en solution (Fig. 22) et de l'acidité des eaux du ruisseau principal drainant le site DRA (Tableau 3) en fonction de l'augmentation de la distance du haut vers le bas de la pente suggère très fortement que la source de l'acidité provient de l'aire excavée. Ensuite, la jarosite et la goéthite trouvées sur l'aire excavée indiquent que le DRA provient de l'oxydation de la pyrite, car ces minéraux en sont des sous produits. Finalement, il a été démontré par les résultats de l'expérience réalisée à partir de la submersion de la jarosite que ce minéral acidifie les eaux qui entrent en contact avec elle.

Les résultats du $\delta^{34}\text{S}$ peuvent fournir des informations sur la source du soufre et ses mécanismes d'oxydation tels que l'oxydoréduction des sulfates. Lors de l'oxydation de la pyrite, la composition du $\delta^{34}\text{S}$ des sulfates dissout devrait être similaire à celle des minéraux sulfurés d'où origine l'oxydation, car l'oxydation des minéraux sulfurés et sa production de SO_4 sont des processus non fractionnaires (Field 1966, Taylor *et al.* 1984, Toran & Harris 1989). Au contraire, l'oxydoréduction des sulfates, qui se produit sous conditions anoxiques, est une réaction catalysée par des microorganismes qui métabolisent préférentiellement les isotopes légers. Dans le cas du $\delta^{34}\text{S}$, la métabolisation du ^{32}S est priorisée, ce qui

provoque un enrichissement de ^{34}S dans les eaux comparativement aux valeurs de ^{34}S du minéral sulfuré parent (Hamlin & Alpers 1996, Seal & Wandless 1997). De plus, comme les sulfates consommés durant la réduction sont présents en quantité limitée, la relation entre le $\delta^{34}\text{S}$ et le SO_4 des eaux devrait être négative (Hamlin & Alpers 1996). Dans cette étude, comme la jarosite et non la pyrite a été échantillonnée, le mécanisme d'oxydation des minéraux sulfurés ne peut être identifié avec certitude. Cependant, les valeurs du $\delta^{34}\text{S}$ des eaux du site DRA (4.1 à 9.3 ‰) légèrement enrichies comparativement au $\delta^{34}\text{S}$ de la jarosite (1.8 et 2.3 ‰) indiquent une relation positive avec la concentration de SO_4 ($r^2 = 0.79$; $P < 0.025$; Fig 34), ce qui suggère que l'oxydoréduction ne se produit pas ou très faiblement dans les eaux du site DRA. Une analyse plus approfondie serait nécessaire pour confirmer cette hypothèse.

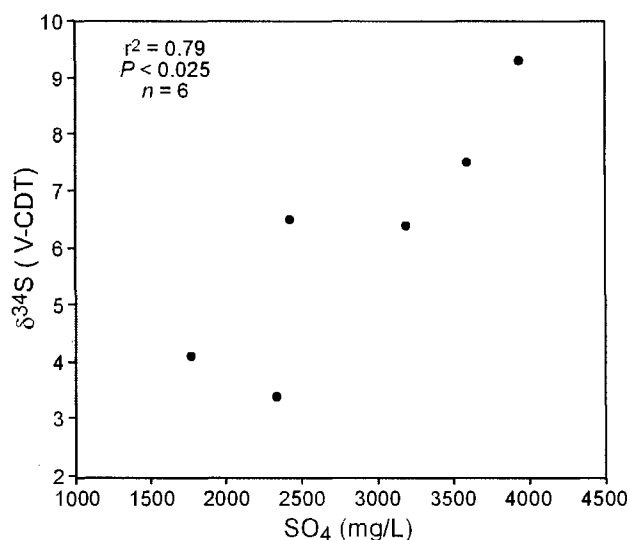


Figure 34. Résultats du $\delta^{34}\text{S}$ obtenus à partir de l'analyse de six échantillons d'eau provenant du site DRA.

6.2. Simulations de l'oxydation de la pyrite et géochimie des eaux acidifiées

L'utilisation du programme de modélisation géochimique PHREEQC, à partir des résultats obtenus durant cette étude, a permis de simuler les conditions d'oxydation de la pyrite et ses conséquences sur la composition géochimique des eaux dans l'aire excavée et le site DRA. Il est important de noter que le programme PHREEQC calcule l'oxydation chimique sans tenir compte de la

présence potentielle de l'oxydation microbienne du fer ferreux. Deux simulations ont été réalisées en considérant que les réactions d'oxydation étaient irréversibles. Pour chacune de ces simulations, différentes quantités d'oxygène (0.0, 0.1, 0.3, 0.5, 1, 5, 10, 50, 100, 500 et 1000 mmol) ont été ajoutées à de l'eau pure dans le but de connaître les conditions d'oxydation présentes sur l'aire excavée et au site DRA. La pression partielle atmosphérique du CO₂ a été maintenue à 10^{-3.0} atm et la précipitation des minéraux sulfurés associés au DRA, tels que la goéthite et l'hématite, a été permise si leur indice de saturation devenait sursaturé (SI > 0). La quantité de Fe, SO₄, Ca et Mg produite durant l'oxydation de la pyrite, l'indice de saturation des minéraux sélectionnés et la quantité de moles provenant de la pyrite ont été notés suite à chaque calcul de l'équilibre (Tableau 10).

La première simulation a impliqué uniquement l'oxydation de la pyrite. Les résultats montrent une diminution du pH causée par la présence de SO₄ et de H⁺ pour un ratio de 1 : 2 [1]. Dans un système fermé où l'eau souterraine est saturée en oxygène (0.33 mmol/L de O₂), le pH décroît tout d'abord à 4.66 et la concentration de sulfates augmente à 1.23 mg/L et celle de fer à 0.35 mg/L. En présence d'un système ouvert, de l'oxygène s'ajoute continuellement à l'eau ce qui permet à l'oxydation de se prolonger et résulte en une diminution du pH jusqu'à une valeur de 1.80 et une augmentation de sulfates et de fer à 5853 et 1701 mg/L respectivement, ce qui correspond à la stoechiométrie de l'équation [1]. La solution devient sur-saturée en hématite, goéthite et en ferrihydrite, de même que leur indice de saturation diminue lorsque l'acidité augmente. La deuxième simulation a été réalisée en tenant compte de la présence du faible pourcentage de carbonates provenant des sédiments du site DRA (~ 1%; section 3.3.2.) ainsi que des résultats du ratio de [Mg]/[Mg + Ca] (< 0.5) des eaux du ruisseau principal du site DRA (Tableau 3) qui suggèrent que l'acidité de l'eau provoque la dissolution de minéraux carbonatés tel que la castine et la dolomite. Cette deuxième simulation implique que l'oxydation de la pyrite permet à une faible quantité (5mmol) de calcite, dolomite et de gypse de se dissoudre en état d'équilibre. Dans cette simulation, l'effet tampon des carbonates augmente tout d'abord le pH de l'eau à 7.90. L'addition d'oxygène permet ensuite l'oxydation des minéraux sulfurés et fait rapidement décroître le pH à 1.10 et les concentrations de sulfate et de fer produites augmentent respectivement à 287 et 10606 mg/L (Tableau 10). La solution est sur-saturée en hématite, goéthite et ferrihydrite. Le pH final de la solution de la deuxième simulation est plus bas que celui de la première (1.1 vs 1.8), car la

précipitation de l'hématite produit 6 moles de H⁺ (Tableau 1). De plus, la concentration de fer est plus faible dans la deuxième simulation, car elle est retirée de la solution en étant précipité en hématite.

Tableau 10. Résultats des deux simulations réalisées avec le programme de modélisation géochimique PHREEQC. Les valeurs négatives indiquent que le minéral est dissout.

Addition de O ₂ (mmol/L)	pH	Transfère de mmole			Concentration des ions (mg /L)					Indice de saturation			
		Pyrite	Gypse	Calcite	Fe	SO ₄	Ca	Mg	Hématite	Goethite	Ferrihydrite	Calcite	Gypse
<i>Simulation 1 : oxydation de la pyrite</i>													
0.1	4.94	-0.0025			0.14	0.49				14.13	6.11	0.98	
0.3	4.66	-0.0064			0.36	1.23				14.34	6.21	1.09	
1	4.38	-0.0143			0.80	2.75				14.35	6.22	1.09	
5	3.94	-0.0469			2.62	9.00				14.15	6.12	0.99	
10	3.74	-0.0815			4.55	15.65				13.97	6.03	0.90	
50	3.24	-0.3945			22.01	75.75				13.01	5.55	0.42	
100	2.98	-0.9469			52.84	181.80				12.09	5.09	-0.04	
500	2.18	-9.7626			544.80	1874.59				8.20	3.14	-1.99	
1000	1.81	-30.4760			1701.01	5853.02				6.28	2.18	-2.95	
<i>Simulation 2 : oxydation de la pyrite ainsi que de faibles quantités de calcite, dolomite, gypse et de minéraux Fe-sulfatés</i>													
0.1	7.9	-0.0267	-5.00	6.21	0.00	485.04	97.35	87.43	0.00	-0.95	-6.08	0.00	-0.95
0.3	7.9	-0.0880	-5.00	6.23	0.00	496.81	99.29	89.13	0.00	-0.95	-6.08	0.00	-0.94
1	7.9	-0.2667	-5.00	6.30	0.00	531.11	104.98	94.09	0.00	-0.95	-6.08	0.00	-0.90
5	7.8	-1.3333	-5.00	6.50	0.00	735.88	142.82	121.53	0.00	-0.95	-6.08	0.00	-0.70
10	7.7	-2.6667	-5.00	3.99	0.00	991.87	245.19	121.53	0.00	-0.95	-6.08	0.00	-0.42
50	2.6	-8.6470	-2.72	-5.00	0.00	1921.06	518.89	121.54	0.00	-0.95	-6.08	-10.13	0.00
100	2.1	-11.0300	-2.55	-5.00	0.14	2362.56	512.04	121.55	0.00	-0.95	-6.08	-11.11	0.00
500	1.4	-28.8670	-5.00	-5.00	32.35	5818.37	523.95	121.63	0.00	-0.96	-6.09	-12.66	0.00
1000	1.1	-53.2570	-3.81	-5.00	286.96	10606.08	564.43	121.72	0.00	-0.96	-6.09	-13.25	0.00

Note : La quantité de moles transférée est reliée à la concentration initiale de moles de la phase minérale (10 mmol de pyrite et 5 mmol de calcite, gypse et dolomite). Une valeur négative indique que le minéral est en état de dissolution.

Les deux simulations précédentes indiquent que l'oxydation de la pyrite, ou des autres métaux sulfurés, se produit à une faible profondeur, dans un système ouvert, c'est-à-dire dans des conditions qui permettent un apport d'oxygène en quantité suffisante pour que l'oxydation de la pyrite ne soit pas restreinte. D'après les simulations (Tableau 10), un système ouvert est nécessaire pour atteindre le niveau d'acidité et les concentrations élevées de sulfates et de fer observées dans les eaux du ruisseau principal drainant le site DRA. La faible profondeur de l'oxydation et le système ouvert sont des conditions envisageables dans les régions froides, car le pergélisol empêche le drainage en profondeur et limite la circulation souterraine de l'eau.

La deuxième simulation permettant la dissolution des minéraux autres que la pyrite montrent des concentrations de fer et calcium versus les sulfates très similaires à celles observées dans les ruisseaux et les eaux provenant de la fonte de la couche active du site DRA (Fig. 35). Le fer des eaux du site DRA a une relation exponentielle avec les sulfates. La Figure 36 montre que cette relation commence à faiblir lorsque la concentration de calcium en fonction des sulfates devient asymptotique, ce qui suggère que du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) est retirée de la solution (Tableau 3). En fait, la majorité des échantillons d'eau collectés dans les ruisseaux et ceux provenant de la partie inférieure de la couche active au site DRA est saturée ou sursaturée en gypse (Tableau 3) (Fig. 35). Aussi, le ratio des moles de Fe/SO_4 [1 :10] des eaux du site DRA est bien en dessous des proportions envisagées lors de l'oxydation de la pyrite [1 :2; éq. 1]. Le bas pH (< 3.2) et les concentrations élevées en SO_4 , Fe et Al des eaux du site DRA, combinés au bas ratio de Fe/SO_4 suggèrent que le fer a été retiré de la solution en tant que jarosite, goéthite ou hématite (Tableau 3) durant leur oxydation et hydrolyse [éq. 1 et 2]. Bien que PHREEQC prédit la précipitation de la jarosite, il est peu probable que ce minéral soit formé en quantité importante au site acidifié, car la précipitation de la jarosite s'effectue principalement à un pH inférieur ou égale à 2.6 (Bigam *et al.* 1996a), alors que les eaux collectées dans le ruisseau principal du site DRA ont un pH entre 2.8 et 3.1 (Tableau 3). Par contre, cet intervalle est similaire à celui de la précipitation de la schwertmannite qui se produit à un pH entre 2.8 et 4 (Bigam *et al.* 1996b, Dold 2003). Ce minéral n'a cependant pas été identifié sur le terrain, mais selon Acero *et al.* (2006), la schwertmannite est transformée avec le temps en goéthite et en jarosite. Ces minéraux provenant de l'aire excavée (Fig. 6) ont tous deux été identifiés par analyses XRD (Tableau 5). Il est donc possible que la schwertmannite soit le minéral contrôlant la solubilité du fer ferrique sur l'aire excavée et au site DRA.

La mise en graphique des concentrations des ions solubles versus le SO_4 (Fig. 36), espèce relativement conservatrice qui n'a pas tendance à se précipiter avant d'avoir atteint un haut taux de salinité, montre la forte relation linéaire positive ($r^2 > 0.89$; $P < 0.001$) existante entre le Ca, Mg, Na et Al versus le SO_4 des eaux du site DRA. Au contraire la relation entre l'aluminium et les sulfates des eaux du site DRA est faible. Ce phénomène pourrait être causé par la haute solubilité de l'aluminium en présence d'un pH < 5. La concentration élevée d'aluminium (plus de 83.6 mg/L) suggère par contre une altération des alumino-silicates présents dans le milieu (Drever 1997).

Telle qu'indiquée par la Figure 36, la relation linéaire entre le Al, Ca, Mg, Na versus le SO₄ de l'eau provenant de la fonte de la couche active au site DRA est significativement positive ($r^2 > 0.91$; $P < 0.001$; Fig. 36). Cette relation ne peut être uniquement attribuée à l'augmentation de la concentration des ions en solution lors du gel de l'eau, puisque les concentrations de Ca, Mg et Al dans la Figure 36 sont situées au-dessus de la pente de gel, alors que celles du Fe et du Na sont situées au-dessous de la pente de gel (Fig. 36) Ces phénomènes suggèrent que les éléments sont retirés à un certain degré de la solution durant le gel de la couche active, probablement par précipitation. Ces résultats indiquent aussi que l'augmentation de l'acidité durant l'oxydation des minéraux sulfurés provoque un lessivage progressif du Ca, Mg, Na et Al des argiles présentes.

La pente des valeurs ioniques de l'eau provenant de la fonte de la couche active au site DRA suivant celle des eaux du ruisseau du site affecté suggère un renouvellement des ions (Fig. 36). Ce recyclage des ions serait engendré par les processus de gel-dégel saisonnier de la région. Durant le gel de la couche active, à la fin de l'automne, les ions sont dirigés vers les eaux résiduelles par la ségrégation de la glace qui tend à se purifier. L'accumulation des ions dans les eaux résiduelles engendre tout d'abord la précipitation de minéraux sulfurés riches en aluminium et en fer, puis celle du gypse et de l'alunite, et finalement celle des minéraux sulfurés plus faiblement hydratés (Fig. 37). Cette affirmation a été testée à l'aide du programme PHREEQC par une simulation du gel des ions de la couche active (Fig. 37) Tel que suggéré par cette figure, la précipitation des minéraux sulfurés survient au début du gel de la couche active, puisqu'à mesure que le gel progresse et que la ségrégation ionique s'effectue, le degré de saturation des minéraux s'éloigne cet état. Tel qu'observé par Regenspurg *et al.* (2004), cette baisse de la solubilité des minéraux sulfurés est causée par l'augmentation de l'acidité des eaux résiduelles.

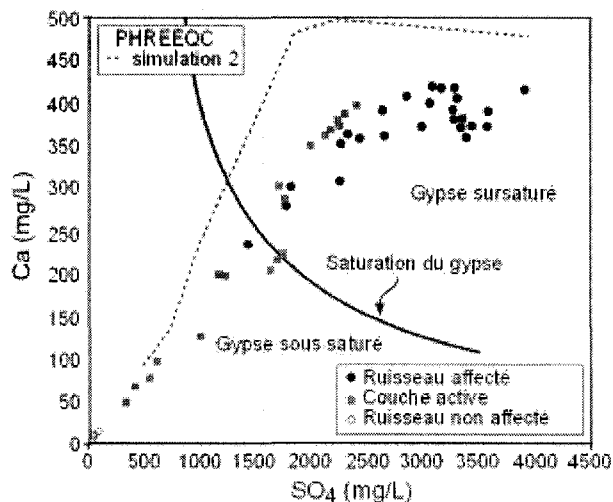
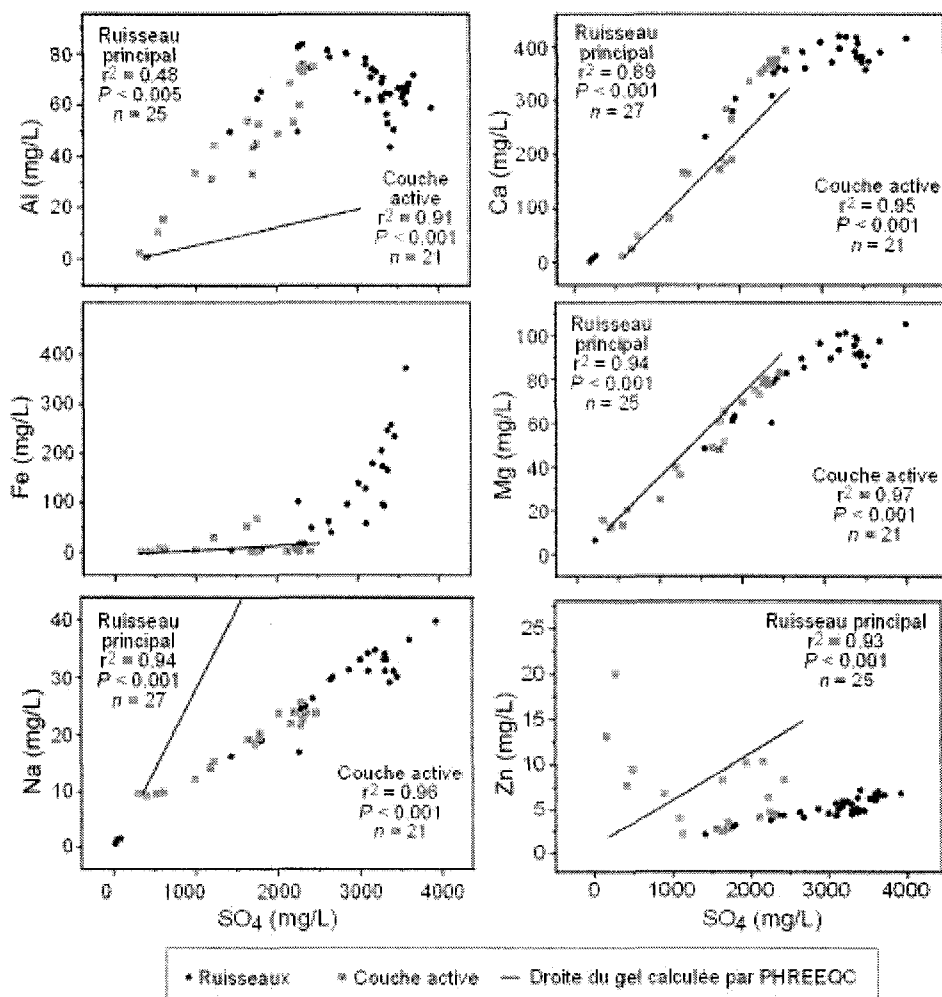


Figure 35. Concentrations de calcium et de fer versus les sulfates au site DRA (ruisseau principal, ruisseau secondaire et eaux de la fonte de la glace de la couche active) ainsi que celles de la deuxième simulation réalisée avec le programme PHREEQC.



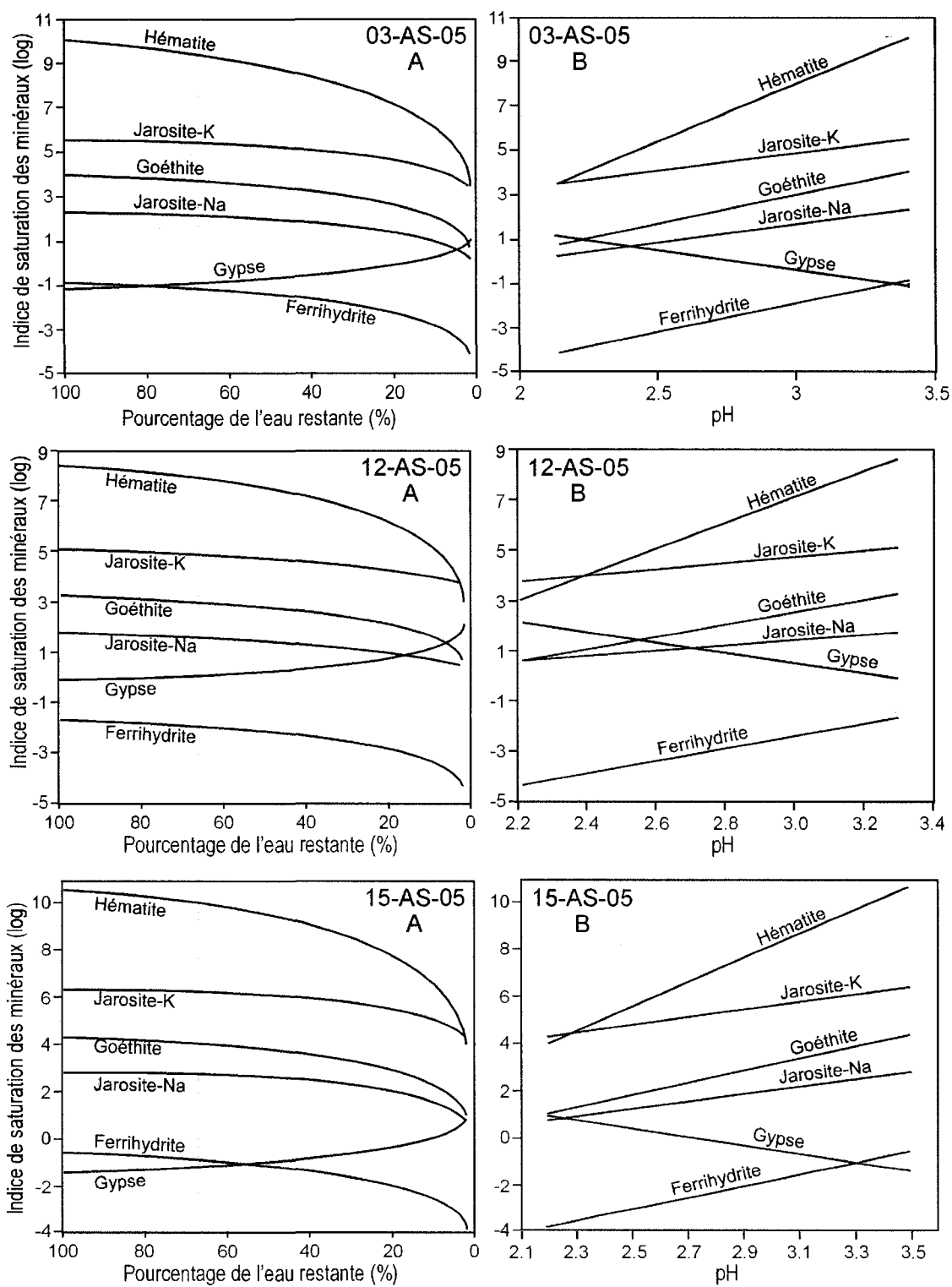


Figure 37. Fraction de l'eau résiduelle suite à la précipitation des minéraux sulfurés pouvant être présents sur le site DRA durant le gel automnal.

6.3. Description des processus d'oxydation abiotique de la pyrite

À partir des résultats discutés précédemment, un schéma de l'oxydation abiotique des schistes sur l'aire excavée (Fig. 6) et de l'évolution géochimique du drainage acide sur les eaux du site DRA est proposé (Fig. 38). Le schéma indique d'abord que l'oxydation sur l'aire excavée provient de la pyrite, car tel que mentionné auparavant, de la jarosite et de la goéthite, sous produits de l'oxydation de la pyrite, ont été collectées à cet endroit. Selon les résultats des analyses dendrogéochimiques (Chapitre V), le DRA sur le site d'étude situé en face de l'aire de services Eagle Plains (Fig. 6) a été initié antérieurement à la construction de la Dempster Highway. Le passage du ruisseau sur le site DRA, en permettant l'apport d'eau et d'oxygène et leur contact avec la pyrite, serait potentiellement responsable de l'oxydation présente dès le milieu du siècle dernier. Cependant, les travaux reliés à la construction de la route ont retiré la couche superficielle des sédiments sur l'aire excavée surplombant le site DRA et fractionné les grès recouvrant les schistes pyriteux. Cette excavation a permis à l'eau de surface de s'enfoncer et de circuler librement entre les roches fraîchement fracturées. Cet apport d'eau et d'oxygène a ainsi amplifié le potentiel de génération d'acidité du drainage rocheux sur l'aire excavée. Tel qu'indiqué par les concentrations élevées de sulfates et de fer (Tableau 3 et 10) ainsi que par la relation linéaire positive entre les sulfates et le $\delta^{34}\text{S}$ (Fig. 34) des eaux du site DRA, l'oxydation des minéraux sulfurés sur l'aire excavée se serait produite dans un système ouvert. L'acidité produite par l'oxydation de la pyrite et transportée par les eaux du ruisseau principal drainant le site DRA (Fig. 6 et 22) aurait permis la dissolution des argiles et des alumino-silicates. Cette dissolution aurait engendré la présence d'une importante quantité d'ions sous forme soluble (Al, Ca, Mg, Zn et le Cu) (Tableau 3). Ces ions, tels que présentées dans le chapitre d'introduction, peuvent avoir des impacts négatifs sur les milieux aquatique et terrestre environnants (Fig. 1 et 2). Suite à l'initiation du DRA, la précipitation des minéraux sulfurés (goéthite, gibbsite, jarosite, hématite et FeS) durant le gel de la couche active aurait créé entre 1 et 6 moles de H^+ (Tableau 1), ce qui est comparable à la quantité d'acide produite lors de l'oxydation de la pyrite [1]. Selon le schéma (Fig. 38), l'acidité et les minéraux efflorescents emmagasinés dans la couche active ou circulant lentement dans les taliks sont remis en circulation au printemps, lors du dégel de la couche active (Kwong *et al.* 1997). Ces ions remis en circulation dans les eaux du ruisseau principal drainant le site DRA peuvent ensuite dissoudre les argiles et les alumino-silicates du milieu.

Cependant, le même phénomène de formation de minéraux efflorescents peut se produire lors des conditions sèches de l'été (Kwong 1993), alors que les eaux du ruisseau principal drainant le site DRA sont presque complètement évaporées.

Le gel-dégel de la couche active semble donc être un processus de rétroaction positive efficace du recyclage de l'acidité et des ions dans l'environnement périglaciaire de surface, causant ainsi des impacts négatifs sur le milieu. Ce processus est unique aux régions périglaciaires et perdure jusqu'à ce que les eaux acides et à fortes teneurs ioniques provenant du drainage acide soient assez diluées pour enrayer le mécanisme de recyclage du gel-dégel. D'autres processus cycliques de réinsertion des minéraux sulfurés ont été proposés dans la littérature, mais ceux-ci sont tous directement liés aux changements saisonniers des précipitations, températures et humidité atmosphérique (Zodrow *et al.* 1979, Keith *et al.* 1999, Hammarstrom *et al.* 2005).

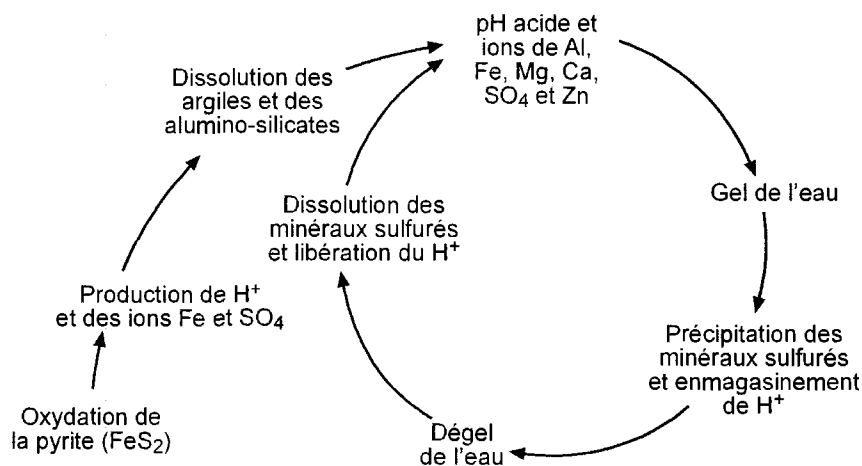


Figure 38. Schéma du processus d'oxydation abiotique des schistes exposés sur l'aire excavée lors de la construction de la Dempster Highway et de l'évolution géochimique du drainage acide sur les eaux du site DRA au cours d'une année.

La géochimie des épinettes noires, des eaux, des sédiments de surface et du substratum d'un terrain affecté par le DRA situé à Eagle Plains, au nord du Territoire du Yukon, a permis de comprendre le processus d'acidification qui s'y déroule. Le DRA s'y serait développé au minimum à la fin des années 1930, possiblement dû à l'oxydation des schistes par le ruisseau présent sur le site d'étude, et aurait été amplifié dans les années 1970, suite aux modifications physiques engendrées par la construction de la Dempster Highway. Le DRA proviendrait de l'oxydation de la pyrite présente sur l'aire excavée (Fig. 6). L'acidité et la concentration élevée d'ions solubles provenant de l'oxydation des minéraux sulfurés se seraient ensuite propagées dans l'environnement voisin par le biais du ruisseau principal qui coule le long du versant du site DRA. Cette acidité combinée à la présence considérable d'ions sous forme soluble serait recyclée annuellement par le biais du gel-dégel de la couche active. Les produits provenant de l'intensification de l'acidification du site DRA auraient eu des impacts directs sur l'écosystème sensible de l'Arctique, principalement sur le taux de mortalité des épinettes noires, le pourcentage de couvert végétal ainsi que sur la profondeur de la couche active.

Selon les résultats obtenus dans cette étude, le drainage rocheux acide aurait causé une mortalité importante des épinettes noires au haut de la pente du site DRA (Fig. 16). Près de l'aire excavée, la mort des épinettes date des années 1980, alors que vers le bas de la pente, les arbres sont toujours vivants. De même, le taux de mortalité des arbres (Fig. 16) est plus intense près du ruisseau principal drainant le site DRA et diminue graduellement en s'éloignant latéralement de celui-ci. Ce patron de mortalité indiquerait que le DRA est initié au haut de la pente, près de l'aire excavée lors de la construction de la Dempster Highway et que le transport de l'acidification et des métaux dissout se produit par le biais du ruisseau principal drainant le site. Le patron de la mort des arbres en fonction de leur position par rapport au ruisseau principal et à la pente est similaire à celui des résultats dendrogéochimiques des arbres du site DRA qui indiquait que les cernes des arbres contenaient une concentration de métaux plus élevée près du ruisseau principal et au haut de la pente du site DRA (section 5.2.2.). Les épinettes noires auraient donc survécu à la hausse de la biodisponibilité du Zn, As, Cd, Pb, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na et S dans les années 1970, mais les arbres les plus affectés par le

DRA auraient fini par succomber à la combinaison d'une accumulation importante d'éléments et d'une hausse considérable de l'acidification dix à vingt ans plus tard. Plusieurs éléments peuvent avoir eu un impact négatif sur les épinettes noires au site DRA. Par exemple, certains éléments, tel que le zinc ou l'aluminium en présence d'un faible pH, sont considérés toxiques pour les plantes et peuvent contribuer à leur dépérissement (Foy *et al.* 1978, Daviscarter & Shuman 1993, Ranjan Rout & Das 2003). De plus, il semble que les épinettes noires sont plus sensibles que d'autres espèces d'arbres à la présence de concentrations élevées d'aluminium (Schier 1985). Il faut aussi souligner que la toxicité des métaux simultanément présents, comme il en est le cas au site DRA (Tableau 3), est supérieure à celle de chaque métal séparé (Foy *et al.* 1978). De plus, ces conditions stressantes auraient pu rendre les arbres plus vulnérables aux maladies, aux attaques d'insectes ainsi qu'aux conditions climatiques extrêmes (Brown & Jones 1975).

De plus, le drainage rocheux acide a eu des conséquences négatives sur le pourcentage de couvert végétal au site DRA (Fig. 21). Le pourcentage du couvert végétal au site DRA est de moindre importance au haut de la pente et augmente en allant vers le bas du site, de même qu'il est souvent nul près du ruisseau principal et s'accroît en s'éloignant latéralement de celui-ci. Ce patron est similaire à celui de la mortalité des épinettes noires (Fig. 16) et de la quantité des arbres de moins de 40 cm présents au site DRA. Ces résultats sont aussi similaires à la tendance générale suivie par l'acidité des sédiments de surface, et celle du pH et de la concentration des ions dissout dans l'eau du ruisseau principal du site DRA (Tableau 3) qui diminue du haut vers le bas de la pente. Encore une fois, l'augmentation de l'acidité ainsi que de la biodisponibilité de plusieurs éléments chimiques du sol et de l'eau auraient pu avoir des impacts importants sur la végétation du site DRA. Il est probable que le dépérissement du feuillage soit lié à la toxicité du manganèse (Foy *et al.* 1978), alors que l'inhibition de la croissance des arbres soit liée à la toxicité du zinc (Collins 1981, Ranjan Rout & Das 2003). L'absorption de certains métaux, selon leur combinaison et leur concentration, peut être toxique et provoquer des changements dans les processus physiologiques de la végétation (Ranjan Rout & Das 2003) du site DRA, causant ainsi la mort et le retard de la régénération des épinettes noires ainsi que des secteurs sans végétation.

Finalement, toujours selon les résultats obtenus, le drainage acide a aussi affecté la profondeur de la couche active au site DRA. En effet, celle-ci est beaucoup plus profonde au site DRA (moyenne de

58.9 ± 18.3 cm) qu'elle ne l'est au site CTL (moyenne de 27.8 ± 5.2 cm) (Fig. 28). De plus, la profondeur de la couche active est plus profonde dans les zones près du ruisseau principal du site DRA et diminue en s'éloignant latéralement de celui-ci (Fig 29). Au site DRA, le gradient de la profondeur de la couche active est similaire à celui du pourcentage du couvert végétal (Fig. 21), de la mortalité des arbres (Fig. 16), de la concentration totale des métaux contenue les eaux (Tableau 3; Fig. 22) et de la concentration des métaux présents dans les cernes des arbres (section 5.2.2.). Bien que le climat soit le principal paramètre contrôlant la profondeur de la couche active (French 1996), il existe une combinaison de facteurs locaux pouvant expliquer la différence de la profondeur de la couche active entre les sites DRA et CTL. Le relief et les propriétés physiques du sol de ces deux sites ne peuvent avoir engendrés ces différents résultats, car ces paramètres y sont similaires (Tableau 6 et 7). Cependant, comparativement au site CTL, la dégradation du couvert végétal au site DRA a permis à la radiation solaire d'atteindre directement le sol et de faire fondre plus profondément la couche active (French 1996). Le second facteur qui pourrait avoir influencé la profondeur de la couche active est lié aux propriétés des eaux du drainage acide. Lorsqu'une plus grande concentration de métaux sous forme solubles est présente dans les eaux, la température à laquelle gèle la solution, c'est-à-dire son point eutectique, devient plus basse que celle de l'eau pure (0 °C). Les concentrations élevées d'ions dans les eaux du site DRA abaissent la température de gel et créent possiblement des taliks, modifiant ainsi la température du sol. Un troisième facteur qui aurait pu influencer la profondeur de la couche active au site DRA est la chaleur créée par la réaction exothermique de l'oxydation de la pyrite. Cette réaction exothermique, qui semble se poursuivre dans les taliks, aurait contribué à réchauffer le sol et à garder celui-ci, tel que démontré par les enregistreurs de données de températures (HOBO; Fig. 27), supérieure à -1 °C tout au long de l'hiver. L'acidification aurait donc intensifié la profondeur de la couche active au site DRA comparativement à celle du site CTL parce que 1) le sol n'y gèlerait pas en hiver, 2) la réaction exothermique de l'oxydation des minéraux sulfurés augmenterait la température du sol et finalement, 3) l'insolation directe de la surface du sol en été y serait plus intense.

Les impacts environnementaux majeurs engendrés par le drainage rocheux acide sur le site d'étude d'Eagle Plains seraient donc une mort prématurée de plusieurs épinettes noires, le dépérissement de la couverture végétale au sol et l'intensification de la profondeur de la couche active.

Bibliographie

- Åberg, G., Pacyna, J.M., Stray, H. & Skjelkvåle, B.L. (1999) The origin of atmospheric lead in Oslo, Norway, studied with the use of isotopic ratios. *Atmospheric Environment*, **33**: 3335-3344.
- Acero, P., Ayora, C., Torrento & Nieto, J.M. (2006) The behaviour of trace elements during schwertmannite precipitation and subsequent transformation into goethite and jarosite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **70**: 130-4139.
- Amato, I. (1988) Tapping tree rings for the environmental tales they tell. *Analytical Chemistry*, **60**: 1103A-1107A.
- Arnesen, R.T. & Iversen, E.R. (1997) The Løkken Project - flooding a sulphide ore mine. In Proceedings of the Fourth Annual Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, pp. 1095-1107
- Baker, B.J. & Banfield, J.F. (2003) Microbial communities in acid mine drainage. *FEMS Microbiological Ecology*, **44**:139-152.
- Bengtsson, L. & Enell, M. (1986) Chemical analysis. In B.E. Berglund, Ed., Handbook of Holocene Paleocology and Paleohydrology. J. Wiley, Chichester, 869 pp.
- Bigham, J.M., Schwertmann, U, Traina, S.J., Winland, R.L. & Wolf, M. (1996a) Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulphate waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **60**(12): 2111-2121.
- Bigham, J.M., Schwertmann, U. & Pfab, G. (1996b) Influence of pH on mineral speciation in a bioreactor simulating acid mine drainage. *Applied Geochemistry*, **11**(6): 845-849.
- Biging, S.G. & Wensel, L.C. (1998) the effet of eccentricity on the estimation of basal area and basal area increment of coniferous trees. *Society of American Foresters*, **34**(3): 621-633.
- Bondietti, E.A., Baes III, C.F. & McLaughlin, S.B. (1989) Radial trends in cation ratios in tree rings as indicators of the impacts of atmospheric deposition on forests. *Canadian Journal of Forestry Research*, **19**: 568-594.
- Brierley, C.L. (1978) Bacterial leaching. *CRC Critical Reviews in Microbiology*, **6**: 207-262.
- Brown, J.C. & Jones, W.E. (1975) Heavy metal toxicity in plants. I. A crisis in ambryo. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **6**(4): 421-438.
- Canadian Parks and Wilderness Society (CPWS) (2005) Yukon ecoregion: Eagle Plains. <http://www.cpawsyukon.org/conservation/new-protected-areas.html>
- Cappellato, R., Peters, N.E. & Meyers, T.P. (1998) Above-ground sulfur cycling in adjacent coniferous and deciduous forest and watershed sulfur retention in the Georgia Piedmont, U.S.A. *Water, Air, and Soil Pollution*, **103**(1-2): 151-171.
- Cheng, G. (1983) Mechanism of repeated-segregation for the formation of thick layered ground ice. *Cold regions Science and Technology*, **8**: 57-66.
- Collins, J.C. (1981) The effect of heavy metals pollution on plants. In Lepp N.W. (Ed.) Applied Science Publishers. Volume 1, 145-170 pp.
- Commission géologique du Canada (CGC) (1982) Surficial geology and geomorphology, Moose lake, Yukon territory. Ministère de l'Énergie des mines et des ressources, Map 10-1982, 1:100000.

- Conseil national de recherches Canada (CNRC) (1975) Expansion des argiles litées pyriteuses. <http://irc.nrc-cnrc.gc.ca/cbd/cbd152f.html>
- Cook, E.R. & Krusic, P.J. (2005) Programme informatique Arstan, version ARST_win.
- Cook, F.J., Dobos, S.K., Carlin, G.D. & Millar, J.E. (2004) Oxidation rate of pyrite in acid sulfate soils: In situ measurements and modelling. *Australian Journal of Soil Research*, **42**(5-6): 499-507.
- Cook, E.R. & Kairiukstis, L.A. (1990) *Methods of dendrochronology; applications in the environmental sciences*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands. 394 pp.
- Cutter, B.E. & Guyette, R.P. (1993) Anatomical, chemical and ecological factors affecting tree species choice in dendrochemical studies. *Journal of Environmental Quality*, **22**: 611-619.
- Daviscarter, J.G. & Shuman, L.M. (1993) Influence of texture and pH baolinitic soils on zinc fractions and zinc uptake by peanuts. *Soil science*, **155**: 376-384.
- Department of Environmental Protection of Pennsylvania (DEPP) (2005) The Science of Acid Mine Drainage and Passive Treatment. http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/bamr/amd/science_of_AMD.htm
- Dewalle, D.R., Tepp, J.S., Swistock, B.R. & Sharpe, W.E. (1999) Tree-ring cation response to experimental watershed acidification in West Virginia and Maine. *Journal of Environmental Quality*, **28**: 299-309.
- Dixon, J. (1992) Stratigraphy of Mesozoic strata, Eagle Plain area, Northern Yukon. *Commission géologique du Canada*, Bulletin 408.
- Dold, B. (2003) Dissolution kinetics of schwertmannite and ferrihydrite in oxidized mine samples and their detection by differential X-ray diffraction (DXRD). *Applied Geochemistry*, **18**: 1531-1540.
- Donnelly, J.R., Shane, J.B. & Schaberg, P.G. (1990) Lead mobility within the xylem of red spruce seedling : implications for the development of pollution histories. *Journal of Environmental Quality*, **19**: 268-271.
- Downing, B., Mills, C. & Robertson, A. (2005) InfoMine: Acid rock drainage at enviromine. <http://technology.infomine.com/enviromine/ard/home.htm>
- Duk-Rodkin, A. (1999) Glacial limits map of Yukon Territory. Geological Survey of Canada, Open File 3694, Indian and Northern Affairs Canada, Geoscience Map 1999-2, 1: 1000000.
- Drever, J.I. (1997) *The geochemistry of natural waters: Surface and groundwater environments* (3rd edition). Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, New Jersey. pp. 436.
- Environnement Canada (2006) Données climatologiques: Yukon. http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/Welcome_f.html
- Fernandes, H.M., Franklin, H.R. & Veiga, L.H. (1998) Acid rock drainage and radiological environmental impacts. A study case of the Uranium mining and milling facilities at Poços de Caldas. *Waste Management.*, **18** : 169-181.
- Ferretti, M., Innes, J.L., Jalkanen, R., Saurer, M., Schäffer, J., Spiecker, H. & Wilpert, K.V. (2002) Air pollution and environmental chemistry – what role for tree-ring studies ? *Dendrochronologia*, **20**(1-2): 159-174.
- Field, C.W. (1996) Sulfur isotope method for discriminating between sulfates of hypogene and supergene origin. *Economic Geology*, **61**: 1428-1435.

- Filion, M.P. & Ferguson, K. (1989) Acid mine drainage research in Canada. *In Proceedings 6th Annual Meeting of BIOMINET* (R.G.L. McCready, ed.). *CANMET Publication*, **89-90** : 27-44. Natural Resources Canada, Ottawa, Ontario.
- Fletcher, K. & Doyle, P. (1974) Factors Influencing Trace-Element Distribution in the Eastern Yukon. *Canadian Mining and Metallurgical Bulletin*, **67**(741) : 61-65.
- Fortin, D., Rioux, J.-P. & Roy, M. (2002) Geochemistry of iron and sulfur in the zone of microbial sulfate reduction in mine tailings. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, **2** : 37-56.
- Fortin, D., Roy, M., Rioux, J.-P. & Thibault, P.J. (2000) Occurrence of sulfate-reducing bacteria under a wide range of physico-chemical conditions in Au and Cu-Zn mine tailings. *FEMS Microbiology Ecology*, **33** : 197-208.
- Fox, D., Robinson, C. & Zentilli, M. (1997) Pyrrhotite and associated sulphides and their relationship to acid rock drainage in the Halifax Formation, Meguma Group, Nova Scotia. *Atlantic Geology*, **33**(2) : 87 pages.
- Foy, C.D., Chaney, R.L. & White, M.C. (1978) The physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology*, **29**: 511-566.
- French, H.M. (1996) *The Periglacial Environment*. Longman Publisher, Essex England, 341 pp.
- Fritz, H.C. (1976) *Tree ring and climate*. Academic Press, London, 567 pp.
- Fulton, R.J. (1989) *Le Quaternaire du Canada et du Groenland*. Commission géologique du Canada, Ottawa, 907 pp.
- Girard, I., Klassen, R.A. & Laframboise, R.R. (2004) Sedimentology Laboratory Manual, Terrain Sciences Division. Geological survey of Canada, open file 4823, CD-ROM
- Gleisner, M., Herbert, Jr., R.B. & Frogner Kockum, P.C. (2006) Pyrite oxidation by *Acidithiobacillus ferroxidans* at various concentrations of dissolved oxygen. *Chemical Geology*, **225** (1-2): 16-29.
- Golez, N.V. & Kyuma, K. (1997) Influence of pyrite oxidation and soil acidification on some essential nutrient elements. *Aquacultural Engineering*, **16** : 107-124.
- Gould, W.D. & Kapoor, A. (2003) Chapter 10: The microbiology of acid mine drainage. *In Environmental Aspects of Mine Wastes*. Edited by J.L. Jambor, D.W. Blowes & I.M. Ritchie. Short Course Handbook Vol. 31, Mineralogical Association of Canada, Ottawa, p. 203-226.
- Gould, W.D., Béchard, G. & Lortie, L. (1994) The Nature and Role of Microorganisms *In* the Tailings Environment in: JAMBOR, J. L. & BLOWES, D. W., 1994 - Short Course Handbook of Environmental Geochemistry of Sulfide-Wastes. Chapter 7. Mineralogical Association of Canada, Waterloo, Ontario, May 1994
- Gray, N.F. (1997) Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental Geology*, **30**(1/2) : 62-71.
- Hagemeyer, J & Lohrie, K. (1995) Distribution of Cd and Zn in annual xylem rings of young spruce trees [*Picea abies* (L.) Karst.] grown in contaminated soil. *Trees*, **9**: 195-199.
- Hagen-Thorn, A., Callesen, I., Armolaitig, K. & Nihlgard, B. (2004) The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest, Ecology and Management*, **195**: 373-384.

- Hamlin, S.N. & Alpers, C.N. (1996) Hydrogeology and geochemistry of acid mine drainage in ground water in the vicinity of Penn Mine and Camanche Reservoir, Calaveras County, California: Second year summary. US Geological Survey Water Resources Investigation Report 96-4257.
- Harmmarstrom, J.M., Seal II, R.R., Meier, A.L. & Kornfeld, J.M. (2005) Secondary sulphate minerals associated with acid drainage in the eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology*, **215**: 407-431.
- Harrison, A.P. (1984) The acidophilic thiobacilli and other acidophilic bacteria that share their habitat. *Annual Review of Microbiology*, **38** : 265-292.
- He, M., Wang, Z. & Tang, H. (1997) Spatial and temporal patterns of acidity and heavy metals in predicting the potential for ecological impact on the Le An river polluted by acid mine drainage. *The Science of the Total Environment*, **206** : 67-77.
- Head, K.H. (1992) Manual of soil laboratory testing. Volume 1: *Soil classification and compaction tests*. Second Edition. Pentech Press, London. 388 pp.
- Heginbottom, J.A., Dubreil, M.A. & Harker, P.T. (1995) Canada Permafrost Map, 1:5000000. National Atlas of Canada, 5th edition, Government of Canada, Ottawa.
- Heiri, O., Lotter, A.F. & Lemcke, G. (2001) Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, **25**: 101-110.
- Hetch, H. & Kölling, M. (2002) Investigation of pyrite-weathering processes in the vadose zone using optical oxygen sensors. *Environmental Geology*, **42** : 800-809.
- Hince, E.C. & Robbins, E.I. (2003) Probing an underground acid-mine drainage ecosystem. *Geotimes*, **48** (12): 26-28.
- Hughes, O.L., van Everdingen, R.O. & Rutter, N.W. (1972) *Quaternary geology and geomorphology, southern and central Yukon (northern Canada)*; 24th International Geological Congress (Montréal, Québec), Guidebook, Field Excursion A11, 59 pp.
- Hupp, C.R., Woodside, M.D. & Yanosky, T.M. (1993) Sediment and trace element trapping in a forested wetland, Chickahominy River, Virginia. *Wetlands*, **13**: 95-104.
- Joeckel, R.M., Ang Clement, B.J. & VanFleet Bates, L.R. (2005) Sulfate-mineral crusts from pyrite weathering and acid rock drainage in the Dakota Formation and Graneros Shale, Jefferson County, Nebraska. *Chemical Geology*, **215**(1-4) : 433-452.
- Johnson, D.B. (2003) Chemical and microbiological characteristics of mineral spoils and drainage waters at abandoned coal and metal mines. *Water, Air, and Soil Pollution*, **3** :47-66.
- Johnson, D.B., Ghauri, M.A. & McGinness, S. (2002) Biogeochemical cycling of iron and sulphur in leaching environments. *FEMS Microbiology Reviews*, **11**(1-3) : 63-70.
- Johnson, D.B. (1998) Biodiversity and ecology of acidophilic microorganisms. *FEMS Microbiology Biology*, **27**(4) : 307-317.
- Karavaiko, G.I. (1985) Lithotrophic bacteria in the oxidation and leaching of sulfide minerals. *In* Microbiological Processes for the Leaching of Metals from Ores. State-of-the-Art Review (A.E. Torma, edl). United Nations Environment Programme, New York p. 6-69.

- Keith, D.C., Runnells, D.D., Esposito, K.J., Chermak, J.A., & Hannula, S.R. (1999) Efflorescent sulfate salts: chemistry, mineralogy, and effects on ARD streams. *Tailings and Mine Waste '99*. Balkema, Rotterdam, p. 573-579.
- Kokelj, S.V. & Burn, C.R. (2005) Geochemistry of the active layer and near-surface permafrost, Mackenzie Delta region, Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Earth Sciences*, **42**: 37-48.
- Kokelj, S.V. & Burn, C.R. (2003) Ground ice and soluble cations in near-surface permafrost, Inuvik, Northwest Territories, Canada. *Permafrost and Periglacial Processes*, **14**: 275-289.
- Kuenen, J.G., Robertson, L.A. & Tuovinen, O.H. (1992) The genus *Thiobacillus*, *Thiomicrospira*, and *Thiosphaera*. In *The Prokaryotes*, 2nd ed., 3(A. Balows, H.G. Truper, M. Dworkin, W. Harder and K.H. Schleifer, eds.). Springer-Verlag, New York, p. 2638-2657.
- Kutiel, P., Lavee, H. & Ackermann, O. (1998) Spatial distribution of soil surface coverage on north and south facing hillslopes along a Mediterranean to extreme arid climatic gradient. *Geomorphology*, **23**: 245-256.
- Kwong, Y.T.J. (2001) Contaminant transport and attenuation in the northern environment – challenges and opportunities for mine reclamation. *Proceedings of the Northern Latitudes Mining Reclamation Workshop*. (K. Pelletier & L. Randall, editors), p. 149-159.
- Kwong, Y.T.J. & Lawrence, J.R. (1998) Acid generation and metal immobilization in the vicinity of a naturally acidic lake in central Yukon, Canada. In *Acidic Mining Lakes - Acid Rock Drainage, Limnology and Reclamation* (W. Geller, H. Klapper and W. Salomons, editors). Springer-Verlag, Heidelberg, p. 65-86.
- Kwong, Y.T.J., Roots, J.F., Roach, P. & Kettlely, W. (1997) Post-mine metal transport and attenuation in the Keno Hill mining district, central Yukon, Canada. *Environmental Geology*, **30**(1/2): 98-107.
- Kwong, Y.T.J. & Whitley, W.G. (1993) Heavy metal transport in northern drainage systems. In *Proceedings of the 9th International Northern Research Basin Symposium/ Workshop, Canada 1992*, NHRI Symposium No.10 (T.D. Prowse, C.S.L. Ommanney and K.E. Ulmer, editors), p. 305-322.
- Lawrence, J.R., Swerhone, G.W.D. & Kwong, Y.T.J. (1998) Natural attenuation of aqueous metal contamination by an algal mat. *Canadian Journal of Microbiology*, **44**: 825-832.
- Lowson, R.T. (1982) Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. *Chemical Reviews*, **82** : 461-497.
- Lundgren, D.G. & Silver, M. (1980) Ore leaching by bacteria. *Annual Review of Microbiology*, **34** : 263-283.
- Mackay, J.R. (1983) Downward water movement into frozen ground, western arctic coast, Canada. *Canadian Journal of Earth Sciences*, **20**: 120-134.
- McLaughlin, S.B., Shortle, W.C. & Smith, K.T. (2002) Dendroecological applications in air pollution and environmental chemistry: research needs. *Dendrochronologia*, **20**(1-2): 133-157.
- McNevin, S. (2004) Directeur de l'aire de services Eagle Plains, Yukon.
- Morrell, G.R., Fortier, M., Price, P.R. & Polt, R. (1995) Petroleum Exploration in Northern Canada: A Guide to Oil and Gas Exploration and Potential. Northern Oil and Gas Directorate, *Indian and Northern Affairs Canada, Public Works and Government Services*, Ottawa, 110 pp.

- Moses, C.O., Nordstrom, D.K., Herman, J.S., & Mills, A.L. (1987) Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. *Geochimica et cosmochimica Acta*. Vol. 51, p. 1561-1571, doi: 10.1016/0016-7037(87)90337-1.
- Murray, E.W., Goudey, S.P., McCreedy, R.G.L. & Sally, J. (1988) Laboratory and field testing of salt-supplemented clay cap as an impermeable seal over puritic slates. *In Mine Drainage and surface Mine Reclamation*, Vol. 1. *U.S. Bureau Mines Inf. Circular* 9183, p. 52-58.
- Norris, D.K. (1984) Geology of the northern Yukon and northwestern district of Mackenzie. Commission géologique du Canada, Map 1581A, 1:500 000.
- Orlandi, M., Pelfini, M., Pavan, M., Santilli, M. & Colombini, M.P. (2002) Heavy metals variations in some conifers in Valle d'Aosta (Westerns Italian Alps) from 1930 to 2000. *Microchemical Journal*, **73** : 273-244.
- Parkhurst, D.L., & Appelo, C.A.J. (1999) User's guide to PHREEQC (Version 2): *A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations*. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259, 310 pp.
- Peiffer, S. & Stubert, I. (1999) The oxidation of pyrite at pH 7 in the presence of reducing and nonreducing Fe(III)-chelators. *Geochemica and Cosmochemica Acta*, **63**(19-20) : 3171-3182.
- Ranjan Rout, G. & Das, P. (2003) Effet of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc. *Agronomie*, **23**: 3-11.
- Regenspurg, S. Brand, A. & Peiffer, S. (2004) Formation and stability of schwertmannite in acidic mining lakes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **68**: 1185-1197.
- Savard, M.M., Bégin, C., Parent, M., Marion, J. & Smirnov, A. (2006) Dendrogeochemical distinction between geogenic and anthropogenic emissions of metals and gases near a copper smelter. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, **6** : 237-247.
- Savard, M.M., Bégin, C. Smirnov, A., Marion, J., Sarp, Z. & Parent, M. (2005) Fractionation change of hydrogen isotopes in trees due to atmospheric pollutants. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **69**(15): 3723-3731.
- Schier, G.A. (1985) Response of red spruce and balsam fir seedlings to aluminum toxicity in nutrient solutions. *Canadian Journal of Forest Research*, **15**(1): 29-33.
- Seal II, R.R. & Wandless, G.A. (1997) Stable isotope characteristics of waters draining massive sulphide deposits in the eastern United States. *In* Wanty R.B., Marsh, S.P. Gough, L.P. (Eds.), Fourth International Symposium on Environmental Geochemistry. US Geological Survey Open-file Report 97-496.
- Sheppard, J.C. & Funk, W.H. (1975) Trees as environmental sensors monitoring long-term heavy metal contamination of Spokane River, Idaho. *Environmental Science and Technology*, **9**: 638-642.
- Shipper, A. (2004) Biogeochemistry of metal sulphide oxidation in mining environments, sediments, and soils, in Amend, J.P., Edwards, K.J., and Lyons, T.W., eds., Sulfur biogeochemistry – Past and present: Boulder, Colorado, *Geological Society of America Special Paper* 379, p. 49-62.
- Silverman, M. (1967) Mechanism of Bacterial Pyrite Oxydation. *Journal of Bacteriology*, **94** (4) : 1046-1051.
- Simard, M. (2000) *Dépérissement de l'épinette noire dans la pessière à lichens du parc des Grands-Jardins: une analyse dendroécologique et dendroarchitecturale*. Mémoire de M.Sc., Université Laval, Québec. 118 pp.

- Smith, S.L. & Burgess, M.M. (2000) Ground temperature database for northern Canada; Dossier public no 3954 de la Commission géologique du Canada.
- Spinti, M., Zhuang, H. & Trujillo, J.M. (1995) Evaluation of immobilized biomass beads for removing heavy metals from wastewaters. *Water Environment Research*, **67**(6) : 943-952.
- Szeicz, J.M., MacDonald, G.M. & Lundberg, J. (1992) International Tree-ring Data Base: Richardson Mountain, Yukon Territory, Canada, 66N, 136W. NOAA, <http://www.ncdc.noaa.gov/paleo/treering.html>
- Tarnocai, C. (1982) *Soils in the Blue Fish Caves area, Yukon*. Preliminary Draft (Nov. 1982). 12 pp.
- Taylor, B.E. & Wheeler, M.C. (1994) Sulfur- and oxygen-isotope geochemistry of acid mine drainage in the western United States: Field and experimental studies revisited. In Alpers, C.N., Blowes, D.W. (Eds.), *Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation*. American Chemical Society, Symposium Series 550, pp. 481-514.
- Taylor, B.E., Wheeler, M.C. & Nordstrom, D.K. (1984) Isotope composition of sulfate in acid mine drainage as a measure of bacterial oxidation. *Nature*, **308**: 538-541.
- Toran, L. & Harris, R.F. (1989). Interpretation of sulfur and oxygen isotopes in biological and abiological sulfide oxidation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **53**: 2341-2348.
- Trüby, P. (1995) Distribution patterns of heavy metals in forest trees on contaminated sites in Germany. *Angewandte Botanik (Journal of Applied Botany)*, **69**: 135-139.
- Tuovinen, O.H. & Kelly, D.P. (1972) Biology of *Thiobacillus ferrooxidans* in relation to the microbiological leaching of sulphide ores. *Zeits. Allg. Mikrobiol.*, **12** : 311-346.
- Van Everdingen, R.O., Shaku, M.A. & Michel, F.A. (1985) Oxygen- and sulfur-isotope geochemistry of acidic groundwater discharge in British Columbia, Yukon, and District of Mackenzie, Canada. *Canadian Journal of Earth Sciences*, **22** : 1689-1695.
- Van Hille, R.P., Boshoff, G.A., Rose P.D. & Duncan, J.R. (1999) A continuous process for the biological treatment of heavy metal contaminated acid mine water. *Resources, Conservation and Recycling*, **27** : 157-167.
- Vroblecky, D.A. & Yanosky, T.M. (1990) Use of tree-ring chemistry to document historical ground-water contamination events. *Ground Water*, **28**: 677-684.
- Wardlaw, I.F. & Passioura, J.B. (1976) *Transport and Transfer Processes in Plants*. Academic Press, New York, 484 pp.
- Watmough, S.A. (2002) A dendrochemical survey of sugar maple (*Acer saccharum* marsh) in south-central Ontario, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, **136**: 165-187.
- Watmough, S.A. (1999) Monitoring historical changes in soil and atmospheric trace metal levels by dendrochemical analysis. *Environmental Pollution*, **106** : 391-403
- Watmough, S.A. (1997) An evaluation of the use of dendrochemical analyses in environmental monitoring. *Environmental Review*, **5**: 181-201.
- Watmough, S.A. & Hutchinson, T.C. (2003a) A comparison of temporal patterns in trace metal concentration in tree rings of four common European tree species adjacent to a Cu-Cd refinery. *Water, Air, and Soil Pollution*, **146**(1-4) : 225-241.

- Watmough, S.A. & Hutchinson, T.C. (2003b) Uptake of ^{207}Pb and ^{111}Cd through bark of mature sugar maple, white ash and white pine: a field experiment, *Environmental Pollution*, **121** : 39–48.
- Watmough, S.A. & Hutchinson, T.C. (1999) Changes in the dendrochemistry of sacred fir close to Mexico City over the past 100 years. *Environmental Pollution*, **104** : 79-88.
- Watmough, S.A., Hutchinson, T.C. & Sager, E.P.S. (1999) The impact of simulated acid rain on soil leachate and xylem chemistry in a jack pine (*Pinus banksiana lamb.*) stand in northern Ontario, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, **111**(1-4): 89-108.
- Watmough, S.A., Hutchinson, T.C. & Evans, R.D. (1997) Application of laser ablation inductively coupled plasma-mass spectrometry in dendrochemical analysis. *Environmental Science and Technology*, **31**(1) : 114-118.
- Yanosky, T.M. & Vroblesky, D.A. (1992) Relation of nickel concentrations in tree rings to ground-water contamination. *Water Resource Research*, **28**: 2077-2083.
- Yukon Geological Survey (2003) *Rocking in the Yukon: An Overview of Mining in the Yukon*. Government of Yukon, Department of Energy, Mines, and Resources, 74 pp.
- Zodrow, E.L., Wiltshire, J. & McCandlish, K. (1979) Hydrated sulfates in the Sydney coalfield of Cape Breton, Nova Scotia: II. Pyrite and its alteration products. *Canadian Mineralogist*, **17**: 63-70.