

Faculté des bioingénieurs

Impact du pâturage sur le carbone organique dans les sols du páramo andin

Étude de cas à l'Antisana, en Équateur

Auteur : Raphaël van Ypersele
Promoteur : Prof. Pierre Delmelle
Co-promoteur : Dr. Benoît Pereira
Lecteurs : Prof. Patrick Bogaert, Prof. Veerle Vanacker
Année académique 2018-2019
Bioingénieur : Gestion des forêts et des espaces naturels

Remerciements

Ce travail n'aurait pas pu aboutir sans l'aide précieuse de nombreuses personnes, que je souhaite remercier ici.

Merci Pierre pour ton accompagnement et tes conseils avisés tout au long de cette année et de la précédente. J'ai pu goûter d'un peu plus près à la science de terrain grâce à toi et je t'en remercie !

Merci Benoît pour ton aide, ta disponibilité et ta patience. J'ai un peu moins peur de R[©] grâce à toi !

Je remercie également les membres de mon jury pour le temps qu'ils consacreront à ce document.

Marlon, je te remercie pour ton aide et ta bonne humeur sur le terrain en Équateur et depuis ton retour en Belgique. *Gracias Mijin !!* J'aimerais aussi remercier l'ensemble de ta famille et celle de Pamela, qui ont rendu notre séjour en Équateur mémorable. Leur hospitalité m'est allée droit au cœur.

Merci Claudine pour votre aide plus que précieuse au laboratoire, et merci à Mathilde pour tes explications et tes conseils. Merci à tous les autres membres du labo qui ont pu me faire avancer dans ma réflexion lors de discussions ou de séminaires.

Merci à l'ARES qui a contribué au financement de mon voyage en Équateur.

Merci à l'Antisana, qui a été un bureau très sympathique pendant près d'un mois.

Merci à Margaux et Anouchka, qui se sont salies les mains avec moi dans les sols volcaniques équatoriens. Cela aurait été beaucoup moins drôle et un peu plus dur sans vous !

Merci à mes parents pour leur aide et leur soutien tout au long de mes études, y compris dans cette dernière ligne droite.

Last but not least, merci Elisa pour tout, et pour le reste aussi.

Résumé

Les prairies alpines de hautes altitudes du nord de l'Amérique du sud, appelées páramos, fournissent en eau potable les populations locales, sont un réservoir important de biodiversité et leurs sols représentent un stock important de carbone organique (Corg). Cependant, les páramos sont menacés par les activités humaines, notamment le pâturage intensif. L'impact de celui-ci sur les teneurs et les stocks de Corg présents dans les sols est mal documenté et les rares études existantes font état de résultats qui sont contradictoires.

L'objectif de ce mémoire est de déterminer les teneurs et les stocks de Corg dans des sols d'un páramo andin affecté par le pâturage et de comparer ces valeurs avec celles trouvées pour le páramo laissé à l'état naturel. Pour ce faire, nous avons travaillé au sein d'un bassin versant dans les páramos de la *Reserva Ecológica Antisana* situé dans la Cordillère des Andes orientale, au nord de l'Équateur. Le site a été pâturé durant une centaine d'année, mais des zones de végétation naturelle persistent. Le pâturage est vraisemblablement responsable de la conversion d'une végétation herbacée de type *tussock plants* en une végétation plus basse de type *cushion plants*.

Plus de 220 échantillons de sol ont été collectés sur 2 horizons ?. Le traitement statistique des données spatialisées a permis de mettre en évidence un impact significatif du pâturage sur la teneur et le stock de Corg de l'horizon de surface des sols. Les teneurs en Corg dans la zone non dégradée (ZND) et dans la zone dégradée (ZD) valent respectivement $8,0 \pm 0,4$ et $9,4 \pm 0,5$ %. La teneur en Corg des horizons enfouis (4 %) n'est pas affectée par le pâturage. Le stock de Corg du sol (0-30 cm) dans la ZD est également plus élevé que dans la ZND, soit $15,5 \pm 0,8$ kg/m² contre $14,2 \pm 0,7$ kg/m².

Le changement de végétation induit par le pâturage dans la ZD semble être le facteur explicatif principal de l'augmentation de la teneur et du stock de Corg. Néanmoins, les mécanismes en cause ne sont pas encore clairement identifiés. D'autres investigations portant sur la nature et l'apport de la biomasse vers le sol, ainsi que sur sa structure, devraient être réalisées.

Mots-clés : Équateur, páramos, pâturage, sol, carbone organique

Liste des abréviations utilisées

- CIS : C Inorganique du Sol
- COD : C Organique Dissout
- Corg : C Organique
- COS : C Organique du Sol
- ENSO : *El Niño Southern Oscillation*
- FAO : *Food and Agriculture Organization of the United Nations*
- Gt : Gigatonne, soit 10^9 tonnes, ou 10^{12} kg en unité du Système International
- GtC : Gigatonne de C
- IDC : Intervalle De Confiance
- ITPS : *Intergovernmental Technical Panel on Soils*
- LUC : Changements d'occupation du sol (<*Land Use Changes*), qui comprennent les conversions en terres agricoles ou en zone urbaine, mais aussi le déboisement et la foresterie
- m.a.s.l. : mètres d'altitude (<*meters above sea level*)
- Mg : Mega gramme, soit 10^6 grammes, ou 1000 kg en unité du Système International
- MO : Matière Organique
- NPP : Vitesse de production de la matière organique (<*Net Primary Production*)
- ppmv : partie par million en volume, soit une fraction volumique de 10^{-6}
- t : Tonne, ou 1000 kg en unité du Système International
- ZD : Zone Dégradée
- ZND : Zone Non Dégradée
- ρ_b = densité apparente (kg m^{-3})

Table des matières

<i>Liste des abréviations utilisées</i>	<i>III</i>
<i>Table des figures.....</i>	<i>V</i>
<i>Table des tableaux.....</i>	<i>VI</i>
<i>Table des annexes.....</i>	<i>VI</i>
1. Introduction	1
2. État de l'art.....	3
2.1. Cycle global du carbone.....	3
2.2. Le carbone dans les sols	5
2.3. Les changements d'occupation du sol	9
2.4. Les écosystèmes de prairie	10
2.5. Les páramos	11
2.5.1. Climat des Páramos.....	13
2.5.2. Sols des páramos	14
2.5.3. Végétation des páramos	16
2.5.4. Hydrologie des páramos	17
2.5.5. Services écosystémiques des páramos.....	17
2.5.6. L'impact des changements climatiques sur les páramos	18
2.5.7. Changements d'occupation du sol dans les páramos	19
3. Matériel et méthodes	22
3.1. Site d'étude	22
3.1.1. Localisation	22
3.1.2. Climat et conditions météorologiques	22
3.1.3. La végétation	23
3.2. Plan d'échantillonnage pour l'estimation des stocks de carbone des sols	27
3.3. Plan d'analyse	29
3.4. Analyses statistiques	29
3.4.1. Données des <i>clusters</i>	30
3.4.2. Données du bassin	31
3.5. Calcul des stocks.....	32
4. Résultats	33
4.1. Choix d'une carte de végétation.....	33
4.2. Variabilité de la teneur en C organique au sein des <i>clusters</i>	35
4.3. Comparaison des teneurs en C organique entre les ZD, ZND et ZH.....	36
4.3.1. Repérage et élimination des données aberrantes	36
4.3.2. Confirmation des séries	37
4.3.3. Comparaison des séries.....	38
4.4. Variabilité spatiale de la teneur en C organique.....	40
4.5. Calcul des stocks de C organique	41
4.5.1. Densité apparente des horizons.....	42
4.5.2. Épaisseur moyenne des horizons	42
4.5.3. Valeurs de stock de C organique	43

5. Discussion	44
5.1. Teneur en carbone organique du sol	44
5.1.1. Comparaison avec d'autres études	44
5.1.2. Variation avec la profondeur	45
5.1.3. Différences entre la ZD et la ZND (horizons de surface).....	45
5.1.4. Processus à l'œuvre	49
5.2. Stocks de carbone organique des sols	55
5.2.1. Comparaison avec d'autres études	55
5.2.2. Analyse statistique de l'impact du pâturage	55
5.2.3. Différences entre la ZD et la ZND (horizons de surface).....	57
5.2.4. Processus à l'œuvre	59
5.3. Limites de l'étude	60
6. Conclusions	61
Bibliographie	63
Annexes	69

Table des figures

Figure 2.1. Représentation schématique du cycle biogéochimique du C.....	4
Figure 2.2. Évolution de la concentration du CO ₂ dans l'atmosphère depuis 1980 au niveau mondial	5
Figure 2.3. Répartition du stock de Corg des sols à l'échelle mondiale.....	7
Figure 2.4. Distribution approximative des páramos en Amérique du Sud	12
Figure 2.5. Effet des activités humaines sur la zone normalement occupée par la forêt	13
Figure 2.6. Succession entre le páramo herbacé, le super-páramo et les glaciers	16
Figure 3.1. Localisation de la zone d'étude dans le bassin de Jatunhuaycu et de la <i>Reserva Ecológica Antisana</i> dans le pays	22
Figure 3.2. Variation journalière moyenne de la radiation et des précipitations	23
Figure 3.3. Végétation de la zone dégradée et non dégradée	24
Figure 3.4. Profils de sol typiques des zones étudiées.....	26
Figure 3.5. Stratégie pour prélever un échantillon composite pour l'horizon de surface	28
Figure 3.6. Répartition des points échantillonnés et des clusters dans le site d'étude, divisé en trois zones de végétation.....	28
Figure 3.7. Les séries des <i>clusters</i> suivent des distributions normales.....	30
Figure 4.1. Végétation de la zone d'étude d'après la carte du Ministerio del Ambiente.....	33
Figure 4.2. Végétation de la zone d'étude d'après la carte de Cruz	34
Figure 4.3. Identification de données aberrantes.....	37
Figure 4.4. Carte des points d'échantillonnages résultant de la suppression des valeurs aberrantes et de la confirmation des séries.....	38
Figure 4.5. Comparaison des cinq séries pour la teneur moyenne en Corg à l'échelle du bassin.....	39
Figure 4.6. Comparaison de la variabilité entre la teneur en Corg à l'échelle du bassin et du <i>cluster</i>	41
Figure 5.1. État de dégradation très avancé dans un páramo	48

Figure 5.2. <i>Espeletia hartwegiana</i> sp. <i>Centroandina</i> , qui accompagnent les <i>tussock plants</i> dans la végétation non dégradée des Andes colombiennes.....	50
Figure 5.3. Sentes tracées par les animaux dans la ZD	52
Figure 5.4. Accumulation d'excréments de lapins en surface dans la ZD	54
Figure 5.5. Relation quadratique proposée par Castañeda et Gómez pour décrire l'influence du nombre d'animaux sur le stock de Corg d'un páramo pâturé.....	58

Table des tableaux

Tableau 2.1. Stock moyen en kg/m ² de carbone organique pour divers types et épaisseurs de sol	15
Tableau 2.2. Proportion de la surface perdue par chaque étage suite à la remontée de 450 m des écosystèmes	19
Tableau 3.1. Caractéristiques des profils étudiés par Calispa (en préparation).....	25
Tableau 4.1. Matrices de confusion comparant les deux cartes disponibles (classes assignées) avec les observations du terrain (classes vraies)	34
Tableau 4.2. Écarts types standards, moyennes et intervalles de confiance au point pour les quatre séries des <i>clusters</i> pour la teneur en Corg	35
Tableau 4.3. Écarts types standards, moyennes et IDC pour les cinq séries de la zone d'étude pour les teneurs (%) en Corg des cinq séries.....	38
Tableau 4.4. P-valeurs obtenues sur base du test de Wilcoxon-Mann-Whitney de comparaison des cinq séries pour la teneur en Corg.....	40
Tableau 4.5. Comparaison des variances entre les <i>clusters</i> et le bassin.....	41
Tableau 4.6. Valeurs de stock de Corg pour les cinq séries	43
Tableau 5.1. Impact du pâturage sur les teneurs et les stocks en Corg : comparaison des conclusions de plusieurs études	47
Tableau 5.2. Valeurs de stocks de Corg ramenées à des épaisseurs de 0,3 m.....	56
Tableau 5.3. Comparaison des séries pour le stock ponctuel de Corg : p-valeurs du test de Wilcoxon-Mann-Whitney	56

Table des annexes

Annexe 3.A.1. Utilisation faite des <i>QQplots</i> , <i>EDAprlots</i> et <i>Boxplots</i>	69
Annexe 3.A.2. Présentation des séries des <i>clusters</i>	69
Annexe 4.A.1 Les points pleinement représentatifs de leur zone de végétation superposés à la carte de végétation du Ministerio del Ambiente (2013).	71
Annexe 4.A.2. Les points pleinement représentatifs de leur zone de végétation superposés à la carte de végétation de Cruz (2019)	71
Annexe 4.A.3. <i>QQplot</i> , <i>EDAprlot</i> et <i>Boxplot</i> pour chacune des séries de teneur en Corg du bassin.....	72

1. Introduction

Les páramos sont un ensemble d'écosystèmes de prairies alpines de hautes altitudes caractéristiques des Andes du nord (Luteyn 1992). En Équateur, ils occupent une surface de 25 000 km², soit un peu moins de 10 % de la superficie du pays (Josse et Anhalzer 1996). Les páramos sont importants à bien des égards. Les trois principaux services écosystémiques délivrés par les páramos sont (i) l'approvisionnement en eau potable de qualité aux populations andines et en aval des Andes, (ii) la protection de la biodiversité et (iii) le stockage de carbone (C) dans les sols. Dans les Andes, plus de 100 millions de personnes bénéficient des services écosystémiques fournis par les páramos (IUCN 2002). Quito, la capitale de l'Équateur, tire 85 % de son eau potable des páramos qui bordent les volcans Cayambe, Antisana et Cotopaxi (Buytaert *et al.* 2006a). Les páramos andins représentent un refuge important de biodiversité ; le taux d'endémisme y est de l'ordre de 60 % (Luteyn 1999). La majorité des sols des páramos sont d'origine volcanique et sont des Andosols, qui sont parmi les sols minéraux les plus riches de la planète en carbone organique (Corg) (en moyenne, 114 t/ha sur les 30 premiers cm de sol ; Batjes (1996)).

Pourtant, les páramos sont menacés par les activités humaines, en dépit des services vitaux qu'ils fournissent. Les changements climatiques, d'abord, qui ont déjà provoqué une remontée en altitude des écosystèmes estimée par endroits à 450 m depuis le début de la révolution industrielle (Castaño Uribe 2002). Mais ce n'est pas tout. Les páramos payent aussi le prix de l'urbanisation et de la croissance démographique des vallées andines, et si les écosystèmes gagnent de l'altitude, les activités humaines font de même. Au cours des 40 dernières années, les pratiques de pâturage intensif ont vu le jour dans les páramos (Podwojewski *et al.* 2002). Or, le pâturage peut affecter négativement les trois services écosystémiques principaux des páramos. Certains auteurs ont montré que les taux d'érosion peuvent être jusqu'à décuplés dans des páramos victimes de pâturage (Poulenard *et al.* 2001). D'autres études mettent en évidence que le taux d'endémisme de la végétation d'un páramo dégradé est bien moindre que celui de la végétation d'un páramo non dégradé (Hofstede 1995a). L'impact du pâturage sur les stocks de carbone est moins clair. Dans certain cas, il diminue très nettement à la suite du pâturage, alors que dans d'autres cas il augmente de manière significative (Podwojewski *et al.* 2002; Castañeda et Gómez 2014). Malgré l'importance du sujet, les travaux portant sur l'influence du pâturage sur la teneur et le stock de Corg des sols des páramos pèchent souvent par une faiblesse statistique liée à un échantillonnage des sols restreint. Il n'est donc pas aisé de tirer une conclusion définitive quant à l'impact du pâturage sur le Corg du sol.

L'objectif de notre étude est d'évaluer l'impact du pâturage sur la teneur et le stock de Corg des sols du páramo andin. Spécifiquement, nous posons les questions suivantes :

- i. Quelle est la teneur en Corg dans les sols du páramo protégés du pâturage et dans ceux affectés par le pâturage ?
- ii. Quelle est la variabilité spatiale des teneurs en Corg dans ces sols ?
- iii. Que valent les stocks de Corg dans les sols du páramo protégés du pâturage et dans ceux affectés par le pâturage ?

Pour répondre à ces questions, nous travaillons à l'échelle d'un sous bassin versant et nous mettons en œuvre une stratégie d'échantillonnage qui permet l'analyse spatiale des résultats. Le site étudié se trouve dans le bassin versant de Jatunhuaycu, situé dans les Andes équatoriennes. Dans le site d'étude, des pans entiers du páramo ont été soumis au pâturage pendant une centaine d'années, alors que d'autres ont été préservés.

2. État de l'art

2.1. Cycle global du carbone

Le cycle du C est essentiel au fonctionnement du système Terre. La présence de CO₂ gazeux dans l'atmosphère est responsable de l'absorption d'une partie du rayonnement infrarouge émis par le soleil et la surface terrestre. Ce phénomène, l'effet de serre, permet le maintien de températures favorables au développement de la vie sur Terre. Le CO₂ atmosphérique est utilisé par les plantes et le phytoplancton pour synthétiser des carbohydrates *via* la photosynthèse. La biomasse ainsi produite constitue le réservoir de C présent dans la biosphère. À la mort de l'organisme, ce C pourra être minéralisé et émis dans l'atmosphère. Au cours de ce cycle, le C est en alternance piégé dans des molécules minérales ou organiques. Il s'agit du cycle biogéochimique du C.

Le cycle biogéochimique du C peut être décrit en termes de deux composantes : un cycle rapide et un cycle lent (Figure 2.1). Le premier inclut les réservoirs les plus actifs, comme l'atmosphère, la biosphère, la pédosphère ou les eaux de surface. Les temps de résidence du C dans ces réservoirs vont de l'année au millénaire. Le cycle lent comprend des réservoirs moins actifs, comme les océans profonds et les réservoirs géologiques. Les temps de résidence y sont plus longs, de l'ordre de la centaine de milliers ou du million d'années (Archer *et al.* 2009). La quantité totale de C dans un réservoir est appelée le stock, exprimé en GtC.

En raison de ses nombreuses interfaces avec d'autres réservoirs, l'atmosphère participe à divers échanges. Le plus important de ceux-ci a lieu avec la végétation terrestre, et se fait à hauteur de 120 GtC/an (Grotzinger et Jordan 2010). Cet échange est le résultat des réactions de photosynthèse, de respiration et d'oxydation directe. L'interface entre la couche superficielle des océans et l'atmosphère fait également l'objet d'échanges, à hauteur de 90 GtC/an (Le Quéré *et al.* 2018). Le CO₂ dissout peut s'évaporer et retourner dans l'atmosphère, alors que le CO₂ atmosphérique peut se dissoudre dans les embruns, dans les précipitations ou à travers la surface océanique. Le taux de ces échanges est dicté par la température de l'eau et de l'air, la composition de l'eau de mer et la vitesse du vent. Ce dernier facteur est celui qui a le plus d'importance (Grotzinger et Jordan 2010). L'activité volcanique émet une quantité relativement faible de C dans l'atmosphère (moins de 0,1 GtC/an), tandis que l'altération des silicates et carbonates consomme chaque année environ 0,2 Gt de C atmosphérique. Depuis le début de la révolution industrielle, les combustibles fossiles (charbon, pétrole, gaz) sont exploités et brûlés par les hommes. La combustion de ces sources d'énergie ajoute 9,4 GtC/an à l'atmosphère par an (moyenne sur la période 2008 - 2017). Ce chiffre est en augmentation constante. La quantité nette de C libérée par les activités humaines qui rentre dans le réservoir atmosphérique est de 4,7 GtC/an (en moyenne, sur la période 2008 – 2017). Ce chiffre prend en compte les émissions issues de la combustion des combustibles fossiles et des changements d'occupation du sol, ainsi que les absorptions par

les océans, la végétation terrestre et les sols (Le Quéré *et al.* 2018). Normalement, les combustibles fossiles ne participent pas au cycle rapide du C. Leur émission dans l'atmosphère représente donc un court-circuit entre le cycle lent et le cycle rapide.

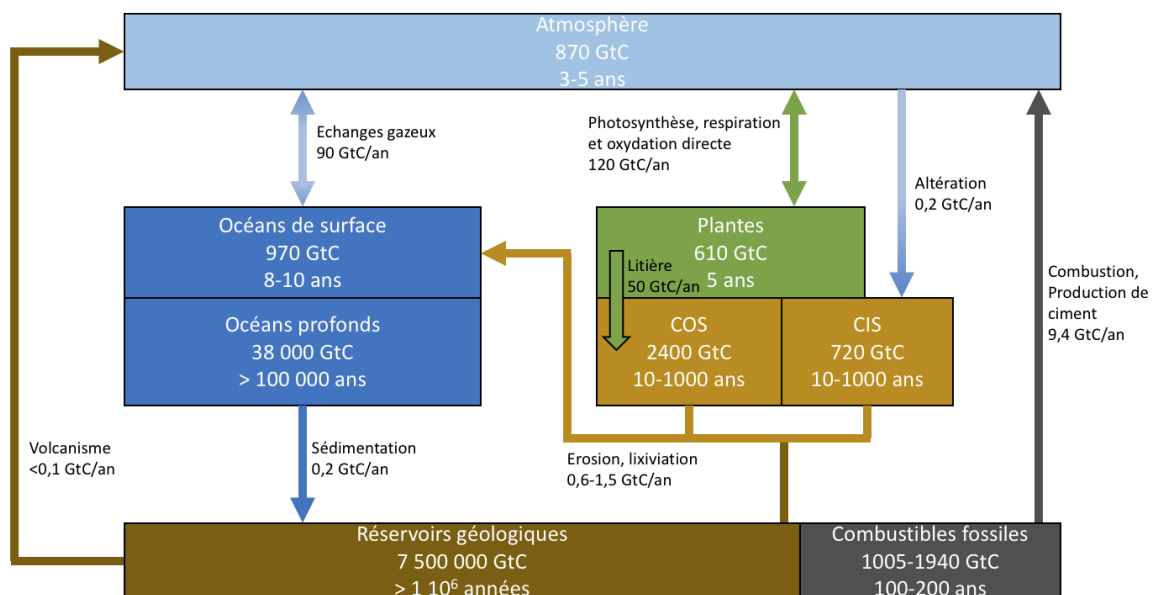


Figure 2.1. Représentation schématique du cycle biogéochimique du C

Les différents réservoirs sont accompagnés par une estimation de leur taille ainsi que de leur temps de résidence. Les principaux processus d'échanges ou de transferts entre les différents réservoirs sont représentés par des flèches, accompagnées du type d'échange impliqué et du taux de celui-ci.

Sources : Grotzinger et Jordan 2010; Silverberg 2012; Ballantyne *et al.* 2012; UC San Diego 2019; Batjes 1996; Le Quéré *et al.* 2018

Le C échangé entre les réservoirs terrestres (sols et végétaux) l'est majoritairement sous forme de biomasse. La biomasse des plantes est la source principale de Corg dans et sur les sols (Kögel-Knabner 2002) et la litière apporte 50 GtC/an aux sols. L'érosion et la lixiviation (transport d'un soluté à l'aide d'un solvant) du C des sols vers les océans déplacent 0,6 à 1,5 GtC/an (Baldock 2007). Le C présent dans les sols est soit sous forme organique (COS : C organique des sols), soit sous forme inorganique (CIS : C inorganique des sols). Plus de précisions sont apportées sur le C des sols dans les points suivants.

Les océans profonds transfèrent 0,2 GtC/an aux réservoirs géologiques *via* la sédimentation des coquilles d'organismes marins.

Les réservoirs agissent tour à tour comme des puits de C ou comme des sources. Dans le contexte actuel de changements climatiques d'origine anthropique (Lal 2004), la concentration en CO₂ de l'atmosphère augmente. Elle est en effet passée de 277 ppmv en 1750 à l'époque pré-industrielle (Joos et Spahni 2008) à 405 ppmv en septembre 2018 (NOAA 2018). Cette tendance est observable à la Figure 2.2.

Le taux auquel les stocks de C évoluent n'est pas non plus constant. Alors que son stock augmentait de 1,7 GtC/an dans les années 1960, le réservoir atmosphérique a gagné en

moyenne 4,7 GtC/an au cours de la période 2008-2017. Les écosystèmes terrestres (sols et la biosphère) s'inscrivent dans la même tendance. Dans les années 1960, le stock total de C dans ceux-ci augmentait à une vitesse de l'ordre de 1,2 GtC/an, contre 3,2 GtC/an au cours de la dernière décennie. Il est toutefois important de préciser que l'erreur est bien plus importante en ce qui concerne l'augmentation dans les écosystèmes terrestres que dans l'atmosphère. Les émissions anthropiques issues de l'utilisation de combustibles fossiles ont suivi une évolution similaire. Dans les années 1960, elles ont augmenté en moyenne de 3,1 GtC/an contre 9,4 GtC/an au cours de la dernière décennie (Le Quéré *et al.* 2018).

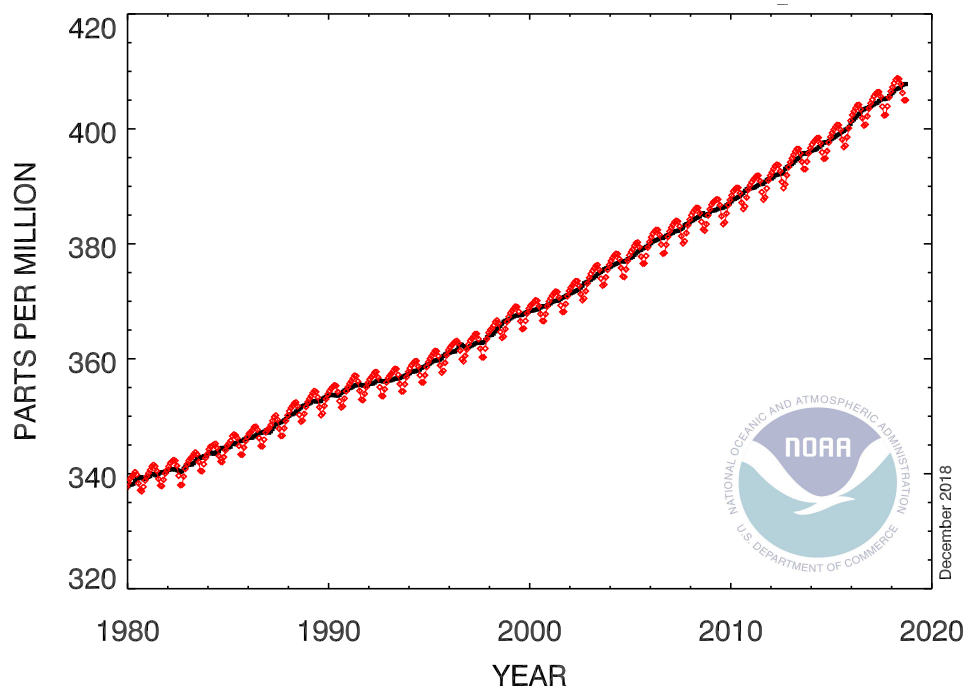


Figure 2.2. Évolution de la concentration du CO₂ dans l'atmosphère depuis 1980 au niveau mondial

La courbe rouge représente les moyennes mensuelles alors que la courbe noire présente les moyennes annuelles. Les oscillations de la courbe rouge sont dues à la saisonnalité de la végétation. La concentration en CO₂ atteint son pic annuel au début du printemps de l'hémisphère Nord et son minimum annuel à la fin de l'été. La saisonnalité est dictée par l'hémisphère Nord car ce dernier possède plus de surface terrestre, et donc plus de végétation

Source : NOAA 2018

2.2. Le carbone dans les sols

Le C est présent dans les sols sous deux formes : inorganique et organique. Le stock global de C inorganique est compris entre 695 et 748 Gt pour le premier mètre de sol. Le CIS est principalement présent sous forme de CaCO₃ (carbonate de calcium) ou de MgCO₃ (dolomie) (Batjes 1996). En comparaison, l'atmosphère contient environ 870 GtC (Ballantyne *et al.* 2012; UC San Diego 2019).

La quantité de C_{org} stockée dans les sols est estimée à 1220-1550 Gt jusqu'à un mètre de profondeur, et 2376-2450 Gt jusqu'à deux mètres de profondeur (Eswaran *et al.* 1995). Le

Corg présent dans les horizons profonds du sol (1 à 2 mètres de profondeur) est stable et ne participera pas aux émissions actuelles (Batjes 1996). Le Corg est présent sous diverses formes dans les sols. Il existe des molécules simples, principalement des acides aminés et des sucres monomériques, des molécules composées, principalement de la cellulose, de la lignine ou des protéines, et des résidus de plantes ou de microbes. La majorité du COS est originaire de restes de plantes ou de microbes (Baldock 2007). Les résidus de plantes peuvent être vus comme des sources primaires de C dans et sur les sols, alors que les molécules organiques synthétisées par les communautés de décomposeurs sont considérées comme des sources secondaires de COS (Kögel-Knabner 2002). La vitesse de production de la matière organique (NPP (<Net Primary Production)) permet de se faire une idée de la quantité de C ajoutée au sol sous l'action des plantes et des microbes (Batjes 1996).

Compte tenu de la quantité de Corg stockée dans les sols, la réémission de ce C vers l'atmosphère pourrait avoir un impact significatif sur la concentration en CO₂ de l'atmosphère et donc sur les changements climatiques (Wang *et al.* 2002). Si 5 % du Corg piégé dans les deux premiers mètres du sol étaient libérés dans l'atmosphère, la concentration en C de celle-ci pourrait augmenter de 16 % (Baldock 2007). À l'opposé, la séquestration du C dans le sol pourrait bien être la meilleure manière de compenser les émissions anthropiques dues à l'utilisation des combustibles fossiles et aux changements d'occupation du sol (LUC (<Land Use Changes en anglais)) (Lal 2004).

Le C n'est pas réparti de manière homogène dans les sols de la planète. En effet, la teneur en Corg d'un sol est influencée par plusieurs facteurs, qui varient en fonction de l'endroit où l'on se trouve sur Terre. Une corrélation positive existe entre la teneur en Corg du sol et la quantité des précipitations (Parton *et al.* 1987). Une corrélation négative existe entre le stock en Corg et les températures (Burke *et al.* 1989). Il est reconnu que les sols des environnements froids et humides stockent en moyenne plus de Corg que les sols des environnements chauds (Petri *et al.* 2010). Cela peut notamment être expliqué par la baisse de l'activité des communautés de décomposeurs du sol lorsque la température diminue (Wang *et al.* 2002). Selon les mêmes auteurs, trop peu d'études sont faites sur la teneur en Corg des sols d'altitude. Si une diminution de la température entraîne une accumulation de Corg dans les sols, l'inverse est également vérifié. Une augmentation de la température entraîne une augmentation du taux de respiration du sol, et donc de l'activité des communautés de décomposeurs (Jones 2010).

En 2018, la *Food and Agriculture Organization* (FAO) et l'*Intergovernmental Technical Panel on Soils* (ITPS) ont publié une carte montrant la variabilité spatiale des stocks de COS à l'échelle mondiale (Figure 2.3). Les zones désertiques apparaissent plus pauvres en COS alors que les zones sur l'équateur et aux hautes latitudes apparaissent plus riches en COS. Un sol de désert contient environ 0,1 kg C/m², pour 28 kg C/m² en forêt tropicale. Les zones dont les sols sont les plus riches en C sont les zones humides ; marais, tourbe ou marécage. Les concentrations de C qui y sont rencontrées avoisinent 70 kg C/m². D'après les estimations de Batjes (1996),

les sols des régions tropicales renferment 587 à 621 Gt de C (organique et inorganique) sur le premier mètre, alors que les autres régions en renferment 1570 à 1675 Gt.

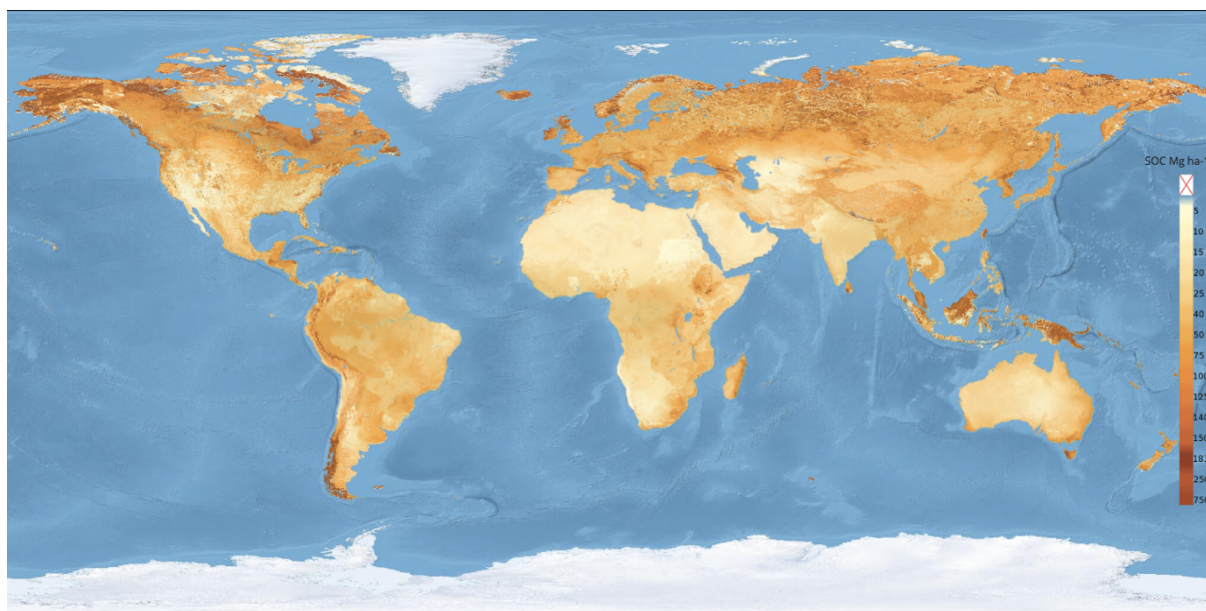


Figure 2.3. Répartition du stock de Corg des sols à l'échelle mondiale

Les 60 % du COS sont piégés dans les sols de 10 pays : Russie, Canada, USA, Chine, Brésil, Indonésie, Australie, Argentine, Kazakhstan et RDC. La résolution spatiale de la carte est d'un kilomètre

Source : FAO 2018

Le stock de C d'un sol peut être estimé à l'aide d'une équation de masse combinant les entrées et les sorties de C dans le système sol. Les entrées représentent les additions de C, notamment *via* l'activité de la biomasse végétale et microbienne, alors que les sorties représentent les pertes par lessivage de Corg dissout (COD), par érosion ou par minéralisation. Une corrélation négative existe entre le stock en COS et l'érosion d'un sol (Ritchie *et al.* 2005). Néanmoins, pour certains sols, l'adsorption de COD sur les minéraux présents dans le sol peut constituer une source de COS. De même, dans certaines configurations topographiques, l'érosion peut se transformer en source de COS. C'est le cas lorsqu'une dépression permet l'accumulation de matériaux. Étant donné que l'érosion (par le vent ou par l'eau) ne déplace préférentiellement que la fraction la plus fine du sol, les pertes de C d'un sol sont majoritairement influencées par la décomposition de la matière organique (MO) (Baldock 2007).

Les caractéristiques physiques du sol sont la résultante de plusieurs facteurs, notamment la porosité, la composition chimique, la granulométrie et l'agrégation des particules qui le constituent. Le COS peut se retrouver dans trois zones différentes du sol : les zones inter-agrégats, les complexes organo-minéraux et dans les agrégats. La distribution et la taille des pores contrôlent la disponibilité en eau et oxygène au sein du sol. Ces facteurs influencent à leur tour le taux de décomposition et de minéralisation de la matière organique dans le sol, et donc sa stabilité (Buytaert *et al.* 2006a). Cette dernière est aussi influencée par la

granulométrie du sol. En effet, plus les particules de sol sont petites, plus il y a de surface disponible pour des potentielles interactions entre la MO et les minéraux du sol. Si les propriétés du sol peuvent influencer sa teneur en MO, l'inverse est également vérifié. En effet, la teneur en MO du sol a un impact sur la structure de celui-ci, sa capacité de rétention d'eau, ou encore sa capacité thermique. De plus, la quantité de MO (et donc de COS) présente influence la résilience du système sol-plante, en association avec la présence de nutriments essentiels tels que l'azote, le phosphore ou le potassium (Baldock 2007).

Le processus de décomposition de la MO du sol engendre une perte de COS. La décomposition est un nom générique qui comprend les processus de minéralisation, d'altération et d'assimilation. Les différents composants du COS s'accumulent et se décomposent à divers taux, en fonction de leur accessibilité et/ou de leur récalcitrance biogéochimique. Cette dernière est fonction de la force des liaisons intra et inter-moléculaires, de leur degré de polymérisation, de la régularité de leur structure et de leur teneur en composés aromatiques (Baldock *et al.* 1997). La MO la plus vieille dans un sol n'est donc pas spécialement celle qui a été le mieux décomposée. Au cours de la décomposition, la MO est fractionnée, et la surface accessible pour de potentielles interactions augmente. Cela peut accélérer le processus de décomposition.

Le taux de minéralisation du COS dépend, entre autre, de la communauté de décomposeurs présents. Deux critères principaux permettent de l'évaluer : la capabilité et la capacité. La capabilité d'une communauté de décomposeurs est définie par le *pool* de gènes nécessaires à la production des enzymes essentiels à la décomposition de la MO. La capacité d'une communauté de décomposeurs représente le taux d'expression des gènes en question. Ce taux dépend de la disponibilité en H₂O et O₂, ainsi que de la température (Baldock 2007). La capabilité n'est, elle, pas affectée par ces facteurs environnementaux. La teneur du sol en Corg est donc directement régulée par ces facteurs, mais aussi par la NPP (Batjes 1996).

Le degré de décomposition de la MO d'un sol peut être évalué par le ratio de la concentration en C sur la concentration en azote, plus communément appelé le rapport C/N. Ce rapport permet aussi d'être un indicateur de la qualité de la MO du sol. Le rapport C/N semble décroître avec la profondeur (Batjes 1996), ce qui indique que l'âge et l'état de dégradation de la MO sont plus avancés en profondeur.

À l'avenir, le climat va devenir plus chaud et plus humide dans certaines régions. Or, la quantité potentielle de vapeur d'eau présente dans l'atmosphère s'élève de 7 % par degré de réchauffement. Une plus grande quantité d'eau dans l'atmosphère est synonyme d'une plus grande quantité d'eau mobilisable par les précipitations lorsque les conditions sont réunies (Cattiaux *et al.* 2018). L'augmentation des températures et des précipitations devrait accélérer les processus de décomposition de la MO des sols par l'activité microbienne (Davidson 1994). Cette augmentation devrait se situer entre 11 et 34 GtC/an par degré °C de réchauffement (Schimel 1995). L'accélération de la minéralisation du COS des sols avec l'augmentation de la

température suit une fonction exponentielle (Lloyd et Taylor 1994). Par contre, l'augmentation de la concentration en CO₂ dans l'atmosphère pourrait mener à une baisse de la concentration en azote et autres nutriments essentiels dans les plantes (Coûteaux et Bottner 1995). Cela aurait pour effet de ralentir les processus de décomposition de la MO (Balser *et al.* 2010), et donc de mener à une accumulation de la MO dans les sols. Cependant, l'accélération de l'activité microbienne sera plus importante que ce processus de ralentissement. Les pertes totales de Corg du sol par décomposition vont donc augmenter sous l'effet des changements climatiques. Ces pertes seront les plus grandes dans les régions où la température est le facteur limitant à la décomposition.

En plus des processus de décomposition, une autre composante du cycle du C sera fortement affectée par les changements climatiques. Il s'agit de la NPP, qui devrait subir une augmentation (Jones 2010). Le bilan entre l'accélération des pertes par décomposition et l'accélération du stockage par augmentation de la NPP reste toutefois négatif. Les pertes de Corg des sols sont donc amenées à se maintenir voire à augmenter, ce qui risque d'entraîner un phénomène de *feedback* positif sur le système climatique à long terme.

2.3. Les changements d'occupation du sol

Pour bon nombre d'auteurs, les émissions liées aux LUC reprennent en réalité trois catégories d'émissions : celles liées aux LUC à proprement parler, celles liées à l'occupation du sol et celles liées à la sylviculture. Sur les 50 dernières années, la proportion des émissions de CO₂ anthropique liée aux LUC est de 50 %. Sur cette même période, 1,3 GtC ont été émises chaque année dans l'atmosphère en lien avec les LUC. L'erreur sur ce chiffre est toutefois de $\pm 0,7$ GtC/an. La tendance est à la baisse en ce qui concerne les émissions de CO₂ liées aux LUC. Sur la période 2008 – 2017, la proportion des émissions de dioxyde de C anthropique liée aux LUC est passée à 13 % (Le Quéré *et al.* 2018). Batjes souligne l'importance des LUC dans les régions tropicales sur le cycle du C global (Batjes 1996).

Les facteurs principaux qui influencent la séquestration de C dans les sols sont le climat, les pratiques agricoles, et les LUC, qu'ils soient passés ou actuels (Jones 2010). Ces facteurs n'ont pas les mêmes échelles de temps. À long terme la séquestration du C dans les sols est surtout influencée par les facteurs climatiques et géologiques (Adams *et al.* 1990). À court terme, elle est principalement affectée par les facteurs de perturbation ou de succession de la végétation, les pratiques agricoles et les LUC (Batjes 1996).

Pourtant, au niveau mondial, il n'apparaît pas de lien clair entre le stock de Corg d'un sol et le type de gestion qu'il a subi. Il en va de même au sein d'une même zone climatique. Il est donc nécessaire de se pencher sur l'échelle locale pour connaître l'impact d'un certain type de pratiques (Petri *et al.* 2010). Cependant, les LUC auront probablement une influence sur le COS via leur impact sur la NPP, les conditions du sol et la végétation. Il est clair que la minéralisation de la MO est influencée par les pratiques agricoles : quantité de résidus de plantes laissée après la récolte, exposition de COS initialement protégé *via* le labour, teneur

en eau et en nutriments du sol, ou encore température du sol (Batjes 1996; Baldock 2007). Certains auteurs ont observé des dégradations et des baisses de NPP dans les écosystèmes de prairie en réponse à de mauvaises pratiques agricoles. S'en sont suivies des pertes de COS (Wang *et al.* 2002). L'impact potentiel des LUC sur le stock de Corg présent dans les sols s'explique en partie par la répartition du C dans les sols : les 30 premiers centimètres de sol abritent entre 39 et 70 % du stock de COS. Pour les 50 premiers centimètres, il s'agit de 58 à 81 % du stock de COS (Batjes 1996). Ces chiffres donnent une idée de la quantité de C initialement stocké dans le sol qui peut être libéré en cas de déforestation, de LUC, de drainage de zone humide ou à cause de l'exposition du sol par le labour.

Au cours de son développement, un sol peut tour à tour être une source ou un puits de C. Les changements dans la végétation ou le management ont une grande influence sur la caractère source ou puits d'un sol (Chen *et al.* 2009). Par exemple, une augmentation de l'accumulation de MO dans le sol, et donc de Corg, est souvent observée lorsque l'on passe d'une zone agricole à une végétation naturelle, ou du moins pérenne (Scurlock et Hall 1998; Wang *et al.* 2002).

Comme expliqué plus haut, il n'est possible de déterminer avec certitude l'impact d'une série de pratiques agricoles qu'au niveau local. De manière générale, les pratiques qui stimulent la séquestration de Corg dans le sol sont celles qui visent à diminuer la fertilisation des cultures les plus fertilisées, ou qui stimulent une intensification modérée des cultures dont les sols sont plus pauvres en nutriments (Jones 2010).

La présence de bétail peut également avoir un impact sur la séquestration de C dans le sol. En effet, elle peut impacter la végétation en place (et donc la source principale de MO fraîche du sol), mais aussi la structure du sol (porosité en particulier) *via* le tassement du sol. Encore une fois, la diversité des techniques de pâturage, des types de végétation, de climat et de sols font que l'impact du bétail n'est pas constant. Il ne peut donc se mesurer qu'au niveau local (Jones 2010). Si le but recherché est de réaliser un bilan C global d'un certain type de pâturage, il est nécessaire de prendre en compte les émissions de méthane issues des animaux ainsi que celles liées aux intrants éventuellement utilisés.

2.4. Les écosystèmes de prairie

Les écosystèmes de prairies, aussi appelés *grassland*, font partie des types d'écosystèmes les plus communément rencontrés sur la Terre. Ils occupent environ 20 % de la surface terrestre, ou 40,5 % si on ne prend pas en compte l'Antarctique et le Groenland. En comparaison, les savanes occupent 13,8 % de la surface terrestre hors Antarctique et Groenland, et les toundras 5,7 % (Reynolds 2005). Quinze millions de kilomètres carrés de *grassland* se trouvent dans la zone intertropicale et neuf millions de kilomètres carrés se trouvent dans les régions tempérées (Lieth 1975).

Les grassland sont caractérisés par une végétation dominée par des herbes, et qui comptent au total moins de 10 % de surface occupée par les arbres et les buissons (F. White 1983).

Les grassland ont un impact avéré sur le cycle de l'eau, et donc sur les services écosystémiques qui en découlent. La production d'eau potable et la lutte contre les inondations sont les exemples les plus représentatifs (Abberton *et al.* 2010). Les grassland rendent d'autres services écosystémiques comme la préservation de la biodiversité ou encore le stockage de C dans leurs sols. Les sols des grassland contiennent 30 % du COS mondial (Wang *et al.* 2002). Le stock total de C dans les grassland est estimé entre 200 et 300 GtC (Batjes et Sombroek 1997). Le rôle des grassland est également avéré en ce qui concerne l'atténuation et l'adaptation face aux changements climatiques, notamment en raison de la capacité qu'ont les plantes de ces écosystèmes à capter du C atmosphérique. Ce C est ensuite stocké dans les sols (Carter et Stewart 1995; Abberton *et al.* 2010).

Il existe cependant de grandes incertitudes quant à la taille, l'activité et la distribution du puits de C que constituent les sols des grassland (Jones 2010). Il est prouvé que la capacité de stockage de C des sols de grassland est influencée par la NPP, le type de végétation et les perturbations du milieu physique (Scurlock et Hall 1998). Les grassland pourraient se comporter comme un puits de C dans les années à venir. En effet, l'augmentation de la concentration en CO₂ dans l'atmosphère va entraîner une augmentation de la NPP des grassland, ce qui pourrait permettre d'augmenter la capacité de stockage de C de ces derniers (Jones et Donnelly 2004).

2.5. Les páramos

Le terme « páramo » désigne un ensemble d'écosystèmes de prairies alpines de haute altitude présentes en majorité dans les Andes du nord (Luteyn 1992). Dans les Andes, ces écosystèmes sont présents entre 11°N et 8°S, soit du Venezuela au Pérou, en passant par la Colombie et l'Équateur (Figure 2.4). Des patches plus isolés de páramos sont aussi présents au Costa Rica. Des écosystèmes similaires existent dans la ceinture afro-alpine qui traverse le Continent africain de l'Éthiopie à l'Afrique du Sud. Enfin, des prairies alpines se rapprochant fortement des páramos sont présentes en Nouvelle-Guinée et en Indonésie (Hofstede *et al.* 2003).

Les páramos sont un sous-ensemble du biome des grassland (Buytaert *et al.* 2006a). Ils se retrouvent normalement entre 3500 et 5000 mètres d'altitude, mais cela peut varier en fonction de la région. En effet, la limite inférieure des páramos peut aller de 3000 mètres d'altitude (m.a.s.l. < *metres above sea level*) au Venezuela à 3800 m.a.s.l. en Équateur (Poulenard 2000). Au contraire de la limite inférieure qui varie d'une région à l'autre, la position qu'occupent les páramos dans la succession des écosystèmes avec l'altitude est claire. Les páramos se retrouvent entre la limite supérieure de la forêt et la limite inférieure des neiges éternelles et des glaciers (Rios-Sánchez s.d.; Hofstede *et al.* 2003). Ils constituent donc l'étage sous-alpin des Andes (Poulenard 2000).

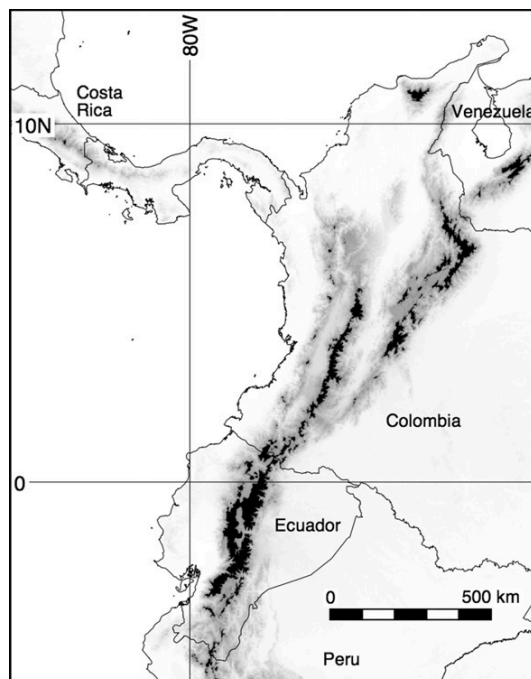


Figure 2.4. Distribution approximative des páramos en Amérique du Sud

Les páramos sont représentés en noir. Ils sont majoritairement présents au Venezuela, en Colombie, en Équateur et au Pérou. Un patch isolé est présent au Costa Rica

Source : Buytaert *et al.* 2006a

Les páramos recouvrent une surface estimée entre 35 000 et 77 000 km² (Hofstede *et al.* 2003; Dinerstein 1995). Les différences entre ces estimations sont attribuées aux incertitudes quant à la position de la limite inférieure des páramos. En effet, la zone normalement occupée par la forêt (sous l'étage des páramos) est fortement impactée par les activités humaines telles que la mise à feu, la mise en culture, le déboisement ou le pâturage (Figure 2.5). Il est donc difficile d'en déterminer avec précision la limite (Buytaert *et al.* 2006a). Une étude propose une surface de 25 000 km² pour l'Équateur seul (Josse et Anhalzer 1996).

La présence humaine dans les páramos date de la période précolombienne, qui s'étend de la Préhistoire à la découverte des Amériques en 1492. À cette époque, les activités humaines étaient plus extensives qu'intensives, avec notamment du bétail se déplaçant librement. Ce type de pratique n'a donc pas dû exposer les écosystèmes des páramos à de grandes pressions (Chepstow-Lusty *et al.* 1996). De plus, les activités humaines étaient très localisées à cette époque dans les páramos (Buytaert *et al.* 2006a). L'impact humain sur les forêts qui précèdent les páramos dans la succession altitudinale des écosystèmes est daté à 5000 ans avant notre ère (Hansen *et al.* 2003).



Figure 2.5. Effet des activités humaines sur la zone normalement occupée par la forêt
Cette zone est très impactée par les activités humaines. Ici, la forêt a été en bonne partie déboisée pour faire place aux cultures et aux bovins. Région de Riobamba, Équateur.

2.5.1. Climat des Páramos

Le climat des páramos est typique des zones de hautes montagnes tropicales, c'est-à-dire froid et humide. Compte tenu de l'étendue géographique des páramos, ces derniers subissent diverses influences au niveau climatique. Au Costa Rica, au Venezuela et dans le nord de la Colombie, les vents dominants du Nord-Est provoquent une saison sèche marquée. Le sud de la Colombie ainsi que dans le nord de l'Équateur, la zone de convergence inter tropicale du Pacifique est cause une humidité constante, qui se manifeste sous la forme de nuages, de brouillard et de pluie. Enfin, le sud de l'Équateur ainsi que le nord du Pérou sont soumis à l'influence des masses d'air sèches et froides des courants de Humboldt. Ces régions sont donc plus sèches, sauf pendant les épisodes d'*El Niño* (Buytaert *et al.* 2006a; Vuille *et al.* 2000; Luteyn 1999). Néanmoins, l'humidité relative est toujours supérieure à 80 % (Josse et Anhalzer 1996) et la limite des neiges éternelles ne varie que très peu au cours de l'année (sans prendre en compte le recul des glaciers en raison des changements climatiques, qui sera abordé par la suite).

Les climats locaux sont fortement liés à l'altitude et à la topographie (Poulenard 2000). Le relief des páramos est accidenté et a été sculpté par les glaciers. Il consiste en une succession de vallées et de plaines, parsemées de dépressions qui accueillent un grand nombre de lacs et zones humides (Buytaert *et al.* 2006a). En raison de la proximité de l'équateur, la radiation solaire est presque constante au cours de l'année. La variabilité inter-annuelle des températures ne dépasse pas deux degrés °C (Poulenard 2000). Cependant, la variabilité intra-journalière est importante, allant de températures pouvant être supérieures à 25 °C la journée à des températures négatives la nuit (Luteyn 1992). Les gelées nocturnes sont courantes tout au long de l'année au-delà de 4000 mètres d'altitude. Dans les páramos, la température

dépend principalement de deux facteurs : l'humidité relative de l'air et le gradient altitudinal de température (Buytaert *et al.* 2006a).

Si la température de l'air est très variable au cours de la journée, ce n'est pas le cas de celle du sol. Faivre a constaté que la température du sol à 30 centimètres de profondeur est constante au fil de la journée (Faivre 1988).

Le régime des précipitations dans les páramos est très variable. Les valeurs observées oscillent le plus souvent entre 700 et 3000 millimètres par an (Luteyn 1992). Au niveau local, les précipitations sont principalement influencées par la topographie accidentée, la direction et la vitesse du vent. Les versants à l'abri des vents dominants sont ceux qui reçoivent le moins de précipitations. C'est notamment le cas des versants occidentaux des volcans Cayambe et Antisana en Équateur. Il est connu qu'une part importante des précipitations est issue de précipitations occultes telles que la rosée ou le brouillard qui se font piéger par la végétation (Poulenard 2000). Cette contribution est difficile à mesurer et les valeurs obtenues sont donc souvent sous-estimées. En plus d'être difficilement mesurable, cette contribution est très affectée par les pratiques humaines qui se déroulent hors des páramos. En effet, c'est normalement dans la forêt qui borde la limite inférieure des páramos que se forment les nuages qui contribuent à la grande humidité de l'air des páramos ainsi qu'aux précipitations occultes mentionnées ci-dessus. Or, ces forêts sont exploitées par les hommes et souvent remplacées par des cultures, qui ne dégagent pas une telle humidité (Foster 2001). À plus grande échelle, le régime des précipitations des páramos est surtout influencé par le Pacifique et le bassin amazonien (Buytaert *et al.* 2006a). Le phénomène ENSO (El Niño Southern Oscillation) a aussi un impact, puisqu'il cause un déficit de précipitations sur les zones montagneuses de Colombie et d'Équateur (Rossel 1997).

2.5.2. Sols des páramos

Les quatre principaux types de sols présents dans les páramos sont les Andosols, les Histosols, les Regosols et les Umbrisols (Buytaert *et al.* 2006a), d'après la classification de la FAO. Un Andosol est caractérisé notamment par une roche mère d'origine volcanique et une couleur foncée. Plus de la moitié des Andosols se trouvent en région intertropicale. Ces sols sont riches en aluminium et en fer, issus du matériaux parental ou de cendres volcaniques présentes dans le sol. Un Histosol est un sol formé essentiellement à partir de MO qui se développe principalement dans des environnements froids et/ou dans des sols saturés en eau (FAO 2014). Les Regosols sont des sols minéraux peu développés qui progressent sur des matériaux non consolidés. Ils sont présents dans toutes les régions du monde mais sont le plus souvent retrouvés dans les zones arides, semi-arides ou montagneuses. Les matériaux parentaux à partir desquels se développent les Umbrisols sont des résultats d'altération de roches riches en silice ou de roches basiques fortement lessivées (FAO 2014). Des valeurs indicatives de stocks de Corg sont présentées au Tableau 2.1 pour les Andosols, les Histosols et les Regosols.

Tableau 2.1. Stock moyen en kg/m² de carbone organique pour divers types et épaisseurs de sol

Type de sol	0 - 30 cm	0 – 50 cm	0 – 100 cm
Andosol	11,4	16,5	25,4
Histosol	28,3	46,4	77,6
Regosol	3,1	4,0	5,0

Source : Batjes (1996)

La plupart des sols des páramos sont d'origine volcanique et forment une couverture homogène des roches du tertiaire présentes dans le sous-sol des Andes. Leur épaisseur est très variable, allant de quelques millimètres à plusieurs mètres. Malgré le relief accidenté des Andes, les sols des páramos sont assez homogènes en termes de composition chimique et de propriétés physiques (Buytaert *et al.* 2006a). Cependant, les sols qui recouvrent les pentes les plus fortes sont peu développés et les horizons n'y sont que peu différenciés (Rangel 1995). La présence de nombreuses dépressions dans le relief entraîne un grand nombre de zones saturées en eau. C'est dans ce type de zones que se développent les Histosols dans les páramos (Buytaert 2004).

Il est connu que les sols des páramos ont une grande porosité, une grande capacité de rétention d'eau et une grande conductivité hydraulique. Or, la microporosité d'un sol et sa capacité de rétention d'eau sont souvent reliées à sa teneur en Corg. De plus, le climat froid et humide ainsi que la faible pression atmosphérique favorisent une accumulation de la matière organique. En effet, ces conditions ne sont pas favorables aux communautés de décomposeurs, et la décomposition se fait donc plus lentement (Buytaert *et al.* 2006a). Dans les Andosols, le Corg forme des complexes organo-métalliques avec les atomes de fer et d'aluminium présents dans le sol. Ces complexes sont particulièrement difficiles à dégrader pour les décomposeurs (FitzPatrick 1995).

Les sols résultants sont foncés et humiques, avec une porosité marquée (Buytaert *et al.* 2006a). En moyenne, les sols des páramos contiennent 10 % en masse de Corg. Dans les zones les plus humides (fonds humides où régions avec plus de 900 mm/an de précipitations), la teneur en Corg du sol peut monter jusqu'à 40 % (Buytaert *et al.* 2005). Dans les régions plus sèches, ou soumises à des dépôts de cendres plus fréquents (sols plus jeunes donc), la proportion de Corg dans les sols varie entre 4 et 10 % (Podwojewski *et al.* 2002; Zehetner *et al.* 2003). L'altitude joue aussi un rôle sur la teneur en Corg des sols des páramos. Une corrélation négative est souvent observée entre la teneur en Corg dans le sol et l'altitude (Zehetner *et al.* 2003). Dans les páramos, les apports de matière organique fraîche dans les sols se font surtout par les systèmes racinaires de la végétation en place. Cette contribution est de l'ordre de six à 13 T/Ha/an (Escobedo-Urquiza 1980). Compte tenu de la quantité importante de Corg stockée dans les sols des páramos, une accélération de la décomposition de celui-ci pourrait s'avérer être une importante source de CO₂ pour l'atmosphère au niveau global (Buytaert *et al.* 2006a).

2.5.3. Végétation des páramos

Il existe un gradient altitudinal de végétation dans les páramos. Ces derniers s'étagent sur trois zones successives : sub-páramo, páramo herbacé et super-páramo (Figure 2.6). Le sub-páramo se retrouve en-dessous de 3500 m.a.s.l., et les buissons y alternent avec des petits arbres et des patches de végétation herbacée. C'est la zone de transition entre la forêt qui précède les páramos et le páramo herbacé à proprement parler. Ce dernier trouve sa place entre 3500 et 4500 m.a.s.l. et est dominé par des graminées en touffe de la famille des Poacées (*tussock plants*). Quelques espèces ligneuses (*Polylepis sp*, *Gynoxys sp*) peuvent être présentes le long des cours d'eau ou dans les zones abritées. La ceinture entre 4500 m.a.s.l. et la limite inférieure des neiges éternelles s'appelle le super-páramo. La végétation y est plus rare et dispersée. Les plantes y sont particulièrement adaptées aux conditions difficiles (gelées nocturnes très fréquentes, radiation très intense en journée, faible pression atmosphérique). À tous les étages, les zones les plus humides sont souvent occupées par des plantes en coussin de la famille des Apiacées, dont *Azorella pedunculata* (*cushion plants*). Ces plantes sont aussi symptomatiques des zones dégradées, et le taux d'endémisme de ce type de végétation est moindre que celui de la végétation herbacée de type *tussock plants* (Podwojewski *et al.* 2002). Le super-páramo n'est présent que sur les parties les plus hautes du relief et est donc très discontinu. Cela engendre un fort phénomène d'insularité (Cleef 1981; Luteyn 1992; Poulenard 2000). La fragmentation des páramos engendre un taux d'endémisme de l'ordre de 60 % (Luteyn 1999). Le haut degré d'adaptation des plantes à leur milieu de vie peut contribuer à expliquer le haut taux d'endémisme présent dans les páramos (Hofstede *et al.* 1995a). Le nombre d'espèces de plantes vasculaires dans les páramos est de l'ordre de 5000 (Acosta-Solis 1984).



Figure 2.6. Succession entre le páramo herbacé, le super-páramo et les glaciers
À la base du volcan Antisana, en Équateur. Le páramo herbacé couvre la moitié inférieure de l'image, avec ses graminées brunes (*tussock plants*). Les quelques taches vertes sont des *cushion plants*. De nombreux cervidés sont présents dans les páramos herbacés qui bordent l'Antisana. Le super-páramo est la bande plus foncée qui s'intercale entre le páramo herbacé et les glaciers. Ces derniers recouvrent le volcan à partir d'environ 4900 mètres d'altitude. Des nuages sont bloqués par le relief du volcan, assurant des précipitations fréquentes.

Les herbacées qui dominent l'étage médian des páramos (appelées *tussock plants* en anglais) ont développé une stratégie intéressante pour se protéger des radiations et de l'effet dessicant du vent. Ces graminées qui poussent en touffe ont la particularité de conserver leurs feuilles mortes longtemps après leur mort afin de protéger les feuilles vivantes poussant au centre de la touffe (Buytaert *et al.* 2006a). Les *tussock plants* ont un rôle capital dans la couverture des sols (Hofstede 1995b) et dans la stabilisation des pentes (Minaya *et al.* 2016).

Bien que l'eau soit présente en quantité significative dans les páramos, les plantes doivent tout faire pour ne pas perdre trop d'eau à cause de l'effet dessicant du vent. Ce dernier ferait de la quantité d'eau disponible un facteur limitant si la végétation des páramos n'avait pas développé des stratégies pour s'en prémunir. En conséquence, l'évapo-transpiration des plantes des páramos est assez faible, et une grande partie des précipitations sert à alimenter les rivières. De par leur faible consommation en eau et leurs capacités d'interception de l'humidité ambiante, la végétation des páramos joue un rôle important sur le cycle de l'eau de la région et sur ses micro-climats (Buytaert *et al.* 2006a).

2.5.4. Hydrologie des páramos

Les páramos ont un impact sur le cycle de l'eau au niveau du continent. En effet, plusieurs des affluents principaux de l'Amazonie prennent leur source dans les páramos. De plus, les páramos sont la source d'eau préférentielle de la grande majorité des hautes-terres du Venezuela, de la Colombie, de l'Équateur et du Pérou, ainsi que des vallées qui en sont issues et les zones côtières qui les succèdent. L'eau qui provient des páramos est d'excellente qualité et le débit de base est élevé et soutenu (Buytaert *et al.* 2006a).

En raison de la faible consommation en eau des plantes des páramos, des précipitations importantes, des précipitations occultes et de l'approvisionnement par leurs glaciers, les páramos ont un surplus d'eau qui peut donc être utilisé pour les activités humaines. Celles qui consomment le plus d'eau sont les usages domestiques, agricoles ou industriels, ou encore la génération d'électricité à l'aide de barrages hydro-électriques. En conditions normales (páramos non dégradé), les Andosols présentent de très bonnes capacités d'infiltration. De plus, la végétation (en particulier la végétation herbacée) constitue une couverture du sol homogène. En conséquent, peu de sédiments sont emportés par l'érosion (FitzPatrick 1995).

2.5.5. Services écosystémiques des páramos

Les páramos rendent un grand nombre de services écosystémiques. Pour certains auteurs, la première fonction des páramos est d'être une réserve de biodiversité (Messerli *et al.* 1999). Pour d'autres, les deux rôles principaux des páramos sont d'être une réserve de Corg et de fournir de l'eau potable (Buytaert *et al.* 2006a). Il est difficile de forer dans le sous-sol des hauts plateaux andins. En conséquence, une grande partie de l'eau provenant des páramos utilisée pour la consommation domestique, industrielle ou agricole (principalement

l'irrigation) est de l'eau de surface. Plus de 100 millions de personnes dépendent des zones humides des Andes pour se fournir en eau. La plupart de ces zones sont situées dans les páramos (Rios-Sánchez s.d.). Beaucoup de grandes villes andines n'ont plus que les páramos comme sources d'eau, car les autres zones autrefois sources d'eau ont été dégradées (déboisement massif de la forêt humide entre autres) et ne remplissent dès lors plus cette fonction. Quito, la capitale de l'Équateur qui compte trois millions d'habitants, est un bon exemple. La demande de cette ville est de 7,4 m³ d'eau par seconde. Elle y répond en grande majorité (85 %) grâce à l'eau de surface des páramos qui bordent les volcans Cayambe, Antisana et Cotopaxi (Buytaert *et al.* 2006a).

Dans les Andes, l'irrigation fait son apparition à la période pré-colombienne. C'est d'abord le peuple Cañari qui fait mettre en place des infrastructures d'irrigation, qui seront par la suite reprises et améliorées par les Incas. La demande en eau pour l'irrigation n'a cessé d'augmenter depuis lors. En 1997, 30 % de la surface agricole d'Équateur (soit 8630 km²) était irriguée. 98 % de l'eau utilisée à cette fin est issue des páramos. Le potentiel de terres irriguées en Équateur est de 12 000 km². La Colombie voisine est encore plus loin d'avoir atteint son potentiel en terme de surface irriguée. En 2006, seuls 9000 km² étaient irrigués, alors que la surface irrigable potentielle est de 66 000 km² en Colombie. Pourtant, l'irrigation représente déjà 37 % de la consommation en eau totale du pays. à cause de la différence entre la surface irriguée et la surface potentiellement irrigable, la demande en eau risque d'exploser (FAO 2000).

2.5.6. L'impact des changements climatiques sur les páramos

L'impact des changements climatiques est plus important aux altitudes plus élevées (Messerli *et al.* 1997; Thompson *et al.* 2000). En raison des altitudes auxquelles ils se développent, les écosystèmes des páramos sont donc plus impactés par les changements climatiques que la moyenne des autres écosystèmes. Des impacts notables sont déjà observés dans les páramos. Entre 1970 et 1990, l'augmentation de la température moyenne se situe entre 0,9 et 1,9 °C, alors que les précipitations moyennes mensuelles ont diminué de cinq à dix millimètres sur la même période (Castaño Uribe 2002).

Au-delà de la température et des précipitations, les effets des changements climatiques sur les páramos sont multiples. La quantité et l'intensité du ruissellement s'en trouvent modifiés (Tucker et Slingerland 1997; Castaño Uribe 2002). Au niveau des écosystèmes, la cause principale des changements climatiques est une remontée progressive des limites des écosystèmes (Castaño Uribe 2001). En Colombie, cette remontée a été estimée à 450 mètres entre le début de la révolution industrielle et le début des années 2000 (Castaño Uribe 2002). Le Tableau 2.2 reprend une estimation de la surface perdue par les différents étages des páramos ainsi que par les glaciers et les neiges éternelles, dont il faudra probablement bientôt changer l'appellation.

Tableau 2.2. Proportion de la surface perdue par chaque étage suite à la remontée de 450 m des écosystèmes

Sub-páramo	Páramo	Super-páramo	Glaciers et neiges éternelles
47 %	75 %	85 %	95 %

Source: Castaño Uribe (2002)

Un autre effet attendu des changements climatiques est une augmentation de la saisonnalité dans les páramos (Buytaert *et al.* 2006a). En l'occurrence, c'est la saison sèche qui risque de devenir de plus en plus marquée. Des conditions plus sèches conduiraient à une accélération des processus de décomposition de la matière organique stockée dans les sols des páramos (Waddington et Roulet 2000).

Bien qu'ils ne fassent pas partie des páramos, les glaciers et autres neiges éternelles qui les surplombent par endroits sont aussi très affectés par les changements climatiques. Or, ces masses de glace ont une grande importance sur l'approvisionnement en eau des páramos. Malheureusement, leur importance n'a d'égale que leur vitesse de fonte. Entre 1850 et 2006, la surface occupée par les glaciers et neiges éternelles en Colombie est passée de 348 à 63 km² en Colombie. En Équateur, le déficit moyen annuel en eau des glaciers de l'Antisana se situe entre 1500 et 6000 mm (Francou *et al.* 2000). Entre 1995 et 2002, le déficit moyen annuel du glacier N° 15 de l'Antisana est de 522 mm (Caceres *et al.* 2002). Les modifications des dynamiques des glaciers et neiges éternelles sont une menace très concrète pour la fonction de production d'eau potable des páramos (Buytaert *et al.* 2006a).

La récession que connaissent actuellement les glaciers andins, déjà très rapide, devrait être amenée à s'accélérer avec l'augmentation de la fréquence des phénomènes ENSO (Buytaert *et al.* 2006a), qui sont de plus en plus fréquents depuis la fin des années 1970 (Francou *et al.* 2000). La récession des glaciers andins a un impact négatif sur les communautés vivant dans leurs alentours (Rhoades *et al.* 2007). La raréfaction des ressources en eau devrait aussi être amplifiée par une augmentation de l'évapotranspiration des plantes et de l'évaporation des surfaces d'eau libres en raison de l'augmentation des températures. L'atmosphère deviendra donc de plus en plus humide. Or, le gradient altitudinal de température dépend fortement de l'humidité relative de l'air. Ce gradient diminue si l'humidité relative de l'air augmente. L'air sera donc encore plus chaud en altitude, ce qui contribuera au processus de fonte des glaciers et neiges éternelles (Buytaert *et al.* 2006a). Le climat et le cycle de l'eau des páramos sont donc soumis à des fortes pressions. Il est donc capital de planifier au mieux l'occupation du sol pour assurer l'approvisionnement en eau des villes et campagnes.

2.5.7. Changements d'occupation du sol dans les páramos

Les páramos sont des écosystèmes fragiles. Ils sont très lents pour se reconstituer après une perturbation. Par exemple, 70 années sont nécessaires au retour d'une végétation herbacée naturelle dans un páramo transformé en culture de pommes de terre (Ferberda 1987). Les páramos ont déjà été considérablement affectés par les activités humaines et les

animaux domestiques. Les populations et activités humaines ont tendance à remonter vers l'étage des páramos, en raison de la croissance démographique, de l'urbanisation et de la dégradation des sols des vallées, ainsi que de la naissance de nouvelles pratiques agricoles. Une intensification de l'agriculture est en cours dans les Andes. Les mises à feu sont fréquentes, de même que les plantations de pins. Le pâturage est également de plus en plus intensif. Enfin, le développement du tourisme dans les Andes constitue aussi une menace pour les páramos.

Le pâturage intensif d'animaux domestique et les mises à feu ont un impact similaire sur les sols (Buytaert *et al.* 2006a). Ils encouragent un ruissellement plus rapide et une érosion plus importante, en addition aux changements de végétation. Dans des conditions idéales (terrain plat, bonne couverture de la végétation, sols non dégradés) et avec une vision à long terme, un écosystème de páramos peut subvenir aux besoins de 0,1 à 1 animal par hectare (Schmidt et Verweij 1992). Le pâturage intensif n'est donc pas viable dans des écosystèmes de páramos. Les impacts ne sont cependant pas constants. En Colombie et au Venezuela, le pâturage et les mises à feu ne semblent pas avoir d'impact sur la capacité d'infiltration du sol (Hofstede 1995a; Sarmiento 2000). Dans les zones cultivées, la majorité de la capacité d'infiltration des sols est préservée par un labour régulier (Harden 2001). Par contre, des effets importants sont observés en Équateur : formation d'une croûte en surface du sol, taux d'érosion multipliés par cinq à dix, augmentation du coefficient de ruissellement de 300 % (Poulenard *et al.* 2001). En Équateur toujours, la capacité de rétention d'eau diminue de 2 à 26 % (en fonction du type de sol et de la taille du troupeau) lorsque des troupeaux de moutons paissent sur un páramo. Les mêmes résultats sont observés pour des cultures dans ce pays (Buytaert *et al.* 2002). Les sols équatoriens voient aussi leur teneur en Corg diminuer de jusqu'à 40 % des suites d'un pâturage intensif dans les páramos qui entourent le volcan Tungurahua (Podwojewski *et al.* 2002). Les variations observées entre les divers pays andins peuvent probablement être attribués à la différence d'intensité des activités humaines.

Les pratiques de mise à feu, de mise en culture ou de pâturage peuvent également affecter la stabilité du sol. Les Andosols sont soumis à des dégradations irréversibles de leur capacité de rétention d'eau lorsqu'ils sont asséchés ou cultivés. En Colombie, des sols ayant subi des mises à feu ou du pâturage intensif ont vu leur taux de minéralisation de la MO augmenter. Ils ont aussi subi un assèchement et des changements structurels irréversibles (Hofstede *et al.* 1995b).

En règle générale, quand un páramo est mis en culture, une croûte se forme à l'interface entre le sol et l'atmosphère, ce qui diminue la capacité d'infiltration du sol et augmente la vitesse du ruissellement. De plus, un tassement est fort susceptible de se produire. Or, un tassement du sol peut entraîner un assèchement du sol et une baisse irréversible de la porosité. Le sol tassé est donc plus vite érodé (Dorel *et al.* 2000).

Toutes les dégradations et menaces citées ci-dessus causent des changements dans la végétation. Ces changements pourraient à leur tour entraîner des modifications dans le cycle de l'eau et dans les propriétés des sols, au même titre que les changements climatiques. Des pertes de biodiversité et d'habitats sont aussi attendues, de même qu'une augmentation de l'érosion. (Luteyn 1992; Buytaert *et al.* 2006a).

Des déboisements massifs des forêts naturelles sont à l'œuvre dans les Andes depuis le début du 20^{ème} siècle. Dans un páramo en Colombie, suivi entre 1970 et 1990, la surface mise en culture a augmenté de 107 %, et celle des prairies de 164 %. Pendant cette même période, la surface occupée par les forêts d'altitude a diminué de 32 % dans cette zone d'étude. Au niveau national, l'augmentation de la surface cultivée dans les páramos est estimée à 24,9 % entre 1970 et 1990 (Castaño Uribe 2002).

Les plantations de pins sont monnaie courante dans les Andes, et modifient les propriétés du sol. Dans les sols d'une plantation âgée de 25 ans installée sur un ancien páramo herbacé, la teneur en COS a diminué de 35 à 57 % par rapport aux sols du páramo herbacé d'origine. La capacité de rétention d'eau a elle diminuée de 62 % (Farley *et al.* 2004). Pendant les 25 premières années après la conversion d'un páramo, la dégradation de la MO s'accélère progressivement. Les complexes organo-métalliques présents dans les Andosols sont en effet très résistants à la décomposition. Dans les zones converties il y a moins de 25 ans, la quantité de MO présente dans le sol n'est pas encore stabilisée et des dégradations futures sont encore à prévoir (Farley *et al.* 2004; Farley et Kelly 2004; Buytaert *et al.* 2006a).

Il est bon de rester critique lorsque l'on parle de végétation herbacée naturelle des páramos. En effet, certains auteurs avancent que la végétation herbacée des páramos serait d'origine anthropique, ou aurait du moins été favorisée par les activités humaines des derniers millénaires. Il semblerait qu'il y a moins de 5000 ans, les forêts de *Polylepis* occupaient une bonne proportion de la surface occupée par l'étage du páramo herbacé de nos jours (Luteyn et Balslev 1992; Sarmiento 2002).

Actuellement, les forêts de *Polylepis* constituent (lorsqu'elles n'ont pas été transformées en zone agricole, voir ci-dessus) l'étage inférieur au sub páramo. La diminution de la surface occupée par les forêts est attribuable aux déboisements, aux mises à feu et aux pâturages (van der Hammen et Cleef 1986), qui auraient favorisé les herbes de type *tussock* par rapport aux forêts andines (Cavelier *et al.* 1998). Laegaard soutient la théorie que les différents types de végétation présents actuellement dans les páramos ne sont que divers stades de régénération vers les forêts de *Polylepis* (Laegaard 1992).

3. Matériel et méthodes

3.1. Site d'étude

3.1.1. Localisation

Le site d'étude se trouve dans un bassin versant de la Cordillère Orientale au sein des Andes équatoriennes (Hall *et al.* 2017). Le bassin versant collecte les eaux de la rivière Jatunhuaycu et en porte le nom. La surface du bassin versant de Jatunhuaycu est de 15,86 km². Il est jouté à l'est par le volcan Antisana qui culmine à 5753 m d'altitude (Hall *et al.* 2017) et il fait partie de la *Reserva Ecológica Antisana* (120 000 ha), créée en 1993 (Ministerio del Ambiente 2013). Outre la protection de la biodiversité, un des objectifs de la réserve est de protéger les réserves en eau potable qui alimentent 600 000 personnes dans le sud de Quito, la capitale de l'Équateur (Ministerio del Ambiente 2002). Le bassin versant de Jatunhuaycu comprend plusieurs entités hydrographiques. L'une d'elles correspond à notre site d'étude (Fig. 3.1).

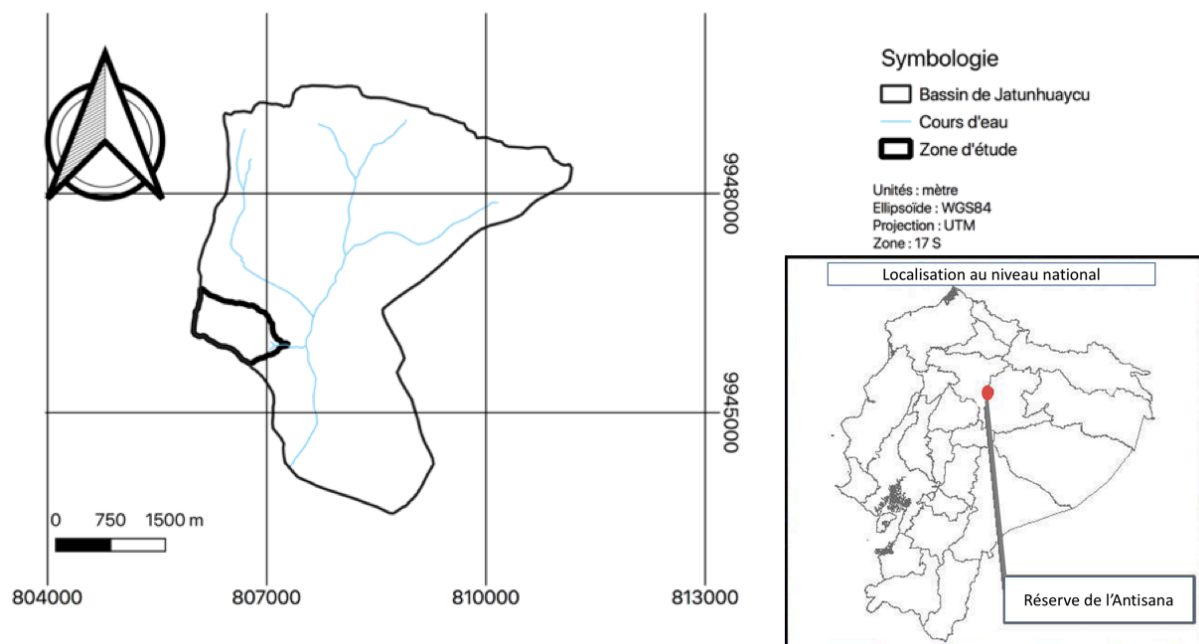


Figure 3.1. Localisation de la zone d'étude dans le bassin de Jatunhuaycu et de la *Reserva Ecológica Antisana* dans le pays

3.1.2. Climat et conditions météorologiques

Le climat du site d'étude est de type tempéré océanique (Bottner *et al.* 2006). La hauteur moyenne des précipitations est de 823 mm et la température journalière moyenne est de 8°C (Gallegos 2016). Les conditions météorologiques (ensoleillement, précipitations, température) varient au cours de la journée. Le vent souffle de manière permanente. L'ensoleillement varie fortement et les averses de pluie sont fréquentes (Fig. 3.2).

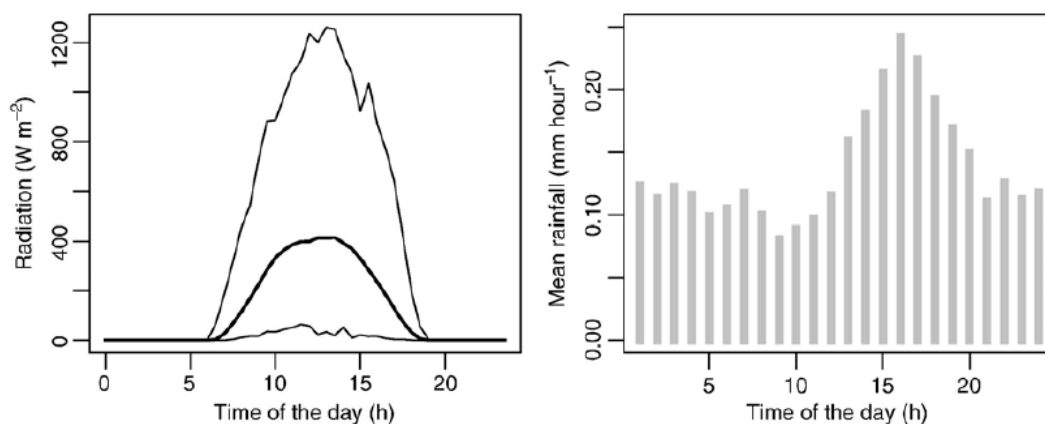


Figure 3.2. Variation journalière moyenne de la radiation et des précipitations

Diagramme de gauche : maximum, moyenne et minimum observé

Diagramme de droite : variation journalière des précipitations

Source : Buytaert 2004, pour un páramo du sud de l'Équateur, à 3800 mètres d'altitude

3.1.3. La végétation

La zone d'étude s'étend entre 4050 et 4230 m d'altitude, à l'étage du páramo herbacé. Elle a été soumise à un pâturage intensif avant la création de la réserve écologique. Ce pâturage aurait entraîné une dégradation de la végétation originelle en certains endroits (Ministerio del Ambiente 2002).

Sur le terrain, deux types de végétation sont présents. Le premier, similaire à ce qui est supposé être la végétation herbacée originelle des páramos (point 2.5.3), est dominé par des Poacées du genre *Calamagrostis* (*tussock plant*) (Fig. 3.3 haut). Le second type de végétation est dominé par une Apiacée, *Azorella pedunculata* (*cushion plant*) (Fig. 3.3 bas). La présence de *Azorella* indique la dégradation de la végétation due au pastoralisme (Ministerio del Ambiente 2002) ou à la présence d'une zone humide (Cleef 1981). Les zones dominées par le *tussock plant* et le *cushion plant* seront nommées respectivement zone non dégradée (ZND) et zone dégradée (ZD). La ZND n'a pas été pâturée, au contraire de la ZD. Il n'existe pas de transition nette entre la ZND et la ZD. Une zone humide (ZH) est également présente sur le site d'étude. La végétation y est semblable à celle de la ZD, mais le sol est saturé en eau.

Il existe deux cartes de végétation pour le site d'étude. Un choix entre ces deux cartes sera fait sur base des observations de terrain (point 4.1).

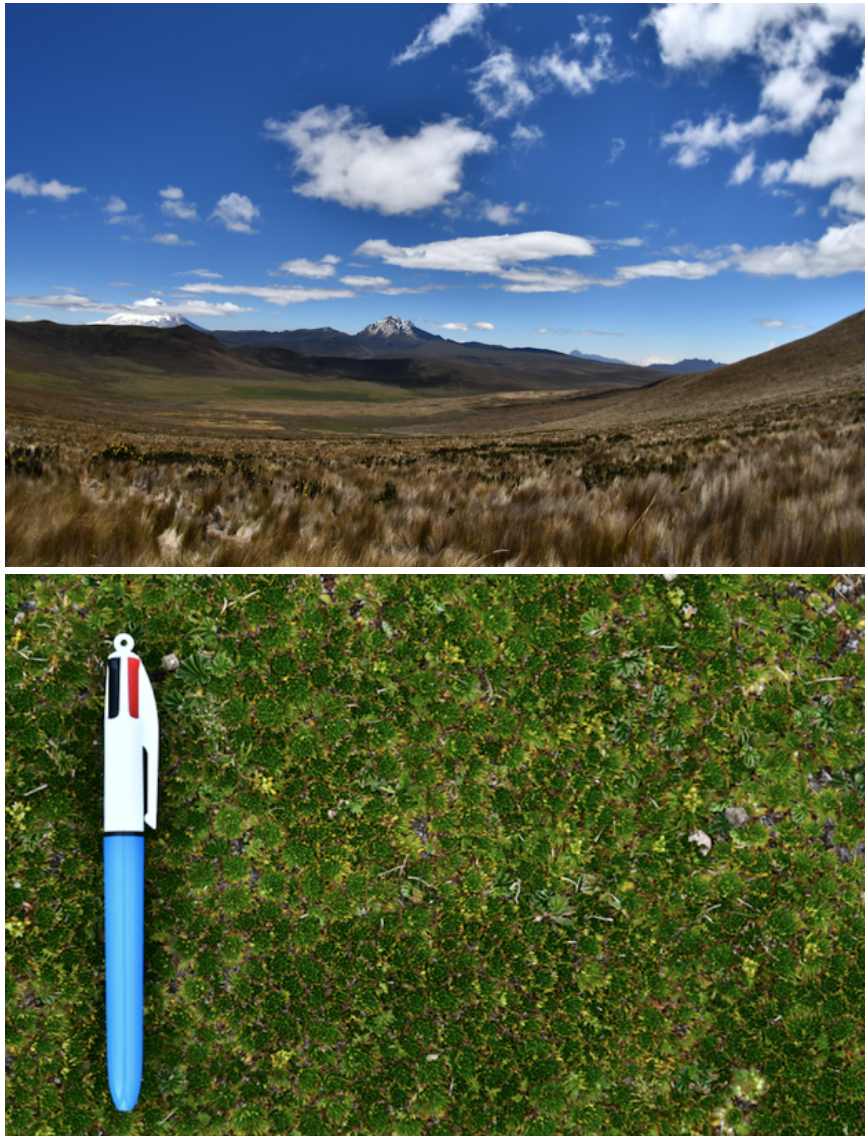


Figure 3.3. Végétation de la zone dégradée et non dégradée

Haut : Végétation de la ZND dominée par les *Calamagrostis* (*tussock plant*). Au fond, on peut apercevoir des zones où la végétation est plus verte. Il s'agit de zones humides encore pâturées aujourd'hui.

Bas : Végétation de la ZD dominée par *Azorella pedunculata* (*cushion plant*). La présence de ce type de végétation est également symptomatique d'une zone humide.

Des études récentes et en cours fournissent quelques éléments pour décrire la morphologie et les propriétés générales de ces sols. Trois profils de sols ont été excavés le long d'une pente dans la ZND et trois autres le long d'une pente dans la ZD. Le tableau 3.1 reprend les caractéristiques principales des profils. Sur les 60 premiers centimètres des ZD et ZND, la séquence des horizons de sol (O-A-A2-2A) est identique quel que soit le type de végétation considéré. L'épaisseur des horizons varie en fonction de l'endroit de la zone d'étude dans lequel on se trouve. Le sol de la ZH présente une morphologie différente des sols de ZND et ZD. Deux profils ont été excavés pour la ZH, qui est plate. La séquence des horizons est O-A-AB/AC-C (Tableau 3.1). La Fig. 3.4 montre les profils de sol typiques de ZND, ZD et ZH.

Tableau 3.1. Caractéristiques des profils étudiés par Calispa (en préparation)

Site	Horizon	Depth (cm)	Color	Field Texture	Structure	Transition
AN-TU-UP	A	5-14	10YR 2/1	Silty clay	Granular	Diffuse
	A2	14-30	10YR 2/1	Silty clay	Granular - blocky	Diffuse
	2A	30-70	10YR 2/1	Clay silt	Subangular blocky	Clear
	2BC1	70-85	7.5YR 3/2	Silty	Massive-blocky	Clear
	2BC2	85-110	7.5YR 2.5/1	Silty - Sandy	Massive-blocky	Clear
	3A	>110	-	-	-	-
AN-TU-MID	A	4-15	7.5YR 2.5/1	Silty clay	Granular	Diffuse
	A2	15-27	7.5YR 3/2	Silty clay	Subangular blocks	Clear
	2A	27-70	10YR 2/1	Silty clay	Subangular blocks	Clear
	2BC1	70-95	7.5YR 3/1	Silty sand	Massive, subangular blocks	Clear
	2BC2	95-115	7.5YR 3/2	Silty	Subangular blocks	-
AN-TU-LOW	A	7-22	7.5YR 2.5/1	Silty clay	Granular	Diffuse
	A2	22-45	7.5YR 2.5/1	Silty clay	Granular	Clear
	2A	45-92	10YR 2/1	Silty clay	Subangular blocks	Clear
	2BC1	92-110	7.5YR 3/1	Silty	Massive	Clear
	2BC2	110-135	7.5YR 3/2	Silty	Massive	Clear
	3A	>135	-	Silty clay	Granular	-
AN-CU-UP	A	8-20	7.5YR 2.5/1	Silt clay	Granular	Diffuse
	A2	20-30	7.5YR 2.5/1	Silty clay	Subangular blocky	Diffuse
	2A	30-60	10YR 2/1	Clay silt	Subangular blocky	Clear
	2BC1	60-80	10YR 3/2	Silty	Subangular blocky, massive	Clear
	2BC2	80-102	7.5YR 3/2	Silty	Subangular blocky, massive	Clear
	3A	102-130	10YR 2/1	Silty clay	Granular	Clear
	3BC	>130	7.5YR 3/3	Sandy clay	Granular	-
AN-CU-MID	A	8-18	7.5YR 2.5/2	Silty clay	Granular	Diffuse
	A2	18-32	7.5YR 3/2	Subangular blocky	Subangular blocky	Diffuse
	2A	32-70	10YR 2/1	Clay silt	Subangular blocky - granular	Clear
	2BC1	70-103	7.5YR 3/2	Silty sandy	Subangular blocky, massive	Clear
	2BC2	103-125	7.5YR 3/2	Silty Sandy	Subangular blocky	Clear
	3A	>125	10YR 2/1	Silt, sand, clay	Granular	-
AN-CU-LOW	A	10-27	7.5YR 3/1	Silty clay	Granular	Diffuse
	A2	27-40	7.5YR 2.5/1	Silty clay	Subangular blocky	Diffuse
	2A	40-75	10YR 2/1	Clay silt	Granular	Clear
	2BC1	75-110	7.5YR 4/3	Silty	Massive, subangular blocky	Clear
	2BC2	110-120	7.5YR 4/3	Silty sandy	Subangular blocky	-
AN-WE-1	A	10-20	7.5YR 3/2	Silty	granular	Diffuse
	AB	20-36	7.5YR 3/3	Silty clay	Granular	Clear
	C	36-75	2.5YR 6/1	Silty	Massive	Clear
	2A	75-83	10YR 2/1	Silty clay	Massive	Clear
	2AB	83-90	7.5YR 3/1	Sandy clay	Massive	Clear
	2AC	90-105	5YR 2.5/1	Sandy clay	Massive	Diffuse
	3A	105-120	10YR 3/1	-	-	-
AN-WE-2	A	10-20	7.5YR 3/2	Silty clay	Granular	Diffuse
	AB	20-35	7.5YR 3/3	Silty clay	Granular	Clear
	C	35-55	2.5YR 6/1	Silty clay	Massive	Clear
	2A	55-75	10YR 2/1	Silty clay	Massive	Clear
	2AB	75-95	7.5YR 3/1	Silty clay	Massive	Clear
	2AC	95-125	5YR 2.5/1	Silty clay	Massive	-

Dans les ZND et ZD, une couche de téphras est parfois visible entre les horizons A2 et 2A. Il s'agit d'un dépôt de téphras généré par l'éruption du Quilotoa datant environ de l'année 1280 de notre ère (Global Volcanism Program *et al.* 2013). Le Quilotoa se trouve à une centaine de kilomètres au sud-ouest de l'Antisana. La couche de téphras du Quilotoa est le matériau parental des horizons A et A2. L'épaisseur du dépôt varie entre quelques cm et 30 cm d'épaisseur, et la profondeur à laquelle il est rencontré est comprise entre 20 et 60 cm. La limite entre la couche de téphras et les horizons de sols peut être nette ou diffuse. Le matériau parental de l'horizon 2A n'a pas encore été identifié.

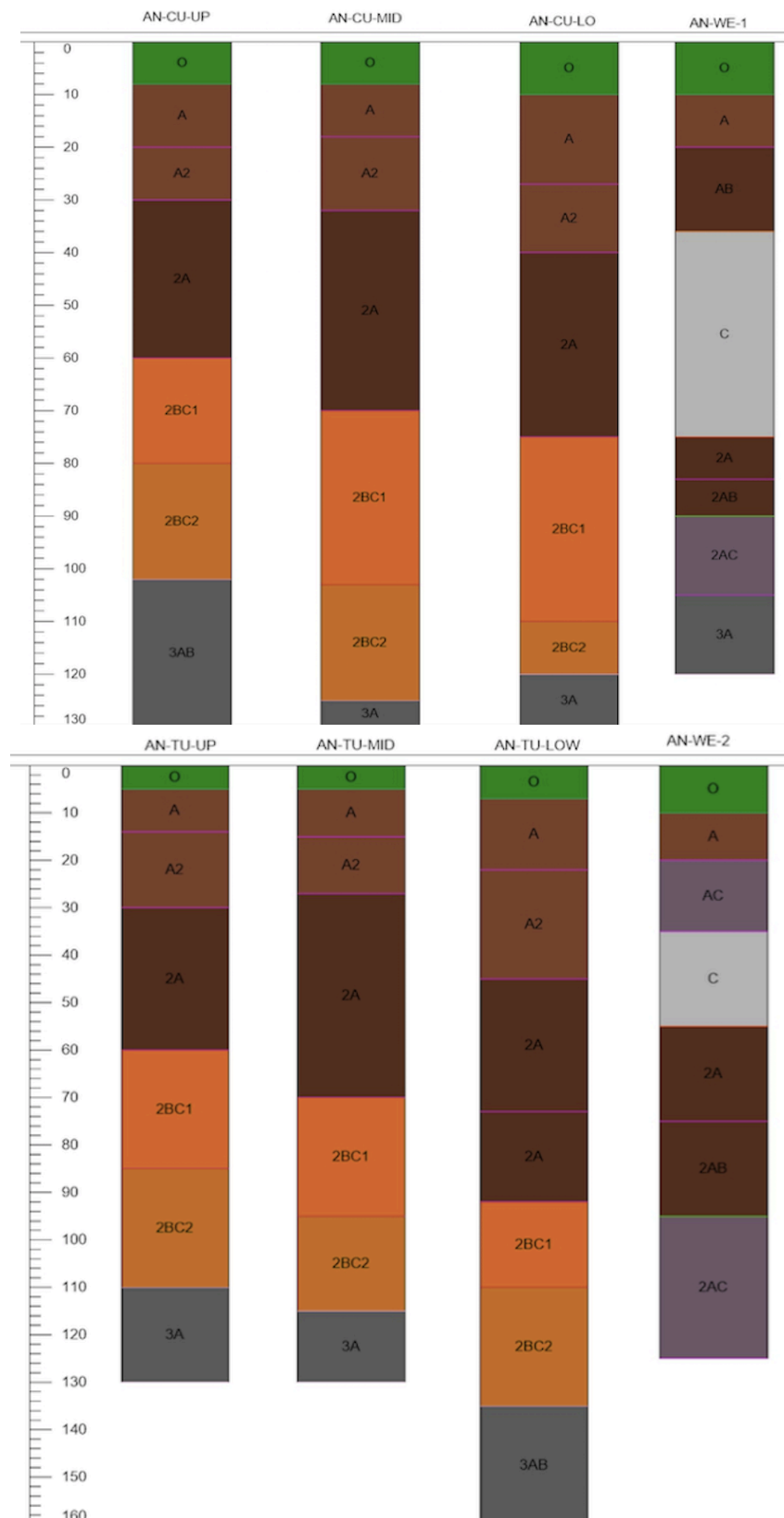


Figure 3.4. Profils de sol typiques des zones étudiées

Haut : À gauche, les trois profils de la zone dégradée, dominée par les *cushion plants*. À droite, le premier profil de la zone humide est représenté.

Bas : À gauche, les trois profils de la zone non dégradée, dominée par les *tussock plants*. À droite, le second profil de la zone humide est représenté.

L'épaisseur des horizons n'est pas constante. Plus le profil est bas dans la pente, plus les horizons sont épais, du moins pour les premiers horizons rencontrés. L'horizon A2 du profil du milieu de la pente de la ZND fait figure d'exception à cette tendance. L'éventuelle couche de téphras du Quilotoa, parfois présente entre l'horizon A2 et l'horizon 2A, n'est pas représentée. La couche de cendres très épaisse de la ZH est bien marquée

Source : Calispa, en préparation

Les sols du site d'étude sont acides (Calispa, en préparation). Pour le bassin de Jatunhuaycu, Onderet (2018) obtient des pH allant de cinq à sept. Les résultats de Onderet (2018) indiquent des Andosols non-allophaniques. Les résultats de Ligot (2018) indiquent, eux, des Andosols non-allophaniques en surface, mais allophaniques en profondeur.

La zone d'étude n'a été pâturée qu'au cours des 100 dernières années (Ministerio del Ambiente 2013), et le pâturage intensif a, lui, vu le jour il y a moins de 40 ans dans les Andes équatoriennes (Podwojewski *et al.* 2002). Dès lors, l'horizon 2A (enfoui sous les téphras du Quilotoa il y a plus de 700 ans) doit correspondre à une végétation qui n'a pas été dégradée.

Dans la suite de ce document, nous groupons les horizons A et A2 des sols de ZND et de ZD sous le même vocable 'horizon de surface'. L'horizon A de la ZH sera nommé de la même manière. L'horizon 2A des ZND et ZD sera appelé 'horizon de profondeur' ou 'horizon enfoui'.

3.2. Plan d'échantillonnage pour l'estimation des stocks de carbone des sols

Sur le terrain, 30 points au minimum ont été échantillonnés tant dans la ZND que dans la ZD. Vingt points ont été prélevés dans la ZH. Le nombre de points échantillonnés a été défini en fonction du nombre minimum d'échantillons à analyser pour pouvoir réaliser une analyse spatiale des résultats. Le plan d'échantillonnage a été établi sur base d'une carte de végétation du Ministère de l'Environnement (Fig. 3.6; Ministerio del Ambiente 2013) et s'inspirant d'un protocole existant (CEAEQ 2010). Les trois zones (ZND, ZD et ZH) ont été maillées afin de générer le nombre de points d'échantillonnage souhaité (échantillonnage aléatoire systématique). Dans chaque maille, un point a été échantillonné. Pour chaque point, deux horizons sont échantillonnés : l'horizon de surface et l'horizon enfoui. Les sites d'échantillonnage sont tous géoréférencés. Chaque site est soit parfaitement représentatif d'une catégorie de végétation (non dégradée ou dégradée), soit moyennement représentatif d'une catégorie de végétation (lorsqu'il se trouve dans une zone de transition entre deux catégories de végétation). Néanmoins, certains points ont dû être re-catégorisés pour rendre compte des observations de terrain.

L'échantillonnage du sol de surface (entre 10 et 40 cm) suit la méthode préconisée par Walker *et al.* (2018). Avant le prélèvement à la tarière, la couche superficielle de litière est écartée. Chaque échantillon de surface est un composite de cinq prélèvements. Un point central est défini, et quatre points périphériques sont définis en croix dans un rayon d'un mètre (Fig. 3.5). Les cinq prélèvements sont ensuite homogénéisés. Les agrégats grossiers sont cassés et les gros résidus de racines sont enlevés. En raison de la contrainte temps, l'horizon de profondeur

(entre 40 et 100 cm) n'a été prélevé qu'au point central. Il n'a pas toujours été possible de prélever un échantillon dans les deux horizons, notamment lorsqu'un socle rocheux est présent. Dans la ZH, la saturation en eau du sol n'a pas permis le prélèvement de l'horizon de profondeur.

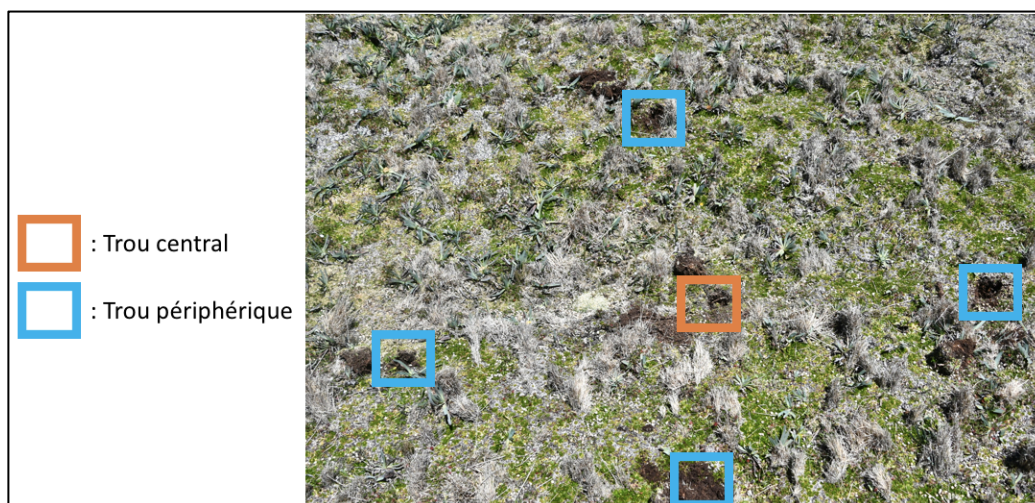


Figure 3.5. Stratégie pour prélever un échantillon composite pour l'horizon de surface

Afin de permettre l'évaluation de la variabilité à très petite échelle des teneurs en C du sol des ZND et ZD, nous avons, dans chaque zone, échantillonné (horizon de surface et horizon de profondeur) huit points (formant un *cluster*) répartis aléatoirement dans un rayon de trois mètres autour d'un point de coordonnées connues. L'échantillon de surface n'est pas un échantillon composite. Les positions des points échantillonnés et des deux *clusters* sont montrées à la Fig. 3.6.

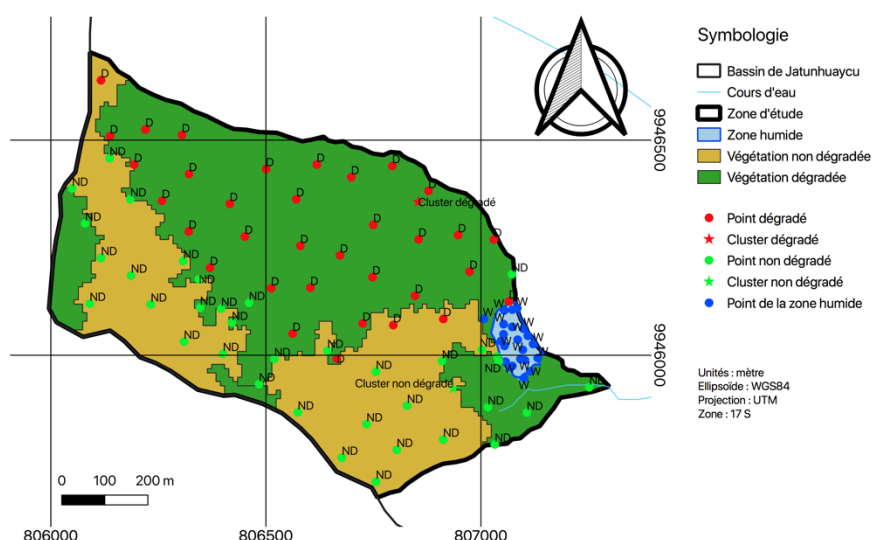


Figure 3.6. Répartition des points échantillonnés et des clusters dans le site d'étude, divisé en trois zones de végétation

Au total, nous avons collecté 225 échantillons de sol. Ces derniers ont été stockés à une température $< 7^{\circ}\text{C}$ jusqu'au moment de leur analyse en laboratoire.

3.3. Plan d'analyse

Au laboratoire, les sols sont séchés à l'air libre pendant deux à cinq jours, puis tamisés à 2 mm (terre fine) afin de séparer les éléments minéraux et organiques grossiers. Les échantillons sont ensuite pesés et broyés à l'aide d'un broyeur à disques (Retsch® RS200). Après cette étape, les échantillons sont conservés au sec et à l'abri de la lumière.

Les concentrations totales en C dans les sols ont été déterminées à l'aide d'un analyseur élémentaire (Vario EL Cube Elementar®). Chaque échantillon est analysé au *minimum* deux fois. L'analyse est répétée si les deux premiers résultats ne sont pas cohérents et la moyenne des teneurs en C mesurées pour chaque échantillon est utilisée. La présence de carbonates dans les sols du bassin de Jatunhuaycu peut être exclue (Ligot 2018; Onderet 2018). Le C total mesuré est donc exclusivement du C organique (Corg). Le poids sec des échantillons est déterminé après séchage à 105 °C (jusqu'à l'obtention d'un poids constant, soit après 24 à 48 h dans une étuve). Les teneurs en Corg, exprimées en % poids sec de sol, sont utilisées dans la suite de l'étude.

3.4. Analyses statistiques

La première partie des analyses statistiques réalisées vise à minimiser ou quantifier les erreurs. Trois types d'erreurs sont généralement reconnus : (i) les erreurs grossières qui reflètent la présence de valeurs aberrantes ; (ii) les erreurs systématiques qui permettent de quantifier la justesse de la mesure. Elles reflètent les biais liés par exemple, à l'opérateur, aux conditions de collecte ou d'analyse et (iii) les erreurs aléatoires qui permettent de quantifier la fidélité de la mesure. L'exactitude de la mesure est donnée par la somme des erreurs systématiques et aléatoires.

Les erreurs grossières sont minimisées en identifiant des valeurs aberrantes à l'aide de méthodes visuelles (*EDAplot*, *Boxplot*), croisées avec les observations de terrain. Un *EDAplot* est un type de graphe à destination de l'analyse de données environnementales (*Environmental Data Analysis > EDAplot*) généré par le logiciel *R*®. Un *Boxplot* permet de visualiser sur un même graphe la médiane de la distribution des données représentées, la position du premier et du troisième quartile de cette distribution, ainsi que les valeurs extrêmes. L'utilisation faite de ces graphiques est détaillée à l'Annexe 3.A.1.

Les erreurs systématiques ne sont pas mesurées. S'il y a des biais, ils sont très probablement identiques pour tous les échantillons et pour toutes les mesures : même opérateur, mêmes conditions sur le terrain et mêmes précautions en laboratoire. Les erreurs aléatoires sont quantifiées à l'aide d'intervalles de confiance, basés sur des quantiles de la Loi de *Student*. La procédure est explicitée dans les lignes qui suivent.

Afin d'évaluer si des jeux de données sont différents les uns des autres, des modèles et tests statistiques (ANOVA, test de *Student*, entre autres) sont nécessaires. Ces tests, ainsi que les intervalles de confiance basés sur les quantiles de la Loi de *Student*, font appel à l'hypothèse

de normalité des valeurs. Il est donc important de savoir si les données récoltées ici suivent des distributions normales. Pour ce faire, des *QQplots* sont réalisés. Ce type de graphe permet de vérifier visuellement si les données suivent ou non une distribution normale en comparant les quantiles observés pour la distribution avec ceux d'une distribution normale (*Quantile-Quantile Plot > QQplot*). L'utilisation faite des *QQplots* est détaillée à l'Annexe 3.A.1.

Dans un premier temps, les analyses porteront sur les données récoltées dans les *clusters*. Dans le chapitre 4, ces analyses seront poursuivies avec l'ensemble des données récoltées.

3.4.1. Données des *clusters*

Dans un but de comparaison, les données des *clusters* sont regroupées en séries, définies en fonction de la zone (ZND vs. ZD) et de l'horizon (surface vs. enfoui) échantillonnés. Quatre séries, chacune contenant huit échantillons, sont ainsi identifiées : (i) ZD-Horizon de surface, (ii) ZND-horizon de surface, (iii) ZD-horizon enfoui et (iv) ZND-horizon enfoui. L'analyse est appliquée pour les teneurs en Corg.

La Figure 3.7 montre le *QQplot* et le *Boxplot* obtenus pour l'une des séries des *clusters*. Les graphes correspondant aux autres séries sont visibles en Annexe 3.A.2. Au vu des *QQplots*, les séries suivent des distributions normales (exemple à la Fig. 3.7). Les intervalles de confiance peuvent donc être calculés (voir procédure ci-dessous).

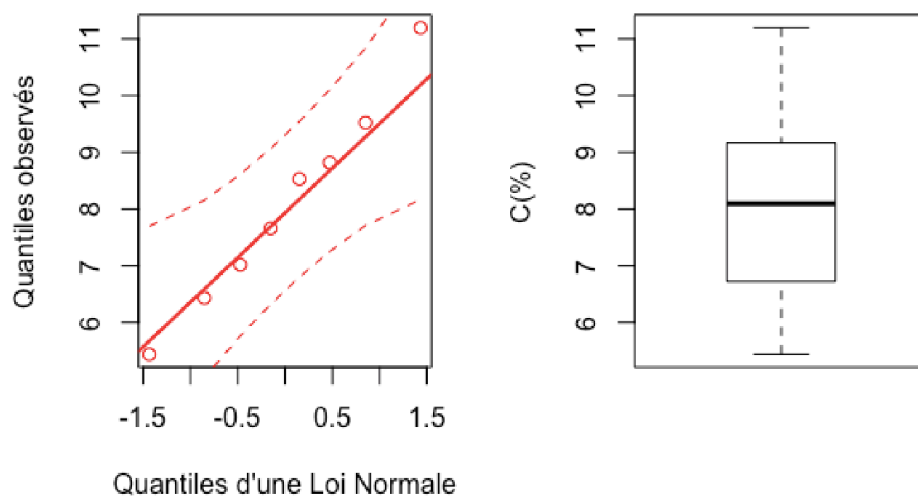


Figure 3.7. Les séries des *clusters* suivent des distributions normales

Note : l'exemple donné est celui du *cluster* de la ZD pour l'horizon de surface.

Étant donné que la normalité est vérifiée, les intervalles de confiances peuvent être calculés sur base des quantiles d'une Loi de *Student*. Ils servent ici à quantifier la fidélité de chaque mesure. Il s'agit donc d'incertitude élargie et d'un intervalle de confiance (IDC) au point, calculé avec l'équation [1]. L'IDC est calculé pour un degré de certitude de 95 %. Les écarts types standards et les moyennes des teneurs en Corg des séries sont également calculés. Les valeurs calculées sont reprises dans le tableau 4.2.

$$\left[X - t_{dl;1-\frac{\alpha}{2}} \sigma, X + t_{dl;1-\frac{\alpha}{2}} \sigma \right] \quad [1]$$

où :

X = la valeur de la mesure de teneur en Corg pour un point quelconque

dl = le nombre de degrés de liberté de la variance, soit $n - 1$.

$\alpha = 0,05$. Le degré de certitude avec lequel la valeur se trouve dans l'IDC calculé est de $1 - \alpha$, soit 95 % ici.

$t_{dl;1-\frac{\alpha}{2}}$ = le quantile de la loi de *Student* pour les valeurs de dl et α voulues.

σ = l'écart-type observé de la série

3.4.2. Données du bassin

Afin de comparer teneurs en Corg des sols échantillonnés dans les ZD, ZND et ZH, une évaluation de la qualité des données est nécessaire. Pour ce faire, les données sont d'abord réparties en cinq séries : (i) ZD-Horizon de surface, (ii) ZND-Horizon de surface, (iii) ZH-Horizon de surface, (iv) ZD-Horizon enfoui et (v) ZND-Horizon enfoui. Ensuite, les données aberrantes sont éliminées et nous vérifions que chaque donnée se trouve dans le bon jeu de données.

Lorsque les séries seront confirmées et débarrassées des valeurs aberrantes, nous pourrons mener une analyse statistique afin de confirmer ou non l'existence de différences significatives dans les teneurs de Corg entre les séries.

La normalité des distributions de chaque série est vérifiée et confirmée au moyen de *QQplots*. Les intervalles de confiance basés sur les quantiles d'une loi de *Student* peuvent donc être calculés, et les modèle et test statistiques qui font appel à la normalité (ANOVA, test de *Student*) peuvent être utilisés.

Repérage et élimination des données aberrantes

Pour minimiser les erreurs grossières, les valeurs aberrantes doivent être supprimées du jeu de données (point 4.3.1). L'utilisation de de l'*EDApIot* permet d'identifier les points 'suspects' situés aux extrêmes de la distribution de la série. Si ces points sont isolés, ils peuvent traduire une variabilité naturelle ou au contraire un problème spécifique lié à l'échantillonnage. La vérification des notes de terrain peut permettre de trancher. S'il y a un doute (par exemple : risque de contamination de l'échantillon par un autre horizon, développement de profil qui semble anormal, horizon de profondeur jamais rencontré, etc.), l'échantillon est considéré comme un point aberrant, appelé *outlier*, et est écarté du jeu de données. Dans le cas contraire, il y est conservé. Un exemple est donné à la Fig. 4.3.

Confirmation des séries

Les points identifiés comme 'suspects' grâce aux *EDApIots* ne sont pas tous des *outliers*. Certains sont classés dans la mauvaise série. Comme déjà mentionné (point 3.1.3), il n'est pas toujours évident de faire la distinction entre les différentes zones de végétation sur le terrain. Parmi les points qui ne sont que moyennement représentatifs de leur zone de

végétation, certains points sont à la limite d'être reclassifiés sur le terrain. Si ces points apparaissent ensuite comme suspects lors de l'analyse visuelle des séries, le changement de série *a posteriori* doit être envisagé. Celui-ci doit cependant être corroboré par des notes de terrain, des photos du site d'échantillonnage ou des images aériennes de la zone d'étude.

Comparaison des séries

Les écarts-types standards, les moyennes et les intervalles de confiance à la moyenne de chaque série du bassin sont calculés pour les teneurs de Corg. Ces valeurs, présentées dans le Tableau 4.3 serviront ensuite à calculer les stocks de Corg à l'échelle du bassin, mais aussi à comparer les séries entre elles à l'aide de tests statistiques. La normalité des séries a été vérifiée au point 4.3.2. Un IDC sera calculé de la même manière pour les valeurs de charge caillouteuse. La charge caillouteuse est l'une des variables qui permettent de calculer un stock (voir point 3.5). Cet IDC servira à calculer un IDC pour les valeurs de stock. L'IDC à la moyenne est calculé avec la formule suivante, pour un niveau de confiance de 95 % :

$$\left[\bar{X} - t_{dl; 1-\frac{\alpha}{2}} \frac{\sigma}{\sqrt{n}}, \bar{X} + t_{dl; 1-\frac{\alpha}{2}} \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \right] \quad [2]$$

où :

$\bar{X}$ = la moyenne observée de la série

n = le nombre de mesures dans la série

dl = le nombre de degrés de liberté de la variance, soit $n - 1$.

$\alpha = 0,05$. Le degré de certitude avec lequel la mesure se trouve dans l'IDC calculé est de $1 - \alpha$, soit 95 % ici.

$t_{dl; 1-\frac{\alpha}{2}}$ = le quantile de la loi de *Student* pour les valeurs de dl et α voulues.

σ = l'écart-type standard observé de la série

Les cinq séries seront comparées visuellement sur base de leur moyenne de teneur en Corg (Fig. 4.5). Ensuite, des modèles et tests statistiques de type ANOVA ou test de *Student* seront utilisés afin d'évaluer si les différences entre les séries sont significatives ou non.

3.5. Calcul des stocks

L'équation [3], proposée par Tonneijck *et al.* (2010), permet de calculer le stock :

$$TCS_d = \sum_{i=0}^{i=k} \rho_{b,i} C_i D_i (1 - S_i) \quad [3]$$

où :

TCS_d = stock total de carbone organique jusqu'à la profondeur d (m) (<Total Carbon Stock)

k = le nombre d'horizons jusqu'à la profondeur d (m)

$\rho_{b,i}$ = densité apparente de l'horizon i (kg m^{-3})

C_i = teneur en C organique dans l'horizon i (kg kg^{-1})

D_i = épaisseur de l'horizon i (m)

S_i = charge caillouteuse de l'horizon i (kg kg^{-1})

4. Résultats

4.1. Choix d'une carte de végétation

Il existe deux cartes de végétation pour le site d'étude. La première est tirée d'une publication du Ministère de l'Environnement équatorien (Ministerio del Ambiente 2013). Cette carte est basée sur une image *LandSat* (pixel de 30x30 mètres). La deuxième est issue de Cruz (2019) et est générée à partir d'une image *RapidEye* (pixel de 5x5m) (European Space Agency 2019).

La méthode utilisée pour les deux cartes (classification supervisée) ne permet pas de différencier la ZD de la ZH en raison de leurs couvertures végétales très similaires. Cette différenciation a été faite en longeant à pied la ZH sur le terrain, à l'aide d'un GPS Garmin GPSMAP 64S. La précision du GPS utilisé est de cinq mètres. Les cartes générées sont présentées aux Figures 4.1 et 4.2.

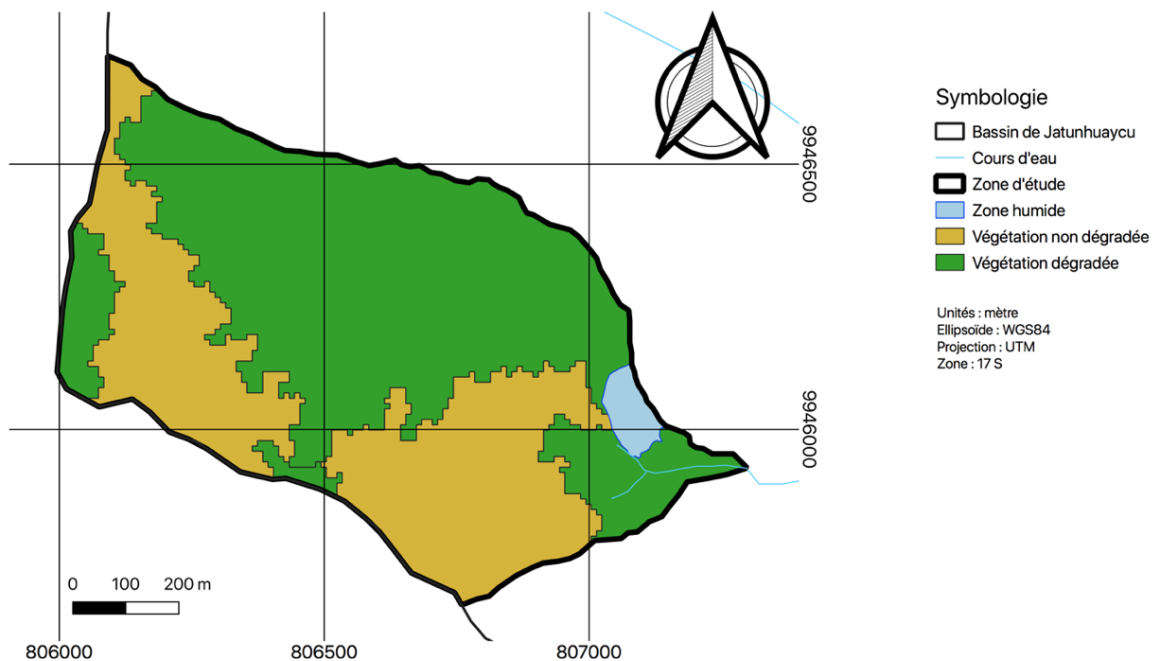


Figure 4.1. Végétation de la zone d'étude d'après la carte du Ministerio del Ambiente
Sources : Ministerio del Ambiente (2013) et les relevés réalisés sur le terrain pendant l'étude.

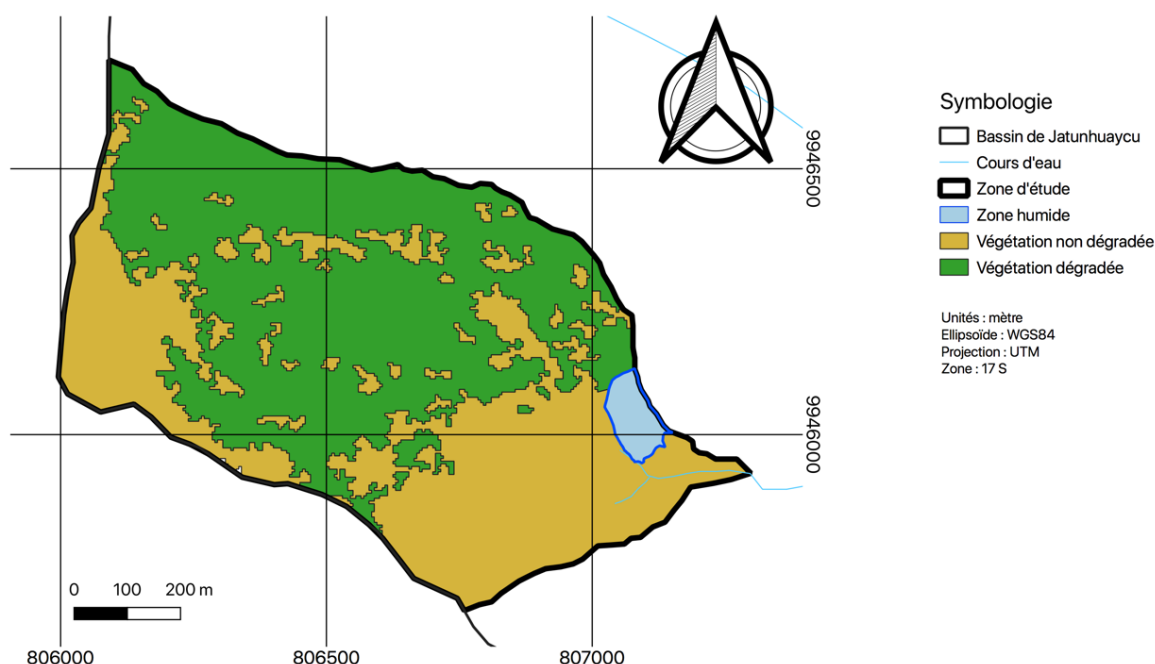


Figure 4.2. Végétation de la zone d'étude d'après la carte de Cruz

Sources : Cruz (2019) et les relevés réalisés sur le terrain pendant l'étude.

Pour savoir quelle carte utiliser pour le calcul du stock de Corg à l'échelle du bassin, les deux cartes sont comparées aux observations du terrain à l'aide d'une matrice de confusion (Tableau 4.1). Seuls les points tout à fait représentatifs d'une zone sont utilisés. La carte de Cruz (2019) (justesse globale de 0,92) est plus performante que la carte du Ministère de l'Environnement (justesse globale de 0,75) et sera donc la seule carte utilisée pour la suite des analyses. Les cartes utilisées pour la matrice de confusion sont présentées dans les annexes (Annexes 4.A.1 et 4.A.2).

Tableau 4.1. Matrices de confusion comparant les deux cartes disponibles (classes assignées) avec les observations du terrain (classes vraies)

		Classes vraies		Total
		Zone	ZD ZND	
Classes assignées	ZD	25	9	34
	ZND	3	11	14
Total		28	20	48

		Classes vraies		Total
		Zone	ZD ZND	
Classes assignées	ZD	27	3	34
	ZND	1	17	14
Total		28	20	48

Note : à gauche : pour la carte du Ministerio del Ambiente (2013),
à droite : pour la carte de Cruz (2019).

Sur base de la carte de Cruz (2019), la superficie totale du site d'étude est de 0,707 km². Les superficies des trois zones (ZD, ZND et ZH) du site d'étude sont respectivement 0,383 km² (soit

54 % du site d'étude), 0,312 km² (soit 44 %) et 0,012 km² (soit 2 %). Les surfaces sont calculées à l'aide du logiciel QGIS®.

4.2. Variabilité de la teneur en C organique au sein des *clusters*

Les données des *clusters* ont été réparties en quatre séries : (i) ZD-Horizon de surface, (ii) ZND-Horizon de surface, (iii) ZD-Horizon enfoui et (iv) ZND-Horizon enfoui. Les écarts types standards, moyennes et IDC au point sont calculés pour les teneurs en Corg de chacune de ces quatre séries. L'IDC au point est calculé sur base de l'équation [1]. Les valeurs obtenues sont présentées dans le Tableau 4.2 ci-dessous.

Tableau 4.2. Écarts types standards, moyennes et intervalles de confiance au point pour les quatre séries des *clusters* pour la teneur en Corg

Zone	Horizon	Écart type standard du groupe (%)	Moyenne du groupe (%)	IDC à 95% au point
ZD	Surface	1,834	8,076	[X-4,337 ; X+4,337]
ZND	Surface	0,538	6,467	[X-1,273 ; X+1,273]
ZD	Enfoui	0,681	5,111	[X-1,612 ; X+1,612]
ZND	Enfoui	0,806	4,654	[X-1,906 ; X+1,906]

Note : Dans l'IDC au point, le X désigne la valeur de n'importe quelle mesure effectuée dans la série d'intérêt à l'échelle du bassin.

L'écart type standard obtenu pour la teneur en Corg de la série ZD-horizon de surface est beaucoup plus grand (1,834 %) que celui des trois autres séries (0,675 % en moyenne). Cela suggère une variabilité spatiale à petite échelle plus importante pour la série de l'horizon de surface de la ZD que pour les trois autres séries.

Les variances de la teneur en Corg des deux séries de l'horizon enfoui sont du même ordre de grandeur (écarts types de 0,681 % et 0,806 % pour la ZD et la ZND, respectivement). La variance *poolée* de l'horizon enfoui peut donc être calculée, afin d'augmenter la précision de l'estimation de la variance. Cela permet ensuite de conférer une plus grande puissance aux tests statistiques qui utilisent cette variance. Ces tests sont utilisés à la section 4.4. La formule suivante est utilisée pour le calcul de la variance *poolée* :

$$s_p^2 = \frac{\sum_{i=1}^k (n_i - 1) s_i^2}{\sum_{i=1}^k (n_i - 1)} = \frac{(n_1 - 1) s_1^2 + (n_2 - 1) s_2^2 + \dots + (n_k - 1) s_k^2}{n_1 + n_2 + \dots + n_k - k} \quad [4]$$

où :

s_p^2 = la variance *poolée*

k = le nombre de séries ayant la même variance attendue

n_i = le nombre d'échantillons dans la série i

s_i^2 = la variance de la série i

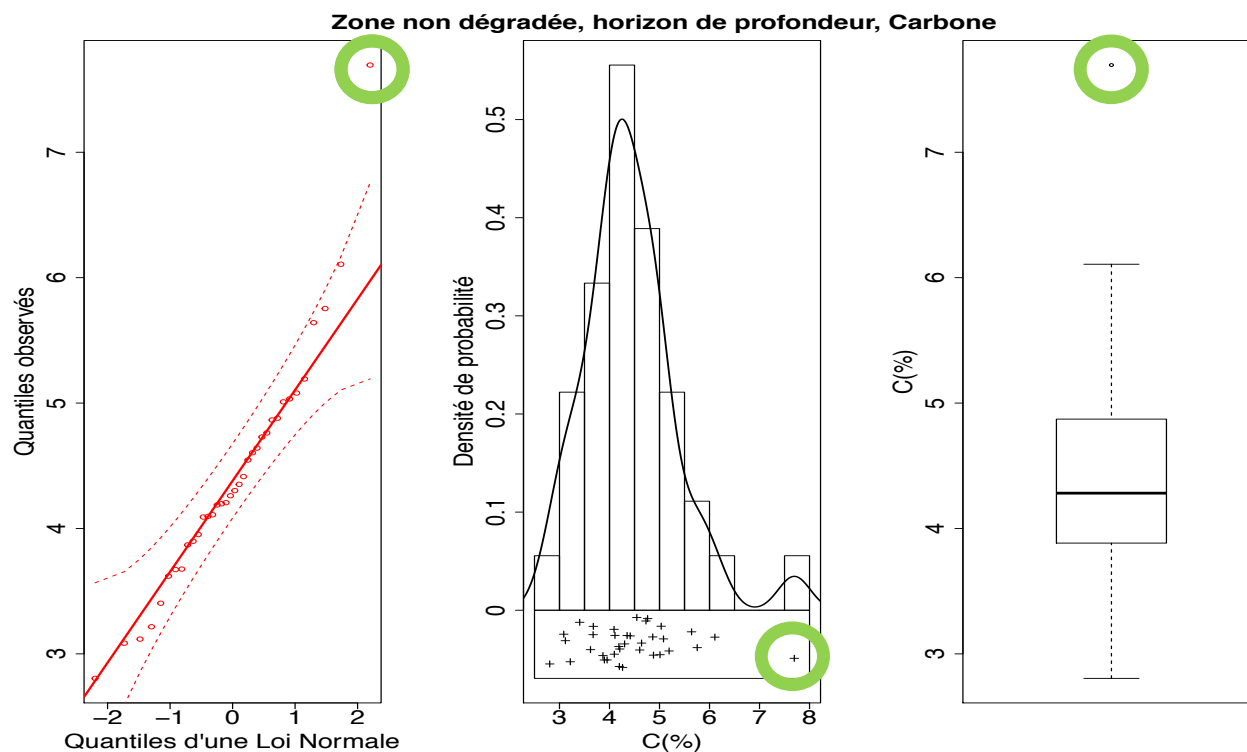
La variance *poolée* pour la teneur en Corg de l'échantillon enfoui à l'échelle des *clusters* est de 0,852.

4.3. Comparaison des teneurs en C organique entre les ZD, ZND et ZH

À ce stade, les données du bassin ont été réparties en cinq séries : (i) ZD-Horizon de surface, (ii) ZND-Horizon de surface, (iii) ZH-Horizon de surface, (iv) ZD-Horizon enfoui et (v) ZND-Horizon enfoui.

4.3.1. Repérage et élimination des données aberrantes

Trois valeurs aberrantes sont identifiées grâce aux *EDApLOTS* et aux *Boxplots*. Elles sont supprimées du jeu de données sur base de la procédure du point 3.4.2. À titre d'exemple, un cas est présenté à la Fig. 4.3. D'après les graphes, une mesure (mise en évidence par les cercles verts) semble suspecte. Les commentaires pris lors de la collecte des échantillons sur le terrain permettent d'écarter ce point pour la suite des analyses. Au total, trois points ont été écartés sur base de cette procédure. Dans le *Boxplot* de la partie du bas de la figure, un point (mis en évidence avec le cercle bleu) ressort comme très différent des autres points. Aucun indice relevé sur le terrain ne permet d'exclure ce point. Il s'agit donc d'une variabilité naturelle.



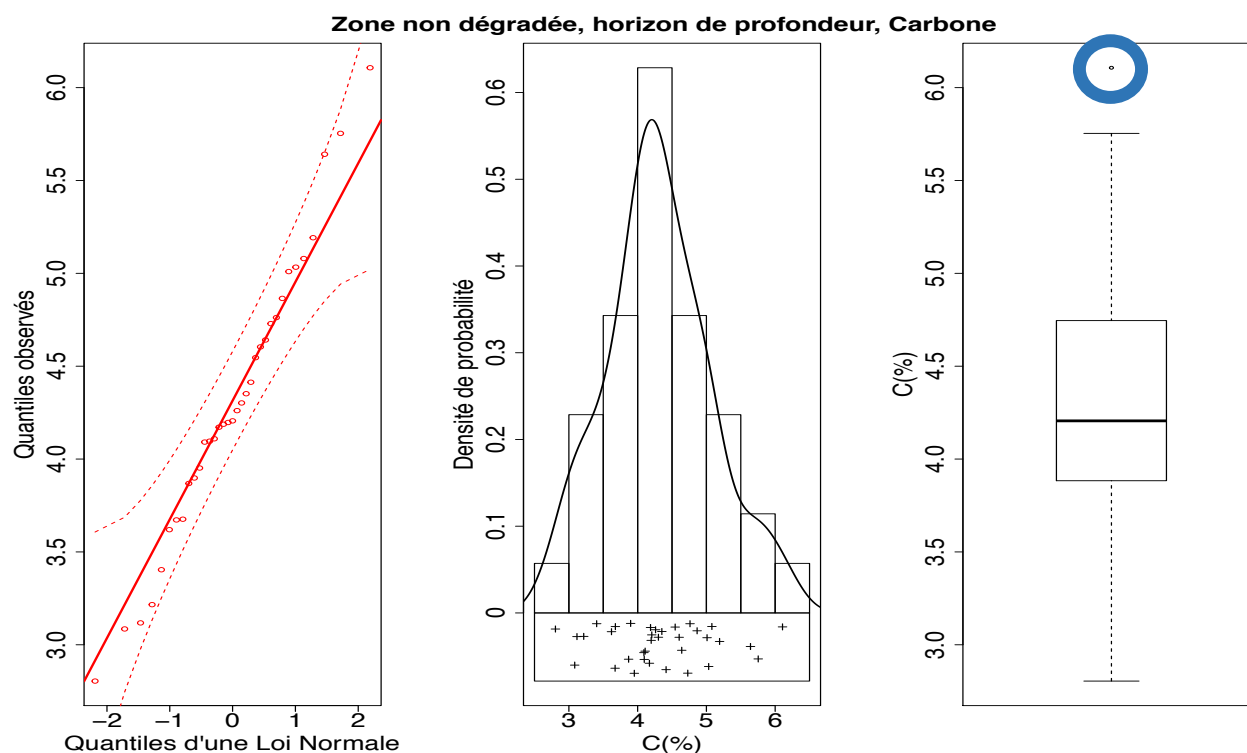


Figure 4.3. Identification de données aberrantes

Page précédente : Un point (entouré en vert) apparaît comme suspect au regard des trois graphes. Après analyses des commentaires du terrain, ce point est exclu de la base de données. Ci-dessus : Les graphes sont reproduits en l'absence du point aberrant

4.3.2. Confirmation des séries

Trois points suspects repérés sur base des *EDApLOTS* et des *Boxplots* sont reclassifiés *a posteriori*. Ces trois points appartenaient initialement à la série de l'horizon de surface de la ZH et ont été reclassifiés dans la série de l'horizon de surface de la ZND.

Après avoir éliminé les valeurs aberrantes (trois valeurs éliminées, soit 2 % des valeurs totales) et confirmé les séries (trois points reclassifiés, soit 3 % des points), il reste 91 échantillons pour les horizons de surface (34 en ZD, 39 en ZND et 18 en ZH) et 64 pour les horizons enfouis (29 en ZD et 35 en ZND). La carte des points réalisée après la suppression des valeurs aberrantes et la confirmation des séries est présentée à la Fig. 4.4.

Les graphes *QQplot*, *EDApLOT* et *Boxplot* sont générés pour la teneur en Corg des cinq séries définitives et sont présentés à l'Annexe 4.A.3. Sur base de ces graphes, nous pouvons conclure que les valeurs des séries suivent des distributions normales.

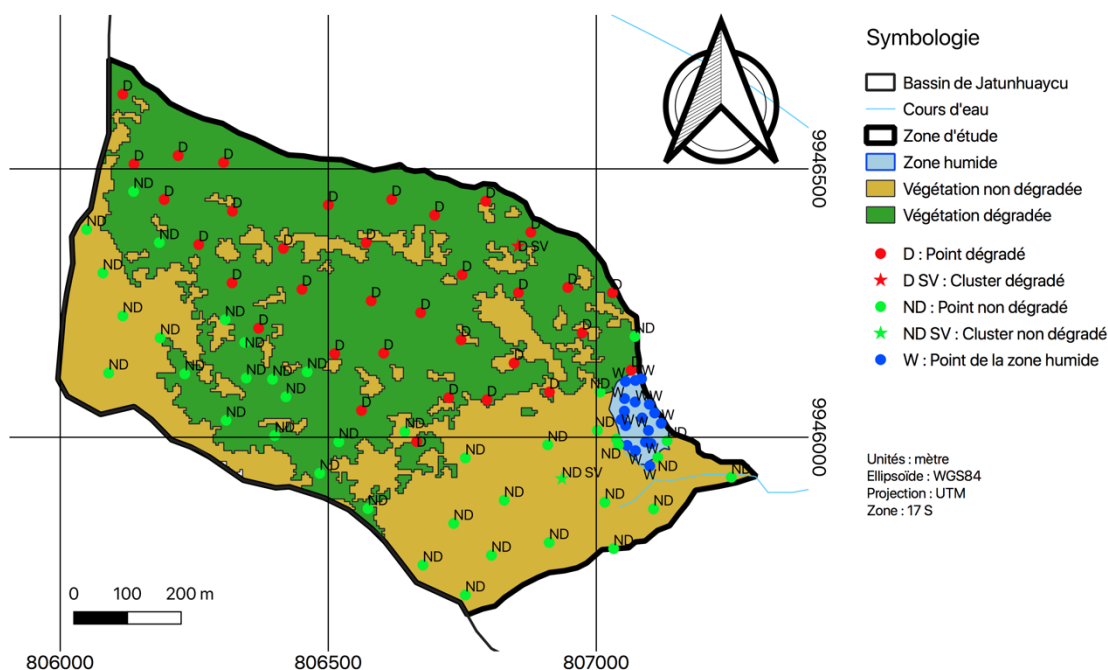


Figure 4.4. Carte des points d'échantillonnages résultant de la suppression des valeurs aberrantes et de la confirmation des séries

Note : ces points sont utilisés pour la suite des analyses.

4.3.3. Comparaison des séries

Les écarts types standards, moyennes et IDC sont présentés dans le Tableau 4.3 pour les teneurs en Corg. Ces valeurs sont calculées pour chacune des cinq séries.

Tableau 4.3. Écarts types standards, moyennes et IDC pour les cinq séries de la zone d'étude pour les teneurs (%) en Corg des cinq séries

Zone	Horizon	Série	Écart type standard de la série (%)	Moyenne de la série (%)	IDC à 95 % à la moyenne
ZD	Surface	1	1,418	9,389	[8,894 ; 9,884]
ZND	Surface	2	1,299	7,983	[7,562 ; 8,405]
ZH	Surface	3	5,003	20,536	[18,048 ; 23,024]
ZD	Enfoui	4	0,947	4,026	[3,666 ; 4,387]
ZND	Enfoui	5	0,759	4,305	[4,044 ; 4,566]

Le Tableau 4.3 montre que la variabilité de la teneur en Corg est la plus importante (5,003 %) dans la série de l'horizon de surface de la ZH par rapport aux quatre autres séries. Elle est plus importante pour l'horizon de surface de la ZD (1,418 %) que pour celui de la ZND (1,299 %), comme c'était déjà le cas pour les séries des *clusters*. La variabilité de la teneur de Corg est plus grande dans l'horizon de surface (2,573 % en moyenne) que dans l'horizon enfoui (0,853 % en moyenne). Pour ce qui est de l'horizon de surface, la teneur en Corg est plus importante dans la ZD (9,389 %) que dans la ZND (7,983 %). Pour l'horizon enfoui, la différence est très faible entre la ZD (4,026 %) et la ZND (4,305 %). L'horizon de surface de la ZH présente

une teneur en Corg bien plus importante (20,536 %) que ceux des ZD (9,389 %) et ZND (7,983 %). L'horizon de surface est plus riche en Corg (12,636 % en moyenne) que l'horizon enfoui (4,166 % en moyenne).

Les teneurs en Corg moyennes des cinq séries ((i) ZD-Horizon de surface, (ii) ZND-Horizon de surface, (iii) ZH-Horizon de surface, (iv) ZD-Horizon enfoui et (v) ZND-Horizon enfoui) sont présentées à la Fig. 4.5. Visuellement, les deux séries de l'horizon enfoui ne semblent pas différentes entre elles alors que les deux séries de l'horizon de surface paraissent différentes entre elles. La ZH semble être à part. La Fig. 4.5 fait état des mêmes tendances que le Tableau 4.3 ci-dessus.

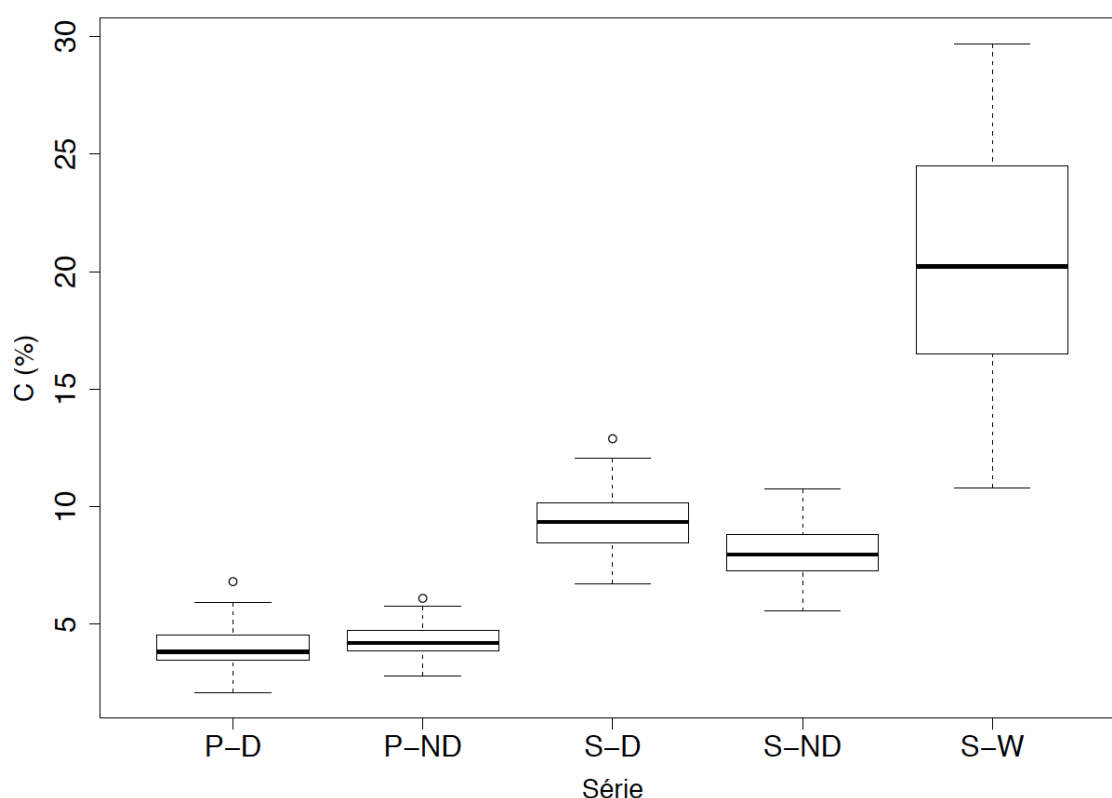


Figure 4.5. Comparaison des cinq séries pour la teneur moyenne en Corg à l'échelle du bassin

P désigne les échantillons de l'horizon de profondeur (enfoui), S ceux de l'horizon de surface. D désigne la zone dégradée et ND la zone non dégradée. W désigne la ZH (<Wetland).

Les teneurs en Corg des différentes séries suivent des distributions normales (point 4.3.2 ; Annexes 4.A.3). Cependant, l'hypothèse de l'égalité des variances n'est pas respectée. Dès lors, nous ne pouvons pas utiliser d'ANOVA et de test de *Student* pour évaluer si les différences de teneur en Corg observées entre les séries sont significatives. Les tests statistiques qui sont appliqués sont non paramétriques. Il s'agit des tests de Kruskal-Wallis (équivalent robuste d'une ANOVA) et de Wilcoxon-Mann-Whitney (équivalent robuste d'un test de *Student*).

Le test de Kruskal-Wallis donne une p-valeur largement inférieure à 0,05 ($2,2 \cdot 10^{-16}$). Il y a donc un effet de groupe significatif pour la teneur en Corg : au moins deux séries sont

significativement différentes l'une de l'autre. Pour savoir de quelles séries il s'agit, le test de Wilcoxon-Mann-Whitney est utilisé. Cependant, le test de Wilcoxon-Mann-Whitney est utilisé pour comparer deux séries entre elles, et non cinq comme dans notre étude. Le biais introduit par la répétition des comparaisons doit être pris en compte. Pour ce faire, nous utilisons la fonction *pairwise.wilcox.test* du logiciel *R*[®]. Les p-valeurs obtenues sont présentées dans le Tableau 4.4.

Tableau 4.4. P-valeurs obtenues sur base du test de Wilcoxon-Mann-Whitney de comparaison des cinq séries pour la teneur en Corg

Zone ; horizon	ZD ; enfoui	ZND; enfoui	ZD ; surface	ZND ; surface
ZND ; enfoui	0,071	-	-	-
ZD ; surface	$< 2 \cdot 10^{-16}$	$< 2 \cdot 10^{-16}$	-	-
ZND ; surface	$< 2 \cdot 10^{-16}$	$< 2 \cdot 10^{-16}$	$< 1 \cdot 10^{-3}$	-
ZH ; surface	$1,80 \cdot 10^{-12}$	$1,5 \cdot 10^{-13}$	$2,7 \cdot 10^{-12}$	$3,9 \cdot 10^{-14}$

Seules les deux séries de l'horizon enfoui ne sont pas significativement différentes entre elles (p-valeur $> 0,05$). Les autres combinaisons de séries sont significativement différentes entre elles (p-valeur $< 0,05$). Ceci confirme le résultat de l'analyse visuelle (Fig. 4.5). Nous pouvons donc conclure que la teneur en Corg de l'horizon de surface de la ZD est significativement différent de celui de l'horizon de surface de la ZND. La teneur en Corg de l'horizon enfoui n'est pas significativement différente entre la ZD et la ZND. La teneur en Corg de l'horizon de surface de la ZH est différente de celle des deux autres zones. Étant donné que les teneurs en Corg des ZD et ZND ne sont pas significativement différentes pour l'horizon enfoui, la variance *poolée* pour cette variable est calculée afin d'augmenter la précision de l'estimation de cette variance (cf point 4.2). Elle est calculée sur base de l'équation [4] et vaut 0,721. Cette valeur peut être comparée à la même valeur calculée à l'échelle des *clusters* dans le but de comparer la variabilité à l'échelle du bassin et à l'échelle d'un seul point. Ce processus est détaillé au point ci-dessous.

4.4. Variabilité spatiale de la teneur en C organique

Les variances de la teneur en Corg des séries des *clusters* sont comparées à celles du bassin entier pour les ZD et ZND (Tableau 4.5, Fig. 4.6). La variabilité des séries des *clusters* représente en réalité la variabilité en un seul point. Si la variabilité de la teneur en Corg à l'échelle du bassin est plus grande (facteur dix) que celle à l'échelle des *clusters*, la variabilité de la teneur en Corg à l'échelle du bassin peut se représenter sur une carte. Cela permet de vérifier s'il existe une tendance spatiale dans la variation de la teneur en Corg à l'échelle du bassin. S'il y a autant de variabilité à l'échelle d'un seul point qu'à l'échelle du bassin entier, essayer de représenter la variabilité spatiale de la teneur en Corg n'a *a priori* pas de sens. C'est le cas ici.

Pour confirmer ou infirmer l'impossibilité de représenter sur une carte la variabilité spatiale de la teneur en Corg à l'échelle du bassin, des analyses visuelles exploratoires (variogrammes, tentatives de *krigeage*) ont été menées à l'aide de Systèmes d'Informations Géographiques (SIG). Pour les ZD et ZND prises individuellement, aucune tendance spatiale n'est relevée dans la variation de la teneur en Corg dans l'horizon de surface. Il en va de même pour les horizons enfouis pris conjointement. Sur base de ces résultats, nous concluons qu'il n'y a pas de tendance spatiale dans la répartition du Corg dans les ZD et ZND, que ce soit pour l'horizon de surface ou pour l'horizon enfoui.

Tableau 4.5. Comparaison des variances entre les *clusters* et le bassin

Zone ; horizon	<i>Cluster</i>	Bassin
ZD ; surface	3,36	2,01
ZND ; surface	0,29	1,69
ZD et ZND ; enfoui	0,852	0,721

Note: la variance *poolée* est utilisée pour les séries des ZD et ZND de l'horizon enfoui des clusters et du bassin entier, car ces deux séries ne sont pas significativement différentes.

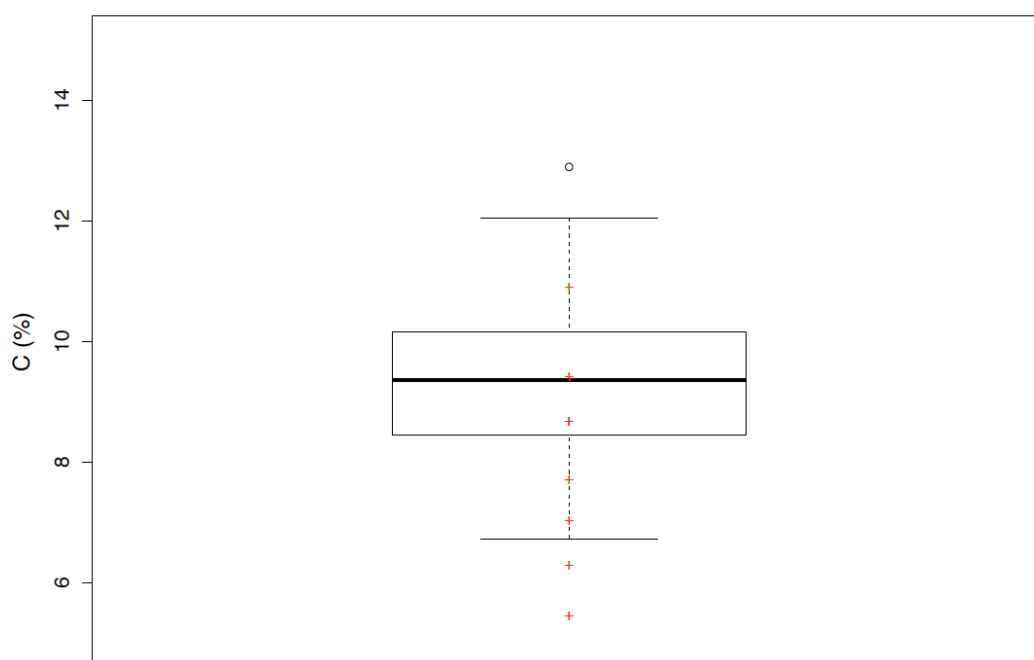


Figure 4.6. Comparaison de la variabilité entre la teneur en Corg à l'échelle du bassin et du *cluster*

La variabilité de la teneur en Corg pour l'horizon de surface de la ZD à l'échelle du bassin est représentée en noir. Les huit mesures du *cluster* homologues sont représentées en rouge.

4.5. Calcul des stocks de C organique

Le stock de Corg dans chaque horizon est calculé sur base de l'équation [3]. Pour calculer le stock de Corg d'un horizon, quatre variables sont nécessaires : (i) la teneur moyenne en Corg de cet horizon, (ii) la charge caillouteuse moyenne de cet horizon, (iii) la densité apparente de cet horizon et (iv) l'épaisseur moyenne de cet horizon.

La teneur moyenne en Corg et la charge caillouteuse moyenne des horizons ont été mesurées directement sur base des échantillons. La charge caillouteuse moyenne des horizons n'est utilisée que dans le calcul du stock. Elle est donc calculée à cette occasion et présentée dans le Tableau 4.6. La charge caillouteuse est similaire pour les horizons de surface des ZD (0,456 %) et ZND (0,386 %), mais est très nettement supérieure (12,226 %) pour l'horizon de surface de la ZH. La charge caillouteuse de l'horizon enfoui de la ZD est plus importante (1,939 %) que celle de l'horizon enfoui de la ZND (1,357 %). Dans les ZD et ZND, la charge caillouteuse est plus importante dans l'horizon enfoui (1,647 % en moyenne) que dans l'horizon de surface (0,421 % en moyenne).

Concernant les deux variables mesurées pour chaque échantillon (teneur en Corg et charge caillouteuse), un IDC à la moyenne est calculé pour chaque série sur base de l'équation [2]. Des valeurs de stocks de Corg sont calculées pour chaque série sur base de la combinaison des valeurs minimales des IDC de la teneur moyenne en Corg et de la charge caillouteuse moyenne. Ces valeurs représentent les bornes inférieures des IDC aux stocks de Corg de leur série. La combinaison des valeurs maximales des IDC de la teneur moyenne en Corg et de la charge caillouteuse moyenne donne la borne supérieure des IDC aux stocks de Corg.

4.5.1. Densité apparente des horizons

Cette variable n'est pas connue. Les valeurs de densité apparente sont dès lors dérivées des teneurs en Corg connues en appliquant la relation empirique établie par Tonneijck *et al.* (2010) :

$$\rho_{b,i} = a e^{(bC_i)} \quad [5]$$

où :

$\rho_{b,i}$ = densité apparente de l'horizon i (kg m^{-3})

$a = 0,9247$

$b = -5,497$

C_i = teneur de C organique dans l'horizon i (kg kg^{-1})

L'équation [5] de Tonneijck *et al.* (2010) se base sur l'existence d'une relation forte ($r^2 > 0,95$) entre $\rho_{b,i}$ et C_i . Elle a été développée pour des sols de páramos du nord de l'Équateur présentant des valeurs de C_i comprises dans la gamme 0,09-0,20. Les teneurs en Corg mesurées dans les sols du bassin versant de Jatunhuaycu sont similaires. Dès lors, nous faisons l'hypothèse que l'application de la relation de Tonneijck *et al.* (2010) à notre cas d'étude est justifiée.

4.5.2. Épaisseur moyenne des horizons

Étant donné que la collecte d'échantillons s'est faite à la tarière et non dans des profils, nous n'avons pas mesuré cette variable en chaque point. Cependant, huit profils sont présents

sur le site d'étude : trois en ZD, trois en ZND et deux en ZH (Fig. 3.4). Dans les ZD et ZND, les trois profils sont répartis le long d'une toposéquence : un profil en haut de pente, un en milieu de pente et un en bas de pente. La ZH est plate et les deux profils sont au même niveau. Les épaisseurs des horizons ne sont pas constantes. Les épaisseurs des horizons utilisées sont des moyennes des épaisseurs des horizons des profils de la zone en question et sont présentées dans le Tableau 4.6. L'horizon de surface de la ZD est plus épais (0,303 m) que les deux autres horizons de surface (0,223 m et 0,255 m pour la ZND et la ZH, respectivement). Les horizons enfouis ne sont pas non plus d'épaisseurs constantes, et l'horizon enfoui de la ZND est plus épais (0,433 m) que celui de la ZD (0,343 m). L'horizon enfoui est, en règle générale, plus épais que l'horizon de surface (0,388 m en moyenne pour les horizons enfouis vs. 0,260 m en moyenne pour les horizons de surface).

4.5.3. Valeurs de stock de C organique

Les résultats des calculs de stock de Corg sont présentés dans le Tableau 4.6 pour les cinq séries ((i) ZD-Horizon de surface, (ii) ZND-Horizon de surface, (iii) ZH-Horizon de surface, (iv) ZD-Horizon enfoui et (v) ZND-Horizon enfoui). Les différentes valeurs utilisées pour calculer les stocks de chaque horizon (teneur moyenne en Corg de la série, épaisseur, densité apparente de l'horizon et charge caillouteuse moyenne de la série) sont également présentées dans le Tableau 4.6.

Un IDC sur le stock en Corg est donné. Il est calculé sur base des valeurs minimales et maximales des IDC à la moyenne obtenus pour la teneur en Corg et la charge caillouteuse. Les variabilités des densités apparentes et des épaisseurs d'horizons ne sont pas prises en compte pour le calcul de l'IDC au stock.

Tableau 4.6. Valeurs de stock de Corg pour les cinq séries
(Les valeurs utilisées pour calculer ces stocks sont également données.)

Zone	Horizon	Série	Teneur moyenne de la série (%)	Épaisseur de l'horizon (m)	Densité apparente (kg/m ³)	Charge caillouteuse moyenne de la série (%)	Stock (kg/m ²)	IDC au stock (kg/m ²)
ZD	Surface	1	9,389	0,303	552	0,456	15,6	[14,9 ; 16,4]
ZND	Surface	2	7,983	0,223	596	0,386	10,6	[10,1 ; 11,1]
ZH	Surface	3	20,536	0,255	299	12,226	13,7	[12,8 ; 14,5]
ZD	Enfoui	4	4,026	0,343	741	1,939	10,0	[9,2 ; 10,9]
ZND	Enfoui	5	4,305	0,433	730	1,357	13,4	[12,7 ; 14,2]

Le Tableau 4.6 indique que le stock de Corg de l'horizon de surface est plus important dans la ZD (15,6 kg/m²) que dans la ZH (13,7 kg/m²) et dans la ZND (10,6 kg/m²). Il y a donc 5 kgC/m² en plus dans la ZD par rapport à la ZND. Cela confirme les résultats obtenus sur base de la teneur en Corg. En ce qui concerne l'horizon enfoui, la ZD est moins riche en Corg (10,0 kg/m²) que la ZND (13,4 kg/m²).

5. Discussion

5.1. Teneur en carbone organique du sol

5.1.1. Comparaison avec d'autres études

Les teneurs en Corg dans les horizons de surface des ZND, ZD et ZH valent respectivement $8,0^1 \pm 0,4 \%$, $9,4 \pm 0,5 \%$ et $20,5 \pm 2,5 \%$ (Tableau 4.3). Les teneurs des horizons enfouis sont inférieures : $4,3 \pm 0,3 \%$ pour la ZND et $4,0 \pm 0,4 \%$ pour la ZD. Les valeurs rapportées par Ligot (2018) pour quatre sols du bassin versant de Jatunhuaycu sont comparables. Les sols de Jatunhuaycu sont des Andosols « vitriques » peu développés (Onderet 2018). La teneur en Corg des Andosols varie entre 4 % et 15 % (Podwojewski *et al.* 2002; Minaya *et al.* 2016).

Dans une étude des stocks de carbone présents dans la biomasse et les sols de la réserve écologique de l'Antisana, Minaya *et al.* (2016) indiquent une teneur en Corg moyenne ($n = 10$) des sols (0-30 cm) couverts par des tussock plants ou des cushion plants de l'ordre de 15 %. Cette valeur est nettement supérieure à nos mesures, or les conditions environnementales et de développement de sol sont similaires. Il est peu probable que tous les sols échantillonnés par Minaya *et al.* (2016) soient des sols de zone humides, dont les teneurs en Corg sont généralement plus élevées (Tableau 4.3). Les auteurs ne décrivent pas en détails comment les sols ont été échantillonnés et si l'analyse du Corg a été réalisée sur la terre fine (< 2 mm). La présence de litière ou de débris végétaux grossiers dans les échantillons augmente significativement la teneur mesurée en Corg.

Tonneijck *et al.* (2010) ont étudié des Andosols de páramos non dégradés (*tussock plants*) du nord de l'Équateur, dans la région de Guandera. Les teneurs en Corg atteignent 16,9 % dans les horizons de surface et 10,5 % dans les horizons profonds. Ces valeurs excèdent celles que nous observons pour les sols de Jatunhuaycu. Néanmoins, les páramos de l'étude de Tonneijck *et al.* (2010) sont situés dans un climat plus humide et plus froid que notre zone des études ; les précipitations moyennes y sont plus de deux fois plus importantes (1900 mm/an). Ces conditions sont moins favorables à la décomposition de la MO. Ceci pourrait expliquer l'accumulation en plus grande concentration de Corg dans les sols.

Dans les 25 premiers cm d'un sol de páramo colombien au sud de Bogota, Montes-Pulido *et al.* (2016) indiquent une teneur en Corg de $27,1 \pm 2,9 \%$. Quinze sites ont été échantillonnés à 3600 m d'altitude dans une végétation non dégradée dominée par des rosettes géantes (*Espeletia alternifolia* Cuatrec). Ce type de végétation n'est pas présent dans notre site d'étude.

¹ Pour faciliter la lecture, les valeurs citées dans le texte sont arrondies à l'unité supérieure. Les IDC sont renseignés directement. Ainsi, une teneur en Corg de 9,389 % avec un IDC allant de 8,894 % à 9,884 % sera écrite comme $9,4 \pm 0,5 \%$.

5.1.2. Variation avec la profondeur

Les teneurs en Corg des horizons de surface sont supérieures ($8,0 \pm 0,4$ % pour la ZND, $9,4 \pm 0,5$ % pour la ZD) à celles des horizons enfouis ($4,3 \pm 0,3$ % dans la ZND et $4,0 \pm 0,4$ % dans la ZD). Tonneijck *et al.* (2010) notent que la teneur en Corg des sols du páramo est significativement plus élevée dans les horizons de surface que dans les horizons enfouis. Les observations de Henry *et al.* (2013) vont dans le même sens.

Plusieurs facteurs peuvent contribuer à expliquer la différence entre les teneurs de Corg en surface et en profondeur. Dans les páramos, quel que soit le type de végétation en place, la densité racinaire est plus importante dans l'horizon de surface que dans les horizons enfouis. Nous avons fait la même observation visuelle sur le terrain tant dans la ZD que dans la ZND. Par conséquent, les apports de biomasse racinaire sont plus importants dans les horizons de surface que dans les horizons enfouis (Hofstede 1995b). Or, la biomasse racinaire représente l'apport de Corg le plus conséquent dans les sols des páramos (Escobedo-Urquiza 1980). Une accumulation de Corg plus importante dans les premiers horizons est dès lors attendue.

Par ailleurs, les conditions moins acides du sol enfoui favorisent la décomposition de la MO. Les résultats d'une étude menée dans des Andosols du nord de l'Équateur par Zehetner et Miller (2006) suggèrent que le taux de décomposition augmente avec le pH. Le pH du sol est en général plus élevé dans les horizons enfouis que dans les horizons de surface (Tonneijck *et al.* 2010) et la proportion de MO dégradée est souvent plus importante dans les horizons enfouis (White, 2013). Ce résultat a aussi été vérifié pour notre site dans l'étude de Ligot (2018).

5.1.3. Différences entre la ZD et la ZND (horizons de surface)

Les résultats présentés aux Tableaux 4.3 et 4.4 révèlent une différence significative entre la teneur de Corg des horizons de surface de la ZD ($9,4 \pm 0,5$ %) et de la ZND ($8,0 \pm 0,4$ %). Ces résultats confirment les résultats préliminaires de Ligot (2018).

En plus des activités agricoles, les caractéristiques d'un sol sont influencées principalement par cinq facteurs 'naturels' : le climat, le type de matériau parental, l'âge du sol, le relief et la végétation (en place ou antérieure). Dans la zone d'étude, le climat, le type de matériau parental et l'âge du sol sont identiques et ces facteurs ne peuvent expliquer les teneurs en Corg différentes des ZD et ZND. Par ailleurs, l'échantillonnage a permis de s'affranchir de l'influence du relief. Seul le type de couvert végétal pourrait expliquer la différence des teneurs en Corg observées entre la ZD et la ZND.

La dominance d'une végétation de type « *cushion plants* » dans la ZD serait la conséquence du pâturage (Hofstede 1995a; Ramsay et Oxley 2001; Ministerio del Ambiente 2013). Selon le Ministerio del Ambiente (2013), le pâturage dans la zone d'étude a débuté il y a environ une centaine d'années. L'intensification du pâturage dans les Andes équatoriennes a vu le jour plus tard, il y a moins de 40 ans (Podwojewski *et al.* 2002). Avant 1993, le territoire de l'actuelle réserve écologique de l'Antisana était pâture par de grands troupeaux de moutons,

vaches, chevaux et lamas (plus de 10.000 animaux simultanément). Le site d'étude a cependant continué à être pâturé jusqu'en 2011 (par des moutons et des vaches principalement, et occasionnellement par des chevaux) (Ministerio del Ambiente 2013). *A priori*, avant le pâturage, le même type de végétation (*tussock plants*) devait dominer dans le bassin versant de Jatunhuaycu. Par conséquent, nous faisons l'hypothèse que le pâturage et la dégradation de la végétation sont responsables de l'augmentation de la teneur en Corg dans les sols de surface de la ZD.

La teneur en Corg d'un sol est influencée par différents facteurs : l'importance des apports (*inputs*) et des exports (*outputs*) de biomasse, le temps de résidence de la MO dans le sol (*turnover rate*) et le degré de stabilisation de la MO. Les résultats de Ligot (2018) suggèrent cependant que les mécanismes de stabilisation du Corg ne diffèrent pas dans les sols de la ZD et ceux de la ZND.

Plusieurs études ont comparé les teneurs en Corg du sol dans des páramos naturels et dégradés par le pâturage. Les résultats principaux de ces études sont résumés dans le Tableau 5.1. Seules les études comparant des páramos herbacés dégradés par pâturage et non dégradés sont mentionnées.

Dans la réserve de l'Antisana, Minaya *et al.* (2016) ne trouvent pas de différence significative entre les teneurs de Corg des sols sous des *tussock plants* (une végétation caractéristique d'une zone non dégradée) et sous les *cushion plants* (une végétation symptomatique d'une zone dégradée).

Dans leur étude des páramos colombiens, Castañeda et Gómez (2014) trouvent un résultat opposé. Ils indiquent pour 15 sites que la teneur en Corg des sols (0-30 cm) d'une zone pâturée (pâturage extensif, 0-0,2 animal/ha) est plus importante ($4,5 \pm 0,5$ %) que celle mesurée pour la zone non pâturée ($2,9 \pm 0,3$ %), bien que la différence ne soit pas significative. Le type exact de végétation n'est pas précisé mais il s'agit de végétation herbacée dans les deux zones. Nous faisons donc l'hypothèse qu'il s'agit de *tussock plants*. Cette région est plus humide (2140 mm/an) que le páramo de l'Antisana (823 mm/an), mais la température moyenne est très similaire. Henry *et al.* (2013) mentionnent également que la teneur de Corg est plus élevée dans les sols à végétation non dégradée, mais les valeurs ne sont pas disponibles.

Pour des páramos (3800 - 4200 m) de la Province de Tungurahua en Équateur, Podwojewski *et al.* (2002) rapportent pour six sites que la teneur en Corg est plus faible dans les sols de zones pâturées (Corg = 4,0 %) que dans ceux des zones non pâturées (Corg = 7,0 %). C'est une tendance opposée à nos observations. Les auteurs ne précisent pas le caractère significatif ou non de la différence qu'ils ont notée. Les conditions climatiques sont très similaires à celles de notre zone d'étude. Les sols sont également des Andosols « vitriques » relativement jeunes (< 3000 ans). La zone pâturée correspond à du pâturage très intensif, cela depuis une trentaine d'années. La dégradation de la végétation y est plus poussée qu'à l'Antisana (Fig. 5.1) puisque le couvert végétal a disparu complètement en de nombreux endroits.

Tableau 5.1. Impact du pâturage sur les teneurs et les stocks en Corg : comparaison des conclusions de plusieurs études

Source	Teneur en C organique (0 – 30 cm)			Stock de C organique (0 – 30 cm)			Conditions de l'étude				
	ZD (%)	ZND (%)	Différence significative	ZD (kg/m ²)	ZND (kg/m ²)	Différence significative	Nombre de sols (D ; ND)	Gamme d'altitude (m)	Pays	Région	Type de pâturage
van Ypersele (2019)	9,4 ± 0,5	8,0 ± 0,4	Oui	15,5 ± 0,8	14,2 ± 0,7	Oui	73 (34 ; 39)	4000 - 4200	Équateur	Antisana	Intensif
Minaya <i>et al.</i> (2016)	15,0	15,0	/	16,0	17,5	Non	10 (? ; ?)	4000 - 4200	Équateur	Antisana	Intensif
Castañeda et Gómez (2014)	4,5 ± 0,5	2,9 ± 0,3	Non	3,4 ± 0,3	2,2 ± 0,2	Oui	15 (11 ; 4)	? - ?	Colombie	Tolima	Extensif
Podwojewski <i>et al.</i> (2002)	4,0	7,0	?	10,0	16,0	Non	6 (? ; ?)	3800 - 4200	Équateur	Tungurahua	Intensif
Oliver <i>et al.</i> (2017)	-	+	?	13,5 ± 2,0	18,9 ± 3,2	Non	12 (6 ; 6)	3100 - 3400	Pérou	Manú	Extensif
Henry <i>et al.</i> (2013)	-	+	Oui	+	-	Non	6 (3 ; 3)	3400 - 3800	Équateur	Chimborazo	Traditionnel

Note : + : zone dans laquelle la variable est la plus élevée ;

- : zone dans laquelle la variable est la moins élevée ;

/ : il n'y a pas de différence ;

? : information non disponible.



Figure 5.1. État de dégradation très avancé dans un páramo

Source : Podwojewski *et al.* (2002), région de Tungurahua, Équateur

Au Pérou, dans un écosystème appelé puna², Oliver *et al.* (2017) donnent une observation qualitative de la teneur en Corg des sols (0-30 cm) : dans leur cas, elle diminue à la suite du pâturage extensif. Deux zones et trois profils de sol par zone sont analysés entre 3100 et 3400 m d'altitude. Les précipitations moyennes varient entre 760 et 1560 mm/an, et la température moyenne varie entre 6,8 et 11,8 °C. Les sols sont des Umbrisols.

D'autres types de changements de l'occupation du sol peuvent avoir un impact sur la teneur en Corg du sol. Farley *et al.* (2004) observent une diminution de la teneur en Corg de 4,2 à 2,8 % lors de la conversion d'un páramo du nord de l'Équateur en plantation de *Pinus radiata*. Au nord-ouest de l'Équateur, Rhoades *et al.* (2000) constatent une diminution de la teneur en Corg lors de la conversion d'une forêt primaire humide (Corg = 4,60 %) en pâtures (Corg = 4,06 %), ou en plantations de sucre de canne (Corg = 3,44 %). Dans ces deux cas, la conversion entre l'écosystème naturel et les terres sylvicoles ou agricoles entraîne une perte de Corg dans le sol.

Dans des cas de conversion entre une forêt primaire brésilienne et des pâtures, dos Santos *et al.* (2019) obtiennent des teneurs en Corg significativement plus importantes dans les sols pâturés (Corg = 2,6 %) que dans les sols de la forêt (Corg = 1,7 %), du moins pour l'horizon le plus superficiel du sol. L'écart observé viendrait dans ce cas de la différence de végétation : les plantes des pâtures concentrent 80 % de leur biomasse racinaire dans les horizons superficiels du sol, ce qui n'est pas le cas des arbres de la forêt remplacée. L'effet du changement d'occupation de sol sur la teneur en Corg est donc très variable d'une situation à l'autre.

² Les punas sont l'équivalent des páramos pour le sud du continent, entre le Pérou et l'Argentine. Ils se retrouvent entre 3800 et 5100 m, et la température moyenne annuelle oscille entre 5 et 10°C (Bottner *et al.* 2006). Il s'agit également d'un écosystème de prairies.

5.1.4. Processus à l'œuvre

Dans la réserve écologique de l'Antisana, le pâturage semble être le seul facteur permettant d'expliquer la différence de teneur en Corg relevée entre la ZD et la ZND. Le pâturage dans les páramos affecte la structure des communautés de plantes et certaines propriétés des sols telles que la porosité ou la macrostructure (Hofstede 1995a; Hofstede 1995b; Podwojewski *et al.* 2002; Ministerio del Ambiente 2013). Par ailleurs, la variabilité à petite échelle (au sein des *clusters*, soit dans un rayon de 3 m) de la teneur en Corg des horizons de surface est 3,4 fois plus grande dans la ZD que dans la ZND (Tableau 4.2). Nous faisons l'hypothèse que le pâturage, ainsi que le changement de végétation qu'il a entraîné, sont au moins en partie responsables de cette différence de variabilité à petite échelle de la teneur en Corg. Plusieurs facteurs explicatifs peuvent être invoqués : (i) les apports de biomasse par les *cushion plants* sont plus hétérogènes que ceux des *tussock plants*, (ii) la présence des animaux induit un tassement du sol localisé, et (iii) les excréments du bétail enrichissent localement le sol en Corg. Ceux-ci sont discutés ci-dessous.

Changement de végétation

Dans les páramos, le pâturage modifie la végétation en place (Ramsay et Oxley 2001). Or, la composition de la MO des communautés de plantes présentes avant (*tussock plants*) et après (*cushion plants*) pâturage est différente (Hofstede 1995a; Minaya *et al.* 2016). La variabilité de l'impact de la végétation sur la teneur en Corg est souvent attribuée à la variabilité de la composition de la MO (Nierop *et al.* 2007) ou à la quantité de biomasse produite (Hofstede 1995b).

Les écosystèmes de páramos du nord de l'Équateur ont évolué en l'absence de grands herbivores. Les seuls grands herbivores des páramos sont les Camélidés (lamas, alpagas, vigognes), et leur aire de répartition naturelle s'arrête au sud de l'Équateur. Ils n'ont été introduits dans les páramos du nord de l'Équateur que récemment (Ordoñez 1994). Selon Hofstede (1995b), les effets du pâturage sur la végétation diffèrent nettement d'un páramo à l'autre, en fonction de l'historique du pâturage. L'impact dépend fortement de si les páramos ont évolué ou non en présence de grands herbivores. Que l'impact du pâturage soit positif ou négatif, la plupart des études menées sur le sujet s'accordent à dire que la dégradation de végétation joue un rôle important sur la teneur en Corg du sol.

Apports de biomasse végétale

Les apports de biomasse, et donc de Corg, aux sols des páramos se font principalement par les systèmes racinaires (Escobedo-Urquizo 1980). Hofstede (1995b) a étudié les différences d'apports de biomasse entre la végétation de sites dégradés et non dégradés dans la Cordillère Centrale, en Colombie. Les sols sont des Andosols. Les biomasses aériennes et racinaires de zones pâturées et de zones non pâturées sont comparées. Les zones pâturées sont occupées par des *cushion plants* (comme dans notre zone d'étude), alors que les zones non pâturées sont occupées par des *tussock plants* et des grandes rosettes (*Espeletia*

hartwegiana sp. *Centroandina*). Les grandes rosettes (Fig. 5.2) ne sont pas présentes dans notre zone d'étude. Hofstede (1995b) observe que la biomasse racinaire augmente très nettement lorsque la végétation est dégradée. Le stock de C présent dans les racines des *tussock plants* et des rosettes est de 1230 g/m², alors que celui présent dans les racines de *cushion plants* est de 2097 g/m². Une différence de biomasse racinaire telle que celle relevée par Hofstede (1995b) pourrait contribuer à expliquer pourquoi la teneur en Corg est plus importante dans notre ZD par rapport à notre ZND.



Figure 5.2. *Espeletia hartwegiana* sp. *Centroandina*, qui accompagnent les *tussock plants* dans la végétation non dégradée des Andes colombiennes

A l'Antisana, Minaya *et al.* (2016) confirment la tendance observée par Hofstede (1995b). Ces auteurs montrent que la teneur en Corg des racines de *cushion plants* (42 %) est nettement supérieure à celle des racines de *tussock plants* (27 %).

Dans des zones de páramos pâturés de manière extensive, Hofstede (1995b) a relevé une diminution de la biomasse aérienne de 66 %. Pour ce qui est de la biomasse totale (aérienne et racinaire), l'étude montre que les plantes de la végétation non dégradée sont plus riches en C que celles de la végétation dégradée (4716 contre 4664 gC/m²), contrairement à leurs sols dans le cas de notre étude. Cela suggère que les plantes de la végétation non dégradée attribuent proportionnellement une plus grande partie de leurs ressources à leur biomasse aérienne que celles de la zone dégradée. Hofstede et Sevink (1995) ont par la suite confirmé que les *cushion plants* allouent moins de nutriments à leur biomasse aérienne que les *tussock plants* et les rosettes. Les résultats de Onderet (2018) suggèrent que les plantes de la végétation dégradée et non dégradée n'ont pas les mêmes exigences en ce qui concerne la nutrition.

Des différences d'apports en biomasse vers le sol peuvent aussi expliquer l'écart de variabilité spatiale de la teneur en Corg dans l'horizon de surface. Dans la ZD, la variabilité est 3,4 fois supérieure à celle de la ZND (Tableau 4.2). Cela pourrait être un reflet de l'hétérogénéité de la couverture végétale dans la ZD. Cette zone est dominée par les *cushion plants*, mais d'autres espèces sont également présentes. Or, les *cushion plants* améliorent très localement les propriétés physiques du sol (Alliende et Hoffmann 1985) (les propriétés physiques du sol améliorées ne sont pas détaillées). De plus, les *cushion plants* poussent en forme de dôme et leur limite est nette (Ramsay 2001). La teneur en Corg du sol prélevé sous une *cushion plant* pourrait donc être significativement différente de la teneur en Corg d'un sol prélevé à moins d'un mètre, sous un autre type de végétation. Cette hypothèse n'a pas encore été documentée dans la littérature scientifique. Des études plus poussées sur l'écologie des *cushion plants* seraient bienvenues pour mieux comprendre ces phénomènes (Ramsay et Oxley 2001).

Composition de la biomasse racinaire

La lignine est une molécule organique récalcitrante (Minaya *et al.* 2016). La récalcitrance peut être définie comme la propension à résister à la dégradation biotique ou abiotique (Harvey *et al.* 2012). La décomposition de la lignine n'est pas impossible, mais elle est plus lente que celle du reste de la MO. Seuls les champignons sont capables de dégrader la lignine (Kögel-Knabner 2002). Dans la réserve écologique de l'Antisana, Minaya *et al.* (2016) relèvent que l'horizon O (horizon organique) des zones pâturées est plus riche en lignine que ceux des zones non pâturées. Ligtot (2018) tire une conclusion similaire. De même, pour des páramos péruviens, Muñoz et Faz (2010) obtiennent des résultats allant dans ce sens. De plus, Minaya *et al.* (2016) montrent que les racines des *cushion plants* sont composées en plus grande partie (25 %) de lignine que les racines des *tussock plants* (21 %). La MO issue des *cushion plants* serait donc en partie (la lignine) plus difficile à dégrader que celle issue des *tussock plants*. Elle pourrait donc s'accumuler davantage dans les sols des ZD, ce qui expliquerait partiellement les résultats obtenus ici.

pH du sol

Le type de végétation en place influence le pH du sol, et donc l'accumulation de la MO (Kögel-Knabner 2002). L'inverse est également vérifié : l'accumulation de la MO influence le pH du sol (Buytaert *et al.* 2006b). Tonneijck *et al.* (2010) obtiennent un coefficient de corrélation de -0,85 entre le pH du sol et sa teneur en Corg. Au plus le pH du sol est bas, au plus les conditions sont défavorables pour les communautés de décomposeurs (Zehetner et Miller 2006). Au sein des Andosols, on constate souvent une accumulation plus prononcée de Corg dans les sols non allophaniques acides que dans les sols allophaniques moins acides (Shoji *et al.* 1993).

Néanmoins, les sols de la ZD du bassin versant de Jatunhuaycu, bien que plus riches en MO, présentent des pH légèrement supérieurs à ceux de la ZND (Onderet 2018; Calispa, en

préparation). D'après Onderet (2018), cette différence ne peut être attribuée qu'au pâturage ou au changement de végétation occasionné par ce dernier. Ces résultats confirment ceux du Ministerio del Ambiente (2013), qui faisaient état d'une augmentation du pH du sol des suites d'un pâturage. Cela suggère que le pH du sol n'influence pas la teneur en MO de manière aussi importante que la quantité et la nature des apports en biomasse.

Tassement du sol dû au pâturage

Castañeda et Gómez (2014) notent une augmentation annuelle de la ρ_b de 1 g/cm³ par animal à l'hectare dans un páramo pâturé. Podwojewski *et al.* (2002) indiquent que cette dégradation peut être accentuée localement lorsque les animaux passent régulièrement aux mêmes endroits, créant ainsi des sentes. Lorsqu'elles deviennent un peu creusées par le passage régulier des animaux, ces sentes deviennent des chemins d'écoulements préférentiels pour les eaux de ruissellement. Dans notre zone d'étude, de nombreuses sentes sont présentes dans la ZD. Elles sont visibles sur des images aériennes (Fig. 5.3). Le site d'étude n'est plus pâturé depuis 2011. Cependant, ces sentes sont encore utilisées par les très nombreux animaux (principalement des lapins et des cervidés, mais aussi des chevaux sauvages) qui vivent dans la réserve.

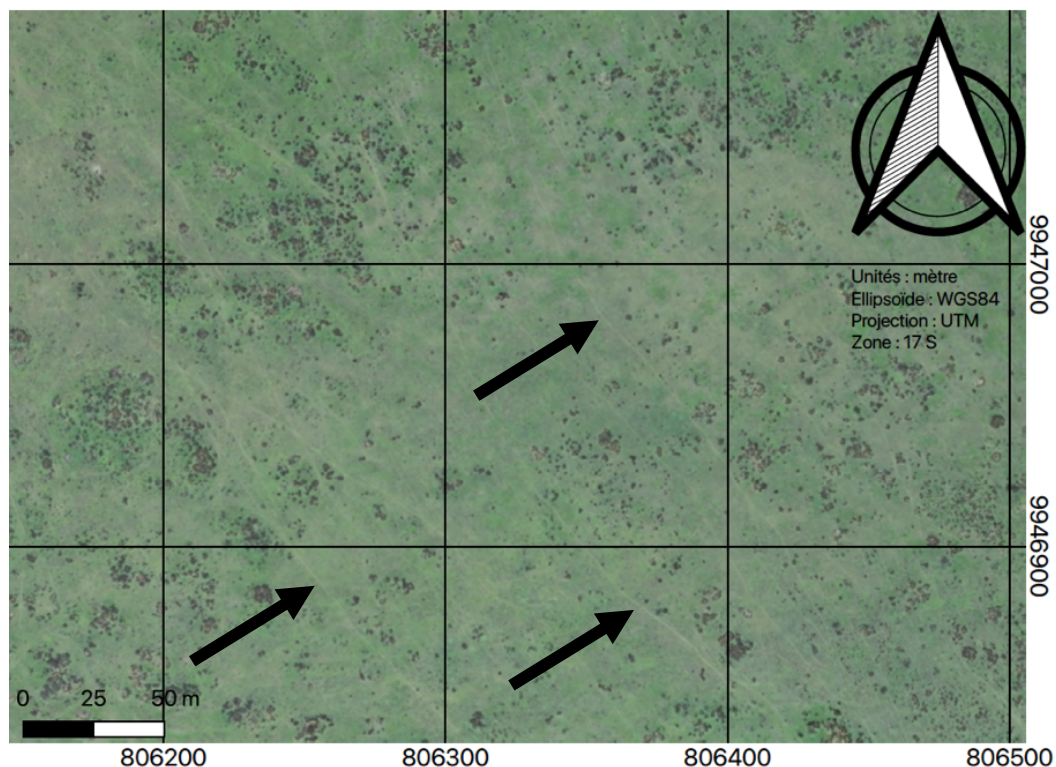


Figure 5.3. Sentes tracées par les animaux dans la ZD

Note : ces sentes sont encore utilisées par la faune de la réserve longtemps après le départ du bétail. Sur cette image aérienne, les sentes sont souvent orientées nord-ouest – sud-est. Les flèches noires en désignent certaines.

Kozlowski (1999) montre que la compaction entraîne une diminution de la porosité du sol. Hofstede (1995b) observe de manière qualitative que le volume de pores d'un sol de páramo diminue après que le sol ait été pâturé. La taille des pores du sol a un impact significatif sur la protection physique de la MO, car ce paramètre détermine l'accès à l'eau et à l'oxygène des microorganismes qui décomposent les molécules organiques (Baldock et Skjemstad 2000). Un diamètre de pore inférieur à 3 μm ne permet pas l'entrée d'une bactérie (donc d'un décomposeur potentiel) (Baldock et Skjemstad 2000). Dans des sols de páramos non dégradés, Tonneijck *et al.* (2010) relèvent une proportion de micropores (<0,4 μm) et mésopores (0,4 à 6 μm) exceptionnellement grande (plus de 75 % de la porosité totale, en volume), et plus de 70 % de la porosité fait moins de 3 μm . Ces résultats suggèrent que la protection physique de la MO présente dans les micropores est en partie responsable de sa stabilisation dans les sols du páramo.

Dans des zones de páramos dégradés, Podwojewski *et al.* (2002) ont constaté une dégradation de la macrostructure du sol, et le développement d'une microstructure hydrophobe à la suite du pâturage. Les agrégats de sol de plus de 4 mm disparaissent au profit d'agrégats de moins de 0,25 mm. Podwojewski *et al.* (2002) ne mettent pas en exergue un lien évident entre le tassement du sol et une augmentation nette de la microporosité du sol dans leur zone d'étude. Cependant, d'autres auteurs concluent à l'impact de la compaction du sol sur la porosité. Par exemple, Ball *et al.* (2012) montrent que la continuité du système poral diminue avec le pâturage et Pietola *et al.* (2005) révèlent que la macroporosité diminue avec celui-ci (de 5 à 1,5 % en volume total de pores). Kozlowski (1999) observe aussi que la porosité totale diminue avec le tassement, et que le volume d'oxygène et d'eau présent dans les pores en est réduit.

Il est donc probable que le piétinement régulier de la ZD ait entraîné une diminution de la macroporosité du sol. Cette diminution, couplée à d'éventuelles autres dégradations de la porosité (diminution du volume total, perte de continuité) pourrait favoriser une porosité défavorable aux décomposeurs et une protection accrue de la MO. Pour Munoz *et al.* (2015), une microstructure du sol défavorable aux décomposeurs peut mener à une accumulation de MO. Cela pourrait contribuer à expliquer pourquoi la teneur en Corg du sol de la ZD est plus importante ($9,4 \pm 0,5 \%$) que celle de la ZND ($8,0 \pm 0,4 \%$). L'utilisation régulière des mêmes trajets par les animaux (domestiques ou non) serait l'une des causes de la grande variabilité spatiale de la teneur en Corg observée dans la ZD ; l'effet du tassement du sol par les animaux aurait été très amplifié localement par l'apparition de sentes.

Apports de matière organique par les excréments animaux

Les excréments laissés par le bétail peuvent conduire à des enrichissements locaux en MO du sol. Ceci pourrait contribuer à expliquer la grande variabilité de la teneur en Corg déterminée dans la ZD. Néanmoins, en Équateur, le principal revenu des éleveurs de moutons n'est pas issu de la viande ou de la laine, mais bien des excréments. Ces derniers sont ramassés de manière systématique pour être revendus comme engrais dans les plantations d'arbres fruitiers de la vallée inter-andine (Podwojewski *et al.* 2002). Pour que l'activité soit la plus rentable possible, la qualité principale d'un troupeau de mouton est donc sa taille, ce qui laisse imaginer l'impact important que peut avoir ce genre de pratiques sur la végétation. Pour Podwojewski *et al.* (2002), l'impact des excréments sur la variabilité de la teneur en Corg est donc négligeable. La présence de moutons entraînerait même un export de biomasse des parcelles pâturées. Cependant, il n'y a pas de preuve que la collecte des excréments ait bien eu lieu dans la réserve de l'Antisana. Une enquête de terrain pourrait permettre de répondre à cette interrogation.

Le bétail n'a plus accès à notre site d'étude depuis 2011 (Ministerio del Ambiente 2013). Cependant, de très nombreux lapins et cervidés, de même que quelques chevaux sauvages, y sont présents. Les lapins ont tendance à être attirés par les páramos dégradés à proximité desquels il reste des *tussock plants* pour s'abriter (Lopez-Arevalo *et al.* 1993). À cause des conditions défavorables à la décomposition de la MO, des quantités impressionnantes de crottes de lapins peuvent s'accumuler (Fig. 5.4). Cela pourrait conduire à un enrichissement local en MO, ne résultant cependant pas directement du pâturage. Pour que l'enrichissement en MO puisse être imputé au pâturage, il faudrait démontrer que les excréments du bétail n'ont pas été ramassés et qu'ils ont encore un impact sur la teneur en Corg actuellement. Ou alors, il faudrait démontrer qu'il y a significativement plus d'excréments de lapins et de cervidés dans la ZD que dans la ZND, ce qui est loin d'être chose aisée. Aucune étude ne permet actuellement de considérer l'hypothèse de l'enrichissement local en MO par les excréments des animaux (domestiques ou non) comme probable.



Figure 5.4. Accumulation d'excréments de lapins en surface dans la ZD

5.2. Stocks de carbone organique des sols

5.2.1. Comparaison avec d'autres études

Les stocks de Corg dans le bassin versant de Jatunhuaycu varient entre $10,6 \pm 0,5$ et $15,6 \pm 0,7$ kg/m² pour l'horizon de surface. Pour l'horizon enfoui, ils sont compris entre $10,0 \pm 0,8$ et $13,4 \pm 0,7$ kg/m². À titre de comparaison, Batjes (1996) propose un stock moyen global pour les Andosols « vitriques » au niveau mondial de 8,2 kg/m² sur les 30 premiers cm de sol. Pour des Andosols japonais, Ugawa *et al.* (2012) obtiennent un stock moyen de $6,9 \pm 3,3$ kg/m² sur les 30 premiers cm de sol. Les Andosols de cette étude sont recouverts de forêts. Pour des Andosols néo-zélandais, le stock moyen calculé par Schipper *et al.* (2014) pour des sols avec une végétation non dégradée est de $17,8 \pm 3,1$ kg/m² sur les 30 premiers cm de sol. Les stocks de Corg que nous avons estimés sont donc compatibles avec les valeurs rapportées dans la littérature scientifique. Le faible développement des Andosols « vitriques » de l'Antisana explique sans doute pourquoi les stocks de Corg sont proches des valeurs inférieures de la gamme rapportée par Batjes (1996).

Peu d'études ont déterminé les stocks de Corg dans les páramos. Nos valeurs sont inférieures à celles proposées par Tonneijck *et al.* (2010) pour des sols des páramos du nord de l'Équateur ; ces auteurs indiquent un stock de Corg de $21,6 \pm 3$ kg/m² sur les 30 premiers cm de sol. Les épaisseurs d'horizons utilisées pour calculer le stock chez Tonneijck *et al.* (2010) ne prennent pas en compte les limites pédologiques des horizons, mais une épaisseur normalisée de 30 cm. Les stocks que nous avons mesurés ne le sont pas sur des épaisseurs constantes. De plus, comme déjà mentionné plus haut (5.1.), le site d'étude de Tonneijck *et al.* (2010) correspond à un climat plus humide et plus froid, soit des conditions favorables à l'accumulation de MO dans le sol.

5.2.2. Analyse statistique de l'impact du pâturage

La variabilité du stock de Corg observée dans les sols du site d'étude peut être imputée à deux facteurs principaux : la variabilité de l'épaisseur des horizons et la différence de végétation causée par le pâturage. Afin d'isoler l'impact du pâturage sur le stock de Corg du sol, il est nécessaire de s'affranchir de la variabilité des épaisseurs des horizons. Les valeurs de stocks obtenues sont donc normalisées pour des épaisseurs de 30 cm. La normalisation permet de comparer nos résultats à ceux obtenus pour des sols qui auraient subi les mêmes types de dégradation (pâturage) mais dont les épaisseurs d'horizons diffèrent des nôtres ou ne sont simplement pas considérées. Les valeurs de stock de Corg normalisées sont présentées dans le Tableau 5.2. L'IDC (Intervalle De Confiance) donné est calculé sur base des valeurs minimales et maximales des IDC à la teneur moyenne en Corg et à la charge caillouteuse moyenne (cf. point 4.5) de chaque série.

Le Tableau 5.2 indique que, pour une même épaisseur d'horizon, l'horizon de surface de la ZD contient plus ($15,5 \pm 0,8$ kg/m²) de Corg que l'horizon de surface de la ZND ($14,2 \pm 0,7$ kg/m²).

L'horizon de surface de la ZH est plus riche encore en Corg ($16,2 \pm 1,2 \text{ kg/m}^2$). Le stock de Corg des horizons de surface est supérieur ($15,3 \pm 0,9 \text{ kg/m}^2$ en moyenne) à celui des horizons enfouis ($9,1 \pm 0,7 \text{ kg/m}^2$ en moyenne) à épaisseur constante. Les valeurs normalisées à 30 cm sont utilisées dans la suite de cette étude.

Tableau 5.2. Valeurs de stocks de Corg ramenées à des épaisseurs de 0,3 m

Zone	Horizon	Série	Stock sur 0,3 m d'épaisseur (kg/m^2)	IDC au stock (kg/m^2)
ZD	Surface	1	15,5	[14,7 ; 16,2]
ZND	Surface	2	14,2	[13,5 ; 14,9]
ZH	Surface	3	16,2	[15,0 ; 17,1]
ZD	Enfoui	4	8,8	[8,0 ; 9,5]
ZND	Enfoui	5	9,3	[8,8 ; 9,8]

Ces résultats mettent encore une fois en évidence la différence entre l'horizon de surface de la ZD et de la ZND. Cette distinction reflète vraisemblablement l'impact du pâturage. Afin d'estimer si celle-ci est significative, nous reprenons la méthode appliquée au point 4.3.3. pour décrire la variabilité de la teneur en Corg des sols. Cette méthode est utilisée pour comparer des séries de valeurs et non des valeurs moyennes. Il faut donc calculer une valeur de stock 'ponctuelle' pour chaque valeur de teneur en Corg disponible. L'épaisseur utilisée est toujours de 30 cm. La valeur de stock 'ponctuelle' est représentative uniquement du point exact de prélèvement et de l'horizon échantillonné. Les valeurs de stock ponctuelles sont ensuite regroupées dans les cinq séries telles que définies dans le cas des teneurs en Corg (ZD-Horizon de surface, ZND-Horizon de surface, ZH-Horizon de surface, ZD-Horizon enfoui et ZND-Horizon enfoui). La normalité des séries est confirmée, mais l'hypothèse de l'égalité des variances n'est pas respectée. Afin d'évaluer si les séries sont significativement différentes concernant les stocks de Corg, les tests de Kruskal-Wallis et Wilcoxon-Mann-Whitney sont appliqués.

Le test de Kruskal-Wallis donne une p-valeur largement inférieure à 0,05 ($2,2 \cdot 10^{-16}$). Il y a donc un effet de groupe significatif pour le stock ponctuel en Corg : au moins deux séries sont significativement différentes l'une de l'autre. Les résultats du test de Wilcoxon-Mann-Whitney sont repris dans le Tableau 5.3.

Tableau 5.3. Comparaison des séries pour le stock ponctuel de Corg :
p-valeurs du test de Wilcoxon-Mann-Whitney

Zone ; horizon	ZD ; enfoui	ZND ; enfoui	ZD ; surface	ZND ; surface
ZND ; enfoui	0,100	-	-	-
ZD ; surface	$< 2 \cdot 10^{-16}$	$< 2 \cdot 10^{-16}$	-	-
ZND ; surface	$< 2 \cdot 10^{-16}$	$< 2 \cdot 10^{-16}$	$< 3 \cdot 10^{-4}$	-
ZH ; surface	$1,50 \cdot 10^{-11}$	$3,7 \cdot 10^{-13}$	0,132	$< 4 \cdot 10^{-3}$

Les stocks ponctuels de Corg ne sont pas significativement différents pour les horizons enfouis des ZD et ZND (p-valeur > 0,05). Ce résultat est similaire à celui obtenu pour la comparaison des teneurs en Corg. En revanche, les stocks ponctuels de Corg des horizons de surface des ZD et ZH ne sont pas significativement différents (p-valeur < 0,05). Pour le reste, les horizons de surface des ZD et ZND sont significativement différents, et les horizons de surface sont significativement différents des horizons enfouis. Il y a donc un effet significatif du pâturage sur le stock de Corg des sols du site d'étude ; cet effet se limite aux horizons de surface. Dans le cas de notre étude, un sol de ZD accumule plus de Corg qu'un sol de ZND à épaisseur constante.

L'hypothèse selon laquelle la végétation en place joue un rôle sur la teneur en Corg et sur le stock de Corg est renforcée par l'observation suivante : le stock de Corg dans l'horizon de surface de la ZD n'est pas significativement différent de celui de l'horizon de surface de la ZH (p-valeur > 0,05). Or, la végétation de ces deux zones est très similaire (*cushion plants*).

5.2.3. Différences entre la ZD et la ZND (horizons de surface)

Nos résultats mettent en lumière l'impact du pâturage, et du changement de végétation qui en résulte, sur le stock de Corg pour l'horizon de surface. Le stock de Corg est significativement plus important dans l'horizon de surface de la ZD ($15,5 \pm 0,8 \text{ kg/m}^2$) que dans l'horizon de surface de la ZND ($14,2 \pm 0,7 \text{ kg/m}^2$) à épaisseur constante, ce qui donne une différence de 13 tonnes de Corg à l'hectare. Ce résultat est basé sur l'analyse de 73 échantillons de sol et permet de confirmer à plus large échelle des résultats préliminaires entrevus par Ligot (2018) dans le bassin de Jatunhuaycu.

Les travaux précédents sur l'impact de la dégradation de la végétation du páramo sur les stocks de Corg du sol ne corroborent pas nécessairement le résultat de notre étude. Les conclusions des différents travaux mentionnés ci-dessous sont reprises dans le Tableau 5.1. Les données ne sont pas toujours disponibles. Pour l'une des études (Podwojewski *et al.* 2002), les stocks de Corg sont calculés sur les 15 premiers cm de sol. Dans le tableau, ils sont multipliés par deux pour faciliter la comparaison avec les autres valeurs de stock, toutes calculées pour des épaisseurs constantes de 30 cm. Pour une autre étude (Henry *et al.* 2013), les valeurs ne sont pas disponibles telles quelles mais les tendances observées sont données.

Pour leur étude réalisée dans la réserve de l'Antisana, Minaya *et al.* (2016) ne relèvent pas de différence significative en terme de stock de Corg dans les 30 premiers cm de sol. Le stock de Corg sous une végétation symptomatique d'une zone non dégradée (*tussock plants*) est de $17,5 \text{ kg/m}^2$ et il est de $16,0 \text{ kg/m}^2$ sous une végétation symptomatique d'une zone dégradée (*cushion plants*).

L'étude dont les conclusions sont les plus proches des nôtres est celle de Castañeda et Gómez (2014), menée dans des páramos colombiens. Si les conclusions sont semblables, l'ordre de grandeur des stocks de Corg ne l'est pas. Les stocks valent $3,4 \pm 0,3 \text{ kg/m}^2$ dans la zone pâturée et $2,2 \pm 0,2 \text{ kg/m}^2$ dans la zone non pâturée et la différence est significative. À la différence

d'autres études citées ci-dessous (celle de Podwojewski *et al.* (2002) par exemple), l'étude de Castañeda et Gómez (2014) porte sur des páramos pâturés de manière extensive.

Castañeda et Gómez (2014) proposent de décrire l'impact du pâturage sur le stock de Corg du sol à l'aide d'une relation quadratique (Fig. 5.5). Cette relation relie le stock de Corg du sol (exprimé en tonne de C/ha) au nombre d'animaux qui pâturent le site pendant une année entière (exprimé en animal/ha.an). Il faudrait cependant compléter les données pour pouvoir proposer une telle relation : il manque des valeurs de stock pour des densités intermédiaires dans la gamme de densité de bétail étudiée. Il faut donc rester critique face à une telle interprétation. Cette relation, calculée pour des densités de bétail très faibles (0 à 0,2 animal/ha.an, il s'agit bien de pâturage extensif) pourrait, si elle est valable pour une plus large gamme de densité d'animaux à l'hectare, expliquer en partie la variabilité des impacts de différentes pratiques. Pour les auteurs, un pâturage extensif peut permettre d'augmenter le stock de Corg de l'horizon de surface d'environ 0,6 tC/ha.an. La densité de bétail idéale pour y parvenir serait de 0,1 animal/ha.an.

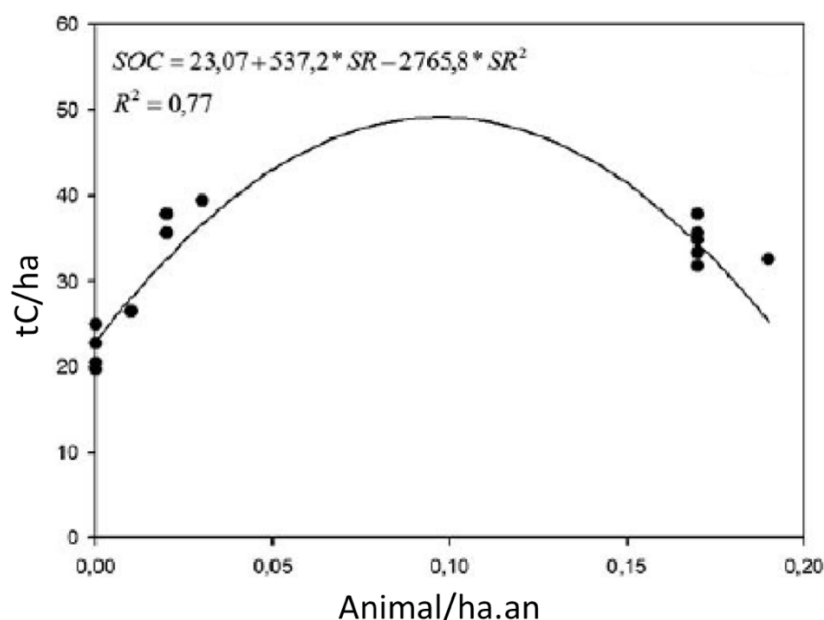


Figure 5.5. Relation quadratique proposée par Castañeda et Gómez pour décrire l'influence du nombre d'animaux sur le stock de Corg d'un páramo pâturé

Source : Castañeda et Gómez 2014

Contrairement à nos résultats, la conclusion de Podwojewski *et al.* (2002) est que le pâturage intensif entraîne une diminution du stock de Corg sur les 15 premiers cm de sol. Cette perte est de 3 kg/m² pour un páramo (de 8 à 5 kg/m²) et de 2 kg/m² pour un páramo humide (de 10 à 8 kg/m²). Les stades de dégradation étudiés par Podwojewski *et al.* (2002) sont cependant nettement plus avancés (Fig. 5.1) que dans notre zone d'étude. Le pâturage a visiblement été beaucoup plus intense dans la zone pâturée de Podwojewski *et al.* (2002) que dans la ZD de notre site. Malgré cet état de dégradation avancé, la différence de stock de Corg entre la zone pâturée et la zone non pâturée relevée par Podwojewski *et al.* (2002) n'est pas statistiquement significative.

Oliver *et al.* (2017) relèvent une diminution du stock de Corg dans les 30 premiers cm de sol à la suite du pâturage ($18,9 \pm 3,2 \text{ kg/m}^2$ en ZND, $13,5 \pm 2,0 \text{ kg/m}^2$ en ZD) dans des punas péruviennes. Cependant, ces auteurs n'obtiennent pas une différence de stock de Corg significative. Cette étude suggère l'existence d'un seuil de dégradation (non atteint dans leur cas) à partir duquel la dégradation aurait un impact significatif sur le stock de Corg.

Henry *et al.* (2013) observent dans la région du Chimborazo (centre de l'Équateur) que le stock de Corg d'une zone dégradée, exploitée de manière traditionnelle depuis 70 ans par des communautés *Quichua* à des fins de pâturage, est supérieur à celui d'une zone non dégradée. Il s'agit d'une différence qualitative (les chiffres ne sont pas donnés) qui n'est pas significative. Pourtant, cette même étude met en évidence une diminution significative de la teneur en Corg du sol avec le pâturage (voir point 5.1.3), ce qui est assez contradictoire avec le résultat obtenu pour les stocks.

Dans deux parcs nationaux colombiens (Chingaza et Los Nevados), Zúñiga-Escobar *et al.* (2013) montrent que la dégradation des páramos entraîne une très nette baisse du stock de Corg dans le premier m de sol. Cette perte est de $38,5 \text{ kg/m}^2$ dans le parc de Chingaza (de $52,0 \text{ kg/m}^2$ à $13,5 \text{ kg/m}^2$) et de $1,7 \text{ kg/m}^2$ dans le parc de Los Nevados (de $37,3 \text{ kg/m}^2$ à $35,6 \text{ kg/m}^2$).

Cette divergence majeure d'impact peut en partie être expliquée par la différence de temps d'utilisation des parcelles dégradées : plus de 300 ans pour le parc de Chingaza et bien moins pour le parc de Los Nevados (durée non précisée). De plus, les conditions de dégradation de la MO par les décomposeurs sont moins favorables dans le parc de Chingaza. Il est plus humide (2700 mm/an vs. 1500 mm/an) que le parc de Los Nevados et le volume total de pores y est moins favorable aux décomposeurs puisqu'il est plus faible.

Il est difficile de trouver deux études dont les conclusions sont identiques. La tendance qui ressort cependant est que l'intensité du pâturage dicterait l'évolution du stock de Corg du sol. Dans le cas d'un pâturage extensif, le sol pâturé peut agir comme un puit de carbone (Castañeda et Gómez 2014). Dans le cas d'un pâturage plus intensif, avec un changement de végétation (des *tussock plants* vers les *cushion plants*), le stock de Corg peut ne pas être affecté de manière significative (Minaya *et al.* 2016). Dans le cas d'un pâturage très intensif, où le changement de végétation est accompagné d'une perte partielle ou totale de couverture végétale, le sol peut se comporter comme une source de carbone (Podwojewski *et al.* 2002).

5.2.4. Processus à l'œuvre

Une variation de stock de Corg peut, à épaisseur d'horizon constante, s'expliquer par trois facteurs : (i) une variation de la teneur en Corg, (ii) une variation de la densité apparente du sol et (iii) une variation de la charge caillouteuse (voir équation [3]). Les processus susceptibles d'induire une variation de la teneur en Corg à la suite d'un pâturage ont été discutés au point 5.1.4.

Plusieurs auteurs ont relevé une augmentation de la densité apparente du sol à la suite du pâturage (Pietola *et al.* 2005; Castañeda et Gómez 2014) ou d'un tassement du sol (Kozlowski 1999). Comme déjà mentionné auparavant (point 5.1.4), l'augmentation de la densité apparente peut s'accompagner d'une diminution de la macroporosité du sol. La MO du sol peut alors s'en retrouver mieux protégée physiquement. Elle sera donc susceptible de s'accumuler davantage dans le sol (Munoz *et al.* 2015), entraînant alors une augmentation du stock de Corg du sol. Néanmoins, si la densité apparente du sol augmente sans que la porosité du sol ne soit modifiée, le stock de Corg a tout de même tendance à augmenter du fait de la relation linéaire qui lie ces deux variables (équation [3]). Nos données ne nous permettent pas d'investiguer cette problématique ; il faudrait en effet disposer de valeurs de densité apparente mesurées sur le terrain, et non pas de valeurs dérivées de teneur en Corg *via* l'équation [5].

Enfin, la faible charge caillouteuse des horizons de surface de la ZD (0,456 %) et de la ZND (0,386 %) n'a pas d'impact significatif sur les stocks de Corg dans la ZD et la ZND. D'autres auteurs négligent ce terme dans le calcul du stock de Corg dans les sols du páramo (Tonneijck *et al.* 2010; Minaya *et al.* 2016).

5.3. Limites de l'étude

Il est important de garder à l'esprit les limites principales de cette étude, qui n'a pas la prétention d'être parfaite. Comme nous avons pu le voir, il y a autant d'études que de conclusions, et il est souvent compliqué d'étendre les conclusions d'une étude à d'autres sites.

En ce qui concerne le processus d'échantillonnage, la première limite est que la variabilité spatiale à petite échelle de la teneur en Corg a été mesurée dans seulement deux *clusters*. Pour bien faire, il faudrait réaliser cet exercice un plus grand nombre de fois dans des endroits définis aléatoirement dans la ZD et la ZND.

Ensuite, nous avons vu à quel point il est difficile de tracer une limite claire entre la ZD et la ZND. Il serait peut-être pertinent de définir un troisième stade de dégradation, intermédiaire entre les deux autres (zone moyennement dégradée, ZMD).

Quant au calcul des stocks de Corg, il serait très intéressant de disposer de valeurs réelles de densité apparente du sol, afin de ne pas devoir les dériver des teneurs en Corg.

Enfin, l'avancée qu'a permis ce travail est de montrer une différence claire de teneur et de stock de Corg entre une ZD et une ZND. Les processus qui induisent cette différence ne sont pas encore identifiés dans notre cas.

6. Conclusions

Dans notre zone d'étude, la teneur en Corg dans les sols du páramo protégé du pâturage est de $8,0 \pm 0,4 \%$ pour l'horizon de surface et de $4,3 \pm 0,3 \%$ pour l'horizon enfoui. Dans les sols du páramo affecté par le pâturage, la teneur en Corg est de $9,4 \pm 0,5 \%$ dans l'horizon de surface et de $4,0 \pm 0,4 \%$ dans l'horizon enfoui. L'impact du pâturage sur la teneur en Corg des sols est significatif, mais il se limite aux horizons de surface. Ces derniers sont plus riches en Corg que les horizons enfouis. La teneur en Corg de l'horizon de surface augmente à la suite du pâturage. Ceci répond à notre première question de recherche.

Les facteurs qui pourraient induire une variation de la teneur en Corg à la suite d'un pâturage sont de deux types. Le premier type résulte du changement de végétation entraîné par le pâturage (changement dans les apports et la composition de la biomasse, influence de la végétation sur le pH du sol, etc.). Le deuxième type est lié au tassement du sol résultant de la présence d'animaux. Ceci peut conduire à une diminution de la porosité et donc à une meilleure protection physique de la MO. Par ailleurs, les excréments du bétail peuvent aussi enrichir localement le sol en MO.

À l'échelle de la zone d'étude, nous n'avons pas décelé de tendance dans la variabilité spatiale de la teneur en Corg dans les sols. Ceci répond à notre deuxième question de recherche. Cependant, il s'avère que la variabilité spatiale de la teneur en Corg à petite échelle (dans un rayon de 3 m) est 3,4 fois plus importante dans l'horizon de surface de la ZD que dans celui de la ZND. De nouveau, le pâturage pourrait induire cette différence. Le tassement très localisé du sol (apparition de sentes) par le bétail en est peut-être la cause.

Nos résultats démontrent que les stocks de Corg du site d'étude ont également été affectés de manière significative par le pâturage. Cet impact se limite encore une fois à l'horizon de surface. Dans la ZD, le stock de Corg présent dans les 30 premiers cm de sol est supérieur ($15,5 \pm 0,8 \text{ kg Corg/m}^2$) à celui de la ZND ($14,2 \pm 0,7 \text{ kg Corg/m}^2$). Cette observation reflète l'augmentation de la teneur en Corg notée dans l'horizon de surface des sols de la ZD. Il n'y a pas de différence notable entre le stock de Corg des horizons enfouis des zones pâturées et non pâturées. À l'échelle de la zone d'étude, qui contient un páramo humide en plus des zones pâturées et non pâturées, le stock de Corg est de $10\,553 \pm 54 \text{ Mg}$ pour 70,7 hectares, soit $149,3 \pm 7,6 \text{ t/ha}$ pour les 30 premiers cm de sol.

Pour affiner l'estimation des stocks de Corg dans les sols du site d'étude, des mesures systématiques de la densité apparente des sols de surface et enfouis seraient nécessaires. Cela permettrait de vérifier la relation empirique développée par Tonneijck *et al.* (2010) qui lie la teneur en Corg du sol et sa densité apparente. Des estimations plus précises de l'épaisseur des horizons pourraient aussi améliorer la qualité de l'estimation du stock de Corg. Des travaux dans ce sens sont actuellement menés par les chercheurs doctorants du projet ParamoSus, ainsi que par des mémorants de l'UCLouvain.

Il semble que l'intensité de pâturage influence l'évolution de la teneur et du stock en Corg du sol. Dans le cas de notre étude, le pâturage a entraîné une augmentation significative de la teneur et du stock de Corg, ce qui est assez peu souvent rapporté. Une meilleure connaissance de l'historique de la zone d'étude permettrait de mieux contextualiser les résultats obtenus : à quelle fréquence le páramo était-il pâturé ? Par combien d'animaux à l'hectare et pendant combien de temps ? Y a-t-il eu des exports de biomasse depuis sur le site d'étude ?

Dans la majorité des cas, nos conclusions ne corroborent pas celles de travaux antérieurs sur l'impact du pâturage et du changement de végétation sur les stocks de Corg. Cependant, ces travaux reposent pour la plupart sur un échantillonnage limité qui ne permet pas un traitement statistique rigoureux. Notre étude démontre l'importance d'adopter une telle approche. Dans ce cadre, il serait aussi intéressant d'étudier des páramos qui ont subi des pâturages d'intensités différentes et d'évaluer la réponse à plus long terme des sols.

Afin de mieux comprendre les mécanismes en jeu dans la variation des teneurs et des stocks de Corg dans les sols du páramo, des études sur l'écologie des *cushion plants* seraient utiles. Le changement de végétation semble en effet jouer un rôle important dans la variation des teneurs et stocks de Corg. L'influence du tassement du sol par le bétail sur la porosité (quantité et distribution des tailles des pores) est aussi à investiguer. Le rôle que ces modifications de la structure du sol pourrait avoir sur la protection physique de la MO n'est pas connu.

Finalement, il faut garder à l'esprit que le stockage de Corg dans les sols du páramo n'est pas le seul service écosystémique rendu par les páramos. Ces milieux naturels représentent avant tout la source d'eau potable de millions d'habitants en Amérique du sud. L'influence d'une augmentation de la teneur et du stock de Corg dans les zones pâturées sur la régulation de la quantité et la qualité des eaux du páramo n'est pas connue.

Par rapport à la végétation non dégradée, la végétation dégradée est moins riche en espèces endémiques. Elle est également moins efficace que les *tussock plants* dans le contrôle de l'érosion (Minaya *et al.* 2016), ce qui peut mettre à mal le rôle premier des páramos : approvisionner les populations locales en eau potable. De plus, la végétation non dégradée est plus riche en Corg lorsque la biomasse totale est prise en compte (Hofstede, 1995b).

Bibliographie

- Abberton, Michael, Richard Conant, et Caterina Batello. 2010. *Grassland Carbon Sequestration : Management, Policy and Economics*. Rome: FAO.
- Acosta-Solis, M. 1984. « Los paramos andinos del Ecuador ». <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2015012222>.
- Adams, J. M., H. Faure, L. Faure-Denard, et J. M. McGlade. 1990. « Increases of Terrestrial Carbon Storage from the Last Glacial Maximum to the Present ». *Nature* 348 (6303): 711.
- Alliende, et Hoffmann. 1985. « Plants Intruding Laretia Acaulis (Umbelliferae), a High Andean Cushion Plant », 6.
- Archer, David, Michael Eby, Victor Brovkin, Andy Ridgwell, Long Cao, Uwe Mikolajewicz, Ken Caldeira, et al. 2009. « Atmospheric Lifetime of Fossil Fuel Carbon Dioxide ». *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 37 (1): 117-34. <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.031208.100206>.
- Baldock, J. A. 2007. « Composition and Cycling of Organic Carbon in Soil ». In *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems*, édité par Petra Marschner et Zdenko Rengel, 10:1-35. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-68027-7_1.
- Baldock, J. A., J. M. Oades, P. N. Nelson, et T. M. Skene. 1997. « Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ¹³C NMR spectroscopy ». *Australian Journal of Soil Research* 35 (5): 1061-83. <https://doi.org/10.1071/S97004>.
- Baldock, J.A, et J.O Skjemstad. 2000. « Role of the Soil Matrix and Minerals in Protecting Natural Organic Materials against Biological Attack ». *Organic Geochemistry* 31 (7-8): 697-710. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00049-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00049-8).
- Ball, B. C., K. C. Cameron, H. J. Di, et S. Moore. 2012. « Effects of Trampling of a Wet Dairy Pasture Soil on Soil Porosity and on Mitigation of Nitrous Oxide Emissions by a Nitrification Inhibitor, Dicyandiamide ». *Soil Use and Management* 28 (2): 194-201. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00389.x>.
- Ballantyne, A. P., C. B. Alden, J. B. Miller, P. P. Tans, et J. W. C. White. 2012. « Increase in observed net carbon dioxide uptake by land and oceans during the past 50 years ». *Nature* 488 (août): 70.
- Balser, Teri C., Jessica L. M. Gutknecht, et Chao Liang. 2010. « How Will Climate Change Impact Soil Microbial Communities? » In *Soil Microbiology and Sustainable Crop Production*, édité par Geoffrey R. Dixon et Emma L. Tilston, 373-97. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9479-7_10.
- Batjes, N. H. 1996. « Total carbon and nitrogen in the soils of the world ». *European Journal of Soil Science*, n° 47 (juin): 15 1-163.
- Batjes, N.H., et W.G. Sombroek. 1997. « Possibilities for Carbon Sequestration in Tropical and Subtropical Soils ». *Global Change Biology* 3 (2): 161-73. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1997.00062.x>.
- Bottner, P, M Pansu, L Sarmiento, et D Herve. 2006. « Factors controlling decomposition of soil organic matter in fallow systems of the high tropical Andes: a field simulation approach using ¹⁴C- and ¹⁵N-labelled plant material ». *Soil Biol Biochemistry* 38.
- Burke, I. C., C. M. Yonker, W. J. Parton, C. V. Cole, D. S. Schimel, et K. Flach. 1989. « Texture, Climate, and Cultivation Effects on Soil Organic Matter Content in U.S. Grassland Soils ». *Soil Science Society of America Journal* 53 (3): 800-805. <https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300030029x>.
- Buytaert. 2004. *The properties of the soils of the south Ecuadorian Páramo and the impact of land use changes on their hydrology*.
- Buytaert, Rolando Céleri, Bert De Bièvre, Felipe Cisneros, Guido Wyseure, Jozef Deckers, et Robert Hofstede. 2006a. « Human Impact on the Hydrology of the Andean Páramos ». *Earth-Science Reviews* 79 (1-2): 53-72. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>.
- Buytaert, W., J. Deckers, G. Dercon, B. de Bièvre, J. Poesen, et G. Govers. 2002. « Impact of Land Use Changes on the Hydrological Properties of Volcanic Ash Soils in South Ecuador ». *Soil Use and Management* 18 (2): 94-100. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00226.x>.
- Buytaert, W., J. Sevink, B. De Leeuw, et J. Deckers. 2005. « Clay mineralogy of the soils in the south Ecuadorian páramo region ». *Geoderma* 127 (1): 114-29. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.11.021>.
- Buytaert, Wouter, Jozef Deckers, et Guido Wyseure. 2006b. « Description and Classification of Nonallophanic Andosols in South Ecuadorian Alpine Grasslands (Páramo) ». *Geomorphology* 73 (3-4): 207-21. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.06.012>.

- Caceres, B, L Maisincho, Jean-Denis Taupin, Vincent Favier, Pierre Tachker, Jean-Philippe Chazarin, Bernard Francou, Eric Cadier, et F Cruz. 2002. « El glaciar 15 del Antizana (Ecuador) : balance de masa, topografía, meteorología, hidrología y balance de energía : ano 2002 », 101.
- Calispa, M. Effects of land cover in physical and chemical properties of paramo soils on the Ecuadorian Andes. En préparation.
- Carter, M. R., et Bobby A. Stewart. 1995. *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press.
- Castañeda, Hernán Jair Andrade, et Edna Lucia Espinosa Gómez. 2014. « Impact of Grazing on Soil Organic Storage Carbon in High Lands of Anaime, Tolima, Colombia » 32: 15.
- Castaño Uribe, Carlos. 2001. « Colombia Primera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático », 267.
- Castaño Uribe, 2002. *Páramos y ecosistemas Alto Andinos de Colombia en condición HotSpot y Global Climatic Tensor*. Bogotá, D.C: IDEAM.
- Cattiaux, J, F Chauvin, H Douville, et A Ribes. 2018. « Événements météorologiques extrêmes et changement climatique ». *Encyclopédie de l'environnement* (blog). 13 septembre 2018. <https://www.encyclopedie-environnement.org/climat/evenements-meteorologiques-extremes-changement-climatique/>.
- Cavelier, J., T. M. Aide, C. Santos, A. M. Eusse, et J. M. Dupuy. 1998. « The Savannization of Moist Forests in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia ». *Journal of Biogeography* 25 (5): 901-12.
- CEAEQ. 2010. « Cahier 5 - Échantillonnage des sols ». *MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC*, 66.
- Chen, Haiqing, Sven Marhan, Norbert Billen, et Karl Stahr. 2009. « Soil Organic-Carbon and Total Nitrogen Stocks as Affected by Different Land Uses in Baden-Württemberg (Southwest Germany) ». *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172 (1): 32-42. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700116>.
- Chepstow-Lusty, A. J., K. D. Bennett, V. R. Switsur, et A. Kendall. 1996. « 4000 Years of Human Impact and Vegetation Change in the Central Peruvian Andes - with Events Paralleling the Maya Record? » *Antiquity* 70 (270). <http://search.proquest.com/docview/1293772059/citation/75556A6D0E224ED9PQ/1>.
- Cleef, Antoine Marie. 1981. *The vegetation of the paramos of the Colombian Cordillera Oriental*. <https://catalog.hathitrust.org/Record/006669539>.
- Coûteaux, Marie Madeleine, et Pierre Bottner. 1995. « Litter Decomposition, Climate and Litter Quality », 4.
- Cruz, Jordan. 2019. *Carte de végétation de la zone d'étude*, Unpublished data, Quito, Équateur.
- Davidson, E. A. 1994. « Climate Change and Soil Microbial Processes: Secondary Effects Are Hypothesised from Better Known Interacting Primary Effects ». In *Soil Responses to Climate Change*, édité par Mark D. A. Rounsevell et Peter J. Loveland, 155-68. NATO ASI Series. Springer Berlin Heidelberg.
- Dinerstein, Eric. 1995. « A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean. » *Environmental Conservation* 23 (04): 378. <https://doi.org/10.1017/S0376892900039369>.
- Dorel, M., J. Roger-Estrade, H. Manichon, et B. Delvaux. 2000. « Porosity and Soil Water Properties of Caribbean Volcanic Ash Soils ». *Soil Use and Management* 16 (2): 133-40. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2000.tb00188.x>.
- Escobedo-Urquiza, J. 1980. « Les sols des Paramos. Etude pédogénétique dans les Hautes Andes du Pérou septentrional ». PhD Thesis, Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux.
- Eswaran, H., E. Van den Berg, P. Reich, et J. Kimble. 1995. « Global Soil Carbon Ressources ». In *Soils and Global Change*. CRC Press.
- European Space Agency. 2019. « RapidEye - Earth Online - ESA ». 2019. <https://earth.esa.int/web/guest/missions/3rd-party-missions/current-missions/rapideye>.
- Faivre, Pierre. 1988. « Lessivage et planosolisation dans les séquences de sols caractéristiques des milieux intrandins de Colombie, Amérique du Sud ». Grenoble 2: ANRT.
- FAO. 2000. *El riego en América Latina y el Caribe en cifras = Irrigation in Latin America and the Caribbean in figures*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2014. *World Reference Base for Soil Resources 2014: International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps*. Rome: FAO.
- FAO, Intergovernmental Technical Panel on Soils. 2018. « GSOCmap ». 2018. <http://54.229.242.119/GSOCmap/>.
- Farley, Kathleen A., et Eugene F. Kelly. 2004. « Effects of afforestation of a páramo grassland on soil nutrient status ». *Forest Ecology and Management* 195 (3): 281-90. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.015>.
- Farley, Kathleen A., Eugene F. Kelly, et Robert G. M. Hofstede. 2004. « Soil Organic Carbon and Water Retention after Conversion of Grasslands to Pine Plantations in the Ecuadorian Andes ». *Ecosystems* 7 (7): 729-39. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0047-5>.

- Ferwerda, Wim. 1987. *The Influence of Potato Cultivation on the Natural Bunchgrass Páramo in the Colombian Cordillera Oriental*. University of Amsterdam. Department of Palynology and Paleo/Actuo-Ecology
- FitzPatrick, E.A. 1995. « Volcanic Ash Soils — Genesis, Properties and Utilization ». *Geoderma* 65 (1-2): 168-69. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)90034-9](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)90034-9).
- Foster, Pru. 2001. « The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests ». *Earth-Science Reviews* 55 (1): 73-106. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(01\)00056-3](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(01)00056-3).
- Francou, Bernard, Edson Ramirez, Bolivar Cáceres, et Javier Mendoza. 2000. « Glacier Evolution in the Tropical Andes during the Last Decades of the 20th Century: Chacaltaya, Bolivia, and Antizana, Ecuador ». *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 29 (7): 416-22. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.7.416>.
- Gallegos, Rodrigo Andrés Guarderas. 2016. « Evaluacion del efecto producido por cuatro tecnicas de recuperacion de la cobertura vegetal en la retencion de agua del suelo en el paramo oeste del nevado Antisana, Canton Archidona, Provincia de Napo », 150.
- GLOBAL VOLCANISM PROGRAM, SMITHSONIAN INSTITUTION, DEPARTMENT OF MINERAL SCIENCES, et NATIONAL MUSEUM OF NATURAL HISTORY. 2013. « Quilotoa ». 2013. <https://volcano.si.edu/volcano.cfm?vn=352060>.
- Grotzinger, John, et Thomas H. Jordan. 2010. *Understanding earth*. 6th ed., 2nd pr. New York: Freeman.
- Hall, Minard L., Patricia A. Mothes, Pablo Samaniego, Annemarie Militzer, Bernardo Beate, Patricio Ramón, et Claude Robin. 2017. « Antisana Volcano: A Representative Andesitic Volcano of the Eastern Cordillera of Ecuador: Petrography, Chemistry, Tephra and Glacial Stratigraphy ». *Journal of South American Earth Sciences* 73 (janvier): 50-64. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2016.11.005>.
- Hammen, Thomas van der, et Antoine M. Cleef. 1986. « Development of the high Andean páramo flora and vegetation. »
- Hansen, B. C. S., D. T. Rodbell, G. O. Seltzer, B. León, K. R. Young, et M. Abbott. 2003. « Late-glacial and Holocene vegetational history from two sites in the western Cordillera of southwestern Ecuador ». *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, Late-quaternary palaeoclimates of the southern tropical Andes and adjacent regions, 194 (1): 79-108. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(03\)00272-4](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00272-4).
- Harden, Carol P. 2001. « Soil Erosion and Sustainable Mountain Development ». *Mountain Research and Development* 21 (1): 77-83. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2001\)021\[0077:SEASMD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2001)021[0077:SEASMD]2.0.CO;2).
- Harvey, Omar R., Li-Jung Kuo, Andrew R. Zimmerman, Patrick Louchouart, James E. Amonette, et Bruce E. Herbert. 2012. « An Index-Based Approach to Assessing Recalcitrance and Soil Carbon Sequestration Potential of Engineered Black Carbons (Biochars) ». *Environmental Science & Technology* 46 (3): 1415-21. <https://doi.org/10.1021/es2040398>.
- Henry, Mabit, Jaramillo, Cartagena, et Lynch. 2013. « Land Use Effects on Erosion and Carbon Storage of the Río Chimbo Watershed, Ecuador », 15. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1478-y>.
- Hofstede. 1995a. « The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian paramo grasslands ». *Plant and Soil, Ecosystem and Landscape Dynamics (IBED, FNWI)*, 173: 111-32. <https://doi.org/10.1007/bf00155524>.
- Hofstede. 1995b. « Effects of livestock farming and recommendations for management and conservation of páramo grasslands (Colombia) ». *Land Degradation and Development* 6 (3): 133-47. <https://doi.org/10.1002/ldr.3400060302>.
- Hofstede, E. J. Chilito, et E. M. Sandovals. 1995a. « Vegetative Structure, Microclimate, and Leaf Growth of a páramo Tussock Grass Species, in Undisturbed, Burned and Grazed Conditions ». *Vegetatio* 119 (1): 53-65.
- Hofstede, R., et J. Sevink. 1995. « Water and Nutrient Storage. Input Output Budgets in Burned, Grazed and Undisturbed Pararo Grasslands ». <https://dare.uva.nl/search?identifier=34fd0c05-5295-401b-bebc-b0661bd19c13>.
- Hofstede, Robert G. M., M. Ximena Mondragón Castillo, et Constanza M. Rocha Osorio. 1995b. « Biomass of Grazed, Burned, and Undisturbed Páramo Grasslands, Colombia. I. Aboveground Vegetation ». *Arctic and Alpine Research* 27 (1): 1-12. <https://doi.org/10.1080/00040851.1995.12003091>.
- Hofstede, Robert, Pool Segarra, et Patricio Mena Vasconez. 2003. *Los Páramos del mundo*. Proyecto Atlas mundial de los Paramos.
- IUCN. 2002. « High Andean Wetlands ». Gland, Switzerland: IUCN.
- Jones. 2010. « Potential for Carbon Sequestration in Temperate Grassland Soils ». In *Grassland Carbon Sequestration: Management, Policy and Economics*, 28. Rome: FAO.

- Jones, M. B., et Alison Donnelly. 2004. « Carbon Sequestration in Temperate Grassland Ecosystems and the Influence of Management, Climate and Elevated CO₂: Tansley Review ». *New Phytologist* 164 (3): 423-39. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01201.x>.
- Joos, F., et R. Spahni. 2008. « Rates of Change in Natural and Anthropogenic Radiative Forcing over the Past 20,000 Years ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (5): 1425-30. <https://doi.org/10.1073/pnas.0707386105>.
- Josse, Carmen, et Jorge Anhalzer. 1996. *Guía para los Páramos del Sistema Nacional de Areas Protegidas del Ecuador*. Quito: Artes Gráficas Señal.
- Kögel-Knabner, I. 2002. « The Macromolecular Organic Composition of Plant and Microbial Residues as Inputs to Soil Organic Matter ». *Soil Biology and Biochemistry* 34 (2): 139-62. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00158-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00158-4).
- Kozłowski, T.T. 1999. « Soil Compaction and Growth of Woody Plants ». *Scandinavian Journal of Forest Research* 14 (6): 596-619. <https://doi.org/10.1080/02827589908540825>.
- Laegaard, Simon. 1992. « Influence of fire in the grass páramo vegetation of Ecuador ». *Páramo: an Andean ecosystem under human influence*, 151–170.
- Lal, R. 2004. « Agricultural Activities and the Global Carbon Cycle ». *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70 (2): 103-16. <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000048480.24274.0f>.
- Le Quéré, Corinne, Robbie M Andrew, Pierre Friedlingstein, Stephen Sitch, Judith Hauck, Julia Pongratz, Penelope A Pickers, et al. 2018. « Global Carbon Budget 2018 », 54.
- Lieth, Helmut. 1975. « Primary Production of the Major Vegetation Units of the World ». In *Primary Productivity of the Biosphere*, édité par Helmut Lieth et Robert H. Whittaker, 203-15. Ecological Studies. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-80913-2_10.
- Ligot, Noa. 2018. « Stocks et mécanismes de stabilisation du carbone dans les sols du páramo équatorien: impact du pâturage ». Louvain-la-Neuve: UCLouvain.
- Lloyd, J., et J. A. Taylor. 1994. « On the Temperature Dependence of Soil Respiration ». *Functional Ecology* 8 (3): 315. <https://doi.org/10.2307/2389824>.
- Lopez-Arevalo, Hugo, Olga Montenegro-Díaz, et Alberto Cadena. 1993. « Ecología de los pequeños mamíferos de la Reserva Biológica Carpanta, en la Cordillera Oriental colombiana ». *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 28 (4): 193–210.
- Luteyn. 1992. « Paramos: why study them? » In *Paramo: an Andean ecosystem under human influence*.
- Luteyn, 1999. *Páramos: A Checklist of Plant Diversity, Geographical Distribution, and Botanical Literature*. Bronx, N.Y.: New York Botanical Garden Press.
- Luteyn, James, et Henrik Balslev. 1992. *Paramo: An Andean Ecosystem Under Human Influence*. London ; San Diego: Academic Press Inc.
- Messerli, Bruno, Martin Grosjean, et Mathias Vuille. 1997. « Water Availability, Protected Areas, and Natural Resources in the Andean Desert Altiplano ». *Mountain Research and Development* 17 (3): 229. <https://doi.org/10.2307/3673850>.
- Messerli, Bruno, Jack D Ives, et Françoise Vigny, éd. 1999. *Les montagnes dans le monde: une priorité pour un développement durable*. Grenoble: Glénat.
- Minaya, Verónica, Gerald Corzo, Hugo Romero-Saltos, Johannes van der Kwast, Egbert Lantinga, Remigio Galárraga-Sánchez, et Arthur Mynett. 2016. « Altitudinal Analysis of Carbon Stocks in the Antisana Páramo , Ecuadorian Andes ». *Journal of Plant Ecology* 9 (5): 553-63. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv073>.
- Ministerio del Ambiente. 2013. « Restauración de Áreas Degradadas de Páramo a Pequeña Escala y diseño de un Plan Piloto de Manejo Adaptativo para zonas de Amortiguamiento dentro de las Microcuencas Antisana y Pita en áreas de aporte a los Sistemas de Agua Potable del Distrito Metropolitano de Quito », 244.
- Ministerio del Ambiente. 2002. « Plan de manejo de la reserva ecologica Antisana ». Ministerio del Ambiente.
- Montes-Pulido, Carmen Rosa, José Miras, et Ana María Wery. 2016. « Estimation of Soil Organic Carbon (SOC) at Different Soil Depths and Soil Use in the Sumapaz Paramo, Cundinamarca - Colombia ». *Acta Agronómica* 66 (1). <https://doi.org/10.15446/acag.v66n1.53171>.
- Muñoz, M A, et A Faz. 2010. « Soil Carbon Reservoirs at High Grassland Ecosystems in the Andean Plateau of Apolobamba (Bolivia) », 4.
- Munoz, M. A., Angel Faz, et Ahmet R. Mermut. 2015. « Soil Carbon Reservoirs at High-Altitude Ecosystems in the Andean Plateau ». In *Climate Change Impacts on High-Altitude Ecosystems*, édité par Münir Öztürk, Khalid Rehman Hakeem, I. Faridah-Hanum, et Recep Efe, 135-53. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12859-7_4.

- Nierop, Klaas G. J., Femke H. Tonneijck, Boris Jansen, et Jacobus M. Verstraten. 2007. « Organic Matter in Volcanic Ash Soils under Forest and Páramo along an Ecuadorian Altitudinal Transect ». *Soil Science Society of America Journal* 71 (4): 1119–1127. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0322>.
- NOAA. 2018. « ESRL Global Monitoring Division - Global Greenhouse Gas Reference Network ». 2018. <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html>.
- Oliver, Viktoria, Imma Oliveras, Jose Kala, Rebecca Lever, et Yit Arn Teh. 2017. « The Effects of Burning and Grazing on Soil Carbon Dynamics in Managed Peruvian Tropical Montane Grasslands ». *Biogeosciences* 14 (24): 5633-46. <https://doi.org/10.5194/bg-14-5633-2017>.
- Onderet, Charline. 2018. « Impact des changements de végétation sur les propriétés des sols des páramos équatoriens : étude de cas dans la réserve de l'Antisana ». UCL.
- Ordoñez, T. Hervas. 1994. « Llamas, llama production and llama nutrition in the Ecuador highlands ». *Journal of Arid Environments* 26 (1): 67-71. <https://doi.org/10.1006/jare.1994.1010>.
- Parton, W. J., D. S. Schimel, C. V. Cole, et D. S. Ojima. 1987. « Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands¹ ». *Soil Science Society of America Journal* 51 (5): 1173-79. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>.
- Petri, Monica, Caterina Batello, Ricardo Villani, et Freddy Nachtergaele. 2010. « Carbon status and carbon sequestration potential in the world's grasslands ». In *Grassland carbon sequestration : management, policy and economics*, 13. Rome: FAO.
- Pietola, Liisa, Rainer Horn, et Markku Yli-Halla. 2005. « Effects of Trampling by Cattle on the Hydraulic and Mechanical Properties of Soil ». *Soil and Tillage Research* 82 (1): 99-108. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.004>.
- Podwojewski, P., J. Poulenard, T. Zambrana, et R. Hofstede. 2002. « Overgrazing Effects on Vegetation Cover and Properties of Volcanic Ash Soil in the Páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador) ». *Soil Use and Management* 18 (1): 45-55. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00049.x>.
- Poulenard, Jérôme. 2000. « Les sols des paramos d'Equateur sur couverture pyroclastique : diversité, genèse et propriétés physiques », 303.
- Poulenard, Jérôme, Pascal Podwojewski, Jean-Louis Janeau, et Jean Collinet. 2001. « Runoff and Soil Erosion under Rainfall Simulation of Andisols from the Ecuadorian Páramo: Effect of Tillage and Burning ». *CATENA* 45 (3): 185-207. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00148-5](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00148-5).
- Ramsay, Paul M. 2001. « Diurnal Temperature Variation in the Major Growth Forms of an Ecuadorian Páramo Plant Community », 13.
- Ramsay, Paul M., et E. R. B. Oxley. 2001. « An Assessment of Aboveground Net Primary Productivity in Andean Grasslands of Central Ecuador ». *Mountain Research and Development* 21 (2): 161-67. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2001\)021\[0161:AAOANP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2001)021[0161:AAOANP]2.0.CO;2).
- Rangel, Orlando. 1995. *Colombia, diversidad biótica*. Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. Santafé de Bogotá D.C.- Colombia: Convenio INDERENA-Universidad Nacional de Colombia. <https://catalog.hathitrust.org/Record/009151292>.
- Reynolds, S.G. 2005. « Grassland of the World ». FAO. 2005. <http://www.fao.org/docrep/008/y8344e/y8344e05.htm#bm05>.
- Rhoades, Charles C, Gregory E Eckert, et David C Coleman. 2000. « Soil Carbon Differences among Forest, Agriculture, and Secondary Vegetation in Lower Montane Ecuador », 10.
- Rhoades, Robert E, Xavier Zapata Ríos, et Jenny Aragundy Ochoa. 2007. « History, Local Perceptions, and Social Impacts of Climate Change and Glacier Retreat in the Ecuadorian Andes », 11.
- Rios-Sánchez, Miriam. s.d. « Páramos: A Mountainous Water Storage System and Its Vulnerability to Climate Change », 1.
- Ritchie, Jerry C., Gregory W. McCarty, Erik R. Venteris, et Thomas C. Kaspar. 2005. « Using soil redistribution to understand soil organic carbon redistribution and budgets ». *IAHS-AISH Publication*, n° 292 (janvier): 3-8.
- Rossel, Frédéric. 1997. « Influencia de El Nino sobre los regimenes hidro-pluviométricos del Ecuador », 220.
- Santos, Camila A. dos, Claudia de P. Rezende, Érika F. Machado Pinheiro, José M. Pereira, Bruno J.R. Alves, Segundo Urquiaga, et Robert M. Boddey. 2019. « Changes in Soil Carbon Stocks after Land-Use Change from Native Vegetation to Pastures in the Atlantic Forest Region of Brazil ». *Geoderma* 337 (mars): 394-401. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>.
- Sarmiento, Fausto O. 2002. « Anthropogenic Change in the Landscapes of Highland Ecuador ». *Geographical Review* 92 (2): 213-34.

- Sarmiento, Lina. 2000. « Water Balance and Soil Loss under Long Fallow Agriculture in the Venezuelan Andes ». *Mountain Research and Development* 20 (3): 246-53.
- Schimel, David S. 1995. « Terrestrial ecosystems and the carbon cycle ». *Global Change Biology* 1 (1): 77-91. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.1995.tb00008.x>.
- Schipper, L. A., R. L. Parfitt, S. Fraser, R. A. Littler, W. T. Baisden, et C. Ross. 2014. « Soil order and grazing management effects on changes in soil C and N in New Zealand pastures ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 184 (février): 67-75. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.012>.
- Schmidt, A. M., et P. A. Verweij. 1992. « Forage intake and secondary production in extensive livestock systems in páramo ». *Páramo: an Andean ecosystem under human influence*. Academic Press, London, 197-210.
- Scurlock, J. M. O., et D. O. Hall. 1998. « The Global Carbon Sink: A Grassland Perspective ». *Global Change Biology* 4 (2): 229-33. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00151.x>.
- Shoji, Sadao, Masami Nanzyo, et Randy Dahlgren. 1993. *Volcanic ash soils: genesis, properties and utilization*. Developments in soil science 21. Amsterdam: Elsevier.
- Silverberg, Sarah. 2012. « TurnoverRate&ResidenceTime », 6.
- Thompson, Lonnie G., Ellen Mosley-Thompson, et Keith A. Henderson. 2000. « Ice-Core Palaeoclimate Records in Tropical South America since the Last Glacial Maximum ». *Journal of Quaternary Science* 15 (4): 377-94. [https://doi.org/10.1002/1099-1417\(200005\)15:4<377::AID-JQS542>3.0.CO;2-L](https://doi.org/10.1002/1099-1417(200005)15:4<377::AID-JQS542>3.0.CO;2-L).
- Tonneijck, F. H., B. Jansen, K. G. J. Nierop, J. M. Verstraten, J. Sevink, et L. De Lange. 2010. « Towards Understanding of Carbon Stocks and Stabilization in Volcanic Ash Soils in Natural Andean Ecosystems of Northern Ecuador ». *European Journal of Soil Science* 61 (3): 392-405. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01241.x>.
- Tucker, Gregory E., et Rudy Slingerland. 1997. « Drainage Basin Responses to Climate Change ». *Water Resources Research* 33 (8): 2031-47. <https://doi.org/10.1029/97WR00409>.
- UC San Diego, Scripps Institution of Oceanography. 2019. « The Keeling Curve ». The Keeling Curve. 13 janvier 2019. <http://scripps.ucsd.edu/programs/keelingcurve>.
- Ugawa, Shin, Masamichi Takahashi, Kazuhito Morisada, Manabu Takeuchi, Yojiro Matsuura, Shuichiro Yoshinaga, Makoto Araki, et al. 2012. « Carbon Stocks of Dead Wood, Litter, and Soil in the Forest Sector of Japan : General Description of the National Forest Soil Carbon Inventory », 15.
- Vuille, Mathias, Raymond S. Bradley, et Frank Keimig. 2000. « Climate Variability in the Andes of Ecuador and Its Relation to Tropical Pacific and Atlantic Sea Surface Temperature Anomalies ». *Journal of Climate* 13 (14): 2520-35. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013<2520:CVITAO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<2520:CVITAO>2.0.CO;2).
- Waddington, J. M., et N. T. Roulet. 2000. « Carbon Balance of a Boreal Patterned Peatland ». *Global Change Biology* 6 (1): 87-97. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00283.x>.
- Walker, Sarah M, Timothy RH Pearson, Felipe M Casarim, Nancy Harris, Silvia Petrova, Alexandre Grais, Erin Swails, et al. 2018. « Standard Operating Procedures for Terrestrial Carbon Measurement », 2018, Winrock International édition.
- Wang, Genxu, Qian Ju, Cheng Guodong, et Lai Yuanmin. 2002. « Soil Organic Carbon Pool of Grassland Soils on the Qinghai-Tibetan Plateau and Its Global Implication ». *Science of The Total Environment* 291 (1-3): 207-17. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01100-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01100-7).
- White, Frank. 1983. *The vegetation of Africa: a descriptive memoir to accompany the UNESCO-AETFAT-UNSO vegetation map of Africa*. Natural resources research 20. Paris: UNESCO.
- White, Robert E. 2013. *Principles and Practice of Soil Science: The Soil as a Natural Resource*. John Wiley & Sons.
- Zehetner, F., W. P. Miller, et L. T. West. 2003. « Pedogenesis of volcanic ash soils in Andean Ecuador ». *Soil Science Society of America Journal* 67 (6): 1797.
- Zehetner, F., et W.P. Miller. 2006. « Soil Variations along a Climatic Gradient in an Andean Agro-Ecosystem ». *Geoderma* 137 (1-2): 126-34. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.07.005>.
- Zúñiga-Escobar, Orlando, Enrique Javier Peña-Salamanca, Alba Marina Torres-González, Ramiro Cuero-Guependo, et Julián Andrés Peña-Óspina. 2013. « Assessment of the Impact of Anthropogenic Activities on Carbon Storage in Soils of High Montane Ecosystems in Colombia », 8.

Annexes

Annexe 3.A.1. Utilisation faite des *QQplots*, *EDAprlots* et *Boxplots*

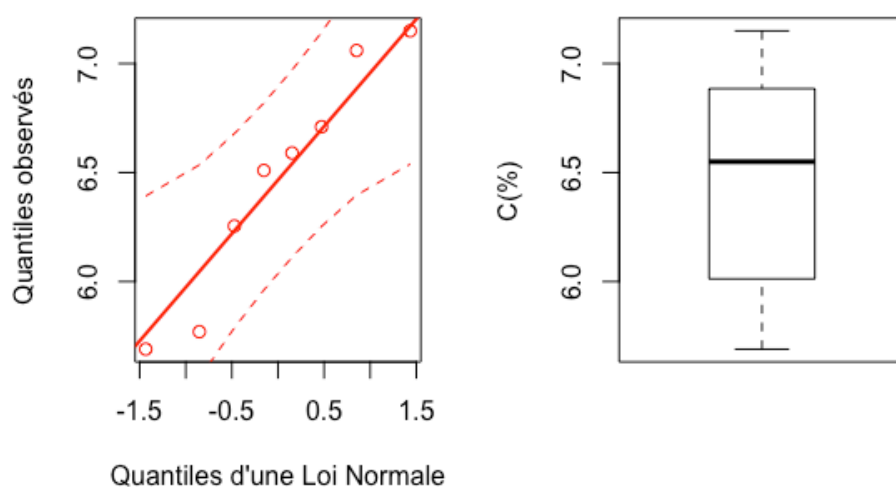
QQplot : représentation visuelle des quantiles de la distribution observée par rapport aux quantiles d'une distribution normale. Ici, le but de ce graphe est de vérifier visuellement si la série observée suit ou non une distribution normale. Un IDC à 95% est représenté sur le graphique (traits pointillés). Si moins d'un point sur 20 se trouve hors de cet intervalle, on peut dire avec un niveau de certitude de 95% que les valeurs de la série suivent une distribution normale.

EDAprlot : ce type de graphe permet deux choses. Premièrement, de voir facilement si la distribution semble normale ou non, grâce à la distribution de la densité de probabilité d'occurrence des valeurs de la série. De plus, ce type de graphique permet d'identifier visuellement des points 'suspects', qui sont situés aux extrêmes de la distribution. Si ces points sont isolés, une vérification des notes de terrain qui les concernent est intéressante. Lorsque les notes de terrain soulèvent un doute (risque de contamination de l'échantillon par un autre horizon, développement de profil qui semble anormal, horizon de profondeur jamais rencontré, entre autres exemples), l'échantillon peut être considéré comme un point aberrant, aussi appelé *outlier*. Il est alors écarté du jeu de données. Si les notes de terrain ne signalent rien de particulier, et qu'aucune erreur d'encodage n'est décelée, l'échantillon est bien sûr à prendre en compte. C'est qu'il rend compte de la variabilité naturelle.

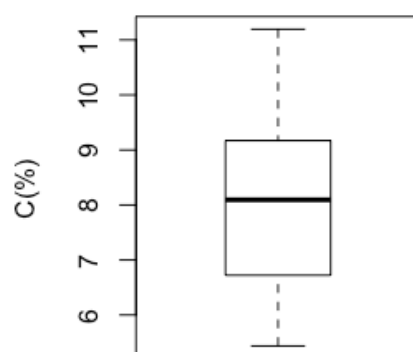
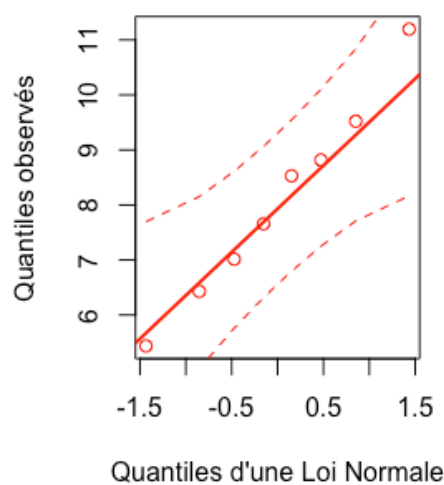
Boxplot : ce type de graphique permet de voir sur un même graphique la médiane du jeu de données, la position du premier quartile, la position du troisième quartile, les valeurs extrêmes, la symétrie ou l'asymétrie de la distribution, entre autres. La boîte centrale, coupée par la médiane, contient 50% des observations de la série. Si la médiane coupe la boîte en son centre, la distribution de la série est proche d'une distribution symétrique. Si ce n'est pas le cas, il est peu probable que la distribution des valeurs de la série soit symétrique, et donc peu de chance qu'elle soit normale.

Annexe 3.A.2. Présentation des séries des *clusters*

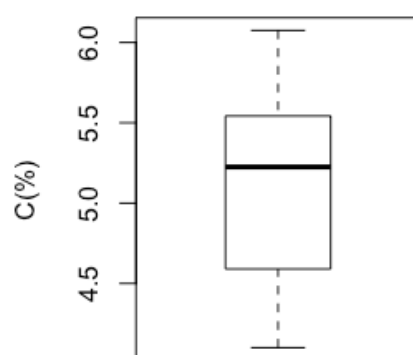
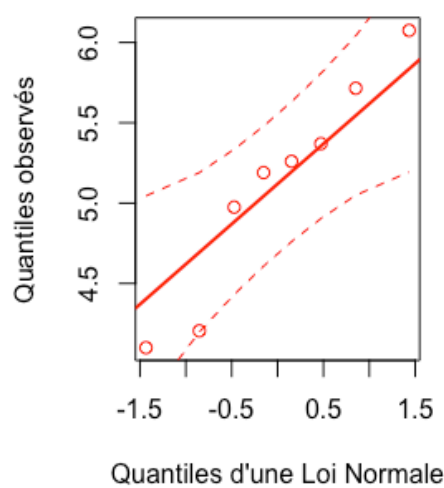
Cluster non dégradé, horizon de surface, Carbone



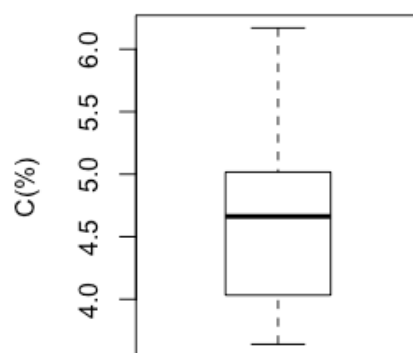
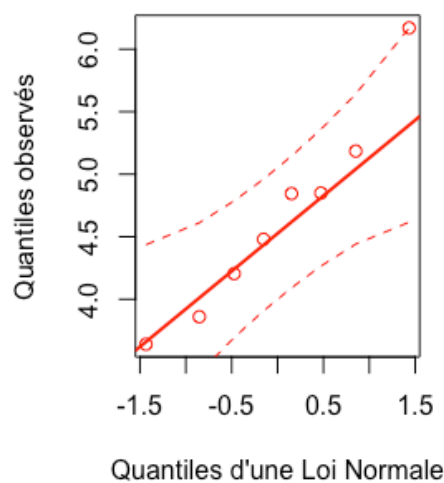
Cluster dégradé, horizon de surface, Carbone



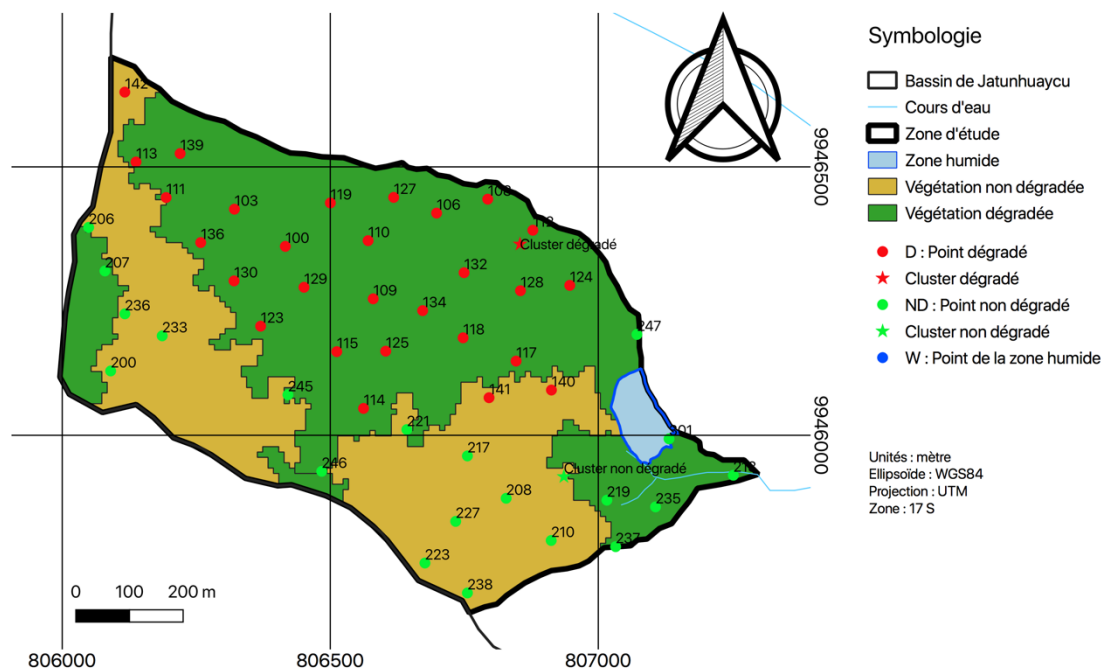
Cluster dégradé, horizon de profondeur, Carbone



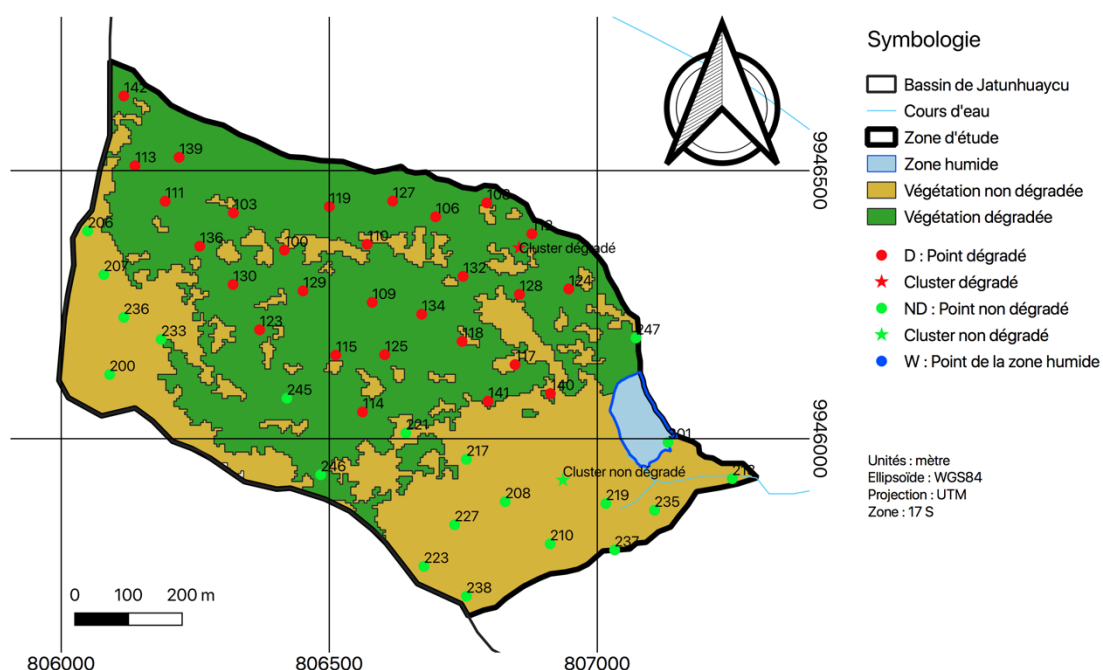
Cluster non dégradé, horizon de profondeur, Carbone



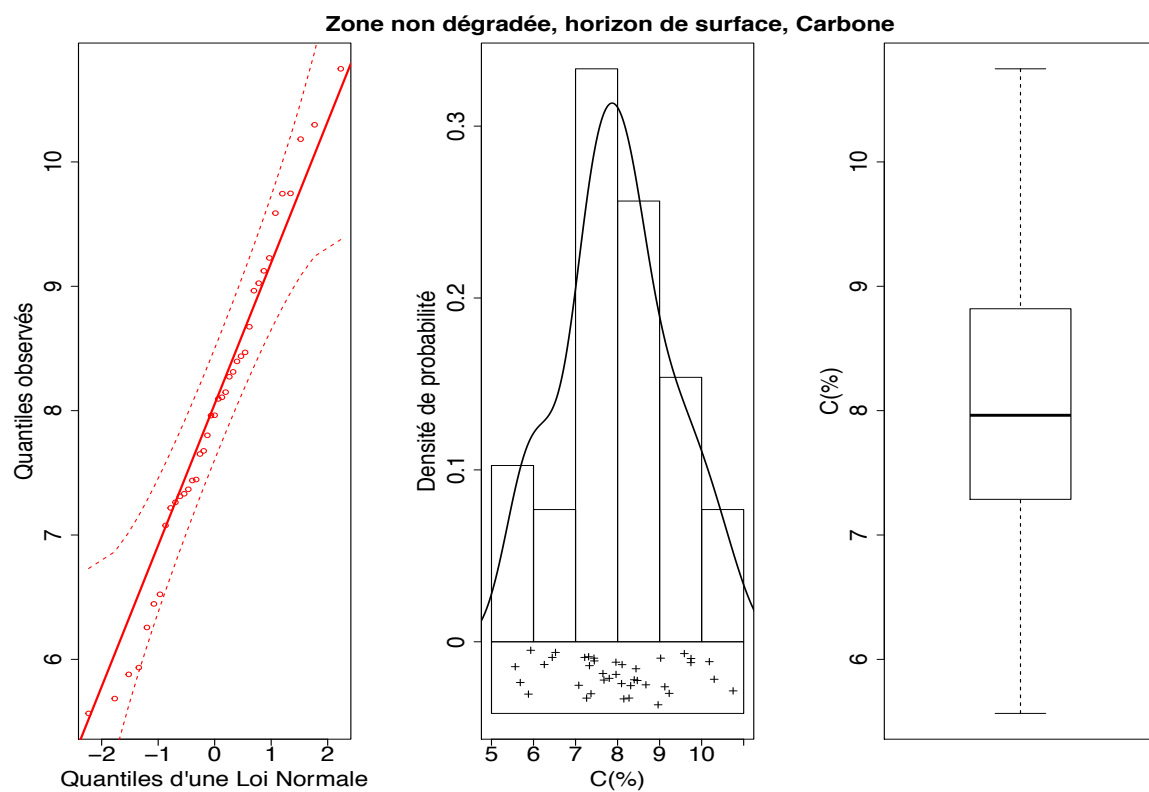
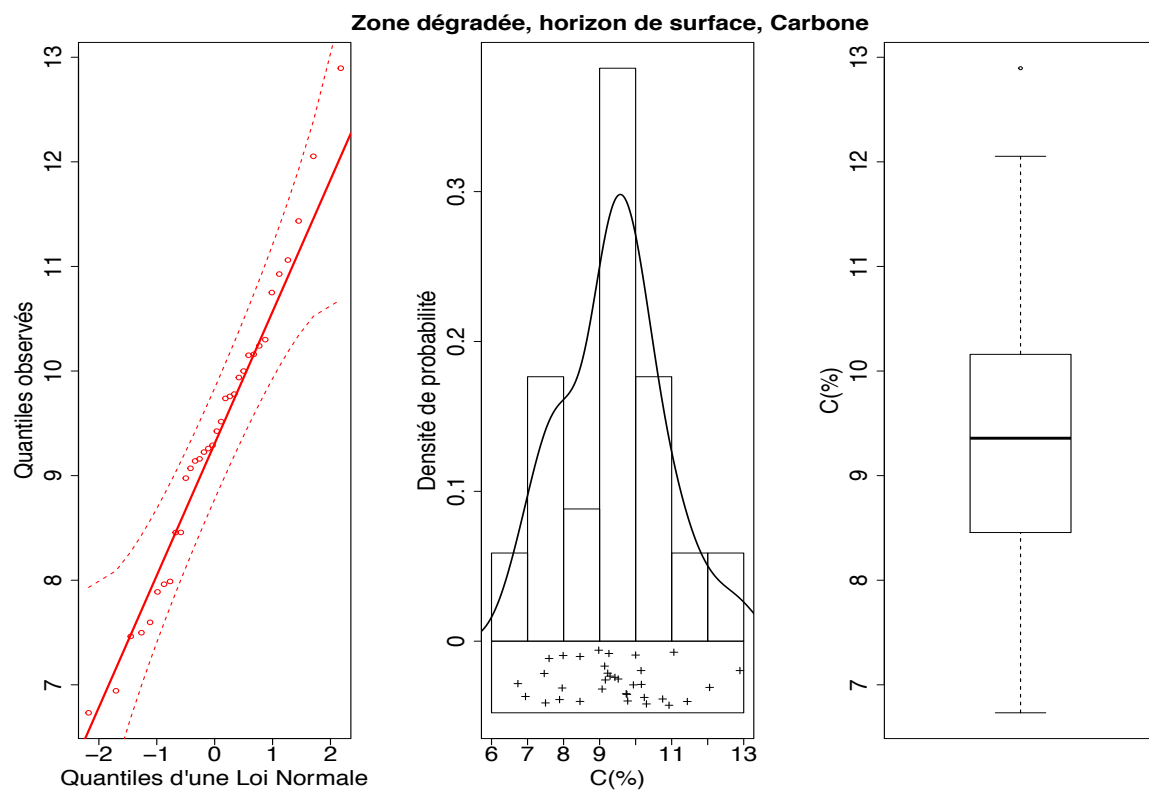
Annexe 4.A.1 Les points pleinement représentatifs de leur zone de végétation superposés à la carte de végétation du Ministerio del Ambiente (2013).

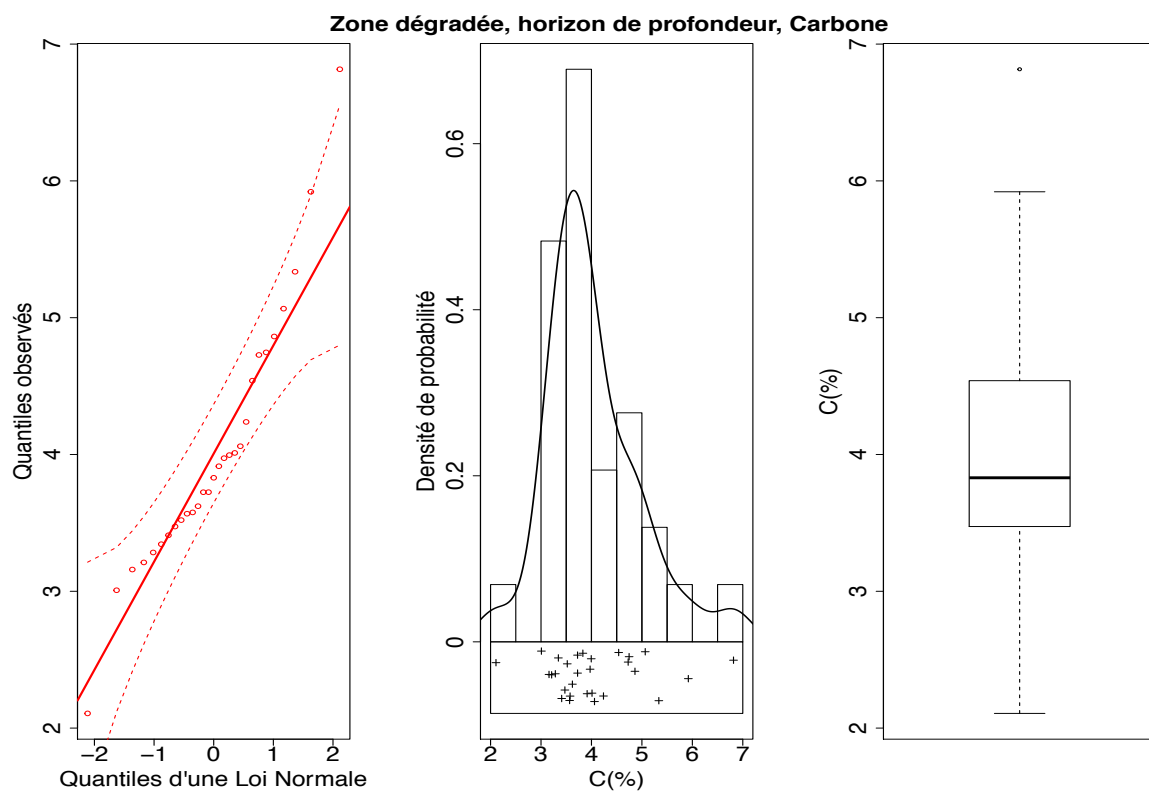
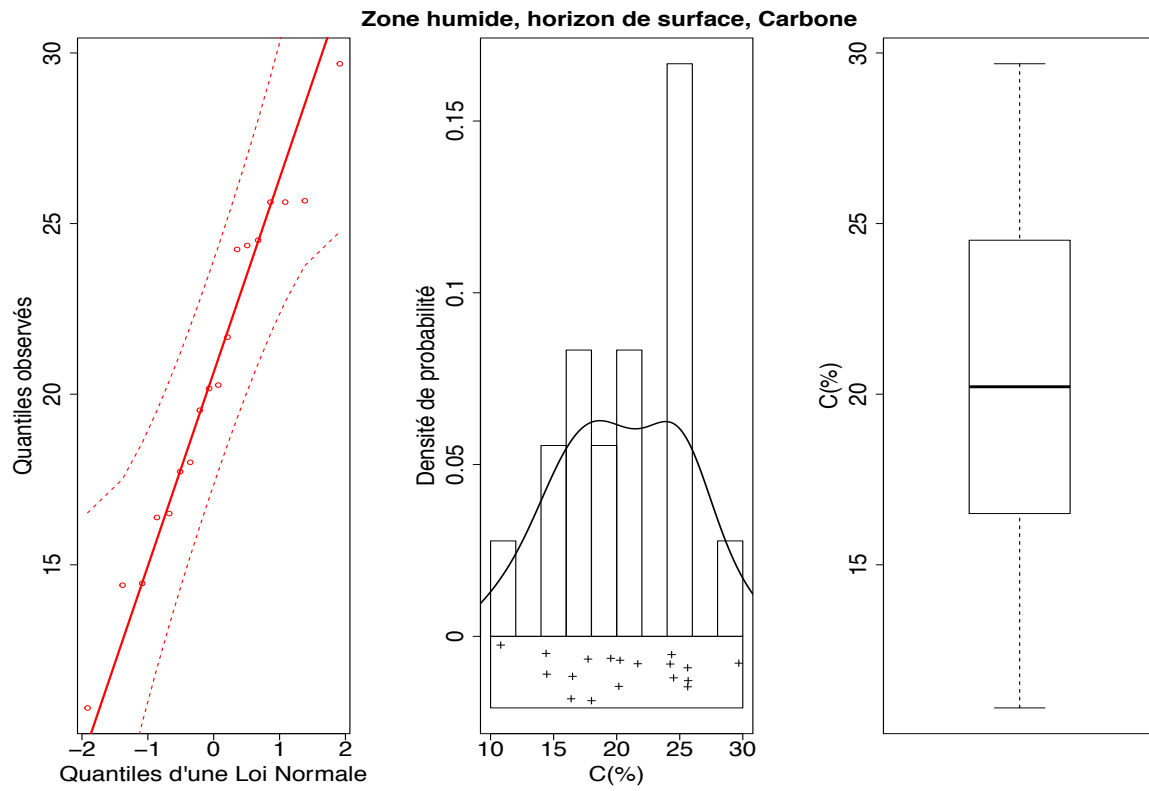


Annexe 4.A.2. Les points pleinement représentatifs de leur zone de végétation superposés à la carte de végétation de Cruz (2019)

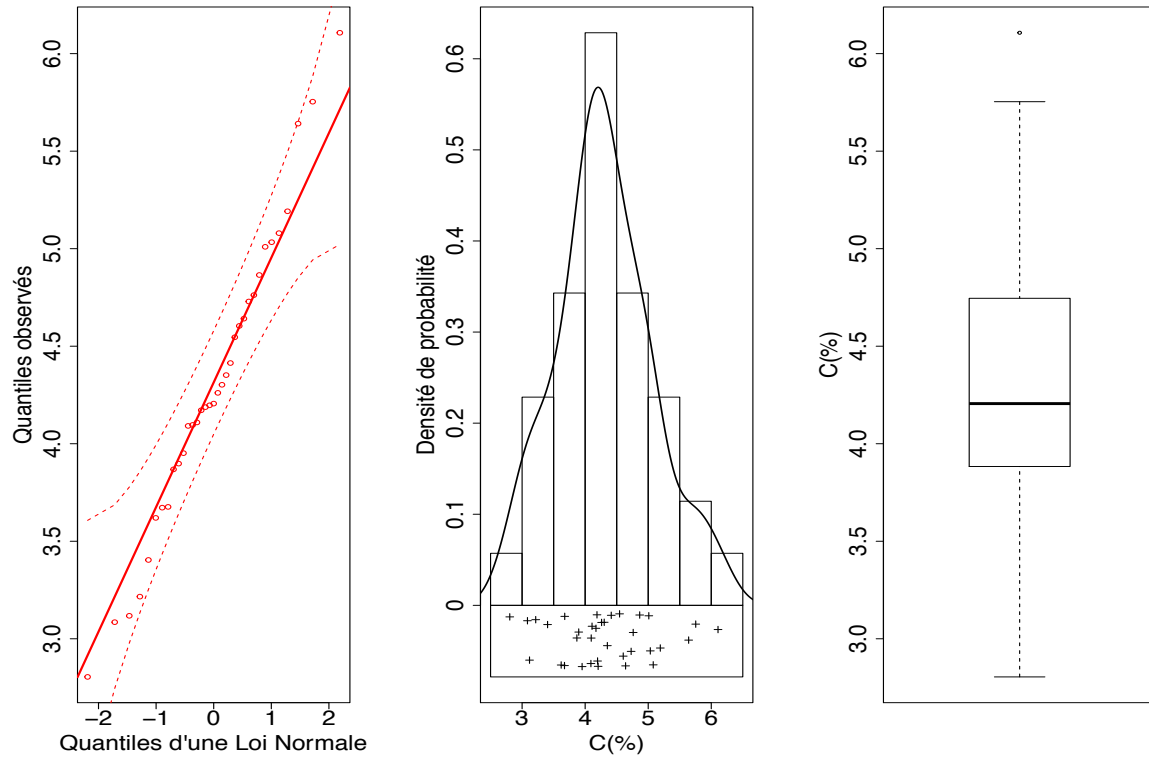


Annexe 4.A.3. QQplot, EDAPlot et Boxplot pour chacune des séries de teneur en Corg du bassin





Zone non dégradée, horizon de profondeur, Carbone



Impact du pâturage sur le carbone organique dans les sols du páramo andin Étude de cas à l'Antisana, en Équateur

Raphaël van Ypersele

Les prairies alpines de hautes altitudes du nord de l'Amérique du sud, appelées páramos, fournissent en eau potable les populations locales, sont un réservoir important de biodiversité et leurs sols représentent un stock important de carbone organique (Corg). Cependant, les páramos sont menacés par les activités humaines, notamment le pâturage intensif. L'impact de celui-ci sur les teneurs et les stocks de Corg présents dans les sols est mal documenté et les rares études existantes font état de résultats qui sont contradictoires.

L'objectif de ce mémoire est de déterminer les teneurs et les stocks de Corg dans des sols d'un páramo andin affecté par le pâturage et de comparer ces valeurs avec celles trouvées pour le páramo laissé à l'état naturel. Pour ce faire, nous avons travaillé au sein d'un bassin versant dans les páramos de la *Reserva Ecológica Antisana* situé dans la Cordillère des Andes orientale, au nord de l'Équateur. Le site a été pâturé durant une centaine d'année, mais des zones de végétation naturelle persistent. Le pâturage est vraisemblablement responsable de la conversion d'une végétation herbacée de type *tussock plants* en une végétation plus basse de type *cushion plants*.

Plus de 220 échantillons de sol ont été collectés sur 2 horizons ?. Le traitement statistique des données spatialisées a permis de mettre en évidence un impact significatif du pâturage sur la teneur et le stock de Corg de l'horizon de surface des sols. Les teneurs en Corg dans la zone non dégradée (ZND) et dans la zone dégradée (ZD) valent respectivement $8,0 \pm 0,4$ et $9,4 \pm 0,5$ %. La teneur en Corg des horizons enfouis (4 %) n'est pas affectée par le pâturage. Le stock de Corg du sol (0-30 cm) dans la ZD est également plus élevé que dans la ZND, soit $15,5 \pm 0,8$ kg/m² contre $14,2 \pm 0,7$ kg/m².

Le changement de végétation induit par le pâturage dans la ZD semble être le facteur explicatif principal de l'augmentation de la teneur et du stock de Corg. Néanmoins, les mécanismes en cause ne sont pas encore clairement identifiés. D'autres investigations portant sur la nature et l'apport de la biomasse vers le sol, ainsi que sur sa structure, devraient être réalisées.

Mots-clés : Équateur, páramos, pâturage, sol, carbone organique

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2 bte L7.05.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/agro