

2022-2023

Master Biodiversité Écologie et Évolution

Écologie et Éco-Ingénierie des Zones Humides



CARACTÉRISATION DE LA DÉGRADATION DES TOURBES ALCALINES DES VALLÉES DE L'AUTHIE ET DE LA SOMME



Elodie Hemery

Stage effectué du 01/03/2023 au 31/08/2023 au Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France et
au sein de l'unité EDYSAN de l'Université de Picardie Jules Verne

Maîtres de stage : Adrien Berquer (CEN HdF) et Boris Brasseur (EDYSAN de l'UPJV)

Soutenue publiquement le 6 septembre 2023



Résumé

Les tourbières alcalines font partie des écosystèmes les plus menacés en raison de l'intensification de l'activité humaine au cours de l'histoire. De nombreux facteurs de dégradation anthropiques comme le drainage, l'utilisation des terres ou l'extraction de la tourbe ont participé à la dégradation de ces milieux, entraînant des modifications sur les faciès et sur les propriétés de la tourbe. Dans cette étude, six tourbières, réparties dans les vallées de la Somme et de l'Authie, en Hauts-de-France, ont été étudiées afin de caractériser la dégradation des tourbes qui les constituent. Les études portant sur des échantillons de tourbe de tourbière minérogène et de sols organiques fortement perturbés, à la frontière des sols minéraux sont rares. Nous avons effectué 45 sondages pédologiques, dont 29 avec prélèvements, sur lesquels nous avons mesuré les caractéristiques physico-chimiques des tourbes à partir de méthodes de terrain et de laboratoire. Nous avons observé une dégradation générale des couches de tourbe superficielles et l'absence de turfigénèse active, hormis sur certaines zones localisées, de tremblants sur d'anciennes fosses de tourbage. De façon surprenante, nous n'avons pas trouvé d'effet du niveau de la nappe phréatique sur les propriétés physico-chimiques des tourbes. Enfin, en comparant les techniques de terrain et de laboratoire nous n'avons pas montré de différence entre les caractérisations des types d'horizons réalisées sur le terrain et celles réalisées à partir de méthodes en laboratoire. Toutefois, nous avons démontré que l'indice de von Post ne semble pas permettre la caractérisation de la dégradation des tourbes alcalines de la région de manière fiable. Les critères retenus dans le référentiel pédologique français ne sont pas adaptés à la caractérisation de la dégradation et à la détermination du type d'horizon des tourbes alcalines. Des études complémentaires, sur la température, le pH et la disponibilité des nutriments semblent nécessaires pour expliquer la dégradation des tourbes alcalines de la vallée de la Somme et de l'Authie.

Mots-clés : tourbière minérogène alcaline, Vallée de la Somme, Vallée de l'Authie, décomposition de la tourbe, matière organique du sol

Abstract

Alkaline fens are among the ecosystems most threatened by the intensification of human activity over the course of history. Numerous anthropogenic factors, such as drainage, land use and peat extraction, have contributed to the degradation of these environments, leading to changes in peat facies and properties. In this study, six fens, located in the Somme and Authie valleys in Hauts-de-France, were studied to characterize the degradation of the peat that constitutes them. Studies of peat samples from fen peat and highly disturbed organic soils at the boundary with mineral soils are rare. We carried out 45 soil borings, including 29 with samples, on which we measured the physico-chemical characteristics of the peat using field and laboratory methods. We observed a general degradation of the superficial peat layers and the absence of active turfigenesis, except in certain localized areas of aspen on former peat pits. Surprisingly, we found no effect of water table level on peat physico-chemical properties. Finally, when comparing field and laboratory techniques, we showed no difference between horizon type characterizations performed in the field and those based on laboratory methods. However, we have shown that the von Post index does not appear to provide a reliable characterization of the degradation of alkaline peat in the region. The criteria used in the French pedological reference system are unsuitable for characterizing degradation and determining the type of alkaline peat horizons. Further studies on temperature, pH and nutrient availability seem necessary to explain the degradation of alkaline peats in the Somme and Authie valleys.

Keywords: alkaline fen, Somme Valley, Authie Valley, peat decomposition, soil organic matter



ENGAGEMENT DE NON PLAGIAT

Je soussignée Hemery Elodie, déclare être pleinement consciente que le plagiat de documents ou d'une partie d'un document publiés sur toutes formes de support, y compris l'internet, constitue une violation des droits d'auteur ainsi qu'une fraude caractérisée. En conséquence, je m'engage à citer toutes les sources que j'ai utilisées pour écrire ce rapport ou mémoire.

Signature :



Remerciements

Je tiens tout d'abord à adresser mes sincères remerciements à Adrien Berquer, chargé d'études scientifiques LIFE Anthropofens au Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, qui m'a aidée à la réalisation de cette étude et m'a laissée l'accompagner dans plusieurs missions annexes, me permettant d'améliorer mes connaissances et compétences dans le domaine de la gestion des tourbières alcalines.

Je remercie Boris Brasseur, docteur en géologie du Quaternaire et maître de conférence à l'unité EDYSAN (Ecologie et Dynamiques des Systèmes Anthropisés) de l'Université Picardie Jules Verne, pour ses riches échanges et conseils dans le cadre de cette étude.

J'adresse également mes remerciements à Chloé Retel, étudiante en M1 AETPF à l'Université Picardie Jules Verne, de m'avoir accompagnée dans la réalisation des sondages pédologiques et des analyses en laboratoire.

J'adresse aussi mes remerciements à Justine Capoulade, Grégory Bernard, Quentin Marescaux et les autres personnes qui m'ont aidée à effectuer mes sondages pédologiques.

Enfin, je tiens à remercier l'ensemble de l'équipe du conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, notamment l'équipe de l'antenne de Boves, pour leur chaleureux accueil et les moments partagés au cours de mon stage.

Sommaire

Synthèse bibliographique	1
1. Introduction.....	1
2. Les processus et facteurs de dégradation des tourbes	2
2.1. Les processus biologiques de dégradation.....	2
2.1.1. Les processus microbiologiques	2
2.1.1.1. Les communautés microbiennes.....	2
2.1.1.2. Les communautés fongiques.....	2
2.1.2. Les processus méso et macrobiologiques	2
2.1.2.1. Les oligochètes	2
2.1.2.2. Les taupes (<i>Talpa europaea</i>)	3
2.2. Les facteurs de dégradation anthropiques.....	3
2.2.1. Le drainage des tourbières	3
2.2.2. L'extraction de la tourbe	4
2.2.3. L'utilisation agricole des tourbières	4
2.3. Les facteurs de dégradation naturels	5
2.3.1. L'alluvionnement.....	5
2.3.2. La colonisation des ligneux.....	5
2.3.3. Le changement climatique	6
3. Les faciès de dégradation des tourbes	6
3.1. La séquence théorique des horizons histiques.....	6
3.1.1. La turfigénèse	6
3.1.2. La séquence sans perturbation	7
3.2. La séquence de dégradation des horizons histiques.....	7
3.2.1. La modification des espèces végétales.....	7
3.2.2. La séquence avec perturbation	8

4.	Les paramètres et méthodes de caractérisation de la dégradation des tourbes	9
4.1.	La caractérisation de la dégradation sur le terrain.....	9
4.1.1.	Estimation de la décomposition de la tourbe	9
4.1.2.	Estimation du pH et de la teneur en carbonates de calcium	10
4.2.	La caractérisation de la dégradation en laboratoire	10
4.2.1.	Estimation de la teneur en matières organiques	10
4.2.2.	Estimation du taux de fibres.....	10
4.2.3.	Estimation de la densité apparente.....	11
5.	Un sujet encore peu exploré par les sciences du sol.....	11
5.1.	Le manque de connaissances sur les tourbières alcalines de Hauts-de-France.....	11
5.2.	Le manque de connaissances sur la caractérisation des tourbes dégradées.....	11
	Références bibliographiques	12
	Présentation des structures d'accueil	17
	Rapport analytique	1
1.	Introduction.....	1
2.	Matériels et méthodes	2
2.1.	Présentation des sites étudiés.....	2
2.1.1.	Localisation des sites étudiés	2
2.1.2.	Caractéristiques des sites étudiés	2
2.2.	Méthodologie de la caractérisation de la dégradation des tourbes	3
2.2.1.	Méthodologie appliquée sur le terrain.....	3
2.2.1.1.	Réalisation du plan d'échantillonnage des sondages pédologiques	3
2.2.1.2.	Réalisation des sondages pédologiques.....	3
2.2.2.	Méthodologie appliquée en laboratoire	4
2.2.2.1.	La densité apparente	4
2.2.2.2.	La perte au feu.....	4
2.2.2.3.	Le taux de fibres frottées	5
2.3.	Analyses de la caractérisation de la dégradation des tourbes.....	5

2.3.1.	Constitution d'une base de données à partir des données pédologiques et hydrologiques par échantillon.....	5
2.3.2.	Réalisation des analyses statistiques.....	6
2.3.2.1.	Analyses des propriétés physico-chimiques.....	6
2.3.2.2.	Analyses des relations entre les propriétés physico-chimiques du sol et les conditions hydrologiques des sites	7
2.3.2.3.	Analyses de la comparaison des méthodes utilisées sur le terrain et en laboratoire pour caractériser la dégradation des tourbes.....	7
3.	Résultats	8
3.1.	Les types de sols et horizons déterminés.....	8
3.2.	Les propriétés physico-chimiques en fonction des horizons.....	9
3.3.	Les relations entre les propriétés physico-chimiques du sol et les conditions hydrologiques des sites	11
3.4.	Comparaison des méthodes utilisées sur le terrain et en laboratoire pour caractériser la dégradation des tourbes	15
4.	Discussion	16
4.1.	Les propriétés physico-chimiques des horizons histiques et anmoor des vallées de la Somme et de l'Authie	16
4.2.	Les relations entre les propriétés physico-chimiques du sol et les conditions hydrologiques des sites.....	19
4.3.	Etat de la turfigénèse dans les tourbières des vallées de la Somme et de l'Authie.....	21
4.4.	Comparaison des méthodes utilisées sur le terrain et en laboratoire pour caractériser la dégradation des tourbes	23
5.	Conclusion	24
	Références bibliographiques	25

Table des figures

Figure 1. Influence des niveaux d'eau de la nappe phréatique sur les émissions de gaz à effet de serre dans une tourbière intacte et une tourbière dégradée.....	4
Figure 2. Types d'horizons histiques en fonction du pourcentage de matière fibrique et de matière amorphe caractérisé visuellement sur le terrain.....	7
Figure 3. Séquences des histosols en fonction des facteurs de dégradation.....	9
Figure 4. Répartition des propriétés physico-chimiques en fonction des types d'horizons	9
Figure 5. ACP de la répartition des propriétés physico-chimiques des échantillons récoltés et des caractéristiques hydrologiques au sondage en fonction des sites étudiés.....	11
Figure 6. Répartition du taux de matières organiques des horizons en fonction de la profondeur par vallée et par site.....	13
Figure 7. Répartition de l'indice de von Post caractérisé sur le terrain en fonction des horizons caractérisés à partir des analyses réalisées en laboratoire.....	15
Figure 8. Comparaison par photo-interprétation entre 1952 et 2021 du sondage 8 (point rouge) effectué sur le marais des Communes de Long.....	22
Figure 9. Schématisation des différents sondages des tremblants présentant une potentielle turfigénèse active caractérisée dans la Vallée de la Somme.....	22

Table des tableaux

Tableau 1. Statistiques des modèles pour le taux de matières organiques en fonction de la profondeur. ...	14
Tableau 2. Statistiques des modèles pour le taux de matières organiques en fonction du niveau minimum annuel de la nappe phréatique.	14
Tableau 3. Statistiques des modèles pour le taux de matières organiques en fonction de l'indice de von Post.	16

Synthèse bibliographique

1. Introduction

Une tourbière est un type de zone humide, qui se caractérise par une accumulation de tourbe (Joosten et al., 2017). La tourbe est principalement composée de matières organiques végétales et d'eau. Elle se construit à partir des débris végétaux morts, qui se transforment lentement en tourbe, en conditions d'anaérobiose, en raison d'un engorgement permanent ou quasi permanent (Baize et Girard, 2009). Les tourbières couvrent environ 3% de la surface terrestre mondiale, et stockent 21% du stock total mondial de carbone organique des sols mondiaux (Joosten, 2009 ; Leifeld et Menichetti, 2018 ; Leifeld et al., 2019). Face au changement climatique, elles jouent un rôle important de puits de carbone. Cependant, beaucoup d'entre elles sont dégradées, faisant d'elles des sources d'émissions de carbone (CO₂ et CH₄) vers l'atmosphère. Les estimations des émissions mondiales actuelles de gaz à effet de serre (GES) des tourbières dégradées varient entre 1,30 et 1,91 Gt d'équivalent CO₂ an⁻¹ (Joosten, 2009, Leifeld et Menichetti, 2018, Leifeld et al., 2019), ce qui correspond à 2,6 % à 3,8 % du total annuel des GES anthropiques mondiaux (Edenhofer et al., 2014).

La région des Hauts-de-France abrite des tourbières minérotrophes, essentiellement représentées par des tourbières basses alcalines du fait de leur alimentation par les eaux souterraines de la nappe de la craie riche en carbonate de calcium (Roux, 1964). La Vallée de la Somme représente l'une des plus longues tourbières alcalines d'Europe (Manneville et al., 2006). Ce type de zone humide est considéré comme l'un des écosystèmes les plus menacés en raison de l'intensification de l'activité humaine au cours de l'histoire (Rotherham, 2013). Beaucoup de tourbières alcalines ont été détruites en raison de l'expansion de l'agriculture (Van Diggelen et al., 2006). En Hauts-de-France, les changements d'affectation et d'intensité des pratiques au sein de ces milieux au cours de l'histoire ont fortement influencé les milieux tourbeux actuels (Marescaux et al., 2021). En fonction des facteurs de dégradation et de leur intensité, des transformations interviennent dans les tourbières et la tourbe qui les constituent, entraînant des modifications sur les faciès ainsi que sur les propriétés de la tourbe. Plusieurs paramètres et méthodes permettent de caractériser l'évolution des sols tourbeux (histosols et autres sols à horizons histiques), et donc indirectement leur dégradation. Cependant, ceux-ci ont été mis au point sur des tourbières ombrogènes et naturelles, engendrant un manque de connaissances sur les sols des tourbières minérogènes et les sols organiques fortement perturbés à la frontière des sols minéraux (Säurich et al., 2019).

2. Les processus et facteurs de dégradation des tourbes

2.1. Les processus biologiques de dégradation

2.1.1. Les processus microbiologiques

2.1.1.1. Les communautés microbiennes

Les communautés microbiennes sont les principaux décomposeurs de la matière organique dans les tourbières. Leurs structures et fonctions sont fortement influencées par le niveau des nappes phréatiques, qui conditionne lui-même le taux d'oxygène du sol. En conditions anaérobies, sous la surface de la nappe, la faible disponibilité d'oxygène dans le milieu permet de ralentir la décomposition microbienne de la matière organique, au profit de l'accumulation de tourbe. En revanche, l'abaissement de la nappe peut conduire à des conditions aérobies favorisant la décomposition microbienne de la matière organique et l'émission de GES (Peltoniemi et al., 2012 ; Wang et al., 2019).

2.1.1.2. Les communautés fongiques

Les champignons sont considérés comme les principaux décomposeurs aérobies dans les tourbières (Thormann, 2006). Leur structure est en effet influencée par le niveau des nappes phréatiques. Dans les tourbières minérotrophes, des conditions oxiques seraient favorables au développement des champignons saprotrophes (Wang et al., 2019). Ils pourraient augmenter les activités enzymatiques de dégradation du carbone et, par conséquent, augmenter considérablement la décomposition de la matière organique dans les tourbières (Jassey et al., 2018).

2.1.2. Les processus méso et macrobiologiques

2.1.2.1. Les oligochètes

Les oligochètes, notamment les lombriciens, ont un impact important sur les dynamiques de dégradation des matières organiques du sol (Bouché, 1972). Ils participent à la minéralisation et à l'humification du sol en décomposant la matière organique. Leur répartition est influencée par la disponibilité en oxygène dans le sol (Edwards, 2004). Pour certaines espèces, la croissance et la reproduction sont maximales à une humidité du sol de 80% (Hallatt et al., 1992). Ils peuvent donc apprécier des conditions d'hydromorphies modérées et des horizons tourbeux superficiels drainés. Après un léger drainage (quelques cm), les Enchytréidés peuvent devenir actifs et des horizons tourbeux très fibriques peuvent se transformer en horizon tourbeux présentant une décomposition de la matière organique plus importante. Si le niveau moyen annuel de l'eau est abaissé

de plus de 10 cm sous la surface du sol, les Lumbricidés peuvent également coloniser le milieu (Cole et al., 2002 ; Laiho, 2006) s'ils sont présents dans l'environnement immédiat.

2.1.2.2. Les taupes (*Talpa europaea*)

Les taupes (*Talpa europaea*) ont également un rôle dans la dégradation des tourbes puisque leurs galeries entraînent l'aération des sols et donc l'oxydation de la matière organique. Leur répartition et densité de population sont liées à leur principal aliment, les vers de terre (Lumbricidés). Elles vivent dans les zones où les vers de terre sont plus abondants. D'autre part, elles ont tendance à se concentrer près des lignes de drainage et des cours d'eau, mais elles sont absentes des sols inondés et très secs (Funmilayo, 1977).

2.2. Les facteurs de dégradation anthropiques

2.2.1. Le drainage des tourbières

Le drainage est la cause la plus fréquente de dégradation des tourbières (Joosten et al., 2017). Il se caractérise par la modification du processus dans les sols (Okruszko, 1993), qui se traduit par l'inhibition du processus d'accumulation de tourbe au profit de l'initiation de sa minéralisation (Renger et al., 2002). Le drainage entraîne l'abaissement du niveau de la nappe phréatique, entraînant l'oxygénation de la partie exondée du sol (Okruszko, 1993). L'augmentation de la quantité d'air dans le sol, et donc d'oxygène, favorise le développement des communautés microbiennes qui décomposent la matière organique. Il en résulte des émissions accrues de GES (CO_2 , N_2O) dans l'atmosphère, ainsi que la production et la disponibilité accrue de carbone et d'azote organique dissous dans les eaux (Łachacz et al., 2023). Les sols organiques drainés représentent 0,9 à 1,9 Gt équivalent $\text{CO}_2 \cdot \text{an}^{-1}$ (Leifeld et Menichetti, 2018 ; Smith et al., 2014 ; Humpenöder et al., 2020) des émissions de gaz à effet de serre (GES) à l'échelle mondiale, soit environ un quart du total des émissions de GES d'origine anthropique (Smith et al., 2014 ; Humpenöder et al., 2020). Le drainage conduit également à l'acidification (Toberman et al., 2010), l'eutrophisation et à la disparition des espèces végétales typiques des tourbières alcalines (van Diggelen et al., 1996 ; van Loon et al., 2009). Enfin, il peut aussi provoquer un phénomène de subsidence. Ce processus entraîne l'affaissement et la densification des dépôts de tourbe, puis à plus long terme la dégradation de la matière organique. Le taux d'affaissement (subsidence) de la surface des tourbières dépend du type de tourbe, de la densité de sa masse, de son épaisseur (Grzywna, 2017), de l'intensité du drainage et du type d'utilisation (Gnatowski et al., 2010).

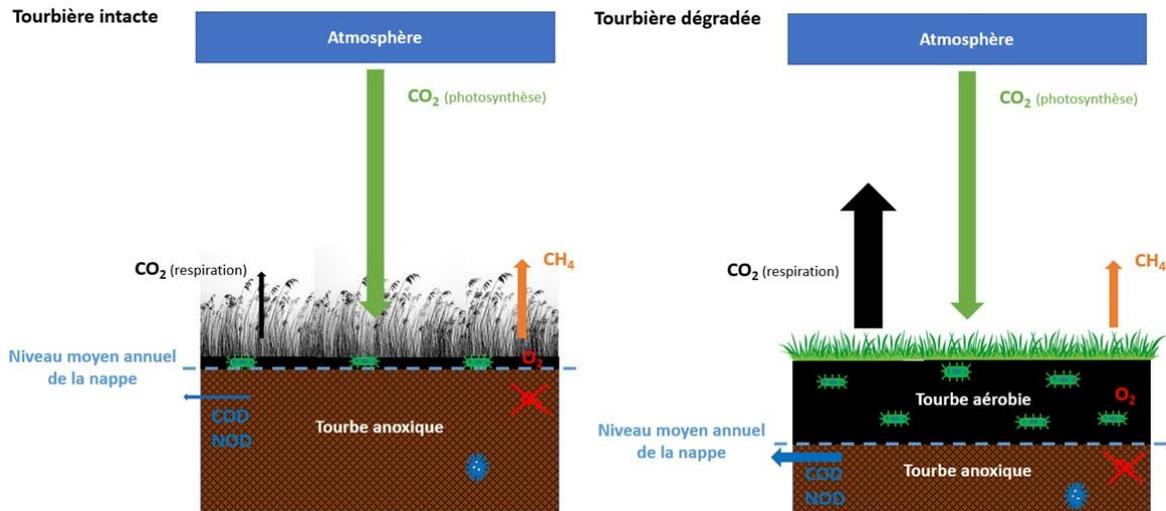


Figure 1. Influence des niveaux d'eau de la nappe phréatique sur les émissions de gaz à effet de serre dans une tourbière intacte et une tourbière dégradée, avec CO₂ : dioxyde de carbone, CH₄ : méthane, COD : carbone organique dissous et NOD : azote organique dissous (Inspiré de David Wilson, 2008).

2.2.2. L'extraction de la tourbe

Les dépôts tourbeux de la Vallée de la Somme ont été exploités au moins à partir du Moyen Âge (XIII^e siècle), jusqu'au XX^e siècle comme combustible et comme engrais naturel. L'extraction de la tourbe était particulièrement importante entre le XVIII^e et le XX^e siècle, car la tourbe constituait une ressource disponible et accessible financièrement pour se chauffer face au manque de bois (Demangeon, 1905). Durant la phase d'exploitation intensive, le département de la Somme devient même le premier exportateur de tourbe de France (Dubois, 1912). L'extraction de la tourbe était réalisée jusqu'à 1,5 mètres de profondeur (petit louchet) avant 1786, puis jusqu'à 7 à 8 mètres de profondeur (grand louchet) (Demangeon, 1905 ; Dournel, 2007). De nombreuses fosses, sillonnées par un réseau dense de fossés de drainage permettant l'extraction de la tourbe, sont encore visibles dans la vallée de Somme (Dournel, 2007). Elles sont à l'origine de nombreux plans d'eau aux contours géométriques, plus ou moins profonds, souvent utilisés pour la pêche (Cloquier, 2006).

2.2.3. L'utilisation agricole des tourbières

L'utilisation des terres est un facteur important qui détermine le taux de décomposition de la tourbe (Brouns et al., 2016). Parmi les différents usages, l'utilisation agricole des tourbières est une source de dégradation importante. Tout d'abord, l'utilisation d'engrais et de pesticides peut entraîner l'afflux de minéraux dans la tourbe, augmentant ainsi la part des composants minéraux au dépend de la matière organique qui diminue en raison de la minéralisation (Łachacz et al., 2023). Il a été démontré que l'ajout d'azote stimule la

décomposition de la matière organique facilement dégradable mais réduit la décomposition de la matière organique récalcitrante. L'enrichissement en phosphore augmenterait également la décomposition de la tourbe (Brouns et al., 2016). D'autre part, dans la région, de nombreuses tourbières ont été cultivées pour le maraîchage (hortillonnages) (Dournel, 2007). La conversion de ces écosystèmes en zone de culture a nécessité au préalable d'intenses travaux de drainage et de défrichage avant d'opérer le mélange de la terre à la tourbe sous-jacente (Coquidé, 1912). Enfin, par le passé, la pression pastorale pouvait également être très élevée dans les marais tourbeux de la région (François, 2021). Le pâturage peut participer à la dégradation des tourbes, en augmentant la décomposition et le compactage des couches supérieures de la tourbe (Sjögren et Lamentowicz, 2008).

2.3. Les facteurs de dégradation naturels

2.3.1. L'alluvionnement

Dans les vallées fluviales, l'alluvionnement, défini par le dépôt de sédiments transportés par un cours d'eau, peut être à l'origine de la dégradation de la tourbe. Cette dégradation résulte de l'interruption du processus de formation de tourbe, provoqué lors d'inondations par le recouvrement de la surface des tourbières par des dépôts minéraux (Wójcicki et al., 2020). Ce facteur de dégradation des tourbières a déjà été décrit en France (Lespez et al., 2008) ainsi que dans les Hauts-de-France (Salvador et al., 2021).

2.3.2. La colonisation des ligneux

La colonisation des ligneux dans les tourbières, peut transformer ces écosystèmes de puits, en sources de carbone atmosphérique, si les taux de photosynthèse et la fixation du carbone sont inférieurs aux taux de décomposition des restes de plantes et du carbone accumulé dans la tourbe (Linderholm et Leine, 2004). Les arbres peuvent affecter les tourbières à travers quatre mécanismes principaux : 1-ils peuvent assécher les sols en interceptant les précipitations et par évapotranspiration de l'eau, 2-augmenter la disponibilité des éléments nutritifs du sol par la chute de litière, 3-réduire le rayonnement solaire en ombrage (Ohlson et al., 2001 ; Eppinga et al., 2009 ; Straková et al., 2012), et 4-réduire l'influence du vent en modifiant les propriétés aérodynamiques de la surface de la tourbière (Kellner, 2001). Il est important de noter que les généralisations prédisant un effet de dessèchement des arbres sur les tourbières sont controversées. Il semble que ce soit la densité des arbres, qui détermine l'effet des arbres sur le bilan hydrique des tourbières, et qu'il existe une relation non linéaire entre le bilan hydrique et la densité des arbres (Strilesky et Humphreys, 2012 ; Limpens et al., 2014). Les arbres isolés, ou les parcelles à faible densité d'arbres, assècheraient davantage les tourbières que les parcelles avec une forte densité d'arbres (Limpens et al., 2014).

2.3.3. Le changement climatique

Le changement climatique participe à la dégradation des tourbières et de la tourbe, par le biais des changements de température et d'humidité du sol. En effet, la modification des régimes de précipitations et de températures induit par le changement climatique, favorisent des conditions chaudes et sèches, qui participent à la baisse du niveau de la nappe phréatique. La température et le niveau de la nappe phréatique étant deux variables qui contrôlent la décomposition de la tourbe, le changement climatique contribue à la décomposition de la matière organique et à la minéralisation du carbone (sous forme de production de CO₂ et de CH₄) et de l'azote (Keller et al., 2004). De plus, l'abaissement des nappes induit par le changement climatique peut réduire l'alcalinité des tourbières et augmenter l'acidité (Van Haesebroeck et al., 1997). Enfin, le changement climatique participe également à la modification des communautés végétales (Dieleman et al., 2015). Il a été démontré que les conditions plus chaudes et plus sèches favorisent le développement d'un système dominé par les arbustes (Weltzin et al., 2000).

3. Les faciès de dégradation des tourbes

3.1. La séquence théorique des horizons histiques

3.1.1. La turfigénèse

La tourbe de tourbière alcaline est composée de *Phragmites australis*, d'espèces de *Carex*, de mousses à l'instar des mousses brunes et d'arbres tels que *Alnus glutinosa* (Brouns et al., 2016 ; Säurich et al., 2021). La formation de la tourbe nécessite d'une part, un niveau annuel moyen de la nappe égal à la surface ou proche de la surface du sol, générant des conditions anaérobies, voire anoxiques; ainsi qu'un bilan d'accumulation de matières organiques excédentaires, signifiant que la production primaire nette doit être supérieure à la quantité de matières organiques décomposées (Baize et Girard, 2009). La décomposition de la matière organique varie en fonction des espèces végétales et des parties de la plante. En effet, au sein d'une même espèce, les racines se décomposent souvent plus lentement que les tiges (Zhang et al., 2008 ; Freschet et al., 2013). La production racinaire est donc potentiellement plus importante pour la formation de tourbe que la production aérienne. Dans les vastes tourbières des vallées fluviales de l'Europe, la tourbe est principalement formée par les racines et les rhizomes et non par les mousses (Michaelis et al., 2020). Enfin, il est important de noter que les tourbières minérotrophes présentent une décomposition de la matière organique plus rapide que les tourbières ombrotrophes (Aerts et al., 1999 ; Scheffer et al., 2001) en raison d'un pH plus élevé et des différences de composition chimique associées à la composition botanique (Brouns et al., 2016).

3.1.2. La séquence sans perturbation

Dans les tourbières non perturbées, les processus naturels de formation de la tourbe conduisent à une baisse de la qualité de la tourbe et à un degré de décomposition de la matière organique plus élevée avec la profondeur et l'âge de la tourbe (Hardie et al., 2011 ; Leifeld et al., 2012 ; Reiche et al., 2010). En pédologie, ce type de solum est qualifié d'histosol et se compose d'horizons histiques H (Baize et Girard, 2009).

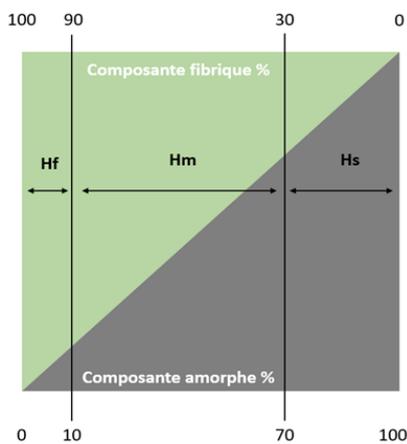


Figure 2. Types d'horizons histiques (Hf, Hm et Hs) en fonction du pourcentage de matière fibrique et de matière amorphe caractérisé visuellement sur le terrain (d'après Zanella et al., 2018).

Il existe trois types d'horizons histiques, qui peuvent être caractérisés visuellement sur le terrain. L'horizon fibrique (Hf), est composé d'au moins 90% de fibres de restes de végétaux et moins de 10% de matière amorphe. La décomposition des débris végétaux y est nulle à très faible, ce qui permet d'identifier facilement les structures végétales. Ces horizons sont peu fréquents dans les tourbières minérotrophes en raison de la décomposition rapide de la matière organique. L'horizon mésique (Hm), est constitué de 30 à 90% de fibres et de 10 à 70% de matière amorphe. La décomposition des végétaux est moyenne à forte au sein de ces horizons, rendant leur identification difficile. Enfin, le dernier type d'horizon est l'horizon saprique (Hs), qui est composé d'au moins 70% de matière amorphe et moins de 30% de fibres végétales. La décomposition du matériel végétal y est forte à totale, ce qui rend les structures végétales indiscernables (Baize et Girard, 2009 ; Zanella et al., 2018).

Compte tenu de leur forte teneur en matière organique, les sols tourbeux non perturbés sont caractérisés par une faible densité apparente ($H_f < H_m < H_s < 0.2 \text{ g.cm}^{-3}$) et une porosité totale élevée par rapport aux sols minéraux (Driessen, 1977 ; Rezanezhad et al., 2016). La densité apparente et la porosité de la tourbe sont influencées par la décomposition de la matière organique et varient en fonction de la profondeur. La densité apparente augmente tandis que la porosité totale diminue avec la profondeur (Rezanezhad et al., 2016).

3.2. La séquence de dégradation des horizons histiques

3.2.1. La modification des espèces végétales

Les tourbières perturbées, notamment par les activités anthropiques, subissent des changements dans la composition des espèces végétales. Au cours du processus de dégradation des tourbières alcalines, les plantes sont soumises à des changements concernant la disponibilité des nutriments, le degré d'anoxie, la disponibilité de l'eau, le régime de température et l'intensité des perturbations. La végétation évolue généralement d'une composition végétale typique des tourbières alcalines (*Caricetalia davalliana*), à celle

de prairies tourbeuses (*Molinio caeruleae* - *Juncetea acutiflori*), puis de prairies fortement dégradées dominées par des espèces rudérales telles que *Urtica dioica* et *Plantago lanceolata*, avec l'importance de la dégradation (Klimkowska et al., 2010).

3.2.2. La séquence avec perturbation

Dans les tourbières perturbées, les facteurs de dégradation, notamment anthropiques, sont à l'origine de la transformation, voire de la formation de sols secondaires par minéralisation et compaction (Schulz et al., 2019). Ils se caractérisent par une modification des propriétés de la tourbe, à savoir l'augmentation de la décomposition de la matière organique et de la densité apparente dans la couche superficielle. Plusieurs études montrent que la tourbe de la couche inférieure des sols organiques gérés est moins décomposée que la couche supérieure (Rogiers et al., 2008 ; Krüger et al., 2015 ; Wüst-Galley et al., 2016). Ainsi, des taux de décomposition plus élevés dans la couche de tourbe superficielle indiqueraient une décomposition avancée liée à une dégradation (Bader et al., 2017).

Les tourbes dégradées sont qualifiées d'anmoor (An). Selon le référentiel pédologique français, les horizons d'anmoor sont des horizons noirs, épais (jusqu'à 30 cm), parfois très riches en carbone organique, à consistance plastique et à structure massive en période d'engorgement, biomacrostructuré en période d'abaissement de la nappe. Ils se forment sous l'influence d'un engorgement prolongé par une nappe permanente à faible battement. L'incorporation de la matière organique est due à une forte activité d'animaux fouisseurs (vers de terre, larves d'insectes) lors des périodes estivales où le niveau de la nappe baisse. Cette activité n'aboutit pas à une structuration durable de l'horizon (déstabilisation par l'engorgement) (Baize et Girard, 2009).

En fonction des facteurs de dégradation, plusieurs transformations des séquences théoriques des horizons histiques ont été caractérisées :

- La séquence drainée

Le drainage des tourbières entraîne la disparition de la structure amorphe uniforme au profit d'une structure plus ou moins friable et grumeleuse dans la couche supérieure du sol. Le référentiel pédologique français qualifie d'horizons assainis (Ha) ces horizons formés de matières organiques très décomposées de couleur foncée (Baize et Girard, 2009). Dans la littérature internationale, les sols résultant de ce processus sont désignés par le terme "mursh" en polonais et "moorsh" en anglais (Okruszko, 1993 ; Schulz et al., 2019 ; Łachacz et al., 2023).

- La séquence surpâturée

Le pâturage, par le piétinement du bétail, peut également occasionner la formation d'un horizon pédologique de surface présentant une forte densité, une forte teneur en cendres, en général compact, de couleur sombre, différent des horizons histiques qui le surmontent ou ceux sous-jacents. Ce processus d'origine agropastorale est appelé "kultureller Trockenhorizont" (KTH), traduisant un "horizon culturel" (Sjögren et al., 2007).

- La séquence exploitée pour la tourbe

L'extraction de la tourbe a entraîné la disparition des horizons histiques superficiels et la dégradation des horizons adjacents par le drainage de la zone. Dans les vallées des Hauts-de-France, les fosses résultant de cette exploitation sont à l'origine de nombreux plans d'eau, qui peuvent se combler par envasement et être propice à la reprise d'une turfigénèse grâce à la colonisation de tremblants (Coulombel et al., 2013 ; Lebrun et al., 2014).

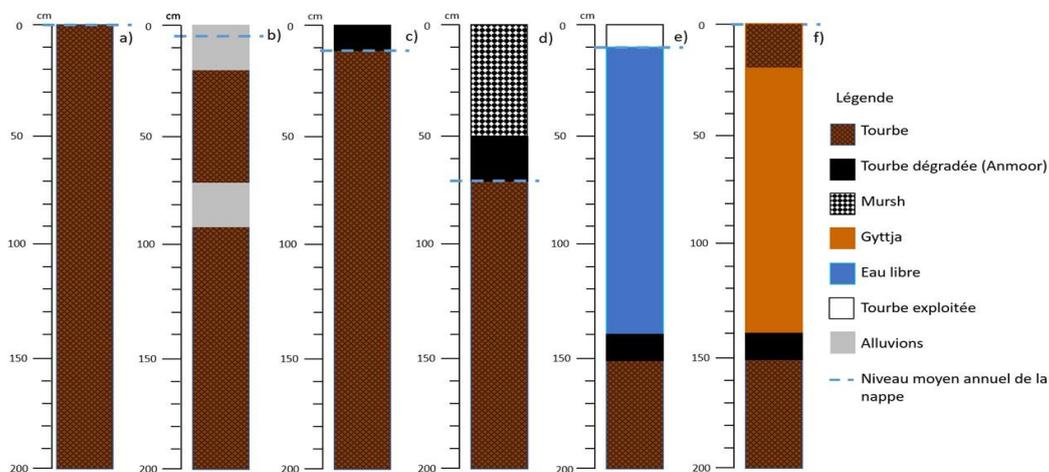


Figure 3. Séquences des histosols en fonction des facteurs de dégradation : a) tourbière intacte, b) tourbière avec alluvionnements, c) tourbière drainée, d) tourbière fortement drainée, e) tourbière exploitée, ancienne fosse d'extraction de tourbe et f) ancienne fosse d'extraction de tourbe avec reprise de turfigénèse (inspiré de Łachacz et al., 2023).

4. Les paramètres et méthodes de caractérisation de la dégradation des tourbes

4.1. La caractérisation de la dégradation sur le terrain

4.1.1. Estimation de la décomposition de la tourbe

La dégradation de la tourbe peut se caractériser à partir de son degré de décomposition, qui peut être estimé à l'aide du test de von Post (von Post, 1924). L'estimation du degré de décomposition de la tourbe repose sur la quantité et l'état de conservation des fibres végétales, la quantité de matière amorphe, la couleur et la

turbidité de l'eau. La tourbe non dégradée est composée de fibres végétales de tailles diverses et bien conservées, l'absence de matière amorphe et une eau limpide, tandis que la tourbe dégradée se caractérise par la décomposition complète des fibres végétales, l'absence d'eau et la présence de matière amorphe.

4.1.2. Estimation du pH et de la teneur en carbonates de calcium

La dégradation de la tourbe alcaline peut être mise en évidence par des changements de pH à court et à long terme. En effet, le pH est influencé par les variations de la nappe phréatique. Le drainage entraîne l'acidification tandis que la réhumidification engendre une augmentation du pH (Toberman et al., 2010). Le pH du sol peut être estimé entre autres à l'aide d'un pH mètre de sol. Le pH des tourbes alcalines bien conservées est généralement supérieur à 6,4 (Meier-Uhlherr et al., 2011).

D'autre part, les tourbières alcalines de la région sont caractérisées par la présence de carbonates compte tenu de leur alimentation par des émergences de la nappe de la craie (Garcia et al., 2022). La présence de carbonates dans le sol peut être appréciée sur le terrain à l'aide du test HCl. Lorsqu'il y a présence de carbonates, l'acide chlorhydrique (HCl) provoque la dissolution du carbonate de calcium, qui se manifeste par une effervescence et l'apparition de bulles visibles et audibles.

4.2. La caractérisation de la dégradation en laboratoire

4.2.1. Estimation de la teneur en matières organiques

En pédologie, pour qu'un horizon soit considéré comme histique, sa teneur en cendres doit être inférieure à 50 %; au-delà de 20 % de matière minérale, on estime que l'horizon histique a reçu des apports de matières minérales d'origine allochtone (Baize et Girard, 2009). L'estimation de la teneur en cendres et de la teneur en matière organique est réalisée par calcination, aussi appelée perte au feu (Chambers et al., 2011).

4.2.2. Estimation du taux de fibres

La caractérisation des horizons histiques (H), à savoir l'horizon fibrique (Hf), l'horizon mésique (Hm) et l'horizon saprique (Hs), est réalisée précisément grâce à l'estimation du taux de fibres (en poids sec) par tamisage, également appelé "fibres frottées". L'horizon fibrique (Hf) est composé de plus de 40% de fibres. L'horizon mésique est constitué de 10 à 40% de fibres. Enfin, l'horizon saprique est composé de moins de 10% de fibres (Bascomb et al., 1977 ; Baize et Girard, 2009). Cette méthode permet également de mettre en évidence des micro-agrégats organo-minéraux dans des tourbes dégradées ou de bas-marais (Gobat et al., 1991).

4.2.3. Estimation de la densité apparente

La densité apparente des sols organiques est relativement faible par rapport aux sols minéraux compte tenu de leur teneur élevée en matière organique (Driessen, 1977). Elle est inférieure à $0,1 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ pour les horizons fibriques, comprise entre $0,1$ et $0,2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ pour les horizons mésique et souvent proche de $0,2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ pour les horizons sapriques (Baize et Girard, 2009).

5. Un sujet encore peu exploré par les sciences du sol

5.1. Le manque de connaissances sur les tourbières alcalines de Hauts-de-France

La prise en compte de la préservation des tourbières françaises a émergé à partir de la fin des années 80, notamment avec la création du Life "Tourbières de France". Cependant, les études sur les tourbières minérogènes, plus particulièrement de la région Hauts-de-France, sont rares contrairement à celles portant sur les tourbières ombrogènes. Pourtant, la Vallée de la Somme représente certainement le plus vaste complexe de milieux tourbeux alcalins de plaine en France, et probablement de nord-ouest de l'Europe (Lebrun et al., 2014).

5.2. Le manque de connaissances sur la caractérisation des tourbes dégradées

Les études incluant des échantillons de tourbe de tourbière ombrogène, minérogène et de sols organiques fortement perturbés à la frontière des sols minéraux sont rares (Saurich et al., 2019). En effet, les études se sont principalement concentrées sur les tourbières naturelles et peu sur les tourbières drainées. D'autre part, la caractérisation de la dégradation de la tourbe repose sur des méthodes élaborées sur des tourbières naturelles, où l'augmentation de la décomposition est causée par les conditions climatiques pendant le développement de la tourbe et l'âge de la tourbe uniquement. Elles ne prennent donc pas en compte les impacts anthropiques (Saurich, 2021). Enfin, le référentiel pédologique français ne prend pas en compte les processus pédologiques secondaires décrits et reconnus à l'international (Baize et Girard, 2009 ; IUSS Working Group WRB, 2022) tels que "murshic", correspondant à un processus pédologique secondaire issu d'un horizon historique drainé, et "mulmic", caractérisant un horizon développé à partir de matière organique saturée d'eau après drainage (IUSS Working Group WRB, 2022).

Références bibliographiques

- Aerts, R., Verhoeven, J. T. A., Whigham, D. F., 1999. Plant-mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs. *Ecology*, 80, 2170-2181.
- Bader, C., Müller, M., Schulin, R., Leifeld, J., 2017. Peat decomposability in managed organic soils in relation to land use, organic matter composition and temperature. *Biogeosciences*, 15, 703-719.
- Baize, D., Girard, M. C., 2009. *Référentiel pédologique*, 405p.
- Bascomb, C. L., Banfield, C. F., Burton, R. G. O., 1977. Characterisation of peaty materials from organic soils (Histosols) in England and Wales. *Geoderma*, 19, 131-147.
- Bouché, M. B., 1972. Lombriciens de France. *Ecologie et systématique*, 72, 671p.
- Brouns, K., Keuskamp, J. A., Potkamp, G., Verhoeven, J. T., Hefting, M. M., 2016. Peat origin and land use effects on microbial activity, respiration dynamics and exo-enzyme activities in drained peat soils in the Netherlands. *Soil Biology and Biochemistry*, 95, 144-155.
- Chambers, F. M., Beilman, D. W., Yu, Z., 2011. Methods for determining peat humification and for quantifying peat bulk density, organic matter and carbon content for palaeostudies of climate and peatland carbon dynamics. *Mires and Peat*, 7, 1-10.
- Cloquier, C., 2006. L'extraction et l'exploitation de la tourbe dans la Vallée de la Somme du XIIIe au XVIIIe siècle. *Quadrilobe* 1, 59-67.
- Coquidé E., 1912. *Recherches sur les propriétés des sols tourbeux de la Picardie*, 180 p.
- Cole, L., Bardgett, R. D., Ineson, P., Hobbs, P. J., 2002. Enchytraeid worm (Oligochaeta) influences on microbial community structure, nutrient dynamics and plant growth in blanket peat subjected to warming. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 83-92.
- Coulombel, R., François, R., Lebrun, J., 2013. Observations floristiques remarquables effectuées en 2013 dans les tourbières alcalines de la Moyenne Vallée de la Somme entre Amiens et Abbeville. *Bulletin Société Linnéenne Nord-Picardie*, 31, 19-37.
- Demangeon A., 1905. *La Picardie et les régions voisines : Artois, Cambrésis, Beauvaisis*, 496 p.
- Dieleman, C.M., Branfireun, B.A., McLaughlin, J.W., Lindo, Z., 2015. Climate change drives a shift in peatland ecosystem plant community: Implications for ecosystem function and stability. *Global change biology*, 21, 388-395.
- Dournel, S., 2007. De l'exploitation historique de la tourbe dans la Vallée de la Somme à la mise en nature des zones humides dans l'agglomération amiénoise : mutations paysagères et sociales. In *Histoire économique et sociale de la tourbe et des tourbières*, 14, 211-228.
- Dubois, P., 1912. *En Picardie. La Vallée de la Somme : les Hortillonnages, les Pêcheries et les Tourbières*, 32p
- Driessen, P.M., 1977. Peat soils: their occurrence, properties, reclamation and suitability for rice cultivation. *Soils and Rice*, Manila, 763-779.
- Edenhofer, O., 2014. Technical Summary In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Technical Report*.
- Edwards, C. A., 2004. The importance of earthworms as key representatives of the soil fauna. *Earthworm ecology*, 2, 3-11.
- Eppinga, M. B., Rietkerk, M., Wassen, M. J., De Ruiter, P. C., 2009. Linking habitat modification to catastrophic shifts and vegetation patterns in bogs. *Plant Ecology*, 200, 53-68.

- Freschet, G. T., Cornwell, W. K., Wardle, D. A., Elumeeva, T. G., Liu, W., Jackson, B.G., Onipchenko, V.G., Soudzilovskaia, N.A., Tao, J., Cornelissen, J.H.C., Austin, A., 2013. Linking litter decomposition of above- and below-ground organs to plant-soil feedbacks worldwide. *Journal of Ecology*, 101, 943-952.
- Funmilayo, O., 1977. Distribution and abundance of moles (*Talpa europaea* L.) in relation to physical habitat and food supply. *Oecologia*, 30, 277-283.
- François, R., 2021. Les 15 000 hectares de tourbières alcalines des vallées de Somme et d'Avre (Picardie). Première partie : milieu physique et géohistoire. *Bulletin Société Linnéenne Nord-Picardie*, 39, 77p.
- Garcia, C., Antoine, P., Brasseur, B., 2022. Les séquences tourbeuses des fonds de vallées du bassin de la Somme (France). *Quaternaire*, 1-14.
- Gnatowski, T., Szatyłowicz, J., Brandyk, T., Kechavarzi, C., 2010. Hydraulic properties of fen peat soils in Poland. *Geoderma*, 154, 188-195.
- Gobat, J.M., Grosvernier, P., Matthey Y., Buttler, A, 1991. Un triangle granulométrique pour les tourbes : analyses semi-automatiques et représentation graphique. *Science du Sol*, 29, 23-35.
- Grzywna, A., 2017. The degree of peatland subsidence resulting from drainage of land. *Environmental Earth Sciences*, 76, 1-8.
- Hallatt, L., Viljoen, S. A., Reinecke, A. J., 1992. Moisture requirements in the life cycle of *Perionyx excavatus* (*Oligochaeta*). *Soil Biology and Biochemistry*, 24, 1333-1340.
- Hardie, S.M.L., Garnett, M.H., Fallick, A.E., Rowland, A.P., Ostle, N.J., Flowers, T.H., 2011. Abiotic drivers and their interactive effect on the flux and carbon isotope (¹⁴C and ¹³C) composition of peat-respired CO₂. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 2432–2440.
- Humpenöder, F., Karstens, K., Lotze-Campen, H., Leifeld, J., Menichetti, L., Barthelmes, A., Popp, A., 2020. Peatland protection and restoration are key for climate change mitigation. *Environmental Research Letters*, 15, 104093.
- IUSS Working Group WRB. 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.
- Jassey, V. E., Reczuga, M. K., Zielińska, M., Słowińska, S., Robroek, B. J., Mariotte, P., Seppey, C.V., Lara, E., Barabach, J., Słowiński, M., Bragazza, L., Chojnicki, B. H., Lamentowicz, M., Mitchell, E.A., Buttler, A., 2018. Tipping point in plant–fungal interactions under severe drought causes abrupt rise in peatland ecosystem respiration. *Global Change Biology*, 24, 972-986.
- Joosten, H., 2009. The Global Peatland CO₂ Picture: peatland status and drainage related emissions in all countries of the world.
- Joosten, H., Tanneberger, F., Moen, A., 2017. *Mires and peatlands of Europe*, 780p.
- Keller, J. K., White, J. R., Bridgham, S. D., Pastor, J., 2004. Climate change effects on carbon and nitrogen mineralization in peatlands through changes in soil quality. *Global Change Biology*, 10, 1053-1064.
- Kellner, E., 2001. Surface energy fluxes and control of evapotranspiration from a Swedish Sphagnum mire. *Agricultural and Forest Meteorology*, 110, 101-123.
- Klimkowska, A., Bekker, R. M., Van Diggelen, R., Kotowski, W., 2010. Species trait shifts in vegetation and soil seed bank during fen degradation. *Plant Ecology*, 206, 59-82.
- Krüger, J. P., Leifeld, J., Glatzel, S., Szidat, S., Alewell, C., 2015. Biogeochemical indicators of peatland degradation—a case study of a temperate bog in northern Germany. *Biogeosciences*, 12, 2861-2871.
- Łachacz, A., Kalisz, B., Sowiński, P., Smreczak, B., Niedźwiecki, J., 2023. Transformation of Organic Soils Due to Artificial Drainage and Agricultural Use in Poland. *Agriculture*, 13, 634.

- Laiho, R., 2006. Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 2011-2024.
- Lebrun, J., François, R., Coulombel, R., 2014. Inventaire et cartographie des tourbières de Picardie. Phase 1 : méthodologie et premier test en moyenne Vallée de la Somme. CEN Picardie et CRP/CBNBailleul. 154 p.
- Leifeld, J., Steffens, M., Galego-Sala, A., 2012. Sensitivity of peatland carbon loss to organic matter quality. *Geophysical Research Letters*, 39, 1–6.
- Leifeld, J., Menichetti, L., 2018. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature communications*, 9, 1071.
- Leifeld, J., Wüst-Galley, C., & Page, S. (2019). Intact and managed peatland soils as a source and sink of GHGs from 1850 to 2100. *Nature Climate Change*, 9, 945-947.
- Lespez, L., Clet-Pellerin, M., Limondin-Lozouet, N., Pastre, J. F., Fontugne, M., Marcigny, C., 2008. Fluvial system evolution and environmental changes during the Holocene in the Mue valley (Western France). *Geomorphology*, 98, 55-70.
- Limpens, J., Holmgren, M., Jacobs, C. M., Van der Zee, S. E., Karofeld, E., Berendse, F., 2014. How does tree density affect water loss of peatlands? A mesocosm experiment. *PloS one*, 9, e91748.
- Linderholm, H. W., Leine, M., 2004. An assessment of twentieth century tree-cover changes on a southern Swedish peatland combining dendrochronology and aerial photograph analysis. *Wetlands*, 24, 357-363.
- Manneville, O., 2006. Le monde des tourbières et des marais : France, Suisse, Belgique et Luxembourg. Les références du naturaliste. Delachaux et Niestlé, Lonay, Suisse, 2e éd., 320 p.
- Marescaux, Q., Lebrun, J., Gaudin, G., 2021. Plan régional d'actions en faveur des tourbières des Hauts-de-France 2022-2031. Décembre 2021. Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, Agence de l'Eau Artois-Picardie (AEAP), Agence de l'Eau Seine-Normandie (AESN), DREAL Hauts-de-France. 63p+annexes
- Meier-Uhlherr, R., Schulz, C., Luthardt, V., 2011. Steckbriefe Moorsubstrate (Portraits of peatland deposits). Sauer Druck und Werbung, Berlin, 154 pp.
- Michaelis, D., Mrotzek, A., Couwenberg, J., 2020. Roots, tissues, cells and fragments—How to characterize peat from drained and rewetted fens. *Soil Systems*, 4, 12.
- Okruszko, H., 1993. Transformation of fen-peat soils under the impact of draining. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 406, 3-73.
- Ohlson, M., Økland, R. H., Nordbakken, J. F., Dahlberg, B., 2001. Fatal interactions between Scots pine and Sphagnum mosses in bog ecosystems. *Oikos*, 94, 425-432.
- Peltoniemi, K., Straková, P., Fritze, H., Iráizoz, P. A., Pennanen, T., Laiho, R., 2012. How water-level drawdown modifies litter-decomposing fungal and actinobacterial communities in boreal peatlands. *Soil biology and biochemistry*, 51, 20-34.
- Reiche, M., Gleixner, G., Küsel, K., 2010. Effect of peat quality on microbial greenhouse gas formation in an acidic fen. *Biogeosciences*, 7, 187–198.
- Renger, M., Wessolek, G., Schwärzel, K., Sauerbrey, R., Siewert, C., 2002. Aspects of peat conservation and water management. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165, 487-493.
- Rezanezhad, F., Price, J. S., Quinton, W. L., Lennartz, B., Milojevic, T., Van Cappellen, P., 2016. Structure of peat soils and implications for water storage, flow and solute transport: A review update for geochemists. *Chemical Geology*, 429, 75-84.
- Rogiers, N., Conen, F., Furger, M., Stöckli, R., Eugster, W., 2008. Impact of past and present land-management on the C-balance of a grassland in the Swiss Alps. *Global Change Biology*, 14, 2613-2625.
- Rotherham, I. D., 2013. The lost fens: England's greatest ecological disaster. The History Press, 208p.
- Roux, J.C., 1964. Carte hydrogéologique de la France : Feuille Amiens 1/50000e, BRGM.

- Salvador, P. G., Boulen, M., Leroy, G., Oueslati, T., 2021. Le site de Bouchain (France): apports d'une étude pluridisciplinaire à l'évolution paléoenvironnementale de la vallée de l'Escaut durant l'Holocène moyen. Quaternaire. *Revue de l'Association française pour l'étude du Quaternaire*, 32, 253-280.
- Saurich, A., Tiemeyer, B., Don, A., Fiedler, S., Bechtold, M., Amelung, W., Freibauer, A., 2019. Drained organic soils under agriculture. The more degraded the soil the higher the specific basal respiration. *Geoderma*, 355, 1-12.
- Saurich, A., Tiemeyer, B., Dettmann, U., Fiedler, S., Don, A. (2021): Substrate quality of drained organic soils. Implications for carbon dioxide fluxes, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 184, 543-555.
- Scheffer, R. A., Van Logtestijn, R. P., Verhoeven, J. T. A., 2001. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in two mesotrophic fens differing in dominant plant species. *Oikos*, 92, 44-54.
- Schulz, C., Meier-Uhlherr, R., Luthardt, V., Joosten, H., 2019. A toolkit for field identification and ecohydrological interpretation of peatland deposits in Germany. *Mires and Peat*, 24, 1-20.
- Sjögren, P., Van der Knaap, W. O., Van Leeuwen, J. F. N., Andrič, M., Grünig, A., 2007. The occurrence of an upper decomposed peat layer, or "kultureller Trockenhorizont", in the Alps and Jura Mountains. *Mires and Peat*, 2, 1-14.
- Sjögren, P., Lamentowicz, M., 2008. Human and climatic impact on mires: a case study of Les Amburnex mire, Swiss Jura Mountains. *Vegetation History and Archaeobotany*, 17, 185-197.
- Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsidig, E. A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Masera, O., Mbow, C., Ravindranath, N. H., Rice, C. W., Abad, C. R., Romanovskaya, A., Sperling, F., Tubiello, F. N., Bolwig, S., 2014. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, 811-922.
- Straková, P., Penttilä, T., Laine, J., Laiho, R., 2012. Disentangling direct and indirect effects of water table drawdown on above- and belowground plant litter decomposition: consequences for accumulation of organic matter in boreal peatlands. *Global Change Biology*, 18, 322-335.
- Strilesky, S. L., Humphreys, E. R., 2012. A comparison of the net ecosystem exchange of carbon dioxide and evapotranspiration for treed and open portions of a temperate peatland. *Agricultural and forest meteorology*, 153, 45-53.
- Thormann, M. N., 2006. Diversity and function of fungi in peatlands: a carbon cycling perspective. *Canadian journal of soil science*, 86, 281-293.
- Toberman, H., Laiho, R., Evans, C.D., Artz, R.R.E., Fenner, N., Straková, P., Freeman, C., 2010. Long-term drainage for forestry inhibits extracellular phenol oxidase activity in Finnish boreal mire peat. *European Journal of Soil Science* 61, 950–957.
- van Diggelen, R., Molenaar, W. J., Kooijman, A. M., 1996. Vegetation succession in a floating mire in relation to management and hydrology. *Journal of Vegetation Science*, 7, 809-820.
- van Diggelen, R., Middleton, B., Bakker, J., Grootjans, A., Wassen, M., 2006. Fens and floodplains of the temperate zone: present status, threats, conservation, and restoration. *Applied Vegetation Science*, 9, 157-162.
- Van Haesebroeck, V., Boeye, D., Verhagen, B., Verheyen, R. F., 1997. Experimental investigation of drought induced acidification in a rich fen soil. *Biogeochemistry*, 37, 15-32.
- van Loon, A. H., Schot, P. P., Bierkens, M. F. P., Griffioen, J., Wassen, M. J., 2009. Local and regional impact of anthropogenic drainage on fen contiguity. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13, 1837-1848.
- von Post, L., 1924. Das genetische system der organogenen Bildungen Schwedens . *Comité International de Pédologie, IVème Commission Pour l'Europe*, 22, 287 – 304.

Wang, M., Tian, J., Bu, Z., Lamit, L. J., Chen, H., Zhu, Q., Peng, C., 2019. Structural and functional differentiation of the microbial community in the surface and subsurface peat of two minerotrophic fens in China. *Plant and Soil*, 437, 21-40.

Weltzin, J. F., Pastor, J., Harth, C., Bridgham, S. D., Updegraff, K., Chapin, C. T., 2000. Response of bog and fen plant communities to warming and water-table manipulations. *Ecology*, 81, 3464-3478.

Wójcicki, K. J., Szymczyk, A., Nita, M., 2020. Influence of late Holocene alluviation on the degradation of peat-forming wetlands as exemplified by the lower reach of the Osobłoga River valley, southern Poland. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 537, 109461.

Wüst-Galley, C., Mössinger, E., Leifeld, J., 2016. Loss of the soil carbon storage function of drained forested peatlands. *Mires and Peat*, 18, 1-22.

Zanella, A., De Waal, R., Van Delft, B., Ponge, J. F., Jabiol, B., De Nobili, M., Ferronato, C., Gobat, J. M., Vacca, A., 2018. Humusica 2, Article 9: Histic humus systems and forms—Specific terms, diagnostic horizons and overview. *Applied Soil Ecology*, 122, 148-153.

Zhang, D., Hui, D., Luo, Y., Zhou, G., 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*, 1, 85-93.

Présentation des structures d'accueil

- **L'unité EDYSAN (Ecologie et Dynamiques des Systèmes Anthropisés) de l'Université Picardie Jules Verne**

L'unité EDYSAN (UMR7058) est une unité de recherche du CNRS et de l'Université Picardie Jules Verne qui étudie les effets des changements globaux sur les écosystèmes et les agrosystèmes. Elle porte notamment le projet Archéofen (2020-2023) ayant pour objectif de caractériser les conditions paléoenvironnementales de mise en place et d'érosion des tourbes au cours de l'Holocène dans la Vallée de la Somme.

- **Le Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France**

Le Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France (CEN Hdf) est une association à but non lucratif née de la fusion entre le Conservatoire d'espaces naturels de Picardie (créé en 1989), du Nord et du Pas-de-Calais (créé en 1994) en 2020. Elle est membre du réseau national des conservatoire d'espaces naturels. Elle a pour objectif la protection et la valorisation du patrimoine naturel de la région. Pour cela, elle intervient sur 500 sites naturels présentant divers écosystèmes, répartis sur plus de 16 800 hectares, afin de préserver la faune, la flore, les habitats naturels, les objets géologiques et les paysages. Ses missions sont de mieux «connaître», «protéger», «gérer», «valoriser» le patrimoine naturel et «accompagner» les politiques publiques en faveur de l'environnement.

Le conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France participe activement à la préservation des tourbières alcalines de la région grâce à la coordination d'un plan régional d'actions en faveur des tourbières (2022-2031) et du programme LIFE Anthropofens (2019-2025).

Ce stage s'inscrit dans le cadre du LIFE Anthropofens, qui a pour principal objectif de restaurer les conditions permettant d'améliorer l'état de conservation de 480 hectares de tourbières et milieux associés sur 13 sites Natura 2000 des Hauts-de-France et de Wallonie. L'objectif de cette étude est de définir des indicateurs sur l'état de la turfigénèse ou l'état physico-chimique des tourbes en Hauts-de-France. L'ensemble de ces données vise à identifier les indicateurs permettant de mesurer et suivre le niveau de dégradation des tourbes.

Rapport analytique

1. Introduction

La région Hauts-de-France abrite des tourbières minérotrophes alcalines, du fait de leur alimentation par les eaux souterraines de la nappe de la craie riche en carbonate de calcium (Roux, 1964). La Vallée de la Somme constitue certainement le plus vaste complexe de milieux tourbeux alcalins de plaine en France, et probablement du nord-ouest de l'Europe (Lebrun et al., 2014). Cependant, l'anthropisation croissante des milieux tourbeux, notamment des fonds des vallées de la Somme et de l'Authie, au cours des siècles ont fortement influencé les milieux tourbeux actuels (Marescaux et al., 2021). De nombreux facteurs anthropiques comme le drainage, l'extraction de la tourbe ou les pratiques agricoles peuvent être à l'origine de la dégradation de ces milieux et de la tourbe qui les caractérisent. Parmi ces différents facteurs de dégradation anthropiques, le drainage est la cause la plus fréquente de dégradation des tourbières (Joosten et al., 2017). En effet, l'eau est le facteur externe le plus important pour la limitation de la décomposition de la matière organique (Joosten et Clarke, 2002). Les conditions hydrologiques locales des tourbières conditionnent donc la dégradation des tourbes qui les constituent (Drzymulska, 2016).

Cette étude a pour objectif de faire un état des lieux des propriétés physico-chimiques et de l'état de la turfigénèse des tourbières minérotrophes alcalines des vallées de la Somme et de l'Authie. Nous supposons que l'anthropisation de ces deux vallées participe à la dégradation des tourbes, entraînant des modifications sur les propriétés physico-chimiques des tourbes et sur la turfigénèse. Nous faisons également l'hypothèse que les conditions hydrologiques des tourbières étudiées influencent la dégradation des tourbes qui les constituent. Ainsi, nous attendons une dégradation plus importante des propriétés physico-chimiques des tourbes superficielles par rapport aux inférieures (Bader et al., 2017), ce qui indiquerait une turfigénèse inactive (Łachacz et al., 2023). Nous supposons également que les tourbières à tourbes faiblement décomposées présentent des conditions hydrologiques assurant une saturation en eau constante et proche de la surface (Ahmad et al., 2020). Enfin, nous allons également étudier la pertinence des méthodes réalisées en laboratoire (taux de fibres frottées, perte au feu) et sur le terrain (indice de von Post). Nous supposons que l'indice de von Post permet de déterminer le type d'horizon ainsi que le degré de décomposition des tourbes alcalines. Nous nous attendons à ce que les méthodes effectuées sur le terrain et en laboratoire présentent les mêmes conclusions.

2. Matériels et méthodes

2.1. Présentation des sites étudiés

2.1.1. Localisation des sites étudiés

Cette étude porte sur trois marais de la Vallée de la Somme : le **marais communal de Morcourt** situé sur la commune de Morcourt (80340), le **marais des Communes** réparti sur les communes de Long (80510) et Fontaine-sur-Somme (80510) et le **marais de l'Abbevillois** situé sur les communes d'Epagne-Epagnette (80580) et Bray-lès-Mareuil (80135) ; ainsi que sur trois marais de la Vallée de l'Authie : le **marais du Haut Pont** à Douriez (62275), le **marais de Roussent** à Roussent (62870) et le **marais du Pendé** à Villers-sur-Authie (80120), en Hauts-de-France (Annexe 1).

2.1.2. Caractéristiques des sites étudiés

Les sites retenus dans cette étude sont contractualisés par le CEN Hauts-de-France et font partie du projet européen LIFE Anthropofens. Ils sont équipés de piézomètres, avec des sondes automatiques, permettant l'enregistrement de la pression au sein de ceux-ci toutes les heures, afin de suivre le niveau de la nappe phréatique.

L'utilisation du terme marais dans l'appellation des sites est un abus de langage, ceux-ci étant définis comme un type de zone humide dominé, à l'état naturel, par une végétation ligneuse et, à l'état semi-naturel, par des végétations herbacées croissant sur un sol minéral avec une fluctuation saisonnière notable de la nappe phréatique qui empêche la possibilité de formation de tourbe (Lebrun et al., 2014). Compte tenu de l'accumulation de tourbe qu'ils présentent, ces sites sont des tourbières. Elles se situent dans des vallées, la Somme et l'Authie, et sont de type géogènes alcalines, car elles se sont formées à partir des eaux souterraines de la nappe de la craie riche en carbonate de calcium (Joosten et Clarke, 2002).

L'anthropisation des fonds tourbeux des vallées de la Somme et de l'Authie s'est accentuée au cours des siècles, avec l'évolution démographique, l'utilisation agricole, l'extraction de la tourbe et l'aménagement de ces milieux (Marescaux et al., 2021) (Annexe 2). De nombreux aménagements hydrauliques ont été réalisés dans ces vallées, comme la canalisation du lit de la Somme (Izembart et Le Boudec, 2001) et de l'Authie. Ils étaient destinés à rendre les fleuves navigables (François, 2021), lutter contre les inondations et favoriser le

dessèchement des zones humides pour les rendre productives (EPTB Authie, 2010). L'ensemble de ces facteurs peut participer à la dégradation des tourbières et de la tourbe qui les caractérisent.

2.2. Méthodologie de la caractérisation de la dégradation des tourbes

2.2.1. Méthodologie appliquée sur le terrain

2.2.1.1. Réalisation du plan d'échantillonnage des sondages pédologiques

A l'aide du LiDAR, un transect perpendiculaire à la vallée, au sein de chaque marais, a été matérialisé sur QGIS version 3.22.7, à proximité du piézomètre du site, principalement dans les limites des sites contractualisés par le CEN Hauts-de-France. Des sondages pédologiques ont été placés le long de ces transects environ tous les 100 à 200 mètres en fonction de la longueur du transect et des caractéristiques du terrain (étangs, voie ferrée...) sur des zones homogènes. Les points de sondages et transects ont ensuite été exportés dans un GPS RTK (récepteur GNSS SP20 de Spectra Geospatial) dans l'application MM field version 4.0 afin d'y accéder sur le terrain.

2.2.1.2. Réalisation des sondages pédologiques

Les sondages pédologiques ont été réalisés entre le 24/03/2023 et le 16/06/2023. Ils ont été effectués sur deux mètres de profondeur à l'aide d'un carottier russe de 5 cm de diamètre et 50 cm de longueur, ou une tarière gouge de 3 cm de diamètre et d'un mètre de longueur lorsque le sol était trop compact. Le carottier russe permet de prélever et de visualiser les échantillons des sols riches en matière organique et en eau. Cependant, son utilisation est limitée sur les sols essentiellement composés d'eau (glissement de la carotte) et les sols riches en matières minérales (trop dense pour prélever une carotte). Pour chaque sondage, les coordonnées GPS ont été reprises avec le GPS RTK, afin d'obtenir les coordonnées et l'altitude avec une précision centimétrique de chaque point de sondage.

La caractérisation des différents horizons de tourbes et sédiments a été réalisée en relevant la couleur, la texture, la structure, la présence de signes d'hydromorphie, le type et la teneur en matières organiques et en éléments grossiers des différents horizons du sondage. Une photographie a été prise pour chaque carotte. En parallèle de la caractérisation visuelle du sondage, environ tous les 25 cm de profondeur, le pH a été mesuré à l'aide d'un pH mètre de terrain (FieldScout SoilStik Spectrum) et la présence de carbonates a été estimée en déposant une goutte d'acide chlorhydrique dilué à 10%, après la mesure du pH pour éviter la

contamination. Un test de von Post a également été effectué à ces mêmes profondeurs afin d'estimer le degré de décomposition des tourbes observées. Celui-ci consiste à presser un échantillon de tourbe dans la main et à attribuer un indice allant de 1 pour la matière organique non décomposée (tourbe fibrique) à 10 pour la matière organique fortement décomposée (tourbe saprique), à partir de la texture et du contenu de la matière pressée ainsi que la couleur et la turbidité du liquide qui s'écoule entre les doigts (von Post 1924 ; Baize et Girard, 2009) (Annexe 3). Un indice de 11 a été créé afin de caractériser les horizons ne correspondant pas à de la tourbe. Enfin, la profondeur de la nappe a aussi été mesurée pour chaque point de sondage (Annexe 4).

2.2.2. Méthodologie appliquée en laboratoire

Des prélèvements d'environ 5 centimètres, ont été effectués autour de 10, 50, 100, 150 et 200 centimètres de profondeur, sur les horizons représentatifs des sondages pédologiques (seulement sur un sondage sur deux dans chaque site étudié). Ils ont été mis dans des pots hermétiques et stockés dans le noir pour leur conservation au retour du terrain.

2.2.2.1. La densité apparente

La densité apparente des échantillons a été estimée avec la méthode de la norme française NF P94-05. Elle consiste à découper l'échantillon en tranche, mesurer sa longueur à l'aide d'un pied à coulisse puis extraire un cylindre à l'aide d'un gabarit de diamètre connu (vide-pomme). Le volume de l'échantillon nouvellement prélevé peut ainsi être déduit. Il est ensuite placé dans une coupelle en aluminium, pesé avec une balance de précision et mis en étuve à 105°C pendant 24 heures puis pesé à nouveau. La densité apparente est estimée en rapportant la masse de l'échantillon sec au volume de l'échantillon frais (Chambers et al., 2011). Cette méthode permet également de déduire la teneur en eau des échantillons.

2.2.2.2. La perte au feu

L'estimation de la teneur en cendres et en matière organique des échantillons a été réalisée par perte au feu, selon la méthode de la norme française NF EN 15169. La perte au feu est effectuée sur les échantillons précédemment mis en étuve à 105°C pendant 24 heures. Ils ont été broyés afin de faciliter l'attaque thermique, placés dans un creuset en céramique, pesé, puis mis dans un four à moufle (montée en température d'une heure jusqu'à 550°C) afin de subir une calcination à 550°C pendant 4 heures. Une fois à température ambiante, les creusets ont à nouveau été pesés. La teneur en matière organique de l'échantillon

correspond à la différence entre le poids sec et le poids après calcination à 550°C, divisé par le poids sec, le tout multiplié par 100 pour obtenir une valeur en pourcentage (Chambers et al., 2011).

2.2.2.3. Le taux de fibres frottées

La détermination du taux de fibres des échantillons a tout d'abord consisté à prélever 10 g de sédiments des échantillons non séchés, les mettre dans un flacon et y ajouter 50 mL d'eau du robinet, afin de les soumettre à une agitation sur un plateau rotatif à une vitesse de 180 tours par minute pendant une durée de 16 heures. L'agitation a pour but de séparer les matériaux et de distinguer les fibres des particules fines. Après l'agitation, une décarbonatation a été réalisée afin de limiter l'impact de la masse des carbonates, relativement présents dans les tourbières alcalines, sur la masse des fibres. Pour cela, les échantillons ont subi une attaque à l'acide chlorhydrique à 30%. 2,5 mL d'acide ont été ajoutés dans chaque flacon pour apprécier la présence de carbonates dans la solution. Lorsqu'il n'y avait pas de réaction, la teneur en carbonates était estimée à 0. En cas de réaction par effervescence, 2,5 mL d'acide supplémentaires étaient ajoutés jusqu'à ce qu'il n'y ait plus d'effervescence. La teneur en carbonates était alors estimée par la quantité totale d'acide ajoutée dans le flacon. Après la décarbonatation, les échantillons ont été versés au-dessus de deux tamis, le premier, d'une maille de 200 µm, superposant le second, d'une maille de 50 µm. Ils ont ensuite été placés sous un filet d'eau du robinet jusqu'à ce qu'il n'y ait plus d'éléments qui passent. Les refus ont ensuite été séchés à l'étuve à 105°C pendant 3 heures minimum. La masse du refus du tamis de 200 µm représente la teneur en fibres tandis que celle du tamis de 50 µm met en évidence des micro-agrégats organo-minéraux dans des tourbes dégradées ou de bas-marais (Gobat et al., 1991).

2.3. Analyses de la caractérisation de la dégradation des tourbes

2.3.1. Constitution d'une base de données à partir des données pédologiques et hydrologiques par échantillon

Les données récoltées sur le terrain et en laboratoire, ont permis de constituer une base de données composée des paramètres physico-chimiques pour chaque échantillon récolté sur le terrain. Le taux de matières organiques et le taux de fibres frottées à 200 µm ont permis de déterminer le type d'horizon (histique mésique, histique saprique ou anmoor) définis selon des seuils dans le référentiel pédologique français (Baize et Girard, 2009).

Plusieurs variables hydrologiques, à savoir le niveau minimal annuel de la nappe, le niveau maximal annuel de la nappe, le battement annuel et le niveau moyen annuel de la nappe, par rapport à la surface du sol, ont été ajoutées pour chaque échantillon. Pour cela, les piézomètres équipés de sondes et les baromètres situés les plus près des sondages effectués ont été retenus. Dans cette étude, nous considérons que les conditions hydrologiques aux piézomètres et aux sondages suivent les mêmes tendances. Ainsi, à partir des tendances piézométriques annuelles enregistrées par site, avec un niveau minimal de la nappe en été et un niveau maximal en hiver (Annexe 5), la chronique annuelle étudiée prend en compte l'intervalle entre ces deux périodes, afin d'intégrer les variations annuelles sur chaque site. Pour prendre en compte les variations spatiales, l'écart entre le niveau de la nappe au sondage mesuré sur le terrain et celui enregistré dans le piézomètre avec la sonde, le même jour, a été calculé et appliqué pour estimer les paramètres hydrologiques au niveau des sondages effectués. Ainsi, le niveau minimal annuel de la nappe au sondage correspond au niveau minimal annuel au piézomètre - écart, le niveau maximal annuel de la nappe au sondage correspond au niveau maximal annuel au piézomètre - écart, le battement annuel est le niveau maximal annuel au sondage - niveau minimal annuel au sondage, et le niveau moyen annuel de la nappe au sondage correspond au niveau moyen annuel au piézomètre - écart.

2.3.2. Réalisation des analyses statistiques

Les analyses ont été réalisées avec le logiciel R (version 4.3.1, R Core Team, 2023). Les données de cette étude sont considérées comme indépendantes car elles sont effectuées sur des échantillons différents. Un nouveau jeu de données, constitué uniquement des échantillons de type horizon historique mésique, historique saprique et anmoor a été créé afin d'étudier la dégradation des tourbes.

2.3.2.1. Analyses des propriétés physico-chimiques

La première étape a consisté à effectuer des analyses descriptives des propriétés physico-chimiques des échantillons en fonction du type d'horizon à l'aide de boxplot (Wickham, 2016). Ces analyses descriptives ont été complétées par une ANOVA (Y normale et homogénéité des variances) ou un test de Kruskal-Wallis (Y pas normale ou hétérogénéité des variances), afin de tester une différence significative entre les types d'horizons. Le test de Mann-Whitney (échantillons par groupe inférieur à 30 ou ne suivant pas une loi normale) a ensuite été réalisé afin de tester une différence significative entre deux types d'horizons (mésique/saprique, mésique/anmoor et saprique/anmoor).

2.3.2.2. Analyses des relations entre les propriétés physico-chimiques du sol et les conditions hydrologiques des sites

La seconde étape a consisté à effectuer une analyse en composantes principales (ACP) afin de visualiser les corrélations entre les propriétés physico-chimiques et les conditions hydrologiques des échantillons (Kassambara et Mundt, 2020). Un test de corrélation de Pearson (échantillons : $n > 30$) a ensuite été calculé entre chaque variable, afin de tester statistiquement les corrélations visibles dans l'ACP et leur significativité. Enfin, à partir des corrélations entre les propriétés physico-chimiques et les conditions hydrologiques obtenus précédemment, plusieurs modèles linéaires et mixtes avec effet aléatoire de la variable vallée, site ou type d'horizon, du taux de matières organiques en fonction de la profondeur et du taux de matières organiques en fonction du niveau minimal annuel de la nappe ont été réalisés. Le choix de la réalisation de modèles mixtes avec effet aléatoire s'explique par le fait qu'il est possible que les échantillons prélevés dans la même vallée, sur le même site ou de même type d'horizon, présentent des conditions environnementales identiques, qui influencent les variables étudiées. D'autre part, le choix des variables taux de matières organiques, profondeur et niveau minimal annuel de la nappe repose sur le fait que d'après la littérature, dans les tourbières non perturbées, le degré de décomposition de la matière organique est plus élevée avec la profondeur (Cubizolle, 2019), et l'abaissement du niveau de la nappe entraîne la décomposition de la matière organique (Ahmad et al., 2020). A partir des modèles mixtes avec effet aléatoire, des modèles linéaires simples pour chaque vallée, chaque site et chaque type d'horizon ont été modélisés afin de quantifier la relation entre les deux variables étudiées (taux de matières organiques en fonction de la profondeur et taux de matières organiques en fonction du niveau minimal annuel de la nappe) (Pinheiro et al., 2023). Les conditions d'applications des modèles ont été vérifiées préalablement.

2.3.2.3. Analyses de la comparaison des méthodes utilisées sur le terrain et en laboratoire pour caractériser la dégradation des tourbes

La dernière étape a consisté à réaliser un test du χ^2 de Pearson (deux variables qualitatives non binaires avec au moins 5 observations attendues pour chaque combinaison) afin de voir s'il y avait une différence significative entre les caractérisations des horizons réalisés sur le terrain et celles réalisées à partir de méthodes en laboratoire. Un test de Kruskal-Wallis a ensuite été effectué afin de tester une différence significative de l'indice de von Post entre les types d'horizons. En complément, un test de Mann-Whitney a aussi été réalisé (échantillons par groupe inférieur à 30 ou ne suivant pas une loi normale) afin de tester une différence significative de l'indice de von Post entre deux types d'horizons (mésique/saprique,

mésique/anmoor et saprique/anmoor). Enfin, plusieurs modèles linéaires et mixtes avec effet aléatoire de la variable vallée, site ou type d'horizon, du taux de matières organiques en fonction de l'indice de von Post ont été réalisés. A partir des modèles mixtes avec effet aléatoire, des modèles linéaires simples pour chaque vallée, chaque site et chaque type d'horizon ont été modélisés afin d'étudier la relation entre le taux de matières organiques et l'indice de von Post.

3. Résultats

3.1. Les types de sols et horizons déterminés

Au total, 45 sondages pédologiques ont été réalisés, dont 27 dans la Vallée de la Somme et 18 dans la Vallée de l'Authie (Annexe 6). Ils ont permis de caractériser 5 types de sols (histosol, réductisol, anthroposol, épiréductisol et fluvisol) d'après le référentiel pédologique français (Baize et Girard, 2009) (Annexe 7). Les types de sols les plus abondants sont les histosols, qui représentent 58% des sondages réalisés, suivis par les réductisols présents sur 20% des sondages, et enfin les fluvisols sur 16% des sondages. La répartition des types de sol en fonction des sites est assez homogène. Les sites étudiés présentent tous des histosols et des réductisols, excepté l'Abbevillois. Les fluvisols ont quant à eux été identifiés dans tous les sites, hormis à Long et à Fouriez. Enfin, un anthroposol a été caractérisé à Long (Annexe 8).

Sur les 45 sondages pédologiques réalisés, 29 ont fait l'objet de prélèvements. Seulement 3 d'entre eux présentent un horizon histique au niveau de la surface du sol. Il s'agit des sondages 6 et 8 du marais des communes à Long, dans la Vallée de la Somme, et du sondage 5 du marais de Roussent, dans la Vallée de l'Authie (Annexe 6). Pour les autres sondages où un horizon histique a été détecté dans les 200 premiers centimètres, l'apparition de l'horizon histique varie entre 11 et 150 cm de profondeur.

Un total de 123 échantillons ont été prélevés sur les 29 sondages, dont 76 dans la Vallée de la Somme et 47 dans la Vallée de l'Authie. Ils ont permis d'identifier 9 types d'horizons (histique mésiques 42%, matériaux limniques 20%, histique saprique 18%, anmoor 7%, rédoxique 6%, matériaux anthropiques 4%, matériaux limniques de type gyttja 2%, rédoxique 2% et matériaux meuble calcaire 1% des horizons prélevés). La répartition des types d'horizons en fonction des sites est assez homogène. L'ensemble des sites étudiés présente des horizons histiques mésiques, des horizons histiques sapriques, des horizons anmoor (excepté Morcourt) et des horizons à matériaux limniques (hormis Fouriez). Enfin, des horizons à matériaux

anthropiques ont été déterminés dans le marais des Communes de Long ainsi que dans les marais de l'Abbevillois, tous deux situés dans la Vallée de la Somme (Annexe 9).

3.2. Les propriétés physico-chimiques en fonction des horizons

Sur les 123 échantillons prélevés, 51 proviennent d'horizons histiques mésiques, 18 d'horizons histiques sapriques et 8 d'horizons anmoor. Les propriétés physico-chimiques étudiées varient en fonction du type d'horizon (Figure 4).

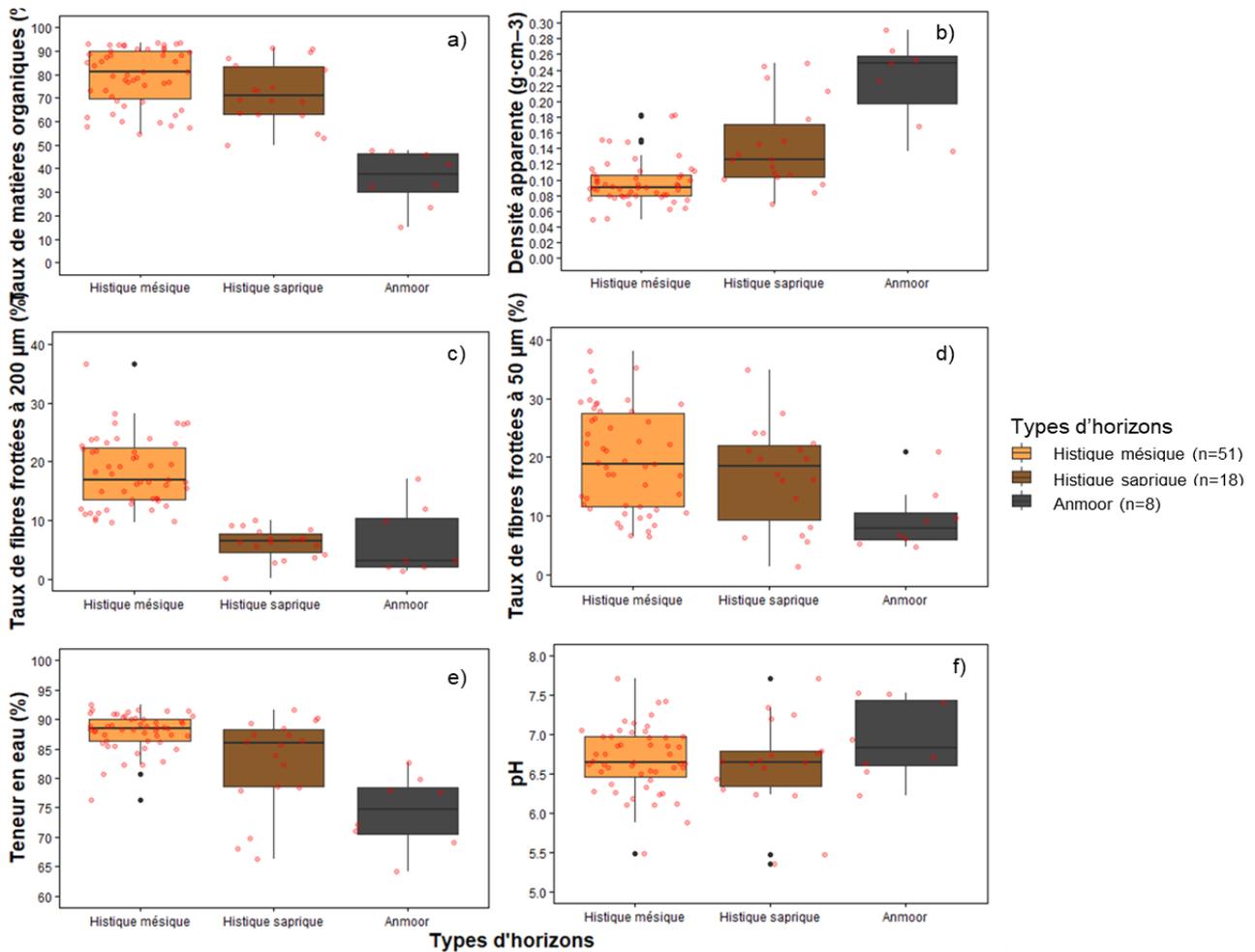


Figure 4. Répartition des propriétés physico-chimiques en fonction des types d'horizons (histique mésique (n=51), histique saprique (n=18) et anmoor (n=8)) prélevés dans les vallées de la Somme et de l'Authie, avec a) taux de matières organiques (%), b) densité apparente (g·cm⁻³), c) taux de fibres frottées à 200 μm (%), d) taux de fibres à 50 μm (%), e) teneur en eau (%) et f) pH.

Le taux de matières organiques (Figure 4, a) des horizons histiques avoisine les 70%, alors que celui des anmoor environne les 40%. Nous avons démontré que le taux de matières organiques des horizons histiques

mésiques était significativement supérieur à celui des horizons histiques sapriques ($W = 603$, $p\text{-value} = 0,049$), lui-même significativement supérieur à celui des horizons anmoor ($W = 144$, $p\text{-value} < 0,001$).

La densité apparente (Figure 4, b) présente une moyenne de $0,1 \text{ g.cm}^{-3}$ (min = 0,05, max = 0,18) pour les horizons histiques mésiques, de $0,14 \text{ g.cm}^{-3}$ (min = 0,07, max = 0,25) pour les horizons sapriques et une moyenne de $0,24 \text{ g.cm}^{-3}$ (min = 0,14, max = 0,34) pour les horizons anmoor. Nous avons montré que la densité apparente des horizons histiques mésiques était significativement inférieure à celle des horizons histiques sapriques ($W = 194$, $p\text{-value} < 0,001$), elle-même significativement inférieure à celles des horizons anmoor ($W = 15$, $p\text{-value} < 0,001$).

Le taux de fibres à $200 \mu\text{m}$ (Figure 4, c) se caractérise par une moyenne de 18% pour les horizons histiques mésiques, de 7% pour les horizons histiques sapriques et de 6% pour les horizons anmoor. Nous avons démontré que le taux de fibres à $200 \mu\text{m}$ des horizons histiques mésiques est significativement supérieur à celui des horizons histiques sapriques ($W = 915$, $p\text{-value} < 0,001$) et des horizons anmoor ($W = 371$, $p\text{-value} < 0,001$). En revanche, nous n'avons pas montré de différence significative entre le taux de fibres à $200 \mu\text{m}$ des horizons histiques sapriques et les horizons anmoor.

Le taux de fibres à $50 \mu\text{m}$ (Figure 4, d) présente une moyenne de 20% pour les horizons histiques mésiques, de 17% pour les horizons histiques sapriques et de 10% pour les anmoor. Nous avons démontré que le taux de fibres à $50 \mu\text{m}$ des horizons anmoor était significativement inférieur à celui des horizons histiques mésiques ($W = 351$, $p\text{-value} = 0,001$) et sapriques ($W = 109$, $p\text{-value} = 0,041$). Cependant, nous n'avons pas montré de différence significative entre les horizons histiques.

La teneur en eau (Figure 4, e) se caractérise par une moyenne de 88% pour les horizons histiques mésiques, de 83% pour les horizons histiques sapriques et de 74% pour les horizons anmoor. Nous avons montré que la teneur en eau des horizons histiques mésiques est significativement supérieure à celle des horizons histiques sapriques ($W = 654$, $p\text{-value} = 0,008$), elle-même significativement supérieure à celle des horizons anmoor ($W = 117$, $p\text{-value} = 0,011$).

Le pH (Figure 4, f) présente une moyenne de 6,69 (min = 5,49, max = 7,71) pour les horizons histiques mésiques, de 6,61 pour les horizons histiques sapriques (min = 5,35, max = 7,72) et de 6,94 (min = 6,22, max

= 7,53 pour les horizons anmoor. Nous n'avons pas démontré de différence significative du pH entre les types d'horizons.

Enfin, à partir de l'ACP (Annexe 10) et des coefficients de corrélation de Pearson significatifs (Annexe 11), nous remarquons que la variable teneur en eau est plus élevée pour les horizons histiques mésiques, et qu'elle est corrélée positivement à la profondeur, supposant que les horizons histiques mésiques sont plutôt situés en profondeur. Ces tendances sont en opposition avec celles des horizons anmoor, qui présentent une densité apparente élevée, négativement corrélée à la teneur en eau et à la profondeur. Les anmoor sont donc plutôt situés près de la surface du sol. D'autre part, les ellipses des horizons histiques mésiques et anmoor se superposent peu, ils présentent donc des propriétés physico-chimiques distinctes. Les horizons histiques sapriques se superposent aux ellipses des horizons histiques mésiques et anmoor, ils ont donc des propriétés physico-chimiques intermédiaires entre ces deux types d'horizons.

3.3. Les relations entre les propriétés physico-chimiques du sol et les conditions hydrologiques des sites

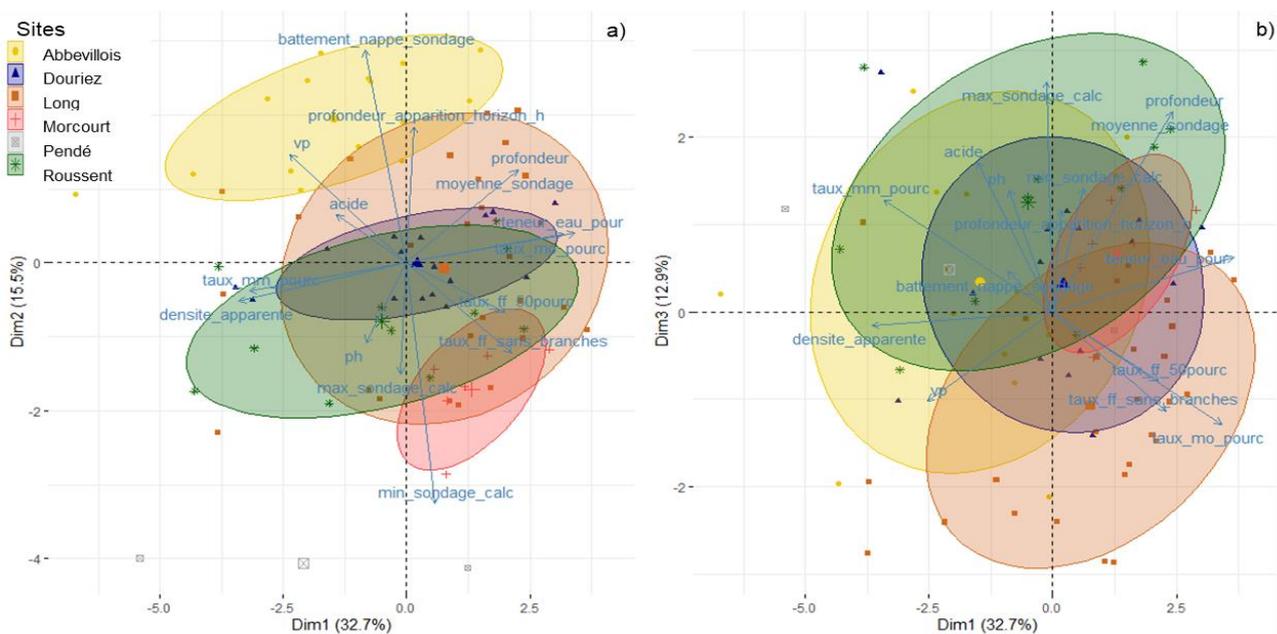


Figure 5. ACP de la répartition des propriétés physico-chimiques des échantillons récoltés et des caractéristiques hydrologiques au sondage en fonction des sites étudiés, à partir des données des horizons histiques mésiques, histiques sapriques et anmoor (N=77). La dimension 1 explique 32,7% de la variance, les variables teneur en eau, densité apparente, taux de matières organiques et de matières minérales contribuent fortement à la construction de cette dimension. La dimension 2 explique 15,5% de la variance (a), les variables niveau minimal annuel de la nappe au sondage et le battement de la nappe au sondage contribuent fortement à cette dimension. Enfin, la dimension 3 explique 12,9% de la variance (b), les variables niveau maximal annuel au sondage et profondeur contribuent

fortement à cette dimension. Propriétés physico-chimiques : profondeur : profondeur de l'échantillon par rapport au sol en cm, ph : pH de l'échantillon, vp : Indice de von Post de l'échantillon, acide : quantité d'acide chlorhydrique à 30% nécessaire à la décarbonatation des échantillons en mL, profondeur_apparition_horizon_h : profondeur de l'apparition de l'horizon histique dans le sondage par rapport à la surface du sol en cm, teneur_eau_pourc : teneur en eau de l'échantillon en pourcentage, densite_apparente : densité apparente de l'échantillon en g.cm⁻³, taux_mo_pourc : taux de matières organiques en pourcentage, taux_mm_pourc : taux de matières minérales en pourcentage, taux_ff_sans_branches : taux de fibres à 200 µm en pourcentage, taux_ff_50_pourc : taux de fibres à 50 µm en pourcentage. Caractéristiques hydrologiques : min_sondage_calc : niveau minimal annuel de la nappe au sondage par rapport à la surface du sol en cm, max_sondage_calc : niveau maximal annuel de la nappe au sondage par rapport à la surface du sol en cm, moyenne_sondage : niveau moyen de la nappe par rapport à la surface du sol au sondage, battement_nappe_sondage : battement (max-min annuel) de la nappe au niveau du sondage pédologique.

A partir de l'ACP (Figure 5, a) et des coefficients de corrélation de Pearson significatifs (Annexe 11), nous constatons que la teneur en eau et le taux de matières organiques sont corrélées positivement. Ceux-ci sont également négativement corrélés aux variables taux de matières minérales et densité apparente, qui sont corrélées positivement entre elles. Cela signifie que les échantillons avec une forte teneur en matières organiques présentent une forte teneur en eau, un faible taux de matières minérales et une faible densité apparente. Nous pouvons également voir que les variables taux de matière organiques et profondeur sont corrélées positivement, ce qui signifie que les échantillons avec d'importants taux de matières organiques sont situés en profondeur. Nous constatons également que l'indice de von Post est négativement corrélé à la profondeur, signifiant que les échantillons en profondeur ont un plus faible degré de décomposition que ceux situés en surface. Nous pouvons aussi remarquer que les propriétés physico-chimiques des échantillons des horizons étudiés (anmoor, histiques mésiques et histiques sapriques) et les conditions hydrologiques au sondage diffèrent plus ou moins en fonction des sites. Dans la Vallée de la Somme, le marais de l'Abbevillois (Epagne-Epagnette) présente quelques horizons avec des taux de matières organiques importants mais la majorité d'entre eux ont des taux de matières minérales élevés. L'hydrologie du site se caractérise par des niveaux minimaux de nappe profonds, un battement important et un niveau moyen de la nappe profond par rapport à la surface du sol. Le marais communal de Morcourt présente quant à lui des horizons avec des taux de fibres et de matières organiques élevés. Les conditions hydrologiques se caractérisent par des niveaux minimaux de nappe peu profonds, un faible battement et un niveau moyen de la nappe peu profond par rapport à la surface du sol.

Enfin, nous observons que les sites de la Vallée de la Somme sont répartis graduellement le long des dimensions 1 et 2. Le marais communal de Morcourt semble présenter des conditions hydrologiques assurant un engorgement stable et proche de la surface du sol. Les horizons ont une forte teneur en eau et en matières organiques. Le marais des Communes (Long) possède des conditions hydrologiques assurant plus ou moins un engorgement stable et proche de la surface en fonction des sondages. Il est représenté par des horizons à fort taux de matières organiques et des horizons à fort taux de matières minérales. Enfin, le marais de

l'Abbevillois (Epagne-Epagnette) présente des conditions hydrologiques ne permettant pas un engorgement stable, ni proche de la surface du sol. Il est représenté par des horizons avec une forte densité apparente et un taux de matières minérales élevé. Dans l'Authie, le marais de Roussent et le marais du Haut Pont (Douriez) présentent des horizons avec des propriétés physico-chimiques assez proches. Ils sont caractérisés par des horizons à fort taux de matières organiques et d'autres à fort taux de matières minérales. Les deux sites se différencient par leurs conditions hydrologiques, l'engorgement du sol semble plus proche de la surface dans le marais de Roussent que dans le marais du Haut Pont (Douriez). Enfin, en complément de ces tendances, sur l'ACP (Figure 5, b), nous pouvons constater que, sur la majorité des sites, les sondages où ont été récoltés les échantillons ont connu un niveau maximal de la nappe supérieur à la surface du sol au cours de l'année, excepté pour certains échantillons dans le marais du Haut Pont (Douriez), dans le marais de l'Abbevillois (Epagne-Epagnette), ou pour de nombreux échantillons dans le marais des Communes (Long).

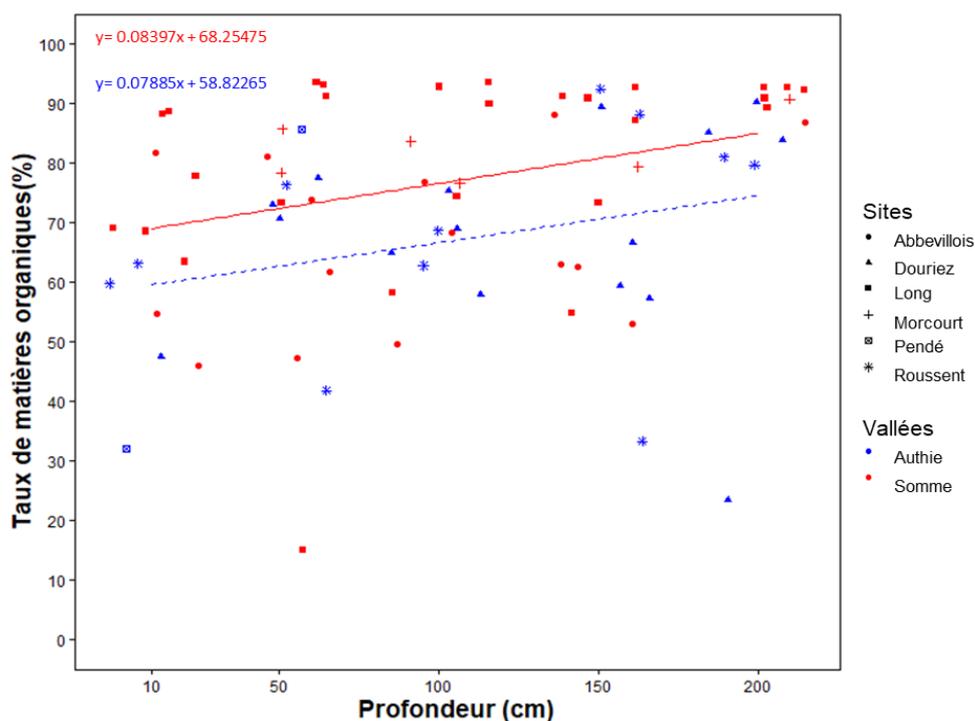


Figure 6. Répartition du taux de matières organiques des horizons anmoor, histiques mésique et histiques sapriques en fonction de la profondeur par vallée et par site. Les points ont été dispersés autour des valeurs 10, 50, 100, 150 et 200 cm.

A partir de l'Annexe 11 et l'Annexe 12, nous constatons que le coefficient de corrélation entre les variables taux de matières organiques et profondeur de l'échantillon est significativement positif, signifiant que le taux de matières organiques augmente avec la profondeur. A partir des modèles du taux de matières organiques en fonction de la profondeur, nous remarquons que les modèles incluant l'effet aléatoire des vallées ou des

sites, ont un taux de matières organiques qui varie significativement avec la profondeur (Tableau 1). A partir de ceux-ci, seul le modèle réalisé sur les échantillons de la Vallée de la Somme a montré un effet significatif (Figure 6, Annexe 13).

Tableau 1. Statistiques des modèles pour le taux de matières organiques en fonction de la profondeur. Les effets significatifs sont indiqués en gras avec *, avec AIC : critère d'information d'Akaike

Modèles	AIC	Paramètres du modèle	Estimation	Erreur standard	Valeur t	Valeur p
Linéaire Jeu de données complet (horizon anmoor, mésique et saprique)	661.519	Ordonnée à l'origine	65.394	3.690	17.724	<0.001 *
		Profondeur	0.075	0.030	2.466	0.016 *
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire vallées	662.151	Ordonnée à l'origine	63.763	5.844	10.910	0.000 *
		Profondeur	0.081	0.030	2.740	0.008 *
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire sites	660.974	Ordonnée à l'origine	64.267	4.381	14.668	0.000 *
		Profondeur	0.077	0.029	2.650	0.010 *
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire types d'horizons	621.485	Ordonnée à l'origine	59.712	13.089	4.562	0.000*
		Profondeur	0.033	0.023	1.488	0.141

Nous avons pu observer précédemment, que les variables hydrologiques étudiées sont toutes corrélées entre elles, et qu'il n'y a pas de corrélation significative avec les propriétés physico-chimiques des tourbes (Figure 5, Annexe 11). Les modèles du taux de matières organiques en fonction du niveau minimal annuel de la nappe, ne nous ont pas permis de montrer d'effet significatif du niveau minimal de la nappe sur le taux de matières organiques (Tableau 2, Annexe 14, Annexe 15). Des modèles du taux de matières organiques en fonction du niveau minimal annuel de la nappe sur les horizons superficiels (<60) ont également été testés et n'ont pas montré d'effet.

Tableau 2. Statistiques des modèles pour le taux de matières organiques en fonction du niveau minimum annuel de la nappe phréatique. Les effets significatifs sont indiqués en gras avec *, avec AIC : critère d'information d'Akaike.

Modèles	AIC	Paramètres du modèle	Estimation	Erreur standard	Valeur t	Valeur p
Linéaire Jeu de données complet (horizon anmoor, mésique et saprique)	667.519	Ordonnée à l'origine	73.288	6.177	11.865	<0.001 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	0.003	0.079	0.035	0.972

Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire vallées	666.486	Ordonnée à l'origine	77.679	8.087	9.606	0.000 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	0.077	0.083	0.931	0.355
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire sites	665.336	Ordonnée à l'origine	70.569	7.486	9.427	0.000 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	-0.021	0.098	-0.211	0.834
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire types d'horizons	620.801	Ordonnée à l'origine	66.823	14.223	4.698	0.000 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	0.0572	0.056	1.027	0.308

3.4. Comparaison des méthodes utilisées sur le terrain et en laboratoire pour caractériser la dégradation des tourbes

Nous avons démontré qu'il n'y a pas de différence significative entre les caractérisations des horizons réalisés sur le terrain et celles réalisées à partir de méthodes en laboratoire (khi-squared = 30,351, p-value < 0,001). D'autre part, nous avons montré que l'indice de von Post des horizons histiques mésiques est significativement inférieur à celui des horizons histiques sapriques (W = 161, p-value < 0,001) et des horizons anmoor (W = 101, p-value = 0,020). En revanche, nous n'avons pas montré de différence significative entre l'indice de von Post des horizons histiques sapriques et les horizons anmoor (Figure 7).

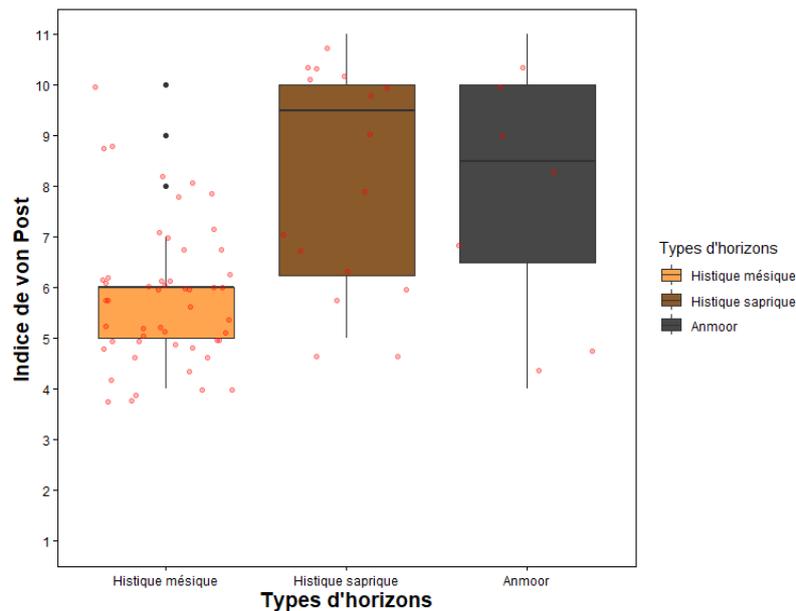


Figure 7. Répartition de l'indice de von Post caractérisé sur le terrain en fonction des horizons caractérisés à partir des analyses réalisées en laboratoire (N=77, (anmoor n=8, histiques mésique n=51 et histiques sapriques n=51).

Enfin, à partir des modèles du taux de matières organiques en fonction de l'indice de von Post, nous constatons un effet significatif de l'indice de von Post sur le taux de matières organiques (Tableau 3, Annexe 16, Annexe 17).

Tableau 3. Statistiques des modèles pour le taux de matières organiques en fonction de l'indice de von Post. Les effets significatifs sont indiqués en gras avec *, avec AIC : critère d'information d'Akaike,, avec AIC : critère d'information d'Akaike.

Modèles	AIC	Paramètres du modèle	Estimation	Erreur standard	Valeur t	Valeur p
Linéaire Jeu de données complet (horizon anmoor, mésique et saprique)	661.122	Ordonnée à l'origine	89.367	6.6836	13.371	<0.01 *
		Indice de von Post	-2.435	0.9551	-2.549	0.013 *
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire vallées	653.538	Ordonnée à l'origine	90.96495	8.289992	10.972863	0.000 *
		Indice de von Post	-2.855	0.926508	-3.081281	0.003 *
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire sites	654.919	Ordonnée à l'origine	87.935	7.147815	12.302298	0.000 *
		Indice de von Post	-2.383	0.971919	-2.451984	0.017 *
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire types d'horizons	616.004	Ordonnée à l'origine	66.809	14.507132	4.605284	0.000 *
		Indice de von Post	-0.559	0.827337	-0.675178	0.5017

4. Discussion

4.1. Les propriétés physico-chimiques des horizons histiques et anmoor des vallées de la Somme et de l'Authie

A partir des propriétés physico-chimiques des échantillons prélevés, nous pouvons observer l'absence d'horizons histiques fibriques, caractérisés par un taux de matières organiques supérieur à 50% et au moins 40% de fibres frottées à 200 µm (Baize et Girard, 2009). Les échantillons prélevés présentent uniquement des horizons histiques mésiques et histiques sapriques. Parmi l'ensemble des sondages réalisés sur le terrain, sur le marais du Haut Pont (Douriez), quelques horizons histiques fibriques ont été caractérisés, mais pas prélevés, entre 100 et 200 cm de profondeur. Ils présentaient des indices de von Post allant de 2 à 4, une eau très claire, limpide, et étaient composés d'au moins 90% de macrorestes de mousses brunes facilement identifiables (exemple *Scorpidium cossonii*), compte tenu d'une décomposition très faible à nulle. Ces rares observations d'horizons fibriques peuvent être expliquées par la nature des tourbières étudiées. En effet, les

horizons fibriques sont assez courants dans les tourbières ombrotrophes et les parties oligotrophes des tourbières minérotrophes. En revanche, ils sont moins fréquents dans les tourbières minérotrophes eutrophes, en raison de la décomposition plus rapide dans ces milieux (Zannella et al., 2018).

Nous avons constaté que la densité apparente des horizons mésiques est comprise entre 0,05 et 0,18 g·cm⁻³ et celle des horizons histiques sapriques varie de 0,07 à 0,25 g·cm⁻³. Certains échantillons de cette étude présentent une densité apparente relativement faible (inférieure à 0,1 g·cm⁻³). D'après le référentiel pédologique français, la densité apparente des horizons histiques mésiques est comprise entre 0,1 et 0,2 g·cm⁻³, et celle des horizons histiques sapriques est souvent proche de 0,2 g·cm⁻³ (Baize et Girard, 2009). Il indique également que les densités apparentes inférieures à 0,1 g·cm⁻³ correspondent à des horizons histiques fibriques, définis par un taux de fibres frottées supérieur à 40% (Baize et Girard, 2009). Compte tenu de leur taux de fibres inférieur à 40%, dans cette étude, ces horizons ne correspondent pas à des horizons fibriques. Ces variations et faibles densités apparentes des échantillons au sein d'un même type d'horizon peuvent s'expliquer par la composition botanique des horizons histiques (Szajdak et Szatyłowicz, 2010 ; Chambers et al., 2011). Les horizons histiques composés de mousses brunes, ont une densité apparente plus faible (inférieure à 0,1g·cm⁻³) que les horizons histiques composés de *Carex* (autour de 0,1g·cm⁻³), eux même inférieurs aux horizons histiques composés de ligneux (supérieure à 0,1g·cm⁻³) (Szajdak et Szatyłowicz, 2010 ; Chambers et al., 2011). Nous avons également constaté que la densité apparente des échantillons des horizons mésiques était significativement inférieure à celle des horizons histiques sapriques, elle-même significativement inférieure à celles des horizons anmoor. Ces résultats sont conformes à la littérature et s'expliquent par le fait que la densité apparente dépend de la structure et du degré de décomposition de la tourbe (Huat et al., 2011). En effet, la décomposition de la matière organique augmente la masse de matière sèche, et par conséquent la densité apparente de la tourbe (Rezanezhad et al., 2016). Enfin, la densité apparente de la tourbe serait généralement plus faible que les sols minéraux en raison de la densité plus faible des solides présents, de la plus grande capacité de rétention d'eau de la tourbe et de la présence de gaz. Elle peut toutefois être influencée par les méthodes de prélèvement et de manipulations (Huat et al., 2011).

Nous avons observé que la teneur en eau des horizons histiques mésiques est significativement supérieure à celle des horizons histiques sapriques, elle-même significativement supérieure à celle des horizons anmoor. La teneur en eau est l'une des propriétés les plus importantes et les plus variables de la tourbe. Elle dépend de l'origine, du degré de décomposition et de la composition chimique de la tourbe (Huat et al., 2011).

Naturellement, la tourbe présente une teneur en eau élevée du fait de sa capacité naturelle de rétention d'eau. Cette forte capacité naturelle de rétention d'eau est due à la structure du sol, caractérisée par d'importantes quantités de matières organiques fibreuses, qui peuvent retenir une importante quantité d'eau puisqu'elles sont très lâches et creuses. Elle s'explique également par le fait que la tourbe a une faible densité apparente et une faible capacité portante en raison d'une forte flottabilité et d'un volume poreux élevé (Huat et al., 2011). Ainsi, la décomposition de la matière organique entraîne la diminution du taux de matières organiques et de fibres ainsi que l'augmentation de la densité apparente et par conséquent la diminution de la teneur en eau.

Enfin, nous n'avons pas montré de différence significative du pH en fonction des types d'horizons. D'après la littérature, le pH des tourbes alcalines est généralement supérieur à 6,4 (Meier-Uhlherr et al., 2011). Nous avons constaté que quelques échantillons de l'étude présentaient un pH inférieur à 6,4, dont certains avoisinent les 5,5. Ceux-ci étant compris entre 4,8 et 6,4, ils ont un pH neutre (sensu Meier-Uhlherr et al., 2011). Ces échantillons ont été prélevés sur le marais des Communes (Long) et sur le marais du Haut Pont (Douriez), entre 10 et 200 cm de profondeur, mais la majorité d'entre eux proviennent des 50 premiers centimètres. L'acidification de la tourbe peut résulter des précipitations atmosphériques (Gorham et al., 1984). Elle peut aussi être liée à l'activité humaine (Lamers et al., 2015), par l'utilisation d'engrais ou le drainage. Ce dernier entraîne l'acidification tandis que la réhumidification engendre une augmentation du pH (Toberman et al., 2010). Dans cette étude, nous avons trouvé aucun effet des conditions hydrologiques des sites sur les propriétés physico-chimiques des horizons étudiés. Il semble donc que l'acidification de ces horizons ne soit pas liée à un drainage. L'acidification peut également résulter de l'eutrophisation (Karpińska-Kończak et al., 2022), en raison de l'apport d'eaux de surface et souterraines riches en nutriments et/ou l'augmentation des dépôts de nutriments provenant de l'atmosphère (Lamers et al., 2015 ; Gałka et al., 2019), comme les dépôts azotés atmosphériques (Bobbink et al., 2010). Nous pouvons voir que le pH et la quantité d'acide (HCl 30%) nécessaire à la décarbonatation sont corrélés positivement (Annexe 10). Cela signifie que les échantillons à faible pH présentent peu de carbonates. Cette faible teneur en carbonates peut s'expliquer par l'alimentation ou la saturation en eau de ces horizons. L'absence de carbonate peut résulter du fait que ces horizons n'auraient jamais été alimentés par des émergences de la nappe de la craie ou par des limons carbonatés d'inondation. Ils présenteraient donc une alimentation en eau différente des tourbières alcalines typiques de la région. Cette tendance peut être la conséquence de processus naturels intervenant dans les tourbières (Gorham et al., 1987). Elle est liée à l'accumulation de tourbe au-dessus du niveau de l'eau, qui peut progressivement entraîner la perte de contact avec l'eau riche en minéraux et donc entraîner

l'acidification de la tourbe (Karpińska-Kotaczek et al., 2022). L'autre hypothèse est que cette faible teneur en carbonates serait liée à un abaissement de la nappe, qui aurait entraîné la perte de carbonates par dissolution (Almendinger et Leete, 1998).

4.2. Les relations entre les propriétés physico-chimiques du sol et les conditions hydrologiques des sites

Les modélisations du taux de matières organiques en fonction de la profondeur, nous ont permis de démontrer un effet significatif de la profondeur sur le taux de matières organiques, notamment pour les échantillons de la Vallée de la Somme. En théorie, dans les tourbières naturelles actives, l'accumulation de tourbe se fait au niveau de la surface du sol. Les tourbes récentes recouvrent donc les tourbes plus anciennes, situées en profondeur. Au cours de l'enfouissement, la décomposition de la tourbe se raréfie jusqu'à ce que la tourbe se stabilise et s'accumule parfois sur plusieurs mètres d'épaisseur. Les tourbières naturelles présentent donc en théorie une structuration verticale, caractérisée par un degré de décomposition de la tourbe d'autant plus important que l'on se dirige vers la base de la stratigraphie (Cubizolle, 2019). Dans cette étude, nous avons montré que le taux de matières organiques augmente avec la profondeur. Les horizons situés près de la surface présentent donc un taux de décomposition plus important que les horizons inférieurs. D'après la littérature, des taux de décomposition plus élevés dans la couche de tourbe superficielle indiqueraient une décomposition avancée liée à une dynamique de dégradation. Plusieurs études ont montré que l'utilisation des sols et le drainage dans les tourbières, conduisent à des processus de décomposition plus intenses dans la couche superficielle (Rogiers et al., 2008 ; Krüger et al., 2015 ; Wüst-Galley et al., 2016 ; Bader et al., 2017). Ces tendances sont en lien avec la corrélation négative trouvée entre la profondeur et l'indice de von Post, qui traduit le degré de décomposition de la tourbe. Nous avons montré que l'indice de von Post est plus élevé pour les horizons superficiels. Or, en théorie, dans les tourbières naturelles, les horizons proches de la surface présentent des indices de von Post faibles, qui augmentent avec la profondeur (Huat et al., 2011).

Nous n'avons pas montré d'effet significatif du niveau (minimal, maximal ou moyen annuel) de la nappe sur le taux de matières organiques. Cette étude ne permet donc pas de montrer d'effet des conditions hydrologiques des sites sur les propriétés physico-chimiques des horizons étudiés. Pourtant, d'après la littérature, l'eau est le facteur externe le plus important pour la limitation de la décomposition (Joosten et Clarke, 2002). Elle joue un rôle essentiel dans l'inhibition des activités des organismes décomposeurs et des

organismes facilitant la décomposition, ce qui entraîne une diminution du taux de décomposition de la matière organique morte et, par conséquent, l'accumulation de tourbe (Joosten et Clarke, 2002). Lorsque le niveau de la nappe phréatique baisse, cela favorise l'activation des activités des organismes décomposeurs, provoquant l'augmentation du taux de décomposition de la matière organique (Ahmad et al., 2020). Une semaine d'oxygénation de la tourbe, entraîne sa dégradation et la perte du carbone qu'elle contient (Brouns et al., 2014). L'absence d'effet significatif des conditions hydrologiques sur les propriétés physico-chimiques des échantillons récoltés, résulte probablement du fait que les piézomètres ont été installés récemment (juin ou septembre 2022). Il y a peu de données et peu de recul sur les données récoltées. Elle peut aussi être liée à l'abondance de piézomètres, qui est très faible puisqu'un seul piézomètre a été utilisé sur chaque site. En théorie, dans le cadre d'un suivi piézométrique, il est recommandé de disposer plusieurs piézomètres le long d'un transect suivant la plus grande dimension de la tourbière. Des piézomètres peuvent aussi être installés sur les secteurs où l'on soupçonne un fonctionnement différent : à proximité de circulations de surface, sur des secteurs où la végétation est atypique (Cholet et Magnon, 2010). Les données hydrologiques étudiées ne sont donc probablement pas en mesure de fournir des tendances sur plusieurs années, du rôle du climat et des impacts humains dans l'assèchement des tourbières sur les sites étudiés (Swindles et al., 2019). En théorie, dans la tourbe, la proportion de restes non décomposés par rapport à la matière amorphe dépend des conditions hydrologiques locales (Drzymulska, 2016). Ainsi, un état de décomposition élevé indique une surface de tourbière relativement sèche, tandis qu'une décomposition faible indique une plus grande humidité lors du dépôt de la tourbe (Van der Linden et Van Geel, 2006). Cependant, des cycles répétés d'assèchement et de réhumidification ont pu par le passé affecter les couches de tourbe plus profondes. Les variations dans le degré de décomposition des tourbes accumulées successivement permettent ainsi de renseigner l'histoire locale de la décomposition de la tourbe. Toutefois, la décomposition secondaire peut perturber l'interprétation hydrologique lorsque seuls des proxys de décomposition sont utilisés (Biester et al., 2014).

Hormis la saturation en eau, la composition botanique de la tourbe, la température, le pH et la disponibilité des nutriments sont des facteurs externes qui contrôlent l'intensité de la décomposition et de la minéralisation des matières organiques du sol (Heller et Zeitz, 2012). Concernant la composition botanique, l'intensité de la décomposition dépend des espèces, de la nature des tissus végétaux et de leur composition chimique (Drzymulska, 2016). L'augmentation de la température du sol, liée notamment au réchauffement climatique, participe également à l'augmentation de la décomposition de la matière organique du sol (Duval et Radu, 2018). La décomposition de la tourbe est aussi influencée par le pH du substrat, plus le pH est élevé,

plus l'intensité de la décomposition est grande (Grosse-Brauckmann, 1990). Enfin, l'augmentation de la disponibilité des nutriments, liée aux dépôts atmosphériques, au ruissellement agricole ou à la minéralisation de la tourbe causée par le drainage (Hinzke et al., 2021), favorise la croissance et l'activité microbienne et par conséquent la décomposition de la matière organique (Dieleman et al., 2015).

4.3. Etat de la turfigénèse dans les tourbières des vallées de la Somme et de l'Authie

Sur les 29 sondages ayant fait l'objet de prélèvements, nous avons vu que seulement 3 d'entre eux présentent un horizon histique au niveau de la surface du sol. De plus, nous avons montré que le taux de matières organiques des échantillons prélevés augmente avec la profondeur. Ces tendances sont contraires à une dynamique de turfigénèse active. La présence d'horizon histique en profondeur, sous un horizon minéral, tend à montrer une turfigénèse passée (Cubizolle, 2019), et la mise en place d'un processus pédologique ultérieur, à l'origine de la formation d'un nouveau sol (Łachacz et al., 2023). Ces écosystèmes, où la majorité de la tourbe est fossile, sont communément appelés tourbières fossiles (Manneville, 1999 ; Lespez et al., 2004). Ils peuvent également être désignés sous le terme de crypto-tourbières, qui sont caractérisées par la présence d'un histosol et l'absence de communautés floristiques typiques de tourbières (Goubet, 2018).

Lors de la phase de réalisation des sondages, deux sondages pédologiques ont été effectués sur des tremblants, qui se caractérisent par la nature instable et tremblante du substrat. Les tremblants correspondent à des formations turfigènes, se développant à la surface d'étendues d'eau. Dans la série dynamique de la végétation des tourbières, ces communautés jouent un rôle de première importance dans les processus d'atterrissement des plans d'eau et dans leur évolution vers des tourbières (Bensettiti et al., 2002). La comparaison par photo-interprétation entre 1952 et 2021, de la localisation du sondage 8 du marais des Communes (Long), nous a permis d'observer l'atterrissement d'une pièce d'eau, aujourd'hui indiscernable sur le terrain (Figure 8).



Figure 8. Comparaison par photo-interprétation entre 1952 et 2021 du sondage 8 (point rouge) effectué sur le marais des Communes de Long. Source : remonterletemps.ign.fr

La caractérisation pédologique des deux sondages réalisés sur des tremblants, nous a permis de voir que les deux sondages présentaient les mêmes profils. Ils sont caractérisés par un horizon histique mésique en surface, une lame d'eau, puis un horizon de matériaux limniques de type gyttja en profondeur, dont la base présente des morceaux de tourbes dégradés, compacts et très durs. Un autre sondage réalisé sur un tremblant du marais de La Chaussée, situé à quelques kilomètres en amont, à La Chaussée-Tirancourt (80310), nous a permis de mettre en avant les mêmes successions de matériaux dans les profils (Figure 9).

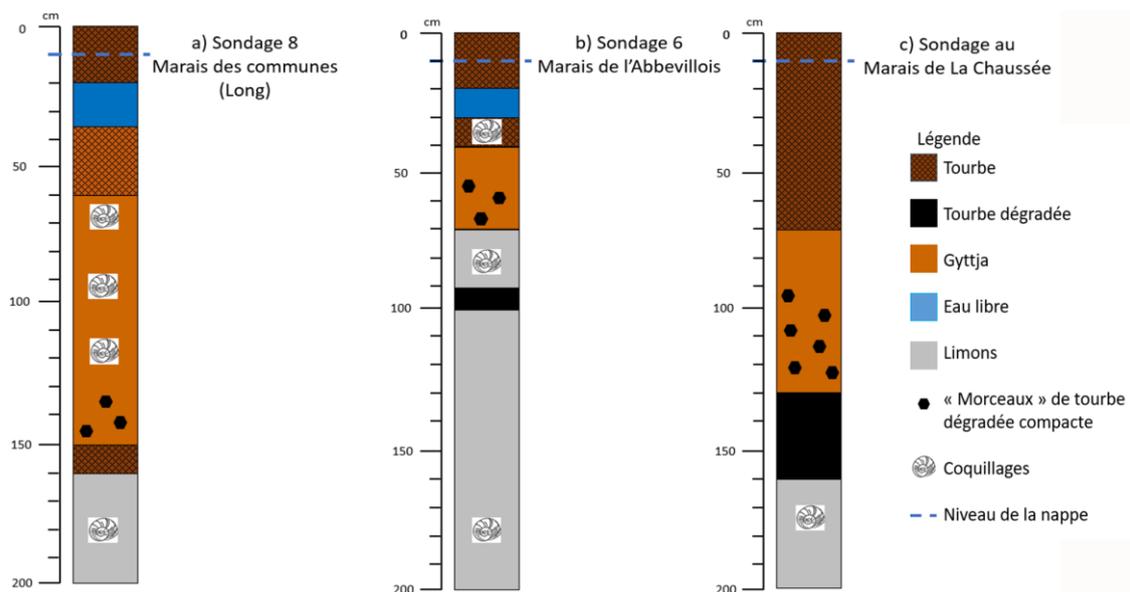


Figure 9. Schématisation des différents sondages des tremblants présentant une potentielle turfigénèse active caractérisée dans la Vallée de la Somme.

D'après la littérature, ces profils sont typiques de la mise en place d'une tourbière par les processus d'atterrissement, aussi appelé terrestrialisation ou comblement (Cubizolle, 2019). Cela se traduit par le

remplissage sédimentaire d'une dépression occupée initialement par une pièce d'eau. Après la sédimentation de détritiques et/ou de gyttja minéral, le plan d'eau devient suffisamment peu profond pour permettre à des plantes turfigènes de s'installer (Heller et Zeitz, 2012 ; Cubizolle, 2019) et d'être à l'origine de la formation de la tourbe. Cependant, les morceaux de tourbe dégradée, rencontrés à la base de la gyttja, ne sont pas cités dans les processus d'atterrissement. Ils pourraient provenir de l'exploitation de la tourbe qui était importante jusqu'au milieu du XXe siècle dans la Vallée de la Somme. En effet, les tourbiers déposaient dans les anciennes fosses, l'horizon qui recouvrait la tourbe des prochaines fosses qu'ils allaient tourber (Dejean, 1803). De nombreuses fosses d'extraction sont aujourd'hui à l'origine de plans d'eau dans la Vallée de la Somme (Cloquier, 2006). Il est fréquent que les tremblants se développent dans les anciennes fosses d'extraction de tourbe, où ils constituent une végétation cicatricielle secondaire essentielle au processus de régénération de la végétation des tourbières (Bensettiti et al., 2002).

4.4. Comparaison des méthodes utilisées sur le terrain et en laboratoire pour caractériser la dégradation des tourbes

Nous n'avons pas démontré de différence significative entre les caractérisations des horizons réalisées sur le terrain et celles réalisées à partir de méthodes en laboratoire. La caractérisation des horizons sur le terrain semble donc suffisante pour déterminer le type d'horizon. Concernant la caractérisation de la dégradation de la tourbe à partir de son degré de décomposition (indice de von Post), nous n'avons pas trouvé de différence significative entre les horizons histiques sapriques et les horizons anmoor. L'indice de von Post permet donc seulement d'identifier correctement les horizons mésiques. En théorie, avec cette méthode, plus l'indice de dégradation est élevé dans l'échelle de von Post, plus le degré de décomposition est important. Ainsi, la tourbe fibrique correspond généralement à des indices de von Post allant de 1 à 4, les tourbes mésiques à des indices de 5 à 7 et les horizons sapriques à des indices de 8 à 10 (Huat et al., 2011). Dans cette étude, les échantillons étudiés ne suivent pas cette tendance puisque les indices des horizons mésiques ont un indice de von Post moyen de 6 mais varie entre 4 et 10. Celui des horizons sapriques présente une moyenne comprise entre 9 et 10 mais oscille entre 4 et 11. Enfin, l'indice de von Post moyen des anmoor est compris entre 8 et 9 et varie entre 4 et 11. L'échelle de von Post utilisée dans cette étude était celle du référentiel pédologique français (Annexe 3). Elle ne semble pas permettre la caractérisation de la dégradation des tourbes alcalines de la région de manière fiable.

Cependant, les modélisations du taux de matières organiques en fonction de l'indice de von Post ont permis de démontrer une relation significative de l'indice de von Post sur le taux de matières organiques. Nous avons montré que l'indice de von Post augmente lorsque le taux de matières organiques diminue, excepté pour les horizons anmoor. Il semble donc que l'indice de von Post traduit bien la décomposition de la matière organique pour les horizons histiques, mais les critères ne sont probablement pas adaptés pour caractériser les types d'horizons des tourbes alcalines. Ceci résulte probablement du fait que la grille a été élaborée sur des tourbes de tourbières ombrotrophes acides et non sur des tourbes minérotrophes alcalines (von Post, 1922). La minéralisation de la tourbe de tourbières minérotrophes est plus difficile à observer en raison de la teneur relativement importante en particules minérales transportées par l'eau (Maksimow, 1965 ; Drzymulska, 2016). Des versions modifiées de la méthode von Post ont été élaborées dans d'autres pays, comme la Pologne ou dans l'ex-Union soviétique (Drzymulska, 2016), où les tourbières sont également minérogènes. Ces versions séparent les échelles de décomposition de la tourbe des tourbières minérotrophes et des tourbières ombrotrophes (Maciak et Liwski, 1979). Enfin, malgré les différents avantages que présente cette méthode pour estimer la décomposition de la tourbe (rapidité, peu coûteuse et nécessite peu de matériel), elle nécessite tout de même une pratique suffisante pour éviter des résultats erronés. Il est donc préférable qu'elle soit utilisée dans le cadre d'évaluations générales (Drzymulska, 2016). Dans le cas d'évaluations spécifiques comme cette étude, les analyses en laboratoire sont plus précises et permettent de mieux caractériser la décomposition de la tourbe.

5. Conclusion

Cette étude a permis de faire un état des lieux des propriétés physico-chimiques de la tourbe issue de tourbières minérotrophes alcalines de Hauts-de-France, notamment au sein des vallées de la Somme et de l'Authie. Elle a montré la dégradation en cours de ces milieux, caractérisée par un degré de décomposition élevé et un taux de matières organiques plus faible dans les horizons superficiels. Ces tendances ont mis en lumière l'absence générale de turfigénèse active sur les tourbières étudiées. Néanmoins, elle a permis d'observer et de caractériser le profil typique correspondant à une reprise de turfigénèse active dans les tourbières de la Vallée de la Somme, ayant lieu probablement sur d'anciennes fosses d'extraction de tourbe. Cette étude n'a pas permis d'expliquer les facteurs de dégradation des tourbes intervenant dans les vallées de la Somme et de l'Authie. Enfin, la comparaison des techniques de terrain et de laboratoire a permis de montrer que la caractérisation des types d'horizons réalisées sur le terrain est suffisante. En revanche, l'indice de von Post ne semble pas permettre la caractérisation de la dégradation des tourbes alcalines de la région

de manière fiable. Les critères retenus dans le référentiel pédologique français ne sont pas adaptés à la caractérisation de la dégradation et à la détermination du type d'horizons des tourbes alcalines.

Notre étude fournit des résultats préliminaires essentiels au programme européen LIFE Anthropofens, qui a pour principal objectif de restaurer les conditions permettant d'améliorer l'état de conservation de 480 hectares de tourbières et milieux associés sur 13 sites Natura 2000 des Hauts-de-France et de Wallonie. Elle permet d'identifier plusieurs facteurs externes pouvant expliquer la dégradation des tourbes. L'étude de la température, du pH et de la disponibilité des nutriments semble pertinente pour expliquer la dégradation des tourbes alcalines de la vallée de la Somme et de l'Authie.

Références bibliographiques

Ahmad, S., Liu, H., Günther, A., Couwenberg, J., Lennartz, B., 2020. Long-term rewetting of degraded peatlands restores hydrological buffer function. *Science of the Total Environment*, 749, 141571.

Almendinger, J. E., Leete, J. H., 1998. Regional and local hydrogeology of calcareous fens in the Minnesota River Basin, USA. *Wetlands*, 18, 184-202.

Bader, C., Müller, M., Schulin, R., Leifeld, J., 2017. Peat decomposability in managed organic soils in relation to land use, organic matter composition and temperature. *Biogeosciences*, 15, 703-719.

Baize, D., Girard, M. C., 2009. Référentiel pédologique, 405p.

Bensettiti, F., Gaudillat, V., Haury, J., 2002. « Cahiers d'habitats » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 3 – Habitats humides. MATE/MAP/ MNHN. Éd. La Documentation française, Paris, 457 p. + cédérom.

Biester, H., Knorr, K.-H., Schellekens, J., Basler, A., Y.-M. Hermanns, Y.-M., 2014. Comparison of different methods to determine the degree of peat decomposition in peat bogs. *Biogeosciences*, 11, 2691–2707.

Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., De Vries, W., 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications*, 20, 30–59.

Brouns, K., Verhoeven, J. T., Hefting, M. M., 2014. Short period of oxygenation releases latch on peat decomposition. *Science of the Total Environment*, 481, 61-68.

Chambers, F. M., Beilman, D. W., Yu, Z., 2011. Methods for determining peat humification and for quantifying peat bulk density, organic matter and carbon content for palaeostudies of climate and peatland carbon dynamics. *Mires and Peat*, 7, 1-10.

Cholet J., Magnon G., 2010. Tourbières de montagnes françaises Nouveaux éléments de connaissance, de réflexion & de gestion. Pôle-relais Tourbières / Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels, 188p.

Cloquier, C., 2006. L'extraction et l'exploitation de la tourbe dans la Vallée de la Somme du XIIIe au XVIIIe siècle. *Quadrilobe* 1, 59-67.

Cubizolle H., 2019. Les tourbières et la tourbe. Géographie, hydro-écologie, usages et gestion conservatoire. Collection Environment, Lavoisier-Tec & Doc, Paris, 472 p.

Dejean, A., 1803. Mémoire sur la manière d'extraire et de préparer la tourbe dans les provinces de Hollande et d'Utrecht. *Journal des Mines*, 89, 337-370.

- Drzymulska, D., 2016. Peat decomposition—shaping factors, significance in environmental studies and methods of determination; a literature review. *Geologos*, 22, 61-69.
- Dieleman, C. M., Branfireun, B. A., McLaughlin, J. W., Lindo, Z., 2015. Climate change drives a shift in peatland ecosystem plant community: implications for ecosystem function and stability. *Global change biology*, 21, 388-395.
- Duval, T. P., Radu, D. D., 2018. Effect of temperature and soil organic matter quality on greenhouse-gas production from temperate poor and rich fen soils. *Ecological Engineering*, 114, 66-75.
- EPTB Authie, 2010. Schéma d'aménagement et de gestion des eaux du bassin versant de l'Authie. Etat des lieux.
- François, R., 2021. Les 15 000 hectares de tourbières alcalines des vallées de Somme et d'Avre (Picardie). Première partie : milieu physique et géohistoire. *Bulletin Société Linnéenne Nord-Picardie*, 39, 77p.
- Gałka, M., Szal, M., Broder, T., Loisel, J., Knorr, K. H., 2019. Peatbog resilience to pollution and climate change over the past 2700 years in the Harz Mountains, Germany. *Ecological Indicators*, 97, 183-193.
- Gorham, E., Janssens, J.A., Wheeler, G.A., Glaser, P.H., 1987. The natural and anthropogenic acidification of peatlands. In: Hutchinson, T.C., Meema, K.M. (Eds.), *Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems*. Springer Verlag, 493–512.
- Gorham, E., Bayley, S.E., Schindler, D.W., 1984. Ecological Effects of Acid Deposition Upon Peatlands: A Neglected Field in "Acid-Rain" . *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41, 1256-1268.
- Goubet, P., 2018. Compte rendu d'étude commandé par le Conservatoire d'espaces naturels des Pays de la Loire. Protocole d'inventaire des Pays de la Loire. Cabinet Pierre Goubet, Ardes-sur-Couze, 29 p
- Grosse-Brauckmann, G., 1990. Ablagerungen der Moore. [In:] K. Göttlich (Ed.): *Moor- und Torfkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 145–165.
- Heller, C., Zeitz, J., 2012. Stability of soil organic matter in two northeastern German fen soils: the influence of site and soil development. *Journal of Soils and Sediments*, 12, 1231-1240.
- Hinzke, T., Li, G., Tanneberger, F., Seeber, E., Aggenbach, C., Lange, J., Kozub, Ł., Knorr, K., Kreyling, J., Kotowski, W., 2021. Potentially peat-forming biomass of fen sedges increases with increasing nutrient levels. *Functional Ecology*, 35, 1579–1595.
- Huat, B. B., Kazemian, S., Prasad, A., Barghchi, M., 2011. State of an art review of peat: General perspective. *International Journal of the Physical Sciences*, 6, 1988-1996.
- Izembart, H., Le Boudec, B., 2001. Le canal de la Somme. Un ouvrage d'art comme invitation à découvrir le paysage. Conseil départemental de la Somme. 306 p.
- Joosten, H., Clarke, D., 2002. Wise use of mires and peatlands. *International mire conservation group and international peat society*, 304 p.
- Joosten, H., Tanneberger, F., Moen, A., 2017. *Mires and peatlands of Europe*, 780p.
- Karpińska-Kończek, M., Kończek, P., Czerwiński, S., Gałka, M., Guzowski, P., Lamentowicz, M., 2022. Anthropocene history of rich fen acidification in W Poland—Causes and indicators of change. *Science of the Total Environment*, 838, 155785.
- Kassambara, A., Mundt, F., 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7.999. <http://www.sthda.com/english/rpkgs/factoextra>.
- Krüger, J. P., Leifeld, J., Glatzel, S., Szidat, S., Alewell, C., 2015. Biogeochemical indicators of peatland degradation—a case study of a temperate bog in northern Germany. *Biogeosciences*, 12, 2861-2871.
- Lamers, L.P., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., Evans, M.G., Richardson, C.J., Rochefort, L., Kooijman, A.M., Roelofs, J.G., Smolders, A.J., 2015. Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 90, 182-203.
- Lebrun, J., François, R., Coulombel, R., 2014. Inventaire et cartographie des tourbières de Picardie. Phase 1 : méthodologie et premier test en moyenne Vallée de la Somme. CEN Picardie et CRP/CBN Bailleul. 154 p.

Lespez, L., Clet-Pellerin, M., Davidson, R., Marcigny, C., Hardel, B., Levalet, F., 2004. Évolution des paysages et anthropisation depuis le Néolithique dans la péninsule de La Hague (Normandie, France). *Archéosciences, revue d'Archéométrie*, 28, 71-88.

Maciak, F., Liwski, S., 1979. *Ćwiczenia z torfoznawstwa [Peat-science practice]*. Skrypty SGGW, Akademii Rolniczej w Warszawie, Warszawa, 159 pp.

Maksimow, A., 1965. *Torf i jego użytkowanie w rolnictwie [Peat and its agricultural use]*. PWRiL, Warszawa, 395 p.

Manneville, O., 1999. Les tourbières de France : causes de régression, intérêts de leur conservation, mise au point nomenclaturale. *Journal de Botanique*, 12, 73-82.

Marescaux, Q., Lebrun, J., Gaudin, G., 2021. Plan régional d'actions en faveur des tourbières des Hauts-de-France 2022-2031. Décembre 2021. Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, Agence de l'Eau Artois-Picardie (AEAP), Agence de l'Eau Seine-Normandie (AESN), DREAL Hauts-de-France. 63p+annexes.

Meier-Uhlherr, R., Schulz, C., Luthardt, V., 2011. *Steckbriefe Moorsubstrate (Portraits of peatland deposits)*. Sauer Druck und Werbung, Berlin, 154 p.

Pinheiro, J., Bates, D., R Core Team, 2023. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-162, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.

R Core Team, 2023. *A Language and Environment for Statistical Computing*. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Rezanezhad, F., Price, J. S., Quinton, W. L., Lennartz, B., Milojevic, T., Van Cappellen, P., 2016. Structure of peat soils and implications for water storage, flow and solute transport: A review update for geochemists. *Chemical Geology*, 429, 75-84.

Rogiers, N., Conen, F., Furger, M., Stöckli, R., Eugster, W., 2008. Impact of past and present land-management on the C-balance of a grassland in the Swiss Alps. *Global Change Biology*, 14, 2613-2625.

Roux, J.C., 1964. *Carte hydrogéologique de la France : Feuille Amiens 1/50000e*, BRGM.

Szajdak, L., Szatyłowicz, J., 2010. Impact of drainage on hydrophobicity of fen peat-moorsh soils. *Mires Peat*, 6, 158-174.

Swindles, G.T., Morris, P.J., Mullan, D.J., Payne, R.J., Roland, T.P., Amesbury, M.J., Lamentowicz, M., Turner, T.E., Gallego-Sala, A., Sim, T., Barr, I.D., Blaauw, M., Blundell, A., Chambers, F.M., Charman, D.J., Feurdean, A., Galloway, J.M., Gałka, M., Green, S.M., Kajukalo, K., Karofeld, E., Korhola, A., Lamentowicz, Ł., Langdon, P., Marcisz, K., Mauquoy, D., Mazei, Y.A., McKeown, M.M., Mitchell, E.A.D., Novenko, E., Plunkett, G., Roe, H.M., Schoning, K., Sillasoo, Ü., Tsyganov, A.N., Van Der Linden, M., Väliranta, M., Warner, B., 2019. Widespread drying of European peatlands in recent centuries. *Nature Geoscience*, 12, 922-928.

Toberman, H., Laiho, R., Evans, C.D., Artz, R.R.E., Fenner, N., Straková, P., Freeman, C., 2010. Long-term drainage for forestry inhibits extracellular phenol oxidase activity in Finnish boreal mire peat. *European Journal of Soil Science*, 61, 950-957.

van der Linden, M., van Geel, B., 2006. Late Holocene climate change and human impact recorded in a south Swedish ombrotrophic peat bog. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 240, 649-667.

von Post, L., 1924. Das genetische system der organogenen Bildungen Schwedens . *Comité International de Pédologie, IVème Commission Pour l'Europe*, 22, 287 – 304.

Wüst-Galley, C., Mössinger, E., Leifeld, J., 2016. Loss of the soil carbon storage function of drained forested peatlands. *Mires and Peat*, 18, 1-22.

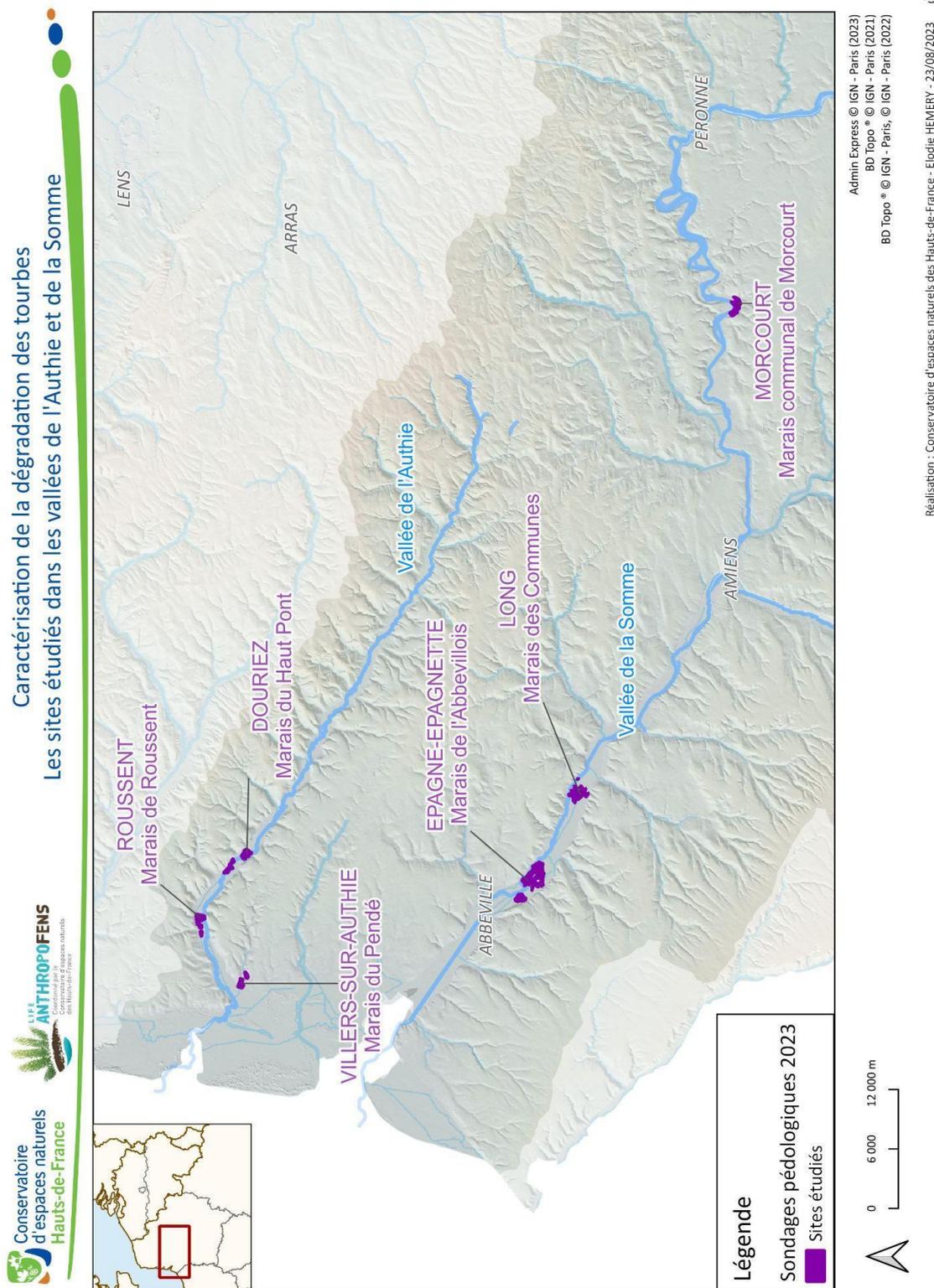
Zanella, A., De Waal, R., Van Delft, B., Ponge, J. F., Jabiol, B., De Nobili, M., Ferronato, C., Gobat, J. M., Vacca, A., 2018. Humusica 2, Article 9: Histic humus systems and forms—Specific terms, diagnostic horizons and overview. *Applied Soil Ecology*, 122, 148-153.

Wickham, H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, 2016. <https://ggplot2.tidyverse.org>.

Tables des annexes

Annexe 1. Localisation des sites étudiés.	29
Annexe 2. Evolution chronologique de l'anthropisation des sites étudiés par photo-interprétation.	30
Annexe 3. Échelle de l'indice de von Post utilisée pour caractériser la décomposition des horizons histiques sur le terrain.	37
Annexe 4. Fiche utilisée sur le terrain pour la caractérisation des sondages pédologiques.....	38
Annexe 5. Chroniques piézométriques des sites étudiés.	39
Annexe 6. Sondages pédologiques réalisés dans les vallées de l'Authie et de la Somme.	43
Annexe 7. Types de sols caractérisés à partir des sondages pédologiques réalisés	49
Annexe 8. Répartition des types de sols identifiés à partir des sondages pédologiques réalisés.	50
Annexe 9. Répartition des types d'horizons caractérisés à partir des échantillons prélevés	51
Annexe 10. Répartition des horizons anmoor, des horizons histiques mésiques et sapriques à partir des échantillons prélevés.....	52
Annexe 11. Corrélations significatives entre les variables numériques des propriétés physico-chimiques des échantillons et les caractéristiques hydrologiques au sondage.....	53
Annexe 12. Répartition du taux de matières organiques des horizons en fonction de la profondeur.....	54
Annexe 13. Statistiques des modèles de la variable pédologique du taux de matières organiques en fonction de la profondeur.....	55
Annexe 14. Répartition du taux de matières organiques des horizons en fonction du niveau minimal annuel de la nappe.	57
Annexe 15. Statistiques des modèles du taux de matières organiques en fonction du niveau minimum annuel de la nappe phréatique au sondage.....	58
Annexe 16. Répartition du taux de matières organiques des horizons en fonction de l'indice de von Post...60	
Annexe 17. Statistiques des modèles du taux de matières organiques en fonction de l'indice de von Post. .61	

Annexe 1. Localisation des sites étudiés.



Annexe 2. Evolution chronologique de l'anthropisation des sites étudiés par photo-interprétation avec Figure 1, évolution chronologique du marais communal de Morcourt, Figure 2, évolution chronologique du marais des Communes (Long), Figure 3, évolution chronologique du marais de l'Abbevillois (Epagne-Epagnette), Figure 4, évolution chronologique du marais du Haut Pont (Douriez), Figure 5, évolution chronologique du marais de Roussent et Figure 6, évolution chronologique du marais du Pendé (Villers-sur-Authie).

Figure 1. Évolution chronologique du marais communal de Morcourt (Vallée de la Somme) avec en jaune le transect étudié d'après a) carte de l'état-major (1820-1866), b) photographie aérienne ancienne (1950-1965), c) photographie aérienne récente, d) modèle numérique de terrain. Sources : Géoportail et RGE ALTI® 1m.

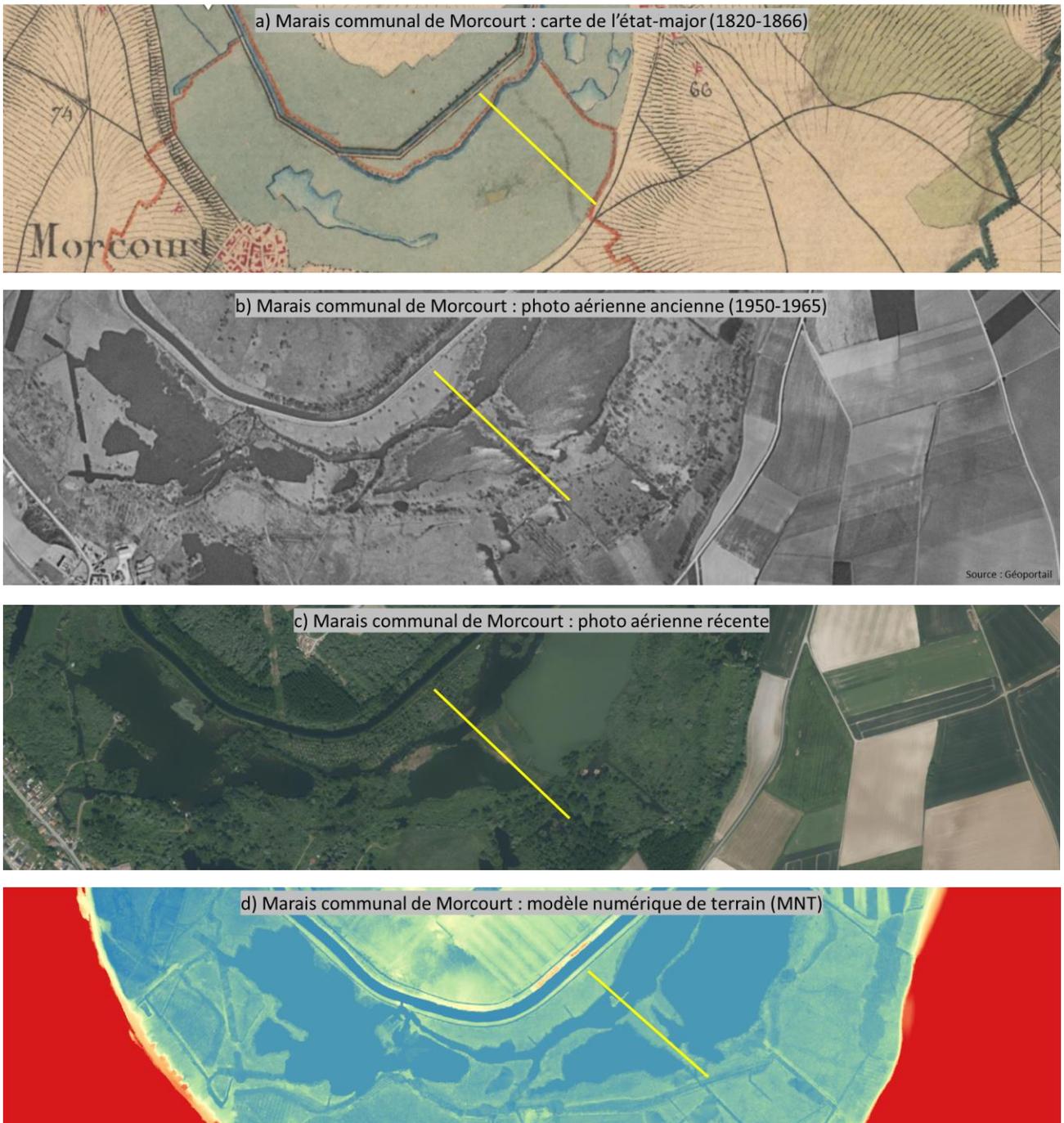


Figure 2. Évolution chronologique du marais des Communes (Long, Vallée de la Somme) avec en jaune le transect étudié d'après a) carte de l'état-major (1820-1866), b) photographie aérienne ancienne (1950-1965), c) photographie aérienne récente, d) modèle numérique de terrain. Sources : Géoportail et RGE ALTI® 1m.

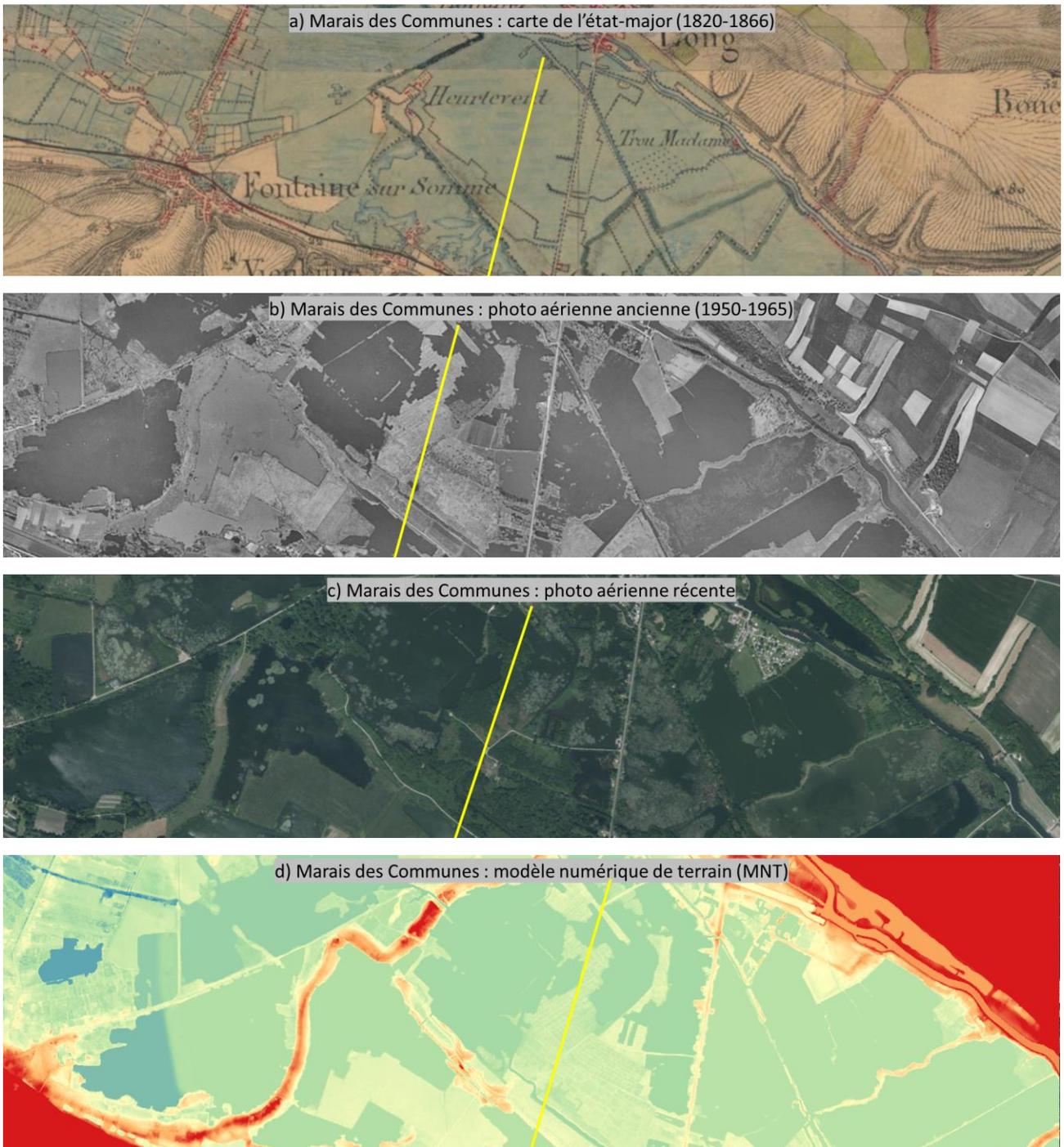


Figure 3. Évolution chronologique du marais de l'Abbevillois (Epagne-Epagnette, Vallée de la Somme) avec en jaune le transect étudié d'après a) carte de l'état-major (1820-1866), b) photographie aérienne ancienne (1950-1965), c) photographie aérienne récente, d) modèle numérique de terrain. Sources : Géoportail et RGE ALTI® 1m.

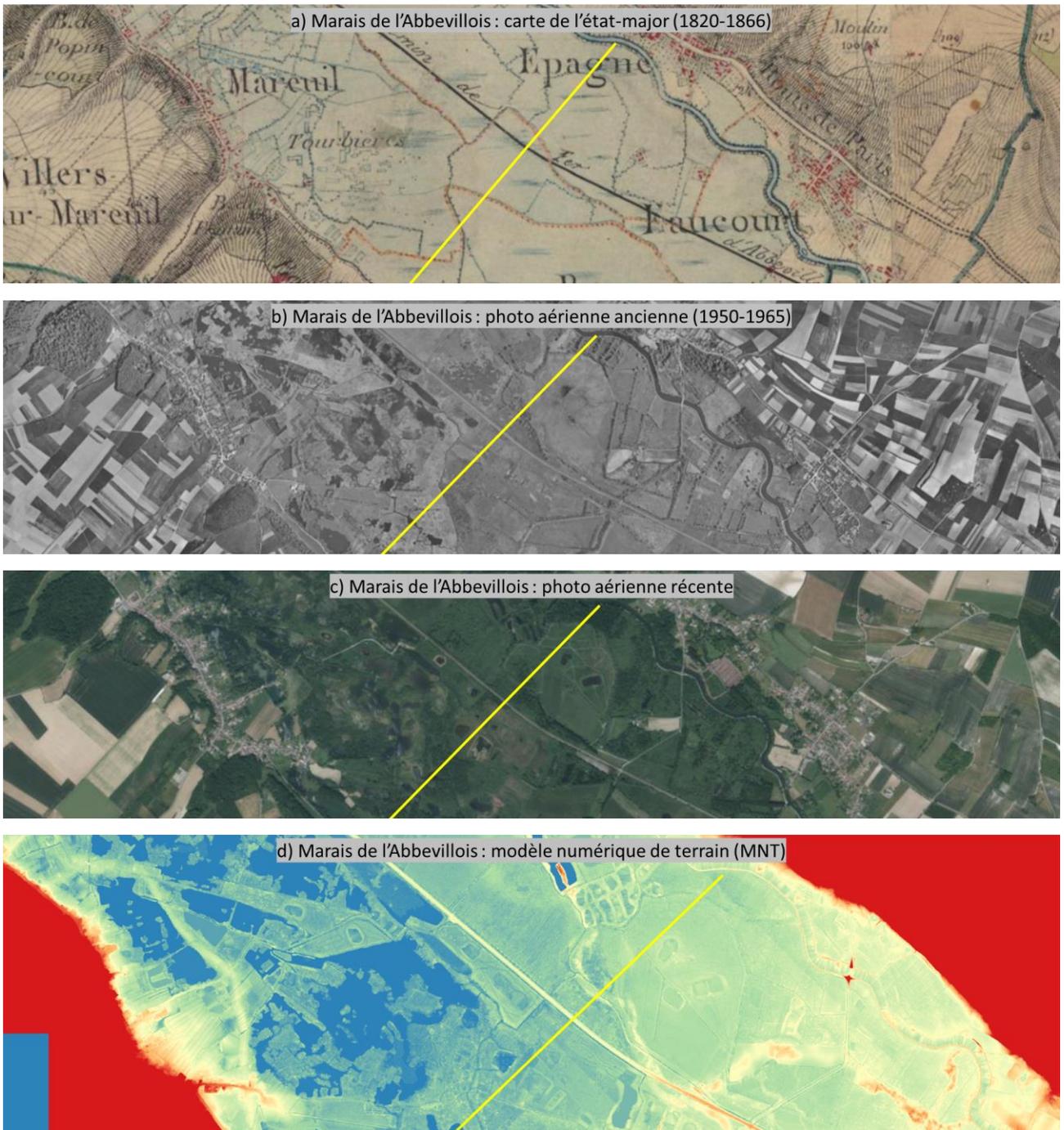


Figure 4. Évolution chronologique du marais du Haut Pont (Douriez, Vallée de l'Authie) avec en jaune le transect étudié d'après a) carte de l'état-major (1820-1866), b) photographie aérienne ancienne (1950-1965), c) photographie aérienne récente, d) modèle numérique de terrain. Sources : Géoportail et RGE ALTI® 1m.

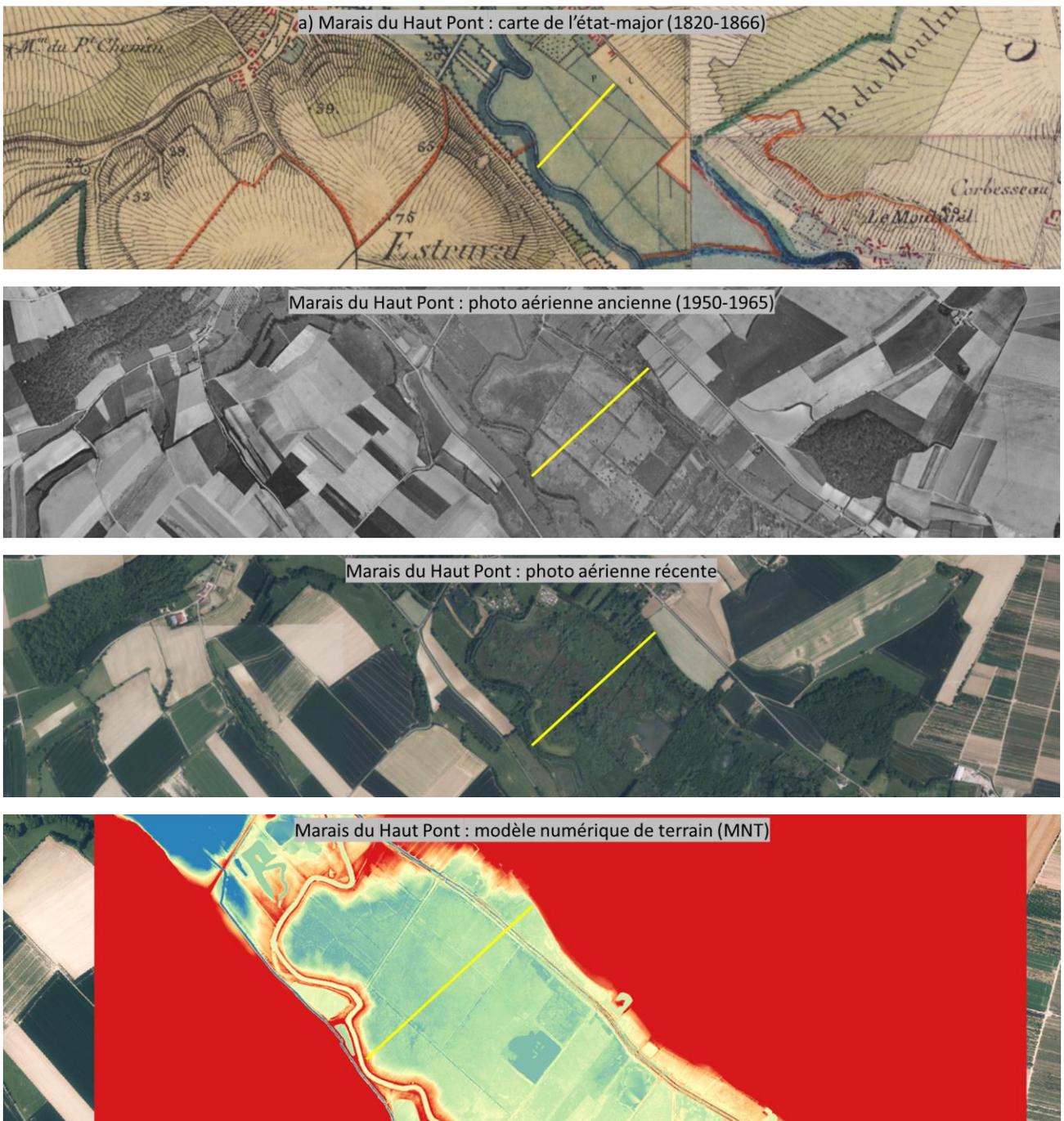


Figure 5. Évolution chronologique du marais de Roussent (Vallée de l'Authie) avec en jaune le transect étudié d'après a) carte de l'état-major (1820-1866), b) photographie aérienne ancienne (1950-1965), c) photographie aérienne récente, d) modèle numérique de terrain. Sources : Géoportail et RGE ALTI® 1m.

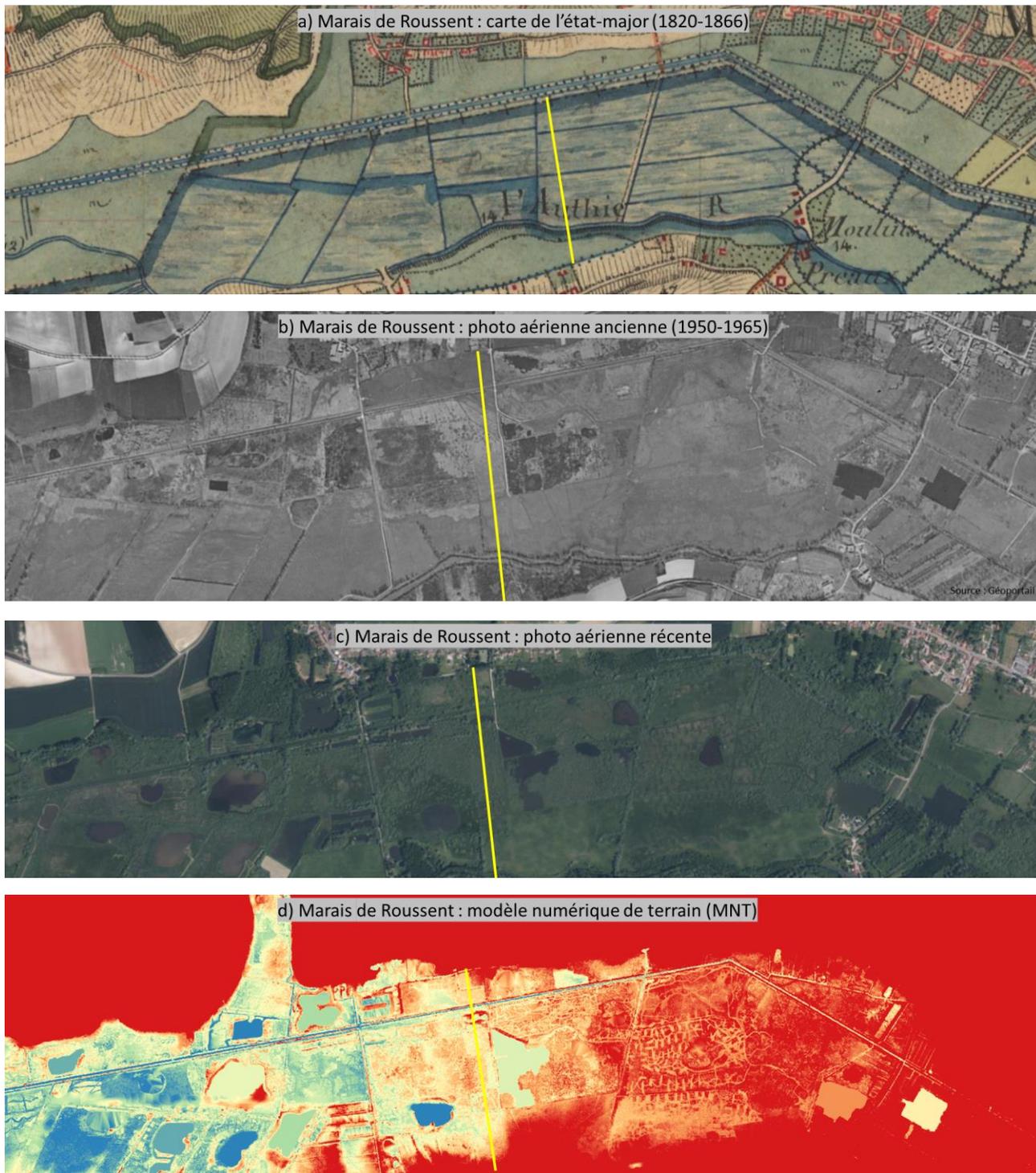
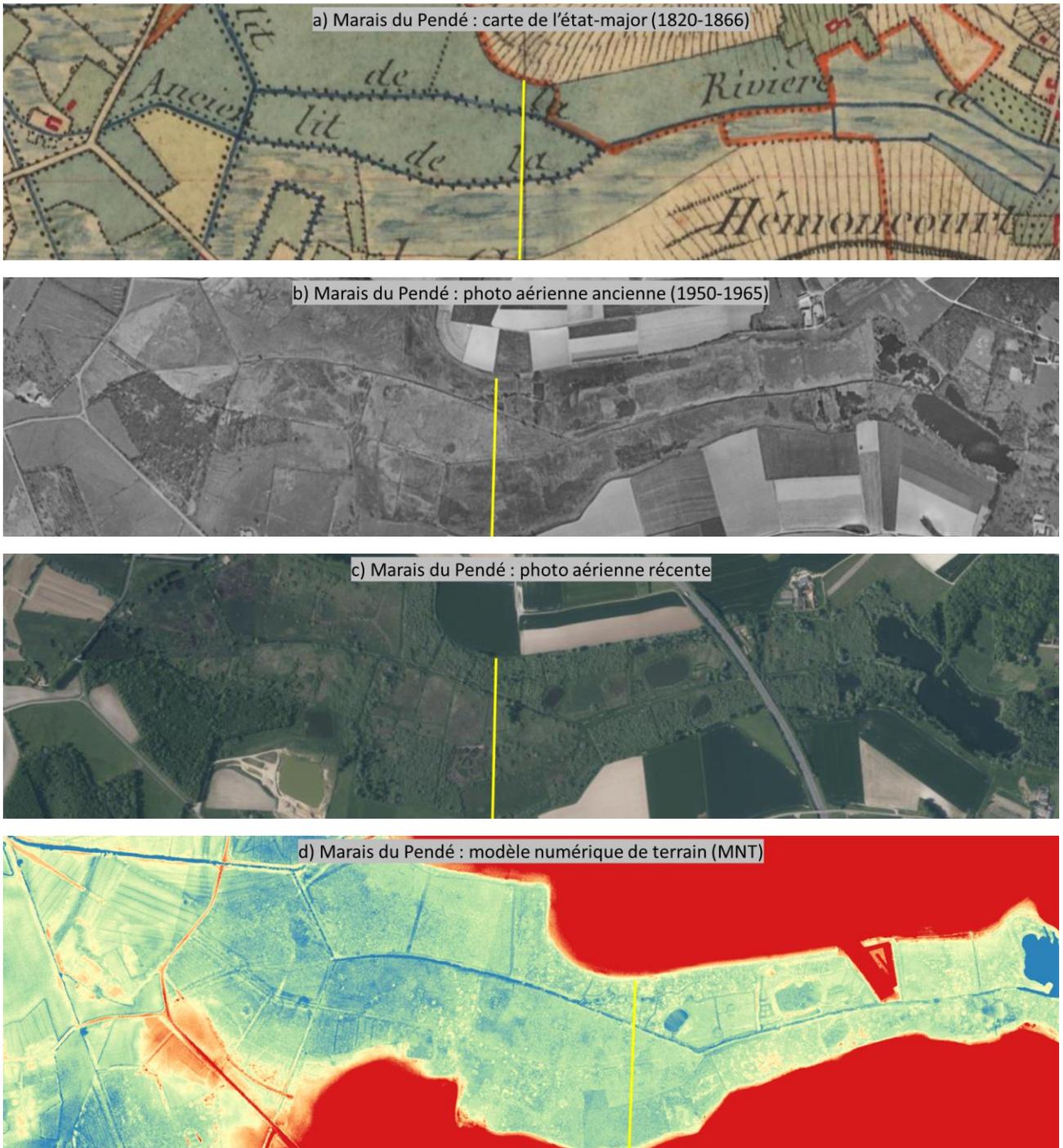


Figure 6. Évolution chronologique du marais du Pendé (Villers-sur-Authie, Vallée de l'Authie) avec en jaune le transect étudié d'après a) carte de l'état-major (1820-1866), b) photographie aérienne ancienne (1950-1965), c) photographie aérienne récente, d) modèle numérique de terrains Sources : Géoportail et RGE ALTI® 1m.



Annexe 3. Échelle de l'indice de von Post utilisée pour caractériser la décomposition des horizons histiques sur le terrain (d'après Baize et Girard, 2009).

Échelle de décomposition des horizons histiques selon von Post.

Degré de l'échelle	Décomposition	Structures végétales avant le test	Présence de matières amorphes	Ce qui passe entre les doigts par pression dans la main	Nature du résidu restant dans la paume de la main
1	Nulle	Parfaitement identifiables	Nulle	Eau limpide	Végétaux non décomposés
2	Insignifiante	Facilement identifiables	Nulle	Eau de couleur jaune à brune	Végétaux très peu décomposés
3	Très faible	Identifiables	Très faible	Eau de couleur brune à noire	Végétaux peu décomposés – masse fibreuse faiblement humide
4	Faible	Difficilement identifiables	Faible	Eau turbide	Le résidu (humide) est de consistance légèrement granuleuse
5	Moyenne	Reconnaissables, mais non identifiables	Moyenne	Eau turbide, avec un peu de matière solide	Résidu pâteux détrempé, structures végétales encore visibles à l'œil nu
6	Moyenne à forte	Non reconnaissables	Élevée	Eau boueuse: moins du 1/3 de la matière solide passe entre les doigts	Résidu granuleux et mou, avec quelques structures végétales visibles
7	Forte	Indistinctes	Très élevée	Eau boueuse: environ la moitié de la matière solide passe entre les doigts	Résidu détrempé, avec quelques structures végétales visibles
8	Très forte	Très indistinctes	Très élevée	Boue: les 2/3 de la matière solide passent entre les doigts	Résidu mou et détrempé, avec parfois des résidus ligneux non décomposés
9	Presque totale	Pratiquement non discernables	Très élevée	Presque tout le mélange homogène eau-matière solide passe entre les doigts	La structure des végétaux inclus dans le résidu en faible quantité est rarement reconnaissable
10	Totale	Non discernables	Très élevée	Toute la masse homogène passe entre les doigts	Pas de résidu

Annexe 4. Fiche utilisée sur le terrain pour la caractérisation des sondages pédologiques.

Fiche terrain Stage CEN Diagnostique tourbes Somme et Authie

Informations générales

Site: _____ Date: ____/____/2023 N° point: _____ Accompagnateur: _____
 Coordonnées GPS enregistrées: _____ Altitude: _____ m

Milieux: Prairie Pelouse Fruticée Forêt Champs
 Mégaphorbiaie Roselière Caricaie Autre: _____

Topographie: Lit majeur Lit mineur Vallon depress. autre: _____

Relief local/ Microtopographie Zone plane Bosse Creux

Gestion observée: Pâturage extensif Pâturage intensif Fauche Culture
 Pâturage + Fauche Autre: _____

Nbre Taupinière rayon 10m: _____ Présence lombriciens/recouvrement turricules (0, 1, 2): _____
 Végétation (principales spp.): _____

Dessin sondage tarière Photos Commentaires

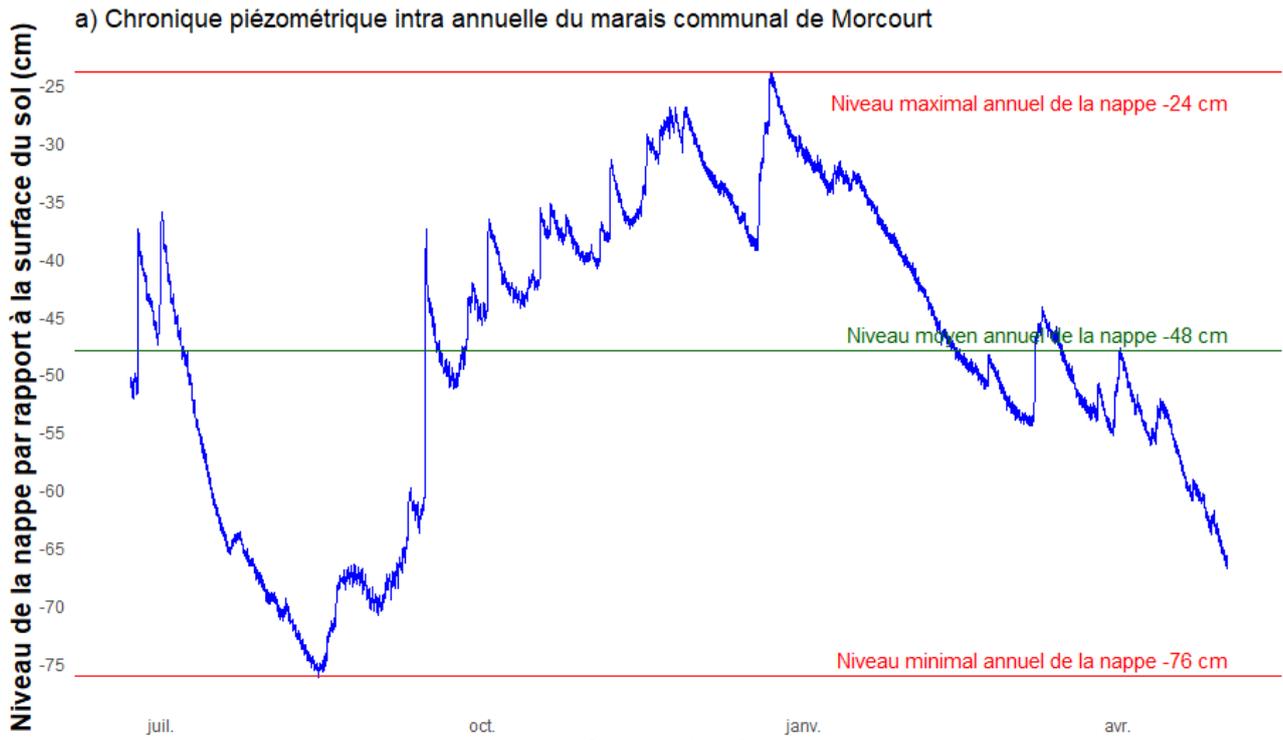
pH	HCl	VP		Photos	Commentaires
			→ 0		
			→ 25		
			→ 50		
			→ 75		
			→ 100		
			→ 125		
			→ 150		
			→ 175		
			→ 200		
			→ 225		

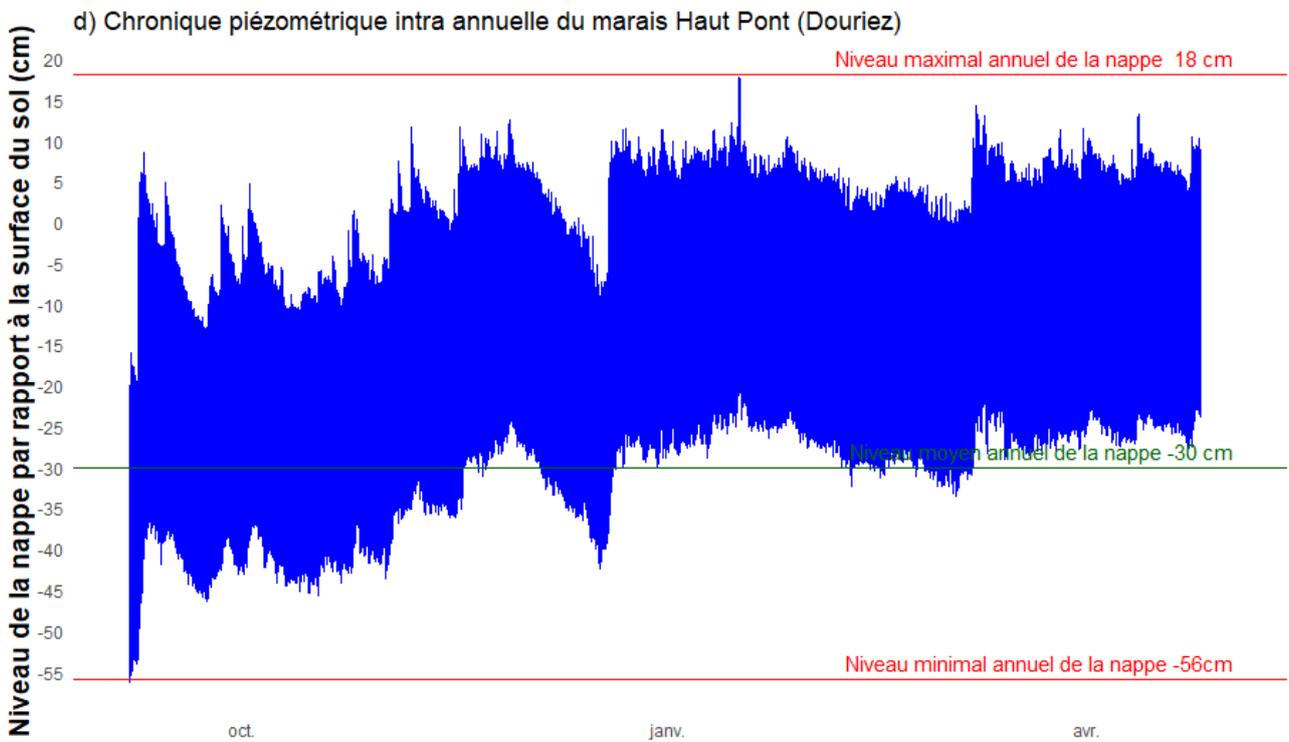
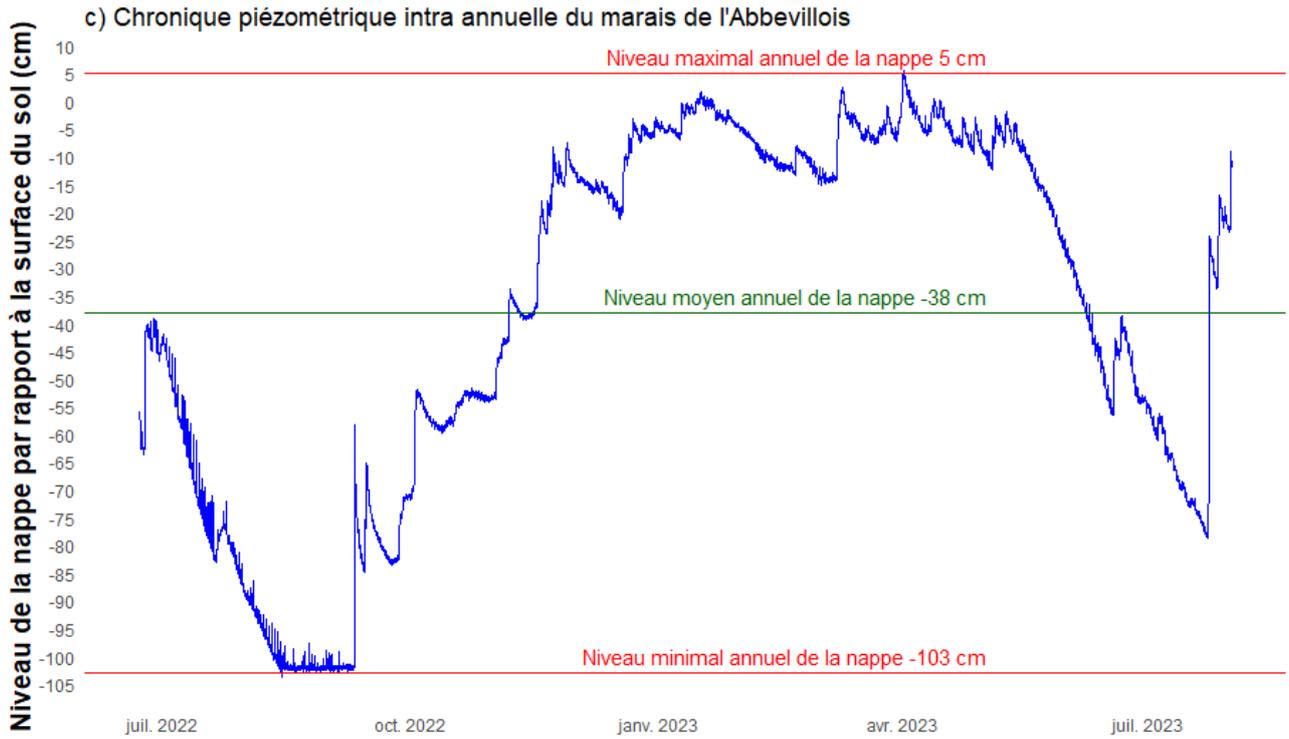
Pédologie

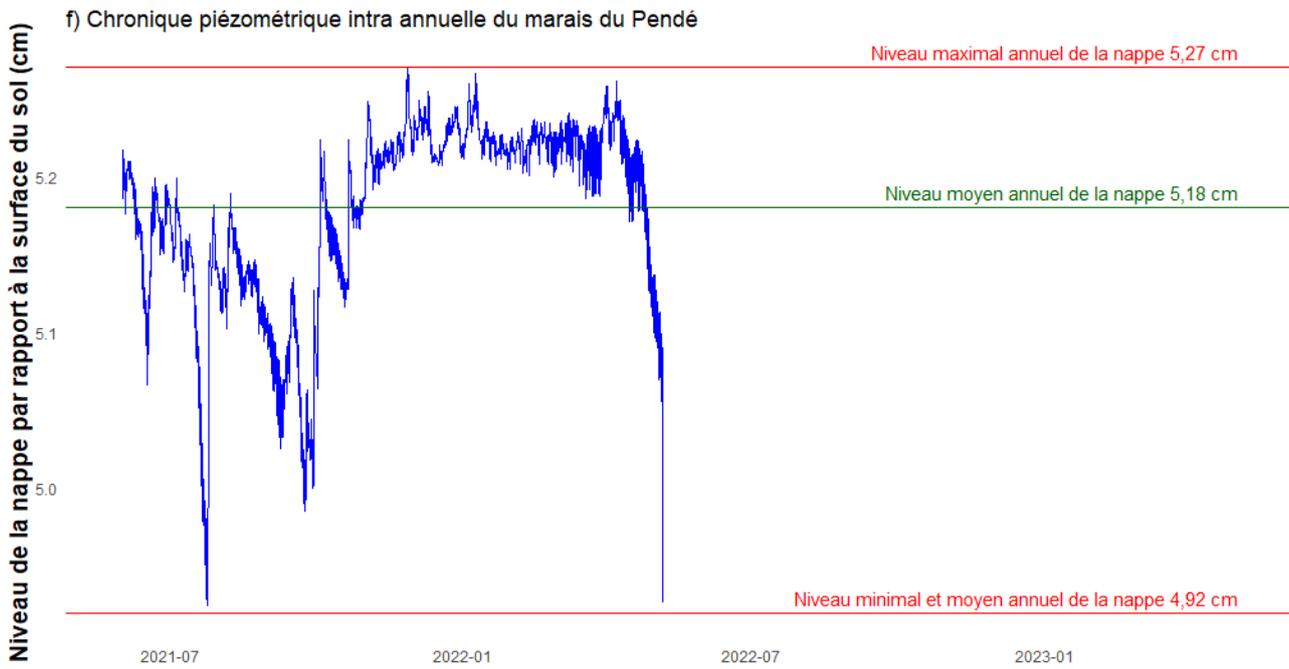
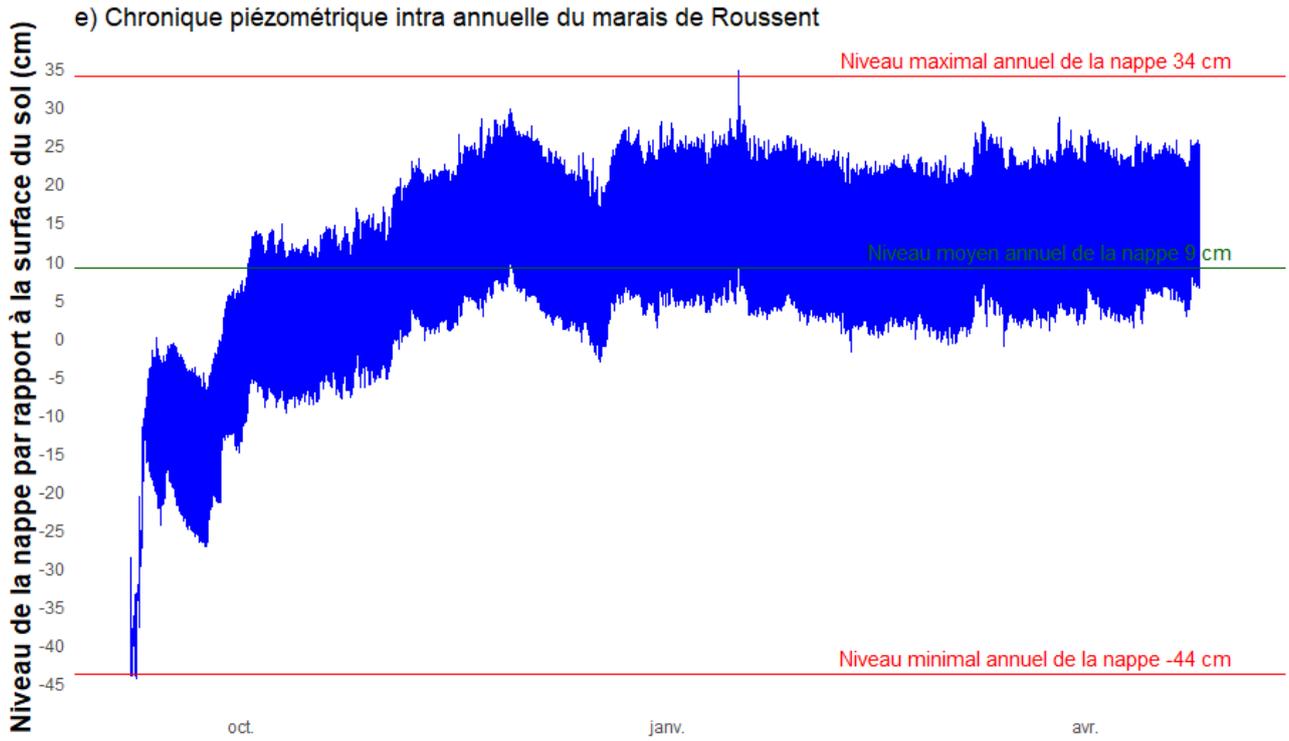
Profondeur sondage: _____ cm Cause d'arrêt: tarière eg
 Profondeur tiges filetées: _____ cm autre: _____
 Profondeur nappe: _____ cm

Ht	Bas	Elt Grossiers		texture	Hydromorphies				H. Histique			Commentaires
		code EG	Nat EG		g	Go	Gr	Anmoor	Hs	Hm	Hf	
0												

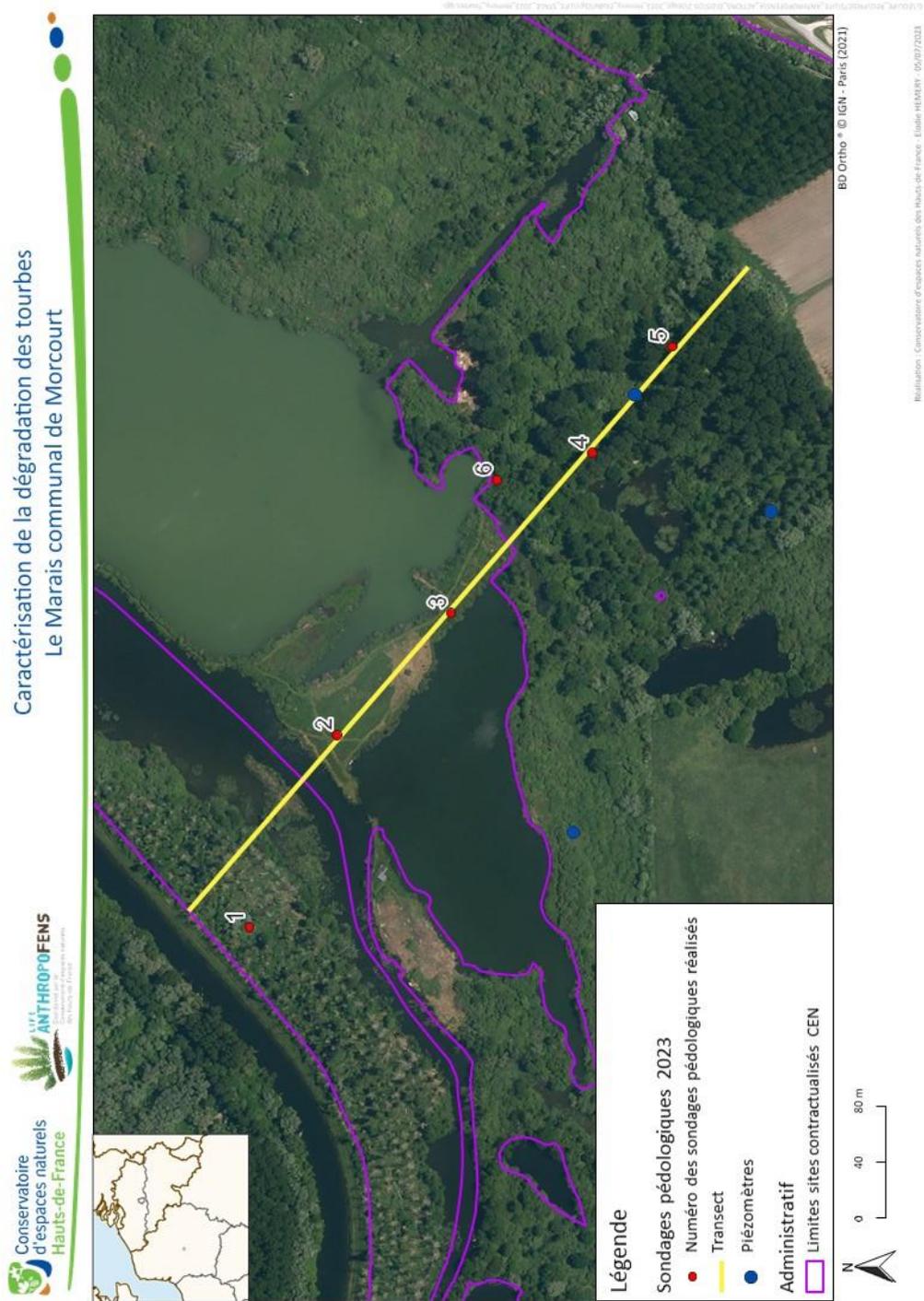
Annexe 5. Chroniques piézométriques des sites étudiés avec a) marais communal de Morcourt, b) marais des Communes (Long), c) marais de l'Abbevillois (Epagne-Epagnette), d) marais du Haut Pont (Douriez), e) marais de Roussent et f) marais du Pendé (Villers-sur-Authie).

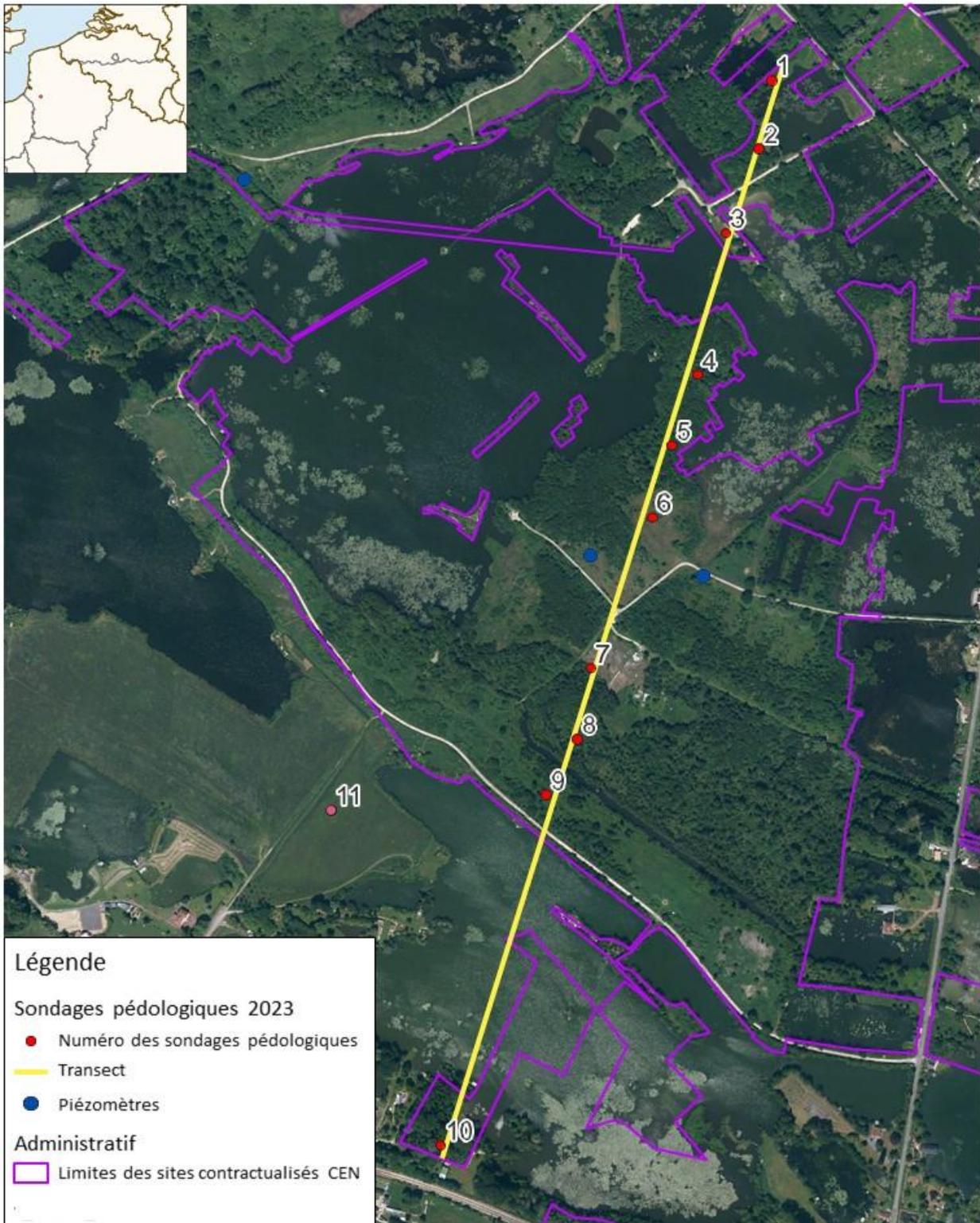






Annexe 6. Sondages pédologiques réalisés dans les vallées de l'Authie et de la Somme.

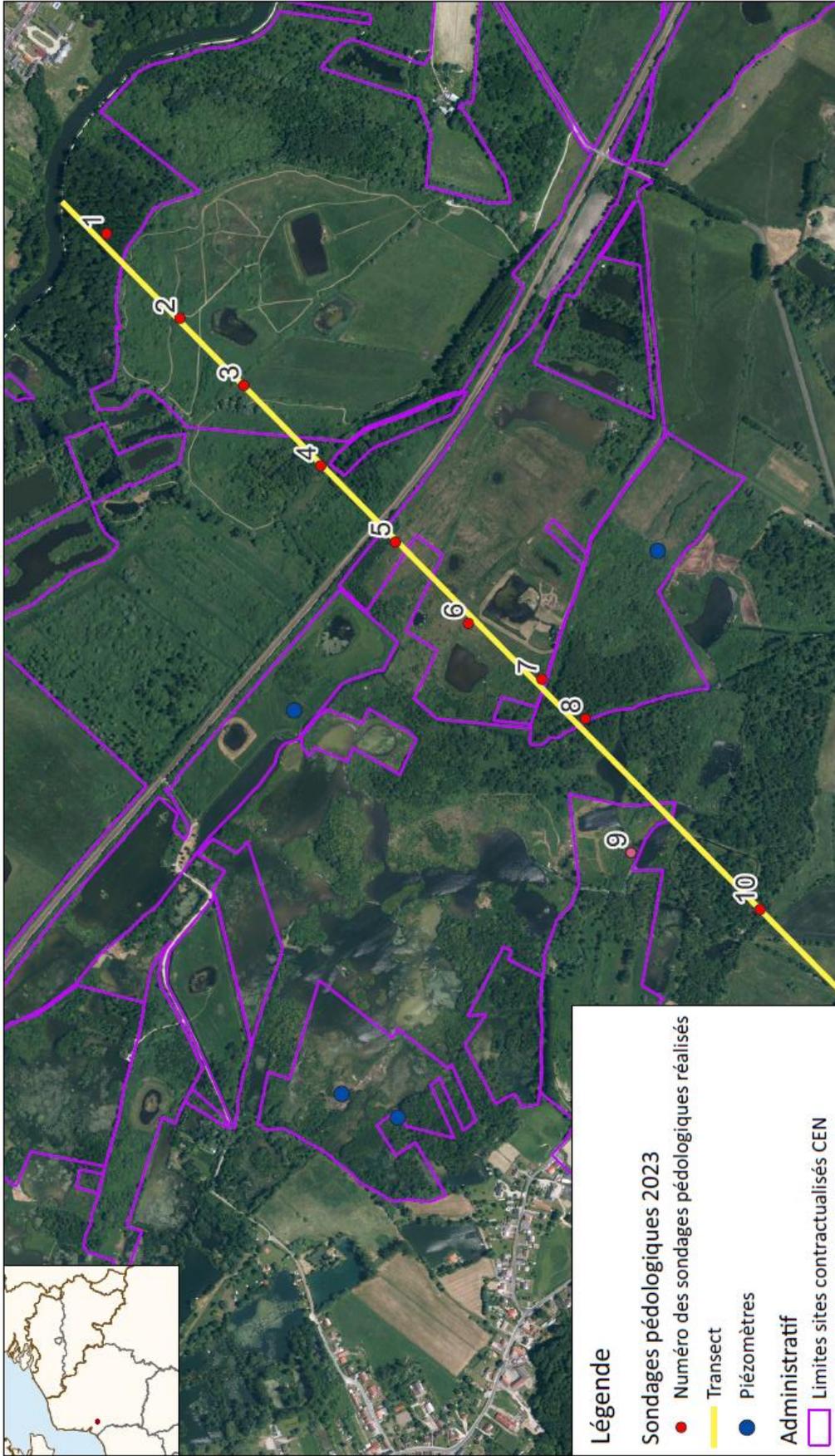




0 90 180 m

BD Ortho © IGN - Paris (2021)

Réalisation : Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France - L'odie HEMERY - 05/07/2023



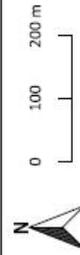
Légende

Sondages pédologiques 2023

- Numéro des sondages pédologiques réalisés
- Transect
- Piézomètres

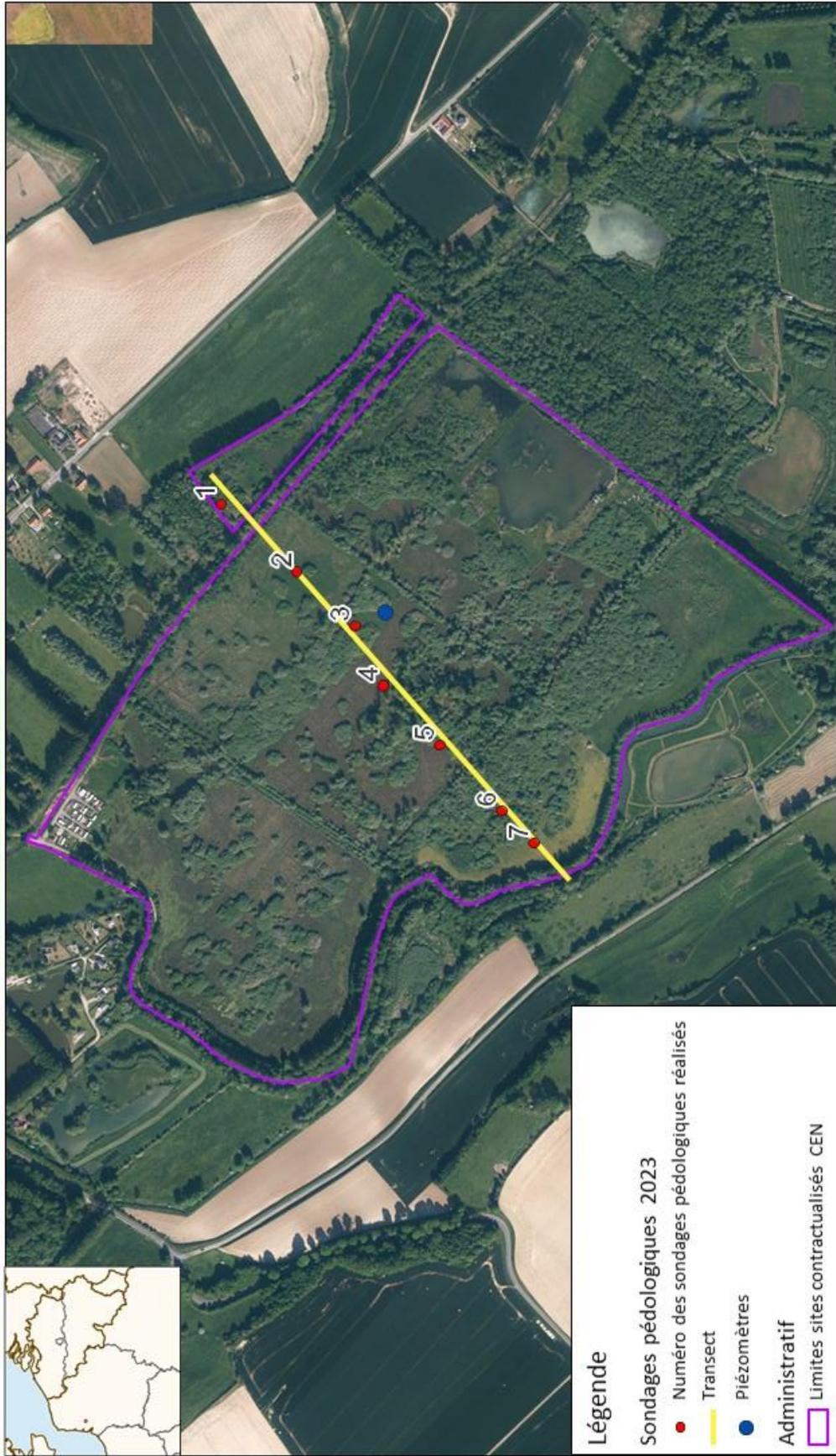
Administratif

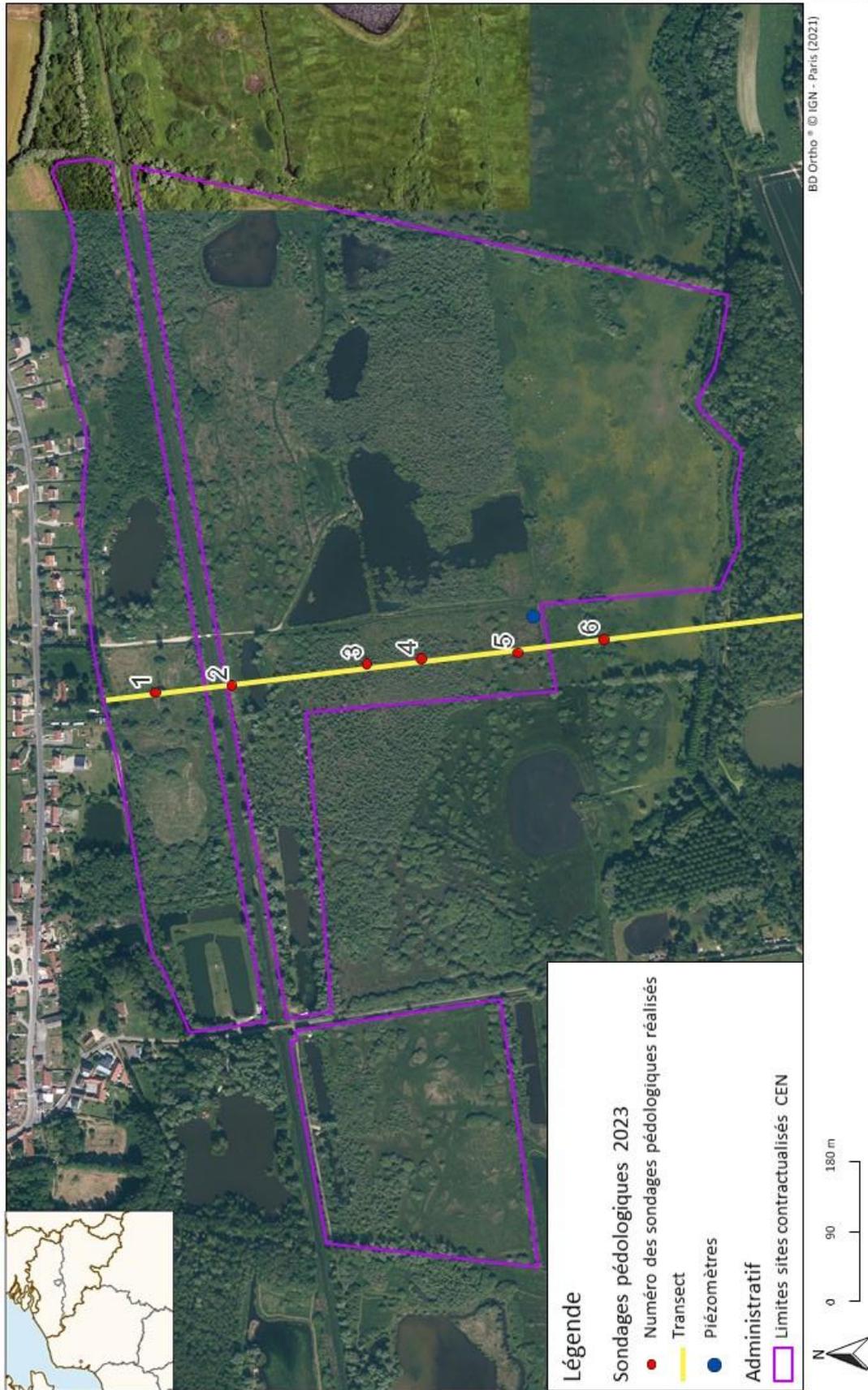
- Limites sites contractualisés CEN

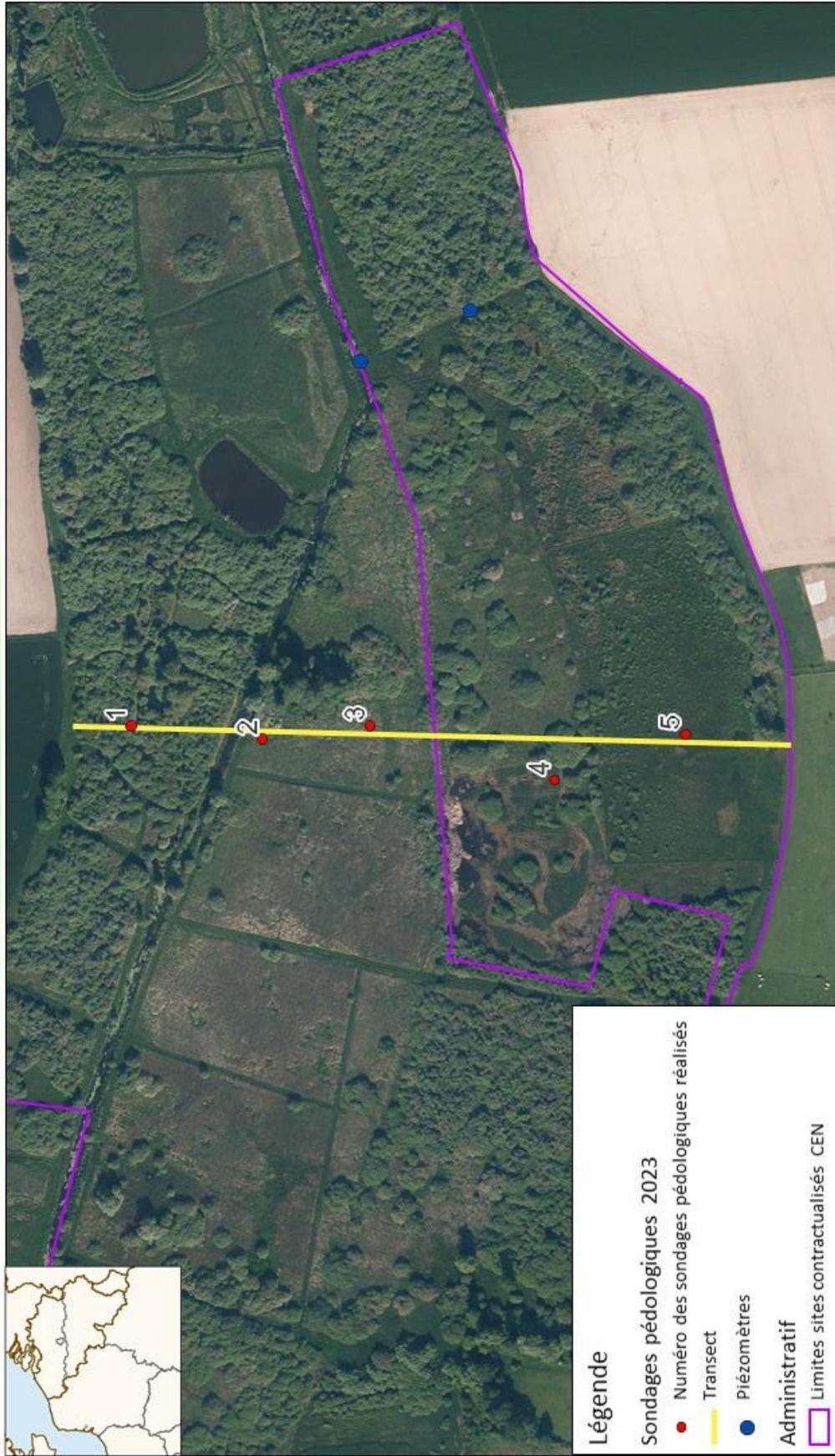


BD Ortho © IGN - Paris (2021)

Réalisation : Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France - Elodie HEMERY - 05/07/2023







Annexe 7. Types de sols caractérisés à partir des sondages pédologiques réalisés.

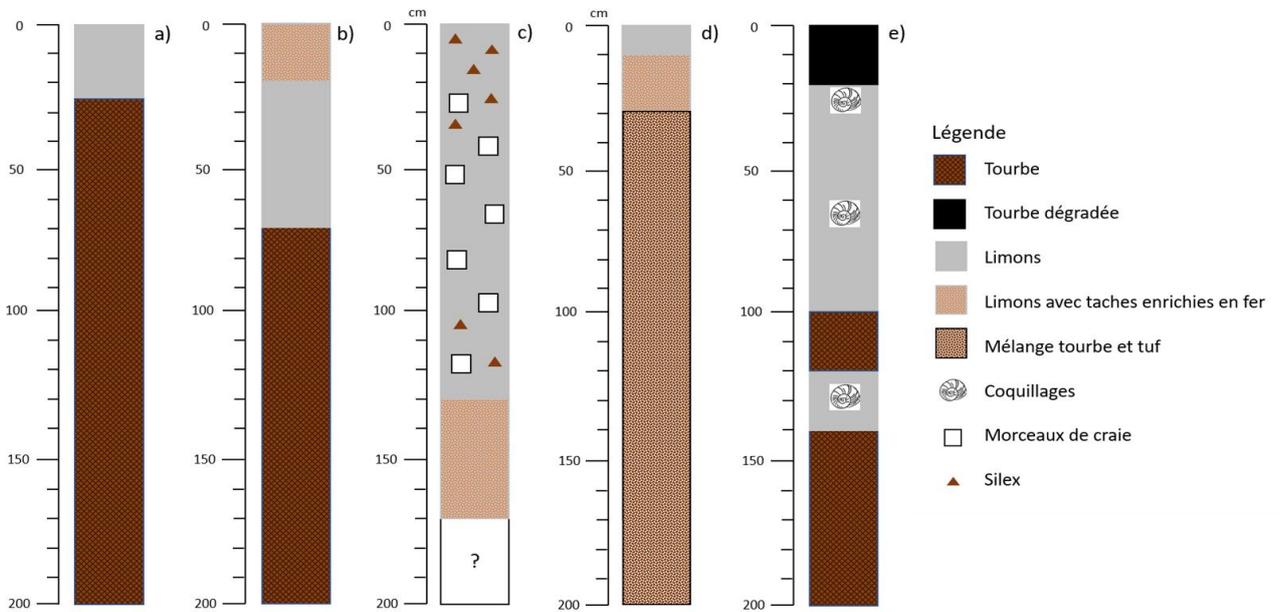


Figure 7. Types de sols caractérisés dans les vallées de la Somme et de l'Authie : a) histosol, b) réductisol, c) anthroposol, d) épiréductisol et e) fluvisol.

Annexe 8. Répartition des types de sols identifiés à partir des sondages pédologiques réalisés.

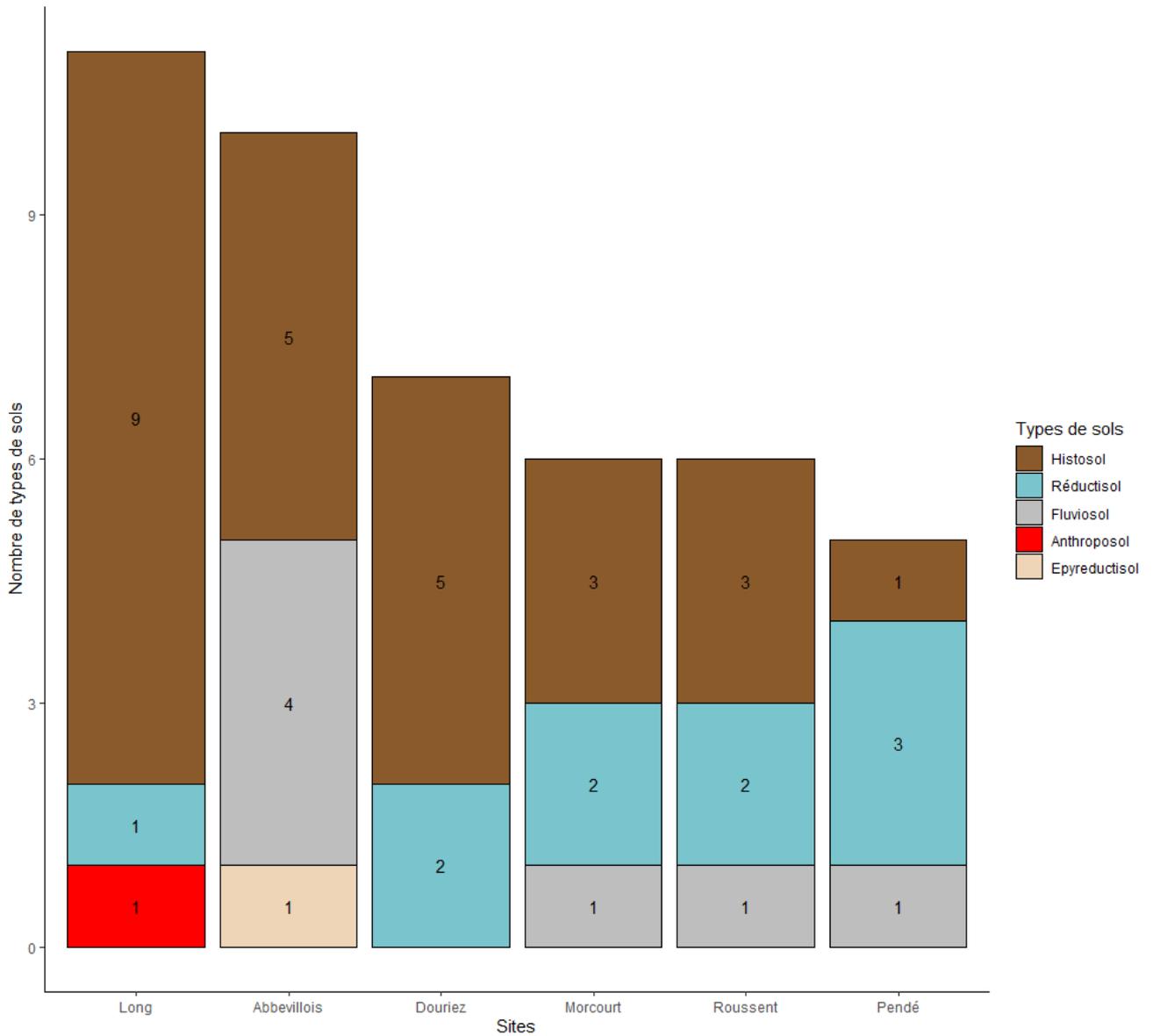


Figure 8. Répartition du nombre de types de sols par sites à partir des sondages pédologiques réalisés dans les vallées de la Somme et de l'Authie.

Annexe 9. Répartition des types d'horizons caractérisés à partir des échantillons prélevés

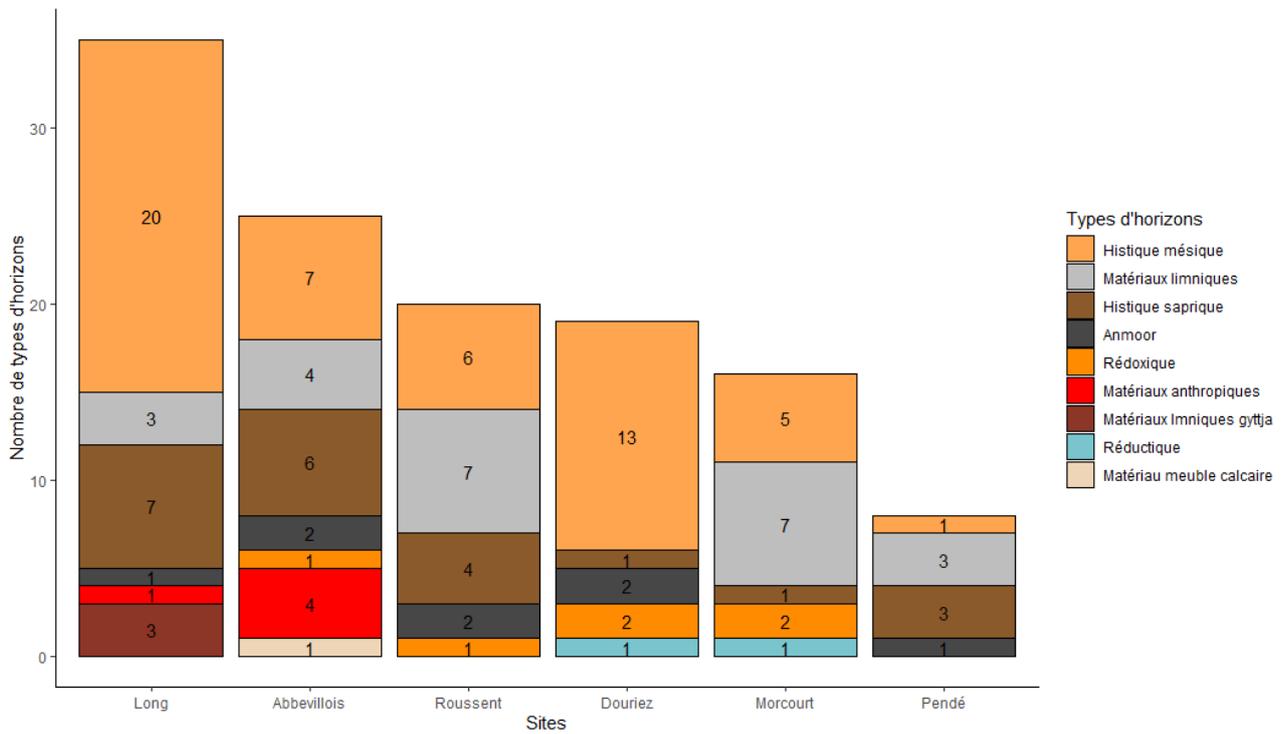


Figure 9. Répartition du nombre de types d'horizons par sites à partir des échantillons prélevés dans les vallées de la Somme et de l'Authie.

Annexe 10. Répartition des horizons anmoor, des horizons histiques mésiques et sapriques à partir des échantillons prélevés

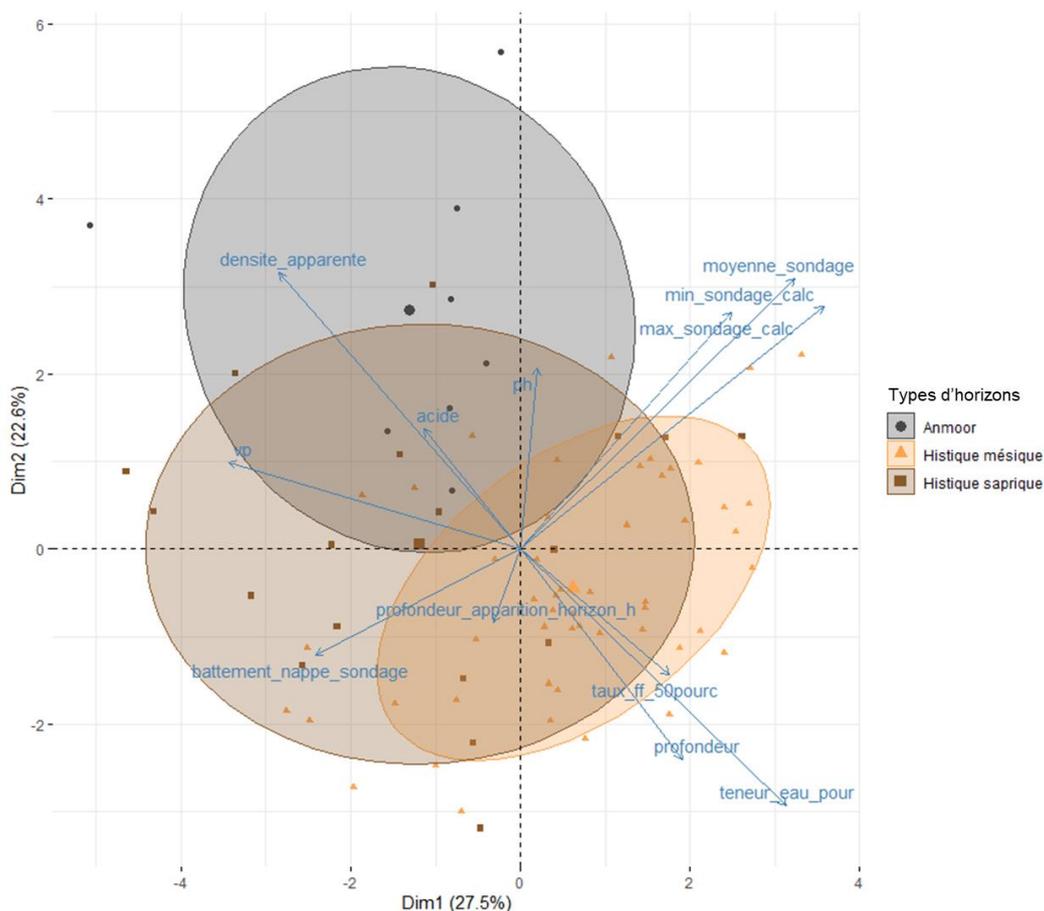


Figure 10. ACP de la répartition des propriétés physico-chimiques des échantillons récoltés et des caractéristiques hydrologiques au sondage en fonction des types d'horizons (N=77) (histique mésique (n=51), histique saprique (n=18) et anmoor (n=8)). La dimension 1 explique 27,5% de la variance, les variables indice de von Post, niveau minimal annuel de la nappe au sondage et niveau moyen annuel au sondage contribuent fortement à la construction de cette dimension. La dimension 2 explique 22,6% de la variance, les variables densité apparente et niveau moyen annuel au sondage contribuent fortement à la construction de cette dimension. Propriétés physico-chimiques : *profondeur* : profondeur de l'échantillon par rapport au sol en cm, *ph* : pH de l'échantillon, *vp* : Indice de von Post de l'échantillon, *acide* : quantité d'acide chlorhydrique à 30% nécessaire à la décarbonatation des échantillons en mL, *profondeur_apparition_horiozn_h* : profondeur de l'apparition de l'horizon histique dans le sondage par rapport à la surface du sol en cm, *teneur_eau_pour* : teneur en eau de l'échantillon en pourcentage, *densite_apparente* : densité apparente de l'échantillon en g.cm⁻³, *taux_ff_50_pourc* : taux de fibres à 50 µm en pourcentage. Caractéristiques hydrologiques : *min_sondage_calc* : niveau minimal annuel de la nappe au sondage par rapport à la surface du sol en cm, *max_sondage_calc* : niveau maximal annuel de la nappe au sondage par rapport à la surface du sol en cm, *moyenne_sondage* : niveau moyen de la nappe par rapport à la surface du sol au sondage, *battement_nappe_sondage*= battement (max-min annuel) de la nappe au niveau du sondage pédologique.

Annexe 11. Corrélations significatives entre les variables numériques des propriétés physico-chimiques des échantillons et les caractéristiques hydrologiques au sondage.

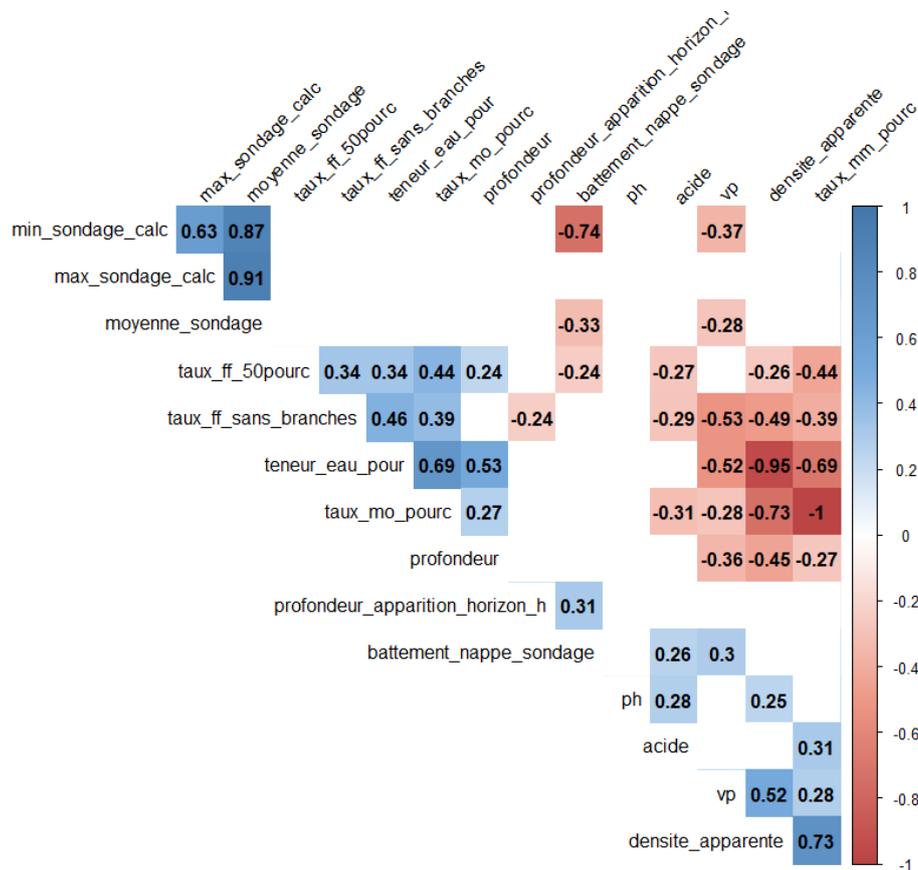


Figure 11. Coefficients de corrélation de Pearson significatifs entre les propriétés physico-chimiques des échantillons récoltés et les caractéristiques hydrologiques, à partir des données des horizons histiques mésiques, histiques sapriques et anmoor (N=77). Propriétés physico-chimiques : profondeur : profondeur de l'échantillon par rapport au sol en cm, ph : pH de l'échantillon, vp : Indice de von Post de l'échantillon, acide : quantité d'acide chlorhydrique à 30% nécessaire à la décarbonatation des échantillons en mL, profondeur_apparition_horiozn_h : profondeur de l'apparition de l'horizon histique dans le sondage par rapport à la surface du sol en cm, teneur_eau_pour : teneur en eau de l'échantillon en pourcentage, densite_apparente : densité apparente de l'échantillon en g.cm⁻³, taux_mo_pourc : taux de matières organiques en pourcentage, taux_mm_pourc : taux de matières minérales en pourcentage, taux_ff_sans_branches : taux de fibres à 200 µm en pourcentage. taux_ff_50_pourc : taux de fibres à 50 µm en pourcentage. Caractéristiques hydrologiques : min_sondage_calc : niveau minimal annuel de la nappe au sondage par rapport à la surface du sol en cm, max_sondage_calc : niveau maximal annuel de la nappe au sondage par rapport à la surface du sol en cm, moyenne_sondage : niveau moyen de la nappe par rapport à la surface du sol au sondage, battement_nappe_sondage= battement (max-min annuel) de la nappe au niveau du sondage pédologique.

Annexe 12. Répartition du taux de matières organiques des horizons en fonction de la profondeur.

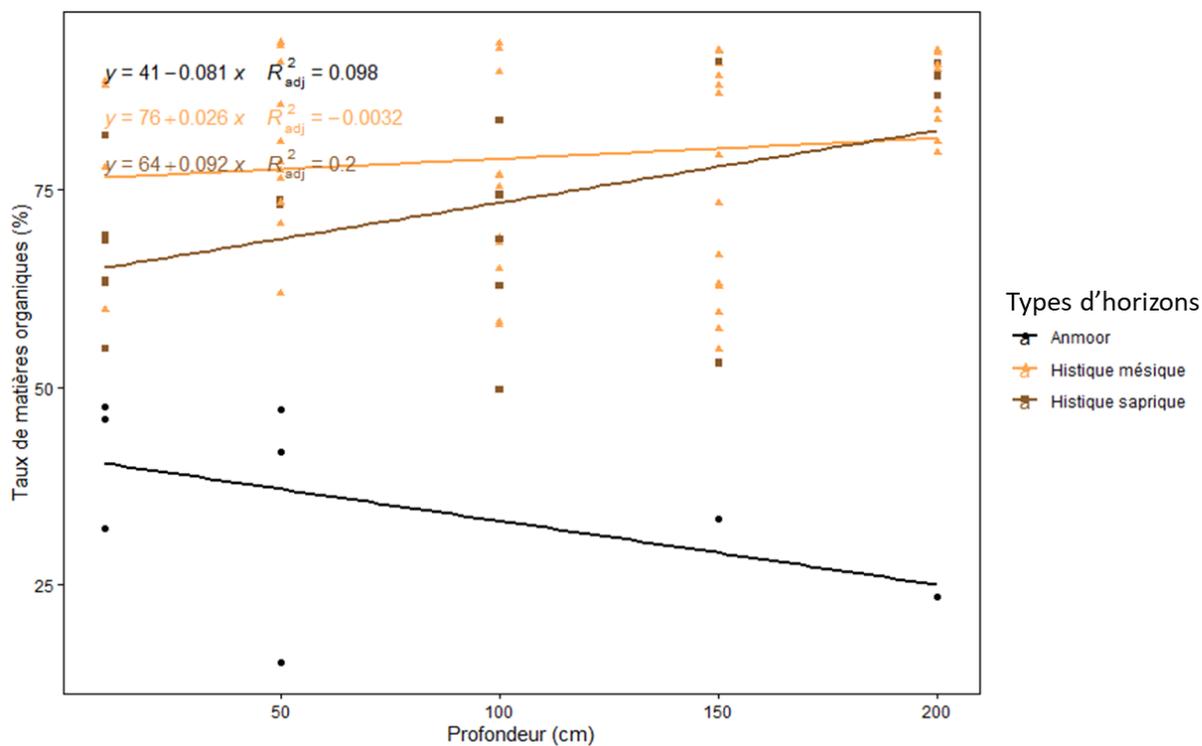


Figure 12. Répartition du taux de matières organiques des horizons anmoor, histiques mésique et histiques sapriques en fonction de la profondeur par rapport à la surface du sol (cm)

Annexe 13. Statistiques des modèles de la variable pédologique du taux de matières organiques en fonction de la profondeur.

Tableau 1. Statistiques des modèles pour le taux de matières organiques en fonction de la profondeur sur différents jeux de données précisés dans la colonne 1 (modèles). Les effets significatifs sont indiqués en gras avec *, avec AIC : critère d'information d'Akaike.

Modèles	AIC	Paramètres du modèle	Estimation	Erreur standard	Valeur t	Valeur p
Linéaire Jeu de données complet (horizon anmoor, mésique et saprique)	661.519	Ordonnée à l'origine	65.394	3.690	17.724	<0.001 *
		Profondeur	0.075	0.030	2.466	0.016 *
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire vallées	662.151	Ordonnée à l'origine	63.763	5.844	10.910	0.000 *
		Profondeur	0.081	0.030	2.740	0.008 *
Linéaire Jeu de données vallée Authie	253.372	Ordonnée à l'origine	58.823	6.525	9.015	<0.001 *
		Profondeur	0.079	0.051	1.543	0.134
Linéaire Jeu de données vallée Somme	407.522	Ordonnée à l'origine	68.255	4.259	16.026	<0.001 *
		Profondeur	0.084	0.036	2.305	0.026 *
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire sites	660.974	Ordonnée à l'origine	64.267	4.381	14.668	0.000 *
		Profondeur	0.077	0.029	2.650	0.010 *
Linéaire Jeu de données site Douriez	140.931	Ordonnée à l'origine	63.943	9.975	6.410	<0.001 *
		Profondeur	0.035	0.073	0.479	0.639
Linéaire Jeu de données site Roussent	140.931	Ordonnée à l'origine	56.883	10.173	5.591	<0.001 *
		Profondeur	0.104	0.081	1.285	0.231
Linéaire Jeu de données site Pendé	-Inf	Ordonnée à l'origine	18.750	NaN	NaN	NaN
		Profondeur	1.339	NaN	NaN	NaN
Linéaire Jeu de données site Abbevillois	126.330	Ordonnée à l'origine	60.152	6.680	9.004	<0.001 *
		Profondeur	0.070	0.062	1.119	0.283
Linéaire Jeu de données site Morcourt	40.4792	Ordonnée à l'origine	77.900	4.845	16.078	<0.001 *
		Profondeur	0.042	0.040	1.049	0.353
Linéaire Jeu de données site Long	233.957	Ordonnée à l'origine	72.653	5.858	12.401	<0.001 *
		Profondeur	0.080	0.048	1.667	0.108

Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire types d'horizons	621.485	Ordonnée à l'origine	59.712	13.089	4.562	0.000 *
		Profondeur	0.033	0.022	1.488	0.141
Linéaire Jeu de données horizon mésique	401.232	Ordonnée à l'origine	76.282	3.653	20.880	<0.001 *
		Profondeur	0.026	0.029	0.917	0.364
Linéaire Jeu de données horizon saprique	148.289	Ordonnée à l'origine	64.227	4.438	14.471	<0.001 *
		Profondeur	0.092	0.040	2.283	0.0364 *
Linéaire Jeu de données horizon anmoor	62.329	Ordonnée à l'origine	41.200	5.697	7.232	<0.001 *
		Profondeur	-0.081	0.061	-1.327	0.233

Annexe 14. Répartition du taux de matières organiques des horizons en fonction du niveau minimal annuel de la nappe.

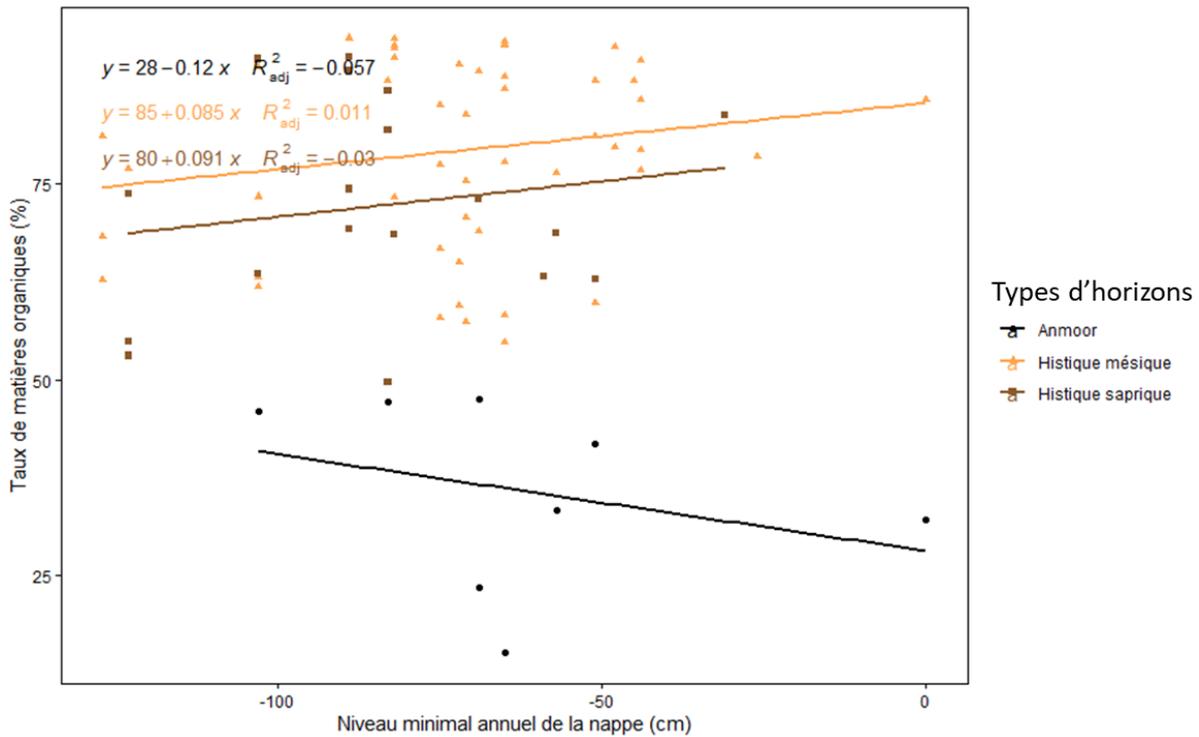


Figure 13. Répartition du taux de matières organiques des horizons anmoor, histiques mésique et histiques sapriques en fonction du niveau minimal annuel de la nappe par rapport à la surface du sol (cm).

Annexe 15. Statistiques des modèles du taux de matières organiques en fonction du niveau minimum annuel de la nappe phréatique au sondage.

Tableau 2. Statistiques des modèles pour le taux de matières organiques en fonction du niveau minimum annuel de la nappe phréatique sur différents jeux de données précisés dans la colonne 1 (modèles). Les effets significatifs sont indiqués en gras avec *, avec AIC : critère d'information d'Akaike.

Modèles	AIC	Paramètres du modèle	Estimation	Erreur standard	Valeur t	Valeur p
Linéaire Jeu de données complet (horizon anmoor, mésique et saprique)	667.519	Ordonnée à l'origine	73.288	6.176	11.865	<0.001 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	0.003	0.079	0.035	0.972
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire vallées	666.486	Ordonnée à l'origine	77.679	8.087	9.606	0.000 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	0.077	0.083	0.931	0.355
Linéaire Jeu de données vallée Authie	255.533	Ordonnée à l'origine	61.788	11.479	5.383	<0.001 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	-0.096	0.184	-0.521	0.606
Linéaire Jeu de données vallée Somme	410.045	Ordonnée à l'origine	89.017	8.0315	11.084	<0.001 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	0.152	0.093	1.638	0.108
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire sites	665.336	Ordonnée à l'origine	70.569	7.486	9.427	0.000 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	-0.021	0.097	-0.211	0.834
Linéaire Jeu de données site Douriez	140.228	Ordonnée à l'origine	-58.218	135.712	-0.429	0.674
		Niveau minimum annuel de la nappe	-1.767	1.895	-0.932	0.367
Linéaire Jeu de données site Roussent	98.164	Ordonnée à l'origine	171.001	75.394	2.268	0.049 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	1.951	1.424	1.370	0.204
Linéaire Jeu de données site Pendé	22.827	Ordonnée à l'origine	58.930	26.790	2.200	0.272
		Niveau minimum annuel de la nappe	Na	NaN	NaN	NaN
Linéaire Jeu de données site Abbevilleois	127.644	Ordonnée à l'origine	71.726	22.578	3.177	0.007*
		Niveau minimum annuel de la nappe	0.050	0.209	0.241	0.814
Linéaire Jeu de données site Morcourt	41.519	Ordonnée à l'origine	75.909	12.394	6.125	0.004 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	-0.169	0.313	-0.538	0.619

Linéaire Jeu de données site Long	236.440	Ordonnée à l'origine	70.441	17.970	3.920	<0.001 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	-0.129	0.222	-0.583	0.565
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire types d'horizons	620.801	Ordonnée à l'origine	66.823	14.223	4.698	0.000 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	0.057	0.056	1.027	0.308
Linéaire Jeu de données horizon mésique	402.356	Ordonnée à l'origine	85.346	5.148	16.579	<0.001 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	0.085	0.067	1.253	0.216
Linéaire Jeu de données horizon saprique	148.073	Ordonnée à l'origine	79.848	11.274	7.083	<0.001 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	0.091	0.128	0.710	0.488
Linéaire Jeu de données horizon anmoor	66.611	Ordonnée à l'origine	28.193	10.658	2.645	0.038 *
		Niveau minimum annuel de la nappe	-0.123	0.157	-0.788	0.461

Annexe 16. Répartition du taux de matières organiques des horizons en fonction de l'indice de von Post.

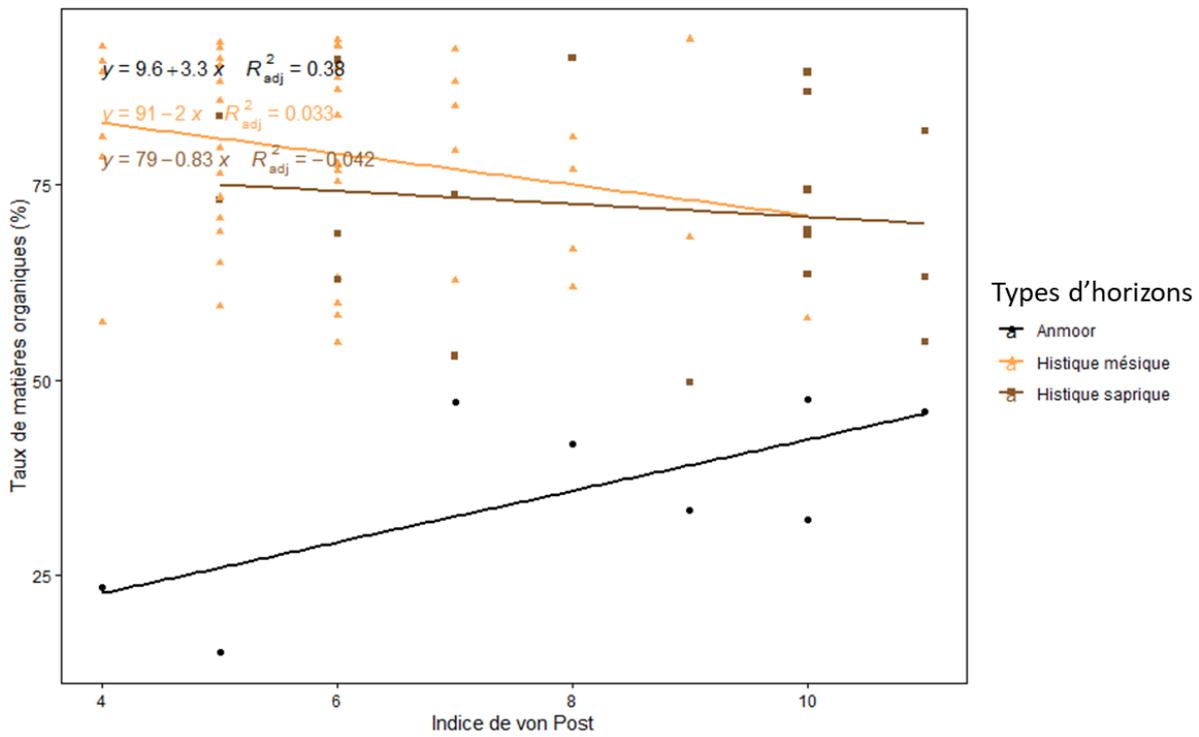


Figure 14. Répartition du taux de matières organiques des horizons anmoor, histiques mésique et histiques sapriques en fonction de l'indice de von Post.

Annexe 17. Statistiques des modèles du taux de matières organiques en fonction de l'indice de von Post.

Tableau 3. Statistiques des modèles pour le taux de matières organiques en fonction de l'indice de von Post sur différents jeux de données précisés dans la colonne 1 (modèles). Les effets significatifs sont indiqués en gras avec *, avec AIC : critère d'information d'Akaike.

Modèles	AIC	Paramètres du modèle	Estimation	Erreur standard	Valeur t	Valeur p
Linéaire Jeu de données complet (horizon anmoor, mésique et saprique)	661.122	Ordonnée à l'origine	89.367	6.684	13.371	<0.001 *
		Indice de von Post	-2.435	0.955	-2.549	0.013 *
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire vallées	653.538	Ordonnée à l'origine	90.965	8.290	10.973	0.000 *
		Indice de von Post	-2.855	0.927	-3.081	0.003 *
Linéaire Jeu de données vallée Authie	248.67	Ordonnée à l'origine	93.475	9.935	9.409	<0.001 *
		Indice de von Post	-4.186	1.523	-2.748	0.011 *
Linéaire Jeu de données vallée Somme	409.311	Ordonnée à l'origine	91.591	8.505	10.769	<0.001 *
		Indice de von Post	-2.168	1.170	-1.853	0.070
Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire sites	654.919	Ordonnée à l'origine	87.935	7.148	12.302	0.000 *
		Indice de von Post	-2.383	0.972	-2.452	0.017 *
Linéaire Jeu de données site Duriez	140.957	Ordonnée à l'origine	74.631	14.730	5.067	<0.001 *
		Indice de von Post	-1.077	2.368	-0.455	0.656
Linéaire Jeu de données site Roussent	92.906	Ordonnée à l'origine	106.704	13.897	7.678	<0.001 *
		Indice de von Post	-6.086	-2.923	-2.923	0.017 *
Linéaire Jeu de données site Pendé	-Inf	Ordonnée à l'origine	139.290	NaN	NaN	NaN
		Indice de von Post	-10.710	NaN	NaN	NaN
Linéaire Jeu de données site Abbevillois	127.699	Ordonnée à l'origine	68.368	20.418	3.348	0.005 *
		Indice de von Post	-0.237	2.387	-0.099	0.922
Linéaire Jeu de données site Morcourt	40.030	Ordonnée à l'origine	94.679	10.194	9.287	<0.001*
		Indice de von Post	-2.365	1.932	-1.224	0.288
Linéaire Jeu de données site Long	236.583	Ordonnée à l'origine	86.155	12.438	6.927	<0.001 *
		Indice de von Post	-0.823	1.812	-0.454	0.654

Mixte Jeu de données complet Effet aléatoire types d'horizons	616.004	Ordonnée à l'origine	66.810	14.507	4.605	0.000 *
		Indice de von Post	-0.559	0.827	-0.675	0.502
Linéaire Jeu de données horizon mésique	401.232	Ordonnée à l'origine	90.813	7.236	12.551	<0.001 *
		Indice de von Post	-1.973	1.201	-1.642	0.107
Linéaire Jeu de données horizon saprique	148.289	Ordonnée à l'origine	79.141	12.969	6.102	<0.001 *
		Indice de von Post	-0.827	1.490	-0.555	0.587
Linéaire Jeu de données horizon anmoor	62.329	Ordonnée à l'origine	9.611	11.870	0.810	0.449
		Indice de von Post	3.281	1.424	2.304	0.061