

**MASTER 2 Biodiversité, Écologie, Évolution
Expertise Naturaliste et Gestion de la Biodiversité**

Université de Lille, Faculté des Sciences et Technologies

Année 2024-2025

**Impact de la restauration des tourbières basses alcalines dans le cadre du
LIFE-Anthropofens**



Tourbière restaurée - Marais de Sacy
© Q. ROUSSEAU, CEN HDF



*Tourbe fibrique à Cladium mariscus -
Vallée de l'Avre*
© L. RAYMOND, CEN HDF



*Menyanthes trifoliata - Marais des
Communes, Long*



FOURNIER Anaëlle

Tuteur de stage : Dr. BERQUER Adrien

Tuteur universitaire : Dr. PIQUOT Yves

Structure d'accueil : Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France



Remerciements	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des annexes	
Présentation de l'organisme d'accueil	
1. Introduction	1
1.1. Contexte de l'étude	1
1.1.1. Les tourbières alcalines des Hauts-de-France	1
1.1.1.1. Origine et formation	2
1.1.1.2. Fonctionnement	2
1.1.1.3. Rôle écologique majeur	4
1.1.1.4. Exploitations et menaces	4
1.1.1.5. Restauration et conservation	5
1.2. Le projet LIFE Anthropofens	6
1.2.1. Objectifs du programme	6
1.2.2. Habitats cibles	6
1.2.3. Actions, travaux réalisés et objectifs	8
1.2.4. Évaluer de l'impact de la restauration	8
1.2.4.1. Hydrologie et pédologie	8
1.2.4.2. Écologie	9
1.2.4.3. Protocole BACI	9
1.2.4.4. Questions scientifiques	10
1.2.4.5. Hypothèses et résultats attendus	10
2. Matériels et méthodes	11
2.1. Sites d'études, travaux réalisés et objectifs	11
2.2. Protocole expérimental	13
2.3. Plan d'échantillonnage	14
2.4. Paramètres mesurés	15
2.4.1. Paramètres abiotiques	15
2.4.1.1. Hydrologie	15

2.4.1.2.Pédologie	15
2.4.2.Paramètres biotiques	16
2.4.2.1.Communauté floristique	16
2.4.2.2.Traits fonctionnels	17
2.5. Analyses statistiques	18
2.5.1.Corrélations entre variables	18
2.5.2.Comparaison de variables entre deux états	19
2.5.3.Construction des modèles	19
3. Résultats	19
3.1. Hydrologie	19
3.2. Pédologie	24
3.3. Communauté floristique	25
3.4. Global	30
4. Discussion	31
4.1. Hydrologie	31
4.2. Pédologie	32
4.3. Communauté floristique	34
4.4. Global	37
4.5. Critiques et limites	38
4.6. Conclusion	40
5. Bibliographie	41
6. Annexes	47

Remerciements

Je tiens avant tout à remercier mon maître de stage, Adrien, pour m'avoir accordé sa confiance en me proposant cette superbe opportunité et pour m'avoir accompagnée tout au long de ces six mois. Merci en particulier de m'avoir transmis une partie de ton savoir sur les tourbières, leur hydrologie et leur pédologie, que je ne connaissais que très peu il y a encore six mois. Merci également pour tes réflexions sur les statistiques, domaine dans lequel j'ai pu énormément progresser, ainsi que pour tes nombreuses relectures qui ont permis d'aboutir à ce rapport.

Je souhaite aussi remercier ma structure d'accueil, le Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, ainsi que sa merveilleuse équipe. Merci à mes collègues stagiaires : Marie, pour sa bonne humeur, Manon, pour son humour (souvent malgré elle), et Mariève, pour ces petites pauses dans notre bureau. Merci également à Quentin et Lucas de m'avoir accompagnée sur des terrains semés d'embûches, pas toujours très motivants.

Mes sincères remerciements vont à toute l'équipe du CEN que j'ai eu la chance de rencontrer, pour leur écoute, leur bienveillance et leur accueil chaleureux.

Merci à toutes les personnes ayant contribué de près ou de loin à ce rapport (Kévin !!).

Un grand merci à Rémi pour m'avoir soutenue durant tous les moments cruciaux qui ont ponctué ce stage et ce rapport, mais aussi pour ses relectures et son regard critique sur mon travail.

Enfin, merci à ma famille et à mes amis qui ont rythmé ces cinq années d'études et qui, par leur soutien, ont contribué de près ou de loin à leur bon déroulement.

Liste des figures

Figure 1: Représentation simplifiée d'une tourbière alcaline représentant les 6 habitats cibles du LIFE Anthropofens

Figure 2: Réseau des sites Natura 2000 en Hauts-de-France concernés par le LIFE Anthropofens. Les sites étudiés sont Mareuil-Caubert, Long, Belloy-sur-Somme, Tirancourt, Blangy-Tronville, Morcourt, Hailles, Moreuil, Vred, Marchiennes et Sacy.

Figure 3 : Exemple de plan d'échantillonnage sur les marais de Sacy-le-Grand (60) et travaux associés. La partie à droite n'a pas été déboisée (placettes témoin).

Figure 4 : Représentation schématique d'un transect

Figure 5 : Comparaison du niveau de nappe entre périodes (2020-2021 et 2025), en fonction des sites et des travaux réalisés.

Figure 6 : Niveaux d'eau par rapport au sol (cm) moyens par site en 2025

Figure 7 : Comparaison des niveaux de nappe mesures manuellement selon le site, la période, les travaux et le soutien hydrologique.

Figure 8 : Tendances hydrologiques des grandes masses d'eau (précipitations, altitude de la nappe locale, altitude de la nappe de la craie/des sables et altitude de la nappe mesurée manuellement à Morcourt - Somme amont, Vred - plaine de la Scarpe et de l'Escaut, Mareuil - Somme aval, Hailles - Vallée de l'Avre et Sacy - Marais de Sacy).

Figure 9 : Évolution de la teneur en nitrates (mg. L-1) des grandes masses d'eau étudiées.

Figure 10 : Évolution de la profondeur d'apparition de la tourbe en cm par type de travaux et par site entre 2020 et 2025.

Figure 11 : Indice d'engorgement en eau He en fonction de l'année, du site et des travaux réalisés.

Figure 12 : Indice de trophie Ht en fonction de l'année, du site et des travaux réalisés.

Figure 13 : MPC de la SLA en fonction de l'année, du site et des travaux réalisés

Figure 14 : Classes d'affinités phytosociologiques les plus fréquentes par nombre de taxons, selon l'année et selon le type de travaux. La classe « NA » associée aux taxons n'ayant pas de classe d'affinité phytosociologie n'apparaît pas sur ce graphique. n taxons 2020 = 111, n taxons 2025 = 120, n classes 2020 = 16 et n classes 2025 = 21.

Figure 15 : Cercle des corrélations de l'ACP.

Figure 16 : Représentation schématique du profil pédologique de la placette vred_T_dec_T1_P2, en 2020 (à gauche) et en 2025 (à droite), suite à un décapage. Hs = horizon saprique et mli = matériau limnique.

Figure 17: Photographies du sondage pédologique à de 0 à 50 cm de profondeur sur la placette more_T_T1_P3 le 08/07/2020 à gauche, et le 19/03/2025 à droite.

Figure 18 : Photographie du sondage pédologique à de 0 à 50 cm de profondeur sur la placette mare_T_T2_P2 le 27/03/2025 à gauche et le 07/07/2020 à droite.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Traitements réalisés et objectifs sur chaque site. Les sites de Tirancourt et Mareuil-Caubert n'ayant subi aucun travaux, ils ne figurent pas dans ce tableau. Sauf indication contraire, une zone témoin associée comporte 6 placettes.

Tableau 2 : Codes utilisés pour définir les horizons pédologiques pour les analyses

Tableau 3 : Différences moyennes du niveau d'eau par rapport au sol entre 2025 et 2020 (piezomètres manuels) pour différents groupes de placettes. La significativité de la différence a été testée avec un test de Wilcoxon pour échantillons appariés.

Tableau 4 : Résultats du modèle linéaire analysant l'effet de l'année, du type de travaux et de leur interaction sur la hauteur moyenne de la nappe mesurée manuellement, tout en prenant en compte la variabilité de chaque site via un effet aléatoire.

Tableau 5 : Résultats des tests des rangs de Wilcoxon comparant différentes modalités pédologiques entre 2020 et 2025.

Tableau 6 : Différences de richesse, diversité, équitabilité spécifiques et fonctionnelles entre 2020 et 2025.

Liste des annexes

Annexe 1 : Liste des sites, leur piézomètre profond associé et station météorologique associées

Annexe 2 : Liste des sites et leur qualitomètre associé.

Présentation de l'organisme d'accueil

Le Conservatoire d'espaces naturels (CEN) des Hauts-de-France est une association à but non lucratif, issu de la fusion des CEN de Picardie (créé en 1989) et du Nord Pas-de-Calais (créé en 1994). Ayant vu le jour le 20 juin 2020, il appartient au réseau de la Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, née en 1988 et qui regroupe les 24 CEN de France, gestionnaires de 4 500 sites répartis sur 300 000 hectares. Le CEN HDF a pour objectif de protéger et de valoriser le patrimoine naturel des Hauts-de-France. Ces objectifs s'articulent autour de 5 missions, communes aux Conservatoires d'espaces naturels :

- **Connaître** le fonctionnement des milieux naturels et leur histoire, pour mieux les protéger. Cela passe par le recensement, l'étude et l'identification des sites naturels remarquables et des propositions de plans d'actions favorables à la conservation de leur patrimoine.
- **Protéger** les richesses écologiques, paysagères en association avec les acteurs locaux des sites gérés, en acquérant la maîtrise foncière ou d'usage de ceux-ci.
- **Gérer** en mettant en place une gestion écologique adaptée aux enjeux des sites, en collaboration avec les propriétaires et les usagers. Cela passe notamment par un entretien régulier, une restauration.
- **Valoriser** les actions menées par le Conservatoire auprès du public pour assurer une pérennité du patrimoine naturel régional en accueillant le public sur les sites, éditant des publications, organisant des animations. Mais aussi une valorisation auprès du grand public et scientifique.
- **Accompagner** les politiques publiques en faveur du patrimoine naturel, en menant des missions d'expertise locale et des missions d'animation territoriale. Le CEN des HDF accompagne les politiques publiques mises en oeuvre par l'Etat et ses établissements publics, comme l'Agence de l'Eau Artois Picardie ou encore la Région et les collectivités territoriales.

Ainsi, le CEN HDF gère sur plus de 570 sites naturels, répartis sur plus de 18 000 hectares dont des coteaux calcaires, étangs, marais, tourbières, mission assurée par environ 120 salariés, le troisième plus grand CEN de France en terme de nombre de salariés. Cette association fédère plus de 2000 adhérents (2024) et est composée d'un Conseil d'Administration fort de 6 membres et de 16 administrateurs élus lors de l'Assemblée Générale. Celui-ci oriente les décisions politiques et les actions du Conservatoire pour la gestion du patrimoine naturel de la région.

Le Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, fort de plus de 30 ans de savoir faire dans la gestion des tourbières, a su ajuster ses procédures pour faire face aux défis liés à la préservation de ces écosystèmes. Il a ainsi acquis une solide expérience en matière de mobilisation des fonds européens (LIFE, FEDER, FEADER), que ce soit en tant que coordinateur ou bénéficiaire associé.

1. Introduction

« Une tourbière est un type de zone humide qui se caractérise par des bilans hydriques assurant une saturation en eau suffisante du sol pour permettre le maintien de conditions anaérobies favorables à l'accumulation de tourbe et au développement d'un histosol, ce dernier étant défini comme un solum comportant un horizon organique de surface histique, épais de plus de 10 cm qui renferme au moins 30% de matière organique en place » (Cubizolle, 2019).

Sur les 6 % de terres émergées que représentent les milieux humides (Skinner & Zalewski, 1995), les tourbières s'étendant sur environ 2,64 % de la superficie terrestre mondiale, ce qui représente 4,23 millions de km² (Xu *et al.*, 2017).

Ces milieux sont classés selon divers paramètres comme le pH, l'alimentation en eau, la disponibilité en nutriments ou encore la végétation (Joosten *et al.*, 2017). Les tourbières restent difficile à définir : plusieurs définitions existent. Aucune d'entre elles n'est globalement reconnue (Lourenco *et al.*, 2023) et aucune typologie unique n'est validée par la communauté scientifique internationale (Joosten *et al.*, 2017). Toutefois, il est admis que la formation de tourbe, aussi appelée histosol, se déroule lorsque les taux de décomposition sont plus faibles que la production primaire, en raison d'une moindre disponibilité en oxygène suite à des conditions d'immersion (Lamers *et al.*, 2015). Ainsi, différentes topologies sont souvent utilisées pour différencier les tourbières (Lourenco *et al.*, 2023). Deux grands types de tourbières sont communément acceptés : les tourbières hautes, ombrotrophes ou « bogs » généralement plus acides, et les tourbières basses, minérotrophes, appelées « fens », généralement alcalines (Gorham & Janssens, 1990). Ces dernières se distinguent par leur alimentation hydrologique : les tourbières hautes sont alimentées par les précipitations : elles sont situées où le régime de précipitations et d'humidité atmosphérique sont suffisants (>1500 mm de précipitations/an), ce qui correspond souvent en Europe aux massifs montagneux et au nord du 45^{ème} parallèle. En opposition, les tourbières basses (également appelées bas-marais), localisées dans des dépressions topographiques, sont généralement alimentées par la nappe phréatique carbonatée et les eaux de surface. Elles peuvent ainsi se trouver même dans les régions aux faibles régimes de précipitations (550-800 mm/an), ce qui est le cas du Nord de la France (Cubizolle, 2019).

Ce mémoire porte sur ces dernières, cible du projet de restauration LIFE Anthropofens et particulièrement bien représentées dans le Nord de la France (Garcia, 2024).

1.1. Contexte de l'étude

1.1.1. Les tourbières alcalines des Hauts-de-France

En France, les tourbières représentent une surface comprise entre 60 000 et 100 000 hectares (Pôle Relais Tourbières s.d.), avec environ 25 000 hectares en Picardie (François *et al.*, 2012) sur les 55 millions d'hectares que représentent le territoire français métropolitain (Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, 2015). Un inventaire en cours d'actualisation des observations récentes laisse à penser que les Hauts-de-France se placent comme première région tourbeuse de France (Brasseur, comm.pers). Comme évoqué précédemment, les tourbières alcalines ont une place importante au niveau du bassin de la Somme et de ses affluents, celles-ci constituent par ailleurs la plus vaste vallée tourbeuse neutro-

alcaline de France (15 000 hectares), occupant une place importante à l'échelle européenne (François, 2021). Les tourbières en Europe occupent entre 60 et 90 millions d'hectares (Joosten & Clarke 2002 ; Bleuten *et al.*, 2006). Trois sites reconnus au niveau mondial comme « Zone Humide Ramsar d'intérêt international » (Ramsar, 2018) sont concernés par le LIFE Anthropofens : les vallées de la Somme et de l'Avre, la plaine de la Scarpe et de l'Escaut et les marais de Sacy.

Ces écosystèmes sont d'une grande valeur en conservation : caractérisés par une biodiversité élevée et par la présence de nombreuses espèces floristiques et faunistiques menacées (Bedford & Godwin, 2003).

1.1.1.1. Origine et formation

Pour comprendre leur fonctionnement, il est nécessaire de se pencher sur leurs origines. Les vallées de la Somme et de l'Avre reposent sur des formations crétacées datant d'environ 95 à 85 millions d'années (François, 2021).

On retrouve au nord de la région Picarde plusieurs types de craies, allant de craies marneuses aux craies blanches plus ou moins riches en silex (Amraoui, 2002) souvent surmontées de lœss (limon issu de l'érosion éolienne) (François, 2021). Grâce à une alimentation à plus de 80% par la nappe de la craie associée à un débit faible, la Somme et ses affluents présentent aujourd'hui une certaine stabilité hydraulique (AMEVA, 2013), bien qu'historiquement, la Somme aurait été un fleuve plus puissant ayant permis la formation de cette vallée, non tourbeuse à l'époque, via le processus d'érosion. Ainsi, l'arrêt de l'alimentation de la Somme par de puissantes rivières, entraînant un basculement vers une alimentation essentiellement phréatique, combiné à un faible marnage et à une submersion quasi permanente des sols, aurait favorisé la formation de tourbe (François, 2021). Ce processus aurait débuté il y a environ 14 600 - 13 000 ans durant le Bölling et l'Allerød, lors du Tardiglaciaire. Il est suivi par une dégradation climatique et une érosion partielle de la tourbe accumulée entre 13 000 ans et 11 600 ans avant le présent. Puis le début de l'holocène entre 11 600 ans et 8 200 avant le présent est témoin d'un réchauffement et d'une accumulation de tourbe, avec les dépôts les plus importants au fond de la vallée datant de 8 000 à 9 000 avant aujourd'hui (Antoine 1990).

La plupart des tourbières étudiées présentent des caractéristiques dites « phréatogènes », c'est-à-dire fortement alimentées par des sources issues de l'aquifère crayeux. Cependant, on peut considérer un gradient d'alimentation au sein des vallées : certaines tourbières sont presque exclusivement alimentées par les sources, tandis que d'autres, comme celles de Vred (59) et de Morcourt (80), montrent une influence plus marquée du cours d'eau ou de la nappe alluviale et sont qualifiées de « fluviogènes » (François, 2021). La partie Nord de la tourbière du marais de Sacy (60) est alimentée par les eaux alcalines issues de sources arthésiennes de la nappe de la craie (François *et al.*, 2017), via un contact direct avec les sables de Bracheux et la tourbe (Syndicat Mixte des Marais de Sacy, s.d.). La tourbière de Vred montre quant à elle un changement de fonctionnement : après les années 50, l'alimentation en eau qui se faisait principalement depuis la nappe de la craie à fortement baissée pour être désormais assurée par les précipitations et le ruissellement (Goubet, 2015).

1.1.1.2. Fonctionnement

Une des clés du bon fonctionnement d'une tourbière est son alimentation suffisante en eau. Sa quantité et sa qualité impactent directement les végétations qui s'y développent. Ces habitats se caractérisent par une limitation de la croissance végétative expliquée par une faible disponibilité des nutriments (Kooijman *et al.* 2019), la plupart des tourbières des Hauts-de-France étant alimentées par des nappes calcaires (Figure 1). Pour les tourbières alcalines, on mesure l'importance de la qualité de l'eau puisque certains minéraux comme le calcium limitent le cycle de certains nutriments (phosphore), source d'eutrophisation. Selon la distance avec la source d'alimentation en eau, des végétations plus ou moins productives y croissent, dont les habitats cibles du LIFE Anthropofens (Figure 1). On observe alors un gradient au fur et à mesure de l'étendue de l'influence de la nappe, avec des végétations peu productives comme les bas marais alcalins à petits *Carex* et mousses brunes et les grandes roselières à grands *Carex*. L'alimentation en eau est un paramètre crucial car des variations trop importantes du niveau de la nappe peuvent provoquer une dégradation de la tourbe par minéralisation. Ce processus se déclenche très rapidement, entre 18 heures et 16 jours selon l'activation des enzymes dégradantes, et la vitesse de relargage du dioxyde de carbone (CO₂) atteint son paroxysme après 59 jours de dessiccation (Freeman *et al.*, 2001, Fenner et Freeman, 2011).

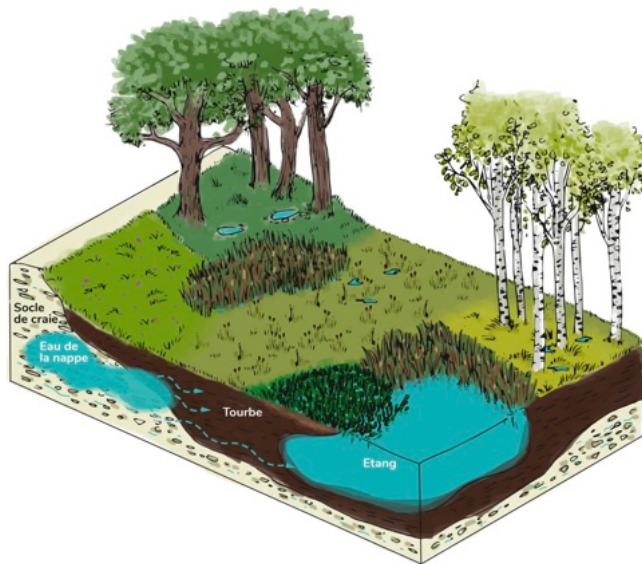


Figure 1: Représentation simplifiée d'une tourbière alcaline représentant les 6 habitats cibles du LIFE Anthropofens

De gauche à droite : Prairies humides calcaires à Molinie bleue (6410), Forêts alluviales sur tourbe (91E0*), Marais calcaire à Marisque (7210*), Tourbières basses alcalines (7230), Tourbières de transition et tremblants (7140) et Tourbières boisées (91D0*). Les habitats d'intérêt communautaire prioritaires sont indiqués avec un astérisque (Les 6 Habitats Cibles | LIFE Anthropofens, s. d.).

La qualité de cette eau est tout aussi importante : celle-ci doit contenir le moins de phosphates et de nitrates possible, éléments eutrophisants. Lorsque les tourbes sont exposées à une sécheresse et à une eutrophisation, elles se dégradent beaucoup plus rapidement. Les polluants présents dans l'eau sont capables de fournir de l'oxygène à certaines bactéries réductrices, leur permettant d'avoir un métabolisme beaucoup plus actif. Ces microorganismes respirent et provoquent une importante émission de CO₂ en consommant la tourbe.

Suite à de telles perturbations, les conditions requises pour les formations de certains habitats ne sont plus remplies. Les tremblants (habitat UE2000 7140) nécessitent en effet une eau libre alcaline et ologitrophe, et les tourbières basses alcalines (habitat UEN2000 7230) exigent un niveau d'eau le plus proche possible de celui du sol tout au long de l'année (Berquer *et al.*, 2024).

1.1.1.3. Rôle écologique majeur

Sur les 4 millions de km² que représentent les tourbières (définies ici par une couche de tourbe de plus de 30 cm) dans le monde, on estime le stock de carbone de 400 à 550 milliards de tonnes, soit plus de 30 % du stock mondial (Lamers *et al.*, 2015). Cela représente deux fois plus que l'ensemble des forêts de la planète (Parish *et al.*, 2008).

Ces zones humides, lorsqu'elles sont intactes, contribuent au maintien de la qualité des cours d'eau, notamment grâce à la dénitrification et à la sorption du phosphore (Bedford & Godwin, 2003). Elles jouent aussi un rôle important pour la compréhension du passé, car leur conditions anaérobies permettent la préservation de vestiges archéologiques ou de pollen (Dobrowolski *et al.*, 2019).

Avec 9% des espèces végétales protégées en France inféodées aux écosystème tourbeux (Baize *et al.*, 2008), ces milieux constituent un enjeu de conservation important, particulièrement en Picardie où 25% des taxons végétaux protégés dépendent de substrats tourbeux (Catteau *et al.*, 2017). De plus, les bas marais alcalins accueillent une forte biodiversité, avec de nombreuses espèces inféodées à ces écosystèmes (Lamers *et al.*, 2015).

1.1.1.4. Exploitations et menaces

À l'échelle française, 89% des surfaces d'habitats tourbeux sont dans un état de conservation défavorable (Pôle-relais-tourbières, s.d.). En raison de leur dégradation, certains habitats tourbeux ne peuvent plus être qualifiés de tourbières. Elles représentent un enjeu climatique de taille puisque si leur fonctionnement est perturbé, elles n'assurent plus leur fonction de puits de carbone, mais deviennent au contraire une source (Joosten, 2009). À ce titre, les tourbières dégradées, représentant 0,3% de la superficie mondiale, sont responsables de 6% des émissions mondiales de CO₂ d'origine anthropique (Joosten, 2012).

Tout au long de l'holocène, les tourbières ont été fréquentées par les communautés humaines d'Europe de l'Ouest. D'abord lieu de pêche et de chasse aux grands mammifères, c'est le développement de l'agriculture et plus particulièrement l'élevage qui a poussé l'établissement d'habitations à proximité de ces zones humides. Ces dernières furent utilisées pour l'abreuvement et le nourrissage (fauchage pour alimenter le bétail l'hiver) des bêtes, mais aussi comme source de matériaux pour l'artisanat et la construction (Marescaux *et al.*, 2021), sans oublier l'utilisation la tourbe comme combustible dès la fin du Moyen-Âge et jusque dans les années 60 (Catteau *et al.*, 2017). Dans une optique d'utiliser ces milieux comme pâtures, cultures, et pour faciliter l'extraction de la tourbe, des aménagements sous forme de drainage ont été mis en place jusqu'à la fin des années 60 dans le but de réduire l'humidité des sols (Sajaloli, 1994). Ces dispositifs de drainage remontent pour certains à plus de 400 ans, notamment dans les marais de Sacy (Gazaix, 2022). Cela a entraîné un assèchement des tourbières, provoquant leur boisement et une disparition des végétations typiques (Marescaux *et al.*, 2021). Le substrat tourbeux asséché se voit minéralisé et perd son volume et sa fonction de stockage de carbone dans le sol, le carbone organique étant alors dégradé. Cela se manifeste par une subsidence entraînant un relargage par respiration microbienne de gaz à effet de serre tels que le dioxyde d'azote, le dioxyde de carbone et le méthane (Garcia, 2024).

En plus du fonctionnement hydrologique, la qualité de l'eau n'est pas épargnée : une intensification des pratiques agricoles depuis la Révolution Industrielle a occasionné une eutrophisation des eaux suite à l'utilisation des fertilisants et des produits phytosanitaires, qui s'est intensifiée dans la deuxième moitié du XX^{ème} siècle. Une telle eutrophisation des eaux alimentant les tourbières modifie ainsi les conditions physico-chimiques de tout le milieu (Emsens *et al.*, 2015).

L'abandon des pratiques d'exploitation a provoqué une forte dynamique de fermeture et un enrichissement trophique des tourbières (Gazaix, 2022). Les traces d'extraction sont encore visibles avec les fosses de tourbage, étangs pouvant atteindre une dizaine de mètres de profondeur, qui ont, depuis l'arrêt de l'extraction, évolués vers une dynamique d'envasement et de tremblants (Catteau *et al.*, 2017). En raison de ces dégradations qui entravent le bon fonctionnement des tourbières, il est primordial d'entreprendre des actions de restauration dans l'optique de préserver à long terme ces écosystèmes.

Parmi les menaces qui pèsent sur ces écosystèmes figure le changement climatique. Une augmentation de la température peut intensifier l'activité microbienne et ainsi entraîner une décomposition de la tourbe, libérant par la même occasion des gaz à effet de serre (Zhaojun *et al.*, 2011).

1.1.1.5. Restauration et conservation

Ce n'est que depuis une trentaine d'années que la nécessité de conserver les tourbières est considérée comme une priorité (Marescaux *et al.*, 2021). La prise de conscience de l'enjeu lié aux tourbières a encouragé de nombreux projets de restauration, avec ceux-ci une nécessité de mieux comprendre les relations entre la composition de la communauté végétale et les processus écosystémiques de ces milieux, aussi bien pédologiquement qu'hydrologiquement.

C'est pourquoi des actions de restauration ont été entreprises avec comme objectif principal le rétablissement d'une végétation permettant la formation active de tourbe (Lunt *et al.*, 2010).

Parmi ces actions, il existe des travaux de fauchage, de déboisement, de décapage, de restauration hydrologique par le blocage de drains par exemple, ou encore l'introduction d'espèces cibles (Lunt *et al.*, 2010). Ces méthodes ont généralement pour objectif de rétablir un niveau d'eau suffisant, empêchant le drainage dans le cas d'une restauration hydrologique ou encore de favoriser l'accès de la strate herbacée à la lumière avec des opérations de déboisement. Il est difficile de prédire l'effet qu'aura un traitement étant donné que chaque tourbière a ses spécificités. Il est donc nécessaire d'identifier les facteurs de menace de chaque site afin de fournir une restauration adéquate. Le blocage des drains, l'abattage des arbres et la fauche ont pu se révéler positifs en ce qui concerne la végétation, celle-ci tendant par exemple vers une végétation typique des tourbières alcalines (Hedberg *et al.*, 2013 ; Galvánek *et al.*, 2015).

Cependant, l'incertitude persiste quant au délais de réponse de la végétation suite à une restauration du milieu. Parfois, même après 30 ans, certaines plantes dominantes des tourbières non dégradées n'ont pas recolonisé spontanément le site restauré (Andersen *et al.*, 2016). Généralement, un boisement affecte la hauteur de la nappe négativement (Anderson, 2000), et les effets d'un déboisement sur cette variable sont visibles dans la première année qui suit les travaux (Lunt *et al.*, 2010). C'est pourquoi il est important de prendre en compte ces facteurs, en plus des indicateurs biotiques, pour évaluer l'effet de la restauration. On constate notamment que l'intensité lumineuse réagit aux travaux tels que le déboisement, la lumière étant un

filtre environnemental majeur pour la végétation des tourbières (Emsens *et al.*, 2018 ; Kotowski & Van Diggelen, 2004). Par ailleurs, sur les tourbières restaurées hydrologiquement, la biomasse est plus importante, contribuant au stockage de carbone et compensant la perte en décomposition même durant 1 an (Schwieger *et al.*, 2020).

1.2. Le projet LIFE Anthropofens

Financé par le programme LIFE de la Commission Européenne, Le LIFE Anthropofens, initié en 2019, mêle les termes « *Anthropocène* », époque géologique actuelle qui serait caractérisée par l'influence significative de l'être humain sur la planète et ses écosystèmes, et « *fens* », tourbières basses alcalines en anglais. Ce projet d'envergure européenne cible 480 hectares de tourbières, ciblant 6 différents habitats naturels de la directive européenne habitats Faune Flore, avec un budget de 18 millions d'euros. Son emprise s'étend sur 13 sites Natura 2000 étalés en HDF et en Wallonie (Belgique). Son objectif est de restaurer les conditions permettant d'améliorer l'état de conservation des sites concernés. Les sites ont été choisis car ils représentent les principales surfaces restantes de l'habitat 7230 - Tourbières basses alcalines.

1.2.1. Objectifs du programme

L'objectif principal du LIFE Anthropofens se décline en 3 sous objectifs :

- Assurer la conservation des habitats de tourbières alcalines en optimisant le fonctionnement hydro-écologique des complexes tourbeux ;
- Mettre en place des modes de gestion adaptés afin d'améliorer l'état de conservation de l'ensemble des habitats de tourbières alcalines. Cela implique au besoin des actions de restauration visant à rétablir les habitats typiques de ce milieu. Pour cela, une analyse visant à déterminer le potentiel de restauration de chaque site et leur attribuer un habitat cible correspondant a été menée ;
- Mettre en réseau les principaux acteurs de tourbières alcalines des Hauts-de-France et de Belgique. Pour protéger aux mieux les tourbières, il est nécessaire de communiquer auprès de public divers (élus, grand public, gestionnaires, scientifiques) sur la nécessité et la faisabilité de restaurer les tourbières alcalines.

1.2.2. Habitats cibles

La végétation spécifique des tourbières alcalines est déclinée en 6 habitats d'intérêt communautaires Natura 2000 (Bensettiti *et al.*, 2002) qui sont la cible du projet.

Un habitat Natura 2000 est défini à l'aide de groupements végétaux indicateurs de l'habitat. Par exemple, l'*Anagallido tenellae - Eleocharitetum quinqueflorae* (Bournérias in Riomet & Bournérias 1952) B. Foucault

in J.-M. Royer *et al.* 2006 et l'*Hydrocotylo vulgaris* - *Juncetum subnodulosi* (Wattez 1968) B. Foucault in J.-M. Royer *et al.* 2006 sont des associations indicatrices de l'habitat 7230 - Tourbières basses alcalines. Voici les 6 habitats cibles du LIFE Anthropofens (les habitats d'intérêt communautaire prioritaires sont indiqués avec un astérisque) :

- **Les tourbières basses alcalines** (Natura 2000 UE7230), que l'on rencontre sur des substrats gorgés d'eau généralement tourbeux, caractérisées par un cortège de petites cyperacées comme les Laïches, les Choins ou les Scirpe, mais aussi de mousses hypnacées. Cet habitat se décline en forme « haute » et « basse ». La première, qui apparaît par dynamique progressive sur des sites humides et non gérés, est dominée par le Roseau commun (*Phragmites australis*) et la Fougère des marais (*Thelypteris palustris*) notamment. La seconde est caractérisée par le Jonc à tépales obtus (*Juncus subnodulosus*) et l'Hydrocotyle commun (*Hydrocotyle vulgaris*).
- Les tourbières de transition et tremblants (Natura 2000 UE7140), sont de véritables intermédiaires entre les communautés aquatiques et terrestres, bas marais minérotrophes et hauts-marais ombrotrophes. Colonisé par les petites et moyennes cyperacées, associés à des mousses ou encore des Roseaux communs (*Phragmites australis*), cet habitat présente une grande diversité de communautés végétales, avec des pelouses flottantes associées à des sphaignes et mousses pleurocarpes ;
- Les marais calcaires à Marisque (*Cladium mariscus*) (Natura 2000 UE7210*), caractérisés par la présence voire la dominance de cette grande cyperacée, se rencontrent sur des substrats organiques tourbeux, souvent en contact avec la végétation du *Caricion devallianae* Klika 1934 ou d'autres espèces du *Phragmition australis* Koch 1926 nom. mut. prop. Bardat et al. 2004. Aussi appelé « cladiaie », ce milieu est associé à un fort enjeu pour la faune, lieu de vie du Busard des roseaux (*Circus aeruginosus*), ou encore de la *Dolomedes plantarius* ;
- Les tourbières boisées (Natura 2000 UE91D0*), habitat colonisé par les Bouleaux pubescents (*Betula pubescens*) et les Aulnes glutineux (*Alnus glutinosa*) installés sur substrat tourbeux très humide. Au niveau de la strate basse, on note des mousses dont des sphaignes, et des fougères comme l'Osmonde royale (*Osmunda regalis*) ;
- Les prairies humides calcaires à Molinie bleue (*Molinia caerulea*), (Natura 2000 UE6410) peuvent correspondre à des stades de dégénérescence des tourbières drainées, ou encore sont issues d'un régime de fauchage tardif, extensif. Composé d'une grande variété d'ensemble de prairies hygrophiles à mésohygrophiles, on le rencontre en limite de tourbière, on peut y trouver, en fonction de la variante, des apiacées comme le Sélin à feuilles de carvi (*Selinum carvifolia*) ou encore l'Orchis négligé (*Dactylorhiza praetermissa*) ;
- Les forêts alluviales sur tourbe (Natura 2000 UE91E0*), habitat lui aussi décliné en plusieurs variétés, occupe le lit majeur des cours d'eau et est caractérisé par la présence de Frêne (*Fraxinus excelsior*) et d'Aulne glutineux (*Alnus glutinosa*).

Les travaux mis en oeuvre dans le cadre du LIFE Anthropofens devraient permettre de restaurer 56 ha d'habitat 6410, 21 ha de 7140*, 96 ha de 7210, 276 ha de 7230, 3 ha de 91D0* et 31 ha de 91E0* (**Les 6 Habitats Cibles | LIFE Anthropofens, s. d.**).

L'habitat 7230 est l'habitat cible des secteurs sur lequel porte ce mémoire, l'état de conservation de cet habitat étant jugé « défavorable mauvais » dans le domaine continental où se trouve les Hauts-de-France (Clément *et al.*, 2020).

1.2.3. Actions, travaux réalisés et objectifs

Les interventions entreprises constituent le point de départ du suivi écologique réalisé dans le cadre de ce stage.

Le contrôle de la dynamique ligneuse (déboisement) a pour objectif de restaurer ou de maintenir des milieux ouverts, de contrôler la dynamique de recolonisation ligneuse, de contribuer à augmenter l'humidité des sols. Les différentes modalités de déboisement mises en oeuvre (coupe à blanc avec exportation, broyage des souches..) doivent être choisies en fonction de la maturité du boisement, des essences le composant, et des opérations de gestion possibles sur le site (pâturage, fauche exportatrice..). La coupe à blanc et la coupe sélective avec exportation consistent en une coupe des ligneux, suivies ici soit d'un arrachage ou d'un broyage des souches., souvent nécessaire pour les boisements de feuillus, car ces dernières peuvent produire des rejets. Le broyage sur ligneux ne peut être réalisé que sur des individus de diamètres inférieurs à 10 cm. (François *et al.*, 2012). Le déboisement se rattache à l'action C6.1 du projet : Restauration de milieux ouverts envahis par les ligneux.

Le décapage consiste à supprimer la végétation et l'horizon superficiel du sol, la tourbe minéralisée pour retrouver des conditions édaphiques favorables aux communautés turficoles. Il a pour objectif de permettre une recolonisation des végétations pionnières de milieux oligotrophes, une régénération de la dynamique initiale de colonisation et une amélioration des qualités trophiques de sols dégradés (François *et al.*, 2012). Le décapage se rattache à l'action C6.3 : Remise à jour d'horizons tourbeux favorables à la reconstitution des bas-marais pionniers.

Les dispositifs de soutien hydrologique ont pour objectif de restaurer les conditions d'inondation du site. Cela passe par l'installation de barrages-seuil ou de blocage des drains. (Action C1 : Restauration hydrologique des tourbières par soutien des niveaux d'eau)

1.2.4.Évaluer de l'impact de la restauration

1.2.4.1.Hydrologie et pédologie

Pour évaluer l'impact de la restauration, il est nécessaire de se baser sur les grandes composantes du système écologique des tourbières alcalines : végétation, sol et hydrologie (Lunt *et al.*, 2010). Contrairement aux paramètres abiotiques, le délais de réponse après travaux des paramètres biotiques est mieux connu et moins important (Lunt *et al.*, 2010). C'est pourquoi il est essentiel de disposer d'indicateurs abiotiques comme l'hydrologie et la pédologie pour évaluer l'effet des travaux.

De la même manière que la piézométrie, la pédologie constitue un volet fondamental dans l'évaluation de l'impact des travaux. Le sol, en particulier la tourbe, sa caractérisation et sa profondeur d'apparition notamment, sont des paramètres révélateurs de l'histoire du site et de son passé hydrologique. Le suivi pédologique est donc complémentaire au suivi hydrologique, puisque d'éventuels changements dans la dynamique du sol pourront traduire une évolution de l'engorgement en eau, mais aussi d'évaluer la réussite d'un décapage.

1.2.4.2.Écologie

Comme évoqué, la végétation peut mettre du temps à répondre suite à des travaux. Par exemple, en cas de restauration hydrologique, la végétation montre un rétablissement significatif 2 à 5 ans après les travaux (Lunt *et al.*, 2010). C'est pourquoi l'analyse de la communauté floristique doit être combinée avec celle des paramètres abiotiques. Une étude de la végétation et notamment des traits fonctionnels associés peut s'avérer particulièrement intéressante puisqu'elle permet d'obtenir d'avantage d'indicateurs de la dynamique hydrologique et trophique du site (RhoMeO, 2014). Ceux-ci donnent une mesure indirecte de l'hydrologie et de la trophie à travers la flore.

En plus de ces indicateurs, il est intéressant d'utiliser d'autres traits floristiques pour effectuer des comparaisons avant/après car il est difficile d'utiliser des espèces comme évaluation du succès des tourbières, plusieurs sites comparables pouvant être situés à une distance géographique importante les uns des autres et donc différer dans la composition spécifique (Klimkowska *et al.*, 2019). Comparé à une analyse d'espèces, l'analyse des traits fonctionnels et de la diversité fonctionnelle améliore la compréhension des mécanismes écologiques influençant les résultats d'une restauration, et permet une comparaison entre des régions et des communautés avec une composition en espèces différente (Hedberg *et al.*, 2013). Ainsi, un choix de traits a été réalisé suite à l'analyse de différentes études évaluant le succès de restauration des tourbières basses alcalines (Kozub *et al.*, 2018 ; D'Astous *et al.*, 2012 ; Klimkowska *et al.*, 2018 ; Klimkowska *et al.*, 2008 ; Carvalho *et al.*, 2018 ; Hedberg *et al.*, 2013). Parmi ces études, la SLA (Specific Leaf Area) était le trait utilisé quasi systématiquement, sauf par D'Astous *et al.* Ce trait est révélateur de la tolérance à l'ombre des espèces et de leur réponse à la perturbation (Hedberg *et al.*, 2013). Il reflète les stratégies des plantes en terme d'acquisition de nutriments, et de stress anoxique et nutritif (Klimkowska *et al.*, 2019) et montre des changements significatifs en réponse au changement des conditions environnementales (Carvalho *et al.*, 2018). Il a l'avantage d'être facilement disponible pour un grand nombre d'espèces. En choisissant ce trait évalué par de nombreuses autres études, on peut d'avoir des éléments de comparaison lors de l'analyse des résultats, et d'interpréter plus facilement ces derniers.

1.2.4.3.Protocole BACI

Pour évaluer les impacts des travaux, un protocole expérimental de type BACI a été choisi (Smith, 2002). Le BACI, « Before-After-Control-Impact » propose une comparaison des données non seulement avant et après un « impact », correspondant aux travaux de restauration, mais également entre cet « impact » et un « control » correspondant à une zone témoin non restaurée. De ce fait, il permet de distinguer les effets liés directement aux travaux et les effets liés aux variations environnementales naturelles, auquel cas ces derniers seront retrouvés sur les secteurs témoins. Ce protocole, quand bien conçu, est l'un des meilleurs modèles

pour les programmes de suivi des effets environnementaux, et un des plus complets et robustes (Smokorowski & Randall, 2017 ; Christine *et al.*, 2019). Pour une efficacité optimale, il faut que les secteurs « travaux » et « control » soient le plus similaires possibles d'un point de vue des conditions environnementales et de la composition des communautés floristiques, similarité qui a été vérifiée (Abot, 2020).

1.2.4.4. Questions scientifiques

La question principale est :

Quels sont les effets de la restauration sur les tourbières basses alcalines ?

Elle peut-être divisée en plusieurs sous questions permettant d'émettre des hypothèses :

- A. *Quels sont les effets de la restauration sur les conditions environnementales (en général et selon le type de travaux) ?*
- B. *Les travaux ont-ils modifiés significativement la composition fonctionnelle des communautés végétales ?*
- C. *Quels sont les liens entre les conditions environnementales et les traits observés ?*

1.2.4.5. Hypothèses et résultats attendus

À partir des questions scientifiques énoncées précédemment, plusieurs hypothèses peuvent être formulées :

- A. *Quels sont les effets de la restauration sur les conditions environnementales (en général et selon le type de travaux) ?*

La fermeture du milieu par des ligneux peut entraîner une augmentation du captage d'eau par leur racines, et de l'évapotranspiration (Lunt *et al.*, 2010). Ainsi, sur les sites déboisés, on s'attend à un niveau d'eau plus élevé, se traduisant par une eau plus proche de la surface une plus grande partie de l'année. Cependant, un déboisement sans restauration hydrologique ou décapage associé est rarement suffisant, n'améliorant que partiellement les hauteurs de nappe.

Le décapage est un type de travaux considéré généralement comme plutôt efficace, puisqu'il permet une augmentation de la hauteur de la nappe relativement au sol, suite à l'abaissement de la surface de celui-ci. Cela accentue l'influence de la nappe calcaire sur l'alimentation en eau. Une plus faible concentration en ammonium dans les eaux interstitielles, forme d'azote assimilable favorisant la compétition entre les plantes et la présence de grandes héliophytes, est observée sur les placettes décapées. De plus importantes concentrations en cations basiques sont mesurées, indispensables pour les espèces de tourbières (Emsens *et al.*, 2015). Le décapage participe donc à la restauration en améliorant la qualité et la quantité de l'eau, facteurs ordonnant la végétation des tourbières (Berquer *et al.*, 2024). Sur les sites décapés, avec le retrait

d'horizons majoritairement exondés et dégradés, on s'attend à observer la réapparition d'horizons histiques de qualité en surface, à un niveau inférieur à celui d'origine. Un décapage pourrait permettre aussi une diminution de la trophie du sol suite à l'enlèvement de la couche supérieure du sol. On s'attend donc à une diminution de l'indice floristique de trophie (Ht).

Sur les sites ayant subi une restauration hydrologique, on envisage une augmentation de la hauteur de la nappe pouvant se mesurer par un moindre assèchement.

Plus généralement, sur les placettes montrant une augmentation significative du niveau de la nappe par rapport au sol, une augmentation de l'indice floristique d'engorgement (He) est attendue.

B. Les travaux ont-ils modifiés significativement la composition fonctionnelle des communautés végétales ?

Bien que favorisant l'accès du sol à la lumière, le décapage a été réalisé relativement récemment sur les sites concernés (de 2022 à 2024). On ne s'attend donc pas à observer une recolonisation par des espèces de tourbières, mais plutôt par des espèces aquatiques pionnières dans un premier temps.

C. Quels sont les liens entre les conditions environnementales et les traits observés ?

Un déboisement serait susceptible de réduire le filtre environnemental lié à la disponibilité en lumière. Cela peut se traduire par une augmentation de la diversité, divergence et richesse fonctionnelle (Hedberg *et al.*, 2013). Dans les sites décapés, on s'attend à une diminution de l'indice floristique de trophie (Ht), conséquence du retrait de la couche superficielle du sol.

Il est probable que, sur les sites subissant une augmentation de la hauteur de la nappe, on observe une augmentation de l'indice floristique de d'engorgement (He).

Sur les sites déboisés, on s'attend à une Specific Leaf Area plus faible, comme ce trait est lié à l'acquisition de nutriments et à la compétition pour la lumière, les espèces à SLA faible étant généralement plus adaptées à des environnements pauvres en ressources et à une croissance lente (Klimkowska *et al.*, 2018 ; Hedberg *et al.*, 2013).

2. Matériels et méthodes

2.1. Sites d'études, travaux réalisés et objectifs

Au total, 11 sites sont étudiés (Figure 2), choisis en fonction des habitats présents en 2020 : boisements, habitats cibles, et en fonction du type de travaux de restauration prévus, dans un souci d'avoir une représentation à la fois de soutien hydrologique et de travaux de déboisement/décapage (Tableau 1). Parmi les travaux entrepris dans le cadre du LIFE, seules certaines actions ont été sélectionnées, dans un souci de faisabilité du protocole.

Réseau de sites Natura 2000 du projet LIFE Anthropofens en Hauts-de-France.

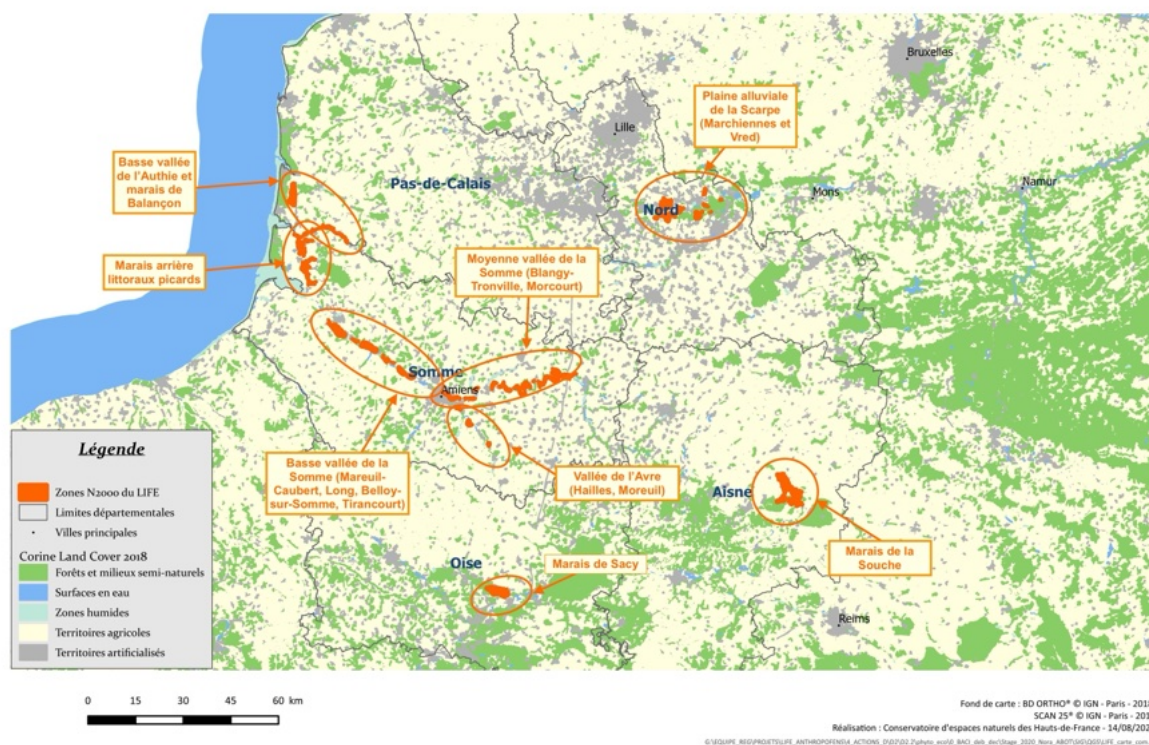


Figure 2: Réseau des sites Natura 2000 en Hauts-de-France concernés par le LIFE Anthropofens. Les sites étudiés sont Mareuil-Caubert, Long, Belloy-sur-Somme, Tirancourt, Blangy-Tronville, Morcourt, Hailles, Moreuil, Vred, Marchiennes et Sacy.

L'application du protocole, qui sera détaillé ultérieurement, sur des sites des départements du Nord, de l'Oise et de la Somme permet d'évaluer l'impact des actions de restauration à la fois à l'échelle du projet mais aussi à une échelle plus fine.

En raison des possibilités réduites de conserver certaines zones sans travaux (impact des travaux hydrologiques à trop large échelle ou définition de la zone de déboisement), certains sites n'ont pas de secteur témoin associé à leur secteur travaux, comme Tirancourt ou Morcourt.

Aussi, les sites ayant subi un déboisement avant d'être décapés sont considérés comme simplement décapés.

Tableau 1 : Traitements réalisés et objectifs sur chaque site. Les sites de Tirancourt et Mareuil-Caubert n'ayant subi aucun travaux, ils ne figurent pas dans ce tableau. Sauf indication contraire, une zone témoin associée comporte 6 placettes.

Traitement	Sites / Transects	Témoin associé	Date	Détail
Déboisement (deb)	Long	Oui	03/2022	CSE et ASE
	Sacy	Oui	10/2022	CSE et BS
	Marchiennes	Oui	10/2023	BLE
	Belloy-sur-Somme	Oui	03/2025	CABE et ASE
	Vred_deb	Oui	10/2022	BLE
Décapage (dec)	Hailles	Non	2024	
	Morcourt	Non	03/2024	
	Moreuil	Oui (une placette)	2024	
	Blangy-Tronville	Oui (3 placettes)	10/2024	
	Vred_dec	Oui	12/2022	

Les sites Vred, Blangy et Tirancourt sont concernés par un dispositif de soutien hydrologique (pose de seuil ou bouchage de drains).

CABE : Coupe à blanc avec exportation

ASE : Arrachage des souches avec exportation

BLE : Broyage sur ligneux avec exportation

BS : Broyage des souches

CSE : Coupe sélective avec exportation

2.2. Protocole expérimental

Un secteur « traitement » correspond à une zone où des travaux de restauration ont été effectués.

Un secteur « témoin » correspond à une zone considérée non significativement différente de son secteur « traitement » (Abot, 2020), où l'on considère donc que leurs paramètres sont identiques. Ici, les secteurs « témoin », appelés « C » pour « control », n'ont pas subi de gestion durant 5 ans au minimum, de 2020 au début de l'étude jusqu'à 2025 (Figure 3).



Figure 3 : Exemple de plan d'échantillonnage sur les marais de Sacy-le-Grand (60) et travaux associés. La partie à droite n'a pas été déboisée (placettes témoin).

2.3. Plan d'échantillonnage

Chaque site est divisé en un secteur « travaux » et un secteur « témoin ». Chaque secteur comporte 2 transects de 16 mètres de long, composés chacun de 3 placettes de 4m² (soit 2*2 m) espacées de 5 m (Figure 4). L'emplacement de départ d'un transect a été choisi aléatoirement, puis l'orientation est choisie en fonction des conditions d'accès sur site. Pour plus de détails sur le choix du protocole, cf [Abot, 2020](#). Cette disposition de placettes le long de transects a été choisie dans le but de faciliter le marquage fixe sur site dans le cadre de lourds travaux de restauration.

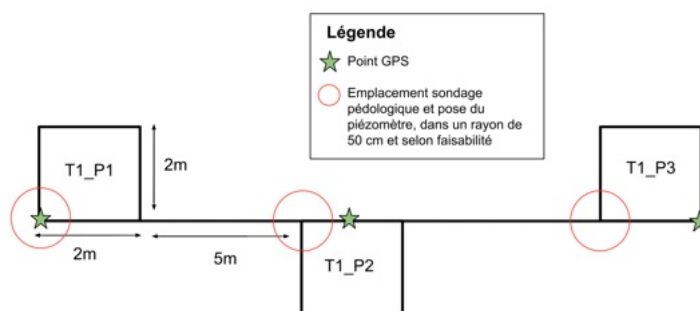


Figure 4 : Représentation schématique d'un transect.

Les placettes sont nommées avec les 4 premières lettres du site, suivi de la modalité de traitement, du numéro de transect et du numéro de la placette. Par exemple, la placette du milieu du deuxième transect témoin à Belloy s'appelle Bell_C_T2_P2.

2.4. Paramètres mesurés

2.4.1. Paramètres abiotiques

2.4.1.1. Hydrologie

Le niveau d'eau par rapport au sol a été mesuré du 31 juillet 2020 au 1 avril 2021, de juillet/août à octobre, janvier à mars/avril, et de mars à fin juillet 2025 à raison d'environ une mesure par mois. Des piézomètres ont été posés dans l'emplacement laissé par le carottier lors des sondages pédologiques, dans un rayon de 50 cm autour du coin gauche de la placette (Figure 4). Il s'agit de piézomètres en PVC d'environ 5 cm de diamètre et 1 m de longueur. Ensuite, la hauteur de la nappe par rapport au sol a été mesurée à l'aide d'une sonde piézométrique lumineuse KL (010 OTT HydroMet GmbH) et un GPS différentiel utilisant la technologie RTK, conférant une précision centimétrique (GNSS, SP20 (Spectra Precision)). Une mesure de la longueur du tube depuis le sol jusqu'au bouchon (appelée Top Tube - TT), ainsi qu'une mesure du bouchon jusqu'à la surface de l'eau (Water Level - WL) ont été réalisées. La soustraction de ces 2 paramètres nous donne le niveau de l'eau par rapport au sol.

Pour les analyses, plusieurs variables de hauteur de nappe ont été ensuite calculées : amplitude de la nappe (hauteur maximum - hauteur minimum), moyenne, hauteur maximum et hauteur minimum. On utilise la variable « moyenne de la nappe mesurée manuellement » comme paramètre hydrologique.

Dans le but de comprendre l'écologie des sites, les données des piézomètres manuels disponibles sur la base de données publique ADES du BRGM (BRGM, 2025 - Annexes 1), ainsi que des données ici de piézomètres locaux sur site (CEN HDF et Duranel, 2024) et aux données météorologiques (précipitations) ont été utilisées. Les piézomètres dans la nappe profonde ont été sélectionnés en fonction de leur proximité avec chaque site étudié ainsi que l'entité géologique correspondante (Annexe 1). Des qualimètres (BRGM, 2025 - Annexe 2) ont été choisis pour chaque site avec cette méthode pour examiner les niveaux de la nappe d'eau qui influence la tourbière.

Les données météorologiques sont issues du site meteo.data.gouv. (Météo-France, s.d.). La station météorologique la plus proche des sites a été choisie comme représentative de ceux-ci (Annexe 1).

2.4.1.2. Pédologie

Le suivi pédologique a été réalisé sous forme de sondages au niveau des emplacements des piézomètres de chaque placette (Figure 4), jusqu'à 1 mètre de profondeur, à l'aide d'un carottier russe pour sédiments et tourbe Eijkelkamp. Les différents horizons ont ensuite été décrits selon le Référentiel pédologique (Baize *et al.*, 2008) : profondeur d'apparition, épaisseur, nature, Von Post. Différentes variables ont ainsi été retenues : profondeur d'apparition de la tourbe (cm), indice Von Post de l'horizon de surface, qualité de l'horizon de

surface. L'indice Von Post est une valeur obtenue à partir d'un test Von Post, qui permet de classer la tourbe sur une échelle de décomposition des horizons histiques (Baize *et al.*, 2008). La qualité de l'horizon de surface a subi une transformation étant donné qu'il s'agit d'une variable qualitative, difficilement analysable.

Tableau 2 : Codes utilisés pour définir les horizons pédologiques

Horizon	Code référentiel pédologique	Code
Tourbe/Horizon fibrique (Indice Von-Post entre 1 et 5)	Hf	6
Tourbe/Horizon mésique (VP 5-8)	Hm	5
Tourbe/Horizon saprique (VP 8-10)	Hs	4
Horizon assaini - tourbe dégradée/ minéralisée - prototourbe	Ha	3
Anmoor	An	2
Horizon A	A	1
Autre horizon	Mli...	0

Un code a été attribué à chaque horizon en fonction de sa qualité, l'horizon le plus qualitatif étant défini comme de la tourbe fibrique (Tableau). La profondeur d'apparition de la tourbe correspond à la première profondeur où un horizon fibrique, mésique ou saprique est rencontré. Lorsque la tourbe se situe sous une couche de litière ou d'organes végétatifs souterrains des plantes, l'épaisseur de cette couche est soustraite afin d'obtenir la profondeur réelle d'apparition de la tourbe comme classiquement pratiqué en pédologie.

2.4.2. Paramètres biotiques

2.4.2.1. Communauté floristique

Ce suivi se traduit par des relevés de végétations sous forme de relevés floristiques pour chacune des placettes. Au sein de chaque placette, le recouvrement de chaque espèce en coefficient de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1932) est noté pour chaque strate, avec le recouvrement de celles-ci ainsi que sa hauteur modale végétative en cm. Les relevés ont été réalisés du 9 juin au 22 juillet 2020 et du 18 juin au 31 juillet 2025, en essayant de correspondre un maximum aux dates de 2020 pour chaque site.

Équation 1 :
$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Équation 2 :
$$J = \frac{H'}{H_{\max}}$$

H = Indice de diversité de Shanon
i = Une espèce du milieu d'étude
S = Richesse spécifique
p(i) = *n_i/N* = Proportion d'une espèce *i* par rapport au nombre total d'individus *N*, avec *n_i* le nombre d'individus de l'espèce *i*

J = Indice d'équitabilité de Piélou
H = Diversité spécifique
H_{max} = log(*S*)

À partir de ces relevés, on dispose de la richesse spécifique *S* qui est le nombre d'espèces par carré, et l'abondance permet ensuite de calculer la diversité spécifique *H* et l'équitabilité *J* à l'aide des équations 1 et 2. La diversité spécifique *H* prend en compte la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces.

L'équitabilité J mesure l'écart entre la distribution observée et une distribution uniforme, et permet d'apprécier les déséquilibres que l'indice de diversité ne peut pas estimer. Plus sa valeur se rapproche de 1, plus le peuplement est équilibré.

Une analyse des syntaxons d'affinité phytosociologique a été réalisée. L'affinité phytosociologique d'une espèce correspond à sa classe, ordre, alliance ou association dans laquelle son optimum écologique et sa plus grande fréquence se situe ([Conservatoire botanique national de Bailleul, s. d.](#)). Certaines espèces au spectre écologique trop large n'ont pas d'affinité phytosociologique rattachée, car elles sont rattachées à des infrataxons de classes différentes, c'est le cas par exemple de la Morelle douce-amère (*Solanum dulcamara*). Ensuite, pour chaque combinaison de travaux et d'années, les classes d'affinité phytosociologique dominantes en terme de taxons associés ont été identifiées, chaque espèce contribuant une seule fois à sa classe d'affinité, indépendamment de son effectif.

2.4.2.2. Traits fonctionnels

Pour chacune des placettes, deux indicateurs sont calculés : l'« I02 - Indicateur floristique d'engorgement » (He) et l'« I06 - Indicateur floristique de fertilité du sol » (Ht) selon la boîte à outils RhoMéO ([Collectif RhoMéO, 2014](#)), qui définit un ensemble d'Indicateurs pour les Zones Humides (IZH), utilisés pour le protocole BIMH-BAP (Boîte d'Indicateurs de des Milieux Humides d'Artois-Picardie). Ces indices sont calculés à partir des coefficients de recouvrements de Braun-Blanquet au sein des relevés phytosociologiques des placettes, et des valeurs indicatrices de chaque espèce du relevé.

La valeur indicatrice d'une espèce constitue l'optimum de celle-ci vis à vis du niveau moyen de la nappe ou du niveau de trophie. Ici, la valeur indicatrice d'une espèce est exprimée sous forme d'indice de Landolt ([Landolt, 2010](#)), qui est une adaptation des indices d'Ellenberg d'humidité édaphique et de niveau trophique ([Ellenberg et al., 1992](#)), réalisée par le Conservatoire botanique nationale de Bailleul (CBNBL). Si la valeur

indicatrice d'une espèce se situe entre 2 valeurs (exemple 2;3), la moyenne est calculée et utilisée en valeur indicatrice (ici 2,5).

$$\text{Équation 3 : } He = \frac{\sum (r_{ij} \cdot x_i)}{\sum r_{ij}}$$

r_{ij} est l'abondance (ou recouvrement) de l'espèce i dans le relevé j

x_i est la valeur indicatrice de l'espèce i .

Chaque classe de recouvrement est considérée à hauteur de la médiane de la classe. Par exemple, un recouvrement de Braun-Blanquet de 5 étant attribué dans le cas où le recouvrement de l'espèce se trouve entre 75 et 100%, la valeur utilisée pour le calcul sera de 87,5 (équation 3).

Pour tenter d'expliquer les résultats obtenus pour le Ht, une analyse des quantités de nitrates présent dans l'eau du plateau associé à chaque site a été effectuée.

À partir des valeurs indicatrices de chaque espèce, la richesse fonctionnelle, la diversité fonctionnelle et l'équitabilité fonctionnelle ([Mason et al., 2005](#)) sont calculées pour le He et le Ht en appliquant les équations 1 et 2, en utilisant les valeurs indicatrices de He et Ht plutôt que les espèces elles-mêmes.

L'approche a été adaptée afin d'évaluer la diversité selon les conditions écologiques représentées par les espèces. Plutôt que de considérer uniquement les espèces elles-mêmes, on utilise leurs valeurs indicatrices

(He pour l'engorgement et Ht pour la trophie). Ainsi, chaque espèce contribue au calcul par sa valeur écologique associée.

La SLA (Specfic Leaf Area) ou Surface Foliaire Spécifique en français, est définie comme le rapport de la surface foliaire et la masse sèche de la feuille. Elle est obtenue pour chaque espèce via la base de donnée TRY (Kattge *et al.*, 2011), elle correspond au trait 3116, : « Leaf area per leaf dry mass (specific leaf area, SLA or 1/LMA) : petiole included. Elle est exprimée en mm².mm⁻¹. Dans le cas de multiples valeurs pour une même espèce, une moyenne est réalisée.

Afin d'estimer la valeur dominante de ce trait au sein de chaque communauté végétale (placette), une Moyenne Pondérée sur la Communauté (MPC) est ensuite calculée à l'aide de la fonction *weighted.mean*. Elle correspond à une valeur moyenne pour chaque trait de chaque espèce, pondérée par leur abondance relative au sein de la placette (équation 4).

$$\text{Équation 4 : } MPC = \sum_{i=1}^S p_i t_i$$

S = richesse spécifique

P_i = abondance relative de l'espèce i

t_i = la valeur du trait de l'espèce i

2.5. Analyses statistiques

Les analyses statistiques sont réalisées sur le logiciel R (R Core Team, 2024), à l'aide des packages *stats* (R Core Team, 2024). Les représentations graphiques sont obtenues depuis le package *ggplot2* (Wickham, 2016).

2.5.1. Corrélations entre variables

Les corrélations entre variables ont été évaluées avec un test de Spearman avec la fonction *cor.test*, car la plupart ne suivent pas une distribution normale ni une relation linéaire.

Afin de choisir les variables à intégrer dans le modèle et éviter les corrélations, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée avec les variables de hauteur de nappe mesurée manuellement (moyenne, minimum, maximum), la profondeur d'apparition de la tourbe, les précipitations cumulées sur 6 mois avant la période de mesure de niveau de nappe, et les indices d'engorgement et de trophie He et Ht.

Afin de mieux comprendre le fonctionnement hydrologique des sites et étudier la corrélation entre la nappe de la craie/des sables et la nappe de surface, les variables de précipitations et de hauteur de nappe moyenne par jour (issues de piézomètre dans la nappe profonde, de mesures manuelles, et de piézomètres locaux sur chaque site) ont été dans un premier temps moyennées par jour (sauf pour les données de nappe mesurées manuellement qui ont été moyennées par site) puis standardisées (centrées-réduites) avec la fonction *scale*. Autrement dit, pour chaque variable, on a soustrait la moyenne et divisé par l'écart-type. Il a été choisi de centrer réduire les données pour avoir une idée de la tendance générale de variables ayant une échelle

différente, tout en évitant d'écraser les grands pics. Pour représenter chaque entité hydrologique, un site de référence a été retenu, Mareuil pour l'aval de la Somme, Morcourt pour l'amont, Hailles pour la vallée de l'Avre, Sacy pour les marais de Sacy et Vred pour la plaine de la Scarpe et de l'Escaut. Dans chaque cas, le site disposant du plus grand nombre de données a été retenu. En plus d'affiner notre compréhension de l'hydrologie locale, cela pourrait permettre d'alléger l'effort d'échantillonnage et d'accroître la précision si il existe une similitude entre les données issues des piézomètres manuels et permanents sur site.

2.5.2. Comparaison de variables entre deux états

Pour savoir si les différences entre les variables mesurées en 2020 et en 2025 sont significatives, des tests des rangs signés de Wilcoxon (Wilcoxon, 1945) pour échantillons appariés ont été réalisés à l'aide de la fonction *wilcox.test*.

Ces tests ont été appliqués sur différents groupes de placettes : l'ensemble, l'ensemble placettes témoins, l'ensemble des placettes traitées, les déboisées, les décapées, celles impactées par un dispositif de soutien hydrologique.

2.5.3. Construction des modèles

Pour déterminer quelle variable de hauteur de la nappe mesurée manuellement choisir pour intégrer dans le modèle entre la moyenne, le maximum et le minimum, chacune d'entre elles a été testée comme prédicateur de l'indice d'engorgement He dans un modèle mixte avec le site comme effet aléatoire. Puis, les Critères d'Information d'Akaike (AIC) de chaque modèle ont été comparés par la fonction *dredge* du package *MuMIn* (Bartoń, 2025) et la variable pour laquelle cette valeur était la plus faible a été retenue.

Pour connaître les effets de chaque type de travaux et de l'année sur la variation du niveau de la nappe, un modèle linéaire à effet mixte (LMM) a été appliqué avec la fonction *lmer* du package *lme4* (Bates et al., 2015). Il examine l'effet de l'année, du type de travaux et de leur interaction sur la hauteur moyenne de la nappe mesurée manuellement, tout en prenant en compte la variabilité de chaque site via un effet aléatoire sur l'intercept.

3. Résultats

3.1. Hydrologie

Une augmentation significative de niveau d'eau relativement au sol mesuré avec les piézomètres de chaque placette a été observé entre 2020-2021 et 2025, avec une différence de moyenne entre ces 2 périodes d'environ 16,86 cm (Tableau 2). Cet augmentation est la plus forte dans les placettes décapées, avec soutien hydrologique et décapées avec soutien hydrologique (Tableau 2 ; Figure 5 ; Figure 6).

Tableau 2 : Différences moyennes du niveau d'eau par rapport au sol entre 2025 et 2020 (piezomètres manuels) pour différents groupes de placettes. La significativité de la différence a été testée avec un test de Wilcoxon pour échantillons appariés.

Groupe testé	V	n (pour chaque année	p-value	Différence moyenne (cm)
Toutes	508,5	108	< 0,001	16,96
Témoin (C)	790	46	0,004	7,69
Traitement (T)	1819	62	< 0,001	23,67
Déboisement	376	30	0,002	13,70
Décapage	526	32	< 0,001	33,01
Soutien hydrologique	647	36	< 0,001	34,73
Décapage sans soutien	152	17	0,0003	35,66
Soutien sans décapage	221	21	< 0,001	28,76



Figure 5 : Comparaison du niveau de nappe entre périodes (2020-2021 et 2025), en fonction des sites et des travaux réalisés.

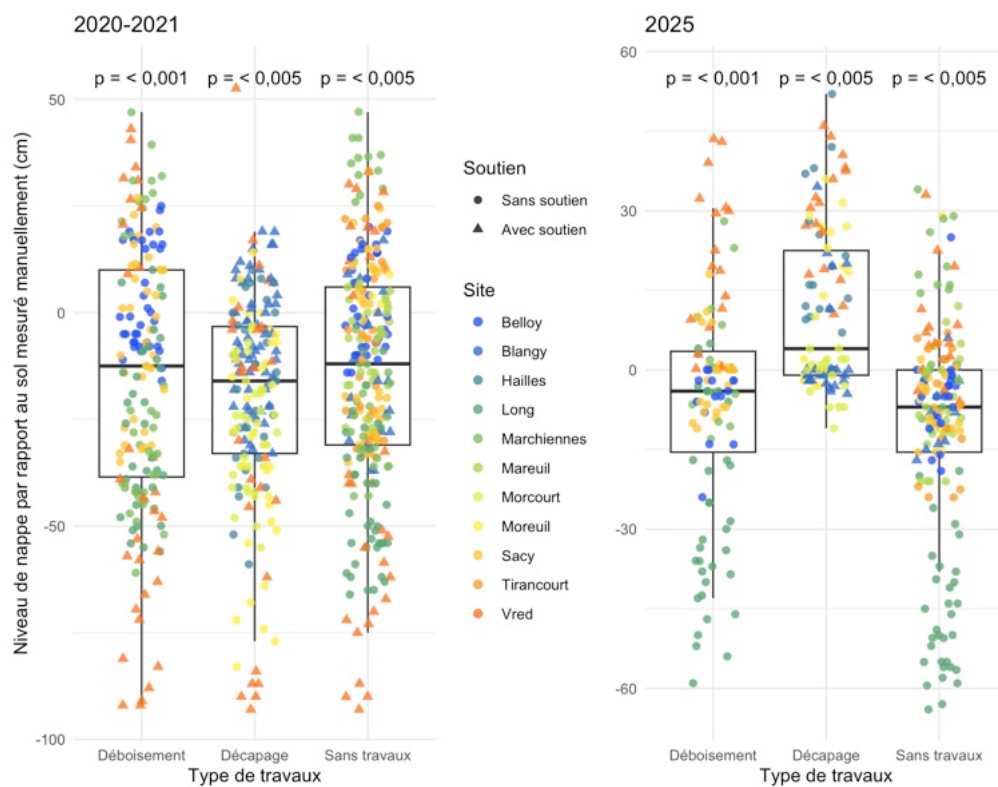


Figure 6 : Comparaison des niveaux de nappe mesurée manuellement selon le site, la période, les travaux et le soutien hydrologique.

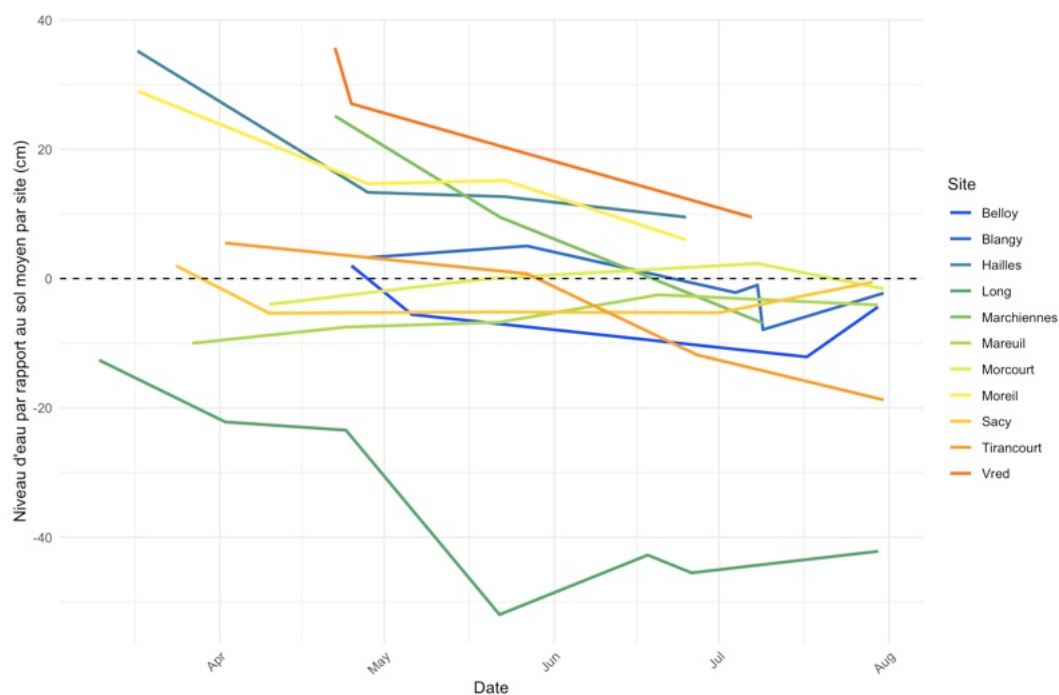


Figure 7 : Niveaux d'eau par rapport au sol (cm) moyens par site en 2025

Les niveaux d'eau durant l'année 2025 ne descendent pas en dessous de 25 cm sous le niveau du sol, sauf à Long où ils sont particulièrement bas (Figure 7). Sur certains sites, les niveaux d'eau ne descendent pas sous le niveau du sol (Verd, Moreuil, Tirancourt).

Le modèle linéaire mixte examinant l'effet de l'année, du type de travaux et de leur interaction en tenant compte de l'effet aléatoire du site a révélé un effet positif significatif de l'interaction entre l'année 2025 et les travaux de décapage sur le niveau de la nappe mesuré manuellement (Tableau 3), ce qui suggère un fort effet combiné d'année et de décapage, se traduisant notamment par une augmentation dans les placettes décapées de 21,57 cm de plus que dans les placettes déboisées.

Tableau 3: Résultats du modèle linéaire analysant l'effet de l'année, du type de travaux et de leur interaction sur la hauteur moyenne de la nappe mesurée manuellement, tout en prenant en compte la variabilité de chaque site via un effet aléatoire.

Effet	Coefficient	Ecart type	T-value	Interprétation
Intercept	-13,8	3,7	-3,7	Niveau moyen de la nappe pour les placettes déboisées de 2020
Année 2025	11,4	3	3,8	Effet positif de l'année 2025 sur la moyenne de la nappe
Décapage 2020	-7,4	4	-1,8	Pas de différence de moyenne de la nappe entre les placettes déboisées et décapées en 2020
Sans travaux 2020	-2,5	3	-0,8	Pas de différence de moyenne de la nappe entre les placettes déboisées et sans travaux en 2020
2025 x décapage	21,6	4,4	4,9	Hausse significative de la moyenne de la nappe en 2025 dans les placettes décapées
2025 x sans travaux	-1,3	4	-0,3	Pas de différence entre 2020 et 2025 pour les placettes sans travaux

Comme les valeurs sont centrées et réduites, elles n'ont pas d'unité et reflètent la position des données par rapport à la moyenne, qui est fixée à 0 (Figure 8). Une valeur positive indique que la valeur est supérieure à la moyenne, tandis qu'une valeur négative correspond à une valeur inférieure à la moyenne. Une courbe qui remonte vers 0 signifie que la valeur tend vers la moyenne, et une courbe qui s'éloigne de 0 signifie qu'elle s'en éloigne. On observe que les tendances sont similaires entre la hauteur de la nappe de la craie/des sables, celle du piézomètre local et celle mesurée manuellement, sauf pour le site de Sacy, où l'on constate un écart entre les données des piézomètres manuels et celui de la nappe de la craie en 2025. On remarque un décalage de quelques mois entre les précipitations et la recharge de la nappe de la craie/des sables, et parfois cet écart est aussi visible entre les niveaux d'eau de la tourbière et ceux de la nappe de la craie (période 2020-2021 à Morcourt), qui semble avoir un décalage de l'ordre de 6 mois. Cet écart semble également présent sur le site de Mareuil, où le niveau d'eau local de la tourbière augmente 6 mois après le niveau de la nappe de la craie.

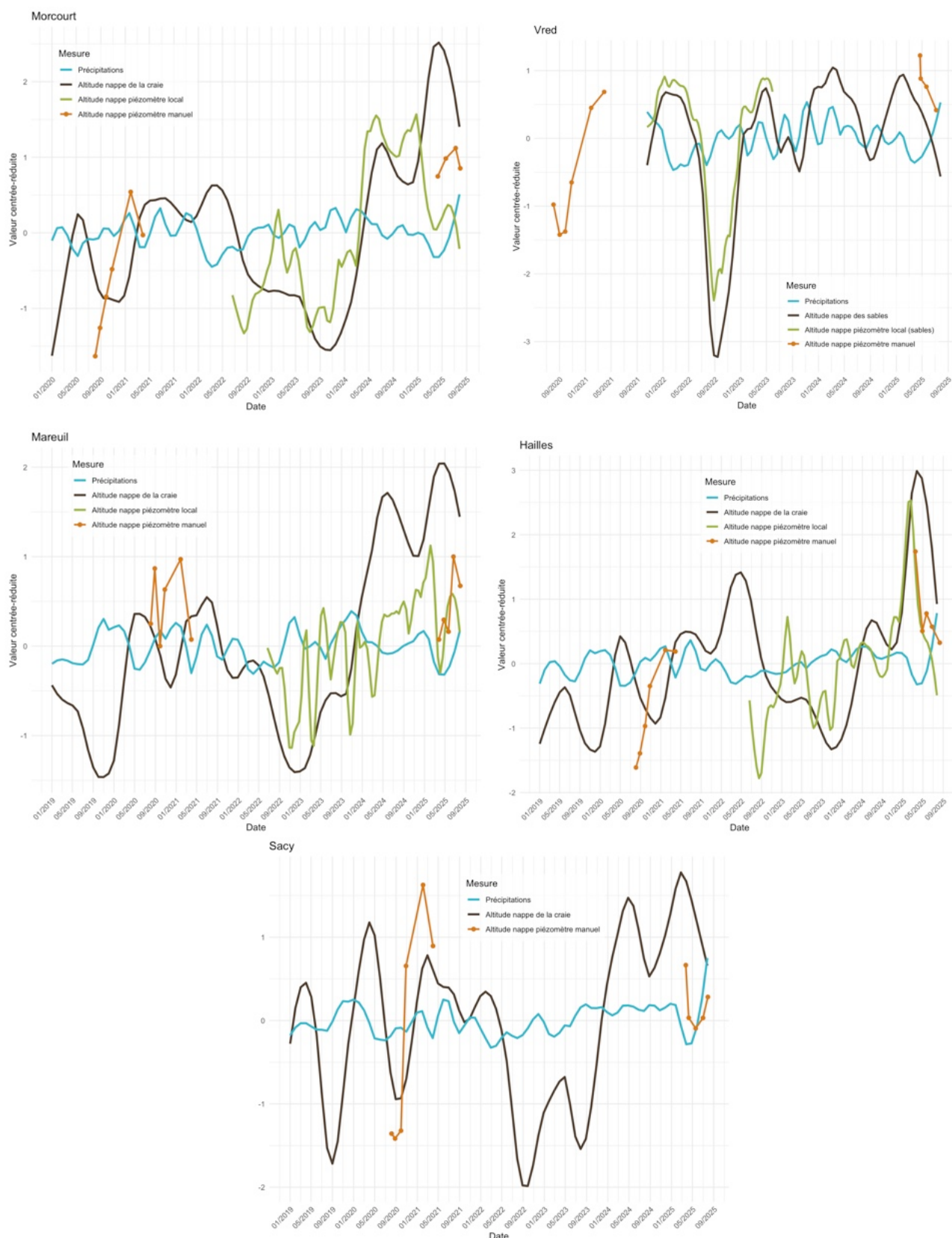


Figure 8 : Tendances hydrologiques des grandes masses d'eau (précipitations, altitude de la nappe locale, altitude de la nappe de la craie/des sables et altitude de la nappe mesurée manuellement à Morcourt - Somme amont, Vred - plaine de la Scarpe et de l'Escaut, Mareuil - Somme aval, Hailles - Vallée de l'Avre et Sacy - Marais de Sacy).

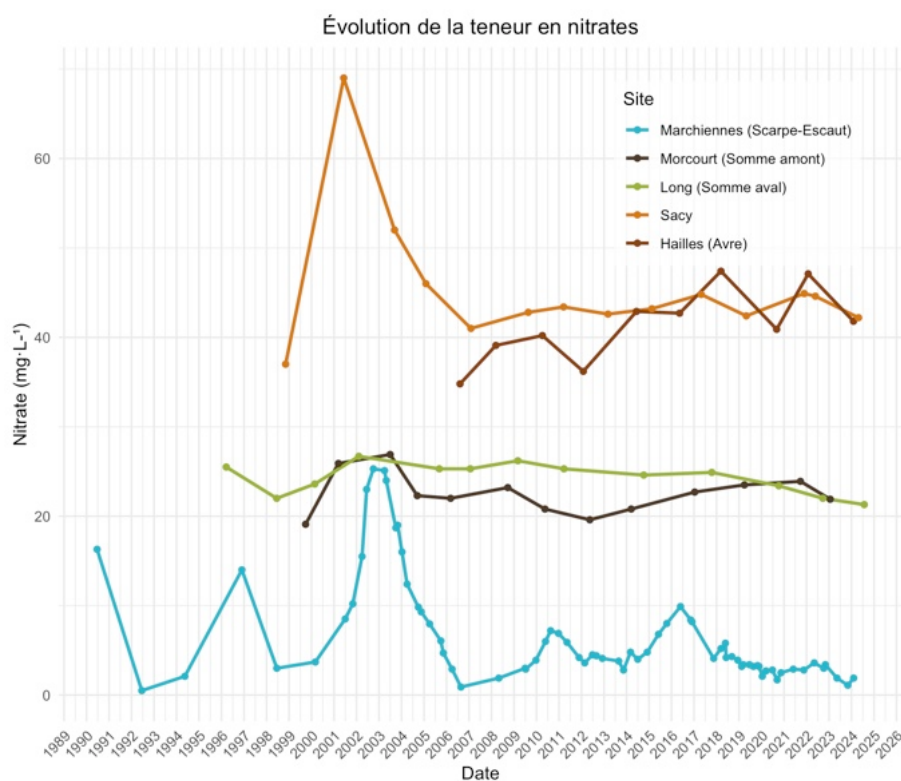


Figure 9 : Évolution de la teneur en nitrates (mg. L⁻¹) des grandes masses d'eau étudiées.

Globalement, les teneurs en nitrates sont plutôt élevées (Figure 9) pour tous les sites (> 20 mg.L⁻¹) sauf pour Marchiennes.

3.2. Pédologie

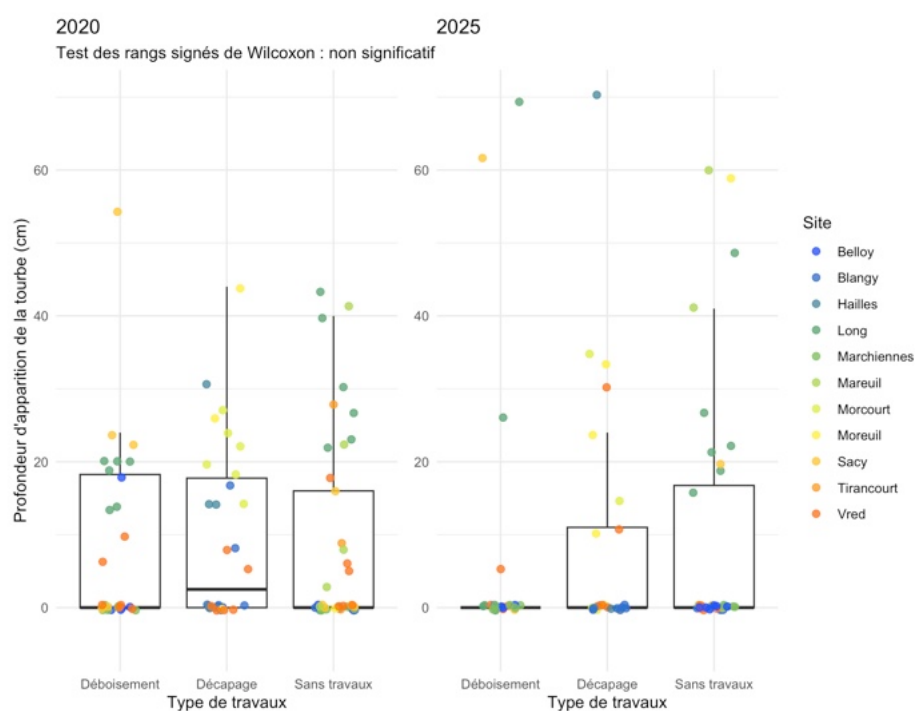


Figure 10 : Évolution de la profondeur d'apparition de la tourbe en cm par type de travaux et par site entre 2020 et 2025.

Tableau 4 : Résultats des tests des rangs de Wilcoxon comparant différentes modalités pédologiques entre 2020 et 2025. n.s. = non significatif

Test de Wilcoxon - comparaison entre 2020 et 2025	V	p_value	n (pour chaque année)	Conclusion
Profondeur de tourbe	510	0,18	103	n.s.
Profondeur de tourbe - placettes T	247	0,1	59	n.s.
Profondeur de tourbe - placettes C	53	0,6	44	n.s.
Profondeur de tourbe - placettes déboisées	32,5	0,64	28	n.s.
Profondeur de tourbe - placettes décapées	107	0,15	31	n.s.
Horizon de surface	1398	0,28	103	n.s.
Horizon de surface - placettes T	569,5	0,27	59	n.s.
Horizon de surface - placettes C	196,5	0,88	44	n.s.

Les tests des rangs de Wilcoxon n'ont mis en évidence aucune différence significative dans la profondeur d'apparition de la tourbe et les codes de l'horizon de surface entre 2020 et 2025 (Tableau 4 ; Figure 10).

3.3. Communauté floristique

Traits fonctionnels

Il existe une augmentation significative entre 2020 et 2025 pour l'indice floristique d'engorgement entre les placettes décapées, déboisées et sans travaux (Figure 11).

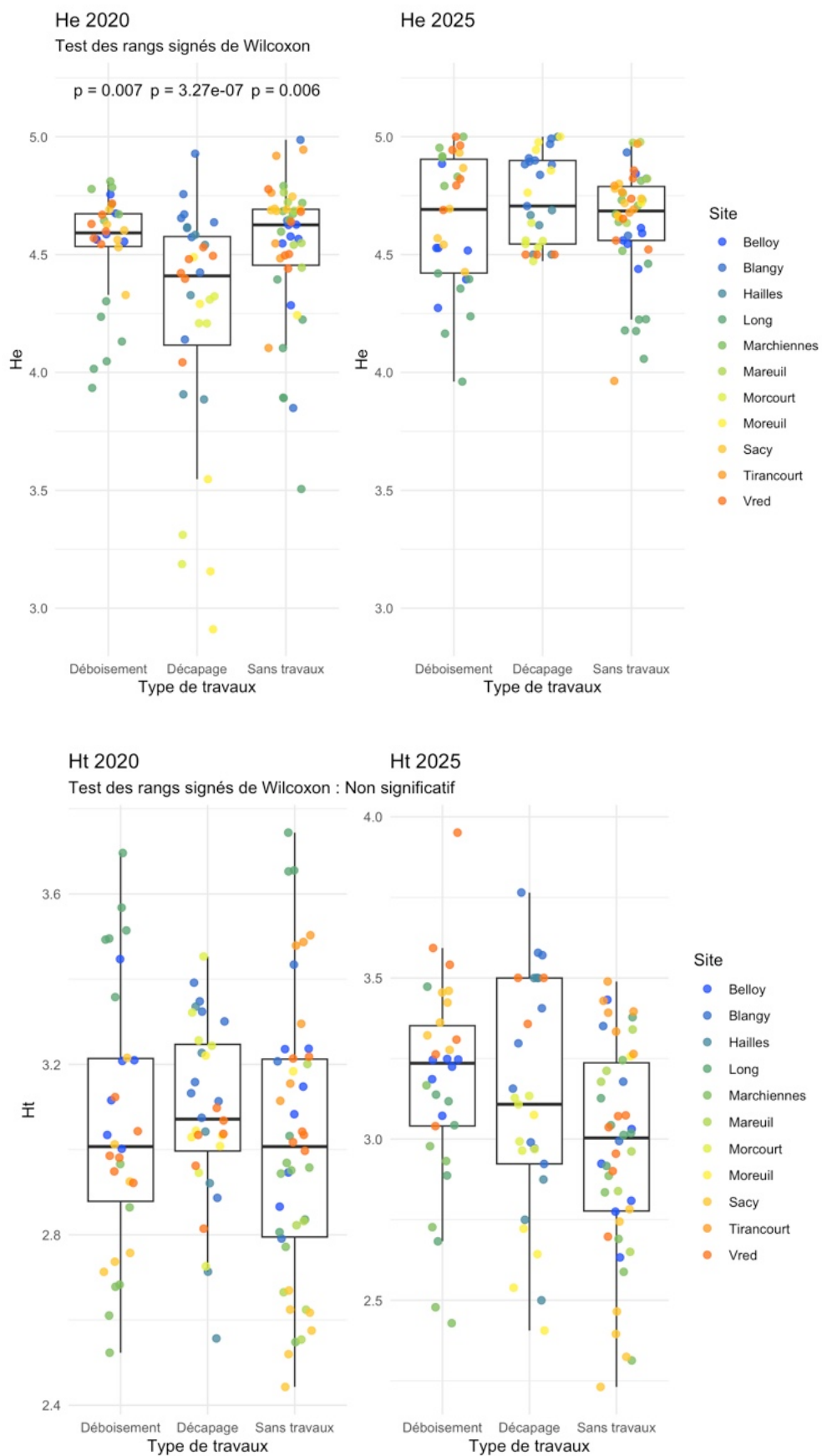


Figure 12 : Indice de trophie Ht en fonction de l'année, du site et des travaux réalisés.

Le test des rangs de Wilcoxon n’a mis en évidence aucune différence significative dans l’indice floristique de trophie entre 2020 et 2025 dans toutes les modalités de travaux testées (Figure 12).

Suite à une sélection de modèles linéaires basée sur l’AIC et le δ (différence entre l’AIC du modèle courant et celui du meilleur modèle), avec comme variable expliquée Ht et comme variables explicatives la profondeur d’apparition de la tourbe, la moyenne de la nappe mesurée manuellement, l’année en interaction avec les travaux associés, aucune d’entre elles ne résiste ce qui suggère que Ht n’est expliqué par aucune d’entre elles et qu’il n’existe pas de différences significatives de ce paramètre, hypothèse confirmée par le test des rangs de Wilcoxon (Figure 12).

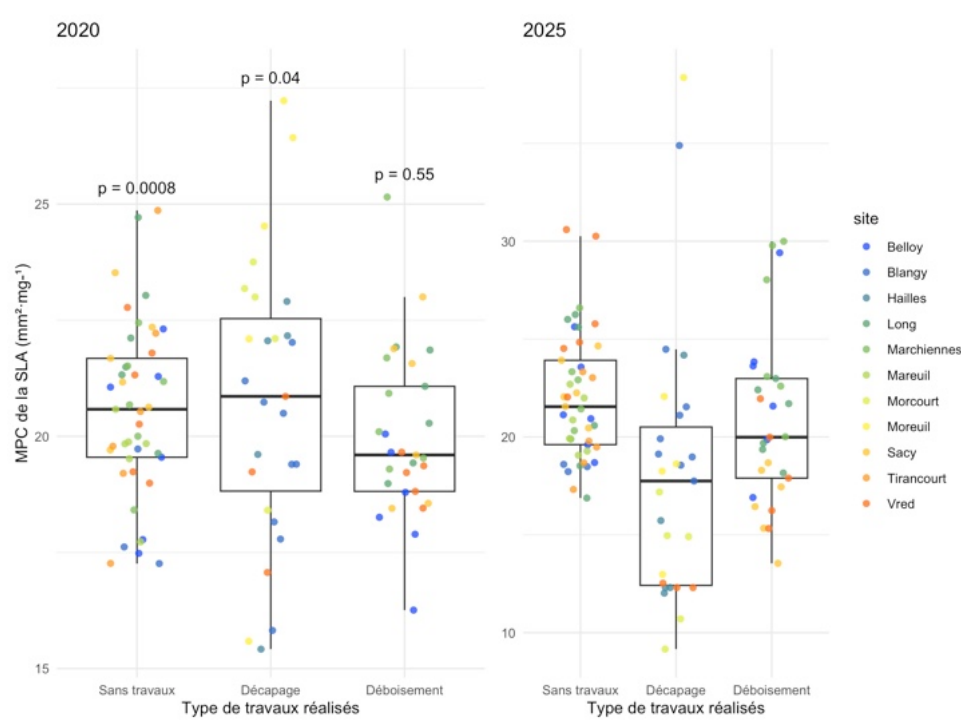


Figure 13 : MPC de la SLA en fonction de l’année, du site et des travaux réalisés

Le test des rangs de Wilcoxon n’a mis en évidence aucune différence significative dans la MPC de la SLA entre 2020 et 2025 dans toutes les modalités de travaux testées (Figure 13).

Tableau 5 : Différences de richesse, diversité, équitabilité spécifiques et fonctionnelles entre 2020 et 2025

Variable	Modalité	n	V	p_value	Différence moyenne	Direction
Richesse	Déboisement	30	188,5	0,54	0,87	↑

spécifique	Décapage	33	467,5	0,001	-5,64	↓
	Sans travaux	45	658	2,96	-2,58	↓
Diversité spécifique	Déboisement	30	145	0,12	0,11	↑
	Décapage	33	464	0,0006	-0,752	↓
	Sans travaux	45	721	0,02	-0,16	↓
Équitabilité spécifique	Déboisement	30	43	2,37	0,048	↑
	Décapage	27	158	0,47	0,012	↑
	Sans travaux	45	163	2,52	0,042	↑
Richesse fonctionnelle Ht	Déboisement	30	193,5	0,65	-0,23	↓
	Décapage	28	289,5	0,0006	-1,57	↓
	Sans travaux	45	319	0,02	-0,4	↓
Diversité fonctionnelle Ht	Déboisement	30	281	0,33	-0,09	↓
	Décapage	28	329	0,003	-0,38	↓
	Sans travaux	45	530	0,89	-0,01	↓
Équitabilité fonctionnelle Ht	Déboisement	29	239	0,65	-0,009	↓
	Décapage	22	93	0,29	0,05	↑
	Sans travaux	45	293	0,01	0,05	↑
Richesse fonctionnelle He	Déboisement	30	202	0,002	-0,8	↓
	Décapage	28	297	2,35	-2,07	↓
	Sans travaux	45	322	0,004	-0,47	↓
Diversité fonctionnelle He	Déboisement	30	389	0,0008	-0,22	↓
	Décapage	28	385	3,33	-0,60	↓
	Sans travaux	45	605	0,33	-0,044	↓
Équitabilité fonctionnelle He	Déboisement	28	163	0,37	0,03	↑
	Décapage	19	87	0,77	0,01	↑
	Sans travaux	45	304	0,02	0,05	↑

Le test des rangs signés de Wilcoxon a mis en évidence de nombreuses différences significatives entre les indices de richesse, diversité, équitabilité spécifiques et fonctionnelles entre 2020 et 2025 selon les différentes modalités de travaux (Tableau 5).

La richesse et la diversité spécifique ont diminué significativement dans les placettes décapées entre 2020 et 2025, tout comme la richesse et la diversité fonctionnelles de l'indice de trophie. Le test a mis en évidence une augmentation de l'équitabilité fonctionnelle de l'indice de trophie et de l'indice d'engorgement dans les

placettes sans travaux. La richesse et la diversité fonctionnelles de l'indice d'engorgement ont quant à elles diminué dans les placettes déboisées.

Grands groupes phytosociologiques

Dans la figure 14, on constate que le nombre d'espèces associées à la classe des végétations de tourbières basses acides ou alcalines a augmenté dans les placettes décapées et les placettes déboisées. L'analyse des relevés phytosociologiques a montré que ces espèces sont, en 2020 *Carex lasiocarpa*, *Gallium uliginosum*, *Hydrocotyle vulgaris* et *Juncus subnodulosus*.

En 2025, on retrouve dans cette classe *Carex lepidocarpa*, *Carex rostrata*, *Carex viridula*, *Epilobium palustre*, *Galium uliginosum*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus articulatus*, *Juncus subnodulosus*, *Oenanthe lachenalii*, *Pedicularis palustris*, et *Ranunculus flammula*.

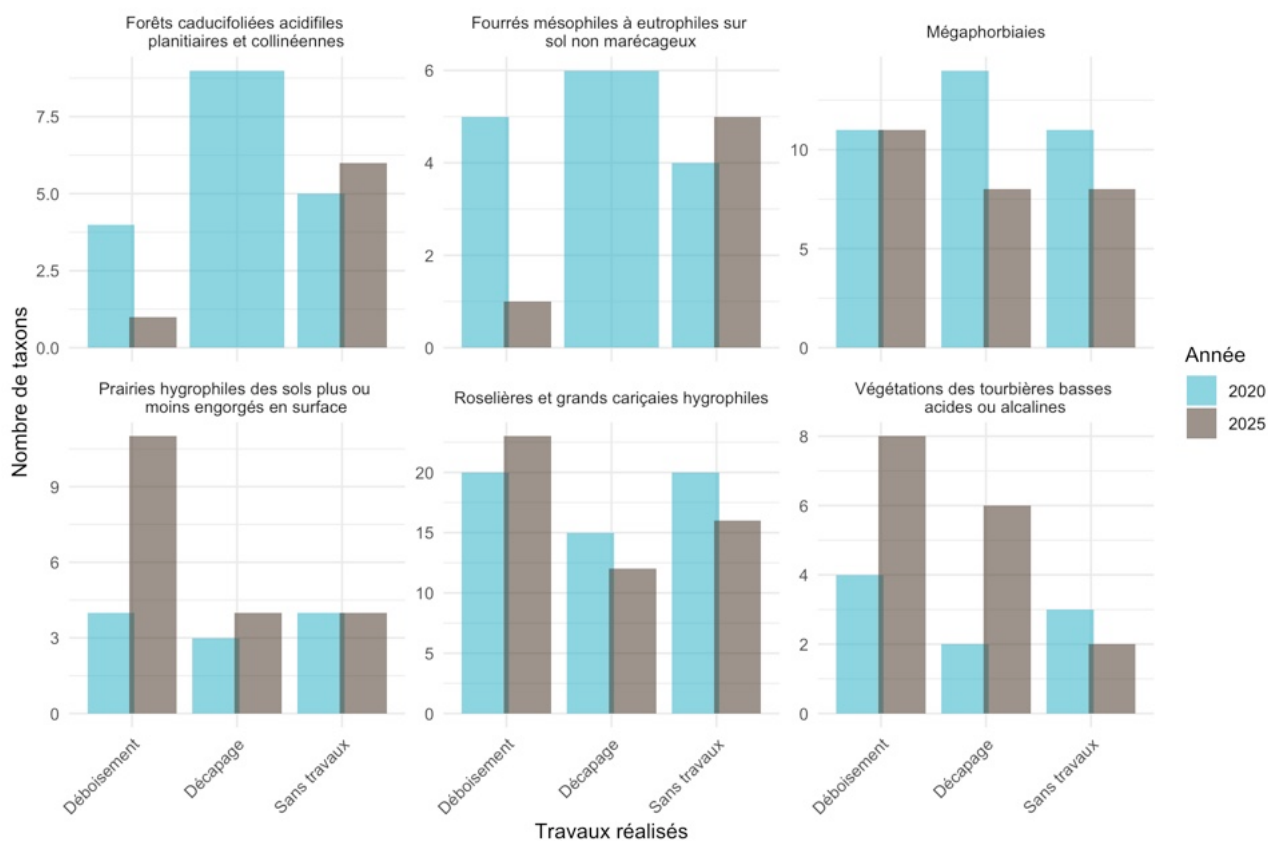


Figure 14 : Classes d'affinités phytosociologiques les plus fréquentes par nombre de taxons, selon l'année et selon le type de travaux. La classe « NA » associée aux taxons n'ayant pas de classe d'affinité phytosociologie n'apparaît pas sur ce graphique. n taxons 2020 = 111, n taxons 2025 = 120, n classes 2020 = 16 et n classes 2025 = 21.

3.4. Global

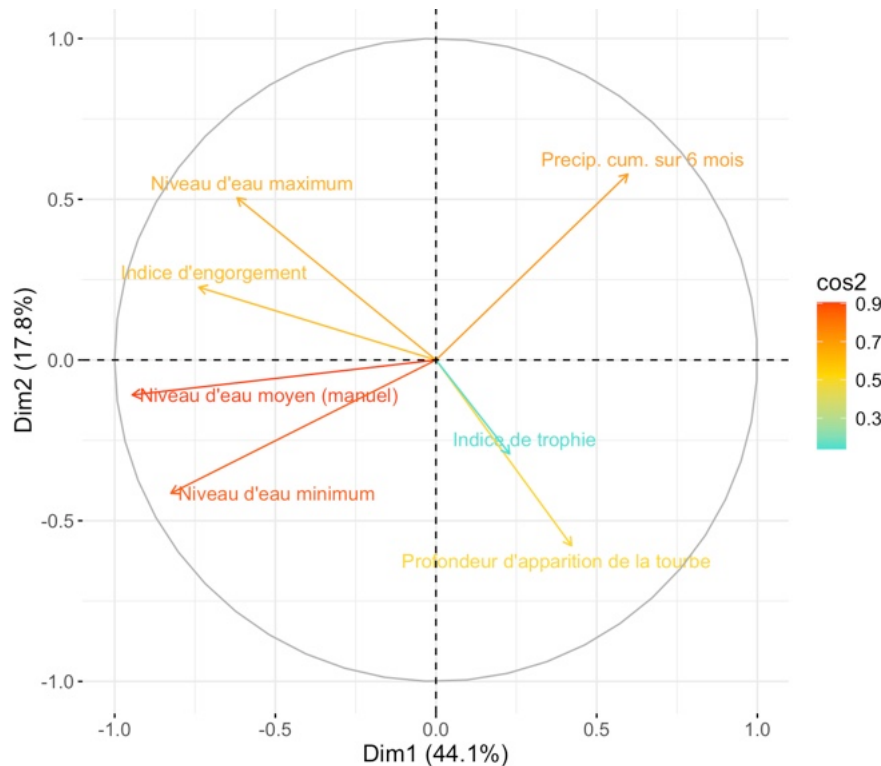


Figure 15 : Cercle des corrélations de l'ACP.

L'axes 1 et 2 expliquent respectivement 44,1 % et 17,8 % de la variance (Figure 15). Chaque variable est représentée par un vecteur, sa longueur indique sa force de contribution au plan. Sa direction nous donne des informations sur les corrélations entre les variables. Plus un angle entre 2 vecteurs est proche de 0° , plus les variables correspondantes sont corrélées (*i.e.* plus la corrélation est proche de 1). Un angle droit exprime qu'il n'existe aucune corrélation, et un angle de 180° indique une corrélation négative (*i.e.* corrélation de -1) entre les variables (Hervé, 2016). Le $\cos^2$ mesure la qualité de la représentation d'une variable sur le plan choisi. Plus il est proche de 1 pour une variable, mieux elle est représentée sur le plan.

Ici, l'indice floristique d'engorgement (He) est corrélé positivement avec les variables de niveau d'eau. La profondeur d'apparition de la tourbe est corrélée négativement avec le niveau d'eau maximum et l'indice floristique d'engorgement, et positivement avec l'indice floristique de trophie

La corrélation de Spearman testée entre la profondeur d'apparition de la tourbe et la hauteur de la nappe sur 203 placettes est significativement négative ($\rho = -0,32$, $p < 0,001$, $S = 1344842$). Elle indique que des niveaux d'eau plus hauts sont associés à des profondeurs d'apparition de la tourbe plus faibles.

La corrélation de Spearman testée entre l'indice d'engorgement He et la moyenne de la nappe mesurée manuellement sur 213 placettes est significativement positive ($\rho = 0,54$, $p < 0,001$, $S = 738400$). Cela signifie qu'un niveau d'eau élevé est associé à un He élevé.

Les précipitations cumulées sur 6 mois avant la période de mesure du niveau de nappe est corrélée négativement avec le niveau d'eau minimum et moyen mesurés manuellement.

4. Discussion

4.1. Hydrologie

Les résultats du modèles linéaires (Tableau 3) mettant en évidence l'effet des travaux de décapage sur la hauteur de la nappe s'explique car les travaux de décapage abaissent le niveau du sol en retirant sa couche superficielle, avec comme conséquence l'augmentation du niveau d'eau relativement à celui-ci.

Concernant les placettes déboisées, on observe une augmentation significative de la moyenne du niveau d'eau par rapport au sol entre 2020 et 2025 mais pas d'effet interaction (Tableau 3) entre les travaux de déboisement et l'année 2025, donc l'augmentation générale du niveau de nappe n'est pas liée au déboisement. Malgré ce résultat, une tendance semble se dégager vers une augmentation du niveau de la nappe par rapport aux sols dans ces placettes, tendance qui pourrait être tirée vers le bas par les niveaux excessivement faibles à Long (Figure 5 ; Figure 6).

De plus, les données comparées ne le sont pas sur les mêmes périodes (fin juillet - début avril pour 2020-2021 et mars - début août pour 2025). Ainsi, il est probable qu'une tendance déjà visible en comparant ces deux périodes le soit davantage si les niveaux d'eau étaient pris en hiver sur les deux périodes d'échantillonnage. En effet, les niveaux d'eau des tourbières sont en temps normal plus élevés en période hivernale (Berquer comm. pers.).

Cependant, il existe des limites vis à vis de la collecte des données. Comme évoqué dans la partie matériels et méthodes, le niveau d'eau par rapport au sol est calculé à l'aide de la mesure entre le haut du tube et le niveau de l'eau, et la distance entre le sol et le haut du tube. Or, cette dernière mesure peut s'avérer très imprécise notamment dans le cas des placettes décapées où le sol est très meuble ce qui crée des différences dans niveau de sol de part et d'autre d'un même piézomètre. Ainsi, il s'avère très difficile de mesurer exactement au même endroit lors des différentes sessions de mesures. Cela est d'autant plus compliqué lorsque le sol est invisible en cas de tube ennoyé. Également, dans le cas de tremblants, l'eau remonte dans le tube lorsqu'un poids comme celui du corps exercé sur le sol à proximité, ce qui peut rapidement fausser la mesure. Une solution serait d'équiper les sites avec des piézomètres munis de sondes automatiques ancrés plus profondément dans une entité stable.

Même si l'augmentation générale du niveau de la nappe par rapport au sol, en particulier dans les placettes décapées, est un très bon présage concernant l'état écologique des sites restaurés, il faut prendre en compte que la période de mesure a débuté au mois de mars, durant lequel les niveaux d'eau sont assez élevés de manière générale, ce qui peut pousser la moyenne vers le haut. Ces mêmes mesures ont été réalisées alors que les placettes étaient à nu, sans végétation. Or, la végétation pompe l'eau du sol et pourrait dès l'année prochaine réduire les niveaux d'eau. De plus, les précipitations étaient particulièrement abondantes en 2024 (Météo France, 2025).

Même avec ces facteurs, les niveaux d'eau dans l'unité vred_T_dec, déboisée en 2020 et concernée par un dispositif de soutien posé depuis 2021 restent élevés, en dépit du développement d'une végétation assez dense de roselière/typhaie à Roseau commun (*Phragmites australis*), Massette à feuilles étroites (*Typha angustifolia*) et Fougère des marais (*Thelypteris palustris*). C'est le même cas avec le site de Tirancourt,

concerné par un dispositif de soutien, et qui conserve des niveaux d'eau globalement élevés malgré la Saulaie.

Soutien hydrologique

Le soutien hydrologique semble avoir rehaussé les niveaux d'eau autant dans les placettes témoins que les placettes traitées (Figure 6). Toutefois, le fait qu'il soit couplé avec des travaux de décapage (Blangy, Vred) (Tableau 1) et le fait que le décapage ai eu un effet significatif sur les niveaux d'eau (Tableau 4), rend l'interprétation assez délicate.

4.2. Pédologie

Décapage

La différence de profondeur d'apparition de la tourbe n'est pas significativement différente dans les placettes décapées entre 2020 et 2025, contrairement à nos attentes.

Pour les tests portant sur la profondeur d'apparition de la tourbe, 9 placettes ont été retirées de l'analyse, soit parce qu'elles étaient inaccessibles en 2025 et n'avaient donc pas de sondage, soit en raison d'un biais observateur trop important, mis en évidence par les photographies des sondages (Figure 18).

Cela peut s'expliquer de plusieurs manières :

- Le décapage a retiré une couche de tourbe. C'est le cas de certaines placettes de la zone décapée dans la Réserve Naturelle Régionale de la tourbière de Vred (Figure 16) où les recommandations quant au décapage n'ont pas été respectées (décapage de 5 à 10 cm de profondeur maximum) (Abot, 2020). En effet, une couche de tourbe, certes dégradée, était présente en surface en 2020, suivie d'une couche de matériaux limniques. Sous l'effet du décapage trop profond conformément aux recommandations, cette couche de tourbe dégradée (horizon saprique) a été retirée, exposant ainsi la couche de matériaux limniques à la surface (plus précisément du limon hétérogène). Certaines placettes de Moreuil semblent être également concernées, par exemple, sur more_T_T2_P3, un horizon A puis de la tourbe à partir de 27 cm de profondeur étaient présents en 2020, alors qu'en 2025 on y trouve de la tourbe mélangée à du limon durant les 35 premiers cm pour ensuite laisser la place à une tourbe saprique. Malgré cela, les effets sont quand même plutôt positifs puisque l'horizon A a été retiré.
- Suite au décapage, la couche de tourbe de bonne qualité exposée à la surface s'est dégradée : une oxygénation de la tourbe peut conduire à sa décomposition (Brouns *et al.*, 2014). À priori, cela est peu probable dans notre cas, les travaux de décapage ayant eu lieu récemment entre décembre 2022 et mars 2024 selon les sites.

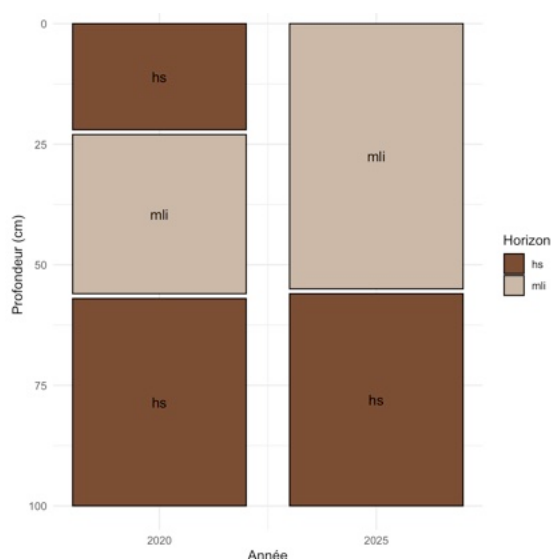


Figure 16 : Représentation schématisée du profil pédologique de la placette vred T dec T1 P2, en 2020 (à gauche) et en 2025 (à droite), suite à un décapage. Hs = horizon saprique et mli = matériau limnique

- Après le décapage, le niveau de l'eau relativement au sol s'est retrouvé très élevé et a laissé les placettes immergées. Cela peut entraîner de la sédimentation et on peut ainsi retrouver des sédiments et des coquilles comme premier horizon, comme c'est le cas à Moreuil sur les placettes more_T_T2_P1 et more_T_T1_P1 où l'on retrouve ce type d'horizon sur quelques cm, alors que l'on observe de la tourbe fibrique ensuite plus en profondeur.

Sur certains sites, le décapage semble avoir remis de la tourbe en surface ou du moins, l'en a rapprochée, comme à Blangy-Tronville (blan_T), ou encore à Morcourt (transect morc_T). Même si, à l'échelle du transect, on trouve la tourbe des placettes décapées plus en profondeur en 2025 qu'en 2020, cela ne signifie pas que l'entièreté des transects T est concernée. Par exemple, à Hailles, sur les placettes hail_T_T1_P1 et P3, on retrouve désormais de la tourbe fibrique de bonne qualité en surface comparé à un anmoor en 2020.

Globalement, le décapage semble donner des résultats contrastés, avec certains sites où il ne semblait pas nécessaire, du moins sur l'emplacement des transects comme à Vred (Figure 16). Dans d'autres cas, il a permis une présence de tourbe de bonne qualité en surface, rendant cet habitat propice pour les espèces turficoles.

Déboisement

Même si, dans de nombreux sites, la profondeur de tourbe est réduite suite à un déboisement, (Belloy, Vred, Marchiennes qui avait déjà de la tourbe en surface en 2020), dans d'autres, la tourbe est plus profonde en 2025, après le déboisement (Sacy, Long). Cela peut être rattaché à un phénomène de sécheresse particulièrement intense ayant touché la région en 2022 ([Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, 2023](#)), la tourbe à pu être dégradée, au vu de la corrélation négative observée entre la hauteur de la nappe et la profondeur d'apparition de la tourbe.

Aucun travaux

Globalement, la profondeur de tourbe moyenne a très légèrement augmentée dans les placettes n'ayant subi aucun travaux. C'est encore plus marqué dans certaines placettes notamment more_T_T1_P3 à Moreuil, qui se situe à la limite de la zone de décapage sans travaux. Lorsqu'en 2020, de la tourbe fibrique était observable depuis la surface jusqu'à 87 cm, c'est désormais de la tourbe minéralisée et des matériaux limniques que l'on trouve jusque 60 cm avant de retrouver la tourbe fibrique. A priori, la couche de tourbe fibrique observée en 2020 aurait pu se dégrader sur une grande partie de son épaisseur, pour ne laisser que de la tourbe minéralisée (Figure 17). Cela pourrait être dû à une oxygénation de celle-ci liée à une sécheresse par exemple, l'année 2022 étant caractérisée par des précipitations très faibles ([Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, 2023](#)). Cela semble être aussi le cas pour Tirancourt où l'on n'observe plus du tout de tourbe en 2025.



Figure 17: Photographies du sondage pédologique à de 0 à 50 cm de profondeur sur la placette more_T_T1_P3 le 08/07/2020 à gauche, et le 19/03/2025 à droite.

Si l'on exclu cette placette à Moreuil, la profondeur de tourbe moyenne par transect en 2025 semble proche de celle en 2020, notamment à Belloy et à Blangy.

Globalement, même si l'on n'observe pas de différence de profondeur d'apparition de la tourbe entre 2020 et 2025, des tendances se dessinent et correspondent pour certaines aux attentes : une diminution de la profondeur d'apparition de la tourbe sur les sites déboisés et décapés, grâce à l'enlèvement de la couche superficielle du sol permettant d'observer la tourbe en surface.

Mais ces efforts sont vains sans de bonnes conditions hydrologiques sur le site, car la tourbe peut se dégrader, comme à Moreuil dans la partie sans travaux (Figure 17).

4.3. Communauté floristique

Traits fonctionnels

Indice floristique d'engorgement

En comparant les traits fonctionnels des espèces, on constate que le He est significativement plus élevé en 2025 dans les placettes décapées et entre les 2 années en général (Figure 11). La communauté floristique semble suivre l'état hydrologique des placettes, comme une corrélation positive significative entre He et la moyenne de la nappe a été mise en évidence.

Cependant, la végétation observée au moment du relevé pourrait ne pas refléter les conditions écologiques à long terme de la placette. En effet, sur certaines d'entre ayant subi un décapage, le relevé réalisé fin juin comptabilisait des espèces aquatiques comme des Lentilles d'eau (*Lemna minor*), alors qu'en y retournant au mois de juillet/aout, elles n'étaient plus présentes suite à un assèchement du milieu. Ainsi, ce type d'observation pourrait gonfler l'indice d'engorgement en eau He et donc être différent des conditions à long terme.

Indice floristique de trophie

Le changement de l'indice floristique de trophie Ht n'est pas significatif entre tous les groupes de placettes testées (Figure 12) et la sélection de modèle n'a gardé aucune variable pouvant expliquer Ht. Cela suggère que, contrairement à nos attentes, les travaux n'ont pas eu d'effet sur la trophie du site selon l'indice floristique. Mais, étant donné le taux élevé de nitrates mesuré par les qualimètres associés aux sites de Sacy, Moreuil, Hailles et Long (Figure 9), ces teneurs pourraient atténuer ou annihiler un effet négatif du décapage sur l'indice Ht si l'eau alimentant la tourbière est contaminée.

Richesse, diversité et équitabilité spécifiques

La diminution significative de la richesse spécifique et de la diversité spécifique entre 2020 et 2025, et plus particulièrement dans les placettes décapées (Tableau 5), peut s'expliquer par les conditions écologiques souvent extrêmes de ces placettes (milieu récemment perturbé, fortement ennoyé), ce qui favorise quelques espèces tolérantes à ce type d'environnement (Utriculaires, Characées). La diversité et la richesse spécifiques diminuent significativement dans les placettes décapées, traduisant une perte d'espèces. Lorsque le milieu est contraignant, on peut observer une perte de la diversité suite à ce stress hydrique fort, l'évolution est différente dans les autres modalités. L'augmentation de l'équitabilité dans les placettes déboisées peut s'expliquer par une réouverture du milieu, favorisant une coexistence homogène entre espèces durant le

début de la recolonisation. Pour les placettes sans travaux, elle pourrait être une manifestation d'une stabilisation de la communauté forestière.

Ce schéma est cohérent avec une phase pionnière post-restauration. Seules quelques espèces spécialisées peuvent coloniser rapidement, il faut du temps pour que la richesse spécifique augmente suite à l'installation progressive de nouveaux taxons. Toutefois, cette diminution de diversité pourrait n'être qu'un effet transitoire liée aux conditions initiales très contraignantes, une remontée est attendue à mesure que la colonisation progresse.

Richesse, diversité et équitabilité fonctionnelles

On observe des résultats similaires pour la richesse, la diversité et l'équitabilité fonctionnelles pour Ht. Dans les placettes décapées, on observe significativement moins de variabilité dans les indices de trophie, traduisant une homogénéité accrue dans les stratégies trophiques. L'équitabilité fonctionnelle de Ht, en revanche, ne montre pas de variation notable entre 2020 et 2025, suggérant une distribution relativement stable des stratégies trophiques.

Concernant la richesse fonctionnelle pour He, la diminution traduit une perte de variabilité dans les stratégies liées à l'engorgement, ce qui semble logique au vu de l'homogénéisation écologique au niveau des placettes décapées caractérisées par une moyenne du niveau d'eau par rapport au sol plus élevée et un sol plus meuble (observation personnelle). Cela est cohérent avec la baisse de la diversité fonctionnelle pour ce trait, avec des espèces adaptées à un fort engorgement qui dominent.

Ces résultats, cohérents avec ceux obtenus pour Ht, indiquent que, dans les placettes décapées, il y'a une simplification et une homogénéisation fonctionnelle des communautés végétales, aussi bien sur le plan spécifique, hydrique ou trophique.

MPC de la Specific Leaf Area (SLA)

La diminution significative de la MPC de la SLA dans les placettes témoins entre 2020 et 2025 (Figure 13) peut sembler inattendue. D'une part car nous observons une évolution dans les placettes non gérées, et d'autre part car cette évolution tend vers une diminution. Or, ces zones sont colonisées par des hygrophile robustes comme la Prêle des eaux (*Equisetum fluviatile*), la Laîche des marais (*Carex acutiformis*), et l'Iris des marais (*Iris pseudacorus*). Ces espèces herbacées sont caractérisées par une SLA faible (Carvalho *et al.*, 2018). Plus généralement, les espèces de tourbières basses alcalines possèdent une SLA faible par rapport aux communautés de grandes herbacées (Gulov *et al.*, 2024). La hausse significative du niveau de la nappe relativement au sol, observée en 2025, pourrait avoir favorisé (Figure 5) leur colonisation dans les boisements, conférant un poids plus important dans le calcul de la MPC et expliquerait ainsi la diminution observée.

Ces observations ne reflètent pas nécessairement les communautés végétales finales observables après les travaux, étant donné le caractère récent des actions réalisées (entre 2022 et 2025). On observe en effet surtout des espèces rhizomateuses et colonisatrices comme *I. pseudacorus*, *C. acutiformis*.

Il est nécessaire de prendre du recul vis à vis de ces résultats, car le calcul du He et du Ht est réalisé avec les recouvrements des espèces et leur indice associé, mais celui ci ne distingue pas les espèces de la strate herbacée des espèces de la strate arborescente et arbustive. Un recouvrement de 5 pour une espèce de la strate arborescente ou de la strate arbustive est relatif au recouvrement de sa canopée, or les indices He et Ht

se réfèrent directement aux conditions édaphiques de la placette. Même si un seul arbre est présent avec un recouvrement de 5, la valeur de son indice sera multipliée par 87,5 pour le calcul et cela peut donc gonfler les indices. Ainsi, au vu de la forte présence d'arbres avec de forts coefficients d'engorgements en eau allant de 4 à 5 et pouvant avoir un fort recouvrement comme le Saule cendré (*Salix cinerea*) dans les placettes sans travaux, l'indice calculé peut être rapidement plus élevé.

Grands groupes phytosociologiques

Le fait que les relevés floristiques soient réalisés sur une surface de 4m² rend difficile une détermination des associations, et entraîne des relevés ne respectant pas l'homogénéité floristique et/ou écologique (Catteau, 2022). Ainsi, sur une même placette, comme sur le site de Long, on observe un gradient d'humidité dû à une différence de topographie. Cela donne lieu à des observations de taxons avec un large spectre d'indices d'engorgement sur une même placette (long_T_T2_P3) : le Lierre terrestre (*Glechoma hederacea*), associé à un He de 3 et l'Iris des marais (*Iris pseudacorus*) associée à un He de 5. Mais en analysant les classes d'affinités phytosociologiques dominantes en terme de taxons par type de travaux (Figure 14), il est possible d'avoir une idée de la dynamique.

On observe une augmentation du nombre de taxons rattachés au *Phragmito australis* - *Magnocaricetea alatae* Klika in Klika & V.Novák 1941 (Roselières et grandes cariçaies hygrophiles) dans les placettes déboisées mais une diminution dans les placettes décapées et sans travaux (Figure 14). Il est possible que son augmentation dans les placettes déboisées soit liée à l'augmentation du niveau moyen de la nappe par rapport au sol, cette classe étant composée exclusivement de végétation héliophyte (Conservatoire botanique national de Bailleul, s. d.). La diminution de l'occurrence de cette affinité phytosociologique dans les placettes sans travaux peut s'expliquer par une dynamique de colonisation des ligneux qui s'est poursuivie durant les 5 ans de non gestion passés.

Cela concorde avec l'homogénéisation écologique observée, et aussi avec l'augmentation du nombre de taxons rattachés aux *Rhamno catharticae* - *Prunetea spinosae* Rivas Goday & Borja ex Tüxen 1962 (Fourrés mésophiles à eutrophiles sur sol non marécageux) et la diminution de ceux rattachés aux *Filipendulo ulmariae* - *Convolvuletea sepium* Géhu & Géhu-Franck 1987 (Mégaphorbiaies) trouvée dans les placettes sans travaux qui peut s'expliquer par un embroussaillage.

Il est possible qu'une dynamique d'embroussaillage et de recolonisation des ligneux soit déjà entamée dans les placettes déboisées, puisqu'on observe pas de diminution du nombre de taxons appartenant aux *Filipendulo ulmariae* - *Convolvuletea sepium* contrairement aux placettes décapées et sans travaux, et une augmentation du nombre de taxons rattachés aux *Quercu roboris* - *Fagetea sylvaticae* Braun-Blanq. & Vlieger in Vlieger 1937 (Forêts caducifoliées acidiphiles planitiaires et collinéennes), principalement le Bouleau pubescent (*Betula pubescens*).

On constate une augmentation du nombre de taxons ayant comme classe d'affinité phytosociologique les *Agrostietea stoloniferae* Oberd. 1983, (prairies hygrophiles des sols plus ou moins engorgés en surface) dans les placettes déboisées. En effet, le déboisement occasionnant une meilleure disponibilité en lumière pour la strate herbacée, les espèces de prairies peuvent prospérer suite à la diminution du filtre lumineux.

Enfin, le nombre de taxons ayant pour classe d'affinité phytosociologique les *Scheuchzerio palustris* - *caricetea fuscae* Tüxen 1937 (Végétations des tourbières basses acides ou alcalines) a doublé dans les placettes déboisées et triplé dans les placettes décapées entre 2020 et 2025, tandis qu'il a diminué dans les placettes sans travaux. Cette classe abrite de nombreux habitats cibles du projet, comme le 7230, 7140*, 6410. En terme de nombre d'espèces, elle se classait 8^{ème} en 2020 et 5^{ème} en 2025. La majorité des nouveaux taxons apparus en 2025 n'ont pas de classe d'affinité phytosociologique associée. Ils sont suivis par les

Agrostietea stoloniferae, les *Phragmito magnocaricetea*, les *Lemnetea minoris* et les *Scheuchzeria palustris - caricetea fuscae*. L'augmentation du nombre d'espèces de cette classe est très encourageant, et prouve que les conditions favorables sont réunies et qu'une pluie de semences a pu atteindre les zones restaurées.

4.4. Global

Mise en relation avec les objectifs

Sites décapés (Hailles, Moreuil, Morcourt, Vred dec, Blangy)

Dans une grande partie des placettes décapées, la communauté est en majorité composée d'espèces aquatiques, avec un faible recouvrement de la strate herbacée et une grande partie de sol nu. Les niveaux d'eau très élevés, en particulier à Vred (+ de 20 cm au dessus du sol - Figure 6), rendent difficile l'établissement d'espèces herbacées, les placettes sont alors colonisées majoritairement par des aquatiques comme les Utriculaires ou les Characées. Pour l'instant, à Vred, la zone décapée peut être qualifiée de plan d'eau peu profond, malgré les travaux de décapage qui remontent à 3 ans (Tableau 1). Dans les autres sites décapés, les travaux datent de 2024, ce qui peut expliquer le faible recouvrement de ces placettes par la zone herbacée, il faut le temps que la communauté se mette en place. Mais les résultats n'en restent pas moins encourageants, avec des espèces présentes comme le *Juncus subnodulosus*, espèce de bas-marais inféodée aux eaux alcalines (Lambinon & Verloove, 2012). À Blangy, la dynamique de recolonisation semble plus avancée que pour Morcourt, Hailles et Moreuil. En effet, le recouvrement en espèces herbacées est plus élevé et on retrouve des espèces comme la Massette à large feuilles (*Typha latifolia*), *Carex acutiformis*, *Thelypteris palustris*, *Juncus articulatus*, *Iris pseudacorus*...

Les sites décapés possèdent tous un bon potentiel pour accueillir la forme basse du 7230, vu leur niveau d'eau par rapport au sol élevés suite au décapage (Tableau 4 ; Figure 7) et leur profondeur d'apparition de la tourbe à moins de 30 cm de profondeur, avec certains sites qui ont de la tourbe en surface.

Sites déboisés (Belloy, Long, Marchiennes, Sacy, Vred)

On observe une grande variabilité dans la réponse aux travaux des sites déboisés, que l'on pourrait attribuer en partie au le temps passé depuis les travaux.

Pour le site de Sacy, les travaux réalisés en 2022 dans le transect T1 ont permis une recolonisation d'une roselière à *Thelypteris palustris* et *Phragmites australis*, espèces caractéristiques de la forme « hautes herbes » du 7230. Sur ce transect, on retrouve des espèces des milieux alcalins comme *Schoenoplectus tabernaemontani* ou encore *Juncus subnodulosus*. Les niveaux d'eau dans cette zone sont très satisfaisants. Le second transect est plus sec mais abrite quand même les espèces *Thelypteris palustris*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus tabernaemontani* et *Juncus subnodulosus*. Il accueille davantage d'espèces de mégaphorbiaies comme *Cirsium oleraceum*, *Convolvulus sepium*, *Eupatorium cannabinum* et des espèces de prairies (*Pulicaria dysentrica*, *Epilobium parviflorum*) que le premier, pouvant s'expliquer par ses conditions plus sèches.

Sur le transect de Vred également déboisé en 2022, on observe tout comme à Sacy, la recolonisation d'une roselière à *Thelypteris palustris* et *Phragmites australis* ponctuée de grandes laîches comme *Carex pseudocyperus* ou *Carex paniculata*. Les niveaux d'eau y sont très satisfaisants, avec un ouvrage hydraulique posé en 2021 qui probablement contribué à leur augmentation (Figure 6). En plus de la présence de tourbe en

surface (Figure 10), les conditions environnementales sont propices à l'apparition de la forme hautes herbes du 7230.

Le site de Long, en particulier le transect T1 est le plus sec et est dominé par des espèces d'*Agrostietea solonifera*. Malgré les niveaux d'eau faibles (Figure 5), une tourbe dégradée est présente en surface sur certaines placettes et des espèces cibles aussi (*Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus subnodulosus*). Ici, le déboisement seul n'a pas été suffisant et un habitat 7230 n'est pas atteignable dans ces conditions. Il est nécessaire d'envisager un réhaussement des niveaux d'eau avec un décapage ou un dispositif de soutien hydrologique.

Le site de Marchiennes a été déboisé en 2023 et le niveau d'eau y était très élevé au mois d'avril : l'accès n'était possible qu'en canoë (niveau d'eau par rapport au sol de presque 30 cm). Cela a peut-être freiné la recolonisation, comme c'était le cas dans certaines placettes décapées. Ainsi, une très grande proportion de sol nu était visible lors des relevés phytosociologiques au mois de juillet, et les mesures réalisées le 21 août indique un niveau d'eau d'environ 25 cm sous la surface du sol. Avec cette amplitude très élevée, la végétation peut avoir du mal à s'établir dans des conditions d'engorgement extrêmes mais aussi dans des plus sèches. Malgré cela, on observe la présence de *T. palustris*, et *P. australis*, *Carex pseudocyperus*, et d'autres taxons aquatiques comme *Utricularia gr vulgaris* et *Lemna minor*.

À Belloy, les niveaux d'eau sont plutôt satisfaisants, ne descendant pas en dessous de 25 cm sous le niveau du sol (Figure 6). On constate une recolonisation d'espèces de milieux humides voire aquatiques, comme *Alisma plantago-aquatica*, *U. gr vulgaris*, *J. subnodulosus*. De plus, on observe de la tourbe en surface (Figure 10). Ce site a un excellent potentiel pour accueillir la forme basse de l'habitat 7230, hypothèse encouragée par la proximité de cet habitat sur une autre zone du site abritant le 7230. Aussi, la zone restaurée accueille des pieds de Grande berle (*Sium latifolium*), et de Grande douve (*Ranunculus lingua*), espèces protégées et menacées en région et protégées en France respectivement (Hendoux, 2006 ; Duhamel *et al.*, 2006).

4.5. Critiques et limites

En 2020, la localisation de chaque placette a été prise avec un GPS (eTrex 22x, Garmin) avec une précision de l'ordre de quelques mètres, augmentant la difficulté pour retrouver l'emplacement exact de la placette tel qu'il était avant les travaux. De plus, une forte couverture forestière comme c'était le cas dans de nombreuses placettes en 2020, par exemple sur les sites de Sacy ou de Vred, entraîne parfois un réseau de mauvaise qualité et diminue la précision du GPS. Cette imprécision au niveau de l'emplacement des placettes se répercute sur les sondages pédologiques, qui ne seront donc pas non plus réalisées exactement au même endroit.

Les travaux, plus particulièrement le décapage, ont rendu certaines placettes inaccessibles. Leur localisation a donc été changée, en plaçant le nouveau transect au hasard parmi une zone traitée accessible, conformément à la méthode du choix de l'emplacement des transects appliquée en 2020.

Représentativité des traitements

Certains sites, comme Morcourt et Tirancourt, possèdent uniquement 2 transects T et C, respectivement. Cela rend impossible une comparaison des placettes décapées avec des placettes témoins pour le site de Morcourt.

Pour Tirancourt, la situation s'explique par un retard des travaux, nous laissant avec uniquement des placettes non traitées.

D'autres sites ont subi un autre traitement en plus des travaux de restauration, comme Long avec 2 années de pâturage bovin difficile (à cause de l'engorgement) et avec de fortes conséquences sur le sol en 2023. Cela se répercute avec l'apparition d'un KTH (Kultureller Trockenhorizont), horizon généralement proche de la surface caractérisé par un contenu minéral plus important et une décomposition de la matière organique plus importante que les autres horizons adjacents (Bernard, 2014). Le piétinement par le bétail est une des hypothèses les plus probables pour expliquer son origine (Sjören *et al.*, 2007). D'un point de vue hydrologique, le KTH constitue un barrage pour l'eau, bloquant ainsi le passage des eaux de pluie vers la tourbe sous jacente et le passage des eaux souterraines vers la surface. Un pâturage ovin a été mis en place en 2025, qui donne des résultats plus satisfaisant.

Les placettes ne sont pas forcément représentatives de tout le site. En effet, 6 surfaces de 4 m² par placette représentent une surface de 24 m², ce qui est égal à $\approx 0,006$ % d'un secteur de 4 hectares, comme l'unité décapée à Morcourt par exemple.

Emprise des travaux

Les travaux de restauration peuvent toucher à la fois les transects témoins et traitement, notamment dans le cadre d'un soutien hydrologique, comme c'est le cas à Vred. Dans cette situation, il est donc délicat d'attribuer une augmentation du niveau d'eau à l'effet du soutien hydrologique puisqu'il touche toutes les placettes d'un site.

Période des relevés phytosociologiques

Certains relevés phytosociologiques, bien que réalisés mi/fin juin, ont peut-être été effectués trop tôt. En effet, lors d'une visite ultérieure sur les sites pour mesurer les niveaux d'eau, on observait un développement bien plus important des espèces végétales, et même de nouveaux taxons. Ces espèces, bien que présentes, n'ont pas été comptabilisées dans les relevés, et d'autres qui l'ont été ont disparues entre temps (plantes aquatiques flottantes).

Biais observateur

Un biais observateur peut exister dans l'attribution des coefficients de Braun-Blanquet, qui restent en partie subjectifs. Par exemple, la classe 2 couvre une large fourchette d'abondance (5 à 25 %), ce qui peut introduire de la variabilité dans l'estimation de la couverture des espèces.

Ce biais doit être prise en compte lors de l'interprétation des résultats des sondages, comme illustré sur la Figure 18. Ces placettes ont l'air sont semblables pédologiquement et ont été caractérisées différemment.



Figure 18 : Photographies du sondage pédologique de 0 à 50 cm de profondeur sur la placette mare T T2 P2 le 27/03/2025 à gauche et le 07/07/2020 à droite.

4.6. Conclusion

L'impact de la restauration sur les tourbières basses alcalines étudiées a eu des effets contrastés, à la fois sur les conditions abiotiques et biotiques, mais elle montre des résultats et un potentiel encourageant pour le retour des habitats cibles.

Concernant les conditions environnementales, le décapage a permis localement une remontée de la tourbe de bonne qualité en surface et, plus globalement, une augmentation du niveau d'eau relativement au sol. Cette action de restauration a pu créer des conditions plus favorables à l'établissement de communautés végétales de tourbières basses alcalines. Sur les placettes déboisées, on observe également des niveaux d'eau satisfaisants, mais l'effet des actions de restauration varie selon les sites et l'ancienneté des travaux. En effet, pour le site de Long, un dispositif de soutien hydrologique ou un abaissement du niveau du sol (décapage) semble nécessaire pour atteindre un état optimal. Ces niveaux d'eau globalement plus élevés en 2025 qu'en 2020, pourraient révéler un fort effet des précipitations, très intenses en 2024. Ces variations rendent l'interprétation des données plus complexes, malgré l'effet significatif démontré du décapage. Par ailleurs, la précision des mesures est parfois limitée par la stabilité des sols ou l'engorgement dans les placettes décapées, ainsi que le piétinement à proximité des piézomètres. Cela souligne l'importance d'un suivi continu et d'un équipement adapté, comme piézomètres stabilisés équipés de sondes automatiques, pour obtenir des mesures fiables et représentatives de l'état hydrologique des tourbières restaurées.

La profondeur d'apparition de la tourbe, quant à elle, n'a pas évolué de manière significative entre 2020 et 2025, mais le déboisement et le décapage ont permis localement d'exposer des horizons histiques de bonne qualité à la surface. Au contraire, dans certaines placettes, le décapage trop profond a retiré la tourbe qui se trouvait en surface. C'est pourquoi il est nécessaire de réaliser un suivi pédologique pour adapter les modalités de restauration aux besoins spécifiques de chaque site.

Au niveau des communautés végétales, les placettes décapées présentent pour l'heure une simplification et une homogénéisation à la fois spécifique et fonctionnelle, avec une dominance d'espèces aquatiques et d'hélophytes adaptées à des conditions d'inondations. On observe dans un premier temps une diminution de la richesse et de la diversité spécifique, traduisant une phase de recolonisation pionnière post-restauration, combinée à la présence d'espèces rhizomateuses. Sur les placettes déboisées, une réouverture du milieu a pu s'opérer, favorisant la coexistence d'espèces herbacées, et aboutissant au développement d'habitats de prairies humides ou de roselières et grandes cariçaies. L'augmentation du nombre de taxons rattachés à la classe des *Scheuchzeria palustris* - *caricetea fuscae*, reflète le rétablissement d'au moins une partie des conditions favorables pour la recolonisation des espèces de tourbières.

Enfin, les liens entre les conditions environnementales et les traits fonctionnels semblent cohérents avec les effets attendus des travaux. Les niveaux d'eau élevés favorisent les espèces associées à un fort indice d'engorgement. La restauration a donc modifié la composition fonctionnelle des placettes de manière localisée, confirmant l'importance de conditions abiotiques favorables pour l'établissement d'une communauté végétale cible.

Pour finir, les travaux de restauration ont eu des effets positifs mais qui restent parfois locaux sur l'état écologique des tourbières, avec des réponses variables selon le type de travaux et le site. Si la recolonisation végétale est encore à ses débuts et sous forme plutôt pionnière, les résultats observés pour l'instant témoignent d'un bon potentiel de la plupart des sites, sous réserve de maintenir des conditions hydriques favorables et poursuivre le suivi à moyen terme de l'évolution des secteurs restaurés.

5. Bibliographie

- Abot (2020). Mise en place du suivi éco-hydrologique sur des tourbières basses alcalines dans le cadre du projet LIFE Anthropofens. Rapport de stage
- AMEVA. (2013). Synthèse du plan de gestion du fleuve Somme.
- Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S., & Anderson, P. (2016). An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, 25(2), 271-282. <https://doi.org/10.1111/rec.12415>
- Anderson, A. (2000). Physical and hydrological impacts of blanket bog afforestation at Bad a' Cheo, Caithness : the first 5 years. *Forestry An International Journal Of Forest Research*, 73(5), 467-478. <https://doi.org/10.1093/forestry/73.5.467>
- Antoine, P. (1990). Chronostratigraphie et environnement du Paléolithique du bassin de la Somme. *Bulletin de la Société Préhistorique Française Études et Travaux*, 90(5), 315. https://www.persee.fr/doc/bspf_0249-7638_1993_num_90_5_10455
- Bates D., Maechler, M., Bolker B., Walker S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Bartoń K (2025). *_MuMIn: Multi-Model Inference_*. R package version 1.48.11, <<https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>>.
- Baize, D., Du Sol, A. F. P. L., & Girard, M. (2009). Référentiel pédologique 2008. Editions Quae.
- Bedford, B. L., & Godwin, K. S. (2003). Fens of the United States : Distribution, characteristics, and scientific connection versus legal isolation. *Wetlands*, 23(3), 608-629. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2003\)023](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2003)023)
- Bensettiti, F., Gaudillat, V., & Haury, J. (coord.). (2002). Cahiers d'habitats Natura 2000 - Habitats humides (Tome 3). Paris : La Documentation française.
- Bernard, G. (2014). Prise en compte du KTH dans les objectifs de gestion des tourbières. Rapport. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, Pôle-relais tourbières, DREAL Franche-Comté, Conseil Régional de Franche-Comté.
- Berquer A., Levrault S., Castelli M., Alderweireld F., André A., Antoine P., Brasseur B., Capoulade J., Czerniak L., Décultot C., François R., Garcia C., Hummel J., Janczak A., Meire G., Opdekamp W., Trongneux P., Vandendriessche M., Chombart C., Daubresse R., James M., Duran P., (2024). Fonctionnement des tourbières alcalines, gestion de l'eau et restauration. LIFE Anthropofens, Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, Boves. 52p
- Bleuten, W., Borren, W., Glaser, P. H., Tsuchihara, T., Lapshina, E. D., Mäkilä, M., Siegel, D., Joosten, H., & Wassen, M. J. (2006). Hydrological Processes, Nutrient Flows and Patterns of Fens and Bogs. Dans Springer eBooks (p. 183-204). https://doi.org/10.1007/978-3-540-33187-2_9
- Braun-Blanquet J., (1932) - Plant sociology, the study of plant communities. Oxford, 439 p.
- BRGM. (2025). ADES - Accès aux données sur les eaux souterraines | BRGM. <https://www.brgm.fr/fr/site-web/ades-acces-aux-donnees-eaux-souterraines>

- Brouns, K., Verhoeven, J. T., & Hefting, M. M. (2014). Short period of oxygenation releases latch on peat decomposition. *The Science Of The Total Environment*, 481, 61-68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.030>
- Carvalho, F., Brown, K. A., Waller, M. P., & Boom, A. (2018). Leaf traits interact with management and water table to modulate ecosystem properties in fen peatlands. *Plant And Soil*, 441(1-2), 331-347. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04126-6>
- Catteau, E. ; François, R. ; Prey, T. ; Farvacques, C. (2017). Analyse d'un système de végétations menacées : les tourbières neutro-alcalines du nord-ouest de la France, Documents phytosociologiques – Actes du colloque de Saint-Mandé 2012 – Prodrome et cartographie des végétations de France – Vol.6
- Catteau, E., 2022 - Memento pour la pratique du relevé phytosociologique. Conservatoire Botanique National de Bailleul. 12p.
- Christie, A. P., Amano, T., Martin, P. A., Shackelford, G. E., Simmons, B. I., & Sutherland, W. J. (2019). Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. *Journal Of Applied Ecology*, 56(12), 2742-2754. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13499>
- Clément, H., Reich, M., Mistarz, M., Garcin, J., 2020. Evaluation de l'état de conservation des bas-marais calcaires d'intérêt communautaire. Cahiers d'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000. Version 1. UMS Patrinat - OFB/CNRS/MNHN 183.
- Collectif RhoMéO, Février 2014, La boîte à outils de suivi des zones humides du bassin Rhône-Méditerranée, Conservatoire d'espaces naturels de Savoie, 147 p. + annexes, version 1.
- Conservatoire botanique national de Bailleul. (n.d.). Digitale2 – Consultation. <https://digitale.cbnbl.org/digitale-rft/Consultation/index.do>
- Council of Europe, Jagland, T., Goodwillie, R., & Lindsay, R. (2017). Mires and peatlands of Europe (Par International Mire Conservation Group & Greifswald Mire Centre ; H. Joosten, F. Tanneberger, & A. Moen, Édés.). Schweizerbart Science Publishers. <https://content.e-bookshelf.de/media/reading/L-14263104-1ff4043840.pdf>
- Cubizolle H. (2019). Les tourbières et la tourbe. Géographie, hydro-écologie, usages et gestion conservatoire. Editions Lavoisier.
- Dobrowolski, R., Mazurek, M., Osadowski, Z., Alexandrowicz, W. P., Pidek, I. A., Pazdur, A., Piotrowska, N., Drzymulska, D., & Urban, D. (2019). Holocene environmental changes in northern Poland recorded in alkaline spring-fed fen deposits – A multi-proxy approach. *Quaternary Science Reviews*, 219, 236-262. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2019.05.027>
- Duhamel, F., Durin, L., Géhu-Franck, J., & Géhu, J. (2005). Plantes protégées et menacées de la région Nord/Pas-de-Calais. Centre Régional de Phytosociologie.
- Duranel, A. (2024) Étude écohydrologique de la Réserve Naturelle Régionale de la Tourbière de Vred. Rapport final LIFE+ Nature Anthropofens - LIFE18 NAT/FR/000906 «Restaurer les habitats de marais tourbeux alcalins du Nord de la France et de la Belgique dans l'Anthropocène». Syndicat Mixte du Parc naturel régional Scarpe-Escaut, Saint-Amand-les-Eaux, Ecotelm, Pont-à-Mousson, France.
- Ellenberg H., (1974). Zeigerwerte des Gefässpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 9 : 1-97

- Emsens, W., Aggenbach, C. J., Smolders, A. J., & Van Diggelen, R. (2015). Topsoil removal in degraded rich fens : Can we force an ecosystem reset ? *Ecological Engineering*, 77, 225-232. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.029>
- Emsens, W., Aggenbach, C. J., Rydin, H., Smolders, A. J., & Van Diggelen, R. (2018). Competition for light as a bottleneck for endangered fen species : An introduction experiment. *Biological Conservation*, 220, 76-83. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.002>
- Fenner, N., & Freeman, C. (2011). Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience*, 4(12), 895-900. <https://doi.org/10.1038/ngeo1323>
- François R., Prey T., Hauguel J.-C., Catteau E., Farvacques C., Duhamel F., Nicolazo C., Mora F., Cornier T., Valet J.-M., (2012) - Guide des végétations des zones humides de Picardie. Centre régional de Phytosociologie agréé Conservatoire Botanique National de Bailleul ; 656 pages. Bailleul.
- François, R., Watterlot, A., PREY, T., & Coulombel, R. (2017). Compte rendu de la formation Charophytes du 16 mai 2017 dans la tourbière alcaline de Sacy-le-Grand (60). *Bulletin Société Linnéenne Nord-Picardie*, 35, 246.
- François R. & Conservatoire Botanique National de Bailleul. (2021). Les 15 000 hectares de tourbières alcalines des vallées de Somme et d'Avre (Picardie) Première partie : milieu physique et géohistoire. Dans *Bull. Société Linnéenne Nord-Picardie* (Vol. 39, p. 77).
- Freeman, C., Ostle, N., & Kang, H. (2001). An enzymic « latch » on a global carbon store. *Nature*, 409(6817), 149. <https://doi.org/10.1038/35051650>
- Galváněk, D., Mútnánová, M., & Dítě, D. (2015). Restoration mowing of a calcareous fen — response of species to re-applied management measures. *Biologia*, 70(3), 349-355. <https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0034>
- Garcia (2024). Les tourbières de la vallée de la Somme : trajectoires entre contrôle climatique et influence anthropique depuis le Tardiglaciaire [Thèse de doctorat, Université de Picardie Jules Verne].
- Gorham, E., & Janssens, J. A. (1990). Concepts of fen and bog re-examined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 61(1), 7-20. <https://doi.org/10.5586/asbp.1992.001>
- Goubet P. (2015). Compte rendu d'étude commandée par le Parc naturel régional Scarpe-Escaut. Diagnostic fonctionnel du complexe tourbeux de la Réserve naturelle régionale de la Tourbière de Vred (Nord). Phase 2. Cabinet Pierre GOUBET, Ardes, 71 p.
- Gulov D.M., Elumeeva T.G., Fedorov N.I., Poloshevets T.V., Klink G.V., Logvinenko O.A., Dzhatdueva T.M., Onipchenko V.G. Leaf functional traits and ecological strategies are important for the formation of subalpine fens and tall-herb plant communities // *Žurnal obšej biologii*. - (2024). - Vol. 85. - N. 2. - P. 83-94. doi: 10.31857/S0044459624020015
- Hedberg, P., Kotowski, W., Saetre, P., Mälson, K., Rydin, H., & Sundberg, S. (2012). Vegetation recovery after multiple-site experimental fen restorations. *Biological Conservation*, 147(1), 60-67. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.039>
- Hedberg, P., Kozub, Ł., & Kotowski, W. (2013). Functional diversity analysis helps to identify filters affecting community assembly after fen restoration by top-soil removal and hay transfer. *Journal For Nature Conservation*, 22(1), 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.08.004>
- Hendoux, F. (2006). Plantes protégées de la région Picardie. Centre Régional de Phytosociologie.

Indice floristique d'engorgement (I02) | RhoMeO. (s. d.). https://rhomeo-bao.fr/?q=indicateurs_02

Joosten, H., & Clarke, D. (2002). Wise Use of Mires and Peatlands.
<https://www.amazon.com/Wise-Mires-Peatlands-Hans-Joosten/dp/9519774483>

Joosten, H. (2009). The Global Peatland CO2 Picture : peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. Wetland International.
<https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20093336601>

Joosten, H. (2012). Peatlands - Guidance for Climate Change Mitigation by Conservation, Rehabilitation and Sustainable Use.

Joosten, H., Tanneberger, F., & Moen, A. (2017). Mires and Peatlands in Europe : Status, Distribution and Conservation.

Kattge, J., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Bönsch, G., Garnier, E., Westoby, M., Reich, P. B., Wright, I. J., Cornelissen, J. H. C., Violle, C., Harrison, S. P., Van Bodegom, P. M., Reichstein, M., Enquist, B. J., Soudzilovskaia, N. A., Ackerly, D. D., Anand, M., . . . Ozinga, W. A. (2011). TRY – a global database of plant traits. *Global Change Biology*, 17(9), 2905-2935. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02451.x>

Klimkowska, A., Goldstein, K., Wyszomirski, T., Kozub, Ł., Wilk, M., Aggenbach, C., Bakker, J. P., Belting, H., Beltman, B., Blüml, V., De Vries, Y., Geiger-Udod, B., Grootjans, A. P., Hedberg, P., Jager, H. J., Kerkhof, D., Kollmann, J., Pawlikowski, P., Pleyl, E., . . . Kotowski, W. (2019). Are we restoring functional fens ? – The outcomes of restoration projects in fens re-analysed with plant functional traits. *PLoS ONE*, 14(4), e0215645. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215645>

Kooijman, A. M., Cusell, C., Hedenäs, L., Lamers, L. P. M., Mettrop, I. S., & Neijmeijer, T. (2019). Re-assessment of phosphorus availability in fens with varying contents of iron and calcium. *Plant And Soil*, 447(1-2), 219-239. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04241-4>

Kotowski, W., & Van Diggelen, R. (2004). Light as an environmental filter in fen vegetation. *Journal Of Vegetation Science*, 15(5), 583-594. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02300.x>

Kozub, Ł., Goldstein, K., Dembicz, I., Wilk, M., Wyszomirski, T., & Kotowski, W. (2018). To mow or not to mow ? Plant functional traits help to understand management impact on rich fen vegetation. *Applied Vegetation Science*, 22(1), 27-38. <https://doi.org/10.1111/avsc.12411>

Lambinon, J., & Verloove, F. (2012). Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions Voisines : (Ptéridophytes et Spermatophytes).

Lamers, L. P. M., 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. M., & Smolders, A. J. P. (2015). Ecological restoration of rich fens in Europe and North America : from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews/Biological Reviews Of The Cambridge Philosophical Society*, 90(1), 182-203. <https://doi.org/10.1111/brev.12102>

Landolt E. et al., (2010). Flora indicativa. CJB Genève, Haupt, Berne, 376p.

Les 6 habitats cibles | LIFE Anthropofens. (s. d.). LIFE Anthropofens.
<https://www.life-anthropofens.fr/les-tourbieres/les-6-habitats-cibles/>

Lourenco, M., Fitchett, J. M., & Woodborne, S. (2022). Peat definitions : A critical review. *Progress In Physical Geography Earth And Environment*, 47(4), 506-520.

<https://doi.org/10.1177/03091333221118353>

- Lunt, P., Allott, T., Anderson, P., Buckler, M., Coupar, A., Jones, P., Labadz, J., & Worrall, P. (2010) 'Peatland Restoration. Report to IUCN UK Peatland Programme.', Retrieved from <https://pearl.plymouth.ac.uk/gees-research/831>
- 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. 63 p + annexes
- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005a). Functional richness, functional evenness and functional divergence : the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Météo-France. (2025, janvier 30). Bilan climatique - Année 2024 - France hexagonale et Corse. Météo-France.
- Météo-France. (s. d.). <https://www.data.gouv.fr/organizations/meteo-france/>
- Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire. (2015, 16 mai). Quelle part du territoire français est occupée par l'agriculture ? Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire. <https://agriculture.gouv.fr/quelle-part-du-territoire-francais-est-occupee-par-lagriculture>
- Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires. (2023, 19 avril). Sécheresse dans le Pas-de-Calais : l'ensemble du département est placé en vigilance. Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) Hauts-de-France. france.developpement-durable.gouv.fr/?Communique-de-presse-Secheresse-dans-le-Pas-de-Calais-l-ensemble-du-departement-est-place-en-vigilance
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T., Silvius, M. and Stringer, L. (Eds.) 2008. Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen.
- Plan régional d'action en faveur des tourbières des Hauts-de-France | Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France. (s. d.). <https://www.cen-hautsdefrance.org/projets-en-cen/plan-regional-d-action-en-faveur-des-tourbieres-des-hauts-de-france>
- Pôle-Relais Tourbières. <https://www.pole-tourbieres.org/>
- Publications Office of the European Union. (2007). LIFE and Europe's wetlands : restoring a vital ecosystem.
- Ramsar. (2018). La France inscrit un nouveau Site Ramsar dans les vallées de la Somme et de l'Avre.
- R Core Team (2024). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sajaloli, B. (1994). Histoires d'eau dans le marais de la Souche (Aisne) : le fonctionnement de l'hydrosystème, reflet de l'alternance des cycles d'abandon et d'appropriation ? (Water stories in the swamp of Souche (Aisne, France) : links between the functioning of the marsh space and the organization of rural societies). *Bulletin de L'Association de Géographes Français*, 71(3), 250-266. <https://doi.org/10.3406/bagf.1994.1744>

- Schwieger, S., Kreyling, J., Couwenberg, J., Smiljanić, M., Weigel, R., Wilmking, M., & Blume-Werry, G. (2020). Wetter is Better : Rewetting of Minerotrophic Peatlands Increases Plant Production and Moves Them Towards Carbon Sinks in a Dry Year. *Ecosystems*, 24(5), 1093-1109. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00570-z>
- 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. DOAJ (DOAJ : Directory Of Open Access Journals). <https://doaj.org/article/6eb710a7cd894f69ab04cce1ad9ebfbc>
- Smith, E. P. (2002). BACI Design. *Encyclopedia Of Environmetrics*. <https://doi.org/10.1002/9780470057339.vab001.pub2>
- Smokorowski, K., & Randall, R. (2017). Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *FACETS*, 2(1), 212-232. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0058>
- Syndicat mixte des marais de Sacy. s. d. Présentation de la géologie, de l’hydrogéologie et de l’hydraulique superficiel du Marais de Sacy.
- Wickham H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016.
- Wilcoxon, F. (1945). Individual Comparisons by Ranking Methods. *Biometrics Bulletin*, 1(6), 80. <https://doi.org/10.2307/3001968>
- Xu, J., Morris, P. J., Liu, J., & Holden, J. (2017). PEATMAP : Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. *CATENA*, 160, 134-140. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.010>

6. Annexes

Annexe 1 : Liste des sites, leur piézomètre profond associé et station météorologique associées

Piezomètre utilisé (code BSS)	Commune du piézomètre	Site(s) associé(s)	Station météorologique
BSS0000HAUH	Sacy-le-Grand (60700)	Sacy-le-Grand (60700)	Beauvais-Tille
BSS0000DETU	Mareuil-Caubert (80512)	Mareuil-Caubert (80512)	Abbeville
BSS004LJLE	Vred (59629)	Vred (59629)	Douai
BSS004LJLD	Marchiennes (59870)	Marchiennes (59870)	Douai
BSS0000ESCD	Guillaucourt (80400)	Morcourt (80569), Blangy-Tronville (80107)	Villers-Carbonnel, Amiens-Glisy
BSS0000ETER	Hangest-en-Santerre (80134)	Moreuil (80110)	Rouvroy-en-Santerre
BSS0000ERAQ	Grattepanche (80387)	Hailles (80440)	Rouvroy-en-Santerre
BSS0000DWEK	Quesnoy-sur-Airaines (80655)	Long (80510)	Abbeville
BSS0000DWWV	Havernas (80423)	Belloy (80082), La-Chaussée-Tirancourt (80310)	Amiens-Glisy

Annexe 2 : Liste des sites et leur qualitomètre associé.

Qualitomètre(s) utilisé(s) (code BSS)	Commune du(es) qualitomètre(s)	Grande masse d'eau et site(s) associé(s)	Entité hydrogéologie
BSS000GZFU BSS000HAPY	Labruyère (60332) Sacy-le-Grand (60700)	Sacy-le-Grand (60700)	Craie du Séno-Turonien du Bassin Parisien du Plateau Picard - bassin versant de l'Oise du confluent de l'Aisnes (exclu) au confluent de la Seine (bassin Seine-Normandie)
BSS000ERHX	Berteaucourt-Lès-Thennes (80094)	Vallée de l'Avre (Moreuil, Hailles)	Craie du Séno-Turonien du bassin Versant de la Somme (bassin Artois-Picardie)
BSS000CRKD BSS000CHTU	Pecquencourt (59456) Crespin (59160)	Tourbières de Vred et de Marchiennes (Vred, Marchiennes)	Craies du Sénonien au Turonien des bassins versants des cours d'eau de la Mer du Nord (bassin Artois-Picardie)
BS000DFDY	Cocquerel (80200)	Somme aval (Mareuil-Caubert (80512), Long (80510), Belloy (80082), La-Chaussée-Tirancourt (80310))	Craie du Séno-Turonien du bassin Versant de la Somme (bassin Artois-Picardie)
BSS000EAUB	Glisy (80379) Chipilly (80192)	Somme amont (Morcourt (80569), Blangy-Tronville (80107))	Craie du Séno-Turonien du bassin Versant de la Somme (bassin Artois-Picardie)

Abstract

Peatlands are unique ecosystems characterised by positive water balances and the development of peat (histosol). A distinction is generally made between raised bogs (fed by precipitation and atmospheric moisture) and fens (fed by surface water and/or groundwater). The latter are particularly well represented in Picardy (25,000 hectares) and are classified as alkaline because they are fed, at least in part, by the chalky limestone aquifer. Their conservation status depends directly on the quantity and quality of water, which is unfavourable for 89% of peatland habitats in France as a result of human activities (agriculture, drainage). As a result, their role as carbon sinks is under threat. This is why the LIFE Anthropofens project aims to restore 480 hectares of peatlands in Hauts-de-France and Wallonia. The objective of restoring UE2000 7230 'Tourbières basses alcalines' habitat areas is the subject of this report, with the aim of identifying the impact of the restoration work carried out over the last five years (top soil removal, removal of shrub and woodland, and rewetting). Eco-hydrological monitoring is based on a BACI (Before-After Control-Impact) protocol which, by comparing treated and control plots, makes it possible to attribute the observed effects solely to the restoration work, while controlling for variations linked to environmental conditions. This protocol is being applied to 11 sites, fitted with control and treated plots, where piezometric, pedological and floristic monitoring is carried out. The results show good potential for most of the restored sites, with the return of histosols to the surface and sufficient water level, combined with the recolonisation of fens species. However, some sites require further restoration work, in particular the implementation of hydrological support. But it is still too early to conclude whether or not the project has been successful, and this highlights the need to continue monitoring recently restored areas, but also to propose restoration work in accordance with the specific characteristics of each site.

Résumé

Les tourbières sont des écosystèmes particuliers caractérisés notamment par des bilans hydriques positifs et le développement de tourbe (histosol). On distingue généralement les tourbières hautes (alimentées par les précipitations et l'humidité atmosphérique) et les tourbières basses (alimentées par les eaux de surface et/ou la nappe). Ces dernières sont particulièrement bien représentées en Picardie (25 000 hectares) et sont qualifiées d'alcalines car alimentées, au moins en partie, par l'aquifère crayeux calcaire. Leur état de conservation dépend directement de la quantité et de la qualité de l'eau, celui-ci étant dans un état défavorable pour 89 % des surfaces d'habitats tourbeux en France, résultant des activités humaines (agriculture, drainage). De ce fait, leur rôle de puits de carbone est menacé. C'est pourquoi le projet LIFE Anthropofens vise à restaurer 480 hectares de tourbières en Hauts-de-France et en Wallonie. L'objectif de restaurer les surfaces d'habitats UE N2000 7230 « Tourbières basses alcalines » est le sujet de ce rapport, avec pour but d'identifier les impacts des travaux de restauration réalisés durant les 5 dernières années (décapage, déboisement et dispositif de soutien hydrologique). Le suivi éco-hydrologique repose sur un protocole BACI (« Before-After Control-Impact ») qui, en comparant des placettes traitées et témoins, permet d'attribuer les effets observés uniquement aux travaux de restauration, en contrôlant les variations liées aux conditions environnementales. Ce protocole est déployé sur 11 sites, équipés de placettes témoins et traitées, sur lesquelles un suivi piézométrique, pédologique et floristique est assuré. Les résultats montrent un bon potentiel de la plupart des sites restaurés, avec la remise en surface d'histosols et un engorgement suffisant, combiné avec une recolonisation d'espèces de tourbières. Cependant, certains sites nécessitent la mise en place d'autres travaux de restauration, notamment le déploiement d'un soutien hydrologique. Mais il est encore trop tôt pour conclure à une réussite ou non, et cela met en lumière la nécessité de perpétuer un suivi des zones récemment restaurées, mais aussi de proposer des travaux de restauration en accord avec les spécificités de chaque site.