

Université de Lille

École Doctorale Science de l'ingénierie et des systèmes

Laboratoire de Génie Civil et géo-Environnement

Thèse de Doctorat

Soumise pour l'obtention du grade de Docteur

Spécialité : **Génie Civil**

Soutenue le **16 Octobre 2025**

Par

Khalil LHAMIDI

**Contribution à l'étude des performances hydrologiques des
noues d'infiltration dans les sols limoneux par les approches
expérimentales et numériques visant la résilience des territoires
face aux enjeux hydro-climatiques**

Composition du jury

Marie-Christine Gromaire	Directrice de recherche, École des Ponts ParisTech	Rapporteure
Fabrice Rodriguez	Ingénieur des Travaux Publics de l'État – HDR, IFSTTAR	Rapporteur
Chafika Djelal-Dantec	Professeure, Université d'Artois	Présidente
Géraldine Picot	Cadre scientifique – BRGM, Orléans	Examinatrice
Jamal El Khattabi	Professeur, Université de Lille	Directeur de thèse
Yannick Van Es	Directeur de l'eau et de l'assainissement, Métropole Européenne de Lille.	Invité
Hervé Canler	Chargé d'études Gestion des eaux pluviales, Agence de l'Eau Artois Picardie	Invité

Résumé

Face à une urbanisation croissante et à l'intensification des épisodes orageux liée au dérèglement climatique, la gestion durable et intégrée des eaux pluviales représente un enjeu majeur pour renforcer la résilience des territoires face aux risques d'inondation. L'efficacité de ces aménagements repose sur une conception adaptée, prenant en compte les contraintes du site et de la réglementation en vigueur. Les maîtres d'œuvre considèrent que la mise en place d'ouvrages d'infiltration est adaptée pour des sols ayant une perméabilité supérieure à 10^{-6} m/s. Cependant, dans des contextes géologiques contraints, à l'image des territoires où les terrains géologiques anté-quaternaires sont couverts par les formations limoneuses peu perméables. La performance de ces ouvrages demeure limitée. Leur capacité à assurer un bon fonctionnement hydrologique est remise en question. Par conséquent, les ouvrages d'infiltration, notamment les noues d'infiltration sans tranchées drainantes, sont écartés.

Pour lever ces verrous, la réponse hydrologique des noues au niveau des sols limoneux pléistocènes du Nord a été étudiée dans un cadre expérimental. Pour ce faire, un démonstrateur instrumenté a été conçu pour suivre en continu les niveaux d'eau, les paramètres physiques du sol et les données climatiques afin de caractériser la performance hydrologique de ces ouvrages en fonction de la surface active (S_a), de la perméabilité (K) et du degré de saturation initial (S_t). Une série de modélisations sur SWMM, calibrées sur les mesures sur site, ont permis de simuler la réponse hydrologique sous différentes séquences de pluie et sous différentes configurations (S_a , K , S_t), démontrant la capacité de ces aménagements à gérer des pluies de 20 mm sans débordement. Afin d'améliorer la réponse hydrologique des noues, l'effet de l'activité lombricienne sur l'évolution de la perméabilité a été étudié. Une amélioration significative, allant jusqu'à 310.8 % de la vitesse d'infiltration, a été observée pour les noues les moins perméables, améliorant par conséquent leur temps de vidange. Cette amélioration est moindre dans des sols marqués par des perméabilités supérieures, avec une amélioration moyenne de 35 % pour $K = 3 \cdot 10^{-6}$ m s⁻¹.

Parallèlement, une étude hydro-géophysique à base des méthodes VES et ERT, a été réalisée au niveau du site et dans les communes à proximité afin d'identifier le rôle de la lithostratigraphie sur les transferts verticaux dans la zone non saturée. Trois configurations lithostratigraphiques : LCS (Limon-Craie sénonienne), LTC (Limon-Tuffeaux-Craie sénonienne) et LCT (Limon-Craie turonienne) ont été décrites à partir de la résistivité des niveaux crayeux sous les limons.

Un faciès d'altération à l'interface limon-craie, dénommé marnettes, a été identifié, ainsi que son rôle dans la modification des écoulements par un ralentissement de l'infiltration des eaux pluviales dans les horizons crayeux. Sur la base de ces résultats, un nouveau modèle hydro-géophysique pour les sols limoneux a été développé, combinant les mesures de résistivité électrique par ERT et les simulations des écoulements en zone non-saturée, sur HYDRUS. Ce modèle a permis d'évaluer les variations spatio-temporelles de la teneur en eau ($R^2 = 0.78$) et d'évaluer la perméabilité non saturée ($R^2 = 0.79$) à partir de la résistivité électrique mesurée. Cette approche a été également utilisée pour estimer les variations de volumes d'eau infiltrés et stockés au droit des noues démontrant la contribution des noues à la recharge de la nappe de la craie.

Les résultats issus de ce travail apportent des réponses aux contraintes rencontrées par les gestionnaires et les services d'eau et assainissement pour la mise en place des aménagements de gestion durable et intégrée des eaux pluviales sans tranchées drainantes. Plusieurs pistes de recherche sont dégagées pour renforcer les orientations stratégiques en matière de gestion de l'eau.

Mots clés : Gestion durable et intégrée des eaux pluviales, noues, solutions fondées sur la nature, limon, performance hydrologique, infiltration, modèle hydro-géophysique

Abstract

In response to increasing urbanisation and the intensification of rainfall events associated with climate change, integrated stormwater management has become a critical component for enhancing the urban resilience to flood risks. The performance of low impact developments infrastructures relies on context-specific design, aligned with site-specific constraints and regulatory requirements. Current guidelines recommend the use of infiltration systems on soils with hydraulic conductivity exceeding 10^{-6} m/s. However, in geologically constrained settings, such as areas where pre-Quaternary geological formations are overlain by low permeability silt soils, the performance of these systems remains limited. Their ability to ensure effective hydrological functioning is thus challenged. As a result, infiltration-based solutions, especially swales without drainage trenches, are often systematically ruled out.

To overcome these limitations, the hydrological response of infiltration swales on Pleistocene silt soils in the northern region was studied experimentally. An instrumented field-scale demonstrator was designed to enable continuous monitoring of water levels, soil physical parameters et meteorological data. This setup allowed the assessment of swales hydrological response based on active surfaces (S_a), hydraulic conductivity (K) and initial soil water content (S_t). Simulations were made using SWMM, calibrated with field measurements, were conducted to explore the system response under various rainfall scenarios and design configurations. Results indicate that, under specific conditions, swales manage a 20 mm rainfall event without overflow. To enhance infiltration dynamics and therefore the swales hydrological response, the role of earthworm activity on soil permeability evolution was also investigated. Results showed a substantial increase in infiltration rate (up to 310.8%) in the least permeable swales, leading to significantly reduced drainage times. This improvement was less pronounced in soils with higher permeability (average increase of 35 % for $K = 3 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$).

Additionally, a hydro-geophysical survey, using VES and ERT approaches, was conducted both at the experimental site and in surrounding municipalities to investigate the influence of lithostratigraphy on unsaturated flow process. Three typical lithostratigraphic configurations: LCS (Loam-Senonien chalk), LTC (Loam-Landenian sand- Senonien chalk), LCT(Loam, Turonian chalk) were identified based on the resistivity of chalk layers beneath loess. Particular attention was given to the presence of marnettes, a weathered facies at the silt-chalk contact was identified and found to play a role in the vertical percolation into the underlying chalk

aquifer. Based on these findings, a novel hydro-geophysical modelling framework was developed for silt soils, integrating electrical resistivity tomography (ERT) data with unsaturated flow simulations (on HYDRUS). Through this model, spatiotemporal variability of water content ($R^2 = 0.78$) and unsaturated hydraulic conductivity ($R^2 = 0.79$) can be accurately estimated based on resistivity measurements. The model also enables the quantification of infiltrated and stored water volumes beneath swales, thereby assessing their contribution to groundwater recharge in chalk aquifers.

The results of this work provide actionable insights for water and sanitation authorities facing constraints in implementing integrated stormwater systems without drainage trenches. Key research directions are outlined to strengthen strategic frameworks for integrated water management.

Keywords : Integrated stormwater management, swales, nature-based solutions, loam, hydrological performance, infiltration, hydro-geophysical model

Remerciements

Au terme de ces 4 années de doctorat, je souhaite exprimer ma profonde gratitude à toutes celles et ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

Je souhaite tout d'abord remercier mon directeur de thèse, Jamal El Khattabi, pour son encadrement attentif, son exigence scientifique et la confiance qu'il m'a accordée depuis le début de ce projet. Ses orientations, ses conseils et sa capacité à créer les conditions favorables à la recherche ont été déterminants pour l'aboutissement de ce manuscrit.

Ma reconnaissance s'étend également à Ammar Aljer, dont l'expertise, la disponibilité et les échanges stimulants ont enrichi chaque étape de cette thèse. Leur complémentarité et leur soutien ont constitué un cadre scientifique idéal.

Je tiens à exprimer ma gratitude aux membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail. Mes remerciements vont à Marie-Christine Gromaire et Fabrice Rodriguez : leur temps, leur rigueur et leurs remarques ont permis d'améliorer la qualité du manuscrit et contribuent à la poursuite de mes réflexions scientifiques. Je remercie également la présidente du jury Chafika Djelal-Dantec et l'examinatrice Géraldine Picot pour leur remarques pertinentes et leurs contributions lors du jury. Mes remerciements vont également à Yannick Van Es et Hervé Canler pour vos contributions et votre appui tout au long de la thèse.

Je souhaite également remercier chaleureusement l'ensemble des membres du Laboratoire de Génie Civil et géo-Environnement. Vos conseils, votre aide technique, votre soutien logistique et la qualité des échanges au quotidien ont grandement facilité ce travail. Je remercie également les stagiaires qui ont contribué aux expérimentations de terrain, aux mesures, aux analyses ou au traitement des données.

Je tiens à adresser un remerciement spécial aux financeurs du projet, sans lesquels cette thèse n'aurait pu être menée à bien. Je remercie l'Agence de l'eau Artois Picardie, la Métropole Européenne de Lille et la Région Hauts-de-France (notamment Madame Bugner, chargée de mission à la région) pour l'appui et le soutien financier accordé au projet ETAGEP. Leur investissement dans la recherche scientifique constitue un appui essentiel au développement de démarches innovantes et à la production de connaissances nouvelles.

Je souhaite également remercier l'ensemble des partenaires et participants du projet, qu'ils soient institutionnels, industriels ou issus du terrain, notamment l'ADOPTA, le CEREMA, le collectif RES'EAU, ELLENY, le conseil de quartier et le conseil écologique local de Villeneuve d'Ascq. Votre collaboration, nos échanges sur les problématiques rencontrées et votre implication active dans le suivi du projet ont été précieux. Votre contribution concrète a permis de confronter les aspects théoriques aux réalités du terrain, enrichissant ainsi la portée de ce travail.

À mes collègues doctorants, post-doctorants et ATER, je souhaite témoigner de ma reconnaissance pour votre soutien, les discussions scientifiques, l'entraide quotidienne et les moments de convivialité qui ont jalonné ces années. Hadia et Mohammed, un grand merci pour votre présence et votre écoute, qui ont rendu cette aventure non seulement productive, mais aussi profondément humaine.

À mes amis, je vous adresse toute ma gratitude pour votre soutien, votre aide et vos encouragements, qui ont rythmé ces années de travail. Thami et Aymane, un grand merci pour votre présence, votre soutien, votre bienveillance et nos discussions tardives, ces éléments ont été une source de force et de motivation inestimable. Lucas, Fabien et Cassandra, merci pour ces tous ces moments partagés. Philippe et Éléa, nos discussions et votre expertise m'ont été d'une grande aide. Maxence, Coralie, Théo, Jean, Julien, merci pour tous ces moments chaleureux passés ensemble. Mes amis de Polytech, Valentin, Mathias et Hanane, merci pour votre bienveillance et ces instants partagés.

Enfin, mes plus sincères remerciements vont à ma famille, à ma sœur Iness et à mes parents. Votre soutien inconditionnel, votre patience et vos encouragements m'ont porté tout au long de ce parcours. Vous avez su me donner l'énergie nécessaire pour poursuivre. Merci pour tout, du fond du cœur.

Table des matières

Introduction générale.....	1
1. Mise en contexte.....	1
2. Projet de recherche	3
3. Objectifs de la thèse	3
4. Structure du manuscrit	4
Chapitre 1 : État de l'art	7
1. Gestion des eaux pluviales : Paradigme du tout-tuyau.....	8
1.1. Contexte historique	8
1.2. Impact du dérèglement climatique sur la ressource en eau	10
1.3. Impact de l'artificialisation des sols sur le cycle de l'eau en milieu urbain.....	11
2. Gestion durable et intégrée des eaux pluviales	13
2.1. Le changement de paradigme dans la gestion des eaux pluviales.....	13
2.2. Définition de la gestion durable et intégrée des eaux pluviales	14
2.3. Les bénéfices écosystémiques	14
2.4. Contexte réglementaire et gouvernance de la GDIEP en France	15
2.5. Recommandations sur les stratégies de mise en place des GDIEP en France	16
2.6. Les ouvrages de gestion durable et intégrée des eaux pluviales	18
3. Bilan hydrologique	24
3.1. Infiltration.....	24
3.2. Évapotranspiration	27
3.3. Dimensionnement des noues	29
3.4. Modélisation hydrologique	30
3.5. Évaluation des performances des aménagements GDIEP	31
Chapitre 2 : Matériels et Méthodes	35
1. Contexte géologique, hydrogéologique et climatique.....	36
1.1. Contexte géologique.....	36

1.2.	Contexte hydrographique	43
1.3.	Contexte hydrogéologique	43
1.4.	Contexte climatique.....	46
2.	Mise en place du site expérimental	46
2.1.	Choix du terrain.....	46
2.2.	Caractéristiques géométriques des noues	47
2.3.	Exigences techniques dans le Cahier des Clauses Techniques Particulières (CCTP).....	49
2.4.	Réalisation des travaux.....	50
2.5.	Végétalisation des noues	51
2.6.	Instrumentation du site	54
3.	Lithostratigraphie au droit du site ETAGEP	61
4.	Caractérisation physique des matériaux	62
5.	Évaluation in situ de la perméabilité	64
6.	Prédimensionnement des noues N6 et N11	65
7.	Conclusion.....	67
	Chapitre 3 : Réponse hydrologique des noues	69
1.	Introduction	70
2.	Méthodologie	72
2.1.	Instrumentation du site	72
2.2.	Géologie et hydrogéologie locale.....	73
2.3.	Perméabilité.....	73
3.	Résultats	76
3.1.	Suivi des données climatiques.....	76
3.2.	Estimation de l'évapotranspiration potentielle quotidienne.....	76
3.3.	Simulation de la réponse hydrologique des noues	78
3.4.	Étude de sensibilité de la performance hydrologique des noues.....	85

4. Discussion	98
5. Conclusion.....	100
Chapitre 4 : Amélioration de la performance hydrologique des noues d'infiltration par l'effet de l'activité lombricienne.....	
	101
1. Introduction	102
2. Méthodologie	106
2.1. Description du site d'étude.....	106
2.2. Végétation dans les noues	108
2.4. Perméabilité initiale.....	109
2.5. Simulation SWMM	109
3.1. Vitesse d'infiltration et temps de vidange.....	110
3.2. Évolution de la perméabilité	116
3.3. Simulation de l'impact des lombrics sur la réponse de la noue N6_2	118
3.4. Simulation d'un épisode orageux avec débordement.....	118
4. Discussion	120
5. Conclusion.....	122
Chapitre 5 : Application des méthodes d'investigation géophysiques non destructives pour la caractérisation hydro-géologique en appui à l'aménagement du territoire	
	123
1. Introduction	124
2. Méthodes géophysiques utilisées	124
2.1. Méthodes électriques.....	125
2.2. Le géoradar (GPR)	131
3. Méthodologie	135
3.1. Contexte géologique et hydrogéologique.....	135
3.2. Résistivité électrique	135
3.3. Caractérisation physique des échantillons.....	138
3.4. Essais de perméabilité	140
4. Résultats	142

4.1.	Analyse des propriétés physiques des échantillons.....	142
4.2.	Prospection géophysique au géoradar (GPR).....	148
4.3.	Sondages électriques verticaux SEV	150
4.4.	Sondages en tomographie de résistivité électrique (ERT)	158
5.	Discussion	164
5.1.	Caractérisation de la géologie et de l'hydrogéologie	164
5.2.	Le rôle des marnettes dans les hydrosystèmes régionaux	166
6.	Conclusion.....	170
Chapitre 6 : Suivi des flux d'infiltration et caractérisation du potentiel de recharge des nappes par des approches hydro-géophysiques		171
1.	Introduction	172
2.	Les approches hydro-géophysiques	173
3.	Méthodologie	175
3.1.	Modèle conceptuel hydro-géophysique	175
3.2.	Tomographie électrique 2D ERT	176
3.4.	Modélisation numérique HYDRUS	178
4.	Résultats	183
4.1.	Mesures des résistivités électriques.....	183
4.2.	Simulation des variations spatio-temporelles des teneurs en eau	186
4.3.	Couplage hydro-géophysique.....	189
4.4.	Bilan hydraulique	191
5.	Discussion	193
6.	Conclusion.....	194
Conclusions générales		195
Perspectives		201
Annexes		205
Bibliographie.....		216

Figures

Figure 1 : Prévisions des risques de sécheresse à l’horizon 2040 (World Resources Institute)	11
Figure 2 : Impact de l’artificialisation des sols sur le cycle de l’eau (Source : Lenormand, 2022).....	12
Figure 3 : Évolution des approches de gestion des eaux pluviales (Source : Cortier, 2018) ...	13
Figure 4 : Schéma descriptif d’une noue d’infiltration (Adopta, 2023).....	19
Figure 5 : Noues de la Cité Bruno à Dourges à gauche et de l’école Turgot à Lille à droite (Agence de l’eau Artois Picardie, 2023)	20
Figure 6 : Caractéristiques des toitures végétalisées (Adopta, 2023).....	21
Figure 7 : Exemples de toitures végétalisées à Rome (à gauche : Amii et al., 2025) et à l’université de Palerme (à droite : Pumo et al., 2025).....	21
Figure 8 : Exemple de chaussées à structure réservoir (issu de : Adopta, 2023)	22
Figure 9 : Modèle conceptuel de la « Ville Éponge » (Guo et al, 2024).....	23
Figure 10 : Bilan hydrologique schématique d’une noue d’infiltration	24
Figure 11 : Ordre de grandeur de la perméabilité pour différents types de sol (Musy et Soutter, 1991).....	25
Figure 12 : Hypothèse de Green-Ampt (Rawls et al., 2011)	26
Figure 13 : Diagramme résumant les méthodes de dimensionnement d’une (Fardel, 2019)...	30
Figure 14 : Simulation de la réponse hydrologique des ouvrages GDIEP pour des pluies de retour de 2 ans (Sehrawat et Shekhar, 2025).....	31
Figure 15 : Abattement volumique en fonction de la saturation initiale (Rijner et al., 2018)..	32
Figure 16 : Carte géologique schématique de la région Nord – Pas-de-Calais (BRGM)	36
Figure 17 : Corrélation à l’aide de la stratigraphie événementielle dans les craies du Turonien supérieur-Coniacien inférieur entre le Boulonnais, l’Artois et de la région de Lille d’après (à gauche) et Lithologie des craies du Turonien supérieur et du Coniacien inférieur au droit du forage du Campus de la Cité Scientifique à Villeneuve d’Ascq (Source : Amédéo et al. (2023))	37
Figure 18 : Coupe géologique du Nord Pas-de-Calais (Beckelynck & Kleszcz, 1981)	38
Figure 19 : Carte géologique de la région de Lille (BRGM)	41
Figure 20 : Carottages réalisés à la tarière, présence de granules de craie dans l’horizon limoneux (à partir de 2 m de profondeur), Cité Scientifique, Université de Lille	42

Figure 21 : Bassins versants en Artois Picardie (Agence de l'Eau Artois Picardie, 2019)	43
Figure 22 : Hydrogéologie du bassin Artois-Picardie (Source : Agence de l'eau Artois Picardie, 2019)	45
Figure 23 : Courbes isopièzes des hautes eaux (à gauche) et des basses eaux (à droite) de la nappe de la craie (Source : BRGM, 2009)	46
Figure 24 : Terrain expérimental retenu pour la construction des noues	47
Figure 25 : Profil en travers type des noues N6 ou N11	48
Figure 26 : Vues 3D et vue en plan du site expérimental	49
Figure 27 : Terrassement du site.....	50
Figure 28 : Finalisation des travaux du site expérimental.....	51
Figure 29 : Vues en plan et profil en travers type de la mise en place de la végétation dans les noues.....	53
Figure 30 : Vue en plan du positionnement de l'instrumentation sur le site	54
Figure 31 : Photographie des noues instrumentées et végétalisées	54
Figure 32 : Position du capteur de niveau d'eau	55
Figure 33 : Profil en travers type du positionnement des capteurs TDR et TDT	56
Figure 34 : Positionnement des capteurs GroPoint (teneur en eau) et ORP (Redox).....	57
Figure 35 : Profil en travers type du positionnement des sondes Redox	57
Figure 36 : Station météorologique installée sur le site	58
Figure 37 : Coffret avec boîtier d'acquisition	59
Figure 38 : Comparaison des températures moyennes quotidiennes, des humidités relatives et des pressions atmosphériques au niveau de la station ETAGEP et celle de Météo France à Lesquin	61
Figure 39 : Forages analysés à proximité du site ETAGEP	61
Figure 40 : Localisation des sites d'échantillonnage et coupe synthétique entre le site ETAGEP et le point de la Haute Borne	63
Figure 41 : Sites d'échantillonnage au Cap Blanc Nez (en haut), l'autoroute A1 à proximité de Seclin (en bas à gauche) et à la Haute Borne à Villeneuve d'Ascq (en bas à droite).....	63
Figure 42 : Essais Matsuo réalisés sur le site pour établir l'état initial	65
Figure 43 : Calcul par la méthode des pluies des volumes à stocker dans la noue N6	66
Figure 44 : Calcul par la méthode des pluies des volumes à stocker dans la noue N11	67
Figure 45 : Illustration des noues N11 (à gauche) et N6 (à droite) avec surfaces actives correspondantes	72

Figure 46 : Distribution de la granulométrie et classification des sols limoneux échantillonnés	73
Figure 47 : Configuration des surfaces actives et des noues sur SWMM.....	75
Figure 48 : Variation des paramètres climatiques	76
Figure 49 : Variation de l'évapotranspiration potentielle (PM FAO).....	77
Figure 50 : Comparaison de l'ET0 calculée sur le site ETAGEP à celle de la station météo Lille-Lesquin	78
Figure 51 : Niveaux d'eau mesurés dans la noue N11	79
Figure 52 : Niveaux d'eau mesurés dans la noue N6.....	80
Figure 53 : Simulation des niveaux d'eau de la noue N6 (à gauche) et N11 (à droite)	81
Figure 54 : Simulation des niveaux d'eau dans la noue N11, validation	82
Figure 55 : Simulation des niveaux d'eau dans la noue N6, validation	82
Figure 56 : Simulation des niveaux d'eau de pointe pour différentes configurations	85
Figure 57 : Résultats de simulations selon les différents scénarios	89
Figure 58 : Illustration du front d'humectation dans les horizons limoneux	90
Figure 59 : Résultats des simulations de l'effet du degré de saturation initial sur la réponse hydrologique selon les scénarios simulés.....	92
Figure 60 : Évolution de l'abattement du niveau d'eau et du volume stocké dans la noue en fonction des configurations et scénarios simulés	97
Figure 61 : Réponse hydrologique des noues pour les différents scénarios.....	99
Figure 62 : Bénéfices écosystémiques des lombrics (issu de Liu et al., 2019)	104
Figure 63 : Amélioration de la perméabilité selon l'espèce de lombrics (Pham et al., 2023)	105
Figure 64 : Reconstruction 3D des terriers des lombrics (jaune : premier plan, bleu : arrière-plan) dans des échantillons expérimentaux de sol (Extrait de Capowiez et al., 2015)	105
Figure 65 : Noue N11_1 avec <i>Petasites Hybridus</i>	107
Figure 66 : Variation des températures du sol en fonction de la profondeur (Noue N6_2) ...	109
Figure 67 : Hyétogramme du 10/11/2023 (à gauche) et du 20/11/2024 (à droite) avec les niveaux d'eau mesurés dans les noues de type N6.....	111
Figure 68 : Évolution de la vitesse d'infiltration dans les noues N1 pour les deux épisodes pluvieux.....	112
Figure 69 : Évolution des temps de vidanges des noues N1 pour les deux épisodes pluvieux	112
Figure 70 : Evolution de la vitesse d'infiltration dans les noues N6 pour les deux épisodes de pluie.....	113

Figure 71 : Évolution du temps de vidange dans les noues N6 pour les deux épisodes de pluie	114
Figure 72 : Evolution de la vitesse d'infiltration dans les noues N11_1 et N11_12 pour les deux épisodes de pluie.....	114
Figure 73 : Évolution du temps de vidange dans les noues N11_1 et N11_12 pour les deux épisodes de pluie	115
Figure 74 : Évapotranspiration potentielle quotidienne calculée par le modèle Penman Montheith pour la période allant de juillet 2023 à janvier 2025	117
Figure 75 : Simulation du niveau d'eau lors de l'épisode du 21/09/2023 (figure à gauche) et du 03/01/2024 (à droite).....	117
Figure 76 : Simulation du niveau d'eau en fonction de la perméabilité (épisode 20/11/2024)	118
Figure 77 : Simulation des niveaux d'eau en fonction de la surface active et des perméabilités	119
Figure 78 : Schéma de la profondeur d'investigation par VES en fonction de la géométrie du dispositif.....	126
Figure 79 : Schéma de répartition des points de mesure par ERT	127
Figure 80 : Les montages pour la prospection électrique.....	130
Figure 81 : Principe de fonctionnement du GPR (Faris et al., 2025).....	132
Figure 82 : Résistivimètre Terrameter LS connecté au boîtier ES1064C	136
Figure 83 : Localisation des investigations géophysiques et des sondages de vérification ...	137
Figure 84 : Localisation des sites d'échantillonnage et coupe synthétique entre le site ETAGEP et le point de la Haute Borne (en vert la craie sans les fluctuations de sommet) ...	139
Figure 85 : Sites d'échantillonnage au Cap Blanc Nez (en haut), l'autoroute A1 à proximité de Seclin (en bas à gauche) et à la Haute Borne à Villeneuve d'Ascq (en bas à droite).....	140
Figure 86 : Cellules œdométriques ayant servi pour l'évaluation de la perméabilité en laboratoire.....	141
Figure 87 : Mélange limon craie pour simuler les marnettes	141
Figure 88 : Résultats de la diffraction X	143
Figure 89 : Textures des échantillons de sol.....	144
Figure 90 : ACP des propriétés des échantillons et ensembles (E1 : Remblai limoneux, E2 : Lehm, E3 : Ergeron, E4 : Tuffeau).....	145
Figure 91 : ACP des propriétés des échantillons (valeurs moyennes).....	146

Figure 92 : Positionnement des scans GPR (Géoradar IDS TR 400 MHz) sur le site ETAGEP	148
Figure 93 : B scans traités du profil GPR1 (à gauche) et GPR2 (à droite) sur le site ETAGEP	149
Figure 94 : B scans traités du profil GPR3 (à gauche) et GPR4 (à droite) sur le site ETAGEP	150
Figure 95 : Extrait de l'échelle stratigraphique internationale (Dejonghe, 2006).....	151
Figure 96 : Résultats VES1 (LCS) sur le site ETAGEP	152
Figure 97 : Résultats VES2 et VES11 (LCS) au parc de Lezennes	152
Figure 98 : Résultats VES3, VES4 et VES5 (LCS) au COSEC, Cité Scientifique.....	153
Figure 99 : Résultats VES6, VES7 et VES8 (LTC) à proximité de l'IMT, Cité Scientifique	154
Figure 100 : Résultats VES9 (LTC), bassins d'infiltration de la Haute Borne	155
Figure 101 : Résultats VES10 (LTC), parc de Lezennes.....	156
Figure 102 : Résultats VES11 (LCT), IRCICA, Haute Borne	157
Figure 103 : Résultats VES12 (LCT), IRCIC et Haute Borne	158
Figure 104 : Panneau de résistivités mesurés montrant l'effet des murets séparant les noues	158
Figure 105 : Profil de tomographie du 19 juin 2024 réalisé le long des noues N11 et N6	159
Figure 106 : Profil de tomographie du 19 juin 2024 réalisé sur le terrain engazonné	159
Figure 107 : Évolution de la résistivité sous les noues N11 et N6 dans le temps.	161
Figure 108 : Profil tomographie électrique ERT4	161
Figure 109 : Profil tomographique ERT8.....	162
Figure 110 : Position des profils électriques ERT5 à ERT7	163
Figure 111 : Tomographie électrique 2D sur le terrain de sport du Cosec, limite stratigraphique (interface craie sénonienne – turonienne) en illustration en blanc	163
Figure 112 : Position du contour géologique corrigé par rapport à celui de la carte géologique	164
Figure 113 : Les 3 configurations LCS, LTC et LCT.....	165
Figure 114 : Profil ERT5	166
Figure 115 : Limite Limon-sénonien marquée par des fortes variations et présence des marnettes	167
Figure 116 : Figure : Evolution de la perméabilité du limon et des mélanges craie-limon ainsi que celui de la marnette avec positionnement des point équivalents à la charge correspondant aux épaisseurs du limon (en bleu)	168

Figure 117 : Contribution de l’horizon limoneux dans le maintien de la biodiversité.....	169
Figure 118 : Modèle hydro-géophysique établi pour un sable argileux et pour un sable (issu de Zou et al., 2023)	174
Figure 119 : Schéma conceptuel de l’approche hydro-géophysique proposée	176
Figure 120 : Profils de tomographie électrique 2D sur le site ETAGEP.....	177
Figure 121 : Résultats des essais de perméabilité sur limon et marnette	177
Figure 122 : Relation entre potentiel matriciel et teneur en eau volumique pour un limon sableux (issu de Saeidi et al., 2023)	178
Figure 123 : Précipitations et évapotranspiration potentielles quotidiennes.....	181
Figure 124 : Conditions aux limites implantés dans le modèle.....	183
Figure 125 : Profils électriques ERT, réalisés le 19/06/2024, au niveau des noues (en haut) et la zone engazonnée (en bas).....	184
Figure 126 : Variation de la résistivité électrique en fonction de la profondeur au niveau de la noue N11 (en haut à gauche), de la noue N6 (en haut à droite) et de la noue N1 (en bas)	185
Figure 127 : Validation des simulations par comparaison des teneurs en eaux mesurées et calculées	187
Figure 128 : Variations spatio-temporelles des teneurs en eau au droit des noues N11 (à gauche), N6 (au milieu) et N1 (à droite) pour la période allant du 19/06/2024 au 21/06/2024	188
Figure 129 : Résultats des simulations de la variation spatio-temporelle de la teneur en eau en fonction de la profondeur pour les trois noues N1, N6 et N11.....	189
Figure 130 : Modèle hydro-géophysique pour l’estimation de la teneur en eau volumique..	190
Figure 131 : Modèle hydro-géophysique développé pour l’estimation de la perméabilité non saturée.....	191
Figure 132 : Variation du stock d’eau dans le sol entre 0 et 2 m de profondeur.....	192
Figure 133 : Variation du stock d’eau dans le sol entre 1 et 2 m de profondeur	193
Figure 134 : Variation temporelle de la teneur en eau volumique selon la profondeur (cas de la noue N6_12).....	202
Figure 135 : Entrées des galeries de lombrics au sein d’un sol limoneux décapé	203

Tableaux

Tableau 1 : Surfaces actives pour chaque configuration de noue.....	48
Tableau 2 : Espèces végétales accueillies dans les noues du site ETAGEP	52
Tableau 3 : Bilan des capteurs installés sur le site	60
Tableau 4 : Synthèse des forages à proximité du site ETAGEP	62
Tableau 5 : Surfaces actives en fonction des configurations des noues	72
Tableau 6 : Paramètres du modèle SWMM.....	74
Tableau 7 : Évènements pluvieux avec leurs intensités moyennes et maximales	78
Tableau 8 : Coefficients NSE obtenus lors de la calibration et de la validation	80
Tableau 9 : Pourcentage de ruissellement superficiel sortant de la noue	81
Tableau 10 : Écart en termes de niveau d'eau entre les simulations et les mesures pour les noues N6 et N11	83
Tableau 11 : Écart en termes de temps de vidange entre les simulations et les mesures pour les noues N6 et N11	83
Tableau 12 : Configurations des noues simulés en termes de surfaces imperméabilisées	84
Tableau 13 : Valeurs de perméabilité et de potentiel de succion retenus (issu de Rossman, 2015).....	86
Tableau 14 : Espèces et densités de lombrics dans les noues (valeurs par noue).....	108
Tableau 15 : Tableau récapitulatif de l'évolution de la réponse hydrologique des noues	115
Tableau 16 : Données des précipitations des épisodes étudiées	116
Tableau 17 : Volumes de débordement et temps de vidange en fonction de la perméabilité des noues.....	120
Tableau 23 : Profondeur d'investigation médiane (Z_e), L est la longueur totale du dispositif, n est le facteur de séparation des dipôles (Edwards, 1977).....	128
Tableau 24 : Constantes diélectriques (ϵ_r mesuré à 100 MHz) de matériaux terrestres courants (Martinez and Byrnes, 2001).....	133
Tableau 25 : Caractéristiques des sondages VES et ERT.....	138
Tableau 26 : Minéralogie et calcimétrie des échantillons prélevés	142
Tableau 27 : Données granulométriques, analyses fraction argileuse et calcimétrie moyennes des horizons pédologiques	144
Tableau 28 : Analyse des données géotechniques des horizons limoneux.....	146
Tableau 29 : Propriétés mécaniques des matériaux crayeux	147
Tableau 30 : Propriétés géotechniques des marnettes et des matériaux crayeux	148

Tableau 31 : Paramètres hydrodynamiques du modèle élaboré sur HYDRUS	180
Tableau 32 : Hauteurs d'eau simulées selon les surfaces actives N6 et N1	181
Tableau 33 : Résultats de validation des teneurs en eau lors des simulations réalisées	186

Introduction générale

1. Mise en contexte

Confrontés aux activités anthropiques, notamment l'imperméabilisation grandissante, les sols sont menacés dans leurs fonctions écosystémiques (Xiao et al. 2020, Rosenberger et al. 2024). Cette imperméabilisation se traduit par la réduction des zones naturelles et des zones humides, impactant ainsi la biodiversité et le cycle de l'eau en limitant notamment la recharge des nappes phréatiques (O'Riordan et al. 2021, Vieillard et al. 2024). En Europe, l'artificialisation des sols ne cesse d'augmenter, progressant de 8.8% entre 1990 et 2006, ce qui représente une imperméabilisation de 2.3% de l'ensemble du territoire européen (Artmann, 2015). Les projections des Nations Unis (2018), estimaient à 68% la population urbaine à l'horizon 2050, contre 55% en 2018, accentuant ainsi la problématique de l'artificialisation des sols et ses conséquences environnementales.

L'imperméabilisation des sols, associée à l'extension des surfaces, accroît l'intensité du ruissellement, entraîne la surcharge des réseaux d'assainissement et accentue la sollicitation des stations d'épuration (STEP). Dans les situations extrêmes, ces pressions cumulées provoquent des inondations et des rejets pollués vers les milieux naturels, désignés sous le terme de rejets urbains de temps de pluie (Zhang et al., 2024). Les infrastructures étant incapables de traiter les volumes excédentaires, les gestionnaires s'appuient sur les ouvrages de tamponnement tel que les bassins d'orages pour réguler les débits dans le réseau, limitant ainsi les risques d'inondation. Cependant, ces ouvrages exigent la réalisation de travaux de construction de grande envergure et mobilisent de grandes quantités de matériaux, impactant le milieu naturel et le bilan carbone, et requièrent des coûts de réalisation, de fonctionnement, de gestion et de maintenance importants (Diogo et al. 2018, Cardoso et al. 2021). Malgré ces interventions, les systèmes mis en place restent limités face aux phénomènes orageux, notamment dans le contexte du dérèglement climatique, modifiant les tendances pluvieuses et augmentant l'intensité des pluies, et par conséquent, les risques d'inondation (Willems et al. 2012, Martel et al. 2021). Par ailleurs, lorsque les infrastructures urbaines ne disposent pas de systèmes de tamponnement ou sont sous-dimensionnés du fait de l'extension du milieu urbain, les rejets urbains en temps de pluie, fortement concentrés en polluants, impactent négativement les milieux récepteurs, ce qui représente un risque pour la biodiversité et la santé publique (Baah et al., 2015 ; Owolabi et al., 2022 ; Sojobi and Zayed 2022).

Pour faire face à ces problématiques de manière durable, La gestion durable et intégrée des eaux pluviales représente un levier stratégique (Krauss and Rippey, 2024 ; Wang et al., 2024). Cette approche repose sur une vision holistique et durable, apportant de nombreux bénéfices écosystémiques, contribuant notamment aux objectifs de neutralité carbone des accords de Paris et limitant l'impact du changement climatique sur la gestion des eaux pluviales (Zhai et al., 2023 ; Dougaheh et al., 2023 ; Choi et al. 2024). Les infrastructures de gestion durable et intégrée des eaux visent une gestion à la source (totale ou partielle) de l'eau pluviale, notamment par le stockage, l'infiltration et l'évapotranspiration des lames d'eau (Liu et al. 2015). Cette gestion repose sur l'infiltration au plus près du point de chute pour éviter le ruissellement sur des distances importantes qui s'accompagne d'une recharge en polluants. Parmi ces aménagements, les noues végétalisées se distinguent comme une solution adaptée au milieu urbain, apportant une multitude de bénéfices écosystémiques : elles permettent notamment de limiter le ruissellement et les risques d'inondation, de recharger les nappes phréatiques, de réintégrer la biodiversité et de limiter les effets des îlots de chaleur urbain (Eckart et al. 2017).

Pour autant, de nombreux freins empêchent le développement et la généralisation de ces solutions, spécifiquement dans les régions caractérisées par la présence de sols peu perméables, notamment les sols limoneux ou argileux (Marley et al., 2024). Les recommandations françaises préconisent, pour les noues d'infiltration, la mise en place de systèmes de drains/massifs lorsque la perméabilité est faible (Astee, 2024). Il est donc important d'évaluer expérimentalement la réponse hydrologique des noues d'infiltration sans massifs drainants dans ces zones pour caractériser l'influence des paramètres impactant le dimensionnement de ces ouvrages (Pumo et al., 2023).

Pour ce faire, le recours aux techniques douces, en s'appuyant sur les solutions fondées sur la nature, notamment la faune et la flore, peut représenter un atout majeur pour augmenter la perméabilité des sols, permettant de gérer des volumes d'eau plus importants et améliorant ainsi la performance hydrologique des noues (Ampoorter et al., 2011 ; Mehring et al., 2015 ; Nguyen et al. 2024 ; Pang et al. 2025).

Ce travail expérimental doit être renforcé de méthodes de reconnaissance in situ et en laboratoire intégrant les aspects climatiques, hydro-géologiques et hydro-géophysiques. Les résultats issus de cette approche interdisciplinaire permettent d'élaborer des modèles prédictifs fiables nécessaires à la gestion des eaux pluviales dans des contextes climatiques changeant

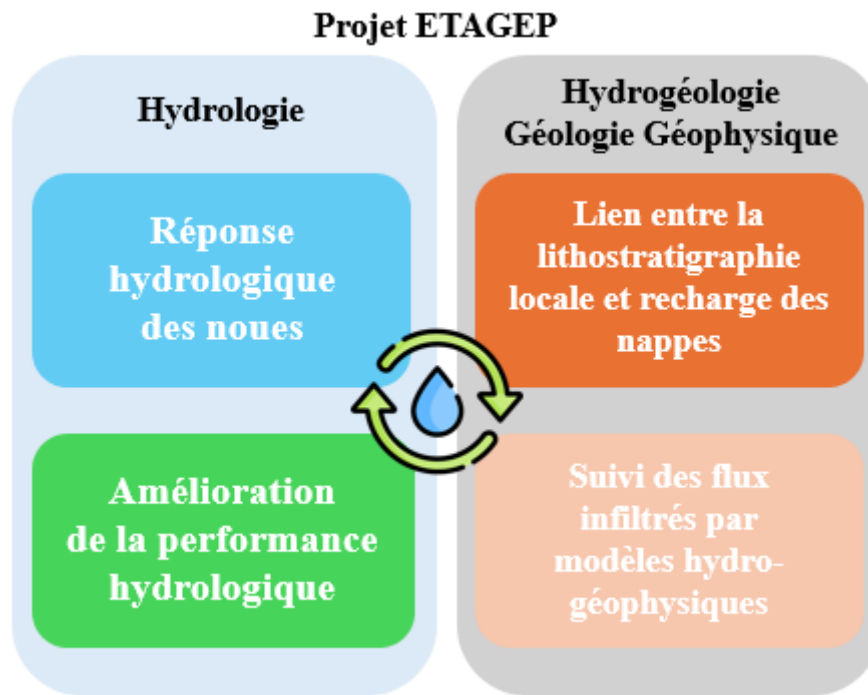
2. Projet de recherche

Cette thèse s'inscrit dans le cadre du projet ETAGEP (Étude des Techniques Alternatives de Gestion des Eaux Pluviales). Ce projet de recherche, financé par l'Agence de l'Eau Artois Picardie (AEAP), La Métropole Européenne de Lille (MEL) et la région Hauts-de-France (Région HdF), vise à étudier la performance hydrologique des aménagements de gestion durable et intégrée dans le contexte des sols peu perméables/hydromorphes. Pour ce faire, un site expérimental a été conçu pour évaluer la réponse hydrologique des noues d'infiltration dans les sols limoneux et d'établir le potentiel d'amélioration des ouvrages d'infiltration par l'effet combiné de la faune et de la flore. Les résultats recherchés visent à apporter des éléments de réponse sur le fonctionnement des noues dans les sols limoneux et des préconisations sur le dimensionnement et la conception de ces ouvrages selon les configurations urbaines (surfaces actives, perméabilité).

3. Objectifs de la thèse

Ce travail de thèse a pour but d'approfondir la compréhension de la réponse hydrologique des noues d'infiltration dans le contexte géologique marqué par la présence de sols limoneux peu perméables, et face aux enjeux hydro-climatiques. Ces objectifs se résument à :

- Concevoir un site expérimental pour suivre le fonctionnement hydrologique des noues par instrumentation (niveaux d'eau, paramètres physiques du sol, données climatiques) ;
- Étudier la réponse hydrologique des noues d'infiltration (précipitations, bassins versants, surfaces d'infiltration) ;
- Évaluer l'amélioration de la performance hydrologique par l'effet combiné de la faune (lombrics) et de la flore (végétation) ;
- Identifier le fonctionnement hydraulique des formations limoneuses qui couvrent le territoire des Hauts-de-France ;
- Développer un modèle hydro-géophysique pour le suivi de l'infiltration et le potentiel de recharge des nappes.



4. Structure du manuscrit

Le manuscrit est organisé en 6 chapitres :

- Le chapitre 1 est une synthèse bibliographique de la gestion durable et intégrée des eaux pluviales. Il présente l'évolution des paradigmes vers la gestion durable et intégrée, le cadre juridique et réglementaire. Le chapitre décrit également les bénéfices écosystémiques qu'apportent les aménagements de gestion durable et intégrée des eaux pluviales, le fonctionnement de ces ouvrages, les approches et outils de dimensionnement et de modélisation, ainsi que les performances hydrologiques et épuratoires des noues ;
- Le chapitre 2 présente une synthèse du contexte géologique, hydrogéologique et hydrographique du site d'étude et plus largement le contexte régional. Le site d'étude est décrit en détail, avec une description des exigences de réalisation des travaux, des capteurs retenus et la définition de l'état initial de l'ensemble des paramètres physiques ;
- Le chapitre 3 s'articule autour du suivi du fonctionnement hydrologique des noues expérimentales, de la calibration et de la validation du modèle hydrologique sur le logiciel SWMM. Le but de la modélisation est d'établir la réponse hydrologique des noues (en termes de hauteur et de volume d'eau dans les ouvrages) en fonction des précipitations, de la perméabilité, des surfaces actives et de la saturation initiale du sol ;

- Le chapitre 4 présente les résultats de l'impact de l'activité lombricienne sur l'amélioration de la performance hydrologique des noues.
- Le chapitre 5 présente une étude hydro-géophysique prenant en considération les variations lithostratigraphiques. Le but recherché est de caractériser le rôle hydraulique des limons par le suivi des flux de la surface à l'horizon crayeux ;
- Le chapitre 6 présente un modèle hydro-géophysique pour la caractérisation de la variabilité spatio-temporelle des flux et du potentiel de recharge des nappes. Les méthodes utilisées combinent des mesures, sur le site ETAGEP, de la résistivité électrique et des simulations numériques de l'infiltration des eaux pluviales au droit des noues.

Chapitre 1

État de l'art

1. Gestion des eaux pluviales : Paradigme du tout-tuyau

1.1. Contexte historique

La proximité des cours d'eau a historiquement guidé l'implantation des villes et villages. Leur développement et leur croissance ont été influencés par le réseau hydrographique, son potentiel et ses différents usages, notamment l'accès à l'eau, la consommation, l'hygiène, la force mécanique, le transport de personnes et de marchandises.

Les premiers systèmes de gestion des eaux sont apparus en Mésopotamie 6000 ans avant notre ère, durant la période d'Obeïd, avec des réseaux de canaux dédiés à l'acheminement de l'eau du Tigre et de l'Euphrate, confirmés par les vestiges archéologiques et les textes des périodes sumériennes et akkadiennes (Rost, 2017). La période allant de l'âge de bronze jusqu'au moyen âge a été marquée par le développement de systèmes d'adduction de l'eau, notamment les aqueducs de l'époque romaine, les khetaras en Afrique du Nord ou encore les qanats en Perse (Reculeau, 2025).

En France, entre le XVIème et le XVIIIème siècle, les cours d'eaux ont été peu à peu dallés puis couverts pour servir d'égout (Chocat, 1997). Cette invisibilisation de l'assainissement du tissu urbain a cependant posé un problème, notamment lors d'épisodes pluvieux intenses : les inondations révèlent les limites de ces infrastructures et leur impact matériel et sanitaire (Chocat, 1997).

Le premier règlement de police pour l'assainissement a été élaboré à la suite de la grande peste de 1348. Les besoins de plus en plus pressants au milieu du XVIIIème siècle de mise en place d'égouts pour collecter les eaux usées, le début de l'imperméabilisation et l'artificialisation avancée des milieux urbains au début du XIXème siècle (pavement et invention du macadam), et le mouvement hygiéniste du XIXème (suite aux épidémies de choléra lors du début de ce siècle), ont permis le développement du réseau d'assainissement dont le but est de collecter et acheminer rapidement les eaux loin du milieu urbain (Chocat 1997, Cortier 2018). La loi du tout-à-l'égout, votée en 1894, signe la généralisation de la mise en place des réseaux d'assainissement.

Le XXème siècle a été marqué par le paradigme de gestion des eaux pluviales et des eaux usées par la stratégie du « tout-tuyau », visant à drainer les eaux pluviales et les eaux usées dans un réseau d'assainissement pour être acheminées vers les stations d'épuration où elles seront traitées (traitement secondaire ou tertiaire en fonction des capacités et des technologies mises

en place dans les STEP). 2 approches de l'assainissement urbain se sont développées : les réseaux unitaires et les réseaux séparatifs.

Les réseaux unitaires sont un mode d'assainissement conçu pour collecter et acheminer aux STEP les eaux pluviales et les eaux usées dans une seule et unique canalisation. Les eaux pluviales, moins polluées, se trouvent alors mélangées aux eaux usées, très chargées. Les volumes acheminés aux STEP doivent donc être traités pour éviter des rejets pollués en milieu naturel. Cependant, lors d'évènements orageux importants, les canalisations sont fortement sollicitées, et les volumes à drainer (principalement les eaux de ruissellement) dépassent les capacités des réseaux, notamment du fait d'un dimensionnement calé sur une pluie de retour spécifique et des apports importants par les surfaces des bassins versants drainés. La STEP de Marquette-Lez-Lille, à laquelle est acheminée une partie des volumes des réseaux d'assainissement provenant de la métropole lilloise (principalement unitaire), traite aujourd'hui volumétriquement 2/3 en eau pluviale et 1/3 en eau usée (Métropole Européenne de Lille, 2024). Pour répondre à cette problématique, et limiter les conséquences des débordements des réseaux (inondations urbaines, odeurs, pollutions, ...), les déversoirs d'orage et les bassins de tamponnement sont mis en place pour limiter le pic de débit dans les réseaux, maintenir un bon fonctionnement de la STEP, réduire les risques d'inondations urbaines et éviter les rejets pollués dans le milieu naturel (Acheampong, et al., 2023). Cependant, la mise en place de ces ouvrages présente des inconvénients, notamment la nécessité d'une emprise au sol importante, des quantités de béton et de matériaux de construction conséquents, un entretien et une maintenance accrues pour éviter les dysfonctionnements, et l'obligation d'intégrer un système de déversement avec trop-plein pour renvoyer les volumes excédentaires, qui plus est pollués, dans le milieu naturel sans traitement, impactant négativement l'environnement biophysique (Zhang et al., 2024).

Les réseaux séparatifs sont conçus pour acheminer, séparément, les eaux pluviales (rejetées directement dans le milieu naturel) et les eaux usées (envoyées aux STEP pour un traitement avec rejet). Cette conception, comparée aux réseaux unitaires, a pour avantage une meilleure régulation des débits de pointe dans les réseaux et une réduction des volumes à traiter en STEP (Beckers et al., 2018). Cependant, ce mode de gestion est confronté à d'autres problématiques, notamment les travaux et les coûts de réalisation importants, une démultiplication du suivi et de l'entretien des réseaux et n'apporte pas de réponse aux problématiques relatives au dérèglement climatique et son impact sur les régimes pluviométriques, et par conséquent sur les risques d'inondation accrus.

1.2. Impact du dérèglement climatique sur la ressource en eau

Le changement climatique est un défi majeur pour l'environnement, impactant les systèmes physiques et biologiques (IPCC, 2007). La fonte accélérée des glaciers des dernières années a marqué un tournant dans la prise de conscience collective sur l'impact du réchauffement climatique, lançant ainsi l'alerte sur les risques relatifs à la réduction des ressources hydriques et de la montée des niveaux des océans : La fonte des glaciers a atteint 600 Gt en 2023, la perte la plus élevée des 50 dernières années (WHO, 2023). A cela s'ajoute l'enregistrement des records de températures.

Le groupe du GIEC a spécifiquement identifié la ressource en eau comme un point majeur de vulnérabilité (Lenormand, 2022). Le réchauffement climatique perturbe les cycles hydrologiques et a un impact sur la fréquence et l'intensité des précipitations et des événements orageux (Wasko et al., 2021 ; Ficklin et al., 2022). L'analyse des inondations de la période 2010-2013 a montré que sur 22 cas d'inondations étudiées, 64 % de ces événements ont été affectés par le changement climatique (Hirabayashi et al., 2021). D'ici 2050, la crue centennale actuelle pourrait survenir deux fois plus souvent sur 40 % de la surface du globe, 450 millions de personnes seraient exposés à une fréquence d'inondation doublée et le risque d'inondation mondial augmenterait de 187 % par rapport au scénario pré-développement (Arnell et Gosling, 2016). L'augmentation de l'intensité et la fréquence des régimes pluviométriques pose un réel problème pour la gestion des eaux pluviales. Les réseaux d'assainissement, fortement sollicités, n'ont pas été dimensionnés pour gérer des épisodes pluvieux encore plus intenses, ce qui représente un risque accru d'occurrence d'inondations urbaines. Des projections indiquent que, dans le scénario climatique le plus défavorable, le changement climatique pourrait entraîner une augmentation de 12 à 18 % de la fréquence, du volume et de la durée des débordements des réseaux d'assainissement (Tavakol-Davani et al., 2016).

Le changement climatique participe également à l'augmentation de l'occurrence de périodes de sécheresses (Figure 1), impactant la ressource en eau et réduisant ainsi sa disponibilité (Qui et al., 2023). Cela se traduit par la baisse des niveaux des cours d'eau. Ainsi, en 2023, 45% des rivières dans le monde montraient un débit faible ou très faible comparé aux valeurs moyennes de la période 1990-2010 (WHO, 2023). Une autre conséquence est la baisse des niveaux des nappes phréatiques. Les périodes de sécheresses étant plus longues et plus fréquentes limitant par conséquent la recharge des nappes, couplées à une exploitation croissante de la ressource souterraine, ce qui se traduit par une réduction drastique de leur potentiel (Dams et al., 2012 ; Secci et al., 2021 ; Dehghani et al., 2022).

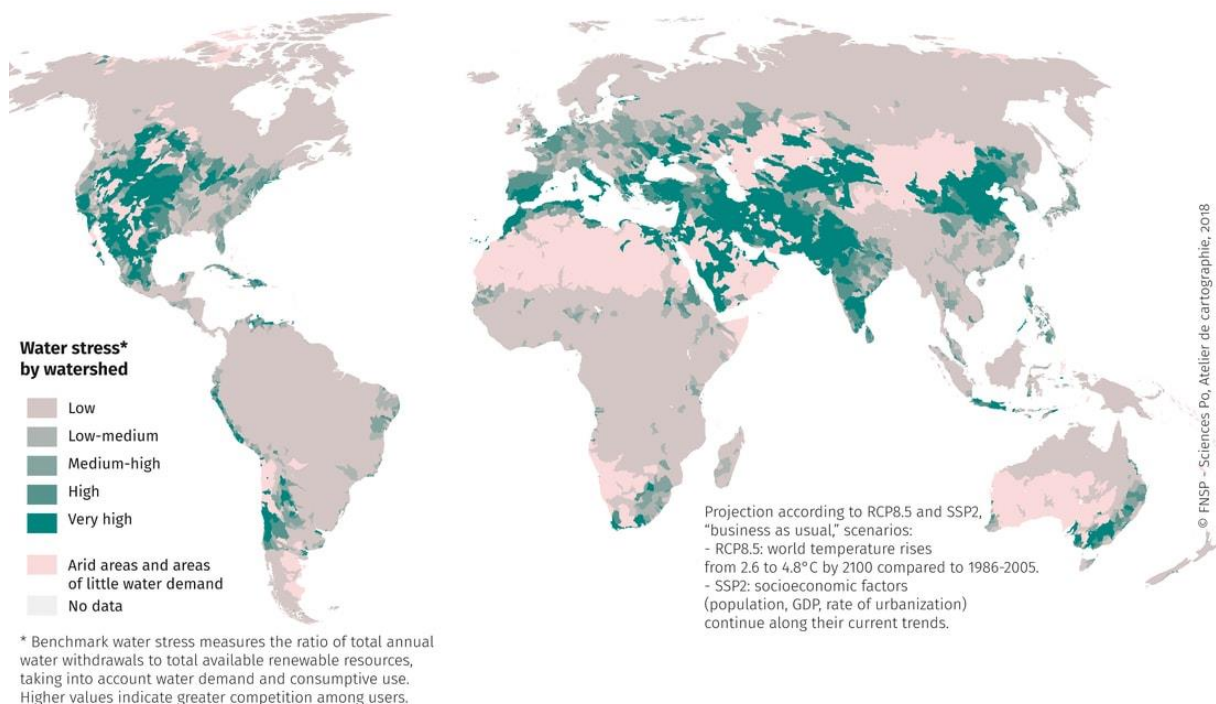


Figure 1 : Prévisions des risques de sécheresse à l'horizon 2040 (World Resources Institute)

1.3. Impact de l'artificialisation des sols sur le cycle de l'eau en milieu urbain

Le cycle naturel de l'eau est affecté par un autre phénomène, celui de l'artificialisation des sols. Le développement des activités économiques, la densification du tissu urbain et la croissance démographique contribuent à une occupation extensive et permanente des sols (Scalenghe et Marsan 2009). Cette artificialisation des sols est définie en France, dans la loi Climat et Résilience de 2021, comme « l'altération durable de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol, en particulier de ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques, ainsi que de son potentiel agronomique par son occupation ou son usage ». La ramification continue des milieux urbains et périurbains se traduit par une imperméabilisation des sols, notamment du fait de la construction d'infrastructures routières, de bâtiments et de zones industrielles et logistiques. Cette artificialisation menace les fonctions écosystémiques des sols (Xiao et al. 2020, Rosenberger et al. 2024) et se traduit par la réduction des zones naturelles et des zones humides, impactant ainsi la biodiversité et le cycle de l'eau en limitant notamment la recharge des nappes phréatiques (O'Riordan et al. 2021, Vieillard et al. 2024). En Europe, l'artificialisation des sols ne cesse d'augmenter, elle a progressé de 8.8% entre 1990 et 2006, ce qui représente une imperméabilisation de 2.3% de l'ensemble du territoire européen (Artmann, 2015). Les projections des Nations Unis (2018), estimaient à 68% la population urbaine à l'horizon 2050, contre 55% en 2018, accentuant ainsi la problématique de l'artificialisation des sols et ses

conséquences environnementales dans les années à venir. L'impact financier de l'artificialisation des sols et de sa dégradation est estimé à 56 milliards de dollars par an en Europe (EEA, 2006).

L'imperméabilisation modifie le fonctionnement hydrologique naturel des sols (Pistocchi et al., 2015) : elle limite l'infiltration et l'évapotranspiration des sols, provoquant ainsi un ruissellement plus intense, une saturation plus rapide des réseaux d'assainissement et une forte sollicitation des stations d'épuration, aggravant ainsi les problématiques de gestion de l'eau, perturbant le cycle naturel de l'eau et augmentant par conséquent les risques d'inondation (Figure 2).

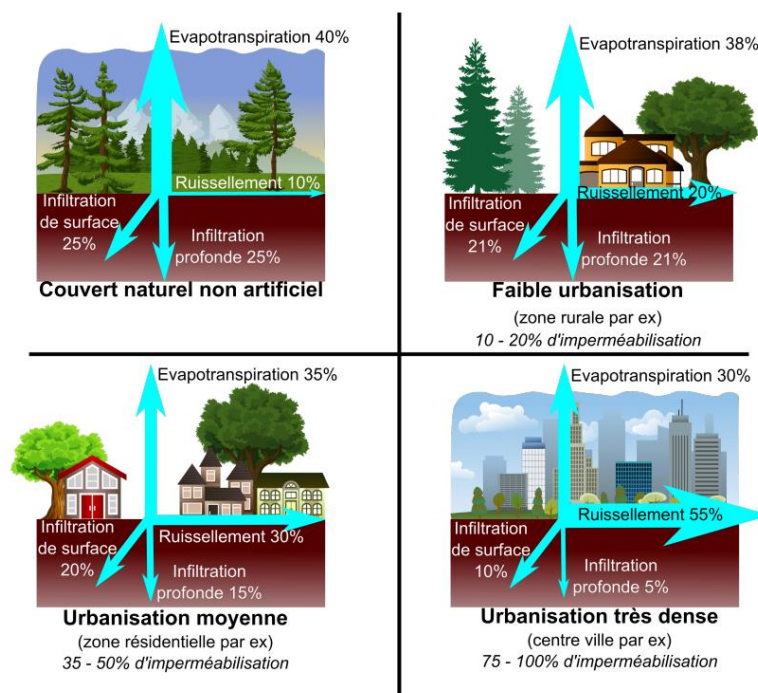


Figure 2 : Impact de l'artificialisation des sols sur le cycle de l'eau (Source : Lenormand, 2022)

Elle affecte également la qualité des eaux ruisselées par des apports plus importants de polluants en lien avec les activités anthropiques (Béchet et al., 2017) et augmente les risques d'érosion des sols et la perte de leur qualité agronomique (Ferreira et al., 2021). L'imperméabilisation intensifie également l'impact des îlots de chaleur urbains et contribue à la réduction de la biodiversité et des milieux naturels (Piotrowska-Długosz et Charzyński, 2015).

2. Gestion durable et intégrée des eaux pluviales

2.1. Le changement de paradigme dans la gestion des eaux pluviales

Le changement climatique, combiné à l'artificialisation ininterrompue des sols, engendre des phénomènes préjudiciables pour l'environnement et le vivant. Ce constat alarmant demande une réponse holistique et durable en matière d'aménagement urbain.

« Aujourd'hui, l'eau est perçue comme un patrimoine qu'il convient de protéger et de gérer de façon globale et durable », cet énoncé du rapport du CERTU « La ville et son assainissement » (2003), marque le changement de paradigme dans la gestion de l'eau et de l'assainissement en France au début du XXI^{ème} siècle : les transformations à l'échelle mondiale, conséquence de l'impact du changement climatique et de l'urbanisation croissante ont amené les décideurs à remettre en question l'approche classique « tout-tuyau », favorisant ainsi l'émergence d'une approche holistique et durable : la gestion durable et intégrée des eaux pluviales (Figure 3).

	Approche	Constat	Réponse	Objectif s	Pratiques de gestion des eaux pluviales	Terminologie	
1950 ←	Hygiéniste	Eaux usées et pluviales responsables d'inondations et d'épidémies.	Collecter et évacuer le plus vite hors des villes. Rejet direct au milieu récepteur.	Quantité	1894 : Loi sur le tout-à-l'égout 1949 : Circulaire CG1333	France	Etranger
1960							
1970	Hydraulique Environnementaliste	Augmentation des débits liée à l'urbanisation. Saturation des réseaux anciens en centre ville.	Régulation des débits pluviaux (bassins de rétention). Réseaux séparatifs.	Quantité	Villes nouvelles	Techniques alternatives	Best Management Practice (BPM)
1980				Usages de l'eau	1977 : Instruction technique 77/284		
1990		Dégradation de la qualité des milieux récepteurs. Coût et difficulté de mise en œuvre des bassins	Approche qualitative des eaux pluviales et de leurs impacts. Intégration des techniques dans les projets urbains (bassins, techniques alternatives)	Quantité Usages de l'eau Qualité	1982 : Première réglementation de rejet 1994 : Manuels : -Azzoult et Al. (TA) -Bergue et Ruperd (bassins)		
2000	Intégrée	Incapacité à résoudre les problèmes de pollution et d'inondation. Insuffisante maîtrise de l'imperméabilisation et de ses conséquences	Fin de la vision sectorisée de l'assainissement. Protection de la ressource en eau et des milieux récepteurs. Techniques alternatives et prise en compte de l'aménagement urbain pour la gestion des eaux urbaines.	Quantité	2001 : Directive cadre sur l'eau 2003 : La ville et son assainissement	Contrôle à la source	SUDS / WSUD / LID
← 2010				Usages de l'eau Valorisation de l'eau en ville Qualité Biodiversité Réutilisation			

Figure 3 : Évolution des approches de gestion des eaux pluviales (Source : Cortier, 2018)

2.2. Définition de la gestion durable et intégrée des eaux pluviales

La gestion durable et intégrée des eaux pluviales (GDIEP) est l'approche appropriée pour une gestion durable de la ressource en eau, permettant de s'affranchir de la logique « tout-tuyau ». Elle vise à gérer l'eau pluviale à la source, c'est-à-dire au plus près de son point de chute, en vue de retrouver un fonctionnement hydrologique similaire à la situation de pré-développement (Ahiablame et al., 2012). Cette approche se base sur la décentralisation de la gestion de l'eau en ville, le rétablissement des cycles naturels et de promouvoir une économie et une utilisation circulaire et raisonnée tout en continuant de remplir les objectifs primaires de l'assainissement urbain, notamment l'hygiène publique, la protection contre les inondations et la lutte contre la pollution (Eckart et al., 2017). La gestion intégrée trouve notamment ses principes dans les solutions dites fondées sur la nature, identifiées par le GIEC comme solutions participant à l'atténuation et à l'adaptation face aux effets du changement climatique (Lenormand, 2022).

Cette approche s'est développée à l'échelle mondiale, avec des dénominations différentes selon les pays : Techniques Alternatives « TA » et Gestion Durable et Intégrée des Eaux Pluviales « GDIEP » en France, Low Impact Development « LID » et Best Management Practices « BMP » en Amérique du Nord, Sustainable Urban Drainage Systems « SUDS » au Royaume-Uni, Water Sensitive Urban Design « WSUD » en Australie, « Sponge City » en Chine (Fletcher et al., 2015 ; Li et al., 2019). Cette diversité des dénominations reflète une profondeur d'appropriation des concepts de gestion durable des eaux pluviales et une intégration avancée de ses principes dans les orientations stratégiques et les politiques nationales d'aménagement et de planification urbaine.

2.3. Les bénéfices écosystémiques

La gestion durable et intégrée des eaux pluviales apporte une multitude de bénéfices écosystémiques (Eckart et al., 2017). Les apports de ces infrastructures durables sont construits autour d'une vision holistique et durable, intégrant les aspects techniques, économiques, sociaux et environnementaux, visant ainsi à limiter les ruissellements et les débits de pointe, les risques d'inondations et les rejets pollués, préserver l'alimentation naturelle des nappes et des cours d'eau, réduire l'effet des îlots de chaleur urbains, revégétaliser les milieux urbains fortement imperméabilisés, réduire les coûts relatifs à la gestion de l'eau et de l'assainissement, améliorer la qualité de vie en milieu urbain, limiter les coûts de gestion des eaux pluviales, développer un aménagement urbain plurifonctionnel et renforcer la cohésion sociale par la mise en place d'espaces partagés multiusages (Dietz, 2007 ; Meerow et al., 2021 ; Wang et al., 2022).

2.4. Contexte réglementaire et gouvernance de la GDIEP en France

La gestion durable et intégrée des eaux pluviales s'inscrit dans un cadre légal et réglementaire avancé et bien défini. Les textes réglementaires relatifs à la mise en place de ces ouvrages ont évolué lors des 30 dernières années pour prendre en compte les évolutions du cadre juridique, des connaissances théoriques et techniques sur le sujet et les retours d'expériences (maîtrise d'ouvrage, maîtrise d'œuvre, aménageurs, usagers). Ce cadre réglementaire s'articule, en France, autour des textes suivants :

- Article 10 de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, codifié aux articles L 214-1 à L 214-6 du code de de l'environnement) relatif à la soumission à autorisation ou déclaration lors de travaux impactant la ressource en eau ;
- Article 31 de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, codifié à l'article L 211-7 du code de l'environnement, relatif à la réalisation d'études, de l'exécution et l'exploitation de travaux impactant la ressource en eau ;
- Article 35 de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, remplacé par les articles L2224-8, L2224-10 à L2224-12 du code général des collectivités territoriales, relatif à la mise en place du zonage d'assainissement pluvial pour la gestion de l'eau pluviale ;
- Directive Cadre sur l'Eau du 23 octobre 2000, relative à la mise en place d'un cadre commun pour une politique avancée dans le domaine de l'eau (transposition dans le code de l'environnement, articles L. 212-1 à L.212-11) ;
- Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) ;
- NF EN 16941-1 de Janvier 2018, « Réseaux d'eau non potable sur site – Partie 1 : systèmes pour l'utilisation de l'eau de pluie » ;
- Loi n°2020-105 du 10 février 2020, relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire ;
- Décret n° 2021-807 du 24 juin 2021, relatif à la promotion d'une utilisation efficace, économe et durable de la ressource en eau, en application de l'article L. 211-1 du code de l'environnement ;
- Loi Climat et Résilience, adoptée en août 2021, relative aux objectifs de Zéro Artificialisation Nette (ZAN) ;
- Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) 2022-2027
- Décret n° 2023-835 du 29 août 2023, relatif aux usages et aux conditions d'utilisation des eaux de pluie et des eaux usées traitées ;

- Décret n° 2024-796 du 12 juillet 2024, relatif à des utilisations d'eaux impropres à la consommation humaine ;
- Arrêté du 12 juillet 2024, relatif aux conditions sanitaires d'utilisation d'eaux impropres à la consommation humaine pour des usages domestiques pris en application de l'article R. 1322-94 du code la santé publique.

L'intégration et la mise en œuvre de la GDIEP aux différentes échelles de planification territoire s'inscrivent dans une approche globale, qui s'appuie sur les outils de planification de l'échelle nationale à locale pour traduire les objectifs de la GDIEP dans les projets d'aménagement (Le Coustumer, 2008). A l'échelle nationale, le code de l'urbanisme représente le socle juridique pour encadrer l'aménagement hydraulique. A l'échelle du grand bassin hydrographique, les Schémas Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), adoptés par les comités de bassin, définissent les orientations stratégiques en matière de gestion de l'eau. Ces orientations sont déclinées de manière plus opérationnelle à l'échelle du bassin versant dans les Schémas d'Aménagement et de Gestion de l'Eau (SAGE), en fixant notamment des prescriptions relatives à la GDIEP. Ces documents encadrent la gestion de l'eau et son application au niveau territorial dans les Schémas de Cohérence Territoriale (SCOT), assurant ainsi une articulation entre les politiques de l'eau et les politiques urbaines. La mise en œuvre de ces orientations au niveau local est assurée par les Plans Locaux d'Urbanisme, dans lesquels l'encadrement de la mise en place de la GDIEP est défini, voire imposé, en prenant en compte les spécificités à l'échelle communale ou intercommunale. A noter que ces orientations stratégique en matière de gestion de l'eau intègrent également les objectifs de renforcement de la résilience des territoires face au changement climatique, tels qu'ils sont définis dans les Schémas Régionaux d'Aménagement, de Développement Durable et d'Égalité des Territoires (SRADDET) au niveau régional, ou encore le Plan Climat Air Environnement Territorial (PCAET) à l'échelle intercommunale.

2.5. Recommandations sur les stratégies de mise en place des GDIEP en France

La mise en place de des ouvrages de GDIEP s'inscrit également dans les préconisations de l'Organisation des Nations Unies en répondant aux problématiques relatives aux objectifs du développement durable, plus spécifiquement aux objectifs n°6 (eau propre et assainissement), n°11 (villes et communautés durables) et n°13 (lutte contre le changement climatique) (Lenormand, 2022).

En France, et pour répondre aux problématiques relatives à la mise en place de la gestion durable et intégrée des eaux pluviales, les collectivités territoriales ont mis en place une stratégie fondée sur plusieurs axes, notamment la gestion à la source dans les zones urbanisées et les nouveaux projets urbains, la mise en place de projets « pilotes » de GDIEP, l'application des contraintes réglementaires pour rendre la gestion obligatoire pour les nouveaux projets, et le déploiement de subventions et conseils techniques (Chouli, 2006). A cet égard, la Cour des Comptes (2024) a étudié les stratégies d'adaptation des villes au changement climatique et a sorti plusieurs recommandations en se basant notamment sur les études du GIEC. Elle indique, dans son rapport, que le changement climatique serait à l'origine des difficultés nouvelles dans l'approvisionnement en eau potable et d'un risque accru d'inondation. Elle recommande une meilleure coordination entre stratégies nationales et locales d'adaptation au changement climatique, notamment pour la gestion des eaux pluviales, par une meilleure articulation des stratégies nationales aux volets Plan Climat Air-Énergie Territorial (PCAET). Elle encourage une implication renforcée des communes via des stratégies communes avec les intercommunalités et appelle à intégrer les investissements liés à la GDIEP dans les budgets locaux avec un suivi rigoureux. Enfin, elle insiste sur la nécessité d'inclure des mesures de protection des écosystèmes et de végétalisation dans toutes les stratégies locales.

La mise en place d'une gestion durable et intégrée des eaux pluviales est soutenue en France, par les Agences de l'Eau, chargées de mettre en œuvre la politique nationale de l'eau et des milieux aquatiques au niveau des bassins hydrographiques. Elles mettent en place des programmes pluriannuels d'intervention sur le domaine de l'eau, dans lesquels s'inscrivent les objectifs de mise en place des stratégies GDIEP à l'échelle du bassin. Elles participent financièrement aux projets visant à mettre en place des aménagements GDIEP menés par des collectivités ou des entreprises (Agence de l'eau Artois Picardie, 2024). Ces incitations financières participent au déploiement à grande échelle d'une gestion à la source des eaux pluviales, répondant ainsi aux recommandations françaises sur les stratégies de mise en place des politiques de GDIEP.

A l'échelle métropolitaine, La Métropole Européenne de Lille, dans son PCAET, a identifié 3 ambitions et 10 priorités visant à intégrer la conception durable dans l'aménagement urbain pour un territoire résilient, notamment en favorisant un aménagement durable (Priorités n° 3 et n° 8), en mettant en place une gouvernance portée vers la coopération interterritoriale et internationale (Priorité n° 9) tout en mobilisant des moyens financiers à la hauteur des ambitions du PCAET (Priorité n° 10).

Le CESER Hauts-de-France (2022) a fixé 6 grands enjeux transversaux pour la gestion de l'eau et sa gouvernance dans la région Hauts-de-France, dont :

- L'investissement dans les infrastructures vertes et bleues, en vue d'atteindre un bon état écologique des milieux aquatiques, de développer les bénéfices écosystémiques de ces infrastructures et de développer les capacités de recherche dans le domaine du changement climatique et de ses impacts sur la gestion des ressources en eau ;
- L'adaptation de la gestion de l'eau à la situation territoriale, en intégrant les enjeux des SDAGE dans les SRADDET et les enjeux inter-régionaux/transfrontaliers de la gestion de la ressource en eau, la planification, l'accompagnement et la structuration de la gouvernance des projets et y associer la société civile.

2.6. Les ouvrages de gestion durable et intégrée des eaux pluviales

Les ouvrages de gestion durable et intégrée des eaux pluviales sont classés en 3 catégories (Bacot et al., 2022) : les solutions végétalisées de surface (tels que les noues et les jardins de pluie), les ouvrages enterrés (puits et tranchées d'infiltration, chaussée réservoir, bassin enterré) et les revêtements poreux et drainants (béton et pavés poreux, bandes enherbées).

Ces ouvrages de gestion à la source interviennent dans les processus hydrologiques et répondent à 6 processus principaux, à savoir le stockage et la rétention des volumes précipités au plus près de leur point de chute, l'infiltration des lames d'eau pour tendre vers un fonctionnement hydrologique naturel, la désimperméabilisation des sols fortement artificialisés, le transport des volumes d'eau gérés en fonction des stratégies de gestion, le prétraitement des lames d'eau collectées et enfin la dépollution par des approches de biorétention et de phytoremédiation (Kanso, 2021).

Dans ce qui suit, seront détaillés certains ouvrages et le principe de leur fonctionnement. Il s'agit des noues, des toitures végétalisées et des chaussées à structure réservoir.

2.6.1. Noues

Les noues sont des aménagements visant à collecter et infiltrer les eaux pluviales (Figures 4 et 5). La conception géométrique de ces espaces végétalisés est caractérisée par des pentes latérales faibles et une faible profondeur (Stagge et al., 2012). Les paramètres de conception des noues sont la section de la noue (trapèze, parabole, triangle, rectangle), la longueur, la largeur, les pentes longitudinales et transversales (Fardel, 2019). Le profil en long de la noue

peut être continu, suivant la pente longitudinale, soit délimité par des redans, pour optimiser les fonctions de stockage et d'infiltration de ces ouvrages, et limiter par conséquent le ruissellement voire le débordement en aval (Liu et al., 2021). Les noues sont engazonnées et/ou plantées, avec une végétation adaptée pour assurer leur durabilité (Chen et al., 2023).

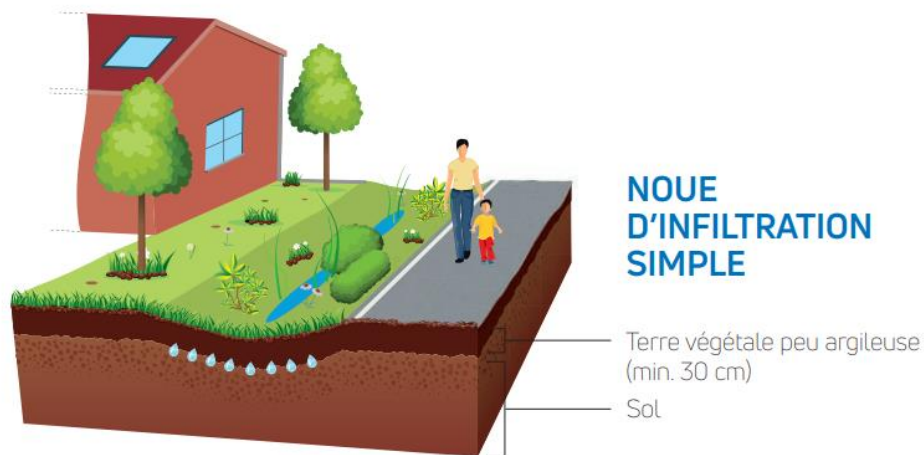


Figure 4 : Schéma descriptif d'une noue d'infiltration (Adopta, 2023)

Les noues sont classées en 3 catégories, à savoir les noues de transport, les noues de stockage, et les noues de stockage et rétention (Grommaire et al., 2013). Ces ouvrages permettent de gérer à la source les eaux pluviales par stockage, infiltration et évapotranspiration des lames d'eau collectées (Stagge et al., 2012).

Ce type d'ouvrages réduit les volumes de ruissellement, permettant ainsi de limiter les débits de pointe et les risques d'inondation (Zaout et Andradóttir, 2021). La très bonne intégration paysagère des noues dans le milieu urbain, et l'aspect plurifonctionnel de ces ouvrages font des noues une solution adaptée pour gérer l'eau pluviale à la source au niveau des voiries (Eben et al., 2024). Les noues permettent également de recharger les nappes phréatiques et de dépolluer les eaux pluviales (Gavrić et al., 2019).



Figure 5 : Noues de la Cité Bruno à Dourges à gauche et de l'école Turgot à Lille à droite (Agence de l'eau Artois Picardie, 2023)

Leur dimensionnement dépend de la pluie de retour à gérer, de la perméabilité du sol et de la surface active totale à prendre en compte (Ekka et al. 2024). Le résultat de ce dimensionnement permet de fixer le volume total de la noue et son profil géométrique (Hunt et al., 2020). Ces paramètres sont alors adaptés en fonction des contraintes géométriques, techniques et réglementaires du projet.

2.6.2. Toitures végétalisées

Dans les milieux urbains denses, les toitures végétalisées représentent un aménagement GDIEP adapté aux contraintes spatiales. Ils permettent de gérer complètement les lames d'eau générées par les pluies courantes, limitant ainsi l'emprise des ouvrages sur l'espace urbain (Berardi et al., 2014). 3 types de toitures végétalisées existent : les toitures extensives, les toitures semi-intensives et les toitures intensives (Figures 6 et 7). Les substrats de toiture sont souvent composés d'un mélange d'éléments naturels (argile, sable) et artificiels, avec des matériaux recyclés (brique, tuile, béton) et de la matière organique (compost, tourbe). Les éléments grossiers forment le squelette autoporteur, tandis que les éléments fins et la matière organique jouent le rôle de rétention d'eau et de nutriments (Figure 6).

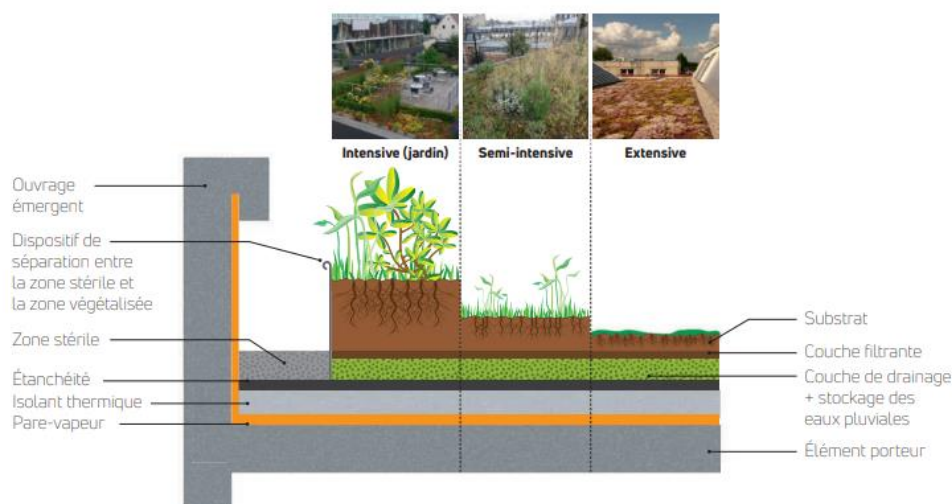


Figure 6 : Caractéristiques des toitures végétalisées (Adopta, 2023)



Figure 7 : Exemples de toitures végétalisées à Rome (à gauche : Amii et al., 2025) et à l'université de Palerme (à droite : Pumo et al., 2025)

Ces ouvrages visent à gérer les eaux pluviales tout en apportant plusieurs bénéfices écosystémiques, notamment réduction du volume de ruissellement, réduction de la pollution de l'air, rafraîchissement de l'air, augmentation de la biodiversité et amélioration visuelle et sonore du cadre de vie (Vijayaraghavan, 2016). La mise en place des toitures végétalisées permet notamment d'améliorer le confort thermique des bâtiments, allant jusqu'à 4.4°C à l'intérieur de la structure (Dos Santos et al., 2025), et induisant des économies d'énergie, allant jusqu'à 13 % par an (Chen et al., 2025).

Des systèmes de surverse équipent les toitures végétalisées pour canaliser les volumes d'eau excédentaires lors d'épisodes pluvieux importants (Ercolani et al., 2018). Les volumes d'eau

sont souvent dirigés vers des ouvrages d'infiltration et de tamponnement GDIEP comme les noues ou les jardins de pluie.

2.6.3. Chaussées à structure réservoir (CSR)

Les chaussées à structure réservoir sont des ouvrages dont le corps de chaussée répond à une fonction hydraulique (Figure 8). Elles sont caractérisées par une structure poreuse permettant le stockage et/ou le tamponnement des eaux pluviales (Garnier, 2020).

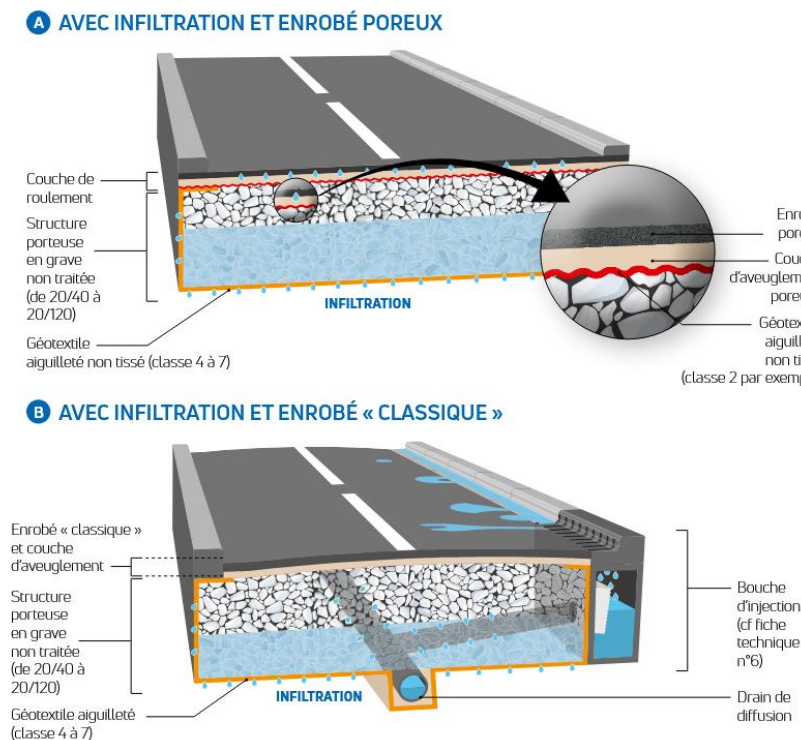


Figure 8 : Exemple de chaussées à structure réservoir (issu de : Adopta, 2023)

En surface, le revêtement de la chaussée peut être perméable, permettant une infiltration de l'eau dans l'ouvrage et un écrêtement des débits de pointe, limitant ainsi le ruissellement et les risques d'inondation, avec une restitution des volumes d'eau stockés au cours du temps avec un débit contrôlé (Imran et al., 2013 ; Sambito et al., 2021). Ces ouvrages contribuent également à l'abattement de polluants, notamment les MO, les MES et les ETM (Scholz et Grabowiecki, 2007). Les chaussées à structure réservoir sont cependant sensibles au colmatage ; l'entretien de ces ouvrages est donc essentiel pour s'assurer de son bon fonctionnement à long terme (Drake et al., 2013).

2.7. Diagnostic amont pour la conception des aménagements GDIEP

La conception et la réalisation d'un projet d'aménagement urbain prenant en compte la mise en place de la GDIEP, repose sur une approche intégrée, visant à adapter le choix des

aménagements en fonction des contraintes et des opportunités du projet et de la réglementation en vigueur. Cette analyse s'appuie, non seulement sur le contexte géologique, topographique et hydrologique, la vulnérabilité des cours d'eau, des eaux souterraines et des milieux naturels, mais également sur les réglementations en vigueur, les exigences des gestionnaires, la vocation de l'opération et de l'organisation du plan d'aménagement et des futurs usages (Conseil Départemental de l'Essonne, 2022). Cette approche passe notamment par la programmation stratégique de l'aménagement, l'étude de faisabilité, la conception des ouvrages, la réalisation des travaux et leur réception et la gestion et maintenance de l'aménagement (Bacot et al., 2022).

La gestion à la source des eaux pluviales s'appuie sur une diversité d'ouvrages. Il n'existe pas de configuration idéale pour leur mise en place : les approches doivent être modulées en fonction de la diversité des contextes urbains, en tenant en compte notamment de la répartition des espaces, de la structure des parcelles, des types de propriétaires ou gestionnaires (Apur, 2018).

La déconnexion totale du réseau eau pluvial et le zéro rejet peuvent être envisagés lorsque les contraintes techniques et réglementaires y sont favorables, notamment par l'étude du zonage pluvial. Cela demande une anticipation de la part de la maîtrise d'ouvrage et de la maîtrise d'œuvre, en combinant les solutions et en les intégrant de manière adaptée aux projets d'aménagement : la gestion à la source repose effectivement sur une approche croisée des solutions, à savoir des ouvrages d'infiltration au niveau des infrastructures linéaires, la végétalisation des toitures pour optimiser l'évapotranspiration, et la valorisation des eaux de pluie par un stockage et une réutilisation pour l'arrosage notamment (Figure 9).



Figure 9 : Modèle conceptuel de la « Ville Éponge » (Guo et al, 2024)

3. Bilan hydrologique

Les ouvrages de gestion durable et intégrée, notamment les noues ou les toitures végétalisées, sont des dispositifs qui combinent plusieurs processus hydrologiques, à savoir l'infiltration, l'évapotranspiration, le ruissellement et le stockage en surface (Figure 10).

Ces processus sont décrits à partir du bilan hydrologique (Kanso, 2021) :

$$\Delta S_{sol} + \Delta S_{sur} = P + R - ET - S - D - Ex \quad (1)$$

Où ΔS_{sol} et ΔS_{sur} sont les variations de volume dans le sol et en surface (respectivement), P les précipitations, R le ruissellement en surface, Ex l'exfiltration, ET l'évapotranspiration, S la surverse et D l'eau s'infiltrant dans le drain.

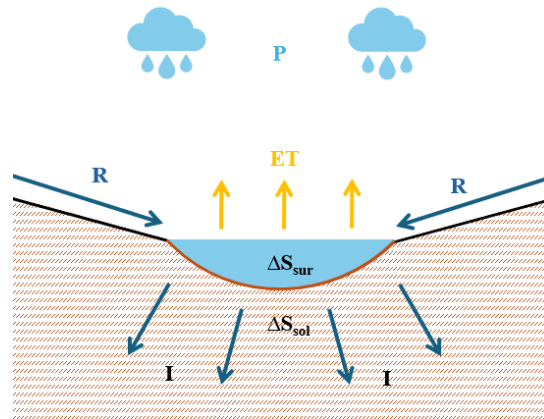


Figure 10 : Bilan hydrologique schématique d'une noue d'infiltration

3.1. Infiltration

L'infiltration désigne l'écoulement de l'eau à travers un matériau poreux. Elle dépend des propriétés hydrodynamiques (perméabilité, texture), son état hydrique et le charge appliquée.

La perméabilité (ou conductivité hydraulique) est une propriété intrinsèque du sol, décrivant sa capacité d'écoulement à travers sa porosité (Figure 11). En laboratoire, la perméabilité est estimée soit par des essais de perméabilité à charge constante pour les sols perméables, soit à charge variable pour les sols peu perméables à imperméables (Pedescoll et al., 2011). Les essais in situ réalisés pour l'estimation de la conductivité hydraulique sont de type Porchet (Léger et al., 2014), Nasberg (Kozminski, 1973), double anneau (Verbist et al., 2010) ou encore l'essai Matsuo (Meyer, 2021). Le choix des essais in situ dépend des superficies d'investigation de la

solution envisagée, l'intervalle de perméabilité des sols, du nombre d'essais à réaliser et du volume d'eau nécessaires pour la réalisation des mesures.

K (m/s)	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	10 ⁻⁷	10 ⁻⁸	10 ⁻⁹	10 ⁻¹⁰	10 ⁻¹¹
Types de sols	Gravier sans sable ni éléments fins			Sable avec gravier, Sable grossier à sable fin		Sable très fin Limon grossier à limon argileux			Argile limoneuse à argile homogène		
Possibilités d'infiltration	Excellentes			Bonnes		Moyennes à faibles			Faibles à nulles		

Figure 11 : Ordre de grandeur de la perméabilité pour différents types de sol (Musy et Soutter, 1991)

La perméabilité régit l'écoulement dans les milieux poreux, conditionnant ainsi l'infiltration dans les sols. Elle intervient dans les différents modèles d'infiltration :

- *Loi de Darcy*

Dans un sol saturé, l'écoulement de l'eau dans le sol est calculé par l'équation de Darcy (1888), qui permet d'évaluer le débit d'écoulement en fonction de la perméabilité du sol, de la charge d'eau et de l'épaisseur du sol :

$$q = -Ks \times \frac{\Delta H}{L} \quad (2)$$

Avec : q le débit d'écoulement, Ks la perméabilité, ΔH la charge d'eau et L l'épaisseur du sol.

Dans un sol non saturé, la variation de la teneur en eau modifie le potentiel matriciel et ainsi sa perméabilité. Pour prendre en compte les conditions de pression dans le sol et en généralisant le problème en 3 dimensions, l'équation de Darcy devient :

$$q = -K(\theta) \overrightarrow{\text{grad}} H \quad (3)$$

- *Équation de Richards*

L'équation de Richards est un modèle combinant l'équation généralisée de Darcy et l'équation de continuité (1931). La résolution numérique de cette équation aux dérivées partielles vise à décrire les écoulements dans les sols non saturés et de prendre en compte les conditions de pression dans le sol et ainsi déterminer la perméabilité non saturée en fonction de la teneur en eau volumique :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\text{div}(q) + \tau_e = \text{div}[K(\theta) \text{grad}(h(\theta) - z)] + \tau_e \quad (4)$$

Avec : h la pression interstitielle exprimée en hauteur d'eau équivalente (m) ; τ_e est un terme de puits qui représente l'eau perdue à une profondeur, z au temps, t par transpiration

L'équation de Richards ne possédant pas de solution analytique, sa résolution est tributaire des conditions initiales et aux limites.

La capacité d'infiltration du sol peut être estimée à l'aide de modèles physiques tels que celui de Green–Ampt ou de modèles empiriques comme celui de Horton :

- **Green-Ampt**

Il existe des modèles d'infiltration à base physique simplifiés, dont la complexité numérique et les paramètres à intégrer est limitée. Le modèle d'infiltration Green Ampt (1911) est un modèle à base physique, ce modèle considère l'écoulement dans le sol suivant un front d'humidité homogène et continu. Ce modèle, du fait de sa simplicité, et des hypothèses initiales demandées, permet de simuler les infiltrations en tenant en compte la teneur en eau initiale du sol (Figure 12).

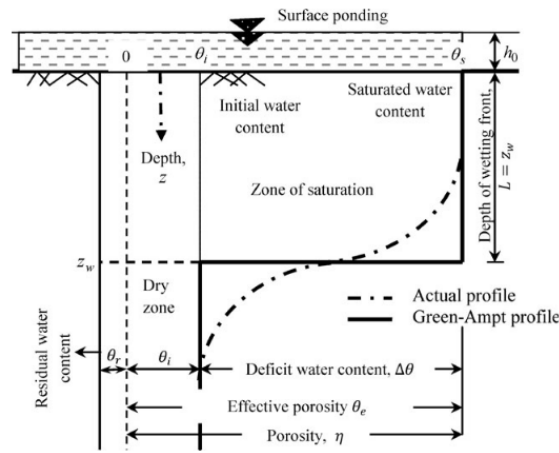


Figure 12 : Hypothèse de Green-Ampt (Rawls et al., 2011)

Ce modèle permet d'évaluer l'infiltration du sol en fonction de la charge et de la succion selon la formule (4).

$$f(t) = Ks \left(1 + \frac{h_0 + h_s}{L} \right) \quad (5)$$

où $f(t)$ est le taux d'infiltration potentiel, Ks la conductivité hydraulique saturée, h_0 est la charge de pression et h_s est la tête d'aspiration au front de mouillage.

- **Horton**

Le modèle empirique Horton (1941) permet d'évaluer le taux d'infiltration du sol à partir de la capacité d'infiltration initiale et finale du sol. Ce modèle est le suivant (6) :

$$i(t) = i_f + (i_0 - i_f)e^{-\gamma t} \quad (6)$$

où $i(t)$ est la capacité d'infiltration, i_0 la capacité d'infiltration initiale, i_f la capacité d'infiltration finale, t le temps écoulé, γ une constante empirique à évaluer

3.2. Évapotranspiration

L'évapotranspiration est le processus biophysique qui évalue la quantité d'eau perdue, d'une part, sous forme de vapeur d'eau par l'évaporation des sols, des surfaces d'eau libre et de l'eau interceptée par les plantes, et d'autre part par la transpiration végétale à travers les stomates (Labbas, 2015). Trois types d'évapotranspiration sont à distinguer, à savoir l'évapotranspiration potentielle (ETP), l'évapotranspiration de référence (ET_0) et l'évapotranspiration réelle, nommée ETR (Musy et Soutter, 1991). L'évapotranspiration potentielle est une estimation de la quantité maximale pouvant être évaporée et transpiration si l'eau est disponible en quantité illimitée. ET_0 décrit la valeur d'évapotranspiration potentielle pour une surface de référence (souvent du gazon). L'évapotranspiration réelle est une estimation de la quantité d'évapotranspiration réelle, cette valeur dépend de la réserve utile du sol et de la surface foliaire (Granier et al., 1999).

L'estimation est essentielle pour évaluer le fonctionnement hydrologique de ces ouvrages GEIP. Elle constitue un processus clé du bilan hydrique dans les systèmes de gestion intégrée des eaux pluviales en réduisant les volumes stockés (Sohn et al., 2019 ; Hörschemeyer et al., 2021).

L'évaluation de l'évapotranspiration peut être réalisé à l'aide de différentes méthodes. Des approches ont été développées pour estimer l'ETP, notamment par approche directe de type lysimètres (Yang et al., 2003), par chambres d'évaporation (Ouédraogo et al., 2023) ou de quantification des échanges de vapeur d'eau par Eddy-covariance (Zhang et al., 2020).

Des modèles à base physique ou empiriques ont été développés pour estimer l'évapotranspiration à partir des données climatiques :

- **Modèle PM FAO**

Le modèle d'évapotranspiration Penman Monteith FAO-56 est le modèle de référence pour la détermination de l'évapotranspiration potentielle (Allen et al., 2006). C'est un modèle physique qui évalue ET_0 en considérant la présence d'herbe avec un albédo de 0.23, ce qui est représentatif des noues.

Ce modèle estime l'évapotranspiration potentielle selon la relation (7) :

$$ET_0 = \frac{0.408 \times \Delta \times (R_n - G) + \gamma \times \frac{900}{T_{moy} + 273} \times ff_{2m} \times \max(e_s - e_a; 0)}{\Delta + \gamma \times (1 + 0.34 \times ff_{2m})} \quad (7)$$

Avec : ff (m/s) est la vitesse du vent, T_{moy} (°C) la température moyenne, R_n (MJ/m²/jour) est le rayonnement net, Δ et γ sont des paramètres basés sur la température et la pression atmosphérique

- **Modèle Hargreaves**

Le modèle Hargreaves (1985) est un modèle empirique d'estimation de l'évapotranspiration potentielle. Le calcul se base sur les données de température et de rayonnement solaire, il est donc utile lorsque les données d'humidité et vitesse de vent sont manquantes. L'équation du modèle Hargreaves est la suivante (8) :

$$ET_0 = 0.0023 \times (T_{mean} + 17.8) \times \sqrt{(T_{max} - T_{min})} \times R_a \quad (8)$$

Avec : ET_0 est l'évapotranspiration de référence (mm/jour), T_{mean} est la température moyenne journalière (°C), T_{max} est la température maximale journalière (°C), T_{min} est la température minimale journalière (°C) et R_a est la radiation solaire extraterrestre (MJ/m²/jour), calculée selon la latitude et le jour de l'année

- **Modèle Priestley-Taylor**

Le modèle Priestley-Taylor (1972) permet d'estimer l'évapotranspiration mensuelle à partir des mesures de rayonnement net. La formulation est illustrée par la relation (9).

$$ETP = \alpha \times \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} (R_n - G) \quad (9)$$

Avec : ETP = évapotranspiration potentielle (en mm/j ou W/m² selon les unités de R_n), α = coefficient de Priestley-Taylor, généralement $\approx 1,26$ pour les conditions standard (surface bien irriguée), Δ = pente de la courbe de pression de vapeur saturante (kPa/°C), γ = constante psychrométrique (kPa/°C), R_n = rayonnement net disponible (W/m² ou MJ/m²-jour selon l'unité choisie).

- **Modèle Turc**

La méthode proposée par Turc (1961) pour l'estimation de l'évapotranspiration potentielle fait intervenir la température, l'énergie de radiation théorique, l'insolation relative et l'humidité. Sa formule est donnée par l'équation (9).

$$ETP = 0.4 \times \frac{t}{t + 15} \times (Ig + 50) \times \left(1 + \frac{50 - hr}{70}\right) \quad (10)$$

Avec : t la température moyenne mensuelle (en °C), I_g la radiation globale moyenne d'origine solaire et hr l'humidité relative de l'air (en %)

- **Modèle Thornthwaite**

Thornthwaite (1948) a proposé une méthode pour calculer le bilan moyen mensuel et annuel de l'eau par une évaluation de l'évapotranspiration potentielle à partir de la température et de la durée d'insolation. La formule développée est donnée par l'équation (11).

$$ETP = 16 \times \left(\frac{10 \cdot t}{I} \right)^a \times K \quad (11)$$

Avec : t la température moyenne mensuelle (en °C), I l'indice thermal, a un coefficient dépendant de l'indice thermal, K un coefficient de corrélation dépendant de la latitude et donnée par une table

3.3. Dimensionnement des noues

Le dimensionnement des noues d'infiltration est réalisé avec différentes approches (Figure 13). L'une des approches couramment utilisée est la méthode des pluies, une méthode globale qui vise à estimer (pour une surface active, une surface d'infiltration, une perméabilité et une pluie de retour) le volume d'ouvrage à retenir, définissant ainsi ses paramètres géométriques (largeur, longueur, profondeur, pentes latérales). Les méthodes basées sur les pluies de projet (rectangulaire, simple et double triangle, type Chicago) sont également utilisées pour dimensionner les ouvrages GDIEP (Figure 13).

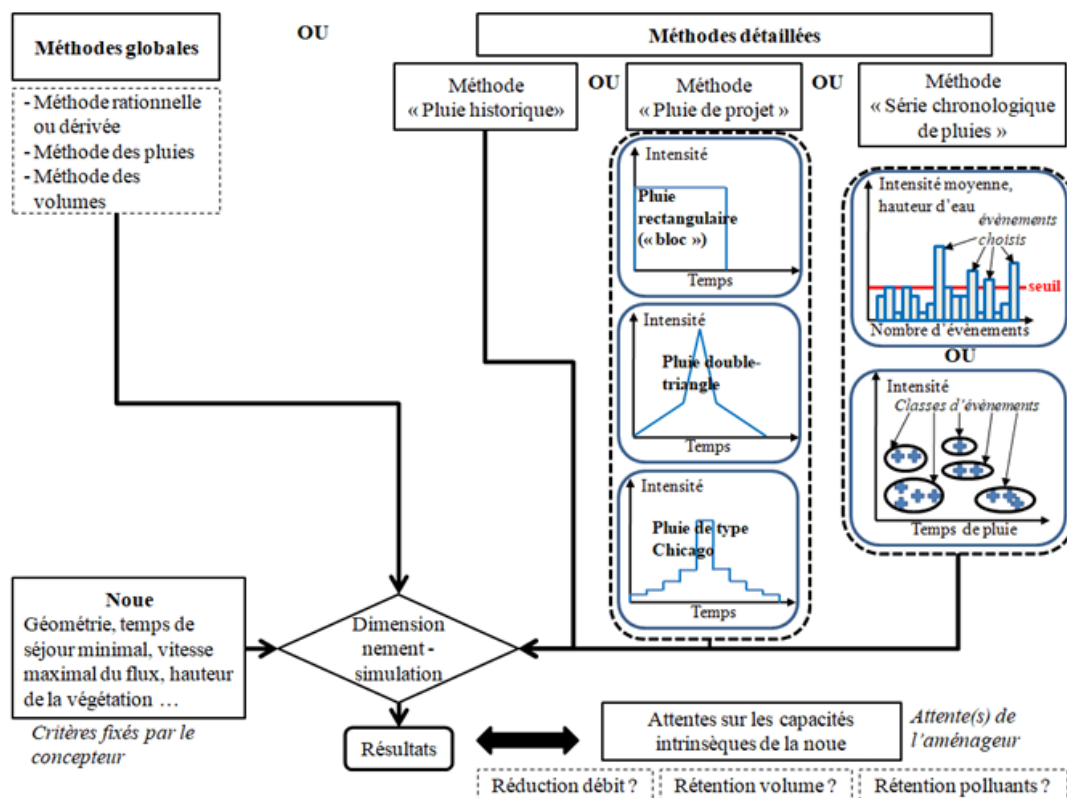


Figure 13 : Diagramme résumant les méthodes de dimensionnement d'une (Fardel, 2019)

Le dimensionnement retenu dépend des contraintes du site d'étude (type de sol, emprise au sol maximale), des réglementations et préconisations techniques locales (pluie de retour dimensionnante, temps de vidange maximal, abattement de polluants). Le choix de la pluie de dimensionnement est fixé par les collectivités, la Métropole Européenne de Lille fixe par exemple, un dimensionnement permettant de gérer une pluie de retour de 30 ans. S'agissant des temps de vidange, les valeurs recommandées varient entre 24 et 72 heures (Astee, 2017).

3.4. Modélisation hydrologique

La modélisation hydrologique des noues est essentielle pour analyser la réponse des ouvrages en termes de niveau d'eau, pour estimer les volumes de ruissellement et ceux de surverses à gérer. Elle vise aussi à tester différents scénarios (précipitations, surface active, géométrie de l'ouvrages) en vue d'optimiser le dimensionnement de ces ouvrages (Figure 14). Ces modélisations reposent sur 3 types de modèles (Barjot, 2024) :

- Les modèles empiriques qui reposent sur des relations statistiques sans représentation physique du bassin versant ;
- Les modèles conceptuels/semi-distribués qui représentent de manière simplifiée le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant, utilisés dans les logiciels tels que

SWMM (Arjenaki et al., 2021 ; Lisenbee et al., 2022), SWAT (Seo et al., 2017 ; Zhang et al., 2018), MIKE SHE (Rujner et al., 2018b) et MUSIC (Elliott et Trowsdale, 2007 ; Fowdar et al., 2022) ;

- Les modèles à base physique, qui utilisent des équations aux dérivées partielles décrivant les écoulements pour décrire la réponse hydrologique des ouvrages, notamment le logiciel HYDRUS (Turco et al., 2017 ; Li et al., 2020 ; Šimůnek et al., 2024).

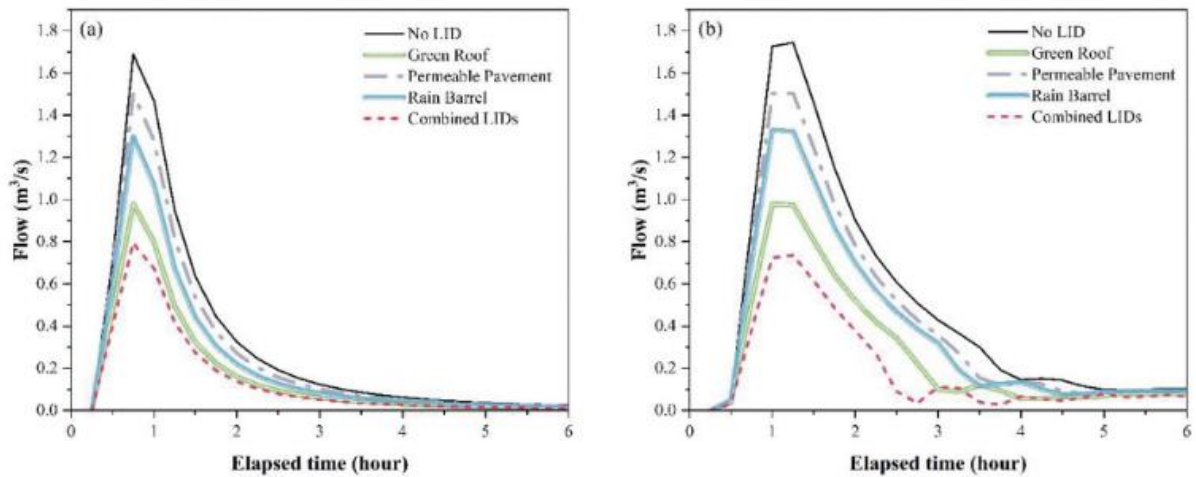


Figure 14 : Simulation de la réponse hydrologique des ouvrages GDIEP pour des pluies de retour de 2 ans (Sehrawat et Shekhar, 2025)

3.5. Évaluation des performances des aménagements GDIEP

La conception et la mise en place des techniques alternatives repose sur l'évaluation des performances des ouvrages. Cette évaluation se base sur 7 aspects : les performances hydrauliques, les performances hydrologiques, les performances économiques, les performances épuratoires, les performances sanitaires et environnementales, les performances sociales et les performances sur le long terme (Cherqui et al, 2013). Dans ce qui suit, les performances hydrologiques, épuratoires et économiques des noues ont été détaillées.

3.5.1. Performances hydrologiques des noues

L'analyse des performances hydrologiques des noues d'infiltration dans différents contextes met en évidence l'efficacité de ces aménagements GDIEP à limiter les volumes de ruissellement et les débits de pointe (Jamil et Davis, 2009 ; Purvis et al., 2019). Les essais expérimentaux de Rujner et al. (2016) ont été effectués sur une section de noue de 30 mètres de long. 14 événements de pluie ont été simulés par injection de débits d'eau différenciés pour chaque essai, correspondants à des intensités de pluie allant de 2.9 mm/h à 10.9 mm/h (pour une durée de 30

minutes). L'abattement volumique mesuré a été évalué à 55 %, celui du débit d'écoulement à 40 % (par comparaison des débits d'entrée dans la section de la noue et des débits de sortie). Ces résultats sur la réduction des débits d'écoulement ont également été reportés par Lucke et al. (2014) sur des noues de configuration géométrique similaire. Leurs essais sur 4 sites instrumentés en Australie, disposant de noues de 30 à 35 mètres long chacune et des largeurs allant de 3.0 à 6.1 mètres, ont montré une réduction du débit de pointe de 61 % et du volume de ruissellement de 52 %.

L'étude menée par Davis et al. (2012), a évalué les seuils d'abattements en fonction des intensités de pluie. La noue se situe à proximité d'une section d'autoroute au Maryland, dont le suivi a été effectif pendant une durée de 4 ans et demi, durant laquelle 52 épisodes pluvieux ont été étudiés. La noue, qui repose sur un sol limoneux à limon sableux, est reliée à une bande enherbée de 15.2 m drainant les eaux pluviales provenant des zones minérales de l'autoroute (2200 m²). Lors des événements pluvieux de faible intensité, la noue gère complètement les volumes entrants. Sur les 10 événements pluvieux de moyenne intensité, cette noue engazonnée a réduit le volume de ruissellement total de 33.8 %. De plus, l'ouvrage a permis de réduire de 52 % la durée de déversement par rapport à une configuration sans GDIEP.

Par ailleurs, différents auteurs ont étudié l'impact de l'état initial du sol, notamment le degré de saturation initial, sur la performance hydrologique des noues. Une étude expérimentale sur des noues d'infiltration trapézoïdales sur sol sableux à limoneux (perméabilité allant de 4.9 à 154.0 mm/h) a été réalisée pour étudier la variation de la réponse hydrologique en fonction des conditions initiales du sol, et plus spécifiquement le degré de saturation initial (Rujner et al., 2018b). La réduction des volumes de ruissellement a atteint 82 % pour un degré de saturation faible, contre 15 % dans le cas d'un sol saturé. S'agissant des débits d'écoulement, les valeurs passent de 55 % (faible saturation) à 4 % pour un sol saturé (Figure 15).

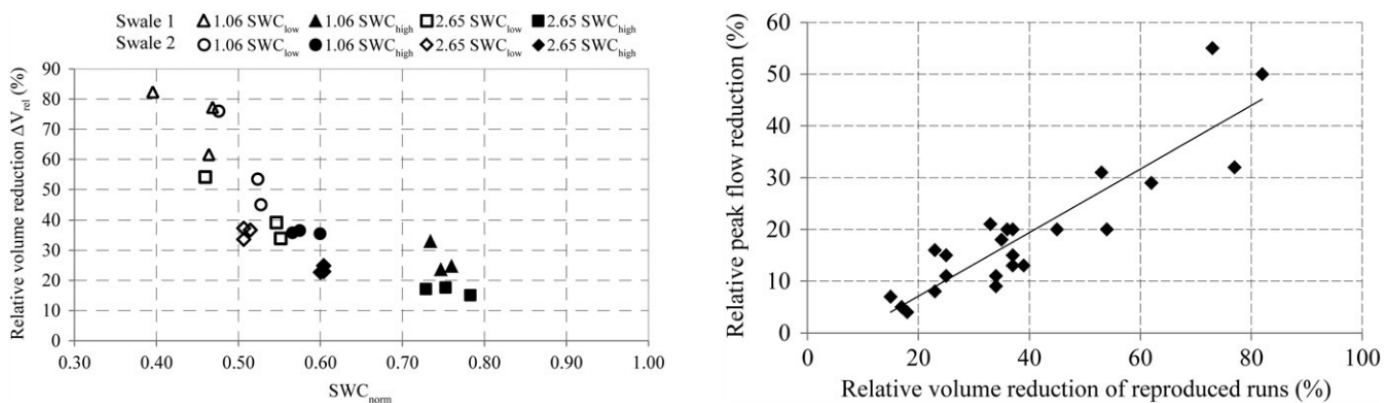


Figure 15 : Abattement volumique en fonction de la saturation initiale (Rijner et al., 2018)

3.5.2. Performances épuratoires des noues

Les sources des polluants sont attribuées, soit aux apports atmosphériques (bruit de fond régional et sources locales industrielles), soit aux apports endogènes (sources naturelles, activités industrielles, trafic automobile, entretien des surfaces, chauffage, relargage des matériaux et déversements pollués) avec une variabilité spatio-temporelle (AESN, 2008 ; Flanagan, 2018). La contamination des eaux de ruissellement dépend notamment de la durée et l'intensité des événements pluvieux, la surface de ruissellement et les contaminants et leurs propriétés physico-chimiques (Lenormand, 2022).

Les eaux pluviales, par apports atmosphériques et par ruissellement, se chargent en polluants. Ces polluants sont classés en plusieurs catégories, à savoir les matières en suspension (MES), les éléments traces métalliques (ETM), les micropolluants organiques (notamment HAP, polychlorobiphényles, alkyphénols, phtalates, pesticides), les nutriments (substances azotées et phosphorées), les matières organiques et les microorganismes pathogènes (Fardel, 2019 ; Garnier, 2021).

Les noues d'infiltration, par leurs performances épuratoires, contribuent au traitement de ces polluants, et participent donc aux objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau, qui vise à atteindre un bon état écologique des eaux de surface et souterraines (Garnier, 2021). L'expérimentation menée par Stagge et al. (2012) a démontré l'efficacité des noues à réduire les concentrations en MES et les métaux lourds sur la base de 45 événements pluvieux : la probabilité de dépassement du taux de 30 mg/L des MES est passé de [41-59%] à [1-19%] lorsque les eaux pluviales sont gérées par les noues. Des résultats similaires ont été rapportés par Zamani et al. (2023) : l'étude à l'échelle du bassin versant, basée sur une simulation sur SWMM (calibrée par mesures in situ), a démontré une réduction des MES de 55.96 % et de l'azote total de 60.2 %.

L'expérience de Fardel et al. (2020) a permis de démontrer le potentiel des noues, dans le cas d'un sol limono-argileux, à réduire les concentrations de micropolluants, variant de 35 à 85 % dans les eaux infiltrées et jusqu'à 66% au niveau du trop-plein. De plus, la réduction des charges massiques atteint 73% pour le Zinc, 67% pour le glyphosate et 50% pour le pyrène et phénanthrène. S'agissant des microorganismes pathogènes, la rétention des bactéries dans les systèmes de biorétention varie en moyenne de 70% à 99% (Ahiablame et al., 2012).

3.5.3. Performances économiques des noues

L'agence EPA (2007) a estimé que la mise en place d'une gestion intégrée des eaux pluviales permet de limiter les coûts de réalisation et d'entretien, par rapport à une gestion conventionnelle, de 15 à 40 %. L'étude de Sun et al. (2024) a démontré des économies potentielles allant jusqu'à 160 000 \$. L'aménagement entièrement décentralisé du réseau permettrait d'économiser jusqu'à 29 % par rapport à une configuration tout-tuyau. Le modèle de Leng et al. (2022) vise à optimiser l'intégration spatiale des noues. L'étude a montré une réduction de 40.71% du volume de ruissellement, 36.06 % de volume d'inondation et 61.80 % de réduction de concentration en phosphore pour une économie des coûts allant jusqu'à 34.44 %, démontrant ainsi l'efficacité des noues à répondre aux différents objectifs de gestion des eaux pluviales tout en maîtrisant l'emprise du sol et les coûts de réalisation. Une autre étude a estimé que la mise en place d'une gestion durable et intégrée des eaux pluviales par un réseau de noues d'infiltration peut réduire la facture finale de 8.7% par rapport à une gestion par canalisation (Kang et al, 2018). S'agissant des coûts d'entretien et de maintenance, ils sont estimés à 2280 \$/an/ha pour une noue d'infiltration (Houle et al., 2013).

Chapitre 2

Matériels et Méthodes

par le terme de "Calcaire carbonifère" parce qu'il supporte le terrain houiller. Puis arrive le Secondaire après des lacunes de sédimentation très importantes. C'est un terrain qui commence par une partie sableuse et argileuse et qui se poursuit par un ensemble crayeux puissant. Ce dernier débute par le Cénomanien composé d'une marne sableuse très chargée en glauconie avec à la base des galets de quartz, de roches anciennes et de nodules phosphatés. La roche est souvent consolidée en un conglomérat appelé « tourtia ». Ce niveau lithostratigraphique se poursuit par le Turonien Moyen et inférieur caractérisés par des marnes crayeuses avec une épaisseur de 60 à 80 mètres (Figure 17). Le Turonien inférieur est caractérisé par un faciès de marne argileuse avec une couleur blanche verdâtre « dièves vertes ». Le Turonien moyen est caractérisé par une marne tendre avec une couleur blanche bleuâtre « dièves bleues » correspondant au mur de la nappe de la craie séno-turonienne. Le Turonien supérieur est une craie grenue ponctuée de grains de glauconie et parfois de grains phosphatés, à nombreux silex (17 m max). La série crayeuse se termine par le Sénonien dont le litho-faciès est constitué principalement par une craie blanche, tendre, fine, contenant ou non des silex en rognons. La base est marquée par un banc appelé le « tun » (Amédéo et al., 2023).

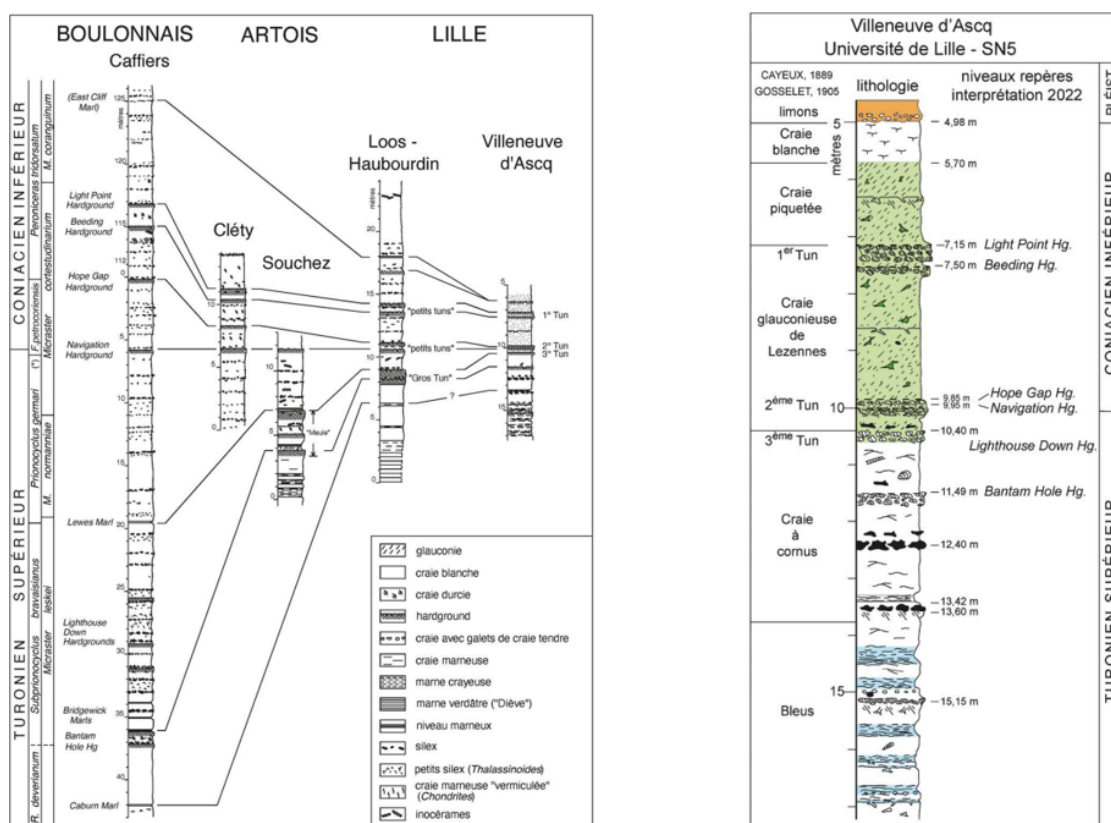


Figure 17 : Corrélation à l'aide de la stratigraphie événementielle dans les craies du Turonien supérieur-Coniacien inférieur entre le Boulonnais, l'Artois et de la région de Lille d'après (à gauche) et Lithologie des craies du Turonien supérieur et du Coniacien inférieur au droit du forage du Campus de la Cité Scientifique à Villeneuve d'Ascq (Source : Amédéo et al. (2023))

SSO TERNOIS ARTOIS FLANDRES NNE

L'Audrie La Ternoise La Planquette Fruges La Traxenne La Lys La Lys La Laubonne La Meide Canal de Neufossé Peene Becque L'Yser Hondschoote

ONO FLANDRES WEPPES MELANTOIS PELEVE HAINAUT ESE

L'Yser Mont des Cats Bailloul Armentières Lille La Deule Valenciennes La Scarpe L'Escaut L'Aunelle Bavai La Sambre

Gravelines

100
0
-100
-200
-300
-400

Sables (Flandrien) - Nappes libre des sables pissards.
Argiles des Flandres (Yprésien)
Sables et Grès d'Ostercourt (Landénien supérieur) - Nappe des sables tertiaires.
Argile de Louvil et tuffeau (Landénien supérieur)

Craie blanche et craie grise (Séno-turonien) - Nappe de la craie.
Marnes crayeuses (Turonien moyen et inférieur)
Craie marneuse (Cénomane)
Argiles du Gault (Albien)

Grès, schistes et houille (Carbonifère supérieur : Wespalien et Namurien)
Calcaires, dolomies et schistes (Carbonifère inférieur) - Nappe du "calcaire carbonifère".
Grès, schistes, et calcaires (Dévonien supérieur et moyen) - Nappe des calcaires givétiens et frasnien - Nappe des grès Famenniens.
Grès, schistes et calcaires (Dévonien inférieur)
Schistes (Silurien)

La couverture lœssique quaternaire occupe de grandes surfaces dans le Nord de la France et elle constitue la part principale des formations superficielles (Sommé, 1975). Dès la fin du XIX^{ème} siècle, Ladrière a proposé une classification en plusieurs unités, regroupées en Quaternaire inférieur, moyen et supérieur, pour décrire les formations continentales quaternaires (Ladrière, 1875, 1879b, 1890). Cette classification a été adoptée par Gosselet

(1903) dans sa synthèse géologique régionale, le même qui avait effectué les premiers relevés en 1865. De très nombreux auteurs ont poursuivi ces études, mais c'est Ladrière en 1890 qui publia une véritable étude du quaternaire du Nord de la France. Après la description des formations, il fournit l'état définitif du système stratigraphique. De très nombreux auteurs ont complété l'étude et évacué le hiatus qui caractérisait la période quaternaire complètement négligée par les géologues qui ne voyaient dans ces étages que des formations superficielles de couverture empêchant l'observation des formations et des structures sous-jacentes pré-quaternaires (pré-landéniennes).

Au cours des années 1970, les recherches sur le Quaternaire ont été élargies, notamment en intégrant les études réalisées dans les régions et pays voisins. Un nouveau système stratigraphique a été élaboré (Paepe et Sommé, 1970 ; Lautridou et Sommé, 1974 ; Sommé, 1975). Parallèlement, un changement significatif dans l'interprétation chronostratigraphique s'est opéré, avec l'abandon progressif de la nomenclature glaciaire alpine au profit du système Nord-Ouest européen, basé sur des corrélations de proche en proche (Sommé, 2003). Ces changements se sont également traduits par l'intégration des formations marines littorales, notamment grâce à la mise en évidence d'un nouveau stratotype du Pléistocène moyen à Herzele dans le Nord de la France (Paepe et Sommé, 1975 ; Sommé, 1975 ; Sommé et al., 1978, 1980). L'inventaire des unités lithostratigraphiques a ensuite été établi sur la base de descriptions détaillées, permettant de différencier leur répartition géographique. Pour les séries continentales quaternaires, cette distinction repose principalement sur une zonation des dépôts éoliens périglaciaires (sablo-limoneuse, limoneuse occidentale et limoneuse orientale). Ces subdivisions s'appuient sur les travaux cartographiques publiés antérieurement (Paepe et Sommé, 1970 ; Lautridou et Sommé, 1974 ; Sommé, 1975 ; Sommé, 1978, Sommé, 1980 ; Lautridou et al., 1982 ; Sommé, 1999).

1.1.2. Les limons

Le limon est un sédiment issu d'un transport par les rivières et le vent. Ils forment des sols fins avec des sédiments clastiques non consolidés dont les constituants sont principalement minéraux ou des fragments lithiques microscopiques. Il s'agit d'un matériau granulaire de taille comprise entre le sable et l'argile, c'est-à-dire entre 2 et 50 micromètres.

Le complexe des limons des plateaux se compose de deux grandes entités : les lœss récents, attribués au Pléistocène supérieur (Weichsélien), et les lœss anciens, d'âge Pléistocène moyen. Les lœss récents, d'une épaisseur moyenne de 3 à 4 mètres, sont constitués de poussières fines

siliceuses, argileuses et calcaires, dominées par la fraction granulométrique inférieure à 50 μm (> 90%), et présentent une teinte beige caractéristique. Leur stratigraphie reflète l'évolution climatique du Pléistocène supérieur. On distingue, de haut en bas, les lœss de couverture, les limons lités séparés par un horizon pédologique portant des traces de cryoturbation (sol de Kesselt) et les limons sableux avec, en base, un horizon limoneux gris noirâtre (sol de Warneton). Cette période froide du Quaternaire, caractérisée par des dépôts de lœss importants, est subdivisée en Pléniglaciaire supérieur, moyen, inférieur et début Glaciaire (Sommé et Tuffreau, 1971). Ces formations reposent sur les limons anciens, surmontés de traces d'un sol interglaciaire (sol de Rocourt), d'âge Pleistocène moyen. En raison de l'absence fréquente de coupes nettes permettant une distinction fiable entre lœss récents et anciens, l'ensemble est souvent regroupé sous la dénomination Limons Pléistocènes (LP). Au cours de l'Holocène, des processus de lessivage et de décalcification ont généré, en surface, un horizon brun dénommé « lehm » ou « terre à brique », tandis que le limon calcaire sous-jacent, jugé impropre à la fabrication de brique, est qualifié d'« ergeron » (Sommé, 1969, 1975 ; Sommé et Tuffreau, 1971). Dans le Mélantois (proche du site d'étude), région à substratum crayeux, la stratigraphie révèle de haut en bas un limon supérieur brun éolien compact et décalcifié (le lehm), un limon inférieur sableux, jaune clair à verdâtre (l'ergeron), qui peut passer progressivement au tuffeau landénien glauconieux. En son absence, l'ergeron contient des granules de craie et repose sur de la craie fragmentée (marnettes), par l'intermédiaire d'un niveau hétérogène de faible épaisseur, composé de craie, tuffeau et limons (Sommé, 1975). L'épaisseur cumulée des limons supérieurs et inférieurs dépasse rarement quelques mètres (Figure 19).

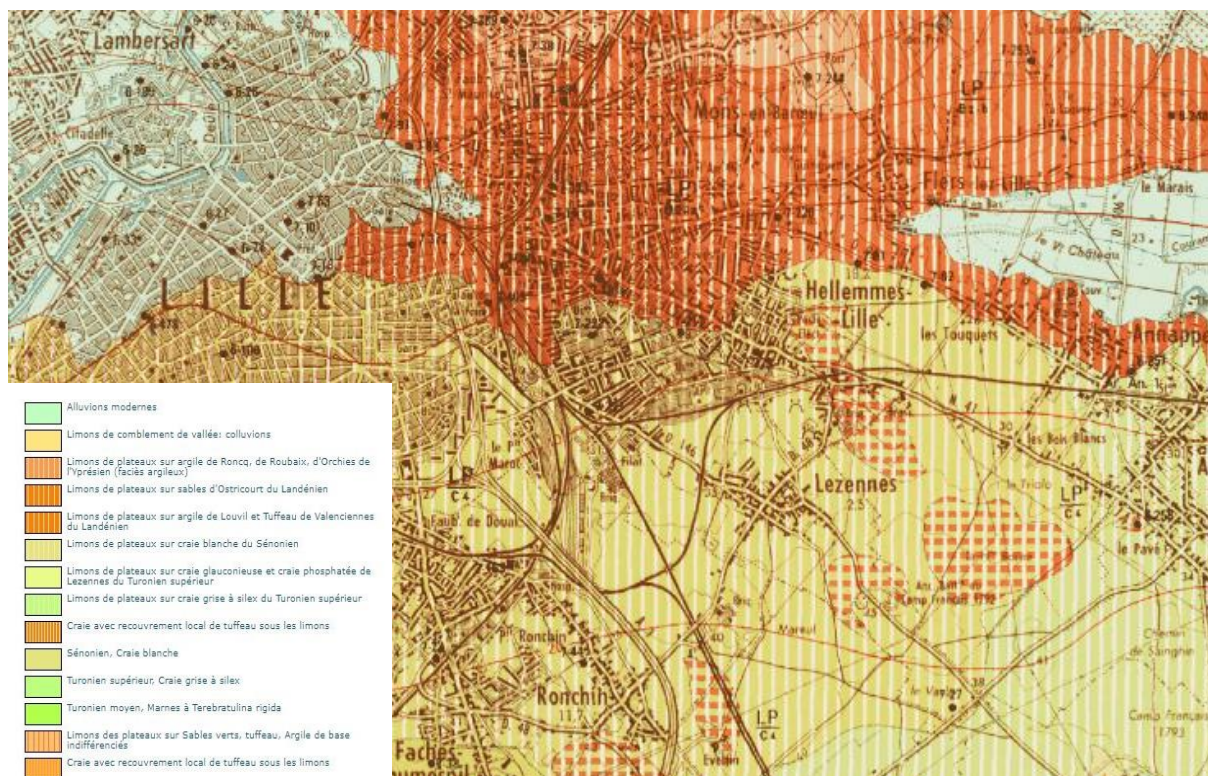


Figure 19 : Carte géologique de la région de Lille (BRGM)

Les explications sur l'existence de ce niveau sont rares. A l'échelle de la région, la surface infra-landénienne (de la craie secondaire), qui n'est pas une surface structurale, correspond à une discordance (landénien repose sur différentes craies) sauf pour le sénonien, cette surface apparaît comme une pseudo-discordance (Briquet, 1922, 1931 ; Sommé, 1975). La surface prélandénienne (craie sénonienne) a subi un aplatissement sans érosion importante en « bas pays », à l'inverse du « haut pays » (Sommé, 1975). La géomorphologie régionale du Nord de la France distingue, malgré un relief plat, deux régions : le « bas pays » et le « haut pays ». Le bas pays s'étendrait de la mer du Nord à l'Escaut, à l'auréole de hauteurs qui les limite au sud et au sud-est, du Boulonnais au Hainaut (Gallois, 1906 ; Sommé, 1975). Les premiers limons se déposant sur la craie sénonienne comportent des granules de craie (Sommé et Tuffreau, 1971 ; Sommé, 1975). L'analyse des carottes prélevées à la tarière au niveau des bassins de gestion des eaux pluviales de la Haute Borne (Sud-Est du campus Cité Scientifique, Université de Lille), révèlent effectivement la présence de ces granules dans les horizons limoneux à 2 m de profondeur au sein de l'Ergeron (Figure 20).



Figure 20 : Carottages réalisés à la tarière, présence de granules de craie dans l'horizon limoneux (à partir de 2 m de profondeur), Cité Scientifique, Université de Lille

En s'appuyant sur les travaux de Bonte (1966), la formation limoneuse de la Cité Scientifique présente deux structures limoneuses. La première est un limon supérieur brun, compact, de type éolien décalcifié, correspondant au lehm, et la seconde est un limon inférieur sableux de teinte jaune clair ou verdâtre (l'ergeron). Ce dernier peut évoluer progressivement vers le tuffeau landénien, en se chargeant de glauconie lorsque l'horizon est conservé. Au droit du site le tuffeau est absent, on a donc une superposition type limon sur craie sénonienne (Coniacien). En 1966, Bonte utilisa la terminologie du « Limon Vert LV » et du « Limon Brun LB ». Le limon vert (LV) est sableux assez perméable dans lequel la glauconie est abondante (d'où sa teinte jaune verdâtre). Il comporte en son sein des lentilles très allongées de tuffeau sableux remaniés. A la base, le limon devient de plus en plus fin, en même temps apparaissent des lits lenticulaires (épaisseur 1 à 5 cm, longueur 0,50m à 2 ou 3 m) de fins granules de craie. A la base du limon vert, et rarement dans sa masse, on trouve occasionnellement quelques silex (galets noirs arrondis de la base de l'Eocène, galets rouges ou fragments anguleux) toujours isolés. Le limon brun (LB) représente le limon superficiel (limon supérieur des auteurs) nettement plus argileux que le limon vert dont il se distingue par sa teinte. Dans les coupes fraîches, le passage de l'un à l'autre se fait généralement sur quelques cm et peut, dans certains cas, être même instantané. A la base du limon brun, on peut recueillir occasionnellement de rares galets de silex bien arrondis, en particulier des silex rouges (Bonte, 1966).

1.2. Contexte hydrographique

La zone d'étude se situe au niveau du bassin Artois-Picardie, l'un des 6 bassins hydrographiques en France. Sa superficie est d'environ 20 000 km², ce qui représente 3.6 % de la surface de la France, soit le bassin hydrographique le plus petit en France métropolitaine. Ce bassin hydrographique s'étend sur 5 départements, à savoir, le Nord, le Pas-de-Calais, l'Aisne, l'Oise et la Somme (Figure 22). Les cours d'eau sont très abondants : le bassin hydrographique compte 8000 km de cours d'eau, dont 1000 km de voies navigables. Il est caractérisé par ses faibles reliefs (altitude moyenne de 150 m) et les faibles débits de ses cours d'eau. Au Sud-Ouest, les rivières se jettent dans la Manche, quant à celles du Nord-Est, elles rejoignent la Belgique vers la Mer du Nord. Le site d'étude se trouve au sein du bassin hydrographique Lys - Deûle – Marque (Figure 21).

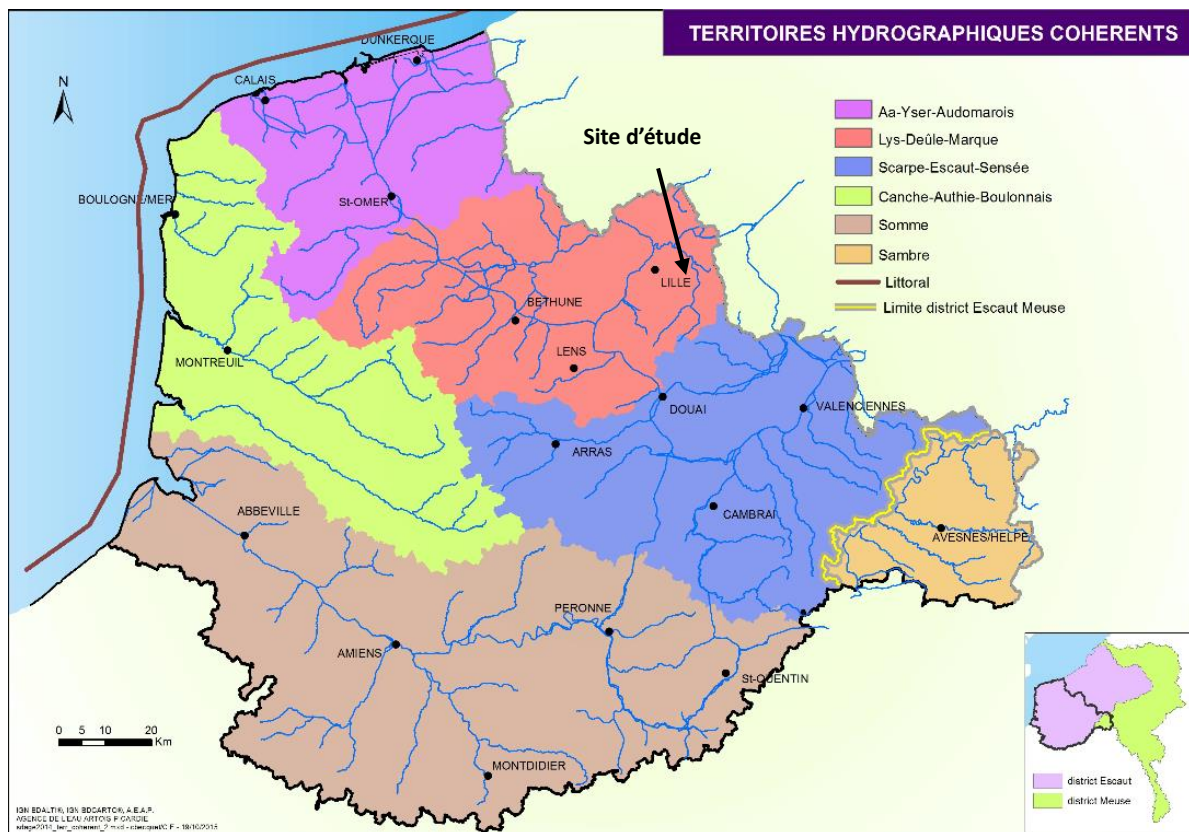


Figure 21 : Bassins versants en Artois Picardie (Agence de l'Eau Artois Picardie, 2019)

1.3. Contexte hydrogéologique

Au niveau de l'hydrodynamique souterraine générale, plusieurs grandes nappes se distinguent (Porel, 1988 ; Ferry, 1992 ; Caous et Nicolas, 1999 ; Lefevre, 2006) (Figure 22) :

- La nappe des calcaires du Dévonien, nappe de fractures avec un grand réservoir ;

- La nappe des calcaires du Carbonifère, nappe fissurée et karstifiée, cet aquifère captif ou semi-captif se situe à une profondeur allant de 50 à 150 m au niveau de la métropole lilloise, et s'enfonçant profondément à plus de 2000 m dans le bassin minier ;
- Les nappes jurassiques en lien avec les affleurements jurassiques du Boulonnais ;
- La nappe de la craie séno-turonienne dont l'aquifère est constitué du sénonien et du turonien supérieur. Cette nappe est soutenue par d'importante série marneuse (dièves) située à la bases et composée des dièves bleues du Turonien moyen. Elle n'est productive que sur les premiers 15 à 20 m où la porosité de fissure est efficace. Sur le reste de la série ($\leq 70\text{m}$) les fractures se referment sous l'effet de confinement (Caous et Nicolas, 1999 ; Crampon et al., 1993). Cette nappe est la plus importante et la plus souvent sollicitée en raison de sa grande extension dans la région. Elle fournit l'essentiel de la ressource en eau de la région Nord (95% de l'eau de consommation). Elle est soumise à différents types de régime : on passe d'un régime libre, sous les plateaux et coteaux où la craie est à l'affleurement ou sous couverture de limons quaternaires, à un régime captif lorsque les couches du Crétacé sont recouvertes par les formations argileuses tertiaires. En régime libre, elle est directement alimentée par les pluies efficaces (non ruisselées non évapotranspirées).
- Les nappes des sables tertiaires localisées dans les aquifères sableux. Il s'agit de la nappe des sables de Mons-en-Pévèle (30 m et plus) d'âge Cuisien (Yprésien), son imperméable est constitué de l'argile d'Orchies d'âge Sparnacien (Yprésien). La seconde nappe est celle des sables d'Ostricourt d'âge Landénien (Thanétien) dont l'imperméable est constitué par l'argile de Louvil. Cette dernière, peu puissante et peu exploitée, intervient dans le système hydraulique comme un réservoir tampon en raison de sa capacité de stockage ou de déstockage ;
- Les nappes temporaires des formations quaternaires, notamment les nappes alluviales et la nappe des limons.

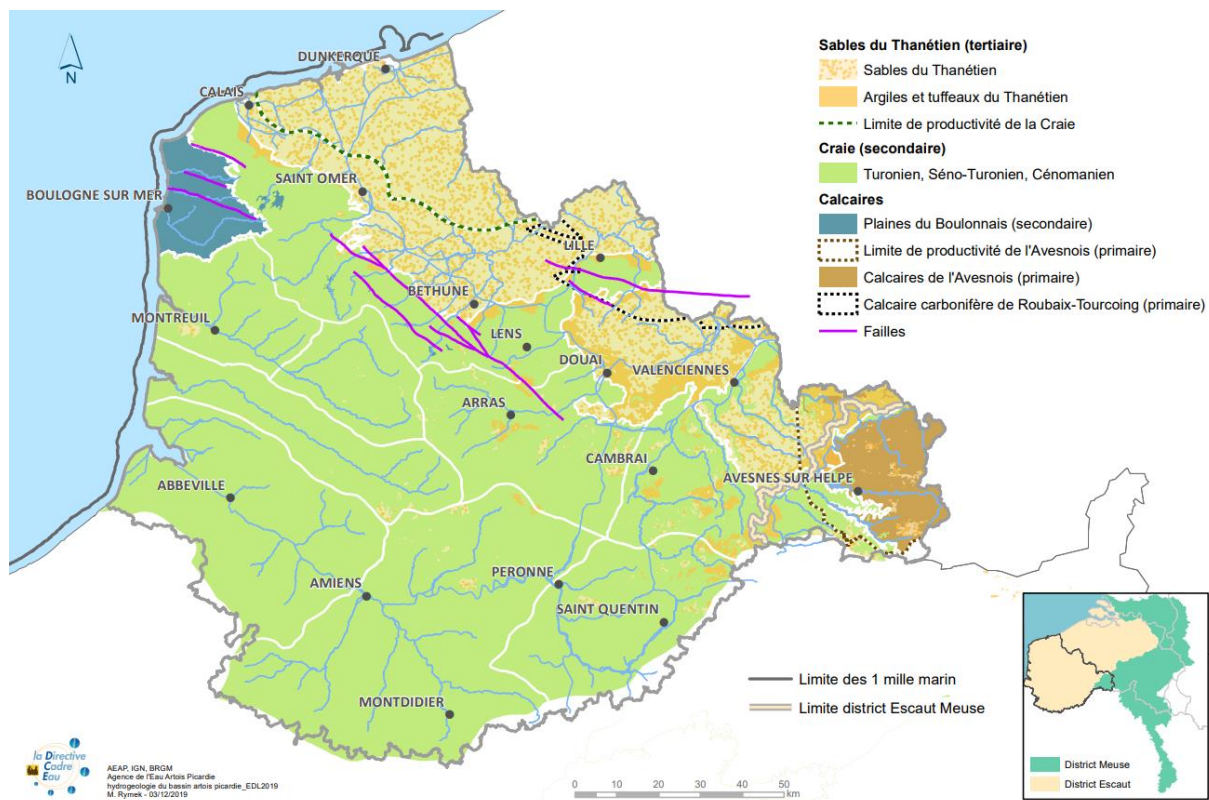


Figure 22 : Hydrogéologie du bassin Artois-Picardie (Source : Agence de l'eau Artois Picardie, 2019)

L'alimentation des aquifères s'effectue principalement par les pluies avec des possibilités de recharge par relations inter-nappe et en échange avec les cours d'eau. En période des hautes eaux, les rivières et cours d'eau participent à la recharge des nappes de la craie. A l'étiage, ce sont les nappes qui contribuent à l'alimentation des cours d'eau.

Au niveau de la zone septentrionale du bassin hydrographique Artois-Picardie, l'écoulement dans la nappe de la craie séno-turonienne s'effectue principalement selon l'axe Nord-Est / Sud-Ouest (Figure 23). Les isopièzes suivent la morphologie de la topographie locale (Manlay & Parmentier, 2023).

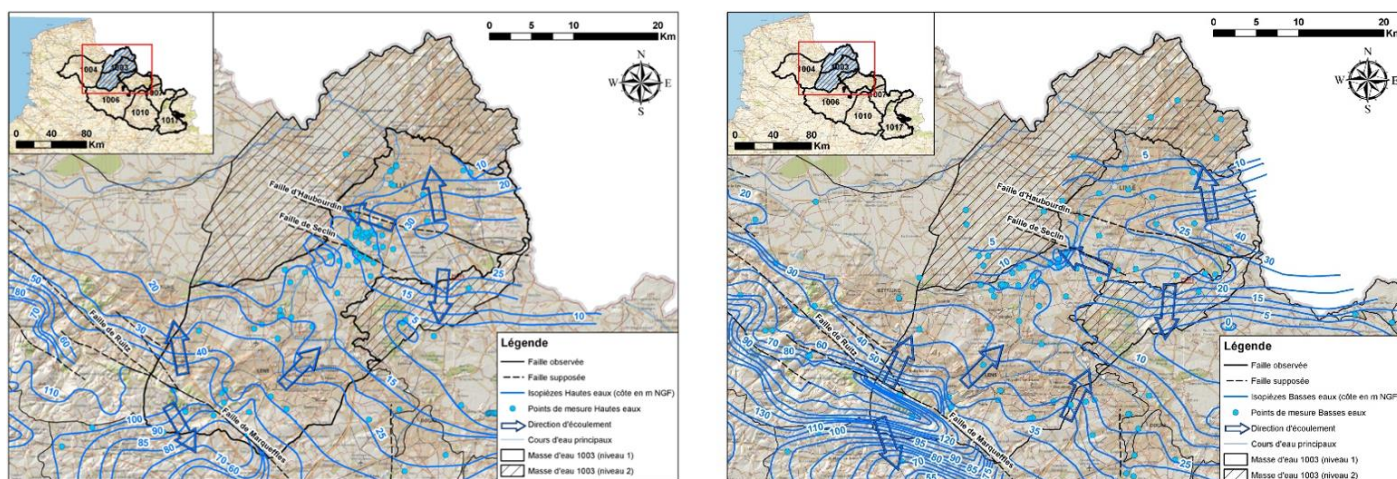


Figure 23 : Courbes isopièzes des hautes eaux (à gauche) et des basses eaux (à droite) de la nappe de la craie (Source : BRGM, 2009)

Au droit du site expérimental ETAGEP, la carte piézométriques de 2009 montre des écoulements orientés vers le nord. Le niveau piézométrique s'établit à 22.5 m NGF pour les basses eaux et 24 m NGF pour les hautes eaux. En termes de profondeur, cela se traduit par respectivement 14 et 12.5 m.

1.4. Contexte climatique

La métropole lilloise est classée en zone climatique océanique Cfb selon la classification Köppen-Geiger. Les précipitations annuelles moyennes dans la MEL sont de 740 mm, avec une moyenne de 126 jours de pluie par an, selon les données moyennes de 1991 à 2020 (MétéoFrance, 2024). Le record annuel de précipitations a été enregistré en 1974, avec 898.5 mm de cumul en une année. La température moyenne est de 10.5 °C.

2. Mise en place du site expérimental

2.1. Choix du terrain

Une large prospection a été réalisée avec les services de l'Université de Lille pour définir la liste des terrains disponibles et qui peuvent accueillir le démonstrateur en tenant compte des exigences en termes d'état du sol, de dimensions et de sécurité.

Le terrain retenu se situe à l'entrée du campus Cité Scientifique à Villeneuve d'Ascq. Ce campus est caractérisé par une superficie totale de 110 hectares, 25 000 usagers et 140

bâtiments. Il possède également 100 km de réseaux urbains (eau, chauffage, gaz, électricité, éclairage, voiries). Le terrain, de 6000 m² environ, est protégé au niveau des côtés Nord et Ouest par un merlon en terre de près de 2 mètres de haut (Figure 24).

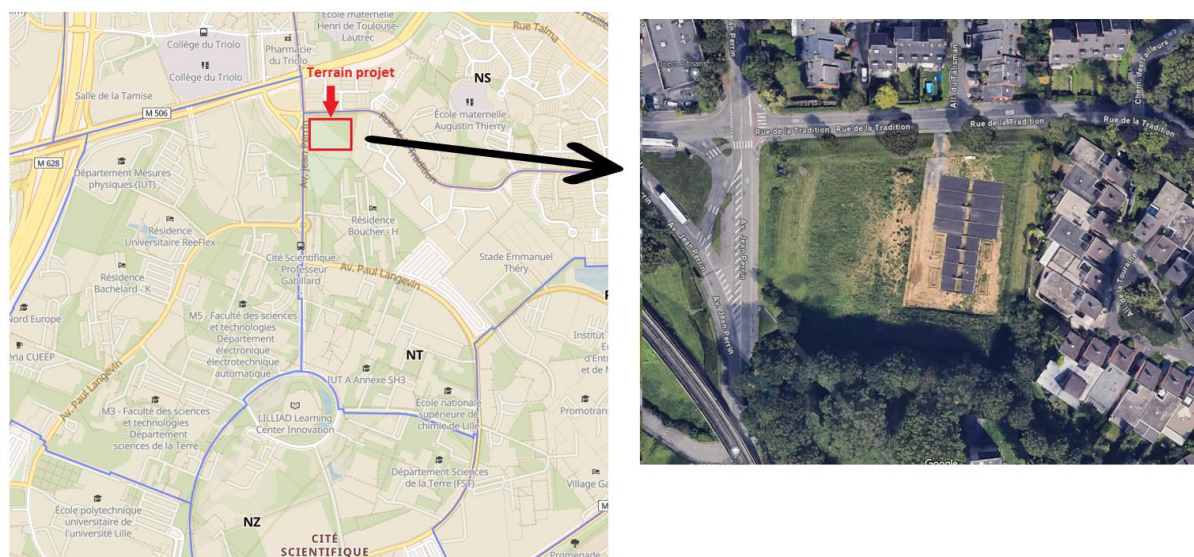


Figure 24 : Terrain expérimental retenu pour la construction des noues

2.2. Caractéristiques géométriques des noues

12 noues d'infiltration (forme parabolique) de 10 m² chacune (5 mètres de long et 2 mètres de large), avec une profondeur de 0.25 m, une pente longitudinale nulle et un volume de stockage de 1.68 m³ par noue. Elles ont été réalisées de la manière suivante (Tableau 1) (Figures 26 et 27) :

- 4 noues avec une surface imperméabilisée de 100 m² recueillant les eaux pluviales (nommées N11) ;
- 4 noues avec une surface imperméabilisée de 50 m² recueillant les eaux pluviales (nommées N6) ;
- 4 noues sans surface imperméabilisée (nommées N1).

Tableau 1 : Surfaces actives pour chaque configuration de noue

Surface	N1	N6	N11
Surface imperméabilisée	0 m ²	50 m ²	100 m ²
Surface noue	10 m ²	10 m ²	10 m ²
Surface totale	10 m ²	60 m ²	110 m ²

Le choix de ces surfaces imperméabilisées vise à simuler les configurations urbaines classiques (2x1 voie, 2x2 voies). Ces configurations génèrent des volumes de ruissellement différenciés, permettant de caractériser le fonctionnement hydrologique des noues (Figures 25 et 26).

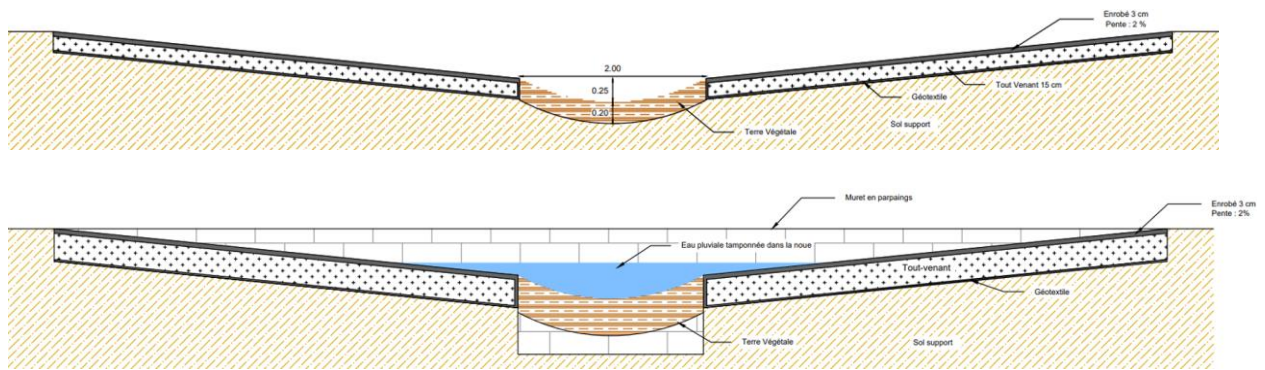
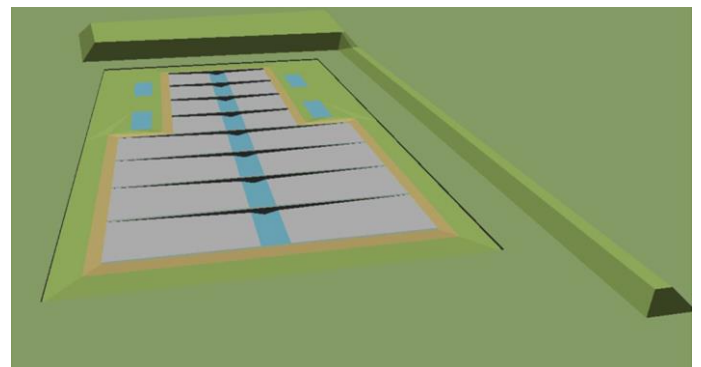
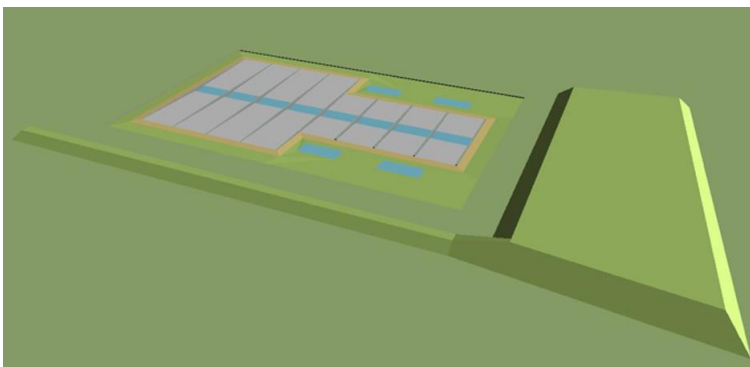


Figure 25 : Profil en travers type des noues N6 ou N11



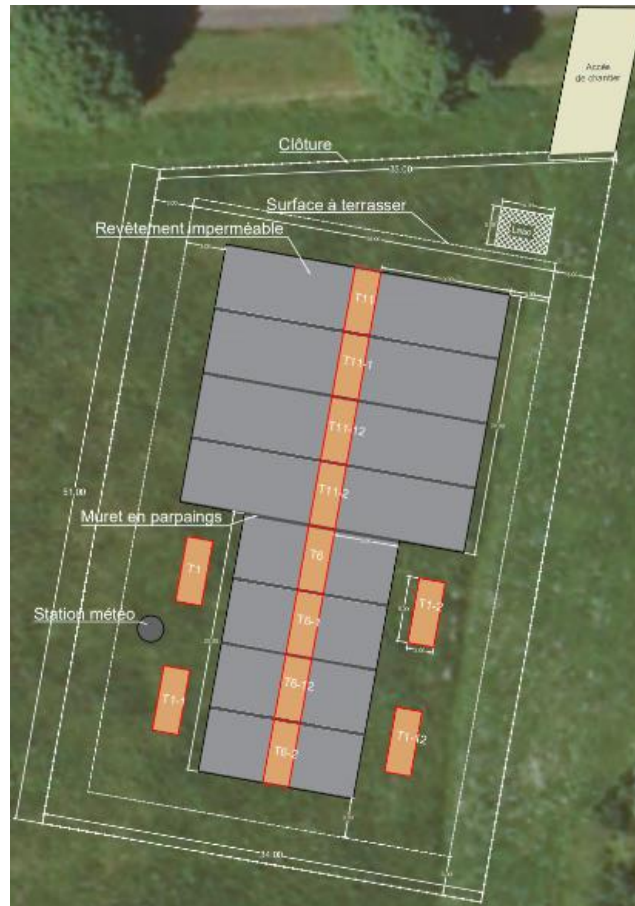


Figure 26 : Vues 3D et vue en plan du site expérimental

2.3. Exigences techniques dans le Cahier des Clauses Techniques Particulières (CCTP)

Des exigences techniques ont été définies dans les CCTP du projet ETAGEP. L'appel d'offres relatif au projet comporte 2 lots. Le lot 1 « Travaux, réseaux & voiries », traitant des travaux de terrassement et réalisation des noues, les critères de réalisation des travaux portent notamment sur le non-compactage des zones à terrasser (le compactage par passage des engins peut réduire la perméabilité du sol en place, et par conséquent, réduire l'efficacité des noues). Cette règle fait partie des consignes que nous proposons dans le cadre des bonnes pratiques pour la mise en place des noues. Pour cela, il a été exigé aux entreprises de définir un plan de terrassement assurant le non-franchissement des zones d'infiltration. De plus, le stockage de la terre végétale sur site était prévu pour une remise en état à la fin du projet, avec une hauteur maximale des dépôts de 2 mètres, visant à préserver la qualité agronomique des sols en place tout en limitant le compactage du sol. Pour le lot 2 « Équipements & capteurs », traitant des capteurs à mettre en place (présentation du projet, prescriptions générales et caractéristiques techniques),

l'exigence portait sur l'étanchéité et la précision des capteurs, avec une comptabilité des sondes aux boîtiers d'acquisition. L'accès aux données en local et par télétransmission a été prévu afin d'assurer un traitement en continu des données.

2.4. Réalisation des travaux

Lors des travaux de terrassement, environ 1500 m³ de déblais ont été stockés à proximité du site (Figure 27). Une auscultation géophysique par géoradar a été réalisée sur le site afin d'évaluer la profondeur des remblais et de vérifier l'absence de matériaux enfouis au droit du site. Cette investigation a permis de confirmer l'épaisseur des remblais, d'environ 1 mètre, et la présence ponctuelle d'objets ou matériaux au niveau du remblai. Pour s'assurer de la qualité du sol support et éviter l'implantation des noues sur un site fortement hétérogène, une pelle mécanique a été mobilisée pour procéder à des vérifications sur le site. Les sondages ont mis en évidence la présence de gravats de nature variée (briques, blocs en béton, armatures métalliques), probablement déposés avec le remblai lors des travaux sur le campus de l'Université. En conséquence, un léger repositionnement de l'axe des noues a été opéré afin d'éviter les zones présentant des gravats. Les volumes de déblai ont été réestimés sur la base de ces nouveaux éléments.



Figure 27 : Terrassement du site

Pour assurer le bon fonctionnement hydraulique au niveau du site, un fossé a été réalisé le long des remblais pour gérer les volumes d'eau pouvant ruisseler sur ces remblais (Figure 28).



Figure 28 : Finalisation des travaux du site expérimental

2.5. Végétalisation des noues

Dans le cadre de ce projet, le choix des espèces végétales s'est porté sur des espèces indigènes, adaptées aux conditions climatiques et écologiques de la région. La végétation retenue devait également être adaptée aux contraintes particulières des noues, notamment le remplissage des noues, la saturation temporaire et l'alternance de périodes sèches et humides. En conséquence, les espèces végétales choisies sont les suivantes :

- Le Rye Grass (*Lolium perenne* L.), retenu pour sa croissance rapide, sa résistance à la sécheresse, aux fortes humidités et au piétinement, et dispose d'un réseau racinaire dense et continu améliorant la vitesse d'infiltration du sol (Zhou et Shangguan, 2007) ;
- Les *Petasites Hybridus* sont des plantes vivaces à rhizomes qui se développe dans les sols humides. Caractérisée par un feuillage caduc, ses grandes feuilles favorisent la transpiration et augmentent par conséquent la quantité d'eau évapotranspirée, améliorant ainsi la réponse hydrologique des noues ;
- Le saule blanc (*Salix Alba*) est un arbre rustique de la famille des *Salicaceae*, caractérisé par un feuillage caduc, une croissance rapide, résiste aux sols humides et frais mais également à la sécheresse, et dispose de racines pivotantes et traçantes, permettant une

restructuration du sol et ainsi l'amélioration de l'écoulement et de l'infiltration de l'eau pluviale par le développement de chemins d'écoulement préférentiels.

Pour chaque variante (N1, N6 et N11), les 4 noues se décomposent comme suit (Tableau 2) :

Tableau 2 : Espèces végétales accueillies dans les noues du site ETAGEP

Noue	<i>Lolium perenne L.</i>	<i>Petasites Hybridus</i>	<i>Salix Alba</i>
N11	x	-	-
N11_1	x	x	-
N11_12	x	x	x
N11_2	x	-	x
N6	x	-	-
N6_1	x	x	-
N6_12	x	x	x
N6_2	x	-	x
N1	x	-	-
N1_1	x	x	-
N1_12	x	x	x
N1_2	x	-	x

Toutes les noues sont engazonnées, assurant ainsi un bon fonctionnement biologique et une bonne restructuration du sol après la phase de travaux. Les noues disposant de *P. Hybridus* en comptent 30 chacune, celle plantées en *S. Alba* en compte 2 chacune. Les configurations détaillées et les profils type sont détaillés ci-après (Figure 29) :

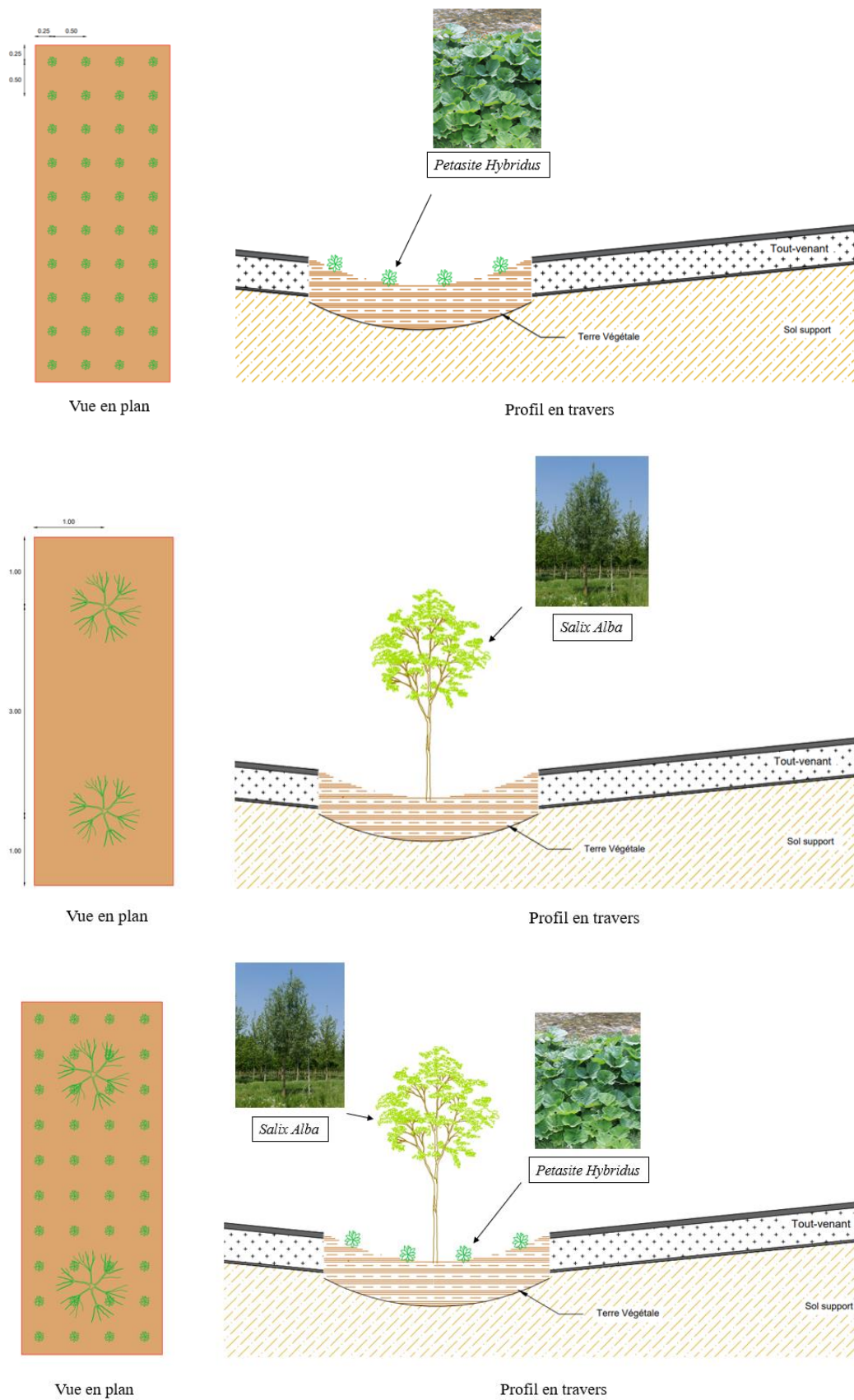


Figure 29 : Vues en plan et profil en travers type de la mise en place de la végétation dans les noues

2.6. Instrumentation du site

Le site ETAGEP a été conçu afin de caractériser la réponse hydrologique des noues. Pour ce faire, chaque noue dispose d'un capteur de niveau d'eau, d'une sonde de teneur en eau volumique et de redox. Afin de répondre à des interrogations soulevées lors de nombreux échanges dans le cadre du projet, notamment en termes d'écoulement hypodermique de l'eau sous les chaussées, certaines noues ont été équipées de sondes supplémentaires sous la chaussée (Figures 30 et 31).

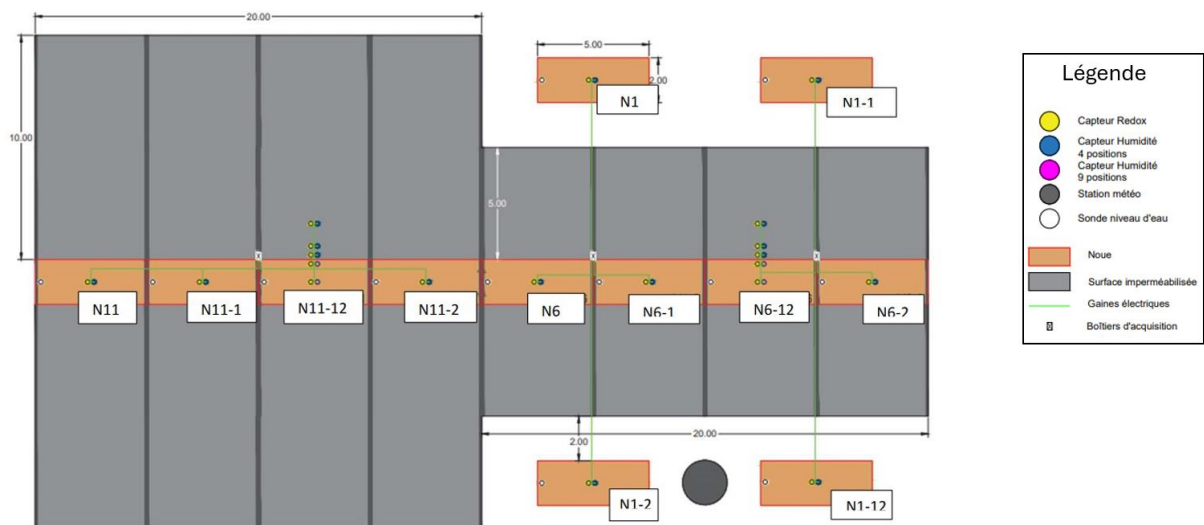


Figure 30 : Vue en plan du positionnement de l'instrumentation sur le site



Figure 31 : Photographie des noues instrumentées et végétalisées

2.6.1. Sondes de sol

2.6.1.1. Sonde de niveau d'eau

Chaque noue d'infiltration est équipée d'un capteur de niveau d'eau par pression (Seba DS22) qui fournit des mesures continues du niveau d'eau (Figure 32), avec un haut niveau de précision (0,05 %). Les capteurs ont été calibrés avec précision pour déterminer la position exacte du fond de la noue.



Figure 32 : Position du capteur de niveau d'eau

2.6.1.2. Sonde de teneur en eau volumique et de température 9 positions

4 sondes SoilVue ont été installées sur le terrain, spécifiquement dans les noues N11_12 (2 sondes) et N6_12 (2 sondes). Les sondes SoilVue sont des capteurs de teneur en eau volumique de type TDR (Time Domain Reflectometry), mesurant également la conductivité électrique et la température du sol (Figure 33). Cette sonde dispose de 9 points de mesure le long du capteur (50, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 750, et 1000 mm). L'exactitude des mesures de la teneur en eau est de $\pm 1.5 \%$ et de $\pm 0,15 \text{ }^{\circ}\text{C}$ pour la température du sol.

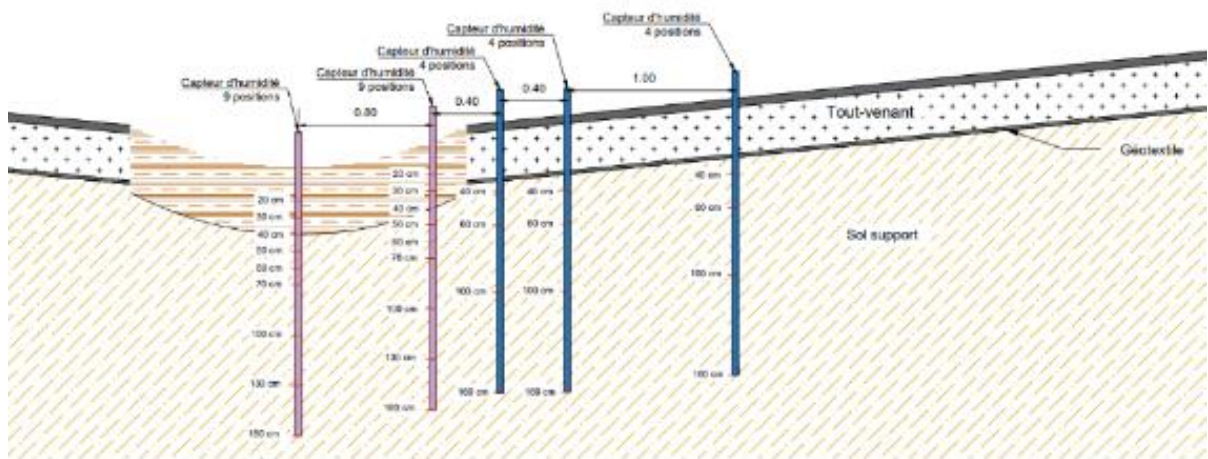


Figure 33 : Profil en travers type du positionnement des capteurs TDR et TDT

2.6.1.3. Sonde d'humidité et de température 8 positions

20 sondes de teneur en eau GroPoint Profil ont été mises en place dans les noues. Chaque noue dispose d'une sonde au centre des bassins. Les noues N11_12 et N6_12 disposent de sondes sur les pentes des noues et au droit de l'enrobé. Ces sondes fonctionnent par Time Domain Transmissiometry « TDT » (Figures 33 et 34), permettent de mesurer la teneur en eau et la température du sol, avec 14 points de mesure (35, 100, 200, 300, 400, 500, 550, 650, 750, 850, 950, 1000, 1100 et 1200 mm), une précision de $\pm 2.0 \%$ pour l'humidité et $\pm 0.5 \%$ pour la température, et une résolution inférieure à 0.2% .



Figure 34 : Positionnement des capteurs GroPoint (teneur en eau) et ORP (Redox)

2.6.1.4. Sonde Redox

20 sondes redox OPR-80-4 ont été mises en place dans les noues. Chaque noue dispose d'une sonde au centre des bassins. Les noues N11_12 et N6_12 disposent de sondes sur les pentes des noues et au droit de l'enrobé. Ces capteurs disposent de 4 points de mesure, positionnés à 200, 400, 600 et 800 mm (Figures 35).

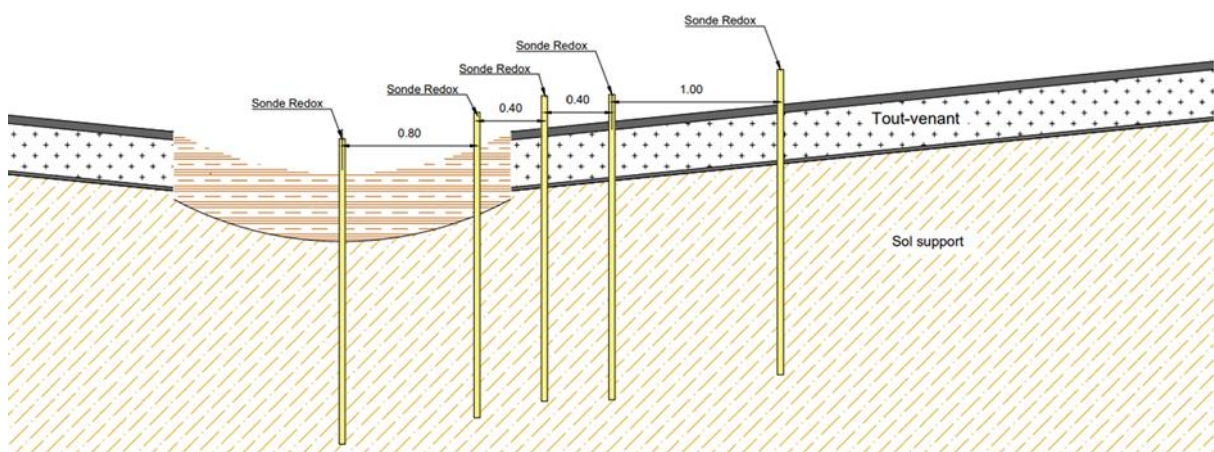


Figure 35 : Profil en travers type du positionnement des sondes Redox

2.6.2. Station météorologique

Le site ETAGEP a été équipé avec une station météorologique complète, intégrant un pluviomètre, un capteur de température et humidité relative, un baromètre, un anémomètre et un capteur de rayonnement net (Figure 36). Les capteurs permettent de mesurer, en continu, les précipitations sur le site. Les données climatiques de la station servent également à estimer l'évapotranspiration potentielle.



Figure 36 : Station météorologique installée sur le site

Les caractéristiques des appareils de mesures sont les suivantes :

- **Pluviomètre** : est un pluviomètre à auget, disposant d'une surface de captage de 200 cm², avec une exactitude de mesure de $\pm 2\%$ jusqu'à 25 mm/h et $\pm 3\%$ jusqu'à 50 mm/h.
- **Capteur de température et d'humidité relative** : il s'agit d'un capteur HygroVUE 5 permet de mesurer la température et l'humidité relative au niveau du site
- **Capteur de pression atmosphérique** : c'est un baromètre BaroVUE 10, il dispose d'une plage de mesure de 500 hPa à 1100 hPa.

- **Anémomètre** : l'anémomètre WindSonic4 est un anémomètre ultrasonique qui permet de déterminer la vitesse et la direction du vent. La vitesse minimale de vent détectable est de 0.01 m/s, assurant une mesure de haute précision.
- **Capteur de rayonnement net** : est un pyradiomètre différentiel de type NR-LITE2.

2.6.3. Boîtiers d'acquisition

4 boîtiers d'acquisition ont été mis en place sur le site, dont 3 boîtiers uniquement pour les sondes de sol, et 1 boîtier pour la station météorologique (Figure 37). Pour respecter les recommandations techniques des équipementiers et assurer une bonne transmission et acquisition des données, chaque boîtier de sondes de sol gère au maximum 20 capteurs dont la distance maximale des câbles ne dépasse pas 10 mètres. Les stations d'acquisition sont de type CR350, avec un fonctionnement dans une gamme de température allant de -40°C à 70°C. Il intègre un modem GPRS, compatible avec les configurations pour télétransmission des données. Ces boîtiers sont fixés dans des coffrets étanches, incluant une batterie tampon, un convertisseur électrique, une protection électrique et foudre, un coupe circuit et un interrupteur différentiel 30 mA.



Figure 37 : Coffret avec boîtier d'acquisition

2.6.4. Bilan instrumentation

Le site dispose d'une instrumentation permettant de suivre les niveaux d'eau, les données climatiques et les paramètres physiques du sol (Tableau 3). Les données de l'ensemble des capteurs sont enregistrées avec un pas de temps de 10 minutes, afin d'assurer une bonne précision des mesures et d'affiner les modélisations.

Tableau 3 : Bilan des capteurs installés sur le site

Équipements	Description technique	Quantité
Sondes	Niveau d'eau	12
	Teneur en eau 9 positions	4
	Teneur en eau 8 positions	20
	Redox	20
Station météo	Pluviomètre à auget	1
	Capteurs climatiques	4
Boîtiers d'acquisition	Boîtiers (20 entrées)	4

2.6.5. Télétransmission des données

Les données des capteurs sont enregistrées en continu au niveau des boîtiers d'acquisition. Les données sont transmises en GPRS par des cartes installées dans chaque boîtier d'acquisition. Un serveur FTP a été mis en place pour le stockage des données reçues par télétransmission. Les données sont envoyées automatiquement vers le serveur toutes les 12 heures.

2.6.6. Vérifications des capteurs

Les données de la station météo installée sur le site expérimental ont été comparées aux données de la station Météo France de Lille Lesquin (Figure 38).

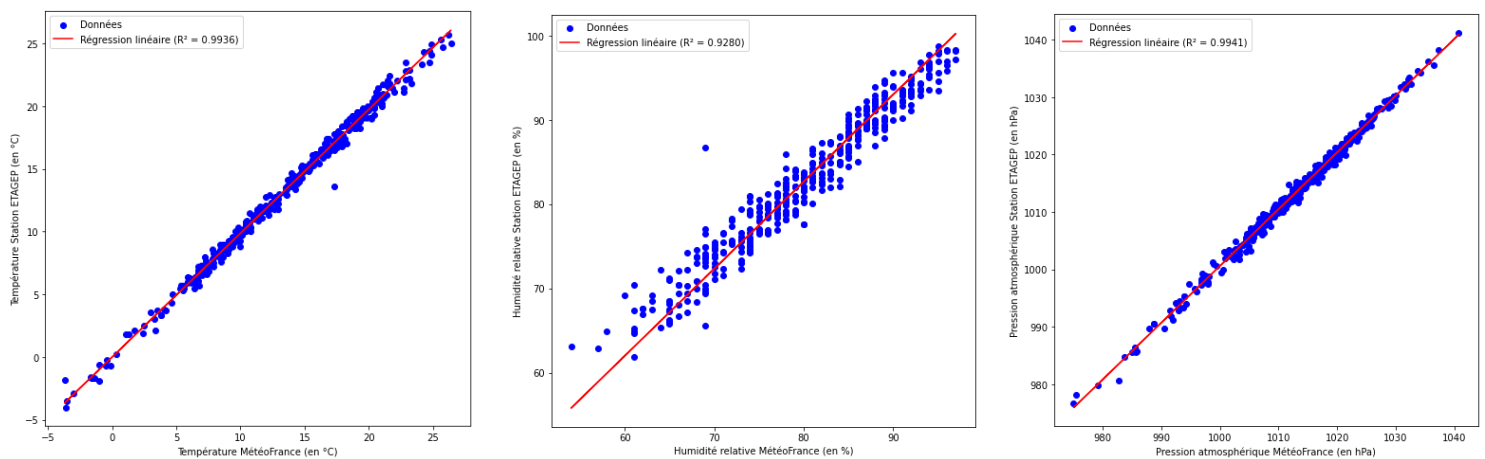


Figure 38 : Comparaison des températures moyennes quotidiennes, des humidités relatives et des pressions atmosphériques au niveau de la station ETAGEP et celle de Météo France à Lesquin

3. Lithostrathigraphie au droit du site ETAGEP

Les forages à proximité du site expérimental ont été étudiés (Figure 39).

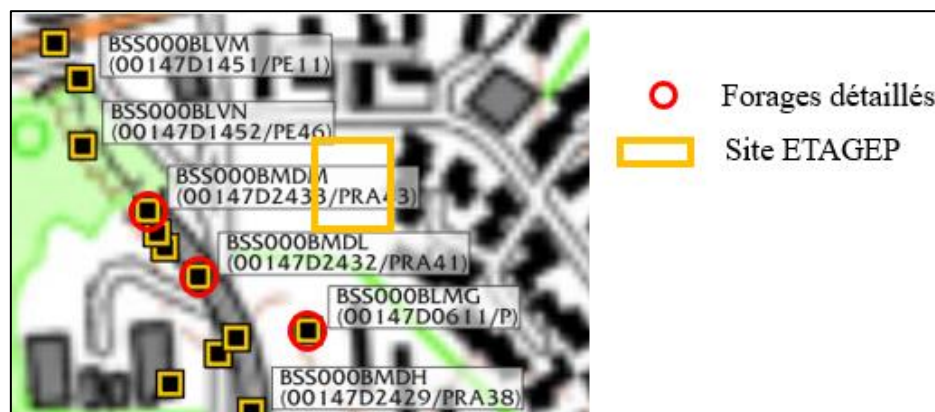


Figure 39 : Forages analysés à proximité du site ETAGEP

L'analyse confirme la présence d'un horizon limoneux sur 4 mètres d'épaisseur, suivi (en fonction de la position du forage) d'un niveau de sable Landénien (1 mètre environ), un horizon de craie blanche sénonienne (Coniacien) sur 5 à 6 mètres d'épaisseur et la craie turonienne supérieure (Tableau 4).

Tableau 4 : Synthèse des forages à proximité du site ETAGEP

Lithostratigraphie	BSS000BLMG		BSS000BMDL		BSS000BMDM	
	Faciès	Profondeur	Faciès	Profondeur	Faciès	Profondeur
Limon Pléistocène	Limon argileux sableux jaune brun	2.8 m	Silt sableux brun jaune à argileux sableux vert clair	3.6 m	Silt sableux brun jaune à argileux sableux vert clair	5.6 m
Sable Landénien	Argile sableux vert	3.8 m	-	-	-	-
Craie Sénonien (Coniacien)	Craie blanche fissurée	7.25 m	Craie blanche (avec un niveau dur dit Tun)	9.1 m	Craie blanche avec glauconie	11.6 m
Craie Turonien sup	-	-	Craie grise (avec glauconie), banc de meule puis blanche à silex	15.3 m	Craie grise à silex	17.5 m

4. Caractérisation physique des matériaux

Pour procéder à l'identification physique des matériaux, une campagne d'échantillonnage a été effectuée. Pour le limon, l'échantillonnage a été réalisé à la tarière au sein du site ETAGEP pour la partie supérieure (Lehm jusqu'à 1.50 m de profondeur) ; complété par un sondage atteignant le limon profond au niveau d'un bassin d'infiltration situé à la Haute Borne sur une profondeur de 1.20 m (Figures 40 et 41). La caractérisation mécanique a été réalisée à travers plusieurs sondages à la cité scientifique (Figure 40).

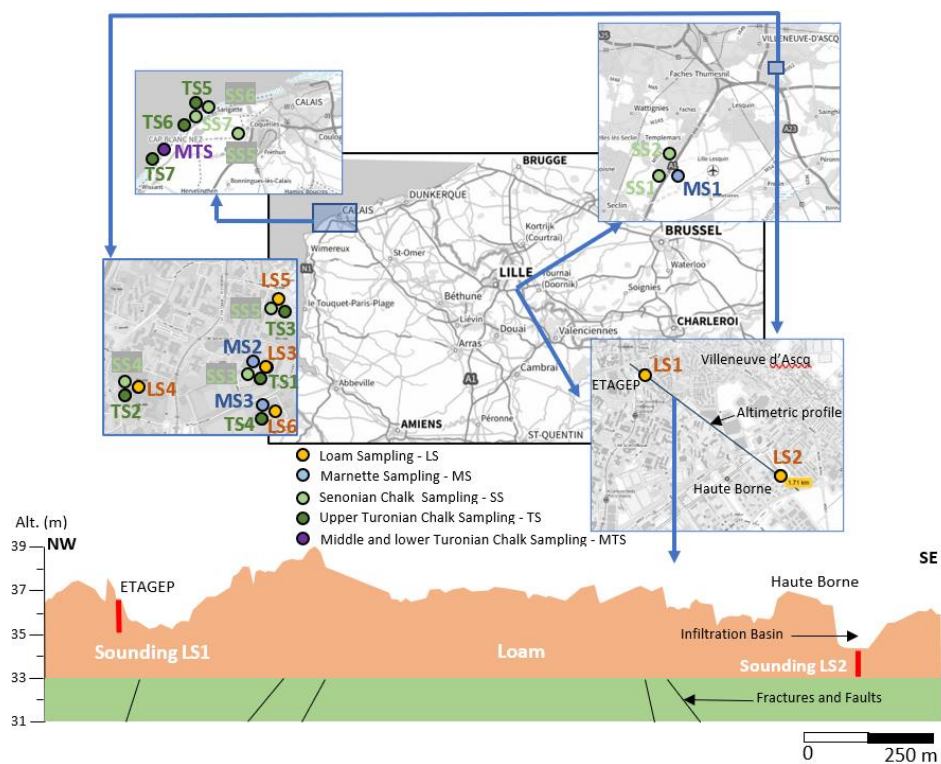


Figure 40 : Localisation des sites d'échantillonnage et coupe synthétique entre le site ETAGEP et le point de la Haute Borne



Figure 41 : Sites d'échantillonnage au Cap Blanc Nez (en haut), l'autoroute A1 à proximité de Seclin (en bas à gauche) et à la Haute Borne à Villeneuve d'Ascq (en bas à droite)

5. Évaluation in situ de la perméabilité

Pour déterminer l'état initial au niveau du terrain expérimental, il était prévu de réaliser des essais Matsuo. Ces essais visent à évaluer la perméabilité d'un sol au niveau d'une tranchée superficielle, et sont adaptés pour le dimensionnement des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales (Mayer 2021). Le modèle Matsuo permet d'estimer la perméabilité comme suit :

$$K = \frac{-C}{60 \times t} \times \ln \left(\frac{h + C}{h_0 + C} \right) \quad (12)$$

Avec :

$$C = \frac{L \times l}{2 \times (L + l)}$$

Avec K (m/s) est la conductivité hydraulique, C (m) est un paramètre géométrique, L (m) est la longueur du fossé, l (m) est la largeur du fossé, h_0 (m) est le niveau d'eau initial et h (m) est le niveau d'eau mesuré.

2 essais Matsuo (tranchées réalisées à la pelle mécanique avec godet à dent) ont été effectués courant avril 2023. Le premier essai a été réalisé à proximité des noues N11 et N6 (Figure 42). La perméabilité a été estimée à $6.6 \cdot 10^{-6}$ m/s. Le deuxième essai a été réalisé du côté Sud-Ouest du terrain, à proximité des noues N1_12 et N1_2. La perméabilité a été évaluée à $5.4 \cdot 10^{-7}$ m/s. Ces résultats concordent avec les premières observations sur le terrain, à la fin du chantier ; les noues N1_12 et N1_2 restaient en eau pendant plusieurs jours, alors que les 10 autres noues avaient des temps de vidange plus courts (vidange complète en moins de 24h).

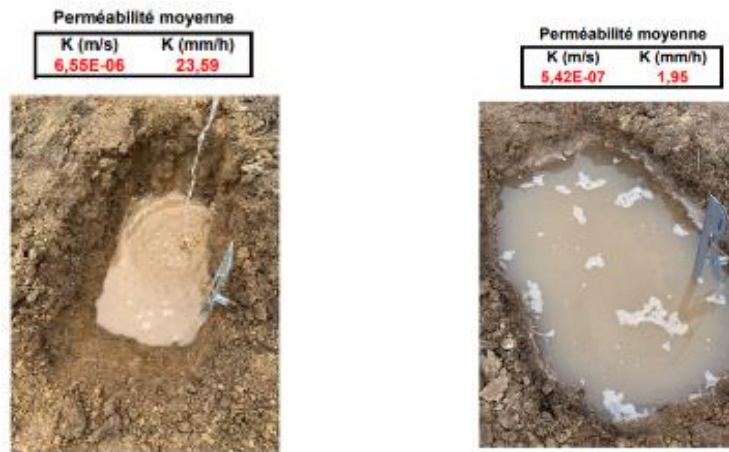


Figure 42 : Essais Matsuo réalisés sur le site pour établir l'état initial

6. Prédimensionnement des noues N6 et N11

Un prédimensionnement de la capacité de stockage des noues a été réalisé pour déterminer les pluies de retour pouvant engendrer un débordement des noues. Pour rappel, le volume de stockage de chacune des noues est de 1.68 m³.

Pour cela, les variables prises en considération sont :

- La période de retour
- La durée de la pluie
- La surface active
- La perméabilité du sol

Le prédimensionnement des noues a été effectué par la méthode des pluies, méthode de référence en France pour le dimensionnement des noues d'infiltration.

La hauteur de la lame d'eau est calculée par la méthode de Montana :

$$H = a t^{1-b} \quad (13)$$

Avec :

H la hauteur précipitée, a et b les coefficients de Montana

Pour définir la courbe des hauteurs d'eaux évacuées en fonction du temps, il faut déterminer le débit de fuite q_s qui correspond au débit d'infiltration dans la noue en fonction du temps, en supposant que ce débit de fuite est constant. La formule du débit spécifique de vidange q_s est :

$$qs = \frac{60000 \times Qf}{Sa} \quad (14)$$

Avec :

qs le débit spécifique de vidange (en mm/min), qf le débit de fuite en m^3/s et Sa la surface active en m^2 .

On détermine ensuite la hauteur vidangée, décrit par la courbe de variation de la hauteur de vidange de l'ouvrage en fonction du temps :

$$h(t) = qs \times t \quad (15)$$

Avec :

$h(t)$ la hauteur vidange en fonction du temps (en mm) et t le temps (en min).

Les simulations des volumes à stocker dans les noues N6 et N11 ont été réalisées pour les périodes de retour de 10, 20 et 30 ans. 5 perméabilités ont été retenues pour les simulations, afin de prendre en compte la variabilité spatiale de la conductivité hydraulique sur le site. Pour les noues N6, le débordement est établi dès la perméabilité 5×10^{-6} m/s pour une période de retour de 30 ans (Figure 43). Pour la noue N11, le débordement arrive pour toutes les configurations simulées (Figure 44).

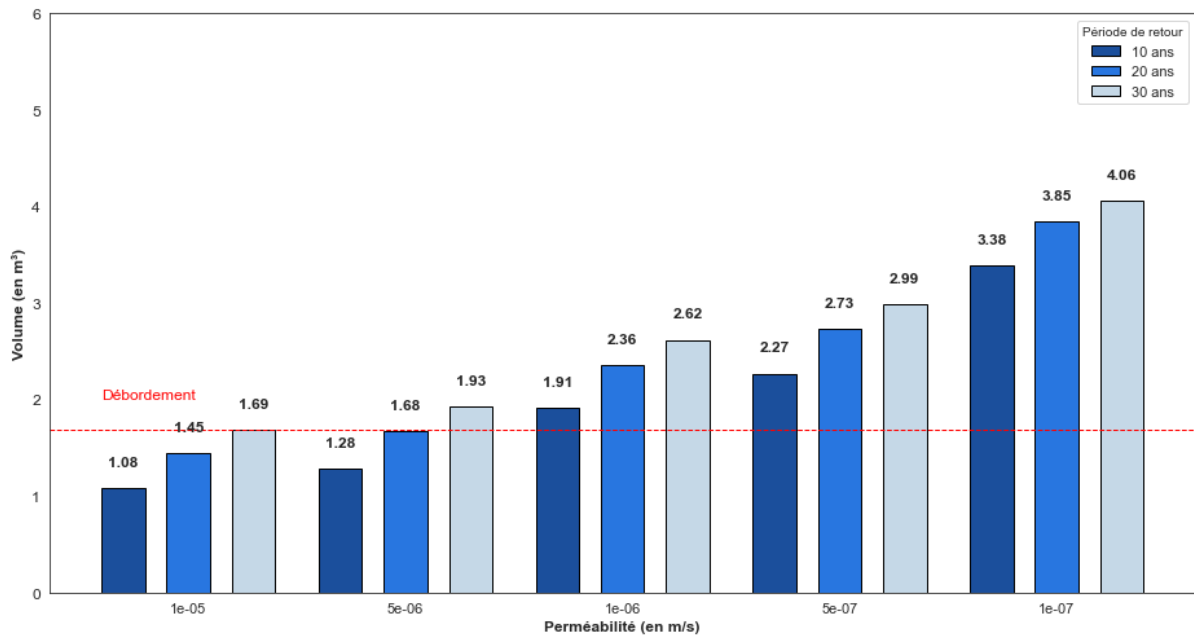


Figure 43 : Calcul par la méthode des pluies des volumes à stocker dans la noue N6

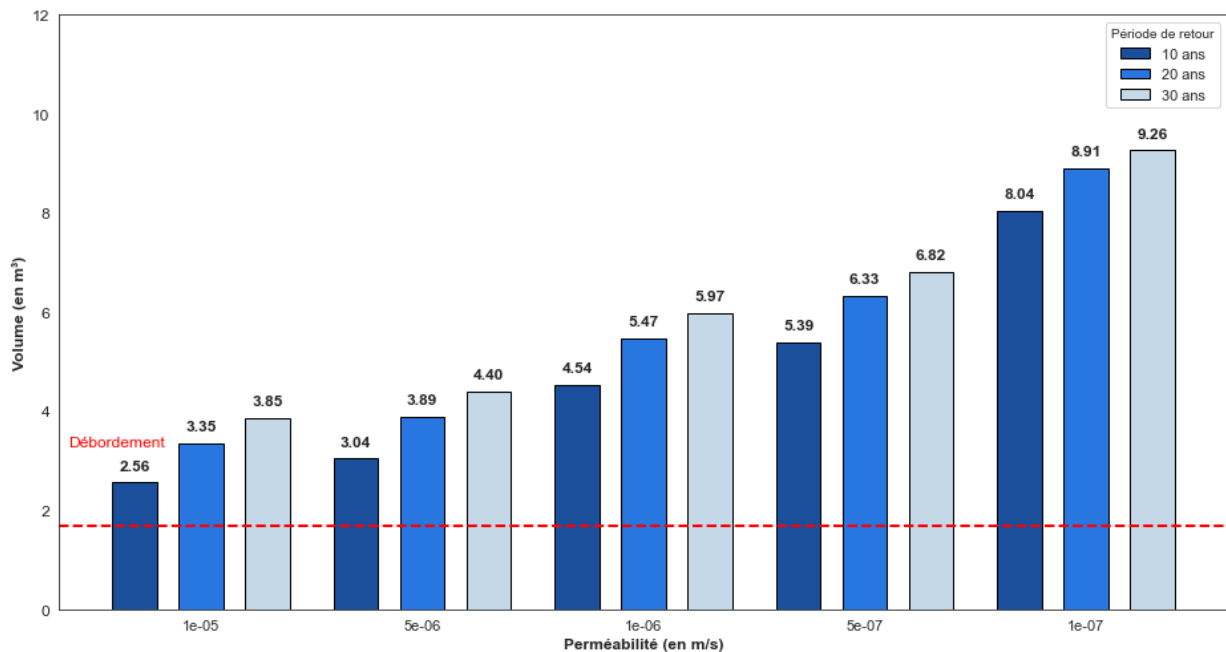


Figure 44 : Calcul par la méthode des pluies des volumes à stocker dans la noue N11

7. Conclusion

Dans ce chapitre, le contexte physique du site ETAGEP a été illustré à travers la géologie, l'hydrogéologie et l'instrumentation mise en place. Les matériaux limoneux présents sur le site et au niveau régional sont bien caractérisés d'un point de vue stratigraphique, granulométrique, minéralogique et hydrologique. L'état initial des paramètres physiques qui caractérisent le site ETAGEP a été donc défini à travers la composition minéralogique des limons, la variation spatiale de la perméabilité et le positionnement piézométrique de la nappe de la craie sénonturonienne. Ces éléments constitueront la référence pour les études réalisés et présentées dans les chapitres qui suivent.

Chapitre 3

Réponse hydrologique des noues

1. Introduction

Le dérèglement climatique représente un défi majeur pour l'environnement (Calvin et al., 2023). Ce dérèglement climatique perturbe les cycles hydrologiques et impacte fortement les fréquences et les intensités des pluies (Clarke, 2022), augmentant par conséquent les risques naturels, notamment les inondations, les coulées de boue ou encore les glissements de terrain (Debortoli et al., 2017).

La gestion des eaux pluviales est un enjeu majeur pour réduire l'impact de ces risques naturels (Alim et al., 2023). Cette gestion repose sur la collecte et le traitement au niveau des stations d'épuration (Diogo et al., 2018). Ce mode de gestion, lorsqu'il est unitaire, combine les eaux pluviales, restituables à la nappe, aux eaux usées, induisant des surplus volumétriques et à l'origine d'une consommation énergétique excessive pour leur traitement avant rejet au milieu naturel (Cardoso et al., 2021). De plus, les réseaux d'assainissement, unitaires ou séparatifs, demandent par ailleurs des opérations de maintenance ; les fuites dans les réseaux imposent un suivi régulier pour éviter les pertes volumétriques et réduire les risques de pollution (Dhakal & Chevalier, 2015 ; Baah et al., 2015). A cela s'ajoute la forte imperméabilisation urbaine qui augmente considérablement les ruissellements accentués par la topographie et les aménagements urbains, et couplés à l'augmentation des fréquences et des intensités des précipitations, représentent un risque croissant d'inondation urbaine (O'Riordan et al., 2021). Pour s'en protéger, les maîtres d'ouvrages doivent recourir à la réalisation d'ouvrages de tamponnement de type bassin d'orage ou déversoir d'orage pour réduire les pics de débit lors des événements pluvieux importants, lorsqu'il est avéré que les réseaux existants sont sous-dimensionnés au vu de l'importance des volumes ruisselés (Acheampong, et al., 2023 ; Yu et al., 2022). Ces ouvrages, de grande dimension et construits en béton armé, nécessitent un foncier important, engagent des travaux de terrassement de grande envergure et mobilisent de quantités très importantes de matériaux de construction, impactant l'environnement et la biodiversité. Cette approche de gestion des eaux pluviales est donc inadaptée pour répondre aux enjeux climatiques et environnementaux auxquels nous faisons face (Eckart et al., 2017).

La gestion durable et intégrée des eaux pluviales repose sur une approche holistique visant à renforcer la résilience et l'adaptation face au dérèglement climatique (Eckart et al., 2017 ; Bak & Barjenbruch, 2022). L'objectif des techniques alternatives est de gérer les eaux pluviales au plus près de son point de chute, principalement par infiltration et évapotranspiration, en vue de la restituer à la nappe à travers le milieu récepteur, de lutter contre l'imperméabilisation et l'artificialisation des sols, de limiter les risques d'inondations, de réduction les pics de débit sur

les STEP, de réintégrer de manière pérenne de la biodiversité en milieu urbain et d'améliorer le cadre de vie par la réduction des îlots de chaleur urbains en période de fortes chaleurs et l'amélioration de la qualité de l'air (Putri et al., 2023 ; Jiang et al., 2022). Ces solutions fondées sur la nature, notamment les noues d'infiltration et les toitures végétalisées répondent à 6 fonctions, notamment le stockage et rétention, infiltration, désimperméabilisation, prétraitement, transport et dépollution (Kanso, 2021). Ces techniques ont été étudiées et traitées dans la littérature pour évaluer les performances hydrologiques, notamment la réduction des volumes de ruissellement et des débits de fuite (Sui & Van de Ven, 2023 ; Liu et al., 2024 ; Guo et al., 2024 ; Xie et al., 2024). De plus, ces ouvrages ont démontré leur efficacité à limiter la pollution par les HAP, ETM et MO (Alyaseri et al., 2017 ; Fardel et al., 2020 ; Dutta et al., 2021). Au-delà de leurs bénéfices écosystémiques, ces techniques alternatives, avec un coût financier faible et un impact carbone bas comparé aux solutions classiques « tout-tuyau » (Khadka et al., 2021 ; Liu et al., 2023 ; Zhu et al., 2023) répondent pleinement aux objectifs de développement durable tout en tenant en compte des contraintes spatiales en milieu urbain (Leng et al., 2022).

Cependant, de nombreux freins empêchent le développement et la généralisation de ces solutions, spécifiquement dans les régions caractérisées par la présence de sols peu perméables, notamment les sols limoneux ou argileux. Les recommandations françaises préconisent, pour les noues d'infiltration, la mise en place de systèmes de drains/massifs lorsque la perméabilité est faible (Astee, 2017). Il est donc important d'évaluer expérimentalement la réponse hydrologique des noues d'infiltration sans massifs drainants dans ces zones pour caractériser l'influence des paramètres impactant le dimensionnement de ces ouvrages (Pumo et al., 2023).

Ce chapitre vise à évaluer la réponse hydrologique des noues d'infiltration sur le site pilote ETAGEP, en étudiant l'impact de la perméabilité du sol, de la surface active et de la saturation du sol sur le fonctionnement hydrologique. Pour ce faire, un suivi des niveaux d'eau et des données climatiques sur le site expérimental a été réalisé. Ce suivi a permis de calibrer le modèle numérique SWMM pour la simulation des niveaux d'eau sous différentes configurations et définir les conditions menant à un débordement des noues.

2. Méthodologie

2.1. Instrumentation du site

Cette étude a été réalisée sur le site expérimental « ETAGEP » qui a été mis en place expressément pour cette étude. Le site dispose de 12 noues d'infiltration : la longueur des noues est de 5 m, leur largeur de 2 m et leur profondeur de 0.25 m pour un volume de stockage maximal de 1.68 m³ (Figure 45).

Pour évaluer l'impact des surfaces actives sur la réponse hydrologique des noues, 3 configurations de surfaces imperméabilisées ont été retenues (Tableau 5) : N1 (0 m²), N6 (50 m²), N11 (100 m²).

Tableau 5 : Surfaces actives en fonction des configurations des noues

Surface	N1	N6	N11
Surface imperméabilisée	0 m ²	50 m ²	100 m ²
Surface d'infiltration	10 m ²	10 m ²	10 m ²
Surface active totale	10 m ²	60 m ²	110 m ²



Figure 45 : Illustration des noues N11 (à gauche) et N6 (à droite) avec surfaces actives correspondantes

Pour suivre les performances hydrologiques des noues, des capteurs de niveaux d'eau ont été installés dans chaque noue, permettant de suivre en continu la variation des hauteurs d'eau en fonction du temps. Une station météorologique a été mise en place sur le site. Un pluviomètre à auget permet de suivre les cumuls de précipitations et la construction des hyétogrammes des

épisodes pluvieux. La station météo est également équipée de capteurs de température et d'humidité de l'air, de pression atmosphérique, de vitesse du vent et de rayonnement net. L'ensemble des capteurs a été configuré avec un pas de temps de mesure de 10 minutes. Les données sont automatiquement envoyées par télétransmission (FTP) aux serveurs dédiés au projet. La configuration globale, les détails techniques et la précision des capteurs ont été détaillées dans le chapitre 2.

2.2. Géologie et hydrogéologie locale

Le site expérimental se situe dans une zone caractérisée par la présence d'une couverture limoneuse quaternaire (loess), d'épaisseur 4 mètres, reposant sur la craie séno-turonienne d'âge Crétacé (Cary et al., 2014, Darwishe et al., 2017, El Khattabi et al., 2018). Cette formation crayeuse représente la principale ressource en eau potable de la métropole (Bernard et al., 2008, Serhal et al., 2009). La nappe phréatique, se situant à environ 10 m de profondeur au droit du site, elle n'interagit pas avec les noues.

La caractérisation de la texture du sol a été effectuée par granulométrie laser (Mastersizer 3000, Malvern) sur 3 échantillons à proximité immédiate des noues N11 et N6. Le sol est un silt (USDA, 1993) composé à 15.0 % de sable, 81.6 % de limon et 3.4 % d'argile (Figure 46).

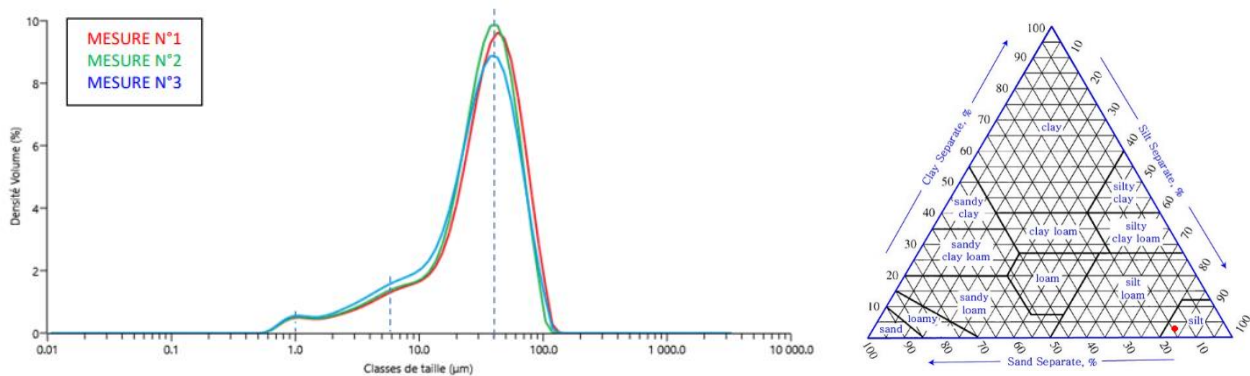


Figure 46 : Distribution de la granulométrie et classification des sols limoneux échantillonnés

2.3. Perméabilité

La perméabilité au niveau du site expérimental a été estimée par 2 approches. La première approche s'est basée sur les essais Matsuo (Mayer, 2021). La perméabilité a été estimée à $6.6 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ à proximité des noues N11 et N6. Ces valeurs sont proches des estimations réalisées par les fonctions de pédotransfert : Cette approche se base sur l'évaluation de la perméabilité par la texture du sol. L'outil Rosetta (Rubio, 2008 ; Alvarez-Acosta et al., 2012 ; Šimůnek et

al., 2024) a permis d'évaluer la perméabilité entre $7.1 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ et $8.1 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$. Ces valeurs de perméabilité sont conformes aux valeurs caractéristiques des limons, allant de 10^{-5} à 10^{-8} m s^{-1} (Musy & Soutter, 1991).

2.4. Simulation sur SWMM

Le logiciel EPA SWMM est l'outil numérique de simulation le plus utilisé pour la caractérisation des performances des aménagements de gestion intégrée (Arjenaki et al., 2021 ; Ahmad et al., 2024). Ce code de calcul dispose d'un outil permettant de modéliser les ouvrages de gestion intégrée et de configurer les paramètres géométriques et hydrauliques en fonction du type d'ouvrage de gestion intégré choisi. Il dispose plus spécifiquement d'un module « Vegetative Swale », permettant de modéliser les noues d'infiltration et de simuler leurs performances hydrologiques (Tableau 6). Ce module est particulièrement adapté au dimensionnement des noues, il permet en effet d'intégrer les caractéristiques géométriques des noues, notamment la pente longitudinale, la pente transversale et la hauteur des redans. Les autres modules de LID de SWMM, notamment « Biorentention swale », ne permettent pas de prendre en compte les pentes latérales des noues.

Tableau 6 : Paramètres du modèle SWMM

Couche	Paramètres	Valeur retenue
1	Hauteur de stockage (mm)	250
	Fraction volumique de la végétation	0.02
	Rugosité (Manning)	0.01
	Pente des surfaces imperméabilisées (%)	2
	Pente longitudinale (%)	0
	Pente latérale de la noue	2.3

Par ailleurs, cet outil a été largement étudié pour évaluer spécifiquement la réponse des noues d'infiltration et leur efficacité dans la réduction des débits de pointe et des débordements des réseaux d'assainissement (Xian et al., 2021, Yang et al., 2024). Le paramétrage initial du modèle correspondant aux caractéristiques des noues expérimentales est présenté dans le tableau 6. Les

valeurs de fraction volumique de la végétation et la rugosité ont été retenues suivant les recommandations du logiciel et des valeurs de la littérature (Rossman, 2015).

Dans SWMM, le fonctionnement hydrologique du site a été modélisé en définissant deux surfaces de ruissellement distinctes, chacune caractérisée par ses propres paramètres, notamment la pente, la rugosité et le pourcentage d'imperméabilisation (Figure 47). Ces deux sous-bassins ont été configurés pour drainer vers une noue, représentée dans le modèle comme un élément de stockage linéaire capable de ralentir l'écoulement et de favoriser l'infiltration. La noue est ensuite connectée à un outlet, qui sert de point de sortie du système. Cette configuration permet de simuler la hauteur d'eau dans la noue, et ainsi calibrer le modèle hydrologique sur la base des données de niveau d'eau mesurées au niveau des noues expérimentales.

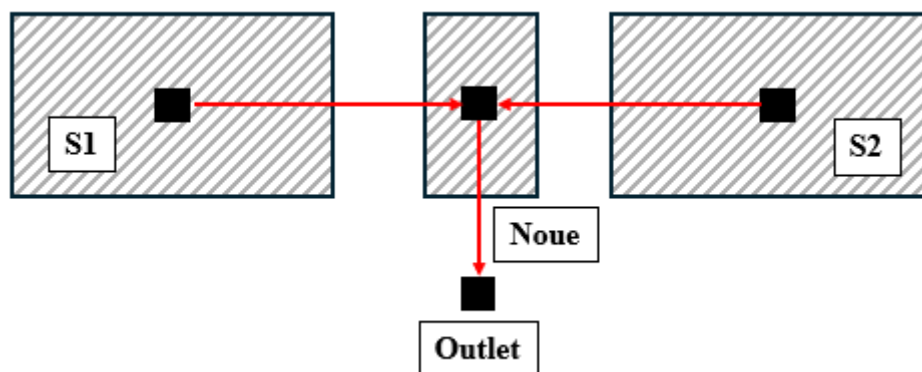


Figure 47 : Configuration des surfaces actives et des noues sur SWMM

Le modèle d'infiltration retenu est le modèle Green-Ampt (Green & Ampt, 1911). Le choix s'est porté sur ce modèle, il permet de prendre en compte la saturation initial du sol et d'intégrer le potentiel de succion en fonction du type de sol. Le potentiel de succion retenu dans le modèle est de 150 mm (Rossman, 2015), pour un déficit initial de 0.1 (soit une saturation de 90%).

L'évapotranspiration potentielle a été évaluée par le modèle Penman Montheith FAO-56 (Allen et al., 2006). La bonne corrélation entre les niveaux mesurés et les niveaux simulés se fait à base du coefficient NSE (McCuen et al., 2006 ; Rosa et al. 2015).

3. Résultats

3.1. Suivi des données climatiques

L'évaluation de l'évapotranspiration se base sur les paramètres climatiques tel que la température, l'humidité, la pression atmosphérique et le rayonnement net. Le suivi de ces paramètres a débuté en aout 2023 (Figure 48).

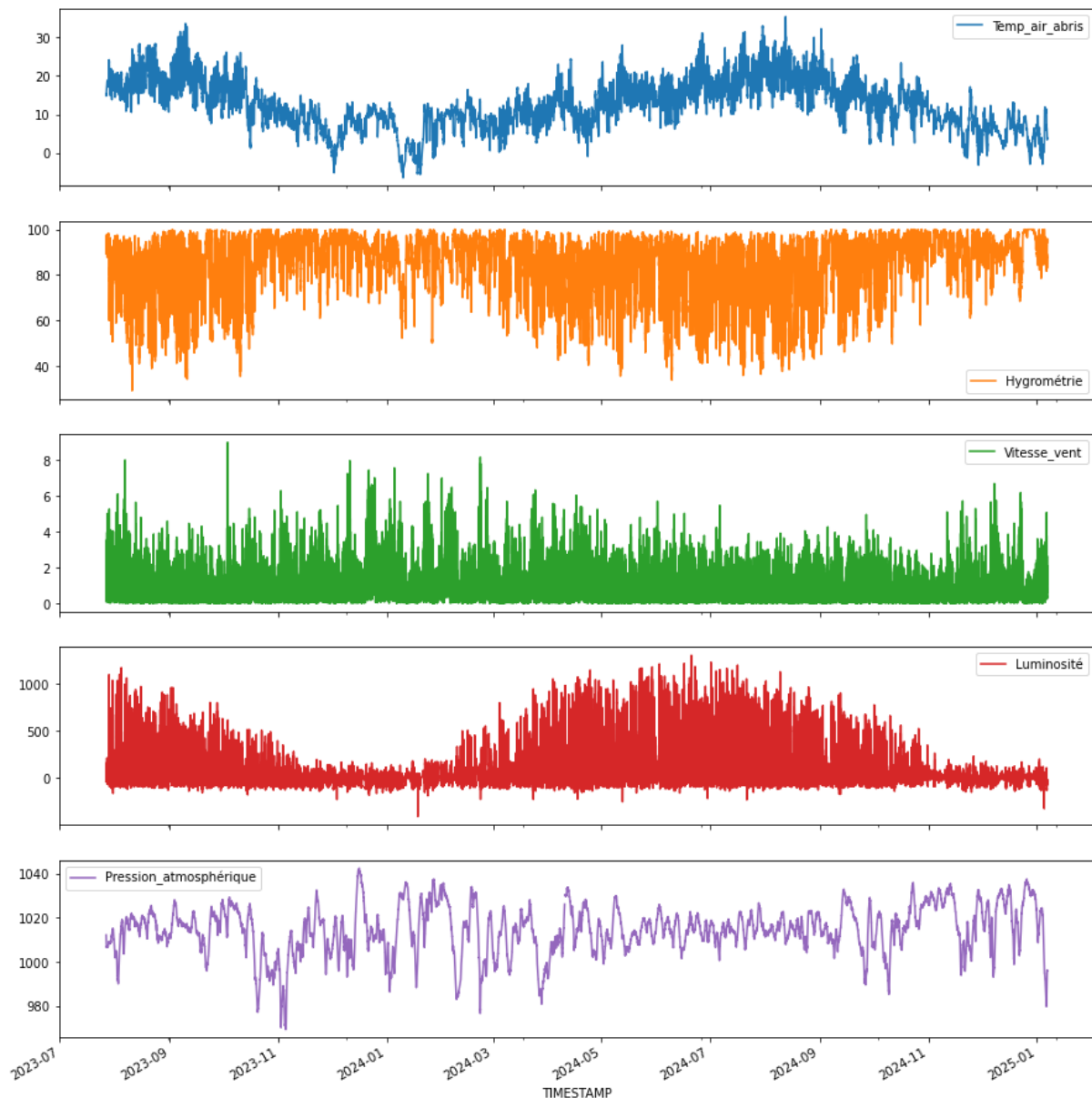


Figure 48 : Variation des paramètres climatiques

3.2. Estimation de l'évapotranspiration potentielle quotidienne

L'évapotranspiration potentielle permet d'évaluer la hauteur d'eau équivalente d'évaporation et de transpiration au niveau des noues. La valeur d'ET0 est globalement plus élevée lorsque la

température et le rayonnement solaire net sont élevés. C'est le cas notamment en été, au début de l'automne et au printemps, avec des valeurs d'ET0 quotidiennes supérieures à 2 mm. Inversement, les valeurs de ET0 les plus faibles sont constatées lorsque la température et le rayonnement net sont faibles, notamment en fin d'Automne, en Hiver et au début du Printemps, avec une évapotranspiration quotidienne inférieure à 2 mm.

L'évapotranspiration potentielle quotidienne du site expérimental a été estimée suivant le modèle PM FAO (Figure 49).

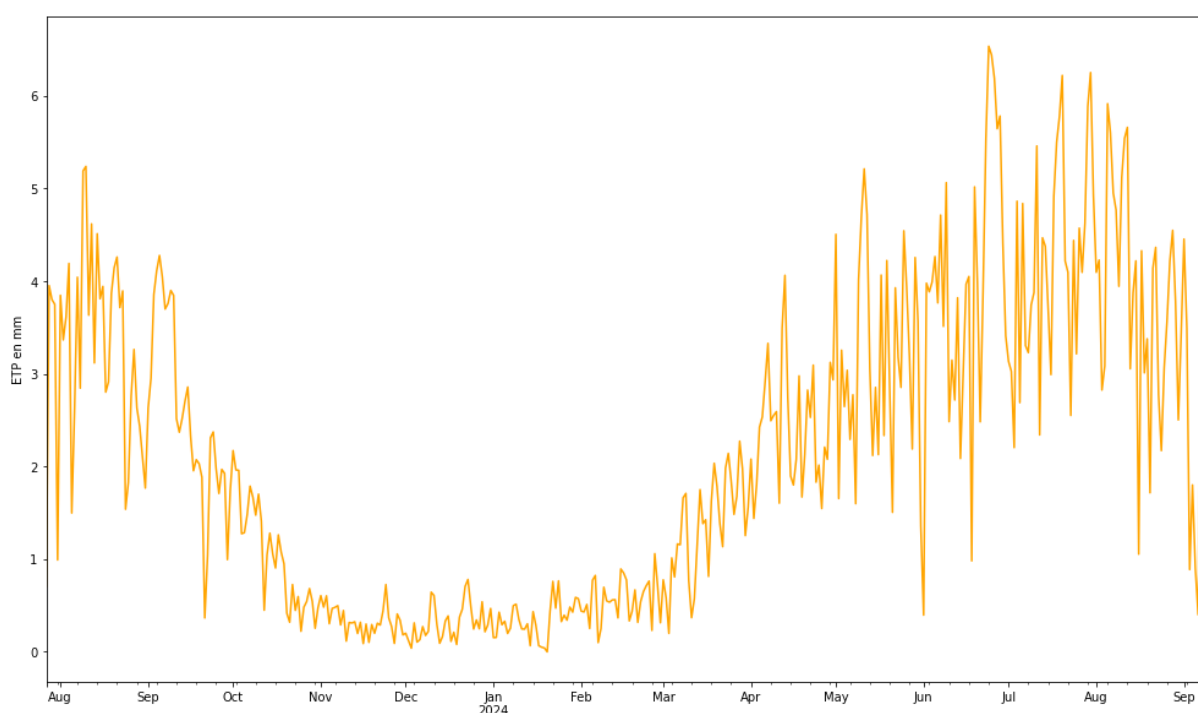


Figure 49 : Variation de l'évapotranspiration potentielle (PM FAO)

Les résultats ont été comparés aux données d'ET0 au niveau de la station Lille Lesquin. La forte correspondance des résultats confirme la bonne estimation de l'ET0 sur le site expérimental ETAGEP (Figure 50).

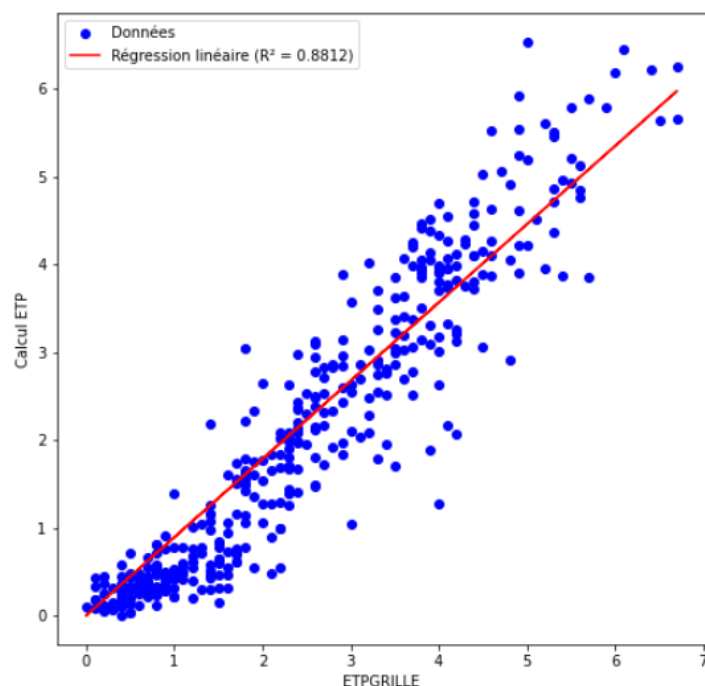


Figure 50 : Comparaison de l'ET0 calculée sur le site ETAGEP à celle de la station météo Lille-Lesquin

3.3. Simulation de la réponse hydrologique des noues

3.3.1. Calibration et validation du modèle sur SWMM

L'étude s'est concentrée sur la période du 20/09/2023 au 22/10/2023. Cette période a été caractérisée par quatre épisodes pluvieux importants (Tableau 7), qui ont entraîné des cumuls de précipitations de 79 mm, avec un événement majeur de 31,5 mm. L'intensité moyenne et maximale des épisodes de pluie est détaillée dans le tableau. Au cours de cette période d'étude, l'évapotranspiration potentielle, telle que déterminée par le modèle FAO-56 de Penman Montheith, n'a pas dépassée une valeur quotidienne de 2 mm.

Tableau 7 : Évènements pluvieux avec leurs intensités moyennes et maximales

Jours	Précipitations	Durée	Intensité moyenne	Intensité maximale	ET0
21/09/2023	31.5 mm	14.5 h	2.2 mm/h	27.0 mm/h	0.3 mm
13/10/2023	10.1 mm	8.2 h	1.2 mm/h	27.0 mm/h	0.8 mm
18/10/2023	9.8 mm	4.7 h	2.1 mm/h	7.8 mm/h	0.9 mm
20/10/2023	10.8 mm	10.2 h	1.1 mm/h	4.8 mm/h	0.3 mm

La réponse hydrologique doit répondre à des exigences géométriques et réglementaires spécifiques. Il s'agit notamment de veiller à ce que le niveau maximal ne dépasse pas la limite de débordement (250 mm) et à ce que le temps de vidange soit inférieur à 48 ou 72 h, selon les recommandations locales (Astee, 2017).

Les noues ont stocké et géré des volumes variables au cours de cette période, en fonction des zones d'apports. Les précipitations du 21 septembre ont été les plus fortes. Au cours de cet épisode pluvieux, les précipitations ont atteint une hauteur cumulée de 31,5 mm en 14,5 h, ce qui a donné, pour la noue N11, un niveau d'eau maximal de 229 mm (Figure 51), ce qui correspond à un volume de 1,49 m³. Pour la noue N6, le niveau d'eau maximal a atteint 153,1 mm (Figure 52), correspondant à un volume de 0,81 m³ lors de cet épisode pluvieux.

Trois autres épisodes de fortes pluies se sont produits au cours de la période d'étude, variant entre 9,8 mm et 10,8 mm. Par conséquent, ces événements ont généré un ruissellement important dans les deux noues. Un niveau d'eau maximal de 125,8 mm (Figure 51) a été atteint le 13 octobre pour N11, ce qui correspond à un volume de 0,61 m³. Dans la noue N6, le niveau d'eau maximal était de 58,6 mm (Figure 52), ce qui correspond à un volume de 0,19 m³.

Les temps de vidange pendant les quatre épisodes de pluie ont été courts, ne dépassant pas une durée de 9 h et 40 min pour la rigole N11 et de 8 h et 20 min pour la N6 lors de l'événement pluvieux du 21 septembre.

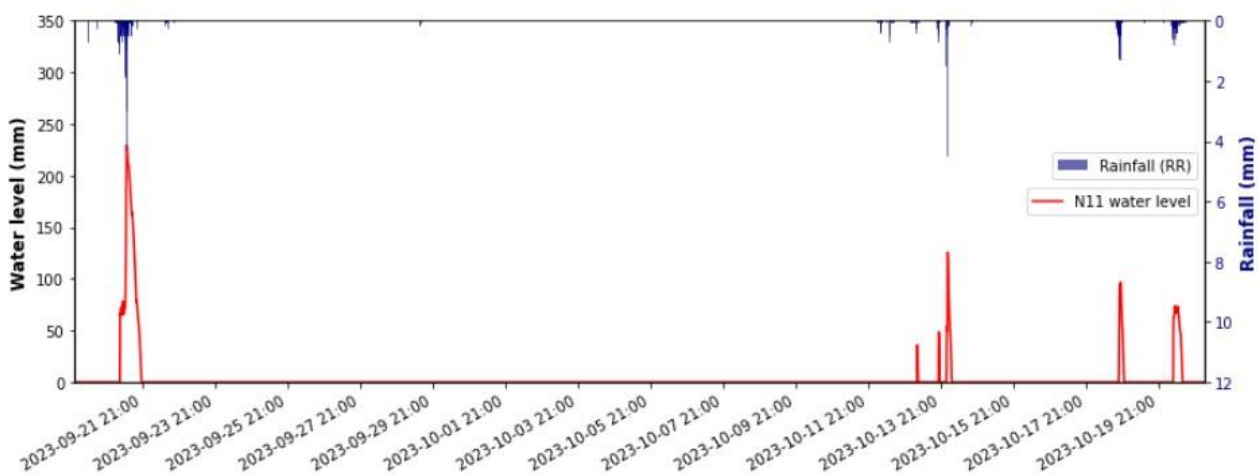


Figure 51 : Niveaux d'eau mesurés dans la noue N11

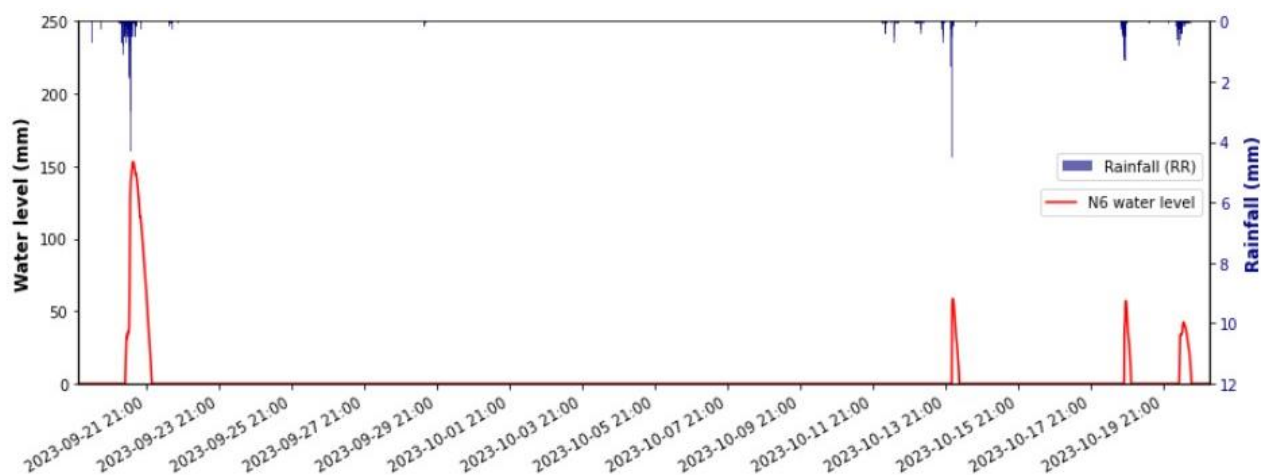


Figure 52 : Niveaux d'eau mesurés dans la noue N6

Les simulations du niveau d'eau dans les noues ont fourni des résultats de prévision qui correspondent aux valeurs observées. Les résultats du coefficient NSE valident la capacité du modèle à simuler avec précision les réponses hydrologiques des noues. Les NSE obtenus pendant la phase de calibration étaient de 0,89 pour N6 et de 0,95 pour N11 (Tableau 8). Au cours de cette phase, des ajustements ont été apportés à la conductivité hydraulique. Les valeurs de conductivité hydraulique ajustées pour N6 et N11 ont été estimées à 11 mm h^{-1} et 27 mm h^{-1} respectivement. La phase de validation a confirmé les performances du modèle, qui a obtenu un NSE de 0,76 pour N6 et de 0,73 pour N11 (Tableau 8).

Tableau 8 : Coefficients NSE obtenus lors de la calibration et de la validation

Noue	Calibration NSE	Validation NSE
N6	0.89	0.76
N11	0.95	0.73

De plus, la vérification des flux modélisés pour le ruissellement superficiel sortant de la noue a été réalisé. Le pourcentage maximal d'outflow pour les noues N6 et N11 est de 4.8% et 5.7% respectivement (Tableau 9).

Tableau 9 : Pourcentage de ruissellement superficiel sortant de la noue

Noue	% outflow
N6	4,8 %
N11	5.7 %

La figure 53 montre les niveaux d'eau mesurés et simulés pendant le processus de calibration pour les noues N6 et N11.

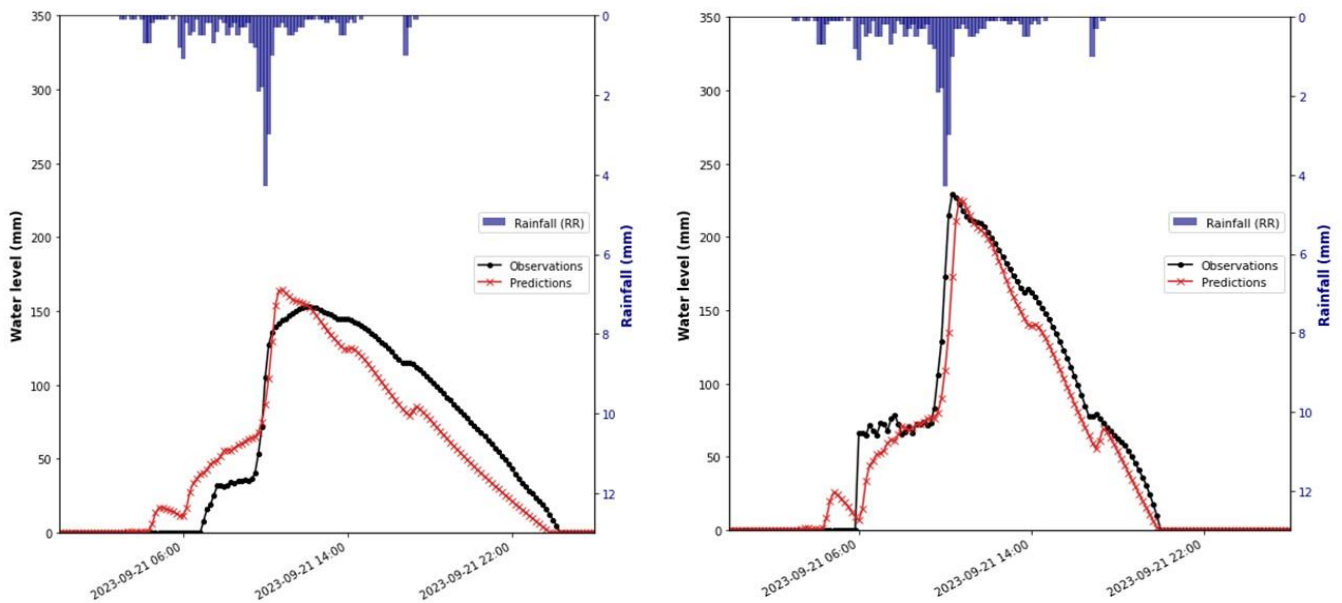


Figure 53 : Simulation des niveaux d'eau de la noue N6 (à gauche) et N11 (à droite)

Les figures 54 et 55 montrent les niveaux d'eau mesurés et simulés pendant le processus de validation pour les noues N6 et N11.

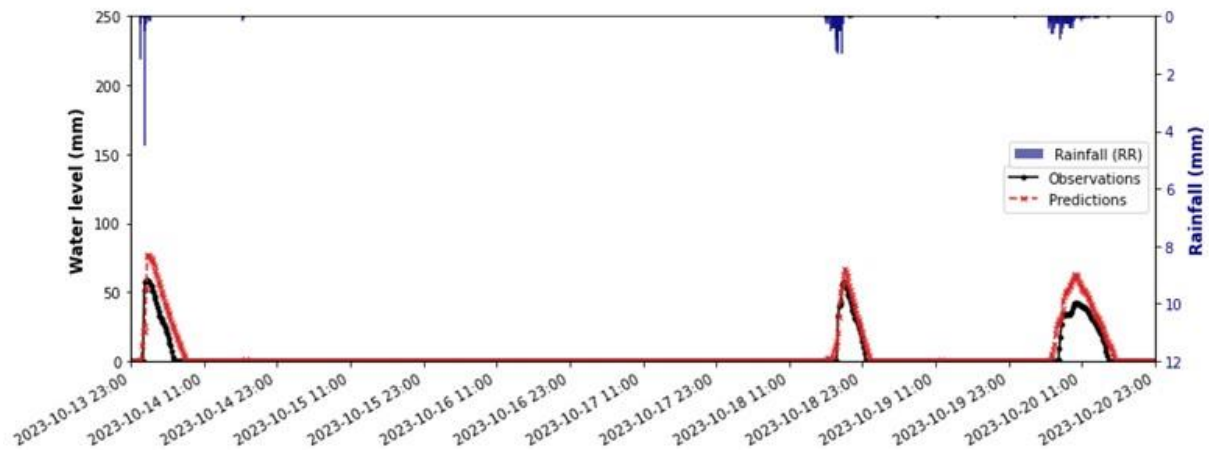


Figure 54 : Simulation des niveaux d'eau dans la noue N11, validation

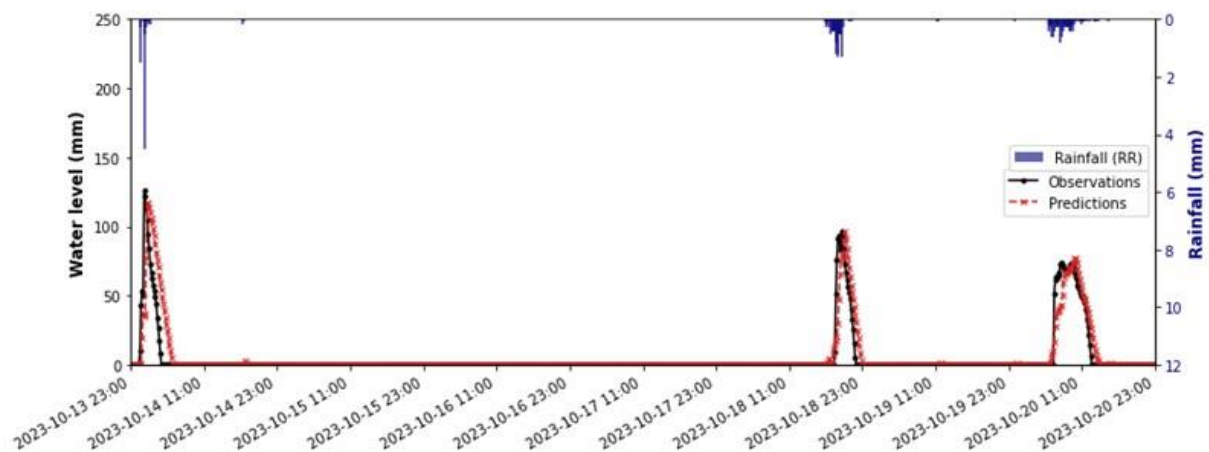


Figure 55 : Simulation des niveaux d'eau dans la noue N6, validation

3.3.2. Écarts de niveaux d'eau

Les résultats de la simulation ont été comparés aux valeurs observées de niveau d'eau et du temps de vidange des noues expérimentales (Tableau 10).

Pour N11, l'erreur de niveau d'eau est satisfaisante, avec une erreur calculée inférieure à 7%. Les niveaux d'eau de pointe simulés de N6 sont précis pour l'événement pluvieux le plus fort (7,3 %). Cependant, la précision du pic d'eau simulé est plus faible pour les niveaux de pic observés inférieurs à 60 mm (de 17,3 % à 48,6 %).

Tableau 10 : Écart en termes de niveau d'eau entre les simulations et les mesures pour les noues N6 et N11

Noue	Précipitations	Niveau d'eau mesuré	Niveau d'eau simulé	Ecart niveau d'eau
N6	31.5 mm	153.1 mm	164.2 mm	-7.3%
	10.1 mm	58.6 mm	77.4 mm	-32.1%
	9.8 mm	57.2 mm	67.1 mm	-17.3%
	10.8 mm	42.4 mm	63.0 mm	-48.6%
N11	31.5 mm	229.5 mm	225.6 mm	1.7%
	10.1 mm	125.8 mm	117.3 mm	6.8%
	9.8 mm	96.7 mm	96.4 mm	0.3%
	10.8 mm	73.9 mm	77.0 mm	-4.2%

Le temps de vidange simulé des noues est fiable pour les événements d'intensité moyenne de pluie élevée (21/09 et 18/10 avec une intensité moyenne de 2,2 mm/h et 2,1 mm/h respectivement). Au cours de ces épisodes de pluie, l'erreur maximale calculée de temps de vidange était de 10,0 % pour N6 et de 21,5 % pour N11 (Tableau 11). L'erreur de temps de vidange était plus élevée pour l'événement pluvieux du 13/10/2023, avec une erreur calculée de 46,2 % pour N6 et de 47,3 % pour N11.

Tableau 11 : Écart en termes de temps de vidange entre les simulations et les mesures pour les noues N6 et N11

Noue	Précipitations	Temps de vidange observé	Temps de vidange simulé	Ecart de temps de vidange
N6	31.5 mm	8h20	9h10	-10.0%
	10.1 mm	4h20	6h20	-46.2%
	9.8 mm	3h50	4h10	-8.7%
	10.8 mm	5h20	6h40	-25.0%
N11	31.5 mm	9h40	9h30	1.8%
	10.1 mm	2h50	4h10	-47.3%
	9.8 mm	2h20	2h50	-21.5%

10.8 mm

3h10

3h00

5.3%

Plusieurs paramètres peuvent expliquer les écarts de niveaux d'eau et de temps de vidange. Tout d'abord, ces écarts pourraient s'expliquer par la valeur du niveau d'eau maximal atteint lors d'un épisode pluvieux, le calcul des écarts dépendant fortement de la valeur initiale, cet écart est d'autant plus important lorsque les hauteurs d'eau sont faibles ; c'est le cas des 3 événements pluvieux, avec des niveaux d'eau de pointe inférieurs à 100 mm pour les noues N6. Les variations morphologiques des fonds des noues pourraient également expliquer ces variations. Le ruissellement simulé pourrait, sur le terrain, différer des hypothèses de simulation, avec des temps de concentration plus ou moins long, impactant ainsi les valeurs des niveaux d'eau simulés. Une autre hypothèse serait la valeur de saturation retenue dans le modèle ; cette valeur de déficit initiale introduite dans le modèle était de 0.1 (soit un degré de saturation de 90 %). Enfin, l'hétérogénéité locale du sol limoneux et l'existence d'écoulements préférentiels dans les noues pourraient expliquer ces écarts.

3.3.3. Effet de la perméabilité et des surfaces actives sur la réponse hydrologique pour un épisode orageux

La réponse hydrologique est influencée par la taille du bassin versant et la perméabilité du sol. Pour évaluer l'impact de ces facteurs, nous avons considéré dans les simulations l'événement pluvieux le plus important, à savoir celui du 21/09/2023. Six configurations de surfaces imperméabilisées, allant de 50 à 100 m² (Tableau 12), et huit perméabilités (allant de 1×10^{-6} m/s à 8×10^{-6}) ont été considérées.

Tableau 12 : Configurations des noues simulés en termes de surfaces imperméabilisées

Noue	Surface imperméabilisée totale
N6	50 m ²
N7	60 m ²
N8	70 m ²
N9	80 m ²
N10	90 m ²
N11	100 m ²

Les simulations donnent un aperçu sur les facteurs de débordement. Les noues avec des surfaces actives plus petites (N6 à N9) n'ont pas atteint le niveau de débordement critique de 250 mm. Cependant, pour N10 (90 m²) et N11 (100 m²), le niveau d'eau critique a été atteint avec des valeurs de perméabilités inférieures à 2×10^{-6} m/s et 4×10^{-6} m/s respectivement (Figure 56).

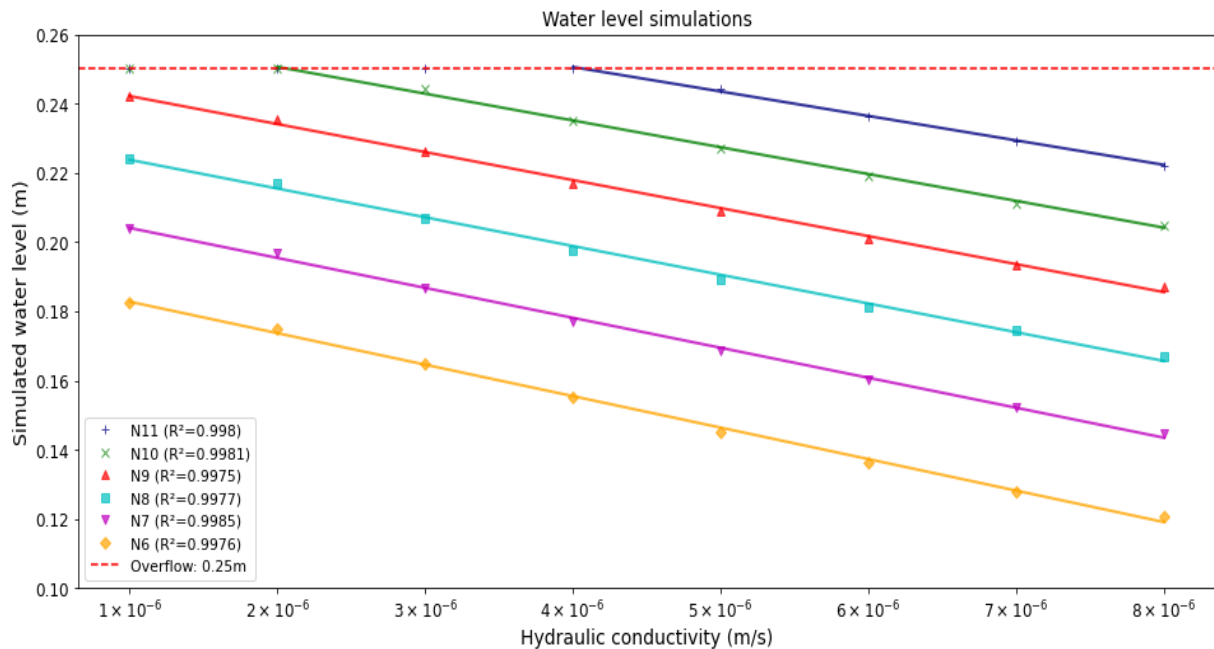


Figure 56 : Simulation des niveaux d'eau de pointe pour différentes configurations

3.4. Étude de sensibilité de la performance hydrologique des noues

Le modèle SWMM étant calibré et validé, une généralisation de l'approche a été réalisée. L'objectif est de caractériser la réponse hydrologiques (niveaux et volumes d'eau de pointe) des noues suivants 4 paramètres, à savoir les précipitations (5 valeurs), les surfaces actives (10 valeurs), les perméabilités (4 valeurs) et le degré de saturation du sol (11 valeurs), ce qui représente 2200 simulations.

Pour les précipitations, les simulations ont porté sur des pluies de 5 intensités différentes (5 mm h⁻¹, 10 mm h⁻¹, 20 mm h⁻¹, 30 mm h⁻¹, 50 mm h⁻¹) pour une durée de pluie d'une heure. Concernant les surfaces actives, le choix s'est porté sur le coefficient S_{ratio} , qui décrit le rapport entre les surfaces imperméabilisées et la surface d'infiltration, pour des valeurs allant de 1 à 10, avec un pas de 1. Les 4 valeurs de perméabilité (et les valeurs de potentiel de succion correspondantes) retenues correspondent aux ordres de grandeur des sols limoneux (Tableau 13). Pour le degré de saturation, les valeurs retenues vont de 0 à 1 avec un pas de 0.1.

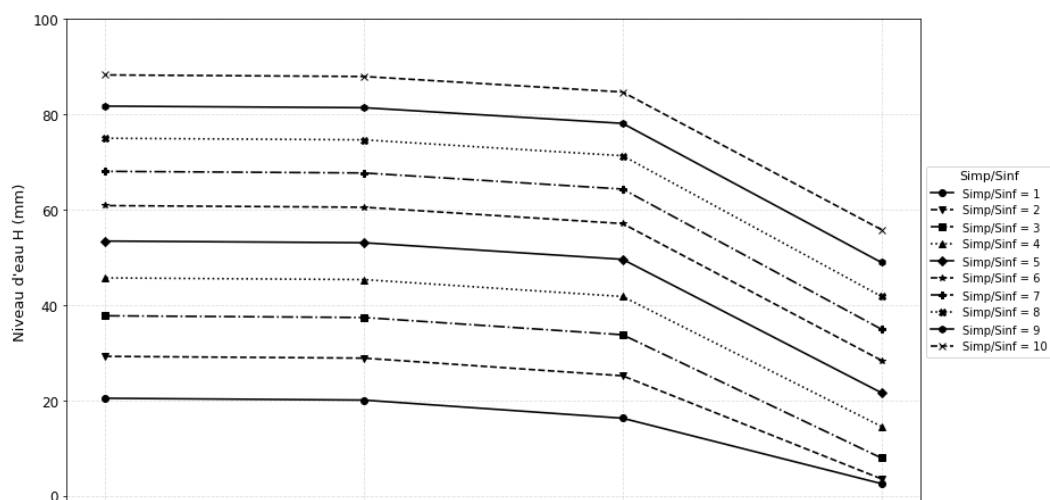
Tableau 13 : Valeurs de perméabilité et de potentiel de succion retenus (issu de Rossman, 2015)

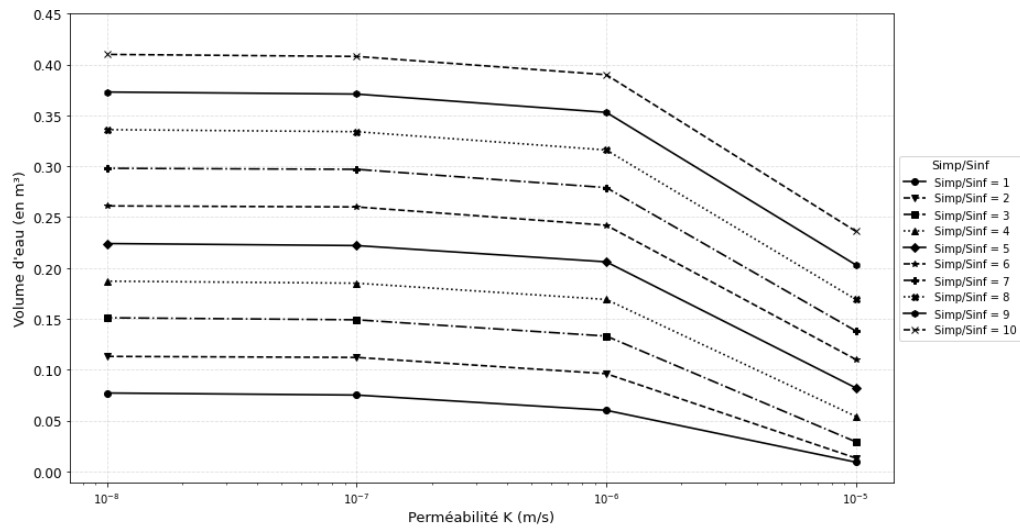
Perméabilité (m/s)	Potentiel de succion (mm)
10^{-5}	60
10^{-6}	150
10^{-7}	290
10^{-8}	320

3.4.1. Simulation des niveaux d'eau et des volumes de pointe en fonction de S_{ratio} et des perméabilités à saturation

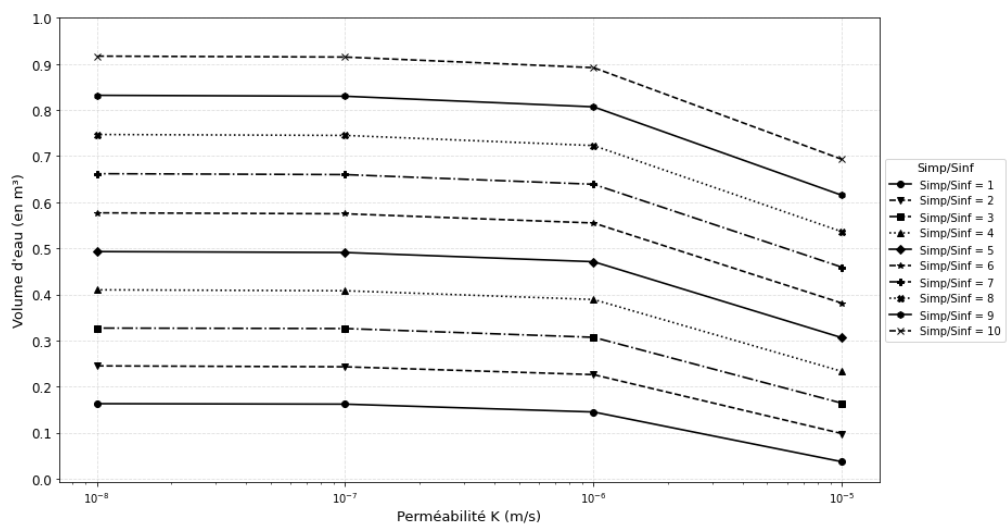
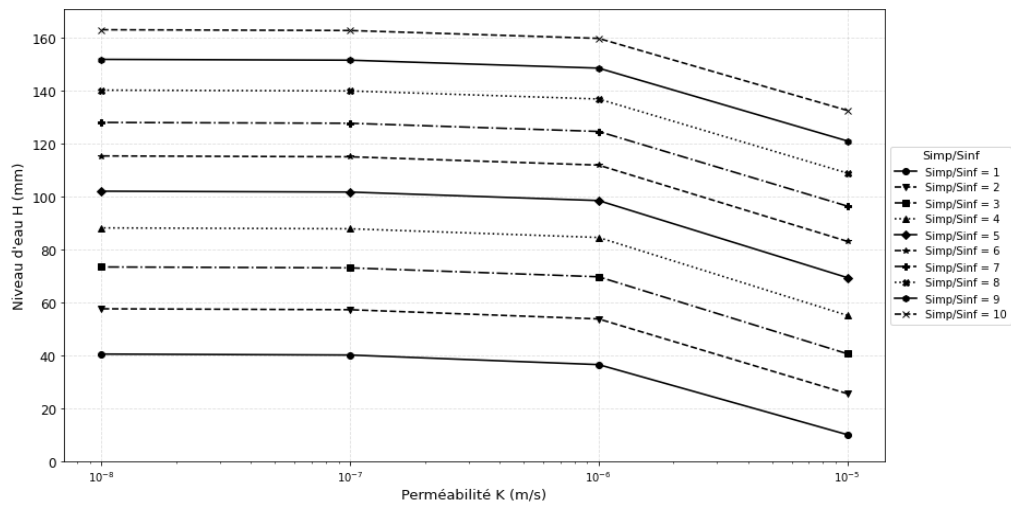
Les résultats des simulations des niveaux d'eau et volumes de pointe dans les noues ont été reportés ci-après (Figure 57). Pour rappel, le niveau d'eau maximal dans la noue avant débordement, est de 250 mm, correspondant à un volume de 1.68 m³.

Scénario 5 mm/h pendant 1h

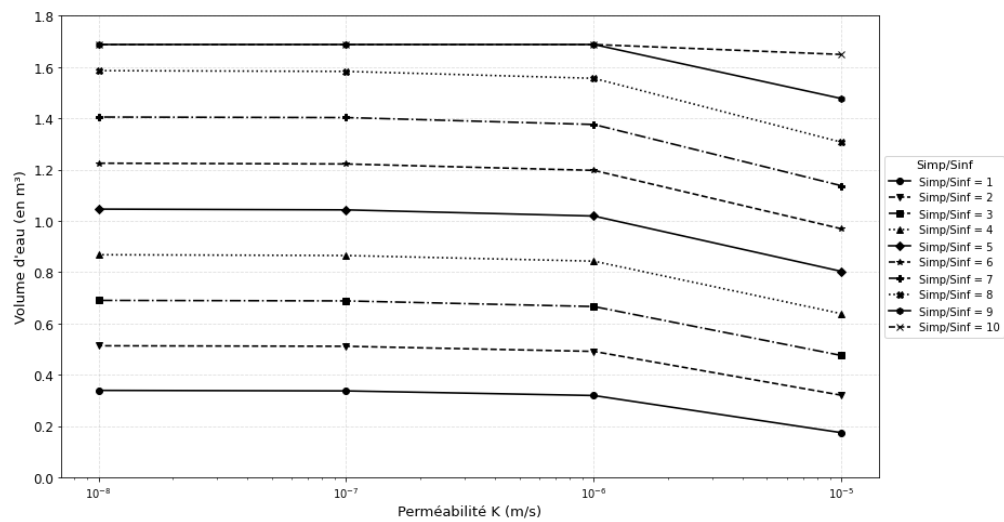
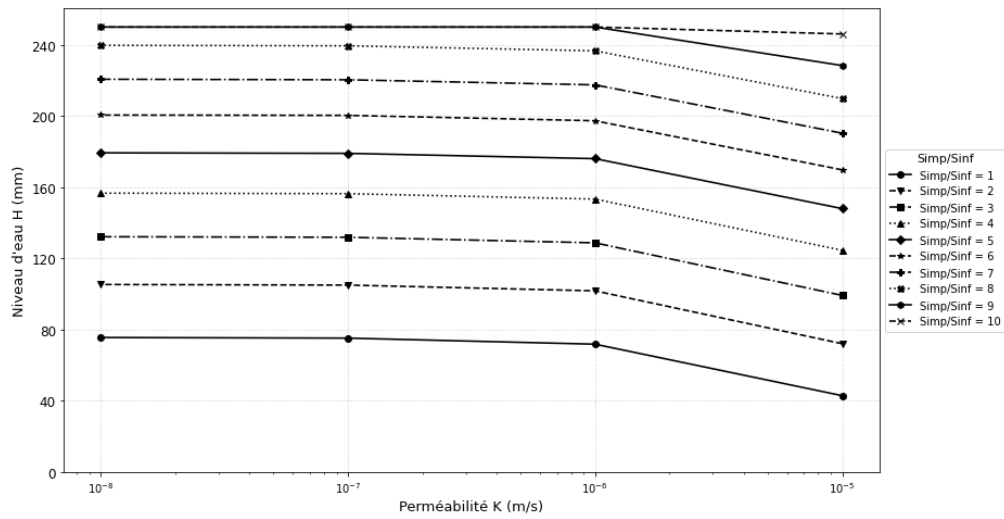




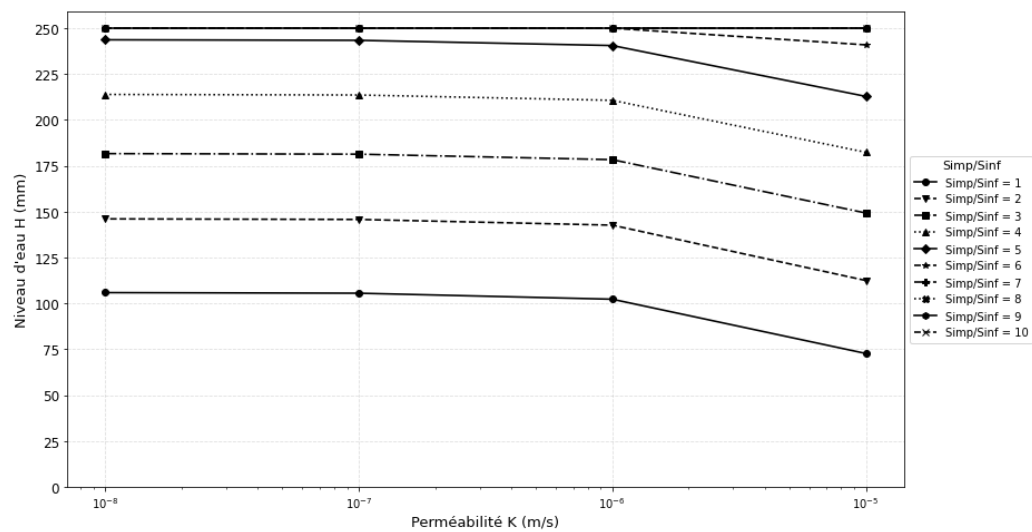
Scénario 10 mm/h pendant 1h

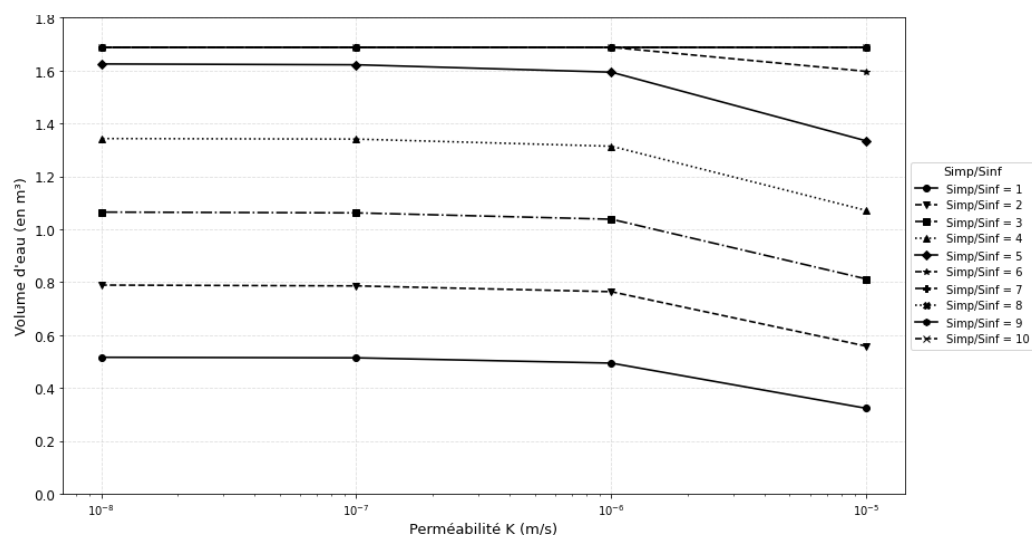


Scénario 20 mm/h pendant 1h



Scénario 30 mm/h pendant 1h





Scénario 50 mm/h pendant 1h

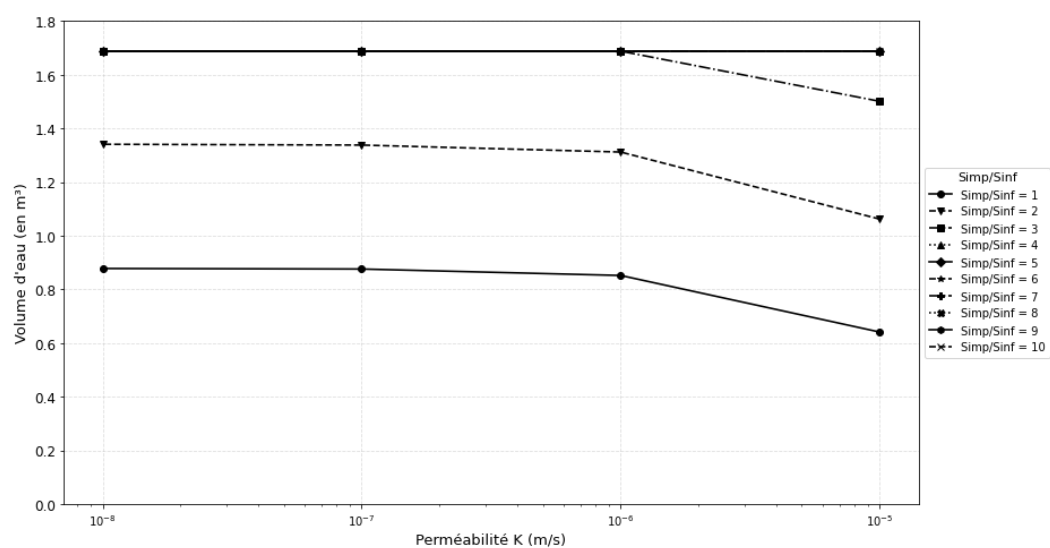
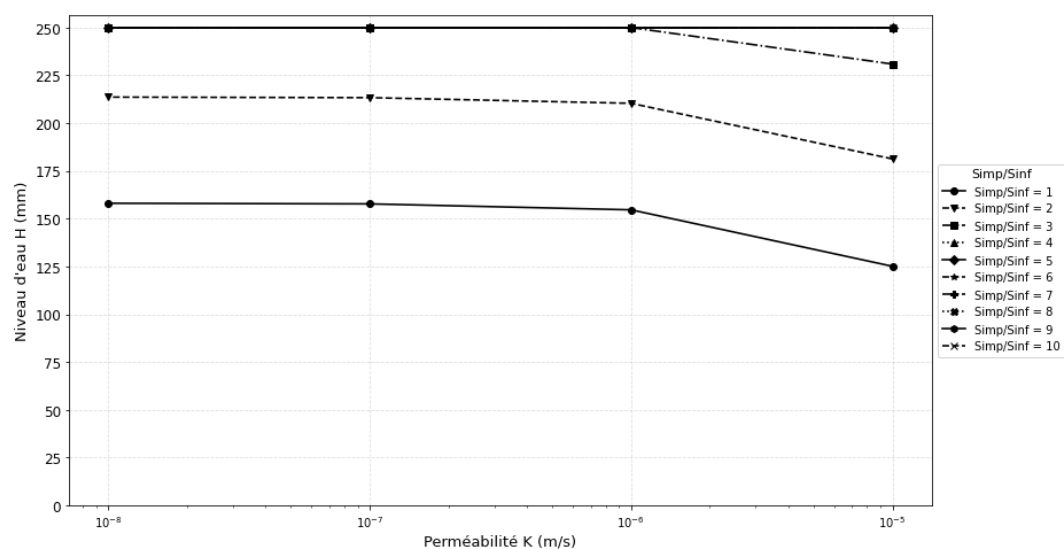


Figure 57 : Résultats de simulations selon les différents scénarios

Les résultats de la modélisation montrent que les noues sont épargnées par les débordements en cas des précipitations de 5 et 10 mm. Les débordements débutant lorsque les précipitations atteignent les 20 mm h⁻¹. Ces débordements ont été observés pour différents S_{ratio} . Ainsi, les débordements sont observés pour des S_{ratio} de 9 et 10 pour les précipitations de 20 mm. Pour les 30 mm, les débordements interviennent lorsque les S_{ratio} sont supérieurs ou égales à 6 et pour 50 mm, ils débutent pour des S_{ratio} de 3.

3.4.2. Impact de la saturation initiale sur la réponse hydrologique

La réponse hydrologique des noues dépend de la teneur en eau volumique du sol. En fonction de la saturation du sol, la capacité d'infiltration peut varier, permettant ainsi de gérer des volumes plus ou moins importants. L'influence de ce paramètre est souvent négligée dans les dimensionnements des noues : l'impact de la saturation du sol étant difficile à identifier, la valeur de perméabilité de sol retenue est celle à l'état saturé, de cette manière, le dimensionnement est sécuritaire, et permet d'éviter des déversements et surverses non pris en compte. A faible degré de saturation, l'abattement des premières lames d'eau par le sol est important, permettant de gérer des volumes plus importants. L'écoulement dans le sol limoneux se traduit par un front d'humectation qui progresse en fonction des propriétés hydrodynamiques du sol (Figure 58)

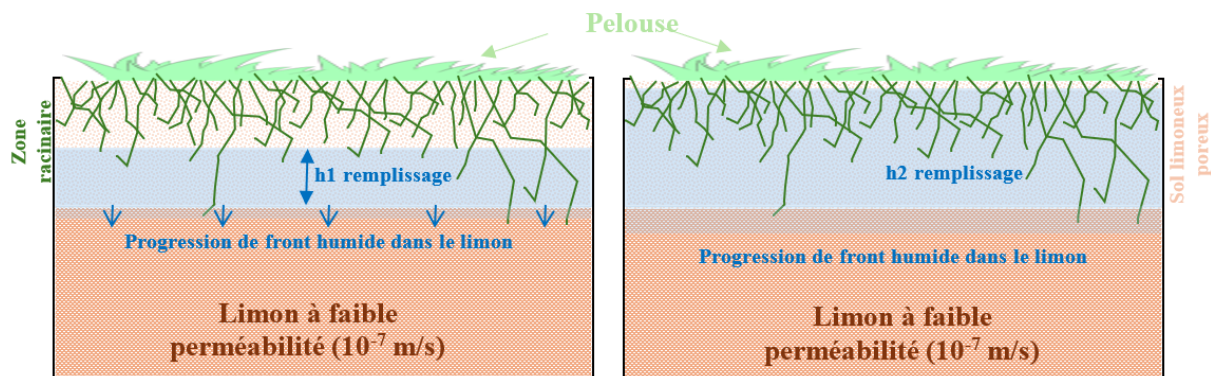
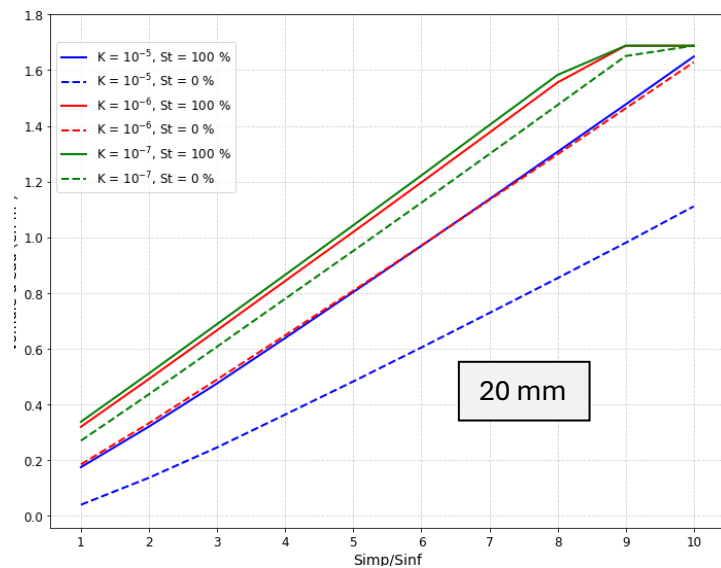
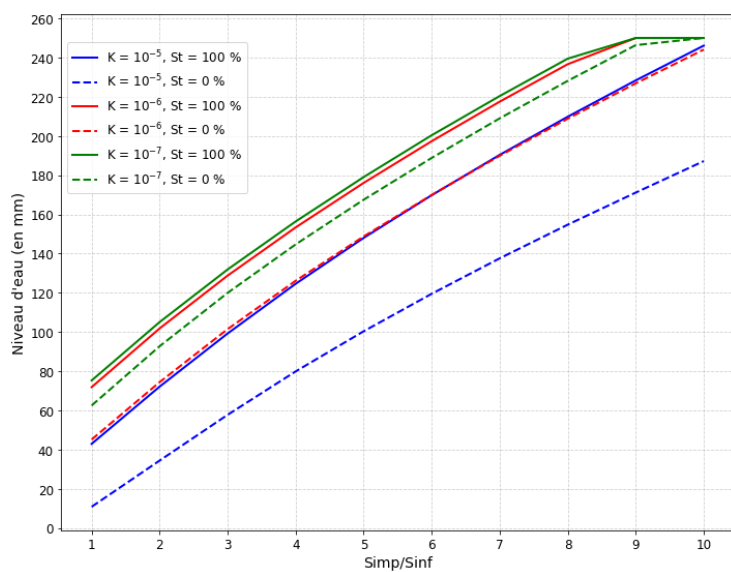
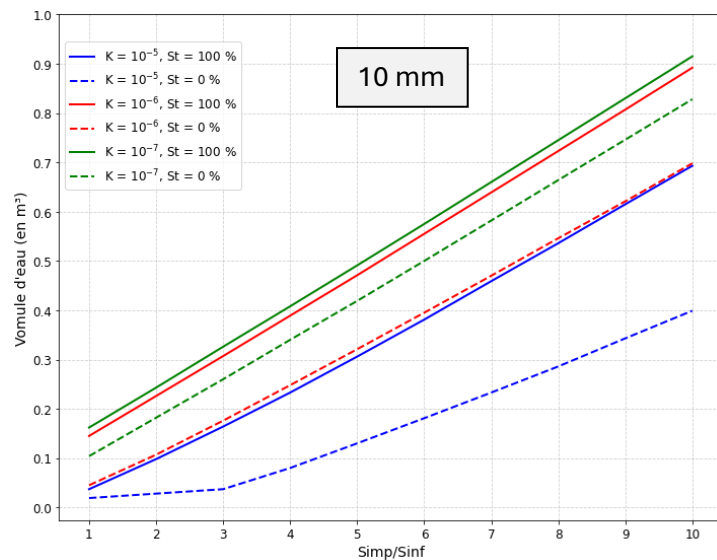
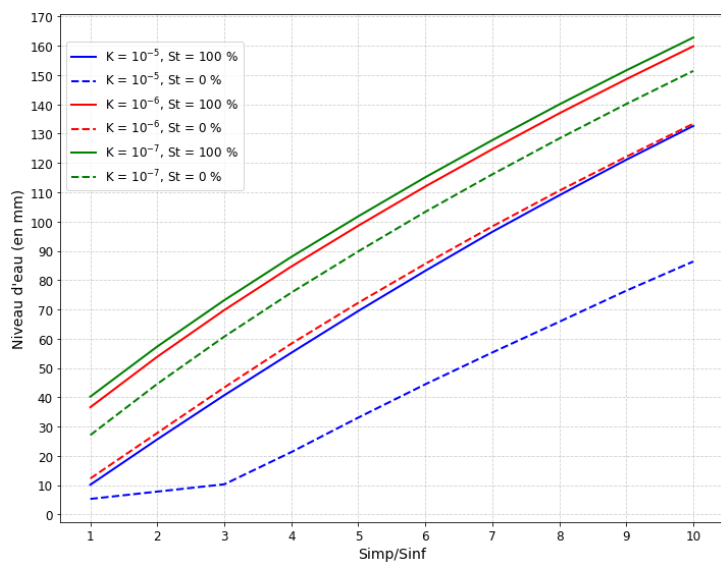
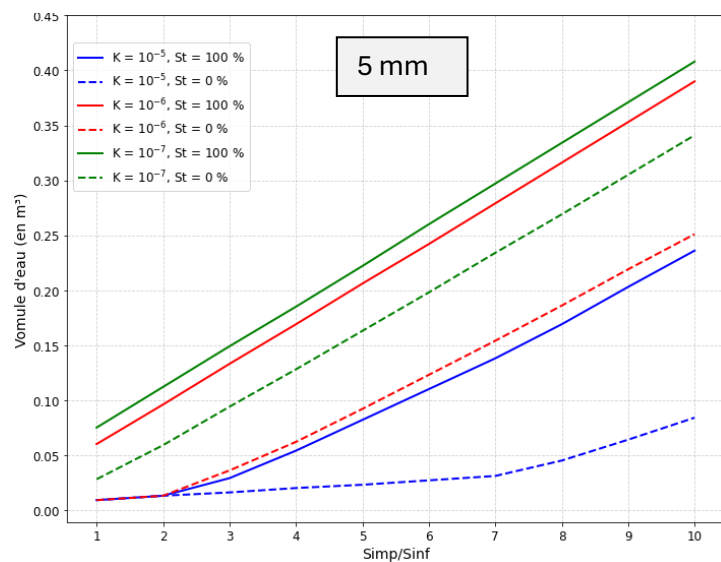
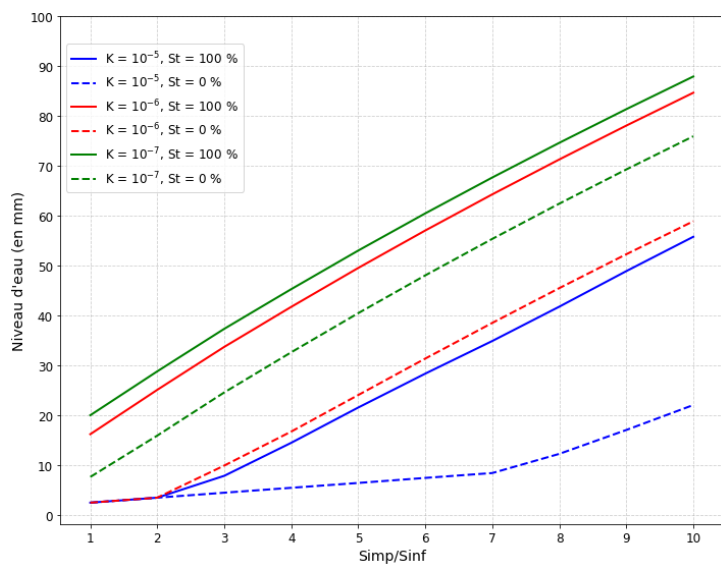


Figure 58 : Illustration du front d'humectation dans les horizons limoneux

Les simulations ont été réalisées en comparant la réponse hydrologique des noues pour un sol initialement saturé ($St = 100\%$) et un sol sec ($St = 0\%$), l'objectif étant de caractériser l'abattement volumique des lames d'eau dans les noues en fonction de la valeur de saturation initiale et en considérant le ratio entre la surface imperméabilisée S_{imp} (surface d'apport dans notre cas 0, 50 et 100 m²) et la surface d'infiltration S_{inf} (surface de la noue dans notre cas 10 m²) (Figure 59).



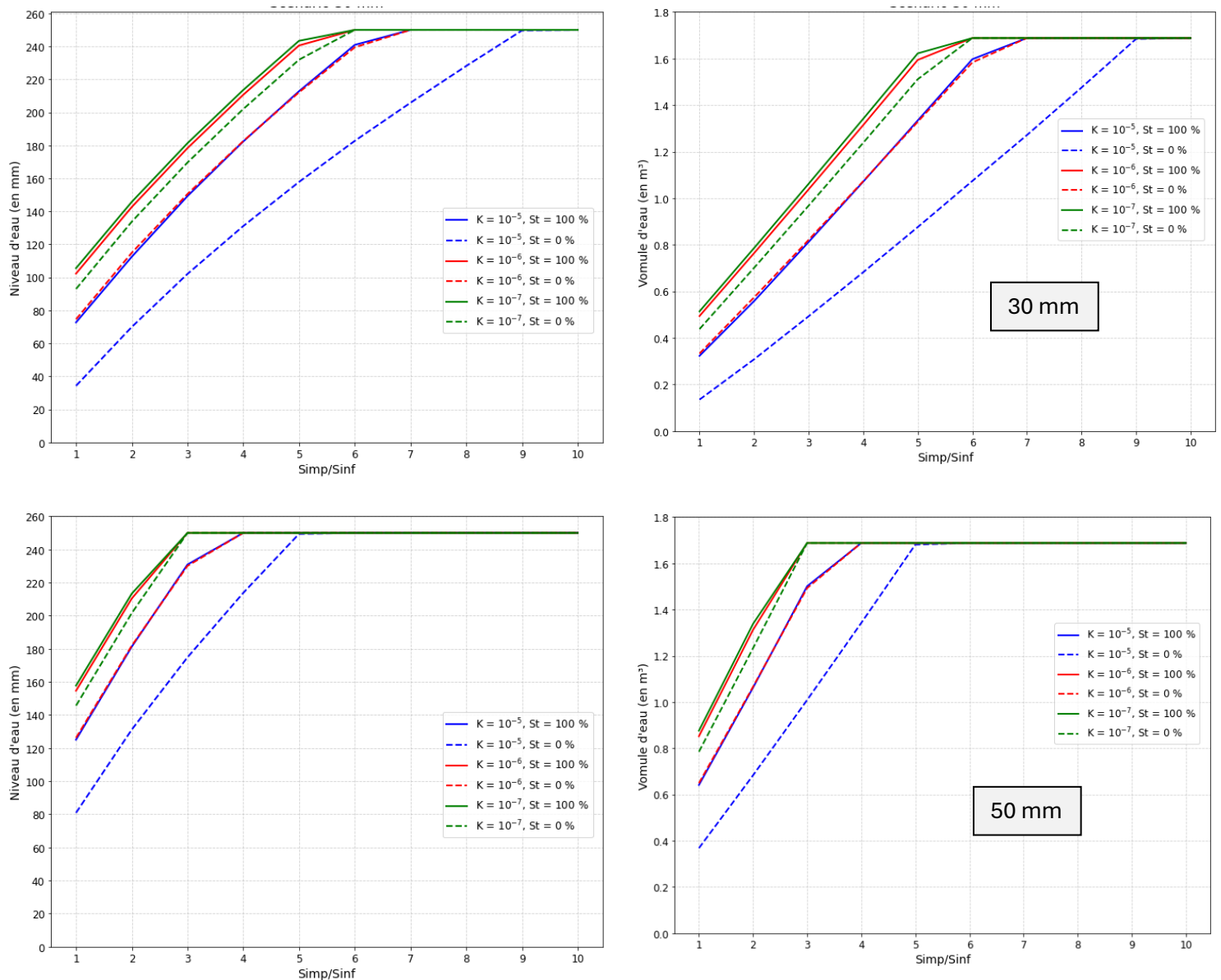
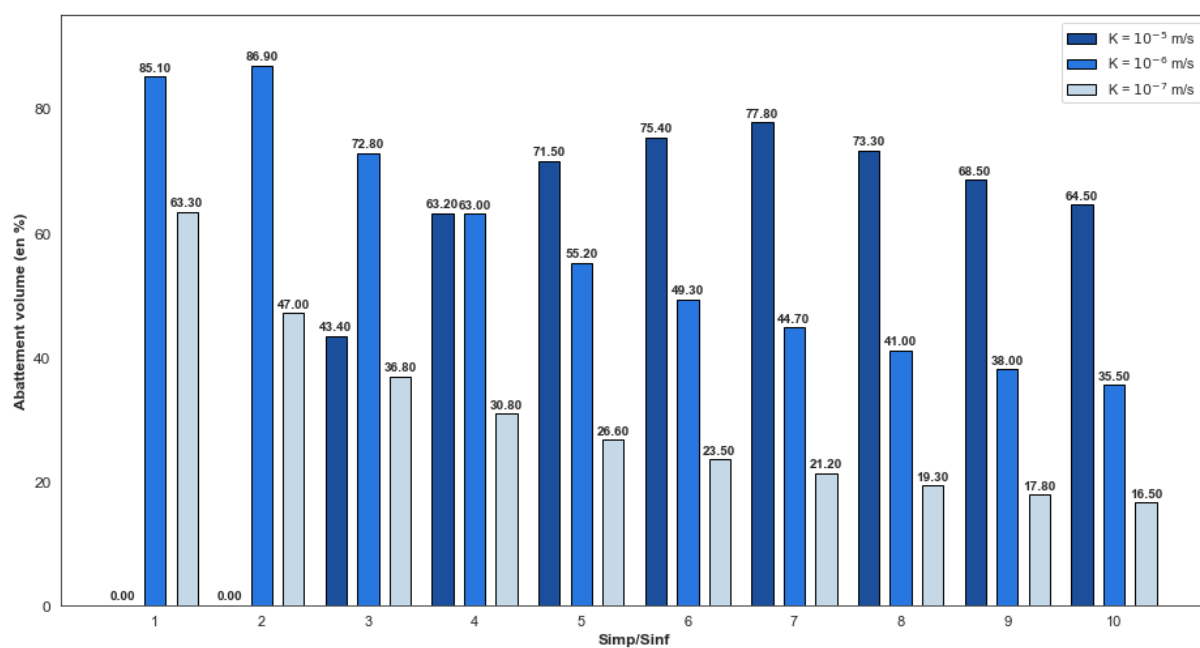
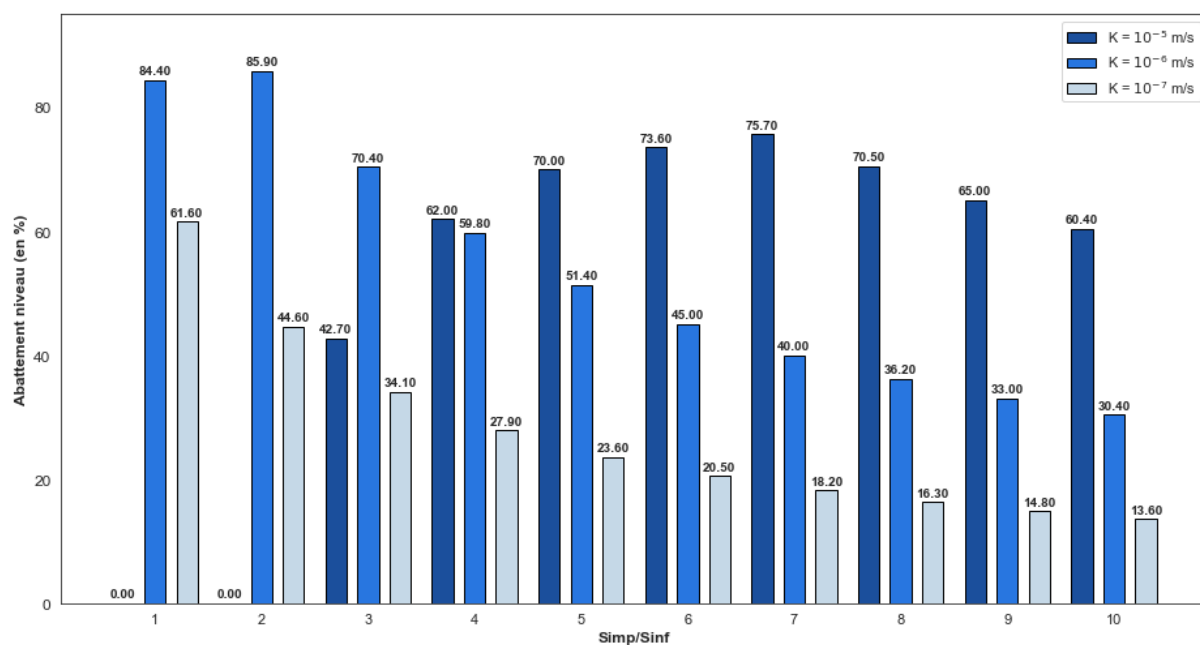


Figure 59 : Résultats des simulations de l'effet du degré de saturation initial sur la réponse hydrologique selon les scénarios simulés

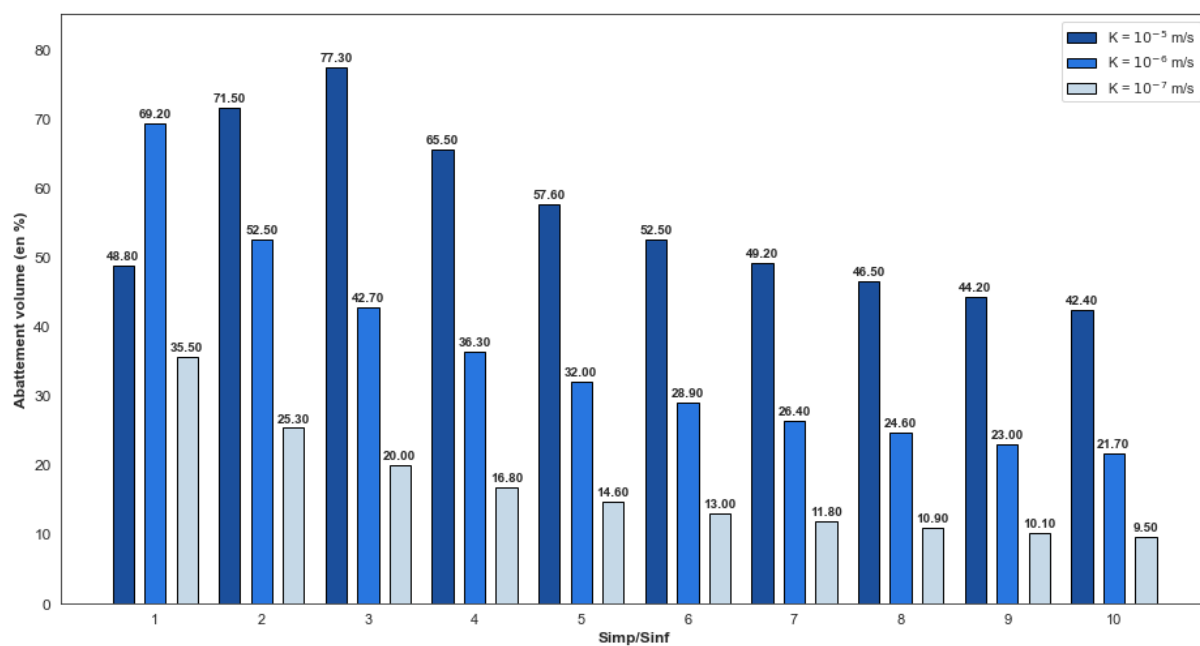
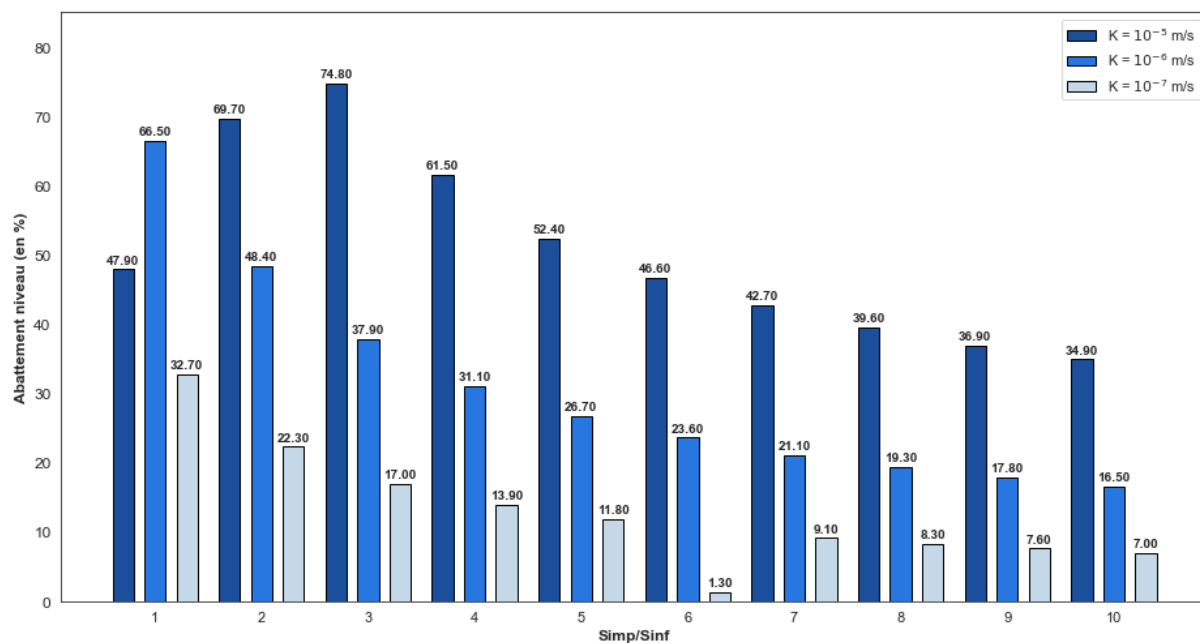
Les résultats des simulations permettent d'évaluer quantitativement l'influence de la saturation initiale du sol dans la réponse hydrologique. Pour l'ensemble des cas de figure, l'abattement des lames est plus important lorsque la saturation initiale est faible, par conséquent, la capacité de stockage des noues est plus importante (Figure 60).

Ces abattements (en termes de hauteur et de volume d'eau) ont également été évalués en fonction des précipitations, de S_{ratio} et de la perméabilité à saturation du sol.

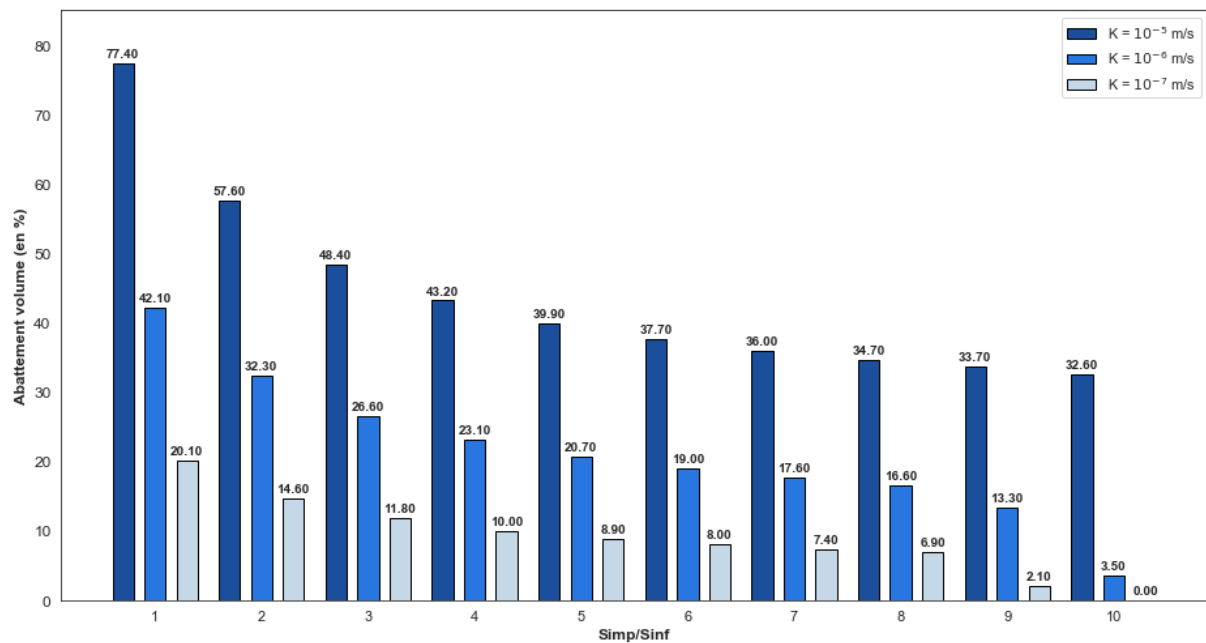
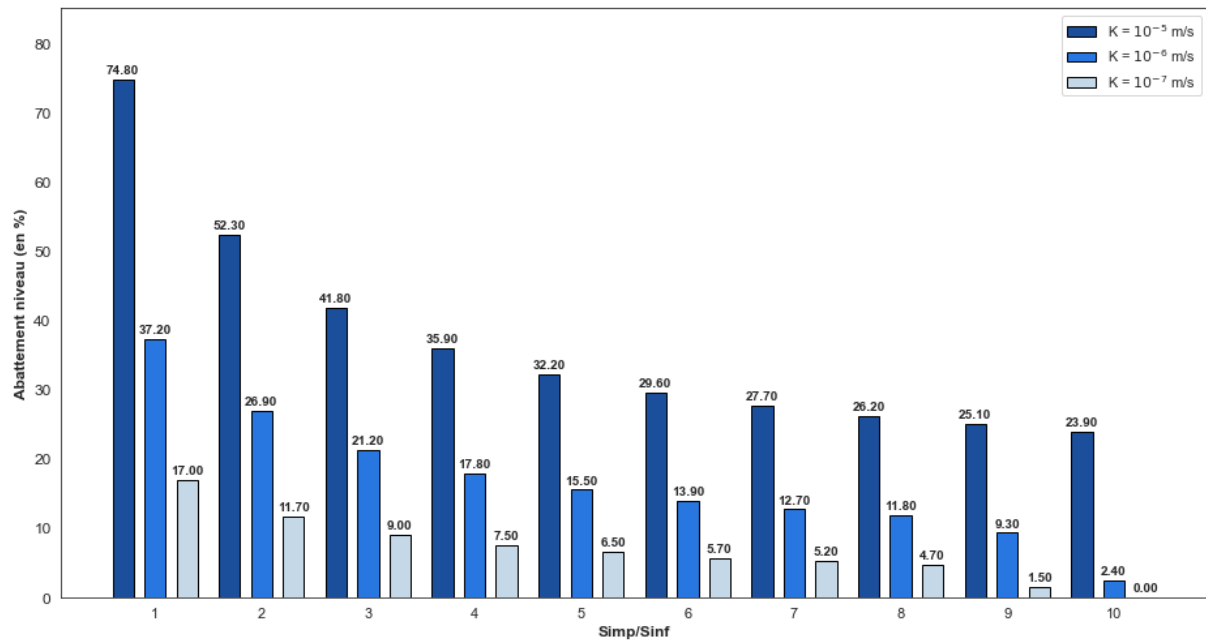
Scénario 5 mm/h pendant 1h



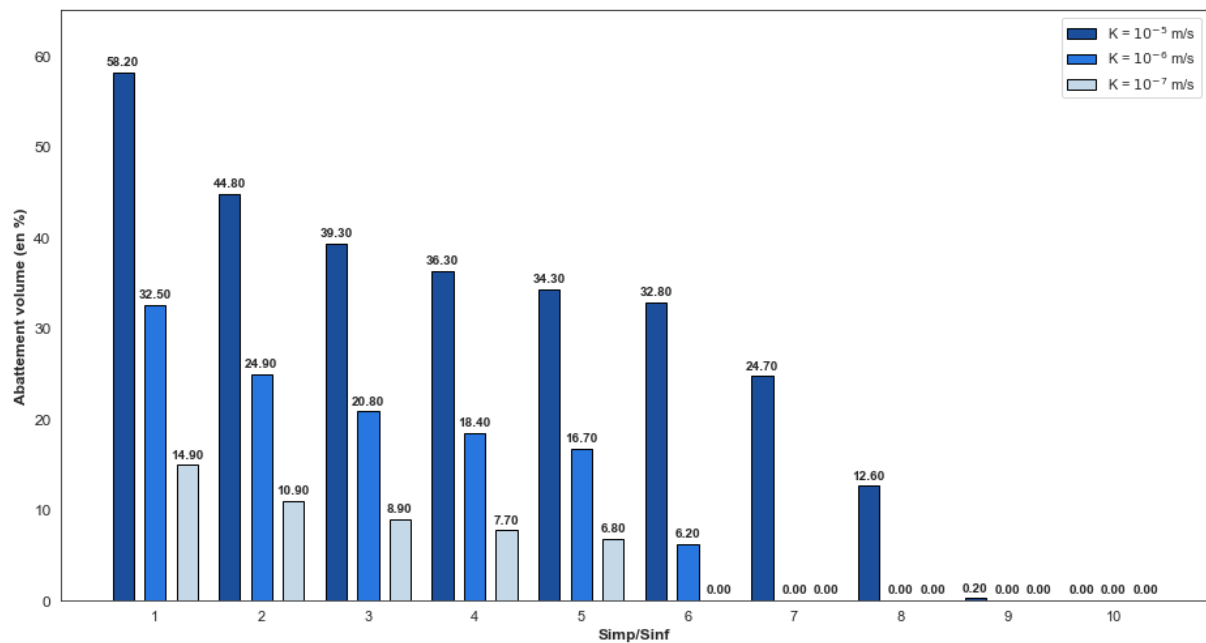
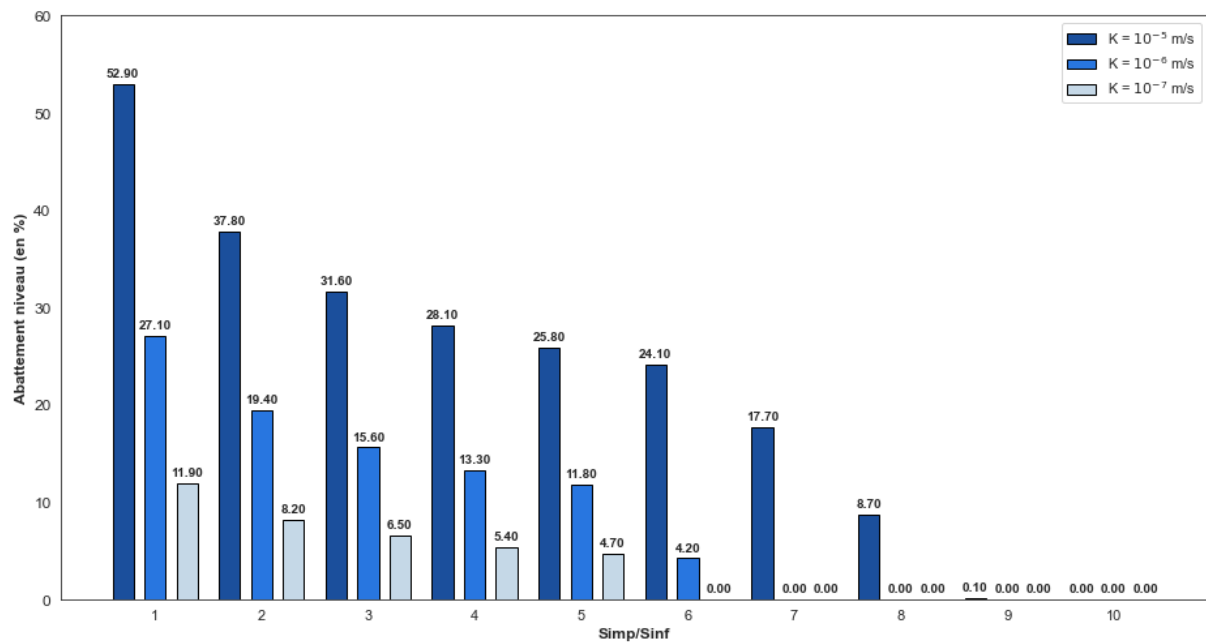
Scénario 10 mm/h pendant 1h



Scénario 20 mm/h pendant 1h



Scénario 30 mm/h pendant 1h



Scénario 50 mm/h pendant 1h

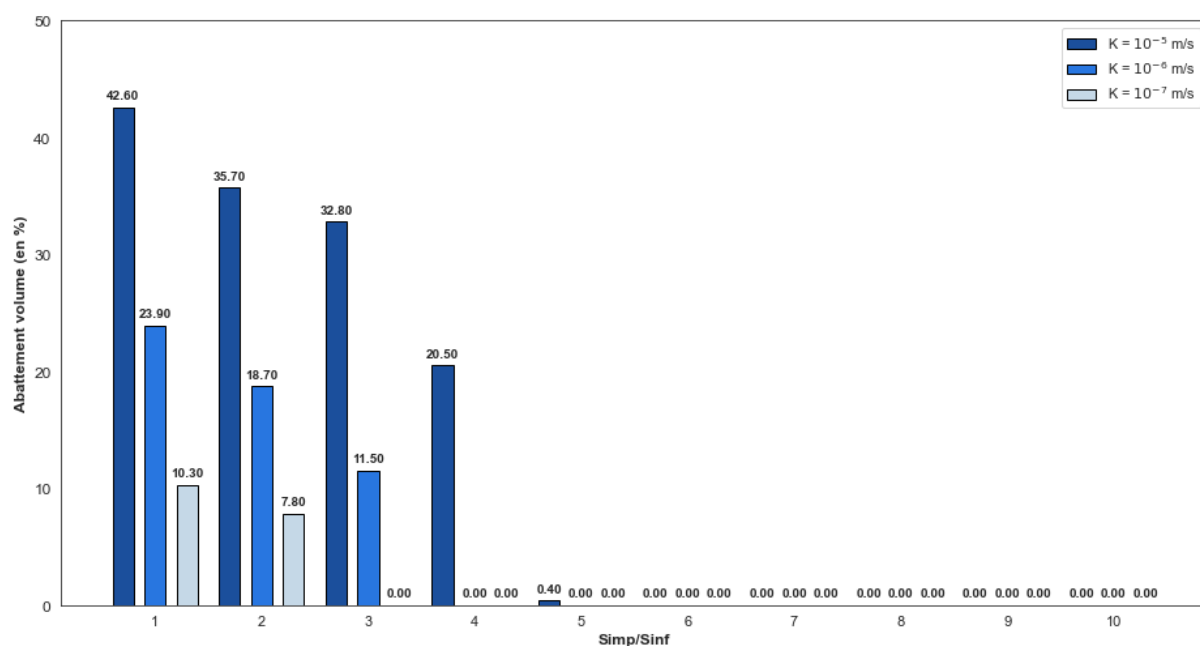
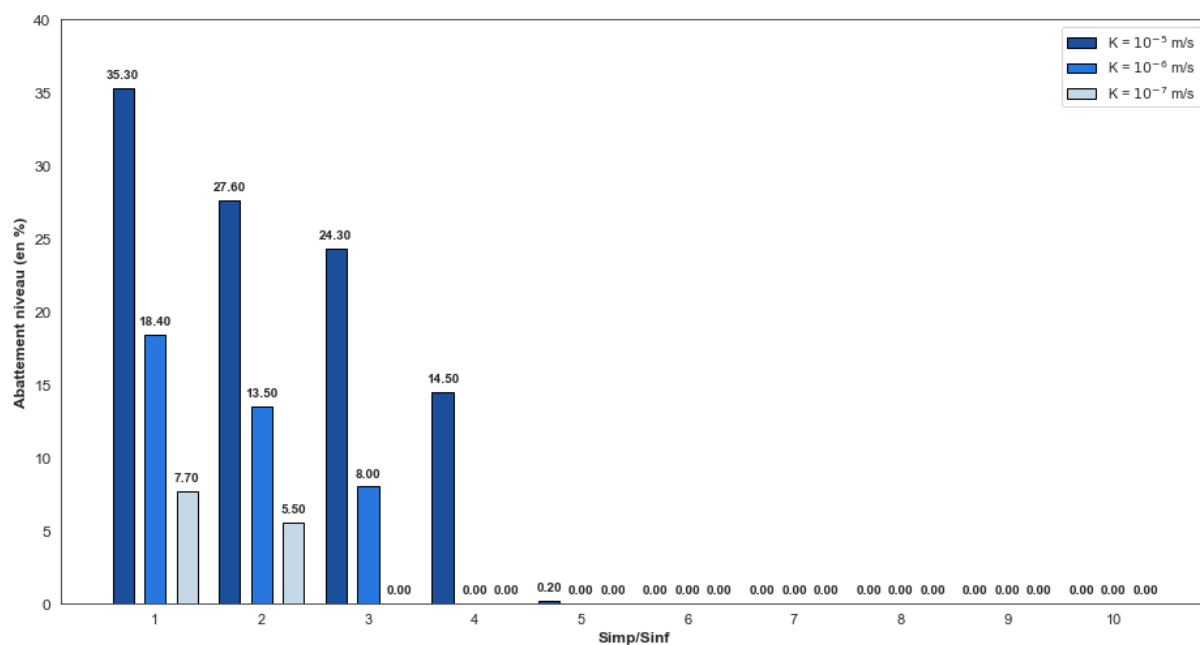


Figure 60 : Évolution de l'abattement du niveau d'eau et du volume stocké dans la noue en fonction des configurations et scénarios simulés

Les abattements, pour un épisode pluvieux défini, sont plus importants lorsque les apports d'eau (donc S_{ratio}) sont faibles : les volumes infiltrés étant faibles, la porosité du sol permet d'évacuer un maximum d'eau de la noue. Cet effet est encore plus marqué pour les perméabilités les plus élevées (10^{-5} m/s). L'abattement volumique maximal obtenu pour chaque perméabilité dépend de ratio S_{ratio} . Ainsi pour des précipitations de 5 mm l'abattement maximal atteint la valeur de 77.8 % pour $K = 10^{-5}$ m/s et $S_{ratio} = 7$, 86.9 % pour $K = 10^{-6}$ m/s et $S_{ratio} = 2$ et 63.3 % pour $K = 10^{-7}$ m/s et $S_{ratio} = 1$. Pour des précipitations de 10 mm, l'abattement max est de 74.8 % pour $K = 10^{-5}$ m/s et $S_{ratio} = 3$, 66.5 % pour $K = 10^{-6}$ m/s et $S_{ratio} = 1$ et 32.7 % pour $K = 10^{-7}$ m/s et $S_{ratio} = 1$. Pour les précipitation de 20 mm, 30 mm et 50 mm, les valeurs d'abattements maximales sont atteintes pour $S_{ratio} = 1$. Pour 20 mm, il est de 74.8 % pour $K = 10^{-5}$ m/s, 37.2 % pour $K = 10^{-6}$ m/s et 17 % pour $K = 10^{-7}$ m/s. Pour 30 mm, il est de 52.9 % pour $K = 10^{-5}$ m/s, 27.1 % pour $K = 10^{-6}$ m/s et 11.9 % pour $K = 10^{-7}$ m/s. Enfin, pour 50 mm il est de 35.3 % pour $K = 10^{-5}$ m/s, 18.4 % pour $K = 10^{-6}$ m/s et 7.7 % pour $K = 10^{-7}$ m/s.

Il convient toutefois de noter que, pour certains cas, les taux d'abattement sont moins importants pour des surfaces actives faibles que pour des surfaces actives importantes, notamment pour les simulations 5 mm et 10 mm. Cela s'explique par le fait que les volumes stockés dans la noue, dans ces configurations, restent très faibles (surface active faible pour une perméabilité élevée), et de ce fait, les abattements résultant d'une différence de saturation initiale sont presque négligeables.

4. Discussion

Le fonctionnement hydrologique des ouvrages de gestion durable et intégrée des eaux pluviales nécessite la connaissance de plusieurs paramètres, à savoir la géométrie de l'ouvrage, la surface active drainée, la perméabilité du site pour une pluie de retour fixée. Pour étudier la performance des deux noues (N6 et N11) instrumentées, le modèle établi sur SWMM a été calé et validé grâce aux valeurs de niveaux d'eau mesurés dans les noues durant les 4 événements pluvieux retenus (NSE = 0.73 pour la N6, 0.76 pour la N11).

Ce modèle a servi de base pour générer plusieurs simulations de la réponse hydrologique de différentes configurations en modifiant les paramètres de dimensionnement énoncés, tout en intégrant un paramètre supplémentaire, celui du degré de saturation initial.

Les simulations ont montré la capacité des noues à gérer des événements pluvieux allant jusqu'à 20 mm/h pendant 1h sans débordement, même dans des conditions défavorables, notamment pour une perméabilité de 10^{-7} m s^{-1} , une saturation initiale maximale et un S_{ratio} de 10. De plus, l'influence du degré de saturation initial sur la réponse hydrologique a été démontré, allant jusqu'à 86.9 % d'abattement volumique (pour $K = 10^{-6} \text{ m/s}$, 5 mm de précipitations et $S_{\text{ratio}} = 2$). Ces résultats fournissent des valeurs de référence pour le prédimensionnement des noues et apportent des réponses concrètes sur le rôle du degré de saturation initial dans la réponse hydrologique des noues dans un contexte d'écoulement linéaire nul, les noues fonctionnant uniquement par stockage et infiltration (Figure 61). Ces résultats revêtent un intérêt particulier dans la mesure où les études existantes se focalisent principalement sur l'évaluation de l'abattement des débits de pointe et des volumes de ruissellement et de débordement (Sui & Van de Ven, 2023).

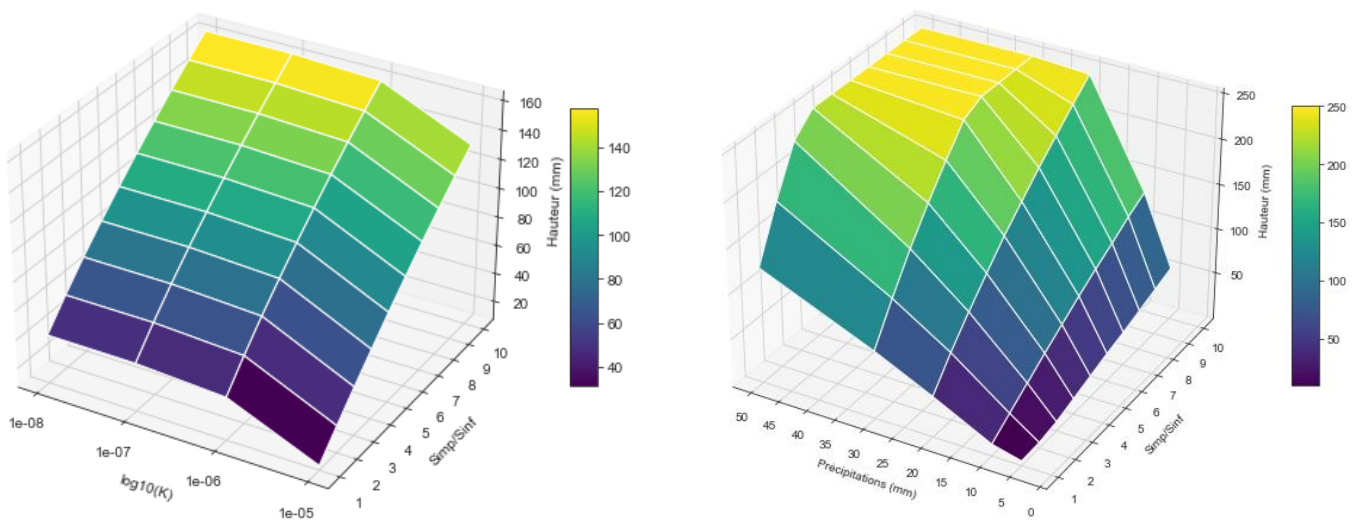


Figure 61 : Réponse hydrologique des noues pour les différents scénarios

Pour affiner le modèle et assurer une meilleure calibration et validation, il serait judicieux d'intégrer un plus grand nombre d'épisodes pluvieux, pour lesquels les variations de niveau d'eau et de saturation dans le sol sont mesurées.

5. Conclusion

Ce chapitre présente une étude sur le fonctionnement hydrologique des noues d'infiltrations végétalisées dans des sols limoneux peu perméables. Les noues d'infiltration jouent un rôle important dans la gestion durable des eaux pluviales par la réduction des risques d'inondation, la recharge des nappes phréatiques et la renaturation des milieux urbains fortement imperméabilisés.

Un modèle SWMM a été développé pour évaluer la réponse hydrologique de 2 noues expérimentales par une calibration du modèle sur la base des mesures expérimentales sur le site ETAGEP, réalisé spécifiquement pour l'étude des noues végétalisées. Ce modèle a permis tout d'abord de décrire la performance hydrologique des noues en fonction de la pluviométrie, géométrie des noues, des surfaces actives, de l'évapotranspiration et de la perméabilité du sol limoneux. La performance du modèle hydrologique lors de la phase de validation a été évaluée en phase de calibration avec un score NSE de 0.89 pour la noue N6 et 0.95 pour la noue N11. En phase de validation, la performance du modèle a été évaluée à 0.73 pour la noue N6 et 0.76 pour la noue N11.

Ce modèle a également permis de simuler la réponse hydrologique des noues sous configurations (précipitations, surfaces actives, perméabilités, degré de saturation initial). Ces simulations ont permis d'évaluer les conditions critiques de débordements, l'influence du degré de saturation initial sur l'abattement des lames d'eau et apporte des valeurs de référence pour le prédimensionnement de ces ouvrages, notamment pour les collectivités.

Chapitre 4

**Amélioration de la performance
hydrologique des noues d'infiltration par
l'effet de l'activité lombricienne**

1. Introduction

Les sols représentent une ressource essentielle jouant un rôle majeur dans la production de biomasse et d'aliments, la filtration et le stockage de l'eau, la préservation de la biodiversité et le stockage de carbone et d'azote (Lu et al. 2020, Ellili-Bargaoui et al. 2021, Lal et al. 2021).

Confrontés aux activités anthropiques, notamment l'imperméabilisation grandissante, les sols sont menacés dans leurs fonctions écosystémiques (Xiao et al. 2020, Rosenberger et al. 2024). Cette imperméabilisation se traduit par la réduction des zones naturelles et des zones humides, impactant ainsi la biodiversité et le cycle de l'eau en limitant notamment la recharge des nappes phréatiques (O'Riordan et al. 2021, Vieillard et al. 2024). En Europe, l'artificialisation des sols ne cesse d'augmenter, progressant de 8.8% entre 1990 et 2006, ce qui représente une imperméabilisation de 2.3% de l'ensemble du territoire européen (Artmann, 2015). Les projections des Nations Unis (2018), estimaient à 68% la population urbaine à l'horizon 2050, contre 55% en 2018, accentuant ainsi la problématique de l'artificialisation des sols et ses conséquences environnementales.

L'imperméabilisation s'accompagne, en même temps, d'une augmentation des surfaces des bassins versants urbains, provoquant un ruissellement plus intense, une saturation des réseaux d'assainissement et une forte sollicitation des stations d'épuration (STEP), menant dans les cas extrêmes à des inondations et des rejets pollués dans les milieux naturels, dits rejets urbains de temps de pluie (Zhang et al., 2024). Les infrastructures étant incapables de traiter les volumes excédentaires, les gestionnaires s'appuient sur les ouvrages de tamponnement tel que les bassins d'orages pour réguler les débits dans le réseau, limitant ainsi les risques d'inondation. Cependant, ces ouvrages exigent la réalisation de travaux de construction de grande envergure et mobilisent de grandes quantités de matériaux, impactant le milieu naturel et le bilan carbone, et requièrent des coûts de réalisation, de fonctionnement, de gestion et de maintenance importants (Diogo et al. 2018, Cardoso et al. 2021). Malgré ces interventions, les systèmes mis en place restent limités face aux phénomènes orageux, notamment dans le contexte du dérèglement climatique, modifiant les tendances pluvieuses et augmentant l'intensité des pluies, et par conséquent, les risques d'inondation (Willems et al. 2012, Martel et al. 2021). Par ailleurs, lorsque les infrastructures urbaines ne disposent pas de systèmes de tamponnement ou sont sous-dimensionnés du fait de l'extension du milieu urbain, les rejets urbains en temps de pluie, fortement concentrés en polluants, impactent négativement les milieux récepteurs, ce qui

représente un risque pour la biodiversité et la santé publique (Baah et al., 2015 ; Owolabi et al., 2022 ; Sojobi and Zayed 2022).

Pour faire face à ces problématiques de manière durable, les Solutions Fondées sur la Nature (SfN) pour une gestion durable et intégrée des eaux pluviales représentent un levier stratégique (Krauss and Rippy, 2024 ; Wang et al., 2024). Ces solutions reposent sur une vision holistique et durable, apportant de nombreux bénéfices écosystémiques, contribuant notamment aux objectifs de neutralité carbone des accords de Paris et limitant l'impact du changement climatique sur la gestion des eaux pluviales (Zhai et al., 2023 ; Dougaheh et al., 2023 ; Choi et al. 2024). Les infrastructures de gestion durable et intégrée des eaux visent une gestion à la source (totale ou partielle) de l'eau pluviale, notamment par le stockage, l'infiltration et l'évapotranspiration des lames d'eau (Liu et al. 2015). Cette gestion repose le plus souvent sur l'infiltration au plus près du point de chute pour éviter le ruissellement sur des distances importantes qui s'accompagne d'une recharge en polluants. Parmi ces ouvrages, les noues végétalisées se distinguent comme une solution adaptée au milieu urbain, apportant une multitude de bénéfices écosystémiques : elles permettent notamment de limiter le ruissellement et les risques d'inondation, de recharger les nappes phréatiques, de réintégrer la biodiversité et de limiter les effets des îlots de chaleur urbain (Eckart et al. 2017).

Pour autant, la mise en place des noues reste dépendante du type de sol et de ses caractéristiques physiques et hydrauliques. C'est le cas des sols peu perméables dans lesquels la fraction argileuse limite grandement l'infiltration (Marley et al., 2024). Pour lever ce frein, et généraliser la mise en place de ces systèmes dans le contexte des sols peu perméables hydromorphes, la faune et la flore peut représenter un atout majeur pour augmenter la perméabilité des sols, permettant de gérer des volumes d'eau plus importants et améliorant ainsi la performance hydrologique des noues (Ampoorter et al., 2011 ; Mehring et al., 2015 ; Pang et al. 2025).

L'un des acteurs majeurs de l'amélioration des propriétés hydrauliques des sols sont les lombrics (Figure 62). Avec plus de 3600 espèces connues, ces invertébrés classifiés comme macrofaune (0.5 mm à 50 mm), représentent une grande part de la biomasse (Barrios, 2007). Leurs bénéfices écosystémiques et leurs contributions environnementales sont classés en 3 grandes catégories, à savoir la production, le support et la régulation (Lavelle et al., 2006 ; Blouin et al., 2013 ; Schon & Dominati, 2020) :

- Les lombrics jouent un rôle majeur dans la stabilisation de la porosité des sols et améliore sa capacité de drainage, notamment par la formation de réseaux de terriers structurants, participant ainsi à l'approvisionnement en eau ;
- Ils assurent des services de support, en contribuant à la décomposition de la matière organique, à la pédogénèse et la stimulation des processus symbiotiques dans les sols ;
- Ils contribuent notamment à la régulation des risques d'inondation et au stockage du CO₂.

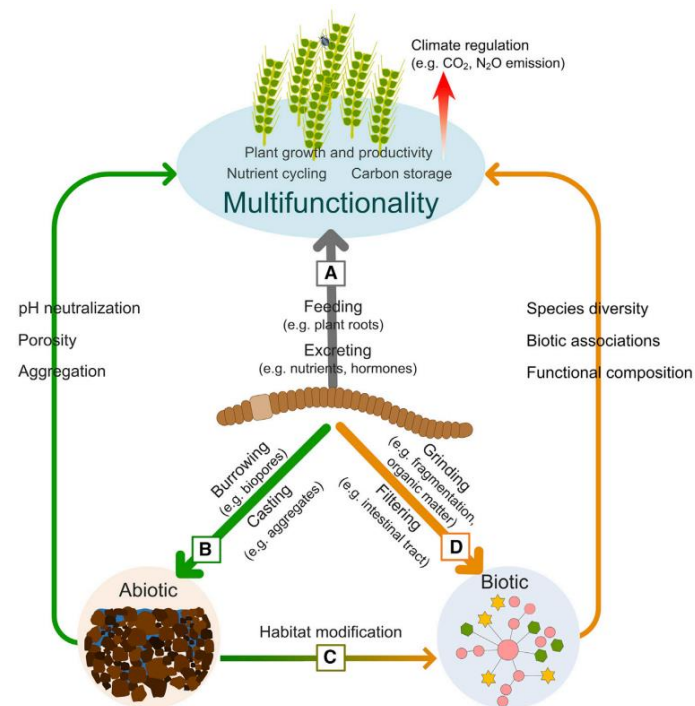


Figure 62 : Bénéfices écosystémiques des lombrics (issu de Liu et al., 2019)

De nombreux auteurs ont étudié expérimentalement l'impact de l'activité lombricienne sur les écoulements dans le sol. L'étude de Pham et al. (2023) a consisté à étudier cet effet sur l'infiltration de l'eau de 23 espèces de lombrics et 16 traits morpho-anatomiques (Figure 63), a démontré que la conductivité hydraulique à saturation augmente considérablement, allant jusqu'à 10 fois pour l'espèce *Metaphire posthuma* (endogé) et jusqu'à 30 fois pour l'espèce *Amyntas aspergillum* (anéciq). Les expérimentations de Nguyen et al. (2024) ont également permis d'évaluer l'augmentation de la vitesse d'infiltration dans les sols limoneux peu perméables, sous l'action de deux espèces *A. Caliginosa* (endogés) et *L. Terrestris* (anéciques) avec des densités différenciées. Les résultats obtenus montrent une augmentation croissante de la vitesse d'infiltration en fonction de la densité (allant jusqu'à 1347 % en 391 jours). De plus,

l'étude a mis en lumière l'efficacité de l'espèce *A. Caliginosa* dans l'amélioration de la vitesse d'infiltration dans les configurations expérimentales étudiées.

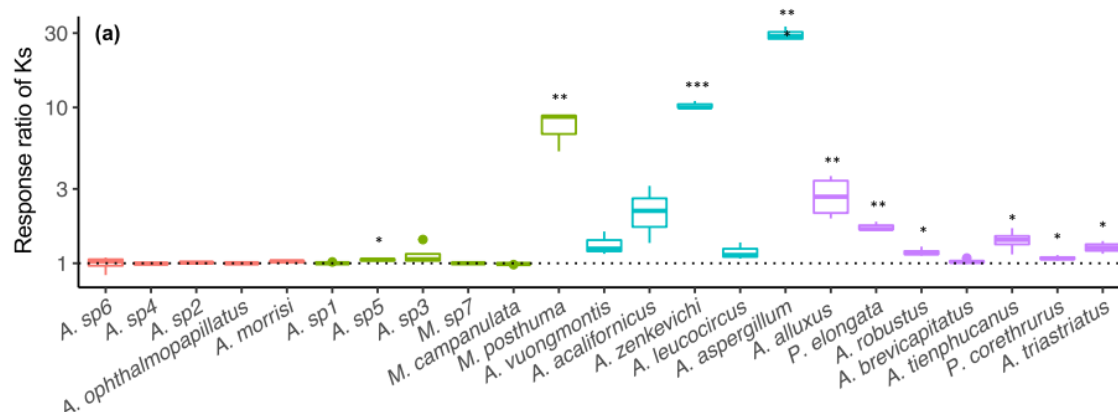


Figure 63 : Amélioration de la perméabilité selon l'espèce de lombrics (Pham et al., 2023)

D'autres auteurs se sont intéressés à la corrélation entre l'amélioration de la perméabilité et les paramètres morpho-anatomiques des lombrics (Figure 64). Une bonne corrélation entre la vitesse d'infiltration et la longueur des galeries des lombriciens a été obtenue (Capowiez et al. 2015). Les macropores continus, reliant le sol et la surface, sont très efficaces pour transporter l'excès d'eau (Capowiez et al. 2015). Hallam et al. (2021) ont démontré que l'activité lombricienne, combinée à l'effet racinaire, impacte positivement la perméabilité des sols, avec un « Permeability Index » allant de 2.95 dans un sol limoneux avec racines de blé à 38.9 dans un limon sableux avec lombrics et racines de blé.

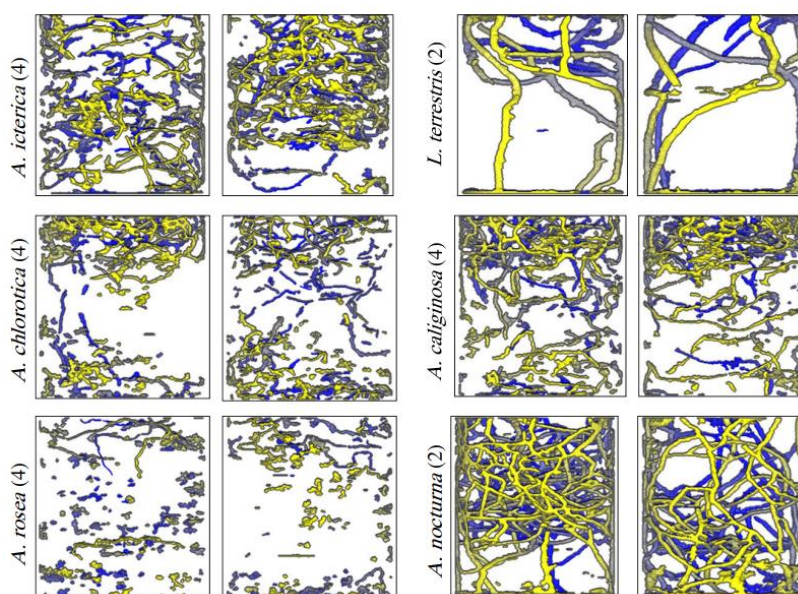


Figure 64 : Reconstruction 3D des terriers des lombrics (jaune : premier plan, bleu : arrière-plan) dans des échantillons expérimentaux de sol (Extrait de Capowiez et al., 2015)

Cette activité lombricienne est par ailleurs dépendante de la mésologie du sol, notamment la température, la teneur en eau, la teneur et qualité de la matière organique, la porosité, impactant par conséquent le creusement des galeries et la restructuration du sol (Bottinelli et al. 2010, Capowiez and al., 2024).

L'activité lombricienne pourrait donc jouer un rôle primordial dans l'amélioration des performances hydrologiques des noues, notamment par l'amélioration de la capacité d'infiltration des sols. Pour autant les recherches sur l'impact de la macrofaune sur le fonctionnement et la performance hydrologique des noues d'infiltration spécifiquement restent très peu explorées (Nguyen et al., 2024). Cette amélioration permettrait de lever un verrou technique et réglementaire sur la mise en place des aménagements GDIEP et de leur dimensionnement.

Dans ce chapitre, l'apport de l'activité lombricienne dans l'amélioration de la performance hydrologique des noues d'infiltration a été étudié expérimentalement au sein d'un site dédié. La variation de la vitesse d'infiltration et des temps de vidange des noues a été évaluée, avant et après l'ensemencement des lombrics dans les noues. Des simulations ont été également réalisées pour étudier la réponse hydrologique des noues dans le cas d'un épisode pluvieux intense, en vue d'évaluer l'apport de l'activité lombricienne dans la réduction des volumes de débordement.

2. Méthodologie

2.1. Description du site d'étude

Cette étude a été réalisée dans le site expérimental ETAGEP (Figure 65). Les 12 noues d'infiltration ont fait l'objet d'un suivi durant une période de 18 mois afin d'étudier l'évolution des propriétés hydrauliques du sol au droit des noues après ensemencement des lombrics.



Figure 65 : Noue N11_1 avec *Petasites Hybridus*

Les noues disposent de surfaces actives différenciées (N1 : 10 m², N6 : 60 m², N11 : 110 m²). Ces 3 configurations ont pour objectif d'étudier l'impact des apports d'eau des surfaces imperméabilisées sur l'activité lombricienne : cette activité dépend des propriétés abiotiques du sol, de ce fait, le suivi des noues sous ces 3 configurations permet de caractériser de manière différenciée l'influence des conditions de l'expérimentation, notamment l'effet des volumes excessifs d'eau qui provoquent le stress des lombrics qui finissent par abandonner la zone.

Les niveaux d'eau des noues sont mesurés en continu par les capteurs de niveaux installés dans chaque noue. Les variations des niveaux d'eau en fonction du temps permettent d'évaluer les vitesses d'infiltration, les temps de vidange et le calibrage des modèles numériques.

Les précipitations et les données climatiques (température et humidité de l'air, vitesse du vent, pression atmosphérique, rayonnement net) sont mesurés en continu au niveau de la station météo du site ETAGEP. Ces données permettent de définir les cumuls de précipitations et les intensités de pluie, et sont utilisées pour évaluer l'évapotranspiration potentielle.

2.2. Végétation dans les noues

Les noues sont végétalisées sous 4 configurations différentes :

- Ray Grass (*Lolium perenne* L.) (N1, N6, N11),
- Ray Grass et *Petasite Hybridus* (N1_1, N6_1, N11_1)
- Ray Grass et *Salix Alba* (N1_2, N6_2, N11_2)
- Ray Grass, *Petasite Hybridus* et *Salix Alba* (N1_12, N6_12, N11_12).

2.3. Lombrics

Pour cette étude, 2 espèces de lombrics ont été retenues : *L. Terrestris* (anécique) et *A. Caliginosa* (endogé). Le choix d'introduire des anéciques et des endogés est justifié par les apports différenciés des 2 espèces. Les anéciques sont caractérisés par le creusement de galeries verticales profondes permettant d'accélérer l'écoulement vertical de l'eau dans le sol. Quant endogés, elles creusent des galeries horizontales très denses et permettant la restructuration rapide du sol en surface, améliorant ainsi les propriétés hydrauliques du sol (Capowiez et al., 2024 ; Nguyen et al. 2024).

Le poids moyen des *L. Terrestris* est d'environ 4g pour une longueur allant de 15 cm à 20 cm, et de 0.2 à 1.2 g pour les *A. Caliginosa* pour une longueur moyenne de 6 cm. L'ensemencement des lombrics dans les noues a été effectué en introduisant 150 lombrics *A. Caliginosa* et 10 lombrics *L. Terrestris* dans chacune des noues, ce qui représente une densité de 15 ind m⁻² pour *A. Caliginosa* et 1 ind m⁻² pour *L. Terrestris*, ce qui se traduit par une densité combinée totale de 16 ind m⁻² (Tableau 14).

Tableau 14 : Espèces et densités de lombrics dans les noues (valeurs par noue)

Données	Valeurs
Nombre <i>L. Terrestris</i>	10 ind
Densité <i>L. Terrestris</i>	1 ind m ⁻²
Nombre <i>A. Caliginosa</i>	150 ind.
Densité <i>A. Caliginosa</i>	15 ind m ⁻²
Densité totale	16 ind m ⁻²
Ensemencement	Avril 2024
Température du sol	12 °C

L'activité lombricienne étant fortement dépendante des paramètres mésologiques du sol, notamment la température du sol et sa saturation en eau, et pour assurer un taux de survie le plus élevé possible, l'ensemencement a été effectué au printemps (début Avril 2024), avec une température moyenne du sol de 12°C à 20 cm de profondeur, température idéale pour le développement de l'activité lombricienne (Figure 66).

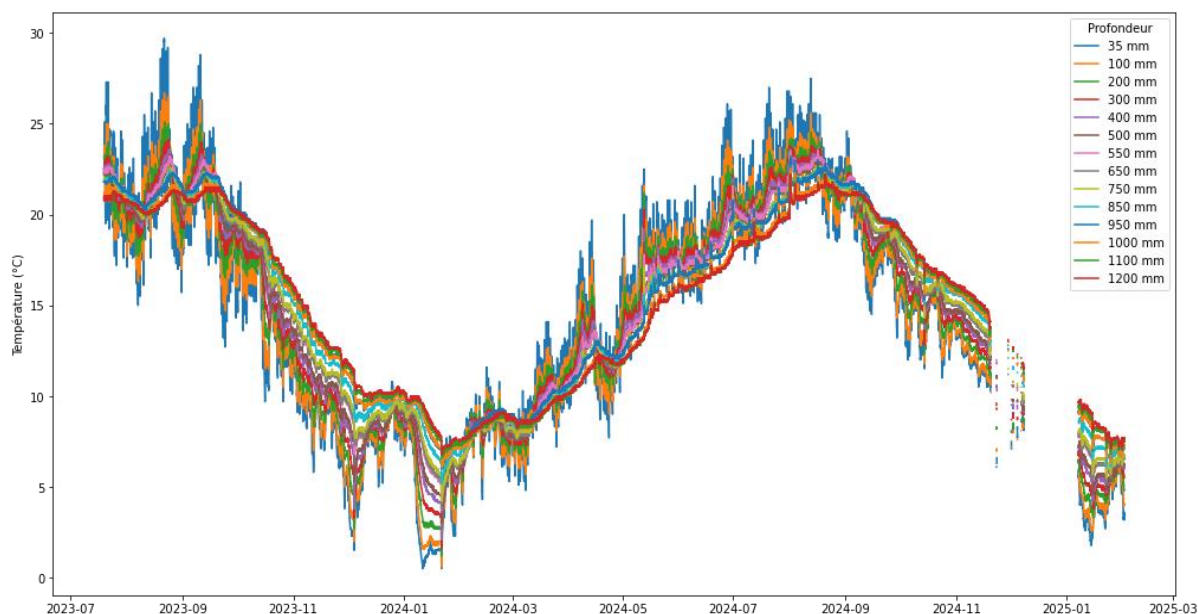


Figure 66 : Variation des températures du sol en fonction de la profondeur (Noue N6_2)

2.4. Perméabilité initiale

La perméabilité saturée a été estimée au départ par des essais de perméabilité selon la méthode à la fosse ou Matsuo, qui est la mieux adaptée à ce type d'ouvrage et qui sont recommandés par les guides français pour le dimensionnement des noues d'infiltration (Astee, 2024). Un premier essai a été effectué au niveau du côté Nord du terrain expérimental avec une valeur de perméabilité évaluée à $6.6 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$. Un deuxième essai a été réalisé côté Sud du terrain, avec une valeur estimée à $5.4 \times 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$. Il existe donc une forte hétérogénéité spatiale des matériaux limoneux qui se traduit par une variation dans les valeurs de perméabilité. Cette variation se matérialise également par des temps de vidanges des noues différents.

2.5. Simulation SWMM

La simulation sur SWMM a été réalisée sur les données acquises au niveau de la noue N6_2. Le modèle a été préconfiguré au préalable lors de la calibration et validation du modèle (Chapitre 3). La simulation sur SWMM permet d'estimer les niveaux d'eau dans les noues en fonction des précipitations, des surfaces actives et des perméabilités du sol et de leur évolution.

Le modèle d'infiltration retenu est le modèle Green-Ampt (Green and Ampt, 1911). L'évapotranspiration potentielle a été évaluée par le modèle Penman Montheith FAO-56 (Allen et al., 2006). La bonne corrélation entre les niveaux mesurés et les niveaux simulés s'apprécie à base du coefficient NSE (McCuen et al., 2006 ; Rosa et al. 2015).

Les paramètres retenus pour simuler la réponse hydrologique des noues sont les suivants : une hauteur de stockage de 250 mm, une fraction volumique de végétation 0.02, une rugosité de Manning de 0.01, une pente longitudinale des surfaces imperméabilisées de 2% et une pente latérale de la noue de 38%.

3. Résultats

Les données exploitables ont été obtenus pour des précipitations engendrant des niveaux d'eau dans les noues dépassant le seuil de 50 mm de hauteur. Ces niveaux d'eau dépendent des précipitations, des surfaces actives et des perméabilités du sol. Pour un même épisode pluvieux, la réponse hydrologique peut ne pas être évaluée pour l'ensemble des noues, ce qui se traduit par des lacunes en termes de mesures de niveau d'eau et donc de vitesse d'infiltration. Pour cette raison, les résultats sont présentés en fonction des surfaces actives (N1, N6, N11) et des données disponibles.

3.1. Vitesse d'infiltration et temps de vidange

L'objectif principal du calcul de la vitesse d'infiltration est d'évaluer son évolution sous l'effet de la faune et de la flore. Pour obtenir des résultats fiables et représentatifs, la condition de 50 mm de niveau d'eau dans les noues doit être respectée, les épisodes pluvieux ainsi retenus pour les calculs des vitesses d'infiltration correspondent à ceux caractérisés par des cumuls de précipitations supérieurs à 10 mm en 24h. Pour suivre l'évolution de la vitesse d'infiltration des noues par l'effet de la faune et de la flore, 2 épisodes pluvieux ont été considérés, celui du 10/11/2023, avec un cumul de précipitations de 12.7 mm et une intensité maximale de 5.0 mm h⁻¹, et celui du 20/11/2024 (7 mois après l'ensemencement des lombrics), avec un cumul de précipitations de 24.0 mm et une intensité maximale de 9.6 mm h⁻¹ (Figure 67).

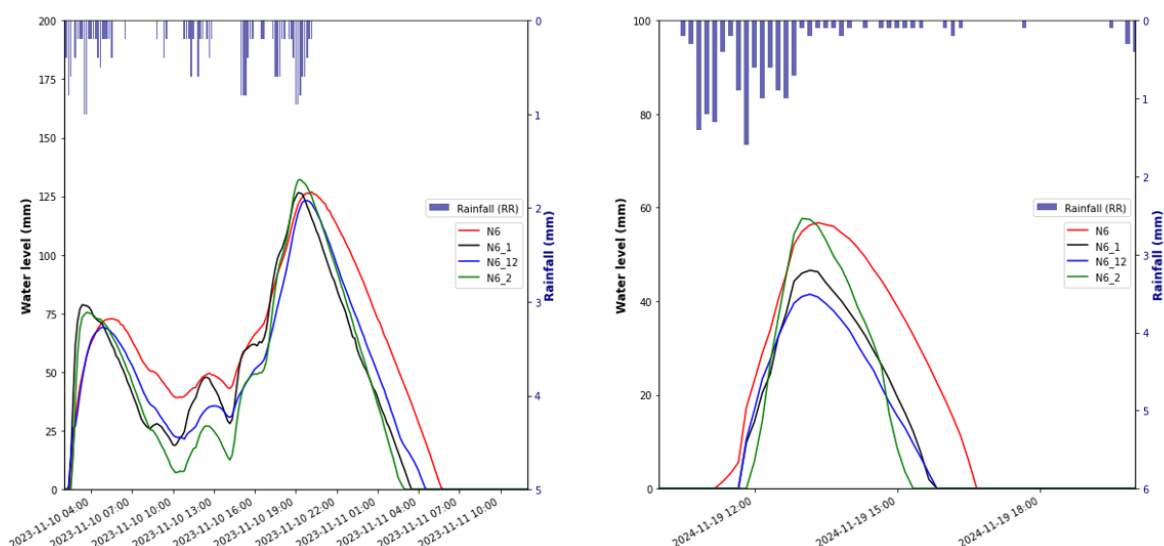


Figure 67 : Hyétogramme du 10/11/2023 (à gauche) et du 20/11/2024 (à droite) avec les niveaux d'eau mesurés dans les noues de type N6

Les temps de vidange maximaux sont estimés à partir de la valeur de vitesse d'infiltration mesurée et avec une hauteur initiale de 250 mm (niveau maximal des noues).

3.1.1. Noue N1

L'épisode pluvieux du 10/11/2023 a permis d'obtenir les vitesses d'infiltration initiales des noues avant ensemencement des lombrics. Ainsi, une vitesse de 23.6 mm h^{-1} , mesurée dans la noue N1 (engazonnée), est plus élevée que celles mesurées dans les 3 autres noues, N1_1 (Ray grass + *Petasites Hydrurus*), N1_2 (Ray grass + *Salix alba*) et N1_12 (Ray grass + *Petasites Hydrurus* + *Salix alba*) avec respectivement 1.87 mm h^{-1} , 0.74 mm h^{-1} et 1.13 mm h^{-1} (Figure 69).

L'épisode pluvieux du 20/11/2024 a montré une progression globale des vitesses d'infiltration, avec une augmentation plus importante pour les noues N1_1, N1_2 et N1_12, caractérisées par des faibles perméabilités initiales. Ainsi, la vitesse d'infiltration de la noue N1 est passée à 29.7 mm h^{-1} , soit une progression de 25.8 % (Figure 68). Dans les 3 autres noues, l'augmentation est manifeste, passant à 4.33 mm h^{-1} pour la N1_1, à 3.04 mm h^{-1} pour la N1_2 et à 2.45 mm h^{-1} pour la N1_12, ce qui représente une progression respective de 131.6 %, 310.8 % et 116.8 % (Tableau 15).

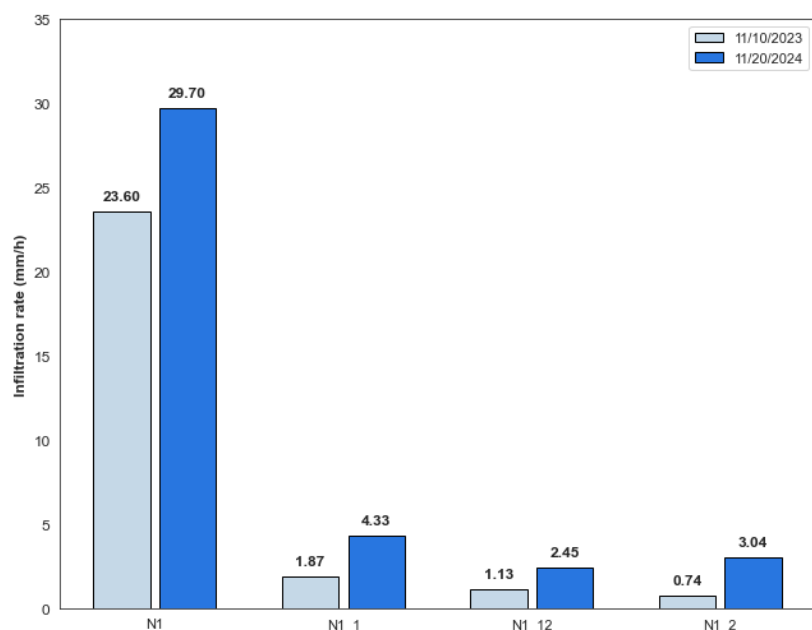


Figure 68 : Évolution de la vitesse d'infiltration dans les noues N1 pour les deux épisodes pluvieux

L'augmentation de la vitesse d'infiltration se traduit par une réduction du temps de vidange des noues, améliorant ainsi leur réponse hydrologique. Pour la noue N1, le temps de vidange maximum s'est amélioré de 18.1 %, en passant de 10.6 h à 8.7 h. Ce constat s'observe également dans les trois autres noues, qui présentent des améliorations de temps de vidange de 54.7 % (N1_1), 75.7 % (N1_2) et 53.9 % pour la noue N1_12 (Figure 69).

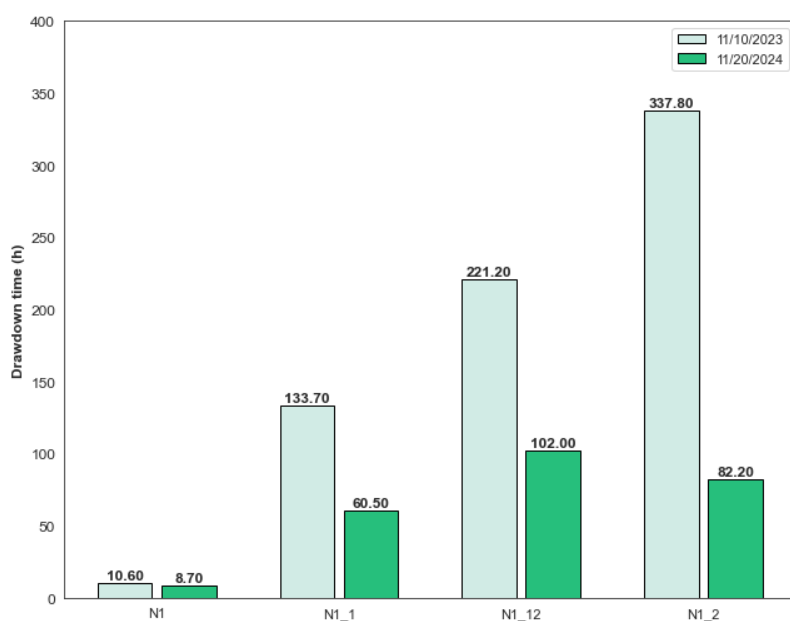


Figure 69 : Évolution des temps de vidanges des noues N1 pour les deux épisodes pluvieux

3.1.2. Noues N6

Les vitesses d'infiltration initiales des noues N6 mesurées lors de l'épisode pluvieux du 10/11/2023, varient de 14.7 mm h⁻¹ (N6_1) à 18.2 mm h⁻¹ (N6_2). 7 mois après l'ensemencement des lombrics, ces vitesses ont clairement augmenté. Ainsi, la noue N6, uniquement engazonnée, a progressé de 34.7 % en une année. Cette progression est similaire à celle de la noue N6_1 (34.5 %) végétalisée avec des vivaces et celle de la noue N6_2 (34.1 %) engazonnée et plantée de 2 arbustes. Enfin, la noue N6_12, engazonnée et comportant des vivaces et les 2 arbustes, a connu la plus forte progression atteignant la valeur de 38.4 % (Figure 70).

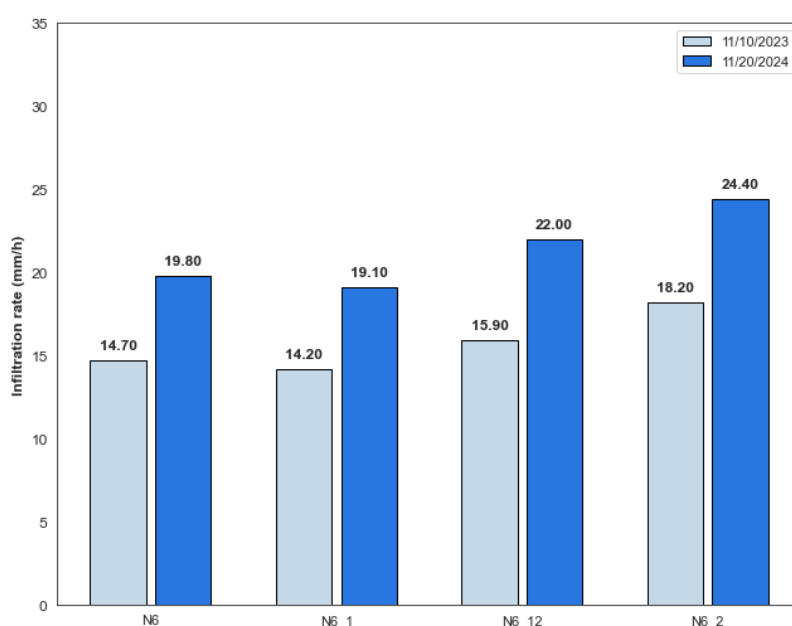


Figure 70 : Evolution de la vitesse d'infiltration dans les noues N6 pour les deux épisodes de pluie

En termes de temps de vidange, l'effet de l'activité lombricienne sur l'amélioration de la réponse hydrologique est manifeste. Pour la noue N6, le temps de vidange est passé de 17.0 h à 11.6 h, soit une réduction de 31.8 %. Pour la N6_1, l'amélioration est similaire, avec un temps de vidange passant de 17.6 h à 12.6h, soit une réduction de 28.4 %. Enfin, pour les 2 dernières noues (N6_12 et N6_2), qui présentaient initialement les temps de vidange les plus bas (15.7 h et 13.7 h), il a été réévalué à 13.1h et 11.4 h respectivement, soit une amélioration de 16.6 % et 16.8 %. Ces dernières restent inférieures de celles des noues N6 et N6_1 (Figure 71).

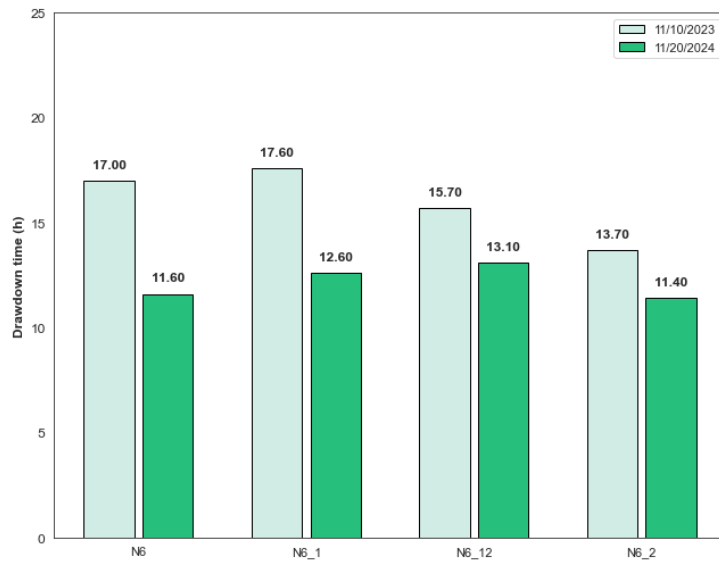


Figure 71 : Évolution du temps de vidange dans les noues N6 pour les deux épisodes de pluie

3.1.3. Noue N11

Les vitesses d'infiltration des noues N11 n'ont pu être évaluées que pour les noues N11 et N11_2, du fait de la faible charge d'eau mesurée dans les noues N11_1 et N11_12. La vitesse d'infiltration initialement mesurée lors de l'épisode pluvieux du 10/11/2023 dans la noue N11 est de 27.4 mm h^{-1} . Cette vitesse a légèrement diminué, passant à 26.3 mm h^{-1} le 20/11/2024, soit une régression de 3.7%. Pour la noue N11_2, la vitesse d'infiltration a augmenté, passant de 18.6 mm h^{-1} à 21.6 mm h^{-1} , soit une amélioration de 16.1 % (Figure 72).

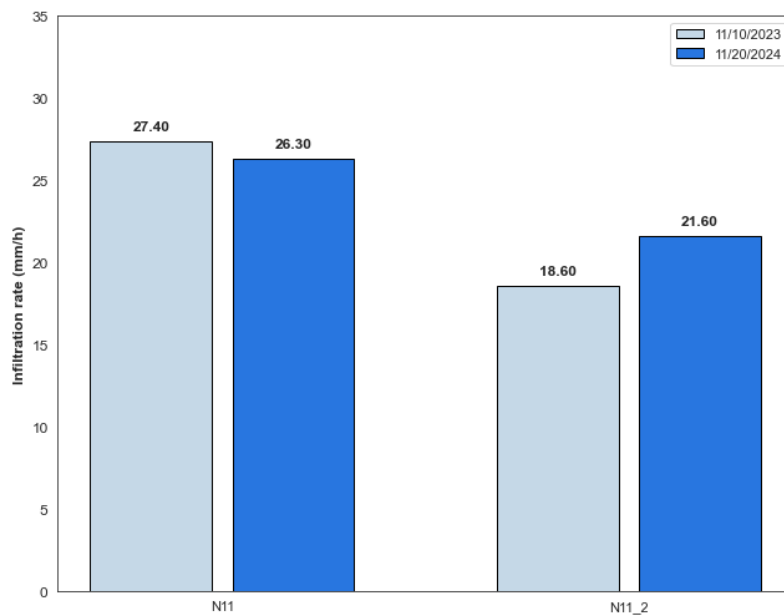


Figure 72 : Evolution de la vitesse d'infiltration dans les noues N11_1 et N11_12 pour les deux épisodes de pluie.

Les temps de vidange estimés pour ces deux noues, compte tenu des résultats obtenus, sont contrastés. Pour la noue N11, le temps de vidange a légèrement augmenté, passant de 9.2 h à 9.5 h, alors que pour la noue N11_2, ce temps a diminué, passant de 13.4 h à 11.6 h, soit une amélioration de 15.5% (Figure 73).

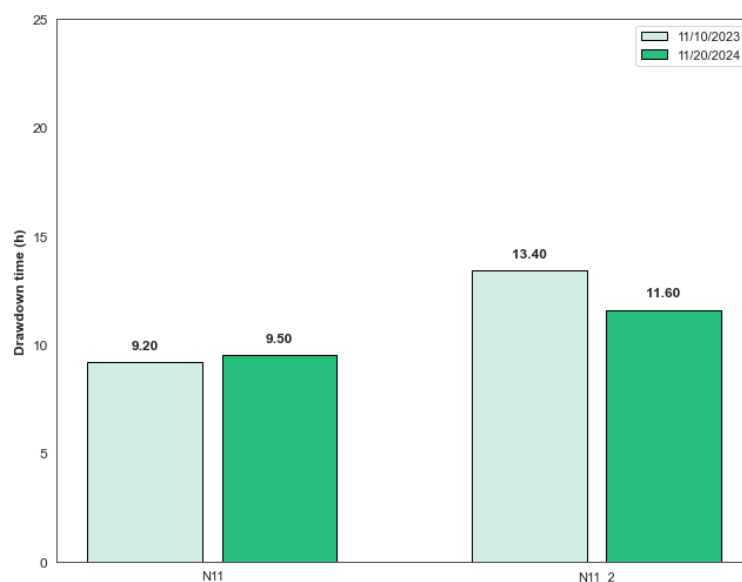


Figure 73 : Évolution du temps de vidange dans les noues N11_1 et N11_12 pour les deux épisodes de pluie

3.1.4. Bilan

Les résultats de l'amélioration de la réponse hydrologique des noues sous l'effet des lombrics sont synthétisés dans le tableau ci-dessous (Tableau 15).

Tableau 15 : Tableau récapitulatif de l'évolution de la réponse hydrologique des noues

Noue	Variation de la vitesse d'infiltration	Variation du temps de vidange
N1	25.8 %	20.5 %
N1_1	131.6 %	56.8 %
N1_12	310.8 %	75.7 %
N1_2	116.8 %	53.9 %
N6	34.7 %	31.8 %
N6_1	34.5 %	28.4 %
N6_12	34.1 %	16.6 %
N6_2	38.4 %	16.8 %
N11	-3.7 %	-3.8 %
N11_12	16.1 %	13.9 %

3.2. Évolution de la perméabilité

3.2.1. Données climatiques

L'impact de l'activité lombricienne sur les caractéristiques hydrauliques du sol, a aussi été estimée par modélisation des niveaux d'eau sur le logiciel SWMM. Cette modélisation conduit à estimer cette fois-ci la conductivité hydraulique K à partir d'un calage en comparant les niveaux d'eau modélisés et les niveaux d'eau mesurés dans les noues. La calibration de K a été réalisée par le calcul de NSE.

Trois épisodes pluvieux importants ont fait l'objet des simulations (Tableau 16). Le premier épisode correspond à l'épisode orageux du 21/09/2023, caractérisé par un cumul de 31.5 mm en 24h avec intensité maximale de 27.0 mm h⁻¹. Cet épisode orageux a servi pour la calibration initiale. Le second épisode simulé est celui du 03/01/2024, avec un cumul de précipitations de 27.2 mm en 24h et une intensité maximale de 8.4 mm h⁻¹. Cet épisode pluvieux a servi pour la validation du modèle, et de confirmer la perméabilité du sol à saturation avant ensemencement des lombrics. Le dernier épisode est celui enregistré le 20/11/2024, correspondant à des précipitations de 24.0 mm en 24h et une intensité maximale de 9.6 mm h⁻¹. Cet épisode permet de simuler le fonctionnement hydrologique des noues et l'amélioration de leurs performances sous l'effet de la faune.

Tableau 16 : Données des précipitations des épisodes étudiées

Dates	Cumul précipitations	Intensité maximale
21/09/2023	31.5 mm	27.0 mm h ⁻¹
03/01/2024	27.2 mm	8.4 mm h ⁻¹
20/11/2024	24.0 mm	9.6 mm h ⁻¹

L'évapotranspiration potentielle, intégrée dans le modèle, a été estimée par le modèle Penman Montheith FAO-56 (Figure 74). Les valeurs correspondant aux dates des épisodes pluvieux sont de l'ordre de 0.2 mm j⁻¹ et 0.3 mm j⁻¹.

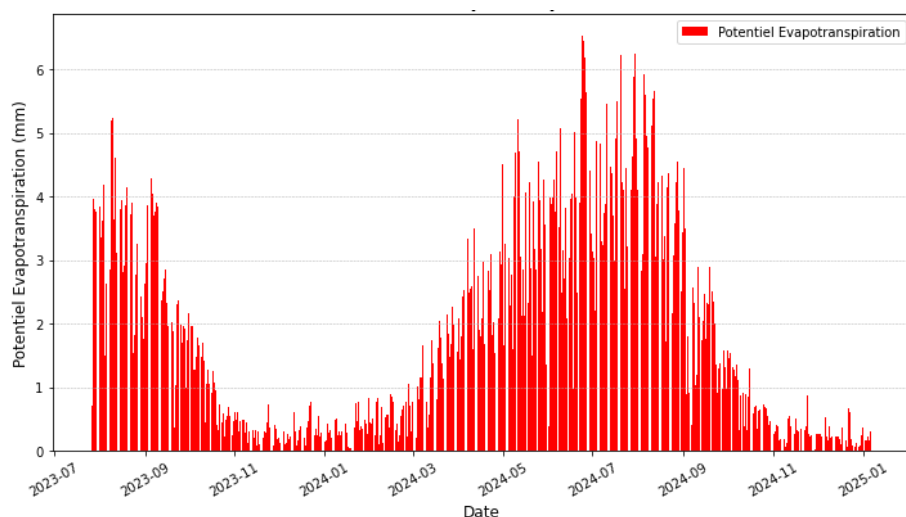


Figure 74 : Évapotranspiration potentielle quotidienne calculée par le modèle Penman Montheith pour la période allant de juillet 2023 à janvier 2025

3.2.2. Validation du modèle sur SWMM avant ensemencement des lombrics

Les paramètres Green-Ampt retenus sont : un potentiel de succion de 150 mm et un déficit initial de 0.1 (Rossman, 2015).

La perméabilité saturée a été modifiée de manière itérative pour obtenir la valeur dont le NSE est le plus élevé. La simulation du premier épisode a permis de confirmer la valeur de perméabilité de 18 mm/h ($5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), avec un NSE de 0.87. Cette valeur est très proche de celle de la vitesse d'infiltration initiale (18.2 mm h⁻¹). La configuration du modèle et sa perméabilité ont été validées par le second épisode pluvieux et les résultats de la simulation de la hauteur d'eau, avec un NSE de 0.85 (Figure 75).

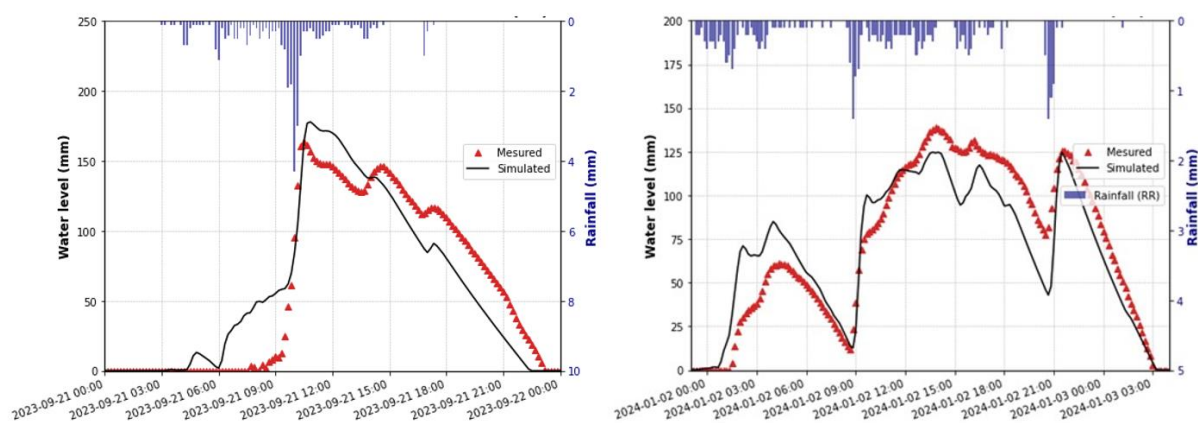


Figure 75 : Simulation du niveau d'eau lors de l'épisode du 21/09/2023 (figure à gauche) et du 03/01/2024 (à droite)

3.3. Simulation de l'impact des lombrics sur la réponse de la noue N6_2

Pour réaliser la simulation de l'impact de l'activité lombricienne sur les propriétés hydrauliques du sol de la noue N6_2 et de sa réponse hydrologique, l'estimation de la perméabilité s'est basée sur des simulations itératives des niveaux d'eau en incrémentant la perméabilité de 1 mm h⁻¹, en démarrant à 18 mm h⁻¹ (valeur initialement estimée) jusqu'à 30 mm h⁻¹. Une comparaison des NSE des niveaux d'eau a ensuite été effectuée pour retenir la valeur de la perméabilité (Figure 76). La valeur retenue, correspondant au meilleur NSE (0.995) est de 25 mm h⁻¹, qui est également très proche de la valeur de vitesse d'infiltration mesurée (24.4 mm h⁻¹). L'augmentation observée en termes de perméabilité montre une progression de 38.9% correspondant à une réduction du temps de vidange de 28.0%.

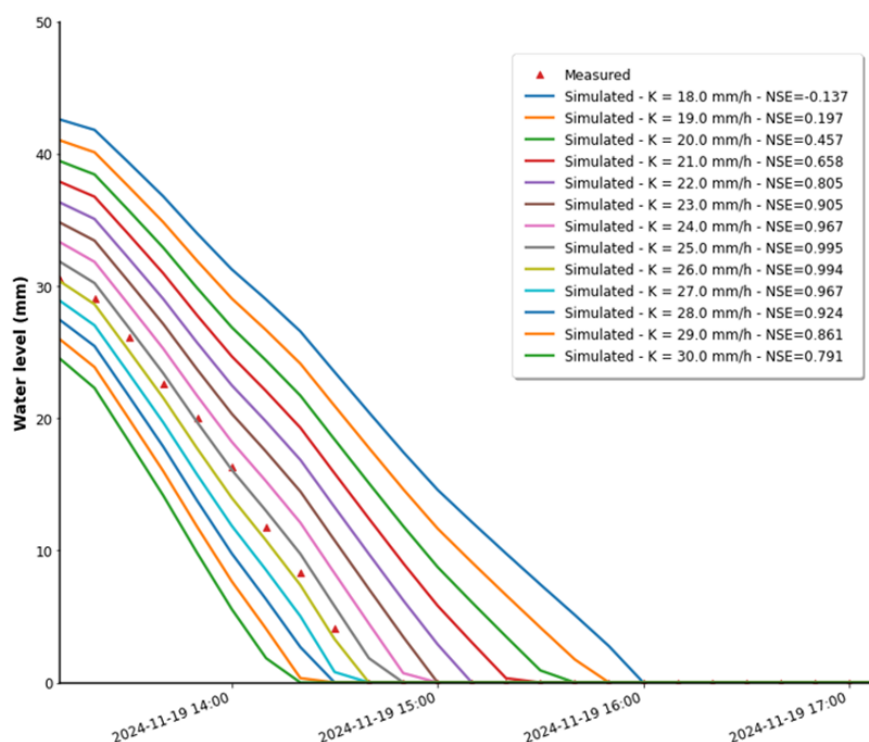


Figure 76 : Simulation du niveau d'eau en fonction de la perméabilité (épisode 20/11/2024)

3.4. Simulation d'un épisode orageux avec débordement

Pour vérifier l'impact constaté de l'activité lombricienne sur le fonctionnement hydrologique et sa contribution aux performances des noues, des simulations supplémentaires ont été réalisées en considérant des épisodes orageux importants. Ce type de précipitations peut provoquer des débordements des noues, qui plus est, si les surfaces actives sont importantes. C'est pourquoi nous avons effectué les simulations sur les noues ayant les surfaces actives les

plus élevées, à savoir, N6 (60 m²) et N11 (110 m²). Pour bien illustrer les différents cas de figures en lien avec les épisodes orageux, les perméabilités considérées dans les simulations ont été choisies selon l'ordre de grandeur, la valeur et la progression. Les perméabilités retenues pour les simulations sont $K = 18 \text{ mm h}^{-1}$ et $K = 25 \text{ mm h}^{-1}$.

L'épisode orageux considéré est celui du 31/07/2024 au 01/08/2024. Cet épisode orageux s'est caractérisé par un cumul de précipitations de 44.8 mm. Dans cette modélisation, en plus des niveaux d'eau et des temps de vidange, le volume de débordement est également évalué (Figure 77).

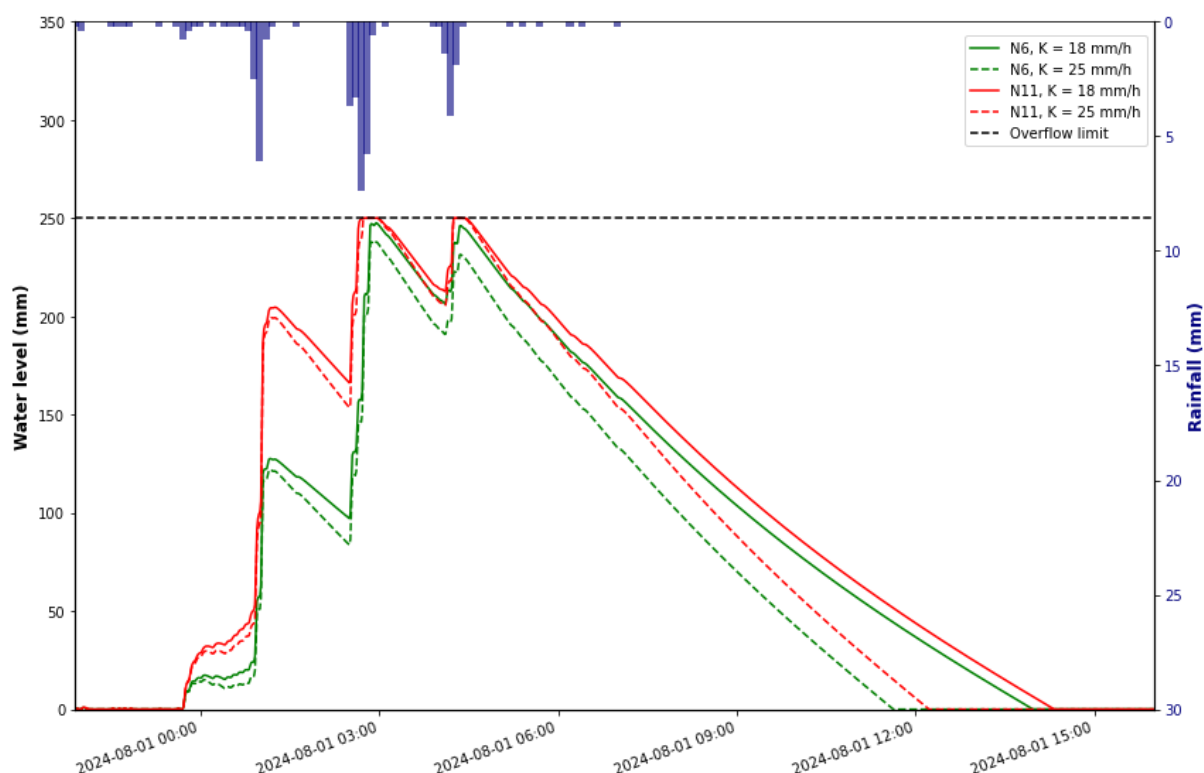


Figure 77 : Simulation des niveaux d'eau en fonction de la surface active et des perméabilités

Dans le cas des simulations avec K évoluant entre 18 mm h^{-1} et 25 mm h^{-1} , aucun débordement n'est observé pour les surfaces actives de 60 m² (N6). En revanche, en passant à une surface active supérieure (110 m² - N11), 2 débordements sont observés, cumulant un volume de débordement de 2.119 m³ pour $K = 18 \text{ mm h}^{-1}$ et un volume de débordement de 2.009 m³ pour $K = 25 \text{ mm h}^{-1}$ (Figure 78 et Tableau 17). En termes de temps de vidange, toutes les noues pour les 2 perméabilités présentent des temps inférieurs au seuil réglementaire de 48 h. Les temps obtenus sont légèrement supérieurs pour les N11 (110 m²) par rapport aux N6 (Tableau 17), du fait des différences en apport d'eau en lien avec les surfaces actives. En même temps, les

différences constatées dans les temps de vidange sont dues à l'amélioration de la perméabilité sous l'effet de l'activité lombricienne.

Tableau 17 : Volumes de débordement et temps de vidange en fonction de la perméabilité des noues

Noue	Perméabilité (mm h ⁻¹)	Volume de débordement (m ³)	Temps de vidange (h)
N6	18	-	9.62
N6	25	-	7.27
N11	18	2.119	10.08
N11	25	2.009	7.98

4. Discussion

L'activité lombricienne, combinée au développement racinaire, améliore la santé des sols urbains, fortement imperméabilisés ainsi que les paramètres hydrauliques. Dans cette étude nous n'avons pas pris en compte l'effet de la flore car à ce stade précoce de l'étude (375 jours), l'effet racinaire est considéré faible ou négligeable par rapport à celui de la faune. L'impact sur l'amélioration de la réponse hydrologique des noues d'infiltration, est donc essentiellement porté par la faune et en particulier les lombrics ensemencés (*A. Caliginosa* et *L. Terrestris*). Au niveau des noues marquées par des vitesses d'infiltration inférieures à 3.6 mm h⁻¹, l'amélioration, sur une durée de 375 jours, reste relativement faible mais avec des progressions considérables. L'augmentation atteint 310.8 % dans la N1_12, caractérisée par une vitesse d'infiltration initiale de 0.74 mm h⁻¹ pour atteindre 3.04 mm h⁻¹ sous l'effet de l'action lombricienne. L'amélioration est largement plus faible (35% en moyenne) dans les noues caractérisées par des sols avec des vitesses d'infiltration initiales comprises entre 14 mm h⁻¹ et 19 mm h⁻¹. L'amélioration de la vitesse d'infiltration dans les noues varie de 16.1 % à 310.8 %, contribuant ainsi à l'amélioration de la réponse hydrologique des noues en 280 jours. Ces valeurs correspondent aux valeurs avancées dans la littérature : Capowiez et al. (2015) ont évalué l'augmentation de la vitesse d'infiltration par *A. Caliginosa* atteint 159 %. Nguyen et al (2024) ont évalué cette progression en 379 jours à 155% pour *L. Terrestris*, 289% pour *A. Caliginosa* et 267% pour un effet combiné.

L'augmentation de la vitesse d'infiltration s'accompagne également de l'amélioration des temps de vidange. Dans les noues caractérisées par des vitesses d'infiltration inférieures à 3.6 mm h⁻¹, les réductions, sur une durée de 375 jours, vont jusqu'à 50 %, avec un maximum de 75.7 % pour la noue N1_12. Les guides techniques français recommandent des temps de

vidange inférieurs à 48h ou 72h. Grâce à l'activité des lombrics sur une durée de 7 mois (280 jours), des évolutions notables sont constatées permettant de répondre aux exigences des guides. La noue N1_1 respecte désormais le critère de 72h, avec un temps de vidange réduit à 60,5 h contre 133,7 h avant l'ensemencement. Pour la noue N1, elle présentait dès le départ une bonne perméabilité avec un temps de vidange inférieur à celui imposé par la règle. Les noues N6 et N11, qui respectaient le critère de 48h initialement, l'activité lombricienne a renforcé ce critère par encore des améliorations. Quant aux noues N1_12 et N1_2, malgré la progression, leurs temps de vidange restent en deçà des exigences réglementaires. Pour ces 2 dernières noues, les temps mesurés après amélioration sont respectivement de 102.0 h (4.25 j) et 82.2h (3.43 j) (Figure 69). Les noues, dans ces conditions, sont en immersion pendant plusieurs jours, ce qui représente des conditions abiotiques défavorables pour les lombrics. En effet, les lombrics, exposés à ces conditions finissent par abandonner le milieu ou subissent une forte mortalité (Lima et al. 2011, Harvey et al. 2019). Ces conditions défavorables peuvent se reproduire pour des apports d'eau importants et fréquents, correspondant à des surfaces actives élevées. Dans ce cas de figure, l'évolution de la perméabilité des sols uniquement sous l'action lombricienne sera limitée. Ces éléments correspondent aux conclusions de Bottinelli et al. (2010), notamment sur l'impact des précipitations intenses sur l'activité lombricienne. Seule l'action de la flore pourra l'améliorer à moyen ou à long terme (Xiao et al., 2024) : le développement racinaire et l'apport en matière organique de végétation permettra aux lombrics de disposer d'un milieu favorisant leur croissance et leur reproduction, et ainsi maintenir une activité lombricienne dans le milieu.

Un des problèmes majeurs qui perturbe le bon fonctionnement des noues est le colmatage (Pedretti et al., 2024). L'apport de fines et le dépôt de sédiments dans le fond des noues d'infiltration réduit leurs vitesses d'infiltration, augmente par conséquent leurs temps de vidange et accentue le risque de débordement. La solution préconisée dans les guides techniques consiste à prendre en compte, dans le dimensionnement de ces ouvrages, des coefficients de sécurité. Cependant, l'apport de l'activité lombricienne constitue une réponse efficace à ce problème : l'ingestion du sol et le creusement de galeries réduit l'impact du colmatage sur le long terme, et évite de recourir à des entretiens curatifs lourds et pouvant dégrader les ouvrages (Wang et al. 2025).

Il serait pertinent de poursuivre le suivi de la vitesse d'infiltration et de la perméabilité sur une période plus longue afin de mieux caractériser l'évolution des propriétés hydrauliques du sol.

Un suivi étendu dans le temps permettrait notamment de quantifier plus précisément l'impact de la faune et de la flore sur la structure du sol.

5. Conclusion

Cette étude a permis de démontrer l'effet de l'activité lombricienne sur l'amélioration de la réponse hydrologique des noues végétalisées. L'augmentation des vitesses d'infiltration, de la perméabilité et de la réduction des temps de vidange est l'indicateur de l'amélioration de la performance hydrologique. Ces résultats ont été obtenus par l'approche expérimentale combinée à l'approche numérique par simulation sur SWMM, en travaillant sur un paramétrage du modèle construit. Les lombrics, par leur activité, agissent très rapidement (court terme) en améliorant les temps de vidange, répondant ainsi aux exigences réglementaires. Les cas les plus défavorables, où la perméabilité initiale est très faible, l'activité lombricienne demeure limitée et nécessite le recours à la croissance racinaire. Les recherches futures porteront sur l'étude à long terme de l'impact de l'activité lombricienne et du développement racinaire sur la réponse hydrologique des noues combiné aux approches géophysiques non destructives pour l'évaluation de la restructuration des sols, le suivi de l'infiltration et la recharge des nappes.

Chapitre 5

Application des méthodes d'investigation géophysiques non destructives pour la caractérisation hydro-géologique en appui à l'aménagement du territoire

1. Introduction

Les zones d'infiltration que représentent les noues, constituent des systèmes qui favorisent la recharge des nappes : superficielles et/ou profondes. Les eaux ainsi infiltrées poursuivent leur cheminement dans le sous-sol pour atteindre le milieu saturé après un transit dans les horizons non saturés. Afin de quantifier les volumes infiltrés et identifier leur devenir, le recours à la géophysique comme méthodes d'investigation a été choisie. Ces méthodes correspondent au résistivimètre électrique et au géoradar basse et moyenne fréquence. L'objectif est de coupler les deux méthodes appliquées pour caractériser le sous-sol.

Dans ce chapitre, l'étude s'est élargie à l'ensemble du campus de la cité scientifique, et au-delà (Lezennes et Haute Borne). Cet élargissement a pour objectifs de définir la relation entre les systèmes hydrologiques d'infiltration localisés en surface avec le système hydraulique souterrain. Il s'agit d'évaluer la recharge des nappes en présence ou en l'absence des systèmes d'infiltration tels que les bassins et les noues. Parmi les buts recherchés est d'identifier, d'une part l'impact de la lithostratigraphie à l'échelle de campus sur la recharge, et d'autre part proposer un modèle de gestion et d'aménagement adapté aux différentes configurations hydro-géologiques. L'étude s'est appuyée également sur l'analyse des forages BRGM.

La reconnaissance des sols dans ses différents états hydriques a été réalisée à partir d'informations ponctuelles, issues des différentes investigations réalisées sur la parcelle d'étude, mais aussi à l'échelle du campus de la cité scientifique et ponctuellement à l'extérieur pour des vérifications et des relevés dans des configuration géologiques et hydrogéologiques similaires. La géophysique permet alors d'évaluer des volumes homogènes de sol.

Dans un premier temps, la méthodologie et les éléments théoriques sur les méthodes employées seront présentés ainsi que les sites d'application. Ensuite, les traitements et les interprétations des résultats seront présentés.

2. Méthodes géophysiques utilisées

Les mesures géophysiques appliquées dans le cadre de ce travail font partie des mesures indirectes. Elles permettent de déterminer la structure du sous-sol d'une manière non destructive. Ces différentes méthodes ont un large spectre d'application dans des domaines très variés. Elles sont par exemple utilisées pour la prospection géologique (Bauer et al., 2010 ; Finco et al., 2018 ; Hsu et al., 2010), les prospections archéologiques (Simon et al., 2012 ; Thiesson et al., 2011) ou le suivi des hydrosystèmes (Garambois et al., 2019 ; Goldman et al., 1996 ; Pasquet et al., 2015).

Plusieurs méthodes sont utilisées. Tout d'abord la résistivité électrique dont le principe repose sur la mesure d'une différence de potentiel électrique associée à l'injection d'un courant électrique dans le sous-sol (Reynolds, 1997). Cette méthode a pour but de déterminer la distribution des résistivités électriques. Le premier relevé de résistivité électrique a été mis en place par Conrad Schlumberger en 1920 pour la recherche minière et pétrolière. A partir de cette époque, la prospection électrique s'est principalement concentrée sur la mise en œuvre et l'interprétation des sondages électriques (profil vertical 1D Kunetz, 1966). La méthode électrique, en courant continu, repose sur l'injection d'un courant, entre 2 électrodes A et B, tandis que la différence de potentiel est mesurée entre les électrodes M et N. Ce quadripôle électrique permet d'évaluer les variations spatio-temporelles de la résistivité électrique. Cette méthode permet de prospecter le sol en 2D soit de manière verticale en un seul point tout en élargissant le champ de l'observation en profondeur par sondage électrique vertical, dit SEV (Vertical Electrical Sounding - VES) ou de manière spatiale sur un tracé avec des profondeurs d'observation moindre, par tomographie de la résistivité électrique (Electrical resistivity tomography - ERT). Cette méthode est apparue dans les années 70 comme une nouvelle représentation sous la forme de panneaux électriques (carte horizontale de résistivité 2D, Edwards, 1977). Ce n'est qu'en début des années 1990, et l'important développement des moyens informatiques, pour que les méthodes d'imagerie 2D et 3D associées à des algorithmes d'inversion performants se développent (Oldenburg et al., 1993 ; Loke et Barker, 1996 ; Tsourlos et al., 1998 ; Kim et al., 1999 ; Mauriello et Patella, 1999).

2.1. Méthodes électriques

2.1.1. Sondage électrique vertical (VES)

De nombreux dispositifs d'acquisition existent suivant le choix des électrodes d'injection de courant et de mesures de potentiel. On mesure la résistivité électrique ρ ($\Omega.m$) qui est l'inverse de la conductivité électrique. Cette dernière dépend de l'état du sous-sol, notamment sa température, sa composition et des fluides présents dans son espace poral à travers leur taux de saturation et leurs compositions chimiques (Hubbard et Linde, 2011).

Le sondage électrique est fondé sur la mesure des variations verticales (avec la profondeur) de la résistivité électrique du sol par injection d'un courant électrique (Schmidt-Hattenberger et al., 2013). Les électrodes A et B servent à injecter le courant dans le sol, tandis que la différence de potentielle est mesurée entre les électrodes M et N (Figure 78). L'écartement des électrodes retenu assure une bonne résolution des mesures et une profondeur d'investigation adaptée aux objectifs de l'étude. En écartant les électrodes au fur et à mesure de l'acquisition, le courant

injecté circule de plus en plus profondément dans le sous-sol et on enregistre ainsi les variations verticales de résistivité électrique. La profondeur de pénétration du courant injecté dans le sol est proportionnelle à l'écartement entre les électrodes utilisées. Selon la configuration retenue, le volume de la zone investiguée peut varier. Toutefois, la profondeur d'investigation correspond généralement à environ un huitième de la distance entre les électrodes.

Les variations en profondeur de résistivités électriques reflètent les changements de nature du sous-sol (composition, types de roches, teneur en eau, porosité, etc).

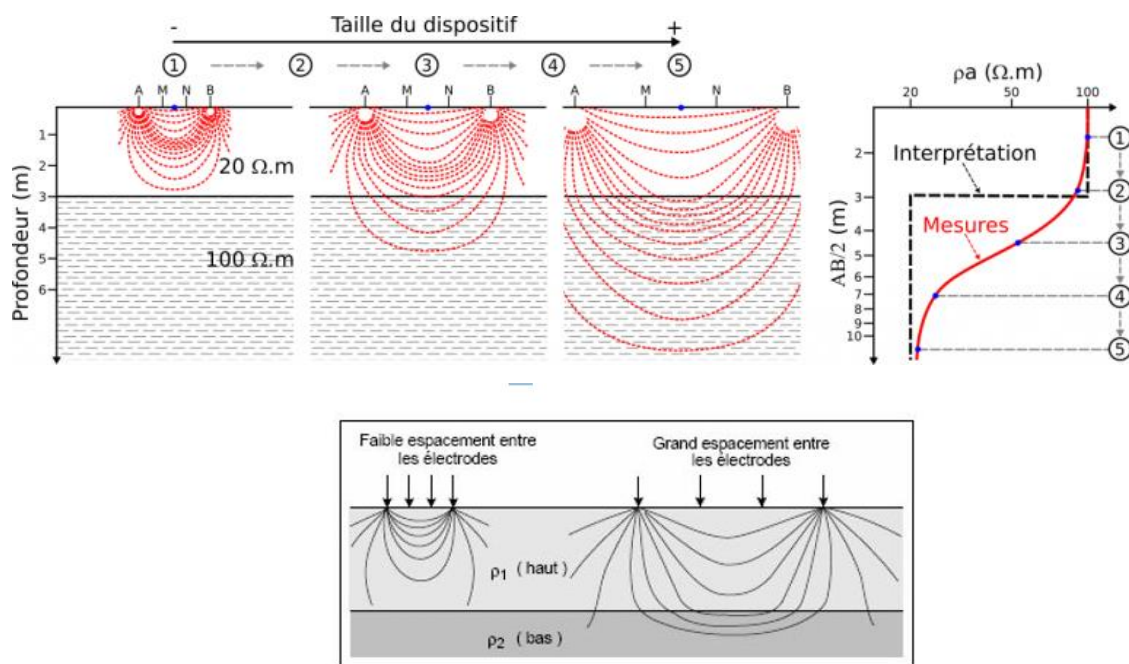


Figure 78 : Schéma de la profondeur d'investigation par VES en fonction de la géométrie du dispositif

2.1.2. Tomographie électrique (ERT)

La tomographie de résistivité électrique (ERT) est une méthode géophysique largement répandue, visant à déterminer la distribution de la résistivité du sol selon un plan vertical (2D) ou dans un volume de sol (3D). Parmi ses nombreuses applications, elle a été appliquée avec succès à l'imagerie des structures souterraines et, en particulier, des failles (Kolawole et al., 2018 ; Suzuki et al., 2000 ; Steeples, 2001 ; Caputo et al., 2003 ; Porras et al., 2022). La méthode ERT repose sur la prise de mesures de la résistivité du sol le long d'une ligne ou d'un réseau connecté, en appliquant un courant électrique au sous-sol via deux piquets métalliques (électrodes de courant) couplés au sol (Figure 79).

La longueur du profil, la profondeur d'investigation et la résolution désirée déterminent l'espacement minimum (a), entre deux électrodes adjacentes, et maximums (n.a), entre dipôle

émetteur et dipôle récepteur, pour une acquisition donnée. Les mesures électriques sont réalisées selon une séquence géométrique prédéfinie, programmée et introduite dans le logiciel d'acquisition du récepteur. Chaque valeur de résistivité apparente (ρ_{app}) associée à un quadripôle donné, est attribuée à une profondeur relative, fonction du paramètre géométrique a , définissant ainsi un niveau d'acquisition (Figure 91). La profondeur d'investigation augmente avec l'espacement entre électrodes. Ainsi, il est possible de visualiser les résistivités apparentes mesurées sous la forme d'une pseudo-section qui offre une représentation qualitative des variations spatiales et verticales de la résistivité apparente.

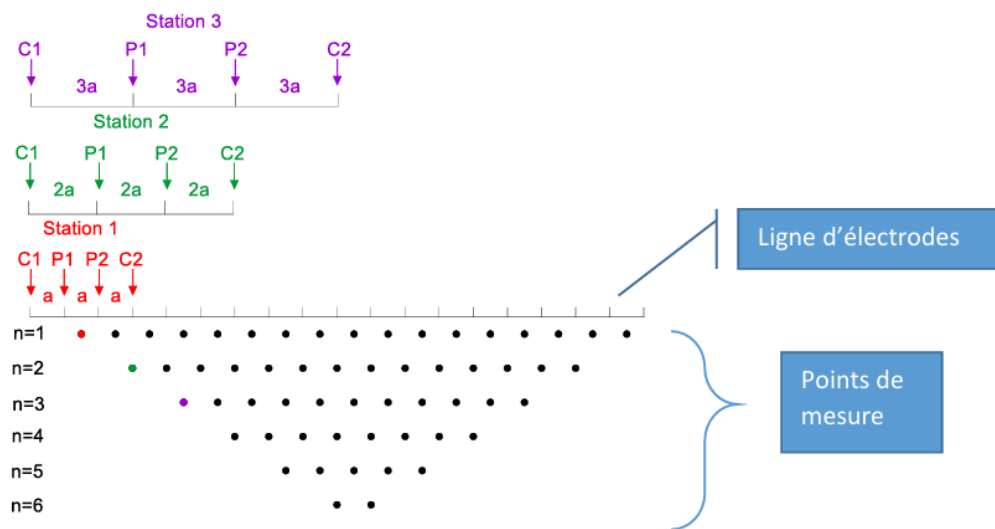


Figure 79 : Schéma de répartition des points de mesure par ERT

2.1.3. Dispositifs d'acquisition (Montages)

De nombreux dispositifs d'acquisition existent (Tableau 23) suivant le choix des électrodes d'injection de courant et de mesures de potentiel (Wenner, Schlumberger, Dipôle-Dipôle, Pôle-Dipôle). Ces différentes configurations présentent des profondeurs de pénétration (Edwards, 1977 ; Dahlin et Zhou, 2004), des résolutions spatiales (Sasaki et al., 1992) et des sensibilités propres (Dahlin et Zhou, 2004). Oldenburg et Li (1999) ont produit un algorithme qui permet de connaître la profondeur d'investigation (depth of investigation DOI) au-dessous de laquelle la structure du sous-sol n'influence plus les données. Ces travaux ont pour but de limiter les surinterprétations des inversions obtenues.

Tableau 18 : Profondeur d'investigation médiane (Ze), L est la longueur totale du dispositif, n est le facteur de séparation des dipôles (Edwards, 1977).

Type de dispositif	Ze/L
Pôle-Pôle	6.283
Pôle-Dipôle (n=8)	452.390
Wenner (α)	0.173
Wenner-Schlumberger (n=10)	0.191
Dipôle-Dipôle (n=8)	0.224
Wenner (γ)	0.198
Wenner (β)	0.139

Aujourd'hui ces méthodes sont intensément utilisées pour la prospection hydrogéologique (Acworth, 1987 ; Garambois et al., 2019) mais aussi dans le cadre des études d'ingénierie (Bernstone et Dahlin, 1999 ; Dahlin, 1996 ; Dahlin et al., 2002), pour détecter des failles (Demanet et al., 2001 ; Nguyen, 2005) des fractures et des cavités (Leucci et De Giorgi, 2005), des mouvements de terrain (Meric, 2006).

2.1.3.1. Aspects théoriques

L'électricité, le magnétisme et l'induction sont liés par quatre équations de Maxwell (Nabighian, 1988). En l'absence d'un champ magnétique et pour le cas d'un champ électrique non variable dans le temps (ou à fréquence nulle) l'équation de Maxwell-Faraday devient (Sabor, 2020) :

$$\nabla \times \mathbf{E} = 0 \quad (16)$$

Ainsi on peut écrire :

$$\mathbf{E} = -\nabla V \quad (17)$$

Avec V un potentiel électrique (en V) vu que $\nabla \times (\nabla) = 0$

D'autre part, le courant électrique est donné par :

$$\mathbf{j} = -\sigma \nabla V \quad (18)$$

Avec $\mathbf{j}$ le courant de conduction de la loi d'Ohm (en A/m^2) et qui est fonction de la conductivité électrique du milieu σ (en S/m).

Pour un point quelconque du sol, il n'y a pas d'accumulation de charge, donc la quantité de charge qui traverse un espace fermé est nulle d'où :

$$\oint \mathbf{j} \cdot d\mathbf{S} = 0 \quad (19)$$

D'où :

$$\nabla \mathbf{j} = 0 \quad (20)$$

En combinant les équations (3) et (5) on retrouve l'équation qui régit le potentiel électrique :

$$\nabla \cdot (\sigma \nabla V) = 0 \quad (21)$$

En présence d'une source de courant I (en A), l'équation (4) devient :

$$\oint \mathbf{j} \cdot d\mathbf{S} = I \quad (22)$$

et donc l'équation (6) devient :

$$\nabla \cdot (\sigma \nabla V) = -I \delta(\mathbf{r} - \mathbf{r}_s) \quad (23)$$

Avec $\mathbf{r}_s$ la position de la source (en m) et $\mathbf{r}$ la position du point d'observation (en m). Il est à noter que $\sigma = \sigma(x, y, z)$ et $V = V(x, y, z)$ sont en coordonnées cartésiennes.

Connaissant la distribution de résistivité électrique dans le sol, on retrouve la distribution du potentiel électrique en résolvant l'équation (8). Une solution analytique de cette équation existe pour le cas particulier d'une source ponctuelle de courant S dans un milieu infini, elle s'exprime en un point P selon la formule :

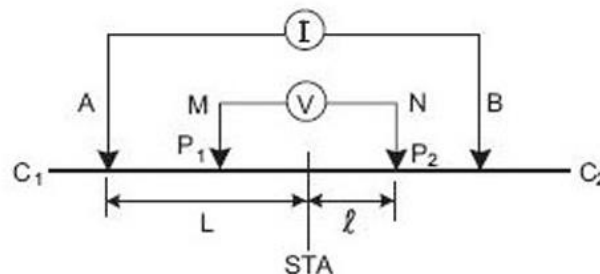
$$V_p = \frac{\rho I}{4\pi SP} \quad (24)$$

Avec SP la distance entre la source et le point de calcul (en m) et ρ la résistivité électrique (en $\Omega.m$).

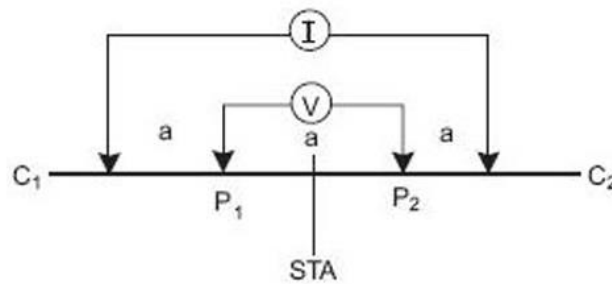
2.1.3.2. Les montages de mesures

Plusieurs montages sont possibles : Schlumberger, Wenner, Wenner-Schlumberger, Dipôle-Dipôle, Pôle-Dipôle.... Ci-après quelques configurations de ces montages ; les couramment utilisés sont les suivants (Figure 80) :

- Montage Schlumberger :



- Montage Wenner :



- Montage Dipôle-Dipôle :

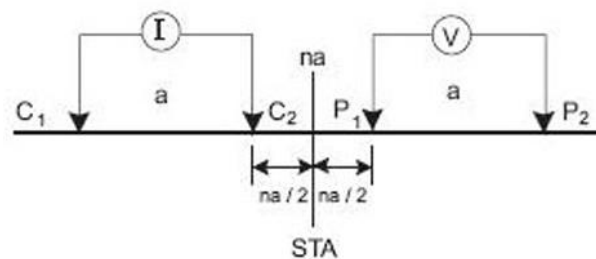


Figure 80 : Les montages pour la prospection électrique

2.1.4. Le traitement des données

2.1.4.1. Le traitement des données issues des sondages électriques verticaux (SEV)

Pour le sondage électrique vertical (SEV), le traitement des données se fera à base du logiciel IX1D. Cet outil d'inversion permet de traiter les mesures issues des SEV. Il sert à établir un modèle unidimensionnel de la subsurface, permettant de déduire les résistivités réelles à partir des résistivités apparentes obtenues lors des mesures.

2.1.4.2. Le traitement des données issues de la tomographie électrique

Les profils de tomographie électrique s'obtiennent après traitement des données bruts par deux logiciels, à savoir X2IPI et RES2DINV. X2IPI permet d'établir un prétraitement des données d'un panneau électrique en vue de :

- Supprimer les mauvais points de mesures ;
- Filtrer les données d'une pseudo-section pour corriger les anomalies dues aux hétérogénéités en surface ;
- Intégrer des données topographiques ;
- Décomposer et/ou assembler plusieurs protocoles de mesures ;
- Convertir les données au format RES2DINV.

Le RES2DINV utilise le processus d'inversion en essayant de déterminer un modèle de subsurface, en reconstituant les résistivités vraies des horizons pédologiques qui correspondent au mieux aux résistivités apparentes mesurées. Les étapes de traitement sur ce logiciel sont les suivant :

- Création d'un modèle initial à partir des résistivités apparentes mesurées. Ce modèle est créé en prenant en compte la moyenne de l'ensemble des résistivités apparentes mesurées ;
- A partir de ce modèle, l'algorithme calcule les valeurs de résistivités apparentes correspondantes ;
- La pseudo-section obtenue est alors comparée à celle déduite des mesures de terrain, on détermine ainsi le critère d'erreur ;
- L'algorithme utilise cette erreur afin de rajouter de l'information à priori au modèle ;
- Le processus d'inversion poursuit les étapes jusqu'à convergence de processus.

2.2. Le géoradar (GPR)

2.2.1. Présentation de la méthode

Le Ground Penetrating Radar (GPR), ou géoradar, est une technique de détection géophysique non destructive qui utilise des ondes radio pour explorer le sous-sol. Le terme géoradar provient de "géo", signifiant terre, et "radar", acronyme de Radio Detection and Ranging. Ce dispositif permet ainsi de détecter des objets enfouis sous terre à une certaine profondeur, avec une résolution élevée mais limitée à quelques dizaines de mètres (Knight, 2001). La principale limitation de la méthode est la pénétration dans les matériaux conducteurs, tels que les argiles ou les sols avec des eaux interstitielles salines ou contaminées (Turesson, 2006). Cette limitation peut également être utilisée pour détecter les zones humides. Cet outil de détection non destructif largement utilisé dans divers secteurs, notamment la géophysique, l'archéologie, le génie civil, le génie environnemental et les technologies militaires (Ghasemi, 2006) ainsi que dans différentes disciplines de sédimentologie, de stratigraphie ou d'hydrogéologie (Dallaire, 2010). Dans les domaines du génie civil et de la géotechnique, le GPR est principalement utilisé pour l'investigation des utilités (câbles et tuyaux), la détermination de la profondeur des fondations, l'évaluation de l'état du béton et des ouvrages d'art (Abouhamad et al., 2017) comme système d'auscultation et de contrôle. Il permet également d'estimer la densité in situ et la teneur en humidité des couches de chaussée en enrobé bitumineux HMA (Plati, 2013),

l'évaluation des défauts de vide derrière le revêtement des tunnels (Wu et al., 2016) et la mesure de l'épaisseur du revêtement bitumineux (Solla et al., 2014).

Le principe de fonctionnement du GPR repose sur la réflexion des signaux. Concrètement, l'appareil émet des ondes radar dans le milieu à analyser, qui sont ensuite réfléchies vers la surface et captées par un récepteur. C'est l'analyse de ces réflexions qui permet de détecter et d'enregistrer divers objets sur un radargramme (Figure 81).

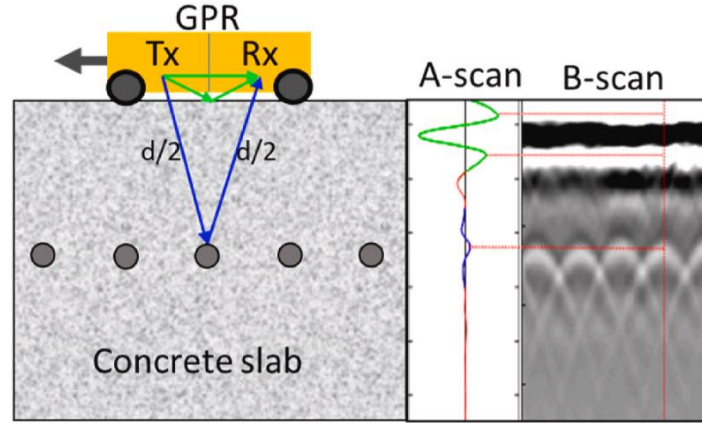


Figure 81 : Principe de fonctionnement du GPR (Faris et al., 2025)

La profondeur des objets est déterminée en mesurant l'intervalle de temps entre l'émission et la réception des impulsions. Durant cet intervalle, les impulsions se déplacent de l'antenne vers l'objet enfoui puis reviennent à l'antenne (Daniel, 2004). Si l'on note cet intervalle de temps t , et la vitesse de propagation de l'onde électromagnétique dans le sol V , alors la profondeur de l'objet, h , est donnée par la relation :

$$h = \frac{1}{2}tv \quad (25)$$

La détection d'un objet nécessite une différence dans les paramètres électriques du milieu traversé par les ondes radar, ces paramètres étant définis par trois propriétés principales : la permittivité électrique (ϵ), la conductivité électrique (σ) et la perméabilité magnétique (μ) (Supriyanto, 2007). Les équations électromagnétiques du GPR sont basées sur les équations de Maxwell, qui décrivent la relation entre le champ électrique et le champ magnétique, ainsi que la direction de propagation, la transmission, la réflexion et la diffraction des ondes électromagnétiques (Supriyanto, 2007). Ces équations sont les suivantes :

$$\nabla \times E = \frac{\rho}{\epsilon} \quad (26)$$

$$\nabla \times B = 0 \quad (27)$$

$$\nabla \times E = -\frac{\partial B}{\partial t} \quad (28)$$

$$\nabla \times E = \mu\sigma E + \varepsilon\mu\frac{\partial E}{\partial t} \quad (29)$$

Où :

E représente le champ électrique (V/m), *B* l'induction magnétique (Wb/m² ou Tesla), μ la perméabilité magnétique (H/m), σ la conductivité électrique (mS/m) et ε la permittivité électrique (F/m).

Les propriétés électromagnétiques d'un matériau dépendent de sa composition et de sa teneur en eau, ces deux facteurs influençant la vitesse de propagation des ondes radar et l'atténuation des ondes électromagnétiques dans le matériau. Selon Reynolds (1997), la vitesse des ondes radar dépend de la vitesse de la lumière dans le vide ($c = 0,3$ m/ns), de la constante diélectrique relative du milieu (ε_r) et de la perméabilité magnétique relative (μ_r). La vitesse des ondes électromagnétiques à travers les différentes couches dépend de la constante diélectrique, qui est donnée par l'équation (Nakashima et al., 2001) :

$$V = \frac{c}{\sqrt{\varepsilon_r}} \quad (30)$$

D'après cette équation, la vitesse de propagation des ondes radar dans un milieu est inversement proportionnelle à sa constante diélectrique (Tableau 24). De plus, les variations de la constante diélectrique exercent une influence sur l'amplitude des ondes radar réfléchies à travers différents matériaux ou couches géologiques (Jufri et al., 2015).

Tableau 19 : Constantes diélectriques (ε_r mesuré à 100 MHz) de matériaux terrestres courants (Martinez and Byrnes, 2001)

Matériaux	ε_r (Davis and Annan, 1989)	ε_r (Daniels, 1996)
Air	1	1
Distilled water	80	
Fresh water	80	81
Sea water	80	
Fresh water ice	3 – 4	4
Sea water ice		4 – 8
Snow		8 – 12
Permafrost		4 – 8
Sand, dry	3 – 5	4 – 6
Sand, wet	20 – 30	10 – 30
Sandstone, dry		2 – 3

Sandstone, wet		5 - 10
Limestone	4 - 8	
Limestone, dry		7
Limestone wet		8
Shales	5 - 15	
Shale, wet		6 - 9
Silts	5 - 30	
Clays	5 - 40	
Clay, dry		2 - 6
Clay, wet		15 - 40
Soil, sandy dry		4 - 6
Soil, sandy wet		15 - 30
Soil, loamy dry		4 - 6
Soil, loamy wet		10 - 20
Soil, clayey dry		4 - 6
Soil, clayey wet		10 - 15
Coal, dry		3.5
Coal, wet		8
Granit	4 - 6	
Granit, dry		5
Granit, wet		7
Salt, dry	5 - 6	4 - 7

En supposant que la constante diélectrique de l'eau est significativement différente de celle des matériaux solides et de l'air, on peut s'attendre à ce que la constante diélectrique du milieu poreux dépende de la teneur en eau (Benedetto, 2010).

2.2.2. L'acquisition des données

L'acquisition des données est obtenue par scan dans différents endroits du site et autour du site. Cette acquisition a été réalisée en utilisant le géoradar IDS. Les outils utilisés répondent à trois gammes de fréquence :

- Radar basse fréquence (200 et 400MHz),
- Radar moyenne fréquence (600MHz),
- Radar haute fréquence (2-3GHz)

L'objectif est de mesurer les variations d'amplitude du champ électrique du milieu mesuré en fonction de temps en nanosecondes. Dans le profil GPR, l'axe vertical est exprimé par le temps et la profondeur, tandis que l'axe horizontal est la distance parcourue par les antennes de l'émetteur et du récepteur (Figure). Les résultats sont obtenus sous forme de radargrammes. Plus la fréquence du géoradar utilisé est basse, plus les profondeurs qui peuvent être détectées sont importantes, et inversement, une fréquence élevée limite la profondeur d'exploration (Abouhamad et al., 2017). La haute fréquence n'a pas été utilisée car son champ de mesure se limite à l'horizon superficiel ne dépassant pas les 50 cm de profondeur.

2.2.3. Le traitement des données

Les données sont acquises sous forme de radargrammes sur le logiciel K2FastWave et/ou Ouverture. Les données ont été traitées à base des logiciels GRED HD ou REFLEXW. Sur GRED HD, les traitements utilisés sont :

- Export des A scans du logiciel K2FastWave (Antenne 2Ghz) ou Ouverture (Antennes 200, 400 et 750 Mhz) ;
- Lecture des A scans sur GRED HD et vérification des profils obtenus ;
- Fixer la vitesse de propagation des ondes, l'estimation se fait par l'outil hyperbole ;
- Lancer le traitement avancé (Advanced processing) ;
- Choisir le programme de traitement Aladdin, et utiliser les macros « StdMap_HH » et « Gain ».

3. Méthodologie

En raison des objectifs visés dans ce chapitre, l'étude par l'approche géophysique a été étendue à l'ensemble du campus de la Cité Scientifique, mais également aux quartiers/communes limitrophes, à savoir la commune de Lezennes et le quartier de la Haute Borne (Villeneuve d'Ascq). La zone d'étude est circonscrite entre les points de coordonnées Lambert 93 A(708974 ; 7086183) et B(710577 ; 7057763), soit une superficie de 253.274 hectares.

3.1. Contexte géologique et hydrogéologique

A l'image de la région, la zone d'étude est caractérisée par une succession lithostratigraphique composée de limon Pléistocène (quaternaire) à l'affleurement auquel succède, par endroits, le tertiaire, constitué de tuffeaux et parfois des argiles Thanétiens. L'ensemble couvre les craies séno-turonniennes abritant la nappe de la craie, qui se situe à environ 10 à 11 m de profondeur sur la zone d'étude.

L'analyse des forages du BRGM a été réalisé sur le périmètre défini dans le cadre de ce chapitre : 330 forages ont été analysés pour affiner la compréhension de la lithostratigraphie locale et des enjeux hydrogéologiques relatifs à la gestion durable et intégrée des eaux pluviales.

3.2. Résistivité électrique

L'étude de la résistivité électrique comporte des sondages électriques verticaux (SEV) et des sondages de tomographie électrique. Pour le SEV c'est le montage Schlumberger qui a été privilégié. Quant à la tomographie, le montage Schlumberger et Wenner ont, tous les deux, été appliqués. Ce travail a visé plusieurs objectifs :

- Vérifier et compléter la structure du sous-sol et ses caractéristiques hydrauliques ;
- Suivre le flux d'eau dans sa progression dans le sous-sol.

3.2.1. Campagnes de mesures

Les relevés géophysiques ont été réalisés au niveau du campus de la cité scientifique (Villeneuve d'Ascq) élargie aux secteurs situés à proximité, à savoir la haute borne et un quartier de la commune de Lezennes. Les investigations menées comportent des sondages VES et des sondages ERT (Figure 83).

Le résistivimètre Terrameter LS (Figure 82) a été utilisé pour réaliser ces sondages électriques. Ce résistivimètre est connecté à des boîtiers sélecteurs d'électrodes type ES1064C, permettant de réaliser des profils de tomographie électrique avec 64 électrodes.



Figure 82 : Résistivimètre Terrameter LS connecté au boîtier ES1064C

Au niveau du site expérimental ETAGEP, l'auscultation du sous-sol a été réalisée à travers des acquisitions quotidiennes qui ont débuté le 19 juin pour finir le 19 juillet 2024. Pour les autres sites la campagne de mesure a démarré le 5 novembre pour finir le 2 décembre 2024.

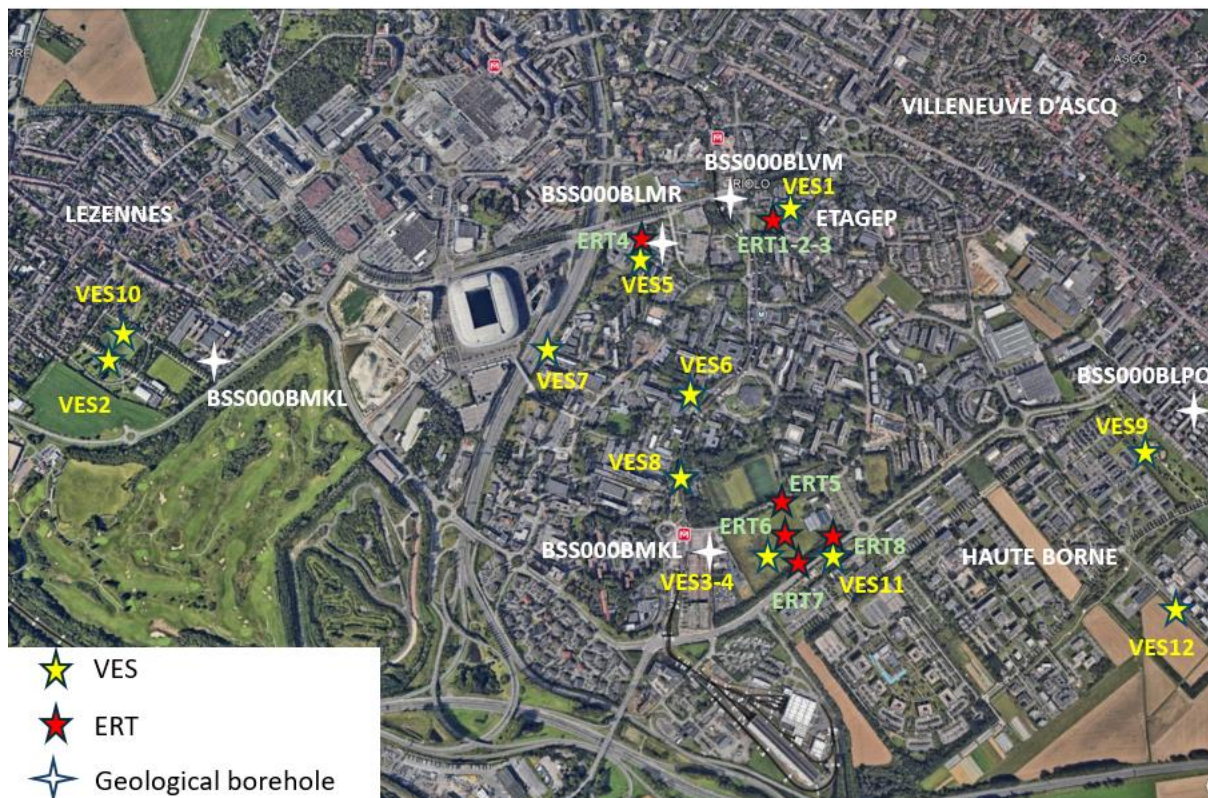


Figure 83 : Localisation des investigations géophysiques et des sondages de vérification

3.2.2. Traitement des données et inversions

Pour les sondages verticaux, le logiciel IX1D a été utilisé pour construire les graphes de résistivité apparente (ρ_{app}) en fonction de la distance $AB/2$. Compte tenu de la configuration géologique avec un maximum de couches sondables en nombre de 4 (limon, tuffeau, craies sénonienne et turonienne) et au plus 2 nappes phréatiques (limon et craie séno-turonienne), l'interprétation a été faite sur la base de 7 couches. Les caractéristiques des sondages réalisés sont exposées dans le tableau 25. Pour l'ERT, les logiciels utilisés sont X2IPI et RES2DINV (Geotomo Software, 2019) avec 5 itérations de calculs et un seuil d'erreur inférieur à 5% (Tableau 25).

Tableau 20 : Caractéristiques des sondages VES et ERT

Site		Méthode	Date	Montage	Distance entre électrodes en m	Longueur en m	Profondeur atteinte en m	Logiciels de traitement	Seuil d'erreur
Cité scientifique	Site ETAGEP	VES1	19/06/2024	Schlumberger	Protocole	104	17	IX1D	5 %
		ERT1	19/06/2024 au 19/07/2024		2	45	8	X2IPI RES2DINV	
		ERT2			1	50	9		
		ERT3			0.60	21	4		
	TERRAINS DE SPORT	VES3	02/12/2024		Wenner	Protocole	280	46	
		VES4		280			46		
		ERT5	28/02/2025	1.5		189	31.5	X2IPI RES2DINV	
		ERT6		3		252	42		
		ERT7		3		380	63		
	ZONE CENTRALE	ERT8	20/05/2025	Schlumberger	Protocole	200	33	IX1D	
		VES5	26/11/2024			380	63		
		VES6	26/11/2024			380	63		
		VES7	25/11/2024			280	46		
		VES8	16/11/2024			2	128	21.5	
Haute Borne	PARC	VES9	16/11/2024	Schlumberger	Protocole	380	63	IX1D	
		VES11	25/11/2024			380	63		
		VES12	09/11/2024			144	24		
Lezennes	STADE	VES2	05/11/2024			144	24		
		VES10	16/11/2024			200	33		

3.3. Caractérisation physique des échantillons

Pour procéder à l'identification physique des matériaux, une campagne d'échantillonnage a été effectuée. Pour le limon, l'échantillonnage a été réalisé à la tarière au sein du site ETAGEP pour la partie supérieure (Lehm jusqu'à 1.50 m de profondeur) ; complété par un sondage atteignant le limon profond au niveau d'un bassin d'infiltration situé à la Haute Borne sur une profondeur de 1.20 m (Figure 84). La caractérisation mécanique a été réalisée à travers plusieurs sondages à la cité scientifique (Figure 84).

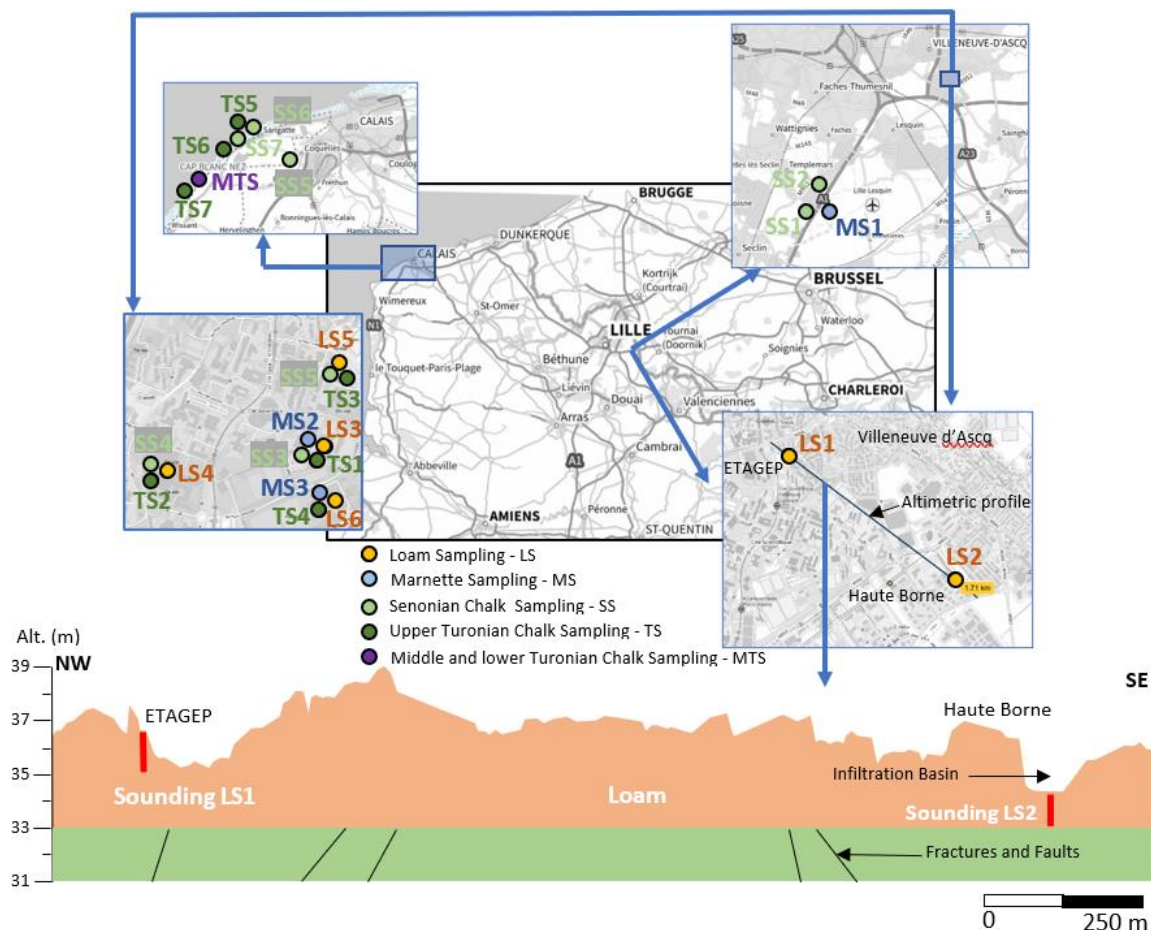


Figure 84 : Localisation des sites d'échantillonnage et coupe synthétique entre le site ETAGEP et le point de la Haute Borne (en vert la craie sans les fluctuations de sommet)

Au niveau des matériaux crayeux, seules les craies en contact direct avec les limons ont été analysées. Il s'agit de la craie blanche sénonienne et celle du Turonien supérieur. L'échantillonnage a été effectué à plusieurs endroits : chantier routier sur l'autoroute A1, les falaises littorales du Cap Blanc Nez (Escalles, Haut Blanc Nez, Sangatte) et les anciennes carrières de Coquelles (Figure 85). Un échantillon du tuffeau extrait des remblais limoneux a été également analysé. Les échantillons prélevés ont été analysés pour déterminer la composition minéralogique, le taux de calcimétrie et la granulométrie (proportion de sable, limon et argile). La caractérisation mécanique a été réalisée à travers plusieurs sondages à la cité scientifique dont l'objectif de déterminer la lithostratigraphie et les paramètres pressiométriques (p_f , p_l et E_M) ainsi que la porosité, la compression simple R_c et le Module de Young E .

Pour les marnettes en interface limon craie sénonienne, les échantillons ont été prélevés le long du talus routier de la A1 et pour celle de l'interface limon -Turonien supérieur, l'échantillonnage a été réalisé à la tarière au fond du bassin d'infiltration des terrains de sport.



Figure 85 : Sites d'échantillonnage au Cap Blanc Nez (en haut), l'autoroute A1 à proximité de Seclin (en bas à gauche) et à la Haute Borne à Villeneuve d'Ascq (en bas à droite)

3.4. Essais de perméabilité

La perméabilité de ces deux matériaux a été testée en laboratoire par des essais de perméabilité à charge variable dans des cellules œdométriques. Cet essai est adapté aux sols peu perméables. 3 cellules œdométriques avec tubes gradués ont été utilisées pour estimer les perméabilités tout en prenant les précautions pour limiter les erreurs relatives aux manipulations expérimentales (Figure 86).



Figure 86 : Cellules œdométriques ayant servi pour l'évaluation de la perméabilité en laboratoire

Des mélanges de limon et de craie blanche sénonienne (Figure 127) ont été préparés en laboratoire pour évaluer la perméabilité potentielle des marnettes en fonction de leur taux de craie. Pour ce faire, les essais avec les pourcentages de craie différenciés suivants : 0, 10, 30, 50, 70, 100 % (Figure 87).

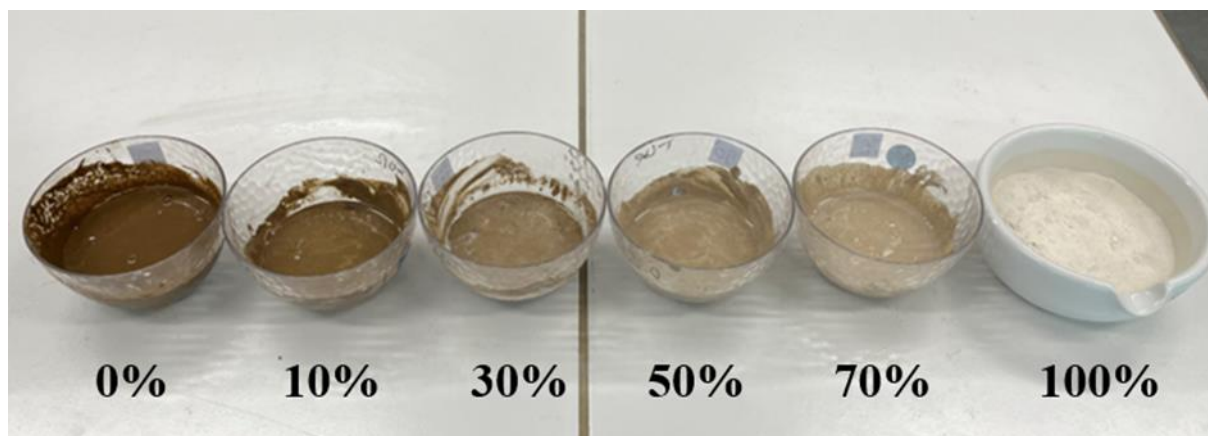


Figure 87 : Mélange limon craie pour simuler les marnettes

La perméabilité saturée a été estimée par la formule de calcul de la perméabilité à charge variable :

$$K = \frac{a \times L}{A \times t} \times \ln\left(\frac{h_1}{h_2}\right) \quad (31)$$

Avec K : la perméabilité (m/s), a : la section du tube gradué (m^2), L : la longueur de l'échantillon (m), A : la section de l'échantillon (m), t : la durée entre les mesures (s), h_1 : la hauteur initiale (m) et h_2 : la hauteur finale (m).

4. Résultats

4.1. Analyse des propriétés physiques des échantillons

4.1.1. Analyse des matériaux limoneux

Les résultats des analyses comportent la calcimétrie, la minéralogie et la granulométrie de 11 échantillons de limon (Tableau 26 et Figure 88). On constate, selon ces résultats qualitatifs une variabilité des taux selon la profondeur. La granulométrie laser révèle un taux en argiles très faible, n'excédant pas 2.74 % (L2 105). Le taux de silt est variable, plus faible en surface mais augmente en profondeur, atteignant 84.92 % en L1 150 et 81.14 % dans le limon Pléistocène moyen (L2 35 à 120). S'agissant du taux de sable, la proportion est plus faible dans le Pléistocène supérieur, et augmente au niveau du Pléistocène moyen (31.95 %) et dans les remblais (29.85 %).

La minéralogie argileuse se distingue, dans le niveau 50-80, par la présence considérable de smectites (83 %) suivie de l'illite (9 à 11 %), de kaolinite (5 à 6 %) et de chlorite (1 à 2%). Dans le niveau L1 100-150, le taux de smectite diminue (20 à 50 %) et la proportion d'illite augmente (24 à 51 %). Plus en profondeur (Pléistocène moyen), la proportion de smectites est majoritaire (95 %).

Le taux calcimétrique demeure faible (<5.72) au niveau du site ETAGEP. Cette proportion de CaCO_3 augmente en profondeur, atteignant 16.45 % (L2 55).

Tableau 21 : Minéralogie et calcimétrie des échantillons prélevés

Échantillon			% Argiles <2µm	2µm < % Silts <63µm	% Sables >63µm	Smectite (%)	Illite (%)	Kaolinite (%)	Chlorite (%)	CaCO ₃ (%)
Lieu	Prof. cm	Prof. réelle								
ETAGEP	L1 50	L 50	1,11	69,04	29,85	83	9	6	2	5,72
	L1 80	L 80	0,98	76,58	22,44	83	11	5	1	5,63
	Moyenne		1,04	72,81	26,14	83	10	5,5	1,5	5,68
	L1 100	L 100	0,766	72,05	27,18	20	51	20	9	3,06
	L1 120	L 120	0,829	77,22	21,95	26	39	27	8	2,93
	L1 140	L 140	1,43	83,88	14,68	36	31	23	6	3,13
	L1 150	L 150	1,05	84,92	14,03	50	24	19	7	3,13
	Moyenne		1,02	79,52	19,46	33	36,25	22,25	7,5	3,06
HAUTE BORNE	L2 35	L 235	1,77	66,28	31,95	95	4	1	0	8,81
	L2 55	L 255	2,54	76,33	21,13	95	5	0	0	16,45
	L2 80	L 280	1,31	76,59	22,10	95	4	1	0	15,70
	L2 105	L 305	2,74	81,14	16,12	95	4	1	0	15,28
	L2 120	L 320	1,90	79,72	18,38	92	6	2	0	16,03
	Moyenne		2,05	76,01	21,94	94,4	4,6	1	0	14,45

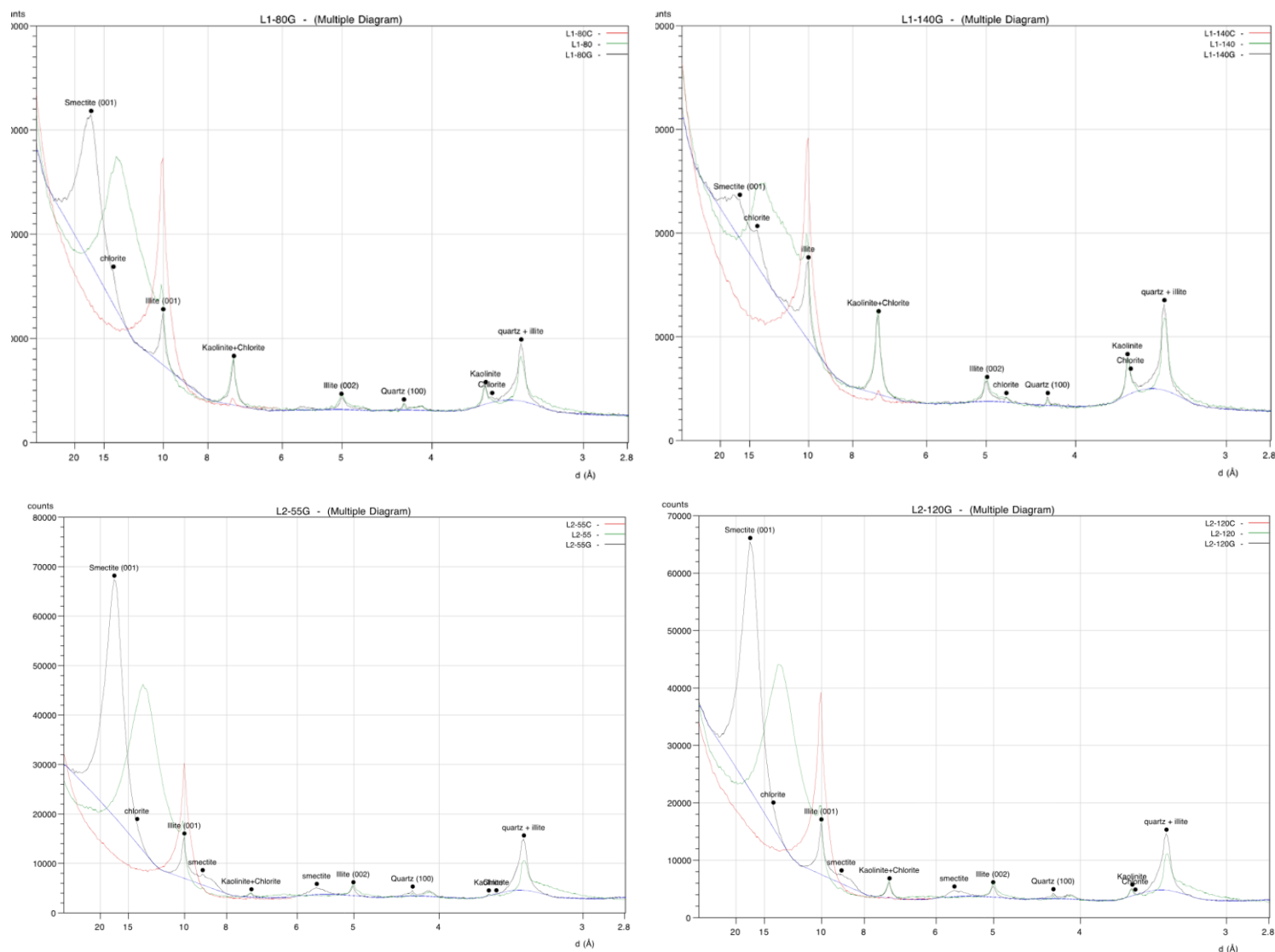


Figure 88 : Résultats de la diffraction X

Cette variabilité verticale se manifeste, tout d'abord au niveau de la calcimétrie. Ainsi, conformément aux définitions avancées dans la littérature (Sommé, 1969 ; Sommé et Tuffreau, 1971, Sommé, 1975), les échantillons de surface présentent un faible taux de carbonates (3,93%) ; tandis qu'en profondeur ce taux augmente, en moyenne 14.45% (Figure et Tableau II). Une variation est également constatée entre la surface jusqu'à 80 cm et entre 80 et 150 cm. La première tranche présente un taux légèrement supérieur, en moyenne 5.68% contre 3.06% (Tableau II). Ces mêmes variations sont également observables au niveau des autres paramètres, granulométrie et minéralogie. Le limon L 50-80 présente toujours des valeurs intermédiaires entre le L 100-150 et L 200-285. La partie profonde se distingue par des valeurs supérieures en carbonates (14.45%) et smectites (94.40%) ; tandis que la L 100-150 se démarque par celles des silts (79.50%) dont la composition se distingue par l'illite (36.25%), kaolinite (22.25%) et

chlorite (7.50%) (Tableaux 27). Tous les échantillons présentent comme minéraux accessoires le quartz.

Tableau 22 : Données granulométriques, analyses fraction argileuse et calcimétrie moyennes des horizons pédologiques

Echantillon	% Argiles <2µm	2µm < % silts <63µm	% Sables >63µm	Smectite %	Illite %	Kaolinite %	Chlorite %	Carbonates %	Qualification	
									Stratigraphique	Industrielle
L1 50-80	1,043	72,813	26,144	83	10	5,50	1,50	5,675	Mélange	Remblais
L1 100-150	1,019	79,521	19,460	33	36,25	22,250	7,50	3,062	Pléistocène Sup. Weichsélien	Lehm
L2 35-120	2,051	76,013	21,936	94,40	4,60	1	0	14,452	Pléistocène Moy.	Ergeron

D'un point de vue granulométrie, les limons se classent dans la catégorie des silts à Silt loam (Tableau 27 et Figure 89). Sur l'ensemble de la colonne limoneuse, la fraction silteuse dont la taille est comprise entre 2µm et 63µm, elle représente en moyenne 77,47%. La fraction argileuse inférieure à 2µm est de 1,53%. Quant à la fraction sableuse représentée par la taille supérieure à 63 µm est de 21% (Tableau 27). A partir des données granulométriques, la textures de sol (selon la classification USDA) des remblais et de l'Ergeron est un silt loam, tandis que le lehm est un silt (Figure 89).

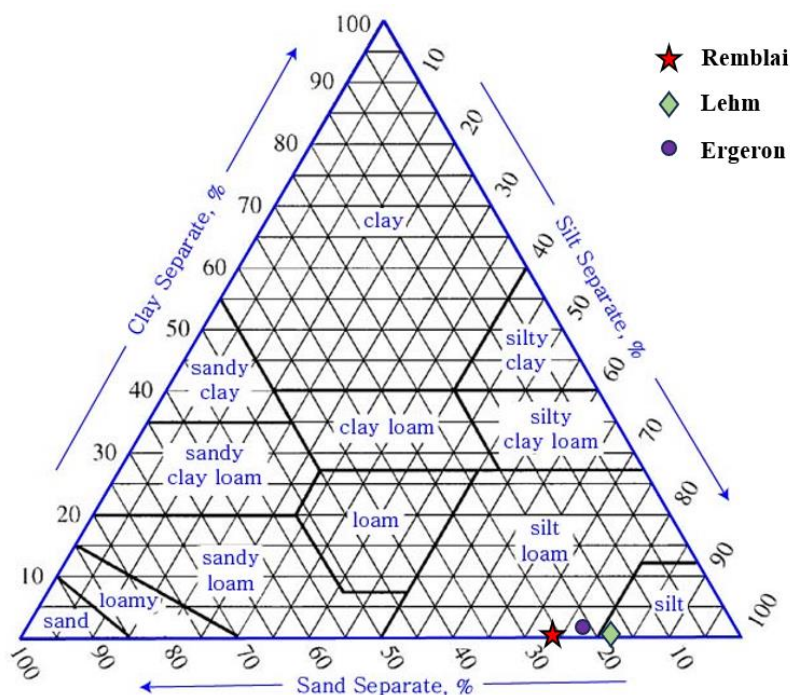


Figure 89 : Textures des échantillons de sol

Le traitement statistique des données selon l'analyse en composantes principales (ACP) pour l'ensemble des données et les moyennes indique la présence de 3 ensembles pour les limons (un pour les tuffeaux) (Figure 90 et 91) :

- Un ensemble désignant le remblai limoneux E1 ;
- Un second ensemble E2 correspondant au limon de surface brun au-delà des 80 cm de profondeur qui est un limon argileux présentant des taux importants en illite, kaolinite et chlorite. Il s'agit du limon Pléistocène supérieur ou Weichsélien (le Lehm) ;
- Un troisième ensemble E3 désignant le limon profond carbonaté riche en smectite correspondant au limon Pléistocène moyen (l'Ergeron) ;
- Un dernier ensemble E4 propre au tuffeau riche en sable et pour la partie argileuse caractérisé par la présence de la smectite.

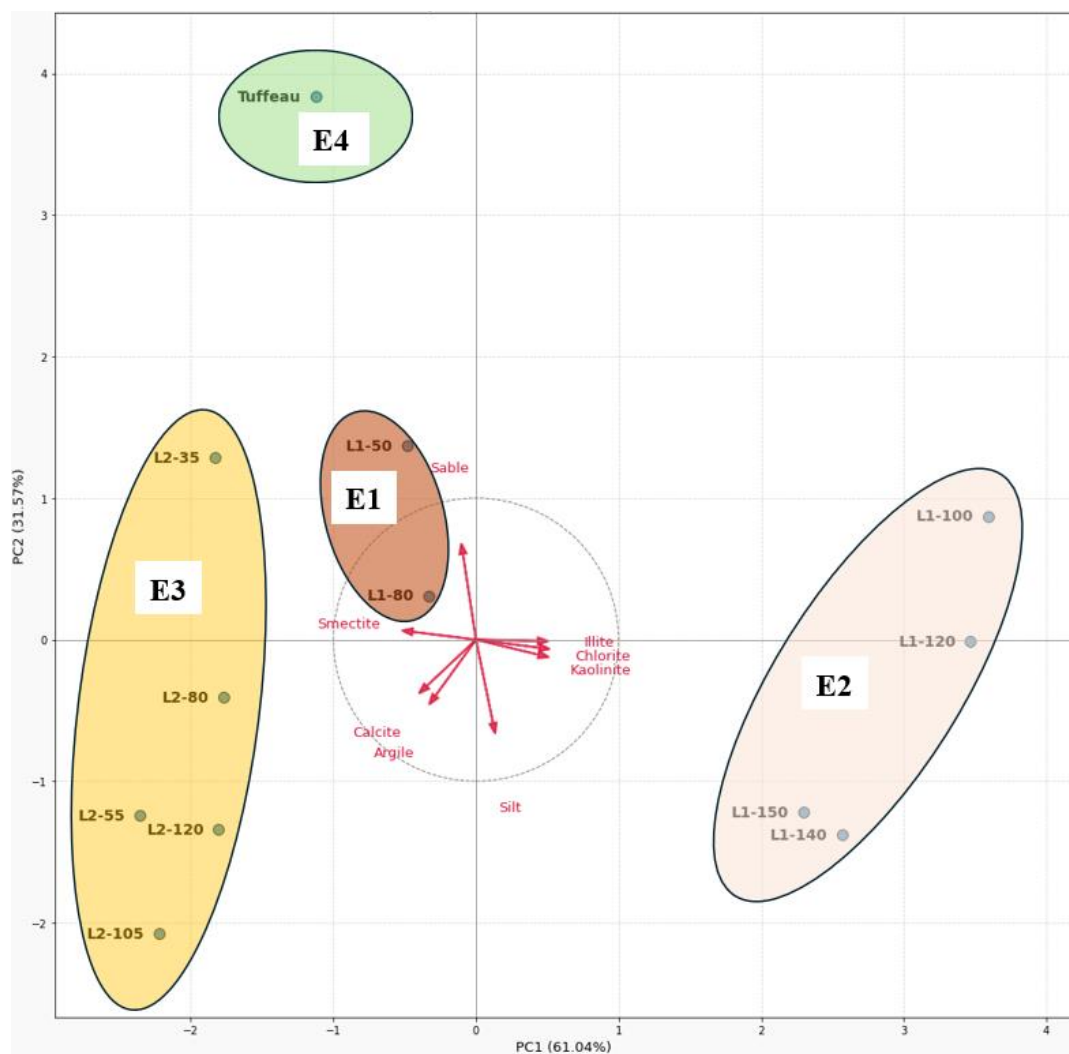


Figure 90 : ACP des propriétés des échantillons et ensembles (E1 : Remblai limoneux, E2 : Lehm, E3 : Ergeron, E4 : Tuffeau)

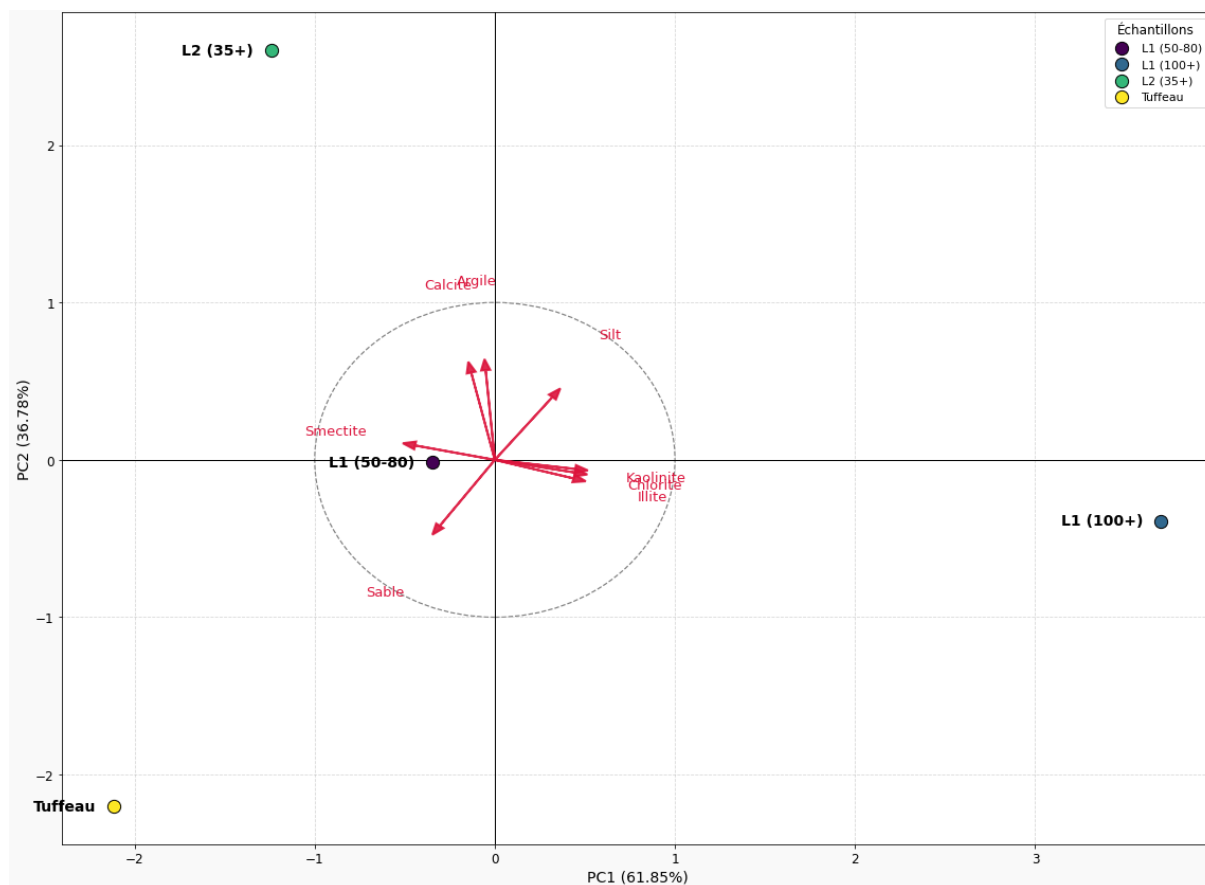


Figure 91 : ACP des propriétés des échantillons (valeurs moyennes)

La caractérisation mécanique à travers les paramètres pressiométriques (pf, pI et EM), au niveau de plusieurs sondages réalisés à la cité scientifique montrent que le module pressiométrique évolue globalement, selon la profondeur, la teneur en eau et la composition minéralogique, entre 2.1 et 31.2 MPa (Tableau 28).

Tableau 23 : Analyse des données géotechniques des horizons limoneux

Paramètres	Animalerie	ESPRIT	Institut CHEVREUL	COSEC SPORT
Epaisseur (m)	1 à 4 – 5	2 à 4 - 5	0.5 à 3 - 8	0.5 – 3.2
pf (MPa)	0.13 – 0.32	0.15 – 0.58	0.11 – 1.55	-
pI (MPa)	0.24 – 0.57	0.37 – 1.30	0.32 – 1.55	0.29 – 1.24
EM (MPa)	2.1 – 8	2.2 – 19.5	2.4 – 30.8	2.6 – 31.2

4.1.2. Analyse des tuffeaux

L'analyse des échantillons de tuffeau rencontrés dans la frange superficielle (remblais) nous a permis de les caractériser d'un point de vue physique. Ces matériaux présentent un taux de carbonates très faible 1.98% et une proportion de silts basse (59.39%). Cependant, le caractère

sableux se confirme avec des taux élevés (42%). Les minéraux argileux présents se limitent essentiellement à la smectite (93%) et un peu d'illite (7%). On retrouve comme minéraux accessoires le quartz auquel s'ajoute l'opale.

4.1.3. Analyse des propriétés géotechniques des matériaux crayeux

Seules la craie blanche sénonienne et la craie grise du Turonien supérieur ont fait l'objet d'analyses. Les résultats ont été complétés et comparés aux études menés par plusieurs auteurs (Doremus, 1978 ; Hazebrouck et Duthoit, 1979 ; Mortimore, 1986 ; Siwak, 1994 ; Lord et al., 2002 ; Nguyen, 2009, Lafrance, 2016).

D'un point de vue calcimétrie, la craie sénonienne présente un taux très élevé très proche de 100%, tandis que la turonienne présente un taux moyen de 85% (Tableau 28). Ces résultats sont concordants à ceux de Doremus (1978) qui a analysé la craie de la commune de Haubourdin située à 10 km à l'ouest de la cité scientifique (commune de Villeneuve d'Ascq).

Tableau 24 : Propriétés mécaniques des matériaux crayeux

Lithostratigraphie	Calcimétrie (%)	Porosité n (%)	Résistance à la compression Rc (MPa)	Module de Young E (GPa)
Craie blanche sénonienne	99.75	40 – 46	7 – 10	8 – 11
Craie grise turonienne supérieure	80 – 98.5	35 – 42	7.5 – 14.7	10 – 15

Les deux craies se présentent sous forme de colonnes de plusieurs mètres ce qui se traduit par des différences notables au sein du même étage lithostratigraphique. Cette hétérogénéité s'accompagne de différences dans les paramètres physiques et hydro-mécaniques. La craie sénonienne présente une porosité supérieure (40 – 46 %) à celle des craies turoniennes (35 – 42%). En revanche, d'un point de vue géomécanique, la craie du Turonien supérieur présente des valeurs plus élevées (Tableau 28). Il convient de noter que le comportement mécanique des matériaux crayeux dépend du degré de confinement, de la porosité et de la teneur en eau.

La caractérisation mécanique a concerné également les paramètres pressiométriques. Encore une fois, on note des variations importantes au sein d'un même étage lithostratigraphique en raison de la grande hétérogénéité qui caractérise la craie. Toutefois, on peut déceler un comportement différencié entre les grands ensembles. Ainsi, les marnettes présentent des valeurs les plus faibles, notamment au niveau de E_M . La craie sénonienne présente des valeurs proches voire inférieures à celles du Turonien supérieur (Tableau 30).

Tableau 25 : Propriétés géotechniques des marnettes et des matériaux crayeux

Paramètres des horizons pédologiques		Animalerie	ESPRIT	Institut CHEVREUL	COSEC SPORT
Marnette	Épaisseur (m)	4 – 5.6			3.20 – 3.4
	pf (MPa)	0.33 – 1.43			
	pl (MPa)	0.67 – 2.68	-	-	1.01
	E _M (MPa)	9.2 – 29.1			17.7
Craie Sénonien	Épaisseur (m)	5.6 à 10 – 16	4 – 15	3 – 8 à 10 - 16	
	pf (MPa)	0.34 – 4.84	0.30 – 4.76	0.51 – 4.92	-
	pl (MPa)	1.05 – 5.74	0.86 – 4.88	1.03 – 4.92	
	E _M (MPa)	17.5 – 256	11 – 355	25 – 285	
Craie Turonien sup.	Épaisseur (m)	10 – 16 à 14 – 20	15 – 26	10 – 16 à 26	3.40 – 15
	pf (MPa)	3.36 – 4.83	2.14 – 4.75	1.83 – 4.85	
	pl (MPa)	4.82 – 5.42	3.79 – 4.75	2.52 – 4.85	2.66 – 4.93
	E _M (MPa)	103 – 406	78 – 470	22 – 210	27.3 – 238.5

4.2. Prospection géophysique au géoradar (GPR)

4 scans GPR sur le site ETAGEP ont été réalisés avec l'antenne radar 400 MHz (Figure 92).



Figure 92 : Positionnement des scans GPR (Géoradar IDS TR 400 MHz) sur le site ETAGEP

Les scans GPR1, GPR2 et GPR3 (côté Ouest, Est et Nord du site expérimental respectivement) montrent des variations dans le premier mètre de limon, témoignant de l'hétérogénéité du milieu caractérisé par des remblais limoneux (Figure 93). De plus, une atténuation significative du signal est observée à partir de 2 mètres de profondeur. Cette perte de signal peut être expliquée par une forte saturation du sol et une fraction argileuse importante. Ces deux facteurs limitent la propagation des ondes électromagnétiques, ce qui impacte l'analyse des résultats.

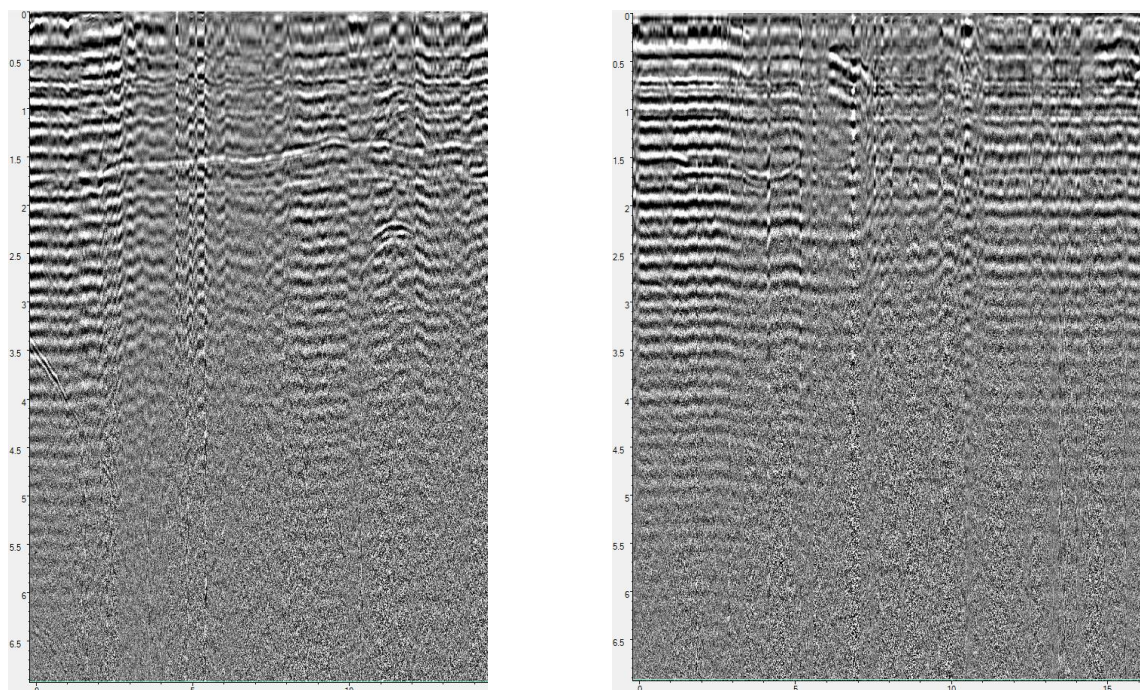


Figure 93 : B scans traités du profil GPR1 (à gauche) et GPR2 (à droite) sur le site ETAGEP

Le scan GPR4 (Figure 94), réalisé au droit de la surface imperméabilisée de la N11_1, ne permet pas d'apporter des informations sur la profondeur des horizons pédologiques. Cependant, l'interface tout-venant/limon en place est visible, localisée à environ 20 cm de profondeur.

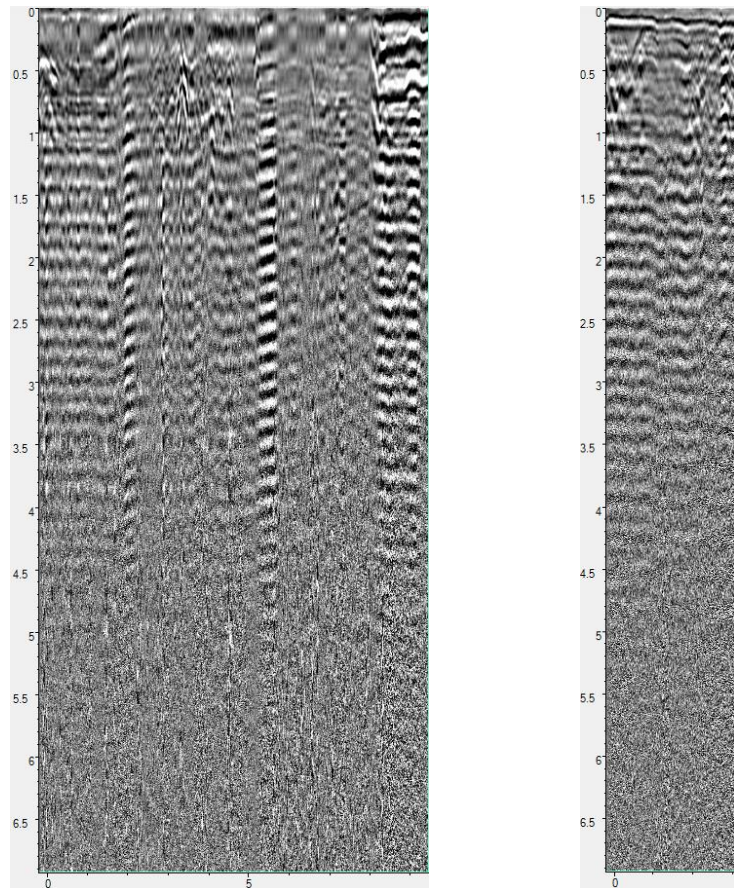


Figure 94 : B scans traités du profil GPR3 (à gauche) et GPR4 (à droite) sur le site ETAGEP

4.3. Sondages électriques verticaux SEV

Avant d'entamer l'étude géophysique qui doit déterminer les successions lithostratigraphiques, il convient de rappeler la succession des différents étages et leur âge de l'ère de Crétacé au Quaternaire (Figure 95).

ERE	SYSTEME		SERIE	ETAGE	AGE (Ma)
Cénozoïque	Quaternaire		Holocène		0.01
			Pléistocène		1.75
	Tertiaire	Néogène	pliocène	Plaisancien	5.1
				Zancléen	
		Miocène		Messinien	23
				Tortonien	
				Serravalien	
				Langhien	
				Burdigalien	
				Aquitaniien	
		Paléogène	Oligocène	Chattien	37
				Rupélien	
			Eocène	Priabonien	53
				Bartonien	
				Lutétien	
				Yprésien	
		Paléocène		Thanétien	65
				Sélandien	
				Danien	
Mésozoïque	Secondaire	Crétacé	Sénonien	Maastrichien	88
				Campanien	
				Santonien	
				Coniacien	
				Turonien	125
				Cenomanien	
				Albien	
				Aptien	
				Barrémien	
			Néocomien	Hauterivien	135
				Valanginien	
				Berriassien	

Figure 95 : Extrait de l'échelle stratigraphique internationale (Dejonghe, 2006)

4.3.1. Succession lithologique de type LCS (Limon – Craie Sénonienne VES1-2-3-4)

Au niveau du site ETAGEP (VES1), le sondage vertical selon la méthode VES a permis de déterminer la succession lithostratigraphie du site ainsi que deux niveaux d'eau, l'un en surface et l'autre plus profond (Figure 96). Le sous-sol est composé d'un ensemble de remblais et de limons atteignant la profondeur maximale de 4 m suivis de la craie sénonienne (Coniacien). Cette configuration est conforme à celle du sondage n° BSS000BLVM situé à 180 m vers l'ouest (Figure 96). Le limon présente 3 valeurs de résistivité correspondant à des états variables en fonction de la teneur en eau : limon humide (remblais de surface) jusqu'à 1 m de profondeur (36 Ω .m), limon très humide (22 Ω .m) atteignant la profondeur de 2 m et limon saturé (15 Ω .m) jusqu'à 4.80 m. Les deux derniers niveaux représentent la nappe des limons. Les niveaux crayeux débutent par une craie très peu humide ($\rho = 185 \Omega$.m) située entre 4.80 et 10 m, suivie de niveaux avec une humidité croissante jusqu'à 20 m de profondeur et correspondant à la nappe séno-turonienne (Figure 96). La résistivité électrique du niveau saturé est de 24 Ω .m.

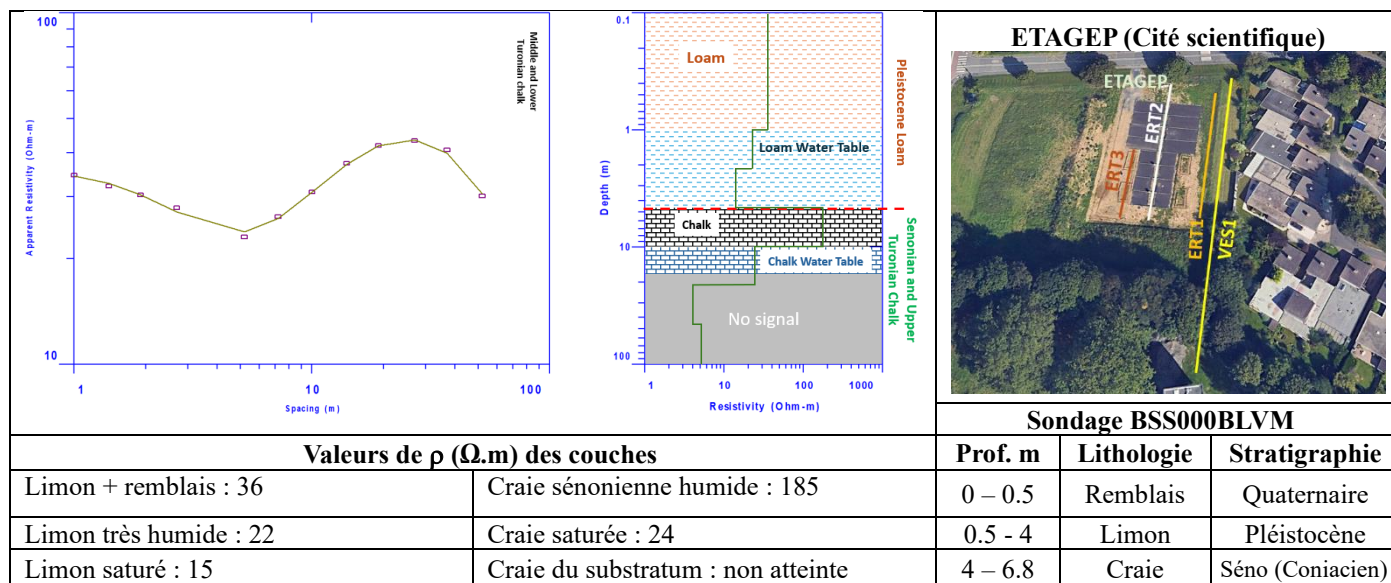


Figure 96 : Résultats VES1 (LCS) sur le site ETAGEP

Le VES 2 a eu lieu sur le parc de la commune de Lezennes. Ce sondage a été validé par le forage BSS000BMKJ situé à 350 m au sud-ouest. La succession lithologique montre un limon de faible épaisseur 2.30 m avec un premier mètre de résistivité moyenne (70 $\Omega \cdot m$) qui baisse pour atteindre 13 $\Omega \cdot m$ dans la partie la plus profonde accueillant la nappe dont la puissance est de 1.20 m. Le passage à la craie sénonienne se fait progressivement par une augmentation de la résistivité passant à 58 $\Omega \cdot m$ jusqu'à 3.5 m de profondeur pour atteindre 130 $\Omega \cdot m$ à l'horizon 10 m. A partir de cette profondeur, la nappe séno-turonienne s'installe illustrée par une résistivité de 39 $\Omega \cdot m$ (Figure 97).

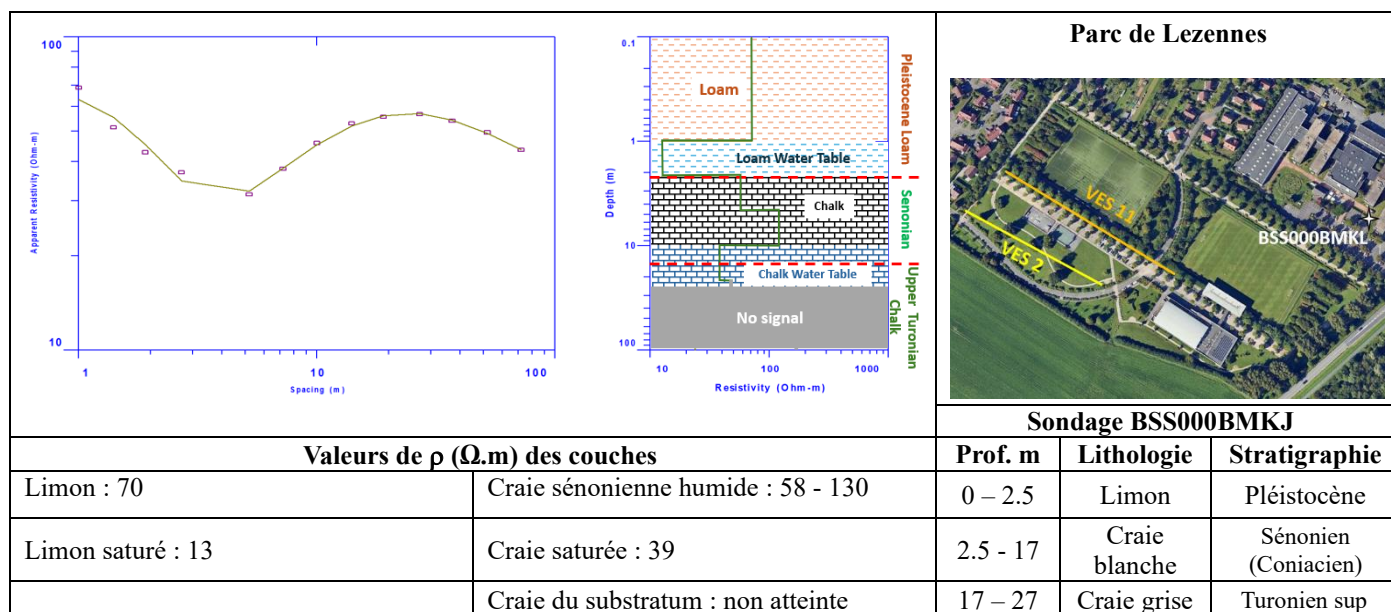


Figure 97 : Résultats VES2 et VES11 (LCS) au parc de Lezennes

Les sondages VES3-4 ont été réalisés sur les terrains de sport de la cité scientifique. A travers l'exemple du SEV3, on peut constater que dans ce secteur le limon et la craie sénonienne sont de faible puissance. Le limon présente une épaisseur de 2.20 m. Ces résultats sont conformes à ceux du sondage BSS000BLJM situé à proximité. Le limon présente une résistivité de 50 $\Omega.m$ sur le premier mètre et 14 $\Omega.m$ pour la partie profonde saturée en eau. Le passage à la craie sénonienne se fait progressivement par une augmentation de la résistivité passant à 53 $\Omega.m$ jusqu'à 4.60 m de profondeur pour atteindre 130 $\Omega.m$ à l'horizon 10 m. A partir de cette profondeur, la nappe séno-turonienne se manifeste par une résistivité de 17 $\Omega.m$ (Figure 98).

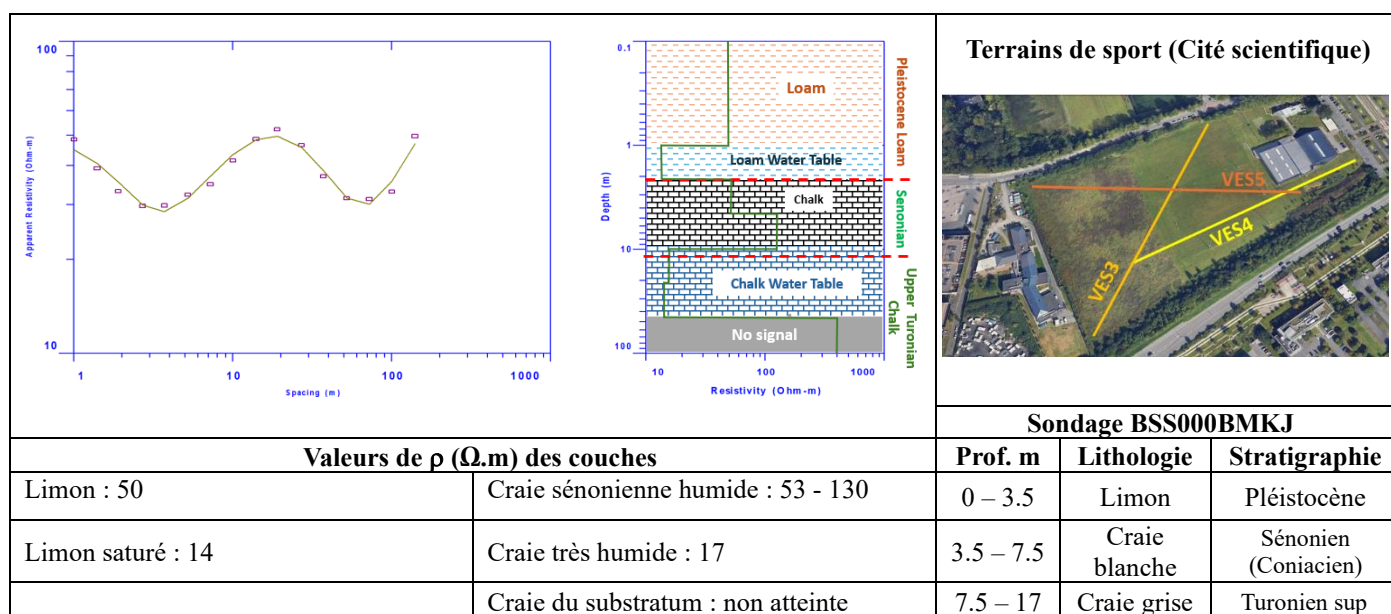


Figure 98 : Résultats VES3, VES4 et VES5 (LCS) au COSEC, Cité Scientifique

Les 4 sondages SEV caractérisés par la succession LCS montrent une augmentation des résistivités électriques dans la zone crayeuse située entre la base du limon qui coïncide avec le mur de la nappe des limons et le toit de la nappe de la craie. La résistivité de cette zone de craie sénonienne dépasse les 120 $\Omega.m$, elle atteint même 185 $\Omega.m$ au niveau du SEV1 et 130 $\Omega.m$ dans les SEV2 et SEV3. Cela signifie que la zone de transition entre le limon est la craie présente une faible perméabilité réduisant les flux descendants. Cette zone de transition présentée sous le nom des marnettes dans la littérature, renforce la présence de la nappe des limons puisqu'elle en constitue son mur (imperméable).

4.3.2. Succession lithologique de type LTC (Limon – Tuffeau - Craie Sénonienne VES5-6-7-8-9-10)

Les sondages VES5-6-7-8 sont localisés au niveau de la cité scientifique, regroupés dans une zone se plaçant entre la voie rapide N227 et la ligne du métro. Les sondages existant dans ce secteur montrent une succession lithologique composée de haut en bas du limon Pléistocène, suivi du tuffeau landénien inférieur et de la craie sénonienne. Les résultats obtenus sont illustrés par le panneau du VES7 réalisé dans le secteur du bâtiment principal de l'IMT (Institut Mines Télécom). La succession lithostratigraphique relevée est identique à celle du sondage géologique BSS000BLMR positionné dans le même secteur. Ainsi, le limon accompagné de remblais débute par une résistivité de 28 $\Omega.m$ sur 1 m pour chuter à 20 $\Omega.m$ qui correspond au niveau de la nappe des limons qui s'arrête à 1.90 m de profondeur. Le tuffeau s'affiche à partir de 1.90 m jusqu'à 3.80 m de profondeur et se distingue par une résistivité plus faible de 15 $\Omega.m$. A partir de cette profondeur la résistivité augmente dans la craie sénonienne (3.80 m – 7.20 m) pour atteindre 41 $\Omega.m$. Le passage à la craie turonienne supérieure se ferait à partir de 7.20 m avec une résistivité de 33 $\Omega.m$. La nappe séno-turonienne se manifeste à partir de 14 m de profondeur avec une résistivité très faible (3.2 $\Omega.m$) (Figure 99).

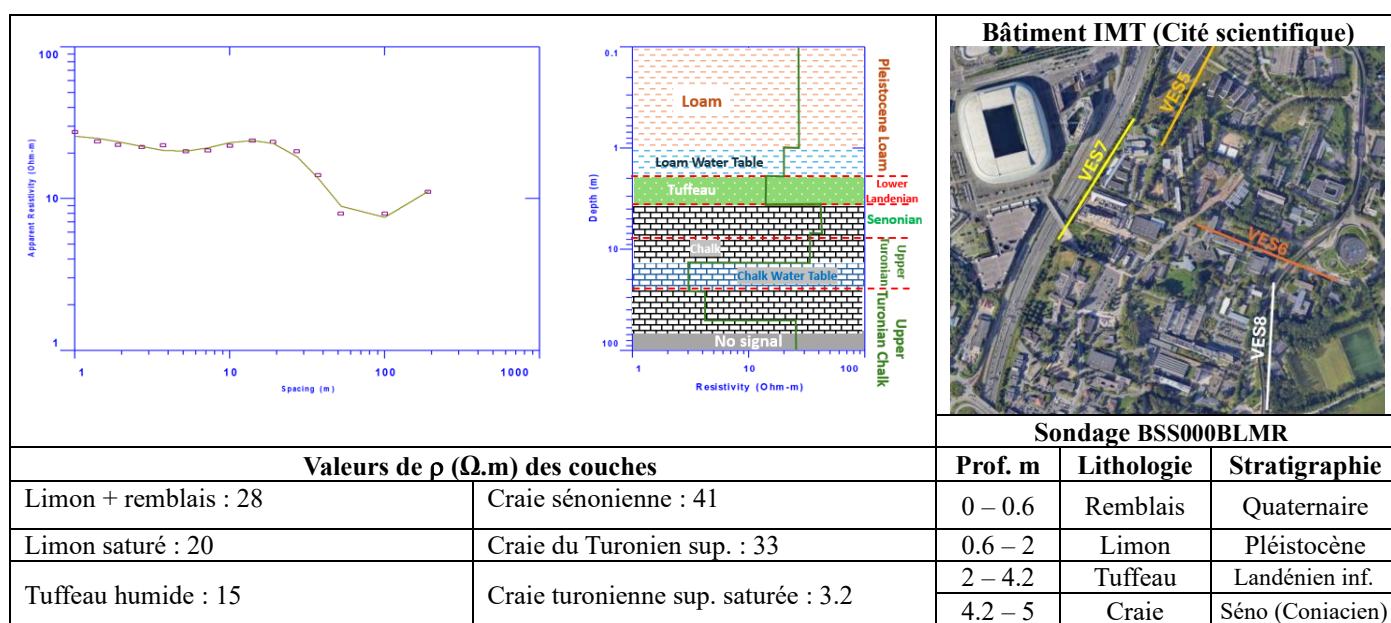


Figure 99 : Résultats VES6, VES7 et VES8 (LTC) à proximité de l'IMT, Cité Scientifique

Le sondage VES9 a été réalisé à la haute borne le long des bassins d'infiltrations. La succession lithostratigraphique relevée est conforme à celle du sondage géologique BSS000BLPQ localisé à proximité (200 m à l'Est) qui indique la présence de la craie sénonienne sous le limon avec une intercalation du tuffeau. Les valeurs de résistivités affectées au limon (présence de remblais) atteignent 105 $\Omega.m$ sur une épaisseur d'un mètre, avant de chuter à 28 $\Omega.m$ dans

l'horizon humide correspondant à la nappe dont le mur se situe à 2.50 m. Ensuite, la résistivité connaît une augmentation modérée atteignant 38 $\Omega.m$ jusqu'à 5 m qui correspond au tuffeau. Le passage à la craie sénonienne se traduit par une augmentation plus importante de la résistivité qui atteint 83 $\Omega.m$. Le signal de la nappe de la craie séno-turonienne, localisée à 17 m, est donné par la valeur basse de 18 $\Omega.m$ (Figure 100).

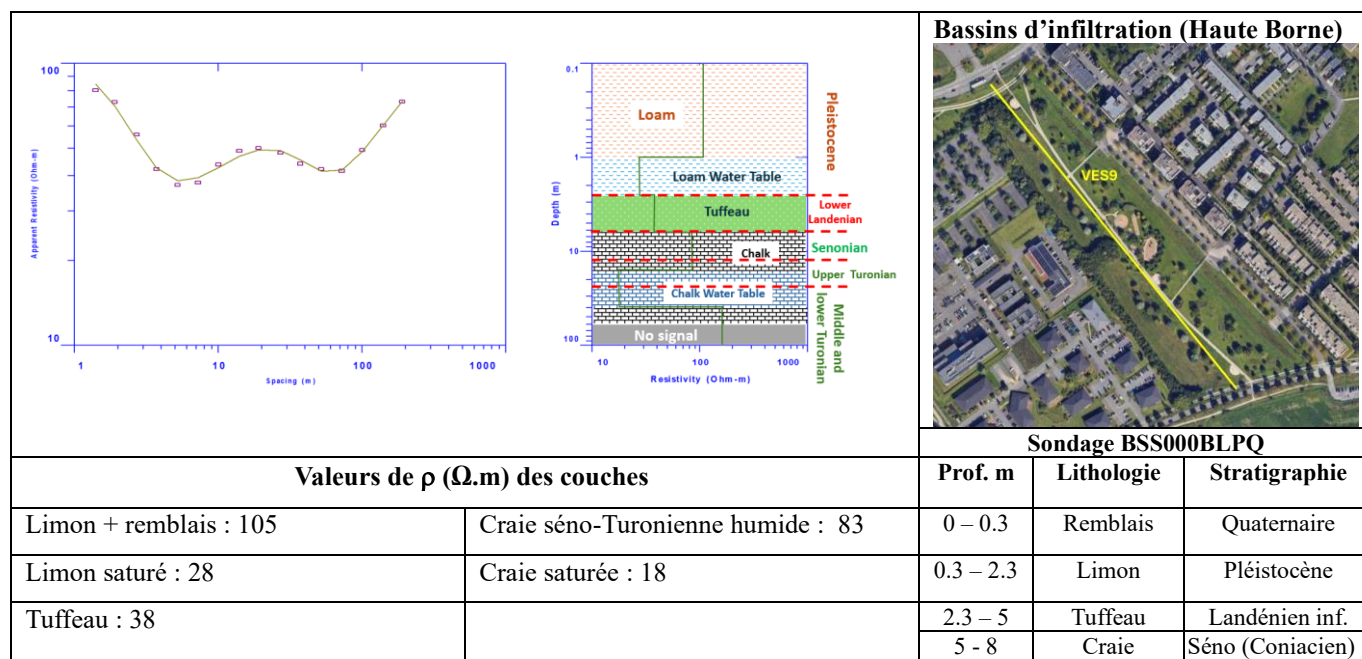


Figure 100 : Résultats VES9 (LTC), bassins d'infiltration de la Haute Borne

Le dernier sondage est le VES10 qui se situe au niveau du parc de la commune de Lezennes très proche du SEV2 (40 m au nord). Les deux sondages se distinguent par la présence du tuffeau (SEV10) et son absence (SEV2) du, en raison de sa variabilité spatiale. Ce sondage se caractérise par une faible épaisseur de la couche limoneuse (1.70 m) et un niveau saturé réduit à 0.70 m marqué par une résistivité de 24 $\Omega.m$ (la partie supérieure d'un mètre présente une résistivité de 45 $\Omega.m$). Le tuffeau a une épaisseur de 2 m et se présente avec deux niveaux de résistivité, un premier niveau avec un ρ de 58 $\Omega.m$ et un second avec un ρ de 9 $\Omega.m$. La craie sénonienne débute à 3.7 m de profondeur avec une résistivité faible de 11 $\Omega.m$ pour atteindre 77 $\Omega.m$ entre le niveau 5.5 m et 8.7 m. A partir de ce dernier niveau débute la craie du Turonien supérieur caractérisée par une résistivité plus faible de 61 $\Omega.m$ puis 38 $\Omega.m$ à 14 m qui marque le début de la nappe phréatique. Ces résultats sont conformes à ceux du sondage géologique BSS000BMKL, à l'exception de la présence du tuffeau et du niveau piézométrique de la nappe de la craie qui est indiquée à la profondeur de 10.20 m (Figure 101).

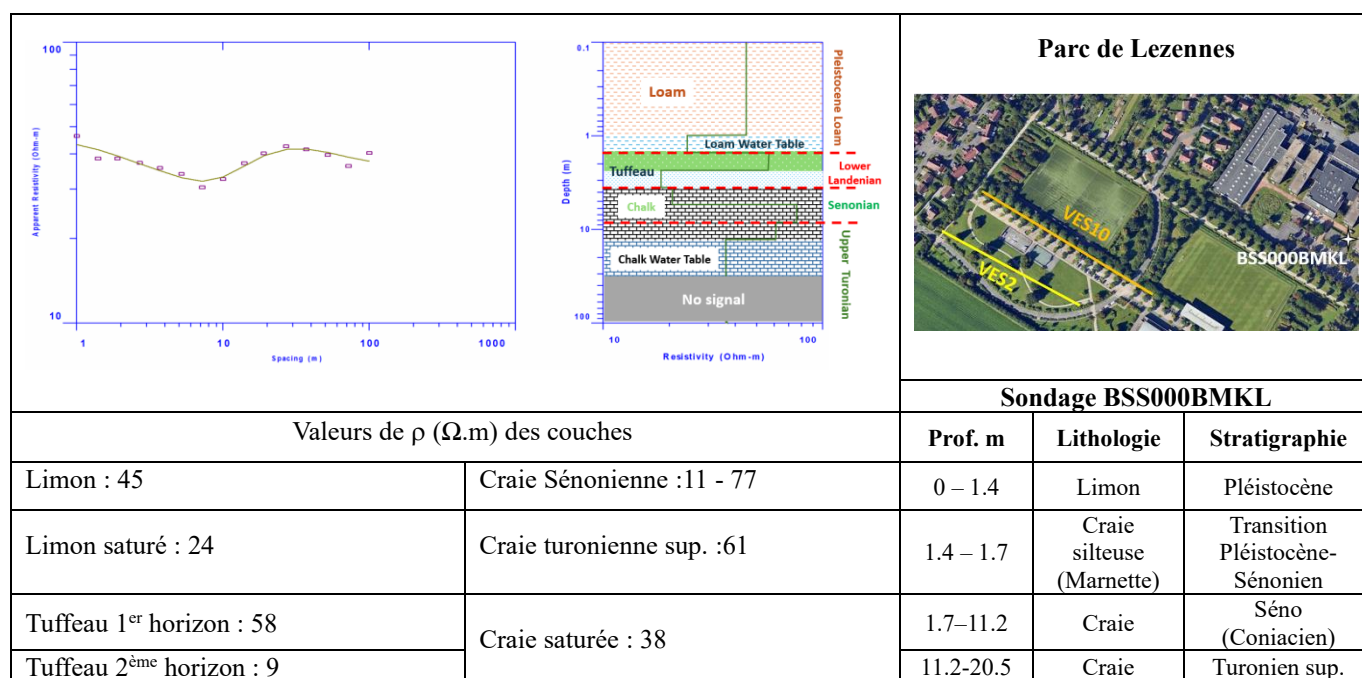


Figure 101 : Résultats VES10 (LTC), parc de Lezennes

A l'inverse des sondages LCS, les 6 sondages VES de type LCT montrent des résistivités électriques de plus faible valeur dans la zone crayeuse située sous le tuffeau (inférieures à 100 Ω .m). Elle atteint même la valeur de 11 et 33 Ω .m au niveau des SEV10 et VES7. Cela signifie que l'intercalation du tuffeau entre le limon et la craie sénonienne améliore le transit des flux hydriques marquant l'absence des marnettes. Ce qui se traduit aussi par une diminution de la puissance de la nappe des limons.

4.3.3. Succession lithologique de type LCT (Limon – Craie Turonien sup. VES11-12)

Le secteur qui montre la succession lithologique de type LCT concerne la zone de la Haute Borne et les terrains de sport dans sa limite Est. Deux sondages illustrent cette configuration : VES11 (IRCICA : Institut de Recherche sur les Composants logiciels et matériels pour l'Information) et VES12 (Figure 102). Les deux sondages ont été vérifiés et calés par rapport au sondage géologique BSS000BNQR situé à l'Est à 1300 m du VES11 et à 400 m du VES12. Dans le VES11, la frange limoneuse s'approfondie de 1.20 m avec 1 m de limons et des remblais de résistivité 150 Ω .m. Le niveau saturé des limons présente une résistivité très faible (6 Ω .m) et une épaisseur de 1.10 m. A partir de 2.20 m débute la craie du Turonien supérieur jusqu'à 12 m montrant une résistivité tout d'abord, de 45 Ω .m puis de 19 Ω .m à partir de 10 m correspondant au niveau saturé. Au-delà débutent les craies marneuses grises "Dièves" du Turonien Moyen (Figure 102).

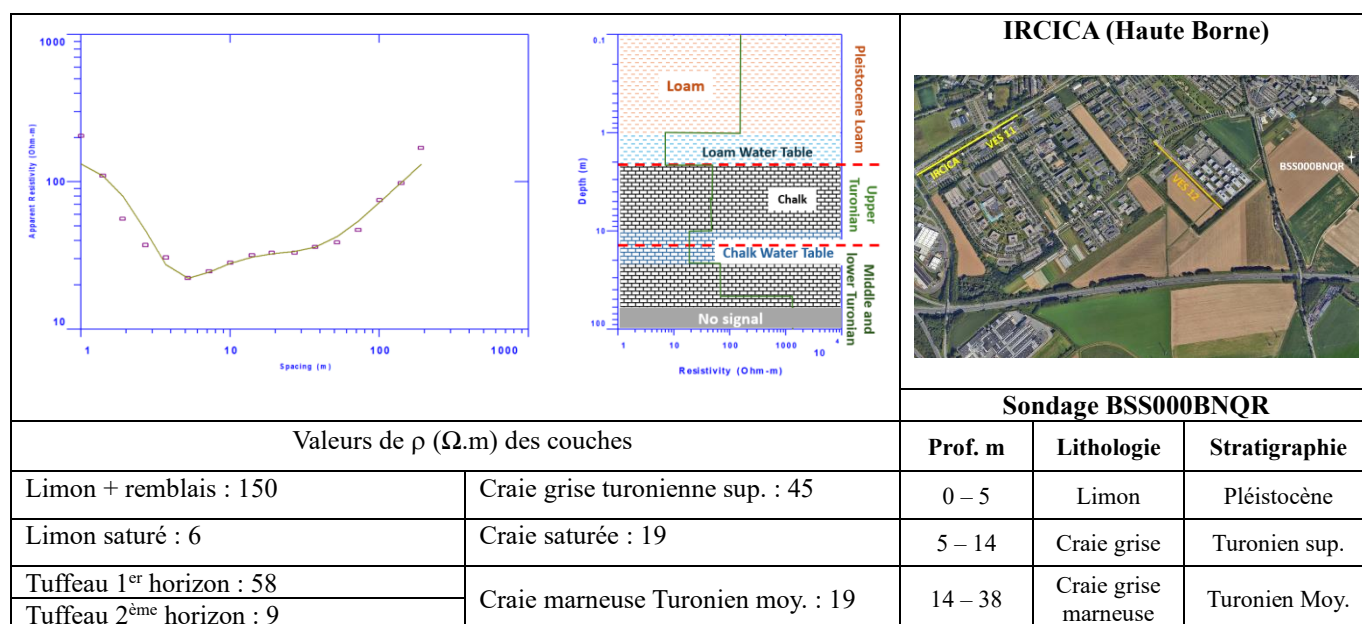
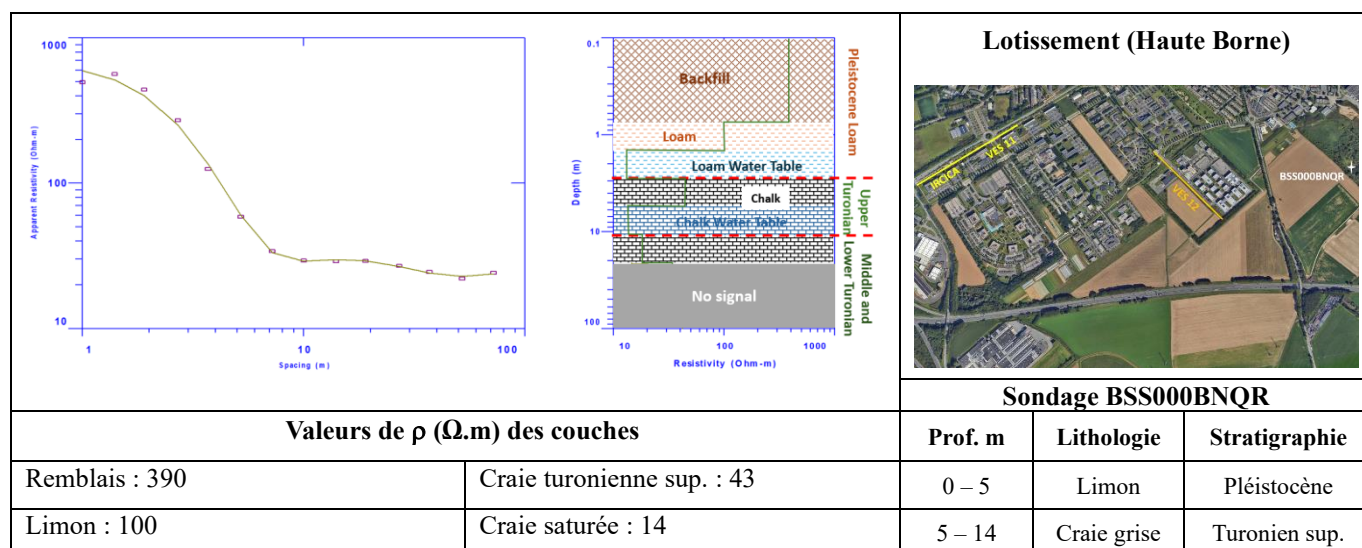


Figure 102 : Résultats VES11 (LCT), IRCICA, Haute Borne

Le VES12 situé en face du lotissement de la Haute Borne, débute par un niveau de remblais très résistif (390 Ω .m) de 0.75 m d'épaisseur. Le limon non saturé présente une épaisseur de 1 m et une résistivité de 100 Ω .m suivi de l'horizon saturé avec une épaisseur de 1.30 m et une résistivité qui chute à 14 Ω .m. La craie du Turonien supérieur occupe la tranche 2.80 m – 11 m. Elle présente deux niveaux de résistivité : la première partie humide avec $\rho = 43$ Ω .m et la partie saturée qui se démarque par un $\rho = 19$ Ω .m. Le Turonien moyen marneux correspondant au mur de la nappe débute à 11 m de profondeur avec une résistivité de 18 Ω .m et qui augmente progressivement pour atteindre 33 Ω .m à 21 m (Figure 103).



	Craie marneuse Turonien moy: 18-33	14 – 38	Craie grise marneuse	Turonien Moy.
--	------------------------------------	---------	----------------------	---------------

Figure 103 : Résultats VES12 (LCT), IRCIC et Haute Borne

Les sondages de type LCT se caractérisent par l’absence de la craie blanche sénonienne et du tuffeau landénien. Le limon pléistocène est en contact direct avec la craie grise turonienne supérieure. Cette configuration se traduit par des valeurs de résistivité électrique beaucoup plus faibles que dans la zone crayeuse sénonienne (inférieures à 50 Ω.m). Cela signifie que le niveau de la marnette n’est pas assez développés dans cette configuration.

4.4. Sondages en tomographie de résistivité électrique (ERT)

Les résultats des sondages électriques verticaux ont permis de distinguer 3 signaux correspondant à des configurations géologiques différentes : LCS, LTC et LCT. Ces signaux sont en lien avec le transfert des flux hydriques entre la partie superficielle limoneuse et la partie sous-jacente. Pour mieux appréhender ces différences, l’utilisation de l’ERT a pour objectif d’approfondir l’étude par des panneaux électriques en 2D. Il s’agit d’élargir les observations latérales et de suivre dans le temps, les variations verticales des résistivités.

4.4.1. ERT de la configuration LCS

Pour LCS, le choix du site a porté sur ETAGEP. Deux cas de figures ont été considérés : un panneau au niveau de terrain régulier engazonné (transect B) et un panneau le long des noues N6 et N11 (transect C). Les noues sont séparées par des murets (Figure 104).

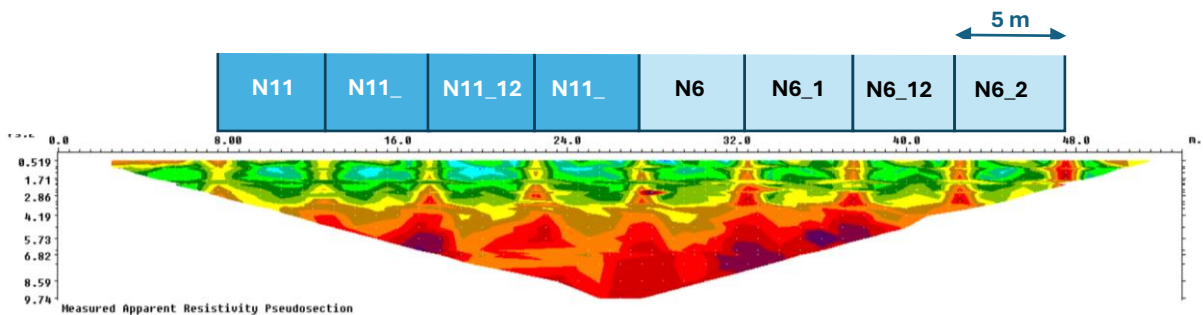


Figure 104 : Panneau de résistivités mesurés montrant l’effet des murets séparant les noues

Les panneaux réalisés le long des noues N11 et N6, le premier sondage a eu lieu le 19 juin 2024 au lendemain d’une journée pluvieuse avec de 16.2 mm de précipitations. Le profil obtenu comporte une erreur évaluée à 2.8 %. Il montre verticalement, des valeurs de résistivités faibles comprises entre 1 et 3.50 mètres de profondeur. En surface jusqu’à 1 m de profondeur, les valeurs sont plus élevées, à l’exception de la section entre le point 24 et 31 où on observe le

maintien de l'humidité. Les valeurs élevées peuvent s'expliquer par un assèchement suite au transfert des flux d'eau de pluie de la veille par écoulement gravitaire vers les horizons sous-jacents et l'effet de l'évapotranspiration, efficace en surface. Un contraste est également observé horizontalement entre la partie gauche (Nord) et la partie droite (Sud) en raison de l'alimentation différenciée en eau des noues dont les surface actives sont plus importantes dans la partie gauche (110 m²) que la partie droite (60 m²). En raison des volumes d'eau moins importants infiltrés par les noues N6 (partie droite, sud du terrain), les valeurs de résistivité sont un peu plus élevées (entre 13 et 19 $\Omega.m$) que dans la partie gauche située au nord du site (valeurs de résistivité entre 10 et 13 $\Omega.m$), siège des noues N11 drainant des volumes d'eau plus importants issus des surfaces de plus grande dimension (Figure 105). L'augmentation de la résistivité à partir de la profondeur 4 mètres est attribuée au passage à l'horizon crayeux ce qui est conforme aux résultats du SEV (Figure 105).

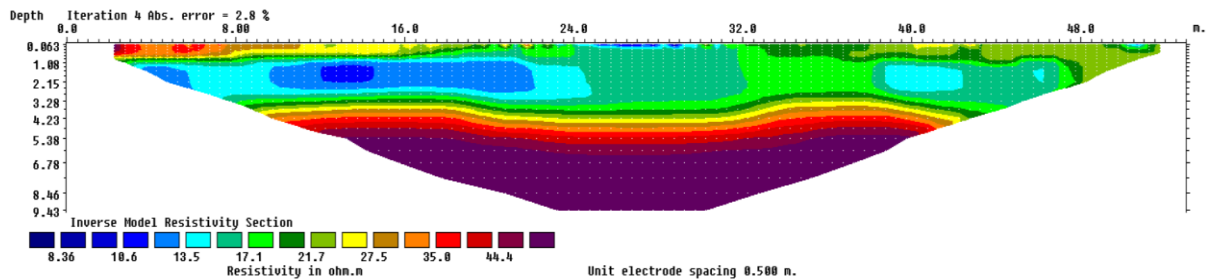


Figure 105 : Profil de tomographie du 19 juin 2024 réalisé le long des noues N11 et N6

Le second profil réalisé dans le terrain engazonné adjacent, montre une erreur entre les valeurs calculées et mesurées de 1.46 %. Même si les valeurs de résistivité sont plus élevées (entre 17 et 21 $\Omega.m$), elles demeurent faibles témoignant d'une infiltration des eaux de pluie de la veille en quantité moindre par rapport aux zones des noues. On constate également, une résistivité qui devient croissante à partir de 4 mètres. Latéralement, il y a très peu de différences dans les valeurs de résistivité, en dehors des variations de surfaces soumises aux influences des facteurs biotiques et abiotiques (Figure 106).

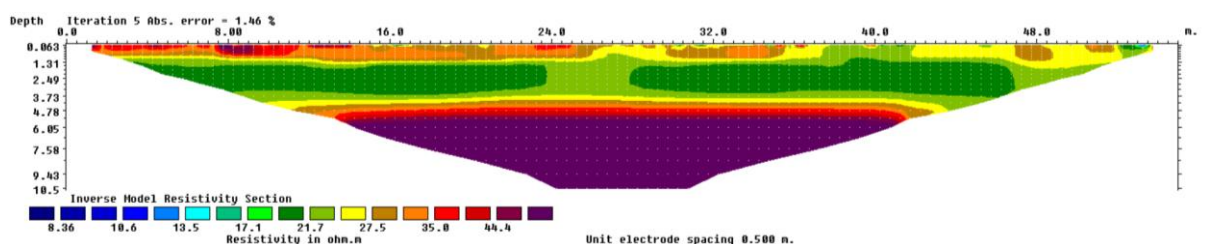
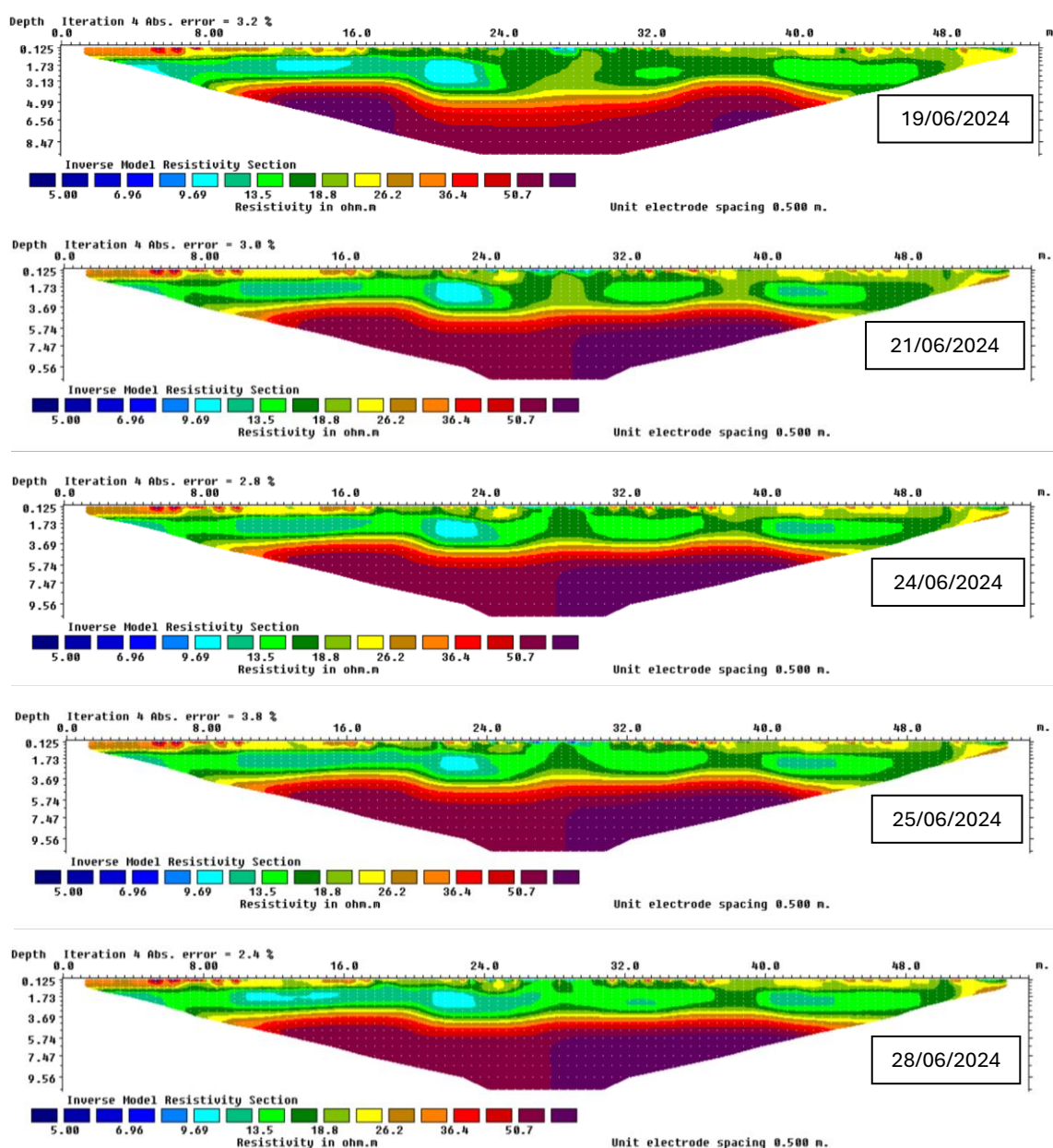


Figure 106 : Profil de tomographie du 19 juin 2024 réalisé sur le terrain engazonné

Pour approfondir les observations sur les variations verticales de la résistivité électriques en lien avec le transfert des flux hydriques, plusieurs panneaux de tomographie électrique ont été réalisés (ERT2) entre 19 juin et le 19 juillet 2024 (Figure 107). Il s'agit de suivre en profondeur et dans le temps l'évolution des flux infiltrés à la suite des précipitations (Figure 107).



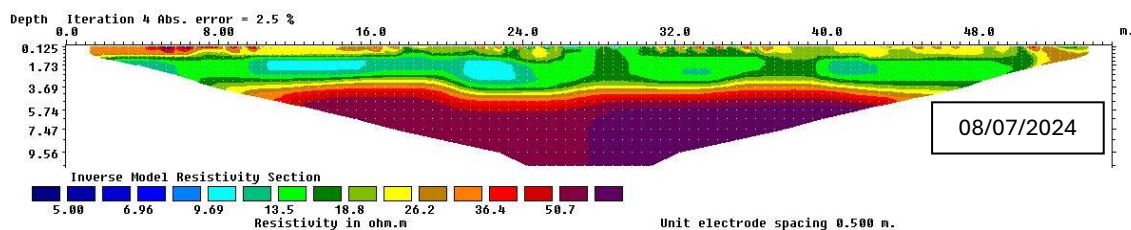


Figure 107 : Évolution de la résistivité sous les noues N11 et N6 dans le temps.

Les variations dans le temps de la résistivité ne sont pas importantes, voire insignifiantes. Seule la partie superficielle sous l'effet de l'évapotranspiration montre une évolution avec une augmentation de résistivité. Cependant, la partie centrale limoneuse maintient son humidité dans le temps. La partie crayeuse profonde ne montre pas de variations significatives. Pour cette dernière, la présence des marnettes qui empêche le transit des flux descendants, peut être la principale raison.

4.4.2. ERT de la configuration LTC

Un panneau ERT4 a été réalisé le 21 mai 2025 au même endroit que le SEV5 à l'IUT et sur une longueur de 128 mètres. L'orientation globale du panneau est sud-nord. Ce relevé intervient dans un contexte marqué par une carence de pluviométrie, avec un cumul pluviométrique de 54.3 mm en 3 mois, soit 1/3 des précipitations par rapport aux normales 1991-2020 (Météo-France, 2024). Le profil montre trois ensembles (Figure 108) :

- Un premier ensemble de surface de faible résistivité et d'épaisseur d'un mètre,
- Un second ensemble de résistivité faible (entre 10 et 30 $\Omega.m$) qui comprend du limon et du tuffeau. Cet ensemble se situe entre 1 et 4 m de profondeur,
- Un ensemble au-delà des 4 mètres de résistivité moyenne entre 30 et 60 $\Omega.m$. Vers le nord, entre le point 80 m et 96 m, la résistivité remonte jusqu'à 90 $\Omega.m$. Les deux parties sont séparées d'une zone de faible résistivité (10 – 30 $\Omega.m$) (Figure 108). Cette zone particulière suggère une zone de transfert préférentielle des flux hydrique. Elle peut correspondre à une zone de forte fracturation et même une zone marquée par la dissolution de la craie comme l'avait observé Bonte en 1966 dans une configuration LTC.

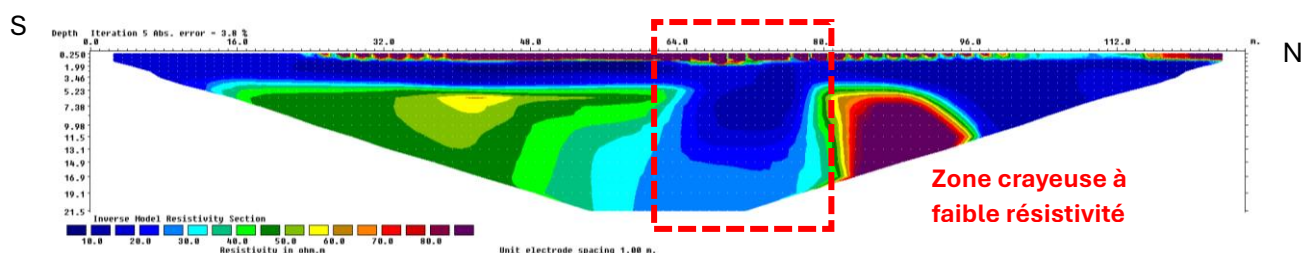


Figure 108 : Profil tomographie électrique ERT4

4.4.3. ERT de la configuration LCT

Le panneau ERT8 a été réalisé sur la partie ouest des terrains de sport selon une direction Nord-Est Sud-Ouest (Figure 109). Le panneau ERT a également été réalisé le 21 mai 2025, sur une longueur de 128 mètres. Ce relevé intervient dans un contexte marqué par une carence de pluviométrie (54.3 mm en 3 mois). Le profil illustre assez bien la série lithostratigraphique à travers la résistivité électrique (Figure 109). La partie superficielle limoneuse d'un mètre d'épaisseur se distingue par sa résistivité élevée qui atteint par endroits 100 Ω .m. Ce premier niveau est suivi d'un autre, toujours limoneux mais de résistivité plus basse (entre 20 et 35 Ω .m). Le limon montre une épaisseur croissante vers l'ouest en raison du plongement du turonien supérieur dans cette direction. Le turonien supérieur montre une résistivité moyenne évoluant entre 35 et 55 Ω .m et ponctuellement il atteint 65 Ω .m. La nappe est détectée vers 12 m de profondeur (Figure 109).

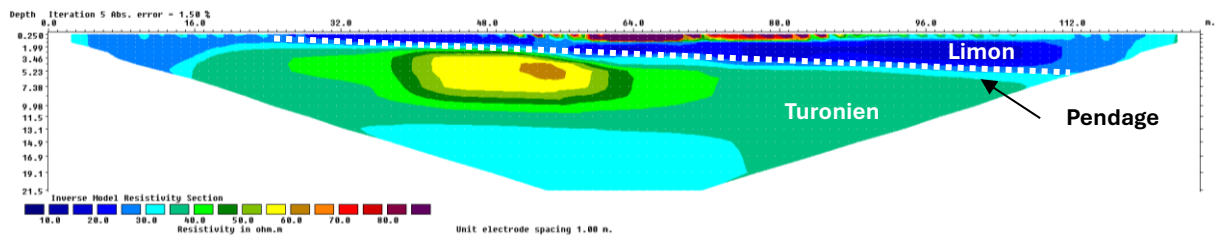


Figure 109 : Profil tomographique ERT8

4.4.4. Correction du tracé du contour géologique

La campagne de mesures ERT réalisées au niveau du Cosec - terrains de sport (ERT5 à ERT7), ont permis d'apporter une correction sur le tracé du contour géologique (Figures 110 et 111). Ce contour se situe, selon les résultats de la tomographie électrique, 300 mètres à l'Est du contour de la carte géologique au 1/50 000 du BRGM.

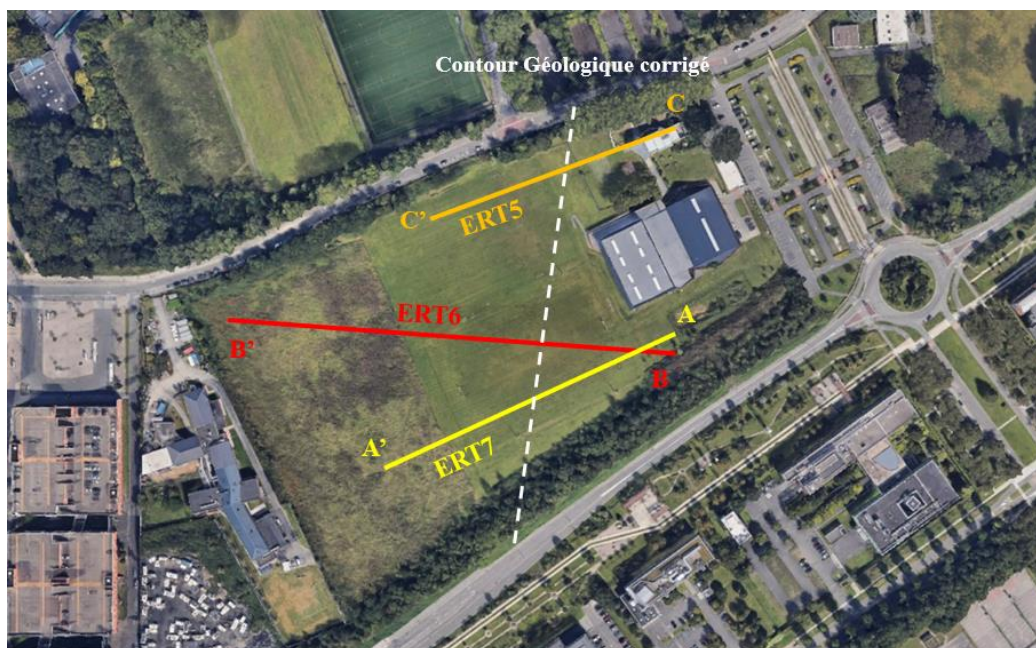


Figure 110 : Position des profils électriques ERT5 à ERT7

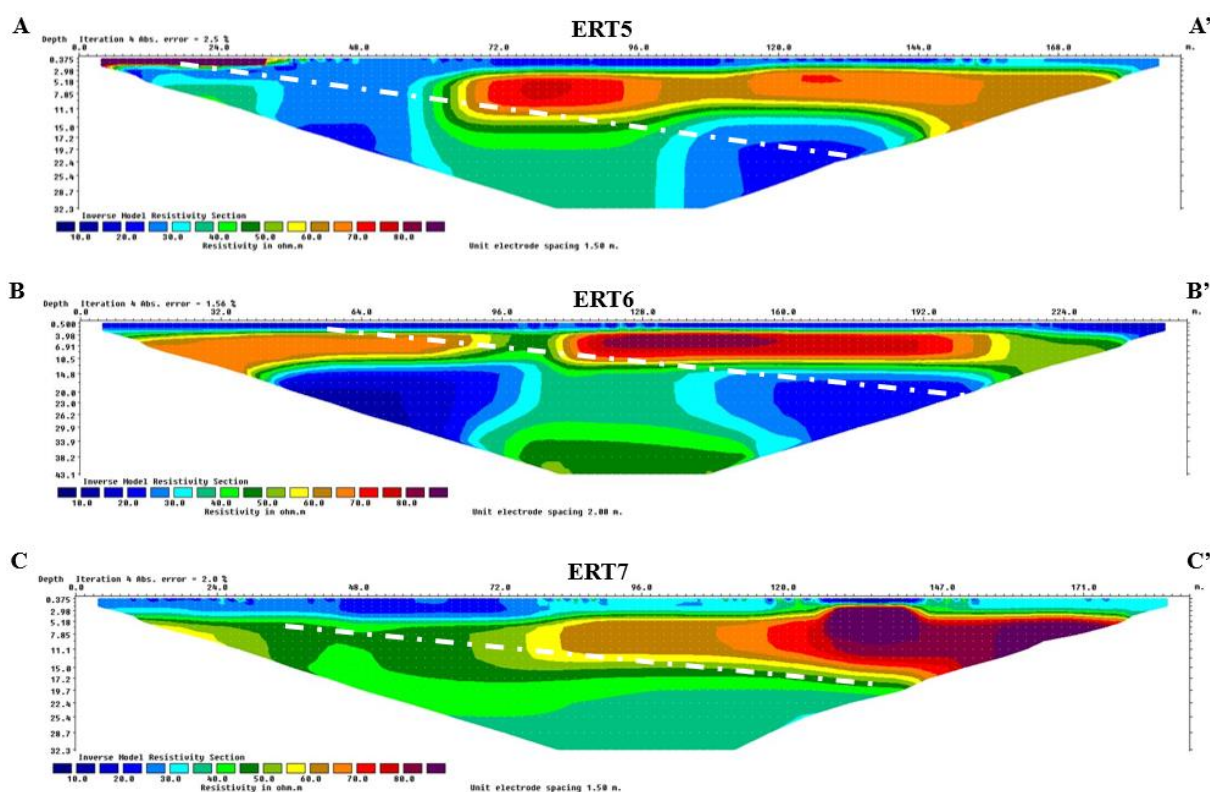


Figure 111 : Tomographie électrique 2D sur le terrain de sport du Cossec, limite stratigraphique (interface craie sénonienne – turonienne) en illustration en blanc

Cette observation est confirmée par les forages réalisés au droit du terrain du Cossec, réalisés au cours de la rénovation et l'extension du bâtiment (Figure 112).

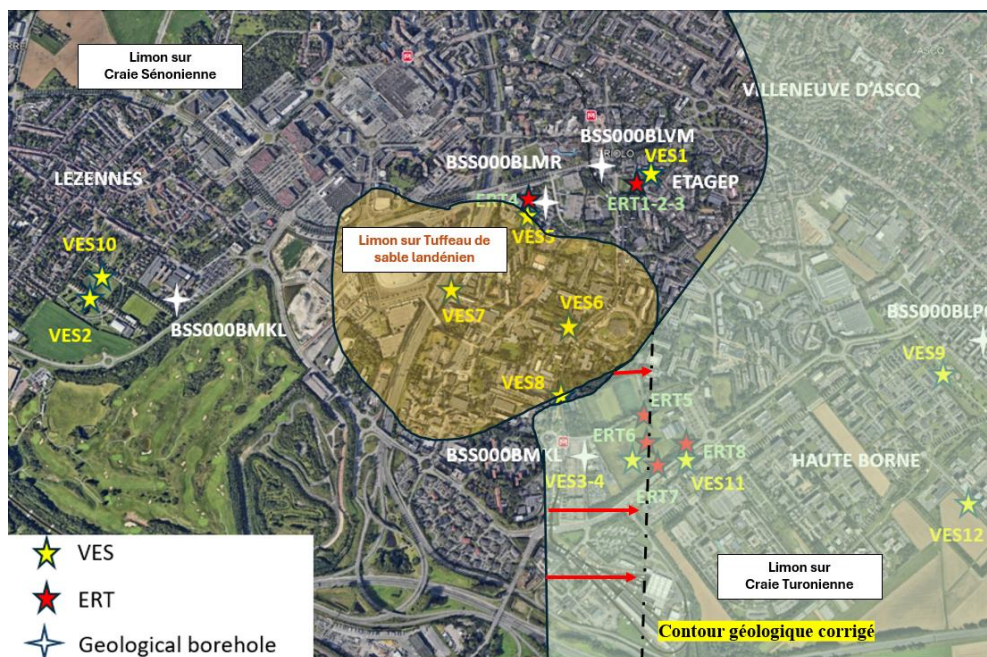


Figure 112 : Position du contour géologique corrigé par rapport à celui de la carte géologique

5. Discussion

5.1. Caractérisation de la géologie et de l'hydrogéologie

Malgré l'abondance des travaux de recherche sur les hydrosystèmes dans la région Nord de la France (Manlay et Parmentier, 2023), et celles relatives aux limons (Ladrière 1875 ; Gosselet, 1903 ; Sommé, 1975), en dehors de quelques observations faites lors de l'exécution de forages ou de sondages, les aspects hydrologiques et hydrogéologiques des niveaux limoneux ont été complètement négligés. Les travaux portent essentiellement sur les aquifères producteurs d'eau destinée à la consommation humaine, à savoir, la nappe de la craie séno-turonienne et la nappe des calcaires carbonifères. De ce fait, le rôle hydraulique des limons est mal connu ainsi que leur contribution aux hydrosystèmes et aux écosystèmes, qu'ils soient de surface ou de sous-sol. Pourtant les matériaux limoneux sont omniprésents à l'échelle du globe, et tout particulièrement en Europe avec une étendue importante, conséquence des périodes glaciaires quaternaires qui ont été propices aux dépôts des loess (Sommé, 1966).

Les données issues de la prospection géophysique révèlent au sein des limons un état hydrique permanent qui débute généralement à partir de 1 mètre de profondeur. La présence de l'eau dans les limons est favorisée par les caractéristiques physiques intrinsèques du limon. Le limon est caractérisé par une granulométrie grossière par rapport aux argiles. Il se classe dans la catégorie des silts avec une granulométrie évoluant entre 2 μm et 63 μm . Cette fraction représente en moyenne sur l'ensemble de la colonne carottée 77,47%. La seconde fraction qui

correspond au sable (>63 mm), elle constitue en moyenne 21%. La fraction argileuse la plus fine (< 2 mm) n'est que de 1.53 %. D'un point de vue qualitatif, la minéralogie argileuse des silts est composée en très grande partie de smectites. La proportion des smectites est plus élevée dans la partie profonde correspondant à l'Ergeron (en moyenne 94,40%) que dans la partie superficielle correspondant au Lehm (en moyenne 33%). Par leur caractère hydrophile, les smectites, dont la structure se compose de deux feuillets tétraédriques (silice) entourant un feuillet octaédrique (alumine ou magnésium), voit son espace interfoliaire augmenter en présence de l'eau. Ce sont donc des minéraux très sensibles à l'hydratation qui entraîne leur gonflement. Le sol peut donc doublé son volume, ce qui explique le caractère très humide de la partie profonde des limons.

Les sondages de résistivité électrique (VES et ERT) ont mis en exergue le rôle de la zone située à l'interface limon-craie (marnettes) dans le maintien de l'hydratation des limons. Trois configurations hydro-géo-physiques sont proposées en lien avec la lithostratigraphie : succession lithologique de type LCS (Limon – Craie Sénonienne), LTC (Limon – Tuffeau - Craie Sénonienne) et LCT (Limon – Craie Turonien supérieur) (Figure 113).

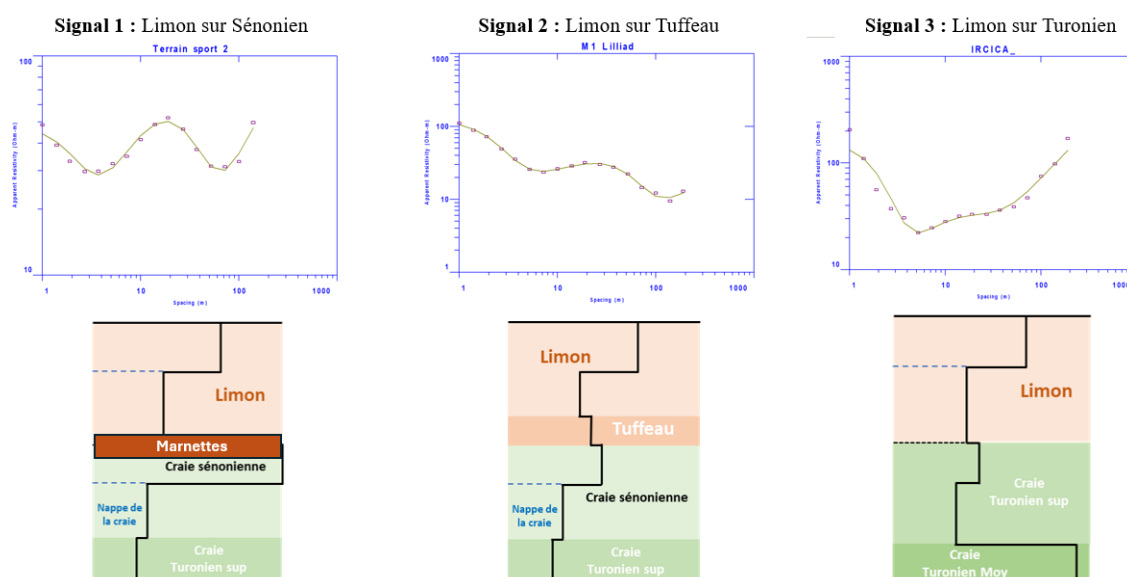


Figure 113 : Les 3 configurations LCS, LTC et LCT

La première configuration LCS se démarque par l'augmentation de la résistivité ($\rho > 120 \Omega.m$) dans la craie sénonienne localisée en dessous des limons, traduisant une faible humidité. Dans cette configuration la craie n'est plus ou très peu alimentée par les flux hydriques descendants, provenant de l'horizon limoneux. Ce phénomène ne peut être imputé qu'aux marnettes (Figure 113) dont l'épaisseur évolue entre 0.5 à 1 mètre. La marnette correspond à un faciès d'altération

de la craie sénonienne composé de granules de craie mélangés au limon qui a pénétré la craie et soliflué sous l'effet de l'eau et la charge limoneuse sus-jacente. Pour LCT les relevés géophysiques révèlent une résistivité dans la craie turonienne, inférieure ($\rho < 50 \Omega.m$) à celle de la craie sénonienne de LCS. Dans ce cas de figure, les flux hydriques provenant des limons traversent mieux les marnettes qui, en revanche présentent une épaisseur plus faible, au plus 0.20 mètres. Le profil d'altération n'est donc pas le même dans les deux craies.

Sur le profil ERT5 réalisé sur les terrains de sport de la cité scientifique, la coupe fait apparaître vers le sud-est le Turonien supérieur sous la couverture limoneuse (LCT) et vers le nord-ouest le Sénonien (LCS). Cette configuration est due à l'anticlinal du Mélantois marqué par le plongement des formations crétacées vers l'Ouest. Le Turonien supérieur disparaît au point 60 m. Cette coupe illustre assez bien les relations hydrauliques entre la couverture limoneuse et les craies sous-jacentes. Au niveau du Turonien on distingue assez bien la continuité hydraulique entre la surface (limon Pléistocène) et la profondeur (craie turonienne) signalée par des valeurs de résistivité faibles (en bleu). En revanche, cette relation est moins importante dans LCS qui se démarque par des résistivités plus élevées dans la partie crayeuse (orangé – rouge) (Figure 114).

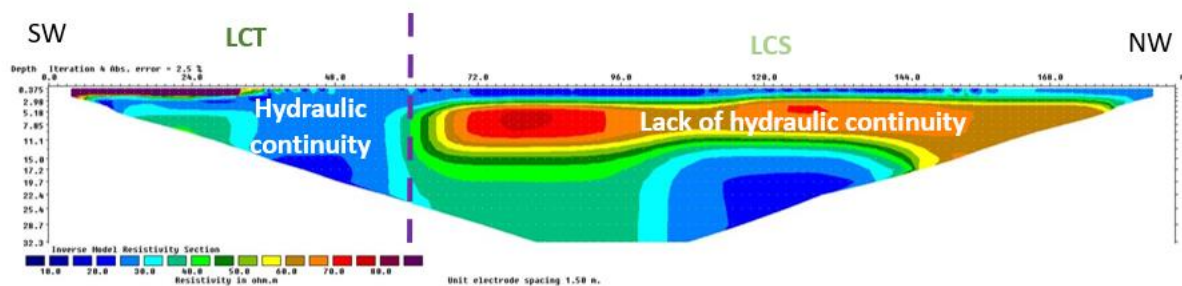


Figure 114 : Profil ERT5

Le LTC montre des résistivités électriques de faible valeur dans la zone crayeuse située sous le tuffeau ($< 100 \Omega.m$). Elle atteint même la valeur de 11 et 33 $\Omega.m$. L'intercalation du tuffeau entre le limon et la craie sénonienne améliore le transit des flux hydriques marquant l'absence des marnettes. Le tuffeau fait également office de nappe temporaire.

5.2. Le rôle des marnettes dans les hydrosystèmes régionaux

L'explication de la différence dans la relation hydraulique entre le limon et les craies est à chercher du côté du comportement mécanique des deux matériaux crayeux.

La craie blanche sénonienne est plus fragile que la craie grise turonienne. La craie blanche poreuse (40 à 46%) présente des caractéristiques mécaniques inférieures à celles de la craie

grise turonienne moins poreuse (35 à 42%). La résistance à la compression est de 7 à 10 MPa dans la première, alors que la seconde présente des valeurs plus élevées (7.5 - 14.7 MPa). Le même constat est fait au niveau du Module de Young avec 8 à 11 pour la craie blanche et entre 10 et 15 pour la craie grise. Cette fragilité mécanique de la craie blanche sénonienne explique sa sensibilité aux agents d'altération, particulièrement en périodes glaciaires du Quaternaire, marquées par des cycles gel/dégel (Amédéo et al., 2023).

La craie sénonienne affleurante a été fortement altérée par rapport à la craie Turonienne supérieure, ce qui explique la différence dans l'épaisseur du front d'altération (1 m contre 0.2 m) et la morphologie très fluctuante de la surface d'érosion de la craie blanche comme on peut l'apercevoir sur la photographie de la figure 115 prise le long de l'autoroute A1 au niveau de Seclin en direction de Lille.

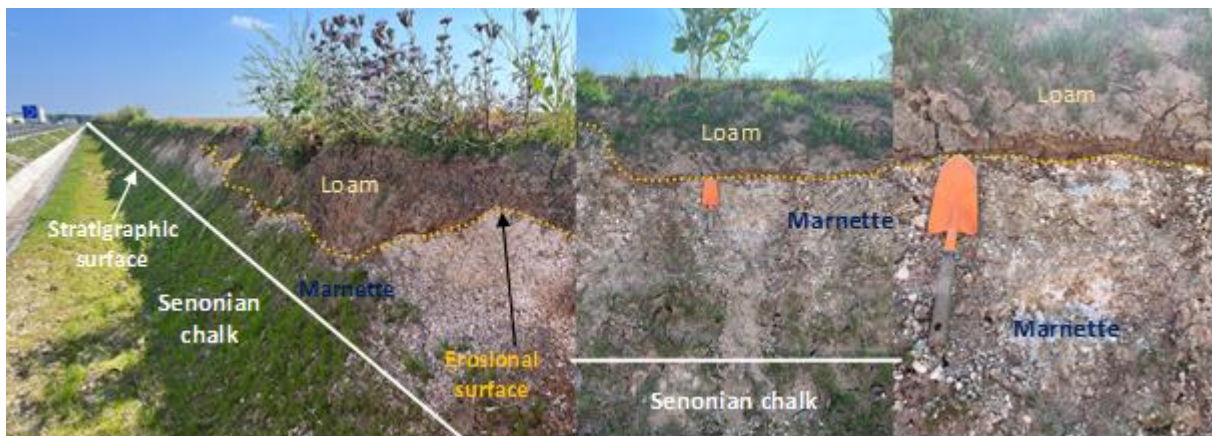


Figure 115 : Limite Limon-sénonien marquée par des fortes variations et présence des marnettes

Dans le cas où le tuffeau est présent, la craie sénonienne ne montre pas d'altération. En effet, la mise en place du tuffeau au tertiaire a protégé localement la craie de l'action des agents d'altération qui sont intervenus plus tard pendant l'ère quaternaire. Ceci explique l'absence des marnettes en présence du tuffeau.

De plus, la craie blanche sénonienne améliore sa perméabilité de matrice par celle de fissure, seulement dans la marnette, les fissures sont comblées par le matériau limoneux ce qui réduit considérablement la perméabilité de cet horizon.

Le rôle hydraulique des marnettes a été confirmé par les essais de perméabilité à charge variable. Ces matériaux au faciès d'altération de la craie sénonienne composé de granules de craie mélangés au limon, présente des valeurs de perméabilité inférieures à celles du limon (Figure 116). Les deux matériaux présentent une perméabilité initiale de l'ordre de 3 et $2 \cdot 10^{-7}$

m/s respectivement pour le limon et la marnette. L'application d'un protocole de chargement se traduit par une baisse concomitante de la perméabilité dans les deux matériaux. En équivalent épaisseur limon, la perméabilité de la marnette est de $1.44 \cdot 10^{-7}$ m/s pour 1 mètre, $9.6 \cdot 10^{-8}$ m/s pour 2 mètres et $5.24 \cdot 10^{-8}$ m/s pour 4 mètres (Figure 116). Des tests de perméabilités sur des mélanges de poudre de craie sénonienne et de limon montrent que pour un chargement équivalent aux épaisseurs des limons sondés à différents endroits à savoir 0, 1, 2 et 4 mètres, le comportement hydraulique de la marnette se place entre les matériaux dont la composition en craie est de 30% à 50% (Figure 116).

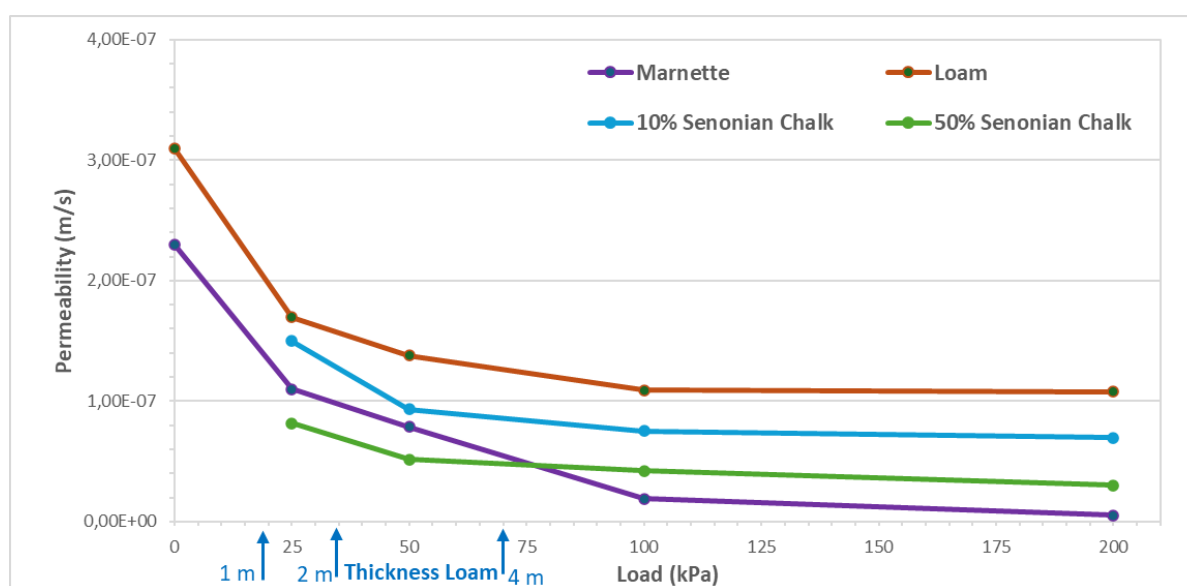


Figure 116 : Evolution de la perméabilité du limon et des mélanges craie-limon ainsi que celui de la marnette avec positionnement des point équivalents à la charge correspondant aux épaisseurs du limon (en bleu)

L'état humide quasi permanent des limons avec des variantes selon les 3 modèles présentés (LCS, LTC, LTS) ne constitue pas une nappe en soi. Il s'agit d'un état hydrique favorisé par la minéralogie silteuse, notamment l'omniprésence des smectites, ainsi que l'implication effective des marnettes dans l'hydrosystème régional. Le limon ne présente pas de réservoir et l'écoulement horizontal est quasiment absent. Dans d'autres configurations, comme des limons sableux, la notion de la nappe phréatique peut se poser. Toutefois, l'eau qui transite par les limons contribue au maintien des hydrosystèmes et des écosystèmes et à la recharge des nappes tertiaires et secondaires. Ainsi, Le maintien de l'humidité proche de la saturation en profondeur, soulève la question du rôle potentiel des limons dans le maintien de la biodiversité. Ces volumes sont vitaux surtout en périodes de sécheresse. En Europe, ces dernières années le changement climatique se fait ressentir, à travers un dérèglement pluviométrique marqué par des périodes d'excès d'eau, c'est le cas dans le nord de la France en 2023 et en 2024 avec des précipitations

intenses, concentrées et mal réparties, et des périodes de carence d'eau à l'image de la sécheresse qui a marqué la période 2017 à 2022. En 2025, la région connaît depuis le mois de février un déficit important de précipitations qui impacte la végétation, surtout de subsurface (Figure 129). Les arbres et les arbustes ne semblent pas être impactés, les racines leur permettent d'épuiser leur besoin en eau dans le sous-sol profond emmagasinée dans l'horizon limoneux profond (Figure 117).

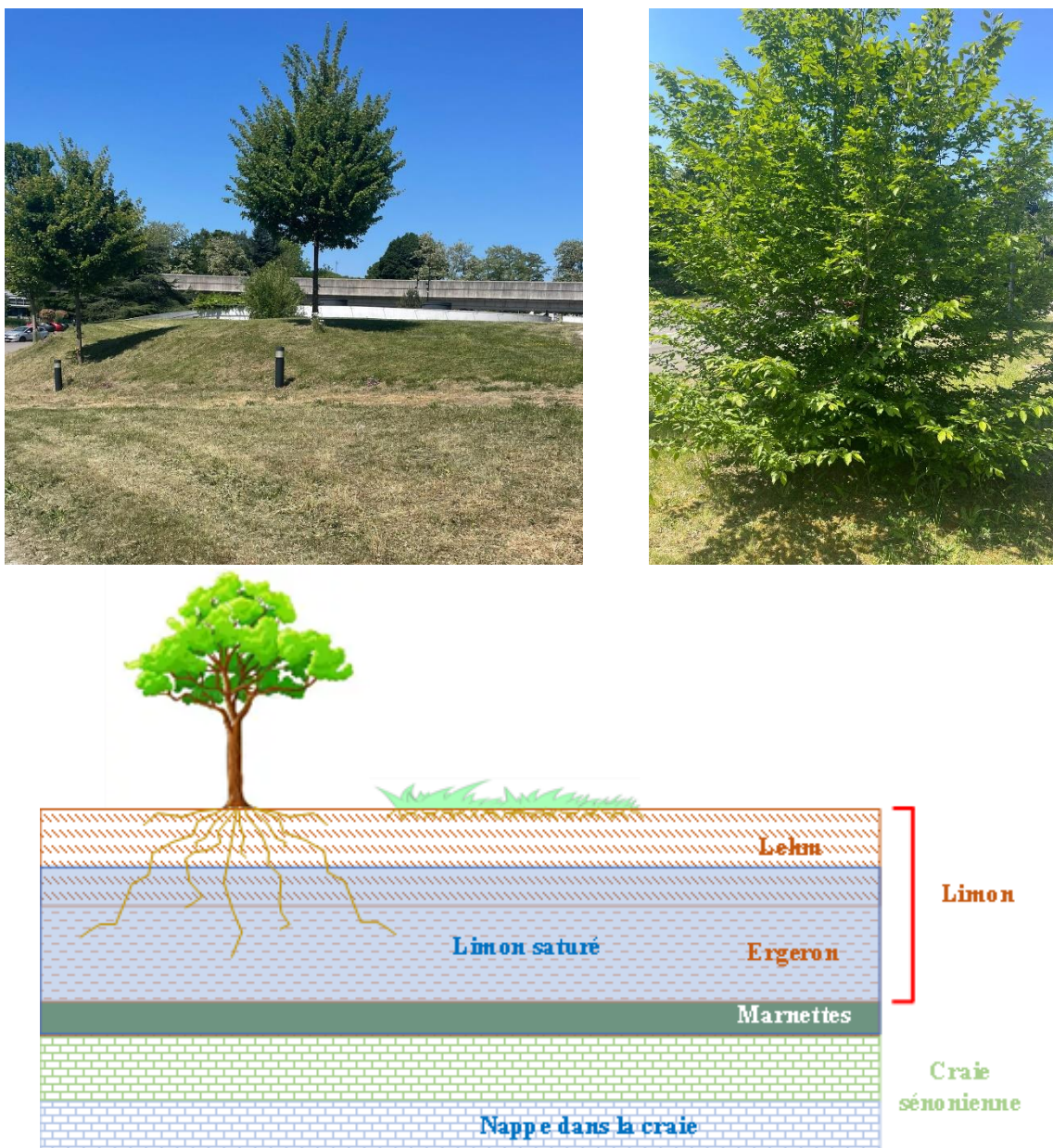


Figure 117 : Contribution de l'horizon limoneux dans le maintien de la biodiversité

6. Conclusion

A travers cette étude qui a nécessité la mise en œuvre d'approches hydro-géologiques, géophysiques et géotechniques appuyées de méthodes in-situ et en laboratoire, le fonctionnement hydraulique des limons qui était jusqu'au là méconnu, a été clarifié. Le terme de nappe phréatique ne s'applique pas aux limons qui se caractérise par un état humide dépourvu de réservoir et où l'eau ne s'écoule pas. Cet état humide quasi permanent est dû à la nature des minéraux argileux qui composent le limon, caractérisée par la présence en abondance de la smectite, surtout dans la partie la plus profonde, qui retient l'eau en l'intégrant à son réseau cristallin. Cet état est également favorisé par le rôle que joue la zone de transition avec les formations sous-jacentes. Le développement de la "marnette", faciès d'altération de la craie sénonienne composé de granules de craie mélangés au limon, contribue également au stockage de l'eau au sein des limons en limitant les transferts vers le milieu profond. Ces transferts ont été définis pour les type de succession lithologiques dénommées : LCS, LTC et LCT. Cet état hydrique humide contribue efficacement au maintien des hydrosystèmes et écosystèmes surtout en période de sécheresse qui se répètent avec le changement climatique. En perspective, ces travaux devraient être complétées par une étude plus fine en élargissant l'étude à d'autres type de succession, notamment les craies du Turonien moyen et inférieur ainsi que les sables de landénien et yprésiens sous couverture limoneuse. Les relations hydrauliques entre les niveaux limoneux les hydrosystèmes et écosystèmes régionaux devraient être approfondie.

Chapitre 6

**Suivi des flux d'infiltration et caractérisation
du potentiel de recharge des nappes par des
approches hydro-géophysiques**

1. Introduction

La caractérisation du potentiel de recharge par le suivi des processus hydrologiques et hydrogéologiques est un enjeu majeur pour appréhender au mieux les problématiques relatives au dérèglement climatique, notamment les épisodes de sécheresse et leurs conséquences sur la diminution des niveaux des nappes phréatiques (Lu et al., 2025). La caractérisation des flux d'infiltration passe notamment par le suivi des flux d'infiltration en zone vadose. Cependant, l'étude de ces flux, qui passe par le suivi des variations des teneurs en eau, est complexe du fait des fortes hétérogénéités des caractéristiques hydrogéologiques des milieux (Schwartz et al., 2008). Pour répondre à cet enjeu, les essais géophysiques de type ERT sont de plus en plus répandus pour évaluer, de manière non destructive, les propriétés physiques, hydrauliques et hydrogéologiques des sols, et leurs variations spatiales et temporelles (Kalinski et al., 1993, Loperte et al. 2016, Jordy et al., 2019). Ces variations sont dues notamment aux conditions météorologiques, à la topographie et à la lithologie ainsi que son hétérogénéité, impactant les écoulements dans les zones non saturées et le potentiel de recharge des nappes (He et al., 2024). La prospection géophysique par résistivité électrique est utilisée pour évaluer, de manière non destructive, l'état du sol et sa compacité (Xiao et al., 2024), la teneur en eau et la saturation (McCarter, 1984 ; Jodry et al., 2019 Krzeminska et al., 2022), la présence de karsts (Lharti et al., 2025), la densité racinaire et son effet sur les mécanismes d'absorption (Nijland et al., 2010 ; Dick et al., 2018) et la conductivité hydraulique des strates (Oldenborger and Paradis, 2023). Des approches ont été développées pour évaluer et estimer la teneur en eau dans le sol et suivre le flux d'infiltration au droit de la zone étudiée par investigations in situ non destructives. L'une de ces approches consiste à développer des modèles hydro-géophysiques décrivant la variation de la saturation du sol en fonction de la variation spatiotemporelle de la résistivité électrique, obtenue à partir des résultats des essais de tomographie électrique 2D (Zou et al., 2023). Dans ce chapitre, un modèle hydro-géophysique a été développé pour décrire cette variabilité spatio-temporelle de la teneur en eau dans le sol, au droit des noues mais également au niveau du terrain naturel, en combinant les mesures de résistivité électrique et les simulations numériques des écoulements en zone non saturé. Le modèle permet de suivre le flux d'infiltration dans le sol et d'évaluer le potentiel de recharge des nappes par les systèmes d'infiltration des eaux pluviales, type noues.

2. Les approches hydro-géophysiques

Les approches hydro-géophysiques se basent principalement sur la loi d'Archie, un modèle semi-empirique dont l'équation permet d'évaluer la teneur en eau en fonction de la résistivité mesurée pour des milieux poreux (Archie, 1942). L'approche simplifiée de la formule d'Archie est la suivante :

$$\theta_v = a\rho^b \quad (32)$$

Avec θ_v la teneur en eau volumique, ρ la résistivité électrique (Ohm.m), a et b des coefficients à établir selon la régression.

Le modèle est cependant sensible aux très fortes teneurs en argile (Calamita et al., 2012). La sensibilité des mesures de résistivité électrique dépend également de la température, dont l'effet est certes limité, mais à prendre en compte (Christian et al., 2014). La résistivité électrique est corrigée par :

$$\rho_t = \frac{\rho_{25^\circ\text{C}}}{(1 + \alpha(t - 25))} \quad (33)$$

Avec ρ_t la résistivité à la température mesurée, $\rho_{25^\circ\text{C}}$ la résistivité à la température standard 25°C , α un coefficient (valeur de 0.025 par degré pour la majorité des électrolytes).

De nombreux chercheurs ont étudié la caractérisation de l'infiltration dans la zone non saturée et des paramètres physiques et hydrauliques des couches de sol, basées sur la tomographie électrique. Zou et al. (2023) ont établi un modèle pétrophysique reliant la résistivité électrique et la teneur en eau volumique pour un sable argileux et un sable. Pour cela, ils ont mis en place une boîte expérimentale de 300x100x60 cm, dans laquelle ils ont positionné la couche argileuse en surface (25 cm d'épaisseur) et la couche sableuse en profondeur (35 cm d'épaisseur). Des essais d'infiltration ont été effectués pour caractériser le flux d'infiltration et les variations de la teneur en eau dont les mesures ont été effectuées avec des capteurs TDR (Time Domain Reflectometry) à différentes profondeurs. Une série de mesures de la résistivité électrique a été réalisée à différents instants, dont les données, à chaque profondeur, ont été intégrées dans le modèle, en les comparant aux données de teneurs en eau mesurées. 2 modèles, suivant la loi d'Archie, ont été obtenus, un premier pour la caractérisation pétrophysique du sable argileux, et le 2^{ème} pour le sable (Figure 118). Par ailleurs, Cui et al (2025) ont suivi l'évolution de la

variation du front d'humectation et de la résistivité électrique à différentes profondeurs (30 électrodes positionnées sur une colonne d'essai) lors d'essais d'infiltration sur sol non saturé de type lœss. Le modèle pétrophysique développé, combinant le modèle d'Archie et le modèle de Van Genuchten (1980), permet de décrire l'évolution spatiotemporelle de la vitesse d'infiltration, du front d'humectation et met en lumière l'effet de l'hystérésis de la teneur en eau et la pression des pores sur les écoulements dans les sols non saturés.

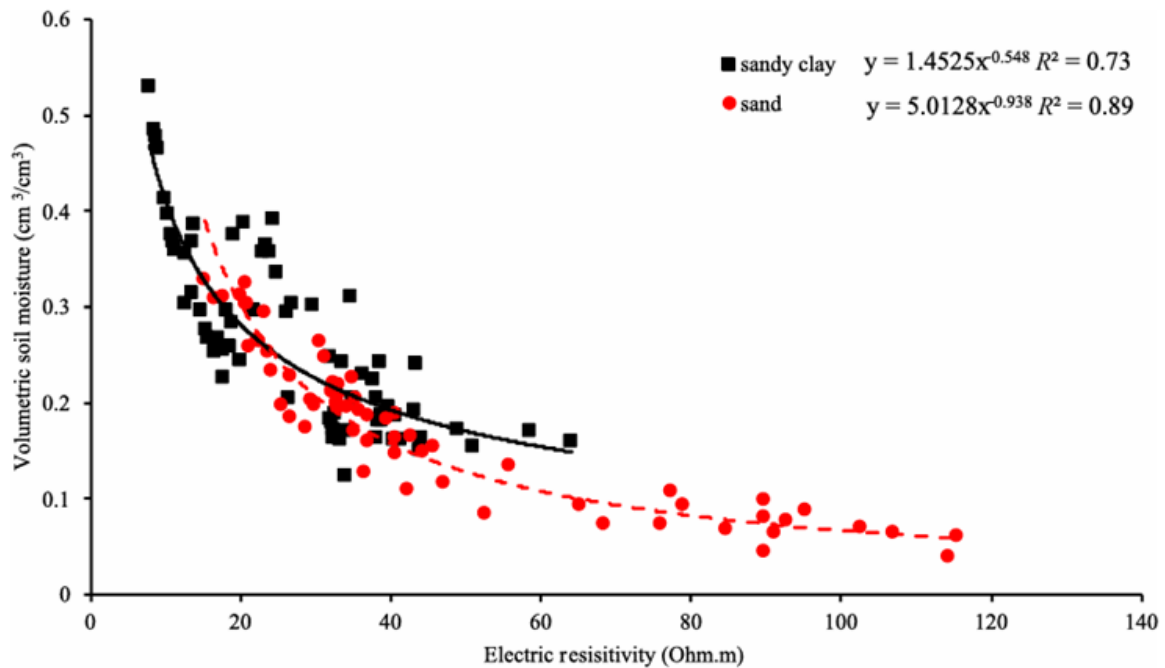


Figure 118 : Modèle hydro-géophysique établi pour un sable argileux et pour un sable (issu de Zou et al., 2023)

Les expérimentations à l'échelle du laboratoire sont cependant limitées : L'homogénéité des échantillons étudiés en laboratoire, caractérisés par une unique texture de sol et des paramètres physiques identiques, n'est pas représentative des conditions in situ, dont l'hétérogénéité du milieu complexifie l'établissement des modèles adaptés (Schwartz et al., 2008).

Des essais in situ ont été réalisés par différents chercheurs pour établir ces modèles pétrophysiques. Nijland et al. (2010) ont estimé, au niveau de 4 structures lithologiques différentes, la teneur en eau du sol non saturé en établissant un modèle hydro-géophysique, liant la résistivité mesurée et la teneur en eau dans le sol (calibrée par les mesures de capteurs FDR). Cette approche leur a également permis d'estimer la disponibilité en eau pour la végétation, en étudiant la variation temporelle de la résistivité. Cette approche a été reprise par Alamry et al. (2017), réalisant des profils de 28 m de long avec un espacement de 1 m au niveau de sols méditerranéens, pour établir la relation pétrophysique entre teneur en eau et résistivité, afin d'évaluer les variations spatiales et temporelles de la teneur en eau et révéler les hétérogénéités

des structures lithologiques au droit de la zone d'étude. Ils ont également souligné la forte corrélation de cette relation lorsque la teneur en argile et l'épaisseur de la terre végétale sont faibles : la présence de quantités importantes de sédiments argileux au niveau des cours d'eau, au droit de la zone d'étude, a impacté négativement les résultats de la tomographie.

Le suivi du front d'humidification peut également être réalisé en combinant les mesures de résistivité électrique par ERT et les simulations des écoulements non saturés. L'approche, proposée par Farzamian et al. (2015), combine, d'un côté, les mesures des variations spatio-temporelles de résistivité électrique (par ERT) après injection d'eau sur le site d'étude caractérisé par la présence de sol sableux perméable, et de l'autre côté, les simulations des écoulements non saturés sur le logiciel HYDRUS 2D, qui permet de résoudre l'équation de Richards par la méthode des éléments finis (Simunek et al., 2024), en passant par le modèle Van Genuchten-Mualem (Van Genuchten, 1980). L'approche a ainsi permis de développer le modèle hydro-géophysique décrivant la résistivité en fonction de la saturation du sol, et d'estimer la perméabilité du sol en calibrant cette valeur sur l'évolution temporelle du flux d'infiltration et de la résistivité électrique.

3. Méthodologie

3.1. Modèle conceptuel hydro-géophysique

Une approche hydro-géophysique a été développée pour décrire cette variabilité spatio-temporelle de la teneur en eau dans le sol, au droit des noues mais également au niveau du terrain naturel. Cette approche se base, d'une part, sur un suivi de la résistivité électrique par tomographie 2D ERT, et d'autre part, sur les simulations des écoulements en zone non saturée sur HYDRUS 2D, permettant de modéliser les variations des teneurs en eau dans le sol.

Le modèle conceptuel est détaillé ci-après (Figure 119) :

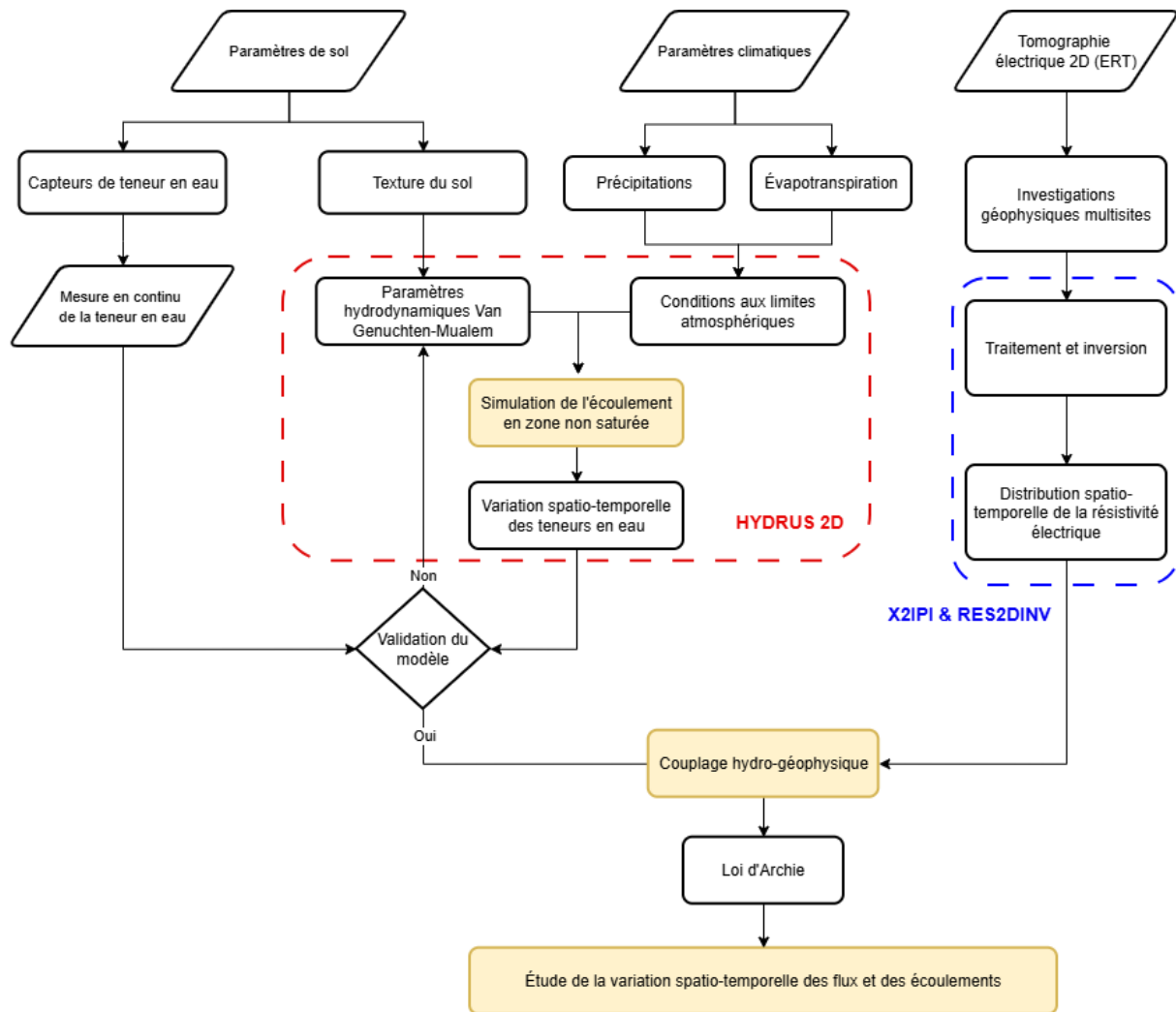


Figure 119 : Schéma conceptuel de l'approche hydro-géophysique proposée

3.2. Tomographie électrique 2D ERT

L'étude a été réalisée sur le site ETAGEP. 2 profils électriques ont été retenus : un profil (ERT1) au niveau de la zone engazonnée, sur une longueur de 50 m, et un second profil, au droit des noues, sur une longueur de 50 m (Figure 120). Le dispositif du montage retenu est le dispositif Wenner. Un prétraitement des données a été effectué sur le logiciel X2IPI. L'inversion des résistivités a été réalisée sur le logiciel RES2DINV. Le détail des dispositifs et des mesures a été présenté dans le chapitre 5.

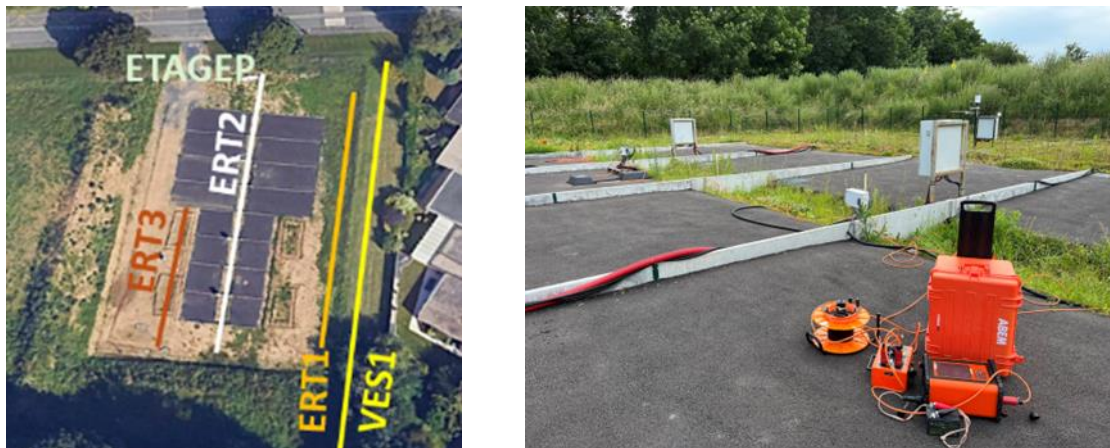


Figure 120 : Profils de tomographie électrique 2D sur le site ETAGEP

3.3. Perméabilité des marnettes

La caractérisation hydraulique a porté uniquement sur les matériaux limoneux et la marnette. La perméabilité de ces deux matériaux a été testée en laboratoire par des essais de perméabilité à charge variable (Figure 121) dans des cellules œdométriques (détaillés dans le chapitre 5).

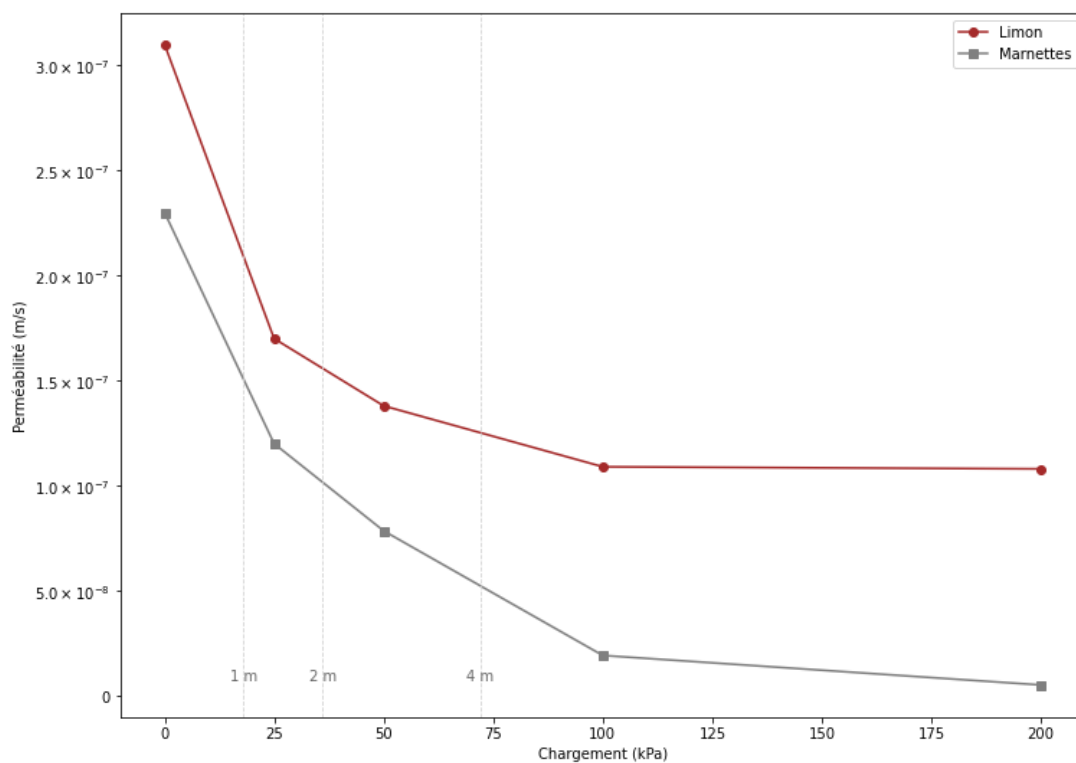


Figure 121 : Résultats des essais de perméabilité sur limon et marnette

Ces essais ont été complétés par des essais in-situ à la fosse (méthode Matsuo) au sein du site expérimental ETAGEP. Les résultats obtenus montrent une variabilité spatiale dans la valeur de K . Cette dernière évolue entre $6.6 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ et $5.4 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$. Cette variabilité liée à la présence des remblais et à l'hétérogénéité des matériaux limoneux, a été confirmée par la vitesse d'infiltration mesurée au sein des 12 noues du site expérimental.

3.4. Modélisation numérique HYDRUS

3.4.1. Modèle d'écoulement non saturée Van Genuchten-Mualem

Le logiciel HYDRUS 2D/3D est un logiciel de simulations des écoulements bidimensionnels et tridimensionnels de l'eau, de la chaleur et des solutés en milieu poreux. Il est configuré pour résoudre l'équation de Richards pour décrire les écoulements de l'eau en milieu non saturé et les équations de convection-dispersion pour le transport de chaleur et de solutés.

La résolution numérique de l'équation de Richards, obtenue par éléments finis ou différences finies, nécessite la caractérisation des courbes de rétention reliant la teneur en eau θ et le potentiel matriciel h (Figure 122).

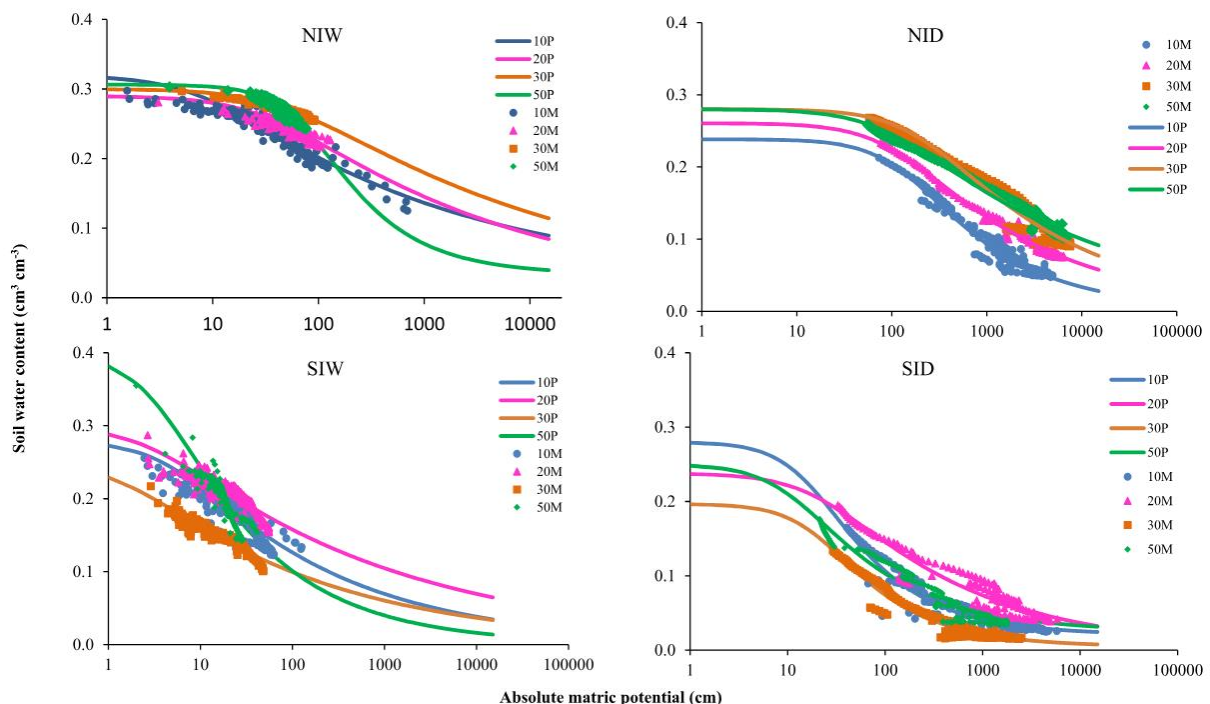


Figure 122 : Relation entre potentiel matriciel et teneur en eau volumique pour un limon sableux (issu de Saeidi et al., 2023)

La perméabilité non saturée peut ainsi être déterminée par des modèles analytiques basés sur les paramètres hydrodynamiques du sol, en passant notamment par les modèles Brooks and Corey (1964) ou Van Genuchten-Mualem (Van Genuchten & Nielsen, 1985).

Dans ce qui suit, le modèle retenu pour réaliser les modélisations est le modèle Van Genuchten-Mualem, il est largement utilisé dans les modélisations des écoulements en milieu poreux (Zhao et al., 2024), les couplages pétrophysiques et plus spécifiquement le développement de modèles hydro-géophysiques pour le suivi des flux d'infiltration (Farzamian et al., 2015). Le modèle se base sur les équations suivantes (2) :

$$\theta(h) = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \frac{1}{(1 + (\alpha h)^n)^m}$$

$$K(\theta) = K_s \times \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^l \left[1 - \left[1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{1}{m}} \right]^m \right]^2 \quad (34)$$

Avec θ_r et θ_s : respectivement la teneur en eau résiduelle et à saturation du sol [$L^3 \cdot L^{-3}$] ; $\alpha = 1/h_e$, h_e : paramètre d'échelle homogène à un potentiel matriciel [L^{-1}] ; n et m : des paramètres de forme avec $m = 1 - (1/n)$; K_s : conductivité hydraulique à saturation du sol [$L \cdot T^{-1}$] ; l : paramètre lié à la connectivité des pores.

La modélisation des écoulements en milieu non saturé sur HYDRUS nécessite la définition de la discrétisation temporelle de la période d'étude, les paramètres de convergence et d'erreur, la définition de la géométrie du domaine étudié, le maillage et sa finesse, dont les choix impactent directement les temps de calcul et la convergence des modèles. De plus, la résolution de l'équation de Richards nécessite de déterminer les conditions initiales (potentiel matriciel initial ou teneur en eau initiale des couches de sol) et les conditions aux limites (flux nul, flux constant, pression constante, pression variable, drainage libre, drainage profond, suintement ou conditions atmosphériques).

3.4.2. Paramétrage de la modélisation sur HYDRUS

3.4.2.1. Paramètres initiaux

La configuration du logiciel HYDRUS nécessite de définir la discrétisation temporelle. Le temps initial (début série de simulations) est 0, le temps final (temps fin de calcul) est 37 j, un pas de temps initial (début des modélisations) de 10^{-4} j, un pas de temps minimal de 10^{-5} j et un pas de temps maximal de 0.25 j.

3.4.2.2. Caractéristiques géométriques

Pour simuler les écoulements au droit des noues N11, N6 et du sol naturel (gazon), le domaine généré est de 5 m de largeur (soit la longueur d'une noue) et 10 m de profondeur.

3.4.2.3. Horizons pédologiques

Pour la modélisation, 5 horizons pédologiques définis selon leurs caractéristiques physiques ont été intégrées au profil pédologique. En surface, 2 niveaux de limon de 1m d'épaisseur chacune, marnette (1 m), une couche intermédiaire entre les marnettes et la craie (0.5 m) puis la craie (7 m). Pour la couche de craie, les propriétés hydrauliques retenues sont celles d'une perméabilité de l'ordre de 10^{-5} m s^{-1} . L'estimation des propriétés hydrauliques des couches de limon en surface a été effectué avec le module Rosetta (Tableau 31), intégré dans le logiciel HYDRUS (Šimůnek et al., 2024).

Tableau 26 : Paramètres hydrodynamiques du modèle élaboré sur HYDRUS

Couches de sol	θ_r	θ_s	α	n	Ks (cm/j)	I
Limon	0.0366	0.360	0.00861	1.59329	50.18	0.5
Limon	0.0377	0.361	0.00818	1.59564	46.14	0.5
Marnettes	0.0950	0.410	0.01900	1.31000	6.24	0.5
Craie	0.0650	0.410	0.07500	1.89000	106.10	0.5
Craie	0.0570	0.410	0.12400	2.28000	320.20	0.5

3.4.2.4. Caractéristiques climatiques et hydrologiques

La simulation des écoulements au droit du site expérimental dépend des données hydrologiques locales, lesquelles sont sous contrôle des précipitations et de l'évapotranspiration. Les précipitations ont été mesurées au niveau du terrain expérimental (Figure 123). L'évapotranspiration potentielle a été estimée par le modèle Penman Monteith FAO-56 (Allen et al., 2006).

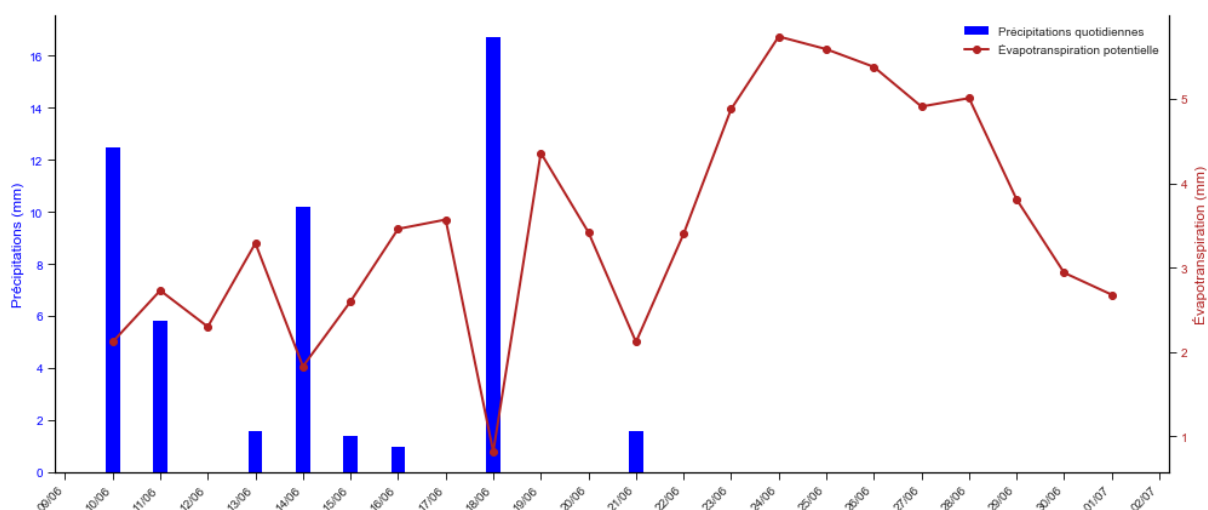


Figure 123 : Précipitations et évapotranspiration potentielles quotidiennes

Pour prendre en compte les apports d'eau des surfaces actives, la hauteur équivalente stockée par les noues est calculée en multipliant la hauteur des précipitations par le rapport entre la surface active et la surface d'infiltration, soit un coefficient multiplicateur de 6 pour les noues N6 et de 11 pour les noues N11.

$$H_{eq} = RR \times \frac{S_{active}}{S_{infiltration}} \quad (35)$$

Ainsi les hauteurs d'eau simulées pour les 3 configurations sont les suivantes (Tableau 32) :

Tableau 27 : Hauteurs d'eau simulées selon les surfaces actives N6 et N1

Date	H _{eq} N1	H _{eq} N6	H _{eq} N11
10/06/2024	12,50	75,00	137,50
11/06/2024	5,80	34,80	63,80
12/06/2024	0,00	0,00	0,00
13/06/2024	1,60	9,60	17,60
14/06/2024	10,20	61,20	112,20
15/06/2024	1,40	8,40	15,40
16/06/2024	1,00	6,00	11,00
17/06/2024	0,00	0,00	0,00
18/06/2024	16,70	100,20	183,70
19/06/2024	0,00	0,00	0,00
20/06/2024	0,00	0,00	0,00

21/06/2024	1,60	9,60	17,60
22/06/2024	0,00	0,00	0,00
23/06/2024	0,00	0,00	0,00
24/06/2024	0,00	0,00	0,00
25/06/2024	0,00	0,00	0,00
26/06/2024	0,00	0,00	0,00
27/06/2024	0,00	0,00	0,00
28/06/2024	0,00	0,00	0,00
29/06/2024	0,00	0,00	0,00
30/06/2024	0,00	0,00	0,00
01/07/2024	0,00	0,00	0,00

3.4.2.5. Conditions initiales

Les conditions initiales fixées pour le modèle sont relatives à la teneur en eau volumique initiale des couches de sol. Pour cette étude, la teneur en eau initiale a été fixée à 25% pour l'ensemble des niveaux pédologiques.

3.4.2.6. Conditions aux limites

Les conditions aux limites intégrées dans les modèles sont les suivantes (Figure 124) :

- Atmospheric boundary : imposée en surface pour intégrer le bilan hydrique en fonction des surfaces actives considérées, permettant de simuler les précipitations et l'évapotranspiration ;
- Free drainage : imposée en bas du domaine, simulant ainsi un écoulement libre en profondeur ;
- No flux : sur les limites latérales du domaine.

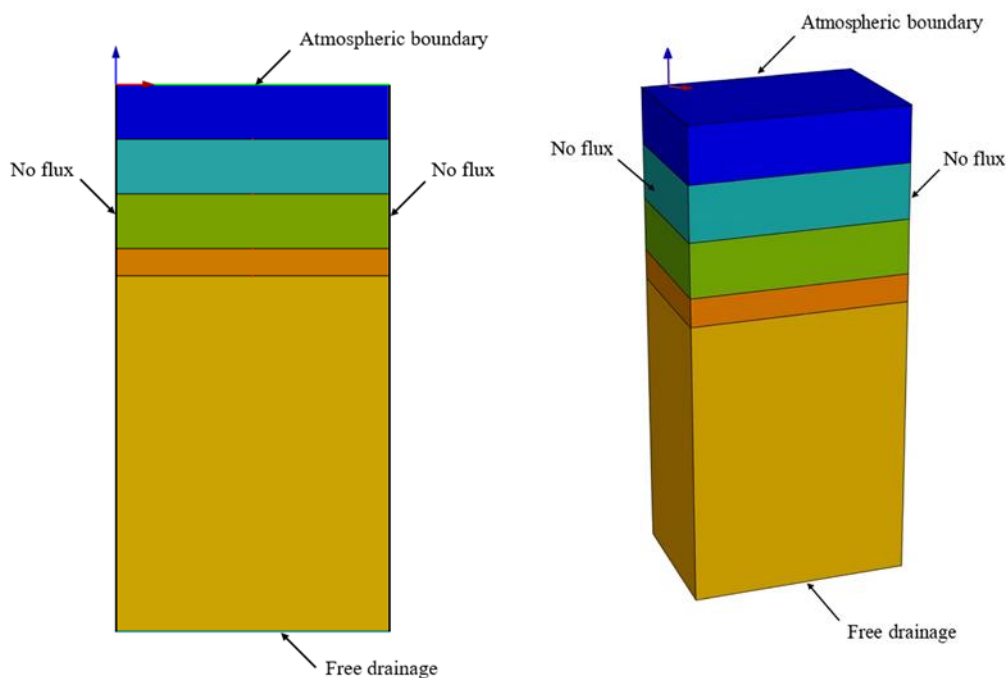


Figure 124 : Conditions aux limites implantés dans le modèle

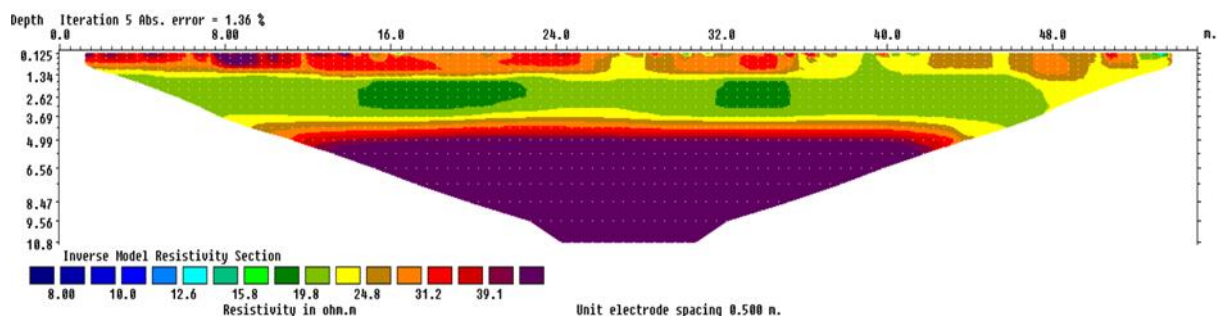
3.4.2.7. Maillage retenu

La discrétisation spatiale en éléments finis du domaine étudié a été effectuée sur HYDRUS par un maillage triangulaire de 10 cm, ce qui représente 8000 nœuds et 15698 éléments 2D, adapté au domaine et aux objectifs des simulations à réaliser.

4. Résultats

4.1. Mesures des résistivités électriques

La tomographie électrique a été réalisée sur les 2 profils retenus, à savoir au niveau de terrain engazonné et le long des noues, entre le 18/06/2024 (Figure 125) et le 19/07/2024.



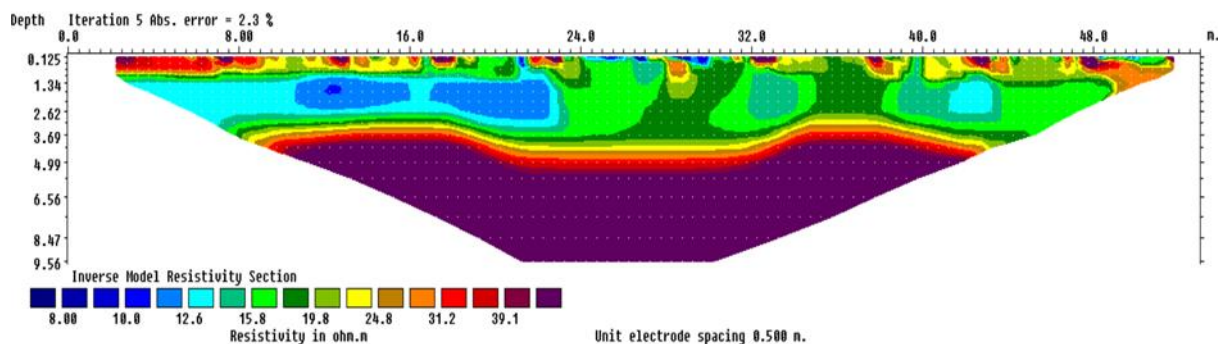


Figure 125 : Profils électriques ERT, réalisés le 19/06/2024, au niveau des noues (en haut) et la zone engazonnée (en bas)

Nous remarquons une différence nette entre les deux profils. Comparativement, la résistivité relevée au niveau de la zone engazonnée est supérieure à celle de la zone des noues. Ce constat illustre les masses d'eau infiltrées et le rôle que joue les noues dans le transfert des flux d'eau vers le milieu souterrain.

Au niveau de la zone en gazonnée, malgré la pluie de la veille (18/06/2024), le premier mètre montre une résistivité de l'ordre 30 à 55 $\Omega.m$. Puis, la résistivité chute pour atteindre des valeurs oscillant entre 15 et 20 $\Omega.m$; il s'agit de la zone humide des limons qui comprend le limon profond jusqu'à la marnette. Le niveau crayeux se distingue par des résistivités élevées qui débutent à la profondeur de 3.5 m (Figure 138).

Pour le profil des noues, on observe en surface (jusqu'à 0.5m), d'une part une résistivité variant de 20 $\Omega.m$ à 30 $\Omega.m$ au niveau des noues N6 et entre 18 et 20 $\Omega.m$ pour les noues N11. Ces valeurs correspondent aux résistivités électriques des sols limoneux. Ces valeurs en surface sont par ailleurs plus faibles lorsque le sol est plus saturé, c'est le cas du 19/06/2024, le lendemain de l'épisode pluvieux de 16 mm, durant lequel la valeur de résistivité mesurée était la plus faible, atteignant 21 $\Omega.m$ pour la N6 et 18 $\Omega.m$ pour la N11. Les jours suivants, la résistivité augmente du fait de la diminution de la teneur en eau en surface, notamment par l'effet combiné de l'évapotranspiration et l'infiltration (Figure 126).

A partir d'un mètre et jusqu'à 3 à 4 m de profondeur, on observe une chute de la résistivité, pour une valeur moyenne de 15 $\Omega.m$ approximativement. Cette chute de la résistivité correspond à un horizon limoneux saturé. De plus, la résistivité à ce niveau varie très peu dans le temps, avec une légère baisse de la résistivité (1 à 3 $\Omega.m$) lors des jours suivants l'épisode pluvieux important. Les faibles valeurs de résistivité électrique, combiné aux faibles changements de résistivité, et donc de teneur en eau, dans le temps, s'explique par 2 facteurs :

- La présence de la couche des marnettes, dont la faible perméabilité ralentit les écoulements et l'infiltration en profondeur des eaux de surface.
- La proportion de smectites dans la fraction argileuse de cet horizon limoneux (atteignant 15%), dont la perméabilité est faible et caractérisée par une rétention d'eau importante ;

A partir de 3-4 m, la valeur de la résistivité électrique augmente, dépassant 55 $\Omega.m$ au niveau de la craie (atteignant jusqu'à 70 $\Omega.m$). Cette augmentation coïncide avec le passage du limon à la craie : la craie se situe à 3.5m environ, et est caractérisée par une résistivité supérieure à celle du limon.

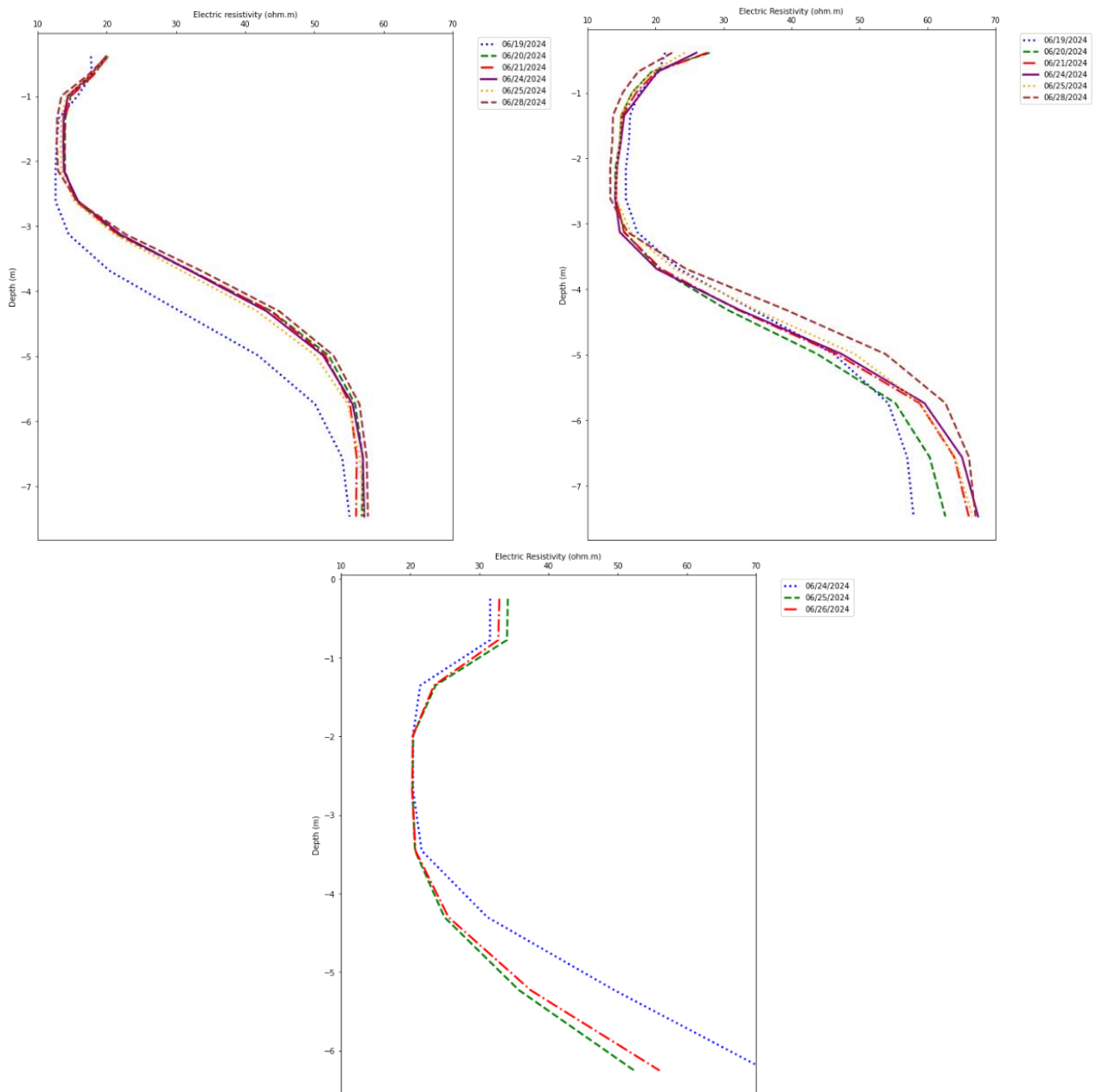


Figure 126 : Variation de la résistivité électrique en fonction de la profondeur au niveau de la noue N11 (en haut à gauche), de la noue N6 (en haut à droite) et de la noue N1 (en bas)

4.2. Simulation des variations spatio-temporelles des teneurs en eau

Les simulations des écoulements et des variations spatio-temporelles des teneurs en eau au droit des noues ont été effectuées suivant les données présentées dans les parties précédentes. La période simulée débute le 10/06/2024, soit 9 jours avant le début des mesures ERT, l'objectif étant de converger vers des valeurs de teneurs en eau les plus précises tout en limitant les erreurs.

La validation du modèle a été effectuée en comparant les résultats des modélisations relatives aux variations temporelles des teneurs en eau volumique aux données des capteurs TDR mis en place au niveau des noues. 15 points de mesures (soit 1 valeur par jour) au minimum ont été retenus pour valider le modèle.

Pour les noues N6, les positions en profondeur du capteur TDR retenues sont 10 cm, 30 cm et 40 cm. Quant aux noues N11, ce sont les positions 10 et 20 cm qui ont été retenues. Les autres points de mesure n'ont pas été retenus du fait de dysfonctionnements au niveau des capteurs survenus au cours de cette période. La calibration n'a pas pu être réalisée au niveau de la noue N1 en raison de l'absence du capteur SoilVue dans cette configuration. Les coefficients de corrélations (R^2) obtenus sont satisfaisants, ils sont supérieurs à 0.8 pour un R^2 maximal de 0.91 (Tableau 33 et Figure 127).

Tableau 28 : Résultats de validation des teneurs en eau lors des simulations réalisées

Noue	Profondeur	R^2
N6	10 cm	0.91
N6	30 cm	0.89
N6	40 cm	0.80
N11	10 cm	0.84
N11	20 cm	0.83

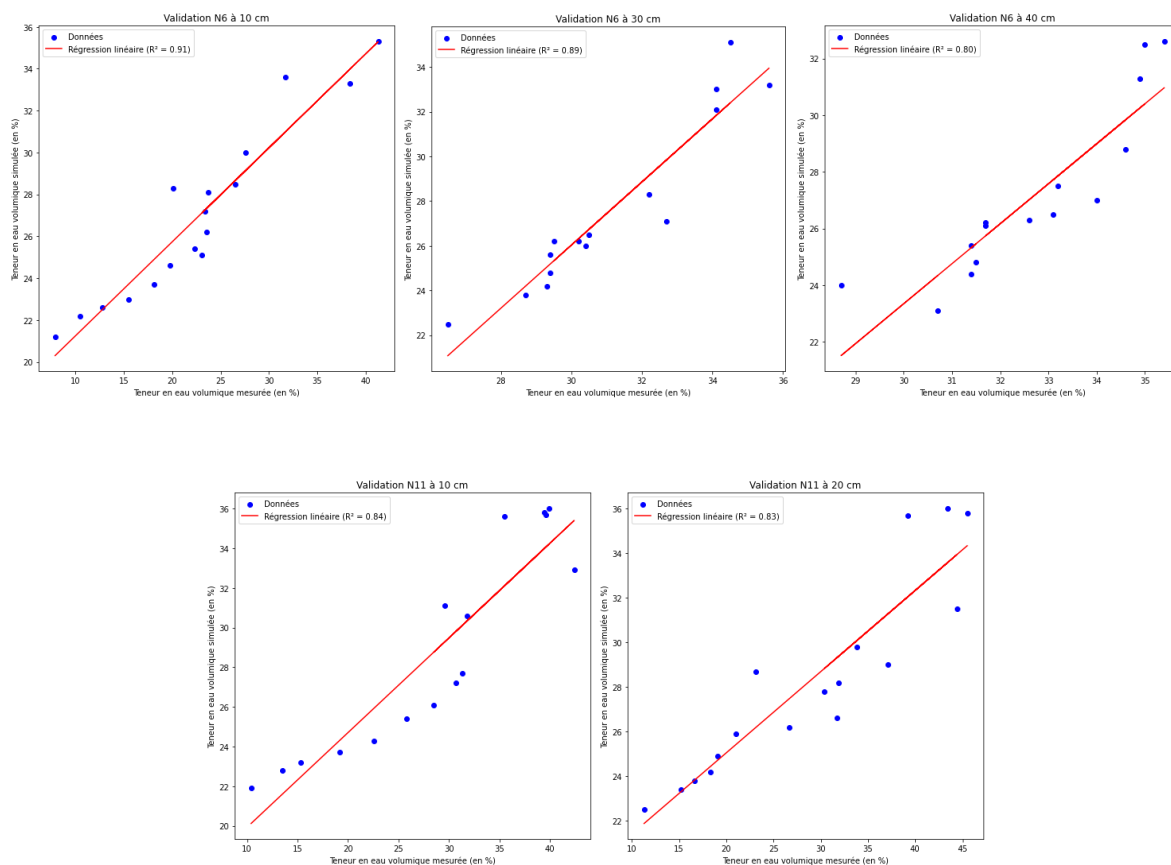
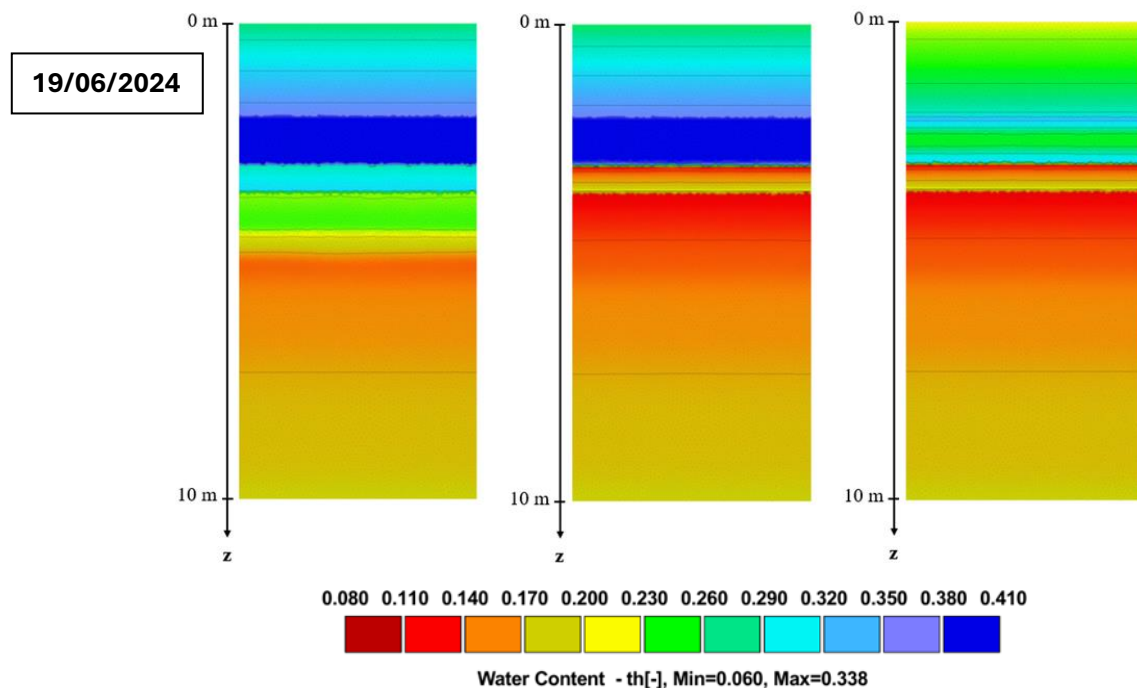


Figure 127 : Validation des simulations par comparaison des teneurs en eaux mesurées et calculées

Les résultats présentés ci-après portent sur les modélisations des variations spatio-temporelles des teneurs en eau au droit des noues N11 (à gauche), N6 (au milieu) et N1 (à droite) pour la période allant du 19/06/2024 (16,7 mm en 24h) au 21/06/2024 (Figure 128).



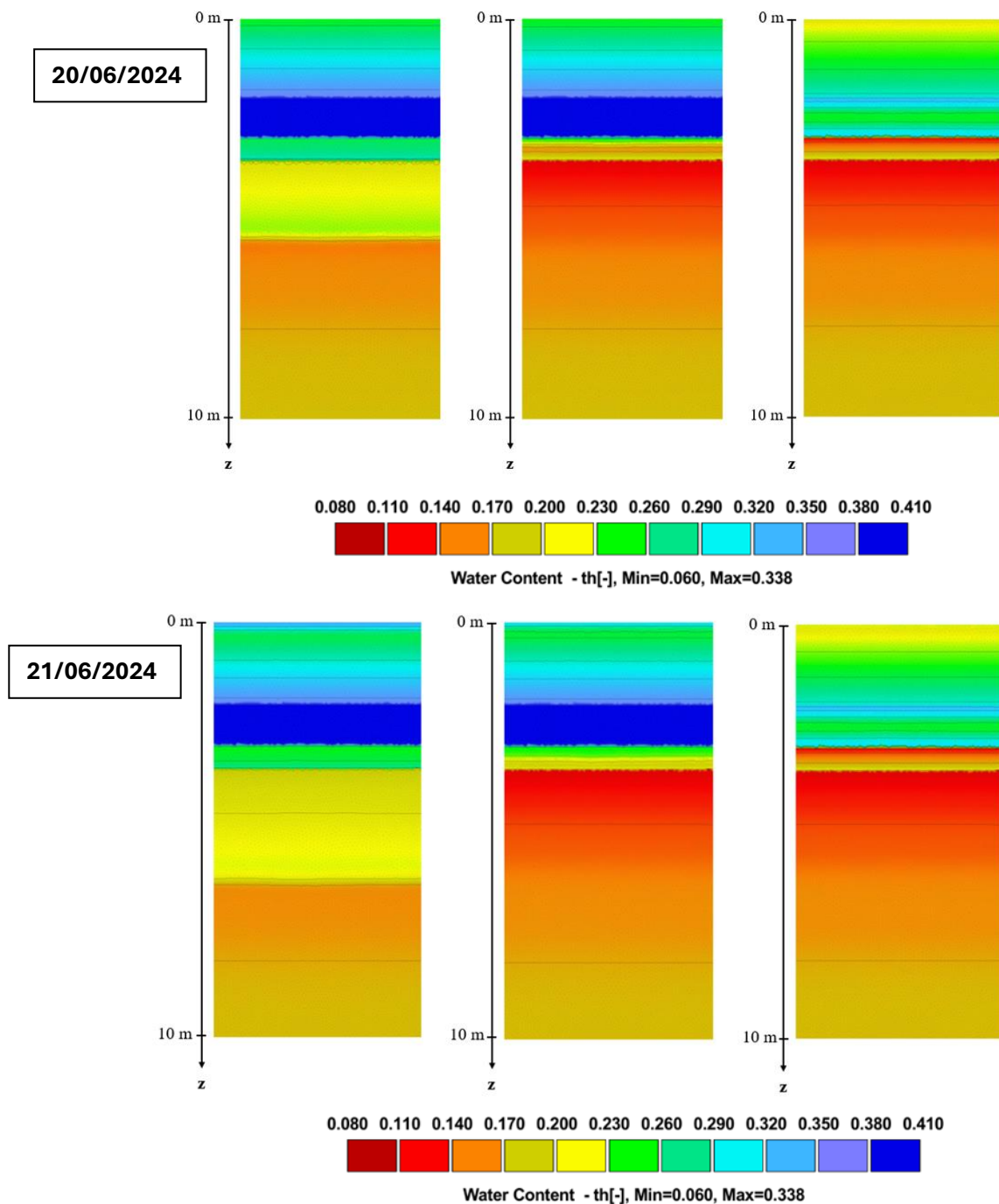


Figure 128 : Variations spatio-temporelles des teneurs en eau au droit des noues N11 (à gauche), N6 (au milieu) et N1 (à droite) pour la période allant du 19/06/2024 au 21/06/2024

Du fait des apports importants d'eaux pluviales provenant des surfaces imperméabilisées de la noue N11 (183,7 mm en 24h) et N6 (100,2 mm en 24h), l'horizon des marnettes est saturé, avec $\theta_{\max} = 41 \%$, et des teneurs en eaux supérieures à 25% au niveau des horizons limoneux. La saturation des horizons limoneux au droit des noues N1 est limitée, elle est illustrée par un $\theta_{\max} = 33.8 \%$ en partie supérieure des marnettes (Figure 129).

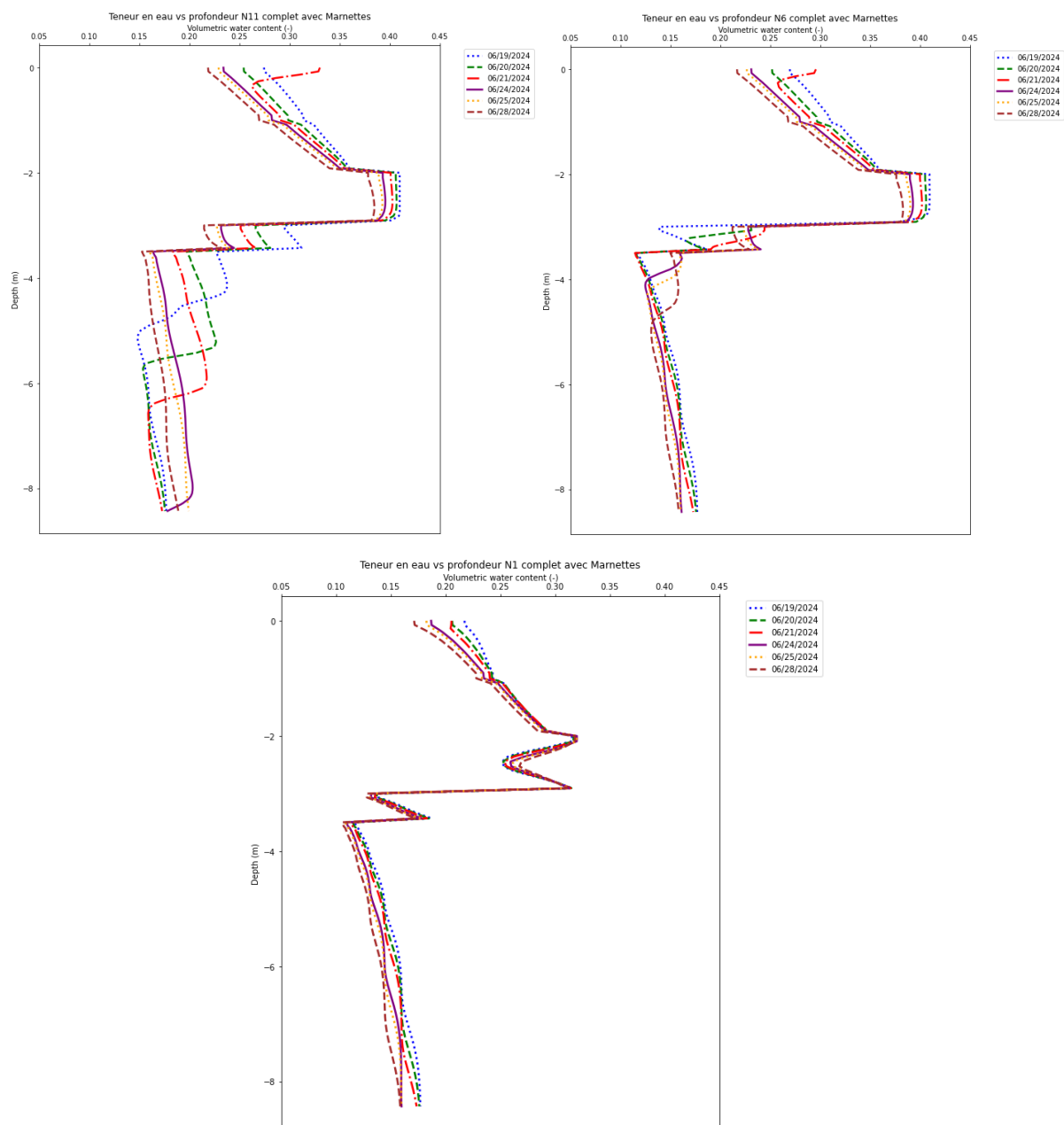


Figure 129 : Résultats des simulations de la variation spatio-temporelle de la teneur en eau en fonction de la profondeur pour les trois noues N1, N6 et N11

Les résultats issus de la modélisation sur HYDRUS ont été exportées et traitées. Il s'agit des variations spatio-temporelles des teneurs en eau dans les 3 configurations (N1, N6 et N11) ainsi que celles des inversions des profils électriques réalisés durant la même période.

4.3. Couplage hydro-géophysique

Le modèle hydro-géophysique a été effectué selon la loi d'Archie, reliant les valeurs en teneurs en eau simulées aux mesures de résistivité électrique (Figure 130) des couches limoneuses (soit

les 2 premiers mètres) en combinant les résultats des 3 configurations (noues N11, N6 et N1). Le modèle obtenu présente un bon coefficient de corrélation ($R^2 = 0,78$).

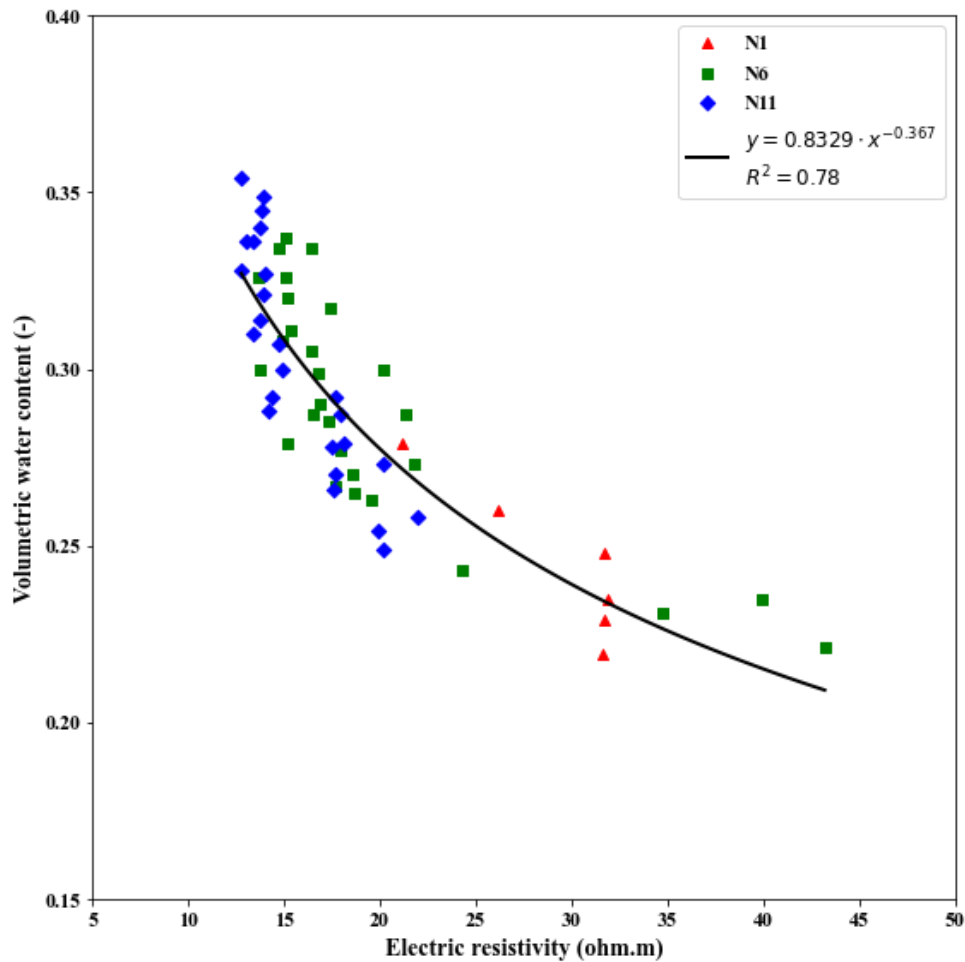


Figure 130 : Modèle hydro-géophysique pour l'estimation de la teneur en eau volumique

Le modèle hydro-géophysique obtenu est le suivant :

$$\theta_v = 0.8329 \rho^{-0.367} \quad (36)$$

Avec θ_v la teneur en eau volumique, ρ la résistivité mesurée

Ce modèle est par la suite combiné au modèle Van Genuchten Mualem pour réaliser un couplage entre les mesures géophysiques de résistivité électrique et les valeurs de perméabilité non saturée, qui dépendent de la teneur en eau volumique. Les valeurs de perméabilité non saturée sont calculées à partir des paramètres hydrodynamiques (Tableau 30) et des teneurs en eau obtenues lors des simulations. Le modèle développé relie ainsi les propriétés hydrodynamiques du sol aux données géophysiques au droit des noues, permettant de décrire les variations spatio-

temporelles des écoulements. Le modèle obtenu, présentant une bonne corrélation avec $R^2 = 0.79$ (Figure 131).

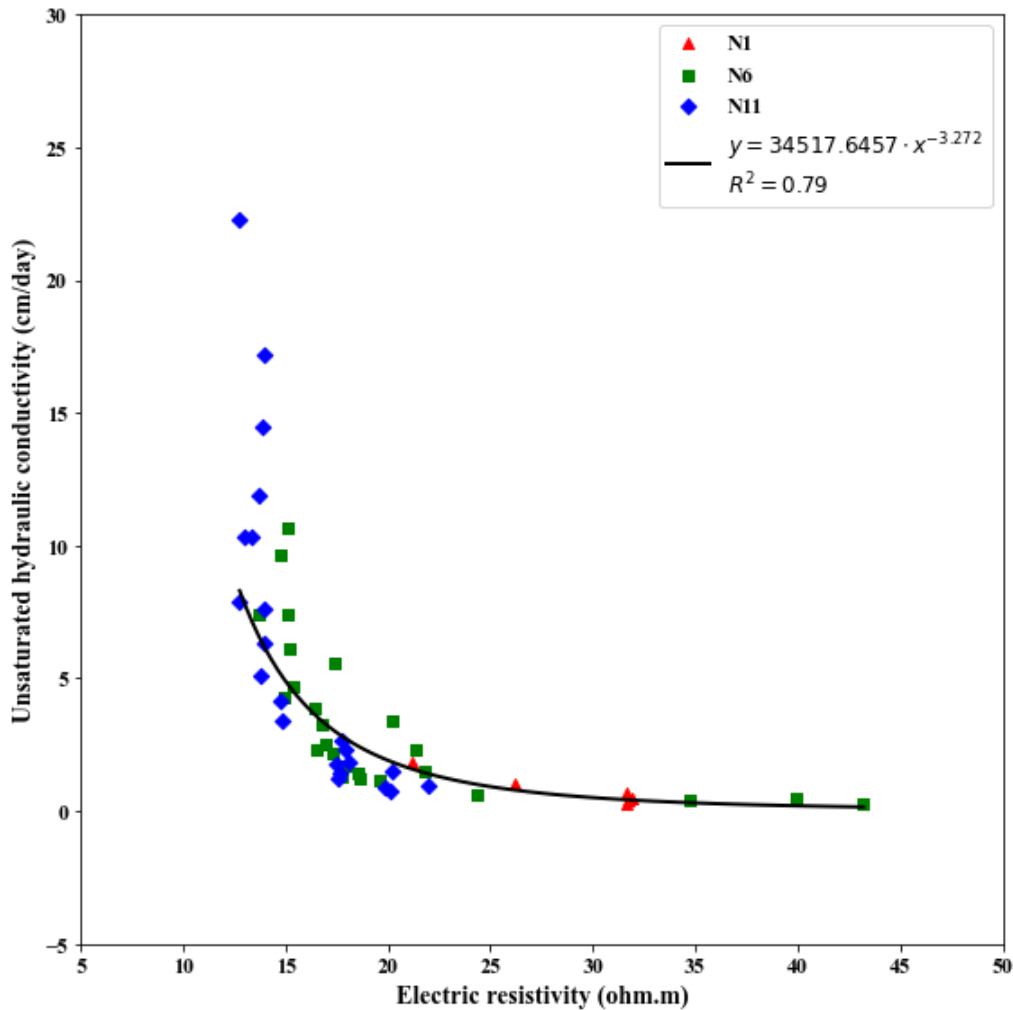


Figure 131 : Modèle hydro-géophysique développé pour l'estimation de la perméabilité non saturée

La relation est :

$$k(\rho) = 34517.6 \rho^{-3.272} \quad (37)$$

Avec $k(\rho)$ la perméabilité non saturée, ρ la résistivité mesurée

4.4. Bilan hydraulique

Le modèle hydro-géophysique permet de définir, pour toute valeur de résistivité électrique, la valeur de teneur en eau volumique équivalente. Ce modèle permet donc de décrire, de manière volumétrique, la quantité d'eau présente dans le sol, et de suivre les variations spatio-temporelles des volumes d'eau à chaque profondeur. Ainsi, une estimation des volumes d'eau dans le sol a été réalisée en calculant, à partir des données de résistivité électrique du domaine

d'étude, les teneurs en eau volumique à chaque nœud. A partir des valeurs de teneurs en eau, un calcul du volume d'eau stocké dans la porosité du sol a été effectué. Cette approche a été appliquée sur le profil réalisé le long des noues. L'objectif est d'étudier la variation du volume d'eau stocké dans l'horizon limoneux.

$$V_{eau,stock} = \sum V_{élémentaire} \times \theta \quad (38)$$

Cette approche a été appliquée, dans un premier temps, sur la profondeur 0 à 2 m (Figure 132), puis dans un second temps, sur la zone allant de 1 à 2 m de profondeur (Figure 133).

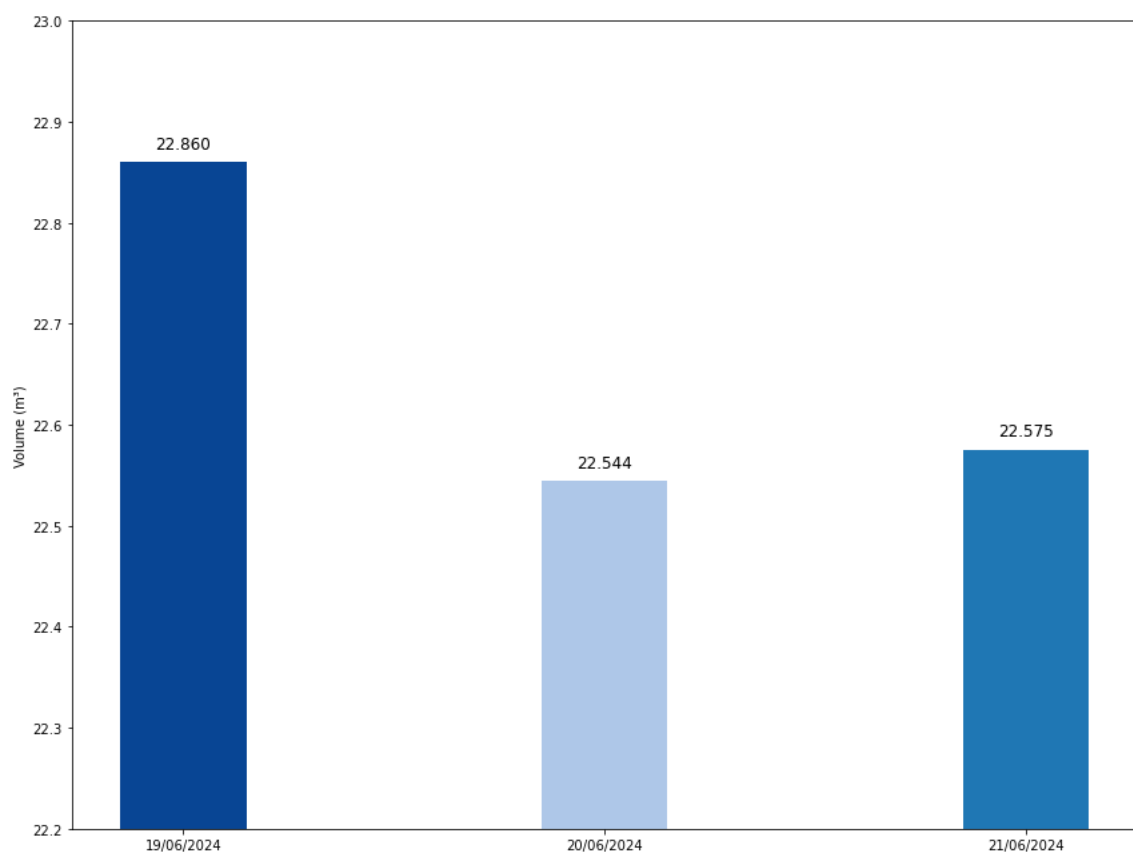


Figure 132 : Variation du stock d'eau dans le sol entre 0 et 2 m de profondeur

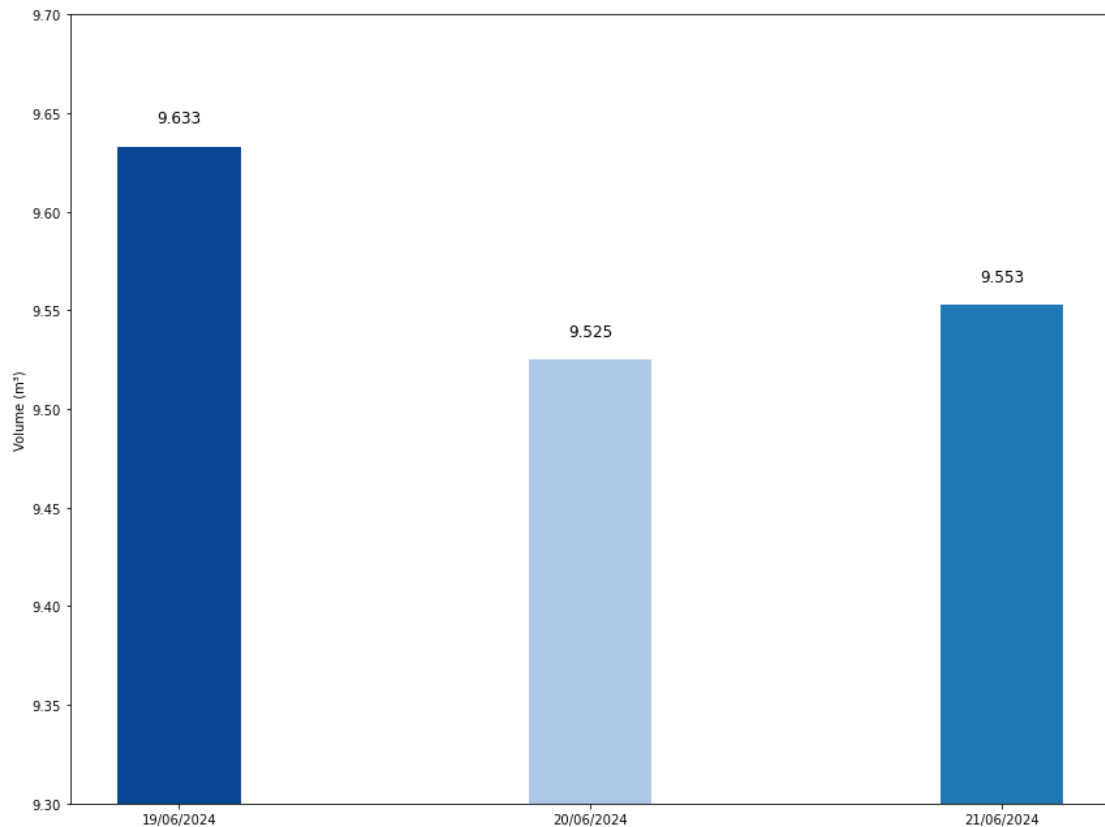


Figure 133 : Variation du stock d'eau dans le sol entre 1 et 2 m de profondeur

5. Discussion

Le modèle hydro-géophysique développé permet d'estimer les variations spatio-temporelles de la teneur en eau dans le sol. L'approche conceptuelle proposée intègre, d'un côté, les mesures de résistivité électrique obtenues par tomographie ERT, et d'autre part, les simulations des écoulements dans le milieu non saturé. Les transferts d'eau au milieu souterrain ont été étudiés selon deux cas de figure (zone engazonnée et zone de noue). Le rôle des noues dans le transfert d'eau vers le milieu souterrain a été mis en exergue avec des valeurs de résistivités inférieures à tous les niveaux de profondeur. Le modèle développé permet d'estimer directement la teneur en eau volumique de l'horizon limoneux à partir des valeurs de résistivité électrique. Ce résultat a été prolongé pour déterminer la relation entre la résistivité électrique mesurée et la conductivité hydraulique non saturée. Ainsi, une relation entre les deux paramètres a été déterminée illustrée par un coefficient de corrélation R^2 de 0.79. Cette relation permet d'estimer la conductivité hydraulique directement à partir des relevés géophysiques. Le modèle permet également de quantifier les volumes d'eau stockés dans la porosité du sol et leurs variations spatio-temporelles, ce qui permet d'estimer la contribution des noues à la recharge de la nappe de la craie séno-turonienne et à l'humidification du niveau limoneux profond.

Les études futures devraient intégrer :

- 1) La généralisation du modèle développé sous différentes configurations lithostratigraphiques, notamment au niveau des formations tertiaires et secondaires. Chaque contexte géologique présente des caractéristiques texturales, minéralogiques et hydrodynamiques spécifiques pouvant influencer à la fois le signal de résistivité et le comportement de l'écoulement de l'eau ;
- 2) Une correction dépendante de la température ou un couplage thermo-hydrogéophysique afin d'améliorer la fiabilité des relations résistivité–humidité, en particulier dans les environnements soumis à de fortes variations saisonnières de température ;
- 3) L'affinement du modèle en intégrant des données plus précises de perméabilité. Dans cette étude, certains paramètres ont été déduits de la littérature ou dérivés de valeurs moyennes issues du terrain, ce qui peut lisser des hétérogénéités locales ;
- 4) Des mesures géophysiques réalisées lors de différentes saisons afin d'apporter des informations essentielles sur la variabilité saisonnière de l'humidité du sol et de la résistivité, permettant ainsi d'évaluer les performances du modèle sous des conditions climatiques et hydrologiques contrastées, ce qui permettrait d'étudier les dynamiques hydriques et ses variabilités saisonnières ;
- 5) D'un point de vue modélisation, une étude de sensibilité (notamment les paramètres du modèle de van Genuchten–Mualem).

6. Conclusion

Dans ce chapitre, un modèle hydro-géophysique a été développé pour étudier les variations spatio-temporelles des flux d'infiltration, en combinant les mesures de la résistivité électrique par tomographie 2D ERT et les simulations des écoulements en zone non saturée, au droit des noues et sur la surface engazonnée. Cette approche non destructive permet de suivre les flux d'infiltration et démontrer la contribution des noues d'infiltration dans la recharge des nappes phréatiques. La méthodologie développée présente un fort potentiel pour la gestion opérationnelle des aménagements GDIEP, notamment pour l'évaluation des apports hydriques des ouvrages tels que les noues, bassins d'infiltration ou zones végétalisées.

Conclusions générales

L'objectif de la thèse était d'améliorer la réponse hydrologique des noues d'infiltration et l'apport de la faune et de la flore sur la performance hydrologiques de ces aménagements dans le contexte géologique marqué par la présence de sols limoneux peu perméables, adapté aux nouvelles contraintes hydro-climatiques. Pour cela, nous devons concevoir un démonstrateur pour suivre le fonctionnement hydrologique des noues par instrumentation, étudier la performance hydrologique et évaluer l'effet de l'activité lombricienne et celle des racines, identifier le fonctionnement hydraulique des formations limoneuses et développer un modèle hydro-géophysique pour le suivi de l'infiltration et le potentiel de recharge des nappes.

Pour répondre au cahier de charges, nous avons caractérisé le contexte géologique, hydrologique et hydrogéologique à l'échelle régionale et plus particulièrement au niveau de la cité scientifique (Métropole lilloise), où est localisé le site expérimental ETAGEP. La lithostratigraphie se distingue par la présence des limons de couverture en surface, auxquels succèdent la craie blanche sénonienne (Coniacien), ou la craie turonienne supérieure ou encore les tuffeaux du Landénien inférieur quand le tertiaire s'est déposé. Les limons se distinguent en deux niveaux, un niveau de surface décalcifié lors de l'époque Holocène, appelé « Lehm », d'âge Pléistocène supérieur (Weichsléen), et un second niveau, plus profond, riche en sable et en glauconie, appelé « Ergeron », d'âge Pléistocène moyen et de couleur verdâtre.

Un état initial des paramètres physiques des limons a été réalisé. Ainsi, la texture du sol est de type silt à silt-limon, la minéralogie argileuse est marquée par la prépondérance de la smectite dans le niveau profond (94 %) et une proportion de 33 % dans le niveau superficiel. La calcimétrie distingue l'Ergeron par une proportion élevée en CaCO_3 de 14.5 % tandis que le Lehm, qui a subi une décalcification lors de l'Holocène, ne présente que 3.1 %. La perméabilité a été estimée à base de l'essai Matsuo, qui a montré une variation spatiale au sein du site avec 2 valeurs de perméabilités : $6.6 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ au nord du site et $5.2 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ au sud.

Pour établir la réponse hydrologique des noues du site expérimental, un modèle SWMM a été développé à base des données des niveaux d'eau mesurés en continu. Ce modèle a été calé et validé sur les données des noues N6 et N11 avec des valeurs $\text{NSE} = 0.73$ pour la N6 et 0.76 pour la

N11. Plusieurs simulations de la réponse hydrologique des noues de différentes configurations ont été effectuées en modifiant les paramètres de dimensionnement, à savoir le ratio surface active sur surface d'infiltration, la perméabilité, les précipitations et le degré de saturation initial. Les résultats montrent la capacité des noues à gérer des événements pluvieux allant jusqu'à 20 mm sans débordement, même dans des conditions défavorables, notamment pour une perméabilité de 10^{-7} m s^{-1} , une saturation initiale maximale et un S_{ratio} de 10. De plus, l'influence du degré de saturation initial sur la réponse hydrologique a été démontré, allant jusqu'à 86.9 % d'abattement volumique (pour $K = 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$, 5 mm de précipitations et $S_{\text{ratio}} = 2$). Ces résultats fournissent des valeurs de référence pour le prédimensionnement des noues et apportent des réponses concrètes sur le rôle du degré de saturation initial dans la réponse hydrologique des noues dans un contexte d'écoulement linéaire nul, les noues fonctionnant uniquement par stockage et infiltration. Ces résultats revêtent un intérêt particulier dans la mesure où les études existantes se focalisent principalement sur l'évaluation de l'abattement des débits de pointe et des volumes de ruissellement et de débordement.

Pour améliorer la performance hydrologique des noues, l'activité lombricienne (écoulements préférentiels) et l'action de la végétation à travers les racines (écoulements préférentiels) et les feuilles (évapotranspiration) ont été confirmées. Pour la faune, cet effet a été évalué grâce à l'action des espèces *A. Caliginosa* et *L. Terrestris*, ensemencés avec des densités de 15 ind m^{-2} et 1 ind m^{-2} respectivement. Pour les noues marquées par des vitesses d'infiltration inférieures à 3.6 mm h^{-1} , l'amélioration, sur une durée de 375 jours, reste relativement faible mais avec des progressions considérables. L'augmentation atteint 310.8 % dans la N1_12, caractérisée par une vitesse d'infiltration initiale de 0.74 mm h^{-1} pour atteindre 3.04 mm h^{-1} sous l'effet uniquement de l'action lombricienne. L'amélioration est largement plus faible (35% en moyenne) dans les noues caractérisées par des sols avec des vitesses d'infiltration initiales comprises entre 14 mm h^{-1} et 19 mm h^{-1} . L'amélioration de la vitesse d'infiltration dans les noues varie de 16.1 % à 310.8 %, contribuant ainsi à l'amélioration de la réponse hydrologique des noues en 280 jours. L'augmentation de la vitesse d'infiltration s'accompagne également de l'amélioration des temps de vidange. Dans les noues caractérisées par des vitesses d'infiltration inférieures à 3.6 mm h^{-1} , les réductions, sur une durée de 375 jours, vont jusqu'à 50 %, avec un maximum de 75.7 % pour la noue N1_12. Les guides techniques français recommandent des temps de vidange inférieurs à 48h ou 72h. Grâce à l'activité des lombrics sur une durée de 7 mois (280 jours), des évolutions notables sont constatées permettant de répondre aux exigences des guides.

La noue N1_1 respecte désormais le critère de 72h, avec un temps de vidange réduit à 60,5 h contre 133,7 h avant l'ensemencement. Pour la noue N1, elle présentait dès le départ une bonne perméabilité avec un temps de vidange inférieur à celui imposé par la règle. Les noues N6 et N11, qui respectaient le critère de 48h initialement, l'activité lombricienne a renforcé ce critère par encore des améliorations. Quant aux noues N1_12 et N1_2, malgré la progression, leurs temps de vidange restent en deçà des exigences réglementaires. Pour ces 2 dernières noues, les temps mesurés après amélioration sont respectivement de 102.0 h (4.25 j) et 82.2h (3.43 j). Les noues, dans ces conditions, sont en immersion pendant plusieurs jours, ce qui représente des conditions abiotiques défavorables pour les lombrics. En effet, les lombrics, exposés à ces conditions finissent par abandonner le milieu ou subissent une forte mortalité. Ces conditions défavorables peuvent se reproduire pour des apports d'eau importants et fréquents, correspondant à des surfaces actives élevées. Dans ce cas de figure, l'évolution de la perméabilité des sols uniquement sous l'action lombricienne sera toujours très limitée. Seul le concours de l'action de la flore pourra l'améliorer à moyen ou à long terme. Depuis Janvier 2025, les niveaux d'eau dans les noues restent en deçà du seuil permettant d'évaluer la vitesse d'infiltration. Ce constat est la conséquence d'une amélioration des propriétés hydrauliques des noues mais aussi, il est dû à l'absence de précipitations d'intensités suffisantes pour générer une hauteur minimale permettant d'estimer la vitesse d'infiltration.

Le devenir des eaux infiltrées au droit des noues suit son cheminement dans les horizons limoneux les plus profonds. Afin de comprendre l'évolution de ces flux, une étude hydro-géophysique a été menée pour identifier les niveaux lithostratigraphiques et les nappes. Une campagne de mesures géophysiques (VES et ERT) indiquent l'omniprésence d'un niveau de faible résistivité dans les limons à partir d'un mètre. Ce niveau correspondrait à la nappe des limons. La nappe de la craie, quant à elle, est facilement repérable dans les craies du Sénonien et/ou du Turonien supérieur. Le niveau humide des limons s'explique, dans un premier temps, par la présence, dans le niveau profond (Ergeron), des smectites et leur caractère hydrophile qui adsorbent et intègrent les molécules d'eau à leur espace interfoliaire.

L'analyse de l'humidité à travers la résistivité dans les niveaux sous-jacents au limons (craie sénonienne ou craie turonienne ou tuffeaux) a permis de déterminer 3 configurations lithostratigraphiques : LCS (Limon – Craie Sénonienne), LTC (Limon – Tuffeau - Craie Sénonienne) et LCT (Limon – Craie Turonien supérieur). La première configuration LCS se distingue par l'augmentation de la résistivité ($\rho > 120 \Omega.m$) dans la craie sénonienne, traduisant

une faible humidité. Pour LCT les relevés géophysiques révèlent une résistivité dans la craie turonienne, cette fois-ci plus basse ($\rho < 50 \Omega.m$) que celle de la craie sénonienne de LCS. Ceci se traduit par une humidité supérieure. Enfin, Le LTC montre des résistivités électriques de faible valeur dans la zone crayeuse située sous le tuffeau ($< 100 \Omega.m$) mais supérieures à celles de LCT. L'intercalation du tuffeau entre le limon et la craie sénonienne améliore le transit des flux hydriques. L'explication de la différence dans la relation hydraulique entre le limon et les craies est à chercher du côté du comportement mécanique des deux matériaux crayeux. La craie blanche sénonienne est plus fragile que la craie grise turonienne. La craie blanche poreuse (40 à 46%) présente des caractéristiques mécaniques inférieures à celles de la craie grise turonienne moins poreuse (35 à 42%). La résistance à la compression est de 7 à 10 MPa dans la première, alors que la seconde présente des valeurs plus élevées (7.5 - 14.7 MPa). Cette fragilité mécanique de la craie blanche sénonienne explique sa sensibilité aux agents d'altération, particulièrement en périodes glaciaires du Quaternaire, marquées par des cycles gel/dégel. La craie sénonienne affleurante a été fortement altérée par rapport à la craie turonienne supérieure, ce qui s'accompagne d'un front d'altération plus important dans les craies sénoniennes (1 m contre 0.2 m) et la morphologie très variée de la surface d'érosion de la craie blanche. Ce niveau d'altération se traduit par un horizon dit marnettes qui correspond à un faciès d'altération composé de granules de craie mélangés au limon qui a pénétré la craie et soliflué sous l'effet de l'eau et la charge limoneuse sus-jacente.

En présence du tuffeau, aucune altération n'est décelée sur la craie sénonienne. La mise en place du tuffeau au tertiaire a couvert et a protégé la craie sénonienne des agents d'altération qui sont intervenus plus tard pendant l'ère quaternaire. Ceci explique l'absence des marnettes en présence du tuffeau.

De plus, la craie blanche sénonienne améliore sa perméabilité de matrice par celle de fissure, seulement dans la marnette, les fissures sont comblées par le matériau limoneux ce qui réduit considérablement la perméabilité de cet horizon. Le rôle hydraulique des marnettes a été confirmé par les essais de perméabilité à charge variable. Ces matériaux présentent des valeurs de perméabilité inférieures à celles du limon ($3 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ contre $2 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$). Cette valeur chute avec la charge appliquée, correspondant à l'épaisseur de la couche limoneuse pour atteindre $5.24 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ pour 4 mètres d'épaisseur. Des tests de perméabilités sur des mélanges de poudre de craie sénonienne et de limon montrent que pour un chargement équivalent aux épaisseurs des limons sondés à différents endroits à savoir 0, 1, 2 et 4 mètres, le comportement hydraulique de la marnette se place entre les matériaux dont la composition en craie est de 30% à 50%.

L'état humide quasi permanent des limons avec des variantes selon les 3 configurations présentés (LCS, LTC, LTS) ne constitue pas une nappe en soi. Il s'agit d'un état hydrique favorisé par la minéralogie silteuse, notamment la présence des smectites, ainsi que l'implication effective des marnettes dans l'hydrosystème régional. Le limon ne présente pas de réservoir et l'écoulement horizontal est quasiment absent. L'eau qui transite par les limons contribue au maintien des hydrosystèmes et des écosystèmes et à la recharge des nappes tertiaires et secondaires. Ainsi, Le maintien de l'humidité proche de la saturation en profondeur contribue au maintien de la végétation arbustive qui s'alimente par ses racines qui atteignent les niveaux humides profonds des limons.

Les panneaux électriques réalisés au niveau de la cité scientifique ont permis aussi d'apporter des corrections à la carte géologique par des modifications du tracé du contour géologique.

Enfin, la concrétisation de ce travail s'est faite par le développement d'un modèle hydro-géophysique qui permet d'estimer les variations spatio-temporelles de la teneur en eau dans le sol. L'approche conceptuel proposée intègre, d'un côté, les mesures de résistivité électrique obtenues par tomographique ERT, et d'autre part, les simulations des écoulements dans le milieu non saturé. Les transferts d'eau au milieu souterrain ont été étudiés selon deux cas de figure (zone engazonnée et zone de noue). Le rôle des noues dans le transfert d'eau vers le milieu souterrain a été mis en exergue avec des valeurs de résistivités inférieures à toutes les profondeurs. Le modèle développé permet d'estimer directement la teneur en eau volumique de l'horizon limoneux à partir des valeurs de résistivité électrique ($R^2 = 0.78$). La relation est :

$$\theta_v = 0.8329 \rho^{-0.367}$$

Avec θ_v la teneur en eau volumique, ρ la résistivité

Ce résultat a été prolongé pour déterminer la relation entre la résistivité électrique mesurée et la conductivité hydraulique non saturée ($R^2 = 0.79$). La relation est :

$$k(\rho) = 34517.6 \rho^{-3.272}$$

Avec $k(\rho)$ la teneur en eau volumique, ρ la résistivité

Le modèle a permis également de quantifier les volumes d'eau stockés dans la porosité du sol et leurs variations spatio-temporelles, ce qui permet d'estimer, la contribution des noues à la recharge de la nappe de la craie séno-turonienne et à l'humidification du niveau limoneux profond. Les volumes varient, sur la tranche [0-2 m] de limon au droit des noues, de 22.860 m³ (19/06/2024) à 22.575 m³ (21/06/2024).

Perspectives

Les résultats de ces travaux de thèse font appel à de nombreuses perspectives de recherche concernant le fonctionnement et les performances des noues.

Tout d'abord sur les aspects hydrologiques, la réponse des noues doit être généralisée en prenant en compte des configurations géométriques différentes, tout en appliquant la même approche développée dans la thèse. L'influence du degré de saturation initial a été établi pour ces configurations, en se basant sur le modèle Green-Ampt. Cependant, pour étudier en détail les écoulements en milieu non saturé, cette approche devrait être complétée par une modélisation sur HYDRUS, qui permet de simuler les écoulements en zone non saturée notamment par les modèles Brooks-Corey ou Van Genuchten-Mualem (Šimůnek et al., 2024). Une extension au nouvel outil « Reservoir boundary conditions », peut être appliquée par une condition aux limites « Seepage face », permettant de simuler les variations des niveaux d'eau dans un ouvrage d'infiltration avec un calage du modèle combinant les valeurs des niveaux d'eau et de teneurs en eau au droit de chaque noue.

En vue d'affiner le modèle d'un point de vue bilan hydrique, l'évapotranspiration réelle, qui représente les volumes d'évaporation et de transpiration effectifs sur le site expérimental, peut être calculée à partir de l'évapotranspiration potentielle précédemment calculée, de la saturation du sol et de l'intégration des coefficients cultureux. Les valeurs de l'évapotranspiration réelle peuvent être également estimées à partir d'approches expérimentales avancées, notamment les chambres d'évapotranspiration, qui permettent d'évaluer l'évapotranspiration réelle sur site à partir des mesures de l'humidité absolue dans la chambre (Ouedraogo et al., 2023).

Une autre démarche en cours de développement se base sur le suivi des variations temporelles des teneurs en eau volumiques à différentes profondeurs. Le site disposant de capteurs de teneur en eau volumique multi-positions, un suivi des variations de la teneur en eau et le calcul de bilan hydrique permettrait d'estimer l'évapotranspiration réelle pour chaque noue. Cette approche semble pertinente au regard des variations de teneurs en eau en période estivale : l'analyse de ces fluctuations montre une diminution plus importante de la teneur en eau en période diurne que pendant les phases nocturnes. Ces écarts permettraient d'estimer, par un bilan hydrique, l'évapotranspiration réelle de chaque noue, voire de distinguer la contribution spécifique de chacune des espèces végétales (Figure 134).

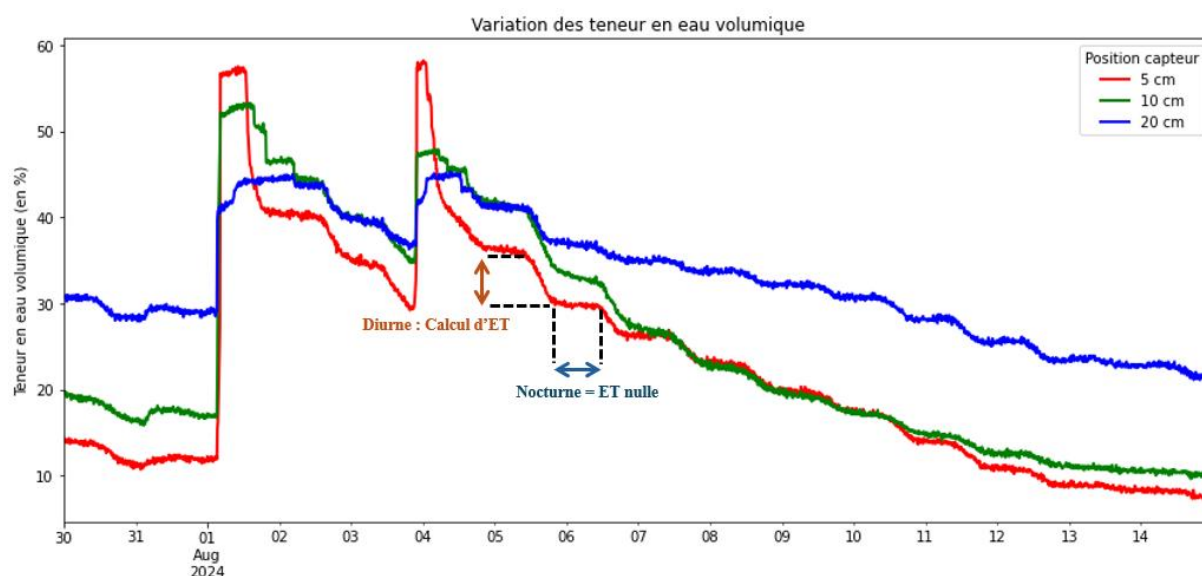


Figure 134 : Variation temporelle de la teneur en eau volumique selon la profondeur (cas de la noue N6_12)

La période de la thèse n'a pas permis d'exploiter l'ensemble des données obtenus : Redox, conductivité électrique, permittivité diélectrique et humidité de l'air (capteurs installés dans chaque noue). L'exploitation de ces données permettra d'affiner l'étude surtout en ce qui concerne l'apport de la végétation. Les données issues des capteurs installés en dessous de l'enrobé n'ont pas été traitées. Ces données permettent d'étudier les écoulements hypodermiques.

Pour compléter l'étude de la performance hydrologique des noues et évaluer efficacement l'impact de l'activité lombricienne, d'autres approches généralisées sont nécessaires à long terme pour suivre l'évolution de la structuration du sol et le développement de la macroporosité lombricienne. Un échantillonnage des lombrics est à réaliser pour évaluer la variabilité spatio-temporelle de la densité des lombrics en fonction des surfaces actives et de la végétation mise en place. Deux approches d'échantillonnages existent dans la littérature (Pérès, 2003) :

- Les méthodes physiques, qui se basent sur une estimation du nombre de lombrics par prélèvement localisé de sol (tri manuel, lavage et tamisage), sont efficaces pour comptabiliser le nombre de lombrics mais sont limitées par la profondeur de sol à extraire et sont relativement fastidieuses (Figure 135) ;
- Les méthodes éthologiques, qui visent à induire la remontée des lombrics à surface par l'utilisation d'un stimulus (méthodes électriques, extraction par chaleur, méthodes

chimiques), ces méthodes sont plus complexes à mettre en place, engendrent des coûts plus élevés et peuvent altérer les propriétés physiques et biologiques du sol.

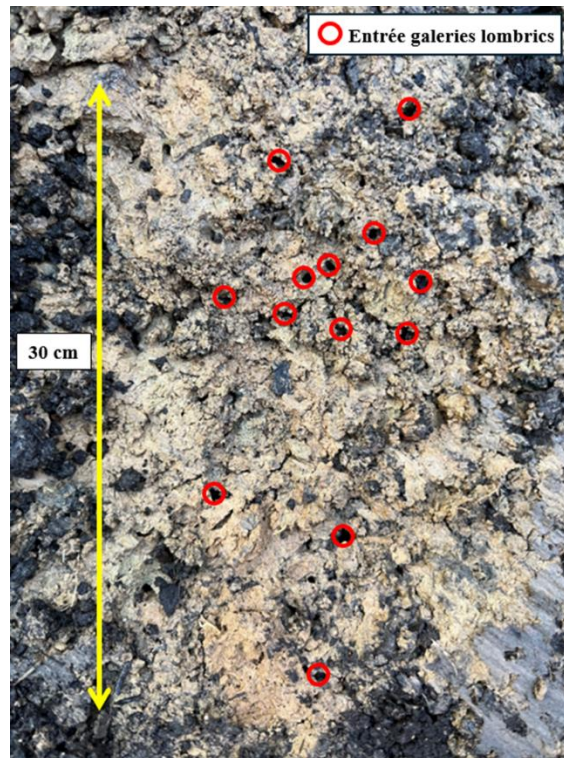


Figure 135 : Entrées des galeries de lombrics au sein d'un sol limoneux décapé

Des approches non destructives ont également été développées pour étudier la structure géométrique des galeries. La première approche se base sur l'imagerie 2D/3D et la tomographie aux rayons X pour étudier la structure géométrique des galeries, en générant une visualisation de la structuration des galeries, le diamètre moyen de la galerie, sa longueur, son volume, la continuité, la tortuosité, l'orientation et le nombre de branchements (Pérès, 2003). Cette approche vise à caractériser les relations entre les propriétés hydrauliques, biotiques et abiotiques des sols, et les paramètres morpho-anatomiques des lombrics en vue d'évaluer l'évolution de la structuration du sol et de sa perméabilité (Hirth et al., 1996 ; Moinard et al., 2021). La seconde approche se base quant à elle sur les approches géophysiques électromagnétiques, spécifiquement sur l'utilisation du signal radar du GPR (Ground Penetrating Radar). Un modèle géophysique, basé sur le GPR, établi au sein de notre équipe de recherche par Nguyen et al. (2024), relie le signal radar à la perméabilité du sol en passant un traitement du signal par transformée de Fourier. Ce modèle a été développé, en suivant, dans le temps, l'évolution de la structure du sol par l'activité lombricienne, la mesure de la perméabilité

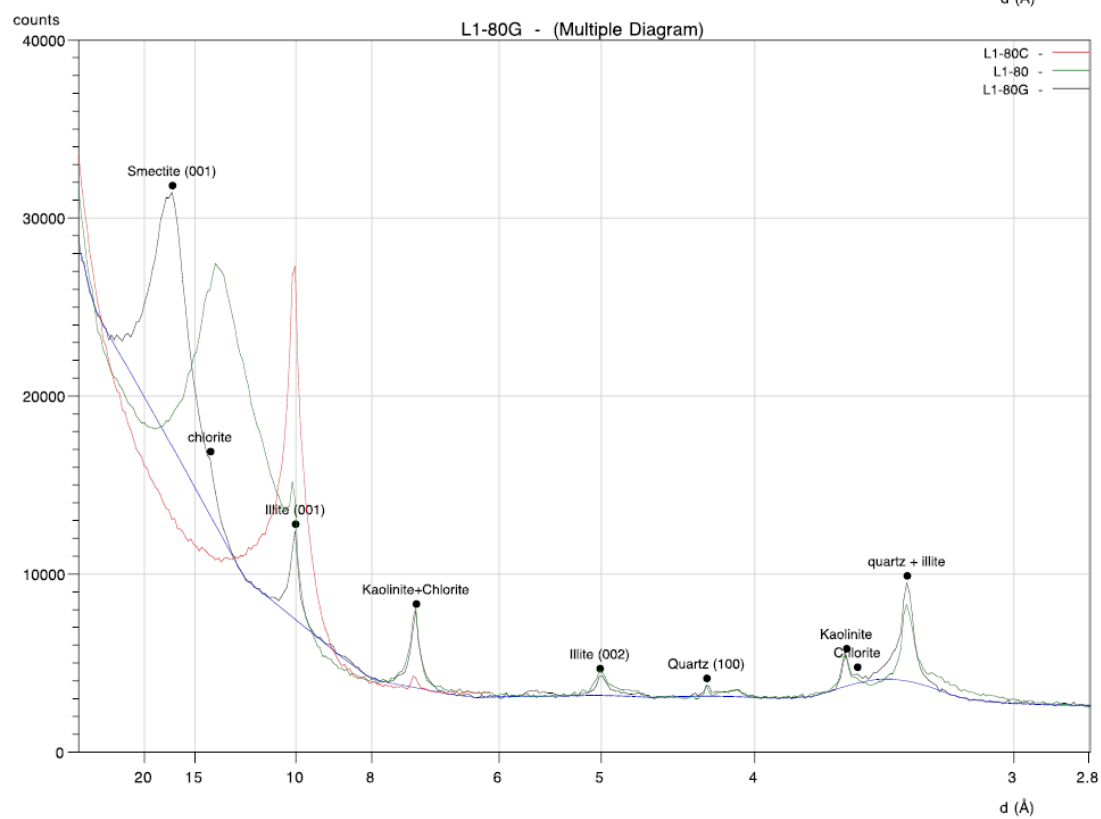
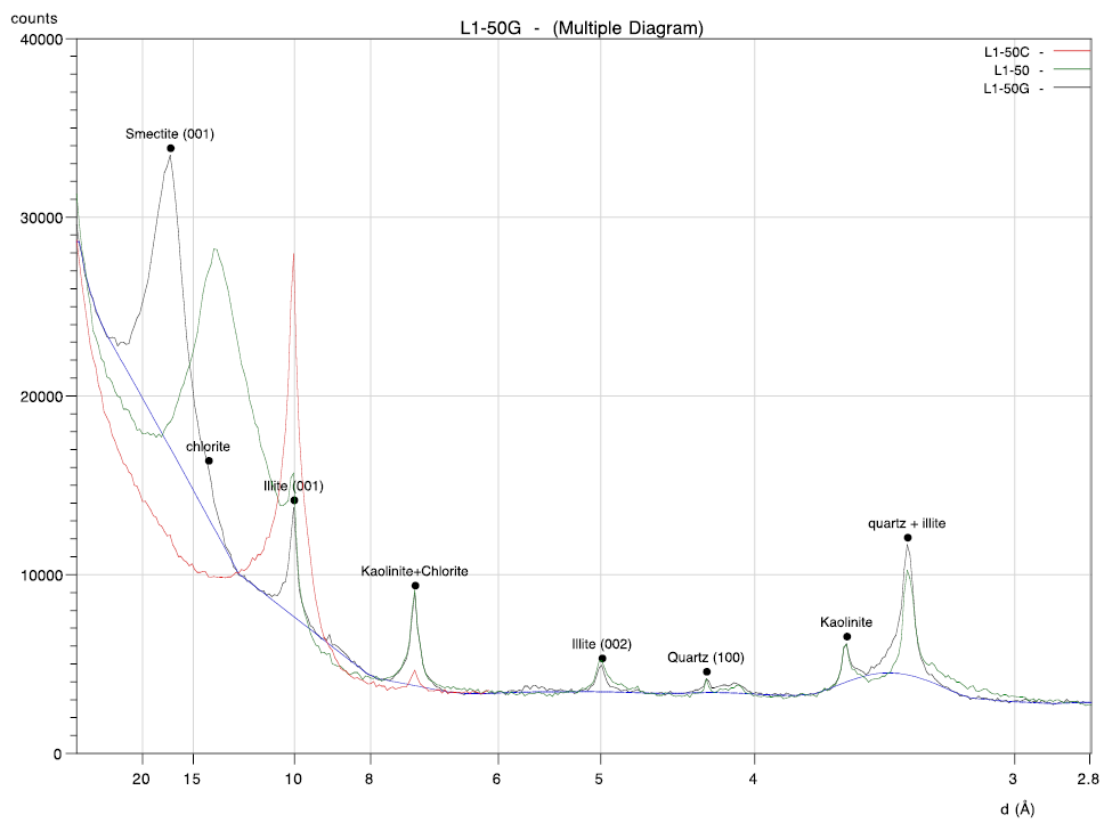
et sa variation, et les mesures géophysiques ponctuelles à chaque essai de perméabilité. Cette approche non destructive a l'avantage d'être simple à mettre en place, moins coûteuse que la tomographie, et est adaptée à une mise en place dans les noues : les antennes radar peuvent être déplacées sur le terrain, et dispose d'une ergonomie facilitant les scans. Ces approches peuvent être complétées par des simulations numériques plus complexes, intégrant la géométrie des galeries et leurs distributions spatiales, les propriétés physiques et hydrauliques des sols, et des modèles d'écoulements basés sur l'équation de Richards couplant la matrice de sol et la macroporosité générée par les lombrics, pour caractériser finement l'évolution spatio-temporelle de la perméabilité globale du milieu (Zhang et al., 2023).

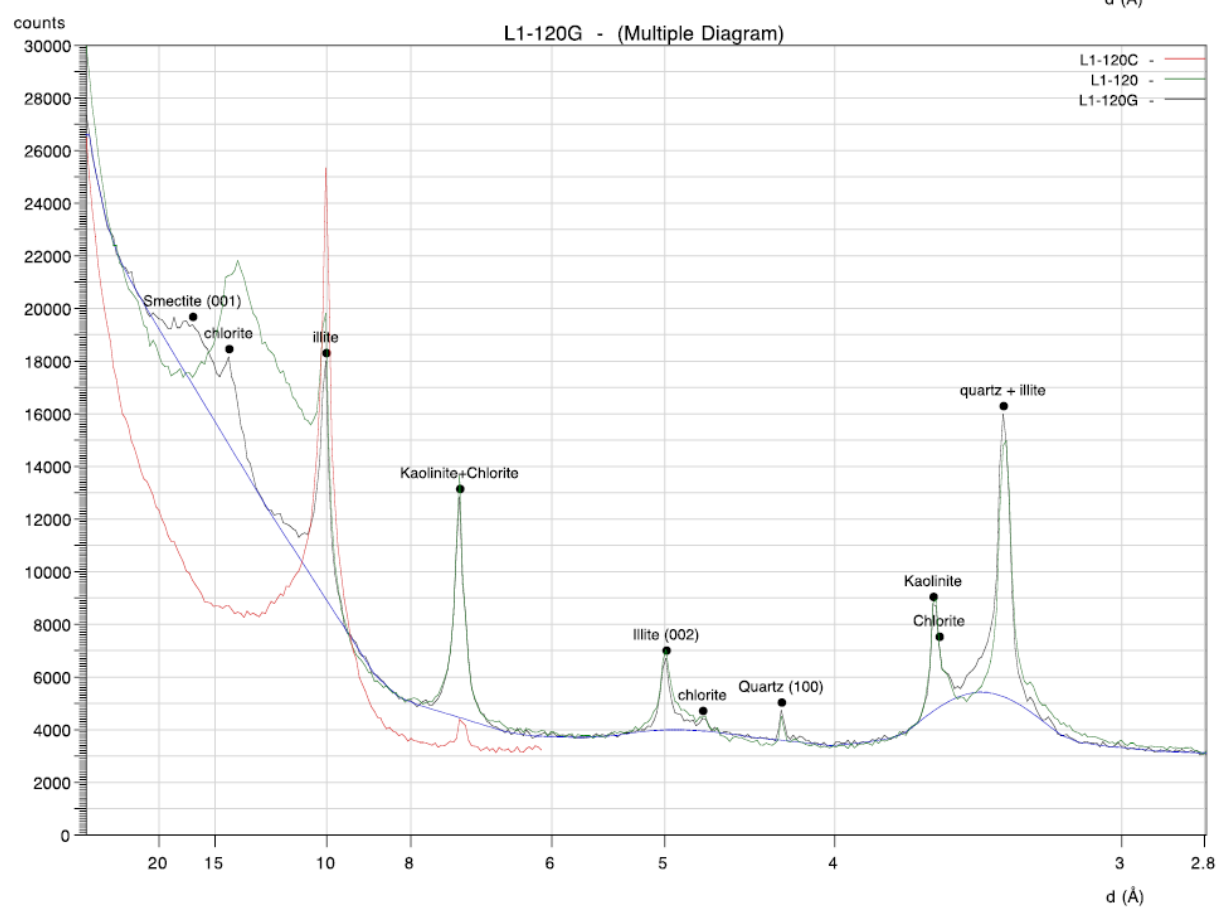
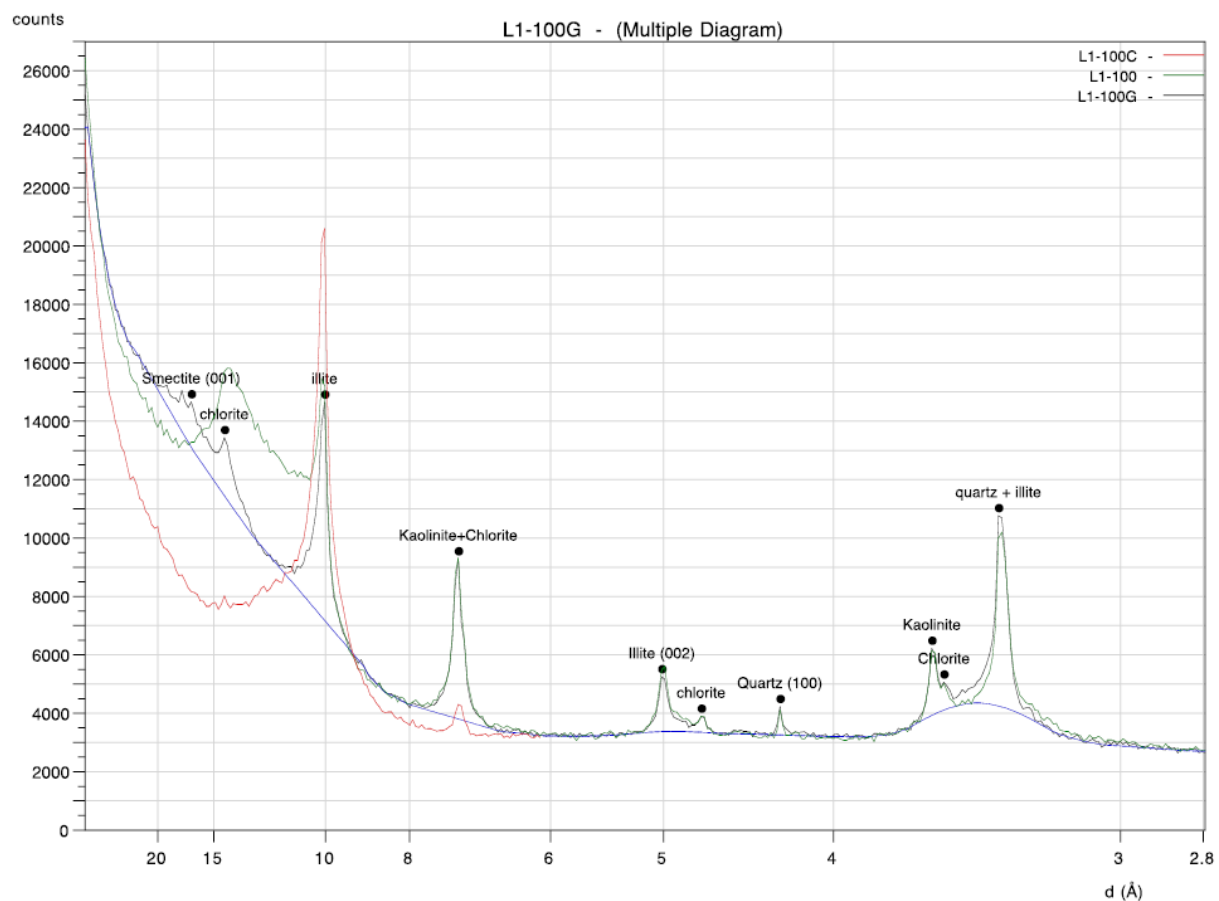
Des études plus approfondies sur les marnettes en s'appuyant sur des forages peuvent être envisagés pour confirmer les résultats obtenus. Par ailleurs, les bons résultats issus de la campagne et le modèle hydro-géophysique incitent fortement à étendre l'étude aux autres configurations lithostratigraphiques pour couvrir l'ensemble du territoire de la Région Hauts-de-France, ainsi que sa généralisation.

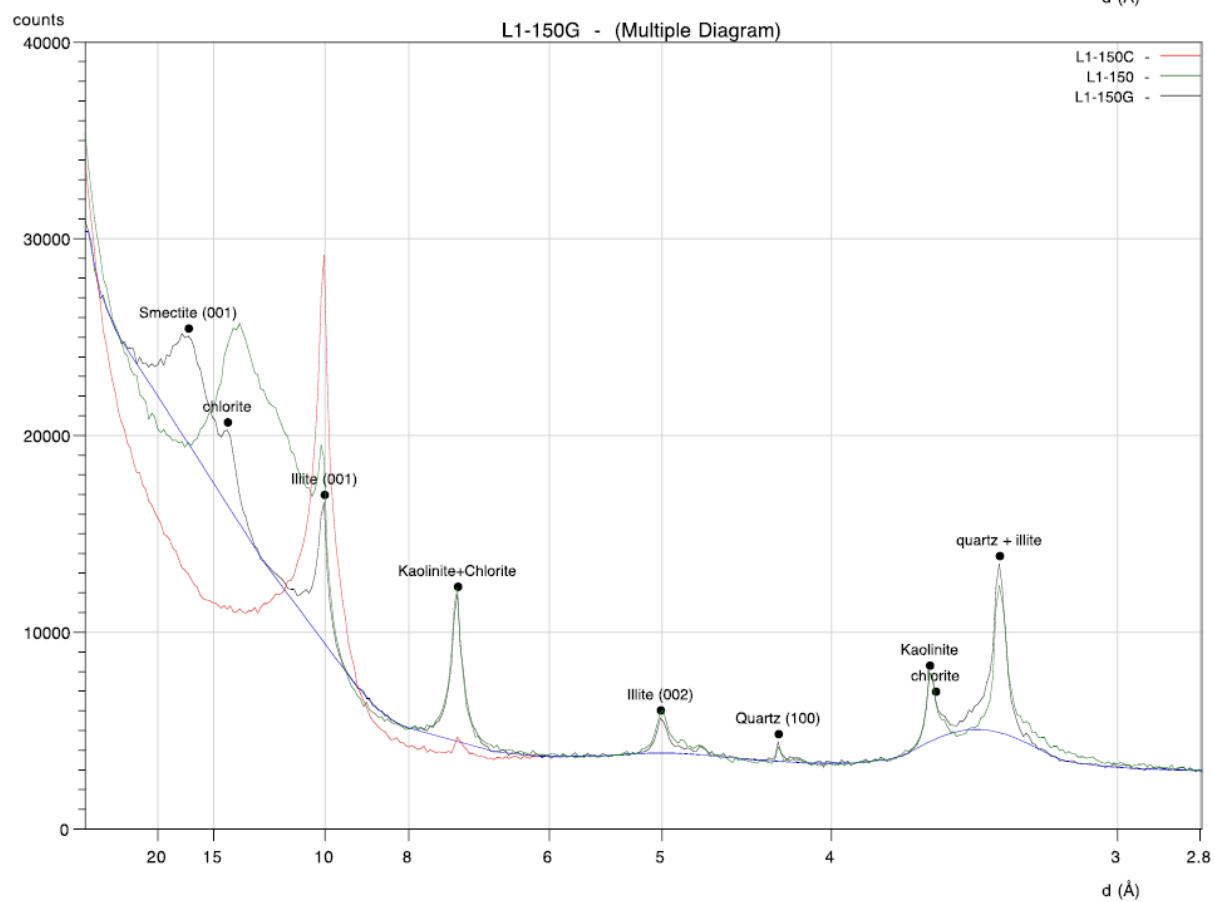
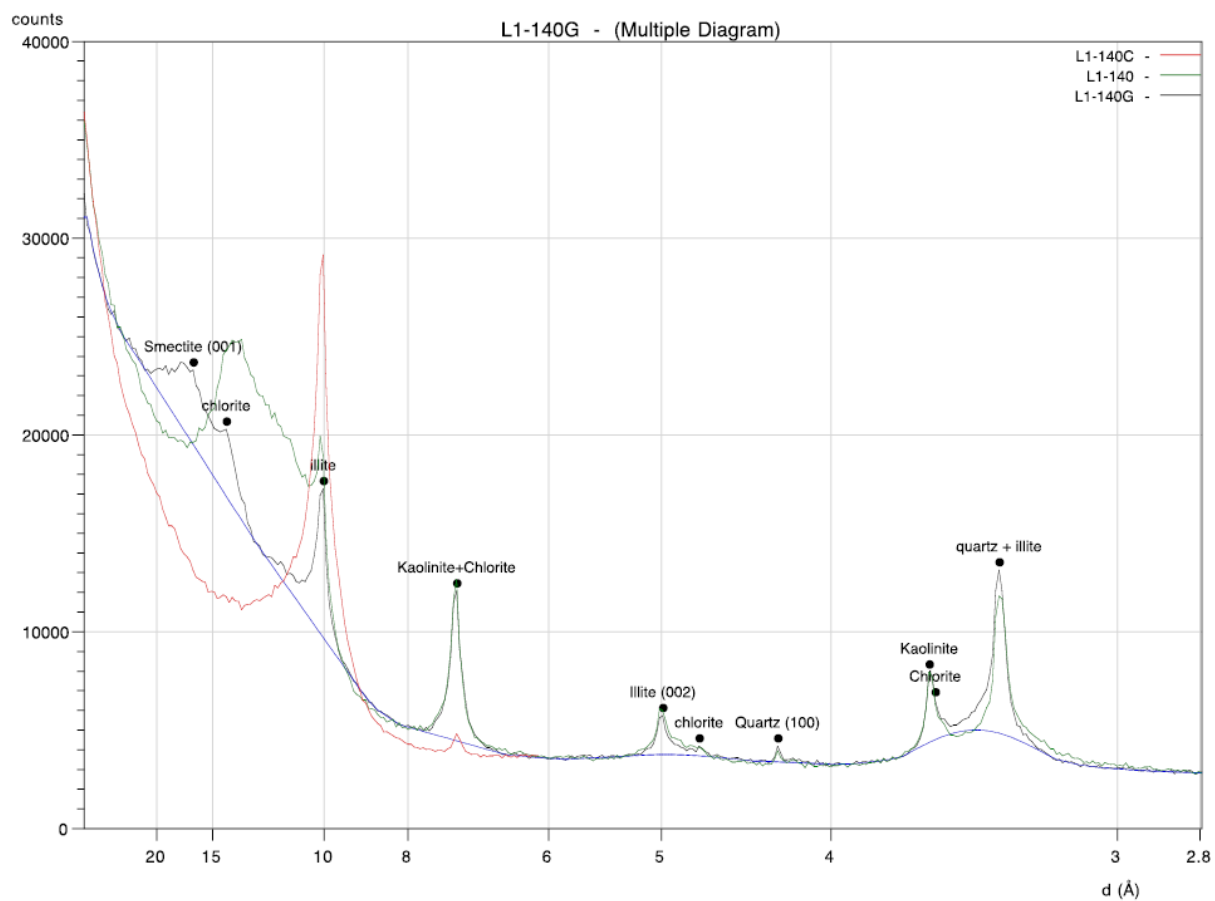
Enfin, un guide de préconisations techniques sur les ouvrages de gestion durable et intégrée des eaux pluviales est en cours d'élaboration. Ce guide, qui sera livré à l'Agence de l'Eau Artois Picardie, aura comme fonctions : la compréhension des enjeux relatifs à la gestion des eaux pluviales, les exigences techniques en phase chantier, les prédimensionnements simplifiés, les solutions fondées sur la nature à intégrer dans les ouvrages, l'effet de la faune et de la flore sur la performance des noues en fonction du temps, la compréhension du rôle de la géologie dans le fonctionnement des ouvrages, l'évaluation de la contribution des noues à la recharge des nappes et le rôle des horizons limoneux dans la préservation des hydrosystèmes et des écosystèmes.

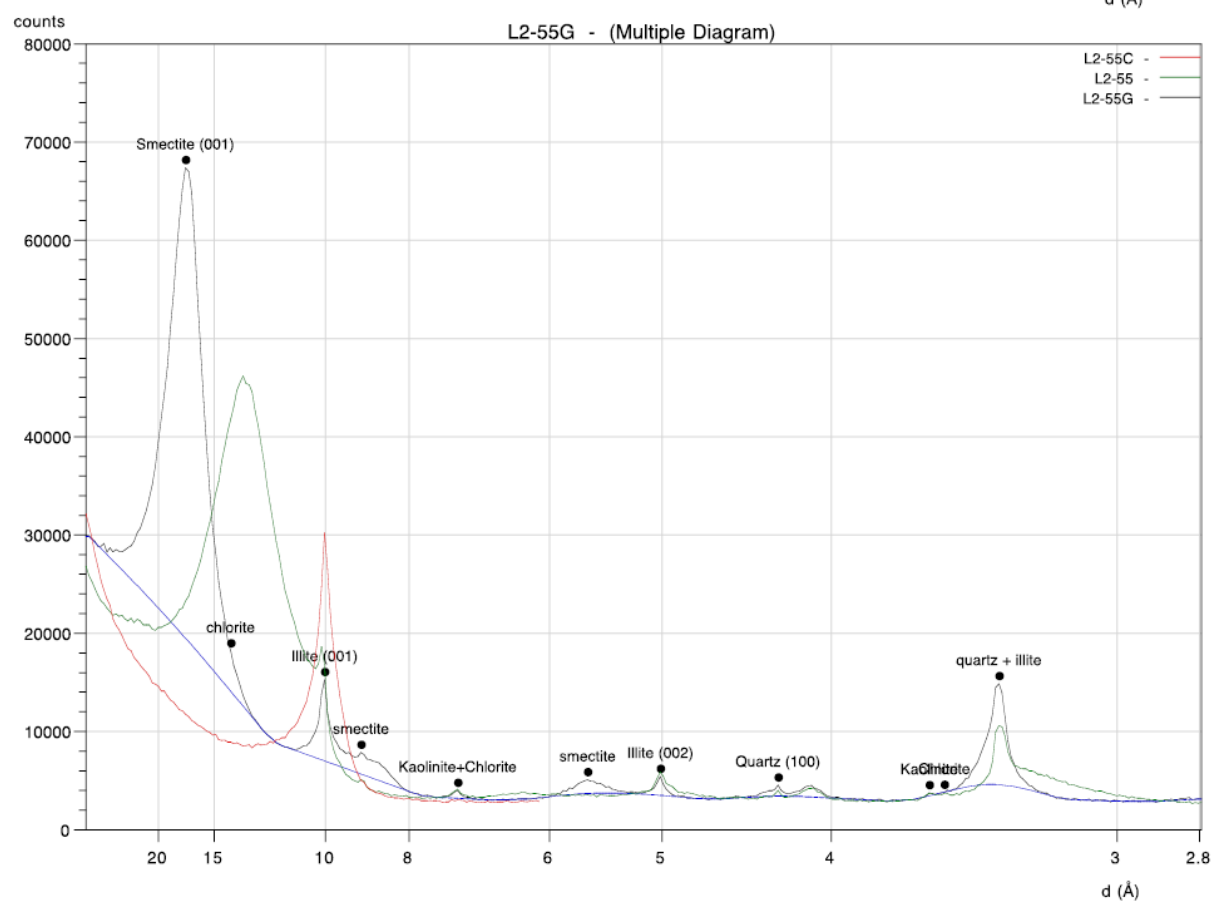
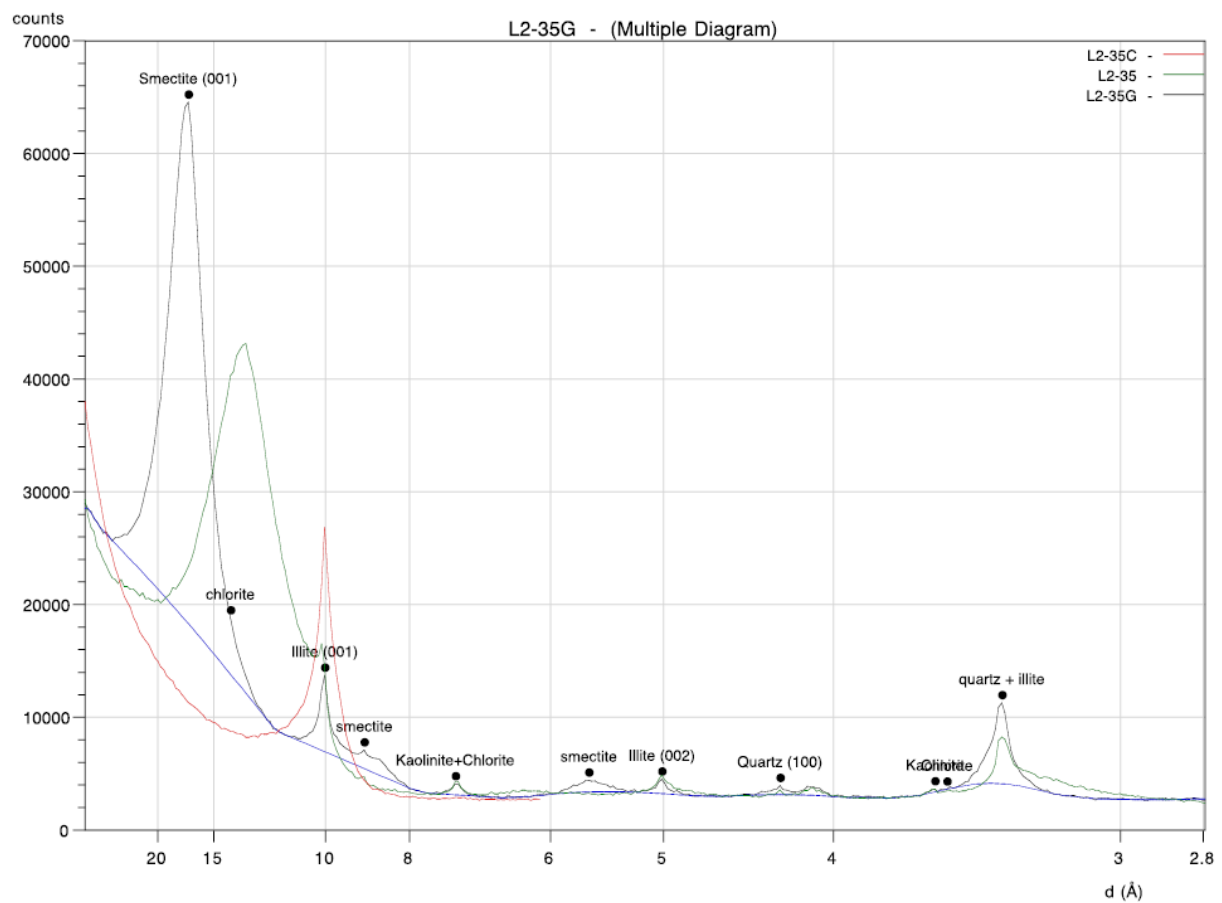
Annexes

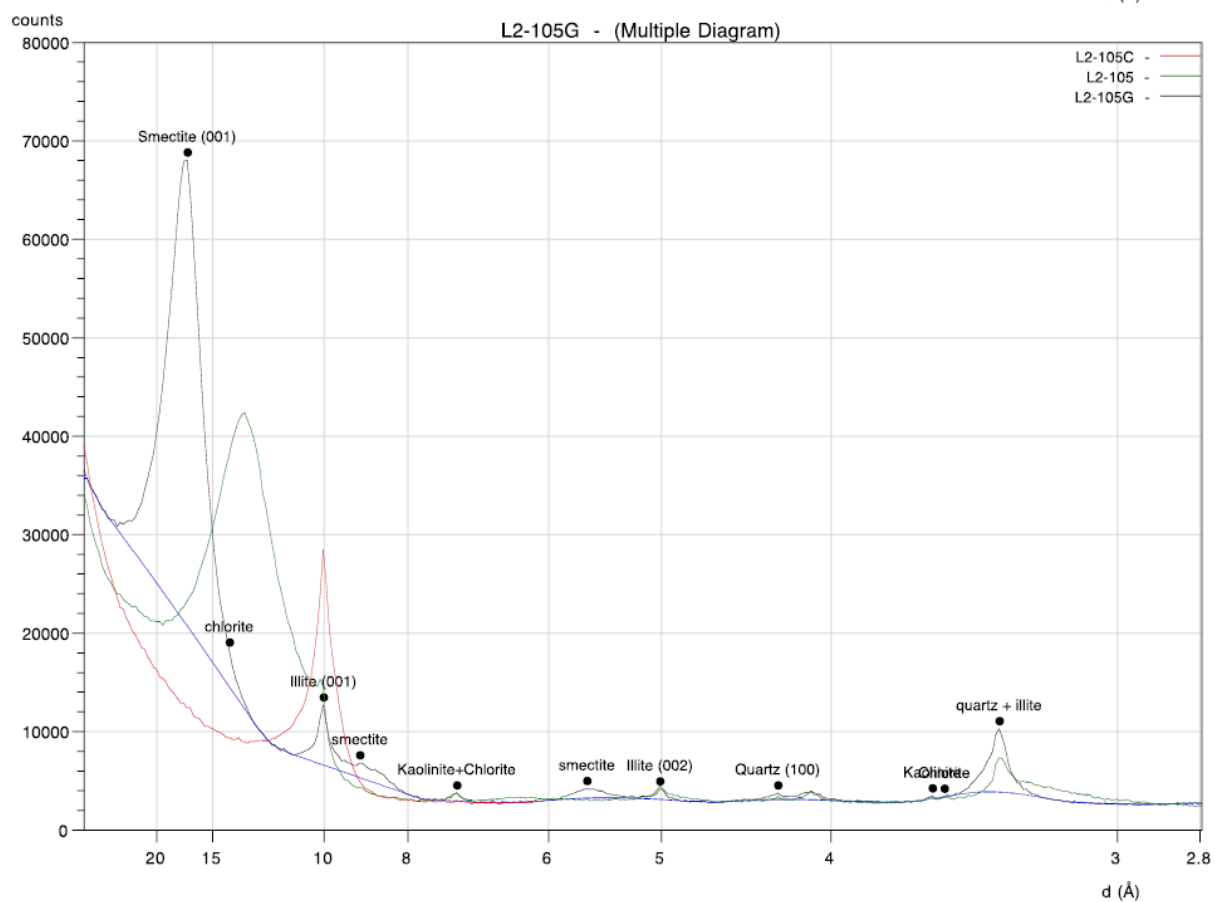
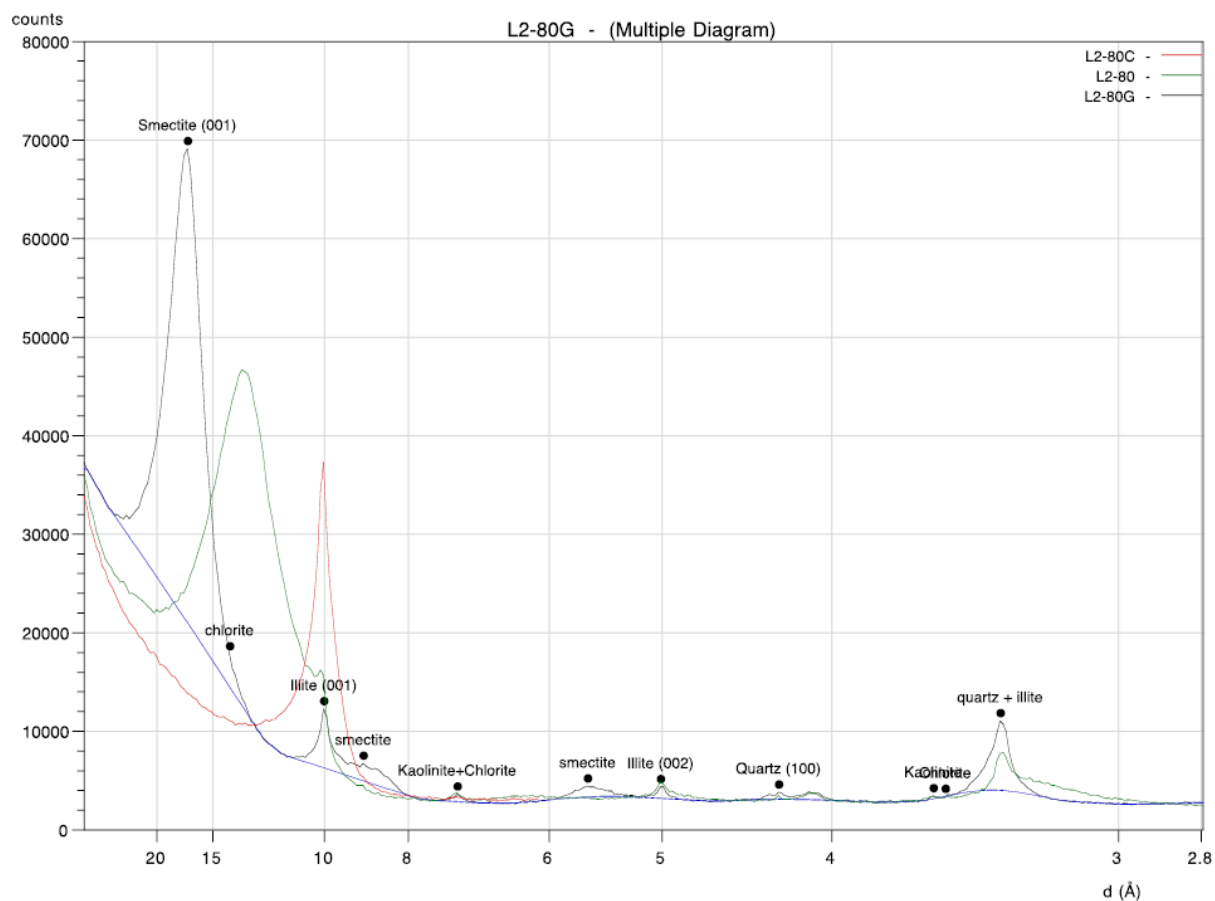
Annexe 1 : Analyse minéralogique diffraction X

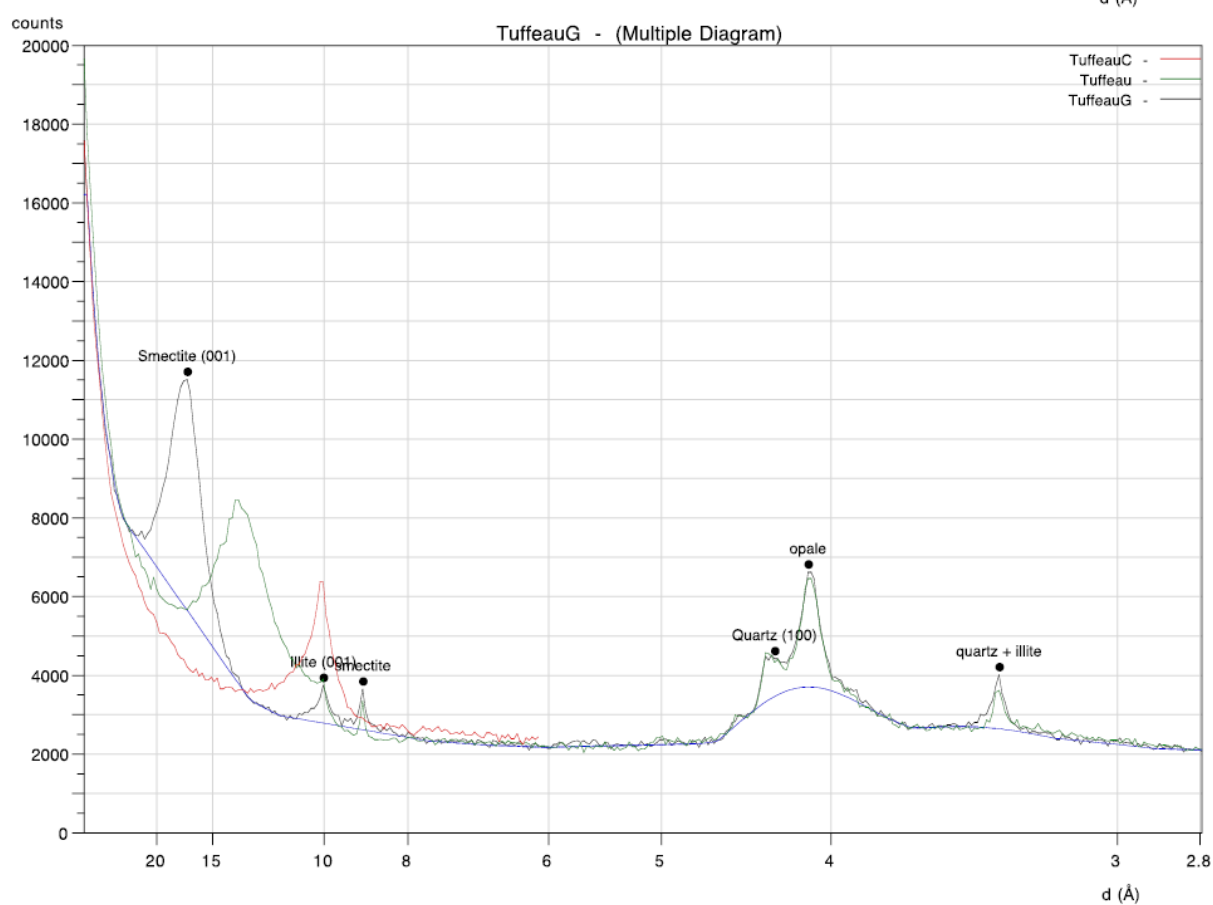
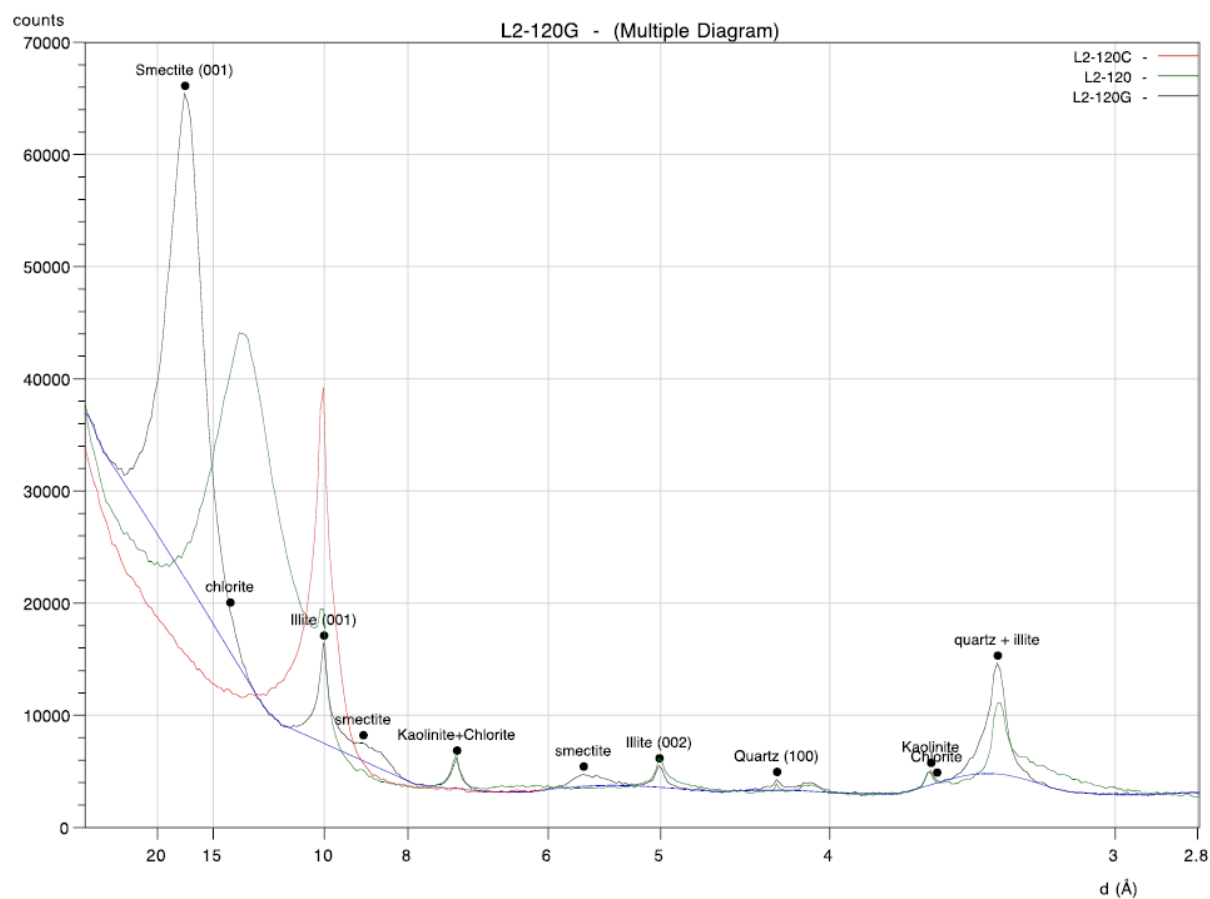




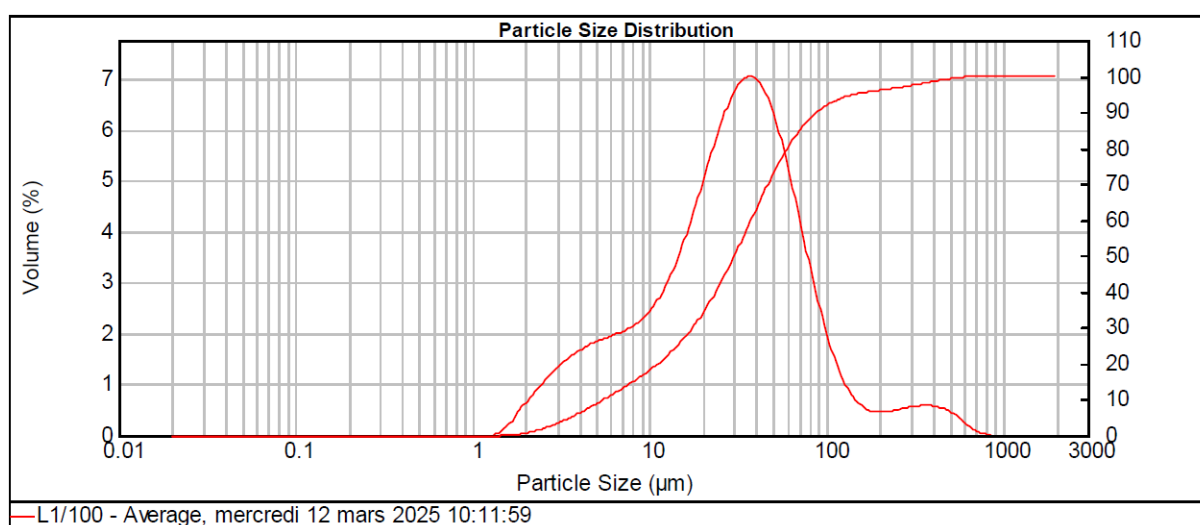
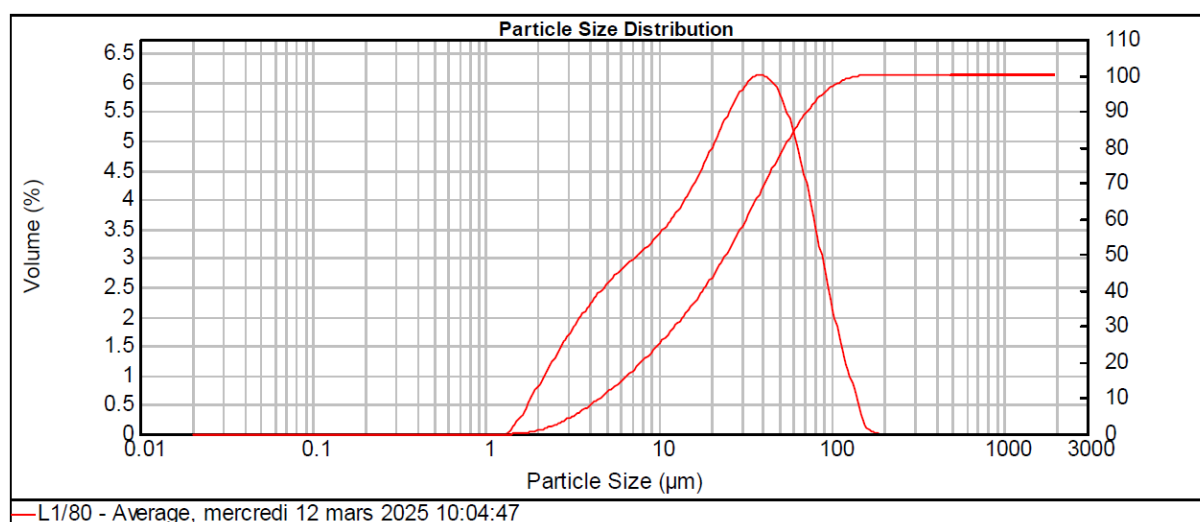
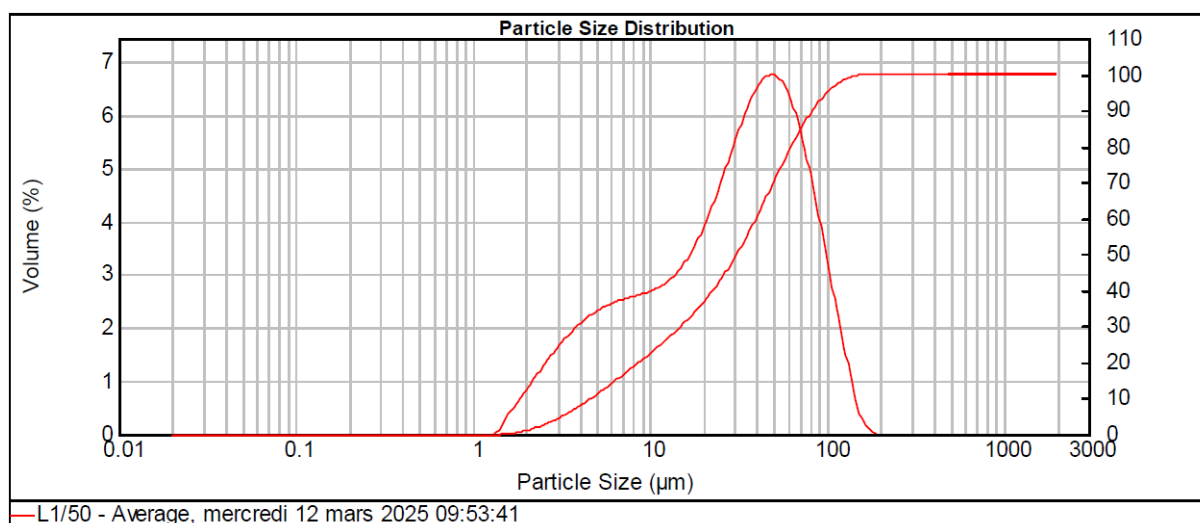


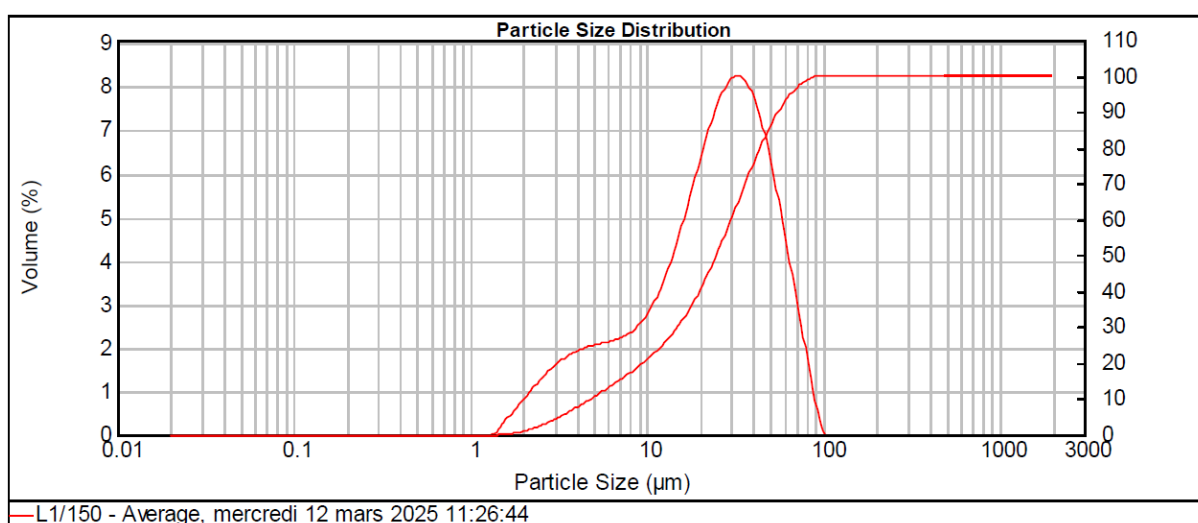
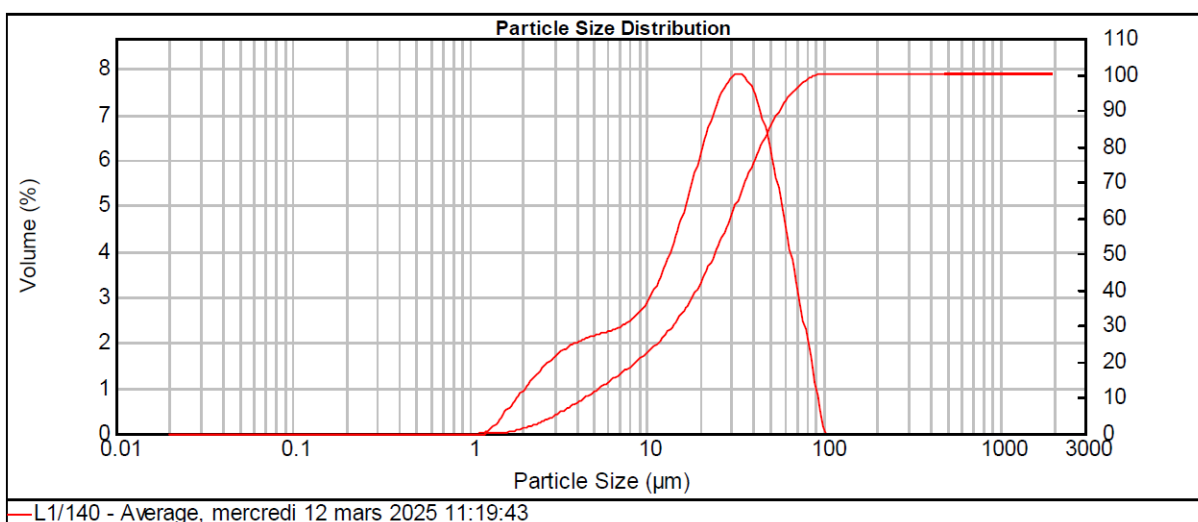
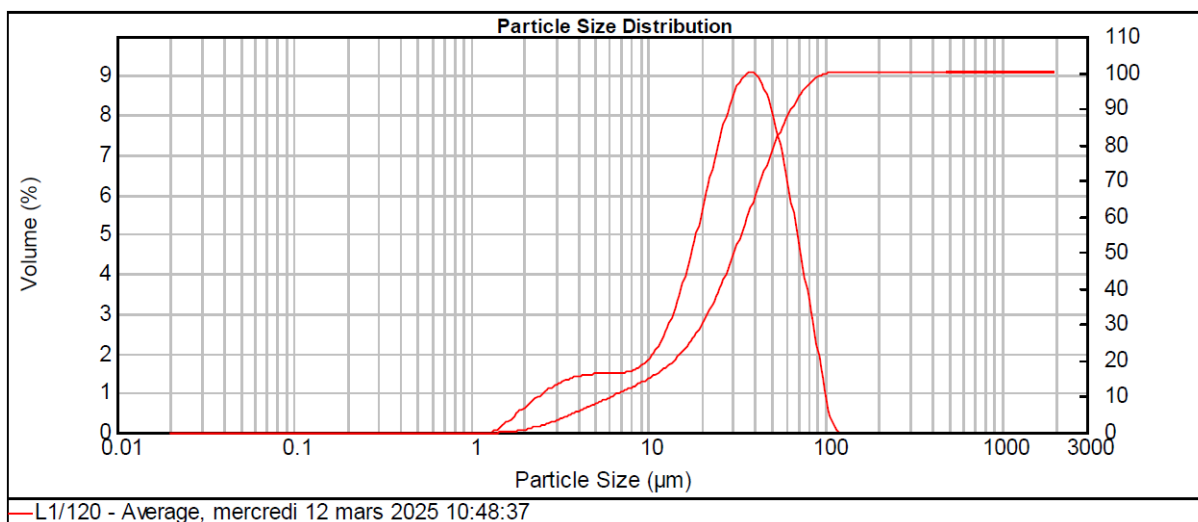


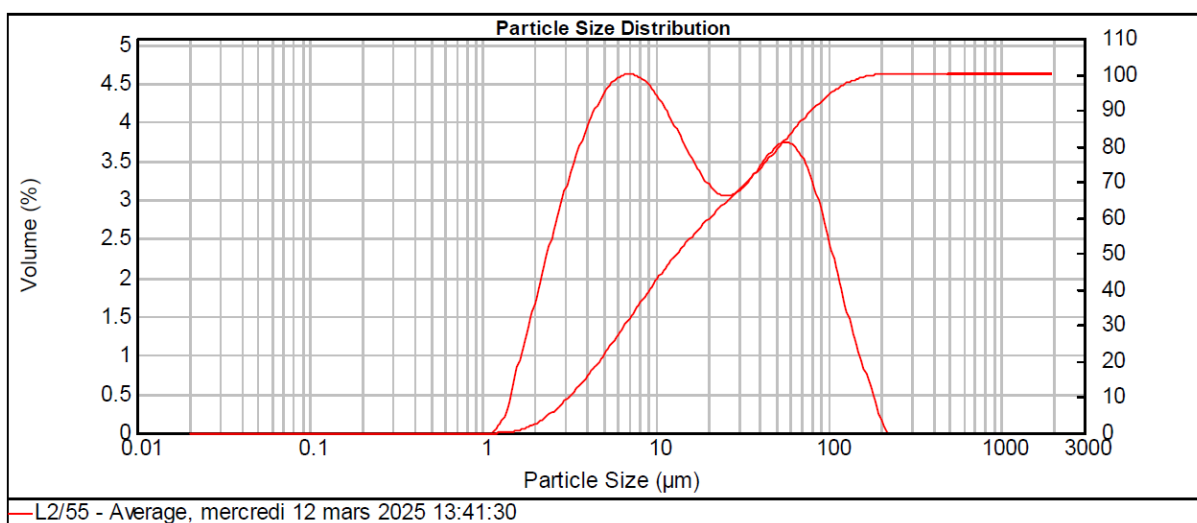
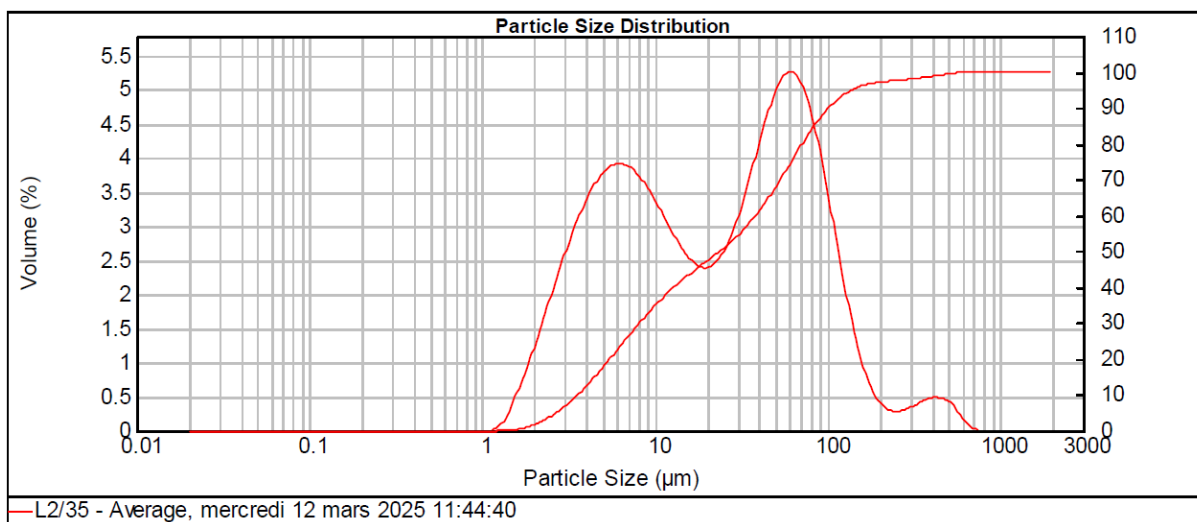
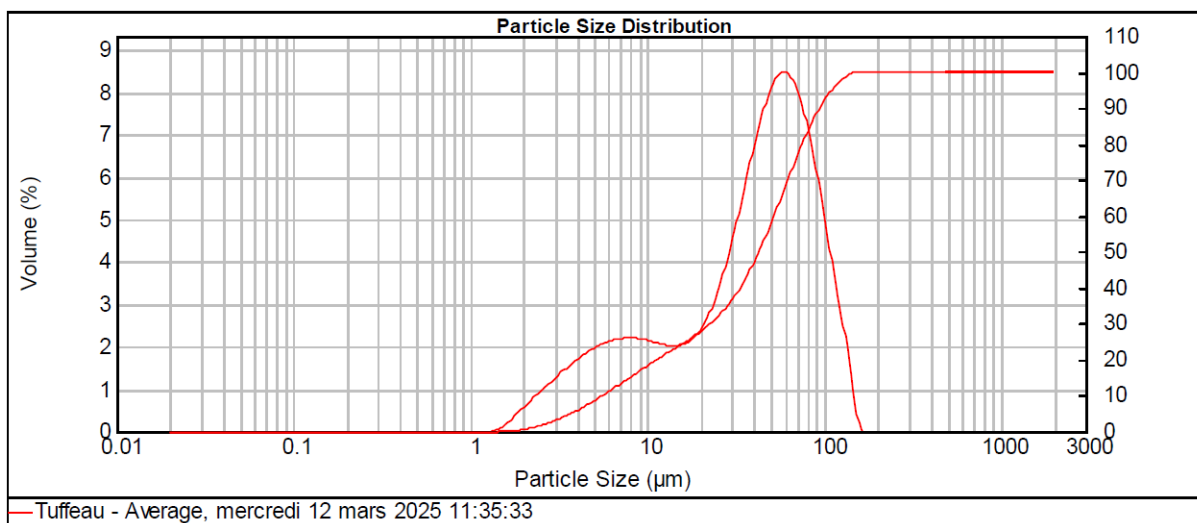


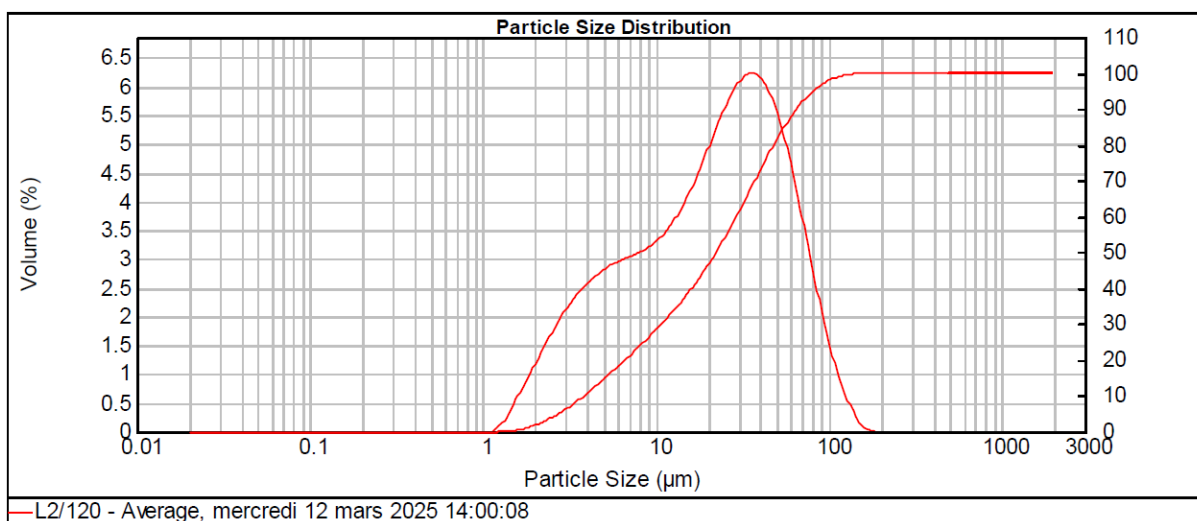
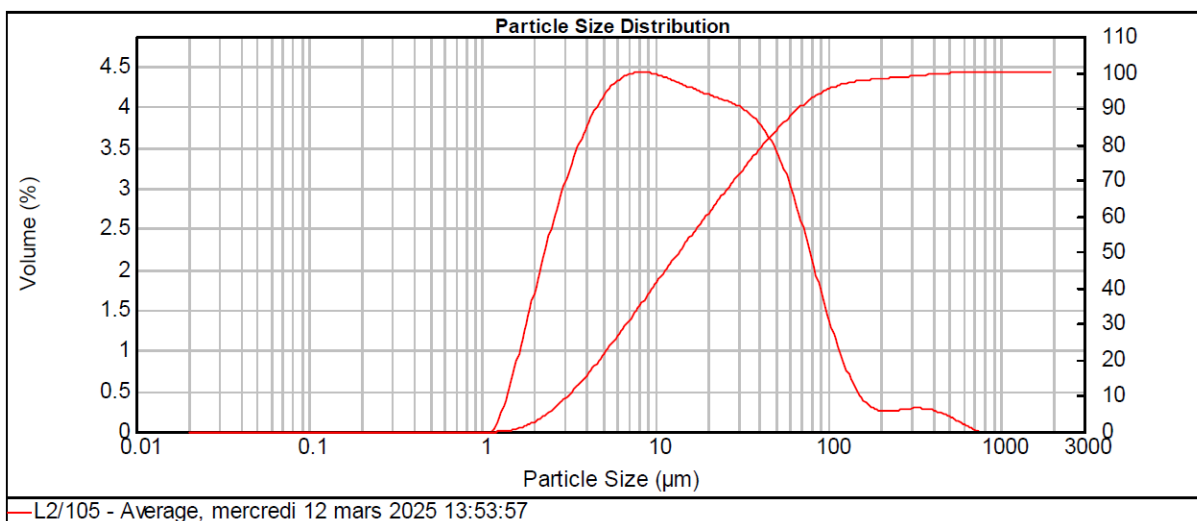
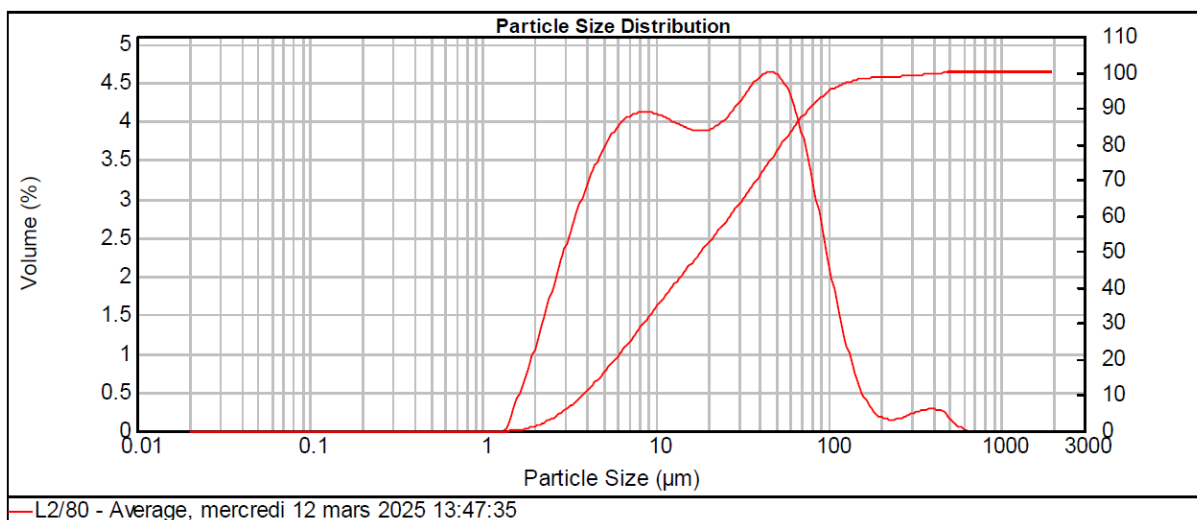


Annexe 2 : Analyses granulométriques









Bibliographie

ABOUHAMAD, Mona, DAWOOD, Thikra, JABRI, Ahmad, et al. Corrosiveness mapping of bridge decks using image-based analysis of GPR data. *Automation in Construction*, 2017, vol. 80, p. 104-117.

ACHEAMPONG, Johnmark Nyame, GYAMFI, Charles, et ARTHUR, Emmanuel. Impacts of retention basins on downstream flood peak attenuation in the Odaw river basin, Ghana. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 2023, vol. 47, p. 101364.

ACHEAMPONG, Johnmark Nyame, GYAMFI, Charles, et ARTHUR, Emmanuel. Impacts of retention basins on downstream flood peak attenuation in the Odaw river basin, Ghana. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 2023, vol. 47, p. 101364.

ACWORTH, Richard Ian. The development of crystalline basement aquifers in a tropical environment. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 1987, vol. 20, no 4, p. 265-272.

ADOPTA, Fiche Technique n°1, La noue d'infiltration, 2023

AEAP, IGN, BRGM Agence de l'Eau Artois Picardie hydrogeologie du bassin artois picardie, 2019

Agence de l'eau Artois Picardie, 12ème programme d'intervention 2025-2030, 2024

AHIABLAME, Laurent M., ENGEL, Bernard A., et CHAUBEY, Indrajeet. Effectiveness of low impact development practices: literature review and suggestions for future research. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2012, vol. 223, p. 4253-4273.

AHMAD, Shakeel, JIA, Haifeng, ASHRAF, Anam, et al. A novel GIS-SWMM-ABM approach for flood risk assessment in data-scarce urban drainage systems. *Water*, 2024, vol. 16, no 11, p. 1464.

ALAMRY, Abdulmohsen S., VAN DER MEIJDE, Mark, NOOMEN, Marleen, et al. Spatial and temporal monitoring of soil moisture using surface electrical resistivity tomography in Mediterranean soils. *Catena*, 2017, vol. 157, p. 388-396.

ALIM, Mohammad A., JAHAN, Sayka, RAHMAN, Aatur, et al. Experimental investigation of a multilayer detention roof for stormwater management. *Journal of Cleaner Production*, 2023, vol. 395, p. 136413.

ALLEN, Richard G., PRUITT, William O., WRIGHT, James L., et al. A recommendation on standardized surface resistance for hourly calculation of reference ETo by the FAO56 Penman-Monteith method. *Agricultural water management*, 2006, vol. 81, no 1-2, p. 1-22.

ALVAREZ-ACOSTA, Carlos, LASCANO, Robert J., et STROOSNIJDER, Leo. Test of the rosetta pedotransfer function for saturated hydraulic conductivity. *Open Journal of Soil Science*, 2012, vol. 2, no 3, p. 203-212.

ALYASERI, Isam, ZHOU, Jianpeng, MORGAN, Susan M., et al. Initial impacts of rain gardens' application on water quality and quantity in combined sewer: Field-scale experiment. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2017, vol. 11, p. 1-12.

AMÉDRO, Francis, GRAVELEAU, Fabien, HOFMANN, Annette, et al. La craie glauconieuse de Lezennes et ses «Tuns» dans le forage de la Cité Scientifique de Villeneuve d'Ascq (Nord): interprétation d'une succession ultra condensée à la limite Turonien-Coniacien. *Annales de la Société Géologique du Nord*, 2023, vol. 30, p. 49-78.

AMÉDRO, Francis, GRAVELEAU, Fabien, HOFMANN, Annette, et al. La craie glauconieuse de Lezennes et ses «Tuns» dans le forage de la Cité Scientifique de Villeneuve d'Ascq (Nord): interprétation d'une succession ultra condensée à la limite Turonien-Coniacien. *Annales de la Société Géologique du Nord*, 2023, vol. 30, p. 49-78.

AMII, Bellini, FLAVIA, Bartoli, LUCA, D.'Amato, et al. Enhancing biodiversity and functionality of extensive green roof: a comparative study of five native Mediterranean perennial species in Rome. *Building and Environment*, 2025, p. 113285.

AMPOORTER, Evy, DE SCHRIJVER, An, DE FRENNE, Pieter, et al. Experimental assessment of ecological restoration options for compacted forest soils. *Ecological Engineering*, 2011, vol. 37, no 11, p. 1734-1746.

ARCHIE, Gustave E. The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *Transactions of the AIME*, 1942, vol. 146, no 01, p. 54-62.

ARJENAKI, Majid Omid, SANAYEI, Hamed Reza Zarif, HEIDARZADEH, Heisam, et al. Modeling and investigating the effect of the LID methods on collection network of urban runoff using the SWMM model (case study: Shahrekord City). *Modeling Earth Systems and Environment*, 2021, vol. 7, no 1, p. 1-16.

ARJENAKI, Majid Omid, SANAYEI, Hamed Reza Zarif, HEIDARZADEH, Heisam, et al. Modeling and investigating the effect of the LID methods on collection network of urban runoff using the SWMM model (case study: Shahrekord City). *Modeling Earth Systems and Environment*, 2021, vol. 7, no 1, p. 1-16.

ARNELL, Nigel W. et GOSLING, Simon N. The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climatic Change*, 2016, vol. 134, p. 387-401.

ARTMANN, Martina. Managing urban soil sealing in Munich and Leipzig (Germany)—From a wicked problem to clumsy solutions. *Land use policy*, 2015, vol. 46, p. 21-37.

Astee, Mémento technique, Conception et dimensionnement des systèmes de gestion des eaux pluviales et de collecte des eaux usées, 2017

Atelier Parisien d'Urbanisme (APUR), Référentiel pour une gestion à la source des eaux pluviales dans la métropole, Cahier 2, 2018

BAAH, Kelly, DUBEY, Brajesh, HARVEY, Richard, et al. A risk-based approach to sanitary sewer pipe asset management. *Science of the Total Environment*, 2015, vol. 505, p. 1011-1017.

BAK, Joanna et BARJENBRUCH, Matthias. Benefits, inconveniences, and facilities of the application of rain gardens in urban spaces from the perspective of climate change—a review. *Water*, 2022, vol. 14, no 7, p. 1153.

BARJOT, Guillaume. Adaptation d'une méthode de cartographie à score pour la gestion distribuée des aires de production du ruissellement en milieux urbains. 2024. Thèse de doctorat. Université Grenoble Alpes [2020-....].

BARRIOS, Edmundo. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological economics*, 2007, vol. 64, no 2, p. 269-285.

BAUER, Klaus, MOECK, Inga, NORDEN, Ben, et al. Tomographic P wave velocity and vertical velocity gradient structure across the geothermal site Groß Schönebeck (NE German Basin): Relationship to lithology, salt tectonics, and thermal regime. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 2010, vol. 115, no B8.

BECHET, Béatrice, LE BISSONNAIS, Yves, RUAS, Anne, et al. Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols: déterminants, impacts et leviers d'action. synthèse du rapport d'expertise scientifique collective. Paris: Inra, 2017.

BECKELYNCK, J., KLESZCZ, J.P., Service géologique régional Nord Pas-de-Calais, 1981

BECKERS, Liza-Marie, BUSCH, Wibke, KRAUSS, Martin, et al. Characterization and risk assessment of seasonal and weather dynamics in organic pollutant mixtures from discharge of a separate sewer system. *Water research*, 2018, vol. 135, p. 122-133.

BENEDETTO, Andrea. Water content evaluation in unsaturated soil using GPR signal analysis in the frequency domain. *Journal of Applied Geophysics*, 2010, vol. 71, no 1, p. 26-35.

BERARDI, Umberto, GHAFARIANHOSEINI, AmirHosein, et GHAFARIANHOSEINI, Ali. State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied energy*, 2014, vol. 115, p. 411-428.

BERNARD, Daniel, EL KHATTABI, Jamal, LEFEVRE, Emilie, et al. Origin of nickel in water solution of the chalk aquifer in the north of France and influence of geochemical factors. *Environmental geology*, 2008, vol. 53, p. 1129-1138.

BERNSTONE, Christian et DAHLIN, Torleif. Assessment of two automated electrical resistivity data acquisition systems for landfill location surveys: two case studies. *Journal of Environmental and Engineering Geophysics*, 1999, vol. 4, no 2, p. 113-121.

BLOUIN, Manuel, HODSON, Mark E., DELGADO, E. Aranda, et al. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, 2013, vol. 64, no 2, p. 161-182.

BONTE, A. Le sous-sol de la Cité Scientifique d'Annepes. *Annales de la Société Géologique du Nord*, 1966, vol. 85, p. 357-367.

BOTTINELLI, Nicolas, HENRY-DES-TUREAUX, Thierry, HALLAIRE, Vincent, et al. Earthworms accelerate soil porosity turnover under watering conditions. *Geoderma*, 2010, vol. 156, no 1-2, p. 43-47.

BRIQUET, Abel. Note sur l'origine de la côte berrichonne. *Bulletin de l'Association de Géographes Français*, 1931, vol. 8, no 48, p. 39-41.

BRIQUET, Abel. Sur l'origine du Pas-de-Calais. Imprimerie centrale, 1922.

BROOKS, R. H. et COREY, A. T. Hydraulic properties of porous media. Hydrol. Pap. 3. Civ. Eng. Dep., Colo. State Univ., Fort Collins, 1964.

Bureau de Recherches Géologiques et Minières, BRGM, Carte géologique du Nord Pas-de-Calais

CALAMITA, G., BROCCA, L., PERRONE, A., et al. Electrical resistivity and TDR methods for soil moisture estimation in central Italy test-sites. *Journal of Hydrology*, 2012, vol. 454, p. 101-112.

CALVIN, Katherine, DASGUPTA, Dipak, KRINNER, Gerhard, et al. IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. (No Title), 2023.

CAOUS, J. Y. et NICOLAS, J. Bassin Artois-Picardie Exploitation des eaux souterraines. 1999.

CAPOWIEZ, Yvan, BONZOM, Jean-Marc, BOTTINELLI, Nicolas, et al. The burrowing and casting dynamics of earthworms are influenced by litter presence as evidenced by repeated scans and a new marker of bioturbation. *Applied Soil Ecology*, 2024, vol. 202, p. 105569.

CAPOWIEZ, Yvan, BOTTINELLI, Nicolas, SAMMARTINO, Stéphane, et al. Morphological and functional characterisation of the burrow systems of six earthworm species (Lumbricidae). *Biology and Fertility of Soils*, 2015, vol. 51, p. 869-877.

CAPUTO, Riccardo, PISCITELLI, Sabatino, OLIVETO, Antonio, et al. The use of electrical resistivity tomographies in active tectonics: examples from the Tyrnavos Basin, Greece. *Journal of Geodynamics*, 2003, vol. 36, no 1-2, p. 19-35.

CARDOSO, Bruno J., RODRIGUES, Eugénio, GASPAR, Adélio R., et al. Energy performance factors in wastewater treatment plants: A review. *Journal of Cleaner Production*, 2021, vol. 322, p. 129107.

CARDOSO, Bruno J., RODRIGUES, Eugénio, GASPAR, Adélio R., et al. Energy performance factors in wastewater treatment plants: A review. *Journal of Cleaner Production*, 2021, vol. 322, p. 129107.

CARY, Lise, BENABDERRAZIQ, Hind, ELKHATTABI, Jamal, et al. Tracking selenium in the Chalk aquifer of northern France: Sr isotope constraints. *Applied Geochemistry*, 2014, vol. 48, p. 70-82.

CHEN, Tong, WANG, Mo, SU, Jin, et al. Unlocking the positive impact of bio-Swales on hydrology, water quality, and biodiversity: A bibliometric review. *Sustainability*, 2023, vol. 15, no 10, p. 8141.

CHEN, Yiru, XIAO, Liang, XU, Hongtao, et al. Experimental and numerical analysis of thermal performance and energy consumption of ventilated green roof. *Energy and Buildings*, 2025, p. 115330.

Cherqui F., Granger D., Métadier M., Fletcher T., Barraud S., Lalanne P. et Litrico X., (2013) Indicators related to BMP performances : operational monitoring propositions. 8e conférence NOVATECH, 23-27 juin, Lyon, France.

CHOCAT, Bernard. Aménagement urbain et hydrologie. La Houille Blanche, 1997, no 7, p. 12-19.

CHOI, H. S., REYES, Nash Jett, JEON, Minsu, et al. Characterization of pollutants and identification of microbial communities in the filter media of green infrastructures. Ecological Engineering, 2023, vol. 193, p. 107012.

CHOULI, Eleni. La gestion des eaux pluviales urbaines en Europe : analyse des conditions de développement des techniques alternatives. 2006. Thèse de doctorat. Ecole des Ponts ParisTech.

CHRÉTIEN, M., LATASTE, J. F., FABRE, R., et al. Electrical resistivity tomography to understand clay behavior during seasonal water content variations. Engineering geology, 2014, vol. 169, p. 112-123.

CLARKE, Ben, OTTO, Friederike, STUART-SMITH, Rupert, et al. Extreme weather impacts of climate change: an attribution perspective. Environmental Research: Climate, 2022, vol. 1, no 1, p. 012001.

Conseil Départemental de l'Essonne, Eaux pluviales urbaines, 2022.

CORTIER, Olivier. Quantification des bénéfices des revêtements perméables-Modélisation à l'échelle de la structure et du bassin versant. 2018. Thèse de doctorat. Normandie Université, France.

CRAMPON, N., ROUX, J.-C., et BRACQ, P. Hydrogéologie de la craie en France. Hydrogéologie (Orléans), 1993, no 2, p. 81-123.

CUI, Bo, GU, Tianfeng, WANG, Jiading, et al. Analysis of seepage and hysteresis effect mechanism of unsaturated loess based on resistivity test. Journal of Hydrology, 2025, vol. 653, p. 132749.

DAHLIN, Torleif et ZHOU, Bing. A numerical comparison of 2D resistivity imaging with 10 electrode arrays. Geophysical prospecting, 2004, vol. 52, no 5, p. 379-398.

DAHLIN, Torleif, BERNSTONE, Christian, et LOKE, Mong Hong. A 3-D resistivity investigation of a contaminated site at Lernacken, Sweden. Geophysics, 2002, vol. 67, no 6, p. 1692-1700.

DAHLIN, Torleif. 2D resistivity surveying for environmental and engineering applications. First break, 1996, vol. 14, no 7.

DALLAIRE, Pierre-Luc. Utilisation d'un géoradar afin de caractériser la stratigraphie de la tourbe et estimer le carbone organique accumulé dans une tourbière boréale, région d'Eastmain, Baie James, Québec. 2010.

DAMS, Jef, SALVADORE, Elga, VAN DAELE, Toon, et al. Spatio-temporal impact of climate change on the groundwater system. Hydrology and Earth System Sciences, 2012, vol. 16, no 5, p. 1517-1531.

DANIELS, David J. (ed.). Ground penetrating radar. Iet, 2004.

DARWISHE, Hanan, KHATTABI, Jamal El, CHAABAN, Fadi, et al. Prediction and control of nitrate concentrations in groundwater by implementing a model based on GIS and artificial neural networks (ANN). Environmental earth sciences, 2017, vol. 76, p. 1-14.

DAVIS, Allen P., STAGGE, James H., JAMIL, Eliea, et al. Hydraulic performance of grass swales for managing highway runoff. *Water research*, 2012, vol. 46, no 20, p. 6775-6786.

DEBORTOLI, Nathan S., CAMARINHA, Pedro Ivo M., MARENGO, José A., et al. An index of Brazil's vulnerability to expected increases in natural flash flooding and landslide disasters in the context of climate change. *Natural hazards*, 2017, vol. 86, p. 557-582.

DEHGHANI, Reza, POUDEH, Hassan Torabi, et IZADI, Zohre. The effect of climate change on groundwater level and its prediction using modern meta-heuristic model. *Groundwater for Sustainable Development*, 2022, vol. 16, p. 100702.

DEJONGHE, Léon. Current status of chronostratigraphic units named from Belgium and adjacent areas. date of publication February 2006, 2006, vol. 2006, p. 3-6.

DEMANET, Donat, RENARDY, François, VANNESTE, Kris, et al. The use of geophysical prospecting for imaging active faults in the Roer Graben, Belgium. *Geophysics*, 2001, vol. 66, no 1, p. 78-89.

DE-VILLE, Simon, EDMONDSON, Jill, GREEN, Daniel, et al. Effect of vegetation treatment and water stress on evapotranspiration in bioretention systems. *Water Research*, 2024, vol. 252, p. 121182.

DHAKAL, Krishna P. et CHEVALIER, Lizette R. Implementing low impact development in urban landscapes: A policy perspective. In : *World Environmental and Water Resources Congress 2015*. 2015. p. 322-333.

DICK, Jonathan, TETZLAFF, Doerthe, BRADFORD, John, et al. Using repeat electrical resistivity surveys to assess heterogeneity in soil moisture dynamics under contrasting vegetation types. *Journal of Hydrology*, 2018, vol. 559, p. 684-697.

DIETZ, Michael E. Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. *Water, air, and soil pollution*, 2007, vol. 186, p. 351-363.

DIOGO, António Freire, BARROS, Luís Tiago, SANTOS, Joana, et al. An effective and comprehensive model for optimal rehabilitation of separate sanitary sewer systems. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 612, p. 1042-1057.

DOREMUS, Christian. Les craies du nord de la France: Corrélations entre la lithostratigraphie, la microstructure et les propriétés mécaniques. 1978. Thèse de doctorat. eme cycle: Geologie appliquee: Lille I: 1978; 700.

DOS SANTOS, Gilles Chaves, DA SILVA, Thomas Fernandes, DE OLIVEIRA, Leidjane Maria Maciel, et al. Thermal performance of extensive green roof in the semi-arid climate of Northeastern Brazil. *Building and Environment*, 2025, p. 113356.

DOUGAHEH, Manizheh Pourali, ASHOFTEH, Parisa-Sadat, et LOÁICIGA, Hugo A. Urban stormwater management using low-impact development control measures considering climate change. *Theoretical and Applied Climatology*, 2023, vol. 154, no 3, p. 1021-1033.

DRAKE, Jennifer AP, BRADFORD, Andrea, et MARSALEK, Jiri. Review of environmental performance of permeable pavement systems: State of the knowledge. *Water Quality Research Journal of Canada*, 2013, vol. 48, no 3, p. 203-222.

DUFRENOY R., PETIT V., MARDHEL V., SCHOMBURGK S. et XU D.- (2013) - Référentiel Hydrogéologique Français - BDLISA. Bassin Artois-Picardie. Délimitation des entités hydrogéologiques de niveaux 1, 2 et 3 en régions Nord-Pas de Calais et Picardie. Rapport final. Mise à jour BDLISA Version 0. BRGM/RP-62207-FR.

DUTTA, Anik, TORRES, Arlex Sanchez, et VOJINOVIC, Zoran. Evaluation of pollutant removal efficiency by small-scale nature-based solutions focusing on bio-retention cells, vegetative swale and porous pavement. *Water*, 2021, vol. 13, no 17, p. 2361.

EBEN, Patrizia, DUTHWEILER, Swantje, HELMREICH, Brigitte, et al. Thriving under multiple stressors: performance of drought-tolerant perennials and their suitability for infiltration swales. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2024, vol. 101, p. 128535.

ECKART, Kyle, MCPHEE, Zach, et BOLISETTI, Tirupati. Performance and implementation of low impact development—A review. *Science of the Total Environment*, 2017, vol. 607, p. 413-432.

ECKART, Kyle, MCPHEE, Zach, et BOLISETTI, Tirupati. Performance and implementation of low impact development—A review. *Science of the Total Environment*, 2017, vol. 607, p. 413-432.

EDWARDS, L. S. A modified pseudosection for resistivity and IP. *Geophysics*, 1977, vol. 42, no 5, p. 1020-1036.

EEA (European Environment Agency), 2006. Urban Sprawl in Europe. The Ignored Challenge. EEA, København, EU.

EKKA, Sujit A., HUNT III, William F., et MCLAUGHLIN, Richard A. Systematic evaluation of swale length, shape, and longitudinal slope with simulated highway runoff for better swale design. *Environmental Science and Pollution Research*, 2024, p. 1-23.

EL KHATTABI, Jamal, CARLIER, Erick, et LOUCHE, Barbara. The effect of rock collapse on coastal cliff retreat along the chalk cliffs of Northern France. *Journal of Coastal Research*, 2018, vol. 34, no 1, p. 136-150.

EL KHATTABI, Jamal, CARLIER, Erick, et LOUCHE, Barbara. The effect of rock collapse on coastal cliff retreat along the chalk cliffs of Northern France. *Journal of Coastal Research*, 2018, vol. 34, no 1, p. 136-150.

ELLILI-BARGAOUI, Yosra, WALTER, Christian, LEMERCIER, Blandine, et al. Assessment of six soil ecosystem services by coupling simulation modelling and field measurement of soil properties. *Ecological Indicators*, 2021, vol. 121, p. 107211.

ELLIOTT, A. H. et TROWSDALE, Sam A. A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environmental modelling & software*, 2007, vol. 22, no 3, p. 394-405.

EPA, U. S. Reducing stormwater costs through low impact development (LID) strategies and practices. United States Environmental Protection Agency, Nonpoint Source Control Branch (4503T), 2007.

ERCOLANI, Giulia, CHIARADIA, Enrico Antonio, GANDOLFI, Claudio, et al. Evaluating performances of green roofs for stormwater runoff mitigation in a high flood risk urban catchment. *Journal of Hydrology*, 2018, vol. 566, p. 830-845.

FARDEL, Alexandre, PEYNEAU, Pierre-Emmanuel, BÉCHET, Béatrice, et al. Performance of two contrasting pilot swale designs for treating zinc, polycyclic aromatic hydrocarbons and glyphosate from stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 743, p. 140503.

FARDEL, Alexandre. Fonctionnement hydraulique et propriétés épuratoires de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales–cas des noues. 2019. Thèse de doctorat. École centrale de Nantes.

FARZAMIAN, Mohammad, SANTOS, Fernando A. Monteiro, et KHALIL, Mohamed A. Estimation of unsaturated hydraulic parameters in sandstone using electrical resistivity tomography under a water injection test. *Journal of applied geophysics*, 2015, vol. 121, p. 71-83.

FERREIRA, Carla SS, SEIFOLLAHI-AGHMIUNI, Samaneh, DESTOUNI, Georgia, et al. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Science of the Total Environment*, 2022, vol. 805, p. 150106.

FERRY, Bernard. Parts des transformations chimiques naturelles et provoquées dans la nappe de la craie du Nord de la France, 1992.

FICKLIN, Darren L., NULL, Sarah E., ABATZOGLOU, John T., et al. Hydrological intensification will increase the complexity of water resource management. *Earth's Future*, 2022, vol. 10, no 3, p. e2021EF002487.

FINCO, Cécile, PONTOREAU, Coralie, SCHAMPER, Cyril, et al. Time-domain electromagnetic imaging of a clayey confining bed in a brackish environment: A case study in the Kairouan Plain Aquifer (Kelbia salt lake, Tunisia). *Hydrological processes*, 2018, vol. 32, no 26, p. 3954-3965.

FLANAGAN, Kelsey. Evaluation de la rétention et du devenir d'un panel diversifié de micropolluants dans un ouvrage de biofiltration des eaux de ruissellement de voirie. 2018. Thèse de doctorat. Université Paris-Est.

FLETCHER, Tim D., SHUSTER, William, HUNT, William F., et al. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more–The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban water journal*, 2015, vol. 12, no 7, p. 525-542.

FOWDAR, Harsha S., NEO, Teck Heng, ONG, Say Leong, et al. Performance analysis of a stormwater green infrastructure model for flow and water quality predictions. *Journal of Environmental Management*, 2022, vol. 316, p. 115259.

FOWDAR, Harsha, PAYNE, Emily, DELETIC, Ana, et al. Advancing the Sponge City Agenda: Evaluation of 22 plant species across a broad range of life forms for stormwater management. *Ecological Engineering*, 2022, vol. 175, p. 106501.

GALLOIS, Lucien. La Flandre par Raoul Blanchard. In : *Annales de géographie*. Armand Colin, 1906. p. 383-388.

GARAMBOIS, S., VOISIN, C., ROMERO GUZMAN, M. A., et al. Analysis of ballistic waves in seismic noise monitoring of water table variations in a water field site: added value from

numerical modelling to data understanding. *Geophysical Journal International*, 2019, vol. 219, no 3, p. 1636-1647.

GARAMBOIS, S., VOISIN, C., ROMERO GUZMAN, M. A., et al. Analysis of ballistic waves in seismic noise monitoring of water table variations in a water field site: added value from numerical modelling to data understanding. *Geophysical Journal International*, 2019, vol. 219, no 3, p. 1636-1647.

GAVRIĆ, Snežana, LEONHARDT, Günther, MARSALEK, Jiri, et al. Processes improving urban stormwater quality in grass swales and filter strips: A review of research findings. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 669, p. 431-447.

Geotomo software, 2019. RES2DINV – Manual. <http://www.geotomosoft.com/>

GHASEMI, Faezeh Sh A. et ABRISHAMIAN, M. S. A novel method for FDTD numerical GPR imaging of arbitrary shapes based on Fourier transform. *NDT & E International*, 2007, vol. 40, no 2, p. 140-146.

GOLDMAN, M., HURWITZ, S., GVIRTZMAN, H., et al. Application of the marine time domain electromagnetic method in lakes: the Sea of Galilee, Israel. *Environ. Eng. Geophys*, 1996, vol. 1, p. 125-138.

GOSSELET J., 1903 - Esquisse géologique du Nord de la France et des contrées voisines. 4e fascicule : terrains quaternaires. Six Horemans, Lille, 78 p.

GRANIER, André, BREDAS, Nadia, BIRON, Philippe, et al. A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological modelling*, 1999, vol. 116, no 2-3, p. 269-283.

GREEN, W. Heber et AMPT, G. A. Studies on Soil Physics. *The Journal of Agricultural Science*, 1911, vol. 4, no 1, p. 1-24.

GREEN, W. Heber et AMPT, G. A. Studies on Soil Physics. *The Journal of Agricultural Science*, 1911, vol. 4, no 1, p. 1-24.

GROMAIRE, M. C., VEIGA, L., GRIMALDI, M., et al. Outils de bonne gestion des eaux de ruissellement en zones urbaines: Document d'orientation pour une meilleure maîtrise des pollutions dès l'origine du ruissellement'. Paris: Agence de l'eau Seine-Normandie. version mise à jour de mars, 2013.

Guide Solutions de Gestion durable des Eaux Pluviales - Gestion patrimoniale. Astee.

GUO, Zhou, ZHANG, Xiang, WINSTON, Ryan, et al. A holistic analysis of Chinese sponge city cases by region: Using PLS-SEM models to understand key factors impacting LID performance. *Journal of Hydrology*, 2024, vol. 637, p. 131405.

GUO, Zhou, ZHANG, Xiang, WINSTON, Ryan, et al. A holistic analysis of Chinese sponge city cases by region: Using PLS-SEM models to understand key factors impacting LID performance. *Journal of Hydrology*, 2024, vol. 637, p. 131405.

HALLAM, Jamal, BERDENI, Despina, GRAYSON, Richard, et al. Effect of earthworms on soil physico-hydraulic and chemical properties, herbage production, and wheat growth on arable land converted to ley. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 713, p. 136491.

HARVEY, Rachel J., CHADWICK, David R., SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, Antonio Rafael, et al. Agroecosystem resilience in response to extreme winter flooding. *Agriculture, ecosystems & environment*, 2019, vol. 279, p. 1-13.

HAZEBROUCK, R. et DUTHOIT, B. Particularités du comportement mécanique des craies: rôle de l'eau—rupture sous contrainte hydrostatique. *Revue Française de Géotechnique*, 1979, no 8, p. 45-50.

HE, Yujiang, WANG, Yanyan, LIU, Ying, et al. Focus on the nonlinear infiltration process in deep vadose zone. *Earth-Science Reviews*, 2024, p. 104719.

HIRABAYASHI, Yukiko, ALIFU, Hairiti, YAMAZAKI, Dai, et al. Anthropogenic climate change has changed frequency of past flood during 2010-2013. *Progress in Earth and Planetary Science*, 2021, vol. 8, no 1, p. 1-9.

HIRTH, J. R., MCKENZIE, B. M., et TISDALL, J. M. Volume density of earthworm burrows in compacted cores of soil as estimated by direct and indirect methods. *Biology and fertility of soils*, 1996, vol. 21, p. 171-176.

HÖRNSCHEMEYER, Birgitta, HENRICHS, Malte, et UHL, Mathias. SWMM-UrbanEVA: A model for the evapotranspiration of urban vegetation. *Water*, 2021, vol. 13, no 2, p. 243.

HOULE, James J., ROSEEN, Robert M., BALLESTERO, Thomas P., et al. Comparison of maintenance cost, labor demands, and system performance for LID and conventional stormwater management. *Journal of environmental engineering*, 2013, vol. 139, no 7, p. 932-938.

HSU, Han-Lun, YANITES, Brian J., CHEN, Chien-chih, et al. Bedrock detection using 2D electrical resistivity imaging along the Peikang River, central Taiwan. *Geomorphology*, 2010, vol. 114, no 3, p. 406-414.

HUBBARD, S. S. *Hydrogeophysics*. 2011.

HUNT, William F., FASSMAN-BECK, E. A., EKKA, S. A., et al. Designing dry swales for stormwater quality improvement using the Aberdeen equation. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 2020, vol. 6, no 1, p. 05019004.

IMRAN, H. M., AKIB, Shatirah, et KARIM, Mohamed Rehan. Permeable pavement and stormwater management systems: a review. *Environmental technology*, 2013, vol. 34, no 18, p. 2649-2656.

JAMIL, Nor Eliea Eluziea et DAVIS, Allen P. Field evaluation of hydrologic and water quality benefits of grass swales with check dams for managing highway runoff. In : *Low Impact Development for Urban Ecosystem and Habitat Protection*. 2009. p. 1-8.

JIANG, Yu, QIU, Ling, GAO, Tian, et al. Systematic application of sponge city facilities at community scale based on SWMM. *Water*, 2022, vol. 14, no 4, p. 591.

JODRY, Clara, LOPES, Sergio Palma, FARGIER, Yannick, et al. 2D-ERT monitoring of soil moisture seasonal behaviour in a river levee: A case study. *Journal of Applied Geophysics*, 2019, vol. 167, p. 140-151.

JUFRI, Nurhikmah, LANTU, Muh, et MASSINAI, Altin. *Aplikasi Metode Ground Penetrating Radar (GPR) Untuk Identifikasi Seam Batubara*. 2015.

KANG, Taeuk, LEE, Sangjin, et LEE, Sangho. Analysis on the integrated effects of stormwater management and economic benefits in an urban area using low impact development techniques. *Desalination and Water Treatment*, 2018, vol. 133, p. 28-36.

KANSO, Tala. *Mesure et modélisation du bilan hydrologique de dispositifs rustiques de gestion à la source des eaux de ruissellement de chaussées*. 2021. Thèse de doctorat. Université Paris-Est; École doctorale des Sciences et de Technologie (Beyrouth).

KHADKA, Ambika, KOKKONEN, Teemu, KOIVUSALO, Harri, et al. Stormflow against streamflow—Can LID-provided storage capacity ensure performance efficiency and maintenance of pre-development flow regime?. *Journal of Hydrology*, 2021, vol. 602, p. 126768.

KIM, Hee Joon, SONG, Yoonho, et LEE, Ki Ha. Inequality constraint in least-squares inversion of geophysical data. *Earth, planets and space*, 1999, vol. 51, no 4, p. 255-259.

KNIGHT, Rosemary. Ground penetrating radar for environmental applications. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 2001, vol. 29, no 1, p. 229-255.

KOIV-VAINIK, Margit, KILL, Keit, ESPENBERG, Mikk, et al. Urban stormwater retention capacity of nature-based solutions at different climatic conditions. *Nature-Based Solutions*, 2022, vol. 2, p. 100038.

KOLAWOLE, F., ATEKWANA, E. A., LAÓ-DÁVILA, D. A., et al. High-resolution electrical resistivity and aeromagnetic imaging reveal the causative fault of the 2009 M w 6.0 Karonga, Malawi earthquake. *Geophysical Journal International*, 2018, vol. 213, no 2, p. 1412-1425.

KOZMINSKI, G. *Contribution a l'etude de projets de puits d'injection en milieu non sature*. Bureau de Recherches Geologiques et Minieres, 1973, vol. 71.

KRAUSS, L. et RIPPY, M. A. Plant adaptive strategy influences hydrologic services provisioning by stormwater bioretention. *Ecological Engineering*, 2024, vol. 198, p. 107148.

KRZEMINSKA, Dominika, BLOEM, Esther, STARKLOFF, Torsten, et al. Combining FDR and ERT for monitoring soil moisture and temperature patterns in undulating terrain in south-eastern Norway. *Catena*, 2022, vol. 212, p. 106100.

KUNETZ, Geza. *Principles of direct current resistivity prospecting*. (No Title), 1966.

L.Bacot, S.Barraud, G.Lipeme Kouyi et al. (2022). « Ouvrage collectif OTHU | Grands messages et Acquis de l'observatoire sur la gestion durable des eaux pluviales en ville » Ed. GRAIE, 208 p, ISBN N°978-2-917199-10-7-9782917199107

LABBAS, Mériem. *Modélisation hydrologique de bassins versants périurbains et influence de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales: Application au bassin de l'Yzeron (130km²)*. 2015. Thèse de doctorat. Université Grenoble Alpes.

LADRIÈRE J., 1879a - Etude sur les limons des environs de Bavay. *Annales de la Societe Géologique du Nord*, 6, 74-87.

LADRIÈRE J., 1879b - Le terrain quaternaire du Nord. Annales de la Société Géologique du Nord, 7, 11-32.

LADRIÈRE J., 1890 - Etude stratigraphique du terrain quaternaire du Nord de la France. Annales de la Société Géologique du Nord, 18, 93-149 & 205-276.

LADRIÈRE, J. Note sur le terrain dévonien de la vallée de l'Hogneau. Annales de la Société géologique du Nord, 1875, vol. 2, no 1874-1875, p. 74-80.

LADRIÈRE, J. Note sur le terrain dévonien de la vallée de l'Hogneau. Annales de la Société géologique du Nord, 1875, vol. 2, no 1874-1875, p. 74-80.

LAFRANCE, Noémie. Étude des effets de l'eau sur les phénomènes de rupture et de déformation affectant les carrières souterraines de craie. 2016. Thèse de doctorat. Université de Lorraine.

LAL, Rattan, BOUMA, Johan, BREVIK, Eric, et al. Soils and sustainable development goals of the United Nations: An International Union of Soil Sciences perspective. Geoderma Regional, 2021, vol. 25, p. e00398.

LAUTRIDOU J.-P. & SOMMÉ J., 1974 - Les loess et les provinces climato-sédimentaires du Pléistocène supérieur dans le Nord-Ouest de la France. Essai de corrélation entre le Nord et la Normandie. Bulletin de l'Association Française pour l'Étude du Quaternaire, 11 (3-4), 237-241.

LAUTRIDOU J.-P., MONNIER J.-L., MORZADEC-KERFOURN M.-T., SOMMÉ J.- & TUFFREAU A., 1982 - Les subdivisions du Pléistocène de la France septentrionale. Stratigraphie, Paléogéographie et Paléolithique. In F.W. Shotton, O. Conchon & A. Billard (eds.), Quaternary Glaciations in the Northern Hemisphere, International Geological Correlation Programme. Project 73-1-24. Report n° 9, session in France, 1-14 September 1982 ; Paris 9-10 September and Italy, 15-17 September 1982. Comité français du Programme International de Corrélation Géologique & Centre National de la Recherche Scientifique, Paris, 148-170.

LAVELLE, Patrick, DECAËNS, Thibaud, AUBERT, Michaël, et al. Soil invertebrates and ecosystem services. European journal of soil biology, 2006, vol. 42, p. S3-S15.

LE COUSTOMER, Sébastien-Maël. Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. 2008. Thèse de doctorat. Lyon, INSA.

LEFÈVRE, Émilie. Étude de la minéralisation de la nappe de la craie sous pressions naturelles et anthropiques: application à la présence de l'azote, du soufre et du nickel dans les eaux souterraines. 2006. Thèse de doctorat. Lille 1.

LÉGER, E., SAINTENOY, A., et COQUET, Y. Estimating saturated hydraulic conductivity from ground-based GPR monitoring Porchet infiltration in sandy soil. In : Proceedings of the 15th International Conference on Ground Penetrating Radar. IEEE, 2014. p. 124-130.

LEITE, Florence Rezende et ANTUNES, Maria Lúcia Pereira. Green roof recent designs to runoff control: A review of building materials and plant species used in studies. Ecological Engineering, 2023, vol. 189, p. 106924.

LENG, Linyuan, XU, Changqing, JIA, Haifeng, et al. Incorporating receiving waters responses into the framework of spatial optimization of LID-BMPs in plain river network region. *Water Research*, 2022, vol. 224, p. 119036.

LENORMAND, Éloïse. Etude des impacts du vieillissement des techniques alternatives sur leurs fonctionnalités et leurs performances: caractérisation de la biodiversité végétale des milieux et devenir des boues accumulées dans le contexte des rejets urbains par temps de pluie. 2022. Thèse de doctorat. Université de Strasbourg.

LEUCCI, G. et DE GIORGI, L. Integrated geophysical surveys to assess the structural conditions of a karstic cave of archaeological importance. *Natural hazards and earth system sciences*, 2005, vol. 5, no 1, p. 17-22.

LHAMIDI, Khalil, EL KHATTABI, Jamal, NGUYEN, Hoang Dung, et al. Hydrological Performance Assessment of Low-Impact Development Practices: A Vegetated Swale Case Study. *Water*, 2024, vol. 16, no 14, p. 2018.

LHARTI, Habiba, SIRIEIX, Colette, MARACHE, Antoine, et al. 3D modelling of rock mass heterogeneities in unsaturated karst using geophysics, clustering and geostatistics. *Engineering Geology*, 2025, p. 107994.

LI, Chunhui, PENG, Cong, CHIANG, Pen-Chi, et al. Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review. *Journal of Hydrology*, 2019, vol. 568, p. 626-637.

LI, Jiake, ZHAO, Ruisong, LI, Yajiao, et al. Simulation and optimization of layered bioretention facilities by HYDRUS-1D model and response surface methodology. *Journal of Hydrology*, 2020, vol. 586, p. 124813.

LIMA, Maria PR, SOARES, Amadeu MVM, et LOUREIRO, Susana. Combined effects of soil moisture and carbaryl to earthworms and plants: Simulation of flood and drought scenarios. *Environmental Pollution*, 2011, vol. 159, no 7, p. 1844-1851.

LISENBEE, W. A., HATHAWAY, J. M., et WINSTON, R. J. Modeling bioretention hydrology: Quantifying the performance of DRAINMOD-Urban and the SWMM LID module. *Journal of Hydrology*, 2022, vol. 612, p. 128179.

LIU, Chengshuai, XIE, Tianning, YU, Qiyang, et al. Study on the response analysis of LID hydrological process to rainfall pattern based on framework for dynamic simulation of urban floods. *Journal of Environmental Management*, 2024, vol. 351, p. 119953.

LIU, Tianqi, LAWLUVY, Yelly, SHI, Yang, et al. Low impact development (LID) practices: A review on recent developments, challenges and prospects. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2021, vol. 232, no 9, p. 344.

LIU, Ting, CHEN, Xiaoyun, GONG, Xin, et al. Earthworms coordinate soil biota to improve multiple ecosystem functions. *Current Biology*, 2019, vol. 29, no 20, p. 3420-3429. e5.

LIU, Yaoze, AHIABLAME, Laurent M., BRALTS, Vincent F., et al. Enhancing a rainfall-runoff model to assess the impacts of BMPs and LID practices on storm runoff. *Journal of environmental management*, 2015, vol. 147, p. 12-23.

LIU, Zijing, HAN, Zhaoxing, SHI, Xiaoyu, et al. Multi-objective optimization methodology for green-gray coupled runoff control infrastructure adapting spatial heterogeneity of natural endowment and urban development. *Water Research*, 2023, vol. 233, p. 119759.

LOKE, Meng Heng et BARKER, Ron D. Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method1. *Geophysical prospecting*, 1996, vol. 44, no 1, p. 131-152.

LOPERTE, A., SOLDOVIERI, F., PALOMBO, A., et al. An integrated geophysical approach for water infiltration detection and characterization at Monte Cotugno rock-fill dam (southern Italy). *Engineering Geology*, 2016, vol. 211, p. 162-170.

LORD, J. A., CLAYTON, C. R. L., et MORTIMORE, Rory N. *Engineering in chalk*. 2002.

LU, Changyi, KOTZE, D. Johan, et SETÄLÄ, Heikki M. Soil sealing causes substantial losses in C and N storage in urban soils under cool climate. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 725, p. 138369.

LU, Zhong, ZHANG, Jinliang, YAN, Dengming, et al. Quantitative study of the impact of land use change on groundwater level in the Songnen Plain, China. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 2025, vol. 59, p. 102452.

LUCKE, Terry, KACHCHU MOHAMED, Mohamed Ansaf, et TINDALE, Neil. Pollutant removal and hydraulic reduction performance of field grassed swales during runoff simulation experiments. *Water*, 2014, vol. 6, no 7, p. 1887-1904.

MANLAY, Adrien et PARMENTIER, Marc. Eaux souterraines en Hauts-de-France: Synthèses des principaux aquifères et hydrosystèmes. *Annales de la Société Géologique du Nord*, 2023, no 30, p. 121-130.

MANTILLA, Ivan, MUTHANNA, Tone Merete, MARSALEK, Jiri, et al. Assessing spatial and temporal variability of grass swale infiltration in shallow groundwater conditions. *Journal of Environmental Management*, 2025, vol. 380, p. 124977.

MARLEY, Christina L., FYCHAN, Rhun, DAVIES, John W., et al. Grasslands and flood mitigation—Contrasting forages improve surface water infiltration rates. *Science of the Total Environment*, 2024, vol. 951, p. 175598.

MARTEL, Jean-Luc, BRISSETTE, François P., LUCAS-PICHER, Philippe, et al. Climate change and rainfall intensity–duration–frequency curves: Overview of science and guidelines for adaptation. *Journal of Hydrologic Engineering*, 2021, vol. 26, no 10, p. 03121001.

MARTINEZ, Alex et BYRNES, Alan P. Modeling dielectric-constant values of geologic materials: An aid to ground-penetrating radar data collection and interpretation. *Current Research in Earth Sciences*, 2001, p. 1-16.

MAURIELLO, Paolo et PATELLA, Domenico. Resistivity anomaly imaging by probability tomography. *Geophysical Prospecting*, 1999, vol. 47, no 3, p. 411-429.

MAYER, François. *Essais de perméabilité : Essai Matsuo ou Essai à la fosse (à charge variable)*. Bruxelles Environnement, 2021

- MCCARTER, W. J. The electrical resistivity characteristics of compacted clays. *Geotechnique*, 1984, vol. 34, no 2, p. 263-267.
- MCCUEN, Richard H., KNIGHT, Zachary, et CUTTER, A. Gillian. Evaluation of the Nash–Sutcliffe efficiency index. *Journal of hydrologic engineering*, 2006, vol. 11, no 6, p. 597-602.
- MEEROW, Sara, NATARAJAN, Mukunth, et KRANTZ, David. Green infrastructure performance in arid and semi-arid urban environments. *Urban Water Journal*, 2021, vol. 18, no 4, p. 275-285.
- MEHRING, Andrew S. et LEVIN, Lisa A. Potential roles of soil fauna in improving the efficiency of rain gardens used as natural stormwater treatment systems. *Journal of Applied Ecology*, 2015, vol. 52, no 6, p. 1445-1454.
- MERIC, Ombeline. Étude de mouvements de terrain par méthodes géophysiques. 2006. Thèse de doctorat. Université Joseph-Fourier-Grenoble I.
- Météo France, Données climatiques, 2024
- METEO LILLE-LESQUIN Par Météo-France - Prévisions Météo Gratuites à 15 Jours Sur Toutes Les Villes Available online: <https://meteofrance.com/node/572888>
- Métropole Européenne de Lille – 2024
- MILLERET, Roxane, LE BAYON, R.-C., LAMY, Frédéric, et al. Impact of roots, mycorrhizas and earthworms on soil physical properties as assessed by shrinkage analysis. *Journal of Hydrology*, 2009, vol. 373, no 3-4, p. 499-507.
- MOINARD, Victor, REDONDI, Clément, ETIEVANT, Veronique, et al. Short-and long-term impacts of anaerobic digestate spreading on earthworms in cropped soils. *Applied Soil Ecology*, 2021, vol. 168, p. 104149.
- MORTIMORE, R. N. Stratigraphy of the Upper Cretaceous white chalk of Sussex. *Proceedings of the Geologists' Association*, 1986, vol. 97, no 2, p. 97-139.
- Musy, A.; Soutter, M. *Physique du sol*; Collection gérer l'environnement; Presses polytechniques et universitaires romandes: Lausanne, 1991; ISBN 978-2-88074-211-9.
- NABIGHIAN, Misac N. (ed.). *Electromagnetic methods in applied geophysics: Volume 1, theory*. Society of Exploration Geophysicists, 1988.
- NAEINI, Alireza Motovalibashi, TABESH, Massoud, et SOLTANINIA, Shahrokh. Modeling the effect of land use change to design a suitable low impact development (LID) system to control surface water pollutants. *Science of The Total Environment*, 2024, vol. 932, p. 172756.
- NAKASHIMA, Yuichi, ZHOU, Hui, et SATO, Motoyuki. Estimation of groundwater level by GPR in an area with multiple ambiguous reflections. *Journal of applied geophysics*, 2001, vol. 47, no 3-4, p. 241-249.
- NEVEU, Nicolas. *Méthodologie pour évaluer l'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain : test à Argenteuil (95)*. 2013.
- NGUYEN, Frédéric. *Near-Surface Geophysical Imaging and Detection of Slow Active Faults*. 2005.

NGUYEN, Ha Dat. Influence des interactions eau-roche sur le comportement à long terme de cavités souterraines dans la craie. 2009. Thèse de doctorat. Ecole des Ponts ParisTech.

NGUYEN, Hoang Dung, EL KHATTABI, Jamal, ALJER, Ammar, et al. Evaluation of effects of earthworm density and species on the permeability of clay loam soils for managing stormwater in urban systems. *Environmental Earth Sciences*, 2024, vol. 83, no 16, p. 481.

NGUYEN, Hoang Dung, KHATTABI, Jamal EL, LHAMIDI, Khalil, et al. Evaluation of the Variation of the GPR Frequency Spectra Created by the Activities of Earthworms. *Journal of Applied Geophysics*, 2024, vol. 224, p. 105361.

NIJLAND, Wiebe, VAN DER MEIJDE, Mark, ADDINK, Elisabeth A., et al. Detection of soil moisture and vegetation water abstraction in a Mediterranean natural area using electrical resistivity tomography. *Catena*, 2010, vol. 81, no 3, p. 209-216.

NORRANT, Caroline. Variations spatiales et temporelles des précipitations dans les Hauts-de-France. *Annales de la Société Géologique du Nord*, 2023, no 30, p. 105-108.

OLDENBORGER, Greg A. et PARADIS, Daniel. Hydraulic conductivity estimation and lithological classification of an esker aquifer system using surface electrical resistivity surveys and a neural network. *Journal of Applied Geophysics*, 2023, vol. 215, p. 105106.

OLDENBURG, Doug W., MCGILLIVRAY, P. R., et ELLIS, R. G. Generalized subspace methods for large-scale inverse problems. *Geophysical Journal International*, 1993, vol. 114, no 1, p. 12-20.

O'RIORDAN, Roisin, DAVIES, Jess, STEVENS, Carly, et al. The ecosystem services of urban soils: A review. *Geoderma*, 2021, vol. 395, p. 115076.

OUÉDRAOGO, Ahmeda Assann, BERTHIER, Emmanuel, RAMIER, David, et al. Quantifying evapotranspiration fluxes on green roofs: a comparative analysis of observational methods. *Science of The Total Environment*, 2023, vol. 902, p. 166135.

OWOLABI, Titilayo Abimbola, MOHANDÉS, Saeed Reza, et ZAYED, Tarek. Investigating the impact of sewer overflow on the environment: A comprehensive literature review paper. *Journal of Environmental Management*, 2022, vol. 301, p. 113810.

PAEPE R. & SOMMÉ J., 1970 - Les loess et la stratigraphie du Pleistocène récent dans le Nord de la France et en Belgique. *Annales de la Société Géologique du Nord*, 90, 191-201.

PAEPE R. & SOMMÉ J., 1975 - Marine pleistocene transgressions along the flemish coast (Belgium and France). In V. Šibrava (ed.), *Quaternary Glaciations in the Northern Hemisphere*, International Geological Correlation Programme. Project 73/1/24. Report n° 2, on the session in Salzburg (Austria), September, 10-14, 1974, Prague, 108-116.

PALLA, Anna et GNECCO, Ilaria. Hydrologic modeling of Low Impact Development systems at the urban catchment scale. *Journal of hydrology*, 2015, vol. 528, p. 361-368.

PANG, Liheng, TIAN, Chaojie, YUAN, Quanzhi, et al. Effects of different restoration years on soil carbon sequestration and water retention capacity in bamboo forest: A case study in Southwest China Karst. *Ecological Engineering*, 2025, vol. 210, p. 107434.

PASQUET, Sylvain, BODET, Ludovic, DHEMAIED, Amine, et al. Detecting different water table levels in a shallow aquifer with combined P-, surface and SH-wave surveys: Insights from VP/VS or Poisson's ratios. *Journal of Applied Geophysics*, 2015, vol. 113, p. 38-50.

PEDESCOLL, Anna, SAMSÓ, Roger, ROMERO, Enrique, et al. Reliability, repeatability and accuracy of the falling head method for hydraulic conductivity measurements under laboratory conditions. *Ecological Engineering*, 2011, vol. 37, no 5, p. 754-757.

PEDRETTI, Daniele, CAVALCA, Lucia, MASETTI, Marco, et al. Spatially variable organic-matter-driven clogging in a stormwater infiltration pond: Isotopic, microbiological and hydrogeological evidence. *Science of the Total Environment*, 2024, vol. 955, p. 177111.

PERES, Guénola. Identification et quantification in situ des interactions entre la diversité lombricienne et la macro-bioporosité dans le contexte polyculture breton. Influence sur le fonctionnement hydrique du sol. 2003. Thèse de doctorat. Université Rennes 1.

PHAM, Quang Van, NGUYEN, Tung Thanh, LAM, D. H., et al. Using morpho-anatomical traits to predict the effect of earthworms on soil water infiltration. *Geoderma*, 2023, vol. 429, p. 116245.

PIOTROWSKA-DŁUGOSZ, Anna et CHARZYŃSKI, Przemysław. The impact of the soil sealing degree on microbial biomass, enzymatic activity, and physicochemical properties in the Ekranic Technosols of Toruń (Poland). *Journal of Soils and Sediments*, 2015, vol. 15, p. 47-59.

PISTOCCHI, Alberto, CALZOLARI, Costanza, MALUCELLI, Francesco, et al. Soil sealing and flood risks in the plains of Emilia-Romagna, Italy. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 2015, vol. 4, p. 398-409.

PLATI, Christina et LOIZOS, Andreas. Estimation of in-situ density and moisture content in HMA pavements based on GPR trace reflection amplitude using different frequencies. *Journal of Applied Geophysics*, 2013, vol. 97, p. 3-10.

POREL, Gilles. Transfert de soluté en aquifère crayeux: causes de modifications des résultats de traçages. 1988. Thèse de doctorat. Lille 1.

PORRAS, Daniel, CARRASCO, Javier, CARRASCO, Pedro, et al. Imaging extensional fault systems using deep electrical resistivity tomography: A case study of the Baza fault, Betic Cordillera, Spain. *Journal of Applied Geophysics*, 2022, vol. 202, p. 104673.

PRENDERGAST-MILLER, Miranda T., JONES, David T., BERDENI, Despina, et al. Arable fields as potential reservoirs of biodiversity: Earthworm populations increase in new leys. *Science of the Total Environment*, 2021, vol. 789, p. 147880.

PUMO, Dario, FRANCIPANE, Antonio, ALONGI, Francesco, et al. The potential of multilayer green roofs for stormwater management in urban area under semi-arid Mediterranean climate conditions. *Journal of Environmental Management*, 2023, vol. 326, p. 116643.

PUMO, Dario, IPPOLITO, Matteo, ALONGI, Francesco, et al. Modelling the hydrological response of blue-green roofs: ECO-PRO model. *Science of The Total Environment*, 2025, vol. 976, p. 179299.

PURVIS, Rebecca A., WINSTON, Ryan J., HUNT, William F., et al. Evaluating the hydrologic benefits of a bioswale in Brunswick County, North Carolina (NC), USA. *Water*, 2019, vol. 11, no 6, p. 1291.

PUTRI, Fidyasari Kusuma, HIDAYAH, Entin, et MA'RUF, Mokhammad Farid. Enhancing stormwater management with low impact development (LID): A review of the rain barrel, bioretention, and permeable pavement applicability in Indonesia. *Water Science & Technology*, 2023, vol. 87, no 9, p. 2345-2361.

QIU, Jiali, SHEN, Zhenyao, et XIE, Hui. Drought impacts on hydrology and water quality under climate change. *Science of the total environment*, 2023, vol. 858, p. 159854.

RAWLS, Walter J., BRAKENSIEK, Donald L., et MILLER, Norman. Green-Ampt infiltration parameters from soils data. *Journal of hydraulic engineering*, 1983, vol. 109, no 1, p. 62-70.

RECULEAU, Hervé. *Hydraulique et sociétés : la maîtrise de l'eau en Mésopotamie et ses implications sociales*. 2025.

RÉFÉRENTIEL POUR UNE GESTION À LA SOURCE DES EAUX PLUVIALES DANS LA MÉTROPOLE, APUR. 2018.

REYNOLDS, John M. *An introduction to applied and environmental geophysics*. John Wiley & Sons, 2011.

ROCHEFORT, S., PRUNIER, P., BOIVIN, P., et al. Rapport final du projet « Toitures végétalisées » (TVEG) dans l'agglomération genevoise. 2015.

ROSA, David J., CLAUSEN, John C., et DIETZ, Michael E. Calibration and verification of SWMM for low impact development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 2015, vol. 51, no 3, p. 746-757.

ROSA, David J., CLAUSEN, John C., et DIETZ, Michael E. Calibration and verification of SWMM for low impact development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 2015, vol. 51, no 3, p. 746-757.

ROSENBERGER, Lea, LEANDRO, Jorge, WOOD, Raul, et al. Influence of age, soil volume, and climate change on water availability at urban tree sites. *Sustainable Cities and Society*, 2024, vol. 113, p. 105680.

ROSENBERGER, Lea, LEANDRO, Jorge, WOOD, Raul, et al. Influence of age, soil volume, and climate change on water availability at urban tree sites. *Sustainable Cities and Society*, 2024, vol. 113, p. 105680.

ROSSMAN, Lewis A., et al. *Storm water management model user's manual, version 5.0*. Cincinnati, OH, USA : National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, 2010.

ROSSMAN, Lewis A., et al. Storm water management model user's manual, version 5.0. Cincinnati, OH, USA : National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, 2010.

ROST, Stephanie. Water management in Mesopotamia from the sixth till the first millennium BC. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2017, vol. 4, no 5, p. e1230.

RUBIO, Carles M. Applicability of site-specific pedotransfer functions and rosetta model for the estimation of dynamic soil hydraulic properties under different vegetation covers. *Journal of Soils and Sediments*, 2008, vol. 8, p. 137-145.

RUJNER, Hendrik, LEONHARDT, Günther, MARSALEK, Jiri, et al. The effects of initial soil moisture conditions on swale flow hydrographs. *Hydrological Processes*, 2018b, vol. 32, no 5, p. 644-654.

RUJNER, Hendrik, LEONHARDT, Günther, MARSALEK, Jiri, et al. High-resolution modelling of the grass swale response to runoff inflows with Mike SHE. *Journal of Hydrology*, 2018a, vol. 562, p. 411-422.

RUJNER, Hendrik, LEONHARDT, Günther, PERTTU, A.-M., et al. Advancing green infrastructure design: Field evaluation of grassed urban drainage swales. In : *Novatech 2016-9ème Conférence internationale sur les techniques et stratégies pour la gestion durable de l'Eau dans la Ville/9th International Conference on Planning and Technologies for Sustainable Management of Water in the City*. GRAIE, Lyon, France, 2016.

SABOR, Kawtar. Couplage de mesures géophysiques pour la reconnaissance des digues en terre: application du data mining. 2020. Thèse de doctorat. Sorbonne université.

SAEIDI, Talat, MOSADDEGHI, Mohammad Reza, AFYUNI, Majid, et al. Modeling the effect of slope aspect on temporal variation of soil water content and matric potential using different approaches by HYDRUS-1D. *Geoderma Regional*, 2023, vol. 35, p. e00724.

SAMBITO, Mariacrosetta, SEVERINO, Alessandro, FRENI, Gabriele, et al. A systematic review of the hydrological, environmental and durability performance of permeable pavement systems. *Sustainability*, 2021, vol. 13, no 8, p. 4509.

SASAKI, Yutaka, YONEDA, Yoshihiro, et MATSUO, Koichi. Resistivity imaging of controlled-source audiofrequency magnetotelluric data. *Geophysics*, 1992, vol. 57, no 7, p. 952-955.

SCHMIDT, Armin. *Earth resistance for archaeologists*. AltaMira Press, 2013.

SCHMIDT-HATTENBERGER, Cornelia, BERGMANN, P., BÖSING, David, et al. Electrical resistivity tomography (ERT) for monitoring of CO₂ migration-from tool development to reservoir surveillance at the Ketzin pilot site. *Energy Procedia*, 2013, vol. 37, p. 4268-4275.

SCHOLZ, Miklas et GRABOWIECKI, Piotr. Review of permeable pavement systems. *Building and environment*, 2007, vol. 42, no 11, p. 3830-3836.

SCHON, N. L. et DOMINATI, E. J. Valuing earthworm contribution to ecosystem services delivery. *Ecosystem Services*, 2020, vol. 43, p. 101092.

SCHWARTZ, Benjamin F., SCHREIBER, Mazdeline E., et YAN, Tingting. Quantifying field-scale soil moisture using electrical resistivity imaging. *Journal of Hydrology*, 2008, vol. 362, no 3-4, p. 234-246.

SECCI, Daniele, TANDA, Maria Giovanna, D'ORIA, Marco, et al. Impacts of climate change on groundwater droughts by means of standardized indices and regional climate models. *Journal of Hydrology*, 2021, vol. 603, p. 127154.

SEHRAWAT, Simran et SHEKHAR, Sulochana. Integrating Low Impact Development Practices with GIS and SWMM for Enhanced Urban Drainage and Flood Mitigation: A Case Study of Gurugram, India. *Urban Governance*, 2025.

SEO, Mijin, JABER, Fouad, SRINIVASAN, Raghavan, et al. Evaluating the impact of low impact development (LID) practices on water quantity and quality under different development designs using SWAT. *Water*, 2017, vol. 9, no 3, p. 193.

SERHAL, Hani, BERNARD, Daniel, KHATTABI, Jamal El, et al. Impact of fertilizer application and urban wastes on the quality of groundwater in the Cambrai Chalk aquifer, Northern France. *Environmental geology*, 2009, vol. 57, p. 1579-1592.

SIMON, François-Xavier, KOZIOL, Agnieszka, et THIESSON, Julien. Investigating magnetic ghosts on an Early Middle Age settlement: Comparison of data from stripped and non-stripped areas. *Archaeological Prospection*, 2012, vol. 19, no 3, p. 191-200.

ŠIMŮNEK, Jiří, BRUNETTI, Giuseppe, JACQUES, Diederik, et al. Developments and applications of the HYDRUS computer software packages since 2016. *Vadose Zone Journal*, 2024, vol. 23, no 4, p. e20310.

ŠIMŮNEK, Jiří, BRUNETTI, Giuseppe, JACQUES, Diederik, et al. Developments and applications of the HYDRUS computer software packages since 2016. *Vadose Zone Journal*, 2024, vol. 23, no 4, p. e20310.

ŠIMŮNEK, Jiří, BRUNETTI, Giuseppe, JACQUES, Diederik, et al. Developments and applications of the HYDRUS computer software packages since 2016. *Vadose Zone Journal*, 2024, vol. 23, no 4, p. e20310.

ŠIMŮNEK, Jiří, VAN GENUCHTEN, Martinus Th, et ŠEJNA, Miroslav. Recent developments and applications of the HYDRUS computer software packages. *Vadose Zone Journal*, 2016, vol. 15, no 7, p. vzj2016. 04.0033.

SIWAK, Jean-Michel. Comportement et modélisation de la craie. 1994. Thèse de doctorat. Lille 1.

SMITH, Joseph S., WINSTON, Ryan J., WITUSZYNSKI, David M., et al. Effects of watershed-scale green infrastructure retrofits on urban stormwater quality: A paired watershed study to quantify nutrient and sediment removal. *Ecological engineering*, 2023, vol. 186, p. 106835.

SOHN, Wonmin, KIM, Jun-Hyun, LI, Ming-Han, et al. The influence of climate on the effectiveness of low impact development: A systematic review. *Journal of Environmental Management*, 2019, vol. 236, p. 365-379.

Soil Survey Manual; U.S. Department of Agriculture, 1993

SOJOBI, Adebayo Olatunbosun et ZAYED, Tarek. Impact of sewer overflow on public health: A comprehensive scientometric analysis and systematic review. *Environmental research*, 2022, vol. 203, p. 111609.

SOLLA, M., LAGÜELA, Susana, GONZÁLEZ-JORGE, H., et al. Approach to identify cracking in asphalt pavement using GPR and infrared thermographic methods: Preliminary findings. *Ndt & E International*, 2014, vol. 62, p. 55-65.

SOMMÉ J., 1975 - Les plaines du Nord de la France et leur bordure. Etude géomorphologique. Atelier de reproduction des thèses, Université Lille 3, Lille & Champion, Paris, 1977, 2 tomes, 810 p.

SOMMÉ J., 1978 - Formations superficielles, Quaternaire et géomorphologie. Les données de la région du Nord de la France. *Hommes et Terres du Nord*, 2, 5-18.

SOMMÉ J., 1979 - Quaternary coast lines in Northern France. In E. Oele, R.J.E. Schuttenhelm & A.J. Wiggers (eds.) *The Quaternary History of the North Sea. Acta Universitatis Upsaliensis, Symposia Universitatis Upsaliensis Annum Quingentesimum Celebrantis*, 2, 147-158.

SOMMÉ J., 1980 - Nord de la France. Geomorphologie. Formations superficielles. Quaternaire. Carte a 1/200 000 en couleurs, 2 feuilles. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris.

SOMMÉ J., 1999 - Formations superficielles et sols en Flandre française *Annales du Comite Flamand de France*, 57, 9-16.

SOMMÉ J., 2003 - Formations superficielles ou Quaternaire : les données de la France septentrionale depuis Jules Gosselet et Jules Ladriere. *Annales de la Société Géologique du Nord*, 10, 183-190.

SOMMÉ J., PAEPE R. & LAUTRIDOU J.-P., 1980 - Principes, méthodes et système de la stratigraphie du Quaternaire dans le Nord ouest de la France et la Belgique. In J. Chaline (dir.), *Problèmes de stratigraphie quaternaire en France et dans les pays limitrophes. Bulletin de l'Association Francaise pour l'Etude du Quaternaire, Supplément N.S. 1*, 148-162.

SOMMÉ J., PAEPE R., BAETEMAN C., BEYENS L., CUNAT N., GEERAERTS R., HARDY A.-F., HUS J., JUVIGNÉ E., MATHIEU L., THOREZ J. & VANHOORNE R., 1978 – La Formation d'Herzeele : un nouveau stratotype du Pleistocene moyen marin de la mer du Nord. *Bulletin de l'Association Francaise pour l'Etude du Quaternaire*, 15 (1-3), 81-149.

SOMMÉ, Jean et TUFFREAU, Alain. Stratigraphie du Pléistocène récent et moustérien de tradition acheuléenne à Marcoing (Cambrésis-Nord de la France). *Quaternaire*, 1971, vol. 8, no 2, p. 57-74.

SOMMÉ, Jean et TUFFREAU, Alain. Stratigraphie du Pléistocène récent et moustérien de tradition acheuléenne à Marcoing (Cambrésis-Nord de la France). *Quaternaire*, 1971, vol. 8, no 2, p. 57-74.

SOMMÉ, Jean. Formations superficielles, Quaternaire et géomorphologie. Les données de la région du Nord de la France. *Hommes et Terres du Nord*, 1978, vol. 2, no 1, p. 5-18.

SOMMÉ, Jean. Géographie physique. *Hommes et Terres du Nord*, 1969, vol. 2, no 1, p. 70-72.

SOMMÉ, Jean. Les pentes dans diverses régions du Nord. *Hommes et Terres du Nord*, 1966, vol. 1, no 1, p. 100-109.

STAGGE, James H., DAVIS, Allen P., JAMIL, Eliea, et al. Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff. *Water research*, 2012, vol. 46, no 20, p. 6731-6742.

STEEPLES, Don W. Engineering and environmental geophysics at the millennium. *Geophysics*, 2001, vol. 66, no 1, p. 31-35.

SUI, Xinxin et VAN DE VEN, Frans HM. The influence of low impact development (LID) on basin runoff in a half-urbanized catchment: a case study in San Antonio, Texas. *Journal of Hydrology*, 2023, vol. 616, p. 128793.

SUN, Chuanhao, RAO, Qiuyi, XIONG, Ziheng, et al. Optimized resilience coupled with cost-effectiveness for grey and green infrastructure: A case study in a historical and cultural area, Guangzhou, China. *Ecological Indicators*, 2024, vol. 167, p. 112684.

SUPRIYANTO, Eng et FISIKA-FMIPA, Departemen. Analisis Data Geofisika: Memahami Teori Inversi. Depok: Departemen Fisika-FMIPA Universitas Indonesia, 2007.

SUZUKI, Koichi, TODA, Shinji, KUSUNOKI, Kenichiro, et al. Case studies of electrical and electromagnetic methods applied to mapping active faults beneath the thick quaternary. In : *Developments in geotechnical engineering*. Elsevier, 2000. p. 29-45.

SYMASOL – Gestion des eaux pluviales : Guide pour la mise en œuvre des TA2016

Synthèses du Rapport public annuel 2024 de la Cour des comptes. 2024.

TAVAKOL-DAVANI, Hessam, GOHARIAN, Erfan, HANSEN, Carly H., et al. How does climate change affect combined sewer overflow in a system benefiting from rainwater harvesting systems?. *Sustainable cities and society*, 2016, vol. 27, p. 430-438.

THIESSON, Julien, ROUSSELLE, Gabrielle, SIMON, François Xavier, et al. Slingram EMI prospection: Are vertical orientated devices a suitable solution in archaeological and pedological prospection?. *Journal of Applied Geophysics*, 2011, vol. 75, no 4, p. 731-737.

TSOURLOS, P. I., SZYMANSKI, J. E., et TSOKAS, G. A smoothness constrained algorithm for the fast 2-D inversion of DC resistivity and induced polarization data. *Journal of the Balkan Geophysical Society*, 1998, vol. 1, no 1, p. 3-13.

TURCO, Michele, KODEŠOVÁ, Radka, BRUNETTI, Giuseppe, et al. Unsaturated hydraulic behaviour of a permeable pavement: Laboratory investigation and numerical analysis by using the HYDRUS-2D model. *Journal of Hydrology*, 2017, vol. 554, p. 780-791.

TURESSON, Anita. Water content and porosity estimated from ground-penetrating radar and resistivity. *Journal of Applied Geophysics*, 2006, vol. 58, no 2, p. 99-111.

UNITED NATIONS. 2018 revision of world urbanization prospects. Population Division-United Nations, 2018.

UNITED NATIONS. 2018 revision of world urbanization prospects. Population Division-United Nations, 2018.

VAN GENUCHTEN, M. Th et NIELSEN, D. R. On describing and predicting the hydraulic properties. In : *Annales Geophysicae*. 1985. p. 615-628.

VAN GENUCHTEN, M. Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal*, 1980, vol. 44, no 5, p. 892-898.

VERBIST, Koen, TORFS, Sabine, CORNELIS, W. M., et al. Comparison of single-and double-ring infiltrometer methods on stony soils. *Vadose Zone Journal*, 2010, vol. 9, no 2, p. 462-475.

Vers une grande politique de l'eau en Hauts-de-France – CESER. 2022.

VIEILLARD, Claire, VIDAL-BEAUDET, Laure, DAGOIS, Robin, et al. Impacts of soil de-sealing practices on urban land-uses, soil functions and ecosystem services in French cities. *Geoderma Regional*, 2024, vol. 38, p. e00854.

VIJAYARAGHAVAN, Kuppusamy. Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renewable and sustainable energy reviews*, 2016, vol. 57, p. 740-752.

WANG, Lijie, DAI, Xuemin, ZHANG, Tao, et al. A review on constructed wetlands in Beijing-Tianjin-Hebei region of China: Application in water treatment, problem, and practical solution. *Ecological Engineering*, 2025, vol. 213, p. 107568.

WANG, Mo, ZHANG, Yu, BAKHSHIPOUR, Amin E., et al. Designing coupled LID–GREI urban drainage systems: Resilience assessment and decision-making framework. *Science of The Total Environment*, 2022, vol. 834, p. 155267.

WANG, Mo, ZHONG, Xu, YUAN, Haojun, et al. Integrating carbon and water footprint into nature-based solution (NBS) for urban planning in a highly built-up area in Guangzhou, China. *Science of The Total Environment*, 2024, vol. 951, p. 175505.

WASKO, Conrad, NATHAN, Rory, STEIN, Lina, et al. Evidence of shorter more extreme rainfalls and increased flood variability under climate change. *Journal of Hydrology*, 2021, vol. 603, p. 126994.

WILLEMS, Patrick, ARNBJERG-NIELSEN, Karsten, OLSSON, Jonas, et al. Climate change impact assessment on urban rainfall extremes and urban drainage: Methods and shortcomings. *Atmospheric research*, 2012, vol. 103, p. 106-118.

World Meteorological Organisation, State of Global Water Resources report 2023

WU, Xianlong, BAO, Xiaohua, SHEN, Jun, et al. Evaluation of void defects behind tunnel lining through GPR forward simulation. *Sensors*, 2022, vol. 22, no 24, p. 9702.

XIAN, Bryant Chong Choy, KANG, Choong Wee, AB WAHAB, Mahyun, et al. Evaluation of low impact development and best management practices on peak flow reduction using SWMM. In : *IOP conference series: Earth and environmental science*. IOP Publishing, 2021. p. 012045.

XIAO, Rui, TIAN, Ya, et XU, Gang. Spatial gradient of urban green field influenced by soil sealing. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 735, p. 139490.

XIAO, Sheng, YANG, Jie, MA, Chunhui, et al. Nondestructive testing of seepage in check dams using high-density electrical resistivity tomography based on laboratory test. *Construction and Building Materials*, 2024, vol. 411, p. 134265.

XIAO, Tao, LI, Ping, FEI, Wenbin, et al. Effects of vegetation roots on the structure and hydraulic properties of soils: A perspective review. *Science of The Total Environment*, 2024, vol. 906, p. 167524.

XIE, Mingkun, HE, Dongxu, DONG, Zengchuan, et al. Storage Scale Assessment of a Low-Impact Development System in a Sponge City. *Water*, 2024, vol. 16, no 10, p. 1427.

YANG, Feikai, FU, Dafang, ZEVENBERGEN, Chris, et al. Time-varying characteristics of saturated hydraulic conductivity in grassed swales based on the ensemble Kalman filter algorithm—A case study of two long-running swales in Netherlands. *Journal of Environmental Management*, 2024, vol. 351, p. 119760.

YANG, Sheng, AYDIN, Mehmet, YANO, Tomohisa, et al. Evapotranspiration of orange trees in greenhouse lysimeters. *Irrigation Science*, 2003, vol. 21, p. 145-149.

YU, Dawei, DIAN, Liu, HAI, Yonglong, et al. Effect of rainfall characteristics on the sewer sediment, hydrograph, and pollutant discharge of combined sewer overflow. *Journal of Environmental Management*, 2022, vol. 303, p. 114268.

YU, Yang, ZHOU, Yongchao, GUO, Zhiyong, et al. A new LID spatial allocation optimization system at neighborhood scale: Integrated SWMM with PICEA-g using MATLAB as the platform. *Science of the Total Environment*, 2022, vol. 831, p. 154843.

ZAQOUT, Tarek et ANDRADÓTTIR, Hrunn Ólöf. Hydrologic performance of grass swales in cold maritime climates: Impacts of frost, rain-on-snow and snow cover on flow and volume reduction. *Journal of Hydrology*, 2021, vol. 597, p. 126159.

ZHAI, Hanbing, GU, Baihe, et WANG, Yi. Evaluation of policies and actions for nature-based solutions in nationally determined contributions. *Land Use Policy*, 2023, vol. 131, p. 106710.

ZHANG, Jie, WEN, Na, SUN, Quan, et al. The effect of macropore morphology of actual anecic earthworm burrows on water infiltration: A COMSOL simulation. *Journal of Hydrology*, 2023, vol. 618, p. 129261.

ZHANG, Kun et CHUI, Ting Fong May. A comprehensive review of spatial allocation of LID-BMP-GI practices: Strategies and optimization tools. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 621, p. 915-929.

ZHANG, Wuhuan, BURGIS, Charles R., HAYES, Gail M., et al. Evaluation of maintenance efficiency for multiple green infrastructure designs based on water quality performance and economic costs. *Ecological Engineering*, 2024, vol. 206, p. 107326.

ZHANG, YuanYan, QIN, HuaPeng, ZHANG, JingYi, et al. An in-situ measurement method of evapotranspiration from typical LID facilities based on the three-temperature model. *Journal of Hydrology*, 2020, vol. 588, p. 125105.

ZHAO, Ying, YI, Jun, YAO, Rongjiang, et al. Dimensionality and scales of preferential flow in soils of Shale Hills hillslope simulated using HYDRUS. *Vadose Zone Journal*, 2024, vol. 23, no 4, p. e20367.

ZHOU, Z. C. et SHANGGUAN, Z. P. The effects of ryegrass roots and shoots on loess erosion under simulated rainfall. *Catena*, 2007, vol. 70, no 3, p. 350-355.

ZHU, Yifei, XU, Changqing, LIU, Zijing, et al. Spatial layout optimization of green infrastructure based on life-cycle multi-objective optimization algorithm and SWMM model. *Resources, Conservation and Recycling*, 2023, vol. 191, p. 106906.

ZOU, Chenyang, ZHANG, Shuangxi, JIANG, Xianglong, et al. Monitoring and characterization of water infiltration in soil unsaturated zone through an integrated geophysical approach. *Catena*, 2023, vol. 230, p. 107243.