

Faculté des bioingénieurs

Biosurveillance par les lichens du magnétisme environnemental pour tracer les sources de pollution urbaines

Auteur : Thomas Schoonjans

Promoteur : Yannick Agnan (ELIE)

Co-promoteur : Simo Spassov

Lecteurs : Sophie Opfergelt (ELIE)

Christine Franke

Année académique 2025-2026

Mémoire de fin d'étude présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Bioingénieur : Sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens en premier lieu à remercier mon promoteur, Yannick Agnan, pour son accompagnement tout au long de ce travail. Sa disponibilité, ses conseils avisés et ses retours constructifs m'ont permis de progresser dans la rédaction scientifique et de mener ce mémoire à bien. Je le remercie tout particulièrement pour avoir consacré deux journées entières à m'accompagner sur le terrain lors de la récolte des échantillons.

Je remercie également Simo Spassov, co-promoteur et lecteur de ce mémoire, pour m'avoir accueilli au laboratoire afin d'y effectuer mes mesures de susceptibilité magnétique. Sa disponibilité, son expertise et ses conseils ont été précieux pour la bonne conduite de ce travail.

Je remercie également Hugo Counoy, doctorant, ses conseils et le temps qu'il m'a accordé, ainsi que pour avoir mis à disposition une partie de ses échantillons de lichens, contribuant ainsi à élargir la couverture spatiale de cette étude.

Mes remerciements vont aussi à Sophie Opfergelt et Christine Franke, qui ont accepté d'être lectrices de ce mémoire.

Je souhaite également remercier ma famille, qui m'a soutenu et encouragé tout au long de ce parcours, dans les bons moments comme dans les plus difficiles. Leur présence et leur soutien m'ont donné la force nécessaire pour aller au bout de ce travail.

Enfin, je remercie mes amis, et plus particulièrement mes colocataires, pour leur soutien quotidien et pour avoir su, aux moments opportuns, me permettre de me changer un peu les idées.

CRediT

CRediT	Thomas Schoonjans	Contributeur·ices	IA*
Conceptualisation	✓	Yannick Agnan	
Méthodologie	✓	Yannick Agnan	
Investigation	✓	Yannick Agnan et Simo Spassov	
Analyse formelle	✓	Yannick Agnan	Claude (IA)
Validation	✓	Simo Spassov	
Rédaction – version originale	✓		
Rédaction – révision et édition	✓	Yannick Agnan	Claude (IA)
Visualisation	✓		Claude (IA)
Supervision		Yannick Agnan et Simo Spassov	

*IA : intelligence artificielle

Usage de l'intelligence artificielle

Dans le cadre de ce travail, plusieurs outils d'intelligence artificielle ont été utilisés à des fins de support méthodologique et rédactionnel. L'outil Perplexity AI a été mobilisé lors de la phase de recherche bibliographique, principalement pour identifier des articles scientifiques pertinents en lien avec les thématiques abordées. Les sources ainsi repérées ont systématiquement été vérifiées et consultées dans leur version originale avant d'être intégrées au travail.

L'IA Claude a quant à elle été utilisé pour la mise en page du document, la correction orthographique, grammaticale et syntaxique des textes rédigés. Ainsi que pour le développement de certains scripts (RStudio/Python) utilisée dans la production des figures et graphiques. Le contenu scientifique, l'analyse des données et l'interprétation des résultats restent entièrement le fruit du travail personnel de l'auteur (Thomas Schoonjans).

Table des matières

1. Introduction	9
2. État de l'art	10
2.1. La pollution atmosphérique	10
2.1.1. Contexte de la pollution atmosphérique	10
2.1.2. Dynamiques de la pollution atmosphérique et évolution des concentrations	13
2.1.3. Les particules fines : caractéristiques, sources et dynamique atmosphérique	15
2.2. Le magnétisme environnemental : un outil pour tracer la pollution	17
2.2.1. Principes du magnétisme environnemental	17
2.2.2. La susceptibilité magnétique	18
2.2.3. Le magnétisme et la pollution.....	19
2.2.4. Lien entre teneur magnétique et éléments traces.....	21
2.2.5. Avantages et limite du magnétisme environnemental	22
2.3. Les lichens comme bioindicateurs du magnétisme	23
2.3.1. La biosurveillance : définitions et concepts	23
2.3.2. Les lichens : composition, structure et nutrition	24
2.3.3. Mécanismes d'absorption atmosphérique et facteurs d'influence	25
2.3.4. Le signal magnétique des lichens comme proxy de la pollution atmosphérique	26
3. Objectifs et démarche.....	28
4. Matériels et méthodes.....	29
4.1. Zones d'études	29
4.1.1. Caractéristiques zones d'études	29
4.1.2. Présélection des sites d'échantillonnage	30
4.2. Échantillonnage.....	31
4.3. Préparation des échantillons	32
4.4. Analyses des échantillons	33
4.5. Traitement des données.....	34
4.5.1. Mesures de susceptibilité et analyse spatiale.....	34
4.5.2. Analyse statistique.....	34
5. Résultats et Discussion.....	36
5.1. Validation de la méthode	36
5.1.1. Test de masse	36
5.1.2. Contrôle de qualité des mesures.....	37
5.1.3. Normalisation par la masse.....	39

5.2. Variabilité et hétérogénéité de terrain	40
5.2.1. Variabilité intra-site	40
5.2.3. Variabilité inter-sites	42
5.3. Analyse des facteurs d'influence	46
5.3.3. Analyse du contexte spatial par <i>buffers</i>	46
5.3.4. Analyse statistique.....	47
5.3.5. Corrélations entre les variables environnementales et les mesures	50
5.3.6. Du signal à la modélisation : sélection des variables.....	51
5.3.7. Facteurs explicatifs de la susceptibilité magnétique : interprétation et limites.....	53
6. Conclusion et perspectives.....	58
7. Annexes	60
7.1. Tableau des échantillons de la ville de Liège.....	60
7.2. Tableau des échantillons de la ville de Charleroi.....	61
7.3. Masses des échantillons de Charleroi et validation du seuil minimal ($\approx 0,6$ g) requis pour les mesures de susceptibilité magnétique	62
7.4. Masses des échantillons de Liège et validation du seuil minimal ($\approx 0,6$ g) requis pour les mesures de susceptibilité magnétique	63
7.5. Tableaux des coefficients de variation (CV) entre les 3 mesures pour les 2 villes	64
7.6. Mesures du bruit de fond de la cuve vide	65
7.7. Tableaux des coefficients de variations intra-site pour Charleroi et Liège.....	66
7.8. Coefficients standardisés (β), p-values et R^2 ajusté du modèle de régression linéaire multiple pour les 3 buffers	67
7.9. Mesures moyenne de susceptibilité magnétiques (m3/kg) des sites à et Charleroi et Liège	67
7.10. représentation spatial de chaque site par buffer	68
Références	71

Liste des figures

Figure 1 : Risque d'eutrophisation mesuré en tant que dépassement des charges critiques de dépôts d'azote en Europe en 2022. Source : Agence européenne pour l'environnement (AEE, 2024a).	11
Figure 2 : Nombre de décès attribués à la pollution de l'air en 2023. Source : Health Effects Institute & IHME (2025).....	12
Figure 3 : Corrélations entre la part de la population à faible revenu exposée à une pollution atmosphérique dangereuse et l'indice d'accès et de qualité des soins de santé (2019). Source : Rentschler et Leonova (2023).	12
Figure 4 : Concentrations en PM _{2,5} en 2022 en relation avec la valeur limite annuelle de l'UE et la valeur guide annuelle de l'OMS. Source : Agence européenne pour l'environnement (AEE, 2024).	14
Figure 5 : Émissions de particules en suspension dans l'environnement urbain, illustrant les sources primaires (combustion, trafic) et secondaires (transformation atmosphérique de précurseurs gazeux), ainsi que la classification des PM par taille. Source : Acton et al. (2023), sous licence CC-BY	15
Figure 6 : Cycle tectonique des roches et domaines d'application du magnétisme environnemental (encadré en pointillés). Source : Liu et al. (2012a), basé sur Wilson (1966) et Whitmeyer et al. (2007).....	17
Figure 7 : Composition géochimique (FeO, SiO ₂ , SO ₃) des particules issues de différentes sources liées au trafic (freins, échappement diesel, échappement essence) et captées par des feuilles de Q. Ilex à Rome. Source : Sagnotti et al. (2009).....	20
Figure 8 : Diagrammes de dispersion entre la susceptibilité magnétique massique (χ) et les concentrations en éléments traces d'origine anthropique (Cd, Cu, Pb, Zn) dans les sols urbains de Luoyang, Chine. ▲ = zones industrielles (IA) ; ■ = zones résidentielles et commerciales (RC) ; □ = bords de routes (RS) ; • = parcs et espaces verts (PG). Source : Lu et al. (2007).....	22
Figure 9 : Structure d'un lichen en coupe transversale. En vert : les cellules algales (photobionte) ; en noir : les hyphes fongiques (mycobionte). Source : biogeoscience.eu.....	24
Figure 10 Les trois principaux morphotypes de thalles lichéniques : crustacé (gauche), foliacé (milieu, <i>Xanthoria parietina</i>) et fruticuleux (droite). Source : biogeoscience.eu	25
Figure 11 : Localisation des sites d'échantillonnage au sein des arrondissements de Liège et Charleroi en Wallonie	29
Figure 12 : Vue satellite (Google Maps) du site rue des Aguesses (échantillon LIE8) à Liège, illustrant la proximité des arbres sur lesquels le lichen a été récolté (points rouges) avec l'autoroute E25 et les voies ferrées.....	30
Figure 13 : À gauche : Érables situés sur l'un des sites à Liège (Avenue Olympe Gilbart). À droite : zoom sur le thalle de <i>Xanthoria parietina</i> visible sur le tronc (cercle jaune). (© Anthony Specca, CC BY-SA 4.0, via Aspen Ecology, 2025).....	32
Figure 14 : Échantillons de 2 sites à Charleroi après broyage à l'azote liquide	32
Figure 15 : Échantillons de 2 sites à Charleroi après l'étape de tri, mais avant le broyage	32

Figure 16 : appareil utilisé pour les mesures de susceptibilité magnétique. Source : Agico.cz	33
Figure 17 : Susceptibilité magnétique (SM) mesurée en fonction de la masse d'échantillon de lichen lors du test de masse.....	36
Figure 18 : Distribution des coefficients de variation intra-site pour Charleroi et Liège	40
Figure 19 : Arbre échantillonné au site CHA4A1. Source : Google Street View	41
Figure 20 : Arbre échantillonné au site CHA4A2. Source : Thomas Schoonjans.....	42
Figure 21 : Distribution de la susceptibilité magnétique massique moyenne par site pour Charleroi et Liège	43
Figure 22 : Distribution spatiale de la susceptibilité magnétique massique moyenne par site d'échantillonnage à Charleroi, exprimée en $10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$	44
Figure 23 : Distribution spatiale de la susceptibilité magnétique massique moyenne par site d'échantillonnage à Liège exprimée en $10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$	44
Figure 24 : Analyse du contexte spatial par zones tampon (100m, 200m et 500m) pour les sites CHA9 (gauche) et CHA16 (droite) à Charleroi.....	46
Figure 25 : Matrice de corrélation de Spearman (buffer de 200m)	48
Figure 26 : Matrice de corrélation de Spearman (buffer de 100m)	48
Figure 27 : Matrice de corrélation de Spearman (buffer de 500m)	48
Figure 28 : Corrélations de Spearman entre les variables environnementales et les mesures de SM pour les trois buffers	50
Figure 29 : Coefficients standardisés (β) issus du modèle de régression linéaire multiple pour les trois échelles de buffer (100m, 200m et 500m). Les points rouges indiquent les variables statistiquement significatives ($p < 0,05$). Les barres horizontales représentent les intervalles de confiance à 95%.....	51
Figure 30 : Relation entre la distance au chemin de fer et la susceptibilité magnétique	53
Figure 31 : : Relation entre le nombre de ronds-points et la susceptibilité magnétique pour le buffer de 500m.....	55
Figure 32 : Relation entre les friches et la susceptibilité magnétique pour le buffer de 500m	56

Liste des tableaux

Tableau 1 : Valeurs typiques de susceptibilité magnétique massique pour les principaux minéraux. D'après Dearing (1994).	19
Tableau 2 : Échantillons écartés de l'analyse pour cause de masse insuffisante	38

1. Introduction

La pollution atmosphérique constitue aujourd'hui l'un des enjeux environnementaux et sanitaires les plus importants à l'échelle mondiale (Health Effects Institute, 2025). Les particules fines (notamment les $PM_{2,5}$ et PM_{10}) émises par les activités industrielles, le trafic routier et les installations de combustion représentent une menace pour la santé humaine et le fonctionnement des écosystèmes (Fuzzi et al., 2015; Kampa & Castanas, 2008). En milieu urbain, la densité des sources d'émission rend particulièrement difficile l'identification précise de leurs contributions relatives. Or identifier ces contributions est une étape indispensable pour pouvoir agir efficacement sur la qualité de l'air. Face à cette problématique, les outils de mesure conventionnels peuvent présenter certaines limites connues : coûts élevés, couverture spatiale limitée et enregistrement ponctuel peu représentatif des expositions cumulées (Wolterbeek, 2002). Des approches alternatives ont donc été explorées, et parmi elles, la biosurveillance lichénique.

Le magnétisme environnemental repose sur la mesure de propriétés magnétiques de particules générées par les activités anthropiques (Q. Liu et al., 2012). La susceptibilité magnétique constitue un proxy de la contamination particulaire, présentant des corrélations documentées avec la teneur en éléments traces métalliques (Hofman et al., 2017; Lu et al., 2007). Les lichens, quant à eux, accumulent passivement les particules atmosphériques et intègrent dans leurs tissus un signal représentatif de l'exposition cumulée sur de longues périodes (Nimis et al., 2002; Wolterbeek, 2002).

La Wallonie offre un terrain d'étude pertinent. Liège et Charleroi, deux agglomérations aux histoires industrielles (sidérurgie, métallurgie, exploitation houillère), constituent des cas d'étude intéressants pour explorer le potentiel de la biosurveillance magnétique lichénique en milieu urbain wallon.

C'est dans cette perspective que s'inscrit ce mémoire, dont l'objectif principal est d'explorer dans quelle mesure le contexte spatial environnant les sites d'échantillonnage permet d'expliquer les valeurs de susceptibilité magnétique mesurées dans des lichens collectés à Charleroi et à Liège. Plus spécifiquement, ce travail cherche à caractériser la variabilité du signal à différentes échelles spatiales (de l'arbre au site, du site à la ville), et à évaluer si les variables environnementales permettent de mettre en évidence des sources de pollution particulaire potentielles autour des sites concernés.

2. État de l'art

2.1. La pollution atmosphérique

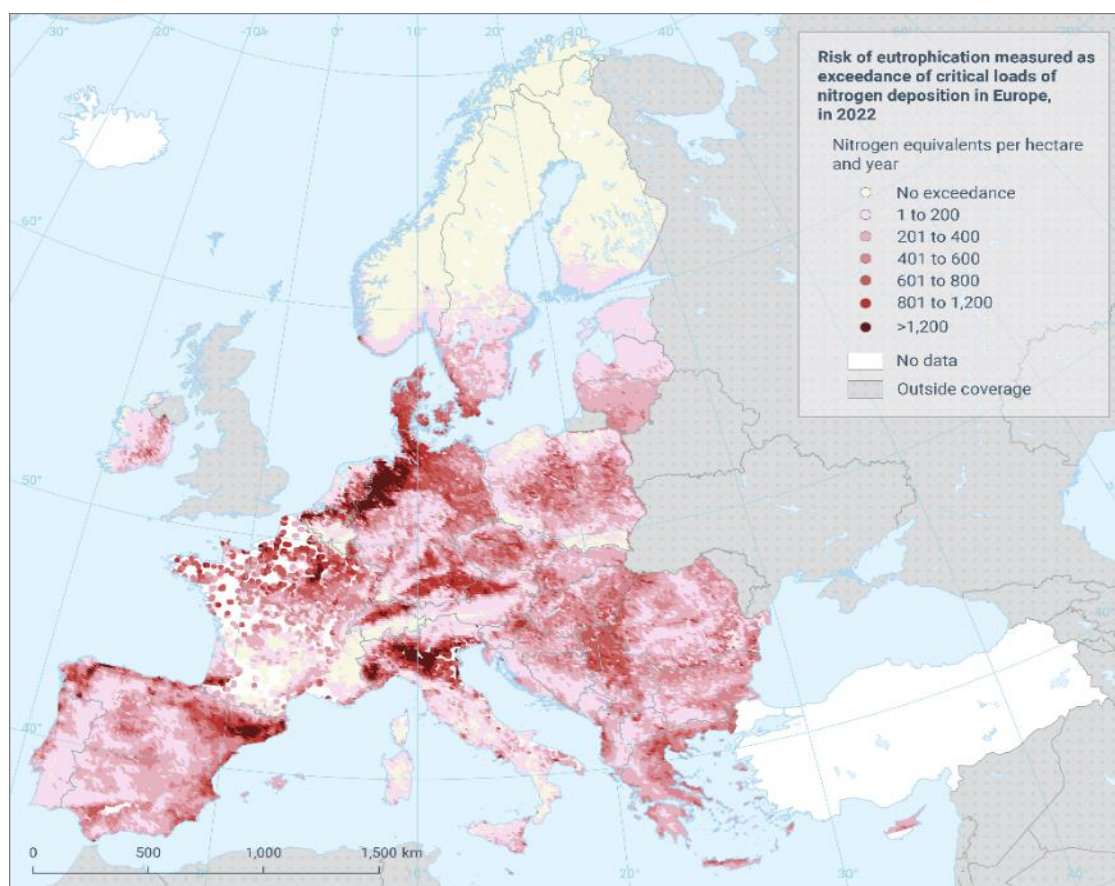
2.1.1. Contexte de la pollution atmosphérique

La pollution atmosphérique désigne la présence dans l'atmosphère de substances dont les concentrations atteignent des niveaux susceptibles de nuire à la santé humaine, aux écosystèmes et au climat.

Elle résulte d'une combinaison de sources naturelles (éruptions volcaniques, feux de forêt, aérosols marins) et de sources anthropiques telles que la combustion de combustibles fossiles, les activités industrielles, le transport routier et le chauffage résidentiel (Fuzzi et al., 2015). Parmi les polluants émis, on distingue les polluants gazeux tel que le dioxyde de soufre (SO_2), les oxydes d'azote (NO_x), l'ozone (O_3), et les polluants particulaires, dont les particules en suspension PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ (Kampa & Castanas, 2008). Du fait de la diversité de ses sources et de ses formes, la pollution atmosphérique est aujourd'hui reconnue comme l'un des problèmes environnementaux et de santé publique les plus préoccupants de notre époque (Manisalidis et al., 2020).

Sur le plan écologique, la pollution atmosphérique représente une menace sérieuse pour la biodiversité et les services écosystémiques. Via les dépôts acides de SO_2 et de NO_x , elle acidifie les sols et les milieux aquatiques, provoque le lessivage des nutriments et libère des éléments traces métalliques comme l'aluminium (Menz & Seip, 2004). Ce phénomène, couplé à l'eutrophisation causée par les apports azotés, génère des déséquilibres écologiques majeurs et perturbe notamment la photosynthèse (Stevens et al., 2018). En s'accumulant dans la chaîne alimentaire, ces polluants altèrent par ailleurs les fonctions vitales de la faune.

En Europe, malgré d'importantes réductions des émissions de NO_x ces dernières décennies, les dépôts azotés affectaient encore 73 % des écosystèmes de l'UE-27 en 2022 (Figure 1), rendant peu probable l'atteinte de l'objectif du Plan d'action « zéro pollution » (réduction de 25 % d'ici 2030). L'ozone troposphérique pénalisait simultanément l'agriculture avec des pertes économiques estimées à pas moins de 2 milliards d'euros, et menaçait 62 % des forêts européennes (Agence européenne pour l'environnement, 2024).



Reference data: © EuroGeographics, © FAO (UN), © TurkStat Source: European Commission – Eurostat/GISCO

Figure 1 : Risque d'eutrophisation mesuré en tant que dépassement des charges critiques de dépôts d'azote en Europe en 2022. Source : Agence européenne pour l'environnement (AEE, 2024a).

Les effets de la pollution atmosphérique sur la santé humaine sont désormais solidement établis et représentent un enjeu majeur de santé publique à l'échelle mondiale. En 2019, 99 % de la population mondiale vivait dans des zones où au moins une valeur guide de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour la qualité de l'air n'était pas respectée (OMS, 2021). En 2023, la pollution de l'air était responsable d'environ 7,9 millions de décès à l'échelle mondiale, soit près d'un décès sur huit, ce qui en fait le deuxième facteur de risque de mortalité globale après l'hypertension artérielle. Ces décès sont principalement attribuables aux maladies cardiovasculaires et respiratoires chroniques (Health Effects Institute, 2025) (Figure 2).

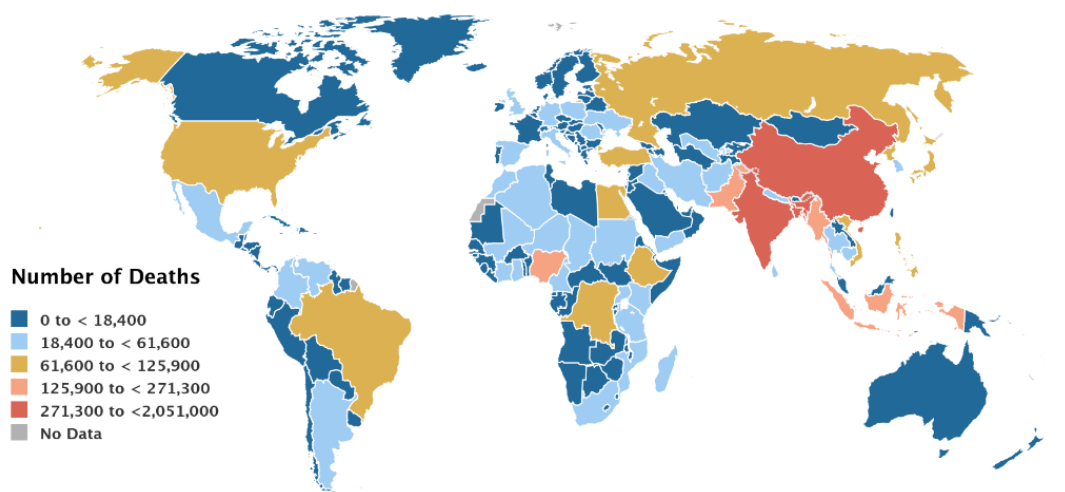


Figure 2 : Nombre de décès attribués à la pollution de l'air en 2023. Source : Health Effects Institute & IHME (2025)

Ces effets sanitaires sont inégalement répartis à l'échelle mondiale. Ils pèsent plus lourdement sur les pays à revenu faible et intermédiaire, où l'industrialisation rapide s'appuie souvent sur des technologies polluantes et des réglementations environnementales encore insuffisantes. Rentschler & Leonova (2023) montrent que 716 millions de personnes en situation d'extrême pauvreté (moins de 1.90\$/jour), réparties dans 211 pays, sont exposées à des concentrations de $PM_{2.5}$ supérieures aux seuils de l'OMS. Leur vulnérabilité étant accentuée par un accès limité aux soins de santé (Figure 3).

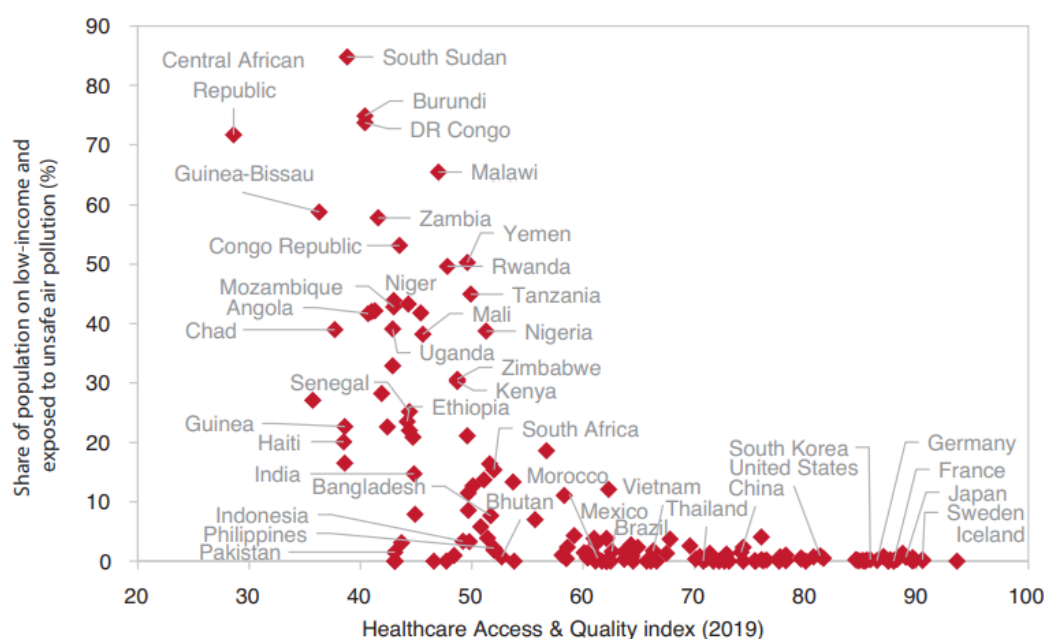


Figure 3 : Corrélation entre la part de la population à faible revenu exposée à une pollution atmosphérique dangereuse et l'indice d'accès et de qualité des soins de santé (2019). Source : Rentschler et Leonova (2023).

La pollution atmosphérique représente également un coût économique majeur. Entre 2012 et 2021, l'industrie européenne a réduit ses coûts externes de 33 %, dont 80% sont attribuables au secteur de l'énergie. Les dommages annuels se situent pourtant encore entre 268 et 428 milliards d'euros, soit environ 2 % du PIB de l'UE (Agence européenne pour l'environnement, 2024).

Face à l'ampleur de ces impacts, des progrès réels ont été réalisés en Europe grâce à des cadres réglementaires stricts ayant permis une baisse significative des concentrations de plusieurs polluants majeurs au cours des deux dernières décennies. Parmi l'ensemble des polluants, les particules fines (PM_{10} et $PM_{2,5}$) demeurent cependant un enjeu de premier plan (Clappier et al., 2021). Leur persistance atmosphérique, la diversité de leurs sources et leur capacité à pénétrer profondément dans les voies respiratoires leur confèrent une importance particulière (Fuzzi et al., 2015).

2.1.2. Dynamiques de la pollution atmosphérique et évolution des concentrations

Afin de suivre l'état de la qualité de l'air en Europe, l'Union européenne s'appuie sur un réseau de près de 5 000 stations de mesure réparties sur l'ensemble de son territoire, qui surveillent en continu les concentrations de polluants réglementés, notamment les $PM_{2,5}$, les PM_{10} , le NO_2 , l' O_3 et le SO_2 . Ce dispositif de surveillance a connu une croissance depuis les années 1990, passant de 1300 stations en 1990 à 5000 en 2020, permettant aujourd'hui des analyses robustes et comparables entre pays (Sicard et al., 2021).

Les données issues de ce réseau témoignent d'une amélioration globale et significative de la qualité de l'air en Europe depuis les années 2000. Entre 2000 et 2017, les émissions de NO_x ont diminué d'environ 46 %, celles de SO_x de près de 80 %, et celles de $PM_{2,5}$ et PM_{10} d'environ 30 % (Sicard et al., 2021). Ces baisses s'expliquent en grande partie par la mise en œuvre de cadres réglementaires stricts au niveau européen, notamment les directives sur la qualité de l'air ambiant. Ces politiques se traduisent concrètement par le contrôle des émissions de substances nocives, l'amélioration de la qualité des carburants, ainsi que l'intégration d'exigences de protection de l'environnement dans les secteurs des transports, de l'industrie et de l'énergie (Beloconi & Vounatsou, 2021). Toutefois, la diminution observée ne résulte pas uniquement des politiques environnementales : la récession économique mondiale de 2008-2009 a joué un rôle déterminant et a agi comme un puissant accélérateur de ces baisses, en entraînant des chutes soudaines d'émissions (Castellanos & Boersma, 2012).

Ces baisses se sont traduites par une diminution mesurable des concentrations atmosphériques à l'échelle européenne, avec des réductions de l'ordre de 36,5 % pour les PM₁₀ et 39,1 % pour les PM_{2,5} entre 2006 et 2019, confirmées par les données satellitaires (Beloconi & Vounatsou, 2021).

Ces résultats sont encourageants, mais ils doivent tout de même être nuancés. Si une large proportion des stations européennes respecte aujourd'hui les valeurs limites réglementaires en vigueur, la situation est bien différente lorsqu'on compare les concentrations mesurées aux valeurs guides sanitaires de l'OMS. Fixées à 5 µg/m³ pour les PM_{2,5}, 15 µg/m³ pour les PM₁₀ et 10 µg/m³ pour le NO₂ (OMS, 2021). Une grande majorité des points de mesure européens dépasse encore ce seuil pour les PM_{2,5} en 2022 (Figure 4). Malgré les progrès enregistrés, 86,3 % des Européens sont exposés à au moins un jour par an où les seuils de l'OMS sont dépassés simultanément pour plusieurs polluants (Chen et al., 2024). Ce qui indique que les améliorations observées restent insuffisantes au regard des enjeux sanitaires actuels. Parmi l'ensemble des polluants, les particules fines constituent un enjeu particulier. Leur capacité à pénétrer profondément dans les voies respiratoires et à atteindre la circulation sanguine est à l'origine de pathologies cardiovasculaires et respiratoires chroniques, responsables de plusieurs millions de décès prématurés par an à l'échelle mondiale (Fuzzi et al., 2015; Kampa & Castanas, 2008).

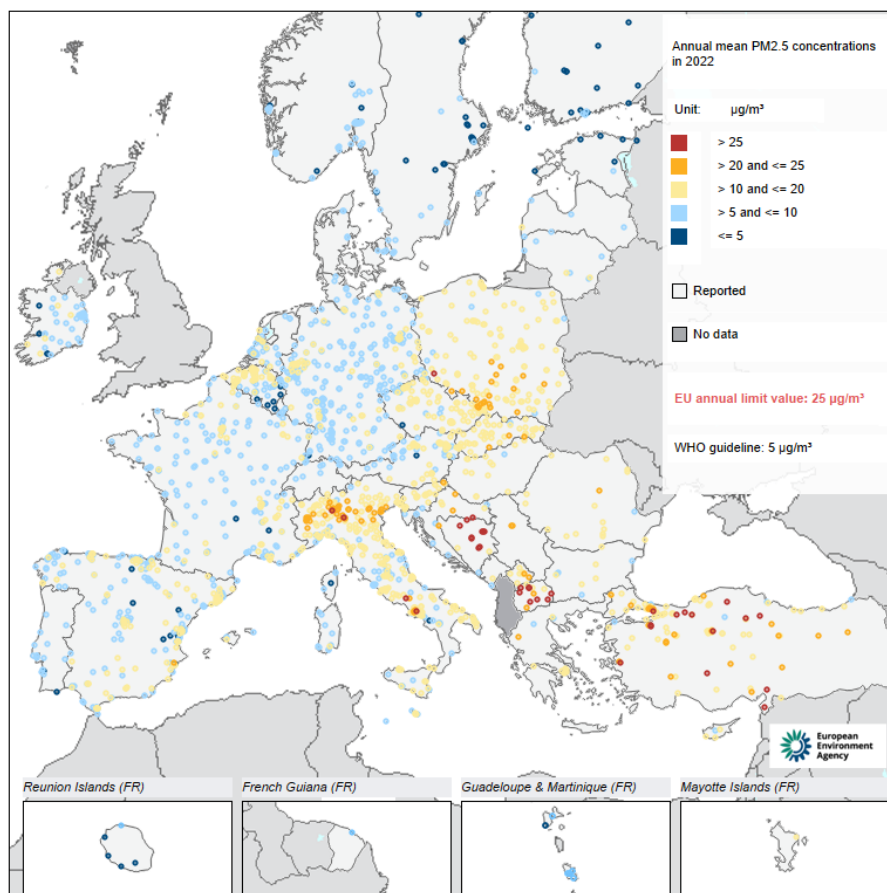


Figure 4 : Concentrations en PM_{2,5} en 2022 en relation avec la valeur limite annuelle de l'UE et la valeur guide annuelle de l'OMS. Source : Agence européenne pour l'environnement (AEE, 2024).

2.1.3. Les particules fines : caractéristiques, sources et dynamique atmosphérique

Les particules fines désignent un ensemble hétérogène de particules solides ou liquides en suspension dans l'atmosphère, classées selon leur diamètre aérodynamique. Les deux fractions les plus étudiées sont les PM_{10} (diamètre inférieur à $10\ \mu m$) et les $PM_{2,5}$ (diamètre inférieur à $2,5\ \mu m$) (Hamanaka & Mutlu, 2018). On distingue deux grandes catégories selon leur mode de formation. Les particules primaires, qui sont directement émises dans l'atmosphère. Elles comprennent notamment le carbone élémentaire (black carbon) et le carbone organique, issus principalement de processus de combustion. Ainsi que les éléments traces métalliques et les poussières minérales, produits notamment par des processus d'abrasion mécanique (Fuzzi et al., 2015). Les particules secondaires, quant à elles, se forment dans l'atmosphère par transformation chimique à partir de précurseurs gazeux tels que le dioxyde de soufre (SO_2), les oxydes d'azote (NO_x) et l'ammoniac (NH_3), conduisant à la formation de sulfates, nitrates et ammonium qui représentent une fraction souvent majoritaire de la masse totale des $PM_{2,5}$ (Guerreiro et al., 2014; Karagulian et al., 2017) (Figure 5).

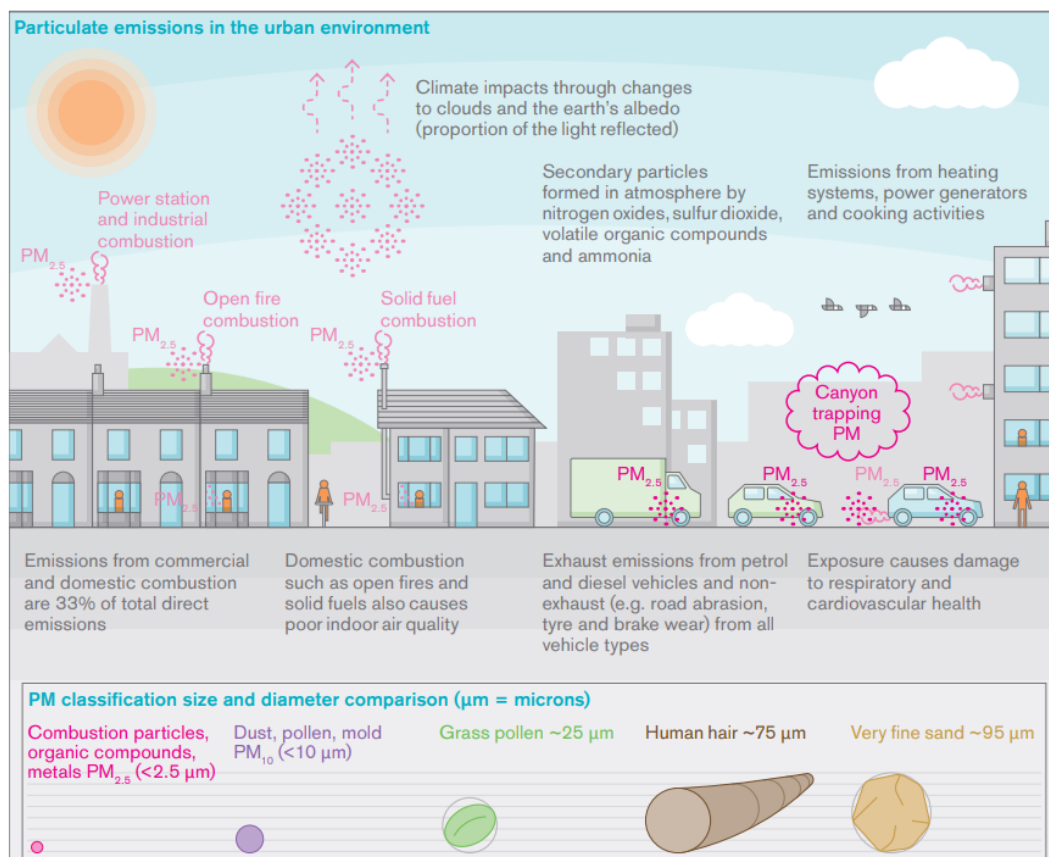


Figure 5 : Émissions de particules en suspension dans l'environnement urbain, illustrant les sources primaires (combustion, trafic) et secondaires (transformation atmosphérique de précurseurs gazeux), ainsi que la classification des PM par taille. Source : Acton et al. (2023), sous licence CC-BY

Les sources de $PM_{2,5}$ sont multiples. On distingue les sources naturelles (éruptions volcaniques, feux de forêt, embruns marins) et les sources anthropiques, qui dominent en milieu urbain (Fuzzi et al., 2015). En Europe, le chauffage résidentiel constitue la source dominante de PM primaires, représentant près de 59 % des émissions de $PM_{2,5}$ en 2011, tandis que le transport routier est le premier contributeur aux émissions de NO_x , avec 47 % du total (Guerreiro et al., 2014). À l'échelle mondiale, des secteurs comme l'agriculture et la combustion de biomasse à grande échelle jouent un rôle majeur dans plusieurs régions (comme au Brésil, au Canada ou en Europe de l'Ouest), tandis que les émissions résidentielles et industrielles dominent largement la pollution dans les économies émergentes telles que l'Inde et la Chine (Karagulian et al., 2017).

Du fait de leur faible masse et de leur diamètre réduit, les $PM_{2,5}$ présentent une durée de vie atmosphérique relativement longue (de l'ordre de quelques jours à une semaine). Ce qui est considérable comparé aux particules grossières (Fuzzi et al., 2015). Cette persistance leur permet d'être transportées sur des centaines, voire des milliers de kilomètres avant de se déposer, bien au-delà de leur zone d'émission initiale (Fuzzi et al., 2015; Karagulian et al., 2017). Les concentrations mesurées en un point donné résultent ainsi d'un mélange complexe de contributions locales, régionales et transfrontalières, ce qui complique considérablement leur attribution à des sources spécifiques et rend leur gestion difficile à l'échelle nationale.

2.2. Le magnétisme environnemental : un outil pour tracer la pollution

2.2.1. Principes du magnétisme environnemental

Le magnétisme environnemental est une discipline qui exploite les propriétés magnétiques des minéraux présents dans les sols, sédiments ou poussières atmosphériques pour comprendre et retracer des processus climatique, pédogénique ou sédimentaire. En d'autres termes, on mesure la réponse de ces minéraux à un champ magnétique pour en déduire la nature et la concentration des minéraux magnétiques qui le composent. Cette approche, développée à partir des années 1970, est aujourd'hui reconnue comme un outil quantitatif efficace, notamment pour le suivi de la pollution (Dearing, 1994; Liu et al., 2012).

Les minéraux magnétiques trouvent leur origine primaire dans les roches ignées, avant d'être redistribués dans les sols, les sédiments et l'atmosphère via l'altération, l'érosion et le transport (Figure 6). Les principaux minéraux magnétiques rencontrés dans ces milieux sont la magnétite (Fe_3O_4), la maghémite ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$) et l'hématite ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) (Dearing, 1994). Ces minéraux diffèrent fortement dans leur comportement face à un champ magnétique : la magnétite et la maghémite, de nature ferrimagnétique, réagissent très fortement à une excitation magnétique externe, tandis que l'hématite, antiferromagnétique, y répond de manière bien plus faible (Dearing, 1994).

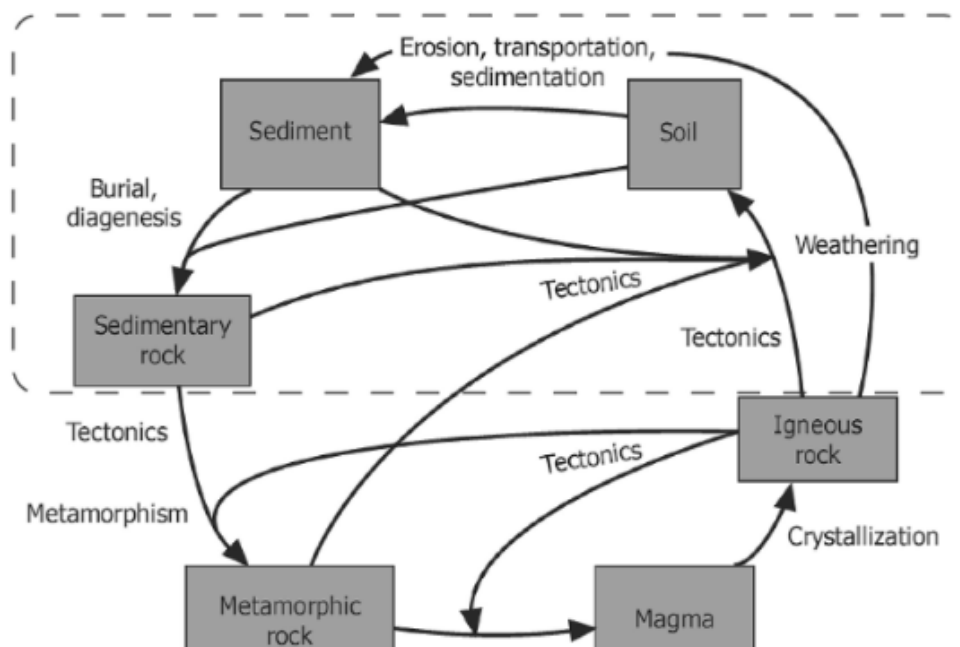


Figure 6 : Cycle tectonique des roches et domaines d'application du magnétisme environnemental (encadré en pointillés). Source : Liu et al. (2012a), basé sur Wilson (1966) et Whitmeyer et al. (2007)

2.2.2. La susceptibilité magnétique

La susceptibilité magnétique est la propriété physique qui exprime la capacité d'un matériau à s'aimanter lorsqu'il est soumis à un champ magnétique externe. Elle se définit comme le rapport entre l'aimantation induite (M) et l'intensité du champ appliqué (H) (Liu et al., 2012; Shirzaditabar & Heck, 2021). On distingue deux formes de susceptibilité. La susceptibilité volumique (κ) est sans dimension en SI. La susceptibilité massique χ , en m^3/kg (SI), obtenue en divisant κ par la densité de l'échantillon (ρ), est préférée en magnétisme environnemental car elle permet de comparer des échantillons de natures et de densités différentes (Dearing, 1994; Shirzaditabar & Heck, 2021).

Sur le plan pratique, la mesure repose sur le principe de l'inductance (Shirzaditabar & Heck, 2021). Lorsqu'un échantillon est introduit dans une bobine, sa perméabilité magnétique modifie l'inductance de celle-ci, ce qui permet de calculer sa susceptibilité. Les mesures sont rapides, non destructives et réalisables aussi bien sur le terrain qu'en laboratoire, ce qui représente un avantage considérable (Dearing, 1994; Liu et al., 2012).

La susceptibilité magnétique est directement liée à la nature et à la concentration des minéraux magnétiques (Liu et al., 2012). Comme évoqué précédemment, la magnétite et la maghémite, de nature ferrimagnétique, présentent des valeurs de susceptibilité bien plus élevées que l'hématite, antiferromagnétique. C'est cette différence qui rend la susceptibilité magnétique utile comme outil de traçage des changements écologique notamment (Dearing, 1994; Verosub & Roberts, 1995).

La magnétite présente une susceptibilité massique extrêmement élevée, plusieurs centaines à plusieurs milliers de fois supérieure à celle de l'hématite (malgré une teneur en fer comparable) de (Dearing, 1994) (Tableau 1). Cette différence s'explique à la fois par leur structure cristalline respective et par la taille des grains qui influence directement la susceptibilité mesurée. En comparaison, les matières diamagnétiques (à réponse magnétique négative, comme le quartz ou la matière organique) et paramagnétiques (à très faible réponse magnétique positive, comme les argiles) présentent des valeurs proches de zéro, voire négatives. La présence de particules ferrimagnétiques d'origine anthropique suffit à faire augmenter significativement les valeurs mesurées. Dans une étude portant sur 5656 échantillons de sols d'Angleterre et du Pays de Galles, les sols identifiés comme pollués peuvent atteindre des valeurs nettement supérieures à celles d'un sol naturel, notamment à proximité directe de sources industrielles (Blundell et al., 2009).

Tableau 1 : Valeurs typiques de susceptibilité magnétique massique pour les principaux minéraux. D'après Dearing (1994).

Comportement magnétique	Minéral	Formule Chimique	χ ($\times 10^{-6}$ m ³ /kg)
Ferrimagnétique	Magnétite (0,012–0,069 μ m)	Fe ₃ O ₄	513 – 1116
	Magnétite (1–250 μ m)	Fe ₃ O ₄	440 – 716
	Maghémite	γ -Fe ₂ O ₃	286 – 440
Antiferromagnétique	Hématite	α -Fe ₂ O ₃	0,27 – 1,69
Paramagnétique	Biotite	K(Mg,Fe) ₃ AlSi ₃ O ₁₀ (OH,F) ₂	0,05 – 0,95
Diamagnétique	Quartz	SiO ₂	-0,0058
	Matière organique	–	-0,009

2.2.3. Le magnétisme et la pollution

Le magnétisme environnemental peut être utilisé pour identifier et quantifier les sources de pollution atmosphérique (Hofman et al., 2017). En analysant les propriétés magnétiques des poussières collectées dans l'environnement, il est possible de remonter à leur origine et d'évaluer le niveau de contamination d'un site (Jordanova et al., 2010; Letaïef et al., 2024).

Ces poussières atmosphériques sont issues de sources variées, naturelles ou anthropiques. Elles présentent de ce fait des compositions minéralogiques (et donc des propriétés magnétiques) différentes. Parmi les sources naturelles, on trouve notamment les apports éoliens : des particules minérales transportées par le vent sur parfois de très longues distances. C'est notamment le cas des poussières sahariennes, riches en hématite. Lors d'épisodes intenses, elles peuvent atteindre les zones urbaines d'Europe, se déposer au gré des précipitations et se mélanger aux particules d'origine anthropique déjà présentes dans l'atmosphère (Letaïef et al., 2024). Cette superposition de sources rend parfois difficile la discrimination entre contributions naturelles et contributions humaines. Une étude menée à Maroua au Cameroun, une ville soumise aux vents chargés de poussières du Sahara a montré que la pollution magnétique d'origine humaine tend en pratique à dominer largement le signal naturel en milieu urbain, au point de le masquer presque entièrement (Dawaï et al., 2021). Cette diversité d'origine constitue précisément l'intérêt du magnétisme environnemental. En effet, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique, ces poussières se dispersent dans l'atmosphère sous forme de particules en suspension (notamment les PM₁₀ et PM_{2,5}) (Hofman

et al., 2017). Leurs signatures magnétiques diffèrent alors suffisamment d'une source à l'autre pour permettre de les discriminer (Letaïef et al., 2024).

Les sources anthropiques de particules magnétiques et plus particulièrement le trafic routier, les activités industrielles et les processus de combustion génèrent, à haute température, des oxydes de fer (essentiellement de la magnétite et de la maghémite) (Hofman et al., 2017; Letaïef et al., 2024). Le trafic routier contribue via les gaz d'échappement mais surtout via l'usure mécanique des plaquettes de frein, des pneus et de la chaussée. En utilisant la neige en bordure de route comme collecteur passif en Finlande, une étude a montré que la susceptibilité magnétique chute drastiquement au-delà de 10 à 25 mètres de la route, confirmant que le trafic constitue la source primaire de ces particules. à plus de 90 % d'oxydes de fer à faible coercivité, principalement de la magnétite (Bučko et al., 2011). Il est par ailleurs possible de discriminer partiellement les différentes sources liées au trafic : la poussière de freins présente une susceptibilité magnétique nettement plus élevée que les gaz d'échappement diesel (Letaïef et al., 2024) (Figure 7). Les émissions industrielles (sidérurgie, métallurgie, cimenteries) génèrent quant à elles des particules aux propriétés légèrement différentes, notamment des sphérules issues de la fusion et du laminage¹ à chaud, qui peuvent se disperser sur plusieurs kilomètres (Hofman et al., 2017; Jordanova et al., 2010).

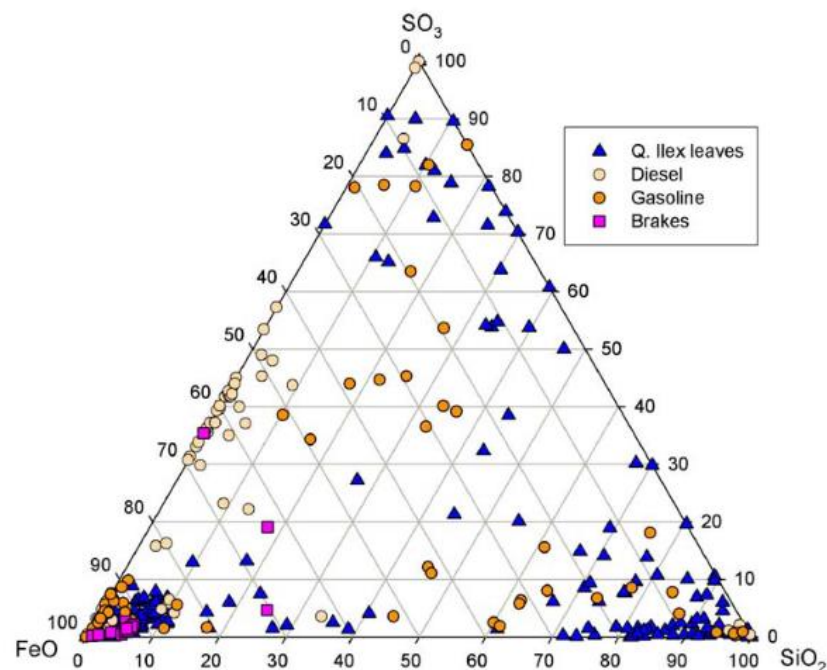


Figure 7 : Composition géochimique (FeO, SiO₂, SO₃) des particules issues de différentes sources liées au trafic (freins, échappement diesel, échappement essence) et captées par des feuilles de Q. Ilex à Rome.
Source : Sagnotti et al. (2009)

¹ Le laminage à chaud est un procédé métallurgique consistant à déformer un métal par passes successives entre les cylindres d'un laminoir, à des températures comprises entre 950°C et 1 150°C (Larousse, 2025).

La Figure 7 permet de visualiser la composition géochimique des particules issues de différentes sources liées au trafic. On constate que les particules provenant de l'usure des freins se distinguent nettement des autres sources par leur très forte teneur en FeO, les regroupant dans le coin inférieur gauche du diagramme. Les émissions diesel et essence, quant à elles, présentent des compositions plus variées et plus riches en SiO₂, reflétant un mélange de particules de nature différente. Les feuilles de Q. Ilex, utilisées ici comme capteurs biologiques passifs, enregistrent un signal intermédiaire qui témoigne de leur exposition à l'ensemble de ces sources simultanément. Ce graphe illustre ainsi concrètement que les différentes sources de pollution liées au trafic possèdent des signatures géochimiques suffisamment distinctes pour pouvoir être discriminées (Sagnotti et al., 2009).

2.2.4. Lien entre teneur magnétique et éléments traces

L'un des principaux intérêts du magnétisme environnemental pour l'étude de la pollution est la relation entre la susceptibilité magnétique et la teneur en éléments traces (Hofman et al., 2017). En effet, les particules riches en oxydes de fer d'origine anthropique ont tendance à transporter avec elles des éléments comme le plomb (Pb), le zinc (Zn), le cuivre (Cu) ou le cadmium (Cd), qui se fixent à leur surface lors de processus de combustion ou de friction (Hofman et al., 2017; Jordanova et al., 2010). Ce lien a été observé dans plusieurs contextes différents. Comme mentionné au point 2.2.2, les sols urbains situés à proximité de sources industrielles présentent des valeurs de susceptibilité magnétique nettement supérieures à celles des sols naturels, avec de fortes corrélations avec le plomb, le zinc et le cuivre (Blundell et al., 2009). Dans les milieux aquatiques, à proximité d'une zone industrielle comme le golfe d'Éleusis en Grèce, le zinc suit de très près la susceptibilité magnétique (Scoullou et al., 2014). Des conclusions similaires ont été tirées dans les sols : dans les zones exposées au trafic, c'est le plomb, le chrome et le manganèse qui corrélaient avec la susceptibilité magnétique, tandis que dans les zones non perturbées, le fer, le chrome, nickel et le manganèse issus des roches locales dominant le signal (Aidona et al., 2016).

Dans les sols urbains de Luoyang en Chine, une ville à forte activité industrielle et routière, les zones industrielles et les abords de routes présentent les valeurs de susceptibilité magnétique les plus élevées. Sur 215 échantillons de sols collectés dans différentes zones (industrielles, routières, résidentielles et espaces verts), la susceptibilité magnétique et les concentrations en éléments traces ont été mesurés. Les résultats montrent que les zones industrielles et les abords de routes présentent les valeurs de susceptibilité les plus élevées, pouvant atteindre $1128 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$, contre seulement $123 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ en moyenne dans les espaces verts (Figure 8). Ces mêmes zones concentrent également les teneurs les plus élevées en plomb, zinc et cuivre, avec une corrélation la plus forte observée pour le plomb

($r^2 = 0,50$), confirmant que les particules magnétiques et les éléments traces peuvent partager les mêmes sources de pollution (Lu et al., 2007).

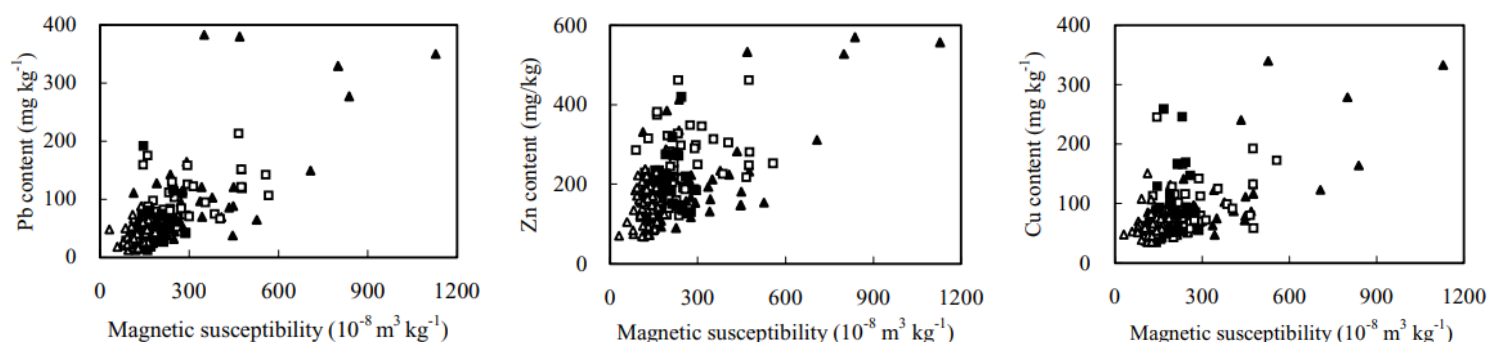


Figure 8 : Diagrammes de dispersion entre la susceptibilité magnétique massique (χ) et les concentrations en éléments traces d'origine anthropique (Cd, Cu, Pb, Zn) dans les sols urbains de Luoyang, Chine. $\blacktriangle$ = zones industrielles (IA) ; $\blacksquare$ = zones résidentielles et commerciales (RC) ; $\square$ = bords de routes (RS) ; $\bullet$ = parcs et espaces verts (PG).

Source : Lu et al. (2007)

2.2.5. Avantages et limite du magnétisme environnemental

Le magnétisme environnemental présente plusieurs atouts pratiques qui en font un outil de choix pour le suivi de la pollution. Les mesures de susceptibilité magnétique sont rapides, peu coûteuses, non destructives et nécessitent peu de préparation des échantillons, ce qui les distingue avantageusement des analyses géochimiques classiques comme l'ICP-MS, plus longues et plus onéreuses (Dekkers, 1997; Liu et al., 2012; Thompson et al., 1980). Elles permettent en outre de détecter des concentrations en minéraux magnétiques bien en dessous du seuil de détection des techniques conventionnelles, ce qui en fait des outils particulièrement sensibles (Liu et al., 2012). Cette rapidité permet de réaliser des cartographies spatiales à haute résolution et à grande échelle, à un coût nettement inférieur à celui des réseaux de mesure conventionnels (Dawaï et al., 2021; Letaïef et al., 2024).

Cependant, plusieurs limites doivent être prises en compte. La principale est que la susceptibilité magnétique reflète avant tout la concentration en minéraux ferrimagnétiques et n'est pas nécessairement liée à la concentration de polluants spécifique (Liu et al., 2012). Des métaux comme l'arsenic ne seront détectés que s'ils sont associés à des particules ferrimagnétiques, ce qui n'est pas toujours le cas (Blundell et al., 2009; Dekkers, 1997). Par ailleurs, les concentrations de particules provenant d'une source de pollution comme le trafic peuvent chuter de manière abrupte dans les premières dizaines de mètres, de sorte qu'une variation de distance de quelques mètres seulement suffit à modifier significativement les dépôts particuliers mesurés (Kletetschka et al., 2003; Lucadamo et al., 2016). De plus, la présence simultanée de sources naturelles et anthropiques peut compliquer l'interprétation du signal, comme c'est le cas avec les apports de poussières sahariennes (Larrasoña et al., 2021). Enfin, les conditions physicochimiques du milieu peuvent transformer les minéraux magnétiques après leur dépôt, notamment dans les environnements pauvres en oxygène où

l'activité bactérienne peut dissoudre la magnétite, ou dans les sols où des variations de pH et de potentiel redox peuvent l'oxyder en maghémite, altérant ainsi la signature magnétique initiale (Dekkers, 1997; Liu et al., 2012).

2.3. Les lichens comme bioindicateurs du magnétisme

2.3.1. La biosurveillance : définitions et concepts

La biosurveillance désigne l'utilisation d'organismes vivants ou de biomatériaux pour obtenir des informations sur l'état de l'environnement dans lequel ils vivent (Wolterbeek, 2002). Elle s'articule autour de quatre concepts (le biomarquage, la bioindication, la biointégration et la bioaccumulation).

- Le biomarquage : il correspond au signal détectable à l'échelle moléculaire ou cellulaire de l'organisme, avant que l'exposition à un contaminant ne se manifeste de manière visible. C'est en quelque sorte une alarme biologique interne, qui opère à des niveaux que l'on ne peut pas observer à l'œil nu (Agnan, 2013).
- La bioindication : elle intervient cette fois-ci à l'échelle de l'individu. On observe ici, des réponses visibles à l'œil nu, comme des déformations ou des lésions sur les tissus d'un organisme soumis à un stress environnemental (Conti & Cecchetti, 2001).
- La biointégration : Plutôt que de regarder un individu, on observe une population ou une communauté entière ici. Par exemple, si la diversité des espèces lichéniques diminue dans une zone donnée, cela peut traduire une dégradation de l'environnement (Agnan, 2013).
- La bioaccumulation : Il ne s'agit plus d'observer une réaction de l'organisme, mais de mesurer ce qu'il a accumulé dans ses tissus depuis son environnement. Un organisme bioaccumulateur agit en quelque sorte comme une éponge, concentrant passivement les substances auxquelles il est exposé à des niveaux qui reflètent directement la pollution de son milieu (Conti & Cecchetti, 2001).

Contrairement aux méthodes physico-chimiques classiques, qui fournissent une mesure ponctuelle dans le temps et dans l'espace, la biosurveillance s'appuie donc sur la réponse des organismes à leur environnement. Que ce soit au travers de modifications physiologiques, de changements dans la composition chimique de leurs tissus, ou encore d'altérations au niveau des populations et des communautés (Van Haluwyn et al., 2011). Elle présente l'avantage de ne pas nécessiter d'équipements coûteux, d'être applicable à une grande diversité de contextes environnementaux (eau, sol, air), et de pouvoir être déployée

sur de vastes zones géographiques. Ce qui en fait un outil complémentaire aux réseaux de mesure conventionnels (Doğrul Demiray et al., 2012).

Dans le domaine de la qualité de l'air notamment, plusieurs organismes ont été développés comme outils de surveillance. Les lichens pour le SO₂, le tabac pour l'O₃, les mousses pour les métaux, ou encore le chou pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (Agnan, 2013).

2.3.2. Les lichens : composition, structure et nutrition

Les lichens sont des organismes symbiotiques résultant de l'association stable entre un champignon (le mycobionte) et un partenaire photosynthétique (le photobionte) qui peut être une algue verte ou une cyanobactérie (Nimis et al., 2002). Cette symbiose repose sur une complémentarité métabolique. Le mycobionte, hétérotrophe, tire son carbone des sucres produits par le photobionte lors de la photosynthèse, tandis qu'il lui fournit en retour l'eau et les sels minéraux captés depuis l'atmosphère (Conti & Cecchetti, 2001; Honegger, 2012). Sur le plan taxonomique, les lichens sont intégrés au règne fongique. Leur classification est essentiellement basée sur le partenaire fongique, à chaque espèce de champignon correspondant une espèce de lichen (Nash, 2008; Van Haluwyn et al., 2011)

L'anatomie interne d'un lichen est organisée en couches distinctes (Figure 9). On distingue : le cortex supérieur, couche protectrice dense constituée d'hyphes ; la couche algale, zone métaboliquement active où sont concentrées les cellules du photobionte; la médulle, réseau lâche d'hyphes formant le squelette interne du thalle ; et enfin le cortex inférieur, depuis lequel s'étendent les rhizines, filaments assurant la fixation au substrat (Honegger, 2012).

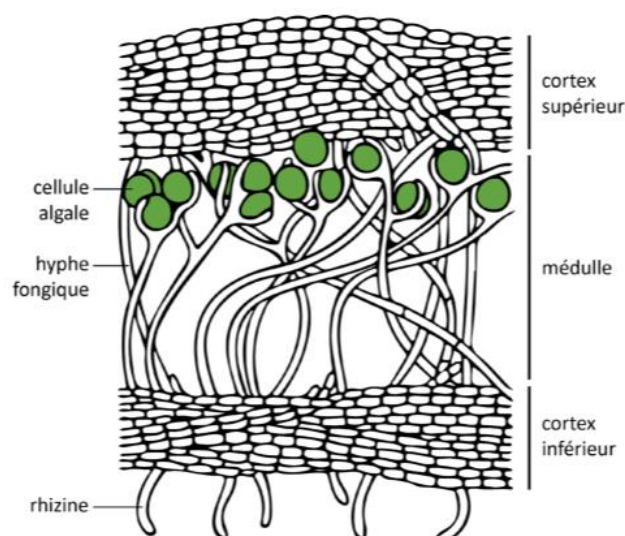


Figure 9 : Structure d'un lichen en coupe transversale. En vert : les cellules algales (photobionte) ; en noir : les hyphes fongiques (mycobionte). Source : biogeoscience.eu

Il existe une grande diversité de lichens. Mais malgré cette diversité, on distingue trois grandes morphologies de thalles (Nash, 2008) (Figure 10) :

- Les lichens crustacés : Ils sont fortement adhérents au substrat et ne présentent pas de face inférieure libre.
- Les lichens foliacés : Ils possèdent un thalle lobé, partiellement détachable du substrat, fixé par des rhizines.
- Les lichens fruticuleux : Ils adoptent un port dressé ou pendant, avec une surface spécifique particulièrement élevée.



Figure 10 Les trois principaux morphotypes de thalles lichéniques : crustacé (gauche), foliacé (milieu, *Xanthoria parietina*) et fruticuleux (droite). Source : biogeoscience.eu

2.3.3. Mécanismes d'absorption atmosphérique et facteurs d'influence

Contrairement aux plantes vasculaires, les lichens ne possèdent pas de cuticule et présentent un rapport surface/volume très élevée, ce qui les expose directement aux polluants présents dans l'atmosphère (Kranner et al., 2003). Dépourvus de racines, ils tirent l'ensemble de leurs apports minéraux des dépôts atmosphériques humides et secs. Ce qui fait de leur composition chimique un reflet direct de la qualité de l'air auquel ils sont exposés (Wolterbeek, 2002).

Les polluants atmosphériques peuvent se déposer sur les lichens sous trois formes : en solution aqueuse, sous forme gazeuse, ou sous forme de particules. Au niveau du thalle, plusieurs mécanismes de rétention sont impliqués. Le piégeage physique de particules à la surface du cortex, l'échange ionique au niveau de la paroi cellulaire externe, et le passage à l'intérieur des cellules pour certains éléments présentant un rôle biologique (Ayrault et al., 2007; Chakraborty & Paratkar, 2006). Les lichens sont particulièrement efficaces pour intercepter les particules de diamètre inférieur à 20 μm , qui se déposent préférentiellement sur le cortex externe du thalle biologique (Ayrault et al., 2007; Chakraborty & Paratkar, 2006).

Dans le cas de la pollution magnétique, les particules ferrimagnétiques d'origine anthropique suivent ces mêmes voies de dépôt et s'accumulent dans le thalle du lichen (Winkler et al., 2020). Des observations par microscopie électronique à balayage confirment d'ailleurs que les lichens exposés à des niveaux élevés de pollution présentent une structure plus poreuse et une présence accrue de particules dans les couches algale et médullaire (Taufikurahman et al., 2024).

Plusieurs facteurs influencent la quantité d'éléments traces accumulés. Les précipitations jouent un rôle ambivalent. D'un côté elles favorisent le dépôt de particules, de l'autre elles provoquent un lessivage qui entraîne une perte des éléments déjà accumulés (Ayrault et al., 2007). Pour les lichens épiphytes, les eaux de ruissellement le long du tronc, le pluviollessivat, constituent par ailleurs une voie d'apport supplémentaire en éléments traces, en lessivant les contaminants déposés sur les feuilles et les branches au-dessus (Loppi & Pirintsos, 2003).

La morphologie du thalle intervient également. Elle joue un rôle à deux niveaux : entre espèces d'abord, les lichens foliacés (comme le *Xanthoria parietina*) tendent à accumuler davantage d'éléments que les lichens fruticuleux, en raison de leur surface d'échange plus importante. Mais également au sein d'une même espèce, où des paramètres morphologiques propres à chaque thalle comme sa rugosité microscopique, sa topographie de surface ou ses déformations physiques créent des zones d'accumulation préférentielles qui influencent sa capacité de rétention des particules. Les conditions climatiques (la température, l'humidité et la présence de gaz toxiques) peuvent quant à elles endommager les membranes cellulaires et altérer la capacité d'absorption. Enfin, le pH du milieu et la compétition ionique entre éléments peuvent modifier la rétention de certains éléments traces, parfois en la réduisant significativement (Marié et al., 2018; Thakur et al., 2024; Wolterbeek, 2002).

2.3.4. Le signal magnétique des lichens comme proxy de la pollution atmosphérique

Comme expliqué précédemment, les lichens accumulent les particules atmosphériques dans leur thalle. Ce qui les rend particulièrement intéressants d'un point de vue magnétique, c'est que leur propre tissu végétal est diamagnétique, c'est-à-dire qu'il présente une susceptibilité magnétique négative et quasi nulle. Ainsi, tout signal magnétique positif mesuré dans le thalle provient exclusivement des particules magnétiques accumulées depuis l'atmosphère (Chaparro et al., 2011).

Cette relation a été quantifiée avec précision. Une étude menée sur des lichens transplantés en Argentine a démontré une corrélation linéaire quasi parfaite ($R^2 = 0,9998$) entre la susceptibilité magnétique mesurée in situ et la teneur réelle en magnétite ultrafine

dans le thalle. Les lichens prélevés en milieu urbain contenaient entre 0,7 et 4,6 mg de particules magnétiques par gramme de tissu, contre seulement 0,1 à 0,5 mg pour des sites de références peu pollués. Les sites les plus pollués, à proximité d'industries ou de grands axes routiers, peuvent ainsi présenter des concentrations magnétiques nettement supérieures à celles observées en zone rurale (Chaparro et al., 2011)

Les particules responsables du signal magnétique dans les lichens urbains sont de taille micrométrique et ultrafine. En raison de leur extrême finesse, ces particules inhalables sont particulièrement dangereuses pour la santé humaine. En effet, leur très petite taille leur permet de pénétrer profondément dans les voies respiratoires, jusqu'aux poumons et aux alvéoles, et même d'atteindre d'autres organes vitaux comme le cœur ou le cerveau (Gómez et al., 2021). Le signal magnétique des lichens constitue donc non seulement un outil, mais aussi un indicateur de l'exposition humaine aux particules fines.

3. Objectifs et démarche

Face aux limites des réseaux de mesure conventionnels, des approches alternatives de biosurveillance ont émergé. Parmi elles, le magnétisme environnemental s'est imposé comme un traceur efficace de la pollution particulaire. Les lichens, de par leur capacité à accumuler passivement les particules atmosphériques, constituent un outil prometteur mais restent encore assez peu documentés en contexte urbain wallon.

L'objectif principal de ce travail est d'explorer dans quelle mesure le contexte spatial environnant les sites d'échantillonnage permet d'expliquer les valeurs de susceptibilité magnétique mesurées dans des lichens collectés à Charleroi et à Liège. Plus spécifiquement, deux questions de recherche sont posées :

1. Dans quelle mesure la susceptibilité magnétique des lichens reflète-t-elle la variabilité spatiale de la pollution à différentes échelles (de l'arbre au site, du site à la ville) ?
2. Les variables environnementales caractérisant le contexte spatial des sites permettent-elles de mettre en évidence des sources de pollution particulaire potentielles ?

Pour caractériser cette variabilité, des échantillons de *Xanthoria parietina* ont été récoltés sur plusieurs arbres par site, dans un réseau de sites aux contextes contrastés au sein de chaque ville. La variabilité du signal magnétique a ensuite été analysée au sein d'un même site, et ensuite à l'échelle de la ville.

Dans un second temps, les valeurs de susceptibilité magnétique obtenues ont été mises en relation avec des variables environnementales caractérisées par analyse SIG², à différentes échelles de buffer, afin d'identifier les facteurs spatiaux les plus explicatifs du signal mesuré.

² SIG = Système d'Information Géographique. Dans ce travail, il s'agit de l'utilisation de QGIS

4. Matériels et méthodes

4.1. Zones d'études

4.1.1. Caractéristiques zones d'études

Dans le cadre de cette étude, deux villes wallonnes ont été sélectionnées comme sites d'échantillonnage : Liège et Charleroi.

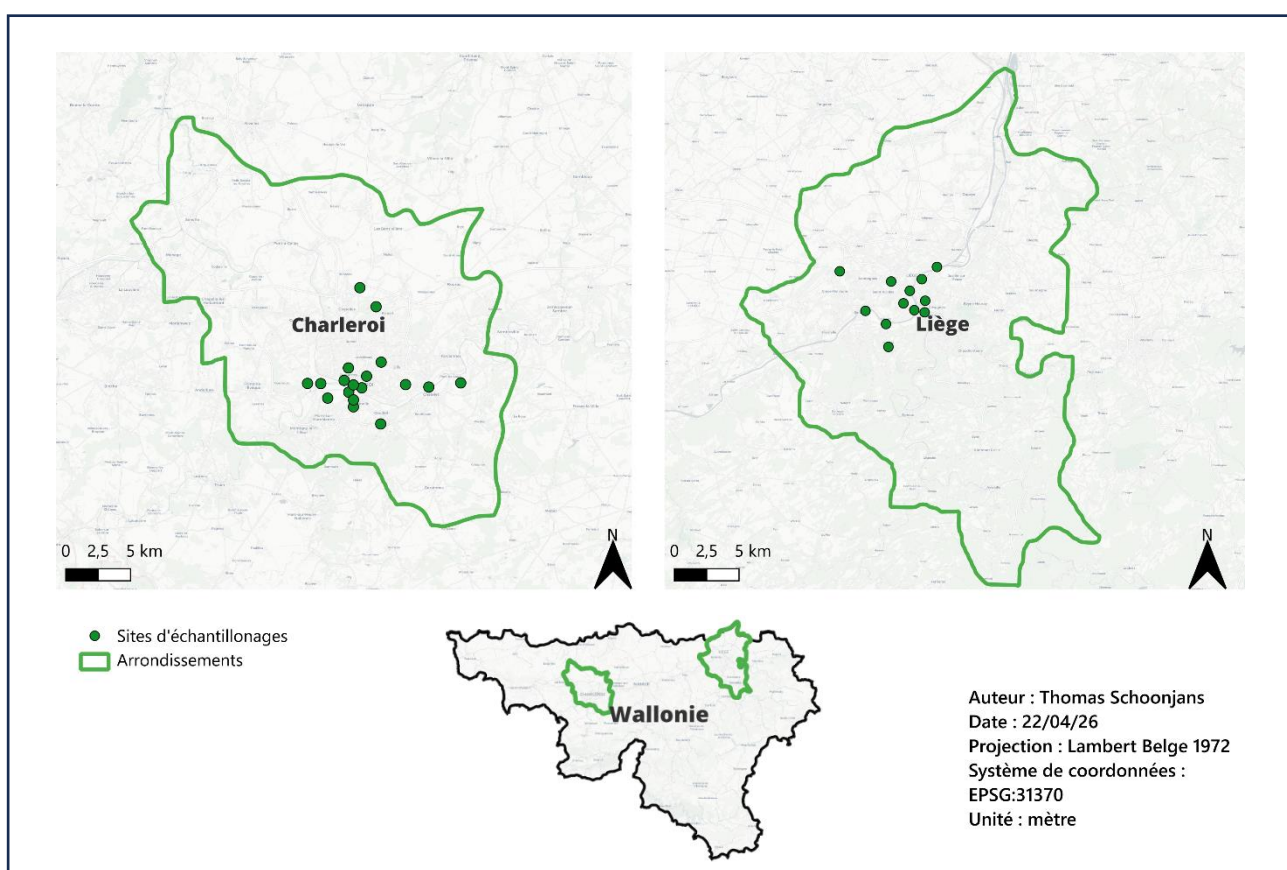


Figure 11 : Localisation des sites d'échantillonnage au sein des arrondissements de Liège et Charleroi en Wallonie

Liège et Charleroi constituent deux sites intéressants pour cette étude. Effectivement, Liège est historiquement dominée par la sidérurgie et la métallurgie (Mingret, 1962), avec des retombées atmosphériques en éléments traces métalliques documentées dans le bassin de la Meuse (Liénard et al., 2011). La qualité de l'air du bassin liégeois reste aujourd'hui encore affectée par la coexistence de sources industrielles actives et d'un trafic routier dense, responsables de concentrations élevées en PM10 chargées en métaux (Hengesch et al., 2006). Charleroi présente un profil similaire, avec une activité industrielle ancienne reposant sur l'exploitation houillère, la sidérurgie et la verrerie dès le XVIII^e siècle (Roux, 2010).

Dans les deux cas, même lorsque certaines activités industrielles ont cessé ou diminué, la pollution accumulée au fil des décennies peut continuer d'influencer la dynamique atmosphérique des éléments traces via la remise en suspension des particules. C'est ce qu'on appelle l'effet *legacy* (Monaci & Baroni, 2025).

4.1.2. Présélection des sites d'échantillonnage

La présélection des sites d'échantillonnage a été réalisée à distance, avant toute visite de terrain. Sur base des connaissances issues de la littérature (voir section 2.2), des potentielles zones d'intérêt ont dès lors été ciblées au sein des agglomérations de Liège et de Charleroi. Les secteurs retenus présentaient des sources de pollution identifiées : gares ferroviaires, grands axes routiers, ainsi qu'anciens et actuels sites industriels. La présence de lichens sur les arbres de ces zones a ensuite été vérifiée via Google Maps/Earth, les cartes de Wallonie et Google Street View. Un site était présélectionné lorsque trois critères étaient réunis : la présence visible de *Xanthoria parietina* sur les troncs, la disponibilité de plusieurs arbres porteurs distants de quelques mètres les uns des autres, et l'accessibilité des arbres pour permettre la récolte sur le terrain. Les sites ont également été répartis de façon à couvrir un maximum de l'espace urbain des deux villes, en évitant de regrouper les points d'échantillonnage dans une même zone. Cette procédure a permis de présélectionner une quinzaine de sites potentiels pour chacune des deux villes, qui ont ensuite été soumis à une vérification sur le terrain.



Figure 12 : Vue satellite (Google Maps) du site rue des Aguesses (échantillon LIE8) à Liège, illustrant la proximité des arbres sur lesquels le lichen a été récolté (points rouges) avec l'autoroute E25 et les voies ferrées.

4.2. Échantillonnage

Une visite de terrain a été effectuée dans les deux villes, le 11 décembre 2025 pour Liège et le 12 février 2026 pour Charleroi. Ces visites ont permis de vérifier la présence de lichens en quantité suffisante, ainsi que la possibilité d'échantillonner trois arbres (par site) présentant des orientations différentes. Lorsque les conditions d'un site s'avéraient insuffisantes, celui-ci était écarté. Dans certains cas, seuls un ou deux arbres exploitables étaient disponibles sur le site. Dans d'autres, lorsqu'un site présentait un intérêt particulier mais que la masse lichénique disponible sur un seul arbre était insuffisante, les récoltes de plusieurs arbres ont été combinées pour constituer un échantillon unique (c'est le cas pour LIE5 et LIE9 qui n'ont qu'un seul échantillon, ainsi que pour CHA4 qui en possède deux). Le trajet entre les différents sites a également permis d'identifier et d'intégrer des sites non prévus initialement, repérés directement lors des déplacements en ville. Au total, 73 arbres ont été échantillonnés lors des campagnes de terrain, soit 29 à Liège et 44 à Charleroi, répartis sur 11 et 15 sites respectivement.

L'espèce échantillonnée est *Xanthoria parietina*, un lichen foliacé très commun en milieu urbain. Sa large distribution sur les troncs d'arbres en ville, sa tolérance reconnue au stress métallique et sa capacité à accumuler les particules atmosphériques, notamment les particules magnétiques, en font un bioindicateur adapté à ce type d'étude (Sarmoum et al., 2014).

La collecte des lichens a été effectuée à l'aide de couteaux en céramique, afin d'éviter toute contamination métallique des échantillons. Les lichens ont été récoltés à une hauteur minimale d'un mètre sur le tronc et conditionnés individuellement dans des sachets en plastiques fermés, afin d'éviter tout mélange ou contamination des échantillons. Le même protocole de collecte a été appliqué dans les deux villes.

Le jeu de données a été complété par les échantillons préalablement récoltés par Hugo Counoy dans le cadre de son doctorat portant sur l'évaluation de la qualité de l'air en milieu urbain par biosurveillance lichénique. Ces échantillons, représente 4 sites en plus pour Charleroi (10 arbres) et 4 sites supplémentaires pour Liège (6 arbres). Au total, le jeu de données comprend donc 34 sites d'échantillonnage (15 à Liège et 19 à Charleroi) pour un total de 89 arbres échantillonnés (Annexe 7.1 et 7.2).

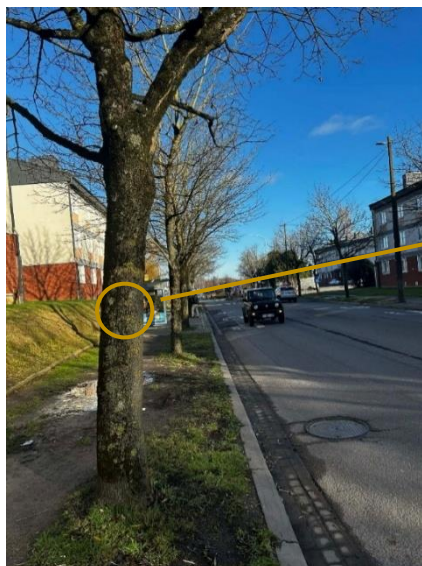


Figure 13 : À gauche : Érables situés sur l'un des sites à Liège (Avenue Olympe Gilbert). À droite : zoom sur le thalle de *Xanthoria parietina* visible sur le tronc (cercle jaune).
(© Anthony Specca, CC BY-SA 4.0, via Aspen Ecology, 2025)

4.3. Préparation des échantillons

Une fois la récolte achevée, les échantillons ont été placés à température ambiante pendant plusieurs semaines afin de permettre leur séchage complet. La durée de séchage a varié selon les conditions de récolte : deux à trois semaines pour les échantillons de Charleroi, récoltés par temps de pluie, et environ six semaines pour ceux de Liège.

Une fois les échantillons secs, une étape de tri a été réalisée à l'aide d'une pince en plastique et d'un couteau en céramique, afin d'éliminer tout matériel non lichénique et de ne conserver que les thalles de *Xanthoria parietina*, notamment les fragments d'écorce, les particules de terre, les mousses ainsi que les autres espèces lichéniques potentiellement présentes. Les échantillons ainsi triés ont ensuite été soumis à un cryobroyage à l'azote liquide (-196°C) dans un mortier en porcelaine, permettant leur homogénéisation en une poudre fine (Agnan, 2013). La poudre obtenue a ensuite été conditionnée dans des pots en plastique hermétiquement fermés et prête pour les mesures (Figure 14).



Figure 15 : Échantillons de 2 sites à Charleroi après l'étape de tri, mais avant le broyage

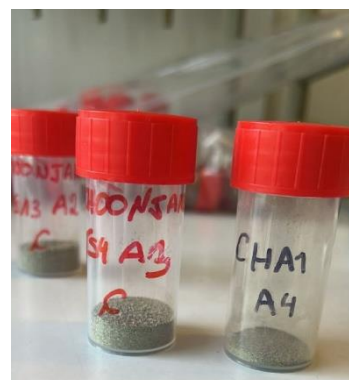


Figure 14 : Échantillons de 2 sites à Charleroi après broyage à l'azote liquide

4.4. Analyses des échantillons

Avant de réaliser les mesures, un test de masse a été effectué sur un même échantillon avec des masses croissantes afin de déterminer la masse minimale nécessaire pour obtenir des mesures stables. Les résultats de ce test sont présentés en section 5.1.1. Par la suite, les masses de chaque échantillon ont été mesurées à l'aide d'une balance de précision électronique analytique.

Les mesures de susceptibilité magnétique ont été réalisées au Centre de Physique du Globe de Doubrbes (Viroinval, Belgique), à l'aide de l'appareil Agico KLY-4 (Figure 16). La totalité de la masse de chaque échantillon a été placée individuellement dans une cuve cubique en plastique d'un volume de 7,225 cm³ (1,95 x 1,95 x 1,90 cm), afin d'éviter tout risque de contamination croisée entre échantillons. Trois répétitions ont été effectuées pour chaque échantillon afin de garantir la reproductibilité des mesures. Le bruit de fond de la cuve vide a également été mesuré au préalable à trois répétitions pour huit échantillons (soit 24 mesures au total).



Figure 16 : appareil utilisé pour les mesures de susceptibilité magnétique. Source : Agico.cz

4.5. Traitement des données

4.5.1. Mesures de susceptibilité et analyse spatiale

Les données brutes issues de l'Agico KLY-4 ont d'abord été moyennées à partir des 3 mesures par échantillon. Le bruit, a également été moyenné sur base des 24 mesures, et a été ensuite soustrait à toutes les moyennes des échantillons. Les valeurs ont alors été normalisées par la masse de chaque échantillon afin d'être exprimées en m^3/kg (SI).

Une analyse spatiale a été réalisée à l'aide du logiciel QGIS. Les coordonnées géographiques moyennes de chaque site, calculées à partir des positions des arbres échantillonnés, ont été intégrées sous forme de couche de points. Autour de chacun de ces points, des zones tampons de 100m, 200m et 500m ont été générées. Ces zones tampons ont été croisées avec plusieurs couches d'informations géographique issues de différentes sources :

- 1) OpenStreetMap : Les grands axes routiers.
- 2) PICC³ via WalOnMap : Les voies ferrées, les zones résidentielles et les espaces boisés.
- 3) QuickOSM⁴ : Les zones industrielles, les ronds-points et les cours d'eau.

4.5.2. Analyse statistique

Pour les matrices de corrélations et le modèle de régression linéaire, les valeurs de susceptibilité magnétique ont été transformées en log (SM) avant toute analyse, la distribution des valeurs brutes étant asymétrique avec quelques sites présentant des valeurs nettement plus élevées que les autres. Cette transformation permet de réduire cette asymétrie et constitue une base plus appropriée pour les analyses statistiques (West, 2022).

Des matrices de corrélation de Spearman ont ensuite été construites, d'une part entre les variables environnementales afin d'identifier les redondances, et d'autre part entre ces variables et les valeurs de log (SM). Le choix de Spearman plutôt que Pearson se justifie par la nature des données : plusieurs variables environnementales présentent des distributions asymétriques, et certains sites constituent des valeurs extrêmes susceptibles d'influencer les

³ PICC (Projet Informatique de Cartographie Continue) est la référence cartographique numérique tridimensionnelle de la Région wallonne, disponible sur WalOnMap.

⁴ QuickOSM est un *plugin* QGIS permettant d'importer des données OpenStreetMap directement via des requêtes personnalisées.

coefficients de Pearson. Spearman, travaillant sur les rangs plutôt que sur les valeurs brutes, est plus robuste dans ce contexte (Bishara & Hittner, 2012; Díaz-Vallejo et al., 2024).

Un modèle de régression linéaire multiple a ensuite été construit afin de quantifier le poids respectif des variables environnementales sur les valeurs de susceptibilité magnétique mesurées. Les variables incluses dans le modèle ont été sélectionnées en cherchant à retenir celles présentant le plus de poids explicatif et en éliminant les moins contributives. Les coefficients du modèle ont été standardisés afin de permettre la comparaison directe de variables exprimées dans des unités différentes (mètres, nombre, pourcentage). L'ensemble de ces analyses a été réalisé sous RStudio.

5. Résultats et Discussion

Cette section vise à présenter les résultats obtenus lors des mesures de susceptibilité magnétique sur les échantillons de lichens collectés à Liège et à Charleroi. Dans un premier temps, la validité de la méthode analytique est établie à travers le test de masse et le contrôle qualité des mesures. Ensuite, les résultats sont analysés à différentes échelles spatiales allant de la variabilité intra-site à la comparaison inter-villes. Le but est d'identifier les contrastes de pollution et de proposer une interprétation contextuelle.

5.1. Validation de la méthode

5.1.1. Test de masse

Avant d'effectuer les mesures de susceptibilité magnétique, un test de masse a été effectué visant à déterminer la masse minimale d'échantillon nécessaire pour obtenir une mesure représentative et stable avec l'appareil de mesure. En dessous d'un certain seuil, la quantité de matière est en effet insuffisante pour que le signal mesuré soit stable et reproductible. De légères variations dans la masse de l'échantillon induisent alors des fluctuations de la SM mesurée, rendant les valeurs peu fiables.

Pour ce faire, sept masses croissantes d'un même échantillon (CHA12A3) ont été introduites successivement dans la cuve de l'appareil. Cet échantillon a été retenu car sa masse élevée a permis de tester une gamme suffisamment large de masses croissantes. Pour chaque masse, la valeur de κ enregistrée par l'appareil a ensuite été convertie en susceptibilité massique χ , exprimée en m^3/kg (SI) via la formule présentée en section 5.1.3. Les résultats sont présentés à la Figure 17.

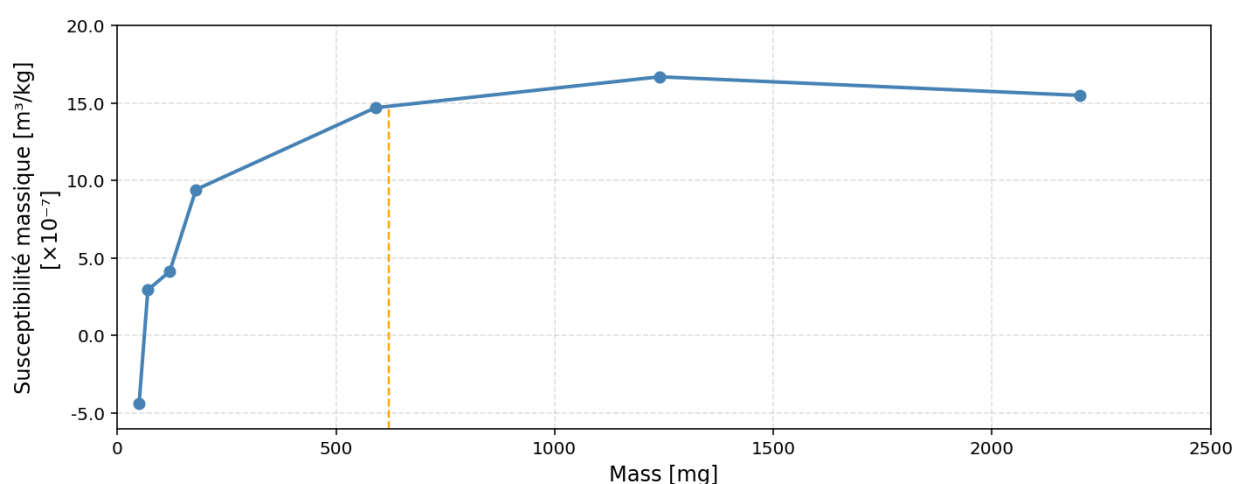


Figure 17 : Susceptibilité magnétique (SM) mesurée en fonction de la masse d'échantillon de lichen lors du test de masse

À mesure que la masse augmente, la Susceptibilité magnétique massique (SM) croît et se stabilise progressivement. À partir d'environ 600 mg, la SM commence à tendre vers un plateau. On remarque dès lors que cette valeur se situe aux alentours de $15 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$ (SI), et n'évolue plus significativement malgré l'augmentation de masse. Ce plateau traduit le fait qu'au-delà de ce seuil, la masse de matière est suffisante pour que le signal magnétique soit robuste et reproductible. La mesure est alors représentative de la charge particulaire réelle de l'échantillon.

Le seuil de 600 mg a été retenu. Au-delà de cette masse, les variations de SM entre deux points consécutifs deviennent négligeables, traduisant une stabilisation du signal. Les masses de chaque échantillon ont été vérifiées en amont des mesures afin de s'assurer qu'elles dépassaient ce seuil, condition indispensable.

Remarquons également qu'aux très faibles masses, la quantité de matière est insuffisante pour que le signal magnétique de l'échantillon soit détectable par l'appareil. Dans ce cas, c'est le bruit de fond (en l'occurrence le signal du plastique de la cuve contenant l'échantillon) qui domine la mesure. Ce matériau étant diamagnétique, il induit une SM négative, ce qui explique la valeur enregistrée à 50 mg. Il est important de rappeler que cette valeur négative n'est pas aberrante. Elle traduit simplement le comportement diamagnétique du plastique, et non une erreur de mesure.

5.1.2. Contrôle de qualité des mesures

5.1.2.1. Vérification du seuil de masse

La quasi-totalité des échantillons satisfait au test de masse. Sur les 49 échantillons de Charleroi, 46 dépassent le seuil de 0,6 g (voir Annexe 7.3). Ce qui représente un taux de validation de 94 %. Trois échantillons (CHA16A2, CHA17A1, CHA17A3) ont été écartés de l'analyse. Concernant Liège, 27 échantillons sur 34 ont été retenus, soit 79 % (voir Annexe 7.4). Sept échantillons n'atteignent pas le seuil minimal. Au total, 73 échantillons des 83 ont été retenus pour la suite de l'analyse (Tableau 2).

Il est important de souligner que ces exclusions n'affectent pas significativement la représentativité globale du jeu de données. En effet, malgré l'écartement d'un site à Charleroi (CHA17) et de trois sites à Liège (LIE12, LIE13, LIE15), il reste au total 30 sites sur 34 exploitables pour la suite de l'analyse spatiale.

Pour ces 2 villes, cette variabilité de la masse des échantillons s'explique en grande partie par les conditions de terrain. La quantité de lichens récoltable dépend directement du site visité, du nombre d'arbres disponibles, ainsi que de l'abondance et de la taille des thalles présents sur chaque arbre. Certains sites ou certains individus arborés offrent naturellement moins de matière que d'autres, rendant parfois difficile l'obtention d'une masse suffisante.

À l'exception de LIE1A1 et LIE6A2, l'ensemble des échantillons exclus provient de la collection du doctorant Hugo Counoy. Dans le cadre de ce travail, il a été tenté de récupérer un maximum de ses échantillons dont il n'avait plus l'utilité, afin d'élargir la couverture spatiale de l'étude. Cependant, la quantité de matière disponible s'est parfois révélée insuffisante pour atteindre le seuil requis.

Tableau 2 : Échantillons écartés de l'analyse pour cause de masse insuffisante

Échantillon	Masse (g)	Seuil ($\approx 0,6\text{g}$)
CHA16A2	0,4497	X
CHA17A1	0,3911	X
CHA17A3	0,3378	X
LIE1A1	0,5391	X
LIE6A2	0,4264	X
LIE12A1	0,1689	X
LIE13A1	0,524	X
LIE14A2	0,2788	X
LIE15A1	0,336	X
LIE15A2	0,4089	X

5.1.2.2. Correction du bruit de fond et répétabilité des mesures

Avant de procéder aux mesures des échantillons, le bruit de fond de la cuve vide a été mesuré à trois reprises pour huit échantillons. Ces mesures, effectuées dans les mêmes conditions que celles des échantillons, ont révélé des valeurs très stables et cohérentes entre elles, confirmant la stabilité du signal de fond. La valeur moyenne calculée à partir de ces 24 mesures (8 cuves $\times$ 3 répétitions) s'élève à $-7,4396 \times 10^{-6}$ [-] (SI) (voir Annexe 0).

Afin de vérifier que le remplissage de la cuve n'introduisait pas de biais lié à une mauvaise homogénéité de la poudre, un protocole de remélange a été appliqué à un sous-ensemble d'échantillons. Pour ces derniers, la poudre a été retirée de la cuve après chaque mesure, remélangée manuellement, puis replacée avant la mesure suivante. Les mesures obtenues pour ces échantillons restent très stables entre les trois répétitions, sans variation notable par rapport aux échantillons non remélangés. Cela confirme que la poudre est suffisamment homogène et que le réarrangement des particules entre les mesures n'introduit pas de variabilité significative.

Ensuite, pour chaque échantillon, trois mesures successives ont été effectuées afin d'évaluer la répétabilité de ces dernières. La répétabilité a été quantifiée à l'aide du coefficient de variation (CV), également appelé *Relative Standard Deviation* (RSD) en anglais.

Les résultats sont globalement très bons. À l'exception de LIE11A1 (CV = 2,36 %), tous les CV sont inférieurs à 1 % (voir Annexe 7.5). Ce qui est bien en dessous du seuil de 2 % généralement associé à une excellente précision analytique (*Relative Standard Deviation (RSD) Complete Guide*, 2026). La moyenne des CV s'établit à 0,09 % pour Charleroi et à 0,38 % pour Liège. Ces valeurs confirment que l'appareil Agico KLY-4 offre une très bonne répétabilité pour ce type de mesure. Les légères variations observées entre les trois répétitions d'un même échantillon peuvent s'expliquer par la présence éventuelle de perturbateurs magnétiques externes à proximité de l'appareil.

Il y'a tout de même un cas particulier. L'échantillon CHA17A2 présente une SM négative ainsi qu'un CV anormalement élevé de 14,52 %, ce qui le distingue nettement du reste du jeu de données. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ce résultat. Une contamination lors de la préparation, un problème lors de la mesure, ou des conditions de collecte particulières. Cet échantillon provient de la collection du doctorant Hugo Counoy, dont les conditions exactes de collecte et de préparation ne sont pas connues avec certitude. Face à ces incertitudes, CHA17A2 a été écarté de l'analyse.

5.1.3. Normalisation par la masse

Une fois la moyenne des 3 mesures calculée, celle-ci a été normalisée par la masse de chaque échantillon. Cette étape a permis de passer d'une mesure adimensionnelle à la susceptibilité massique exprimé en m³/kg (SI). Voici la formule qui a été utilisée (Shirzaditabar & Heck, 2021) :

$$\chi = \frac{V_{cuve} \times \kappa_{mesuré} \times 10^{-3}}{m_{échantillon}} \quad [m^3/kg] \quad (SI)$$

Où V_{cuve} correspond au volume de la boîte vide, calculé à 7,225 cm³, κ est la susceptibilité magnétique adimensionnelle mesurée par l'appareil, et $m_{échantillon}$ est la masse de l'échantillon exprimée en kg. Le volume de la cuve, exprimé en cm³, a été converti en m³ en appliquant un facteur 10⁻⁶ au numérateur. La masse, quant à elle, mesurée en grammes, a été convertie en kilogrammes en appliquant un facteur 10⁻³ au dénominateur. Ces deux conversions se combinent pour donner un facteur net de 10⁻³ au numérateur, garantissant ainsi la cohérence dimensionnelle du résultat final exprimé en m³/kg (SI).

La normalisation par la masse est une étape indispensable pour garantir la comparabilité des résultats. Sans normalisation, des différences de masse entre échantillons introduiraient un biais rendant la comparaison directe plus compliquée. En divisant par la masse, on obtient la susceptibilité massique « χ », une propriété intrinsèque de l'échantillon qui reflète uniquement sa concentration en minéraux magnétiques par unité de masse, indépendamment de la quantité de matière analysée.

5.2. Variabilité et hétérogénéité de terrain

5.2.1. Variabilité intra-site

Bien que les arbres échantillonnés soient proches géographiquement, des différences peuvent être observées entre les individus d'un même site. Cette variabilité intra-site reflète l'hétérogénéité locale du dépôt des particules magnétiques.

La Figure 18 présente la distribution des coefficients de variation (CV) intra-site pour Charleroi et Liège. À Charleroi, la médiane des CV s'établit à 13,4 %, avec une moyenne de 18,3 %. La distribution est asymétrique, tirée vers le haut par quelques sites à forte variabilité. À Liège, en revanche, la distribution est nettement plus resserrée et symétrique, avec une médiane de 8,9 % et une moyenne de 8,5 %, deux valeurs quasi identiques. Ces chiffres indiquent que la variabilité entre arbres d'un même site est globalement plus faible à Liège qu'à Charleroi, bien qu'elle reste non négligeable dans les deux cas.

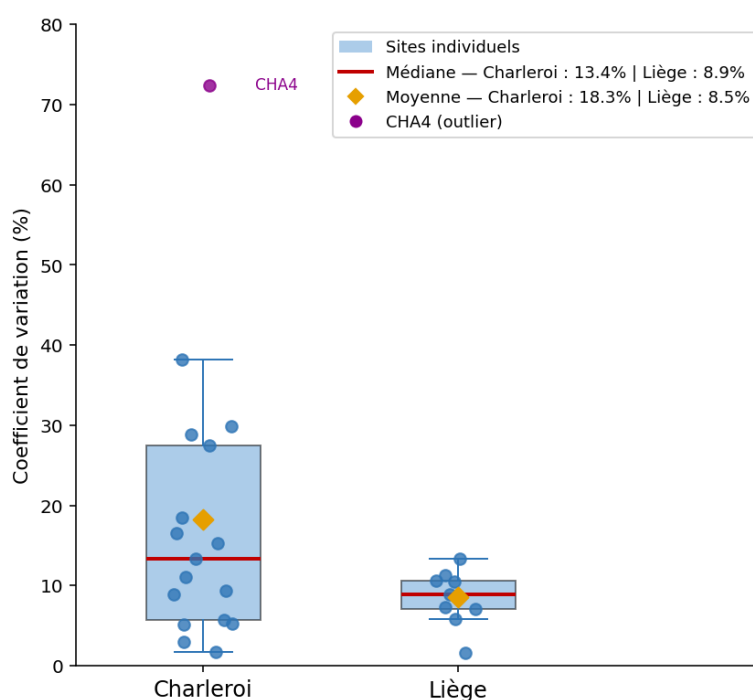


Figure 18 : Distribution des coefficients de variation intra-site pour Charleroi et Liège

Ces différences de SM entre arbres d'un même site sont cohérentes avec ce que montre la littérature. En effet, les concentrations de particules liées au trafic peuvent chuter très rapidement dans les premières dizaines de mètres autour d'une source (Kletetschka et al., 2003; Lucadamo et al., 2016). Ainsi, de légères différences de positionnement entre arbres suffisent à induire des variations entre les mesures de SM. Ils soulignent également que les turbulences créées par les obstacles environnants (bâtiments, végétation, variations de terrain) peuvent générer une distribution en « patches » des dépôts particulaires à très petite échelle, indépendamment de la distance à la source. Ainsi, deux arbres séparés de quelques mètres seulement peuvent se retrouver dans des micro-zones différentes, l'une favorisant l'accumulation de particules et l'autre leur dispersion. Enfin, la morphologie individuelle de chaque thalle influence également la quantité de particules retenues, contribuant ainsi à une variabilité entre individus même à quelques mètres d'intervalle (Marié et al., 2018). La variabilité observée entre arbres d'un même site reflète donc des hétérogénéités microenvironnementales.

Le cas de CHA4 constitue clairement un cas particulier, avec un CV de 72 %. Cette valeur s'explique par le fait que les 2 arbres de ce site sont cette fois-ci distants de + de 180m. ce qui explique qu'ils se retrouvent dans des contextes aussi contrastés (Figure 19 et Figure 20). CHA4A1 est implanté dans une zone résidentielle, davantage enclavé entre des bâtiments qui font obstacle aux flux de particules, tandis que CHA4A2 est situé en bordure d'un axe routier à trafic assez important, à proximité d'infrastructures industrielles et d'une voie ferrée. Ce contraste environnemental se traduit directement dans les valeurs de SM mesurée : CHA4A2 affiche une SM de $2,48 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$, soit près de six fois supérieure à celle de CHA4A1 ($3,97 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$). Ce cas illustre de manière particulièrement frappante à quel point le microenvironnement immédiat d'un arbre peut influencer le signal magnétique capté par les lichens, même au sein d'un même site d'échantillonnage.



Figure 19 : Arbre échantillonné au site CHA4A1. Source : Google Street View



Figure 20 : Arbre échantillonné au site
CHA4A2. Source : Thomas Schoonjans

5.2.3. Variabilité inter-sites

À une échelle spatiale plus large, c'est la distribution des sources de pollution à l'échelle de la ville qui structure le signal magnétique entre les sites. Afin d'obtenir une valeur représentative pour chaque site, la susceptibilité magnétique moyenne a été calculée à partir des arbres échantillonnés (Annexe 7.9). La Figure 21 présente la distribution de ces moyennes par site pour Charleroi et Liège. Plusieurs observations ressortent de ce graphe. Premièrement, Charleroi présente des valeurs de SM globalement plus élevées que Liège, avec une médiane de $6,0 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$ contre $4,2 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$. Deuxièmement, la dispersion est nettement plus marquée à Charleroi, dont la boîte est plus large et asymétrique, tandis que les valeurs liégeoises sont plus resserrées et homogènes. Enfin, CHA9 se démarque nettement comme hotspot principal à Charleroi, avec une SM de $2,65 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$, soit près de quatre fois supérieure à la médiane de la ville. À Liège, LIE9 constitue le seul site se distinguant clairement des autres, avec une valeur de $1,29 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$.

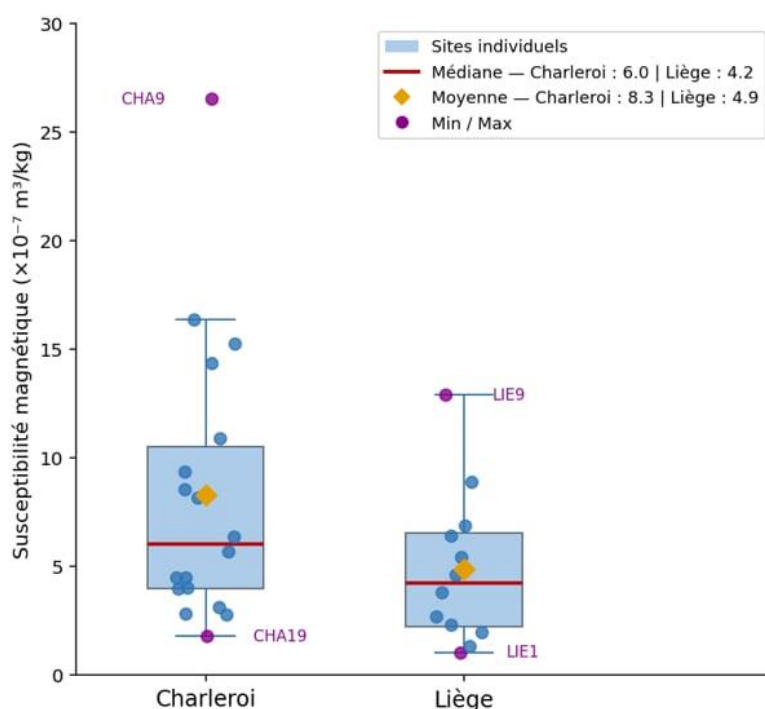


Figure 21 : Distribution de la susceptibilité magnétique massique moyenne par site pour Charleroi et Liège

Ces différences entre les différents sites sont cohérentes avec ce qu'on observe dans la littérature. La SM des lichens reflète en effet l'intensité et la nature des sources de pollution environnantes. À titre de comparaison, Chaparro et al. (2011) ont mené une étude similaire à Tandil, en Argentine, sur 21 sites répartis dans un contexte urbain et industriel, et reportent des valeurs de SM allant de $1,43$ à $50,0 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$. Dans notre étude, les valeurs s'étendent de $1,04$ à $26,5 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$. De même, le rapport entre les sites les plus exposés et les moins exposés est d'un facteur ≈ 25 dans notre cas, contre ≈ 35 Chaparro et al. (2011). Ces similitudes confirment la cohérence de nos mesures avec celles de la littérature et valident l'approche utilisée.

Pour visualiser cette distribution spatiale, les Figures Figure 22 et Figure 23 présentent la susceptibilité magnétique massique moyenne par site pour Charleroi et Liège, représentées selon la même échelle de couleurs permettant une comparaison directe entre les deux villes. Les roses des vents, issues du modèle ERA5 (Copernicus Climate Change Service), sont intégrées à chaque carte et indiquent que les deux villes sont soumises à des régimes de vents dominants quasi identiques, orientés principalement vers le sud-ouest.

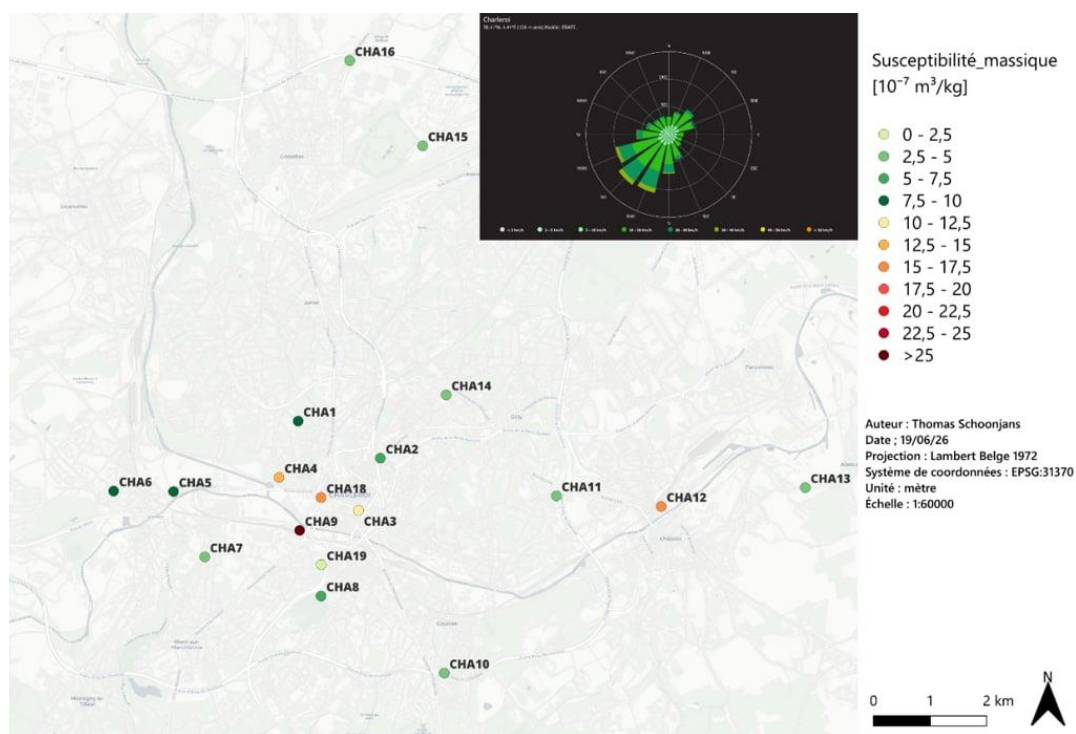


Figure 22 : Distribution spatiale de la susceptibilité magnétique massique moyenne par site d'échantillonnage à Charleroi, exprimée en $10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$

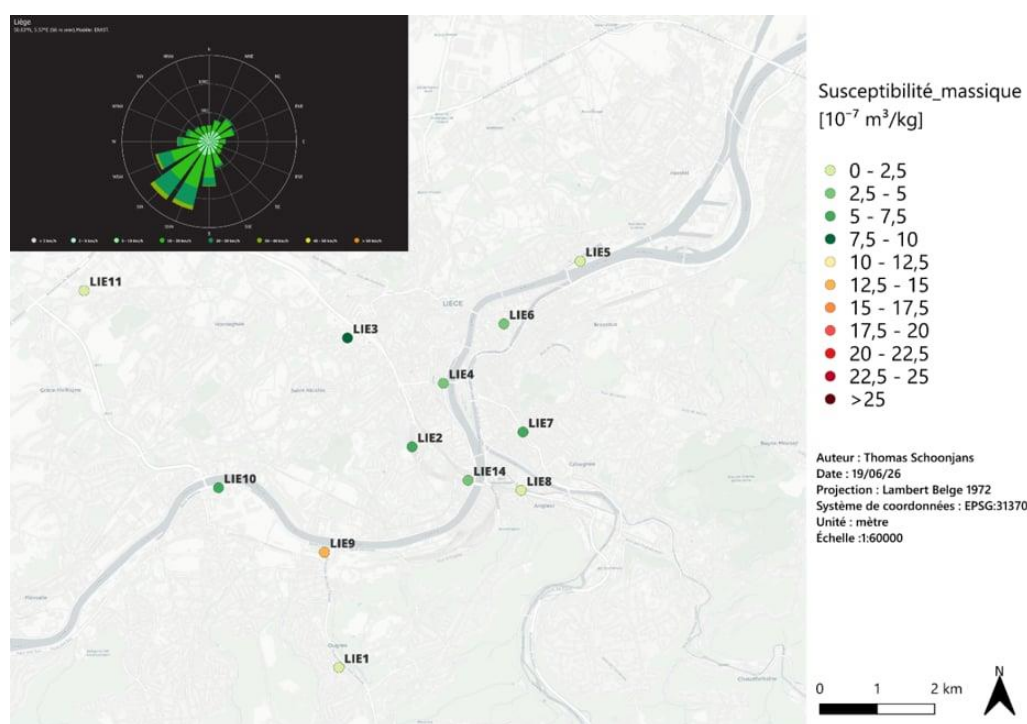


Figure 23 : Distribution spatiale de la susceptibilité magnétique massique moyenne par site d'échantillonnage à Liège exprimée en $10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$

La comparaison des deux cartes met en évidence des profils spatiaux contrastés. À Charleroi, une hétérogénéité marquée est observée, avec des valeurs de SM plus élevées dans la partie centrale de la ville, notamment autour de CHA3, CHA4, CHA9 et CHA18, qui diminuent progressivement vers la périphérie. À Liège, en revanche, la distribution est nettement plus homogène, avec des valeurs globalement basses sur l'ensemble du territoire et un contraste beaucoup moins marqué entre les sites. Seul LIE9 se démarque légèrement des autres.

Ces différences entre sites reflètent l'hétérogénéité du contexte spatial propre à chaque point d'échantillonnage. Comme discuté dans l'état de l'art, les sites proches d'industries ou de grands axes routiers peuvent présenter des concentrations magnétiques nettement supérieures à celles observées en zones moins exposées, et les concentrations de particules peuvent chuter avec la distance à la source (Chaparro, 2021; Chaparro et al., 2011; Kletetschka et al., 2003; Lucadamo et al., 2016). Les facteurs environnementaux susceptibles d'expliquer ces différences spatiales seront analysés plus en détails dans la section suivante.

5.3. Analyse des facteurs d'influence

5.3.3. Analyse du contexte spatial par *buffers*

Afin d'identifier les facteurs environnementaux susceptibles d'expliquer les différences de susceptibilité magnétique observées entre les sites, une analyse du contexte spatial entourant chaque point d'échantillonnage a été réalisée à partir de zones tampon (*buffers*) générées à trois échelles : 100m, 200m et 500m. Ces trois échelles permettent d'explorer le rôle de la distance aux sources de pollution et d'évaluer dans quelle mesure celle-ci influence les valeurs de SM mesurées. Afin d'illustrer concrètement cette approche, deux exemples de buffers sont présentés pour Charleroi : CHA9, qui constitue le hotspot de l'étude avec une SM de $2,65 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$ (SI), et CHA16, un site plus éloigné du centre-ville présentant une SM bien plus faible de $4,50 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$ (**Error! Reference source not found.**) (Annexe 7.10).

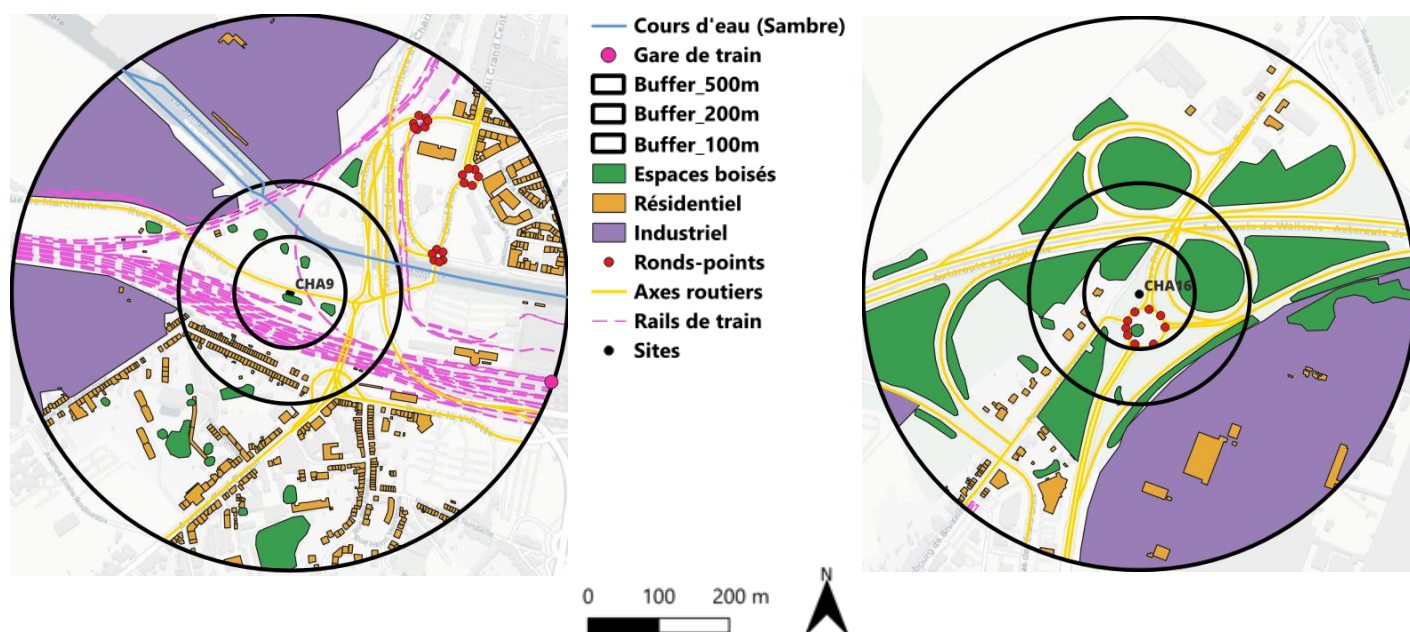


Figure 24 : Analyse du contexte spatial par zones tampon (100m, 200m et 500m) pour les sites CHA9 (gauche) et CHA16 (droite) à Charleroi.

CHA9, identifié comme le hotspot de l'étude, présente un contexte spatial qui semble cohérent avec sa valeur de SM élevée. Sa proximité immédiate aux voies ferrées (26m), combinée à une densité ferroviaire qui augmente considérablement avec l'échelle, constitue une source potentielle importante de particules magnétiques. Lors des phases de décélération, l'engagement des freins mécaniques génère en effet des quantités importantes de particules d'usure en suspension, fortement concentrées en fer (Tanzeglock, 2024). À cela s'ajoute une zone industrielle non négligeable visible en périphérie du site, notamment à 500m, sachant que les émissions industrielles constituent des sources reconnues de

particules magnétiques riches en oxydes de fer. Enfin, trois ronds-points sont recensés dans le buffer de 500m, représentant des zones de freinage et d'accélération intenses et donc des sources supplémentaires potentielles de particules d'usure (Bućko et al., 2011; Hofman et al., 2017; Jordanova et al., 2010).

La situation de CHA16 est cependant plus contradictoire. il se situe à quelques mètres seulement d'un rond-point et est entouré d'un échangeur autoroutier majeur visible aux trois échelles. Or, ces infrastructures représentent elles aussi des zones de freinage intense et donc des sources potentielles de particules magnétiques. Sa SM nettement plus faible que CHA9, malgré ce contexte routier chargé, soulève donc une question : dans quelle mesure la source ferroviaire et la source routière contribuent-elles différemment au signal magnétique mesuré dans les lichens ? C'est précisément ce que l'analyse statistique qui suit cherchera à clarifier.

5.3.4. Analyse statistique

L'objectif de cette section est d'identifier les facteurs environnementaux qui influencent le plus les valeurs de SM mesurées et de quantifier le poids respectif de chacun d'entre eux. L'analyse se déroule en trois étapes : identification des redondances entre variables environnementales via des matrices de corrélation de Spearman, sélection des prédicteurs les plus en lien avec les valeurs de SM, puis construction d'un modèle de régression linéaire multiple (rappel section 4.5.2 Analyse statistique).

5.3.4.1. Corrélations entre les facteurs

Afin d'identifier les variables les plus redondantes entre elles et d'éviter d'introduire de la multicolinéarité dans le modèle, des matrices de corrélation de Spearman ont été construites pour chacun des trois buffers. En effet, si deux variables mesurent des réalités trop similaires, les inclure toutes les deux dans un modèle de régression ne ferait qu'introduire de la redondance sans apporter d'information supplémentaire, ce qui peut rendre le modèle instable et compliquer l'interprétation du poids de chaque variable. Les résultats sont présentés aux Figures Figure 26, Figure 25 et Figure 27.

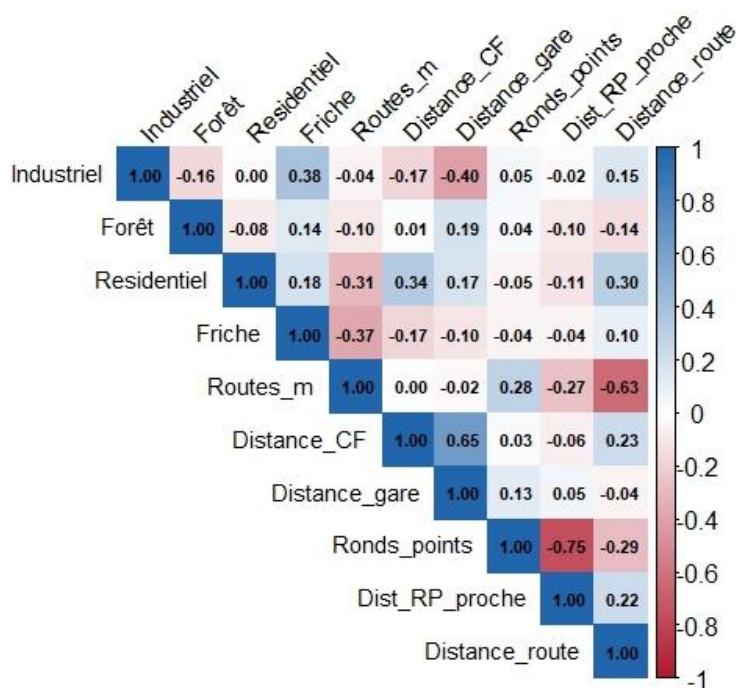


Figure 26 : Matrice de corrélation de Spearman
(buffer de 100m)

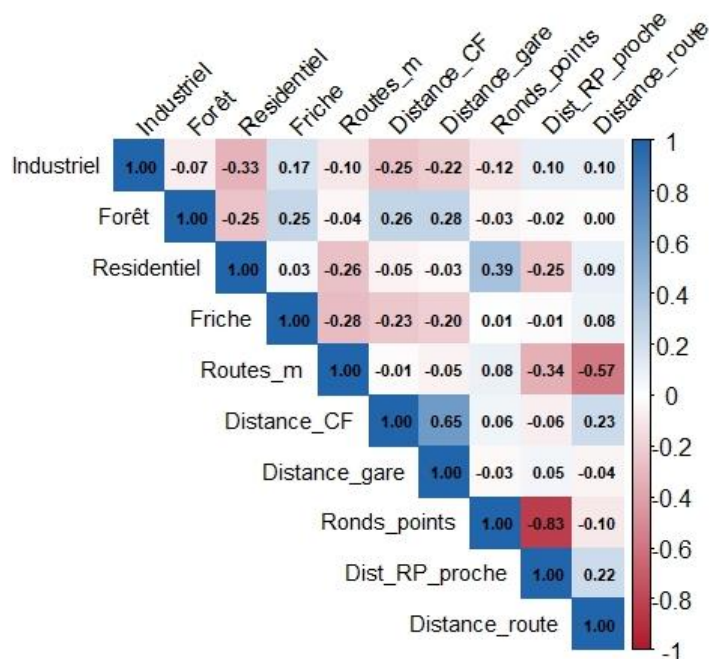


Figure 25 : Matrice de corrélation de Spearman
(buffer de 200m)

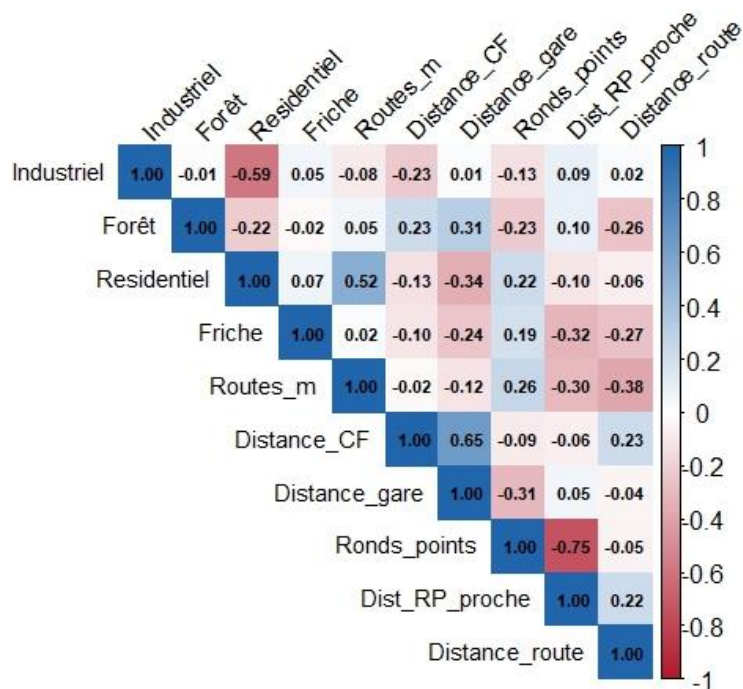


Figure 27 : Matrice de corrélation de Spearman
(buffer de 500m)

Les matrices de corrélation de Spearman entre variables environnementales révèlent des tendances relativement stables aux trois échelles de buffer. Deux paires de variables ressortent systématiquement comme redondantes. La distance au chemin de fer avec la distance à la gare la plus proche présentent une corrélation positive modérée et stable aux trois échelles ($p = 0,65$). Ce qui s'explique par le fait que les gares constituent des nœuds dans le réseau ferroviaire et se trouvent donc naturellement à proximité des voies. Le nombre de ronds-points et la distance au rond-point le plus proche présentent quant à eux une corrélation négative forte et stable ($p = -0,75$ à 100m, $-0,83$ à 200m, $-0,75$ à 500m) : plus il y a de ronds-points dans le *buffer*, plus il y a de chances d'en avoir un proche. Enfin, la longueur des routes et la distance à la route la plus proche présentent également une corrélation négative modérée qui s'affaiblit progressivement avec l'échelle ($p = -0,63$ à 100m, $-0,57$ à 200m, $-0,38$ à 500m), ce qui reflète le fait qu'en milieu urbain dense, où se situent la majorité des sites, un réseau routier dense tend à réduire la distance à la route la plus proche. À grande échelle en revanche, le buffer commence à englober des zones périphériques où cette relation devient moins systématique.

Face à ces redondances, une variable a été retenue par paire. La distance au chemin de fer a été privilégiée par rapport à la distance à la gare, et la distance à la route la plus proche a été retenue au détriment de la longueur des routes. Dans les deux cas, ces variables capturent mieux la réalité physique de l'exposition : la voie ferrée et la route constituent les sources linéaires directes de particules magnétiques via l'usure des systèmes de freinage, et la distance à ces sources est le paramètre le plus directement lié à l'intensité du signal magnétique mesuré. De récentes études confirment en effet que le signal biomagnétique obéit à un gradient de dépôt clair, diminuant de manière significative en fonction de la distance perpendiculaire aux voies ferrées ou aux axes routiers (Di Martino et al., 2026; Moreira et al., 2024a).

Le nombre de ronds-points a été retenu au détriment de la distance au rond-point le plus proche, car il capture l'effet cumulatif de l'ensemble des zones de freinage intensif autour du site. En effet, la littérature démontre que les particules magnétiques issues de l'abrasion des freins s'accumulent massivement dans les zones à haute fréquence de décélération telles que les carrefours et les ronds-points, et que chaque rond-point constitue un point chaud d'accumulation de métaux issus du freinage (Diana et al., 2025; Grigoratos & Martini, 2015; Verma, 2015).

5.3.5. Corrélations entre les variables environnementales et les mesures

Une fois les premières variables écartées, l'étape suivante consistait à regarder lesquelles sont le plus fortement liées aux valeurs de SM. Pour mieux comprendre et visualiser, les corrélations de Spearman ont été cette fois-ci calculées entre les variables et ces mesures pour chacun des 3 buffers. Les résultats sont présentés dans la figure ci-dessous.

La distance au chemin de fer ressort largement comme la variable la plus fortement corrélée aux valeurs de SM. Il convient de noter que cette corrélation est naturellement identique aux trois échelles de buffer, puisque la distance au chemin de fer le plus proche est une valeur fixe propre à chaque site, indépendante de la taille du buffer considéré. Ce qui est en revanche particulièrement informatif, c'est la force de cette corrélation, nettement supérieure à toutes les autres variables testées. Ce résultat confirme ce qui avait déjà été observé lors de l'analyse spatiale des buffers : la proximité au réseau ferroviaire est un facteur clé pour expliquer les niveaux de susceptibilité magnétique mesurés dans les lichens.

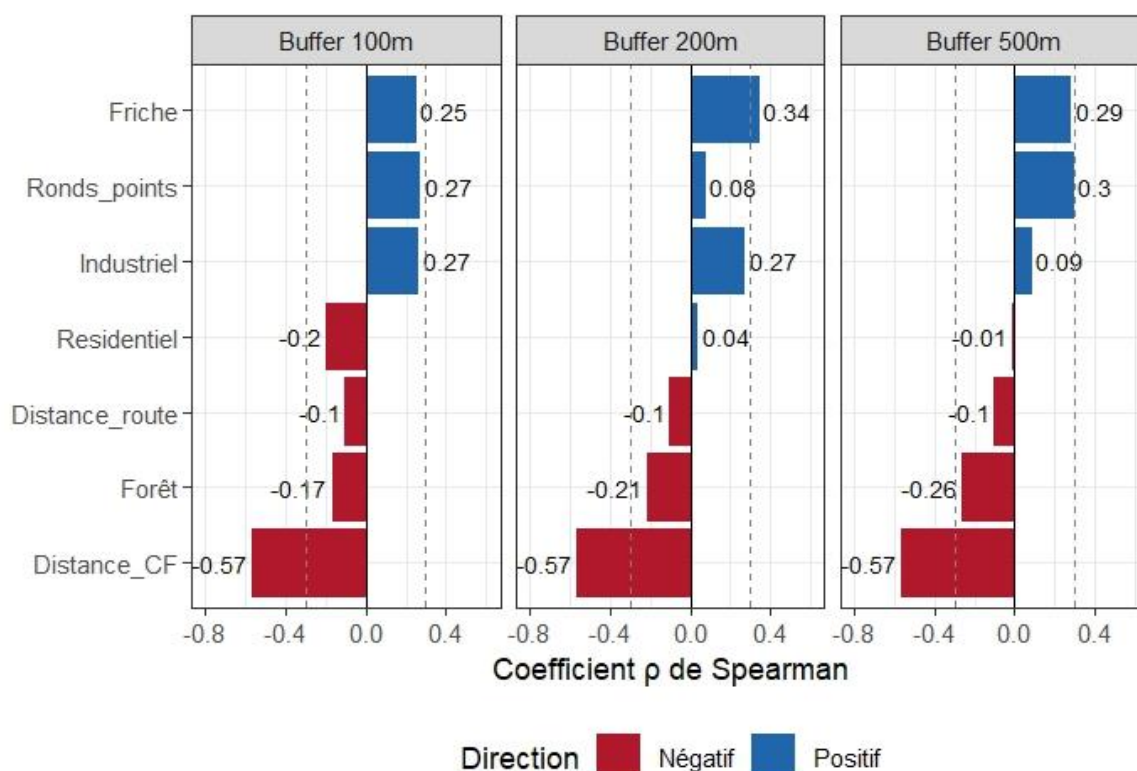


Figure 28 : Corrélations de Spearman entre les variables environnementales et les mesures de SM pour les trois buffers

En second lieu, les friches industrielles et le nombre de ronds-points présentent des corrélations positives modérées avec les valeurs de SM. Le signal des ronds-points est particulièrement marqué à 500m, ce qui est cohérent avec l'effet cumulatif discuté précédemment. Les friches présentent quant à elles un signal relativement stable aux trois

échelles, suggérant que leur influence sur les valeurs de SM ne dépend pas fortement de l'échelle considérée.

Les autres variables présentent des corrélations faibles et peu stables selon l'échelle, certaines changeant même de signe entre les buffers. Ces variables n'apportent donc pas de signal cohérent et interprétable, et seront écartées de la modélisation qui suit.

5.3.6. Du signal à la modélisation : sélection des variables

Le modèle final a été construit avec trois variables : la distance au chemin de fer, le nombre de ronds-points et le pourcentage de friches industrielles, auxquelles s'ajoute la ville comme variable catégorielle fixe (rappel section 4.5.2). Les résultats sont présentés sous forme de coefficients standardisés (β) avec leurs intervalles de confiance à 95 % pour chacun des trois buffers (Figure 29).

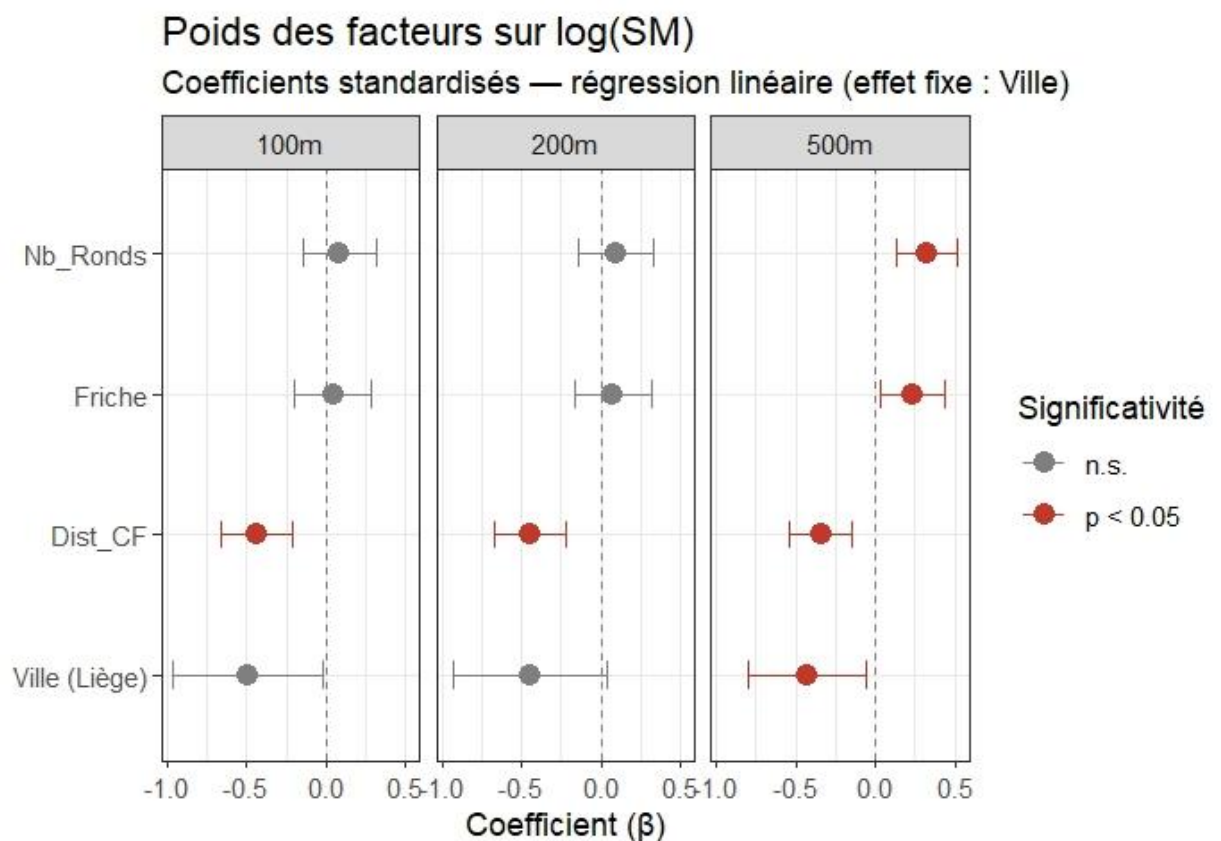


Figure 29 : Coefficients standardisés (β) issus du modèle de régression linéaire multiple pour les trois échelles de buffer (100m, 200m et 500m). Les points rouges indiquent les variables statistiquement significatives ($p < 0,05$). Les barres horizontales représentent les intervalles de confiance à 95%

À 100m et 200m, un seul facteur ressort comme statistiquement significatif : la distance au chemin de fer, avec un coefficient négatif stable aux deux échelles. Cela signifie qu'à ces échelles locales, la proximité au réseau ferroviaire est le seul facteur qui explique de manière robuste les variations de susceptibilité magnétique entre les sites. Ce résultat est cohérent avec la littérature. Le nombre de ronds-points et le pourcentage de friches présentent des coefficients positifs mais leurs intervalles de confiance chevauchent largement zéro, indiquant une absence de significativité statistique à ces échelles. Pour les ronds-points, cela s'explique par le fait qu'à 100m et 200m, le nombre de ronds-points recensés dans le buffer est encore trop faible pour générer un effet cumulatif suffisamment important. Pour les friches, c'est leur nature diffuse qui explique l'absence de signal à courte échelle.

À 500m en revanche, trois facteurs ressortent simultanément comme statistiquement significatifs. La distance au chemin de fer conserve son coefficient négatif, confirmant la robustesse et la stabilité du signal ferroviaire déjà observé aux échelles précédentes. Le nombre de ronds-points présente cette fois un coefficient positif significatif, indiquant qu'à cette échelle, l'effet cumulatif des zones de freinage intensif devient suffisamment important pour être détecté statistiquement, ce qui est cohérent avec les résultats des corrélations de Spearman qui montraient déjà un signal plus marqué à 500m pour cette variable. Le pourcentage de friches industrielles ressort également comme significatif à cette échelle, s'inscrivant dans la dynamique de pollution héritée (*legacy pollution*). Les sols de ces friches, chargés en particules magnétiques accumulées lors des décennies d'activité sidérurgique et métallurgique, constituent des sources résiduelles susceptibles d'être remises en suspension dans l'atmosphère (Monaci & Baroni, 2025). Plusieurs études ont d'ailleurs démontré que la susceptibilité magnétique constitue un proxy efficace pour tracer cette pollution héritée d'origine industrielle (Liu et al., 2025; Zhang et al., 2008).

Enfin, la variable ville devient significativement négative à 500m. un coefficient négatif pour cette variable signifie que, indépendamment de la distance au chemin de fer, du nombre de ronds-points et du pourcentage de friches, les sites liégeois présentent des niveaux de susceptibilité magnétique globalement plus faibles que les sites de Charleroi. Ce résultat valide statistiquement ce qui avait déjà été observé visuellement lors de la comparaison des distributions spatiales entre les deux villes. La littérature montre que les différences de mesures entre villes peuvent s'expliquer par une combinaison de facteurs structurels tels que le profil industriel, la densité du réseau de transport (Y. Liu et al., 2025) ou encore la topographie locale (Zhang et al., 2008). Dans le cadre de cette étude, ces facteurs n'ont pas pu être testés, et des analyses complémentaires seraient nécessaires pour expliquer pleinement cet effet ville.

5.3.7. Facteurs explicatifs de la susceptibilité magnétique : interprétation et limites

Les résultats du modèle varient selon l'échelle de buffer considérée, ce qui constitue un résultat intéressant. À 100m et 200m, seule la distance au chemin de fer ressort comme facteur significatif. À 500m en revanche, trois facteurs sont statistiquement démontrés simultanément, avec un R^2 ajusté de 0,59. Ce qui signifie que le modèle explique près de 60 % de la variance des valeurs à cette échelle.

Distance au chemin de fer

La distance au chemin de fer est le facteur le plus robuste du modèle. Il est le seul qui est significatif aux trois échelles ($p < 0,01$), avec un coefficient négatif stable ($\beta = -0,44$ à 100m et 200m, $\beta = -0,35$ à 500m). Cela indique que plus un site est proche d'une voie ferrée, plus sa susceptibilité magnétique est élevée. Ce résultat est cohérent avec ce que montre la littérature. Les voies ferrées sont une source majeure de particules magnétiques riches en oxydes de fer, générées notamment par l'usure des systèmes de freinage des trains lors des phases de décélération (Fridell et al., 2010; Moreno et al., 2015; Tanzeglock, 2024). Plusieurs études de biomonitoring magnétique ont documenté une diminution claire de la susceptibilité magnétique avec l'augmentation de la distance à la source de pollution (Moreira et al., 2024b; Zhang et al., 2008).

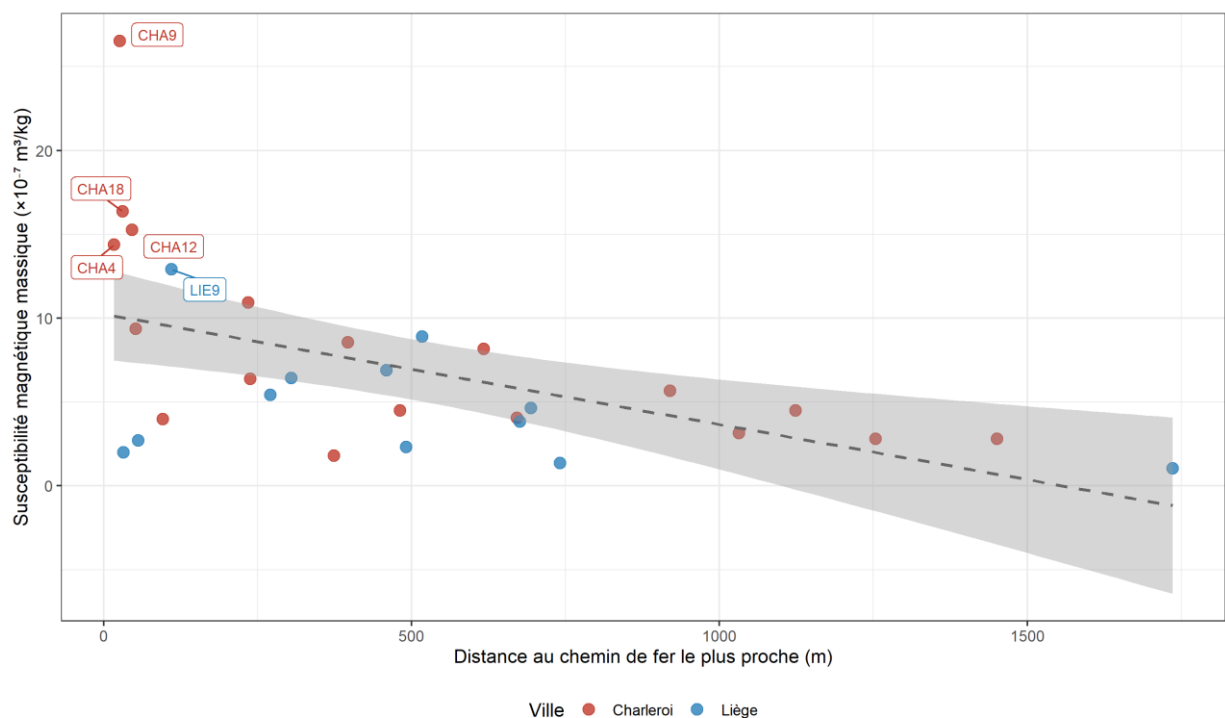


Figure 30 : Relation entre la distance au chemin de fer et la susceptibilité magnétique

La Figure 30 illustre cette relation pour le buffer 100m. Les sites les plus proches du chemin de fer CHA4 (17m), CHA9 (26m), CHA18 (31m), CHA12 (46m) et LIE9 (110m) font parties des 6 sites avec les mesures de SM les plus élevées (Annexe 7.9). Tandis que les sites les plus éloignés tendent vers des valeurs plus faibles. Il convient toutefois de noter que l'intervalle de confiance s'élargit considérablement à grande distance et descend en valeurs négatives, ce qui reflète la faible densité de points dans cette zone et la limite de la relation linéaire à cette échelle.

A noter que cette figure représente la relation pour le buffer de 100m, cependant, étant donné qu'elle représente toujours la même distance entre le site et la voie ferrée la plus proche, indépendamment de l'échelle de buffer considérée, la tendance observée serait identique pour les buffers de 200m et 500m. Cependant, il est intéressant de noter que le coefficient standardisé β associé à cette distance diminue légèrement avec l'augmentation du buffer ($\beta = -0,44$ à 100m et 200m, $\beta = -0,35$ à 500m). Cela s'explique par le fait qu'à grande échelle, certaines autres sources de pollution sont plus présentes et contribuent donc davantage à expliquer les variations de SM. La distance au chemin de fer « perd » ainsi une partie de son poids explicatif, sans pour autant perdre sa significativité statistique.

Ronds-points

Le nombre de ronds-points ressort comme significatif uniquement à 500m ($\beta = +0,33$, $p = 0,002$), ce qui signifie que plus il y a de ronds-points dans un rayon de 500m autour d'un site, plus sa SM tend à être élevée. Ce résultat est cohérent car les ronds-points constituent des zones de freinage et d'accélération intenses, génératrices de particules *non-exhaust* riches en oxydes de fer issues notamment de l'usure des plaquettes de frein (Grigoratos & Martini, 2015; Pant & Harrison, 2013). En milieu urbain, l'usure des freins peut représenter jusqu'à 55 % de la masse totale des émissions non-exhaust de PM_{10} (Grigoratos & Martini, 2015).

Le fait que cet effet soit surtout détectable à 500 m s'explique par la nature diffuse de cette source. Un seul rond-point génère peu de particules à l'échelle d'un buffer de 100m, mais la présence de nombreux ronds-points dans un rayon de 500m crée un effet cumulatif mesurable.

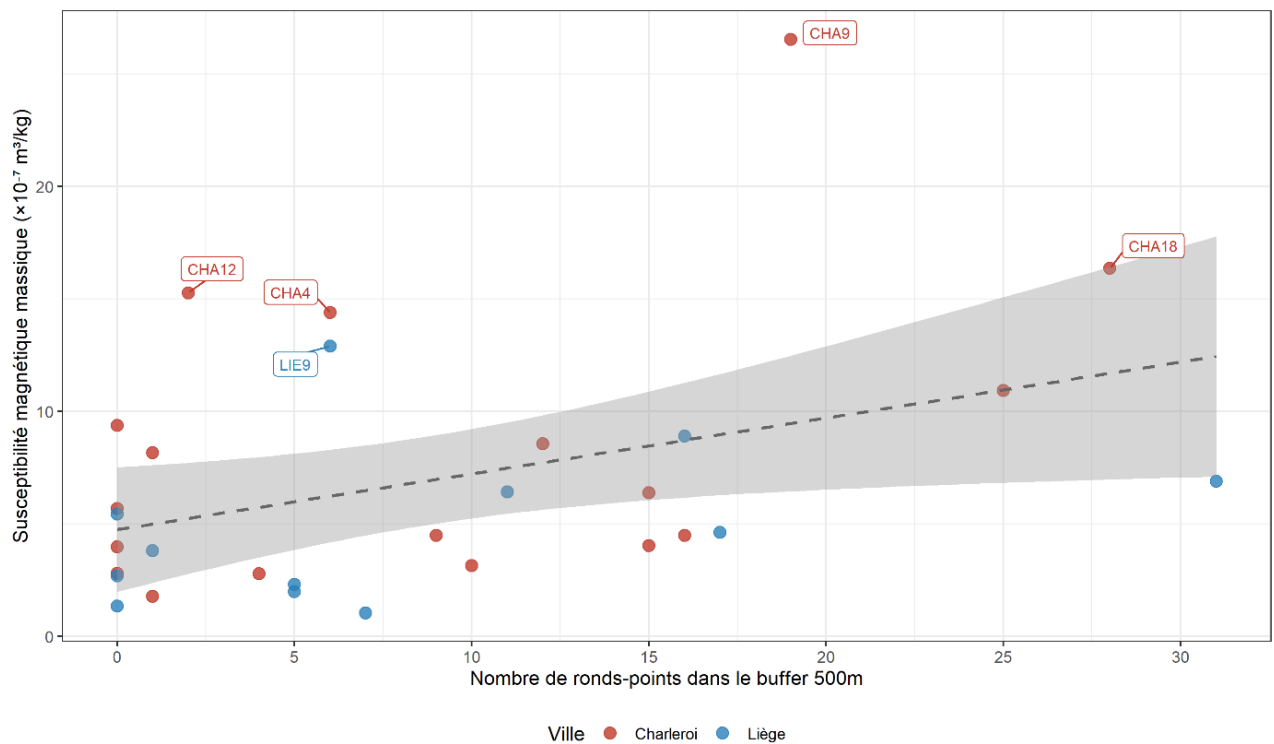


Figure 31 : : Relation entre le nombre de ronds-points et la susceptibilité magnétique pour le buffer de 500m

Cependant, comme le montre la Figure 31, la relation entre le nombre de ronds-points et la SM reste visuellement peu marquée. Cela permettrait d'expliquer qu'un signal statistiquement significatif soit détectable à cette échelle. La tendance positive observée suggère donc bien qu'à grande échelle, l'accumulation de ronds-points dans l'environnement d'un site contribue à augmenter les valeurs de SM, cohérent avec le rôle des zones de freinage intensif comme source de particules magnétiques riches en fer. Le site CHA9 constitue cependant un cas particulier. Sa SM nettement supérieure aux autres ne s'explique pas uniquement par sa proximité ferroviaire (26m), puisque d'autres sites comme CHA4 (17m) et CHA18 (31m) sont encore également proches des voies ferrées mais présentent des valeurs de SM inférieures. C'est vraisemblablement la combinaison de sa proximité ferroviaire et de ses ronds-points dans le buffer 500m qui génère un effet cumulatif, produisant les niveaux de SM les plus élevés de l'étude. Ce type de cumul de sources simultanées a déjà été documenté dans la littérature comme produisant des niveaux de pollution magnétique nettement supérieurs à ceux générés par une source unique (Marié et al., 2019).

Friches industrielles

Les friches ressortent également comme significatif à 500m uniquement ($\beta = +0,24$, $p = 0,029$). Les friches industrielles peuvent constituer des sources résiduelles de particules magnétiques liées aux activités passées de sidérurgie ou de métallurgie (Dong et al., 2026; Petrovský et al., 2020). Dans le contexte spécifique de Charleroi et Liège, ces friches s'inscrivent dans une dynamique de pollution héritée (*legacy pollution*). Ce concept désigne la contamination persistante de sites industriels anciens dont les activités ont cessé, mais dont les sols restent chargés en polluants accumulés au fil des décennies. Malgré la diminution des émissions industrielles actives, cette pollution héritée continue d'influencer la dynamique atmosphérique via la remise en suspension des particules contaminées des sols (Monaci & Baroni, 2025; Wang et al., 2022). La Wallonie est particulièrement concernée par ce phénomène, du fait de son historique industriel associé à la sidérurgie/métallurgie et à la transformation des métaux non-ferreux.

Toutefois, comme pour les ronds-points, la Figure 32 révèle une relation visuellement peu convaincante. La grande majorité des sites présente un pourcentage de friches proche de zéro dans leur buffer 500m, et la tendance positive est essentiellement tirée par quelques sites comme CHA4 (29% de friches) et LIE9 (29%). L'intervalle de confiance est très large, ce qui traduit une forte incertitude autour de cette relation. Pour cette variable, il faut rester prudent. Il aurait fallu avoir une plus large gamme d'échantillons contenant des pourcentages plus importants de friche. Cela aurait permis de confirmer ou d'infirmer cet effet sur les mesures.

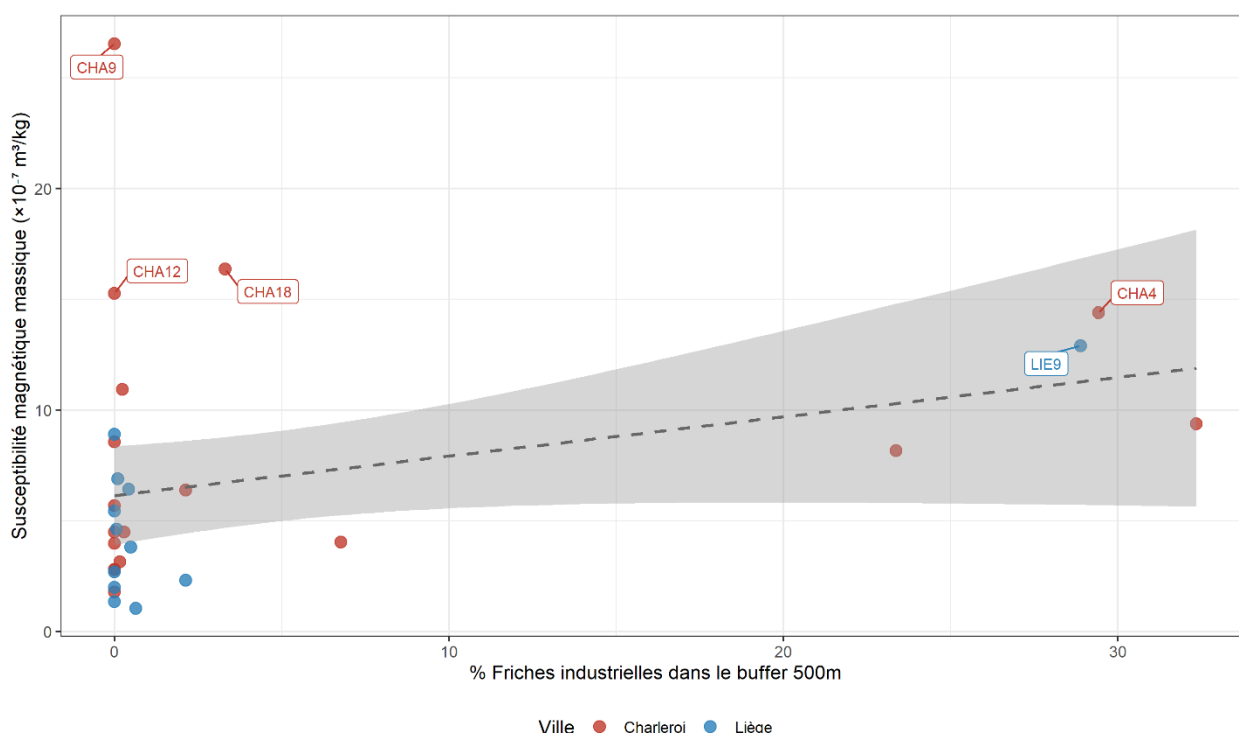


Figure 32 : Relation entre les friches et la susceptibilité magnétique pour le buffer de 500m

Variables écartées

Les autres variables environnementales analysées : pourcentage de forêt, de zones résidentielles, d'espaces industriels, longueur des routes et distance à la route la plus proche présentaient des corrélations faibles et peu stables avec les valeurs mesurées aux trois échelles de buffer. Leur exclusion du modèle est donc justifiée par l'absence de signal cohérent.

Ces résultats s'expliquent différemment selon les variables. Pour le pourcentage de forêt, l'idée n'était pas que les espaces boisés constituent une source de particules magnétiques, mais plutôt de tester si les sites situés dans ou à proximité de parcs urbains arborés (comme c'est le cas pour quelques sites) présentaient des valeurs de SM plus faibles. Les arbres pouvant constituer une barrière physique à la dispersion des particules. Les corrélations de Spearman montrent effectivement une tendance négative légère ($\rho = -0,17$ à 100m, $-0,26$ à 500m), légèrement cohérente avec cette hypothèse, mais trop faible et instable pour être retenue dans le modèle.

Pour les zones résidentielles, l'instabilité des corrélations selon l'échelle ($\rho = -0,20$ à 100m, $+0,04$ à 200m, $-0,01$ à 500m) et leur changement de signe suggèrent l'absence de relation claire avec les valeurs de SM. Ce résultat est cohérent avec le fait que les zones d'habitation ne constituent pas une source significative de particules magnétiques. Les corrélations trop faibles et instables selon l'échelle ne permettent pas non plus de conclure à un effet barrière.

Pour les zones industrielles, toutes les industries ne sont pas émettrices de particules magnétiques à égale intensité, et la couche OSM utilisée ne permet pas de distinguer les types d'industries présentes dans le buffer. Elles sont traitées de la même manière, ce qui rend cette variable trop grossière pour capturer un signal magnétique cohérent. On aurait pu s'attendre à ce que les zones industrielles aient un poids plus important dans le modèle, mais cette absence de distinction entre types d'industries constitue une source d'incertitude majeure qui limite l'interprétation de cette variable.

Enfin, pour la longueur des routes et la distance à la route la plus proche, ces variables capturent la présence générale du réseau routier mais ne reflètent pas l'intensité réelle du trafic ni la fréquence de freinage. Deux paramètres pourtant déterminants pour la génération de particules magnétiques non-exhaust (Grigoratos & Martini, 2015).

6. Conclusion et perspectives

Ce mémoire a pour objectif d'explorer dans quelle mesure le contexte spatial environnant des sites d'échantillonnage permet d'expliquer les valeurs de susceptibilité magnétique mesurées dans des lichens collectés à Charleroi et à Liège, et si cette approche permet d'identifier des sources de pollution particulière potentielles en milieu urbain.

Les résultats permettent de répondre partiellement à cet objectif. La méthode de mesure s'est révélée fiable et reproductible, ce qui valide les lichens comme outil pour la biosurveillance magnétique, du moins dans les conditions de cette étude. À l'échelle spatiale, le signal lichénique fait une distinction entre les deux villes. Charleroi présente des niveaux de SM plus élevés et plus hétérogènes que Liège. Une différence qui semble davantage liée aux sources de pollution locales qu'aux conditions de dispersion atmosphérique, pourtant similaires entre les deux villes. À l'échelle statistique, la proximité au réseau ferroviaire ressort comme le facteur explicatif le plus robuste et le plus significatif aux trois échelles de buffer. Le nombre de ronds-points et la proportion de friches industrielles montrent également des signaux cohérents à 500m. Cependant, leurs relations avec la susceptibilité magnétique restent visuellement fragiles et statistiquement dépendantes de quelques sites extrêmes. Ensemble, ces trois variables expliquent 59 % de la variance de $\log(SM)$ à 500m. Un résultat satisfaisant, mais qui rappelle que 41 % de la variabilité reste encore inexpliquée.

Plusieurs pistes permettraient d'améliorer ce travail. La plus directe serait d'augmenter le nombre de sites d'échantillonnage. Avec seulement 30 sites sur deux villes, la puissance statistique reste fortement limitée et certaines relations reposent sur trop peu de cas contrastés pour être confirmées. Élargir le réseau au sein de Charleroi et Liège, mais aussi à d'autres villes wallonnes, permettrait de tester si les tendances observées se généralisent. La variable ville ressort d'ailleurs comme significativement négative à 500m, ce qui suggère que Charleroi et Liège présentent des niveaux de SM structurellement différents, au-delà des variables locales testées. Cette différence n'a pas pu être expliquée dans ce mémoire, mais des facteurs comme la topographie, la densité du réseau ferroviaire ou l'intensité de la pollution héritée propre à chaque ville pourraient en être à l'origine et mériteraient d'être explorés.

Une caractérisation magnétique plus fine des échantillons déjà collectés apporterait également des informations supplémentaires, sans nécessiter de nouvelle campagne de terrain. La susceptibilité magnétique donne une information globale sur la concentration en minéraux magnétiques, mais ne permet pas de distinguer leur nature ni leur taille. Des mesures comme l'aimantation rémanente isotherme (IRM) et les courbes d'hystérésis permettraient d'aller plus loin, les grains fins étant typiquement associés au trafic routier et ferroviaire, et les grains plus grossiers à des sources industrielles. Dans le même esprit, coupler le signal magnétique à des analyses chimiques et microscopiques renforcerait l'interprétation.

La microscopie électronique à balayage (SEM) permettrait de visualiser directement les particules déposées sur les thalles et d'obtenir une première identification élémentaire, tandis que l'ICP-MS permettrait de quantifier les concentrations en éléments trace comme le fer, le plomb, le zinc ou le cuivre. Ces deux approches ensemble apporteraient une validation plus solide du lien entre signal magnétique et contamination métallique réelle.

Enfin, une limite de l'utilisation de lichens natifs est que la période d'accumulation des particules est inconnue et varie d'un site à l'autre. Il est donc difficile de savoir si le signal reflète une exposition récente ou une contamination accumulée sur plusieurs années. L'utilisation de transplants exposés sur des durées contrôlées permettrait de contourner ce problème et d'affiner l'interprétation temporelle du signal.

7. Annexes

7.1. Tableau des échantillons de la ville de Liège

Échantillons	Latitude	Longitude	Localisation	Espèces	Date
LIE1A1	50,58767252	5,543984212	Avenue Centenaire	Érable	2025-12-11T08:21:53Z
LIE1A2	50,58755353	5,544195436		Érable	2025-12-11T08:22:23Z
LIE1A3	50,58779236	5,544109605		Érable	2025-12-11T08:45:39Z
LIE2A1	50,62225071	5,56398578	Parc communal de Cointe	Platane	2025-12-11T10:08:14Z
LIE2A2	50,62282225	5,562800243		Platane	2025-12-11T10:07:54Z
LIE2A3	50,622125	5,562293306		Boulot	2025-12-11T10:07:25Z
LIE3A1	50,63970984	5,547476783	Avenue Olympe Gilbert	Érable	2025-12-11T11:26:07Z
LIE3A2	50,63975683	5,547536463		Érable	2025-12-11T11:26:24Z
LIE3A3	50,6398842	5,547708124		Érable	2025-12-11T11:26:44Z
LIE4A1	50,63250665	5,57100378	Blvd frère Orban	Tilleul	2025-12-11T11:54:41Z
LIE4A2	50,63238096	5,570990369		Tilleul	2025-12-11T11:55:03Z
LIE4A3	50,63219743	5,570976622		Tilleul	2025-12-11T11:55:19Z
LIE5A1	50,65133588	5,605118796	Parc Astrid	Platane	2025-12-11T12:28:28Z
LIE6A1	50,64182929	5,586033203	Rue de la Loi	Érable	2025-12-11T13:16:01Z
LIE6A2	50,6416543	5,586083829		Érable	2025-12-11T13:16:21Z
LIE6A3	50,64140362	5,586168654		Érable	2025-12-11T13:16:36Z
LIE7A1	50,62432437	5,590468571	Blvd de Douai	Marronnier	2025-12-11T13:39:29Z
LIE7A2	50,62442263	5,590385422		Marronnier	2025-12-11T13:39:10Z
LIE7A3	50,62460492	5,590249635		Marronnier	2025-12-11T13:38:17Z
LIE8A1	50,61518291	5,589880161	Rue des Aguesses	Tilleul	2025-12-11T14:07:08Z
LIE8A2	50,61521716	5,589697435		Tilleul	2025-12-11T14:07:30Z
LIE8A3	50,61527332	5,589436591		Tilleul	2025-12-11T14:07:46Z
LIE9A1	50,60590817	5,541059598	Rue du Rivage	Cerisier	2025-12-11T14:42:00Z
LIE10A1	50,61624703	5,515447184	Rue Jean potier	Érable	2025-12-11T15:02:10Z
LIE10A2	50,61643168	5,515345931		Érable	2025-12-11T15:02:21Z
LIE10A3	50,61650784	5,515054576		Érable	2025-12-11T15:02:34Z
LIE11A1	50,64788859	5,483073592	Rue Marche Blanche	Érable	2025-12-11T15:31:07Z
LIE11A2	50,64791474	5,482857004		Érable	2025-12-11T15:31:20Z
LIE11A3	50,64791432	5,482738651		Érable	2025-12-11T15:31:35Z
LIE12A1	50,65474575	5,5779485	Rue des glaci		12-04-24
LIE12A2	50,65474575	5,5779485			12-04-24
LIE12A3	50,65474575	5,5779485			12-04-24
LIE13A1	50,62651625	5,57675375	Parc de la Boverie		28-04-23
LIE13A2	50,62651625	5,57675375			28-04-23
LIE13A3	50,62651625	5,57675375			28-04-23
LIE14A1	50,616952	5,5766655	Avenue des tilleuls		29-05-23
LIE14A2	50,616952	5,5766655			29-05-23
LIE14A3	50,616952	5,5766655			29-05-23
LIE15A1	50,62877475	5,54438875	Rue des Grands Champs		29-05-23
LIE15A2	50,62877475	5,54438875			29-05-23
LIE15A3	50,62877475	5,54438875			29-05-23

7.2. Tableau des échantillons de la ville de Charleroi

Échantillons	Latitude	Longitude	Localisation	Espèces	Date
CHA1A1	50,42380498	4,431816302	Rue de Gohyssart	Platane	2026-02-12T08:15:33Z
CHA1A2	50,42307466	4,431655705		Platane	2026-02-12T08:16:44Z
CHA1A3	50,42317591	4,431677498		Érable	2026-02-12T08:17:09Z
CHA2A1	50,41741283	4,452155493	Parc Hiernaux	Cerisier	2026-02-12T08:38:11Z
CHA2A2	50,41745192	4,452082068		Cerisier	2026-02-12T08:38:27Z
CHA2A3	50,41747414	4,452154823		Cerisier	2026-02-12T08:38:47Z
CHA3A1	50,40919744	4,446594603	Parc Astrid	Platane	2026-02-12T09:00:02Z
CHA3A2	50,40913163	4,446710609		Platane	2026-02-12T08:59:48Z
CHA3A3	50,40915235	4,446856119		Platane	2026-02-12T08:59:30Z
CHA4A1	50,41498609	4,427864067	Place de Crawhez	Tilleul	2026-02-12T09:29:12Z
CHA4A2	50,41385568	4,426058605		Érable	2026-02-12T09:29:45Z
CHA5A1	50,41231331	4,400647692	Quai du Bass	Frêne	2026-02-12T09:48:03Z
CHA5A2	50,4121411	4,40076638		Érable	2026-02-12T09:48:24Z
CHA5A3	50,41207423	4,400818013		Érable	2026-02-12T09:48:43Z
CHA6A1	50,41218469	4,385926723	Rue des déportés	Érable	2026-02-12T10:11:07Z
CHA6A2	50,41229237	4,385766126		Érable	2026-02-12T10:11:39Z
CHA6A3	50,41233553	4,385860339		Tilleul	2026-02-12T10:11:53Z
CHA7A1	50,40178545	4,408569597	Rue Jules Rulh	Frêne	2026-02-12T10:31:15Z
CHA7A2	50,40177156	4,408461638		Érable	2026-02-12T10:31:34Z
CHA7A3	50,40183631	4,408420734		Érable	2026-02-12T10:31:52Z
CHA8A1	50,39548372	4,43753276	Rue Hiercheuse	Érable	2026-02-12T11:43:54Z
CHA8A2	50,39557755	4,43737451		Érable	2026-02-12T11:44:17Z
CHA8A3	50,39566668	4,437254481		Érable	2026-02-12T11:44:37Z
CHA9A1	50,40577387	4,433465861	Rue de Marchienne	Érable	2026-02-12T12:10:58Z
CHA9A2	50,40604504	4,431747571		Érable	2026-02-12T12:12:22Z
CHA9A3	50,4062021	4,430995546		Érable	2026-02-12T12:23:49Z
CHA10A1	50,38326258	4,467787407	Rue Joseph Wauters	Prunus	2026-02-12T13:00:18Z
CHA10A2	50,38329978	4,467878267		Prunus	2026-02-12T13:00:34Z
CHA10A3	50,38344045	4,468209855		Prunus	2026-02-12T13:01:05Z
CHA11A1	50,4118283	4,495613985	Rue Trieu Kaisin	Érable	2026-02-12T13:43:49Z
CHA11A2	50,4113841	4,495941214		Érable	2026-02-12T13:43:29Z
CHA11A3	50,41112536	4,496135004		Érable	2026-02-12T13:43:05Z
CHA12A1	50,40982606	4,522116892	Rue des Ateliers	Charme	2026-02-12T14:03:17Z
CHA12A2	50,4096814	4,521916397		Charme	2026-02-12T14:03:35Z
CHA12A3	50,40961794	4,521810114		Charme	2026-02-12T14:03:52Z
CHA13A1	50,41263849	4,557555914	Rue Auguste Scohy	Érable	2026-02-12T14:26:03Z
CHA13A2	50,41265901	4,557751045		Érable	2026-02-12T14:26:22Z
CHA13A3	50,41267311	4,557946846		Érable	2026-02-12T14:26:37Z
CHA14A1	50,42722532	4,468493164	Rocade Gillicienne	Érable	2026-02-12T14:58:23Z
CHA14A2	50,42753588	4,468528703		Érable	2026-02-12T14:58:42Z
CHA14A3	50,42769842	4,468588382		Érable	2026-02-12T14:58:57Z

CHA15A1	50,46707858	4,463014081	Rue Santos Dumont	Érable	2026-02-12T15:20:18Z
CHA15A2	50,46705276	4,462748207		Érable	2026-02-12T15:20:46Z
CHA15A3	50,4669977	4,462598674		Érable	2026-02-12T15:20:57Z
CHA16A1	50,480599	4,444615	Fbg de Bruxelles (N5)		19-09-23
CHA16A2	50,480599	4,444615			19-09-23
CHA16A3	50,480599	4,444615			19-09-23
CHA17A1	50,436382	4,36931975	Rue d'Avranches		15-02-25
CHA17A2	50,436382	4,36931975			15-02-25
CHA17A3	50,436382	4,36931975			15-02-25
CHA18_A1	50,411215	4,43739425	Rue du Rochant Lambot		25-07-25
CHA18_A2	50,411215	4,43739425			25-07-25
CHA18_A3	50,411215	4,43739425			25-07-25
CHA19A1	50,40054425	4,43744425	Parc du Bierchamps		25-07-25
CHA19A2	50,40054425	4,43744425			25-07-25
CHA19A3	50,40054425	4,43744425			25-07-25

7.3. Masses des échantillons de Charleroi et validation du seuil minimal ($\approx 0,6g$) requis pour les mesures de susceptibilité magnétique

Échantillon	Masse (g)	$\geq$ seuil ($\approx 0,6g$)	Échantillon	Masse (g)	$\geq$ seuil ($\approx 0,6g$)
CHA1A1	1,3057	✓	CHA10A1	1,3769	✓
CHA1A2	0,738	✓	CHA10A2	1,6826	✓
CHA1A3	1,5127	✓	CHA10A3	1,9271	✓
CHA2A1	1,2498	✓	CHA11A1	1,8981	✓
CHA2A2	1,6227	✓	CHA11A2	1,595	✓
CHA2A3	1,6737	✓	CHA11A3	1,1678	✓
CHA3A1	0,6676	✓	CHA12A1	1,1233	✓
CHA3A2	1,4464	✓	CHA12A2	1,4648	✓
CHA3A3	1,0936	✓	CHA12A3	2,2005	✓
CHA4A1	1,1248	✓	CHA13A1	1,661	✓
CHA4A2	1,0763	✓	CHA13A2	2,0966	✓
CHA5A1	1,3274	✓	CHA14A1	1,1479	✓
CHA5A2	1,7203	✓	CHA14A2	1,8517	✓
CHA5A3	1,5346	✓	CHA14A3	1,4347	✓
CHA6A1	1,9519	✓	CHA15A1	1,2372	✓
CHA6A2	0,9912	✓	CHA15A2	1,435	✓
CHA6A3	2,0912	✓	CHA15A3	1,3674	✓
CHA7A1	1,1521	✓	CHA16A1	1,1255	✓
CHA7A2	1,0107	✓	CHA16A2	0,4497	✗
CHA7A3	1,9702	✓	CHA16A3	0,8474	✓
CHA8A1	2,0558	✓	CHA17A1	0,3911	✗
CHA8A2	1,5853	✓	CHA17A2	0,5901	✓
CHA8A3	1,8552	✓	CHA17A3	0,3378	✗

CHA9A1	1,3373	✓	CHA18A1	0,7293	✓
CHA9A2	1,7468	✓	CHA18A2	1,5014	✓
CHA9A3	1,3611	✓	CHA18A3	1,2041	✓
			CHA19A1	0,6891	✓

7.4. Masses des échantillons de Liège et validation du seuil minimal ($\approx 0,6$ g) requis pour les mesures de susceptibilité magnétique

Échantillon	Masse (g)	$\geq$ seuil ($\approx 0,6$ g)	Échantillon	Masse (g)	$\geq$ seuil ($\approx 0,6$ g)
LIE1A1	0,5391	✗	LIE8A1	0,8343	✓
LIE1A2	0,9451	✓	LIE8A2	0,9492	✓
LIE1A3	0,9406	✓	LIE8A3	1,1711	✓
LIE2A1	0,9684	✓	LIE9A1	0,5756	✓
LIE2A2	1,2105	✓	LIE10A1	1,2296	✓
LIE2A3	1,1029	✓	LIE10A2	1,2238	✓
LIE3A1	1,1889	✓	LIE10A3	1,0652	✓
LIE3A2	1,2248	✓	LIE11A1	0,8106	✓
LIE3A3	1,6048	✓	LIE11A2	1,0155	✓
LIE4A1	1,0591	✓	LIE12A1	0,1689	✗
LIE4A2	1,3048	✓	LIE13A1	0,524	✗
LIE4A3	1,2319	✓	LIE14A1	1,3557	✓
LIE5A1	0,9969	✓	LIE14A2	0,2788	✗
LIE6A1	1,5288	✓	LIE15A1	0,336	✗
LIE6A2	0,4264	✗	LIE15A2	0,4089	✗
LIE6A3	1,368	✓			
LIE7A1	1,5018	✓			
LIE7A2	1,2983	✓			
LIE7A3	1,4931	✓			

7.5. Tableaux des coefficients de variation (CV) entre les 3 mesures pour les 2 villes

Échantillons	CV (%)	Échantillons	CV (%)	Échantillons	CV (%)
CHA1A1	0,41%	CHA8A1	0,00%	CHA14A1	0,09%
CHA1A2	0,11%	CHA8A2	0,00%	CHA14A2	0,00%
CHA1A3	0,00%	CHA8A3	0,00%	CHA14A3	0,15%
CHA2A1	0,15%	CHA9A1	0,12%	CHA15A1	0,00%
CHA2A2	0,00%	CHA9A2	0,05%	CHA15A2	0,10%
CHA2A3	0,00%	CHA9A3	0,12%	CHA15A3	0,10%
CHA3A1	0,08%	CHA9A3	0,12%	CHA16A1	0,06%
CHA3A2	0,00%	CHA10A1	0,24%	CHA16A3	0,09%
CHA3A3	0,00%	CHA10A2	0,00%	CHA17A2	14,52%
CHA4A1	0,15%	CHA10A3	0,06%	CHA18A1	0,00%
CHA4A2	0,13%	CHA11A1	0,00%	CHA18A2	0,00%
CHA5A1	0,00%	CHA11A2	0,16%	CHA18A3	0,13%
CHA5A2	0,00%	CHA11A3	0,00%	CHA19A1	0,28%
CHA5A3	0,00%	CHA12A1	0,00%	CHA19A1	0,28%
CHA6A1	0,00%	CHA12A2	0,00%	Moyenne	0,09%
CHA6A2	0,00%	CHA12A3	0,10%		
CHA6A3	0,00%	CHA13A1	0,16%		
CHA7A1	0,15%	CHA13A2	0,06%		
CHA7A2	0,83%	CHA13A3	0,08%		
CHA7A3	0,00%				

Échantillons	CV (%)	Échantillons	CV (%)
LIE1A2	0,41%	LIE7A1	0,38%
LIE1A3	1,70%	LIE7A2	0,06%
LIE2A1	0,14%	LIE7A3	0,10%
LIE2A2	0,05%	LIE8A1	1,19%
LIE2A3	0,06%	LIE8A2	0,53%
LIE3A1	0,00%	LIE8A3	0,64%
LIE3A2	0,30%	LIE9A1	0,13%
LIE3A3	0,00%	LIE10A1	0,84%
LIE4A1	0,28%	LIE10A2	0,00%
LIE4A2	0,21%	LIE10A3	0,05%
LIE4A3	0,38%	LIE11A1	2,36%
LIE5A1	0,19%	LIE11A2	0,00%
LIE6A1	0,00%	LIE14A1	0,09%
LIE6A3	0,07%	Moyenne	0,38%

7.6. Mesures du bruit de fond de la cuve vide

Échantillon	Bruit de fond
CHA5A2	-7,32E-06
CHA5A2	-7,41E-06
CHA5A2	-7,47E-06
CHA7A1	-7,41E-06
CHA7A1	-7,56E-06
CHA7A1	-7,58E-06
CHAPA2	-7,39E-06
CHA9A2	-7,49E-06
CHA9A2	-7,50E-06
CHA12A2	-7,04E-06
CHA12A2	-7,11E-06
CHA12A2	-7,13E-06
CHA12A2	-6,33E-06
CHA14A1	-7,55E-06
CHA14A1	-7,64E-06
CHA14A1	-7,63E-06
CHA6A2	-7,53E-06
CHA6A2	-7,59E-06
CHA6A2	-7,59E-06
CHA3A3	-7,48E-06
CHA3A3	-7,59E-06
CHA3A3	-7,61E-06
CHA14A3	-7,60E-06
CHA14A3	-7,72E-06
CHA14A3	-7,73E-06
Moyenne	-7,4396E-06

7.7. Tableaux des coefficients de variations intra-site pour Charleroi et Liège

Sites	CV site
CHA1	13,39%
CHA2	29,88%
CHA3	15,24%
CHA4	72,43%
CHA5	18,50%
CHA6	38,15%
CHA7	16,49%
CHA8	9,35%
CHA9	27,46%
CHA10	1,71%
CHA11	8,88%
CHA12	5,29%
CHA13	5,73%
CHA14	11,02%
CHA15	3,01%
CHA16	5,18%
CHA18	28,83%
CHA19	/
CV Moyen	18,27%

Sites	CV sites
LIE1	13,38%
LIE2	10,49%
LIE3	7,36%
LIE4	1,62%
LIE5	/
LIE6	10,64%
LIE7	11,32%
LIE8	8,94%
LIE9	/
LIE10	5,80%
LIE11	7,13%
LIE14	/
CV Moyen	8,52%

7.8. Coefficients standardisés (β), p-values et R^2 ajusté du modèle de régression linéaire multiple pour les 3 buffers

Variable	Buffer 100m		Buffer 200m		Buffer 500m	
	β	p-value	β	p-value	β	p-value
Dist_CF	-0.44	0.001	-0.44	0.001	-0.35	0.002
Nb_Ronds	+0.08	0.492	+0.10	0.424	+0.33	0.002
Friche	+0.04	0.727	+0.07	0.555	+0.24	0.029
Ville (Liège)	-0.49	0.051	-0.44	0.087	-0.43	0.031
R² ajusté	0.38	—	0.38	—	0.59	—

7.9. Mesures moyenne de susceptibilité magnétiques (m3/kg) des sites à et Charleroi et Liège

Sites	SM (m3/kg)	Sites	SM (m3/kg)
CHA1	8,16E-07	LIE1	1,04E-07
CHA2	6,38E-07	LIE2	6,42E-07
CHA3	1,09E-06	LIE3	8,90E-07
CHA4	1,44E-06	LIE4	3,82E-07
CHA5	9,37E-07	LIE5	2,32E-07
CHA6	8,57E-07	LIE6	4,63E-07
CHA7	3,98E-07	LIE7	5,43E-07
CHA8	5,68E-07	LIE8	1,99E-07
CHA9	2,65E-06	LIE9	1,29E-06
CHA10	3,14E-07	LIE10	6,90E-07
CHA11	4,49E-07	LIE11	1,34E-07
CHA12	1,53E-06	LIE14	2,70E-07
CHA13	2,79E-07		
CHA14	4,04E-07		
CHA15	2,81E-07		
CHA16	4,50E-07		
CHA18	1,64E-06		
CHA19	1,79E-07		

7.10. représentation spatial de chaque site par buffer

Buffer 100m									
Sites	SM (m3/kg)	Area (m2)	%Industriel	% Forest	%Residential	%Brownfield	Routes (m)	Chemin de fer (m)	Distance (m) site -> Chemin de fer (+ proche)
CHA1	8,16E-07	31 416	0%	4,10%	7,20%	2,22%	0	0	617
CHA2	6,38E-07	31 416	0%	11,60%	4,90%	0%	951	0	238
CHA3	1,09E-06	31 416	0%	11,80%	5,30%	0%	465	0	235
CHA4	1,44E-06	31 416	0%	13,20%	9,10%	22%	0	396	17
CHA5	9,37E-07	31 416	30,50%	5,00%	3,20%	3,44%	188	599	52
CHA6	8,57E-07	31 416	0%	0%	21,80%	0%	0	0	397
CHA7	3,98E-07	31 416	0%	39,40%	6,80%	0%	0	115	96
CHA8	5,68E-07	31 416	0%	33,40%	6,00%	0%	423	0	920
CHA9	2,65E-06	31 416	0%	4,00%	0,00%	0%	199	4677	26
CHA10	3,14E-07	31 416	0%	2,70%	7,60%	0%	363	0	1032
CHA11	4,49E-07	31 416	0%	15,70%	1,90%	0%	411	0	1124
CHA12	1,53E-06	31 416	38%	0%	2,00%	0%	205	2895	46
CHA13	2,79E-07	31 416	0	3,50%	7,20%	0%	199	0	1254
CHA14	4,04E-07	31 416	8,50%	8,30%	20,20%	14%	222	0	671
CHA15	2,81E-07	31 416	0%	10,70%	10,60%	0%	0	0	1451
CHA16	4,50E-07	31 416	0%	21,70%	0,60%	0%	781	0	481
CHA18	1,64E-06	31 416	0%	0%	12,60%	0%	758	1570	31
CHA19	1,79E-07	31 416	0%	23,00%	5,00%	0%	363	0	374
LIE1	1,04E-07	31 416	0%	7%	10,10%	0%	412	0	1736
LIE2	6,42E-07	31 416	0%	0,10%	0%	0%	577	0	305
LIE3	8,90E-07	31 416	0%	4,30%	15,20%	0%	246	0	517
LIE4	3,82E-07	31 416	0%	0%	4,50%	0%	1073	0	676
LIE5	2,32E-07	31 416	0%	9,90%	26,70%	0%	14	0	491
LIE6	4,63E-07	31 416	0%	0%	7,20%	0%	0	0	694
LIE7	5,43E-07	31 416	0%	0%	2,80%	0%	396	0	271
LIE8	1,99E-07	31 416	0%	18,80%	3,30%	0%	392	2106	32
LIE9	1,29E-06	31 416	0%	5,30%	0,90%	0%	107	0	110
LIE10	6,90E-07	31 416	36%	2,30%	8,60%	0%	510	0	459
LIE11	1,34E-07	31 416	0%	0%	8,60%	0%	397	0	741
LIE14	2,70E-07	31 416	0%	0%	5,20%	0%	1077	2317	56

Buffer 100m						
Sites	SM (m3/kg)	Distance (m) site -> gare (+ proche)	Nombre de Ronds Points	Distance au cours d'eau + proche (m)	Distances au premiers rond points (m)	Distance à la route la + proche (m)
CHA1	8,16E-07	1345	1	1457	58	346
CHA2	6,38E-07	1235	1	1429	47	3
CHA3	1,09E-06	737	1	463	96	4
CHA4	1,44E-06	784	0	413	189	6
CHA5	9,37E-07	473	0	128	909	7
CHA6	8,57E-07	585	0	690	132	673
CHA7	3,98E-07	1316	0	1083	1206	14
CHA8	5,68E-07	1004	0	1157	676	21
CHA9	2,65E-06	495	0	104	262	28
CHA10	3,14E-07	1032	0	1615	156	25
CHA11	4,49E-07	1780	1	1181	91	7
CHA12	1,53E-06	85	0	148	370	130
CHA13	2,79E-07	1612	0	649	430	33
CHA14	4,04E-07	672	0	2889	107	362
CHA15	2,81E-07	3869	0	6793	673	491
CHA16	4,50E-07	3679	1	7850	27	5
CHA18	1,64E-06	63	1	557	50	5
CHA19	1,79E-07	455	0	611	168	35
LIE1	1,04E-07	2074	0	2187	112	2
LIE2	6,42E-07	382	0	991	281	9
LIE3	8,90E-07	955	0	1951	168	9
LIE4	3,82E-07	894	0	139	321	6
LIE5	2,32E-07	985	0	178	414	98
LIE6	4,63E-07	1222	1	508	117	227
LIE7	5,43E-07	1315	0	556	736	5
LIE8	1,99E-07	575	0	326	168	8
LIE9	1,29E-06	372	0	202	239	10
LIE10	6,90E-07	515	2	155	40	9
LIE11	1,34E-07	2172	0	3951	726	10
LIE14	2,70E-07	1102	0	190	541	14

Buffer_200m									
Sites	SM (m3/kg)	Area (m2)	%Industriel	% Forest	%Residential	%Brownfield	Routes (m)	Chemin de fer (m)	Distance (m) site -> Chemin de fer (+ proche)
CHA1	8,16E-07	125 664	0%	20,94%	8,23%	18,22%	0	0	617
CHA2	6,38E-07	125 664	0%	5,27%	14,60%	0%	2196	0	238
CHA3	1,09E-06	125 664	0%	4,80%	18,10%	0%	1420	0	235
CHA4	1,44E-06	125 664	0%	12,86%	7,67%	24,44%	344	1066	17
CHA5	9,37E-07	125 664	28,76%	12,20%	2,53%	20,48%	397	1461	52
CHA6	8,57E-07	125 664	0%	1,97%	19,14%	0%	0	0	397
CHA7	3,98E-07	125 664	11,54%	26,95%	6,12%	0%	0	2978	96
CHA8	5,68E-07	125 664	0%	40,88%	4,21%	0%	1705	0	920
CHA9	2,65E-06	125 664	1,18%	1,79%	3,69%	0%	1543	12820	26
CHA10	3,14E-07	125 664	0%	16,01%	7,59%	0%	1210	0	1032
CHA11	4,49E-07	125 664	0%	7,51%	1,93%	0%	2662	0	1124
CHA12	1,53E-06	125 664	31,47%	0,20%	4,71%	0%	618	12405	46
CHA13	2,79E-07	125 664	0%	13,30%	4,19%	0%	400	0	1254
CHA14	4,04E-07	125 664	5,77%	8,72%	17,22%	11,40%	1000	0	671
CHA15	2,81E-07	125 664	6,38%	10,58%	3,12%	0%	0	0	1451
CHA16	4,50E-07	125 664	4,80%	33,47%	0,55%	0%	2934	0	481
CHA18	1,64E-06	125 664	9,73%	1,18%	11,62%	0%	2299	4143	31
CHA19	1,79E-07	125 664	0%	9,56%	11,97%	0%	1449	0	374
LIE1	1,04E-07	125 664	0%	17,48%	7,99%	0%	2118	0	1736
LIE2	6,42E-07	125 664	0%	46,34%	0,97%	0%	1593	0	305
LIE3	8,90E-07	125 664	0%	4,16%	13,15%	0%	783	0	517
LIE4	3,82E-07	125 664	0%	0,00%	3,31%	0%	2060	0	676
LIE5	2,32E-07	125 664	0%	5,17%	4,28%	0%	502	0	491
LIE6	4,63E-07	125 664	0%	0,46%	23,44%	0%	0	0	694
LIE7	5,43E-07	125 664	0%	0,06%	9,93%	0%	797	0	271
LIE8	1,99E-07	125 664	0%	8,01%	5,73%	0%	794	4528	32
LIE9	1,29E-06	125 664	4,40%	5,18%	4,04%	0,27%	2039	1401	110
LIE10	6,90E-07	125 664	33,24%	2,67%	1,20%	0%	1047	0	459
LIE11	1,34E-07	125 664	5,22%	3,55%	6,85%	0%	1007	0	741
LIE14	2,70E-07	125 664	0%	0,72%	4,77%	0%	2604	8836	56

Buffer_200m						
Sites	SM (m3/kg)	Distance (m) site -> gare (+ proche)	Nombre de Rond points	Distance au cours d'eau + proche (m)	Distances au premiers rond points (m)	Distance à la route la + proche (m)
CHA1	8,16E-07	1345	1	1457	58	346
CHA2	6,38E-07	1235	1	1429	47	3
CHA3	1,09E-06	737	1	463	96	4
CHA4	1,44E-06	784	1	413	189	6
CHA5	9,37E-07	473	0	128	909	7
CHA6	8,57E-07	585	2	690	132	673
CHA7	3,98E-07	1316	0	1083	1206	14
CHA8	5,68E-07	1004	0	1157	676	21
CHA9	2,65E-06	495	0	104	262	28
CHA10	3,14E-07	1032	1	1615	156	25
CHA11	4,49E-07	1780	2	1181	91	7
CHA12	1,53E-06	85	0	148	370	130
CHA13	2,79E-07	1612	0	649	430	33
CHA14	4,04E-07	672	1	2889	107	362
CHA15	2,81E-07	3869	0	6793	673	491
CHA16	4,50E-07	3679	1	7850	27	5
CHA18	1,64E-06	63	2	557	50	5
CHA19	1,79E-07	455	1	611	168	35
LIE1	1,04E-07	2074	1	2187	112	2
LIE2	6,42E-07	382	0	991	281	9
LIE3	8,90E-07	955	0	1951	168	9
LIE4	3,82E-07	894	0	139	321	6
LIE5	2,32E-07	985	0	178	414	98
LIE6	4,63E-07	1222	3	508	117	227
LIE7	5,43E-07	1315	0	556	736	5
LIE8	1,99E-07	575	1	326	168	8
LIE9	1,29E-06	372	0	202	239	10
LIE10	6,90E-07	515	2	155	40	9
LIE11	1,34E-07	2172	0	3951	726	10
LIE14	2,70E-07	1102	0	190	541	14

Buffer 500m									
Sites	SM (m3/kg)	Area (m2)	%Industriel	% Forest	%Residential	%Brownfield	Routes (m)	Chemin de fer (m)	Distance (m) site-> Chemin de fer (+ proche)
CHA1	8,16E-07	785 398	0,56%	27,58%	10,72%	23,37%	1617	0	617
CHA2	6,38E-07	785 398	0,03%	3,36%	12,11%	2,13%	8139	1060	238
CHA3	1,09E-06	785 398	0%	1,87%	18,99%	0,23%	8355	1417	235
CHA4	1,44E-06	785 398	10,89%	11,97%	5,98%	29,42%	2109	5049	17
CHA5	9,37E-07	785 398	21,92%	15,10%	3,84%	32,34%	1252	17580	52
CHA6	8,57E-07	785 398	0%	2,62%	12,79%	0%	1616	2170	397
CHA7	3,98E-07	785 398	15,18%	18,03%	4,17%	0%	93	8449	96
CHA8	5,68E-07	785 398	0%	29,36%	8,15%	0%	5871	0	920
CHA9	2,65E-06	785 398	22,95%	1,93%	6,56%	0%	5383	37715	26
CHA10	3,14E-07	785 398	0%	7,65%	9,66%	0,16%	5197	0	1032
CHA11	4,49E-07	785 398	0,20%	17,73%	3,52%	0,29%	7010	0	1124
CHA12	1,53E-06	785 398	17,63%	2,45%	10,28%	0%	4232	28891	46
CHA13	2,79E-07	785 398	11,02%	19,14%	3,20%	0%	1178	0	1254
CHA14	4,04E-07	785 398	8,84%	2,40%	16,80%	6,77%	3013	0	671
CHA15	2,81E-07	785 398	20,56%	6,36%	2,59%	0%	0	0	1451
CHA16	4,50E-07	785 398	24,76%	19,13%	1,96%	0%	8826	139	481
CHA18	1,64E-06	785 398	20,27%	7,54%	12,57%	3,31%	6991	13191	31
CHA19	1,79E-07	785 398	0%	4,94%	13,14%	0%	6351	13961	374
LIE1	1,04E-07	785 398	3,83%	79,32%	10,78%	0,63%	7708	0	1736
LIE2	6,42E-07	785 398	0%	36,96%	19,28%	0,42%	7776	21430	305
LIE3	8,90E-07	785 398	0%	34,40%	20,27%	0%	11208	4162	517
LIE4	3,82E-07	785 398	0%	3,24%	20,69%	0,49%	17354	2625	676
LIE5	2,32E-07	785 398	17,24%	10,02%	14,71%	2,13%	8732	3646	491
LIE6	4,63E-07	785 398	0%	2,79%	32,20%	0,06%	9471	349	694
LIE7	5,43E-07	785 398	0%	9,37%	29,85%	0%	4729	6079	271
LIE8	1,99E-07	785 398	6,42%	26,99%	15,34%	0%	10079	35450	32
LIE9	1,29E-06	785 398	19,14%	6,67%	12,11%	28,88%	11148	14593	110
LIE10	6,90E-07	785 398	58,80%	13,41%	11,82%	0,10%	13329	6971	459
LIE11	1,34E-07	785 398	64,56%	9,02%	8,57%	0%	8588	0	741
LIE14	2,70E-07	785 398	6,62%	12,71%	17,17%	0%	13038	45968	56

Buffer 500m						
Sites	SM (m3/kg)	Distance (m) site-> gare (+ proche)	Nombre de Rond points	Distance au cours d'eau + proche (m)	Distances au premiers rond points (m)	Distance à la route la + proche (m)
CHA1	8,16E-07	1345	1	1457	58	346
CHA2	6,38E-07	1235	3	1429	47	3
CHA3	1,09E-06	737	4	463	96	4
CHA4	1,44E-06	784	1	413	189	6
CHA5	9,37E-07	473	0	128	909	7
CHA6	8,57E-07	585	3	690	132	673
CHA7	3,98E-07	1316	0	1083	1206	14
CHA8	5,68E-07	1004	0	1157	676	21
CHA9	2,65E-06	495	3	104	262	28
CHA10	3,14E-07	1032	3	1615	156	25
CHA11	4,49E-07	1780	5	1181	91	7
CHA12	1,53E-06	85	1	148	370	130
CHA13	2,79E-07	1612	1	649	430	33
CHA14	4,04E-07	672	2	2889	107	362
CHA15	2,81E-07	3869	0	6793	673	491
CHA16	4,50E-07	3679	1	7850	27	5
CHA18	1,64E-06	63	5	557	50	5
CHA19	1,79E-07	455	1	611	168	35
LIE1	1,04E-07	2074	1	2187	112	2
LIE2	6,42E-07	382	2	991	281	9
LIE3	8,90E-07	955	2	1951	168	9
LIE4	3,82E-07	894	0	139	321	6
LIE5	2,32E-07	985	2	178	414	98
LIE6	4,63E-07	1222	5	508	117	227
LIE7	5,43E-07	1315	0	556	736	5
LIE8	1,99E-07	575	3	326	168	8
LIE9	1,29E-06	372	1	202	239	10
LIE10	6,90E-07	515	6	155	40	9
LIE11	1,34E-07	2172	0	3951	726	10
LIE14	2,70E-07	1102	0	190	541	14

Références

- Abas, A. (2021). A systematic review on biomonitoring using lichen as the biological indicator : A decade of practices, progress and challenges. *Ecological Indicators*, 121, 107197. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107197>
- Agence européenne pour l'environnement. (2024). *Impacts of air pollution on ecosystems in Europe*. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/impacts-of-air-pollution-on-ecosystems-in-europe>
- Agence européenne pour l'environnement. (2024). *The costs to health and the environment from industrial air pollution in Europe – 2024 update*. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/the-costs-to-health-and-the-environment-from-industrial-air-pollution-in-europe-2024-update>
- Agnan, Y. (2013). *Bioaccumulation et bioindication par les lichens de la pollution atmosphérique actuelle et passée en métaux et en azote en France : Sources, mécanismes et facteurs d'influence* (Numéro 2013INPT0123) [Theses, Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT]. <https://theses.hal.science/tel-04301555>
- Aidona, E., Grison, H., Petrovsky, E., Kazakis, N., Papadopoulou, L., & Voudouris, K. (2016). Magnetic characteristics and trace elements concentration in soils from Anthemountas River basin (North Greece) : Discrimination of different sources of magnetic enhancement. *Environmental Earth Sciences*, 75(20), 1375. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6114-3>
- Ayrault, S., Clochiatti, R., Carrot, F., Daudin, L., & Bennett, J. P. (2007). Factors to consider for trace element deposition biomonitoring surveys with lichen transplants. *Science of The Total Environment*, 372(2), 717-727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.032>

- Beloconi, A., & Vounatsou, P. (2021). Substantial Reduction in Particulate Matter Air Pollution across Europe during 2006–2019 : A Spatiotemporal Modeling Analysis. *Environmental Science & Technology*, 55(22), 15505-15518. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03748>
- Bishara, A., & Hittner, J. (2012). Testing the Significance of a Correlation With Nonnormal Data : Comparison of Pearson, Spearman, Transformation, and Resampling Approaches. *Psychological Methods*, 17, 399-417. <https://doi.org/10.1037/a0028087>
- Blundell, A., Hannam, J. A., Dearing, J. A., & Boyle, J. F. (2009). Detecting atmospheric pollution in surface soils using magnetic measurements : A reappraisal using an England and Wales database. *Environmental Pollution*, 157(10), 2878-2890. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.031>
- Bučko, M. S., Magiera, T., Johanson, B., Petrovský, E., & Pesonen, L. J. (2011). Identification of magnetic particulates in road dust accumulated on roadside snow using magnetic, geochemical and micro-morphological analyses. *Environmental Pollution*, 159(5), 1266-1276. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.030>
- Castellanos, P., & Boersma, K. F. (2012). Reductions in nitrogen oxides over Europe driven by environmental policy and economic recession. *Scientific Reports*, 2(1), 265. <https://doi.org/10.1038/srep00265>
- Chakraborty, S., & Paratkar, G. T. (2006). Biomonitoring of Trace Element Air Pollution Using Mosses. *Aerosol and Air Quality Research*, 6(3), 247-258. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2006.09.0002>
- Chaparro, M. A. E. (2021). Airborne particle accumulation and loss in pollution-tolerant lichens and its magnetic quantification. *Environmental Pollution*, 288, 117807. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117807>

- Chaparro, M. A. E., Lavernia, J. M., & Sinito, A. M. (2011). *MAGNETIC STUDIES OF LICHENS ON TREE BARK AS AIR POLLUTION BIOMONITORS. 1.*
- Chen, Z.-Y., Petetin, H., Méndez Turrubiates, R. F., Achebak, H., Pérez García-Pando, C., & Bal-
lester, J. (2024). Population exposure to multiple air pollutants and its compound epi-
sodes in Europe. *Nature Communications*, 15(1), 2094.
<https://doi.org/10.1038/s41467-024-46103-3>
- Clappier, A., Thunis, P., Beekmann, M., Putaud, J. P., & de Meij, A. (2021). Impact of SO_x, NO_x
and NH₃ emission reductions on PM_{2.5} concentrations across Europe : Hints for future
measure development. *Environment International*, 156, 106699.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106699>
- Conti, M. E., & Cecchetti, G. (2001). *Biological monitoring : Lichens as bioindicators of air pollu-
tion assessment Ð a review.*
- Dawaï, D., Macouin, M., Rousse, S., Léon, J.-F., Gountié Dedzo, M., & Drigo, L. (2021). Tracking
Airborne Pollution with Environmental Magnetism in A Medium-Sized African City. *At-
mosphere*, 12(10), 1281. <https://doi.org/10.3390/atmos12101281>
- Dearing, J. A. (1994). *Environmental magnetic susceptibility : Using the Bartington MS2 system.*
Chi Pub.
- Dekkers, M. J. (1997). Environmental magnetism : An introduction. *Netherlands Journal of Ge-
osciences*, 163-182.
- Di Martino, E., Massimi, L., Zara, A., Winkler, A., Spagnuolo, L., Ceci, A., Persiani, A. M., &
Canepari, S. (2026). Brake Dust from Vehicular and Rail Traffic : Assessment of Ele-
mental Profiles, Magnetic Susceptibility, Dispersion, Contributions to Soil Contamina-
tion and Health Risks. *Atmosphere*, 17(1), 114. <https://doi.org/10.3390/atmos17010114>

- Diana, A., Conca, E., Bartrolí, R., Moreno, T., Querol, X., Padoan, E., Abollino, O., Inaudi, P., Malandrino, M., & Amato, F. (2025). Particulate matter emissions from brake pads : A comparative study of low-steel and non-asbestos organic materials. *Wear*, 576-577, 206131. <https://doi.org/10.1016/j.wear.2025.206131>
- Díaz-Vallejo, M., Peña-Peniche, A., Mota-Vargas, C., Piña-Torres, J., Valencia-Rodríguez, D., Rangel-Rivera, C. E., Gaviria-Hernández, J., & Rojas-Soto, O. (2024). Analyses of the variable selection using correlation methods : An approach to the importance of statistical inferences in the modelling process. *Ecological Modelling*, 498, 110893. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110893>
- Doğrul Demiray, A., Yolcubal, I., Akyol, N. H., & Çobanoğlu, G. (2012). Biomonitoring of airborne metals using the Lichen *Xanthoria parietina* in Kocaeli Province, Turkey. *Ecological Indicators*, 18, 632-643. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.024>
- Dong, Z., Liu, L., Hou, R., Yang, D., Wang, L., Wang, Y., & Lai, J. (2026). Magnetic susceptibility as an indicator of heavy metal contamination in urban soils : Insights from Yinchuan City, Northwest China. *Environmental Earth Sciences*, 85(2), 55. <https://doi.org/10.1007/s12665-025-12792-2>
- Fridell, E., Ferm, M., & Ekberg, A. (2010). Emissions of particulate matters from railways – Emission factors and condition monitoring. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 15(4), 240-245. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2010.02.006>
- Fuzzi, S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Denier van der Gon, H., Facchini, M. C., Fowler, D., Koren, I., Langford, B., Lohmann, U., Nemitz, E., Pandis, S., Riipinen, I., Rudich, Y., Schaap, M., Slowik, J. G., Spracklen, D. V., Vignati, E., Wild, M., ... Gilardoni, S. (2015). Particulate matter, air quality and climate : Lessons learned and future needs.

- Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(14), 8217-8299. <https://doi.org/10.5194/acp-15-8217-2015>
- Gómez, R. Q., Chaparro, M. A. E., Chaparro, M. A. E., Castañeda-Miranda, A. G., Marié, D. C., Gargiulo, J. D., & Böhnel, H. N. (2021). Magnetic Biomonitoring Using Native Lichens : Spatial Distribution of Traffic-Derived Particles. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(4), 124. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05047-w>
- Grigoratos, T., & Martini, G. (2015). Brake wear particle emissions : A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4), 2491-2504. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3696-8>
- Guerreiro, C. B. B., Foltescu, V., & de Leeuw, F. (2014). Air quality status and trends in Europe. *Atmospheric Environment*, 98, 376-384. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.017>
- Hamanaka, R. B., & Mutlu, G. M. (2018). Particulate Matter Air Pollution : Effects on the Cardiovascular System. *Frontiers in Endocrinology*, 9, 680. <https://doi.org/10.3389/fendo.2018.00680>
- Health Effects Institute. (2025). *State of Global Air Report 2025 | State of Global Air*. <https://www.stateofglobalair.org/resources/report/state-global-air-report-2025>
- Hengesch, V., Petitjean, S., & Hosay, T. (2006). Établissement de la cartographie d'un milieu urbain semi-industrialisé en PM10 et métaux lourds (Belgique). *Pollution atmosphérique. Climat, santé, société*, (189), 55-63. <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.1497>
- Hofman, J., Maher, B. A., Muxworthy, A. R., Wuyts, K., Castanheiro, A., & Samson, R. (2017). Biomagnetic monitoring of atmospheric pollution : A review of magnetic signatures from biological sensors. *Environmental Science*.

- Honegger, R. (2012). 15 The Symbiotic Phenotype of Lichen-Forming Ascomycetes and Their Endo- and Epibionts. In B. Hock (Éd.), *Fungal Associations* (p. 287-339). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-30826-0_15
- Jordanova, D., Petrov, P., Hoffmann, V., Gocht, T., Panaiotu, C., Tsacheva, T., & Jordanova, N. (2010). Magnetic signature of different vegetation species in polluted environment. *Studia Geophysica et Geodaetica*, 54(3), 417-442. <https://doi.org/10.1007/s11200-010-0025-7>
- Kampa, M., & Castanas, E. (2008). Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution, Proceedings of the 4th International Workshop on Biomonitoring of Atmospheric Pollution (With Emphasis on Trace Elements)*, 151(2), 362-367.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>
- Karagulian, F., Van, D. R., Belis, C., Janssens-Maenhout, G., Crippa, M., Guizzardi, D., & Den-
tener, F. (2017). *Attribution of anthropogenic PM_{2.5} to emission sources : A global analysis of source-receptor model results and measured source-apportionment data*. JRC Publications Repository. <https://doi.org/10.2760/344371>
- Kletetschka, G., Žila, V., & Wasilewski, P. J. (2003). Magnetic Anomalies on the Tree Trunks. *Studia Geophysica et Geodaetica*, 47(2), 371-379.
<https://doi.org/10.1023/A:1023779826177>
- Kranner, I., Zorn, M., Turk, B., Wornik, S., Beckett, R. P., & Batič, F. (2003). Biochemical traits of lichens differing in relative desiccation tolerance. *New Phytologist*, 160(1), 167-176.
<https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00852.x>
- Larrasoña, J. C., Pey, J., Zhao, X., Heslop, D., Mochales, T., Mata, P., Beamud, E., Reyes, J., Cerro, J. C., Pérez, N., & Castillo, S. (2021). Environmental magnetic fingerprinting of

- anthropogenic and natural atmospheric deposition over southwestern Europe. *Atmospheric Environment*, 261, 118568. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118568>
- Letaïef, S., Carvallo, C., Franke, C., Isambert, A., & Camps, P. (2024). Contributions and limitations of environmental magnetism to characterize traffic-related particulate matter sources. *Geophysical Journal International*, 237(3), 1505-1525. <https://doi.org/10.1093/gji/ggae108>
- Liénard, A., Bock, L., & Colinet, G. (2011). Intérêt des cartes des sols pour l'élaboration d'une stratégie d'échantillonnage en sols contaminés par retombées atmosphériques : Application à l'étude de l'effet sol sur le devenir des éléments traces métalliques. *BASE*. <http://bibli-cloud15.segi.ulg.ac.be/1780-4507/index.php?id=8092>
- Liu, Q., Roberts, A. P., Larrasoaña, J. C., Banerjee, S. K., Guyodo, Y., Tauxe, L., & Oldfield, F. (2012). Environmental magnetism : Principles and applications. *Reviews of Geophysics*, 50(4). <https://doi.org/10.1029/2012RG000393>
- Liu, Y., Wang, X., Yang, M., & Li, N. (2025). Magnetic Monitoring and Source Traceability of Heavy Metal Pollution in the Urban Topsoil of Xuzhou, China. *Sustainability*, 17(6), 2554. <https://doi.org/10.3390/su17062554>
- Loppi, S., & Pirintsos, S. A. (2003). Epiphytic lichens as sentinels for heavy metal pollution at forest ecosystems (central Italy). *Environmental Pollution*, 121(3), 327-332. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00269-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00269-5)
- Lu, S. G., Bai, S. Q., & Xue, Q. F. (2007). Magnetic properties as indicators of heavy metals pollution in urban topsoils : A case study from the city of Luoyang, China. *Geophysical Journal International*, 171(2), 568-580. <https://doi.org/10.1111/j.1365-246X.2007.03545.x>
- Lucadamo, L., Corapi, A., Loppi, S., De Rosa, R., Barca, D., Vespasiano, G., & Gallo, L. (2016). Spatial Variation in the Accumulation of Elements in Thalli of the Lichen *Pseudevernia*

- furfuracea (L.) Zopf Transplanted Around a Biomass Power Plant in Italy. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(3), 506-521.
<https://doi.org/10.1007/s00244-015-0238-4>
- Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and Health Impacts of Air Pollution : A Review. *Frontiers in Public Health*, 8.
<https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>
- Marié, D. C., Chaparro, M. A. E., Lavernia, J. M., Sinito, A. M., Castañeda Miranda, A. G., Gargiulo, J. D., Chaparro, M. A. E., & Böhnel, H. N. (2018). Atmospheric pollution assessed by in situ measurement of magnetic susceptibility on lichens. *Ecological Indicators*, 95, 831-840. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.029>
- Marié, D. C., Chaparro, M. A. E., Sinito, A. M., & Lavat, A. (2019). Magnetic biomonitoring of airborne particles using lichen transplants over controlled exposure periods. *SN Applied Sciences*, 2(1), 104. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1905-2>
- Menz, F. C., & Seip, H. M. (2004). Acid rain in Europe and the United States : An update. *Environmental Science & Policy*, 7(4), 253-265.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2004.05.005>
- Mingret, P. (1962). *Quelques problèmes de l'Europe à travers l'exemple de Liège et de sa région*.
<https://doi.org/10.3406/geoca.1962.1734>
- Monaci, F., & Baroni, D. (2025). Atmospheric deposition of potentially toxic elements in a peri-urban industrial landscape : Evaluating legacy vs. current pollution. *Urban Climate*, 64, 102685. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2025.102685>
- Moreira, M., Rocha, B., Pinho, P., Grifoni, L., Loppi, S., & Winkler, A. (2024a). Lichen Transplants for Magnetic and Chemical Biomonitoring of Airborne Particulate Matter : A Spatial and

- Temporal Study in Lisbon, Portugal. *Atmosphere*, 15(9), 1079.
<https://doi.org/10.3390/atmos15091079>
- Moreira, M., Rocha, B., Pinho, P., Grifoni, L., Loppi, S., & Winkler, A. (2024b). Lichen Transplants for Magnetic and Chemical Biomonitoring of Airborne Particulate Matter : A Spatial and Temporal Study in Lisbon, Portugal. *Atmosphere*, 15(9), 1079.
<https://doi.org/10.3390/atmos15091079>
- Moreno, T., Martins, V., Querol, X., Jones, T., Bérubé, K., Minguillón, M. C., Amato, F., Capdevila, M., de Miguel, E., Centelles, S., & Gibbons, W. (2015). A new look at inhalable metalliferous airborne particles on rail subway platforms. *Science of The Total Environment*, 505, 367-375. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.013>
- Nash, I., Thomas H. (Éd.). (2008). *Lichen Biology* (2^e éd.). Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478>
- Nimis, P. L., Scheidegger, C., & Wolseley, P. A. (Éds.). (2002). *Monitoring with Lichens—Monitoring Lichens*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7>
- OMS. (2021, octobre 15). *Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : Particules (PM_{2,5} et PM₁₀), ozone, dioxyde d'azote, dioxyde de soufre et monoxyde de carbone : Résumé d'orientation*. <https://iris.who.int/items/6d618464-c43a-4d9b-9e06-ee8bbbba91c20>
- Pant, P., & Harrison, R. M. (2013). Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements : A review. *Atmospheric Environment*, 77, 78-97. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.028>
- Petrovský, E., Kapička, A., Grison, H., Kotlík, B., & Miturová, H. (2020). Negative correlation between concentration of iron oxides and particulate matter in atmospheric dust : Case study at industrial site during smoggy period. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 134. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00420-8>

- Relative Standard Deviation (RSD) Complete Guide*. (2026, mars 13). Standard Deviation Calculator. <https://standarddeviationcalculator.app/learn/relative-standard-deviation>
- Rentschler, J., & Leonova, N. (2023). Global air pollution exposure and poverty. *Nature Communications*, 14, 4432. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39797-4>
- Roux, T. L. (2010). Isabelle Parmentier Histoire de l'environnement en Pays de Charleroi, 1730-1830. Pollution et nuisances dans un paysage en voie d'industrialisation:Bruxelles, Académie royale de Belgique, 2008, 410 p., ISBN 978-2-80310-250-1. *Revue d'histoire moderne & contemporaine*, 573(3), 171-172. <https://doi.org/10.3917/rhmc.573.0171>
- Sagnotti, L., Taddeucci, J., Winkler, A., & Cavallo, A. (2009). Compositional, morphological, and hysteresis characterization of magnetic airborne particulate matter in Rome, Italy. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 10(8). <https://doi.org/10.1029/2009GC002563>
- Sarmoum, M., Djebbar, R., & Latreche, K. (2014). Bioaccumulation de trois métaux lourds (Pb, Zn et Cd) par le lichen, *Xanthoria parietina*, dans la région Algéroise. *Revue Ecologie-Environnement*, 10, 25-29.
- Scoullou, M., Botsou, F., & Zeri, C. (2014). Linking Environmental Magnetism to Geochemical Studies and Management of Trace Metals. Examples from Fluvial, Estuarine and Marine Systems. *Minerals*, 4(3), 716-745. <https://doi.org/10.3390/min4030716>
- Shirzaditabar, F., & Heck, R. (2021). Characterization of soil magnetic susceptibility : A review of fundamental concepts, instrumentation, and applications. *Canadian Journal of Soil Science*, 102. <https://doi.org/10.1139/cjss-2021-0040>
- Sicard, P., Agathokleous, E., De Marco, A., Paoletti, E., & Calatayud, V. (2021). Urban population exposure to air pollution in Europe over the last decades. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 28. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00450-2>

- Stevens, C. J., David, T. I., & Storkey, J. (2018). Atmospheric nitrogen deposition in terrestrial ecosystems : Its impact on plant communities and consequences across trophic levels. *Functional Ecology*, 32(7), 1757-1769. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13063>
- Tanzeglock, L. (2024). *Particle Emissions of Train Brakes*. <http://lup.lub.lu.se/student-papers/record/9159154>
- Taufikurahman, T., Irwanto, R., & Saragih, D. (2024). Assesing the Impact of Air Pollution on Lichen (*Dirinaria picta* (sw.) Schaer : Morphological Characteristics, Magnetic Grain Analysis, and Elemental Composition. *Jordan Journal of Biological Sciences*, 17, 307-313. <https://doi.org/10.54319/jjbs/170211>
- Thakur, M., Bhardwaj, S., Kumar, V., & Rodrigo-Comino, J. (2024). Lichens as effective bioindicators for monitoring environmental changes : A comprehensive review. *Total Environment Advances*, 9, 200085. <https://doi.org/10.1016/j.teadva.2023.200085>
- Thompson, R. J., Stober, J., Turner, G., Oldfield, F., Bloemendal, J., Dearing, J., & Rummary, T. (1980). Environmental Applications of Magnetic Measurements. *Science (New York, N.Y.)*, 207, 481-486. <https://doi.org/10.1126/science.207.4430.481>
- Van Haluwyn, C., Cuny, D., & Garrec, J.-P. (2011). Introduction générale Définitions, concepts et enjeux généraux de la biosurveillance de la qualité de l'air. *DE LA*.
- Verma, P. C. (2015). *DETERMINATION OF CONCENTRATION OF SOME HEAVY METALS IN ROAD-SIDE DUST IN DAMATURU METROPOLIS WHICH CAUSES ENVIRONMENTAL POLLUTION*. (3).
- Verosub, K. L., & Roberts, A. P. (1995). Environmental magnetism : Past, present, and future. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 100(B2), 2175-2192. <https://doi.org/10.1029/94JB02713>

- Wang, Z., Wade, A. M., Richter, D. D., Stapleton, H. M., Kaste, J. M., & Vengosh, A. (2022). Legacy of anthropogenic lead in urban soils : Co-occurrence with metal(loids) and fallout radionuclides, isotopic fingerprinting, and in vitro bioaccessibility. *Science of The Total Environment*, 806, 151276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151276>
- West, R. M. (2022). Best practice in statistics : The use of log transformation. *Annals of Clinical Biochemistry*, 59(3), 162-165. <https://doi.org/10.1177/00045632211050531>
- Winkler, A., Contardo, T., Vannini, A., Sorbo, S., Basile, A., & Loppi, S. (2020). Magnetic Emissions from Brake Wear are the Major Source of Airborne Particulate Matter Bioaccumulated by Lichens Exposed in Milan (Italy). *Applied Sciences*, 10(6), 2073. <https://doi.org/10.3390/app10062073>
- Wolterbeek, B. (2002). Biomonitoring of trace element air pollution : Principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution*, 120(1), 11-21. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00124-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00124-0)
- Zhang, C., Huang, B., Piper, J. D. A., & Luo, R. (2008). Biomonitoring of atmospheric particulate matter using magnetic properties of *Salix matsudana* tree ring cores. *Science of The Total Environment*, 393(1), 177-190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.12.032>

Biosurveillance par les lichens du magnétisme environnemental pour tracer les sources de pollution urbaines

Thomas Schoonjans

Chaque année, des millions de décès sont attribuables à la pollution atmosphérique particulaire, dont les sources en milieu urbain restent difficiles à discriminer avec les outils conventionnels. Dans ce contexte, le magnétisme environnemental offre une approche alternative : les lichens, en accumulant passivement les particules atmosphériques, intègrent dans leurs tissus un signal magnétique représentatif de l'exposition cumulée à leur environnement. Ce mémoire explore dans quelle mesure le contexte spatial environnant les sites d'échantillonnage permet d'expliquer les valeurs de susceptibilité magnétique mesurées dans des lichens collectés à Charleroi et à Liège, deux agglomérations wallonnes aux passés industriels marqués. Des échantillons de *Xanthoria parietina* ont été prélevés sur 30 sites, puis mis en relation avec des variables environnementales extraites sous différentes couches QGIS à trois échelles spatiales (100, 200 et 500 m). Des corrélations de Spearman et une régression linéaire multiple ont permis d'identifier les facteurs les plus explicatifs du signal mesuré. Les résultats montrent que la proximité des voies ferrées constitue le facteur le plus robuste et le plus stable, quel que soit le rayon d'analyse considéré. Dans un rayon de 500 m, la densité de ronds-points et le pourcentage de friches industrielles ressortent également comme variables significatives, traduisant respectivement l'effet cumulatif du freinage intensif et la remise en suspension de particules héritées des anciennes activités industrielles. Les sites de Charleroi présentent par ailleurs des niveaux de susceptibilité magnétique globalement supérieurs à ceux de Liège, un résultat statistiquement confirmé mais que les données disponibles n'expliquent pas entièrement. Ce mémoire illustre ainsi le potentiel de la biosurveillance magnétique lichénique comme outil de cartographie spatiale de la pollution particulaire en milieu urbain wallon, tout en soulignant la nécessité d'élargir les réseaux d'échantillonnage et d'intégrer des analyses chimiques complémentaires pour renforcer l'interprétation du signal magnétique.