

Faculté des bioingénieurs

Bioindication de la qualité de l'air par les lichens à Louvain-la-Neuve

**État des lieux de la biodiversité et approche
par les sciences participatives**

Auteur : Hugo Counoy

Promoteur : Yannick Agnan (ELIE)

Lectrices : Anne-Laure Jacquemart (ELIA)

Laure Turcati (Sorbonne Université)

Année académique : 2021-2022

Bioingénieur : Sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué à l'aboutissement de ce projet et qui m'ont aidé lors de la rédaction de ce mémoire.

En premier lieu, je remercie mon promoteur Yannick Agnan de m'avoir partagé sa passion pour le monde des lichens, pour ses innombrables conseils ainsi que pour tout le temps qu'il a consacré à mon encadrement.

Je remercie également l'équipe de ScienceInfuse, Anne Bauwens et Sandrine Kivits, pour le partage de leur expérience concernant les sciences participatives, ainsi que pour leur aide précieuse.

Un grand merci aux volontaires qui ont pris part à l'expérience que j'ai mise en place : Adil, Alexandra, Aline, Anne, Anne-Laure, Arnaud, Antoine, Bryan, Elodie, Garance, Maëlle, Matthieu, Maxime, Nathan, Noa, Noé, Noël, Philippe, Roger, Romain et Sandrine. Merci pour vos retours constructifs, qui ont permis de guider ma réflexion.

Je remercie Laure Turcati et Anne-Laure Jacquemart d'avoir accepté d'être lectrices pour mon mémoire et pour l'intérêt qu'elles y ont porté.

Enfin, je remercie mes proches pour leur soutien constant et leurs encouragements. Je remercie en particulier Aline de m'avoir accompagné de nombreuses fois lors de mes relevés sur le terrain. Finalement, je remercie ma tante pour sa relecture attentive de ce mémoire.

Table des matières

1. Introduction	1
2. État de l'art	3
2.1. Introduction sur la pollution atmosphérique	3
2.1.1. Préoccupations en matière de qualité de l'air	3
2.1.2. Sources et impacts des principaux polluants	5
2.1.3. Suivi de la pollution atmosphérique	6
2.2. Principes de biosurveillance de l'environnement.....	7
2.2.1. Différentes approches de biosurveillance	7
2.2.2. Généralités sur la bioindication	8
2.2.3. Bioindication de la qualité de l'air.....	9
2.3. Biologie et écologie des lichens	10
2.3.1. La symbiose lichénique	10
2.3.2. Morphologie du thalle	11
2.3.3. Reproduction et croissance.....	12
2.3.4. Écologie des lichens	13
2.3.5. Les lichens en tant que bioindicateurs.....	14
2.4. Bioindication et sciences participatives.....	16
2.4.1. Généralités sur les sciences participatives.....	16
2.4.2. Suivi de la biodiversité via les sciences participatives.....	16
2.4.3. Sciences participatives et lichens.....	17
3. Objectifs.....	21
4. Matériels et méthodes	23
4.1. État de la biodiversité lichénique à Louvain-la-Neuve.....	23
4.1.1. Zone d'étude	23
4.1.2. Échantillonnage.....	24
4.1.3. Déterminations	26
4.1.4. Traitement des données	26
4.2. Approche participative.....	28
4.2.1. Protocole Lichens GO!.....	28
4.2.2. Mise en place	28
4.2.3. Évaluation des biais.....	28
4.2.4. Traitement des données	29
5. Biodiversité lichénique et bioindication de qualité de l'air	31
5.1. Diversité et communautés lichéniques.....	31
5.1.1. Diversité spécifique.....	31
5.1.2. Distribution spatiale de la biodiversité	32
5.1.3. Description lichénosociologique	32
5.1.4. Description écologique	34
5.2. Bioindication de la qualité de l'air	36
5.2.1. Indices de biodiversité	36
5.2.2. Indices de pollution.....	37
5.3. Facteurs influençant la distribution des lichens	39
5.3.1. Facteurs environnementaux	39

5.3.2. Facteurs anthropiques	40
6. Bioindication lichénique et sciences participatives.....	43
6.1. Communication et mise en place du réseau.....	43
6.2. Évaluation des biais.....	44
6.2.1. Biais lié à l’observateur néophyte.....	44
6.2.2. Biais lié au choix des arbres	52
6.3. Adaptations du protocole Lichens GO!	58
6.3.1. Propositions d’adaptations du protocole.....	58
6.3.2. Propositions concernant la clé d’identification.....	59
6.3.3. Autres pistes d’amélioration	61
7. Conclusions et perspectives	63
8. Références	65
9. Annexes	73

Liste des figures

Figure 1. Évolution des émissions des principaux polluants atmosphériques au Royaume-Uni entre 1970 et 2016. Les émissions sont représentées en proportions relatives par rapport aux valeurs de 1970 (https://ourworldindata.org).....	3
Figure 2. Modélisation des concentrations moyennes annuelles en PM _{2,5} en Europe pour l'année 2018 (European Environment Agency, 2020).	4
Figure 3. Échelles spatiale et temporelle de la dissémination des polluants atmosphériques. Les espèces chimiques ayant une durée de vie longue sont transportées sur de plus longues distances (https://omer7a.obs-mip.fr).	5
Figure 4. Structure typique du thalle lichénique en coupe transversale (https://biogeoscience.eu)..	10
Figure 5. Principaux types de thalle rencontrés chez les lichens : fruticuleux (a) , foliacé (b) , crustacé (c) et complexe (d)	11
Figure 6. Principales structures de reproduction observées chez les lichens : schéma en coupe transversale et photographies d'apothécies (a) , de soralies (b) et d'isidies (c)	12
Figure 7. Cartographie des observations de <i>Xanthoria parietina</i> (grilles de 1 km ²) enregistrées sur la plateforme observations.be entre 2008 et 2021 (https://observations.be/).	18
Figure 8. Contexte géographique de la ville de Louvain-la-Neuve et répartition des sites d'échantillonnage.	23
Figure 9. Échantillonnage des lichens corticoles à l'aide d'une grille de 10 cm × 50 cm.....	25
Figure 10. Photographie d'une coupe d'apothécie de l'espèce <i>Lecanora chlorotera</i> (grossissement 200×), sous lumière blanche (a) et sous lumière polarisée révélant la présence de cristaux (b)	26
Figure 11. Représentation schématique de l'indice de similitude utilisé.....	30
Figure 12. Diagramme de fréquence des espèces lichéniques rencontrées à Louvain-la-Neuve. Celle-ci représente la probabilité d'observer une espèce donnée sur les vingt sites étudiés.	31
Figure 13. Distribution spatiale des indices de bioindication (LDV, diversité spécifique, types de thalles) au sein des 20 sites échantillonnés à Louvain-la-Neuve.....	33
Figure 14. Photographies des deux sous-alliances du <i>Xanthorion parietinae</i> observées à Louvain-la-Neuve : <i>Physcienion adscendentis</i> (a) et <i>Pleurostiction acetabuli</i> (b)	34
Figure 15. Analyse écologique des communautés lichéniques à Louvain-la-Neuve relatives à l'humidité (du rouge au vert : xérophiles, mésohygrophiles et hygrophiles), l'eutrophisation (oligotrophes, mésotrophes et eutrophes), l'alcalinité (acidophiles, neutrophiles et basophiles) et la lumière (sciaphiles, mésosciaphiles et héliophiles) : proportions des groupes fonctionnels dans la somme des fréquences sur les 20 sites étudiés (a) et nombre total d'espèces observées par groupe fonctionnel (b)	35
Figure 16. Bioindication lichénique de la pollution : proportions des groupes fonctionnels dans la somme des fréquences sur les 20 sites étudiés (a) et nombre d'espèces observées à Louvain-la-Neuve par groupe fonctionnel (b)	38
Figure 17. Analyse des composantes principales basée sur les indices de biodiversité (LDV et diversité spécifique), écologiques (proportions des espèces héliophiles, eutrophes et acidophiles) et de pollution (proportions des espèces nitrophiles, résistantes à NO ₂ et polluotolérantes) ainsi que des variables urbanistiques (proportion d'artificialisation et distance à la route : représentation des deux premiers axes par variable (a) et par site (b)).....	41

Figure 18. Résultats des observateurs néophytes (n = 19) concernant le nombre d'espèces (a) et la LDV (b) et comparaison avec l'expert. Les scolaires (n = 3) et les initiés (n = 2) sont présentés à titre de comparaison mais ne sont pas inclus dans les boîtes à moustaches.	45
Figure 19. Comparaison des indices de biodiversité (nombre d'espèces et LDV) avec l'indice de similitude pour évaluer l'erreur de chaque volontaire par rapport à l'expert. Les numéros permettent d'identifier les volontaires sur les différentes figures : néophytes (1–19), scolaires (20–22) et initiés (23–24).	46
Figure 20. Résultats des observateurs néophytes (n = 19) concernant les indicateurs écologiques et comparaison avec l'expert. Les scolaires (n = 3) et les initiés (n = 2) sont présentés à titre de comparaison mais ne sont pas inclus dans les distributions.	47
Figure 21. Vue d'ensemble de la qualité d'observation des volontaires par rapport à l'expert : nombre d'espèces ajoutées, correctes et oubliées par volontaire (a) , fréquence d'oubli par espèce présente sur le site (b) et fréquence d'ajout par espèce non présente sur le site (c) . Les numéros permettent d'identifier les volontaires sur les différentes figures : néophytes (1–19), scolaires (20–22) et initiés (23–24).	49
Figure 22. Photographies de quatre espèces de lichens entraînant des confusions dans la clé lichens GO : <i>Candelaria concolor</i> (a) , <i>Candelariella xanthostigma</i> (b) , <i>Xanthoria parietina</i> (c) et <i>Candelariella vitellina</i> (d)	50
Figure 23. Propension de chaque espèce à être sous- ou surestimée en fonction de la proportion de volontaires qui l'ont repérée et de son abondance sur le site étudié. Le facteur de surestimation correspond au rapport de la fréquence selon l'expert par la fréquence moyenne des volontaires ayant observé l'espèce. Le facteur de sous-estimation correspond au quotient inverse. La couleur associée à chaque espèce correspond à la fréquence selon l'expert, représentée selon une échelle logarithmique.	51
Figure 24. Avenue des Justes, localisation des 16 tilleuls échantillonnés pour l'évaluation du biais lié à la sélection des arbres.	52
Figure 25. Impact de l'hétérogénéité naturelle sur : le nombre d'espèces observées (a) ; et la LDV (b) . Les indicateurs ont été calculés pour des groupes de trois arbres sélectionnés indépendamment du côté de la route (« tous ») ou en considérant exclusivement les arbres situés d'un même côté (« côté sud » et « côté nord »).	53
Figure 26. Comparaison de la somme des fréquences des faces nord (N), est (E), sud (S) et ouest (O) selon le côté de la route.	55
Figure 27. Représentation schématique du critère de distance utilisé pour la sélection des arbres. Les arbres colorés en vert sont sélectionnés pour échantillonnage.	55
Figure 28. Variation de la LDV (a) , du nombre d'espèces (b) et de la proportion des espèces acidophiles dans la somme des fréquences (c) en fonction du côté de la route et de la distance maximale entre deux arbres adjacents. Le nombre de trinômes est indiqué entre parenthèses pour chaque côté. ...	57
Figure 29. Comparaison des de la visibilité des taxa avant et après application des regroupements proposés.	61

Liste des tableaux

Tableau 1. Groupes d'essences définis par la directive prEN 16413 selon les propriétés physico-chimiques de l'écorce. Les genres sélectionnés dans cette étude sont en gras. Les espèces du genre <i>Tilia</i> présentent un caractère intermédiaire entre les groupes I et II.....	25
Tableau 2. Classification des espèces de lichen pour chaque facteur écologique selon la valeur moyenne des indices de Nimis et Martellos (2020)	27
Tableau 3. Comparaison des indicateurs de biodiversité (LDV et diversité spécifique) observés dans plusieurs villes présentant des surfaces et des densités de population variables.	36
Tableau 4. Évaluation quantitative du biais sur les indicateurs écologiques : différence entre la moyenne, le minimum et le maximum de la valeur des néophytes (n = 19) et celle de l'expert.	47
Tableau 5. Effet du côté de la route et sur les indicateurs de biodiversité (LDV et nombre d'espèces) et sur les proportions des groupes fonctionnels dans la somme des fréquences (par écologie, tolérance à la pollution et morphologie). En cas de différence significative, le coté ayant la moyenne la plus élevée est indiqué entre parenthèses (N = nord et S = sud). Seuil de significativité : *p ≤ 0,05, **p ≤ 0,01 et ns : non significatif (test U de Mann–Whitney).....	54

1. Introduction

Responsable annuellement de sept millions de morts et d'importantes dégradations environnementales, la pollution atmosphérique constitue un enjeu majeur de ce ^{xxi}^e siècle (World Health Organization, 2021). La prise en charge de cette problématique globale nécessite un suivi spatial et temporel efficace, permettant de cibler des zones prioritaires qui doivent faire l'objet d'une amélioration de la qualité de l'air. Pour ce faire, des capteurs physico-chimiques sont utilisés pour mesurer les concentrations de polluants atmosphériques. Leur coût, l'acquisition de données ponctuelles—tant spatialement que temporellement—et la mesure d'un nombre restreint de substances sont cependant des freins dans l'investigation précise de l'exposition des populations aux différents polluants. Dans ce contexte, l'étude des systèmes vivants *via* la bioindication constitue un outil complémentaire à faible coût permettant d'améliorer les résolutions spatiale et temporelle dans la surveillance de la qualité de l'air, et ce en intégrant les multiples polluants atmosphériques en une seule réponse biologique (De Temmerman *et al.*, 2001).

En 2021, l'UCLouvain a lancé son « Plan transition¹ » afin de réduire l'empreinte environnementale de ses activités d'ici 2026. Plusieurs objectifs ont été formulés quant à l'énergie, la mobilité ou l'alimentation. Un volet biodiversité vise à développer un suivi de la faune et de la flore, en ciblant notamment des groupes d'espèces clés, afin d'évaluer l'impact des activités universitaires sur la biodiversité. Les objectifs sont : (1) d'évaluer l'état actuel de la biodiversité du campus de Louvain-la-Neuve ; (2) d'investiguer des espèces indicatrices de la qualité des milieux naturels (eau, sol et air) ; et (3) de réaliser un suivi dans le temps pour évaluer l'évolution de la qualité environnementale du campus.

Parmi les organismes utilisés en biosurveillance de la qualité de l'air, le groupe des lichens est de loin le plus fréquemment employé (Conti et Cecchetti, 2001). Formés d'une symbiose entre un champignon et une algue, ces organismes cosmopolites présentent des caractéristiques morphologiques les rendant particulièrement sensibles à la pollution atmosphérique. De plus, chaque espèce de lichen possède des exigences propres concernant les variables écologiques (humidité, température, *etc.*) et environnementales (pollution azotée, pollution soufrée, *etc.*), ce qui rend l'étude de ce groupe intéressante pour évaluer la qualité générale des environnements (Nimis *et al.*, 2002). Les lichens sont abondants sur les arbres en milieu urbain, et peuvent dès lors être utilisés comme indicateurs de pollution en ville. Depuis l'émergence d'un protocole standard européen il y a une vingtaine d'années (Asta *et al.*, 2002), de nombreuses agglomérations européennes ont fait l'objet d'un inventaire des lichens afin d'évaluer la pollution atmosphérique. Dans l'optique d'augmenter la collecte de données, l'approche participative—*i.e.* faisant intervenir les citoyens—constitue une approche complémentaire aux relevés réalisés par les scientifiques (Welden *et al.*, 2018). Les lichens, organismes méconnus, suscitent l'intérêt du public et sont relativement faciles à observer dans notre environnement proche, moyennement l'utilisation d'un protocole adapté comme réalisé en France par le réseau Lichens GO!².

Dans le cadre du Plan transition de l'UCLouvain, l'objectif de ce mémoire est d'initier un suivi des communautés de lichens à Louvain-la-Neuve afin d'évaluer : (1) la biodiversité des lichens présente sur le site universitaire ; et (2) la qualité de l'air à l'aide d'indicateurs écologiques pour identifier les

¹ <https://uclouvain.be/fr/decouvrir/universite-transition/plan-transition.html>

² <http://www.particitae.upmc.fr/fr/suivez-les-lichens.html>

principales sources de contamination. Outre l'interprétation des données collectées pendant ce mémoire, les outils permettant le déploiement d'un réseau de sciences participatives portant sur la biosurveillance de la qualité de l'air par les lichens sont proposés. Ce réseau pourrait à l'avenir être étendu à la Wallonie afin d'augmenter la collecte de données tout en sensibilisant les citoyens à la problématique de la pollution atmosphérique.

2. État de l'art

2.1. Introduction sur la pollution atmosphérique

2.1.1. Préoccupations en matière de qualité de l'air

L'industrialisation de nos sociétés au cours du xiv^e siècle a provoqué une forte augmentation des émissions de polluants atmosphériques (Granier *et al.*, 2011), entraînant une multitude de conséquences sanitaires et environnementales à l'échelle mondiale. Cette « pollution industrielle » a atteint son paroxysme pendant la seconde moitié du xx^e siècle, marquée par plusieurs épisodes de pollution historiques, tels que le « Great Smog of London » de 1952, un brouillard soufré ayant entraîné le décès de 12 000 Londoniens en l'espace de cinq jours (Polivka, 2018). Ce demi-siècle a également été le siège de crises environnementales globales, telles que l'acidification des précipitations (Menz et Seip, 2004) ou encore la destruction de la couche d'ozone stratosphérique (Staehelin *et al.*, 2001). Bien que les concentrations atmosphériques de certains polluants aient fortement diminué durant les cinquante dernières années (**Figure 1**), la qualité de l'air constitue encore aujourd'hui l'une des plus grandes menaces environnementales pour la santé humaine (Granier *et al.*, 2011 ; Amann *et al.*, 2013). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) estime que la pollution atmosphérique est responsable de sept millions de décès en 2021, notamment à cause des diverses maladies pulmonaires et cardiovasculaires qu'elle favorise (Manisalidis *et al.*, 2020). De plus, l'exposition à cette pollution représente une problématique mondiale puisque 90 % des humains vivent dans des lieux où la qualité de l'air présente des risques sanitaires (World Health Organization, 2021).

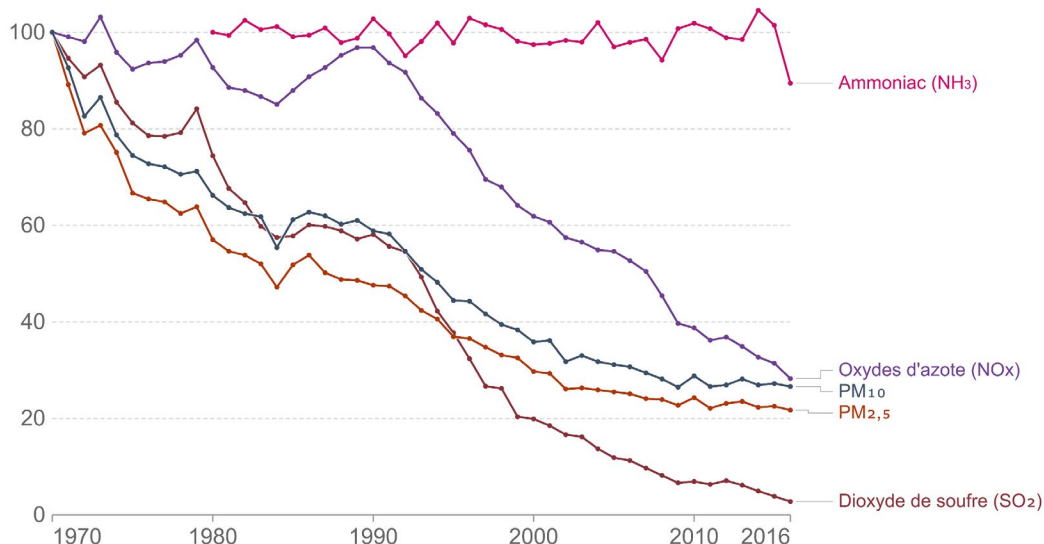


Figure 1. Évolution des émissions des principaux polluants atmosphériques au Royaume-Uni entre 1970 et 2016. Les émissions sont représentées en proportions relatives par rapport aux valeurs de 1970 (<https://ourworldindata.org>).

Depuis 1987, l'OMS publie et met à jour des valeurs guides concernant les six polluants les plus problématiques sur le plan sanitaire : particules fines³ (PM_{2,5} et PM₁₀), O₃, NO₂, SO₂ et CO (World Health Organization, 2021). Ces valeurs guides représentent les concentrations au-delà desquelles l'exposition (à court ou à long terme) entraîne des risques pour la santé humaine, en l'état des connaissances. Sans être des normes juridiquement contraignantes, ces lignes directrices constituent un élément clé pour appuyer les politiques sur la qualité de l'air à l'échelle mondiale. Sur base de ces valeurs guides, l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) a défini des normes (directive 2008/50/EC) afin d'instaurer des réseaux de suivi de la qualité de l'air ambiant dans les 32 pays européens signataires (European Environment Agency, 2020). Les dépassements des valeurs seuils, moins strictes que celles de l'OMS, peuvent théoriquement amener la justice européenne à prononcer des amendes à l'égard des pays concernés. Les niveaux de pollution moyens sont très hétérogènes à l'échelle de l'Europe (**Figure 2**), et la majorité des pays membres ne respectent pas l'ensemble des seuils fixés par l'AEE, notamment pour O₃, les PM_{2,5} et NO₂. La situation est particulièrement alarmante concernant les particules fines (PM_{2,5}), seuls trois pays signataires (Islande, Estonie et Finlande) respectant les normes de l'OMS sur l'ensemble de leurs stations de relevés.

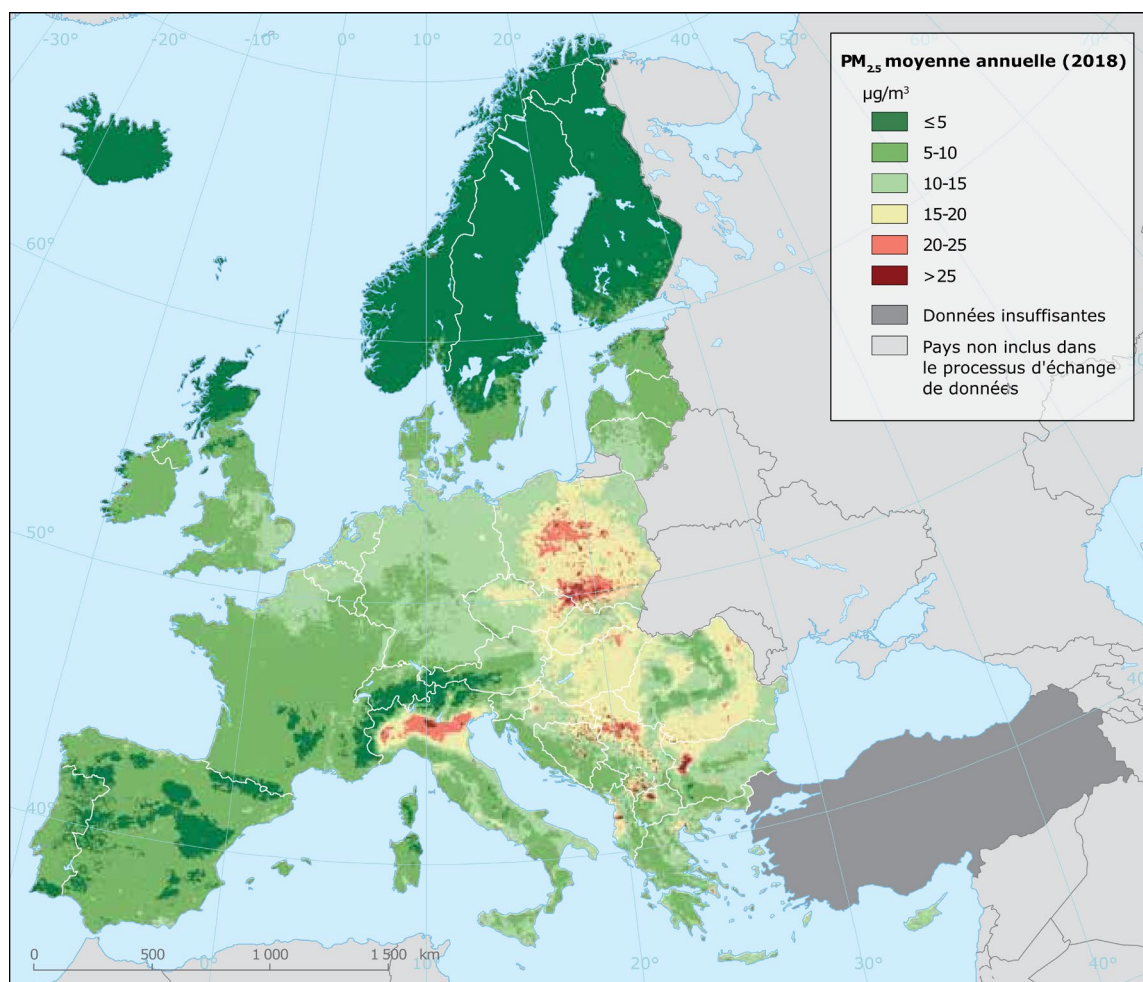


Figure 2. Modélisation des concentrations moyennes annuelles en PM_{2,5} en Europe pour l'année 2018 (European Environment Agency, 2020).

³ Les particules fines (PM en anglais pour *particulate matter*) sont classées selon leur taille : les PM₁₀ sont des particules dont le diamètre est inférieur à 10 µm, tandis que l'appellation PM_{2,5} concerne les particules de diamètre inférieur à 2,5 µm.

2.1.2. Sources et impacts des principaux polluants

Bien que la majorité des polluants de l'air soient naturellement présents dans l'atmosphère, les émissions liées aux activités humaines (transport, agriculture, industrie, *etc.*) ont fortement augmenté les concentrations de ces polluants (Koolen et Rothenberg, 2019). Après émission, les substances chimiques sont transportées sur une distance plus ou moins longue en fonction de leurs propriétés physico-chimiques (réactivité, densité, *etc.*), qui déterminent leur temps de résidence dans l'atmosphère (**Figure 3**). Les polluants retombent ensuite sur la surface terrestre sous la forme de dépôts secs (sédimentation de particules, diffusion de gaz, *etc.*) ou humides (pluie, brouillard, *etc.*).

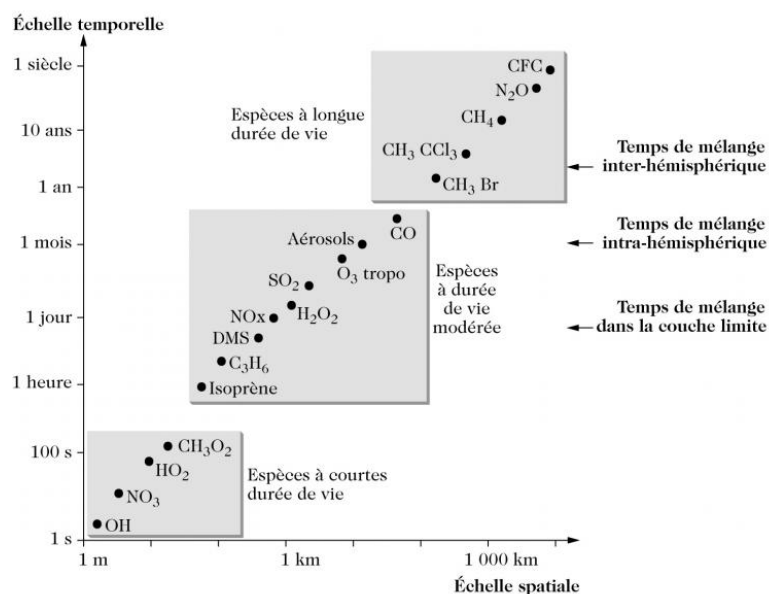


Figure 3. Échelles spatiale et temporelle de la dissémination des polluants atmosphériques.
Les espèces chimiques ayant une durée de vie longue sont transportées sur de plus longues distances
(<https://omer7a.obs-mip.fr>).

Afin d'évaluer le niveau de contamination d'un écosystème donné, Nilsson (1988) définit le concept de « charge critique » comme la concentration maximale d'un contaminant qui ne cause pas d'effet néfaste observable, en l'état des connaissances. La nature de ces effets délétères dépend du comportement physico-chimique du polluant en question.

Polluants acidifiants

Les oxydes d'azote (principalement NO et NO₂, notés NO_x) et de soufre (SO₂) sont les principaux polluants responsables du processus d'acidification des écosystèmes (Bouwman *et al.*, 2002). Ces composés interagissent avec des réactifs naturellement présents dans l'atmosphère pour former des acides forts, tels que HNO₃ et H₂SO₄ (Singh et Agrawal, 2008). Ces derniers retombent ensuite sur les surfaces continentales sous forme de précipitations acides, abaissant le pH des sols et des eaux. En raison de la réduction considérable des émissions de SO₂ depuis les années 1970 (**Figure 1**), les NO_x sont devenus les principaux composés responsables des processus d'acidification des précipitations (Granier *et al.*, 2011). Actuellement, environ 6 % de la surface des écosystèmes européens auraient dépassés sa charge critique acide (European Environment Agency, 2020).

Polluants eutrophisants

Les dépôts atmosphériques d'azote (principalement NO_x et NH₃) liés aux activités humaines favorisent l'eutrophisation des écosystèmes. Ce processus représente l'une des principales causes actuelles de dégradation de la biodiversité à l'échelle mondiale (Bobbink *et al.*, 2010). En milieu aquatique, une forte disponibilité en azote favorise la prolifération d'algues, entraînant une asphyxie du milieu et d'importantes pertes de biodiversité (Schindler, 1971 ; Glibert, 2017). Dans les écosystèmes terrestres, l'augmentation de la disponibilité en azote perturbe notamment la composition des communautés végétales en favorisant les espèces nitrophiles (Bobbink *et al.*, 2010). À l'heure actuelle, l'AEE estime que 61 % de la surface des écosystèmes européens (soit environ trois millions de km²) ont dépassé leur charge critique azotée (European Environment Agency, 2020).

Aérosols troposphériques

Les aérosols troposphériques, aussi appelés matière particulaire (PM), constituent un mélange hétérogène de composés (organiques et minéraux) en phase solide ou liquide en suspension dans l'atmosphère. L'OMS distingue deux catégories de PM en fonction de leur diamètre aérodynamique : les PM₁₀ (<10 µm) et les PM_{2,5} (<2,5 µm). Les PM_{2,5} constituent à l'heure actuelle un enjeu sanitaire majeur, car responsables de divers cancers, maladies respiratoires et cardio-vasculaires (Manisalidis *et al.*, 2020 ; World Health Organization, 2021).

Polluants impactant le climat

Bien que CO₂ représente 75 % des émissions de gaz à effet de serre, de nombreux autres gaz sont impliqués dans l'augmentation des températures terrestres. La notion de « pouvoir de réchauffement global » permet de comparer les impacts relatifs de ces différents gaz sur le changement climatique, en tenant compte notamment de leur durée de vie dans l'atmosphère. Le méthane est émis en de bien plus faibles quantités que le CO₂ mais possède un temps de résidence atmosphérique cinquante fois plus long, si bien qu'il représente 17 % des émissions totales. Les émissions de N₂O, favorisées par la grande disponibilité en azote dans les sols, représentent 6 % des émissions mondiales de gaz à effet de serre (Montzka *et al.*, 2011). Émis en faible quantité par les activités industrielles, les chlorofluorocarbures (CFC) et hydrochlorofluorocarbures (HCFC) sont des gaz à effet de serre puissants et les principaux composés responsables de la détérioration de la couche d'ozone stratosphérique (Anwar *et al.*, 2016). Dans une moindre mesure, l'ozone troposphérique et certains aérosols peuvent également influencer localement le bilan radiatif terrestre (Shindell *et al.*, 2006 ; Zhang, 2020).

2.1.3. Suivi de la pollution atmosphérique

Dans ce contexte, le suivi spatio-temporel de la pollution atmosphérique s'avère indispensable pour permettre la mitigation des risques sanitaires et environnementaux associés. Cependant, le nombre important de polluants concernés et la multitude de processus de dispersion rendent cette évaluation complexe. Même si les capteurs chimiques actuels permettent des mesures relativement précises des concentrations de la plupart des polluants (Idrees et Zheng, 2020), ceux-ci ne donnent qu'une évaluation ponctuelle du niveau de pollution. Par exemple, le réseau de surveillance de l'EEA comprend 67 stations de mesure en Belgique, ce qui équivaut approximativement à un point de mesure tous les 450 km² à l'échelle nationale (European Environment Agency, 2020). Une meilleure

résolution (maille de 1 à 10 km²) peut être obtenue *via* la modélisation des processus météorologiques (Leelőssy *et al.*, 2014) couplée ou non à des données satellitaires (AbdelSattar, 2019).

L'utilisation de ces techniques reste cependant conditionnée par la disponibilité de données météorologiques adéquates et est relativement coûteuses à mettre en place (Idrees et Zheng, 2020). De plus, cette résolution est toujours insuffisante pour évaluer l'importante hétérogénéité spatiale de la pollution dans les villes, régie notamment par des éléments locaux tels que l'intensité du trafic routier, la présence d'arbres d'alignement ou les dimensions des bâtiments (Gromke et Ruck, 2007 ; Yuan *et al.*, 2014). Dans cette optique, l'utilisation de réseaux denses de micro-capteurs peu onéreux présente des perspectives intéressantes. Cependant, cette technologie est actuellement peu utilisée, principalement en raison de sa faible précision par rapport à des capteurs conventionnels (Idrees et Zheng, 2020). Pour pallier ces limitations, l'utilisation de techniques de biosurveillance peut contribuer à l'amélioration des connaissances concernant l'évolution spatio-temporelle de la pollution atmosphérique.

2.2. Principes de biosurveillance de l'environnement

Le suivi des polluants et l'évaluation de leurs impacts sur l'environnement peuvent être réalisés en étudiant directement les systèmes affectés par ces substances, à savoir les organismes vivants et les écosystèmes. La surveillance biologique—appelée biosurveillance—correspond à toute utilisation d'une réponse biologique pour évaluer l'état d'un milieu (Cullen, 1990). Cette observation peut concerner aussi bien l'humain que les autres organismes et être réalisée à différentes échelles, depuis la molécule jusqu'à la communauté.

2.2.1. Différentes approches de biosurveillance

La biosurveillance peut se réaliser de façon passive, en s'appuyant sur l'utilisation d'organismes déjà présents dans le milieu, ou active, en utilisant des organismes introduits dans le milieu étudié (transplantation, milieu standard en laboratoire, *etc.*). On distingue plusieurs approches de biosurveillance en fonction du niveau d'observation concerné (Van Haluwyn et Lerond, 1993 ; Markert *et al.*, 2004) :

- la *bioaccumulation* : étude des concentrations en contaminants accumulés par un organisme depuis son environnement. Il s'agit donc d'une mesure quantitative qui peut être mise en relation avec les concentrations environnementales du contaminant étudié ;
- le *biomarquage* : utilisation de paramètres biologiques (ou biomarqueur) à l'échelle subindividuelle (ex : activation d'un gène, synthèse d'une enzyme, *etc.*) indiquant une réponse physiologique de l'organisme à son milieu. Selon le marqueur ciblé, il peut s'agir d'une méthode quantitative ou qualitative ;
- la *bioindication* : toute observation des réponses biologiques au niveau d'un individu (réponse morphologique, physiologique ou comportementale) ou d'une communauté d'individus (modifications structurelles) suite à un stress environnemental.

Ce mémoire portant exclusivement sur la bioindication, seule cette approche de biosurveillance sera développée dans les sections suivantes.

2.2.2. Généralités sur la bioindication

L'emploi des techniques de bioindication a fortement augmenté à partir des années 1960, parallèlement à la multiplication des problèmes sanitaires liés à la pollution. Aujourd'hui, les échelles et indices de bioindication sont utilisés dans divers contextes (gestion forestière, contrôles de conformité des industries, *etc.*) et sont parfois inclus dans les politiques de règlements en matière de préservation de l'environnement. Par exemple, l'indice biologique global normalisé (ou IBGN) est une méthode standardisée à l'échelle européenne afin d'évaluer la qualité biologique d'un cours d'eau *via* l'observation des macroinvertébrés benthiques (Archaimbault et Dumont, 2010).

Notion de bioindicateur

Un bioindicateur est un organisme (ou un groupe d'organismes) dont la présence, l'absence ou l'abondance reflète la qualité d'un environnement. Par rapport aux mesures physico-chimiques, les bioindicateurs constituent une méthode peu onéreuse et rapide pour évaluer les répercussions des perturbations environnementales sur un écosystème (Cullen, 1990). De très nombreux *taxa* sont utilisés comme bioindicateurs, couvrant la plupart des milieux terrestres et aquatiques. L'utilité d'un bioindicateur est conditionnée par la précision de l'information qu'il fournit sur son environnement. Les bioindicateurs les plus fréquemment employés possèdent idéalement les caractéristiques suivantes (Herricks et Schaeffer, 1985 ; Carignan et Villard, 2002) :

- fournir une réponse rapide, précise et reproductible aux stress environnementaux (ex : disparition totale de certaines espèces sensibles suite au dépassement d'un seuil de pollution) ;
- fournir une réponse continue à une large gamme de stress, de nature et d'intensité variables (ex : une même espèce peut être plus ou moins sensible à plusieurs types de polluants) ;
- présenter une large aire de répartition tout en étant peu mobile au sein de celle-ci afin de refléter les conditions locales ;
- être peu coûteux à mesurer et/ou à identifier.

Limites de la bioindication

Comme toutes les méthodes d'évaluation des stress environnementaux, la bioindication présente certaines lacunes. Tout d'abord, un bioindicateur peut répondre à des facteurs biotiques (maladies, compétitions, *etc.*) indépendants de l'impact anthropique que l'on souhaite évaluer, ce qui peut mener à des erreurs d'interprétation. De plus, la réponse d'un bioindicateur considéré ne sera observable qu'à une échelle spatiale spécifique. Par exemple, les plantes sont généralement impactées à des perturbations plus locales que les mammifères (Markert *et al.*, 2004). Le choix d'un bioindicateur doit donc être raisonné en fonction du milieu et de l'échelle spatiale étudiée. Enfin, comme chaque organisme est inféodé à une niche écologique, il semble peu réaliste qu'un seul groupe d'organismes illustre parfaitement l'état d'un écosystème entier. Cette dernière limitation peut être partiellement contournée en étudiant plusieurs bioindicateurs aux sensibilités complémentaires, mais cela atténue les avantages liés à la simplicité de la méthode (Herricks et Schaeffer, 1985 ; Carignan et Villard, 2002).

2.2.3. Bioindication de la qualité de l'air

Organismes concernés

De nombreux organismes ou groupes d'organismes sont utilisés en tant que bioindicateurs de la qualité de l'air. Les végétaux supérieurs présentent des symptômes facilement mesurables en réponses à différents polluants. Après diffusion à travers les stomates, les polluants peuvent causer des nécroses, chloroses ou autres perturbations morphologiques et physiologiques plus ou moins caractéristiques en fonction de l'espèce végétale et des propriétés physico-chimiques du polluant (Falla *et al.*, 2000). Par exemple, le tabac (*Nicotiana tabacum*) est fréquemment employé en bioindication active afin de mesurer le stress oxydatif lié à l'ozone troposphérique (Klumpp *et al.*, 2002 ; Gombert *et al.*, 2006). Aussi, de nombreuses essences d'arbres sont utilisées en tant que bioindicateurs passifs pour évaluer la qualité de l'air en milieu forestier, et notamment les émissions de SO₂ liées aux feux de forêt (Falla *et al.*, 2000). L'étude des communautés végétales permet également d'évaluer l'exposition des écosystèmes aux composés azotés, moyennant l'utilisation des indices d'Ellenberg⁴ (Pitcairn *et al.*, 2002).

De nombreux autres organismes de biomasse moins abondante sont également utilisés afin d'évaluer la pollution atmosphérique. Souvent employées dans des approches de bioaccumulation, certaines espèces de bryophytes peuvent également servir de bioindicateurs de la qualité de l'air. Par exemple, Adams et Preston (1992) ont établi une échelle de bioindication reliant la composition des communautés de bryophytes à des concentrations hivernales moyennes en SO₂. Certaines maladies cryptogamiques très répandues peuvent être employées pour détecter l'absence de certains polluants. En effet, SO₂ et NO₂ présentent une activité fongicide et empêchent le développement de ces pathologies (De Temmerman *et al.*, 2001). Cette technique a notamment été utilisée au Royaume-Uni pour la maladie de la tâche goudronneuse (*Rhytisma acerinum*) de l'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*) (Gosling *et al.*, 2016). Enfin, les lichens sont l'un des groupes les plus souvent utilisés en biosurveillance de la qualité de l'air, que ce soit à travers des approches de bioaccumulation ou de bioindication (Conti et Cecchetti, 2001). Les différentes méthodes de bioindication lichénique seront détaillées à la section 2.3.5.

Avantages par rapport aux mesures chimiques

L'utilisation de bioindicateurs permet d'obtenir une densité d'échantillonnage beaucoup plus élevée par rapport aux capteurs physico-chimiques, ce qui élimine une partie de l'incertitude associée aux modèles d'extrapolation des concentrations de polluants (Nimis *et al.*, 2002). En plus de fournir des informations sur les concentrations des polluants, les bioindicateurs permettent l'observation directe des conséquences écologiques de la pollution atmosphérique. De plus, la bioindication de la qualité de l'air permet une mesure intégrée dans le temps et dans les types de contaminants. En effet, contrairement aux capteurs chimiques qui ne ciblent que certains composés spécifiques, les organismes vivants sont impactés par une large gamme de contaminants, ainsi que par leurs éventuelles interactions (Markert *et al.*, 2004). Dès lors, l'utilisation de la bioindication en complément aux mesures physico-chimiques présente des perspectives intéressantes.

⁴ Indices attribués à chaque espèce végétale en fonction de son affinité pour différents paramètres environnementaux : lumière, température, acidité, azote, humidité, salinité et continentalité.

2.3. Biologie et écologie des lichens

2.3.1. La symbiose lichénique

Organismes impliqués dans la symbiose lichénique

Un lichen est une entité morphologiquement et physiologiquement autonome, impliquant un partenaire fongique (appelé « mycobionte ») et au moins un partenaire photosynthétique (appelé « photobionte »). Dans la plupart des cas, le partenaire fongique appartient à la division des ascomycètes. Ce dernier constitue l'espèce dominante au sein de l'association lichénique et forme la majorité de l'appareil végétatif du lichen, aussi appelé « thalle ». Les mycobiontes sont des biotrophes obligatoires, c'est-à-dire incapables de vivre en dehors d'une association lichénique. Pour cette raison, le nom latin d'un lichen correspond au nom du partenaire fongique (Van Haluwyn et Lerond, 1993 ; Nash III, 2008).

Le photobionte est généralement représenté par une algue verte (chlorolichens, 90 % des espèces de lichens), ou dans certains cas par une cyanobactérie (cyanolichens). Les cellules algales sont cloisonnées à l'intérieur des tissus du mycobionte, et représentent rarement plus de 20 % de la biomasse du thalle (Honegger, 1991). On recense chez les lichens plus de 40 genres d'algues et de cyanobactéries, dont trois sont particulièrement répandus : *Trebouxia* et *Trentepohlia* chez les chlorolichens, et *Nostoc* chez les cyanolichens. La plupart des photobiontes sont capables de vivre sous forme non-lichénisée et peuvent former des symbioses avec plusieurs espèces de mycobionte (Nash III, 2008).

Organisation structurelle

Dans la plupart des cas, le thalle lichénique est subdivisé en trois zones horizontales (**Figure 4**) :

- un *cortex supérieur*, formé par un réseau très serré d'hyphes fongiques et contenant les pigments lichéniques ;
- une *médulle*, formée par un réseau d'hyphes moins dense et abritant les cellules algales ;
- un *cortex inférieur*, constitué d'un réseau serré d'hyphes et pouvant dans certains cas donner naissance à des rhizines, assurant l'ancrage du lichen à son substrat.

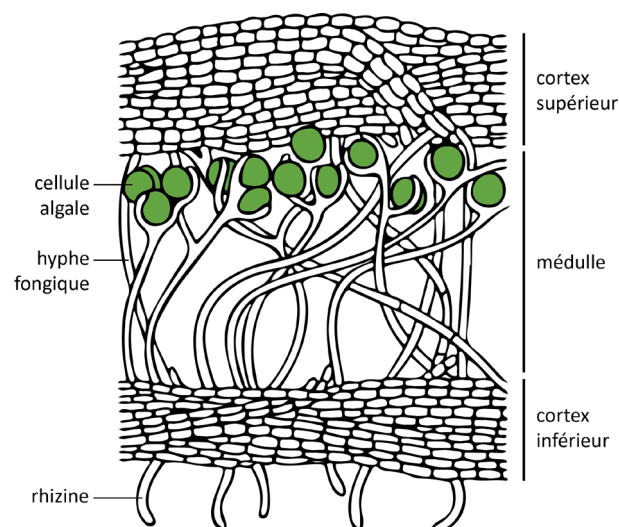


Figure 4. Structure typique du thalle lichénique en coupe transversale (<https://biogeoscience.eu>).

Relations nutritionnelles

La symbiose lichénique est basée sur la complémentarité des métabolismes entre l'algue autotrophe et le champignon hétérotrophe. Le photobionte synthétise ses propres composés organiques, dont il cède une partie au mycobionte sous forme d'hydrates de carbone solubles. En contrepartie, le mycobionte assure le captage d'eau sous forme liquide (pluie, brume...) ou gazeuse (air ambiant). Cette eau permet l'alimentation en sels minéraux (macro- et micronutriments), ainsi qu'en vitamines indispensables pour la croissance du photobionte.

La nutrition azotée est assurée *via* différentes sources selon la nature du partenaire algal. Chez les cyanolichens, le photobionte subvient aux besoins azotés de la communauté grâce à sa capacité à fixer le N_2 atmosphérique. En revanche, les chlorolichens dépendent de leur environnement pour obtenir des composés azotés. Cela peut se faire *via* captation de dépôts secs ou humides depuis l'atmosphère composés des molécules azotées (NH_4^+ et NO_3^-).

2.3.2. Morphologie du thalle

Bien qu'il existe de nombreux cas intermédiaires, on distingue généralement quatre principales morphologies de thalles (**Figure 5**) :

- les lichens *crustacés* forment des croûtes plus ou moins continues à la surface ou à l'intérieur de leur substrat, si bien qu'il est souvent difficile de les en détacher sans les détruire ;
- les lichens *foliacés* présentent un thalle en forme de feuilles plus ou moins lobées et seulement partiellement attachées au substrat. La fixation au substrat est généralement assurée par des rhizines (**Figure 4**) ;
- les lichens *fruticuleux* ont souvent un aspect de petit buisson, dressé ou pendants, et ancré au substrat par un point unique. Ils forment des lanières ou des tiges présentant souvent une structure anatomique radiée, ou plus rarement dorsiventrale ;
- les lichens *complexes* sont formés d'un thalle primaire plus ou moins adhérent au substrat et d'un thalle secondaire fruticuleux se développant *a posteriori* sur le thalle primaire.

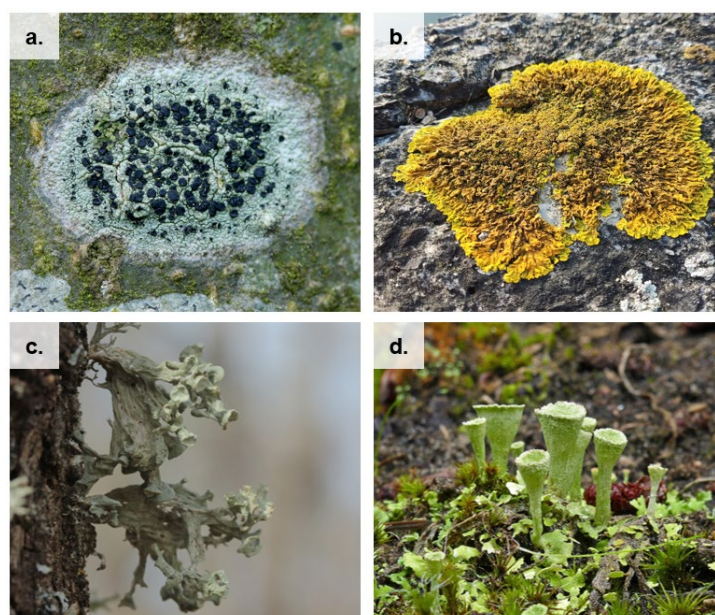


Figure 5. Principaux types de thalle rencontrés chez les lichens : fruticuleux (a), foliacé (b), crustacé (c) et complexe (d).

2.3.3. Reproduction et croissance

Comme chez la plupart des champignons, la reproduction des lichens peut se faire de façon sexuée ou asexuée. La complexité de cette opération réside dans la multiplicité des partenaires de l'association lichénique. Si le photobionte est souvent capable de vivre seul dans le milieu extérieur, c'est rarement le cas du mycobionte (Nash III, 2008). Dès lors, si les deux partenaires ne se dispersent pas ensemble, ils doivent obligatoirement se « retrouver » pour reconstituer un lichen.

Reproduction sexuée

La reproduction sexuée implique exclusivement le partenaire fongique *via* la production de spores méiotiques. Après dissémination sur un substrat adéquat, les spores germent et forment des hyphes afin de capturer une cellule algale compatible. Dans la majorité des cas, la reproduction sexuée implique des apothécies, structures évasées présentes à la surface du thalle. L'apparence générale des apothécies et la morphologie des spores sont des critères très utiles pour la détermination. D'autres structures moins courantes (calices, périthèces, *etc.*) peuvent également être impliquées.

Reproduction asexuée

La reproduction asexuée implique la dissémination de fragments de lichens contenant à la fois des cellules mycéliennes et algales. Selon les espèces, le type de reproduction peut être assuré par deux types de propagules différents. Les sorédies sont des cellules d'algues entourées d'hyphes. Elles sont libérées par des déchirures dans le cortex supérieur, appelées soralies. Les isidies sont des excroissances cortiquées du thalle, constituées d'algues et de filaments fongiques et qui se détachent facilement par abrasion.

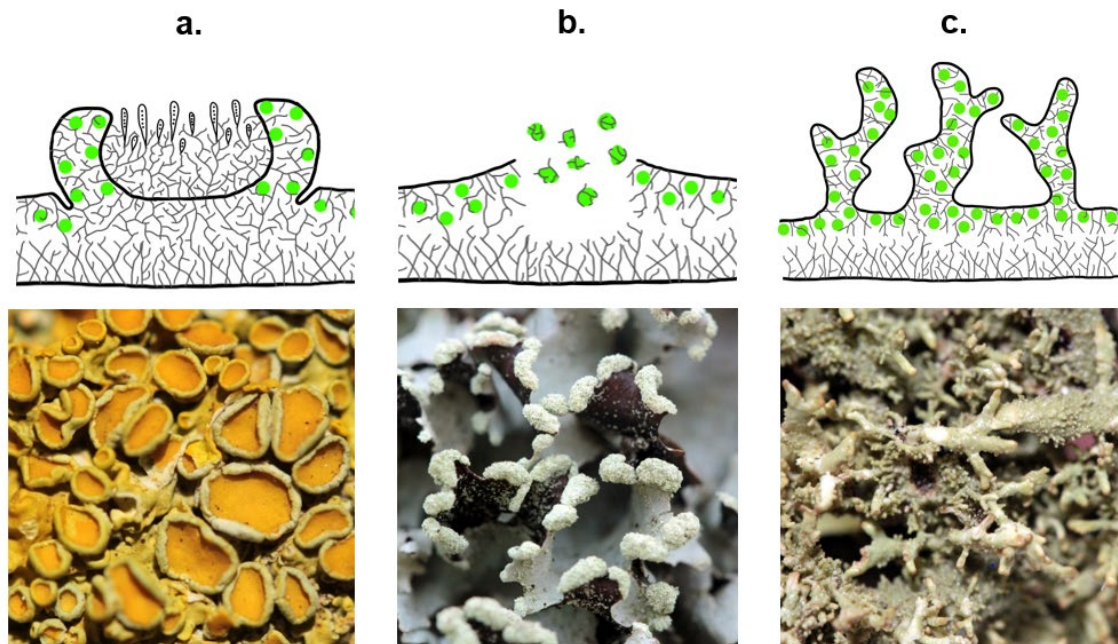


Figure 6. Principales structures de reproduction observées chez les lichens : schéma en coupe transversale et photographies d'apothécies **(a)**, de soralies **(b)** et d'isidies **(c)**.

Croissance

Les lichens sont connus pour leur croissance extrêmement lente, de l'ordre de quelques centimètres à quelques micromètres en diamètre par an (Armstrong et Bradwell, 2010, 2011). Cela peut être en partie expliqué par des périodes de stase liées aux périodes d'assèchement. En effet, les lichens sont capables d'arrêter leur métabolisme quand ils sont desséchés, et de reprendre leur croissance une fois réhumidifiés. Cette caractéristique leur procure également une grande longévité, la plupart des espèces étant capables de vivre plusieurs siècles. Certaines espèces à la longévité exceptionnelle, telles que *Rhizocarpon geographicum*, sont d'ailleurs utilisées en paléoclimatologie afin de dater l'âge d'exposition des roches depuis le retrait de glaciers (Bradwell, 2010).

2.3.4. Écologie des lichens

Diversité spécifique

À l'heure actuelle, 19 000 espèces de lichens ont été recensées mondialement, ce qui représente près d'un cinquième de la biodiversité fongique connue (Feuerer et Hawksworth, 2007). Néanmoins, la méconnaissance de la flore lichénique dans les régions tropicales laisse supposer que ce nombre est largement sous-estimé, et certains auteurs évaluent la diversité de ce groupe à plus de 28 000 espèces (Lücking, 2012 ; Sipman and Aptroot, 2001). En Belgique, 930 espèces ont été recensées à ce jour (Sérusiaux *et al.*, 2004).

Facteurs influençant la distribution

Chaque espèce de lichen présente des exigences écologiques particulières qui vont influencer sa distribution au sein des écosystèmes. On peut expliquer cette distribution en fonction des facteurs substratiques, climatiques et biologiques (Nash III, 2008).

On retrouve des lichens sur divers substrats organiques (écorces, bois mort, feuilles, mousses, *etc.*) ou minéraux (roches, substrats artificiels, sols). Bien que les lichens ne prélèvent pas directement de matière depuis leur substrat, celui-ci conditionne, lors de son altération, la disponibilité de certains éléments nutritifs et le pH du milieu (Nash III, 2008). La spécificité vis-à-vis du type de substrat varie fortement d'une espèce à l'autre. Chez les lichens corticoles (se développant sur les écorces), l'essence détermine la composition chimique des écoulements d'eau le long des troncs, ce qui influence le développement des communautés lichéniques (Wirth, 2010).

Les variables climatiques, telles que la température, l'humidité ou l'ensoleillement, sont également susceptibles d'influencer la distribution des lichens. Ainsi, on observe que la composition des communautés lichéniques varie en fonction de la latitude ou de l'altitude, parallèlement aux conditions climatiques. Cependant, ces variations peuvent également être observées à l'échelle d'un écosystème (facteurs microclimatiques ; Romano et Conti, 2010 ; Svoboda *et al.*, 2010).

L'action des autres organismes vivants est également déterminante dans la distribution des lichens, que ce soit à travers la compétition, la prédation ou les modifications du milieu. Par exemple, la végétation en place peut modifier localement les conditions microclimatiques. De même, certains animaux favorisent la dissémination des lichens ou leur procurent une source de nutriments *via* leurs déjections (ex : lichens ornithocoprophiles). Enfin, les activités humaines et la pollution qu'elles génèrent influencent directement les conditions des milieux naturels. La pollution atmosphérique

augmente la disponibilité de certains éléments (tels que l'azote), ce qui induit une toxicité chez certaines espèces et/ou en favorise d'autres (Nash III, 2008).

2.3.5. Les lichens en tant que bioindicateurs

Caractéristiques des lichens pour la bioindication

Certaines caractéristiques biologiques des lichens les rendent particulièrement sensibles à la pollution atmosphérique. Contrairement aux végétaux supérieurs, les lichens ne possèdent ni cuticule, ni stomate, ni système vasculaire et sont dès lors incapables de réguler leurs échanges gazeux avec l'atmosphère. Étant donné leur mode de nutrition s'effectuant exclusivement depuis l'atmosphère, les lichens sont directement exposés aux polluants atmosphériques (Van Haluwyn et Lerond, 1993). De plus, du fait de leur longévité et de leur activité photosynthétique quasi-annuelle, les lichens fournissent une mesure intégrée dans le temps de la pollution et permettent une évaluation tout au long de l'année. En revanche, chaque espèce de lichen possède une sensibilité spécifique, et plusieurs auteurs ont proposé des listes d'espèces classées selon leur résistance et/ou sensibilité à un type de pollution particulier : composés acidifiants (Hawksworth et Rose, 1970 ; Gombert, 1999), composés eutrophisants (Lallemant *et al.*, 1996 ; Wolseley *et al.*, 2009), ozone (Gombert, 1999), métaux (Agnan *et al.*, 2017), *etc.* Il existe également des bases de données attribuant un score à chaque espèce selon son affinité pour différents facteurs environnementaux : acidité, humidité, lumière, *etc.* (Wirth, 2010 ; Nimis et Martellos, 2020). L'étude des communautés lichéniques, couplée à la connaissance de leurs sensibilités spécifiques, permet une évaluation fiable de la qualité de l'air *via* la bioindication (Conti et Cecchetti, 2001).

Plus récemment, le suivi de la flore lichénique sur plusieurs décennies a permis de mettre en évidence la réponse des communautés de lichens épiphytes (*i.e.* vivant sur les arbres) aux variations climatiques à l'échelle globale. Plusieurs études européennes et américaines rapportent l'augmentation de la présence et du nombre d'espèces inféodées aux climats tempérés chauds et subtropicaux parallèlement au déclin des espèces boréo-montagnardes et arctico-alpines (Van Herk *et al.*, 2002 ; Aptroot et Van Herk, 2007 ; Root *et al.*, 2015). Cette tendance généralisée offre des perspectives intéressantes quant à l'utilisation des lichens comme bioindicateurs du changement climatique (Stapper et John, 2015 ; Matos *et al.*, 2017).

Effets physiologiques des polluants

Bien que la sensibilité des lichens à la pollution atmosphérique ait été remarquée depuis plus d'un siècle (Nylander, 1866), les effets des polluants sur leur physiologie demeurent mal connus à l'heure actuelle. De plus, deux espèces différentes peuvent adopter des réponses opposées vis-à-vis d'une même exposition à un polluant, ce qui complexifie grandement ce domaine d'étude. Dans un souci de concision, seuls les effets des polluants acidifiants (SO_2 et NO_x) et eutrophisants (NO_3^- et NH_3) sont présentés ici.

En raison des importants problèmes de précipitations acides dans les années 1970, les effets de l'acidité sur les lichens ont fait l'objet de nombreuses études (Gilbert, 1986 ; Nash III, 2008 ; Pescott *et al.*, 2015). Chez les cyanolichens, l'exposition aux précipitations acides ($\text{pH} < 4$) provoque une inhibition quasi-totale de la fixation de N_2 . D'autres espèces sont davantage impactées par la toxicité des polluants acidifiants que par la diminution du pH en tant que telle. Par exemple, SO_2 et HSO_3^- induisent une toxicité plus ou moins sévère chez de nombreux photobiontes en perturbant l'activité

photosynthétique et en causant des dommages aux mitochondries (Van Haluwyn et Lerond, 1993). Dès lors, l'augmentation des concentrations atmosphériques en SO₂ et NO_x induit un déclin de la diversité spécifique.

Contrairement à NO_x et SO₂, NH₃ n'induit généralement pas de toxicité aigüe chez les lichens, mais provoque une augmentation (dans de plus faibles proportions) du pH des écorces (Van Dobben et Ter Braak, 1998). Plutôt que de réduire le nombre total d'espèces, l'augmentation de la concentration en NH₃ provoque un changement dans la composition des communautés, au profit des espèces neutrophiles et nitrophiles.

Méthodes de bioindication lichénique de la qualité de l'air

Depuis les années 1970, de nombreux protocoles de bioindication ont été développés pour permettre une évaluation standardisée de la pollution atmosphérique *via* les lichens épiphytes (un historique des méthodes les plus utilisées en Europe occidentale est présenté en **Annexe 1**). Ces approches sont généralement classées en deux groupes : les méthodes qualitatives et les méthodes quantitatives.

Les méthodes qualitatives permettent de déterminer le degré de contamination à partir d'observations de terrain, en utilisant une échelle de correspondance entre flore lichénique et pollution. Certaines échelles qualitatives sont basées sur des espèces sensibles à des polluants spécifiques, tels que SO₂ (Hawksworth et Rose, 1970) ou NH₃ (Lallemant *et al.*, 1996), tandis que d'autres donnent une évaluation globale de la qualité de l'air *via* une approche multi-pollution (Van Haluwyn et Lerond, 1993).

Les méthodes quantitatives consistent à calculer un indice de pollution sur base des espèces de lichen présentes sur un site donné. En règle générale, ces indices prennent en compte à la fois la diversité spécifique et le recouvrement de chaque espèce afin d'évaluer la pollution. Quelques méthodes quantitatives visent l'évaluation d'une pollution particulière et ne considèrent qu'une sélection réduite d'espèces répondant à un polluant particulier (Wolseley *et al.*, 2009). Les autres méthodes, plus généralistes, sont souvent employées afin d'évaluer la biodiversité lichénique d'un environnement, en considérant toutes les espèces présentes. Pendant de nombreuses années, le grand nombre de protocoles différents a complexifié la comparaison entre études. Pour pallier ce problème, une approche a été retenue en tant que protocole standard au niveau européen pour réaliser la cartographie de la diversité lichénique (norme prEN 16413 ; Asta *et al.*, 2002).

Limitations de la bioindication par les lichens

Malgré les informations fournies par la bioindication lichénique, il est nécessaire de considérer certaines limites de cette approche :

- les échelles de bioindication qualitative ne peuvent être employées que dans des contextes (géographique et de pollution) similaires à celui dans lesquels elles ont été initialement calibrées (van Dobben, 1999) ;
- pour un degré de pollution donné, les communautés lichéniques seront différentes selon que le gradient de pollution est croissant (détérioration de la qualité de l'air) ou décroissant (amélioration de la qualité de l'air). Ce décalage (appelé « hystérésis ») dans la réponse des lichens est lié au fait que la vitesse de (re)colonisation d'un milieu par une espèce varie en fonction de nombreux facteurs biotiques indépendants du niveau de pollution (réserves de propagules à proximité, vitesse de croissance des espèces, disponibilité des substrats, *etc.*). Dès lors, l'utilisation des

échelles de bioindication pour quantifier une amélioration de la qualité d'un milieu reste délicate (Van Haluwyn et Lerond, 1993) ;

- les échelles et indices de bioindication ne sont utilisables que dans les environnements où les lichens sont présents, ce qui nécessite la disponibilité de substrats adéquats (Cullen, 1990) ;
- la bioindication lichénique ne fournit un résultat exploitable que si la résolution spatiale de l'échantillonnage est en adéquation avec les objectifs de l'étude. Dans le cas d'études à l'échelle régionale ou nationale, cela peut nécessiter la récolte d'un volume important de données ;
- la bioindication ne permet pas de distinguer les effets de la pollution de proximité par rapport à ceux de la pollution de fond.

Plusieurs des limitations précédemment évoquées peuvent être contournées *via* un couplage avec d'autres techniques. Par exemple, l'implication de citoyens dans la récolte de données permet d'améliorer la résolution spatiale des études de bioindication, moyennant l'utilisation d'un protocole adapté.

2.4. Bioindication et sciences participatives

2.4.1. Généralités sur les sciences participatives

Les « sciences participatives » décrivent généralement toute démarche de recherche scientifique impliquant la participation de non-experts. Cette définition large englobe des pratiques variées (de la collecte de données à l'application d'un protocole expérimental) et touche de nombreuses disciplines (des sciences naturelles aux sciences sociales et humaines). Bien qu'il s'agisse d'une approche ancienne, celle-ci ne s'est réellement popularisée qu'à partir des années 2000, parallèlement au progrès des outils de communication modernes. Aujourd'hui, l'implication de citoyens dans les démarches de recherche est une pratique courante et le nombre de réseaux de sciences participatives croît d'année en année (Vohland *et al.*, 2021 ; Pelacho *et al.*, 2021). Ce développement est notamment favorisé par des organismes internationaux tels que l'*European citizen science association* (ECSA ; fondée en 2013), qui actent pour la reconnaissance de l'approche participative et la démocratisation des sciences (Haklay *et al.*, 2020).

2.4.2. Suivi de la biodiversité via les sciences participatives

Une proportion importante des réseaux de sciences participatives est consacrée à l'étude de la biodiversité. La plupart de ces projets visent à cartographier la répartition d'un ou plusieurs *taxa* donnés en répertoriant toutes les observations encodées sur une plateforme informatisée (Callaghan *et al.*, 2020). Par exemple, le site *observations.be* permet le stockage, la gestion et le partage de toutes les observations naturalistes réalisées en Belgique. D'autres réseaux participatifs sont basés sur une approche de bioindication et utilisent des protocoles standardisés afin d'évaluer la qualité d'un service écosystémique pour un site donné : pollinisation (spipoll⁵), biodiversité lombricienne des sols (OPVT⁶), *etc.*

⁵ <https://www.vigienature.fr/fr/spipoll-0>

⁶ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php

Avantages

Le fait de recourir à de nombreux volontaires dispersés permet d'accroître les résolutions spatiale et temporelle de la collecte de données à faible coût, en plus de fournir une information sur des zones privées inaccessibles aux chercheurs, telles que les jardins (Williams *et al.*, 2015). Cette résolution permet une meilleure connaissance de la répartition et de l'évolution des populations et donc de répondre à des questions dans le domaine de l'écologie. Par exemple, la base de données mondiale GBIF⁷ (*Global biodiversity information facility*) centralise près de deux milliards d'observations réalisées en majorité par des volontaires et qui ont été valorisées dans plus de 6 000 publications scientifiques.

Un autre avantage majeur de l'approche participative réside dans son caractère éducatif. Kelemen-Finan *et al.* (2018) ont démontré que l'implication d'élèves (entre 8 et 18 ans) dans des réseaux consacrés au suivi de biodiversité a un impact positif sur leurs connaissances naturalistes et sur leur attitude vis-à-vis de l'environnement. Dans cette optique, les réseaux de sciences participatives contribuent à la sensibilisation et à la responsabilisation des citoyens vis-à-vis des problématiques environnementales.

Limitations

Le principal défi relatif aux sciences participatives concerne le compromis entre robustesse scientifique et facilité de mise en œuvre par des non-experts. Un protocole de relevé trop complexe ou trop lourd ne sera pas attractif, tandis qu'un protocole trop simplifié fournira des résultats difficilement valorisables d'un point de vue scientifique (Strasser *et al.*, 2018). Pour cette raison, tout réseau de sciences participatives nécessite un contrôle rigoureux de la qualité des données et, le cas échéant, une connaissance des biais associés à son protocole : simplifications taxonomiques, biais liés à l'observateur, effort d'échantillonnage, *etc.* (Johnston *et al.*, 2019).

Le maintien des réseaux de sciences participatives constitue également un défi puisqu'il nécessite d'entretenir l'intérêt des participants. La communication et la diffusion des résultats doivent dès lors faire l'objet d'une attention particulière (MacPhail et Colla, 2020 ; Vohland *et al.*, 2021).

2.4.3. Sciences participatives et lichens

Du fait de leurs caractéristiques originales, les lichens ont tendance à susciter la curiosité et l'intérêt. Leur omniprésence dans l'environnement et leur qualité de bioindicateur de la pollution atmosphérique en font des outils particulièrement utiles pour coupler étude environnementale et sensibilisation du grand public (Abensour *et al.*, 2020).

Connaissances de la biodiversité

Plusieurs études ont été menées en collaboration avec des citoyens pour évaluer spécifiquement la biodiversité lichénique d'un site donné. Entre 2015 et 2016, Marechal *et al.* (2019) ont lancé une enquête participative portant sur huit espèces de lichens forestiers du Massif central. Grâce aux quelque 3 000 photographies transmises par les volontaires, la répartition des espèces étudiées a pu être estimée avec une précision jamais égalée à ce jour. En 2015, les observations réalisées par des

⁷ <https://www.gbif.org/fr/>

non-experts dans la péninsule Antarctique ont permis de valider une technique d'estimation de la répartition de trois genres de lichens à partir d'images satellitaires (Casanovas *et al.*, 2015).

Les plateformes généralistes qui permettent entre autres l'encodage d'observations de lichens contribuent également à l'amélioration de la connaissance de ces organismes. Cependant, ces bases de données ne sont pas focalisées sur une espèce ou sur une région spécifique et donnent donc une estimation très imprécise de la répartition réelle des espèces. La valorisation de ces données nécessite dès lors des précautions, telles que la prise en compte de l'effort d'échantillonnage. Par exemple, les observations de *Xanthoria parietina* regroupées sur la plateforme *observations.be* laissent supposer que cette espèce est plus présente en Flandre qu'en Wallonie (**Figure 7**), alors que la différence réside dans un nombre d'observateurs plus important en Flandre, *Xanthoria parietina* étant l'une des espèces de lichens les plus communes en Belgique (Sérusiaux *et al.*, 2004).

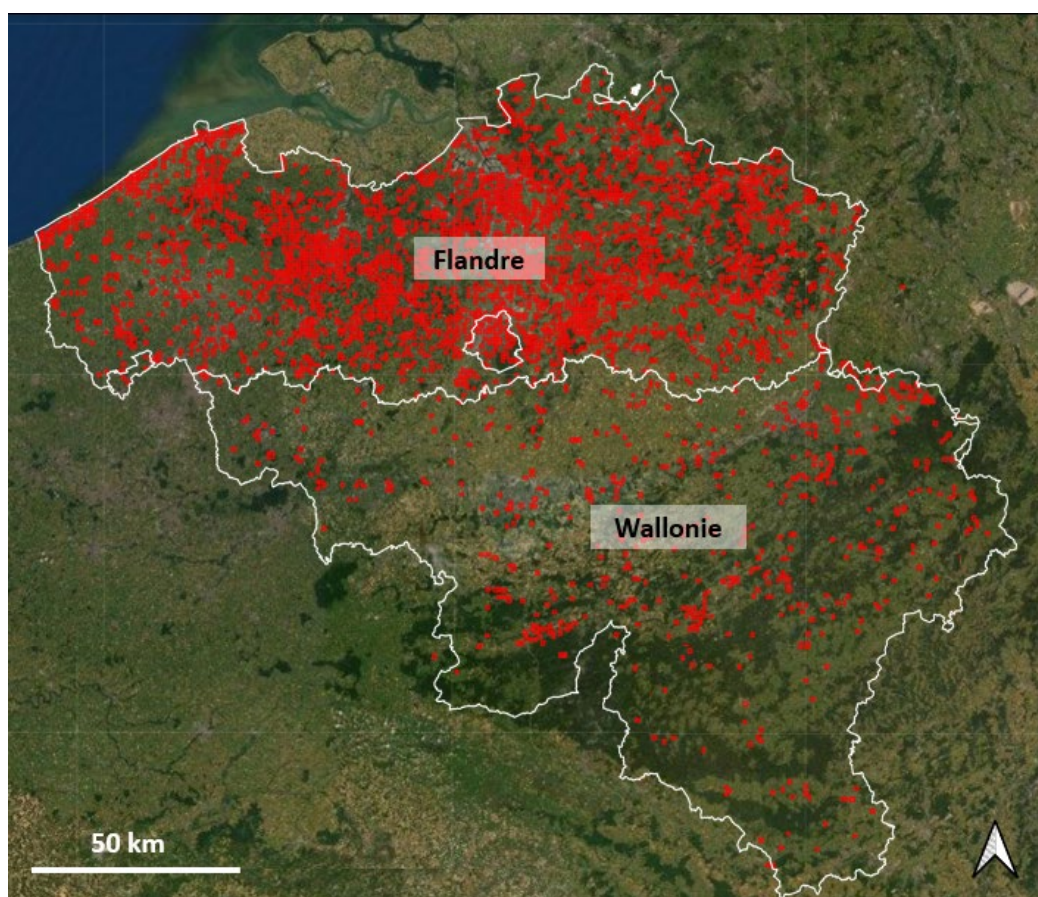


Figure 7. Cartographie des observations de *Xanthoria parietina* (grilles de 1 km²) enregistrées sur la plateforme *observations.be* entre 2008 et 2021 (<https://observations.be/>).

Bioindication de la qualité de l'air

Gilbert (1974) est le premier à avoir mêlé sciences participatives et bioindication lichénique. En utilisant une version simplifiée de l'échelle qualitative d'Hawksworth et Rose (1970) (présentée en **Annexe 1**) et grâce à plusieurs milliers d'observations d'enfants, cet auteur a réalisé une carte estimant la pollution soufrée au Royaume-Uni. Plus récemment, deux réseaux nationaux de bioindication lichénique ont vu le jour en Europe.

Fondé en 2007 par l'*Imperial College London*, le réseau OPAL (*Open Air Laboratories*) promeut les études environnementales et écologiques *via* une approche participative. Ce réseau propose entre

autres un protocole de bioindication de la pollution azotée basé sur l'observation des lichens épiphytes : *OPAL air survey*. Le protocole, inspiré de la méthode Wolseley et al. (2009), est basé sur neuf espèces sélectionnées pour leur sensibilité variable à l'eutrophisation, leur abondance dans le pays et leur facilité d'identification. Depuis son lancement en 2011, cette étude a permis la réalisation de plusieurs cartes de pollution à l'échelle nationale (Seed *et al.*, 2013 ; Tregidgo *et al.*, 2013 ; Welden *et al.*, 2018).

En 2017, un autre projet participatif a été lancé en France sous le nom de « Lichens GO! ». Fondé par Sorbonne Université, ce réseau a pour objectif d'étudier les réponses des communautés de lichens épiphytes aux différents facteurs environnementaux et à la pollution atmosphérique. Le protocole proposé par Lichen GO! se base sur la norme européenne (Asta *et al.*, 2002) mais utilise une clé de détermination simplifiée n'incluant que 41 *taxa*.

3. Objectifs

La pollution de l'air en milieu urbain constitue une problématique majeure de notre société moderne et doit être réduite afin de limiter les impacts sanitaires et environnementaux. Les actions concrètes visant à améliorer la qualité de l'air doivent être menées parallèlement à l'instauration d'un réseau de suivi de la pollution. En effet, un suivi efficace des concentrations de polluants permettra de définir les zones d'actions prioritaires. Du fait de leurs caractéristiques physiologiques, les lichens sont fréquemment employés en tant que bioindicateurs de la qualité de l'air, en permettant une mesure intégrée dans le temps et à faible coût. De nombreuses villes dans le monde ont instauré un suivi de la qualité de l'air par la bioindication lichénique, mais aucune initiative similaire n'a été menée en Wallonie à ce jour.

L'objectif principal de ce mémoire est d'initier un suivi de la qualité de l'air par les lichens dans la ville de Louvain-la-Neuve afin de guider les gestionnaires dans la prise de décision. Plus précisément, les questions de recherche sont :

- 1) Quels sont les principaux polluants et les principales sources de contamination qui impactent la qualité de l'air à Louvain-la-Neuve ?
- 2) Comment accroître l'étendue spatiale de la collecte de données et améliorer l'interprétation des résultats de bioindication ?

Afin de répondre à ces questions, deux approches complémentaires ont été utilisées. Une première étude de la flore lichénique urbaine de Louvain-la-Neuve a été réalisée *via* l'application d'un protocole standard européen. Cet état des lieux doit permettre d'évaluer la distribution spatiale de la qualité de l'air au sein de la ville et d'établir un point de comparaison pour de futures études.

Dans un second temps, un réseau de sciences participatives basé sur la bioindication lichénique a été initié en Wallonie afin d'accroître la collecte de données à l'échelle de la région et de sensibiliser le grand public à la problématique de la pollution de l'air. Concrètement, il s'agit de développer les outils de communication et de formation à destination des futurs bénévoles, et d'évaluer la robustesse scientifique d'un protocole déjà utilisé en France (Lichens GO!).

4. Matériels et méthodes

4.1. État de la biodiversité lichénique à Louvain-la-Neuve

4.1.1. Zone d'étude

La zone d'étude est située dans la commune d'Ottignies-Louvain-la-Neuve, et plus précisément autour du centre urbain de la ville de Louvain-la-Neuve (**Figure 8**). Située dans la province du Brabant wallon, au centre de la Belgique, l'agglomération est localisée sur un plateau dont l'altitude varie entre 98 et 147 m. Le climat y est tempéré océanique⁸, avec une température moyenne annuelle de 10,6 °C et des précipitations totales annuelles de 850 mm.

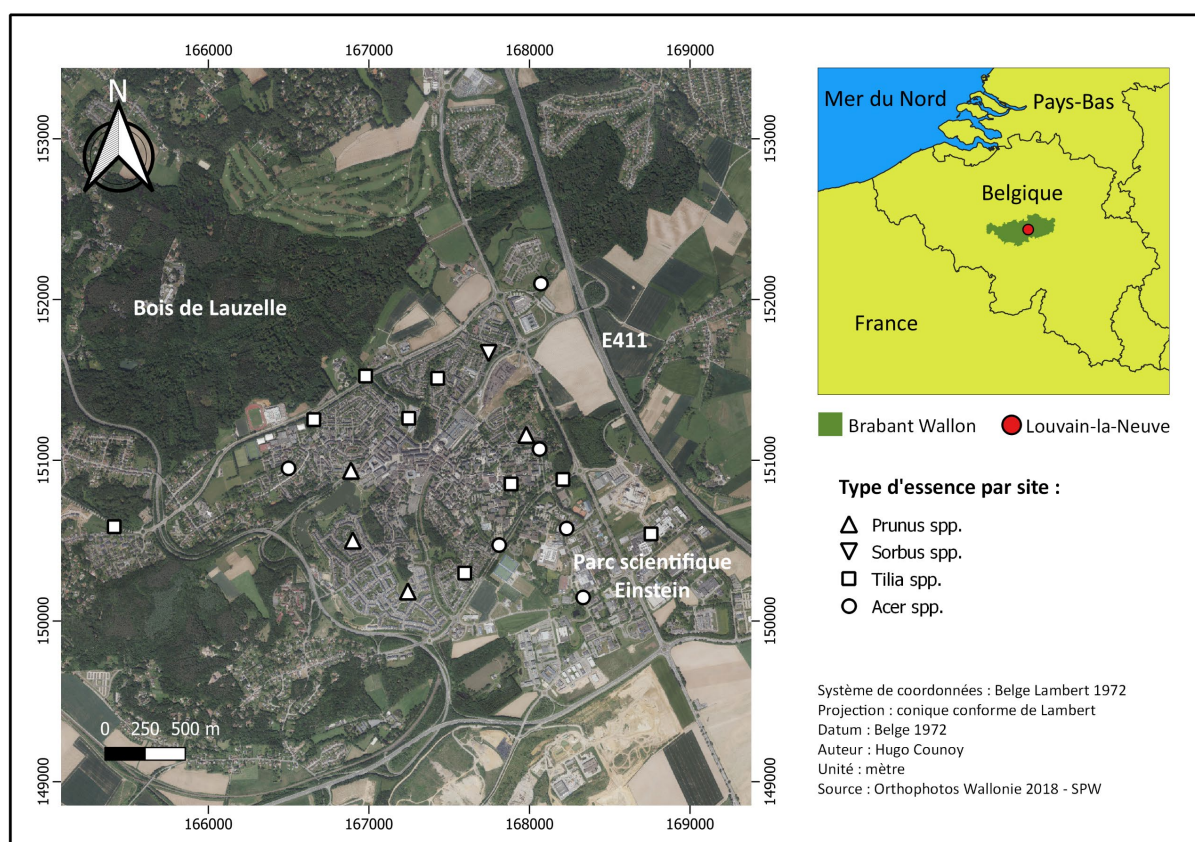


Figure 8. Contexte géographique de la ville de Louvain-la-Neuve et répartition des sites d'échantillonnage.

Le site urbain de Louvain-la-Neuve a été bâti dans les années 1970 pour abriter le campus de l'UCLouvain. La ville compte environ 21 000 habitants, dont 11 000 domiciliés⁹ pour une superficie d'environ 920 ha. Malgré sa taille modeste, la ville est soumise à une forte affluence au quotidien, avec une population diurne de plus de 50 000 personnes. Louvain-la-Neuve est desservie par plusieurs axes routiers importants et est située à proximité de l'autoroute E411. Cependant, la circulation au sein de la ville se fait principalement par voie piétonne, la circulation automobile étant en grande partie souterraine. Le centre urbain comporte de nombreux espaces verts, couvrant une superficie

⁸ <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/climat-dans-votre-commune>

⁹ <https://www.tourisme-olln.be>

totale de 168 ha. L'agglomération est bordée au nord par le bois de Lauzelle et au sud-est par le parc scientifique Einstein (**Figure 8**).

4.1.2. Échantillonnage

La méthodologie employée dans cette étude est basée sur les recommandations de la norme européenne (prEN 16413). Cette norme propose un protocole d'échantillonnage standardisé, basé sur la méthode (Asta *et al.*, 2002), afin d'évaluer la biodiversité des lichens corticoles dans différents milieux.

Choix des stations et des arbres

Après un repérage des arbres potentiellement éligibles, vingt stations ont été sélectionnées de façon à couvrir la zone d'étude de la façon la plus homogène possible (**Figure 8**). Cette méthodologie permet d'intégrer des zones présentant des degrés d'artificialisation variables : parcs, parkings, rues piétonnes, arbres de voiries, *etc.* Cinq arbres ont été échantillonnés dans chaque station, excepté pour trois d'entre elles, où seuls quatre arbres répondant aux critères de la norme ont pu être trouvés. Pour être sélectionné, un arbre doit répondre à une série de critères standards :

- circonférence du tronc à 1,3 m comprise entre 50 et 250 cm ;
- inclinaison inférieure à 20°, absence de branches à moins de 2 m du sol ;
- présence limitée de mousses ou de déformations (<20 % de la surface échantillonnée).

De plus, les arbres doivent se trouver en milieu ouvert et l'écart entre deux arbres adjacents ne peut pas excéder 20 m afin de limiter les variations des conditions environnementales au sein d'une même station. En plus de ces critères, certaines essences d'arbres renouvelant régulièrement leur écorce ne peuvent pas être utilisées pour étudier la flore lichénique (ex : *Platanus* spp.).

Étant donné que les propriétés physico-chimiques de l'écorce influencent la composition des communautés lichéniques (Spier *et al.*, 2010), le choix des essences échantillonnées doit être réalisé en fonction des objectifs de l'étude. Dans le cas des études de bioindication de la qualité de l'air, il est préférable de limiter les variations des facteurs environnementaux non liés à la pollution, et donc de restreindre le nombre d'essences étudiées. Il est néanmoins possible d'utiliser plusieurs essences possédant des écorces aux propriétés physico-chimiques similaires. Ainsi, la norme prEN 16413 définit cinq groupes d'essences considérées comme semblables (**Tableau 1**). Dans le cadre de cette étude, quatre genres d'arbres appartenant aux groupes I et II ont été sélectionnés pour leur abondance au sein de la zone de relevé : *Tilia*, *Prunus*, *Acer* et *Sorbus* (**Figure 8**). Au sein d'un site, tous les arbres appartiennent à la même espèce. Des comparaisons entre groupes d'essences seront effectuées afin de tenir compte d'éventuelles différences dans l'interprétation des données. La liste des arbres échantillonnés à Louvain-la-Neuve est présentée en **Annexe 3**.

Tableau 1. Groupes d'essences définis par la directive prEN 16413 selon les propriétés physico-chimiques de l'écorce. Les genres sélectionnés dans cette étude sont en gras.

Groupe I	Groupe II	Groupe III	Groupe IV	Groupe V
Acer spp.	<i>Olea</i> spp.	<i>Abies alba</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Fagus</i> spp.
<i>Ceratonia siliqua</i>	Prunus spp.	<i>Larix decidua</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Carpinus</i> spp.
<i>Fraxinus</i> spp.	<i>Quercus</i> spp.	<i>Pinus</i> spp.		<i>Ostrya carpinifolia</i>
<i>Juglans</i> spp.	<i>Castanea sativa</i>	<i>Picea abies</i>		<i>Cupressus sempervirens</i>
<i>Pyrus communis</i>	<i>Pyrus communis</i>			
Tilia spp.	<i>Malus</i> spp.			
<i>Ulmus</i> spp.	<i>Ostrya carpinifolia</i>			
<i>Populus</i> spp.	Sorbus spp.			
<i>Ficus</i> spp.				

Relevé des lichens

L'échantillonnage s'effectue sur quatre faces de l'arbre (à chaque point cardinal) à l'aide d'une grille d'observation composée de cinq mailles de 10 cm × 10 cm superposées verticalement (**Figure 9**). Afin d'éviter une potentielle contamination, le bas de la grille est positionné à 1 m de hauteur. Les lichens sont observés à l'aide d'une loupe de terrain (grossissement 10×). On attribue à chaque espèce observée au sein de la grille une fréquence comprise entre 0 (absente) et 5 (présente dans toutes les mailles). Pour chaque espèce, on obtient donc un score de fréquence sur 20 par arbre, et sur 100 par station. Un échantillon de chaque espèce est prélevé au couteau et conservé dans une pochette plastique pour identification en laboratoire. Les fréquences des lichens ainsi que les autres informations relatives à la station (coordonnées GPS, essence et circonférence des arbres, etc.) sont inscrites sur une fiche de terrain (**Annexe 2**).

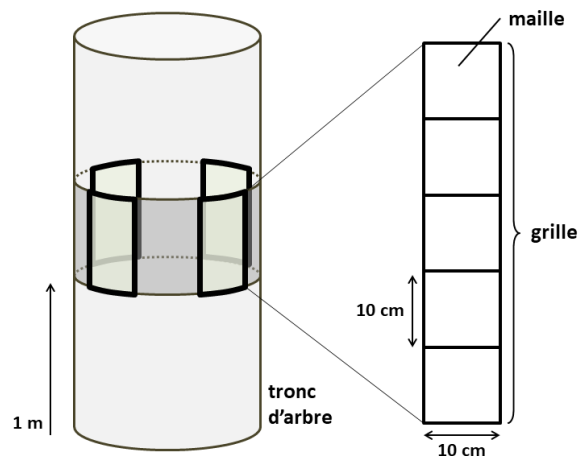


Figure 9. Échantillonnage des lichens corticoles à l'aide d'une grille de 10 cm × 50 cm

4.1.3. Déterminations

La détermination des espèces de lichens collectées s'effectue en laboratoire sous loupe binoculaire (de 20× à 90×) à l'aide de guides de détermination de référence (Smith, 2009 ; Van Haluwyn *et al.*, 2013 ; Dobson, 2018) ainsi que de plusieurs sites Internet spécialisés¹⁰. Certaines espèces de lichens ne peuvent pas être distinguées morphologiquement et ne diffèrent que par les métabolites secondaires (ou acides lichéniques) qu'elles produisent. Selon leur nature, ces substances forment des complexes colorés avec certains réactifs, ce qui facilite la détermination. Les réactifs utilisés sont la potasse (test K), l'hypochlorite de sodium (test C) et le paraphénylène diamine (test P). Dans d'autres cas, la détermination jusqu'à l'espèce nécessite l'observation des coupes d'apothécies au microscope (grossissement 100× à 1 000×) afin de déterminer la morphologie des spores ou la présence de cristaux sous lumière polarisée (**Figure 10**).

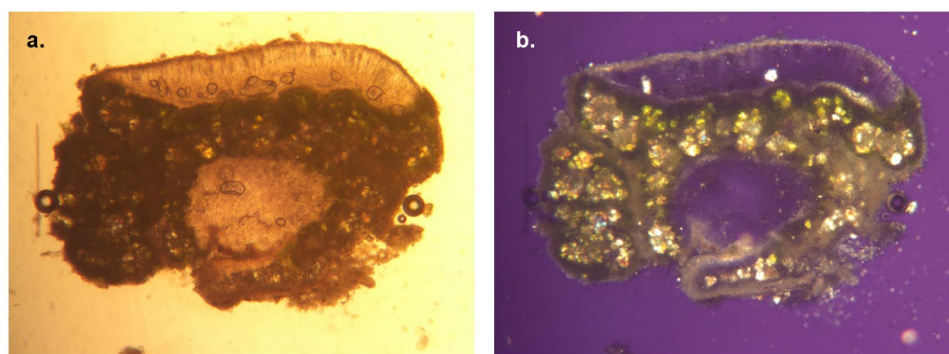


Figure 10. Photographie d'une coupe d'apothécie de l'espèce *Lecanora chlorotera* (grossissement 200×), sous lumière blanche (**a**) et sous lumière polarisée révélant la présence de cristaux (**b**).

Certaines espèces relativement abondantes sur le site d'étude sont particulièrement difficiles à distinguer sur le terrain, et ont donc été regroupées ensemble lors des relevés : *Punctelia subrudecta* avec *P. borrieri* et *Physcia tenella* avec *P. adscendens*.

4.1.4. Traitement des données

Calcul d'indices écologiques et de pollution

Les données collectées ont permis de déterminer pour chaque site la richesse spécifique (*i.e.* le nombre d'espèces) et la *Lichen diversity value* (LDV), un indicateur utilisé à l'échelle européenne pour évaluer la biodiversité des lichens épiphytes. Cet indicateur correspond à la somme des fréquences de toutes les espèces sur les quatre faces, moyennée par le nombre d'arbres échantillonnés, selon la formule suivante :

$$LDV = \frac{1}{m} \sum_{k=1}^m \sum_{p=1}^4 \sum_{i=1}^n F_{ipk}$$

avec : *i* : indice de l'espèce lichénique (compris entre 1 et *n*)

p : indice de la face considérée (compris entre 1 et 4 pour nord, est, sud et ouest)

k : indice de l'arbre (compris entre 1 et *m*)

F_{ipk} : la fréquence de l'espèce *i* sur la face *p* de l'arbre *k* (comprise entre 1 et 5)

¹⁰ <http://www.afl-lichenologie.fr/> et <https://italic.units.it/>

Afin de caractériser l'écologie des sites, des groupes fonctionnels ont été définis grâce aux indices de Nimis et Martellos (2020), attribuant à chaque espèce une plage de valeur entre 1 et 5 pour différents facteurs : humidité, eutrophisation, alcalinité et lumière. Pour chaque critère écologique, les espèces sont réparties dans trois classes en tenant compte de la valeur moyenne de cet indice (**Tableau 2**). Notons que ce type de classification a été employé lors de plusieurs études portant sur la bioindication (Pinho *et al.*, 2004 ; Llop *et al.*, 2012 ; Munzi *et al.*, 2014).

Tableau 2. Classification des espèces de lichen pour chaque facteur écologique selon la valeur moyenne des indices de Nimis et Martellos (2020).

Indice	Moyenne < 2,5	2,5 ≤ Moyenne ≤ 3,5	Moyenne > 3,5
Aridité	Hygrophile	Mésohygrophile	Xérophile
Lumière	Sciaphile	Mésosciaphile	Héliophile
Alcalinité	Acidophile	Neutrophile	Basophile
Eutrophisation	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe

Pour caractériser la pollution de l'air, plusieurs indices sont utilisés. D'abord, l'indice de toxicotolérance¹¹ de Nimis et Martellos (2020), attribuant à chaque espèce une plage de valeurs comprises entre 0 (très sensible) et 3 (résistante). Dans cette étude, les espèces dont la valeur moyenne est strictement supérieure à 1,5 sont considérées comme résistantes à la pollution (ou polluotolérantes). En outre, l'indice de Gombert (1999) permettent de répartir les espèces en trois catégories selon leur affinité pour l'azote (nitrophobe, insensible ou nitrophile) et leur résistance au NO₂ (sensible, indifférente, résistante). Toutes les espèces identifiées à Louvain-la-Neuve n'étant pas reprises dans cette liste, une recherche complémentaire a été effectuée dans la littérature afin de combler les données manquantes.

Une fois les groupes d'espèces définis vis-à-vis de chaque indice, l'abondance relative de chaque groupe fonctionnel est obtenue en divisant la somme des fréquences des espèces concernées par la somme des fréquences totale. La même méthode a été employée pour calculer l'abondance relative des lichens selon leur type de thalle (fruticuleux, foliacé ou crustacé) pour chaque site.

Caractérisation urbanistique d'un site

Afin de décrire la situation de chaque site, plusieurs indicateurs environnementaux sont calculés sur base de la carte d'occupation du territoire WALOUS 2018 produite par le Service Public de Wallonie (SPW) et à l'aide du logiciel QGIS 3.16.10 :

- la proportion moyenne d'espace artificialisé (comprenant bâtiments et routes) dans un rayon de 20 m autour de chaque arbre d'un même site ;
- la distance à l'axe routier majeur le plus proche (autoroutes, routes nationales et boulevards). La couche utilisée pour cette analyse a été générée manuellement sur base des orthophotos de Wallonie (version 2018).

¹¹ Cet indice traduit la propension d'une espèce à être présente dans un milieu fortement perturbé par les activités humaines.

Analyses statistiques

L'ensemble des analyses sont effectuées via le logiciel R 4.1.1. La vérification de la normalité des données est effectuée via le test de Shapiro-Wilk. Un test de Wilcoxon-Mann-Whitney est employé afin de vérifier les différences entre les deux groupes d'essences (**Tableau 1**). Enfin, une analyse des composantes principales (ACP) est utilisée pour étudier les corrélations entre variables urbanistiques et indices de bioindication (package *FactoMineR* et *factoextra*).

4.2. Approche participative

4.2.1. Protocole Lichens GO!

Le protocole de sciences participatives utilisé dans cette étude est tiré du réseau participatif français « Lichens GO! ». Ce protocole, version simplifiée de la norme prEN 16413 décrite précédemment, nécessite de recenser les espèces de lichens sur trois arbres *via* une clé de détermination regroupant 41 *taxa* (incluant des espèces, genres et regroupements d'espèces) communs en France. La détermination des espèces est réalisée directement sur le terrain *via* l'observation de caractères macroscopiques. La clé inclut quelques catégories très généralistes (ex : « lichen à aspect poudreux », « autre lichen crustacé », *etc.*) afin que les espèces non incluses puissent être comptabilisées sans être identifiées de façon précise. Dans la suite du document, le mot « espèce » sera employé pour désigner toutes ces catégories (genres, regroupements et catégories généralistes) afin de faciliter la lecture.

4.2.2. Mise en place

Le réseau Lichens GO! est, à l'heure actuelle très peu développé au-delà des frontières françaises. L'étendue de ce réseau à la Wallonie nécessite : (1) une communication efficace afin de recruter de nouveaux volontaires ; et (2) des outils d'encodage et de visualisation de données ergonomiques et didactiques afin de fidéliser les volontaires. Concernant la communication, plusieurs approches sont déployées, telles que la création d'outils (flyer, site Internet) et la recherche de relais. En outre, une proposition simplifiée de la plateforme d'encodage a été réalisée sur base des principaux défauts observés de la plateforme actuellement utilisée par Lichens GO!.

4.2.3. Évaluation des biais

Biais lié à l'observateur

Afin de quantifier le biais associé à la personne effectuant le relevé, 25 volontaires possédant des connaissances naturalistes variées (guides natures, professeurs de l'UCLouvain, bioingénieurs, étudiants hors domaines des sciences naturelles, classes de scolaires, *etc.*) ont appliqué le protocole Lichens GO! sur les trois mêmes arbres. Chacun des volontaires a suivi une séance de 1 h 30 d'initiation à la lichénologie (organisée sur 5 dates). Cette formation comprend une introduction à l'écologie des lichens, une explication du protocole et un exercice de détermination d'échantillons de six espèces communes (*Punctelia subrudecta*, *Evernia prunatri*, *Ramalina farinacea*, *Physcia tenella*, *Flavoparmelia caperata* et *Physconia grisea*).

Les 25 volontaires sont regroupés en quatre catégories afin de prendre en compte leur niveau d'expérience en lichénologie :

- les **néophytes** (n = 19), qui réalisent leur relevé seul et n'ont aucune connaissance préalable sur les lichens ;
- les **initiés** (n = 2), qui ont déjà effectué plusieurs relevés Lichens GO! ou s'intéressent aux lichens depuis plusieurs années ;
- les **scolaires** (n = 3), qui réalisent un relevé par groupes de douze (soit quatre élèves par arbre) ;
- l'**expert** (n = 1), servant de référence afin d'évaluer la qualité d'observation des autres volontaires.

La quantification du biais concerne exclusivement les néophytes, mais les autres catégories de participants (initiés et scolaires) seront utilisées à des fins de comparaison. Après avoir effectué leur relevé, chaque volontaire a été invité à remplir un sondage afin de communiquer les difficultés rencontrées sur le terrain et de proposer d'éventuelles pistes d'amélioration.

Biais lié à la sélection des arbres

Le biais lié au choix des trois arbres sur lesquels est appliqué le protocole Lichens GO! est évalué à l'avenue des Justes, dans la partie ouest de la zone d'étude. Cette avenue est orientée selon un axe nord-est/sud-ouest et est bordée de part et d'autre par des tilleuls (*Tilia* sp.) espacés de 16 m en moyenne. Un bosquet (bois de l'Escavée) borde le côté nord de la route tandis que le côté sud est plus ouvert. Seize arbres standards ont été échantillonnés suivant le protocole Lichens GO! de part et d'autre de la route (neuf du côté sud et sept du côté nord). Le biais de sélection est évalué en générant des trios d'arbres selon différents critères de distance (espacement entre arbres <20 m, <50 m, etc.) et de positionnement par rapport à la route (arbres situés du même côté de la route ou non).

4.2.4. Traitement des données

Concernant les deux biais (observateur et sélection des arbres), les indices écologiques et de pollution employés sont identiques à ceux décrits dans la section 4.1.4. Cependant, ceux-ci sont adaptés aux espèces présentes dans la clé Lichens GO!, en excluant les *taxa* pour lesquels il n'est pas possible de décrire de préférence écologique (ex : « autre lichen crustacé », « *Lecanora* sp. ») et en calculant un indice moyen pour les regroupements de plusieurs espèces (ex : *Punctelia subrudecta*/*P. borrieri*).

Un indice de similitude (noté « Sim ») a été calculé entre l'expert et chaque volontaire afin d'évaluer quantitativement la qualité des observations. Cet indice s'obtient sur base des fréquences observées de chaque espèce de la clé (n = 41) sur chacune des 12 faces échantillonnées (3 arbres × 4 faces). Ayant une formulation similaire à celle de l'indice de Jaccard¹², il s'exprime comme le rapport entre la partie commune des fréquences et l'union des fréquences du volontaire et de l'expert (**Figure 11**). D'un point de vue mathématique, l'indice se calcule comme suit :

¹² Souvent utilisé en écologie, l'indice de Jaccard est une mesure de similitude entre deux ensembles d'objets. Il consiste à diviser le nombre d'objets en commun par le nombre total d'objets distincts dans les deux ensembles.

$$\text{Sim} = \frac{\sum_{a=1}^3 \sum_{f=1}^4 \sum_{e=1}^{41} \min(V_{afe}, E_{afe})}{\sum_{a=1}^3 \sum_{f=1}^4 \sum_{e=1}^{41} \max(V_{afe}, E_{afe})}$$

avec : a : l'arbre (de 1 à 3 pour les trois arbres à échantillonner)
 f : la face (de 1 à 4 pour nord, est, sud et ouest)
 e : l'espèce (de 1 à 41 pour les 41 espèces de la clé Lichens GO!)
 V_{afe} : la fréquence de l'espèce e sur la face f de l'arbre a observée par le volontaire
 E_{afe} : la fréquence de l'espèce e sur la face f de l'arbre a observée par l'expert

L'indice prend une valeur entre 0 et 1 et peut être interprété comme « la proportion des fréquences en commun avec l'expert » (**Figure 11**). Cette façon de comparer les volontaires à l'expert permet de prendre en compte à la fois les espèces identifiées, leur fréquence et l'endroit où elles sont observées (arbre et face). Une espèce observée à la fois par l'expert et le volontaire, mais à des endroits différents pénalisera le volontaire.

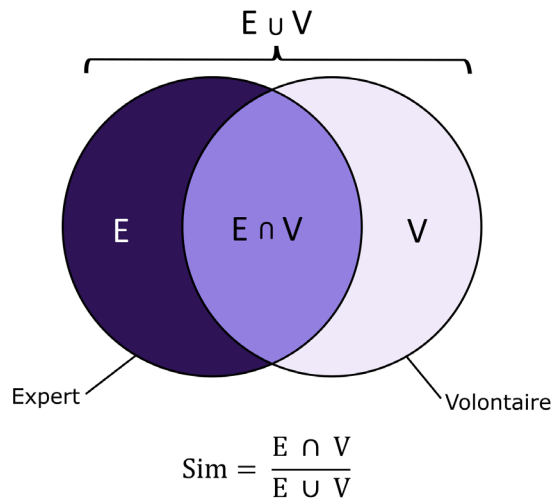


Figure 11. Représentation schématique de l'indice de similitude utilisé.

5. Biodiversité lichénique et bioindication de qualité de l'air

5.1. Diversité et communautés lichéniques

5.1.1. Diversité spécifique

Au total, 44 espèces¹³ de lichens corticoles ont été recensées à Louvain-la-Neuve : 23 lichens foliacés, 15 crustacés, 3 fruticuleux et 3 complexes. Ces espèces ont une répartition très variable au sein de la zone d'étude : 14 ne sont présentes que sur un ou deux sites tandis que 10 ont été observées sur plus de 15 sites, soit >75 % des sites. La fréquence moyenne permet de qualifier plus précisément l'abondance et/ou le recouvrement de chaque espèce relevée (**Figure 12**). Celle-ci s'obtient en divisant le nombre de mailles où l'espèce a été observée par le nombre total de mailles échantillonnées (soit 97 arbres × 4 faces × 5 mailles = 1 940 mailles). Une fréquence moyenne élevée peut donc signifier que l'espèce est très abondante (nombre d'individus), ou qu'elle occupe une grande surface (recouvrement sur les troncs). Cet indicateur met en évidence la dominance marquée de deux espèces (*Physcia tenella*/*P. adscendens* et *Xanthoria parietina*) influençant fortement les indices de bioindication. D'autres espèces moins fréquentes ($0,5 > \text{fréquence} \geq 0,1$) ont une contribution variable selon leur distribution spatiale (fréquence très élevée sur quelques sites ou moyennement élevée sur de nombreux sites). Enfin, plus de 75 % des espèces observées ont une fréquence faible ($<0,1$) et impactent peu les indices de bioindication. Ces dernières peuvent toutefois avoir une contribution non négligeable en cas de cooccurrence sur un même site.

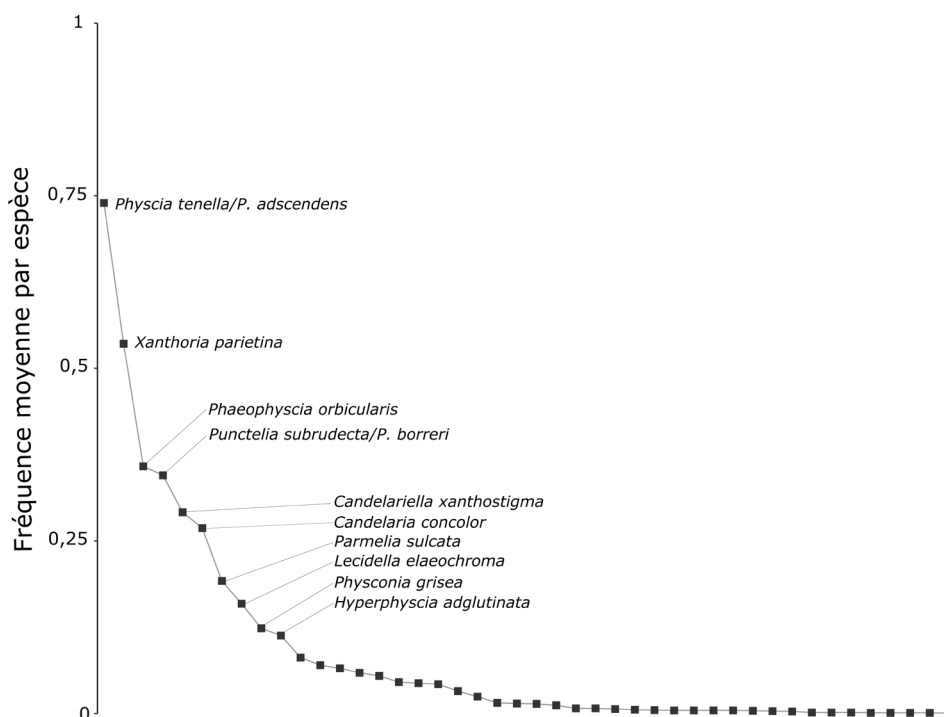


Figure 12. Diagramme de fréquence des espèces lichéniques rencontrées à Louvain-la-Neuve. Celle-ci représente la probabilité d'observer une espèce donnée sur les vingt sites étudiés.

¹³ Au total, 46 espèces ont été identifiées mais deux regroupements ont été effectués afin de faciliter l'identification sur le terrain (cf. section 4.1.2).

5.1.2. Distribution spatiale de la biodiversité

Entre 7 et 26 espèces ont été observées sur chaque site, avec une diversité moyenne de 17 espèces par site (**Figure 13**). Plusieurs sites du centre urbain présentent une diversité importante, avec une vingtaine d'espèces répertoriées. Seuls trois sites ont une diversité lichénique supérieure à 20 espèces. Ceux-ci se situent relativement loin du centre urbain, dans la partie est de la ville. Notons que seules deux espèces ont été observées sur l'intégralité des sites de relevé : *Physcia tenella*/*P. adscendens* et *Xanthoria parietina*, qui sont également les deux *taxa* ayant les plus grandes fréquences (**Figure 12**).

5.1.3. Description lichénosociologique

La lichénosociologie permet de déduire des caractéristiques écologiques (lumière, humidité, acidité, etc.) à partir de la présence de certaines espèces de lichens sur un site donné (Van Haluwyn, 2011). Cette discipline associe à chaque communauté de lichen (ou « alliance¹⁴ ») un nom, une répartition géographique et une description écologique.

À Louvain-la-Neuve, on retrouve principalement l'alliance du *Xanthorion parietinae*, caractérisée par la présence d'espèces héliophiles, neutrophiles, toxitolérantes et nitrophiles (*Xanthoria parietina*, *Physcia adscendens*, *P. tenella*, *Physconia grisea*, *Candelaria concolor* et *Melanohalea exasperatula*). Très commune en milieu urbain, cette communauté se décline en diverses sous-alliances, dont deux sont présentes à Louvain-la-Neuve :

- le *Physcienion adscendentis* (**Figure 14a**) est la sous-alliance la mieux représentée au sein de la zone d'étude. Cette association est dominée par des lichens foliacés de petite taille, très nitrophiles et héliophiles (*Physcia adscendens*, *P. tenella*, *Phaeophyscia orbicularis* et *Physconia grisea*). Elle présente généralement une grande richesse spécifique (parfois jusqu'à 30 espèces sur un même tronc) ainsi qu'une grande variabilité entre arbres ;
- le *Pleurostiction acetabuli* (**Figure 14b**) est un cortège dominé par de grandes espèces foliacées et fruticuleuses, plus acidophiles et nitro-indifférentes (*Pleurosticta acetabulum*, *Punctelia subrudecta*, *P. jeckeri*, *Hypogymnia physodes*, *Evernia prunstari*, *Hypotrachyna afrevoluta*, *Parmelia sulcata*). Particulièrement bien représentée sur deux des vingt sites échantillonnés, cette sous-alliance apparaît de façon moins nette sur la majorité du territoire étudié, avec seulement quelques espèces présentes (telles que *Punctelia subrudecta* et *Parmelia sulcata*, respectivement 4^e et 7^e espèces les plus abondantes dans la zone d'étude).

En résumé, la ville de Louvain-la-Neuve est caractérisée par un cortège de lichens foliacés à tendance nitrophile : le *Xanthorion parietinae*. Sur la majorité des sites, les espèces nitrophiles et neutrophiles (appartenant au *Physcienion adscendentis*) sont dominantes, mais accompagnées de quelques espèces plus acidophiles (appartenant au *Pleurostiction acetabuli*). Sur quelques sites éloignés du centre urbain, les cortèges acidophiles sont nettement mieux représentés concernant le nombre d'espèces, mais restent dominées par les espèces nitrophiles.

¹⁴ Concept équivalent à celui d' « association végétale », mais réservé aux communautés lichéniques. Il permet de désigner des communautés similaires en termes d'écologie et de composition spécifique.

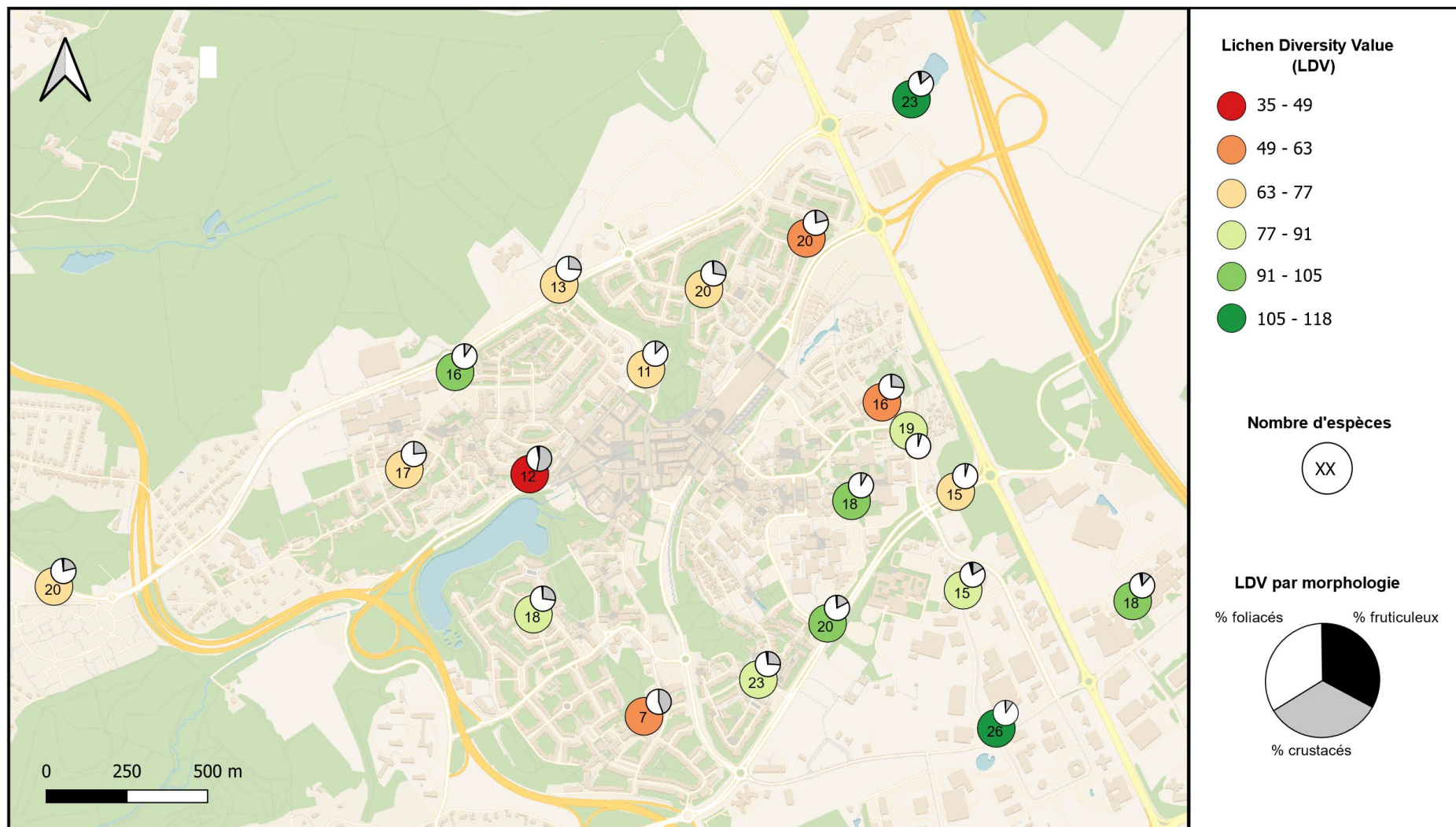


Figure 13. Distribution spatiale des indices de bioindication (LDV, diversité spécifique, types de thalles) au sein des 20 sites échantillonnés à Louvain-la-Neuve.

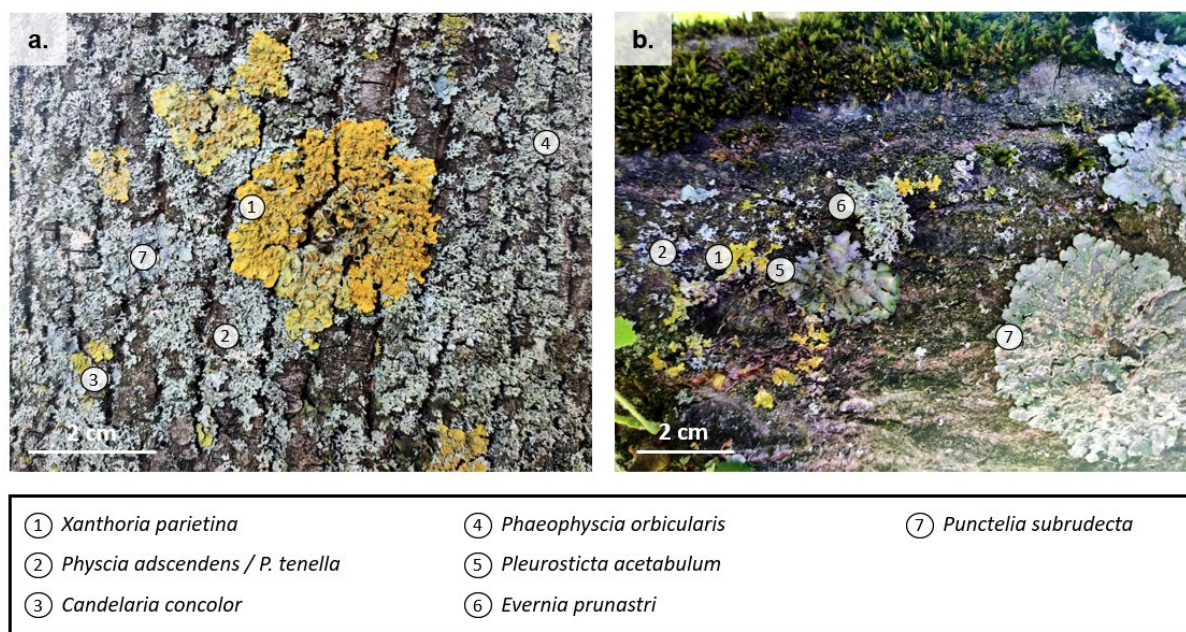


Figure 14. Photographies des deux sous-alliances du *Xanthorion parietinae* observées à Louvain-la-Neuve : *Physcienion adscendentis* (a) et *Pleurostiction acetabuli* (b).

5.1.4. Description écologique

Les indices écologiques basés sur les données de [Nimis et Martellos \(2020\)](#) permettent de caractériser plus précisément l'écologie de chaque site, en tenant compte à la fois des affinités environnementales et de l'abondance relative de chaque espèce. Ces indices correspondent à l'abondance relative (*i.e.* fréquence) des différents groupes fonctionnels sur un site donné. La **Figure 15a** représente ces proportions vis-à-vis de quatre facteurs environnementaux : humidité, eutrophisation, alcalinité et lumière.

Les valeurs d'indice d'humidité présentent une très faible variabilité au sein de la zone d'étude, la majorité des sites étant occupée exclusivement par des lichens mésohygrophiles. De plus, très peu d'espèces xérophiles et hygrophiles ont été observées. Un seul site se démarque, avec deux espèces xérophiles (*Physcia caesia* et *P. dubia*) représentant ensemble 9 % de la somme des fréquences. La seule espèce hygrophile (*Ramalina farinacea*) n'a été observée que sur quatre sites, et en très faible quantité. Notons que plusieurs espèces mésohygrophiles observées à Louvain-la-Neuve seraient favorisées par le changement climatique ([Stapper et John, 2015](#)), dont les plus abondantes : *Punctelia subrudecta*, *P. jeckeri*, *Hypotrachyna afrevoluta* et *Flavoparmelia caperata*. Le suivi de l'abondance de ces espèces à travers le temps fournira un indicateur supplémentaire pour évaluer l'évolution des conditions climatiques à Louvain-la-Neuve ([Van Herk et al., 2002](#) ; [Munzi et al., 2014](#)).

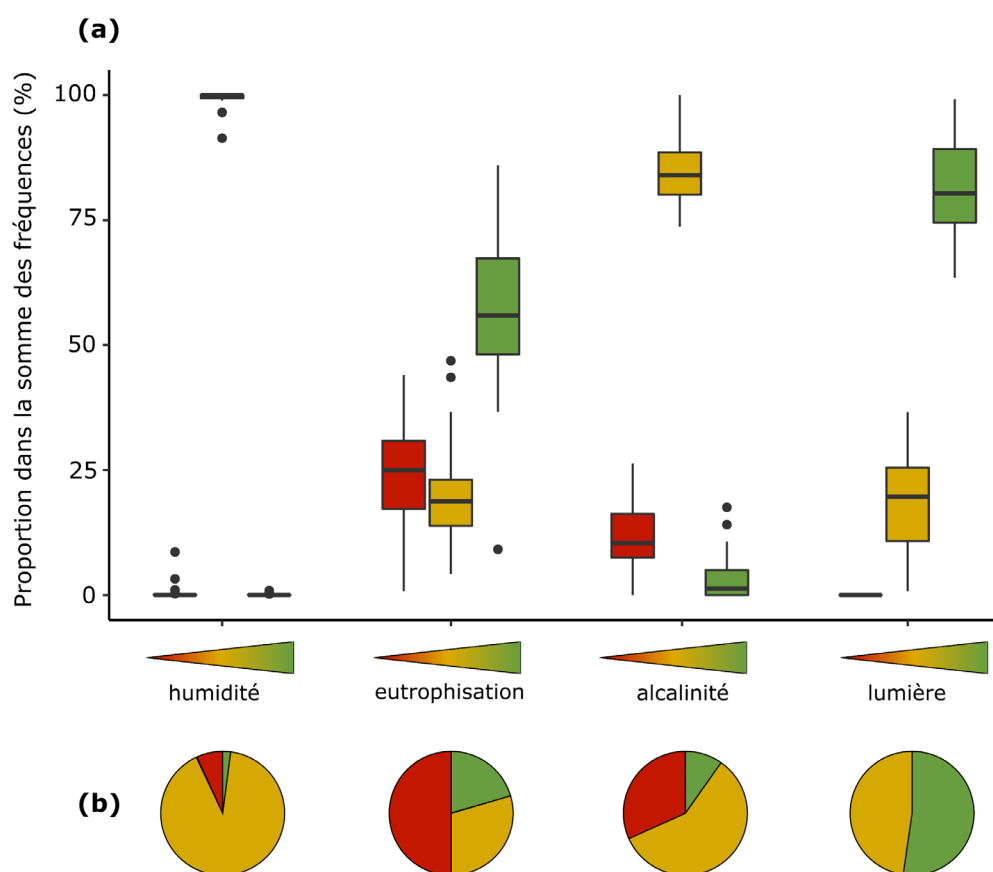


Figure 15. Analyse écologique des communautés lichéniques à Louvain-la-Neuve relatives à l'humidité (du rouge au vert : xérophiles, mésohygrophiles et hygrophiles), l'eutrophisation (oligotrophes, mésotrophes et eutrophes), l'alcalinité (acidophiles, neutrophiles et basophiles) et la lumière (sciaphiles, mésosciaphiles et héliophiles) : proportions des groupes fonctionnels dans la somme des fréquences sur les 20 sites étudiés (a) et nombre total d'espèces observées par groupe fonctionnel (b).

Les valeurs d'indice d'eutrophisation montrent une dominance des espèces eutrophes à l'échelle de la ville, représentant en moyenne 57 % de la somme des fréquences. Cependant, cette catégorie ne représente qu'une faible proportion de la diversité spécifique observée à Louvain-la-Neuve, avec seulement neuf espèces (**Figure 15b**). En effet, la plupart des espèces reprises dans ce groupe sont dominantes à l'échelle de la zone étudiée : *Physcia tenella*/*P. adscendens*, *Xanthoria parietina*, *Phaeophyscia orbicularis*, etc. (**Figure 12**). Les espèces mésotrophes et oligotrophes présentent, quant à elles, une diversité spécifique plus importante (respectivement 13 et 22 espèces) mais sont souvent minoritaires quant à l'abondance. Concernant l'échelle d'alcalinité, les espèces intermédiaire (neutrophiles) sont largement majoritaires (84 % en moyenne), les deux groupes caractéristiques (basophiles et acidophiles) pris ensemble ne représentant jamais plus de 25 % de la somme des fréquences d'un site. Les valeurs de ces deux indices concordent avec l'analyse lichénosociologique précédemment discutée, illustrant la prépondérance de cortèges eutrophes et neutrophiles (*Physcienion adscendentis*) sur des cortèges mésotrophes à tendances acidophiles (*Pleurostiction acetabuli*).

Enfin, l'échelle de luminosité montre une dominance d'abondance des espèces héliophiles sur les espèces mésosciaphiles. Aucune espèce sciaphile n'a été observée dans la zone d'étude, ce qui n'est pas surprenant étant donné que les sites échantillonnés se situent tous en milieu ouvert.

5.2. Bioindication de la qualité de l'air

Afin de caractériser la qualité de l'air à Louvain-la-Neuve, deux approches complémentaires ont été utilisées. D'une part, les indices de biodiversité et de recouvrement ont été comparés avec des valeurs de la littérature, et d'autre part, les indices de pollution ont été calculés sur base des abondances relatives d'espèces sensibles et résistantes à différents polluants atmosphériques.

5.2.1. Indices de biodiversité

Le nombre d'espèces est fréquemment utilisé en tant qu'indice de bioindication (Matos *et al.*, 2019), une grande diversité étant généralement synonyme d'un environnement moins perturbé. La LDV, estimation du recouvrement, fournit une appréciation globale de la qualité de l'environnement (Asta *et al.*, 2002). Standardisée à l'échelle européenne, celle-ci est fréquemment employée dans la littérature, ce qui permet la comparaison entre différentes zones d'études. Afin de poser un regard critique sur les valeurs de ces indicateurs de biodiversité, une comparaison a été effectuée avec plusieurs villes échantillonnées selon la norme européenne (**Tableau 3**). La superficie et la densité de population de chaque ville sont présentées afin d'apporter des éléments de discussion.

Tableau 3. Comparaison des indicateurs de biodiversité (LDV et diversité spécifique) observés dans plusieurs villes présentant des surfaces et des densités de population variables.

Localité	Surface ^a (km ²)	Densité d'habitat ^a (hab./km ²)	LDV moy. (min - max)	Diversité	Référence
Sines (Portugal)	198	92	32 (0 – 49)	28	<u>Llop <i>et al.</i>, 2012</u>
Šoštanj (Slovénie)	96	93	55 (28 – 75)	55	<u>Poličnik <i>et al.</i>, 2008</u>
Bordj Bou Arreridj (Algérie)	3 920	183	30 (12 – 52)	62	<u>Ramdani <i>et al.</i>, 2019</u>
Beroun (Tchéquie)	31	638	(18 – 65)	54	<u>Svoboda, 2007</u>
Gênes (Italie)	240	2 379	19 (0 – 37)		<u>Giordani, 2007</u>
Londres (Royaume-Uni)	1 572	5 667	(9 – 77)	64	<u>Larsen <i>et al.</i>, 2007</u>
Louvain-la-Neuve (Belgique)	9	1 164	78 (35 – 118)	44	Cette étude

^a selon Eurostat (<https://ec.europa.eu/eurostat>)

Sur les vingt stations échantillonnées, la LDV est en moyenne de 78. Une hétérogénéité relativement importante a été observée malgré la taille réduite de la zone d'étude (**Figure 13**), avec des valeurs comprises entre 35 et 118 (coefficient de variation de 26 %). Cette variabilité pourrait être expliquée par la distance aux principales sources de pollution (axes routiers), mais également par des facteurs environnementaux, tels que le type d'essence d'arbre utilisé pour l'échantillonnage (*cf.*

section 4.1.2). Cette question sera traitée en détail dans la section 5.3 de ce document. De façon générale, Louvain-la-Neuve présente une LDV nettement plus élevée que toutes les autres villes présentées, ce qui laisse supposer une pollution moins importante. Cela pourrait s'expliquer entre autres par la taille réduite de la ville, possédant une surface 3 à 430 fois plus petite que les villes de comparaison. D'autres hypothèses concernent le centre urbain essentiellement piéton ou l'absence d'industries polluantes à proximité. Cependant, la LDV est également impactée par des facteurs climatiques, et a tendance à augmenter avec les précipitations totales annuelles (Giordani, 2007 ; Svoboda *et al.*, 2010 ; Seed *et al.*, 2013 ; Matos *et al.*, 2015). Dès lors, la comparaison avec des agglomérations soumises à un climat plus aride (Gênes, Bordj Bou Arreridj et Šoštanj) nécessite la prise en compte de ce facteur.

Comparée aux autres villes, Louvain-la-Neuve présente une diversité spécifique relativement faible (**Tableau 3**). Néanmoins, la surface échantillonnée durant cette étude est beaucoup plus petite que celle des autres villes, ce qui diminue potentiellement l'hétérogénéité environnementale, et donc le nombre d'espèces observées (Vondrák *et al.*, 2016). En contrepartie, la densité d'échantillonnage de cette étude (20 sites sur 9 km²) est de très loin supérieure à celle de la plupart des autres campagnes, résultant en une caractérisation plus fine de la biodiversité. Malgré les différences de communautés liées à des facteurs climatiques, toutes les études reprises dans le **Tableau 3** rapportent la présence de plusieurs espèces nitrophiles observées à Louvain-la-Neuve. En particulier, *Physcia tenella* et *Xanthoria parietina*, deux espèces résistantes à la pollution, figurent systématiquement parmi les dix espèces les plus abondantes, comme observé à Louvain-la-Neuve (**Figure 12**).

5.2.2. Indices de pollution

Les indices de biodiversité ne fournissant aucune information sur le type de pollution concerné, il est donc nécessaire d'étudier la composition spécifique des communautés de lichens, en distinguant les espèces selon leur sensibilité aux différentes pollutions (acidifiante, eutrophisante, *etc.*). Afin de caractériser plus précisément l'occurrence des différents polluants atmosphériques à Louvain-la-Neuve, les fréquences relatives des espèces polluo-résistantes (Nimis et Martellos, 2020), nitrophiles et résistantes à NO₂ (Gombert, 1999) ont été calculées pour chaque site (**Figure 16**).

L'indice de polluo-résistance indique la propension d'une espèce à être présente dans un milieu anthropisé, tous types de pollutions confondus. À Louvain-la-Neuve, l'intégralité des sites étudiés sont largement dominés par des espèces polluo-torésistantes (ex : *Physcia tenella*/*P. adscendens* et *Xanthoria parietina*) représentant en moyenne 92 % de la somme des fréquences. Cependant, près de la moitié des espèces observées ont été classées comme plus ou moins polluo-sensible (**Figure 16**). Certaines de ces espèces sont présentes sur plus de la moitié des sites de relevés (ex : *Evernia prunastri*, *Flavoparmelia caperata*, *Hypotrachyna afrevoluta*) et sont connues dans la littérature pour leur résistance moyenne à la pollution (Smith, 2009 ; Van Haluwyn *et al.*, 2013). D'autres, plus sensibles (*Lepraria incana* et *Melanohalea elegantula*), apparaissent de façon ponctuelle sur un ou deux sites.

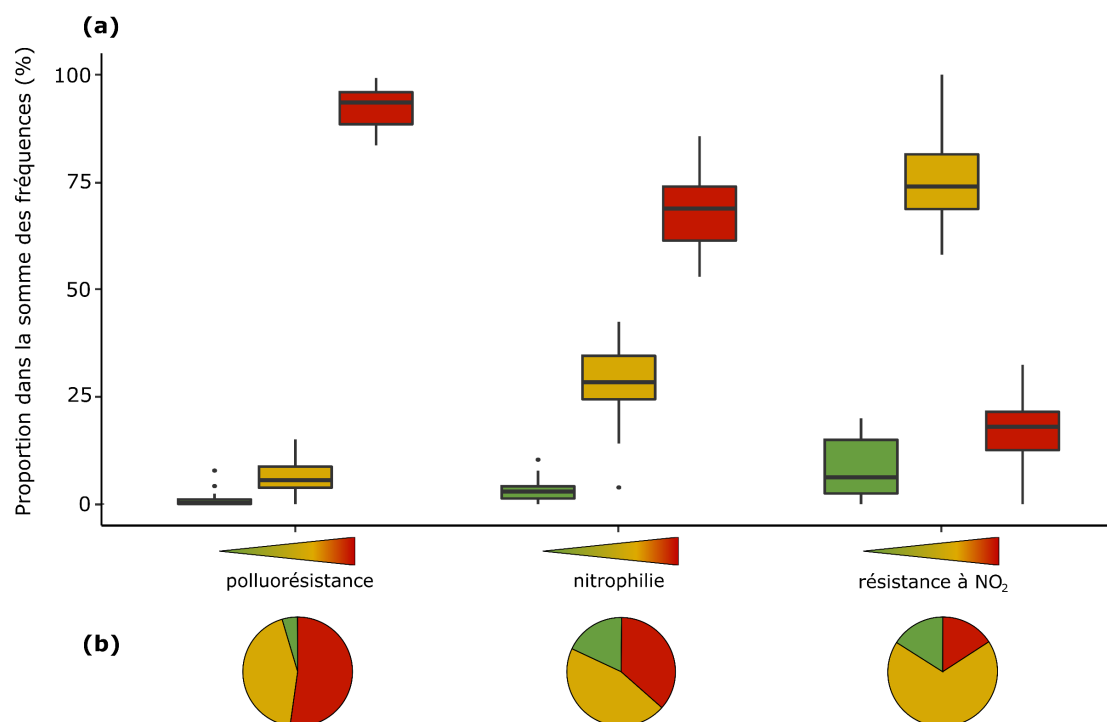


Figure 16. Bioindication lichénique de la pollution : proportions des groupes fonctionnels dans la somme des fréquences sur les 20 sites étudiés **(a)** et nombre d'espèces observées à Louvain-la-Neuve par groupe fonctionnel **(b)**.

L'indice de nitrophilie de (Gombert, 1999) représente l'affinité des espèces lichéniques pour les dépôts azotés (essentiellement NO₃ et NH₃). Celui-ci présente une corrélation avec l'indice d'eutrophisation (**Figure 15**), toutes les espèces nitrophiles étant également eutrophes. En effet, les nitrophiles représentent la majeure partie de la somme des fréquences sur tous les sites de relevés (69 % en moyenne). La proportion relative d'espèces nitrophobes est, quant à elle, très réduite sur l'ensemble de la zone d'étude (3 % en moyenne). Dès lors, il semble que les dépôts azotés (NO₃ et NH₃) affectent fortement la diversité lichénique à Louvain-la-Neuve.

L'indice de résistance à NO₂ montre une dominance des espèces indifférente (75 % en moyenne), à la fois en termes d'abondance et de diversité spécifique. Quelques espèces sensibles et résistantes cohabitent sur la plupart des sites. Dès lors, ce polluant ne semble pas exercer une influence majeure à l'échelle de la ville. De façon plus générale, la pollution acidifiante (liée notamment aux émissions de SO₂ et NO₂) semble peu présente sur la zone d'étude. En effet, de nombreuses espèces sensibles à cette pollution sont présentes en abondance (ex : *Candelaria concolor* ou *Phaeophyscia orbicularis*), tandis que seules quelques espèces résistantes sont observées de façon ponctuelle (ex : *Hypogymnia physodes* ; Hawksworth et Rose, 1970).

5.3. Facteurs influençant la distribution des lichens

Dans cette section, il s'agit d'identifier les principaux facteurs (naturels et anthropiques) influençant la distribution des lichens à Louvain-la-Neuve, et ce afin d'identifier les principales sources de pollution à l'échelle de la ville.

5.3.1. Facteurs environnementaux

Influence de l'environnement

Les communautés de lichens sont susceptibles de répondre aux variations de conditions environnementales (humidité, lumière, chaleur, *etc.*) à différentes échelles, ce qui peut induire un biais sur les indices de bioindication (Svoboda *et al.*, 2010 ; Aragón *et al.*, 2010 ; López *et al.*, 2016). Cependant, étant donné la taille réduite de la zone d'étude et la similitude entre les sites d'échantillonnage (milieux ouverts), cette influence peut être considérée comme négligeable.

Influence du type d'essence

Les relevés de lichens ont été effectués sur deux groupes d'arbres possédant des écorces aux propriétés différentes (*cf.* section 4.1.2). Ces différences au niveau du substrat sont susceptibles d'introduire une variabilité non liée à la pollution, et donc de fausser les résultats de bioindication. Afin d'isoler l'influence de la pollution à l'échelle de la ville, il est nécessaire d'évaluer dans quelle mesure les indicateurs (biodiversité, écologie et pollution) utilisés sont influencés par le type d'écorce. Après comparaison des deux types d'écorce, seule la LDV semble être influencée significativement ($p \leq 0,01$, test U de Mann-Whitney) par le groupe d'essences, avec une valeur plus faible pour le groupe n°2 (*Prunus* spp. et *Sorbus* spp.) que pour le groupe n°1 (*Tilia* spp. et *Acer* spp.). Aucune différence significative n'est observée concernant la diversité spécifique, les indices écologiques et les indices de pollution.

Bien que le type d'essence ne soit pas systématiquement pris en compte dans les études de bioindication lichénique, plusieurs auteurs rapportent des influences non négligeables de ce facteur. Llop *et al.* (2017) observent une réponse des indicateurs écologiques (proportion des espèces eutrophes et acidophiles) au type d'essence, en distinguant les cinq groupes repris dans la norme européenne (**Tableau 1**). Spier *et al.* (2010) expliquent cette observation par une différence de pH et/ou de rugosité entre les groupes. Entre autres, les essences du groupe n°2 présenteraient une écorce plus acide que celles du groupe n°1, favorisant légèrement les lichens acidophiles au détriment des espèces nitrophiles. À Louvain-la-Neuve, les espèces du groupe n°2 (à l'écorce plus acide) présentent effectivement une proportion de nitrophiles plus faible, et une proportion d'acidophiles plus élevée en moyenne. Bien que la différence ne soit pas statistiquement significative, ce constat pourrait expliquer en partie la différence de LDV observée entre les deux groupes, les espèces nitrophiles étant largement majoritaires sur tous les sites observés (**Figure 16**). Notons toutefois que l'influence du type d'essence est relativement faible face aux facteurs anthropiques.

Influence de l'âge de l'arbre

L'âge de l'arbre est susceptible d'induire un biais sur les indices de bioindication, en influençant l'abondance des lichens ou la composition des communautés. En effet, les lichens se développent lentement, et leur vitesse de croissance peut être très variable selon le type de thalle (Armstrong et

Bradwell, 2010, 2011). Dès lors, les très jeunes arbres sont généralement moins colonisés par les lichens. Afin de limiter ce problème, seuls des arbres présentant une circonférence (à 1,30 m du sol) supérieure à 60 cm ont été échantillonnés. L'influence de la circonférence a également été vérifiée après la campagne d'échantillonnage, et aucune corrélation significative n'a été observée entre la circonférence et les différents indices de bioindication (**Annexe 4**).

5.3.2. Facteurs anthropiques

Après avoir identifié les facteurs environnementaux susceptibles d'influencer les résultats de bioindication, le rôle des facteurs anthropiques est étudié à l'aide d'une ACP. La **Figure 17a** illustre les relations entre les indices de biodiversité (diversité spécifique et LDV), les indices écologiques¹⁵ (proportions des espèces héliophiles, eutrophes et acidophiles), les indices de pollution (proportions des espèces nitrophiles, résistantes au NO₂ et polluo-tolérantes) et deux variables urbanistiques (proportion d'artificialisation et distance à la route la plus proche).

La même analyse a été réalisée avec deux scénarii : (1) en ne considérant que les arbres du groupe n°1 (n = 15) ; (2) en incluant tous les groupes d'arbres (n = 20). Les résultats étant similaires dans les deux cas, l'analyse incluant tous les sites a été privilégiée afin d'obtenir une meilleure résolution spatiale (**Figure 17a** et **Annexe 4**). Toutefois, les deux types d'essences sont représentés par différentes symbolologies afin de permettre la prise en compte de ce facteur.

Le premier axe (48,9 % de la variance) contient exclusivement des variables écologiques. Les valeurs positives de cet axe indiquent une prédominance des espèces héliophiles, nitrophiles, eutrophes et polluo-résistantes. Étant donné que la plupart des espèces eutrophes sont également nitrophiles, il semble logique d'observer une corrélation entre ces deux indicateurs. Cependant, la proportion d'espèces polluo-résistantes est également fortement corrélée aux deux indices précédents, ce qui semble indiquer que cet indicateur répond essentiellement à la présence de dépôts azotés assimilables (NH₃ et NO₃⁻). Ce constat est renforcé par le fait que la proportion des espèces acidophiles est fortement anti-corrélée à celle des espèces polluo-résistantes. La proportion des espèces acidophiles est, quant à elle, fortement corrélée avec l'indice de résistance au NO₂, illustrant le fait que cette forme d'azote n'est pas directement assimilable par les lichens nitrophiles mais impacte plutôt les espèces sensibles à la pollution acide.

Le second axe (20,2 % de la variance) lie les indices de biodiversité aux variables urbanistiques. Même si les variables urbanistiques ne sont pas très bien représentées, la LDV semble à la fois corrélée à la distance à la route et anti-corrélée à la proportion d'urbanisation. En règle générale, les sites éloignés des routes et des bâtiments sont donc davantage colonisés par les lichens (Gombert *et al.*, 2006 ; Llop *et al.*, 2017). La LDV est indépendante de celles des indicateurs écologiques (car perpendiculaire), ce qui prouve l'utilité de cet indicateur pour évaluer l'influence anthropique de façon générale. En revanche, la diversité spécifique est corrélée à la fois à la LDV et aux indices écologiques. Dès lors, une diversité importante indiquerait à la fois un recouvrement plus important (LDV) et une plus faible proportion d'espèces nitrophiles.

¹⁵ Étant donnée la faible variabilité au sein de la zone d'étude, l'indice d'humidité n'est pas pris en compte dans l'ACP. Un seul groupe fonctionnel par facteur écologique est considéré afin de limiter la redondance.

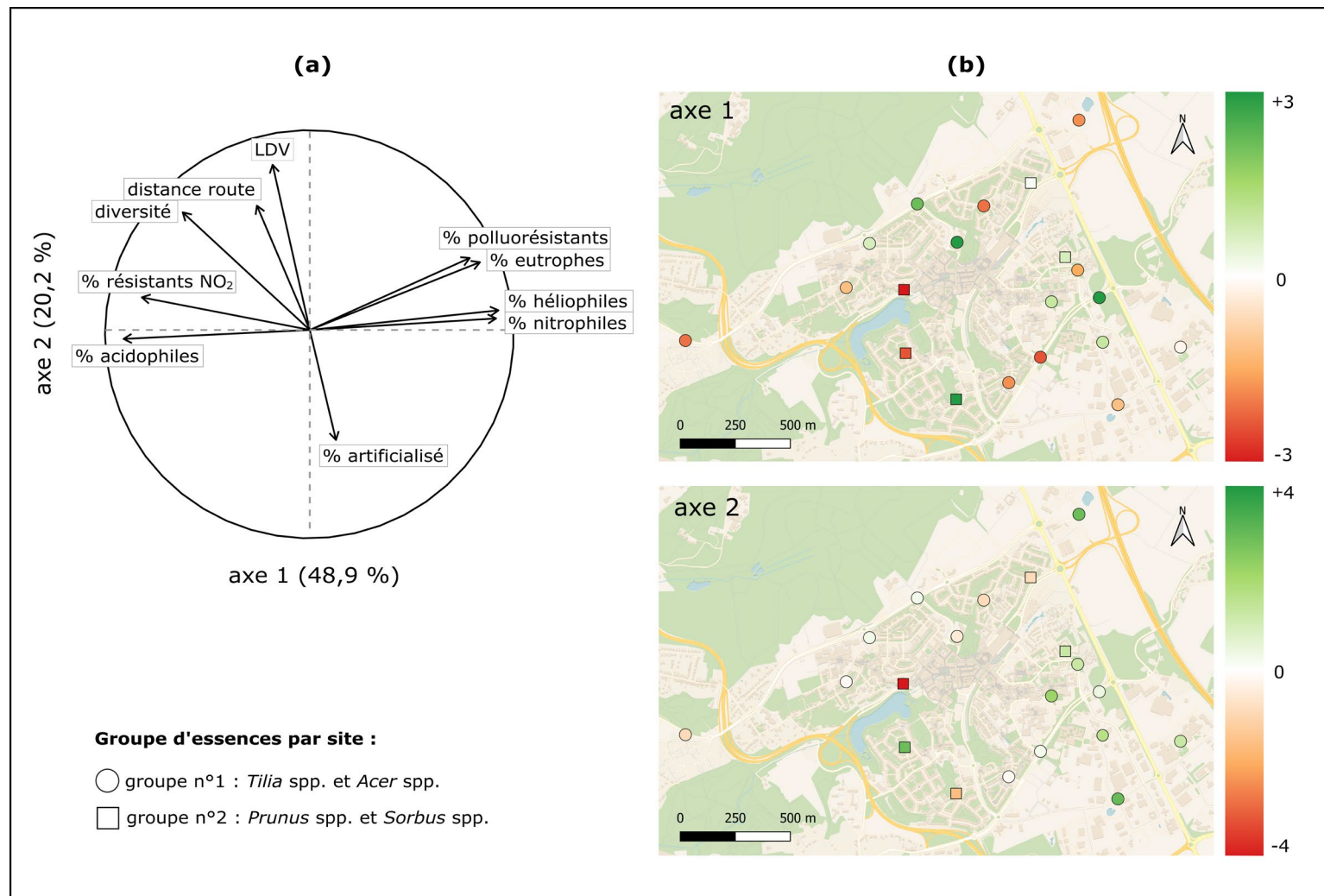


Figure 17. Analyse des composantes principales basée sur les indices de biodiversité (LDV et diversité spécifique), écologiques (proportions des espèces héliophiles, eutrophes et acidophiles) et de pollution (proportions des espèces nitrophiles, résistantes à NO₂ et polluo-tolérantes) ainsi que des variables urbanistiques (proportion d'artificialisation et distance à la route : représentation des deux premiers axes par variable **(a)** et par site **(b)**.

Le fait que les indices de pollution ne répondent pas à la proximité d'un axe routier semble contre-intuitif. Une première hypothèse permettant d'expliquer cette indépendance est que d'autres sources de contamination jouent également un rôle important dans la distribution des lichens. Par exemple, la présence de nombreux parkings dans le centre-ville pourrait avoir une influence significative sur les communautés lichéniques, et atténuer le gradient de pollution présumé entre le centre urbain et les axes routiers majeurs. Une contamination en provenance des zones agricoles entourant la ville est également envisageable.

Il est également possible que les indices utilisés, basés uniquement sur la fréquence des espèces résistantes, ne soient pas assez spécifiques. Afin de pallier ce problème, il serait intéressant de développer des indices intégrant à la fois les fréquences des espèces sensibles et résistantes à un même polluant (Wolseley *et al.*, 2009). Cependant, la sensibilité des espèces à certains polluants ne fait pas toujours l'unanimité parmi les auteurs. Concernant le NO₂, la liste d'espèces utilisée dans cette étude (Gombert, 1999) présente des incohérences avec d'autres listes publiées (van Dobben, 1999). Il est donc nécessaire d'harmoniser ces listes afin de n'inclure que des espèces dont la sensibilité est bien documentée.

En combinant les informations fournies par les deux axes de l'ACP, il est possible de qualifier plus précisément la pollution sur chaque site de relevé **Figure 17b**. Les sites les moins contaminés sont ceux qui présentent une faible proportion d'espèces nitrophiles (en rouge sur l'axe 1), une grande diversité spécifique et un recouvrement important (en vert sur l'axe 2). Ces sites sont généralement localisés dans la partie est de la ville, ou dans des parcs dans le centre urbain.

6. Bioindication lichénique et sciences participatives

6.1. Communication et mise en place du réseau

Afin de faciliter la mise en place du réseau de sciences participatives en Wallonie ainsi que le recrutement de volontaires, plusieurs documents et supports ont été créés :

Un **flyer** présentant la problématique de la pollution de l'air et la démarche du projet a été élaboré (**Annexe 5**). Ce document est destiné à être distribué *via* différents relais afin d'assurer la visibilité du projet et le recrutement de nouveaux volontaires. À ce jour, le contact a été pris avec ScienceInfuse¹⁶ (au sein de l'UCLouvain et du réseau inter-universitaire wallon) pour atteindre les scolaires et les projets étudiants et avec le réseau Natagora pour cibler les naturalistes à l'échelle de la Wallonie.

Un **site Internet** (<https://www.lichen.biogeoscience.eu>), présentant le projet et donnant accès à diverses ressources utiles : les documents nécessaires au protocole téléchargeables au format pdf (clé Lichens GO! et fiche de terrain), une nouvelle version interactive de la clé d'identification et un glossaire. À l'avenir, le site Internet pourra permettre la visualisation des résultats *via* une carte interactive.

Une **plateforme d'encodage** en ligne, accessible sur le site Internet, permet de centraliser les données des volontaires. Contrairement à la plateforme actuellement utilisée par le projet Lichens GO!¹⁷, cette dernière a été conçue de façon à faciliter au maximum l'entrée des données émanant du protocole. Le questionnaire d'encodage est constitué de quatre pages. Sur la première page, il est demandé au volontaire de compléter des informations générales (date, expertise en lichénologie, conditions météorologiques, *etc.*) et de sélectionner toutes les espèces observées durant son relevé (**Annexe 6**). Les pages n°2, 3 et 4 sont identiques et concernent respectivement les données relatives aux arbres n°1, 2 et 3. Ces pages permettent l'encodage des informations liées aux arbres (localisation, essence et circonférence à 1,30 m du sol) et contiennent une grille comportant les espèces de lichen en lignes et les faces de l'arbre en colonnes. Chaque case de la grille peut être complétée via un menu déroulant proposant des valeurs entre 1 et 5. Cette façon de procéder permet d'encoder en une seule fois toutes les espèces présentes sur un arbre tout en réduisant au minimum la taille de la grille à remplir et en limitant les erreurs d'encodage (ex : fréquences supérieures à 5, noms d'espèces mal orthographiés, *etc.*). Notons que cette plateforme n'a pas pour vocation de remplacer les outils actuellement employés par le projet Lichens GO!, mais bien de proposer des améliorations permettant de faciliter cet encodage par les volontaires.

Afin d'assurer une homogénéité dans la formation des volontaires néophytes, une **séance d'initiation** a été proposée. Celle-ci dure environ 1 h 30 et contient une introduction au projet et les informations essentielles à l'application du protocole : écologie des lichens, présentation de Lichens GO! et initiation à la détermination des lichens. La séance se termine par un exercice pratique de détermination de six espèces (*Flavoparmelia caperata*, *Physconia grisea*, *Physcia adscendens*/*P. tenella*, *Punctelia subrudecta*/*P. borrieri*, *Evernia prunastri* et *Ramalina farinacea*),

¹⁶ Scienceinfuse est l'antenne de formation et de promotion du secteur des sciences et technologies de l'UCLouvain. Cet organisme propose de nombreuses activités de découverte scientifique à destination des classes de l'enseignement secondaire et du grand public.

¹⁷ <http://www.particitaie.upmc.fr/fr/suivez-les-lichens/saisie-de-donnees-lichens-go.html>

sélectionnées afin d'illustrer au maximum les critères d'identification utilisés par la clé. Cette formation a été testée à trois reprises lors de l'édition 2022 du Printemps des Sciences à Louvain-la-Neuve¹⁸. Elle a également été utilisée pour la formation des volontaires ayant pris part à l'évaluation du biais observateur (cf. section 4.2.3). Une version simplifiée, adaptée aux élèves de l'enseignement secondaire supérieur (14–18 ans), a également été créée. À l'avenir, cette initiation pourra être dispensée par les relais du réseau ou éventuellement présentée *via* des capsules vidéo disponibles en ligne.

6.2. Évaluation des biais

Qu'elles impliquent des citoyens ou des lichénologues professionnels, les études de bioindication lichénique doivent être soumises à un contrôle de qualité rigoureux afin d'assurer la validité des données, indispensable pour effectuer des comparaisons entre sites ou à travers le temps (Seed *et al.*, 2013 ; Brunialti *et al.*, 2019). Deux sources de variabilité pouvant compromettre la représentativité d'un relevé sont considérées ici. D'une part, l'aisance avec laquelle la personne qui effectue le relevé repère et identifie les différentes espèces de lichens peut influencer considérablement les résultats (Brunialti *et al.*, 2012). D'autre part, le choix d'un groupe d'arbres représentatif d'un site donné peut amener à des résultats différents selon le critère de sélection (type d'essence, distance entre les arbres, etc.) (Romano et Conti, 2010). Le projet Lichens GO! étant principalement destiné à des non-experts (incluant des personnes n'ayant jamais identifié de lichens) et s'appuyant sur un faible nombre d'arbres, il est important de quantifier l'impact de ces deux biais afin de vérifier la robustesse scientifique du protocole.

6.2.1. Biais lié à l'observateur néophyte

Erreur sur le nombre d'espèces et la LDV

Dans un premier temps, il s'agit de quantifier l'hétérogénéité des résultats obtenus par une diversité de volontaires néophytes et d'évaluer la différence de ceux-ci par rapport un lichénologue expérimenté (appelé par la suite « expert »). Les résultats les plus importants à évaluer sont la diversité spécifique et la LDV, donnant une première évaluation de la qualité de l'air.

Les coefficients de variation de ces deux indicateurs ont été calculés pour l'ensemble des volontaires néophytes (n = 19), en excluant les scolaires (n = 3), les initiés (n = 2) et l'expert. Ces coefficients de variation s'élèvent respectivement à 27 % pour le nombre d'espèces et 39 % pour la LDV (**Figure 18**). Ces deux indicateurs étant corrélés (**Annexe 4**), l'erreur sur le nombre d'espèces est amplifiée par le passage à la LDV, ce qui se traduit par un coefficient de variation plus élevé. En effet, l'estimation de la LDV nécessite de distinguer les différentes espèces de lichens, mais également d'évaluer leur fréquence de façon correcte. Cette erreur est notamment imputable à la présence de lichens juvéniles, n'ayant pas été pris en compte par certains volontaires à cause de leur taille réduite.

Par rapport à l'expert, les néophytes sous-estiment en moyenne le nombre d'espèces de 32 % (5 espèces de moins), et au maximum de 62 % (10 espèces de moins ; **Figure 18**). La sous-estimation de la diversité spécifique par les non-experts est un problème connu. En utilisant le protocole de la norme européenne (toutes les espèces), Brunialti *et al.* (2012) observent une sous-estimation maximale de

¹⁸ <https://www.sciences.be/evenements/pds-programme/>

42 % (10 espèces en moins) avec des volontaires expérimentés. Selon l'auteur, l'ampleur de cette sous-estimation est d'autant plus importante que les communautés de lichens étudiées sont dominées par des thalles crustacés, plus difficiles à déterminer. La LDV, quant à elle, est sous-estimée de 45 % en moyenne par rapport à l'expert. En comparaison, *Giordani et al.* (2009) obtiennent une sous-estimation moyenne de 44 % en utilisant une clé de détermination incluant 47 *taxa*. Notons également que la LDV n'est surestimée (+16 %) que par un seul des 19 néophytes.

En comparaison, les relevés des volontaires initiés sont relativement proches de celui de l'expert, avec une diversité spécifique correctement estimée (à une espèce près) et une LDV sous-estimée de 15 %. Les résultats des scolaires sont davantage semblables à ceux des néophytes. Cependant, aucune conclusion ne peut être tirée concernant ces deux groupes étant donné le nombre très restreint de répétitions.

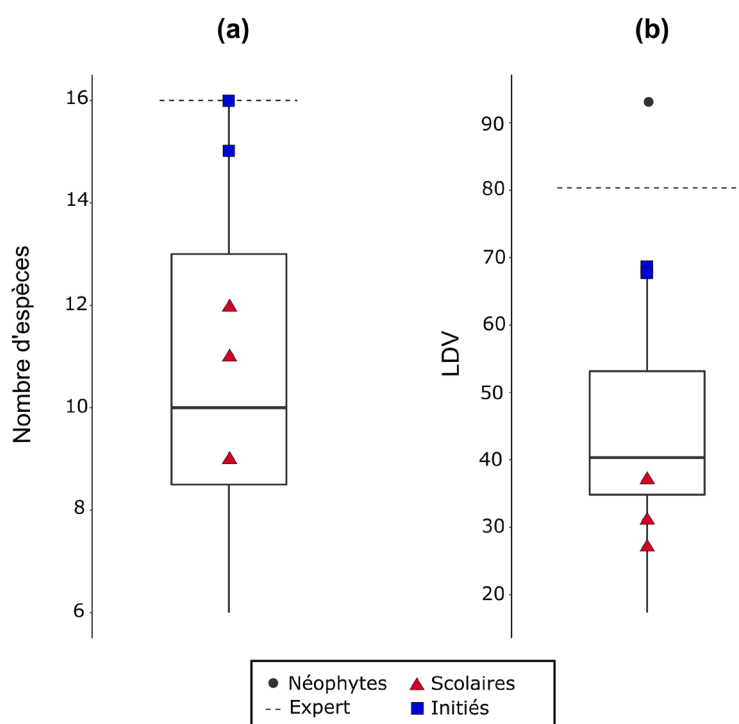


Figure 18. Résultats des observateurs néophytes ($n = 19$) concernant le nombre d'espèces (a) et la LDV (b) et comparaison avec l'expert. Les scolaires ($n = 3$) et les initiés ($n = 2$) sont présentés à titre de comparaison mais ne sont pas inclus dans les boîtes à moustaches.

Au-delà des indicateurs de biodiversité, il est nécessaire d'évaluer dans quelle mesure les volontaires identifient les mêmes espèces afin de vérifier qu'une interprétation écologique est possible. Pour ce faire, un indice de similitude (Figure 11) est utilisé afin d'évaluer quantitativement l'erreur de chaque volontaire par rapport à l'expert. Contrairement aux indicateurs utilisés précédemment (proportions de la diversité spécifique et de la LDV par rapport à l'expert), cet indice de similitude permet d'apprécier l'erreur globale de l'observateur, en tenant compte à la fois des espèces identifiées, de leur fréquence et de l'endroit où elles sont observées. En pratique, il correspond à la proportion des observations en commun entre le volontaire et l'expert.

La Figure 19 positionne chaque volontaire vis-à-vis des indices de biodiversité qu'il a obtenus (nombre d'espèces et LDV) et de la similitude de ses observations avec celles de l'expert (Sim). A première vue, les résultats des volontaires semblent peu cohérents avec ceux de l'expert, avec une similitude ne dépassant jamais 61 %. Cependant, l'indice utilisé est sévère, puisque chaque erreur est

doublement pénalisée (diminution du numérateur et augmentation du dénominateur). De plus, étant donné l'écart important par rapport à l'expert obtenu pour la LDV (**Figure 18**), il n'est pas étonnant d'obtenir une similitude si faible. En ce qui concerne les néophytes, l'indice de similitude prend des valeurs comprises entre 12 % (volontaire n°17) et 45 % (volontaire n°5), pour une moyenne de 27 %. Les scolaires réalisent en moyenne un résultat plus faible (19 %) tandis que les initiés sont nettement plus proches de l'expert (54 %). Pour une même valeur de LDV, l'indice de similitude peut prendre des valeurs très différentes (ex : volontaires n°9, 23 et 24), ce qui peut être expliqué par l'identification incorrecte d'espèces abondantes. Par exemple, le volontaire n°1 est proche de l'expert quant à la LDV et au nombre d'espèces, mais a commis de nombreuses erreurs d'identification, résultant en un coefficient de similitude relativement faible (Sim = 19 %). En conclusion, les indices de biodiversité (LDV et nombre d'espèces) à eux seuls ne permettent pas d'évaluer la qualité d'un relevé, étant donné que les erreurs d'identification risquent de fortement biaiser les proportions des groupes fonctionnels utilisés comme indicateurs écologiques.

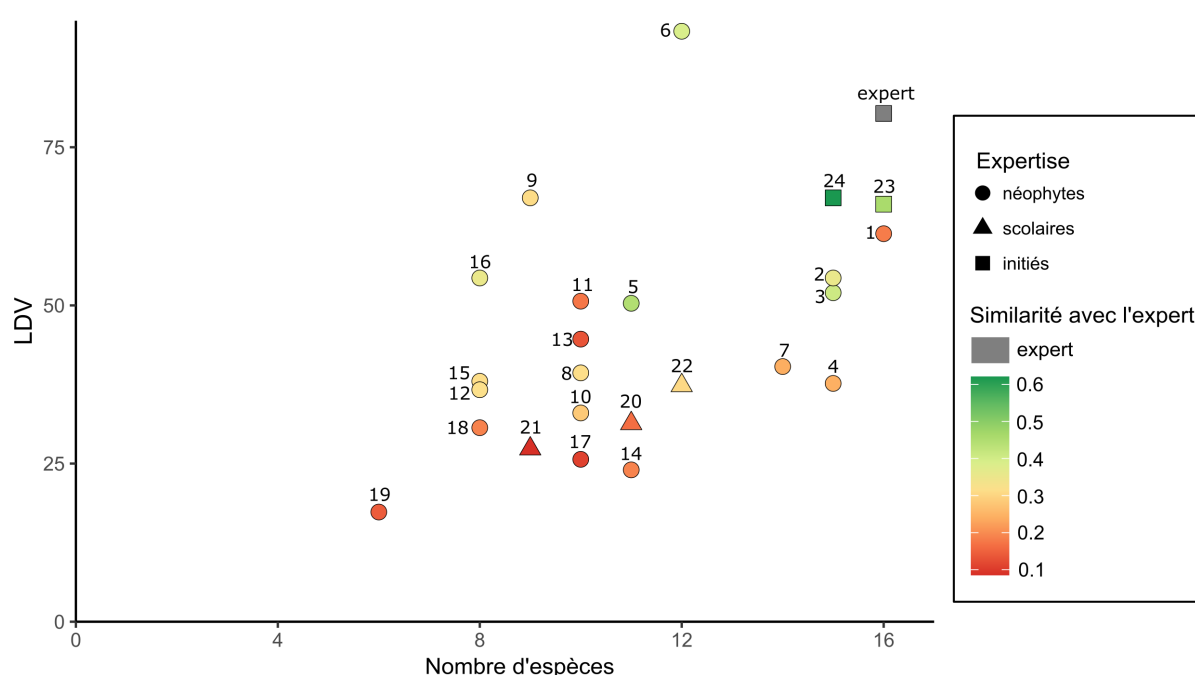


Figure 19. Comparaison des indices de biodiversité (nombre d'espèces et LDV) avec l'indice de similitude pour évaluer l'erreur de chaque volontaire par rapport à l'expert. Les numéros permettent d'identifier les volontaires sur les différentes figures : néophytes (1–19), scolaires (20–22) et initiés (23–24).

Implications sur les indicateurs écologiques

Les erreurs d'identification mises en évidence par la faible similitude entre l'expert et les volontaires soulèvent des questions par rapport à l'interprétation écologique des données. Dès lors, il est nécessaire d'évaluer la sensibilité des indicateurs utilisés pour la caractérisation écologique d'un site. La **Figure 20** illustre les résultats obtenus par chaque volontaire et pour chaque indicateur écologique (proportion dans la somme des fréquences des espèces acidophiles, eutrophes et héliophiles) et de pollution (proportion des espèces nitrophiles et polluosensibles). Le **Tableau 4** présente quant à lui l'étendue observée pour chaque indicateur (minimum et maximum) ainsi que la différence entre la moyenne des observateurs et l'expert.

Tableau 4. Évaluation quantitative du biais sur les indicateurs écologiques : différence entre la moyenne, le minimum et le maximum de la valeur des néophytes (n = 19) et celle de l'expert.

Indice	Différence moyenne	Différence au minimum	Différence maximale
% Acidophiles	+5 %	-0 %	+28 %
% Eutrophes	-4 %	-32 %	+18 %
% Héliophiles	-1 %	-32 %	+21 %
% Nitrophiles	-3 %	-31 %	+21 %
% Polluosensibles	+8 %	-1 %	+39 %

Pour tous les indicateurs, la moyenne des valeurs obtenues par les néophytes concorde (à 8 % près) avec celle de l'expert, ce qui constitue un résultat encourageant. Cependant, certains volontaires ont obtenu des résultats très éloignés, avec des valeurs jusqu'à 30 % inférieures ou supérieures à celles de l'expert (**Tableau 4**). En cas d'observation ponctuelle (un seul volontaire par site), ces relevés extrêmes risquent d'induire une erreur considérable dans la base de données. Ces variations n'étant pas directement imputables aux différences observées pour la LDV, elles résultent d'erreurs liées à l'identification des espèces et/ou à l'estimation de leur fréquence. Plus une espèce représente une proportion importante de la LDV, au plus elle risque de biaiser les indicateurs écologiques en cas d'identification erronée. Dans cette étude, les deux volontaires ayant obtenu les résultats les plus éloignés de d'expert ont confondu *Physcia adscendens*/*P. tenella* (espèce la plus présente sur le site, neutrophile et nitrophile) avec *Hypogymnia physodes*/*H. tubulosa* (espèce absente du site, acidophile et nitrosensible). Ainsi, l'identification incorrecte de l'espèce la plus présente sur le site a entraîné une erreur importante sur tous les indicateurs.

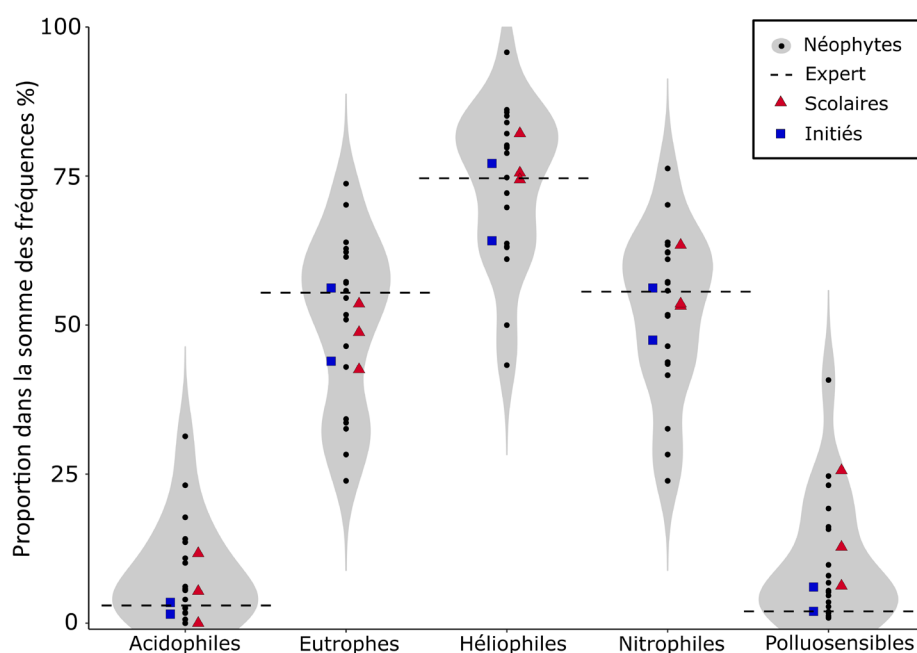


Figure 20. Résultats des observateurs néophytes (n = 19) concernant les indicateurs écologiques et comparaison avec l'expert. Les scolaires (n = 3) et les initiés (n = 2) sont présentés à titre de comparaison mais ne sont pas inclus dans les distributions.

Erreurs d'identification

Étant donné le biais important sur les indicateurs écologiques, il est nécessaire de déterminer les espèces les plus souvent mal identifiées, et ce afin de proposer d'éventuelles adaptations de la clé Lichens GO!. Sur les 16 espèces rapportées par l'expert, les volontaires en ont correctement identifié entre 4 et 14 (**Figure 21a**). Seuls 13 volontaires (sur 24) sont parvenus à identifier avec exactitude au moins 50 % des espèces présentes sur le site. De plus, tous les volontaires ont rapporté la présence d'une à six espèces non présentes sur le site.

Parmi les espèces repérées par l'expert, certaines ont été signalées par la quasi-totalité des participants (*Physcia adscendens/tenella*, *Amandinea punctata/Lecidella elaeochroma*, *Candelaria concolor*) tandis que d'autres sont pratiquement passées inaperçues (*Phaeophyscia orbicularis*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Candelariella* sp., etc.) (**Figure 21c**). Ces omissions peuvent être expliquées par trois facteurs distincts :

- 1) Confusions entre espèces : celles-ci sont particulièrement problématiques puisqu'elles vont modifier l'interprétation écologique du relevé. Par exemple, *Hypogymnia physodes*/*H. tubulosa*, *Pertusaria pertusa* et *Diploicia canescens* sont renseignées par plus d'un tiers des participants malgré leur absence du site étudié (**Figure 21b**). Ces confusions ne sont pas systématiquement néfastes pour l'interprétation. En effet, près de la moitié des volontaires notent la présence d'un « autre lichen crustacé », qualifié par l'expert de « lichen crustacé à aspect poudreux » (**Figure 21b et Figure 21c**). De la même façon, les confusions entre espèces similaires à la fois sur les plans écologiques et morphologiques ne posent pas de réel problème. C'est le cas notamment de *Punctelia jeckeri* avec *Punctelia subrudecta*/*P. borreri*. Les confusions peuvent également être favorisées par des « erreurs » de la clé d'identification. Par exemple, très peu de volontaires ont identifié *Candelariella* sp. car la clé illustre ce genre avec une photo de *Candelariella vitellina*, espèce présentant fréquemment des apothécies. Cependant, l'espèce présente sur le site de relevé, *Candelariella xanthostigma*, est très rarement fertile (**Figure 22b et Figure 22d**).
- 2) Difficultés d'observations : certaines espèces, du fait de leur taille réduite (de l'ordre du demi-centimètre) ou de leur couleur, sont difficilement repérables pour l'observateur néophyte. C'est notamment le cas de *Phaeophyscia orbicularis* et *Hyperphyscia adglutinata*, signalées par seulement 20 % des participants. La sous-estimation des effectifs de ces deux espèces a déjà été remarquée par le projet Lichens GO!. *Melanelixia glabratula*, espèce au thalle brunâtre se confondant facilement avec l'écorce, est également connue pour sa propension à passer inaperçue aux yeux des observateurs non-expérimentés (Seed *et al.*, 2013).
- 3) Positionnement de la grille : il est également possible que certaines espèces ne soient pas relevées à cause de leur faible présence sur le site. Moins une espèce est abondante, au plus elle a de chance d'être exclue de la grille d'observation. En effet, chaque observateur positionne sa grille de façon indépendante, ce qui introduit une incertitude sur l'orientation et la hauteur du relevé. Cette composante du biais observateur n'a pas été isolée dans cette étude, même si l'observation de certaines espèces (ex : *Evernia prunastri*) a vraisemblablement été influencée par ce facteur. Cependant, notons que Brunialti *et al.* (2012) n'observent pas d'amélioration notable pour l'évaluation du nombre d'espèces avec ou sans grilles prépositionnées.

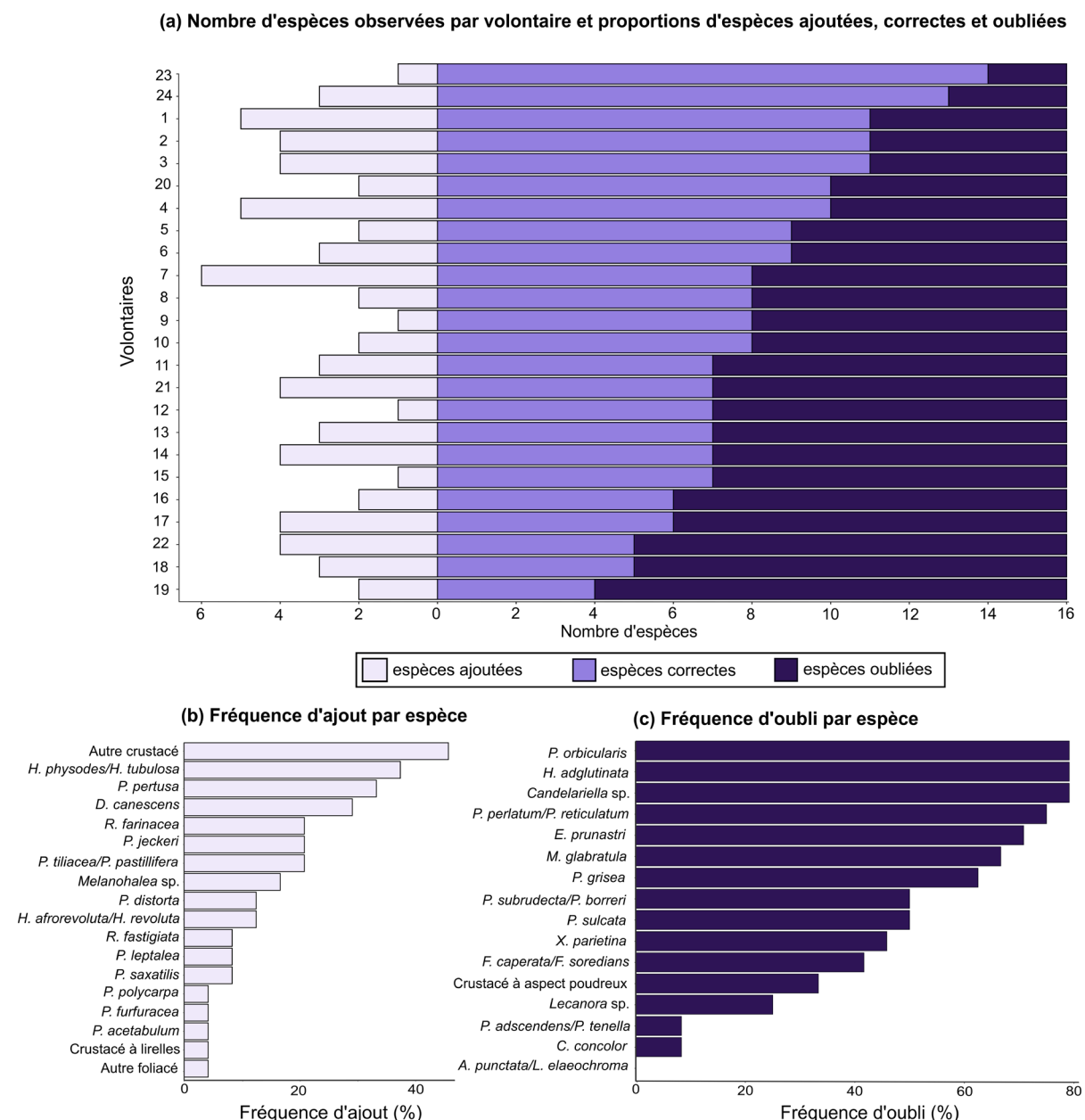


Figure 21. Vue d'ensemble de la qualité d'observation des volontaires par rapport à l'expert : nombre d'espèces ajoutées, correctes et oubliées par volontaire (a), fréquence d'oubli par espèce présente sur le site (b) et fréquence d'ajout par espèce non présente sur le site (c). Les numéros permettent d'identifier les volontaires sur les différentes figures : néophytes (1–19), scolaires (20–22) et initiés (23–24).

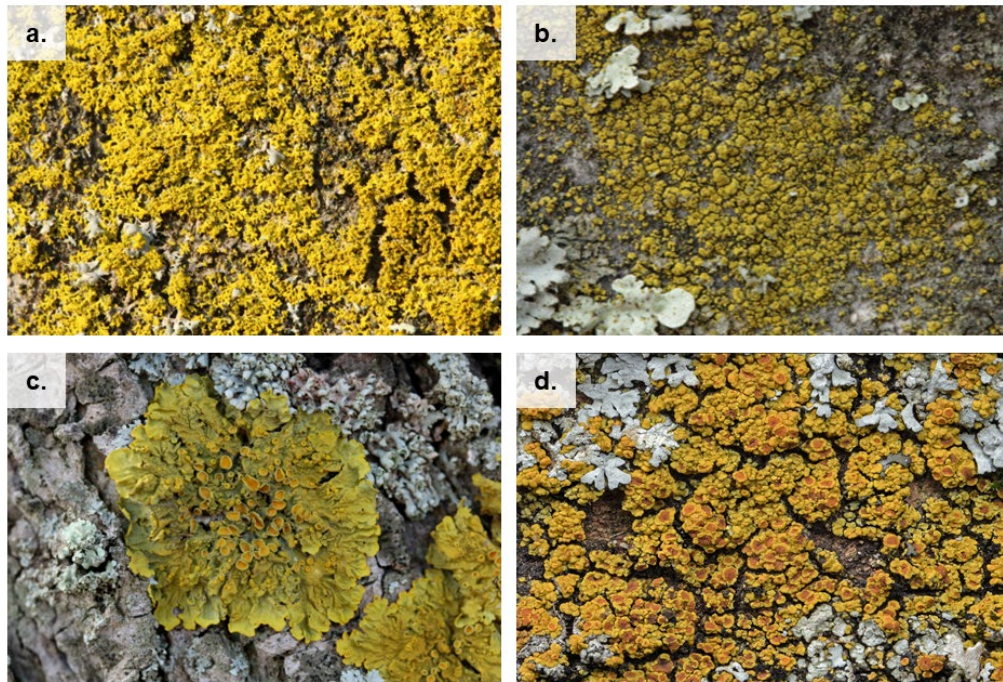


Figure 22. Photographies de quatre espèces de lichens entraînant des confusions dans la clé lichens GO : *Candelaria concolor* (a), *Candelariella xanthostigma* (b), *Xanthoria parietina* (c) et *Candelariella vitellina* (d).

Erreurs dans l'évaluation des fréquences

Même si la composition spécifique d'un site d'étude est correctement décrite, l'interprétation écologique d'un relevé peut être influencée par une estimation erronée des proportions relatives de chaque espèce. La **Figure 23** représente la propension de chaque espèce à être sous- ou surestimée en fonction du pourcentage de volontaires qui l'ont repérée et de son abondance. En moyenne, la fréquence des espèces situées au-dessus de la droite $y = 1$ est surestimée tandis que celle des espèces situées en-dessous est sous-estimée.

De façon générale, les espèces les plus abondantes sont plus facilement repérées par les volontaires. Cependant, ces espèces ont également tendance à être fortement sous-estimées. Ce constat est particulièrement flagrant pour les deux espèces les plus présentes (*Amandinea punctata*/*Lecidella elaeochroma* et *Physcia adscendens*/*P. tenella*), repérées par plus de 90 % des volontaires, et dont la fréquence est sous-estimée d'un facteur 2. *Candelaria concolor* est la seule espèce abondante dont la fréquence est en moyenne surestimée. Dans ce cas précis, la surestimation est liée à une confusion avec des formes juvéniles de *Xanthoria parietina* et avec le groupe *Candellaria* sp., en partie provoquée par une illustration peu adéquate de la clé d'identification (**Figure 22**).

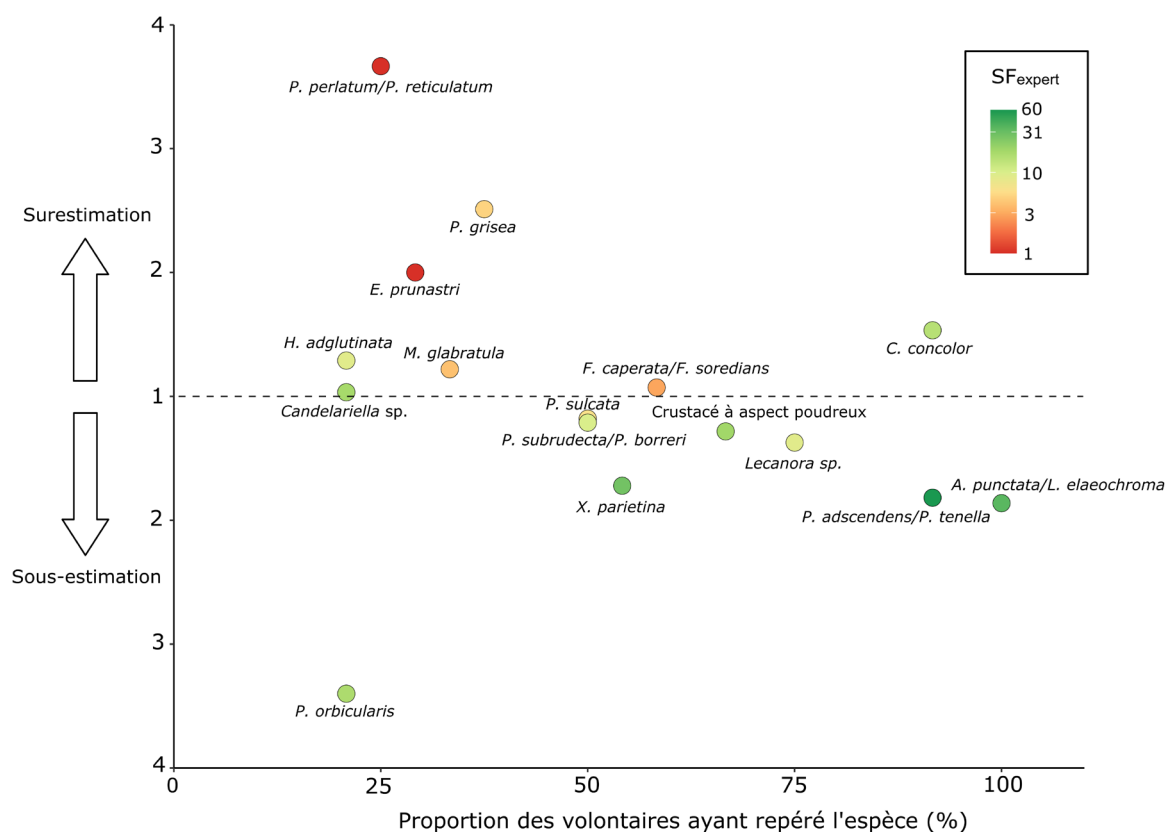


Figure 23. Propension de chaque espèce à être sous- ou surestimée en fonction de la proportion de volontaires qui l'ont repérée et de son abondance sur le site étudié. Le facteur de surestimation correspond au rapport de la fréquence selon l'expert par la fréquence moyenne des volontaires ayant observé l'espèce. Le facteur de sous-estimation correspond au quotient inverse. La couleur associée à chaque espèce correspond à la fréquence selon l'expert, représentée selon une échelle logarithmique.

Au contraire, les espèces peu abondantes ont tendance à passer inaperçues et à être surestimées. Selon les espèces, cette surestimation peut être liée au biais de positionnement de la grille (cf. page 48) ou à une confusion entre espèces (ex : *Parmotrema perlatum/P. reticulatum* confondue avec *Punctelia subrudecta/P. borrieri*). Cependant, certains taxa relativement abondantes sont très peu observés, tels que *Candelariella sp.*, *Hyperphyscia adglutinata*, ou *Phaeophyscia orbicularis*. Ces espèces doivent faire l'objet d'une attention particulière et constituent un levier potentiel pour améliorer la qualité des données générées par le protocole Lichens GO!.

Enfin, on note la présence de quelques espèces peu abondantes repérées par plus de 50 % des volontaires et dont la fréquence est bien estimée en moyenne : *Flavoparmelia caperata/F. soledians*, *Punctelia subrudecta/P. borrieri* et *Parmelia sulcata*. La qualité d'observation relativement plus élevée pour ces trois espèces est vraisemblablement due à leur grande taille et à leurs caractéristiques morphologiques facilement identifiables. Ces quelques espèces seraient particulièrement intéressantes à conserver si une version simplifiée de la clé était développée à l'avenir.

6.2.2. Biais lié au choix des arbres

L'hétérogénéité naturelle dans la distribution des espèces de lichens est susceptible d'entraîner un biais sur les résultats des études de bioindication (Brunialti *et al.*, 2012 ; Coyle et Hurlbert, 2016). Pour cette raison, l'échantillonnage des lichens doit être réalisé de façon à permettre l'obtention de résultats représentatifs et reproductibles. Dès lors, les critères de sélection des arbres (nombre, essence, taille, distance entre arbres, *etc.*) doivent être validés selon les objectifs de l'étude et le type d'environnement (Giordani *et al.*, 2011). Dans cette section, il s'agit d'évaluer dans quelle mesure l'hétérogénéité environnementale au sein d'un même site est susceptible d'influencer les résultats du protocole Lichens GO!.

Variabilité naturelle au sein du site d'étude

À partir des 16 arbres échantillonnés à l'avenue des Justes à Louvain-la-Neuve (**Figure 24**), tous les trios d'arbres répondant au critère de distance (espace entre deux arbres consécutifs <20 m) ont été générés indépendamment du côté de la route (n = 54), puis en distinguant les côtés nord (n = 4) et sud (n = 7). Les indicateurs de biodiversité (LDV et nombres d'espèces) et les variables écologiques (proportion de chaque groupe fonctionnel dans la LDV) ont ensuite été calculés pour chaque triplet (**Figure 25** et **Tableau 5**).

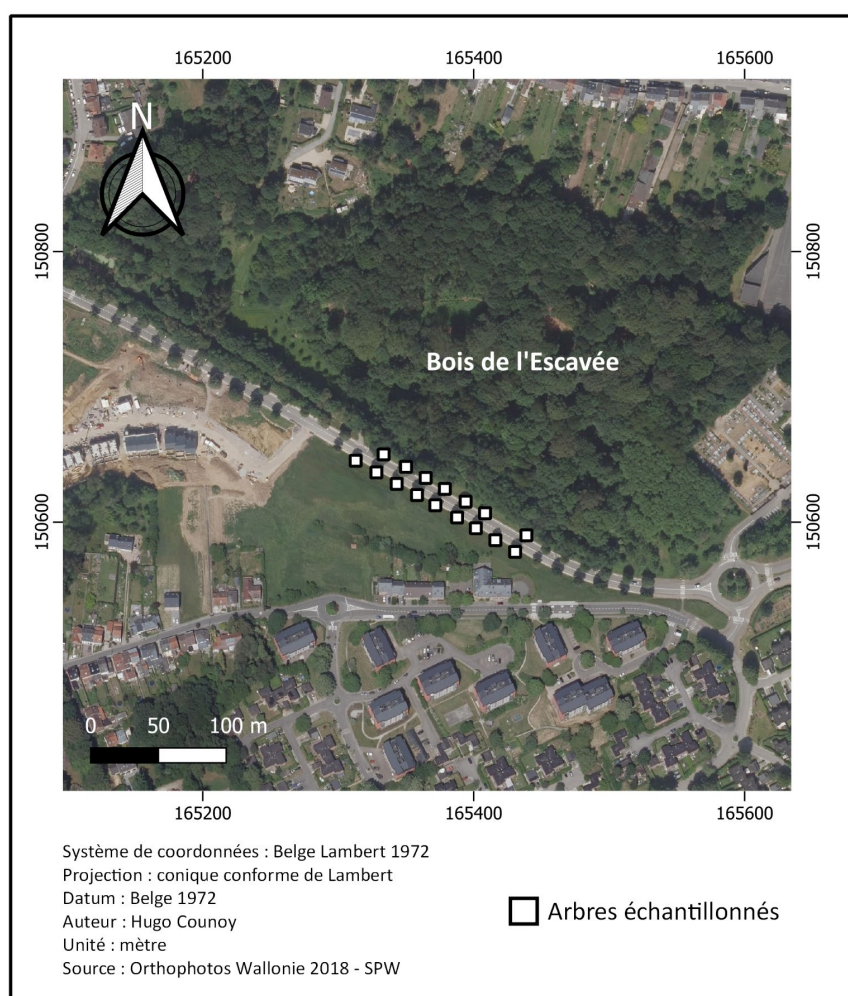


Figure 24. Avenue des Justes, localisation des 16 tilleuls échantillonnés pour l'évaluation du biais lié à la sélection des arbres.

En considérant l'ensemble des arbres indépendamment du côté de la route, la diversité spécifique et la LDV semblent à première vue relativement peu impactées par le choix des arbres, avec des coefficients de variations respectifs s'élevant à 10 et 16 %. Cependant, l'étendue de ces deux indicateurs est très élevée, avec par exemple un nombre d'espèces variant entre 11 et 20 selon les arbres échantillonnés. Si l'on distingue les sites en fonction du côté de la route, le coefficient de variation diminue du côté sud (respectivement 6 et 10 % pour la LDV et le nombre d'espèces) et augmente du côté nord (18 % pour les deux indicateurs). L'étendue de la LDV diminue fortement pour les deux côtés de la route considérés séparément et l'on observe une LDV moyenne significativement plus élevée du côté sud par rapport au côté nord (**Figure 25**). Ce constat laisse supposer des conditions environnementales différentes entre les deux côtés, mais plus stables au sein d'un même côté. Dans ce cas, l'usage de la LDV ne donne pas une évaluation fiable de la pollution atmosphérique à l'échelle du site, tant elle est influencée par les variations de conditions environnementales.

Bien que la différence quant à la diversité spécifique ne soit pas significative (**Tableau 5**), on observe en moyenne plus d'espèces du côté sud que du côté nord. De plus, le nombre maximal d'espèces est obtenu pour un site incluant des arbres situés de part et d'autre de la route, ce qui semble indiquer que certaines espèces ne se trouvent que d'un seul côté. Après vérification, *Flavoparmelia caperata*, *Pleurosticta acetabulum*, *Parmelia saxatilis* et *Ramalina fastigiata* ne se retrouvent que du côté sud, tandis que deux espèces crustacées (*Lecanora* sp. et « autre lichen crustacé ») sont exclusives au côté nord. Ce constat vient renforcer l'hypothèse de l'hétérogénéité environnementale entre les deux côtés de la route, puisque les communautés de lichens répondent aux variations de conditions locales, telles que l'humidité, la température ou la luminosité (Svoboda *et al.*, 2010 ; Aragón *et al.*, 2010 ; López *et al.*, 2016).

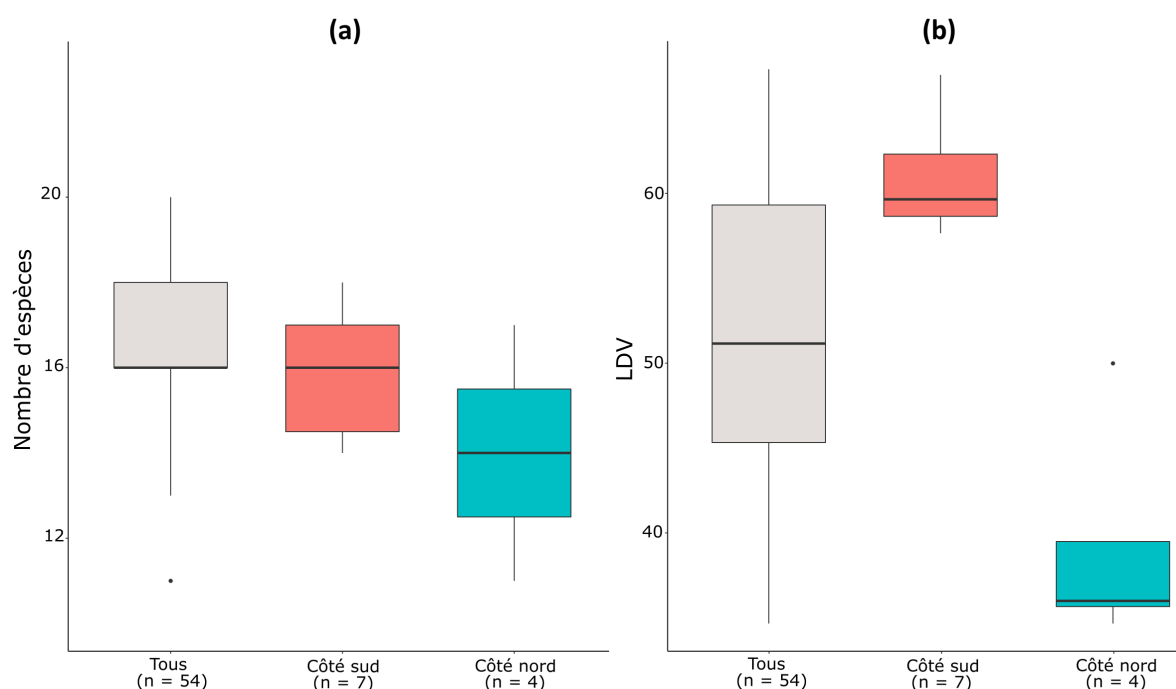


Figure 25. Impact de l'hétérogénéité naturelle sur : le nombre d'espèces observées (a) ; et la LDV (b). Les indicateurs ont été calculés pour des groupes de trois arbres sélectionnés indépendamment du côté de la route (« tous ») ou en considérant exclusivement les arbres situés d'un même côté (« côté sud » et « côté nord »).

Plus généralement, le côté nord est d'avantage colonisé par les espèces crustacées, qui représentent 40 % de la somme des fréquences en moyenne. À l'inverse, le côté sud est dominé par des espèces foliacées et fruticuleuses, les lichens crustacés ne représentant en moyenne que 20 % de la somme des fréquences (**Tableau 5**). Certains indicateurs écologiques sont également influencés par le coté de la route, les lichens acidophiles et polluosensibles représentant en moyenne une proportion plus importante de la somme des fréquences du côté sud (respectivement 12 et 10 %) que du côté nord (1 et 2 %). Cependant, il semble peu probable que cette différence soit liée à un réel gradient d'acidité ou de pollution au sein du site étudié. Aucune différence significative n'est observée concernant les lichens héliophiles, eutrophes et nitrophiles.

Tableau 5. Effet du côté de la route et sur les indicateurs de biodiversité (LDV et nombre d'espèces) et sur les proportions des groupes fonctionnels dans la somme des fréquences (par écologie, tolérance à la pollution et morphologie). En cas de différence significative, le coté ayant la moyenne la plus élevée est indiqué entre parenthèses (N = nord et S = sud).
Seuil de significativité : * $p \leq 0,05$, ** $p \leq 0,01$ et ns : non significatif (test U de Mann–Whitney).

Indice	nord vs. sud
LDV	** (S)
nombre d'espèces	ns
% acidophiles	* (S)
% eutrophes	ns
% héliophiles	ns
% nitrophiles	ns
% polluosensibles	* (S)
% crustacés	** (N)
% foliacés	** (S)
% fruticuleux	* (S)

Étant donné la situation de l'avenue des Justes (**Figure 24**), il est possible que les différences observées entre les deux côtés de la route soient liées à une différence de luminosité. En effet, le côté nord, bordé par un bosquet, est protégé de la lumière directe. À l'inverse, les arbres situés du côté sud reçoivent une lumière directe sur leurs faces sud et ouest. Cette hypothèse est cohérente avec les résultats de López et al. (2016), concluant que la luminosité influence positivement la diversité spécifique et la couverture des lichens fruticuleux et foliacés, au détriment des espèces crustacées. Afin de vérifier cette hypothèse, la somme des fréquences a été calculée pour chaque face échantillonnée (nord, est, sud et ouest) en distinguant les deux côtés de la route (**Figure 26**). Les faces est et ouest, recevant exclusivement de la lumière diffuse, ne montrent aucun écart significatif entre les deux côtés de la route. En revanche, les faces sud et ouest sont significativement ($p \leq 0,05$) plus colonisées par les lichens chez les arbres situés du côté sud de la route. Ces deux faces étant vraisemblablement les plus exposées à la lumière directe, l'hypothèse de la luminosité semble confirmée.

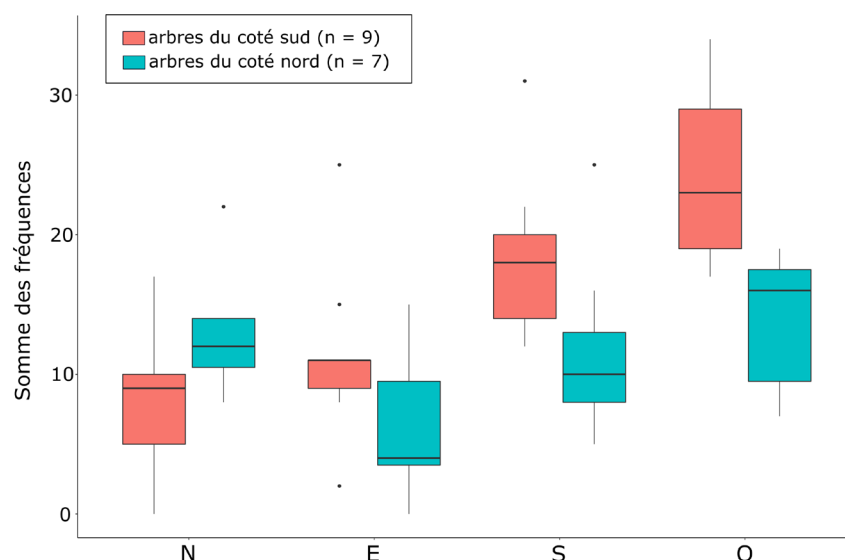


Figure 26. Comparaison de la somme des fréquences des faces nord (N), est (E), sud (S) et ouest (O) selon le côté de la route.

Effet de la distance entre arbres

Si la différence de luminosité entre les deux côtés de la route impacte fortement les résultats, il existe également une variabilité au sein d'un même côté. En particulier, la distance entre les arbres échantillonnés est susceptible d'influencer les résultats, puisqu'elle augmente potentiellement l'hétérogénéité environnementale. Afin de vérifier cette hypothèse, quatre types de sites sont générés en faisant varier le critère de distance maximale ($d_{\max}$) entre arbres adjacents : <20 , <35 , <50 et <200 m. Les arbres de l'avenue des Justes étant espacés de 16 m en moyenne, le premier critère ($d_{\max} < 20$ m) équivaut à sélectionner trois arbres adjacents, tandis que le second ($d_{\max} < 35$ m) et troisième ($d_{\max} < 50$ m) reviennent à autoriser respectivement un et deux arbres d'espacement entre les arbres échantillonnés (**Figure 27**). Pour le quatrième groupe ($d_{\max} < 200$ m), les arbres sont sélectionnés d'un même côté de la route indépendamment de la distance qui les sépare.

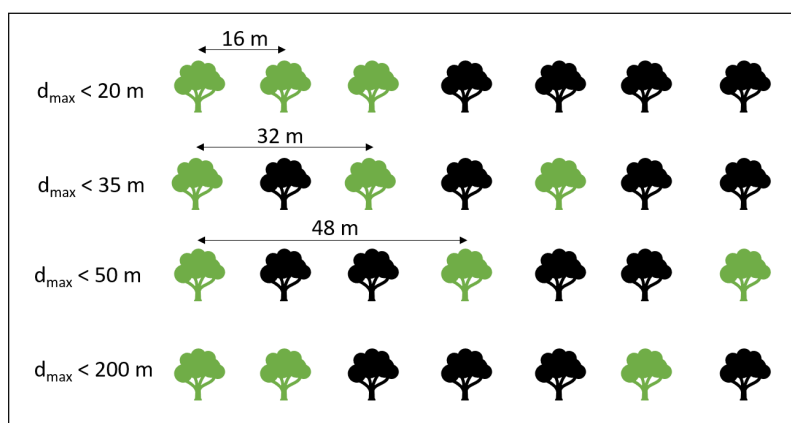


Figure 27. Représentation schématique du critère de distance utilisé pour la sélection des arbres. Les arbres colorés en vert sont sélectionnés pour échantillonnage.

La **Figure 28** présente la LDV, le nombre d'espèces et la proportion des espèces acidophiles dans la somme des fréquences (indicateur écologique étant le plus influencé par le côté de la route) pour chaque critère de distance. Pour les trois indicateurs présentés, l'étendue de la distribution augmente lorsque la distance maximale est supérieure à 20 m, ce qui signifie que des résultats plus extrêmes sont observés. Cependant, ces augmentations sont relativement faibles par rapport aux moyennes obtenues. De plus, pour tous les indicateurs, les différences de moyenne entre classe de distance sont non-significatives pour un même côté de la route. Ce résultat montre que l'hétérogénéité au sein d'un côté de la route est inférieure à celle rencontrée entre les deux côtés. Dès lors, le fait d'augmenter la distance séparant deux arbres adjacents n'influence pas significativement les résultats, pour autant que ces arbres se trouvent dans des conditions de luminosité similaires (c'est-à-dire du même côté de la route).

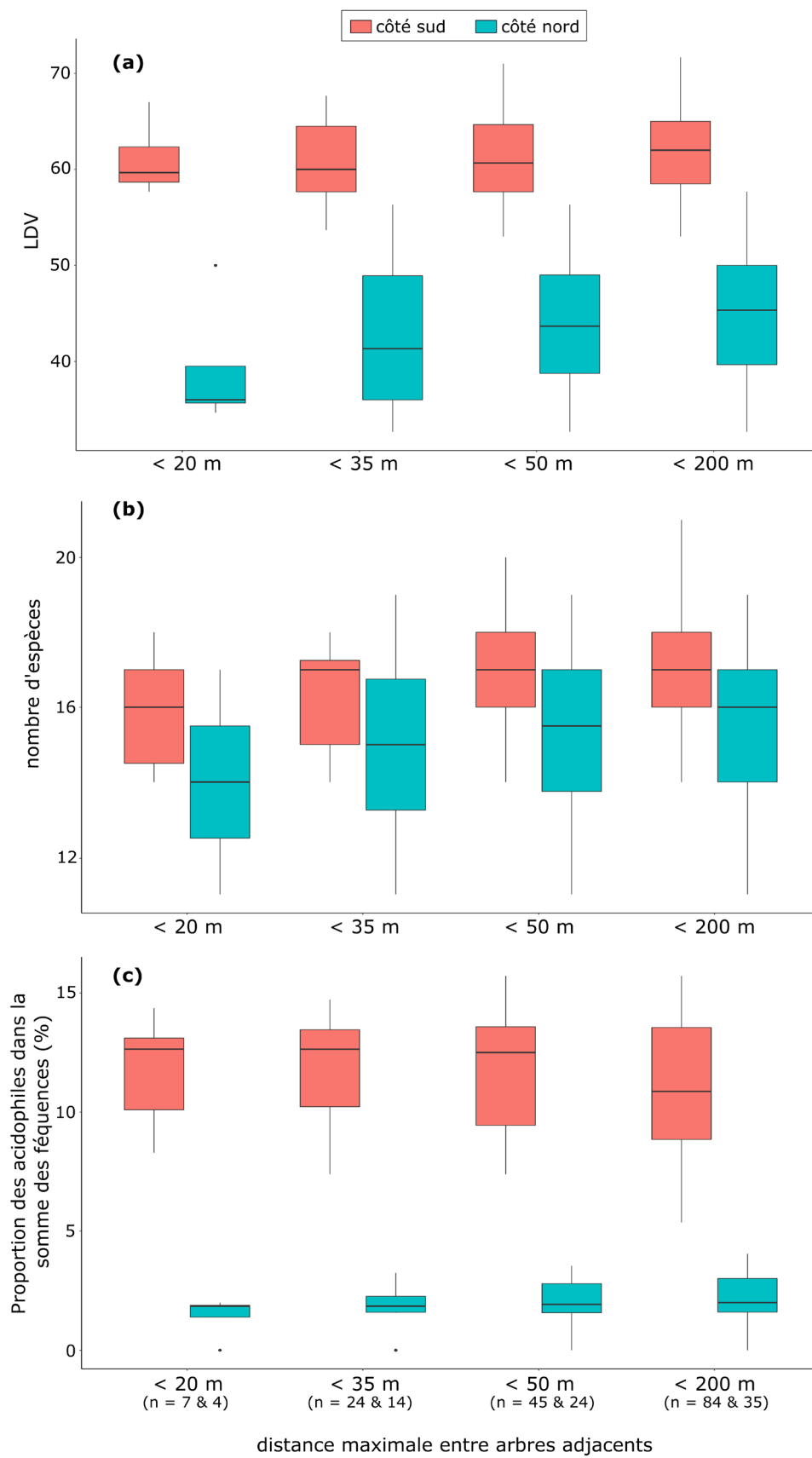


Figure 28. Variation de la LDV **(a)**, du nombre d'espèces **(b)** et de la proportion des espèces acidophiles dans la somme des fréquences **(c)** en fonction du côté de la route et de la distance maximale entre deux arbres adjacents. Le nombre de trinômes est indiqué entre parenthèses pour chaque côté.

6.3. Adaptations du protocole Lichens GO!

L'expérience de l'observateur et le choix des arbres à échantillonner constituent deux sources de variabilité susceptibles d'influencer les résultats du protocole Lichens GO! Ce bruit non lié à la pollution complique l'interprétation des données et peut mener à des conclusions erronées. Par ailleurs, la collecte des données est soumise à l'intérêt des volontaires pour le projet. Pour cette raison, le protocole doit être ludique et facile à mettre en œuvre. Dans cette section, il s'agit de proposer plusieurs adaptations du protocole et de la clé d'identification pour répondre à ces deux préoccupations.

6.3.1. Propositions d'adaptations du protocole

Distance entre arbres et conditions environnementales

Dans sa version actuelle, le protocole Lichens GO! requiert l'échantillonnage de trois arbres espacés de 2 à 10 m et situés en milieu ouvert. Cependant, sur le terrain, la distance séparant les arbres est souvent supérieure à dix mètres (surtout dans le cas d'arbres d'alignement), ce qui limite le nombre de sites potentiellement valorisables. De plus, il a été démontré que l'effet de la distance entre les arbres est relativement faible, pour autant que ceux-ci se trouvent dans des conditions environnementales similaires (humidité, température, luminosité). Ce dernier point devrait être signalé aux volontaires, en les invitant à échantillonner en priorité des arbres qui ne sont pas perpétuellement ombragés. Notons que le protocole Lichens GO! demande aux volontaires d'indiquer sur leur relevé si l'une des faces échantillonnées est ombragée par un bâtiment ou un autre arbre. Cette information pourrait s'avérer très utile dans l'interprétation des données, tant les variations de luminosité à l'échelle locale influencent les indices de bioindication (**Figure 25** et **Figure 26**).

En ce qui concerne la distance entre les arbres, celle-ci pourrait être fixée à maximum 20 m afin d'augmenter le nombre de sites potentiels sans détériorer significativement la qualité des données. Dans le cas où les conditions environnementales sont homogènes (arbres d'alignement), cette distance pourrait même être portée au-delà de 20 m, si cela permet d'éviter des arbres non standards (abîmés, trop moussus ou trop petits).

Motivation des volontaires néophytes

Afin d'assurer une collecte de donnée abondante et durable dans le temps, le protocole Lichens GO! doit être attractif et accessible au plus grand nombre. L'évaluation du biais lié à l'observateur néophyte montre que le protocole est trop exigeant pour la majorité des volontaires ne s'étant jamais intéressés aux lichens. Si les observations des volontaires initiés sont comparables entre elles, celles des néophytes (et les scolaires) sont difficilement valorisables tant le bruit sur les différents indicateurs est important. De plus, près de la moitié des volontaires ont trouvé le protocole trop long à mettre en œuvre ou ont éprouvé un sentiment de frustration lors de l'identification des lichens. En effet, l'identification des lichens est un exercice relativement difficile, surtout quand on fait face pour la première fois à des caractères difficilement observables.

Face à ces constats, plusieurs adaptations du protocole pourraient être envisagées. Il est par exemple possible d'échantillonner moins de trois arbres ou de ne pas considérer leurs quatre faces. Cependant, ces modifications risquent d'accroître fortement la variabilité des données, et nécessitent donc d'être validées statistiquement. De plus, le fait de ne pas échantillonner les quatre faces d'un

arbre semble peu judicieux, dans la mesure où celles-ci présentent parfois un recouvrement très différent en fonction des conditions locales (**Figure 26**). Une autre option serait de restreindre le nombre d'espèces présentes dans la clé d'identification, en ne conservant que des espèces très caractéristiques sur le plan écologique (espèces très sensibles ou très résistantes à la pollution) et facilement reconnaissables par les volontaires. Lors de cette étude, il a été montré que certaines espèces aux caractéristiques morphologiques remarquables sont facilement identifiées par les néophytes, et ce malgré leur faible abondance sur le site étudié (**Figure 19**). Si ces adaptations sont validées d'un point de vue statistique, elles pourraient mener au développement d'un second protocole simplifié, destiné aux néophytes et aux scolaires. Cette version minimaliste du protocole permettrait de valoriser les données des observateurs les moins expérimentés tout en entretenant leur motivation. Un tel protocole a déjà été déployé par le projet OPAL, incluant seulement neuf espèces dans sa clé d'identification (Tregidgo *et al.*, 2013). Cependant, ce projet est focalisé sur la pollution azotée, et les espèces qu'il inclut ne sont dès lors pas suffisantes pour répondre aux objectifs du projet Lichens GO!, souhaitant évaluer la qualité de l'air de façon plus générale. Même si cette approche fournirait des informations moins précises, celles-ci seraient complétées par des relevés plus complets, effectués par des volontaires expérimentés. En conclusion, le fait de travailler avec deux protocoles distincts permettrait à chaque volontaire de s'engager en fonction de ses envies et de ses compétences tout en améliorant la valorisation des données.

6.3.2. Propositions concernant la clé d'identification

Une nouvelle version en ligne de la clé d'identification Lichens GO! est proposée (http://lichen.biogeoscience.eu/flore/flore_1.htm) afin d'améliorer la qualité des données du protocole actuel. Tout comme la clé Lichens GO! actuelle, cette clé peut être utilisée directement depuis un smartphone sur le terrain. Les adaptations apportées ont été pensées en fonction des erreurs les plus courantes et des retours des volontaires (**Annexe 7**).

Structure de la clé d'identification

Lors de l'évaluation du biais observateur, certains critères de la clé Lichens GO! se sont révélés ambigus ou difficilement utilisables par les volontaires peu expérimentés. Par exemple, la distinction entre lichens foliacés et fruticuleux n'est pas évidente pour certaines espèces (ex : *Physcia tenella* et *Anaptychia ciliaris*). De même, les changements de couleur liés à l'humidité du thalle ont tendance à perturber les volontaires, notamment dans le cas d'espèces réagissant faiblement (ex : *Punctelia subrudecta*/*P. borrieri*). Ces difficultés ont été contournées en intégrant plusieurs chemins vers les espèces problématiques. Ainsi, *Physcia tenella* pourra être identifiée parmi les espèces foliacées et fruticuleuses. Notons que la clé Lichens GO! actuelle utilise déjà ce procédé pour plusieurs espèces. Par exemple, *Candelaria concolor*, une espèce foliacée de très petite taille, se retrouve à la fois dans les lichens foliacés et crustacés.

Il a également été constaté que les choix comportant plus de deux options ont tendance à perturber les volontaires. Pour cette raison, la nouvelle version de la clé contient exclusivement des choix dichotomiques, permettant aux volontaires de trancher plus facilement. De plus, chaque choix est illustré par une photo ou un schéma permettant de mettre en évidence le caractère à observer.

Description et illustration des espèces

À cause de son format papier, la clé d'identification actuelle comporte un nombre très limité de photographies d'espèces. De plus, celles-ci illustrent des spécimens pleinement développés, ce qui complique la détermination d'individus juvéniles ou ne présentant pas d'organes de reproduction. De plus, même pleinement développées, certaines espèces présentent une morphologie variable. C'est par exemple le cas de *Xanthoria parietina*, dont la couleur du thalle dépend des conditions d'ensoleillement (bleutée à l'ombre, jaune au soleil). Afin de pallier ce problème, plusieurs photographies sont intégrées à la clé en ligne pour chaque espèce : un individu bien développé, un ou plusieurs gros plans sur ses caractéristiques propres et, le cas échéant, une illustration des formes alternatives ou faiblement développées. Certaines illustrations peu adéquates (cf. section 6.2.1) ont également été modifiées afin de limiter les risques de confusion.

Une fois l'identification terminée, la clé en ligne présente une fiche descriptive de l'espèce, incluant une description (type de thalle, couleur, organes de reproduction et risques de confusion), l'écologie (substrat, habitat, occurrence et sensibilité à la pollution) et plusieurs photos de l'espèce considérée. Cet outil permettra d'améliorer la qualité de l'identification tout en fournissant des informations additionnelles aux volontaires les plus curieux.

Regroupements d'espèces

La clé Lichens GO! contient plusieurs regroupements d'espèces impossibles à distinguer sur le terrain (ex : *Physcia tenella* avec *P. adscendens*, *Amandinea punctata* avec *Lecidella elaeochroma*, etc.). Cependant, la clé contient également des *taxa* différenciables par des critères morphologiques subtils ou difficilement observables par un volontaire peu expérimenté. Dans certains cas, ces espèces sont également écologiquement très proches, ce qui rend leur distinction inutile dans le cadre d'un protocole de bioindication. Le fait de regrouper des espèces diminue potentiellement la LDV et la diversité spécifique mais permet en contrepartie une simplification de la clé et un gain de temps pour les volontaires (Giordani *et al.*, 2009). Dès lors, ces regroupements sont particulièrement pertinents dans le cadre d'un protocole de sciences participatives destiné au grand public. À partir des confusions les plus fréquemment observées au cours de cette étude, deux regroupements sont proposés :

- *Punctelia subrudecta*/*P. borrieri* et *P. jeckeri* regroupés en « *Punctelia* sp. » ;
- *Melanelixia glabratula* et *Melanohalea* sp. regroupés en « lichen brun sans apothécie ».

Dans les deux cas, les regroupements de *taxa* proposés améliorent la proportion de volontaires l'ayant observé sans modifier significativement le facteur de sur- et sous-estimation (**Figure 29**). L'amélioration est surtout intéressante pour *Punctelia* sp., dont le pourcentage d'observation passe de 50 à 72 %. Dans le cas des lichens bruns sans apothécie, l'amélioration est moins marquée, ce qui laisse supposer que l'espèce souffre d'avantage d'une difficulté d'observation (à cause de sa couleur) que d'un risque de confusion (cf. section 6.2.1.).

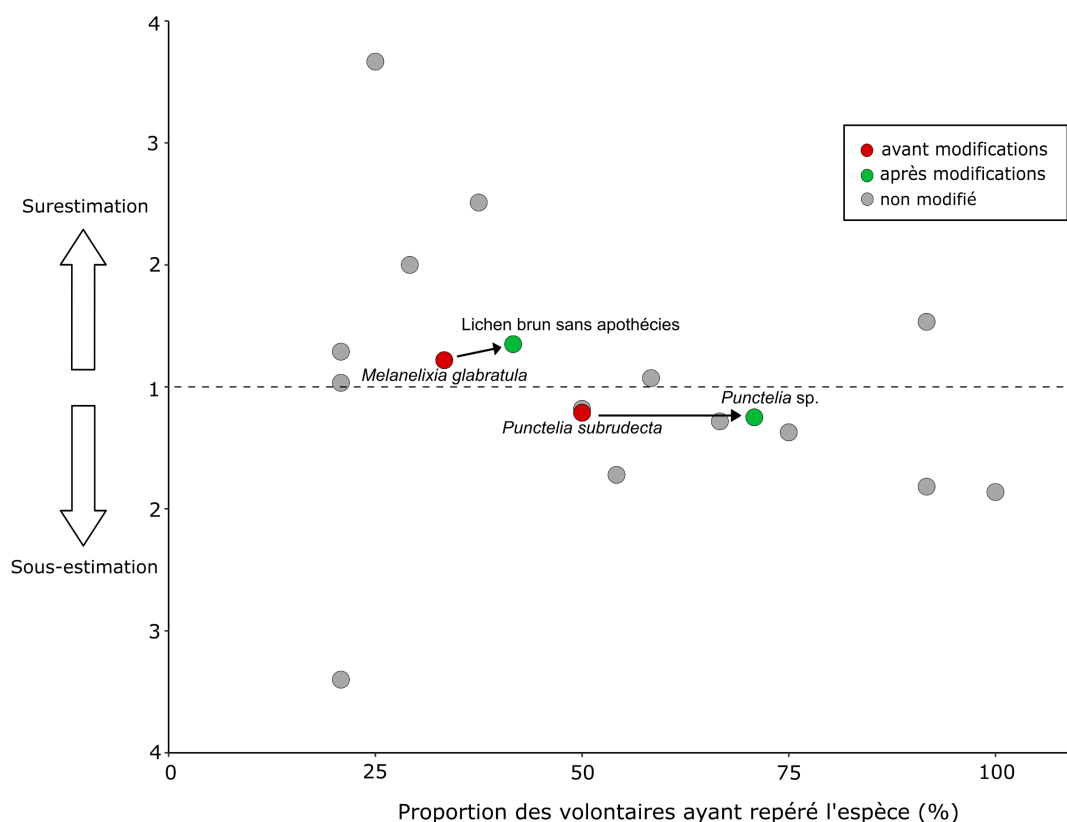


Figure 29. Comparaison des de la visibilité des taxa avant et après application des regroupements proposés.

6.3.3. Autres pistes d'amélioration

Formation des futurs volontaires

La formation des volontaires constitue également un levier potentiel pour améliorer la qualité des données. Lors des initiations dispensées par Lichens GO!, il serait par exemple intéressant de présenter aux futurs volontaires des échantillons des espèces les plus difficilement observées (*Hyperphyscia adglutinata*, *Phaeophyscia orbicularis*, etc.). De même, les quelques espèces les plus abondantes en milieu urbain (*Physcia adscendens*/*P. tenella* et *Xanthoria parietina*), du fait de leur contribution majeure aux indices de bioindication (**Figure 20**) devraient faire l'objet d'une attention particulière lors des séances d'initiation. Enfin, l'espèce *Hypogymnia physodes*/*H. tubulosa* a été signalée par plus d'un tiers des volontaires malgré son absence du site de relevé. Souvent confondue avec *Physcia adscendens* par les néophytes, cette espèce acidophile est susceptible d'entraîner une erreur considérable sur les indicateurs écologiques. Le fait d'avoir observé ces quelques espèces avant de se rendre une première fois sur le terrain devrait faciliter leur identification et limiter les confusions.

Une autre difficulté observée concerne la sous-estimation de la LDV liée à la non prise en compte des lichens juvéniles. La formation pourrait insister davantage sur la présence de ces lichens peu développés, en apprenant aux volontaires comment les déterminer, ou à les comptabiliser sans les rattacher à un taxa précis (ex : « autre lichen foliacé » ou « lichen juvénile blanc »).

Utilisation d'outils d'aide à la détermination

En plus de la clé d'identification en ligne créée dans le cadre de cette étude, il serait intéressant de présenter aux volontaires certains outils qui permettent de faciliter la détermination des lichens sur le terrain. Ces dernières années, plusieurs chercheurs ont développé des algorithmes permettant la reconnaissance automatisée d'espèces à partir d'images (Wäldchen *et al.*, 2018 ; Galanty *et al.*, 2021 ; Presta *et al.*, 2022). Ces algorithmes sont d'autant plus performants que le volume de données permettant leur entraînement est élevé, ce qui rend leur usage dans le cadre des sciences participatives particulièrement intéressant (Schermer et Hogeweg, 2018). En Belgique, la plateforme *observations.be* (gérée par Natagora en Wallonie) a rendu disponible gratuitement une application pour smartphone¹⁹ permettant l'identification par photographie de 22 000 espèces de la faune et de la flore belges, dont plus d'une centaine d'espèces de lichens. L'utilisation de cet outil pourrait s'avérer intéressant pour le projet Lichens GO!, en permettant aux volontaires néophytes d'apprendre à identifier les lichens sur le terrain.

¹⁹ <https://observations.be/apps/obsidentify/>

7. Conclusions et perspectives

En vue d'évaluer la qualité de l'air à Louvain-la-Neuve à travers une approche de biosurveillance, ce mémoire a : (1) initié un recensement de la biodiversité des lichens épiphytes permettant d'estimer le niveau de pollution ; et (2) développé des outils pour la mise en place d'un suivi *via* les sciences participatives.

Au total, 44 espèces de lichens corticoles ont été recensées sur les vingt sites échantillonnés à Louvain-la-Neuve. Cet inventaire regroupe des espèces affectionnant des environnements variés, dont quelques espèces sensibles à la pollution et rarement observées en milieu urbain. Cependant, la diversité observée à Louvain-la-Neuve est inférieure à celle relevée dans d'autres villes européennes, mais ce constat doit être relativisé par la taille restreinte de la zone d'étude, qui diminue potentiellement l'hétérogénéité environnementale.

Louvain-la-Neuve présente un recouvrement en lichens nettement plus important, ce qui semble indiquer une pollution moins prononcée que dans d'autres grandes villes européennes. Toutefois, l'abondance et la diversité des lichens semblent affectées par la proximité des grands axes routiers qui encerclent la ville, les sites les plus riches en lichens se situant généralement dans des parcs ou éloignés du trafic automobile. Les calculs d'indices de pollution ont révélé la dominance d'espèces nitrophiles sur tous les sites échantillonnés, illustrant l'influence des dépôts azotés à l'échelle de la ville. Les espèces acidophiles et résistantes à NO₂ sont quant à elles minoritaires, ne montrant aucun impact marqué de la pollution acidifiante. Contrairement aux indicateurs de biodiversité, les indices de pollution ne montrent aucune réponse par rapport à la proximité d'un axe routier, ce qui pourrait être expliqué par la présence d'autres sources de contamination (parkings, zones agricoles, etc.) non considérées dans cette étude.

Afin d'améliorer la valorisation de ces premiers résultats, il est nécessaire de collecter des données sur un territoire plus large, incluant des zones urbaines et rurales en Wallonie. Une meilleure étendue spatiale permettra une comparaison plus efficace entre les sites d'études et la mise en évidence de zones problématiques. Dans cette optique, le déploiement en Wallonie d'un réseau de sciences participatives basé sur le réseau français Lichens GO! a été initié. Plusieurs outils ont été créés afin d'améliorer la visibilité du réseau et d'assurer la formation des futurs volontaires : un flyer, un site Internet, une plateforme d'encodage de données, etc. Des contacts avec les réseaux ScienceInfuse et Natagora ont également été établis afin d'étendre, à l'avenir, la collecte de données. La qualité des données émanant du protocole a été vérifiée vis-à-vis de plusieurs facteurs : la subjectivité de l'observateur néophyte et le choix des arbres échantillonnés. Sur base des résultats et des retours des volontaires, plusieurs adaptations du protocole et de la clé d'identification ont été proposées, ce qui devrait permettre une meilleure représentativité des données collectées *via* les sciences participatives.

Afin d'améliorer les résultats obtenus dans cette étude, plusieurs pistes pourraient être suivies. Tout d'abord, un second inventaire pourrait être envisagé d'ici 2026 afin de dresser un premier bilan de l'impact du Plan transition de l'UCLouvain, aussi bien sur le plan de la biodiversité que de la qualité de l'air. Cette seconde étude permettrait en outre de mesurer l'évolution des espèces indicatrices du changement climatique observées dans cette étude. Étant donné les disparités observées entre auteurs concernant les listes d'espèces indicatrices, il serait également judicieux d'entreprendre une synthèse bibliographique afin de vérifier l'exactitude des indices de pollution employés, voire d'en créer de nouveaux plus sensibles et plus actuels. Par exemple, il serait intéressant de développer des

indices intégrant à la fois les fréquences des espèces sensibles et résistantes à un même polluant. Concernant le volet participatif, la robustesse et l'accessibilité du protocole Lichens GO! devraient continuer à être améliorées. En particulier, il serait intéressant d'évaluer la variabilité des résultats obtenus par des volontaires entraînés, ainsi que l'impact du nombre d'arbres échantillonnés sur la représentativité des données. Enfin, une seconde version de Lichens GO!, basée seulement sur quelques espèces indicatrices pourrait être développée afin de rendre le protocole accessible à un public plus large et d'accroître encore la collecte de donnée.

8. Références

- AbdelSattar D. A.** (2019) *Monitoring Air Pollution Using Satellite Data*. Saudi Arabia: 9.
- Abensour V., Charvolin F., Turcati L.** (2020) *Lichens GO. Sociologie d'une métrologie citoyenne de la qualité de l'air*. Développement durable et territoires.
- Adams K. J., Preston C. D.** (1992) *Evidence for the effects of atmospheric pollution on bryophytes from national and local recording. Biological recordings of changes in British wildlife* (P. T. Harding, éd): p. 14.
- Agnan Y., Probst A., Séjalon-Delmas N.** (2017) *Evaluation of lichen species resistance to atmospheric metal pollution by coupling diversity and bioaccumulation approaches: A new bioindication scale for French forested areas*. Ecological Indicators 72: 99-110.
- Amann M., Klimont Z., Wagner F.** (2013) *Regional and Global Emissions of Air Pollutants: Recent Trends and Future Scenarios*. Annual Review of Environment and Resources 38: 31-55.
- Anwar F., Chaudhry F. N., Nazeer S., Zaman N., Azam S.** (2016) *Causes of Ozone Layer Depletion and Its Effects on Human: Review*. Atmospheric and Climate Sciences 06: 129-134.
- Aptroot A., Van Herk C. M.** (2007) *Further evidence of the effects of global warming on lichens, particularly those with Trentepohlia phycobionts*. Environmental Pollution 146: 293-298.
- Aragón G., Martínez I., Izquierdo P., Belinchón R., Escudero A.** (2010) *Effects of forest management on epiphytic lichen diversity in Mediterranean forests*. Applied Vegetation Science 13: 183-194.
- Archaimbault V., Dumont B.** (2010) *L'indice biologique global normalisé (IBGN), principes et évolution dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau*. Sciences Eaux & Territoires Numéro 1: 36.
- Armstrong R., Bradwell T.** (2010) *Growth of crustose lichens: a review*. Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography 92: 3-17.
- Armstrong R. A., Bradwell T.** (2011) *Growth of foliose lichens: a review*. Symbiosis 53: 1-16.
- Asta J., Erhardt W., Ferretti M., Fornasier F., Kirschbaum U., Nimis P. L., Purvis O. W., Pirintsos S., Scheidegger C., Haluwyn C., Wirth V.** (2002) *Mapping Lichen Diversity as an Indicator of Environmental Quality. Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens* (P. L. Nimis, (C. Scheidegger & (P. A. Wolseley, éd): p. 273-279. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Bobbink R., Hicks K., Galloway J., Spranger T., Alkemade R., Ashmore M., Bustamante M., Cinderby S., Davidson E., Dentener F., Emmett B., Erisman J.-W., Fenn M., Gilliam F., Nordin A., Pardo L., De Vries W.** (2010) *Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis*. Ecological Applications 20: 30-59.
- Bouwman A. F., Vuuren D. P. V., Derwent R. G., Posch M.** (2002) *A Global Analysis of Acidification and Eutrophication of Terrestrial Ecosystems*. : 34.
- Bradwell T.** (2010) *Studies on the growth of rhizocarpon geographicum in nw scotland, and some implications for lichenometry*. Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography 92: 41-52.
- Brunialti G., Frati L., Cristofolini F., Chiarucci A., Giordani P., Loppi S., Benesperi R., Cristofori A., Critelli P., Di Capua E., Genovesi V., Gottardini E., Innocenti G., Munzi S., Paoli L., Pisani T., Ravera S., Ferretti M.** (2012) *Can we compare lichen diversity data? A test with skilled teams*. Ecological Indicators 23: 509-516.
- Brunialti G., Frati L., Malegori C., Giordani P., Malaspina P.** (2019) *Do Different Teams Produce Different Results in Long-Term Lichen Biomonitoring?* Diversity 11: 43.

- Callaghan C. T., Poore A. G. B., Mesaglio T., Moles A. T., Nakagawa S., Roberts C., Rowley J. J. L., Vergés A., Wilshire J. H., Cornwell W. K.** (2020) *Three Frontiers for the Future of Biodiversity Research Using Citizen Science Data*. *BioScience*: 133.
- Carignan V., Villard M.-A.** (2002) *Selecting Indicator Species to Monitor Ecological Integrity: A Review*. *Environ Monit Assess*: 45-61.
- Casanovas P., Black M., Fretwell P., Convey P.** (2015) *Mapping lichen distribution on the Antarctic Peninsula using remote sensing, lichen spectra and photographic documentation by citizen scientists*. *Polar Research* 34: 25633.
- Conti M. E., Cecchetti G.** (2001) *Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review*. *Environmental Pollution*: 22.
- Coyle J. R., Hurlbert A. H.** (2016) *Environmental optimality, not heterogeneity, drives regional and local species richness in lichen epiphytes: Regional and local lichen species richness*. *Global Ecology and Biogeography* 25: 406-417.
- Cullen P.** (1990) *Biomonitoring and environmental management*. *Environmental Monitoring and Assessment* 14: 107-114.
- De Temmerman L., Bell J. N. B., Garrec J. P., Klumpp A., Krause G. H. M., Tonneijck A. E. G.** (2001) *Biomonitoring of air pollutants with plants – considerations for the future*. *Urban Air Pollution*: 39.
- van Dobben H. F.** (1999) *Ranking of epiphytic lichen sensitivity to air pollution using survey data: a comparison of indicator scales*. *The Lichenologist* 31: 13.
- Dobson F.** (2018) *Lichens: an illustrated guide to the British and Irish species*.
- European Environment Agency.** (2020) *Air quality in Europe: 2020 report*. Publications Office, LU.
- Falla J., Laval-Gilly P., Henryon M., Ferard J.-F.** (2000) *Biological Air Quality Monitoring: a Review*. : 18.
- Feuerer T., Hawksworth D. L.** (2007) *Biodiversity of lichens, including a world-wide analysis of checklist data based on Takhtajan's floristic regions*. *Biodiversity and Conservation* 16: 85-98.
- Galanty A., Danel T., Węgrzyn M., Podolak I., Podolak I.** (2021) *Deep convolutional neural network for preliminary in-field classification of lichen species*. *Biosystems Engineering* 204: 15-25.
- Gilbert O. L.** (1974) *An air pollution survey by school children*. *Environmental Pollution* (1970) 6: 175-180.
- Gilbert O. L.** (1986) *Field evidence for an acid rain effect on lichens*. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 40: 227-231.
- Giordani P.** (2007) *Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy*. *Environmental Pollution* 146: 317-323.
- Giordani P., Brunialti G., Benesperi R., Rizzi G., Frati L., Modenesi P.** (2009) *Rapid biodiversity assessment in lichen diversity surveys: implications for quality assurance*. *Journal of Environmental Monitoring* 11: 730.
- Giordani P., Calatayud V., Stofer S., Granke O.** (2011) *7. Epiphytic lichen diversity in relation to atmospheric deposition*. : 16.
- Glibert P. M.** (2017) *Eutrophication, harmful algae and biodiversity — Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes*. *Marine Pollution Bulletin* 124: 591-606.
- Gombert S.** (1999) *Utilisation de la bioindication lichénique dans l'estimation de la qualité de l'air de l'agglomération grenobloise : étude à différents niveaux d'organisation biologique*. Université Joseph Fourier

- Gombert S., Asta J., Seaward M. R. D.** (2006) *Lichens and tobacco plants as complementary biomonitors of air pollution in the Grenoble area (Isère, southeast France)*. *Ecological Indicators* 6: 429-443.
- Gosling L., Ashmore M., Sparks T., Bell N.** (2016) *Citizen science identifies the effects of nitrogen dioxide and other environmental drivers on tar spot of sycamore*. *Environmental Pollution* 214: 549-555.
- Granier C., Bessagnet B., Bond T., D'Angiola A., Denier van der Gon H., Frost G. J., Heil A., Kaiser J. W., Kinne S., Klimont Z., Kloster S., Lamarque J.-F., Liousse C., Masui T., Meleux F., Mieville A., Ohara T., Raut J.-C., Riahi K., Schultz M. G., Smith S. J., Thompson A., van Aardenne J., van der Werf G. R., van Vuuren D. P.** (2011) *Evolution of anthropogenic and biomass burning emissions of air pollutants at global and regional scales during the 1980–2010 period*. *Climatic Change* 109: 163-190.
- Gromke C., Ruck B.** (2007) *Influence of trees on the dispersion of pollutants in an urban street canyon—Experimental investigation of the flow and concentration field*. *Atmospheric Environment* 41: 3287-3302.
- Haklay M., Motion A., Balázs B., Kieslinger B., Greshake Tzovaras B., Nold C., Dörler D., Fraisl, Dilek D., Riemenschneider D., Heigl F., Brounéus F., Hager G., Heuer K., Wagenknecht K., Vohland K., Shanley L., Deveau L., Ceccaroni L., Weißpflug M., Gold M., Mazzonetto M., Mačiulienė M., Woods S., Luna S., Hecker S., Schaefer T., Woods T., Wehn U.** (2020) *ECISA's Characteristics of Citizen Science*. Zenodo.
- Hawksworth D. L., Rose F.** (1970) *Qualitative Scale for estimating Sulphur Dioxide Air Pollution in England and Wales using Epiphytic Lichens*. *Nature* 227: 145-148.
- Herricks E. E., Schaeffer D. J.** (1985) *Can we optimize biomonitoring?* *Environmental Management* 9: 487-492.
- Honegger R.** (1991) *Functional Aspects of the Lichen Symbiosis*. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 42: 553-578.
- Idrees Z., Zheng L.** (2020) *Low cost air pollution monitoring systems: A review of protocols and enabling technologies*. *Journal of Industrial Information Integration* 17: 100123.
- Johnston A., Hochachka W., Strimas-Mackey M., Ruiz Gutierrez V., Robinson O., Miller E., Auer T., Kelling S., Fink D.** (2019) *Analytical guidelines to increase the value of citizen science data: using eBird data to estimate species occurrence*.
- Kelemen-Finan J., Scheuch M., Winter S.** (2018) *Contributions from citizen science to science education: an examination of a biodiversity citizen science project with schools in Central Europe*. *International Journal of Science Education* 40: 2078-2098.
- Kirschbaum U., Wirth V.** (1997) *Les lichens bio-indicateurs: les reconnaître, évaluer la qualité de l'air*. E. Ulmer, Paris.
- Klumpp A., Ansel W., Klumpp G., Belluzzo N., Calatayud V., Chaplin N., Garrec J. P., Gutsche H. J., Hayes M., Hentze H. W., Kambezidis H., Laurent O., Peñuelas J., Rasmussen S., Ribas A., Ro-Poulsen H., Rossi S., Sanz M. J., Shang H., Sifakis N., Vergne P.** (2002) *EuroBionet: A Pan-European Biomonitoring Network for Urban Air Quality Assessment*. *Environmental Science and Pollution Research* 9: 199-203.
- Koolen C. D., Rothenberg G.** (2019) *Air Pollution in Europe*. *ChemSusChem* 12: 164-172.
- Kricke R., Loppi S.** (2002) *Bioindication: The I.A.P. Approach. Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens* (P. L. Nimis, (C. Scheidegger & (P. A. Wolseley, éd): p. 21-37. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Lallemant R., Joslain H., Cyprien A.-L.** (1996) *The use of lichens for estimating ammonia air pollution in Western France*. Université de Nantes.

- Larsen R. S., Bell J. N. B., James P. W., Chimonides P. J., Rumsey F. J., Tremper A., Purvis O. W.** (2007) *Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity*. Environmental Pollution 146: 332-340.
- LeBlanc S. C. F., De Sloover J.** (1970) *Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal*. Canadian Journal of Botany 48: 1485-1496.
- Leelőssy Á., Molnár F., Izsák F., Havasi Á., Lagzi I., Mészáros R.** (2014) *Dispersion modeling of air pollutants in the atmosphere: a review*. Open Geosciences 6.
- Llop E., Pinho P., Matos P., Pereira M. J., Branquinho C.** (2012) *The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment*. Ecological Indicators 13: 215-221.
- Llop E., Pinho P., Ribeiro M. C., Pereira M. J., Branquinho C.** (2017) *Traffic represents the main source of pollution in small Mediterranean urban areas as seen by lichen functional groups*. Environmental Science and Pollution Research 24: 12016-12025.
- López L. G. C., Medina E. A. S., Peña A. M.** (2016) *Effects of Microclimate on Species Diversity and Functional Traits of Corticolous Lichens in the Popayan Botanical Garden (Cauca, Colombia)*. Cryptogamie, Mycologie 37: 205-215.
- Lücking R.** (2012) *Predicting species richness in tropical lichenized fungi with 'modular' combinations of character states*. Biodiversity and Conservation 21: 2341-2360.
- MacPhail V. J., Colla S. R.** (2020) *Power of the people: A review of citizen science programs for conservation*. Biological Conservation 249: 108739.
- Manisalidis I., Stavropoulou E., Stavropoulos A., Bezirtzoglou E.** (2020) *Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review*. Frontiers in Public Health 8: 14.
- Marechal T., Marsy S., Happe D., Darnis T., Leprince J.-H., Antonetti P., Hurtado C., Poncet R.** (2019) *Les apports des sciences participatives à la connaissance naturaliste : le cas de l'enquête participative « Lichens forestiers du Massif central »*. Naturae.
- Markert B. A., Breure A. M., Zechmeister H. G.** (2004) *Bioindicators & Biomonitors, Principles, Concepts and Applications*.
- Matos P., Geiser L., Hardman A., Glavich D., Pinho P., Nunes A., Soares A. M. V. M., Branquinho C.** (2017) *Tracking global change using lichen diversity: towards a global-scale ecological indicator* (J Oksanen, Éd.). Methods in Ecology and Evolution 8: 788-798.
- Matos P., Pinho P., Aragón G., Martínez I., Nunes A., Soares A. M. V. M., Branquinho C.** (2015) *Lichen traits responding to aridity* (S Schwinning, Éd.). Journal of Ecology 103: 451-458.
- Matos P., Vieira J., Rocha B., Branquinho C., Pinho P.** (2019) *Modeling the provision of air-quality regulation ecosystem service provided by urban green spaces using lichens as ecological indicators*. Science of The Total Environment 665: 521-530.
- Menz F. C., Seip H. M.** (2004) *Acid rain in Europe and the United States: an update*. Environmental Science & Policy 7: 253-265.
- Montzka S. A., Dlugokencky E. J., Butler J. H.** (2011) *Non-CO2 greenhouse gases and climate change*. Nature 476: 43-50.
- Munzi S., Correia O., Silva P., Lopes N., Freitas C., Branquinho C., Pinho P.** (2014) *Lichens as ecological indicators in urban areas: beyond the effects of pollutants* (J Firn, Éd.). Journal of Applied Ecology 51: 1750-1757.
- Nash III T. H.** (2008) *Lichen Biology*. Cambridge University Press, Arizona State University, USA. 502 p.
- Nilsson J.** (1988) *Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Air Pollution and Ecosystems* (P. Mathy, éd): p. 85-91. Springer Netherlands, Dordrecht.

- Nimis P. L., Martellos S.** (2020) *ITALIC - The Information System on Italian Lichens. Version 6.0.* University of Trieste, Dept. of Biology (<http://dryades.units.it/italic>).
- Nimis P. L., Scheidegger C., Wolseley P. A. (Éd.).** (2002) *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens.* Springer Netherlands, Dordrecht.
- Nylander W.** (1866) *Les lichens du Jardin du Luxembourg.* Bulletin de la Société botanique de France 13: 364-371.
- Pelacho M., Ruiz G., Sanz F., Tarancón A., Clemente-Gallardo J.** (2021) *Analysis of the evolution and collaboration networks of citizen science scientific publications.* Scientometrics 126: 225-257.
- Pescott O. L., Simkin J. M., August T. A., Randle Z., Dore A. J., Botham M. S.** (2015) *Air pollution and its effects on lichens, bryophytes, and lichen-feeding Lepidoptera: review and evidence from biological records: Lichens, Bryophytes, Moths and Air Quality.* Biological Journal of the Linnean Society 115: 611-635.
- Pinho P., Augusto S., Branquinho C., Bio A., Pereira M. J., Soares A., Catarino F.** (2004) *Mapping Lichen Diversity as a First Step for Air Quality Assessment.* Journal of Atmospheric Chemistry 49: 377-389.
- Pitcairn C. E. R., Skiba U. M., Sutton M. A., Fowler D., Munro R., Kennedy V.** (2002) *Defining the spatial impacts of poultry farm ammonia emissions on species composition of adjacent woodland groundflora using Ellenberg Nitrogen Index, nitrous oxide and nitric oxide emissions and foliar nitrogen as marker variables.* Environmental Pollution 119: 9-21.
- Poličnik H., Simončič P., Batič F.** (2008) *Monitoring air quality with lichens: A comparison between mapping in forest sites and in open areas.* Environmental Pollution 151: 395-400.
- Polivka B. J.** (2018) *The Great London Smog of 1952.* AJN, American Journal of Nursing 118: 57-61.
- Presta A., Pellegrino F. A., Martellos S.** (2022) *Learning-based automatic classification of lichens from images.* Biosystems Engineering 213: 119-132.
- Ramdani M., Adjiri F., Lograda T.** (2019) *Relationship between lichen diversity and air quality in urban region in Bourdj Bou Arridj, Algeria.* Biodiversitas Journal of Biological Diversity 20.
- Romano G. C., Conti A. G. (Éd.).** (2010) *Lichen biomonitoring of air pollution: issues for applications in complex environments. Air quality in the 21st century* p. Nova Science Publishers, New York.
- Root H. T., Geiser L. H., Jovan S., Neitlich P.** (2015) *Epiphytic macrolichen indication of air quality and climate in interior forested mountains of the Pacific Northwest, USA.* Ecological Indicators 53: 95-105.
- Schermer M., Hogeweg L.** (2018) *Supporting citizen scientists with automatic species identification using deep learning image recognition models.* Biodiversity Information Science and Standards 2: e25268.
- Schindler D. W.** (1971) *CARBON, NITROGEN, AND PHOSPHORUS AND THE EUTROPHICATION OF FRESHWATER LAKES*¹. Journal of Phycology 7: 321-329.
- Seed L., Wolseley P., Gosling L., Davies L., Power S. A.** (2013) *Modelling relationships between lichen bioindicators, air quality and climate on a national scale: Results from the UK OPAL air survey.* Environmental Pollution 182: 437-447.
- Sérusiaux E., Diederich P., Lambinon J.** (2004) *Les macrolichens de Belgique, du Luxembourg et du nord de la France.* Musée d'histoire naturelle Luxembourg. 192 p.
- Shindell D., Faluvegi G., Lacis A., Hansen J., Ruedy R., Aguilar E.** (2006) *Role of tropospheric ozone increases in 20th-century climate change.* Journal of Geophysical Research 111: D08302.
- Singh A., Agrawal M.** (2008) *Acid rain and its ecological consequences.* : 10.

- Sipman H. J. M., Aptroot A.** (2001) *Where are the missing lichens?* Mycological Research 105: 1433-1439.
- Smith C. W. (Éd.).** (2009) *The lichens of Great Britain and Ireland*. British Lichen Society, London. 1046 p.
- Spier L., van Dobben H., van Dort K.** (2010) *Is bark pH more important than tree species in determining the composition of nitrophytic or acidophytic lichen floras?* Environmental Pollution 158: 3607-3611.
- Staehelein J., Harris N. R. P., Appenzeller C., Eberhard J.** (2001) *Ozone trends: A review*. Reviews of Geophysics 39: 231-290.
- Stapper N. J., John V.** (2015) *Monitoring climate change with lichens as bioindicators Suivi du changement climatique à l'aide des lichens comme bioindicateurs.* : 12.
- Strasser B. J., Baudry J., Mahr D., Sanchez G., Tancoigne E.** (2018) *"Citizen Science"? Rethinking Science and Public Participation*. Science & Technology Studies: 52-76.
- Svoboda D.** (2007) *Evaluation of the European method for mapping lichen diversity (LDV) as an indicator of environmental stress in the Czech Republic*. Biologia 62: 424-431.
- Svoboda D., Peksa O., Veselá J.** (2010) *Epiphytic lichen diversity in central European oak forests: Assessment of the effects of natural environmental factors and human influences*. Environmental Pollution 158: 812-819.
- Tregidgo D. J., West S. E., Ashmore M. R.** (2013) *Can citizen science produce good science? Testing the OPAL Air Survey methodology, using lichens as indicators of nitrogenous pollution*. Environmental Pollution 182: 448-451.
- Van Dobben H. F., Ter Braak C. J. F.** (1998) *Effects of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in the Netherlands : the pitfalls of biological monitoring*. 32: 7.
- Van Haluwyn C.** (2011) 35(2) - 2010 - *La sociologie des lichens corticoles en Europe - Essai de synthèse.* : 128.
- Van Haluwyn C., Asta J., Gavériaux J.-P.** (2013) *Guide des lichens de France: lichens des arbres*. Belin, Paris.
- Van Haluwyn C., Lerond M.** (1993) *Guide des lichens*. Editions Lechevalier, Paris. 344 p.
- Van Herk K., Aptroot A., Dobben H. F. van.** (2002) *Long-Term Monitoring in the Netherlands Suggests that Lichens Respond to Global Warming*. The Lichenologist 34: 141-154.
- VDI.** (1995) *Messen von Immissionswirkungen - Ermittlung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von missionen mit Flechten - Flechtenkartierung zur Ermittlung des Luftgütwertes (LGW)*. VDI-Richtlinie 3799.
- Vohland K., Land-Zandstra A., Ceccaroni L., Lemmens R., Perelló J., Ponti M., Samson R., Wagenknecht K. (Éd.).** (2021) *The Science of Citizen Science*. Springer International Publishing, Cham.
- Vondrák J., Malíček J., Palice Z., Coppins B., Kukwa M., Czarnota P., Sanderson N., Acton A.** (2016) *Methods for obtaining more complete species lists in surveys of lichen biodiversity*. Nordic Journal of Botany 34: 619-626.
- Wäldchen J., Rzanny M., Seeland M., Mäder P.** (2018) *Automated plant species identification—Trends and future directions* (A Bucksch, Éd.). PLOS Computational Biology 14: e1005993.
- Welden N. A., Wolseley P. A., Ashmore M. R.** (2018) *Citizen science identifies the effects of nitrogen deposition, climate and tree species on epiphytic lichens across the UK*. Environmental Pollution 232: 80-89.
- Williams R. L., Stafford R., Goodenough A. E.** (2015) *Biodiversity in urban gardens: Assessing the accuracy of citizen science data on garden hedgehogs*. Urban Ecosystems 18: 819-833.

Wirth V. (2010) *Ökologische Zeigerwerte von Flechten — Erweiterte und Aktualisierte Fassung*. Herzogia 23: 229-248.

Wolseley P. A., Leith I. D., van Dijk N., Sutton M. A. (2009) *Macrolichens on branches and trunks as indicators of ammonia concentrations across the UK*. *Atmospheric Ammonia* p. 101-108. Springer, Londres.

World Health Organization. (2021) *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization, Geneva.

Yuan C., Ng E., Norford L. K. (2014) *Improving air quality in high-density cities by understanding the relationship between air pollutant dispersion and urban morphologies*. *Building and Environment* 71: 245-258.

Zhang B. (2020) *The Effect of Aerosols to Climate Change and Society*. *Journal of Geoscience and Environment Protection* 08: 55-78.

9. Annexes

Annexe 1. Principales méthodes de bioindication lichénique européennes

Méthode LeBlanc et De Sloover (1970)

Cette méthode permet le calcul d'un indice multi-pollution à partir de différents paramètres relatifs à la flore lichénique observée sur 10 arbres. L'indice de pureté atmosphérique (IPA) est calculé selon la formule suivante :

$$IPA = \frac{1}{10} \times \sum_{i=1}^n Q_i \times f_i$$

avec : i = indice de l'espèce lichénique (compris entre 1 et n)

Q_i = indice écologique de l'espèce i , correspondant au nombre moyen d'espèces trouvées en présence de l'espèce i en considérant l'ensemble des sites. Les espèces tolérantes ont un coefficient Q plus faible que les espèces sensibles

f_i = coefficient de recouvrement de l'espèce i (de 1, rare, à 5, abondante)

Les valeurs d'IPA sont associées à un degré de la pollution de l'air (voir ci-dessous). Étant donné que cette méthode n'admet pas de correspondance directe avec les teneurs en polluants, il est primordial de considérer des stations aussi homogènes que possibles entre elles pour permettre des comparaisons (le coefficient Q pouvant varier selon des facteurs non liés à la pollution). Des variantes de cet indice ont été développées afin de valider statistiquement les valeurs de l'échelle avec des teneurs en polluants atmosphériques (Kricke et Loppi, 2002).



Méthode Hawksworth et Rose (1970)

La même année, une approche qualitative anglaise fait intervenir le lien entre les communautés de lichens épiphytes et la pollution soufrée. Près de 80 espèces sont classées dans onze catégories selon un gradient de pollution (de 0, pollution maximale, à 10, air pur) avec une correspondance de concentrations hivernales moyennes en SO_2 . Une seconde version de cette échelle (non présentée ici) a également été publiée pour distinguer les écorces acides des écorces neutres.

Méthode Van Haluwyn et Lerond (1993)

Cette approche phytosociologique française combine les deux approches précédentes en essayant de s'affranchir de leurs points faibles. En effet, cette méthode se veut multi-pollution et applicable partout en Europe. La méthode est basée sur la présence/absence de 37 espèces indicatrices très répandues sur six arbres différents. L'échelle qualitative relie la composition des communautés à sept zones de pollution notées de A (polluée) à G (pure).

Échelle qualitative d'estimation de la pollution soufrée en Grande Bretagne via des lichens sur écorces acides
(Hawksworth et Rose, 1970)

zone	cortège lichénique	SO ₂ (µg/m ³)
0	absence d'épiphyte	?
1	<i>Pleurococcus viridis</i>	< 170
2	<i>Lecanora conizaeoides</i> , <i>Pleurococcus viridis</i>	≈ 150
3	<i>Lecanora conizaeoides</i> , <i>Lepraria incana</i>	≈ 125
4	<i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Chaenotheca ferruginea</i> , <i>Lecanora expallens</i> , <i>Hypocenomyce scalaris</i> , <i>Parmelia saxatilis</i> , <i>P. sulcata</i>	≈ 70
5	<i>Calicium viride</i> , <i>Evernia prunastri</i> , <i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Lecanora chlorotera</i> , <i>Chrysotrix candelaris</i> , <i>Parmelia saxatilis</i> , <i>Melanelixia glabratula</i> , <i>Ramalina farinacea</i> , <i>Punctelia subrudecta</i> , <i>Parmeliopsis ambigua</i> , <i>Pertusaria amara</i> , <i>Plastimatia glauca</i>	≈ 60
6	<i>Alectoria fuscescens</i> , <i>Graphis elegans</i> , <i>Flavoparmelia caperata</i> , <i>Melanohalea exasperatula</i> , <i>Hypotrachyna revoluta</i> , <i>Parmelina tilacea</i> , <i>Pertusaria albescens</i> , <i>P. hymenea</i> , <i>Pseudevernia furfuracea</i>	≈ 50
7	<i>Pachnolepia pruinata</i> , <i>Flavoparmelia caperata</i> , <i>Melanohalea exasperatula</i> , <i>Hypotrachyna revoluta</i> , <i>Parmelina tiliacea</i> , <i>Pertusaria hemisphaerica</i> , <i>Rinodina roboris</i> , <i>Usnea subfloridana</i>	≈ 40
8	<i>Normandina pulchella</i> , <i>Parmotrema perlatum</i> , <i>P. reticulatum</i> , <i>Rinodina roboris</i> , <i>Usnea ceratina</i> , <i>U. rubiginea</i>	≈ 35
9	<i>Lobaria amplissima</i> , <i>L. pulmonaria</i> , <i>Dimerella diluta</i> , <i>Pachyphiale cornea</i> , <i>Usnea florida</i>	≈ 30
10	<i>Lobaria amplissima</i> , <i>L. scrobiculata</i> , <i>Pannaria sp.</i> , <i>Sticta limbata</i> , <i>Teloschistes flavicans</i> , <i>Usnea articulata</i> , <i>U. filipendula</i>	pure

Échelle qualitative d'estimation de la pollution en France (Van Haluwyn et Lerond, 1993)

zone	cortège lichénique	pollution
A	<i>Pleurococcus viridis</i>	extrêmement forte
B	<i>Amandinea punctata</i> , <i>Lecanora conizaeoides</i>	très forte
C	<i>Lecanora expallens</i> , <i>Lepraria incana</i>	forte
D	<i>Diploicia canescens</i> , <i>Lecidella elaeochroma</i> , <i>Phaeophyscia orbicularis</i> , <i>Physcia tenella</i> , <i>Polycauliona polycarpa</i>	assez forte
E	<i>Candelariella xanthostigma</i> , <i>Evernia prunastri</i> , <i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Parmelia sulcata</i> , <i>Physcia adscendens</i> , <i>Physconia grisea</i> , <i>Pseudevernia furfuracea</i> , <i>Xanthoria parietina</i>	moyenne
F	<i>Pleurosticta acetabulum</i> , <i>Flavoparmelia caperata</i> , <i>F. soledians</i> , <i>Melanelixia glabratula</i> , <i>M. subaurifera</i> , <i>Parmelina pastillifera</i> , <i>P. tiliacea</i> , <i>Punctelia subrudecta</i> , <i>Pertusaria amara</i> , <i>P. pertusa</i> , <i>Phlyctis argena</i> , <i>Ramalina farinacea</i> , <i>R. fastigiata</i> , <i>Polycauliona candelaria</i>	faible
G	<i>Anaptychia ciliaris</i> , <i>Parmelia perlata</i> , <i>P. reticulata</i> , <i>P. revoluta</i> , <i>Physcia aipolia</i> , <i>Physconia distorta</i> , <i>Ramalina fraxinea</i>	très faible

Méthode VDI, 1995

Il s'agit d'une méthode allemande basée sur le calcul d'un indice multi-pollution : l'indice de qualité de l'air (IQA). Cette méthode propose l'utilisation d'une grille (50 x 20 cm²) composée de dix mailles carrées de 10 cm de côté. Cette grille est appliquée successivement sur la face la plus colonisée de 6 arbres afin d'attribuer à chaque espèce lichénique un score compris entre 0 (absente partout) et 10 (présente dans toutes les mailles). L'indice se calcule ensuite comme une somme des fréquences moyennes de faque espèce lichénique :

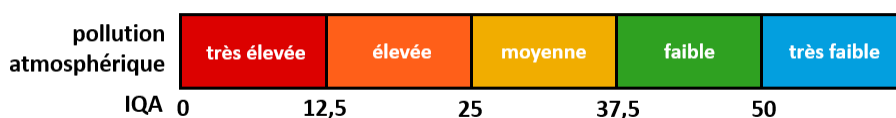
$$IQA = \frac{1}{6} \times \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^6 F_{ik}$$

avec : i = indice de l'espèce lichénique (compris entre 1 et n)

k = indice de l'arbre (compris entre 1 et 6)

F_{ik} = la fréquence de l'espèce i sur l'arbre k (comprise entre 1 et 10)

Après la publication de cet indice, une échelle quantitative a été créée pour mettre en lien les valeurs d'IQA avec les niveaux de pollution (voir ci-dessous). Cette méthode ne considère qu'une quarantaine d'espèces de lichens particulièrement fréquentes dans toute l'Europe, ce qui signifie qu'elle n'est pas spécifique d'une région donnée (Kirschbaum et Wirth, 1997).



Méthode Lallemand et al. (1996)

Entre 1980 et 1990, la pollution acide diminue, laissant la première place à la pollution eutrophisante. Dans les zones touchées, les espèces lichéniques nitrophiles deviennent alors dominantes au détriment des espèces nitrophobes. Les échelles de bioindication développées dans le cadre de la pollution acide n'étant plus applicable, cette méthode française a été mise au point pour évaluer spécifiquement la pollution par NH₃ ou NO₃⁻. Elle définit cinq zones, de 1 (très forte charge en azote) à 5 (faible charge en azote) basée sur la présence/absence de 17 espèces clés (Lallemand et al., 1996).

Échelle qualitative d'estimation de la pollution azotée en France (Lallemand et al., 1996)

zone	cortège lichénique	charge azotée
1	<i>Diploicia canescens</i> , <i>Xanthoria parietina</i> , <i>Lecanora conizaeoides</i> , <i>Lecanora expallens</i> , <i>Lepraria incana</i>	très forte
2	<i>Evernia prunastri</i> , <i>Physcia adscendens</i> , <i>Physcia tenella</i>	forte
3	<i>Punctelia subrudecta</i> , <i>Melanelixia subaurifera</i> , <i>Parmelia sulcata</i> , <i>Parmotrema perlatum</i> , <i>Ramalina fastigiata</i> , <i>R. farinacea</i> , <i>R. fraxinea</i>	moyenne
4	<i>Flavoparmelia caperata</i> , <i>Melanelixia glabratula</i>	plutôt faible
5	Présence d'espèces de la zone 4 et absence de celles de la zone 1	faible

Méthode Asta et al. (2002)

Cette méthode repose sur le calcul d'un indice multi-pollution : la *Lichen diversity value* (LDV). Tout comme l'IQA, cet indice correspond à une somme des fréquences moyennes des espèces lichéniques. Cependant, les deux protocoles se distinguent dans leur façon d'évaluer les fréquences. Dans la méthode Asta et al. (2002), les fréquences sont évaluées pour chaque espèce de lichen et pour les quatre faces d'un arbre selon une grille (50 x 10 cm) comportant 5 mailles de 10 cm². Le nombre d'arbres par site doit être compris entre quatre et douze en fonction de leur disponibilité et de la précision désirée. La LDV s'obtient *via* la formule suivante :

$$LDV = \frac{1}{m} \sum_{k=1}^m \sum_{p=1}^4 \sum_{i=1}^n F_{ipk}$$

avec : i = indice de l'espèce lichénique (compris entre 1 et n)

p = indice de la face considérée (compris entre 1 et 4 pour N, S, E et O)

k = indice de l'arbre (compris entre 1 et m)

F_{ipk} = la fréquence de l'espèce i sur la face p de l'arbre k (comprise entre 1 et 5)

Comme les quatre faces de l'arbre sont examinées, cet indice est moins sujet au biais de subjectivité que l'IQA, qui ne requiert l'examen que de la face la plus colonisée. Il est possible de comparer les valeurs des deux indices en multipliant l'IQA par deux, car deux fois plus de surface est échantillonnée. Cette approche a été retenue en tant que protocole standard au niveau européen pour réaliser la cartographie de la diversité lichénique (prEN 16413).

Indice biologique des lichens épiphytes (2008)

L'indice biologique de lichens épiphytes (IBLE) est un indice de biodiversité normalisé, basé sur la diversité lichénique observée sur cinq arbres et sur les quatre points cardinaux. Pour calculer l'IBLE, il faut déterminer le produit entre la fréquence et le recouvrement moyen (par orientation) de chaque espèce lichénique. Ensuite, l'IBLE s'obtient par la somme des produits des espèces, moyennée sur les différents arbres. En intégrant à la fois le recouvrement et la fréquence pour évaluer l'abondance des espèces lichéniques, l'IBLE se veut plus détaillé que ses prédécesseurs (VDL et IQA), uniquement basés sur des sommes de fréquences.

Méthode Wolseley et al. (2009)

Cette méthode, spécifique à la pollution azotée, constitue une alternative quantitative à l'échelle définie par Lallemand et al. (1996). L'indice d'azote atmosphérique (noté L_{AN}) se base sur la fréquence d'espèces défavorisées (acidophiles) ou attirées (nitrophiles) par de haute disponibilité des formes assimilables d'azote (NH₃ et NO₃⁻). Le protocole considère exclusivement quatorze espèces indicatrices : sept acidophiles et sept nitrophiles (Wolseley et al., 2009). La fréquence des espèces de chaque catégorie est relevée sur les troncs aux quatre points cardinaux à l'aide d'une grille de cinq mailles de 10 cm² (méthode similaire à la LDV). La somme des fréquences moyennes par site permet l'obtention d'un score pour les espèces acidophiles (L_A) et nitrophiles (L_N). L'indice d'azote atmosphérique est obtenu en soustrayant le second au premier.

$$L_{AN} = L_A - L_N$$

Cet indice prend des valeurs négatives quand la charge azotée du milieu augmente. Une version simplifiée de cette méthode a été utilisée à grande échelle pour évaluer la pollution azotée au Royaume Uni via une approche participative (Seed *et al.*, 2013 ; Tregidgo *et al.*, 2013 ; Welden *et al.*, 2018).

Liste des espèces indicatrices prises en compte dans la méthode Wolseley et al. (2009)

espèces acidophiles	espèces nitrophiles
<i>Cladonia</i> sp.	<i>Hyperphyscia adglutinata</i>
<i>Evernia prunastri</i>	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>
<i>Flavoparmelia caperata</i>	<i>Physcia adsensens</i>
<i>Hypogymnia</i> sp.	<i>Physcia tenella</i>
<i>Platismatia glauca</i>	<i>Polycauliona candelaria</i>
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	<i>Polycauliona polycarpa</i>
<i>Unsea</i> sp.	<i>Xanthoriza parietina</i>

Annexe 2. Fiche de terrain utilisée lors de l'échantillonnage des lichens

[illegible]

Annexe 3. Données récoltées à Louvain-la-Neuve

Liste des arbres échantillonnés à Louvain-la-Neuve

ID	essence	circonférence	x ^a	y ^a	localité
1.1	Tilia sp.	83	167441	151514	Avenue des Mespeliers
1.2	Tilia sp.	68	167431	151513	Avenue des Mespeliers
1.3	Tilia sp.	81	167425	151510	Avenue des Mespeliers
1.4	Tilia sp.	96	167418	151508	Avenue des Mespeliers
1.5	Tilia sp.	107	167410	151506	Avenue des Mespeliers
2.1	Tilia sp.	122	167578	150301	Avenue des Coteaux
2.2	Tilia sp.	133	167584	150301	Avenue des Coteaux
2.3	Tilia sp.	157	167590	150300	Avenue des Coteaux
2.4	Tilia sp.	105	167601	150297	Avenue des Coteaux
2.5	Tilia sp.	119	167608	150293	Avenue des Coteaux
3.1	Tilia sp.	150	165432	150580	Avenue des Justes
3.2	Tilia sp.	155	165417	150587	Avenue des Justes
3.3	Tilia sp.	157	165402	150596	Avenue des Justes
3.4	Tilia sp.	140	165390	150604	Avenue des Justes
3.5	Tilia sp.	147	165373	150612	Avenue des Justes
4.1	Prunus sp.	140	167980	151153	Verger de la Baraque
4.2	Prunus sp.	167	167990	151140	Verger de la Baraque
4.3	Prunus sp.	164	168005	151151	Verger de la Baraque
4.4	Prunus sp.	106	167996	151131	Verger de la Baraque
4.5	Prunus sp.	142	168005	151165	Verger de la Baraque
5.1	Sorbus sp.	115	167753	151669	Rue du Prieuré
5.2	Sorbus sp.	83	167738	151660	Rue du Prieuré
5.3	Sorbus sp.	90	167742	151655	Rue du Prieuré
5.4	Sorbus sp.	98	167735	151651	Rue du Prieuré
5.5	Sorbus sp.	93	167731	151657	Rue du Prieuré
6.1	Acer sp.	61	168229	150546	Avenue Jean Etienne Lenoir
6.2	Acer sp.	78	168231	150557	Avenue Jean Etienne Lenoir
6.3	Acer sp.	82	168234	150568	Avenue Jean Etienne Lenoir
6.4	Acer sp.	81	168238	150581	Avenue Jean Etienne Lenoir
6.5	Acer sp.	75	168242	150592	Avenue Jean Etienne Lenoir
7.1	Tilia sp.	101	167266	151253	Allée de la Source
7.2	Tilia sp.	161	167259	151256	Allée de la Source
7.3	Tilia sp.	122	167252	151259	Allée de la Source
7.4	Tilia sp.	180	167245	151261	Allée de la Source
8.1	Prunus sp.	131	166922	150935	Rampe du Val
8.2	Prunus sp.	120	166910	150935	Rampe du Val
8.3	Prunus sp.	104	166885	150935	Rampe du Val
8.4	Prunus sp.	110	166875	150935	Rampe du Val
8.5	Prunus sp.	81	166864	150935	Rampe du Val
9.1	Prunus sp.	157	166895	150515	Jardin des Rondes Bosses
9.2	Prunus sp.	124	166897	150509	Jardin des Rondes Bosses
9.3	Prunus sp.	123	166900	150503	Jardin des Rondes Bosses
9.4	Prunus sp.	78	166902	150498	Jardin des Rondes Bosses
9.5	Prunus sp.	113	166904	150489	Jardin des Rondes Bosses
10.1	Tilia sp.	105	166985	151533	Boulevard de Lauzelle
10.2	Tilia sp.	97	166978	151530	Boulevard de Lauzelle
10.3	Tilia sp.	96	166966	151531	Boulevard de Lauzelle
10.4	Tilia sp.	103	166970	151538	Boulevard de Lauzelle
10.5	Tilia sp.	105	166977	151540	Boulevard de Lauzelle

^a Lambert belge 1972

Liste des arbres échantillonnés à Louvain-la-Neuve (suite)

ID	essence	circonférence	x ^a	y ^a	localité
11.1	Tilia sp.	93	166648	151264	Porte de l'Hocaille
11.2	Tilia sp.	103	166653	151255	Porte de l'Hocaille
11.3	Tilia sp.	120	166657	151248	Porte de l'Hocaille
11.4	Tilia sp.	105	166661	151240	Porte de l'Hocaille
11.5	Tilia sp.	128	166667	151229	Porte de l'Hocaille
12.1	Acer sp.	95	168034	151076	Avenue George Lemaître
12.2	Acer sp.	103	168049	151073	Avenue George Lemaître
12.3	Acer sp.	133	168069	151074	Avenue George Lemaître
12.4	Acer sp.	97	168077	151064	Avenue George Lemaître
12.5	Acer sp.	109	168082	151055	Avenue George Lemaître
13.1	Acer sp.	85	166497	150941	Cortil des grillons
13.2	Acer sp.	72	166496	150945	Cortil des grillons
13.3	Acer sp.	82	166494	150950	Cortil des grillons
13.4	Acer sp.	95	166493	150953	Cortil des grillons
13.5	Acer sp.	122	166491	150957	Cortil des grillons
14.1	Tilia sp.	122	168223	150888	Boulevard Baudouin 1er
14.2	Tilia sp.	120	168209	150880	Boulevard Baudouin 1er
14.3	Tilia sp.	130	168195	150873	Boulevard Baudouin 1er
14.4	Tilia sp.	108	168189	150869	Boulevard Baudouin 1er
14.5	Tilia sp.	116	168181	150866	Boulevard Baudouin 1er
15.1	Tilia sp.	120	168737	150568	Fonds des Més
15.2	Tilia sp.	160	168748	150555	Fonds des Més
15.3	Tilia sp.	156	168760	150540	Fonds des Més
15.4	Tilia sp.	168	168771	150526	Fonds des Més
15.5	Tilia sp.	154	168787	150507	Fonds des Més
16.1	Tilia sp.	112	167870	150849	Auditoire Sainte Barbe
16.2	Tilia sp.	159	167880	150849	Auditoire Sainte Barbe
16.3	Tilia sp.	129	167888	150850	Auditoire Sainte Barbe
16.4	Tilia sp.	133	167896	150850	Auditoire Sainte Barbe
17.1	Acer sp.	121	168335	150139	Rue de Rodeuhaie
17.2	Acer sp.	92	168328	150141	Rue de Rodeuhaie
17.3	Acer sp.	80	168334	150145	Rue de Rodeuhaie
17.4	Acer sp.	67	168340	150145	Rue de Rodeuhaie
17.5	Acer sp.	93	168337	150151	Rue de Rodeuhaie
18.1	Acer sp.	94	167814	150480	Porte du jardin Botanique
18.2	Acer sp.	130	167812	150475	Porte du jardin Botanique
18.3	Acer sp.	116	167818	150475	Porte du jardin Botanique
18.4	Acer sp.	148	167822	150477	Porte du jardin Botanique
19.1	Acer sp.	79	168056	152069	Avenue Jean Monnet
19.2	Acer sp.	97	168061	152075	Avenue Jean Monnet
19.3	Acer sp.	99	168068	152091	Avenue Jean Monnet
19.4	Acer sp.	86	168069	152101	Avenue Jean Monnet
19.5	Acer sp.	102	168069	152111	Avenue Jean Monnet
20.1	Prunus sp.	77	167253	150188	Chemin du Commissaire Maigret
20.2	Prunus sp.	80	167238	150175	Chemin du Commissaire Maigret
20.3	Prunus sp.	85	167228	150168	Chemin du Commissaire Maigret
20.4	Prunus sp.	112	167239	150166	Chemin du Commissaire Maigret
20.5	Prunus sp.	103	167247	150172	Chemin du Commissaire Maigret

^a Lambert belge 1972

Sommes des fréquences par espèce sur les vingt sites échantillonnés

Espèces	Sites																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheid.	0	11	0	0	0	0	0	0	59	0	0	4	0	0	11	0	0	0	0	0
<i>Buellia griseovirens</i> (Turn. & Borre ex Sm.) Almb.	0	0	3	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Candelaria concolor</i> (Dickson) B. Stein	31	59	8	10	53	0	38	0	24	48	51	9	0	6	84	72	13	4	27	0
<i>Candelariella xanthostigma</i> (Ach.) Lett.	44	64	18	57	19	0	11	78	51	13	30	5	35	3	34	8	6	34	51	22
<i>Cladonia coniocraea</i> (Flörke) Spreng.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm.	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach	1	9	4	2	3	13	0	5	5	0	2	0	0	0	15	0	4	5	20	0
<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale	1	0	6	1	1	5	0	4	9	0	0	5	8	0	3	1	1	0	4	0
<i>Hyperphyscia adglutinata</i> (Flörke) Mayrhofer & Moberg	0	0	0	2	6	0	50	0	0	32	15	14	0	48	0	36	15	8	0	0
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	1	3	0	0	5	0	0	7	1	0	0	4	1	0	5	0	2	0	0	0
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i> (Krog. et Swinsc.) Krog. et Swinsc.	3	14	8	0	2	0	0	4	7	0	9	13	3	0	0	0	1	7	10	0
<i>Lecania naegeli</i> (Hepp) Diederich et Van den Boom.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecanora barkmaniana</i> Aptroot et Herk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecanora carpinea</i> (L.) Vain.	0	0	0	0	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0
<i>Lecanora chlarotera</i> Nyl.	6	13	0	10	5	20	9	2	1	10	0	0	9	1	4	0	23	0	3	15
<i>Lecanora compallens</i> Van Herk et Aptroot	0	0	15	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	4	2
<i>Lecanora expallens</i> Ach.	21	18	0	3	0	0	0	13	0	0	13	8	15	3	0	15	0	0	0	0
<i>Lecanora symmicta</i> (Ach.) Ach.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) M. Choisy	6	0	33	10	23	43	7	0	0	46	1	0	21	8	0	2	16	9	22	71

Sommes des fréquences par espèce sur les vingt sites échantillonnés (suite)

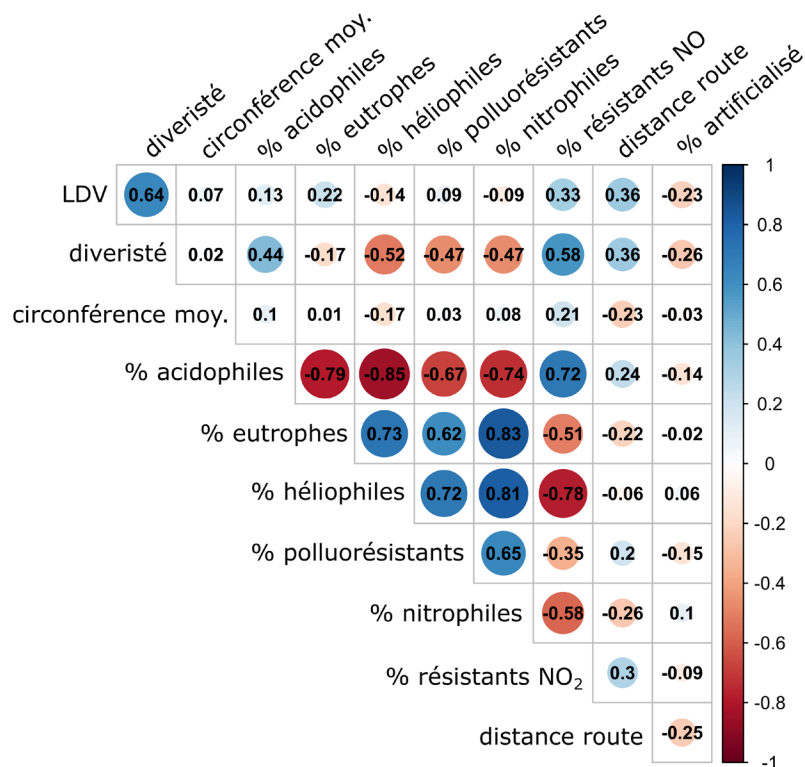
Espèces	Sites																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach	8	2	0	0	0	0	0	0	4	11	2	1	3	0	0	4	0	29	1	0
<i>Melanelixia glabrata</i> (Lamy) Sandler & Arup	0	0	12	0	0	0	0	0	39	0	11	18	0	0	16	0	9	0	13	0
<i>Melanohalea elegantula</i> (Zahlbr.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. et Lumbsch	0	7	0	0	0	0	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Melanohalea exasperatula</i> (De Not.) Blanco, Crespo, Divak., Essl., Hawksw. et Lumb.	16	21	0	11	0	7	0	0	6	0	19	3	11	3	15	5	27	7	11	0
<i>Myriolecis hagenii</i> (Ach.) Śliwa, Zhao Xin et Lumbsch	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Normandina pulchella</i> (Borrer.) Nyl.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	13	17	19	23	8	19	0	10	35	2	10	33	32	5	25	12	25	37	59	0
<i>Parmelina tiliacea</i> (Hoffm.) Hale	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Parmotrema perlatum</i> (Huds) M. Choisy	1	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	2	0
<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Neck.) Moberg	19	14	17	6	15	53	50	0	0	0	76	46	56	56	45	76	57	42	77	11
<i>Phlyctis agelaea</i> (Ach.) Flot.	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Phlyctis argena</i> (Sprengel) Flotow	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Physcia aipolia</i> (Ehrh. ex Humb.) Fűrnröhe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Physcia caesia</i> (Hoffm.) Fűrnröhr	0	11	0	0	16	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0
<i>Physcia dubia</i> (Hoffm.) Lettau	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) H. Olivier	69	67	83	77	46	100	54	16	94	92	76	78	83	71	80	45	94	64	100	90
<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC.																				
<i>Physconia grisea</i> (Lam.) Poelt	6	20	5	14	5	4	0	0	1	2	11	45	4	34	15	16	22	23	20	0

Sommes des fréquences par espèce sur les vingt sites échantillonnés (suite)

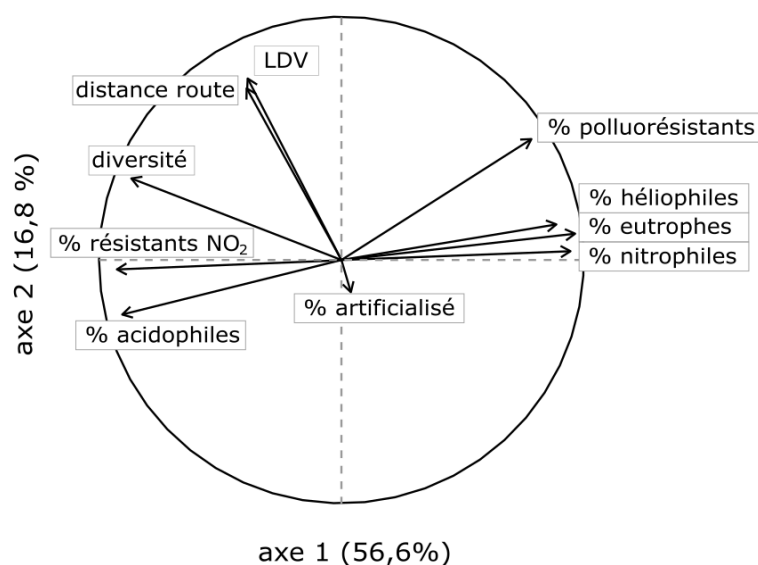
Espèces	Sites																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>Physconia perisidiosa</i> (Erichsen) Moberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	5	0	0
<i>Pleurosticta acetabulum</i> (Neck.) Elix & Lumbsch	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	15	0	4	0
<i>Punctelia jeckeri</i> (Roum.) Kalb.	0	0	3	3	0	2	0	5	9	0	0	0	3	0	16	20	36	24	19	0
<i>Punctelia borreri</i> (Sm.) Krog	32	39	37	27	25	14	3	29	43	0	54	75	40	31	52	18	49	49	73	0
<i>Punctelia subrudecta</i> (Nyl.) Krog																				
<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.	3	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0
<i>Ramalina fastigiata</i> (Pers.) Ach.	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.	36	32	41	50	35	100	53	0	37	68	88	41	37	83	61	51	97	56	68	37

Annexe 4. Analyses complémentaires

Corrélations entre les indices de biodiversité (LDV et diversité spécifique), les indices écologiques (proportions des espèces héliophiles, eutrophes et acidophiles), les indices pollution (proportions des espèces nitrophiles, résistantes à NO₂ et pollutotolérantes) et les variables urbanistiques.



Analyse des composantes principales basée sur les indices de biodiversité (LDV et diversité spécifique), écologiques (proportions des espèces héliophiles, eutrophes et acidophiles) et de pollution (proportions des espèces nitrophiles et pollutotolérantes) ainsi que des variables urbanistiques (proportion d'artificialisation et distance à la route) en prenant en compte exclusivement les données récoltées sur les arbres à écorce neutre (groupe d'essence n°1).



Annexe 5. Flyer présentant le projet de sciences participatives

Bienvenue dans le monde fascinant des lichens !

Ce feuillet a pour objectif de vous présenter un protocole permettant d'évaluer la qualité de l'air par les lichens.

Qu'est-ce qu'un lichen ?

Souvent méconnus du grand public, les lichens sont des organismes indicateurs présents tout autour de nous. Il existe 25 000 espèces à travers le monde, dont un bon millier recensées en Belgique. Les lichens sont formés par la cohabitation d'un champignon et d'une algue microscopique.

Le champignon constitue la partie dominante du corps du lichen, aussi appelé le *thalle*. Il assure la nutrition en eau et en sels minéraux capturés dans l'atmosphère (pluie, brouillard, etc.). En contrepartie, l'algue réalise la photosynthèse, produisant l'énergie nécessaire pour la croissance du lichen. Ce type d'association mutuellement bénéfique est appelé *symbiose*.

Comment les reconnaître ?

On distingue généralement trois grands types de lichens en fonction de la morphologie du thalle : les *crustacés* (en croûte), les *foliacés* (en feuilles) et les *fruticuleux* (pendants ou dressés). D'autres caractères, tels que la



Formes de thalles : crustacé (a), foliacé (b) et fruticuleux (c)

couleur et la taille du thalle, ainsi que la présence de structures particulières (organes de surface, organes de reproduction, etc.) permettent de déterminer les différentes espèces de lichens.



Xanthoria parietina et *Physcia adscendens*, deux espèces de lichens foliacés très communs en milieu urbain

Les lichens et la pollution de l'air

Contrairement aux plantes, les lichens ne possèdent ni racine, ni cuticule de protection à la surface. Ils tirent la totalité de leur nourriture de l'air ambiant, ce qui les rend sensibles à la pollution atmosphérique. Cependant, tous les lichens ne sont pas affectés de la même manière par la pollution : un même polluant peut être néfaste pour une espèce et bénéfique pour une autre.

En étudiant les différentes espèces qui poussent sur les arbres, il est possible d'évaluer la qualité de l'air sans recourir à des capteurs chimiques. Du fait de leur croissance lente, les lichens intègrent la pollution sur plusieurs années, faisant d'eux de bons témoins de la qualité de l'air.

Comment participer aux relevés ?

Si vous souhaitez contribuer au projet d'évaluation de la qualité de l'air de votre environnement proche, voici la démarche à suivre.

Les lichens sont observés sur les troncs des arbres selon le protocole Lichens GO! à l'aide d'une grille de cinq mailles (10 cm x 50 cm) :

1. Positionnez la grille sur la face nord du tronc, à 1 m du sol ;
2. Déterminez les différentes espèces présentes à l'aide de la clé de détermination ;
3. Pour chaque espèce, indiquez le nombre de mailles de la grille où elle est présente ;
4. Répétez l'opération sur les autres faces (est, sud et ouest).

Au total, trois arbres sont échantillonnés. L'abondance et les caractéristiques écologiques des espèces que vous observerez permettront le calcul d'un indice de qualité de l'air pour le site échantillonné.

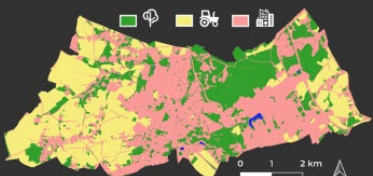
Le matériel nécessaire est fourni dans un *kit lichens*, disponible à Scienceinfuse : <https://uclouvain.be/fr/decouvrir/scinfuse>

Retrouvez le protocole complet sur notre site : www.lichen.biogeoscience.eu



Informations sur le projet

Ce projet, piloté par l'UCLouvain, vise à évaluer la qualité de l'air dans votre commune en utilisant les lichens comme bioindicateurs. Pour parvenir à cet objectif, nous avons besoin de votre aide pour acquérir le plus de données possible dans les différents milieux étudiés. En plus de contribuer à la recherche scientifique, c'est l'occasion d'en apprendre davantage sur la pollution atmosphérique.



Exemple : carte d'Ottignies-Louvain-la-Neuve par milieu

Dès que l'ensemble des données sera collecté et traité, nous pourrons réaliser une carte de la qualité de l'air de votre environnement proche disponible sur notre site Internet.



Candelaria concolor



Plus d'infos ?
Consultez notre site Internet :



www.lichen.biogeoscience.eu

Mission lichens

Évaluer la qualité de l'air autour de chez vous

Vous êtes curieux de l'environnement qui vous entoure ? Savez-vous que les lichens sont sensibles à la pollution de l'air ? Devenez acteur de la recherche scientifique en participant à ce projet.

En ouvrant ce feuillet, vous partirez à la découverte du monde fascinant des lichens pour évaluer la qualité de l'air de votre quartier.

UCLouvain



Annexe 6. Plateforme d'encodage

a. Page n°1 : sélection des espèces observées

*Veuillez sélectionner toutes les espèces de lichens que vous avez observées sur votre site (c'est-à-dire toutes les espèces observées sur l'ensemble des 3 arbres).

📌 Cochez la ou les réponses

- | | | |
|--|---|--|
| ☒ <i>Amandinea punctata</i> / <i>Lecidella elaeochroma</i> | ☐ <i>Flavoparmelia caperata</i> / <i>soredians</i> | ☐ <i>Physcia adscendens</i> / <i>tenella</i> |
| ☐ <i>Anaptychia ciliaris</i> | ☒ <i>Hyperphyscia adglutinata</i> | ☐ <i>Physcia aipolia</i> / <i>stellaris</i> |
| ☐ Autre lichen crustacé #1 | ☐ <i>Hypogymnia physodes</i> / <i>tubulosa</i> | ☐ <i>Physcia leptalea</i> |
| ☐ Autre lichen crustacé #2 | ☐ <i>Hypotrachyna afrorevoluta</i> / <i>revoluta</i> | ☐ <i>Physconia distorta</i> |
| ☐ Autre lichen crustacé #3 | ☒ <i>Lecanora</i> sp. #1 | ☐ <i>Physconia grisea</i> |
| ☐ Autre lichen foliacé #1 | ☐ <i>Lecanora</i> sp. #2 | ☐ <i>Pleurosticta acetabulum</i> |
| ☐ Autre lichen foliacé #2 | ☐ <i>Lecanora</i> sp. #3 | ☐ <i>Pseudevernia furfuracea</i> |
| ☐ Autre lichen foliacé #3 | ☒ Lichen crustacé à aspect poudreux | ☐ <i>Punctelia jeckeri</i> |
| ☐ Autre lichen fruticuleux #1 | ☐ Lichen crustacé à lirelles | ☒ <i>Punctelia subrudecta</i> / <i>borreri</i> |
| ☐ Autre lichen fruticuleux #2 | ☐ <i>Melanelixia glabrata</i> | ☐ <i>Ramalina farinacea</i> |
| ☐ Autre lichen fruticuleux #3 | ☐ <i>Melanohalea exasperata</i> | ☐ <i>Ramalina fastigiata</i> |
| ☐ Autre lichen fruticuleux à ramifications cylindriques | ☐ <i>Parmelia saxatilis</i> | ☐ <i>Ramalina fraxinea</i> |
| ☐ Autres <i>Melanohalea</i> | ☐ <i>Parmelia sulcata</i> | ☐ <i>Usnea</i> sp. |
| ☒ <i>Candelaria concolor</i> | ☐ <i>Parmelina tiliacea</i> / <i>pastillifera</i> | ☒ <i>Xanthoria parietina</i> |
| ☐ <i>Candelariella</i> sp. | ☐ <i>Parmotrema perlatum</i> / <i>reticulatum</i> | ☐ <i>Xanthoria polycarpa</i> |
| ☐ <i>Diploicia canescens</i> | ☐ <i>Pertusaria pertusa</i> | |
| ☐ <i>Evernia prunastri</i> | ☒ <i>Phaeophyscia orbicularis</i> | |

📌 Cette question permet de réduire au minimum la taille du tableau d'encodage (question suivante).

Si vous avez observé plusieurs espèces entrant dans une catégorie large (ex : autre lichen crustacé, autre lichen fruticuleux, etc.), veuillez cocher plusieurs fois cette catégorie (#1, #2, #3).

b. Page n°2 : remplissage de la grille d'observation

Relevés lichéniques sur l'arbre n°1 :

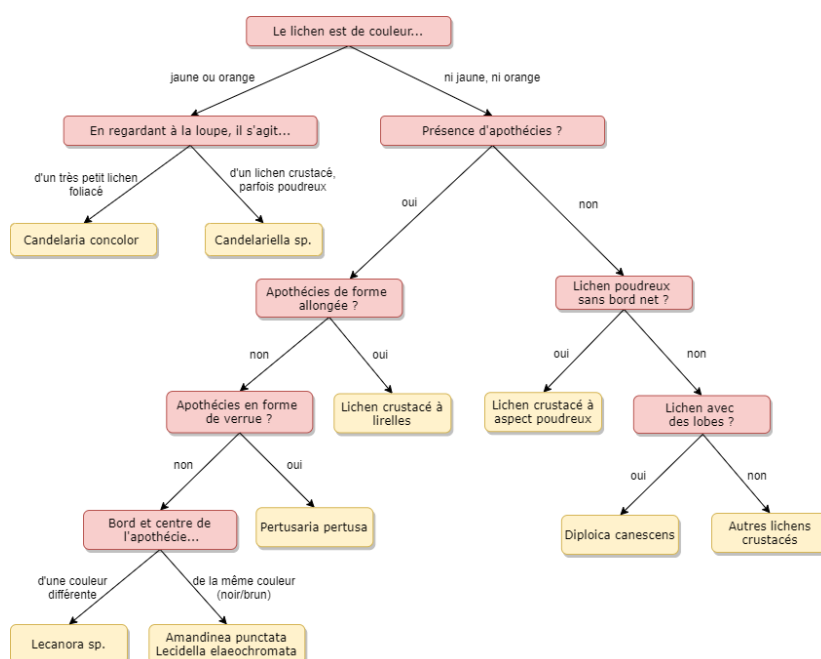
Veuillez indiquer la somme des fréquences (1-5) de chaque espèce sur chaque face de l'arbre n°1.

Si une espèce est absente d'une maille (0), vous devez laisser le champ vide (dans ce cas "..." est affiché).

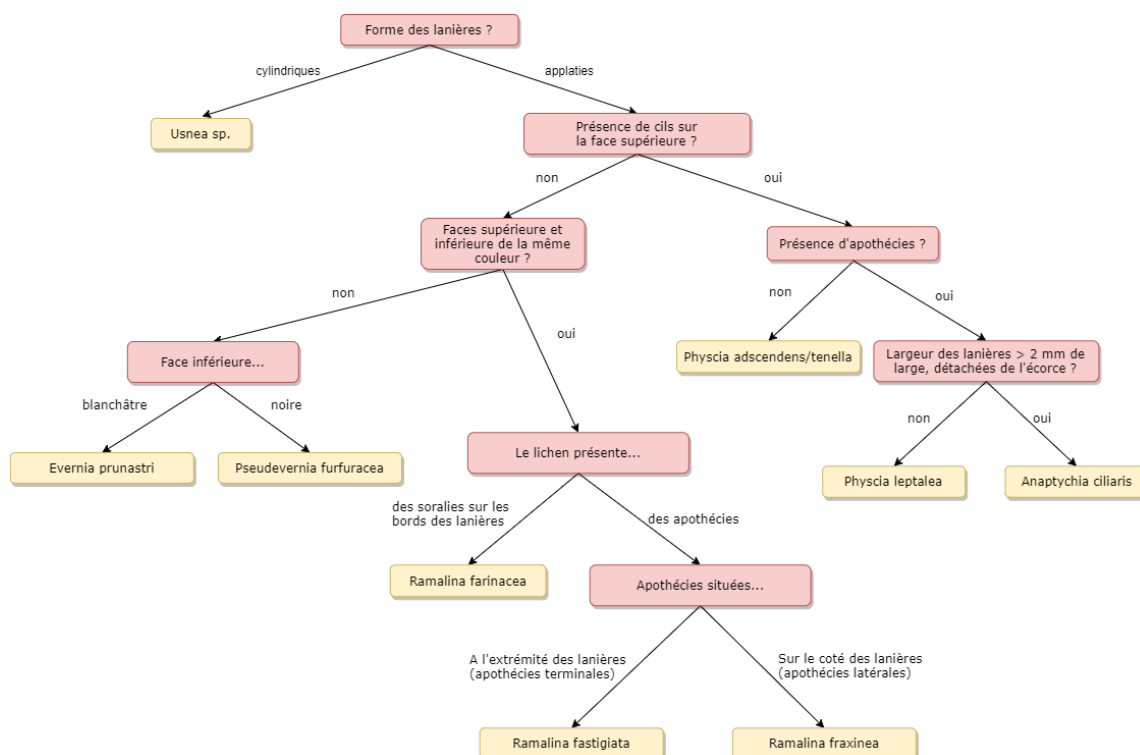
	Nord	Est	Sud	Ouest
<i>Amandinea punctata</i> / <i>Lecidella elaeochroma</i>	2	...	...	...
<i>Candelaria concolor</i>	...	4	...	...
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	...	...	...	...
<i>Lecanora</i> sp. #1	...	...	4	...
Lichen crustacé à aspect poudreux	...	...	...	...
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	...	...	...	...
<i>Punctelia subrudecta</i> / <i>borreri</i>	...	...	...	...
<i>Xanthoria parietina</i>	...	...	...	...

Illustration du fonctionnement de la plateforme développée pour l'encodage des données Lichens GO! : page n°1 permettant la sélection des espèces observées **(a)** et page n°2 permettant l'encodage des fréquences des espèces de lichens sur chaque face de l'arbre **(b)**

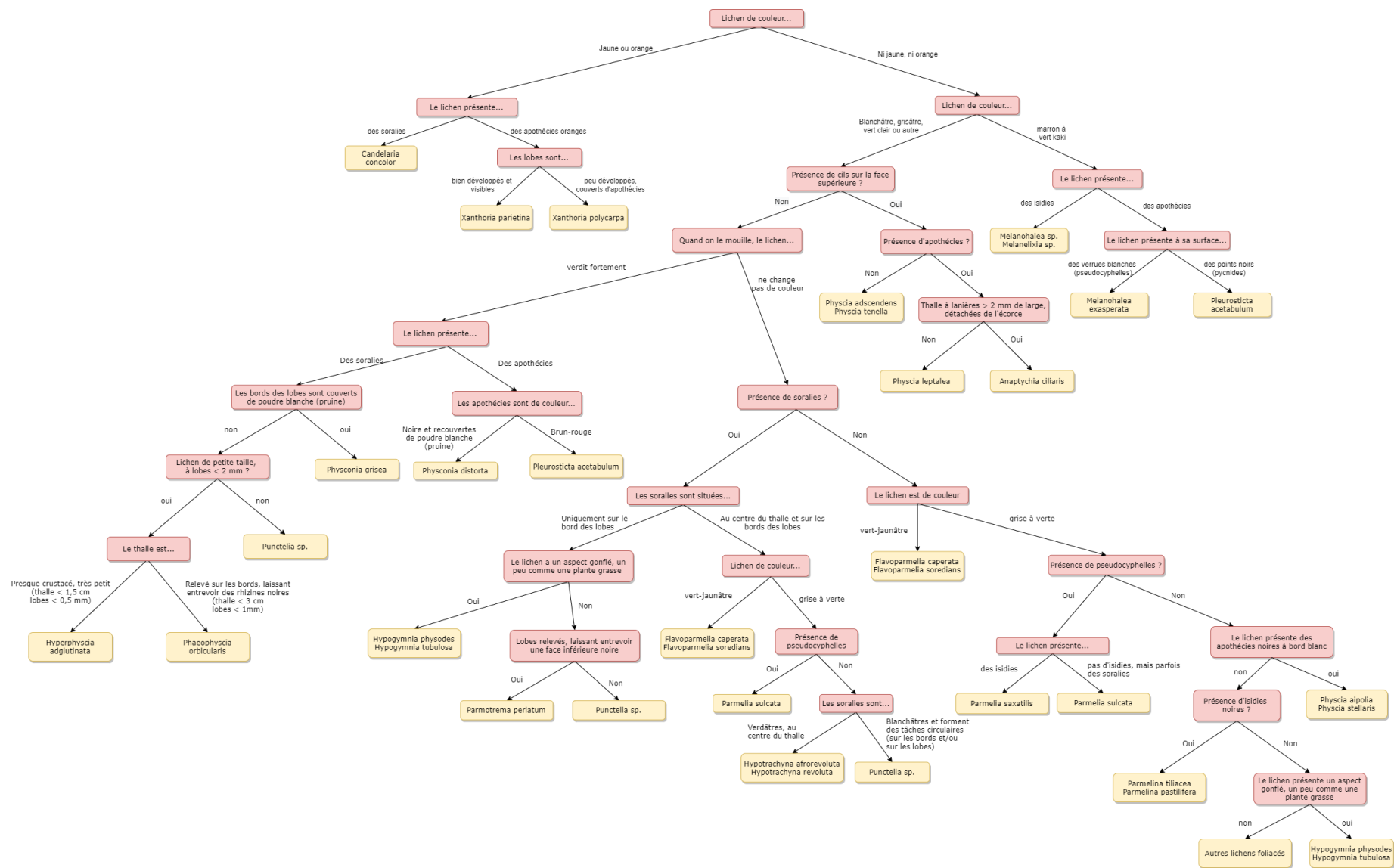
Annexe 7. Schémas des adaptations apportées à la clé Lichens GO!



Adaptations apportées à la clé Lichens GO! : partie lichens crustacés



Adaptations apportées à la clé Lichens GO! : partie lichens fruticuleux



Adaptations apportées à la clé Lichens GO! : partie lichens foliacés

Bioindication de la qualité de l'air par les lichens à Louvain-la-Neuve

Hugo Counoy

Responsable de sept millions de décès annuellement, la pollution de l'air nécessite un suivi efficace afin d'être prise en charge par les pouvoirs publics. Dans cette optique, l'utilisation d'organismes sensibles aux polluants atmosphériques constitue un outil précieux afin d'améliorer la surveillance de la qualité de l'air. C'est le cas des lichens, symbioses entre algues et champignons, qui font l'objet de suivis en milieu urbain. Dans le cadre de son Plan transition, l'UCLouvain souhaite entreprendre un suivi systématique d'espèces indicatrices afin d'évaluer l'évolution de la qualité environnementale de ses campus. L'objectif de ce mémoire est donc d'initier la biosurveillance de la qualité de l'air par les lichens à Louvain-la-Neuve : (1) en réalisant un inventaire de la biodiversité de ce groupe *via* l'utilisation du protocole standard européen et d'indicateurs écologiques ; et (2) en étendant la zone de suivi à la Wallonie *via* la mise en place d'un réseau de sciences participatives, basé sur le réseau français Lichens GO!. L'inventaire réalisé a révélé une diversité et une abondance des lichens relativement importantes à Louvain-la-Neuve, compte tenu de la faible diversité paysagère de la zone d'étude. Les espèces nitrophiles sont cependant largement représentées, illustrant l'influence de la pollution azotée à l'échelle de la ville. De plus, il a été démontré que les axes routiers qui entourent la ville exercent une influence négative sur l'abondance des lichens, même si d'autres facteurs entrent en compte. L'interprétation des résultats est limitée par le faible nombre d'études menées en Europe occidentale à ce jour. En parallèle, le volet participatif de ce mémoire a permis de mettre en place plusieurs outils afin de favoriser le recrutement des volontaires (site Internet, flyer) et leur formation (séance d'initiation aux lichens). De plus, la robustesse scientifique du protocole a été éprouvée en comparant les résultats obtenus par différents observateurs ou sur différents arbres proches. Suite à cette analyse, plusieurs améliorations du protocole et de la clé d'identification utilisée dans le programme Lichens GO! ont été proposées afin d'améliorer la qualité des données collectées. L'ensemble des résultats obtenus dans ce mémoire servira d'état des lieux pour un suivi à plus long terme à Louvain-la-Neuve et permettra d'étendre l'évaluation de la qualité de l'air plus largement en Wallonie à travers la participation des citoyens.