

Mise à jour sanitaire et sécuritaire d'arbres des coupes forestières n° 4 et 6 (partie) au parc de Woluwe

Juillet 2025



Commanditaire : Bruxelles Environnement, Division des Espaces
verts, Service Gestion du patrimoine arboré



Réalisation : Ir. Jérôme Hubert
jerome.hubert@eurosense.com
Ir. Hugo Veekman Soudon
hugo.veekman.soudon@eurosense.com
Ir. François-Xavier Carlier
francois-xavier.carlier@eurosense.com
Nerviërsiaan 54, B-1780 Wemmel



Table des matières

1. Introduction.....	3
2. Méthodologie.....	6
2.1. Sélection, numérotation et cartographie des arbres.....	6
2.2. Dimensionnement et caractérisation dendrologique	6
2.3. Indice de diversité des arbres.....	8
2.4. Surface terrière	9
2.5. Evaluation sanitaire des arbres	9
2.6. Evaluation de la dangerosité des arbres	10
2.7. Notation écologique des arbres	12
2.8. Indice de biodiversité potentielle.....	12
2.9. Traitement des données	13
3. Résultats et discussions	14
3.1. Etat phytotechnique	14
3.2. Statut patrimonial.....	16
3.3. Caractérisation des peuplements	18
3.3.1. Composition spécifique	18
3.3.2. Structure des peuplements	22
3.3.3. Surface terrière.....	24
3.4. Etat sanitaire des arbres	28
3.4.1. Vue d'ensemble.....	28
3.4.2. Cause principale des mortalités observées.....	30
3.5. Niveau de danger.....	34
3.6. Accueil de la biodiversité	36
3.6.1. Notation écologique des arbres.....	36
3.6.2. Indice de biodiversité potentielle (IBP)	38
4. Conclusions.....	40
4.1.1. Propositions d'interventions sécuritaires	40
4.1.2. Propositions d'amélioration de la gestion des peuplements	42
5. Annexe(s)	45

1. Introduction

A la demande du Service Gestion du patrimoine arboré de la Division Espaces verts de Bruxelles Environnement, les principaux arbres des coupes n° 4 et 6 en partie, situés au parc de Woluwe à Woluwe-Saint-Pierre ont été contrôlés visuellement en juillet 2025 par Eurosense.

La zone d'intérêt étudiée concerne la coupe forestière n° 4 et une partie de la coupe n° 6, telles que définies dans le *Plan de gestion du Parc de Woluwe* réalisé par O. Baudry (2015)¹ (Figure 1).



Figure 1. Délimitation de la zone d'intérêt (en bleu) et de l'espace vert intégral (en rouge).

¹ O. Baudry. *Gestion des massifs boisés - Rapport final - Parc de Woluwé*. 2015, 140 p. Consulté le 31 juillet 2025. Disponible sur : <https://environnement.brussels/media/13946/download?inline> et <https://environnement.brussels/media/13947/download?inline>

Une partie des arbres étudiés est comprise dans des habitats boisés classés Natura 2000 de la Zone Spéciale de Conservation (ZSC I) de la Forêt de Soignes et Vallée de la Woluwe (Bruxelles Environnement, 2023)², parmi lesquels des chênaies-charmaies (Carpinion-Betuli, en vert dans la Figure 2, ci-dessous), des hêtraies acidophiles (en orange clair dans la Figure 2) et des forêts alluviales (en rouge dans la Figure 2) ; ce qui implique notamment le respect d'un objectif quantitatif de conservation de 5 % du volume total sur pied ou au sol en bois mort et de maintenir une densité élevée d'arbres d'intérêt biologique selon leur structure.

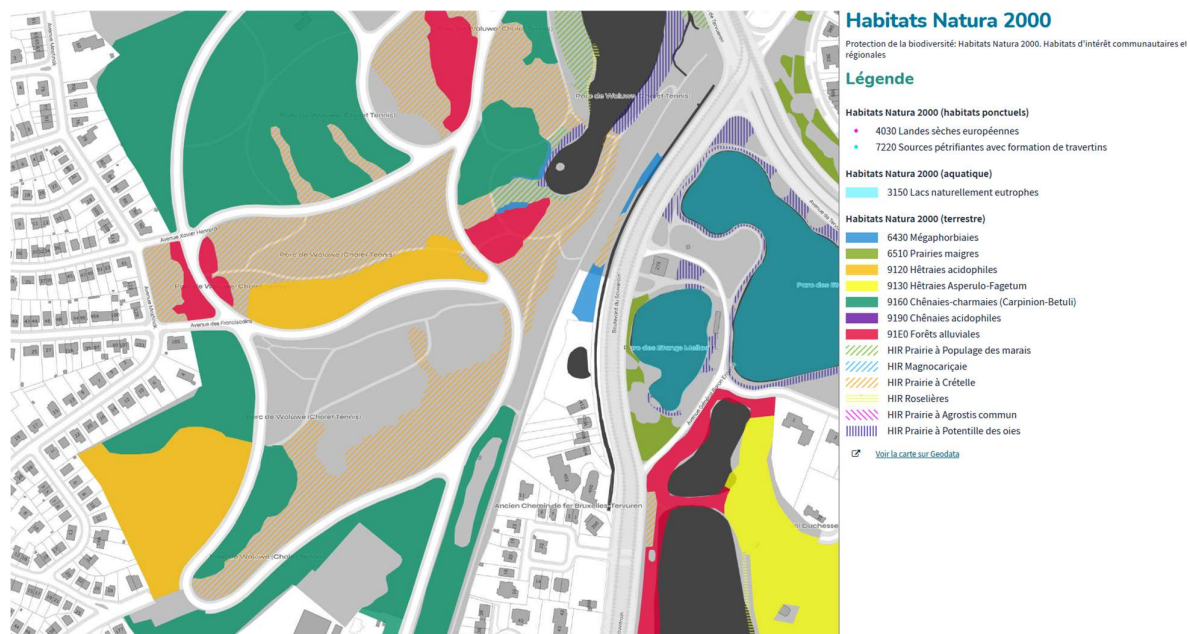


Figure 2. Habitats Natura 2000 dans la zone d'intérêt étudiée².

Dans ce cadre, l'objectif de ce suivi phytosanitaire est de contrôler l'état de santé et la sécurité des principaux arbres sur pied et de proposer des interventions de gestion nécessaires et appropriées pour les préserver autant que possible dans des conditions de sécurité acceptables.

Cette mission s'inscrit dans le cadre du plan de gestion des massifs boisés du parc de Woluwe (Baudry, 2015)¹ qui vise notamment à éclaircir progressivement les peuplements boisés excessivement denses, augmenter l'état de santé moyen des arbres, permettre une régénération naturelle des arbres, augmenter la stabilité mécanique des peuplements, respecter l'esthétique

² Bruxelles Environnement, *Habitat Natura 2000, ZSC I : Forêt de Soignes et Vallée de la Woluwe* [en ligne]. In renature.brussels. 2023-2025 [consulté le 31 juillet 2025]. Disponible sur : https://renature.brussels/fr/actions/parcs-sites-naturels/gerez-les-hetraies-acidophiles-habitat-9120?utm_source=chatgpt.com

paysagère, conserver le plus durablement possible la valeur patrimoniale des arbres et favoriser la biodiversité.

Dès lors, une évaluation visuelle sanitaire des arbres a été réalisée systématiquement d'après les principes de la méthode VTA (Mattheck & Breloer, 2001)³ pour déterminer les causes et l'incidence d'éventuelles défauts biomécaniques sur leur santé.

Enfin, une caractérisation élémentaire des peuplements étudiés a été réalisée en déterminant leur composition spécifique, leur structure, le type de régime forestier en place, leur densité, le taux moyen de croissance annuelle des arbres et l'indice de biodiversité potentielle pour évaluer les équilibres sylvicole et écologique à l'œuvre parce qu'ils influencent indirectement la vitalité des arbres.

Le présent rapport synthétise les connaissances de l'état de santé des arbres analysés et propose des interventions de gestion qui découlent des diagnostics réalisés.

³ Mattheck, C., Breloer, H. *The body language of trees, a handbook for failure analysis*. The Stationery Office. London, UK, 2001, 240 p.

2. Méthodologie

2.1. Sélection, numérotation et cartographie des arbres

Les attributs des arbres inventoriés antérieurement ont été fournis par Bruxelles Environnement. Ils ont ensuite été reformatés pour éliminer les éléments obsolètes ou incompatibles, convertis en shapefile avec ArcGIS Pro 3.5.2. (Esri, 2025) et importés dans GeoVisia 5.6.7 (DataQuint, 2015) pour actualisation de l'inventaire sur le terrain.

Les nouveaux arbres de plus 90 cm de circonférence à 1,5 m de hauteur et ceux d'au moins 40 cm de circonférence condamnés à dépérir ont été cartographiés à 1 m de précision avec GeoVisia 5.6.7 (DataQuint, 2015) sur base de l'orthophoto aérienne dans le proche infrarouge (NIR) ou dans le visible (RGB), d'une résolution de 5 cm/pixel, du 20 septembre 2024 et géoréférencées en Lambert belge 72 (EPSG 31370)⁵. Ils ont ensuite été numérotés à la suite logique de la série existante.

2.2. Dimensionnement et caractérisation dendrologique

La circonférence des arbres a été remesurée à 1,5 m de haut avec un pentamètre enroulable d'après les instructions de la Société de Dendrologie belge⁴.

La hauteur des arbres a été estimée visuellement à 5 m de précision. Elle a également été calculée à l'emplacement des arbres à partir du modèle numérique de hauteur (MNH) obtenu par la différence entre le modèle numérique de surface (MNS) provenant du nuage de points lidar⁵ du 10 septembre 2021 et le modèle numérique de terrain⁵ (MNT) du 9 octobre 2021, en coordonnées Lambert belge 72 (EPSG 31370) avec ArcGIS Pro 3.5.2 (Esri Inc., 2025) (Figure 3).

⁴ Dendrologie belge. *Instructions à l'intention des collaborateurs à l'inventaire* [en ligne]. In Dendrologie belge. Consulté le 31 juillet 2025. Disponible sur : <https://www.dendrologie.be/fr/info>

⁵ Datastore.brussels. Consulté le 31 juillet 2025. Disponible sur : <https://datastore.brussels/web/data>

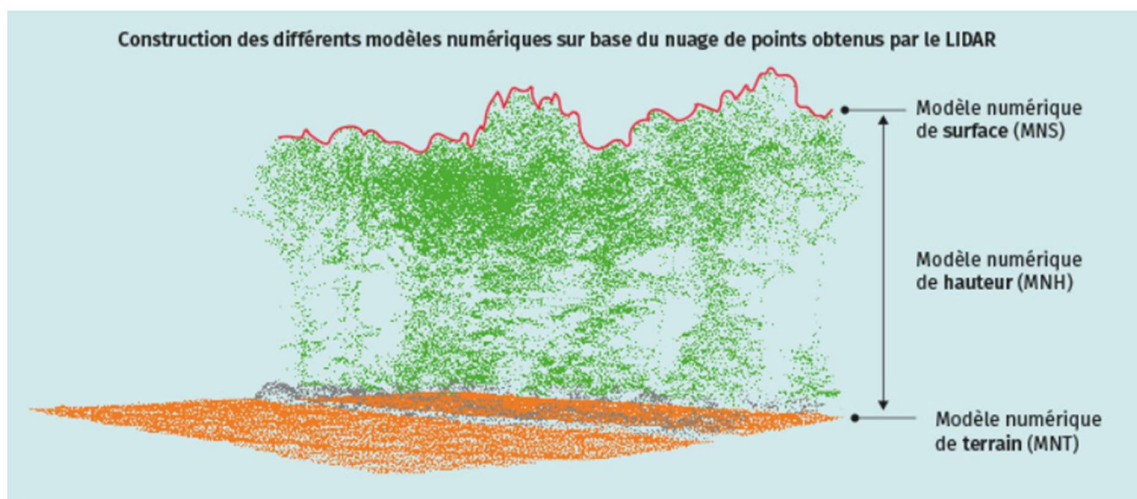


Figure 3. Principe de calcul de la hauteur des arbres à partir du nuage de points lidar.

L'envergure des couronnes a été mesurée au pas, à 5 m de précision, sur la base de leur projection verticale au sol.

Les essences ont été vérifiées et/ou déterminées selon le Code international de nomenclature botanique.

L'environnement immédiat des arbres a été déterminé en fonction de la typologie du paysage et des éventuelles infrastructures à leurs abords ; ces dernières étant considérées comme des cibles potentielles en cas de chute.

Le développement des arbres a été adapté sur la base d'une classification simplifiée des stades ontologiques de Rimbault *et al.* (1993)⁶.

Le statut patrimonial des arbres a été vérifié sur la base de l'inventaire des arbres remarquables de la Direction des Monuments et Sites de Bruxelles-Capitale⁷.

Le taux moyen de croissance annuelle (TMCA) de la circonférence des arbres a été calculé avec les circonférences de 2013 fournies par Bruxelles Environnement et celles remesurées en 2025 selon la formule suivante :

⁶ Rimbault, P. et Tanguy, M. *La gestion des arbres d'ornement. 1ère partie : Une méthode d'analyse et de diagnostic de la partie aérienne*. Revue forestière française, XLV, 1993, p. 97-117.

⁷ <https://sites.heritage.brussels/>

$$TMCA = \sum_{i=1}^n \frac{C_i(2025) - C_i(2013)}{\frac{12}{n}} \text{ (cm/an)}$$

Où :

- i = arbre dont $C_i(2025) > C_i(2013)$
- C_i = circonférence du tronc de l'arbre i
- n = nombre d'arbres dont $C_i(2025) > C_i(2013)$

Le volume de bois sur pied a été calculé avec la formule simplifiée suivante :

$$V = \sum_{i=1}^n \frac{C_i^2}{4\pi} \times h_i \times f$$

Où :

- i = un arbre mesuré
- n = nombre d'arbres sur pied
- C = circonférence du tronc (m^2)
- h = hauteur estimée (m)
- f = facteur de forme $\approx 0,7$ pour un arbre de peuplement forestier dense⁸

2.3. Indice de diversité des arbres

L'indice de diversité des arbres, qui varie de 0 (diversité nulle) à $\ln S$ (diversité maximale), a été calculé d'après la formule de Shannon suivante :

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

Où :

- i = une espèce du milieu d'étude
- p_i = proportion du peuplement constituée de l'espèce i
- S = richesse spécifique

⁸ Un coefficient de forme = 0,7 correspond à un coefficient de décroissance du tronc moyen $\approx 0,83$. In Barry-Lenger Anne, Evrard René et Gathy pierre, *La Forêt*, Editions du Perron, 1999, 623 p.

2.4. Surface terrière

La surface terrière de la zone d'intérêt étudiée, G , correspondant à la somme des sections transversales des troncs par unité de surface boisée, a été calculée avec la formule suivante :

$$G = \sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i^2}{4\pi} \right) / A$$

Où :

- i = un arbre mesuré
- n = nombre d'arbres sur pied
- C = circonférence du tronc (m^2)
- A = surface boisée (ha), calculée sur la base de l'emprise au sol des houppiers à partir le nuage de points lidar⁹ (Figure 12) avec ArcGIS Pro 3.5.2. (Esri Inc., 2025).

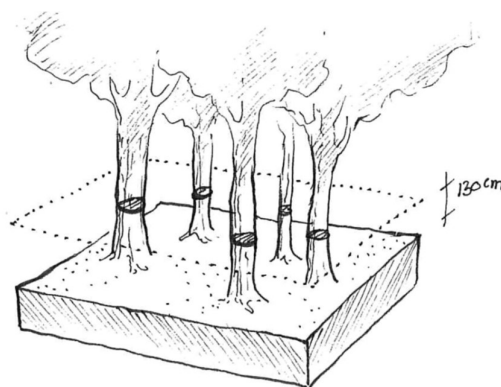


Figure 4. La surface terrière d'un peuplement est égale à la somme des sections de troncs des arbres⁹.

2.5. Evaluation sanitaire des arbres

L'état sanitaire des arbres a été déterminé par la méthode VTA (*Visual Tree Assessment*, Mattheck & Breloer, 2001)¹ en identifiant dans un premier temps leurs éventuels symptômes de maladies,

⁹ Freytet François, Bonnardot Augustin et Freytet Alain. *Mesurer les arbres*, CAUE de Seine-et-Marne, 2020, 9 p. Disponible sur : https://www.ressources-caue.fr/GED_K/117047993522/fiche-mesurer-les-arbres-au-24-mars-2020-.pdf

ravageurs et/ou défauts structurels. La cause des maladies a éventuellement été identifiée au terme d'un diagnostic. Dans un second temps, l'incidence de ces anomalies sur la santé et la stabilité des arbres a été évaluée en fonction de leur vigueur physiologique observable, leur stade de développement et la spécificité des relations hôtes-parasites.

L'état sanitaire global de chaque arbre a été décrit par un coefficient d'état sanitaire, ES, variant de 0 (arbre mort) à 1 (arbre sain), tel que défini en Région de Bruxelles-Capitale¹⁰ :

- 0 = arbre mort.
- 0,1 = limite extrême avant la mort de l'arbre.
- 0,2 à 0,5 = arbre dépérissant qui peut mourir dans les 2 à 5 ans qui suivent.
- 0,6 à 0,9 = arbre sain présentant certaines malformations ou troubles de croissance.
- 1 = arbre sain.

Du point de vue mécanique, les défauts structurels visibles depuis le sol ont été systématiquement recensés par examen visuel du collet, du tronc, des branches et des feuilles. En cas de défaut à la base du tronc, la qualité du bois interne a été estimée par tapotement auditif du bois au maillet. Les éventuelles cavités du bois accessibles depuis le sol ont été sondées avec une cane métallique pour en évaluer l'étendue et en déduire l'incidence sur la stabilité des arbres.

2.6. Evaluation de la dangerosité des arbres

La dangerosité associée aux arbres a été évaluée d'après la méthode de Matheny & Clark (1994)¹¹ en intégrant 3 facteurs indépendants :

- A. le risque de rupture/basculement,
- B. la dimension de l'organe le plus instable et
- C. la probabilité d'impacter une cible potentielle.

¹⁰ C.C.T 2015. *Cahier des charges type relatif aux voiries en Régions de Bruxelles-Capitale, chapitre K : Plantations et engazonnement*. Ministère de la Région de Bruxelles-Capitale, Administration de l'équipement et des déplacements – Direction des Voiries (Belgique), p. 824. Disponible sur <https://mobilite-mobiliteit.brussels/sites/default/files/cct2015fr.pdf>

¹¹ Matheny, N. P. and Clark, J. R. *A Photographic Guide to the Evaluation of Hazard Trees in Urban Areas*. International Society of Arboriculture, Savoy, Illinois, 1994.

Ensuite, un niveau d'intensité (score) compris entre 1 et 4 a été associé respectivement à chacun de ces 3 facteurs.

Score	1	2	3	4
A. Risque de rupture/basculement	Faible	Modéré	Elevé	Sévère
B. Calibre de l'organe instable	< 150 mm	150–450 mm	450–900 mm	> 900 mm
C. Cible potentielle	Occasionnelle	Peu fréquente	Fréquente	Permanente

La somme des scores des 3 facteurs considérés donne le niveau de danger des arbres selon une échelle variant de 3 (très faible) à 12 (très élevé) permettant notamment une comparaison objective des niveaux de dangerosité entre les arbres.

Σ scores (A + B + C)	3-4	5-6	7-8	9-10	11-12
Niveau de danger	Très faible	Faible	Moyen	Elevé	Très élevé

Sur la base de l'état sanitaire et du danger associé, au moins une mesure de gestion adaptée a été proposée en vue de conserver autant que possible des arbres sains et/ou intéressants pour la biodiversité et/ou de grande valeur patrimoniale dans des conditions de sécurité acceptables.

Les arbres conseillés à l'abattage ont été marqués d'un point à la peinture fluo.

2.7. Notation écologique des arbres

La capacité d'accueil de la biodiversité par les arbres a été quantifiée d'après la méthode Néau¹² (Dufrêne & Larrieu, 2023)¹³ qui comptabilise la somme des points attribués à quatre critères :

1. La diversité de formes de dendromicrohabitats (de 0 à 7 points).
2. Le diamètre de l'arbre (de 0 à 5 points).
3. L'autochtonie (de 0 à 2 points).
4. La singularité (de 0 à 3 points).

La somme des points obtenus pour chaque critère fournit une notation correspondant à l'une des trois classes suivantes :

Σ points	0-4	5-9	10-17
Capacité d'accueil de la biodiversité	Faible	Ordinaire	Forte

2.8. Indice de biodiversité potentielle

L'indice de biodiversité potentielle (IBP) des peuplements forestiers a été calculé à partir de 7 facteurs dépendants de la gestion, tels que définis par Larrieu & Gonin (2008)¹⁴ :

- A. La richesse en essences forestières autochtones.
- B. La structure verticale de la végétation.
- C. Le bois mort sur pied de grosse circonférence.
- D. Le bois mort au sol.
- E. Le très gros bois vivant.
- F. Les arbres vivants porteurs de microhabitats.
- G. La présence de milieux ouverts.

¹²Notation écologique des arbres urbains.

¹³Dufrêne Benoît et Larrieu Laurent. *Méthode Néau, évaluation rapide du rôle écologique des arbres urbains*. Lettre de l'arboriculture, 2023, n° 113, p. 16-20. Disponible sur : https://www.ceiba-conseil.com/_files/ugd/0d6634_0019694ecf8b4c1eb24d3a21d481e8a7.pdf

¹⁴ Larrieu Laurent et Gonin Pierre. *L'indice de biodiversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers*. Revue forestière française, 2008, 60 (6), p. 727-748. Disponible sur : https://hal.science/hal-03449570v1/file/727_748_LARRRIEU.pdf

Les facteurs A, C, D et E ont été déterminés à partir des caractéristiques dendrologiques relevé dans l'inventaire. Le critère B a été évalué par l'analyse du nuage de points lidar. Le critère F a été évalué par la méthode Néau (cf. section 2.7, ci-dessus). Enfin, Le critère G a été évalué par analyse topographique des orthophotos aériennes RGB avec ArcGIS Pro 5.2.3. (Esri Inc., 2025).

Une note de 0, 2 ou 5 a été attribuée à chaque facteur en fonction de leurs niveaux d'intensité repris dans la grille de notation de Larrieu & Gonin (2008)¹⁴.

La somme des notes obtenues pour chaque facteur fournit une note absolue totale comprise en 0 et 35, correspondant à une note relative et à l'indice de biodiversité potentielle suivant le tableau ci-dessous :

Note absolue	Note relative (%)	Biodiversité potentielle liée à la gestion
0-5	0-15	Faible
6-12	16-35	Assez faible
13-22	36-65	Moyenne
23-31	66-90	Assez forte
32-35	91-100	Forte

2.9. Traitement des données

Les données collectées ont été encodées avec GeoVisia 5.6.7 Field (DataQuint, 2015), vérifiées avec Microsoft Access 365 et exportées vers Microsoft Excel 365.

Les cartes thématiques ont été réalisées avec ArcGIS Pro 3.5.2 (Esri Inc., 2025).

Les fiches diagnostiques d'arbres ont été conçues avec FastReport.Net 1.8.1 (Fast Report Inc., 2008- 2011) en y associant dynamiquement la base de données de GeoVisia 5.6.7 Office (DataQuint, 2015).

3. Résultats et discussions

3.1. Etat phytotechnique

La zone d'intérêt étudiée comprend de l'ordre de 176 (= 42 chandelles¹⁵ + 119 grumes + 15 chablis) unités de bois morts sur pied ou au sol (Figure 5) ; ce qui correspond à environ 10,1 % (= $176/(1559+176)$) du volume total de bois, soit une proportion qui se rapproche fortement de la quantité moyenne de bois morts dans les forêts naturelles non exploitées dans les régions tempérées.

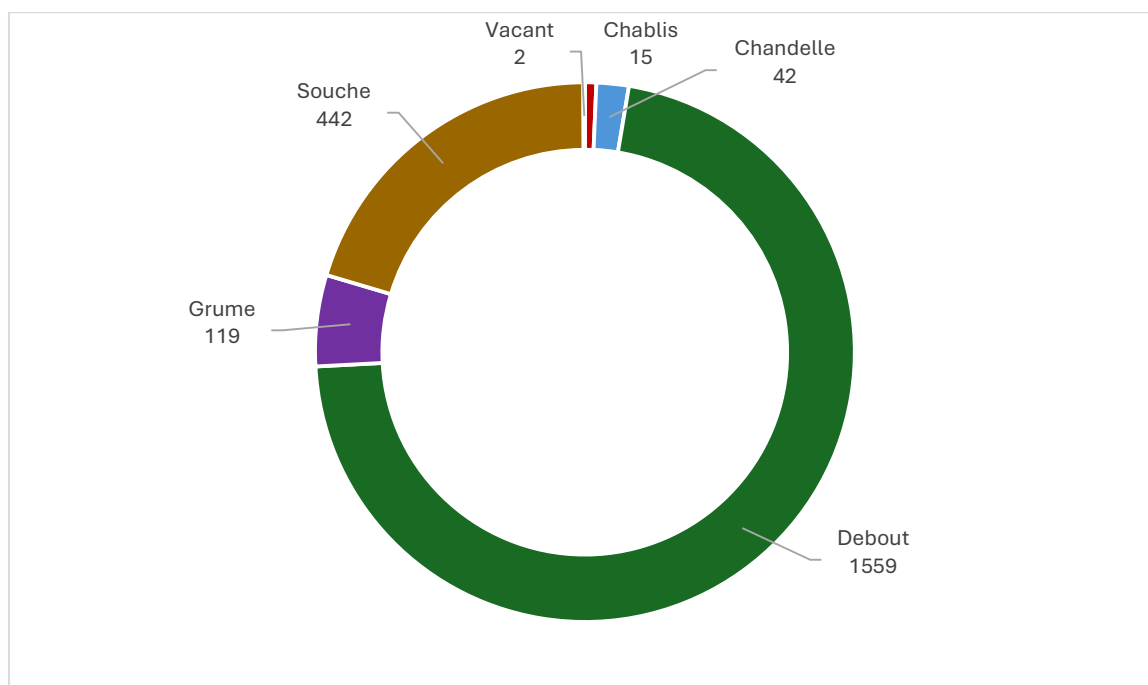


Figure 5. Distribution des statuts phytotechniques des arbres.

Or, l'objectif quantitatif dans les habitats boisés dans la Zone Spéciale de Conservation (ZSC I) de la vallée de la Woluwe requiert en principe seulement 5 % du volume total sur pied ou au sol en bois mort. Par conséquent, la zone d'intérêt étudiée contiendrait un excédent de l'ordre de 82 (= $(0,05 \cdot 1559)/(1-0,05)$) unités de bois mort par rapport aux objectifs Natura 2000 requis.

A titre de comparaison, seulement 2 arbres morts par hectare et 1 arbre d'intérêt biologique pour 2 hectares sont obligatoires dans les habitats forestiers Natura 2000 en Wallonie.

¹⁵ En supposant que les chandelles soient mortes ; ce qui n'est pas nécessairement toujours le cas.

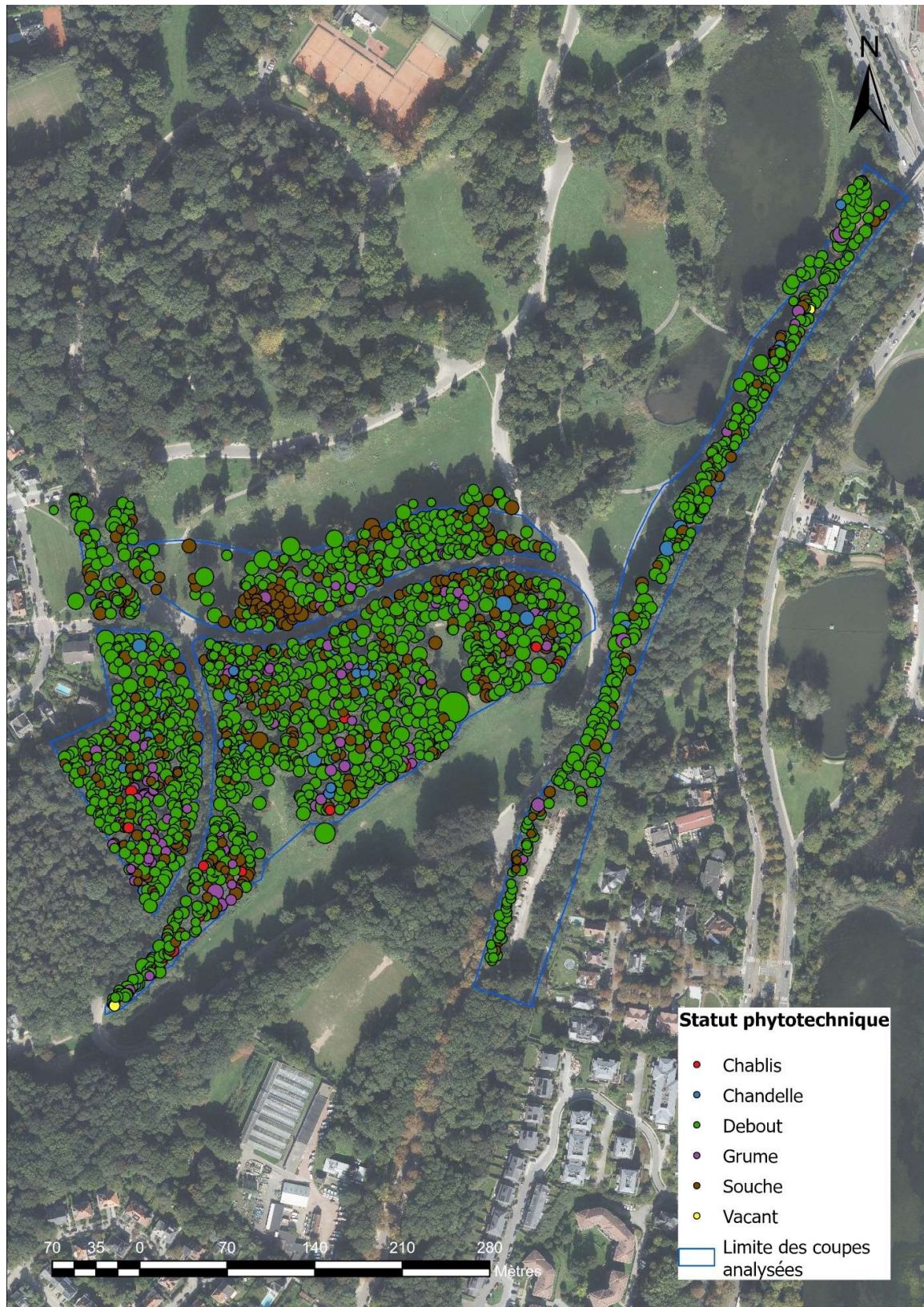


Figure 6. Statut phytotechnique des arbres inventoriés.

3.2. Statut patrimonial

D'après l'inventaire du patrimoine naturel¹⁶, la zone d'intérêt étudiée comprend cinq arbres classés (Noyer noir n° 15214, Erable rouge n° 15289, Châtaignier n° 15521, Séquoia géant n° 16023 et Chêne des marais n° 16163), dont trois (n° 15289, 16023 et 16163) sont inscrits à l'inventaire légal des arbres « remarquables » depuis le 19 août 2024 et publiés au Moniteur belge¹⁷ (Figure 7).

¹⁶ <https://sites.heritage.brussels/>

¹⁷ <https://gis.urban.brussels/brugis/#/>



Figure 7. Statut patrimonial des arbres inventoriés.

3.3. Caractérisation des peuplements

3.3.1. Composition spécifique

L'inventaire dendrologique a permis de recenser 48 essences différentes réparties parmi 1.601 arbres debout ou chandelles.

La distribution des essences d'arbres en fonction du nombre d'effectifs montre que 80 % des effectifs sont représentés par seulement 8 essences : l'Erable sycomore (21 %), le Frêne commun (11,9 %), le Chêne pédonculé (9,7 %), l'Erable plane (9,1 %), le Pin sylvestre (9,1 %), le Hêtre (8,6 %), le Chêne rouge d'Amérique (5,9 %) et le Châtaignier (4,5 %) (Figure 8).

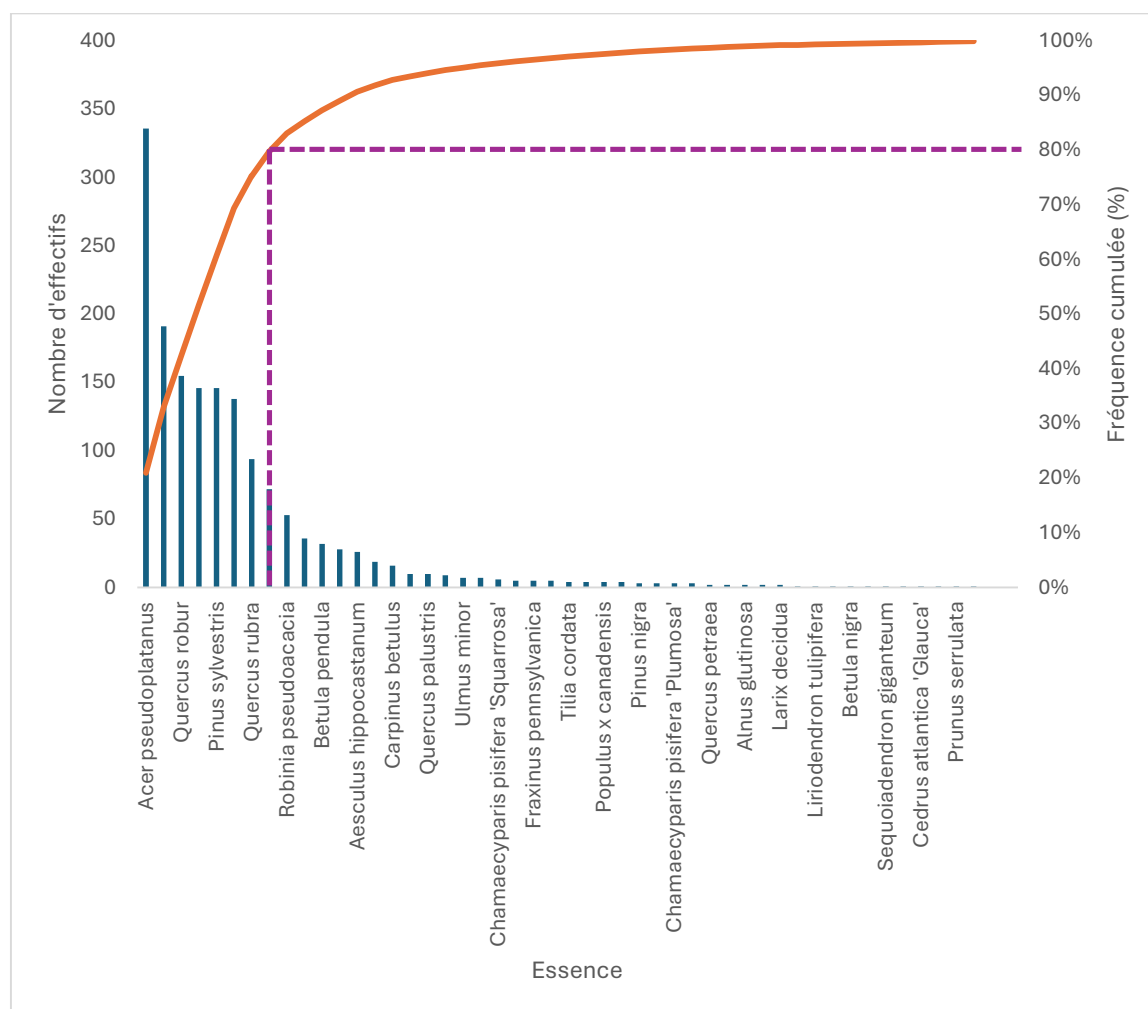


Figure 8. Distribution du nombre d'effectifs en fonction des essences.

Cette distribution déséquilibrée des essences dans les peuplements étudiés fait apparaître la loi de Pareto selon laquelle un petit nombre (20 %) d'essences compétitives et adaptées aux conditions locales domine le peuplement en nombre d'effectifs (80 %). Autrement dit, même si le nombre total d'essences est élevé, l'abondance relative des essences est faible.

Cette diversité faible à modérée est confirmée par un indice de Shannon égal à 2,69 sur une échelle comprise entre 0 et 3,9 [= $\ln(48)$].

Or, une diversité effective limitée peut rendre les peuplements moins résilients face aux maladies, aux parasites ou aux changements climatiques.

La proportion importante (4,7 %) de nouveaux sujets atteints par l'armillaire (*Armillaria mellea*) en 2025 tend à confirmer cette thèse (voir section 3.4.2, ci-dessous).

En termes de gestion sylvicole, cette distribution déséquilibrée suggère qu'agir en priorité sur seulement 20 % des essences permettrait de résoudre 80 % des problèmes liés à la gestion des peuplements. Les essences dominantes malades pourraient donc en principe être ciblées prioritairement en éliminant les sujets condamnés à dépérir et/ou dangereux, ouvrir des éclaircies sanitaires dans les peuplements, apporter davantage de lumière dans les strates inférieures et au sol, favoriser la régénération naturelle ou permettre l'introduction d'essences autochtones alternatives¹⁸ et ainsi rééquilibrer progressivement la composition des peuplements.

¹⁸ Bruxelles Environnement. *Espèces végétales indigènes et conseillées*. Infofiche, 2017 : https://document.environnement.brussels/opac_css/elecfile/IF_2017_LIST_EspecesVegetales_indigenes_conseillees_fr

Tableau 1. Fréquence (par ordre décroissant) des essences recensées et calcul de l'indice de Shannon.

Essence	Fréquence	Pi	Ln(Pi)	Pi*Ln(Pi)
<i>Acer pseudoplatanus</i>	336	0,210	-1,56	-0,33
<i>Fraxinus excelsior</i>	191	0,119	-2,13	-0,25
<i>Quercus robur</i>	155	0,097	-2,34	-0,23
<i>Acer platanoides</i>	146	0,091	-2,40	-0,22
<i>Pinus sylvestris</i>	146	0,091	-2,40	-0,22
<i>Fagus sylvatica</i>	138	0,086	-2,45	-0,21
<i>Quercus rubra</i>	94	0,059	-2,84	-0,17
<i>Castanea sativa</i>	72	0,045	-3,10	-0,14
<i>Robinia pseudoacacia</i>	53	0,033	-3,41	-0,11
<i>Picea abies</i>	36	0,022	-3,80	-0,09
<i>Betula pendula</i>	32	0,020	-3,91	-0,08
<i>Prunus avium</i>	28	0,017	-4,05	-0,07
<i>Aesculus hippocastanum</i>	26	0,016	-4,12	-0,07
<i>Acer pseudoplatanus</i> 'Atropurpureum'	19	0,012	-4,43	-0,05
<i>Carpinus betulus</i>	16	0,010	-4,61	-0,05
<i>Tilia x euclora</i>	10	0,006	-5,08	-0,03
<i>Quercus palustris</i>	10	0,006	-5,08	-0,03
<i>Platanus x hispanica</i>	9	0,006	-5,18	-0,03
<i>Ulmus minor</i>	7	0,004	-5,43	-0,02
<i>Taxus baccata</i>	7	0,004	-5,43	-0,02
<i>Chamaecyparis pisifera</i> 'Squarrosa'	6	0,004	-5,59	-0,02
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	5	0,003	-5,77	-0,02
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	5	0,003	-5,77	-0,02
<i>Thuja plicata</i>	5	0,003	-5,77	-0,02
<i>Tilia cordata</i>	4	0,002	-5,99	-0,01
<i>Fraxinus excelsior</i> 'Diversifolia'	4	0,002	-5,99	-0,01
<i>Populus x canadensis</i>	4	0,002	-5,99	-0,01
<i>Acer macrophyllum</i>	4	0,002	-5,99	-0,01
<i>Pinus nigra</i>	3	0,002	-6,28	-0,01
<i>Acer rubrum</i>	3	0,002	-6,28	-0,01
<i>Chamaecyparis pisifera</i> 'Plumosa'	3	0,002	-6,28	-0,01
<i>Juglans nigra</i>	3	0,002	-6,28	-0,01
<i>Quercus petraea</i>	2	0,001	-6,69	-0,01
<i>Tilia x europaea</i>	2	0,001	-6,69	-0,01
<i>Alnus glutinosa</i>	2	0,001	-6,69	-0,01
<i>Fagus sylvatica</i> 'Atropunicea'	2	0,001	-6,69	-0,01
<i>Larix decidua</i>	2	0,001	-6,69	-0,01
<i>Tilia platyphyllos</i>	1	0,001	-7,38	0,00
<i>Liriodendron tulipifera</i>	1	0,001	-7,38	0,00
<i>Abies concolor</i>	1	0,001	-7,38	0,00
<i>Betula nigra</i>	1	0,001	-7,38	0,00
<i>Acer velutinum</i>	1	0,001	-7,38	0,00
<i>Sequoiadendron giganteum</i>	1	0,001	-7,38	0,00
<i>Pinus strobus</i>	1	0,001	-7,38	0,00
<i>Cedrus atlantica</i> 'Glaucua'	1	0,001	-7,38	0,00
<i>Cedrus deodara</i>	1	0,001	-7,38	0,00
<i>Prunus serrulata</i>	1	0,001	-7,38	0,00
<i>Quercus x turneri</i>	1	0,001	-7,38	0,00
Total	1601	1		2,69

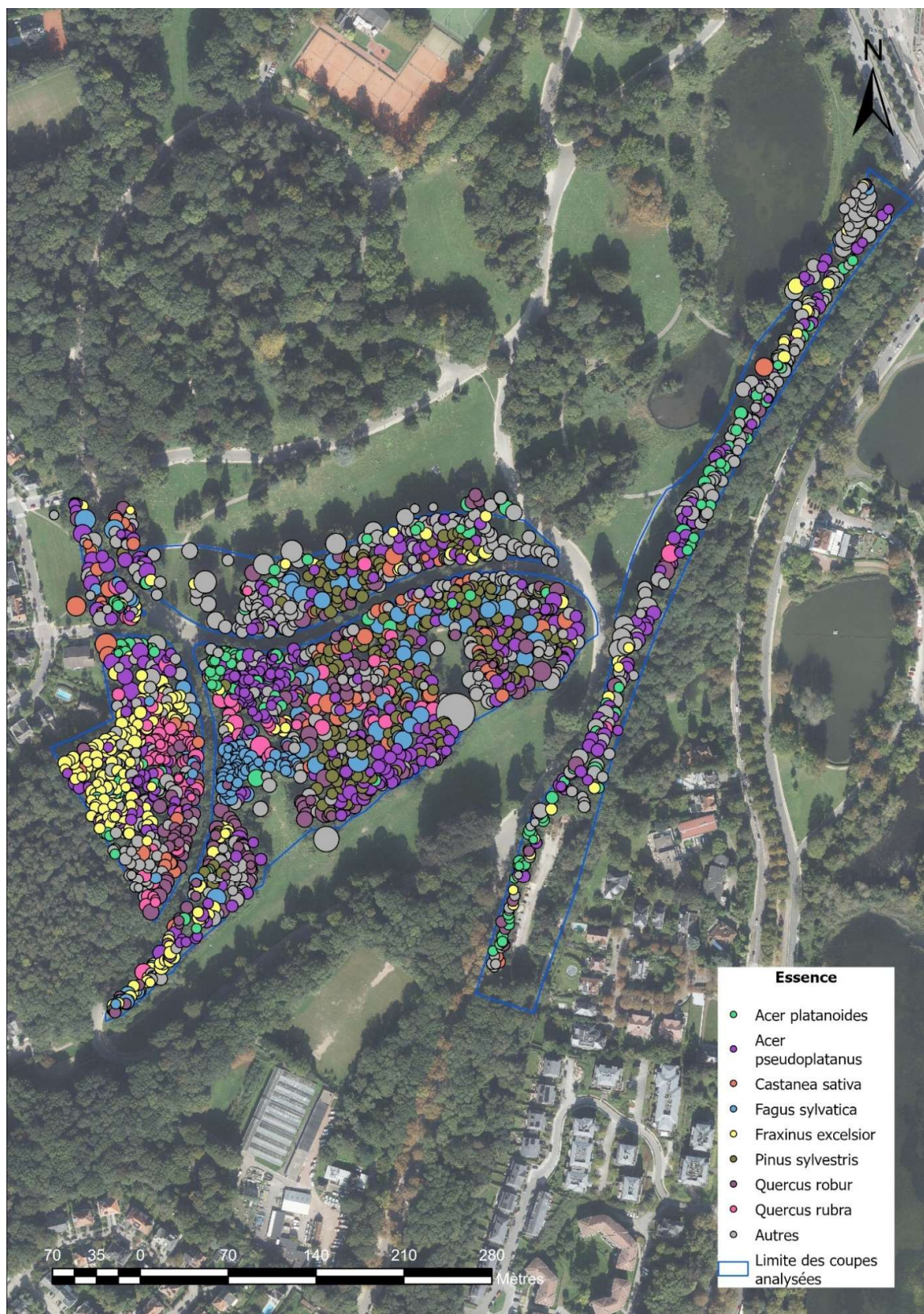


Figure 9. Top 8 des essences les plus fréquentes.

3.3.2. Structure des peuplements

La distribution du nombre d'arbres par classe de circonférences montre qu'à partir de 110 cm de circonférence la fréquence des arbres décroît au fur et à mesure que les classes de circonférences augmentent (Figure 10). Cette décroissance exponentielle est typique d'une futaie irrégulière jardinée dans laquelle les arbres des plus gros calibres sont de plus en plus rares et remplacés par des arbres des calibres inférieurs.

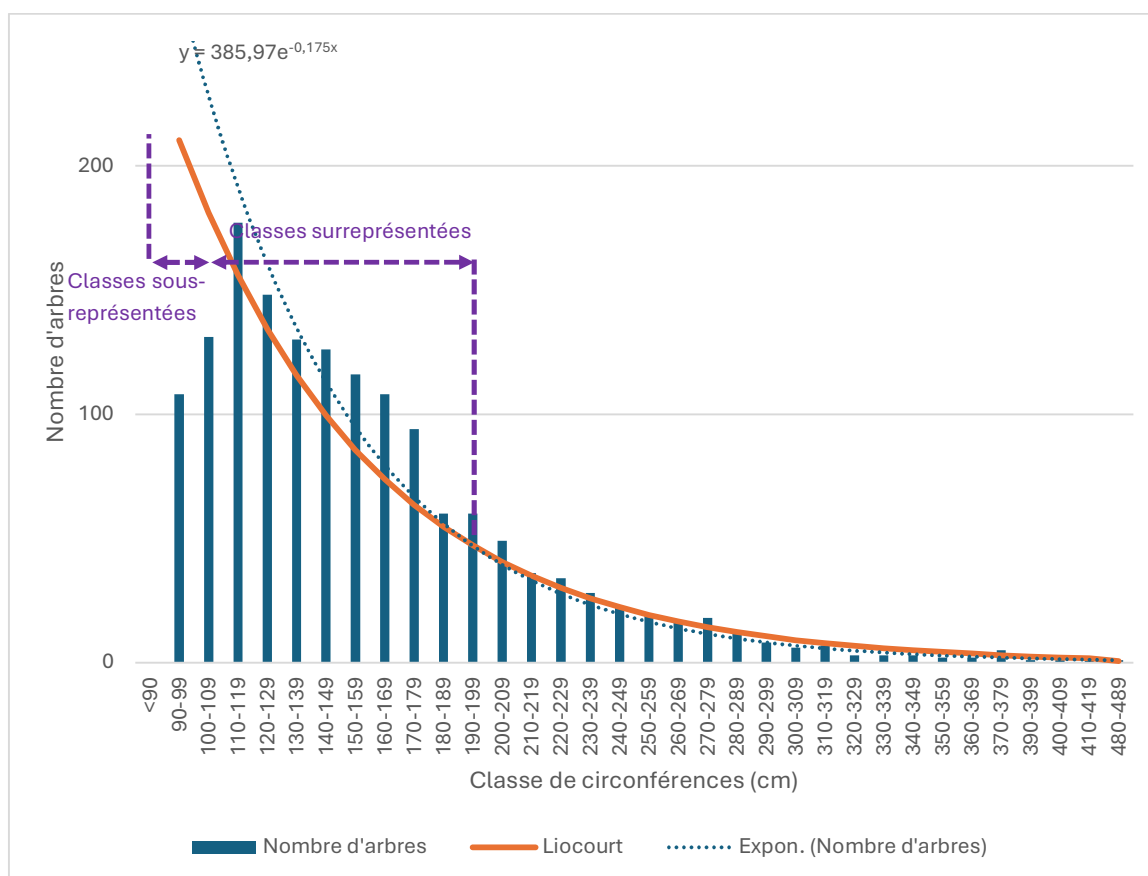


Figure 10. Distribution du nombre d'arbres par classes de circonférences.

Pour déterminer dans quelle mesure ce régime forestier est équilibré, la distribution des effectifs en fonction des classes de circonférences a été comparée au modèle théorique de la futaie jardinée de Liocourt.

Selon la règle de Liocourt, la distribution du nombre d'arbres en fonction des classes de diamètres dans une futaie jardinée peut être modélisée avec la formule suivante : $N_d = N_0 \cdot e^{-k \cdot d}$

où :

- N_d = nombre d'arbres dans la classe de diamètre d (en cm)
- N_0 = nombre d'arbres dans la classe du plus petit diamètre
- k = coefficient de décroissance
- d = diamètre (souvent, le centre de la classe)

Ne connaissant pas le nombre d'arbres dans les classes de circonférences inférieures à 90 cm, N_0 a été estimé à partir de la courbe de tendance exponentielle calculée avec Excel 365 ($y = 320,33e^{-0,175x}$). Lorsque x (classe de circonférences) tend vers 0, alors $y = N_0 \approx 871$ (Figure 10).

Le coefficient de décroissance, k , a été calculé par régression linéaire de $\ln(d)$ en fonction de d , soit $k = 0,047$; une valeur faible (généralement comprise entre 0,04 et 0,07) qui indique que la structure de la futaie jardinée est riche en gros bois.

La courbe de Liocourt (en orange dans la Figure 10) obtenue avec les 2 facteurs ci-dessus montre que le modèle théorique de la futaie jardinée se rapproche de la distribution du nombre d'effectifs en fonction des classes de circonférences (histogramme en bleu dans la Figure 10). Elle indique surtout un déficit d'effectifs dans les classes de 90 à 110 cm de circonférence, probablement à cause d'un manque d'éclaircie du peuplement dans le passé et donc d'une diminution des capacités de développement des arbres des classes de circonférences inférieures dominées. Cependant, le manque de données relatives aux arbres des classes de circonférences inférieures à 90 cm ne permet pas de préciser davantage la dynamique sylvicole qui s'y rapporte. Enfin, la différence entre les effectifs et le modèle de Liocourt montre que 195 sujets des classes de circonférences comprises entre 110 et 210 cm sont surreprésentés par rapport au modèle théorique (Figure 11).

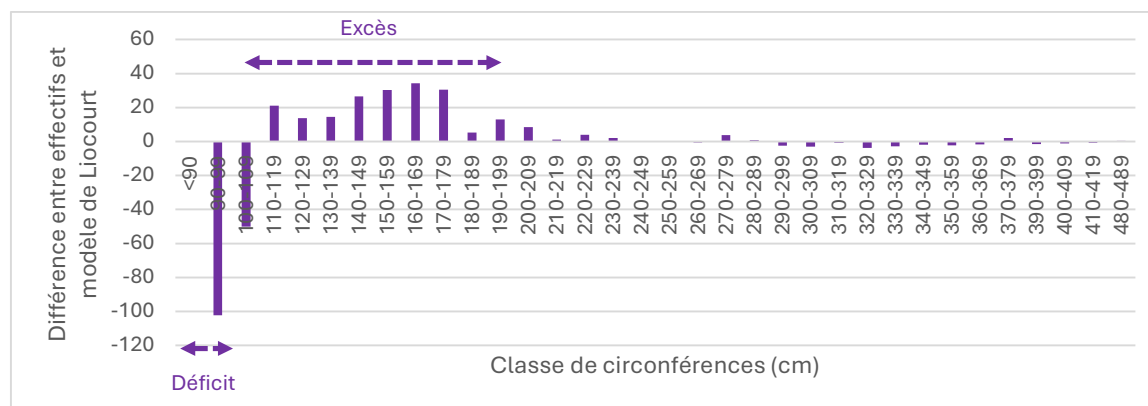


Figure 11. Déficit (-) et excès (+) d'effectifs par classe de circonférences par rapport au modèle de Liocourt.

Dans une futaie jardinée, l'objectif est de maintenir une surface terrière constante au cours du temps en optimisant l'équilibre dynamique entre la croissance des arbres et le prélèvement du bois de manière durable.

3.3.3. Surface terrière

La surface terrière des peuplements étudiés a été calculée à partir de la somme des sections de tronc des arbres sur pied inventoriés et de l'emprise au sol des couronnes d'arbres extraites du nuage de points lidar (11,61 ha), plutôt qu'à partir des superficies des coupes forestières définies par O. Baudry (2015)¹⁹ parce que ces dernières incluent des pelouses et excluent des arbres de lisière (Figure 12). Elle vaut au minimum 30 m²/ha et correspond à un volume de bois sur pied estimé à au moins 550 m³/ha (= 6.381 m³/11,61 ha), sachant que l'entièreté des arbres < 90 cm de circonférence n'a pas été inventoriée.

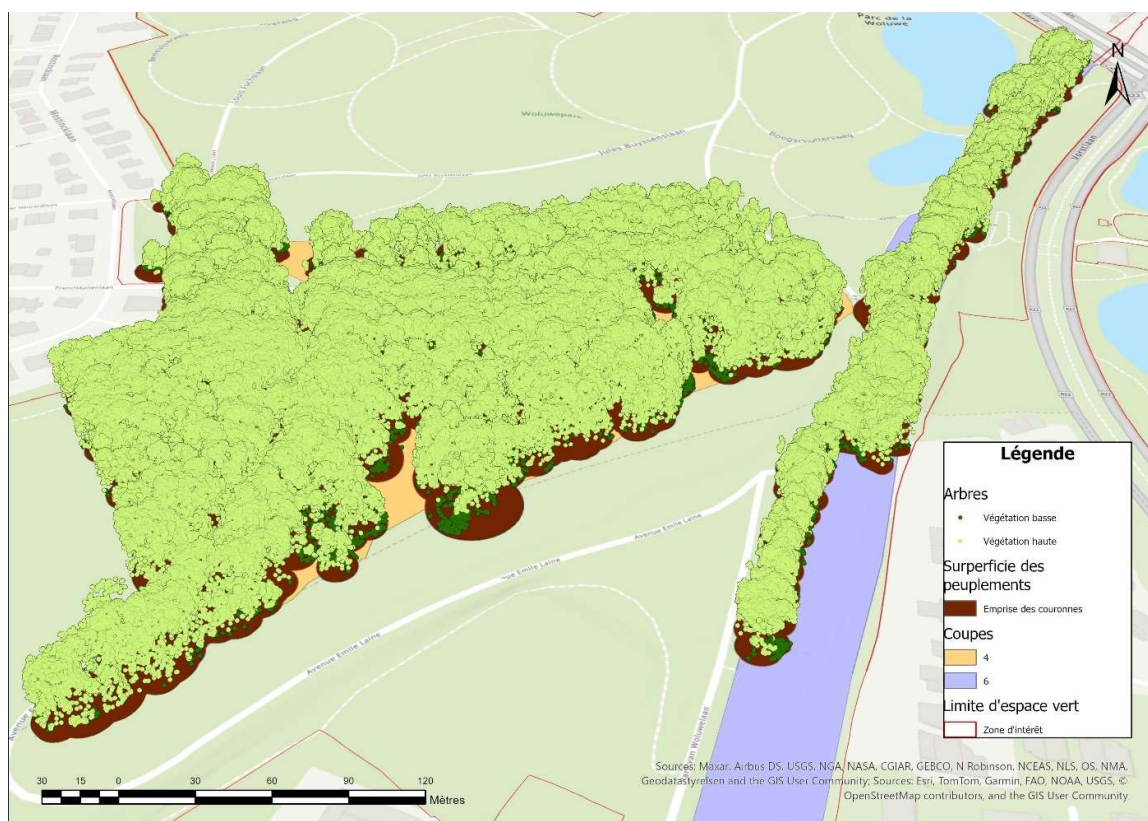


Figure 12. Structure 3D des peuplements et emprise au sol des couronnes d'arbres.

De telles valeurs sont élevées, d'après Sanchez (2014)¹⁹, bien qu'habituelles sur sol limoneux bien drainé et très fertile en Belgique. Elles indiquent des peuplements forestiers denses, bien développés, très productifs et relativement matures (Figure 13).

¹⁹ Sanchez, C. *La sylviculture Pro Silva en Wallonie – Mesures et recommandations du DNF*. Forêt.Nature, 2014, p. 14.

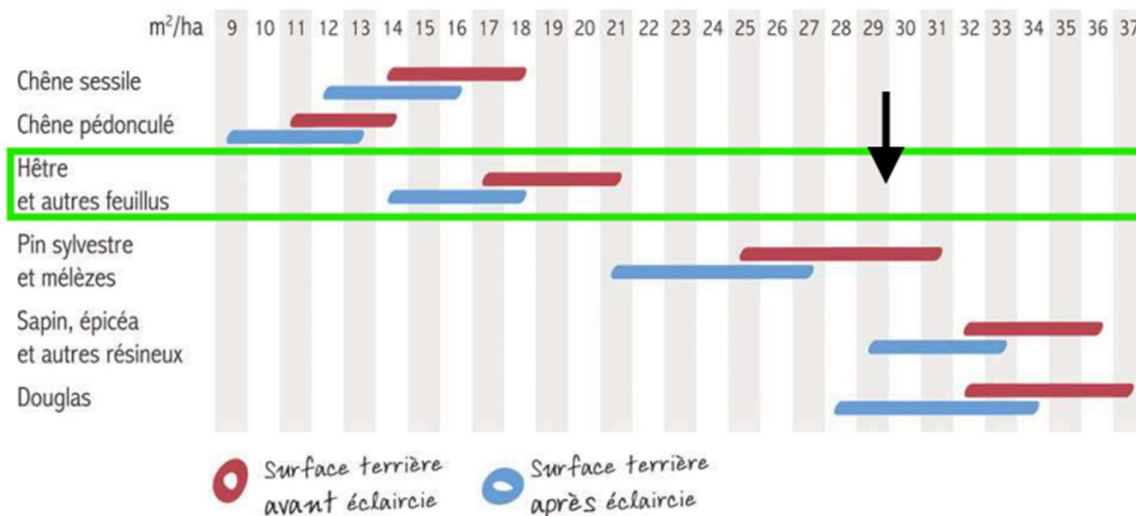


Figure 13. Surface terrière effective dans les peuplements étudiés en 2025 (flèche noire) comparée aux surfaces terrières-objectifs en sylviculture pro-sylva (Sanchez, 2014)¹⁹.

Cette forte densité suggère une compétition intense entre les arbres dominants et explique notamment le faible développement de la végétation arbustive (< 10 m de haut) et arborescente basse (entre 10 et 20 m de haut) à cause d'un manque de luminosité, tel qu'observé dans plusieurs peuplements (cf. Figure 14 A et B, ci-dessous) ; ce qui tend à réduire le potentiel d'accueil de biodiversité (cf. section 3.6.2, p. 38, ci-dessous). Par ailleurs, la compétition entre les arbres contribue à stimuler leur croissance verticale aux dépens d'une mobilisation efficace de leurs défenses naturelles ; ce qui peut les rendre plus susceptibles aux infections parasitaires.

Or, dans une futaie jardinée équilibrée, les peuplements sont en principe éclaircis progressivement en favorisant les arbres les plus vigoureux et en laissant suffisamment d'espace entre eux pour que chacun puisse se développer correctement, sans stress excessif. Il s'agit donc d'une gestion continue où les coupes sont fréquentes mais moins intensives pour maintenir une surface terrière cible constante et pérenniser durablement l'équilibre dynamique de l'écosystème.

A titre indicatif, Baudry (2015)¹ conseille de maintenir une surface terrière-cible de 20-25 m²/ha qui semble correspondre aux objectifs de gestion souhaités (sécurité, résilience des peuplements, préservation d'arbres de valeur ou patrimoniaux, essences à privilégier, accueil de la biodiversité, etc.) et aux caractéristiques stationnelles du parc de Woluwe.

A ce stade, le taux moyen de croissance annuel (TMCA) de 1 cm/an, calculé à partir de la différence entre les circonférences des arbres debout mesurées en 2013 et 2025, toutes essences confondues, a permis de déterminer l'accroissement net annuel en surface terrière qui vaut 0,34 m²/ha/an et qui correspond à un accroissement en volume de bois net annuel de 6,1 m³/an.

Autrement dit, si aucune coupe n'était réalisée (*status quo*), la surface terrière des peuplements pourrait augmenter de l'ordre d' $1 \text{ m}^2/\text{ha}$ (ou $18,3 \text{ m}^3$) tous les 3 ans.

En revanche, si les 104 coupes sanitaires et/ou sécuritaires conseillées **Error! Reference source not found.** (cf. section **Error! Reference source not found.**, p. **Error! Bookmark not defined.**), équivalant à $1,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ (ou à un volume de bois de 294 m^3), étaient réalisées intégralement d'ici 2028, la surface terrière pourrait redescendre à $28,5 \text{ m}^2/\text{ha}$, mais elle serait rapidement contrebalancée par l'accroissement en surface terrière des arbres debout restants ($0,34 \text{ m}^2/\text{ha}/\text{an}$) pour remonter jusqu'à $29,5 \text{ m}^2/\text{ha}$, soit quasiment à la valeur de la surface terrière actuelle de 2025.

Par conséquent, des coupes de régénération étalées sur plusieurs années seraient nécessaires pour réduire la surface terrière de $30 \text{ m}^2/\text{an}$ à la valeur-objectif de $25 \text{ m}^2/\text{ha}$. Elles pourraient être axées utilement parmi les 195 effectifs identifiés en excès par rapport au modèle théorique de Liocourt dans les classes de circonférences comprises entre 110 et 210 cm (Figure 11, ci-dessus).

Par exemple, si des coupes de régénération étaient planifiées sur 9 ans, alors il faudrait prélever lors de chaque rotation de 3 ans une quantité de bois sur pied de $1,67 \text{ m}^2/\text{ha}$ pour atteindre la réduction de surface terrière souhaitée de $5 \text{ m}^2/\text{ha}$ et de $1,02 \text{ m}^2/\text{ha}$ supplémentaires pour compenser l'accroissement net annuel en surface terrière ($0,34 \text{ m}^2/\text{ha}/\text{an}$), soit un total de $2,69 \text{ m}^2/\text{ha}$ tous les 3 ans. Un étalement de ces opérations sur une échelle de temps plus longue pourrait être envisagé pour diminuer l'intensité des prélèvements.

Une fois la valeur-objectif de $25 \text{ m}^2/\text{ha}$ atteinte, la détermination d'un taux de prélèvement annuel en surface terrière correspondant à la quantité de bois nouvellement produit chaque année permettrait de maintenir l'équilibre des peuplements en termes de volumes de bois sur pied, grâce à des coupes d'éclaircies légères.



Figure 14. Physionomie représentative de deux types de strates inférieures. A et B : Sous-étages faiblement végétalisés dans des peuplements denses. C et D : Strates herbacée et arbustive abondantes dans des peuplements ouverts grâce à des éclaircies.

3.4. Etat sanitaire des arbres

3.4.1. Vue d'ensemble

La distribution des 1.601 arbres en fonction de leur coefficient d'état sanitaire (ES), forme une distribution normale autour d'une moyenne de 0,72 (Figure 15).

Schématiquement, ces arbres peuvent être répartis en 4 classes principales d'état sanitaire :

- 42 arbres étaient morts sur pied ($ES = 0$).
- 123 arbres étaient en voie de dépérissement ($0,1 \leq ES \leq 0,5$).
- 155 arbres avaient une vitalité médiocre ($ES = 0,6$).
- 1.281 arbres avaient une vitalité satisfaisante ou bonne ($ES \geq 0,7$).

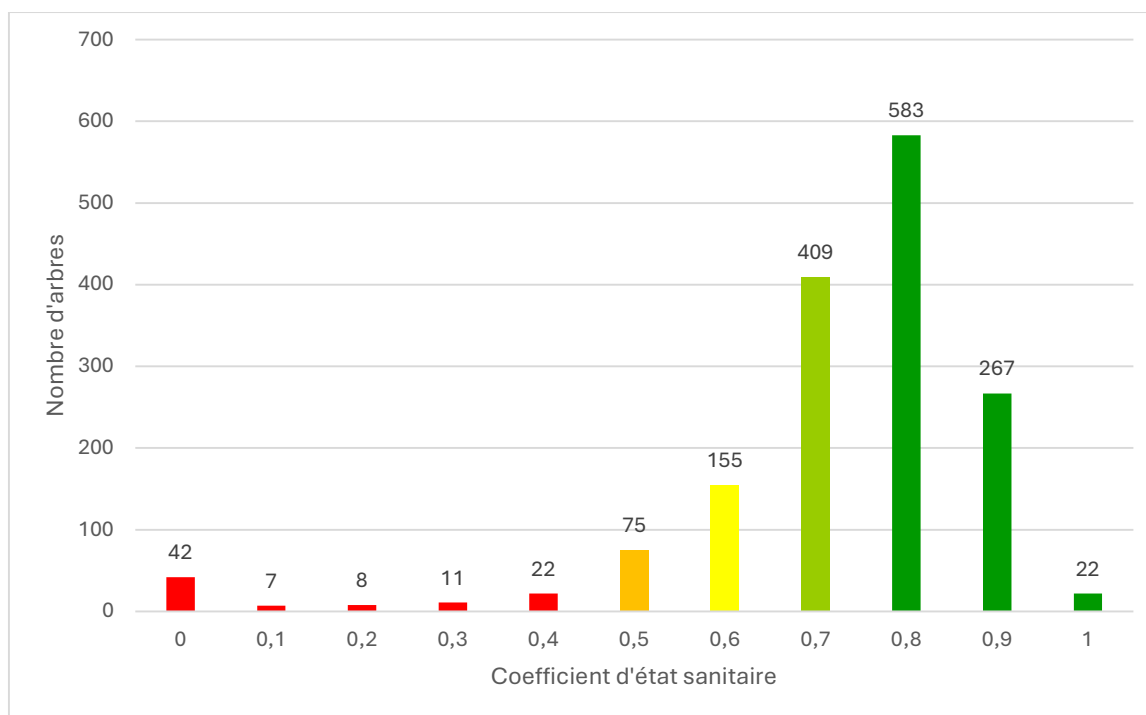


Figure 15. Fréquence des coefficients d'état sanitaire

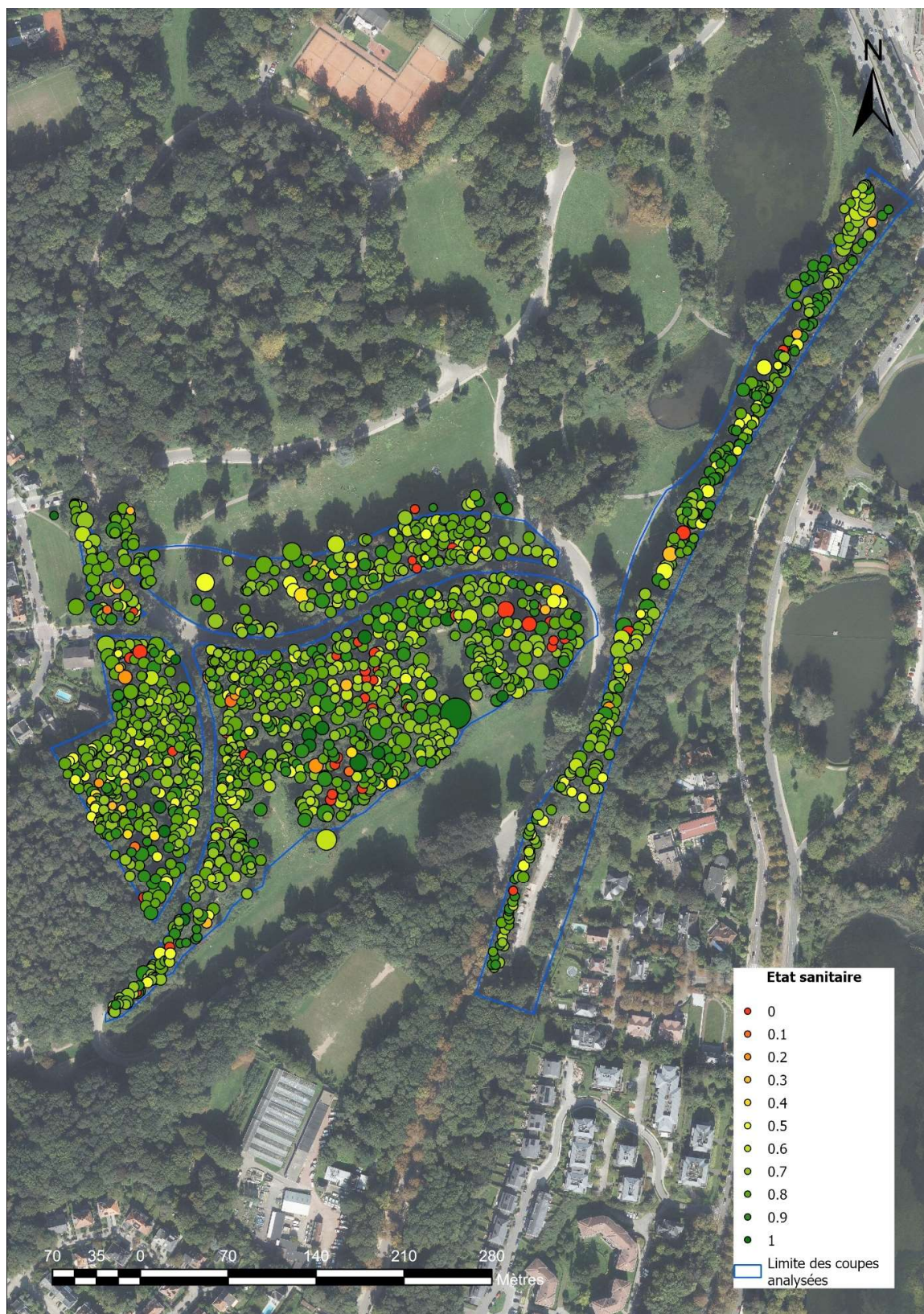


Figure 16. Coefficient d'état sanitaire des arbres examinés.

3.4.2. Cause principale des mortalités observées

L'agent phytopathogène le plus fréquemment observé dans les peuplements étudiés en 2025 est l'armillaire (souvent *Armillaria mellea*) avec 75 arbres infectés sur 1601 (4,7 %) sujets examinés (Figure 18).

Ce champignon basidiomycète est un redoutable « tueur d'arbres » répandu dans les écosystèmes boisés des régions tempérées. Il a un comportement à la fois saprophytique (qui vit sur le bois mort) et parasitique (qui vit aux dépens d'hôtes vivants) puisqu'il peut rester latent plusieurs années dans la litière forestière et infecter quasiment toutes les essences d'arbres vivants qu'il rencontre. Il est responsable d'une pourriture blanche intense des racines et du collet qui provoque la mortalité des arbres atteints, voire leur basculement ou la rupture de la base des troncs quelques années seulement suivant l'infection.

La croissance de ce champignon est favorisée par la richesse du milieu en humidité, en matières organiques et en azote (qui est l'élément limitant principal de la croissance mycélienne puisque les parois cellulaires des champignons sont principalement constituées de chitine, un polymère de N-acétylglucosamine - Figure 17.A). En condition contrôlées de laboratoire, sa croissance est optimale dans une gamme de températures comprises entre 24 et 28 °C, mais elle chute rapidement au-delà de 30°C ou en-deçà de 10° C.

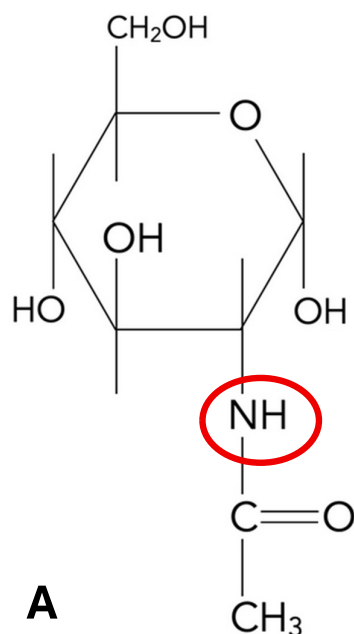


Figure 17. A. Structure moléculaire du N-acétylglucosamine montrant l'atome d'azote (N, en rouge). B. Rhizomorphes d'armillaire colonisant la base d'un tronc (flèche rouge).

L'armillaire est difficile voire impossible à éradiquer une fois qu'il est installé dans un massif boisé parce qu'il survit longtemps comme saprophyte dans les bois morts laissés au sol. En effet, à ses rhizomorphes noirâtres lui permettent 1°) de transporter activement l'eau, les éléments nutritifs et les sucres assimilés à partir d'un substrat riche en ressources (par exemple une souche, un tronc mort ou un arbre vivant) sur plusieurs mètres de distance, 2°) de favoriser sa propagation dans le sol entre deux hôtes, 3°) d'infecter des racines vivantes d'un nouvel hôte susceptible (arbre vieillissant, stressé, affaibli ou peu apte à mobiliser des barrières de défense naturelles efficacement) et 4°) de survivre dans le sol lorsque les conditions deviennent défavorables (sécheresse, gel, appauvrissement du sol en nutriments, etc.).

Toutefois, la reconnaissance des symptômes que l'armillaire provoque sur les arbres infectés et la cartographie des foyers actifs permettent d'identifier et de contrôler son expansion dans l'espace et dans le temps. Dans les coupes forestières n° 4 et 6, au moins sept foyers principaux d'armillaire ont été identifiés (Figure 19).

Le choix d'essences résistantes ou réputées moins susceptibles à l'armillaire est à favoriser, comme le Pin sylvestre ou le Chêne pubescent, des essences également adaptées aux périodes de sécheresse prolongées. Par ailleurs, la diversification des essences forestières permet de limiter dans une certaine la propagation rapide de l'armillaire dans un peuplement. Dans tous les cas, il faut éviter les monocultures sensibles (peupliers, bouleaux, frênes, robiniers, érables, etc.).

En cas d'intervention de gestion dans les massifs, il faut veiller à réduire les stress abiotiques comme la compaction du sol, les blessures racinaires qui facilitent les infections et les coupes rases qui laissent des souches et du bois mort au sol et permettent à l'armillaire de rester durablement en place. Idéalement, l'enlèvement mécanique des souches et des racines infectées permettraient de diminuer la quantité de substrat favorables à l'armillaire.

Les méthodes de lutte biologique par antagonisme, comme avec *Trichoderma* spp., n'ont pas encore fait leurs preuves en conditions réelles. Les méthodes chimiques par chaulage du sol n'ont pas d'efficacité reconnue. L'utilisation de fongicides est par ailleurs interdite. Dans les plantations de valeur, les foyers d'armillaire peuvent être isolés physiquement du reste du peuplement par le creusement de tranchées d'un moins 50 cm de profondeur pour empêcher la propagation des rhizomorphes du champignon par le sol, mais cette mesure est coûteuse, inefficace à grande échelle et inadaptée à un parc public.

A long terme, toute mesure de gestion hygiénique visant 1°) à éliminer progressivement les foyers d'infection identifiés (arbres infectés, souches pourries, grumes colonisées, chablis infectés, troncs morts sur pied atteints, etc.) et 2°) à réduire la quantité de déjections canines riches en azote et phosphore apportées quotidiennement au sol contribuerait à diminuer utilement la quantité d'inoculum d'infection au sein des peuplements touchés et à priver l'armillaire de ressources nécessaires à sa croissance.

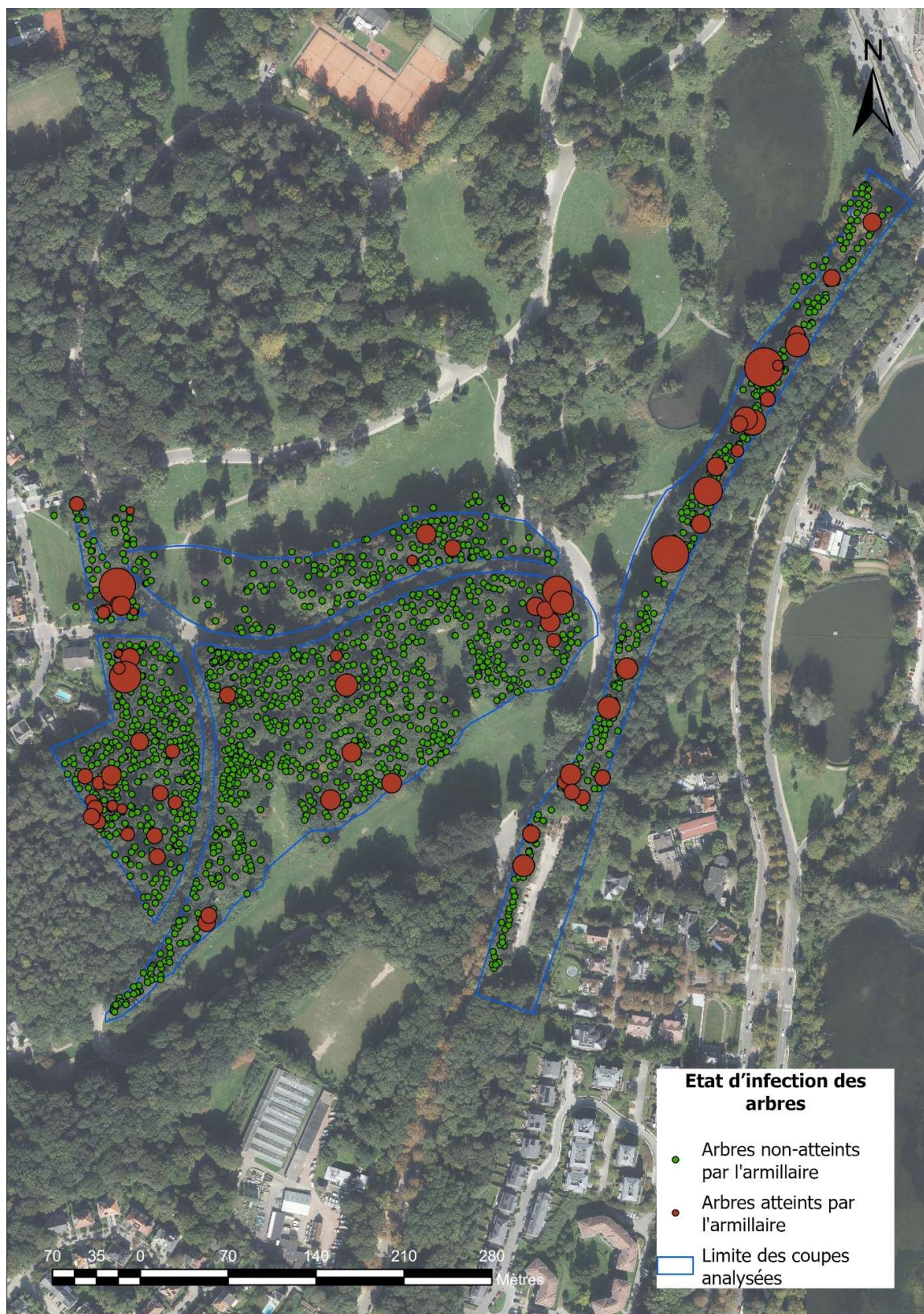


Figure 18. Arbres atteints par l'armillaire.

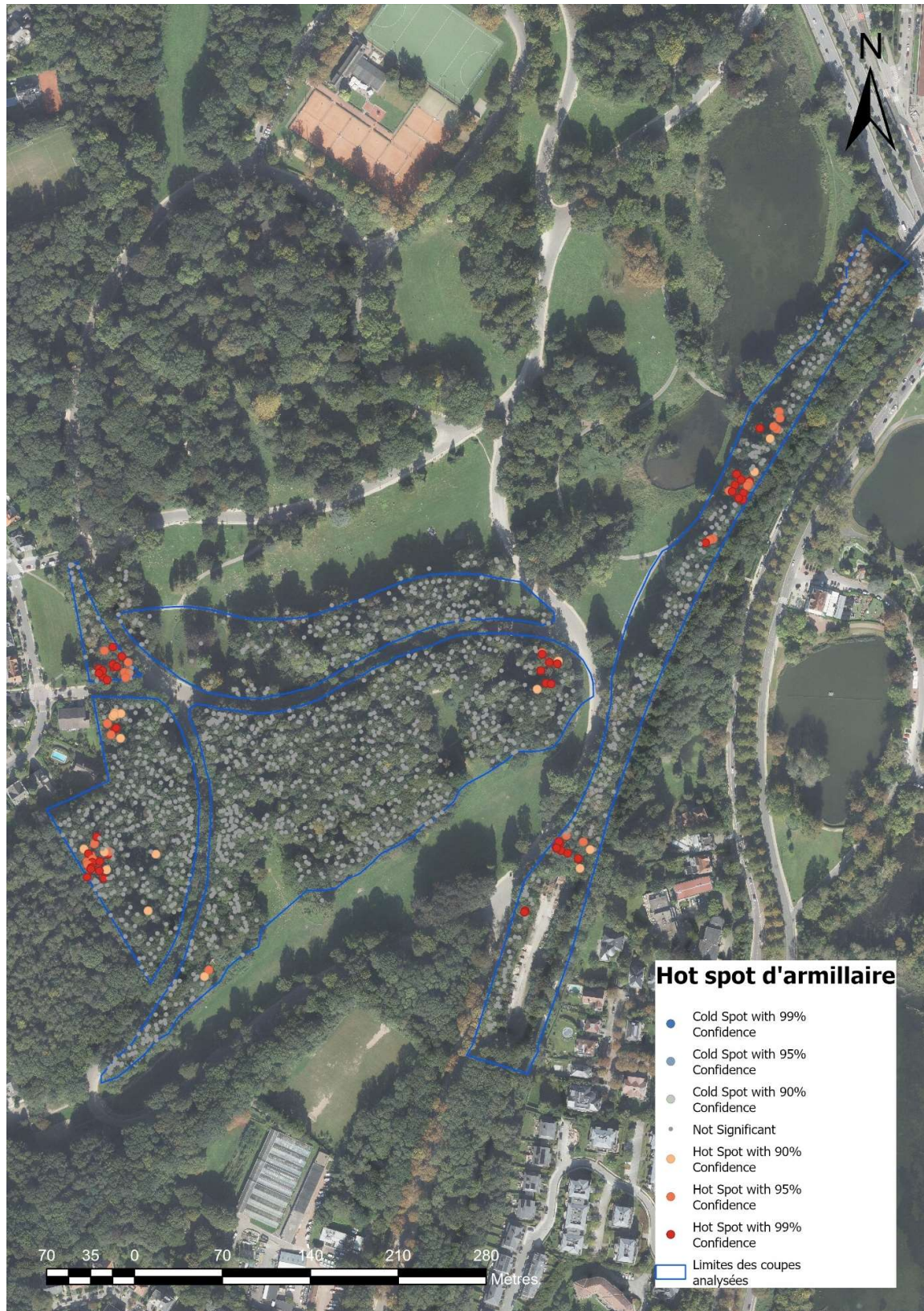


Figure 19. Localisation la plus probable des principaux foyers d'armillaire.

3.5. Niveau de danger

Les évaluations de sécurité réalisées pour les 1.601 arbres ont notamment montré que (Figure 20) :

- 90 avaient un niveau de danger très faible (3-4),
- 1.189 avaient un niveau de danger faible (5-6),
- 290 avaient un niveau de danger moyen (7-8) et
- 32 arbres avaient un niveau de danger élevé (9-10).

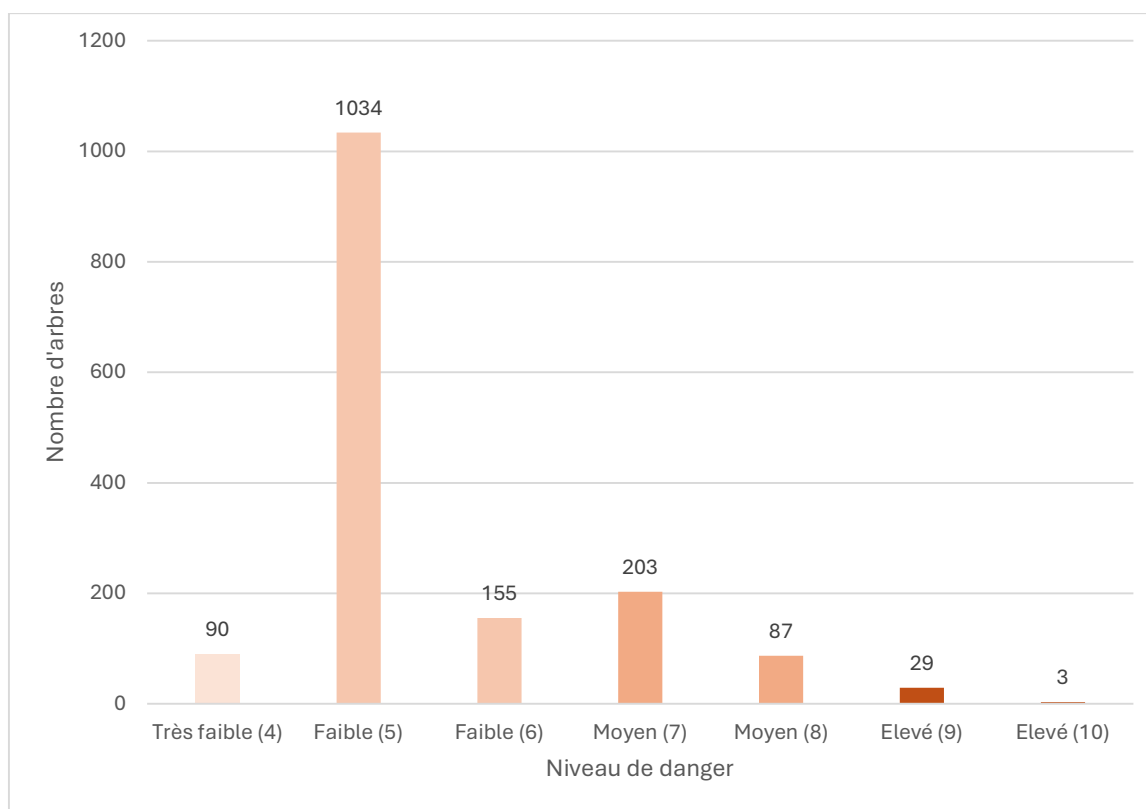


Figure 20. Fréquence des niveaux de danger des arbres inventoriés.



Figure 21. Dangersité des arbres analysés et zones de chute potentielle.

3.6. Accueil de la biodiversité

3.6.1. Notation écologique des arbres

La distribution des arbres en fonction de leur notation écologique montre que 67,7 % des sujets ont une capacité d'accueil de la biodiversité faible, 31,2 % ont une capacité d'accueil ordinaire et seulement 1,1 % des sujets ont une capacité d'accueil forte (Figure 22 et Figure 23).

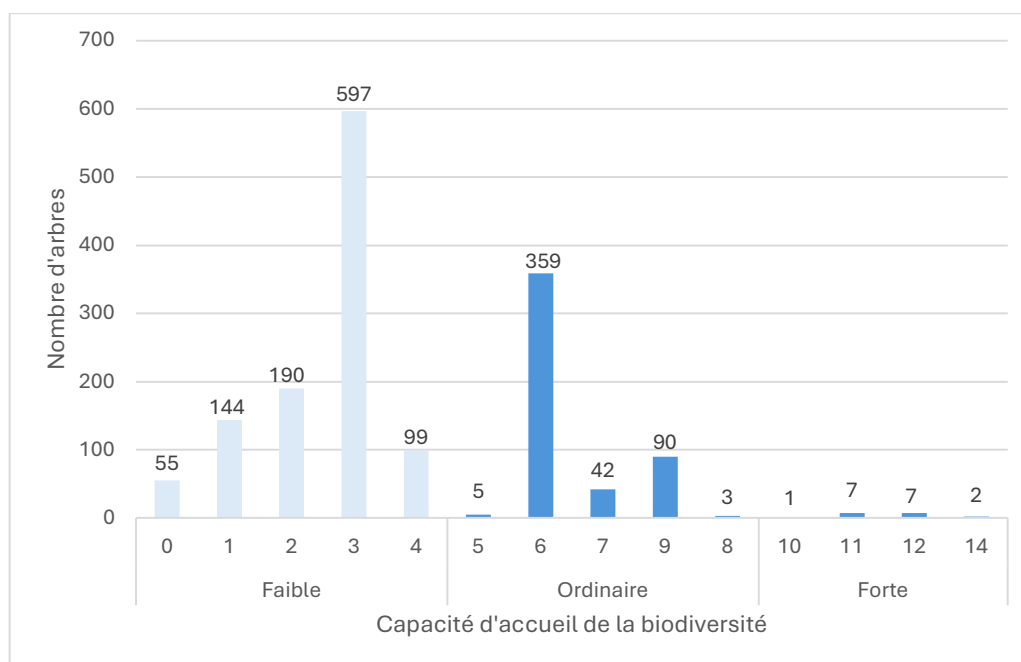


Figure 22. Notation écologique des arbres inventoriés.

A l'échelle individuelle, les arbres présentent une capacité d'accueil de biodiversité moyenne de 3,9 points/arbre ; ce qui est relativement limité.

Cependant, à l'échelle du site, le cumul des notations écologiques des 1.601 arbres atteint 6.217 points ; ce qui représente une capacité d'accueil de la biodiversité relativement importante, comme confirmé par le calcul de l'indice de biodiversité potentielle dans la section 3.6.2, ci-dessous.

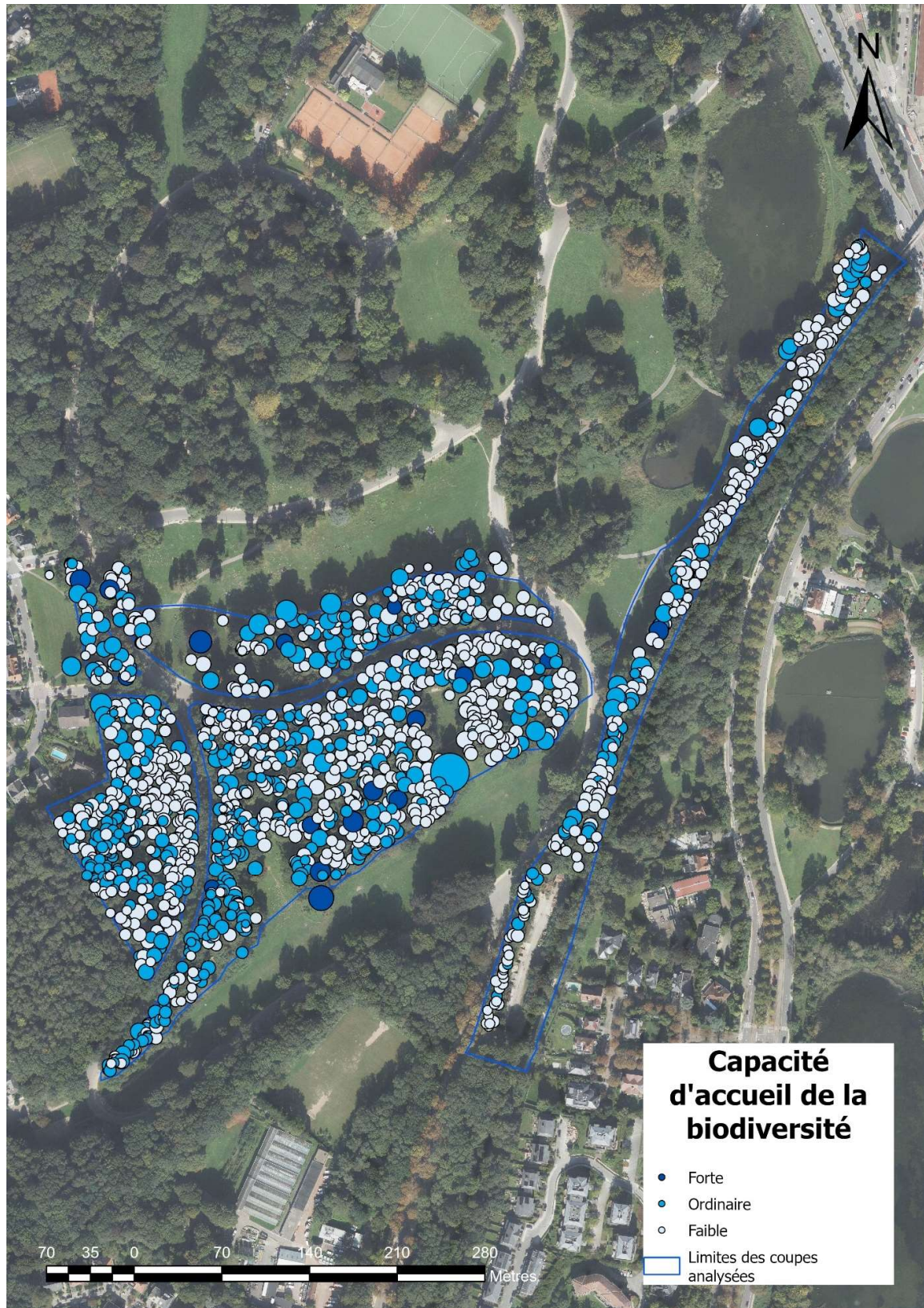


Figure 23. Notation écologique des arbres.

3.6.2. Indice de biodiversité potentielle (IBP)

L'indice de biodiversité potentielle calculé pour les peuplements étudiés vaut 29 sur 35, soit une note relative de 82,9 % ; ce qui correspond à une biodiversité « assez forte », d'après l'échelle définie par Larrieu & Gonin (2008)¹⁴ (Tableau 2).

Tableau 2. Calcul de l'indice de biodiversité potentielle en fonction des facteurs liés à la gestion.

	Facteur lié à la gestion	Nombre d'unités	Nombre par unité de surface (#/ha)	Note absolue	Note relative (%)	Biodiversité potentielle liée à la gestion
A	Richesse en essence	16	16	5		
B	Structure verticale	3	3	2		
C	Bois mort sur pied de grosse circonférence	31	2,7	2		
D	Bois mort au sol	61	5,3	5		
E	Très gros bois	180	15,5	5		
F	Arbres à dendromicrohabitats	1340	115	5		
G	Milieux ouverts			5		
Total				29	82,9	Assez forte

En effet, cinq des sept facteurs liés à la gestion ont obtenu la note maximale de 5, tandis que les deux facteurs « Structure verticale » et « Bois morts sur pied de grosse circonférence » ont obtenu une note intermédiaire de 2 (Tableau 2 et Figure 24).

Ces deux derniers facteurs pourraient donc être améliorés pour atteindre une capacité d'accueil de biodiversité maximale, d'une part en ouvrant progressivement les peuplements pour atteindre 4 strates de végétation recouvrant plus de 10 % de la surface notée et, d'autre part, en maintenant 4 arbres morts, chandelles mortes ou souches hautes (d'une hauteur > 1,50 m) supplémentaires au sein des peuplements les moins fréquentés pour atteindre l'objectif de 3 pieds morts/ha.

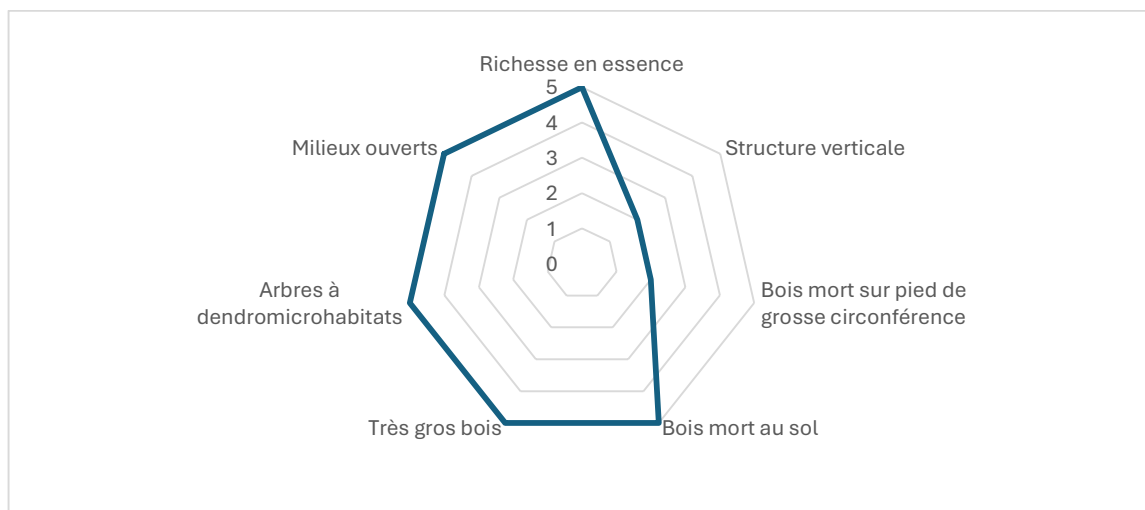


Figure 24. Scores des facteurs de l'IBP liés à la gestion des peuplements.

4. Conclusions

4.1.1. Propositions d'interventions sécuritaires

Les diagnostics réalisés ont notamment permis de conseiller des interventions de gestion ciblées sur des sujets significativement affectés par des maladies, des défauts structurels et/ou des troubles physiologiques avancés (Tableau 3).

Parmi elles, l'abattage d'un arbre mort menaçant de chuter sur une voirie fréquentée a été conseillé en urgence (< 1 mois) et exécuté immédiatement.

A court terme (< 1 an), 40 abattages d'arbres dangereux et/ou gravement malades, 15 nettoyages de bois mort et 6 sécurisations par réduction de houppier ont été conseillés (Figure 25).

A moyen terme (< 3 ans), 63 abattages supplémentaires, 202 suivis de diagnostic, 2 élagages sécuritaire, 3 élagages doux d'entretien et un suivi d'haubanage ont également été recommandés.

Tableau 3. Programme d'intervention conseillé.

Délai/intervention	Nombre d'arbres
< 1 mois	1
Abattage	1
< 1 an	61
Abattage	40
Nettoyage bois mort	15
Sécurisation par réduction	6
< 3 ans	271
Abattage	63
Elagage sécuritaire	2
Suivi du diagnostic	202
Elagage doux d'entretien	3
Haubanage (suivi)	1
> 3 ans	1268
Suivi à long terme	1268
Total	1601

Les arbres restants qui conservent une vitalité satisfaisante ou qui présentent peu de risque sécuritaire peuvent en principe être suivis et entretenus normalement dans le cadre des objectifs de gestion du site. Enfin, par mesure de précaution, il est conseillé de fermer l'accès du parc au public lorsque les vents dépassent 80 km/h, correspondant au code d'alerte jaune de l'IRM (Institut royale météorologique).

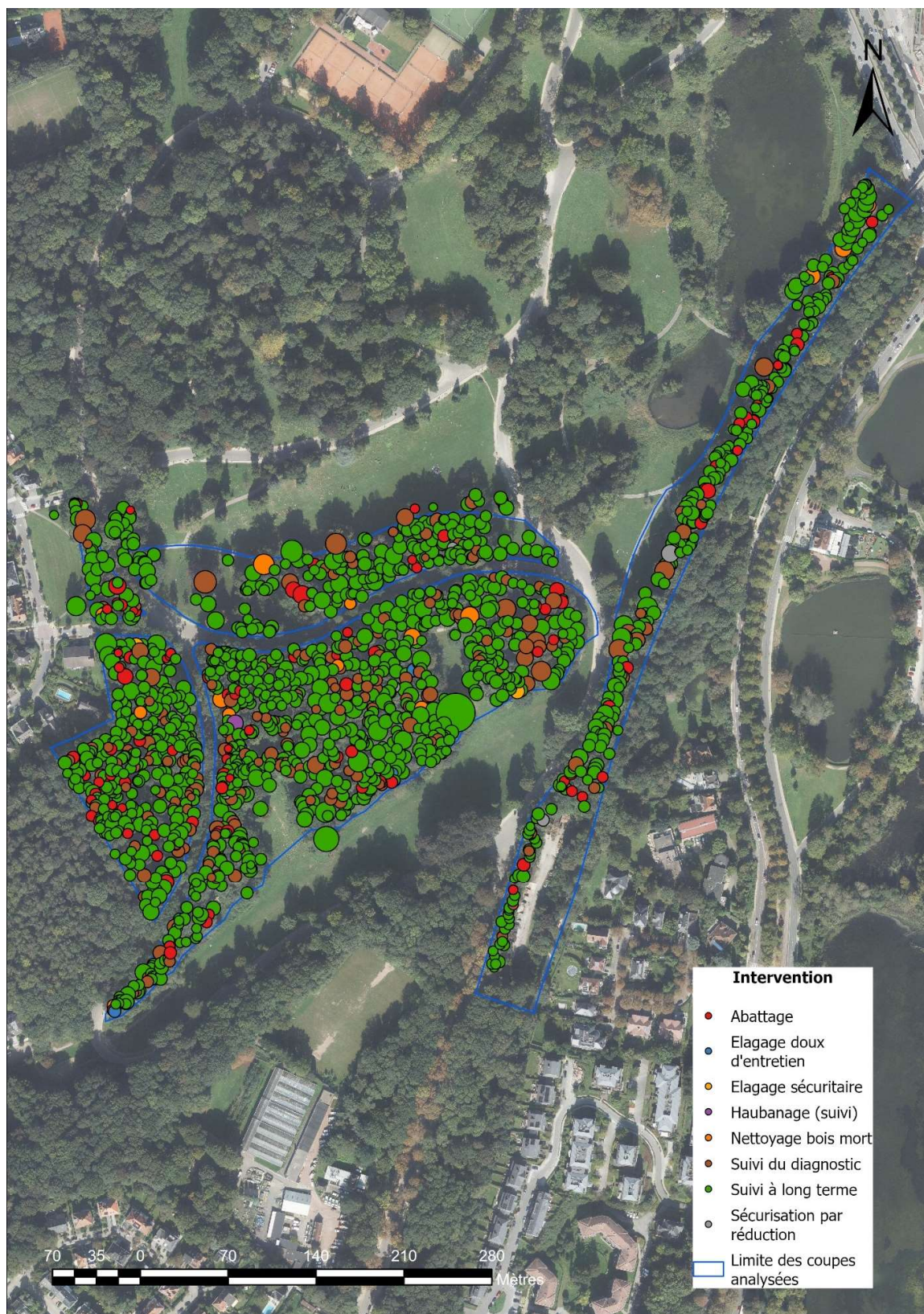


Figure 25. Propositions d'interventions de gestion.

4.1.2. Propositions d'amélioration de la gestion des peuplements

D'après le statut phytotechnique des arbres inventoriés, les peuplements étudiés contenaient un excédent d'environ le double de bois mort sur pied ou au sol par rapport aux objectifs Natura 2000 de la Zone Spéciale de Conservation de la Vallée de la Woluwe (10,1 % effectif versus 5 % requis), principalement sous la forme de chandelles, grumes ou chablis (sans compter les souches, ni les branches mortes). Par conséquent, l'accumulation de bois morts au sol pourrait dorénavant être diminuée jusqu'au seuil des 5 % requis par Natura 2000 ; ceci dans le but de réduire la prolifération et la survie de l'armillaire (cf. 3.4.2, p. 30), tandis que d'autres pistes de valorisation du bois coupé ou accidenté pourraient être privilégiées, comme la production durable de bois de chauffage ou la transformation locale des grumes de qualité en bois d'œuvre²⁰.

La distribution des effectifs en fonction de la classe de circonférences a montré que les peuplements étudiés se structurent en une futaie jardinée sensiblement déséquilibrée en raison d'une sous-représentation des calibres de tronc inférieurs à 110 cm de circonférence et d'une surreprésentation de 195 sujets parmi les calibres compris entre 110 et 210 cm par rapport au modèle théorique de Liocourt. Ceci suggère que si les peuplements étaient laissés dans leur état actuel, le nombre insuffisant d'arbres des calibres inférieurs à 110 cm de circonférence ne suffiraient pas à compenser naturellement la disparition progressive des arbres des calibres supérieurs une fois qu'ils arriveront à maturité ; ce qui perturberait l'évolution de l'écosystème forestier en place.

La surface terrière élevée de 30 m²/ha a montré que la densité des arbres était importante dans les peuplements étudiés et que la compétition pour la lumière, l'eau et les éléments nutritifs y était intense ; ce qui peut contribuer à accentuer les stress hydriques en cas de sécheresse, à affaiblir la vitalité des arbres et à les rendre davantage susceptibles aux maladies ou aux attaques parasitaires.

Les évaluations sanitaires ont notamment montré que 10,2 % (= 165/1601) des effectifs analysés étaient en phase de dépérissement ou déjà morts sur pied. Parmi eux, près de la moitié (4,7 % = 75/1601) étaient attaqués par l'armillaire ; ce qui tend à confirmer la susceptibilité des arbres au risque d'infection par des parasites.

Les évaluations de sécurité ont également montré que 2 % (= 32/1601) des arbres étaient jugés dangereux et que 18 % (= 288/1601) des sujets supplémentaires comportaient des défauts structurels potentiellement supérieurs à la normale. Parmi eux, 6,5 % (= 104/1601) des effectifs ont été conseillés à l'abattage ; ce qui représente un volume de bois sur pied à prélever d'ici 2028 d'environ 294 m³.

²⁰ Sonian Wood Coop. Consulté le 31 juillet 2025. Disponible sur : <https://citizenfund.coop/projects/sonian-wood-coop>

Cependant, les coupes sanitaires ne permettraient pas à elles seules de réduire la surface terrière jusqu'à l'objectif de 25 m²/ha parce que l'accroissement net annuel en surface terrière (0,34 m²/ha/an) compenserait rapidement les diminutions de surface terrière liées à l'abattage des arbres malades et/ou dangereux.

D'où l'intérêt de planifier des coupes de régénération supplémentaires, étalées sur au moins 9 ans, incluant notamment 195 sujets faisant partie des classes de circonférences surreprésentées entre 110 et 210 cm, en supplément des 104 coupes sanitaires nécessaires pour préserver les arbres dans des conditions de sécurité acceptables.

Enfin, des éléments internes ou externes à la Cellule Gestion du patrimoine arboré susceptibles d'influencer positivement ou négativement la mise en œuvre de la proposition ci-dessus ont été évalués par une analyse SWOT (Tableau 4, ci-dessous).

Tableau 4. Analyse SWOT de la proposition de coupes de régénération des peuplements.

Interne à la Cellule Gestion du patrimoine arboré			
Positif	Forces • Amélioration de la sécurité. • Contribution à la lutte contre la propagation de l’armillaire. • Diminution favorable de la surface terrière. • Augmentation du nombre de strates de végétation. • Augmentation du nombre d’arbres morts sur pied de grosse circonférence. • Stimulation de la dynamique forestière et de la régénération naturelle. • Equilibrage de la futaie jardinée. • Augmentation de la biodiversité potentielle. • Mise en valeur des arbres objectifs et/ou remarquables.	Faiblesses • Charge de travail supplémentaire pour le martelage des arbres à prélever. • Sensibilité temporaire des peuplements à la sécheresse (limitée par une intensité de coupes raisonnable, un étalement dans le temps et le développement rapide d’une végétation basse de couverture).	Négatif
	Opportunités • Conformation aux objectifs du plan de gestion des massifs boisés d’O. Baudry (2015). • Respect des objectifs Natura 2000. • Création et développement de filières de valorisation du bois.	Menaces • Opposition et/ou incompréhension du public (contrebalancée par une campagne de communication et d’adhésion fédératrice). • Restrictions budgétaires (compensées en cas rentabilité économique).	
Externe à la Cellule Gestion du patrimoine arboré			

5. Annexe(s)

- Fiches diagnostiques d'arbres conseillés à l'abattage ou à la sécurisation par réduction drastique de forme, en urgence (< 1 mois), à court (< 1 an) et moyen (< 3 ans) termes.
- Tableau des données en copie électronique.
