

La méthode Miyawaki – Chiffres & concepts

A travers le monde, de multiples projets de forêts Miyawaki ont été documentés, de 1980 à nos jours. Ce document a pour objectif de rassembler et valoriser les données chiffrées issues d'études scientifiques. Cette compilation délivre une vue d'ensemble des données existantes sur les micro-forêts Miyawaki. Ce document traite également des bénéfices associés aux forêts urbaines et de ce tissu connecté que forment les forêts.



URBAN FORESTS
DO IT WITH TREES !



<http://urban-forests.com>



Contact URBAN FORESTS
nicolasdebrabandere@gmail.com

Auteur : Clara Manuel pour le compte d'URBAN FORESTS
clara.manuel@hotmail.fr

Sommaire

1. Carte d'identité de la forêt Miyawaki	3
2. Relevés photographiques	4
3. Concepts	6
4. Données sur la croissance des forêts Miyawaki	8
A. Multiples projets de forêts protectrices au Japon	8
B. Projet de régénération de la forêt tropicale au Brésil	9
C. Projet de régénération de la forêt tropicale en Malaisie	11
D. Mission impossible (mais pourtant réussie) en zone aride en Sicile	13
E. Projet biodiversité aux Pays-Bas	15
5. Comparaisons entre climats	16
6. Les bénéfices des micro-forêts	17
A. Rafraîchissement de l'air	17
B. Amélioration de la qualité de l'air, confinement des pollutions	20
C. Diminution du bruit	22
D. Impact positif sur la santé & bien-être	23
E. Régulation de la biodiversité	25
F. Diminution de l'érosion des sols, stabilité des sols, lutte contre les catastrophes naturelles	27
G. Bilan CO2	28
H. Attractivité de la nature pour l'immobilier	30
7. Echanges entre les arbres	31
Bibliographie	34

1. Carte d'identité de la forêt Miyawaki

Forêt multistratée quasi-naturelle – Méthode Miyawaki

Densité de plantation : 2 à 7 arbres par m²

Surface foliaire : 30 fois plus qu'une prairie

Taux de survie (Sélection naturelle) : 15 à 90%

Vitesse de croissance : 1,5 m/an [forêt tropicale humide], 1 m/an [forêt tempérée], 0,3 m/an [forêt méditerranéenne]

Stabilisation de la croissance : à partir de 15-20 ans [zones tempérées], 30-40 ans [zones tropicales]

Taille moyenne finale : 20 m [strate sup.], 4m [strate inf.]

Densité après stabilisation : 0,5 à 2,5 arbres par m²

Biodiversité animale : 18 fois plus (moyenne sur différentes espèces)

2. Relevés photographiques

Campus de Yokohama, Japon



1979 – 40 cm

20 ans



1999 – 15 m

Hirohata Works, Nippon Steel Corp., Prefecture de Hyogo, Japon



±1980 - Ø

10 ans



±1990 - ±10m

Prefecture de Nara, route de Kashihara, Japon



1982 – 30 cm

16 ans



1998 – 15 m

Eidai, Brésil



1992 – 40 cm



1999 – 10 m

Ecole Kitakami, Japon



2011 – 30 cm



2012 – 1.5 m

Ecole de Barvaux, Belgique



2018 – 1 m



2019 - 2 m

Ormeignies, Belgique



2016 - 30 cm



2019 - 3.5 m

3. Concepts

Une forêt Miyawaki est une opportunité de participer à la **restauration d'un écosystème** (1). En effet, la méthode tient compte des **successions écologiques** (2), et permet de démarrer la **forêt à un stade avancé** par le choix des **communautés de plantes** (3) les plus adaptées, il s'agit du **Potentiel Naturel de Végétation** (4). La **coopération** entre les arbres (5) permet un **développement rapide et une grande résilience** de la micro-forêt.

- (1) Restauration des milieux naturels : *“une activité intentionnelle initiant ou accélérant la régénération d'un écosystème, en accord avec sa santé, son intégrité, et sa durabilité (Aronson et al. 2002)” [traduit de] (Schirone et al., 2011)*
- (2) Succession écologique : *“Dans le cycle naturel de la forêt tel que Clements (1916) le décrit, les plantes annuelles sur sol nu sont succédées par les graminées vivaces, les buissons tolérant le soleil, les arbres pionniers héliophiles à croissance rapide, et finalement les forêts naturelles ; chaque étape peut durer des décennies, et la **végétation climax se forme après deux siècles ou plus** (Miyawaki, 2004). Actuellement, la plupart des programmes de reforestation suivent un schéma consistant à planter une ou plusieurs espèces de la succession primaire ; après la réussite de leur installation, elles sont graduellement remplacées par des espèces intermédiaires (soit naturellement, soit plantées), jusqu'à ce que la succession secondaire se développe. Cette organisation s'emploie à stimuler les processus naturels de la succession écologique, des espèces pionnières jusqu'à la végétation climax. Cependant, cela nécessite une variété de pratiques sylviculturales pratiquées sur le long-terme” [traduit de] (Schirone et al., 2011) “On dit qu'il faudrait 150 à 200 ans au Japon pour atteindre des forêts naturelles indigènes finales par succession progressive secondaire et 300 à 500 ans en Asie du Sud-Est. Il est prouvé ici que les **forêts quasi naturelles multistratales peuvent être construites en 15-20 ans au Japon et 40-50 ans en Asie du Sud-Est par un reboisement écologique basé sur le système des forêts naturelles**” [traduit de] (Miyawaki, 1999)*

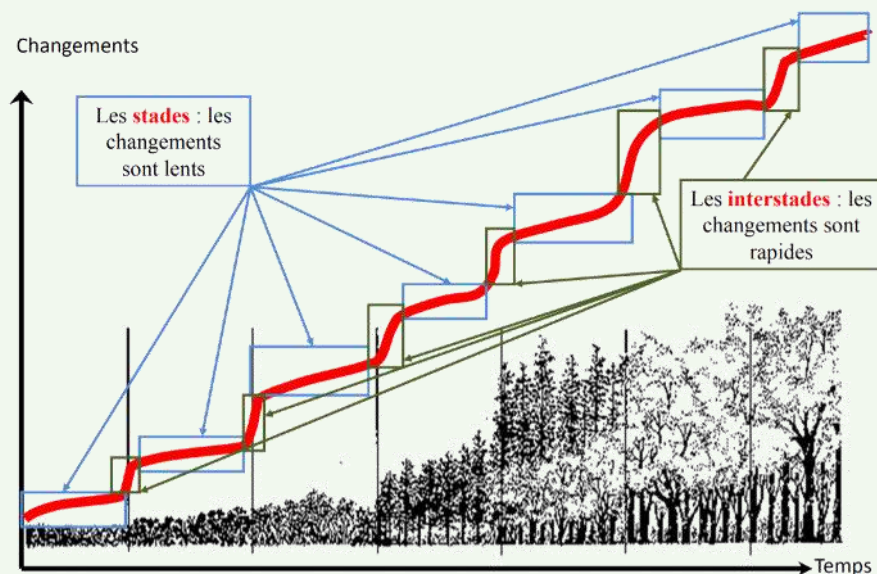


Figure 1 - Les successions écologiques, (Marie, 2010)

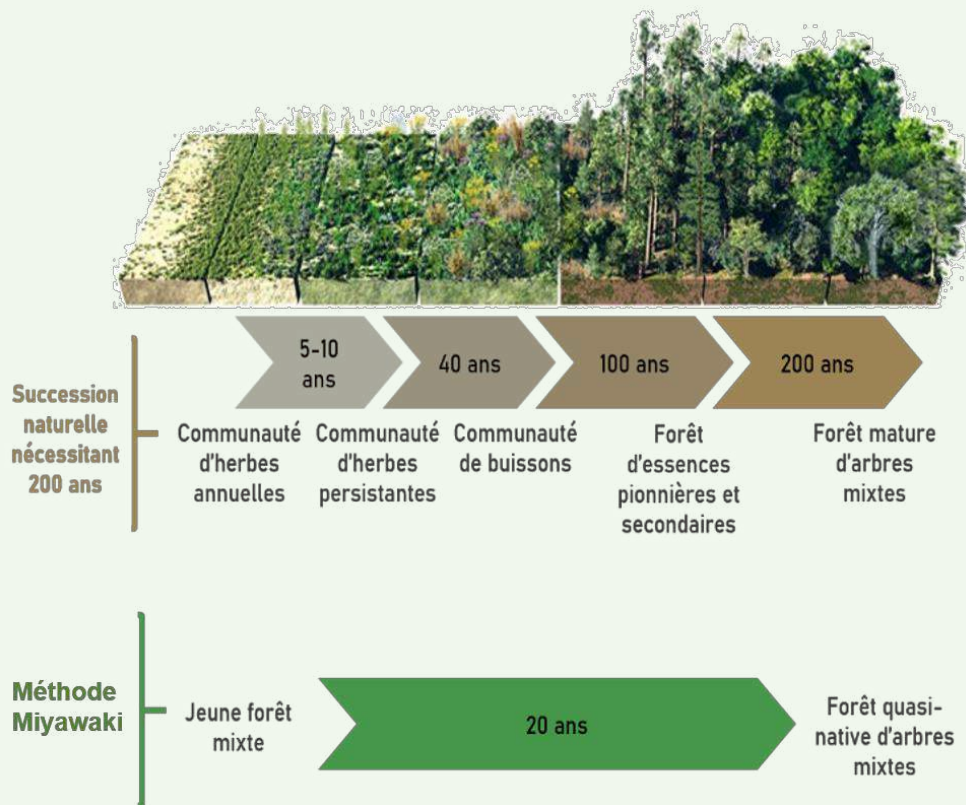


Figure 2 – Comparaison entre la théorie classique de succession et celle induite par la méthode Miyawaki [Adapté de] (Miyawaki, 2004)

- (3) Communauté de plantes : “Nous décidons des communautés locales par un travail de comparaison des relevés et en regroupant les combinaisons d'espèces similaires. Ensuite, nous les comparons avec les unités communautaires étudiées et systématisées dans d'autres parties du monde et voyons les combinaisons d'espèces. Lorsque nous voyons des combinaisons d'espèces, nous trouvons **l'affinité des espèces** pour des communautés particulières. Ces espèces sont appelées espèces caractéristiques. Nous décidons des **unités phytosociologiques** en fonction de l'espèce caractéristique. Nous comparons largement les unités phytosociologiques des forêts naturelles aux communautés secondaires et décidons des "associations", unités de base d'un système de communauté végétale, qui peuvent être appliquées à la science de la végétation dans le monde. De même, nous regroupons les unités en alliances, ordres et classes par combinaisons d'espèces. De cette façon, le système hiérarchique de communauté végétale est décidé.” [traduit de] (Miyawaki, 1999)
- (4) Végétation Potentielle Naturelle (PNV) : “La végétation potentielle est un concept en botanique, développé en Europe par Tuxen (1956). Il n'implique pas un point culminant écologique, au sens de Clements (1916) ou un point culminant permanent (climax), dans la terminologie écologique américaine actuelle. **La végétation potentielle est le concept abstrait d'une végétation composée des espèces végétales présentes dans les restes du couvert végétal, sans influence humaine.** Le botaniste étudie les parcelles de végétation naturelle et, en comprenant les relations des espèces entre elles et les conditions physiques du site, reconstruit les modèles potentiels. Les modèles potentiels donnent à l'ingénieur en écologie un objectif final ou un **objectif de conception pour guider la reconstruction.**” [traduit de] (Miyawaki, 1993)

- (5) Coopération : *“De nombreuses études indiquent que l'abondance, la forme physique, la répartition et peut-être même l'existence locale d'espèces ne sont pas simplement dues aux conditions abiotiques et à la compétition, mais sont **fortement affectées par des interactions positives directes au sein de la communauté végétale** et des **interactions positives indirectes complexes avec les consommateurs et les mutualistes**. Peut-être que nos modèles conceptuels d'organisation communautaire devraient incorporer l'idée de l'environnement abiotique comme modèle sur lequel les effets des concurrents, des consommateurs, des mutualistes et des facilitateurs sur la structure et la diversité de la communauté varient en intensité et en importance. L'omniprésence des interactions positives indique que certaines communautés végétales peuvent être de « véritables entités » (Van der Maarel 1996), mais pas nécessairement avec des frontières discrètes et bien rangées. » [traduit de] (Callaway, 1997) «La faible densité végétale a toujours été retenue comme appropriée dans les environnements arides et semi-arides afin d'éviter la concurrence pour les ressources en eau entre les plantes (Caramalli 1973; Bernetti 1995), mais il est maintenant évident que les **processus coopératifs**, par exemple, l'ombrage mutuel, **prévalent sur les processus concurrentiels** (Callaway 1997).” [traduit de] (Schirone et al., 2011)*

4. Données sur la croissance des forêts Miyawaki

A. Multiples projets de forêts protectrices au Japon

De nombreux rapports de Miyawaki donnent des valeurs moyennes pour le développement des micro-forêts au Japon :

- *“**Par sélection naturelle, les arbres atteignent environ 10 mètres de haut en 10 ans et 20 mètres de haut en 20 ans.**” [traduit de] (Miyawaki, 2014)*
- *“En environ trois ans, les arbres atteignent une hauteur de 2 à 3 mètres et **la couronne recouvrant le sol** de la forêt vient empêcher la lumière du soleil d'entrer.” [traduit de] (Miyawaki, 1999)*
- *“Bien qu'il ait été dit qu'il était difficile de restaurer les forêts indigènes de la région en raison de l'air sec en été et du surpâturage, **nous avons constaté que les forêts indigènes peuvent être restaurées si nous prenons suffisamment de précautions** pendant les premières années après la plantation.” [traduit de] (Miyawaki, 1999)*
- *“Il a été dit qu'il faudrait 150 à 200 ans au Japon pour atteindre des forêts matures, naturelles, et indigènes par succession progressive secondaire et 300 à 500 ans en Asie du Sud-Est. **Il est prouvé ici que des forêts quasi naturelles multistratales peuvent être construites en 15-20 ans au Japon et 40-50 ans en Asie du Sud-Est** par un reboisement écologique basé sur le système des forêts naturelles.” [traduit de] (Miyawaki, 1999)*

- “Les enquêtes sur le terrain nous ont montré que ce ne sont pas les conditions climatiques mais les **conditions du sol qui importent**. [...] De cette façon, nous avons réussi à **restaurer** des forêts quasi naturelles en 15 à 20 ans dans toutes les régions du Japon.” [traduit de] (Miyawaki, 1999)
- “En moyenne, **une personne a planté 20 plants en 1 h**. Les résultats de ces plantations écologiques basées sur un scénario scientifique de la végétation sont assez bons. Les plants qui n'avaient que **30 à 50 cm de hauteur au moment de la plantation ont atteint 7 m de haut au bout de 10 ans**, plus de 10 m au bout de 15 ans, et forment ce qu'on appelle des forêts de protection de l'environnement contre les catastrophes. [...] La plantation dense et mixte de **30 à 50 espèces de végétation naturelle potentielle est conforme au système des forêts naturelles** et permet à une forêt **multi-étagée** de croître après 15 à 20 ans grâce à la particularité des espèces plantées. Cependant, sur certains sites de plantation, même après une plantation mixte dense et écologique, une sélection naturelle adéquate n'est observée que 10 à 15 ans après la plantation et certains grands arbres ont des tiges minces par rapport à leur hauteur. Ce problème sera résolu à temps.” [traduit de] (Miyawaki, 2004)
- “Sur les **550 emplacements de nos plantations** à travers le Japon, nous ne voyons **pas un seul échec**. Nous avons réussi à **restaurer les forêts indigènes de la zone tempérée froide à la zone de forêt tropicale**.” [traduit de] (Miyawaki, 1999)
- “La **surface foliaire d'une forêt multi-strate** formée avec la végétation potentielle naturelle est environ **trente fois plus grande que celle d'une pelouse mono-stratale**, qui nécessite un entretien périodique. Quant à **l'absorption et à l'accumulation de CO₂**, les **forêts indigènes multistratales ont une capacité beaucoup plus grande que les pelouses**.” [traduit de] (Miyawaki, 1999)



Figure 3 - Forêt Miyawaki à Kimitsu en mai 2015 (“Google Maps,” n.d.) – La forêt fait probablement partie du projet de 1973, elle aurait donc 47 ans.

B. Projet de régénération de la forêt tropicale au Brésil

Piloté par A.Miyawaki pour le compte de Mitsubishi ("Brazilian Project in Tropical Forest Regeneration," n.d.) le projet réalise des essais de reforestation sur deux zones : Belem et un site annexe Breves. Le site de Belem est soumis à des péripéties et ne satisfait pas totalement Miyawaki et son équipe même si les résultats chiffrés sont bien présents. Le site de Breves quant à lui offre un excellent résultat. Les extraits suivants (Miyawaki and Abe, n.d.) (Miyawaki, 1998) résument le projet, les chiffres, et les conclusions :

*"Les espèces à croissance rapide comme le balsa; *Ochroma pyramidale* et *Boleira*; *Joannesia princeps*, mesuraient 6 m de haut en 1994, 2 ans après la plantation; 10 m de haut en 1996, 4 ans après la plantation; et 15 m de haut en 1998, 6 ans après la plantation. Le **DBH (diamètre à 1,5 m)** mesurait jusqu'à **20–30 cm**. Les arbres s'étaient magnifiquement développés et la physionomie était celle d'une forêt quasi naturelle. Cependant, lors de l'enquête de terrain de 2000 et 2001, nous avons constaté que la plupart d'entre eux étaient tombés bien qu'ils n'aient pas connu de vent très fort." | "Dans la forêt de Belém, des espèces pionnières à croissance rapide ont développé des racines horizontales peu profondes avant que les conditions du sol ne deviennent celles d'un site mature. Les troncs de ces espèces se sont brisés et sont tombés sous les vents quelque peu forts. En conséquence, les troncs de pionniers brisés ont tué de nombreux individus du PNV, se situant dans dans la couche inférieure." | "Les arbres tombés ont empêché la croissance de *Virola* spp. et les autres principales espèces composant la végétation naturelle potentielle de la forêt. Malheureusement, la biodiversité ne peut être considérée comme suffisante (Miyawaki & Abe 2002). Pour des études de comparaison, nous avons planté des plants en pot de 14 espèces uniquement à partir de la végétation naturelle potentielle, y compris *Virola* spp., sur l'île de Breves, au Brésil. Ils ont **grandi régulièrement et ont atteint 8–10 m pour former une forêt quasi naturelle en 10 ans**. Nous avons constaté de grandes différences de croissance entre les deux sites, Belém et Breves (Miyawaki & Abe sous presse)." | "Dans la forêt de Breves, des espèces non plantées telles que *Cecropia* spp., *Vismia cayannensis*, *Synphonia globulifera*, *Bertholletia excelsa*, *Diploptropis purpuria* ont également été enregistrées. Ces **espèces pourraient être venues des forêts environnantes.**" | "La forêt de Breves s'est bien développée pendant 9 ans, grâce à la plantation principalement de *Virola surinamensis*, qui composait la forêt de Varzea mature (Prance 1989; Worbes et al. 1992). À l'avenir, **la forêt de Breves devrait devenir encore plus naturelle par auto-éclaircie et invasion d'arbres indigènes**. À partir de cette étude, nous avons conclu que, pour la restauration des forêts tropicales à long terme, les semis d'espèces issues de la végétation naturelle potentielle mature devraient principalement être utilisés, même si le nombre d'espèces n'est pas suffisant, et si la plantation d'espèces pionnières comme les arbres à pâte à papier, à croissance rapide, peut être évité à moins que d'autres raisons suggèrent leur utilisation." | "En conséquence, on peut dire que **la restauration de diverses forêts quasi naturelles dans un délai plus court est atteinte grâce à la plantation dense et mixte d'espèces principales de même communauté et issues de la végétation naturelle potentielle, en suivant le système de forêts naturelles** avec beaucoup de soin pour les conditions du sol. Cela prend 15 à 20 ans au Japon et 30 à 40 ans dans la zone tropicale."*

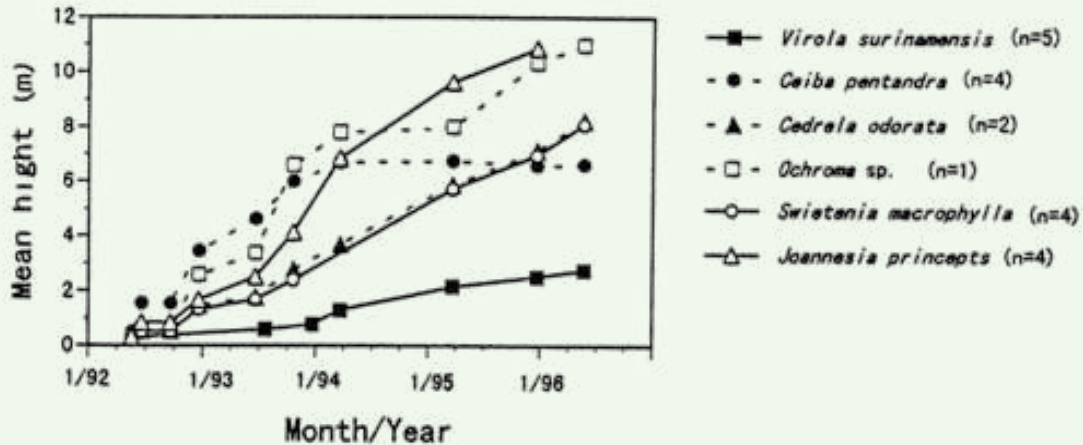


Figure 4 - Courbe de croissance des principales essences d'arbres, Belem / Brazil

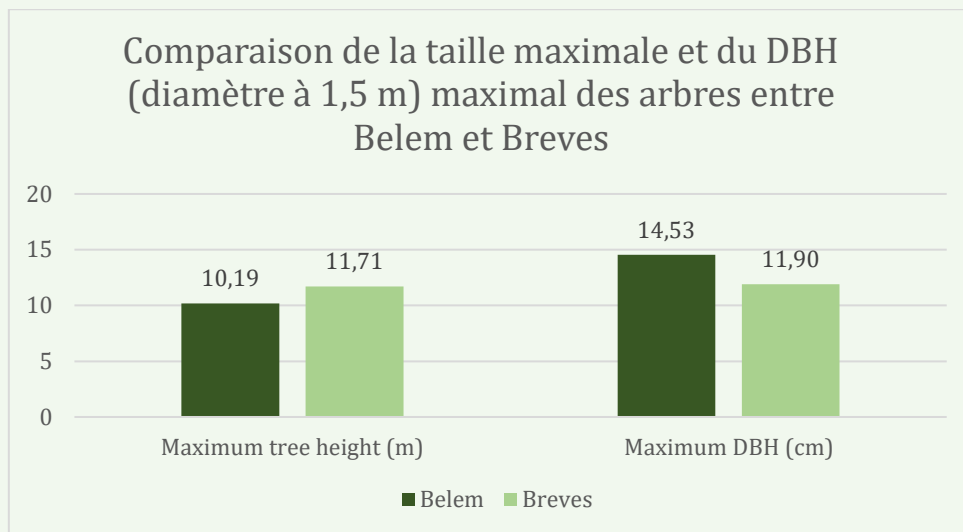


Figure 5 - Graphique réalisé à partir de table 4, (Miyawaki and Abe, n.d.)

C. Projet de régénération de la forêt tropicale en Malaisie

Fréquemment, les forêts tropicales sont endommagées et difficiles à régénérer : “Depuis 1978, nous effectuons des recherches dans la zone de forêt tropicale humide de Malaisie, de Thaïlande et d’Indonésie. Les résultats de l’étude montrent que les forêts naturelles ont été complètement détruites dans de nombreuses régions à cause de l’agriculture sur brûlis, de l’abattage des arbres et de la culture du palmier à huile. L’agriculture sur brûlis a détruit tous les arbres d’une forêt sur une grande superficie et il faut beaucoup de temps pour voir une forêt se restaurer naturellement. Parfois, c’est presque impossible.” [traduit de] (Miyawaki, 2004)

Néanmoins, la méthode Miyawaki est un outil intéressant pour accélérer la restauration de la forêt. Un essai est réalisé à Bintulu dès 1990, Miyawaki donne des détails sur le développement de la forêt [traduit de] (Miyawaki, 2011) :

- 1990-2011 : “De 1990 à 2011, **350 000 plants de 126 espèces d’arbres** ont été plantés dans quatre zones différentes et autour de la pépinière. Pendant ce temps, 100

parcelles de recherche ont été établies et les performances de croissance des semis plantés ont été enregistrées deux fois par an.”

- 2000 : “**15 espèces d'arbres ont commencé à fleurir et à fructifier** dans les parcelles établies de 1991 à 1993. Certains des jeunes plants ont atteint 4,5 mètres de hauteur. Les graines de ces espèces d'arbres ont été collectées et utilisées pour une replantation ultérieure.”
- 2011 : “Avec le temps, **le nombre d'espèces de plantes survivantes a diminué en raison de la sélection naturelle**. Au lieu de cela, **les arbres survivants sont devenus hauts et épais et forment une splendide forêt multicouche quasi naturelle**. Les arbres plantés dans la zone de la phase une [1991] mesurent environ 15 m de haut.”

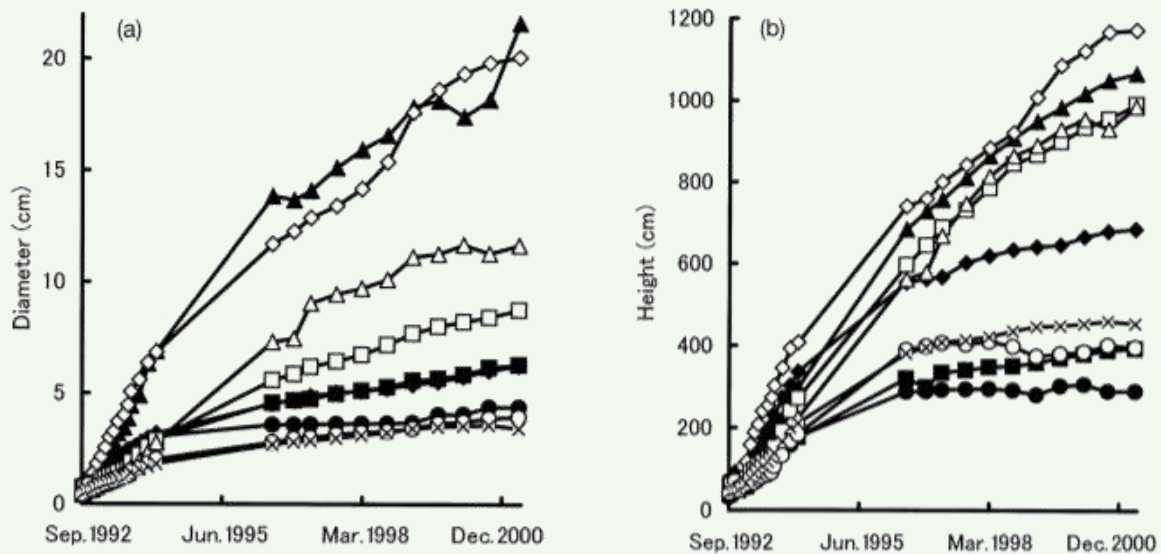


Figure 6 - Évolution de la croissance (a) en hauteur des arbres et (b) du diamètre des semis plantés sur le site de reboisement de Bintulu, Sarawak, Malaisie, sur la base des études de végétation. (♦) *Baccaurea lancéolé* (4); (■) *Baccaurea macrocarpa* (12); (▲) *Dracontomelon dao* (20); (●) *Eurycoma longifolia* (10); (◇) *Sandoricum koetjape* (20); (□) *Shorea dasyphylla* (92); (△) *Shorea leprosula* (59); (○) *Mecistopteryx Shorea* (77); (×) *Shorea ovata* (170). Les nombres entre parenthèses sont la quantité d'arbres étudiés. (Miyawaki, 2004)

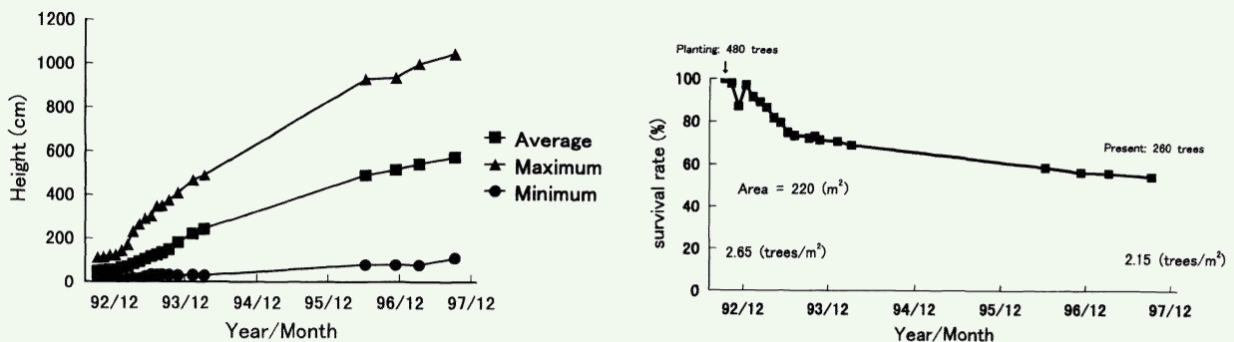


Figure 7 – Courbe de croissance en hauteur sur PQ 203 à Bintulu, Sarawak, Malaisie (à gauche); Taux de survie en fonction du temps sur PQ 203 à Bintulu, Sarawak, Malaisie (à droite). (Miyawaki, 1999)

A ce stade, on peut se demander à quel point **une forêt Miyawaki grandit plus vite qu'une forêt naturellement régénérée**. Une étude sur la croissance des jeunes arbres dans les

chablis en forêt tropicale au Gabon (Hladik and Blanc, n.d.) fourni des données permettant de réaliser une estimation de la vitesse de croissance habituelle d'une jeune forêt tropicale humide, **en moyenne les arbres croissent à une vitesse de 20 cm/an sur les cinq premières années. Alors que les forêts Miyawaki tropicales humides grandissent plutôt en moyenne de 110 cm/an.**

D. Mission impossible (mais pourtant réussie) en zone aride en Sicile

Les données suivantes sont extraites du rapport concernant les premiers essais de forêt Miyawaki réalisé en zone aride (Schirone et al., 2011) sur deux sites A et B. Le reboisement étant difficile et souvent condamné à l'échec en zone aride, la méthode avait été légèrement adaptée. Les résultats se sont révélés très encourageants. Le **prix de cette réussite** ? Un taux de mortalité très élevé, et donc une **sélection naturelle forte**, permettant d'obtenir au bout de 12 ans des **forêts denses et très résilientes**. Un **taux de mortalité élevé n'a rien de négatif** : il indique seulement que **les arbres les plus adaptés ont bien été sélectionnés**.

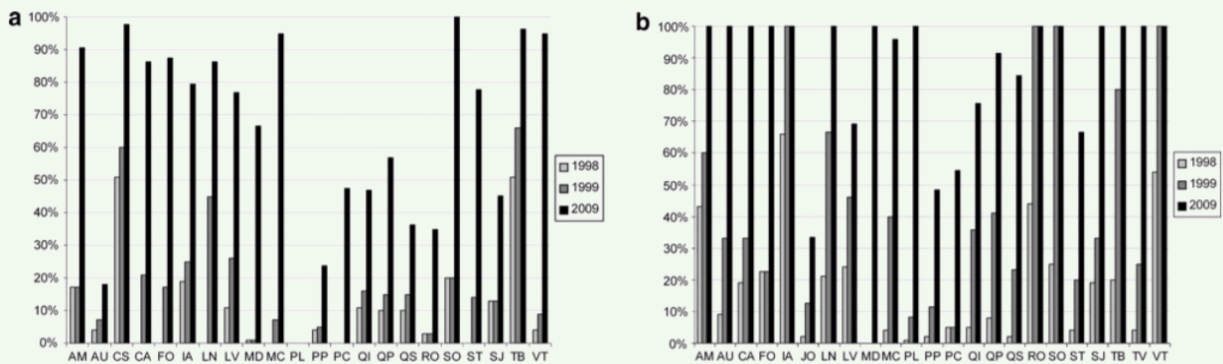


Figure 8 – Taux de mortalité sur les sites expérimentaux. Pourcentages mesurés lors de trois sessions de relevés pour chaque espèce du site A (a); résultats du site B (b). Acronymes des espèces en abscisse, (Schirone et al., 2011)

Les sites A et B (Forêts Miyawaki A et B) ont été comparés à des morceaux des sites reboisés traditionnellement, comportant des forêts âgées d'environ 15 ans (Forêts témoins A et B). Il semblerait que la méthode Miyawaki en zone aride garantisse une plus grande densité pour des arbres de taille identique à ceux obtenus avec des techniques de reforestation classique : *«Bien que la hauteur moyenne des espèces communes à toutes les zones d'étude ne diffère pas de manière significative, **la densité des plantes sur le site A est environ quatre fois plus élevée que sur [Forêt témoin A] et cinq fois sur [Forêt témoin B], tandis que sur le site B, les densités du le pin maritime sont 3 et 4,5 fois plus élevées que sur les parcelles reboisées traditionnelles.**» [traduit de] (Schirone et al., 2011)*

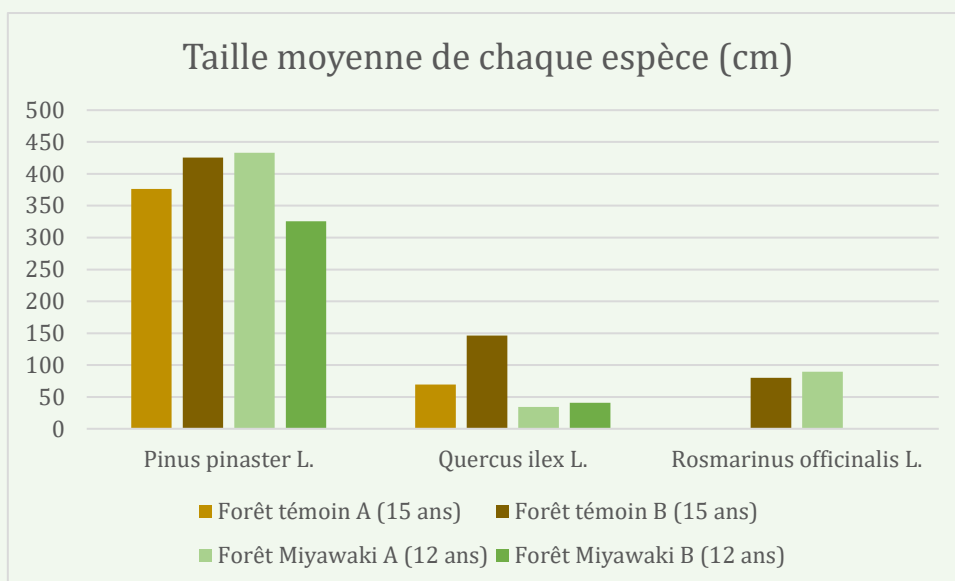


Figure 9 - Graphique réalisé d'après table 5, (Schirone et al., 2011)

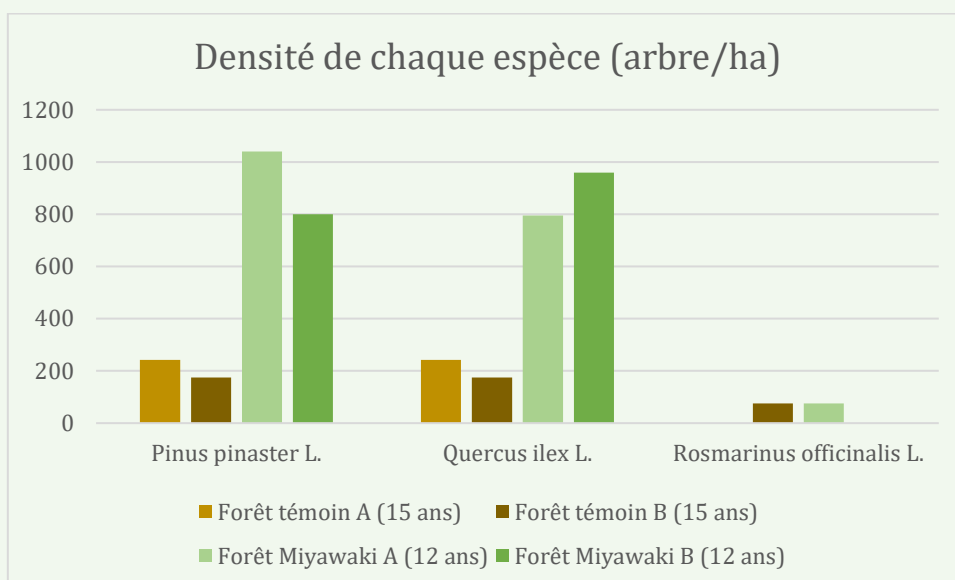


Figure 10 - Graphique réalisé d'après table 5, (Schirone et al., 2011)

Le rapport donne une conclusion favorable pour l'utilisation de la méthode Miyawaki et récapitule les quelques changements à effectuer :

“La méthode Miyawaki pourrait offrir une approche de reboisement plus rapide et plus efficace dans l'environnement méditerranéen, en adoptant des principes théoriques botaniques non testés auparavant en Europe méditerranéenne, qui a le défi supplémentaire d'un climat saisonnier caractérisé par une aridité estivale aggravée dans plusieurs cas par le froid hivernal, et aussi par des sols minces. Nous proposons ici une comparaison entre la méthode Miyawaki et deux autres méthodes de reboisement (gradoni et holes) traditionnellement appliquées dans les pays méditerranéens. Les résultats ont montré un développement plus rapide des arbres sur les parcelles Miyawaki, en particulier les espèces de début de succession. Les avantages par rapport aux méthodes précédentes sont remarquables et comparables à ceux obtenus par Miyawaki en Asie et en Amérique du Sud. Dans le même temps, certaines des modifications apportées dans cette étude pour mieux adapter la méthode à l'environnement méditerranéen semblent être particulièrement utiles.

Premièrement, nous avons mis à profit le travail du sol pour améliorer le stockage de l'eau dans le sol pendant l'hiver et réduire le stress hydrique pendant l'été. L'aridité estivale implique que le sol serait capable de stocker les précipitations hivernales afin de permettre aux plantes d'éviter le stress hydrique de la prochaine saison. Ce résultat a été obtenu en utilisant le travail du sol ; une telle action est nécessaire et devrait être suffisante, même s'il serait possible d'obtenir de meilleures performances en ajoutant du compost ou de la terre locale. Le paillage avec des déchets verts ne semble pas efficace (Navarro-Cerrillo et al. 2009), alors que le paillage avec un matériau sec a été utile. De plus, éviter de nettoyer tous les buissons est opportun pour l'environnement méditerranéen, contrairement à ce que montrent certaines études." [traduit de] (Schirone et al., 2011)

E. Projet biodiversité aux Pays-Bas

A Zaanstad aux Pays-Bas, deux micro-forêts Miyawaki ont vu le jour en 2015. En 2017, une étude (Alterra - Animal ecology et al., 2018) a été réalisée sur une année complète, afin de comparer la biodiversité dans ces forêts avec celle des bois environnants (forêts témoins).

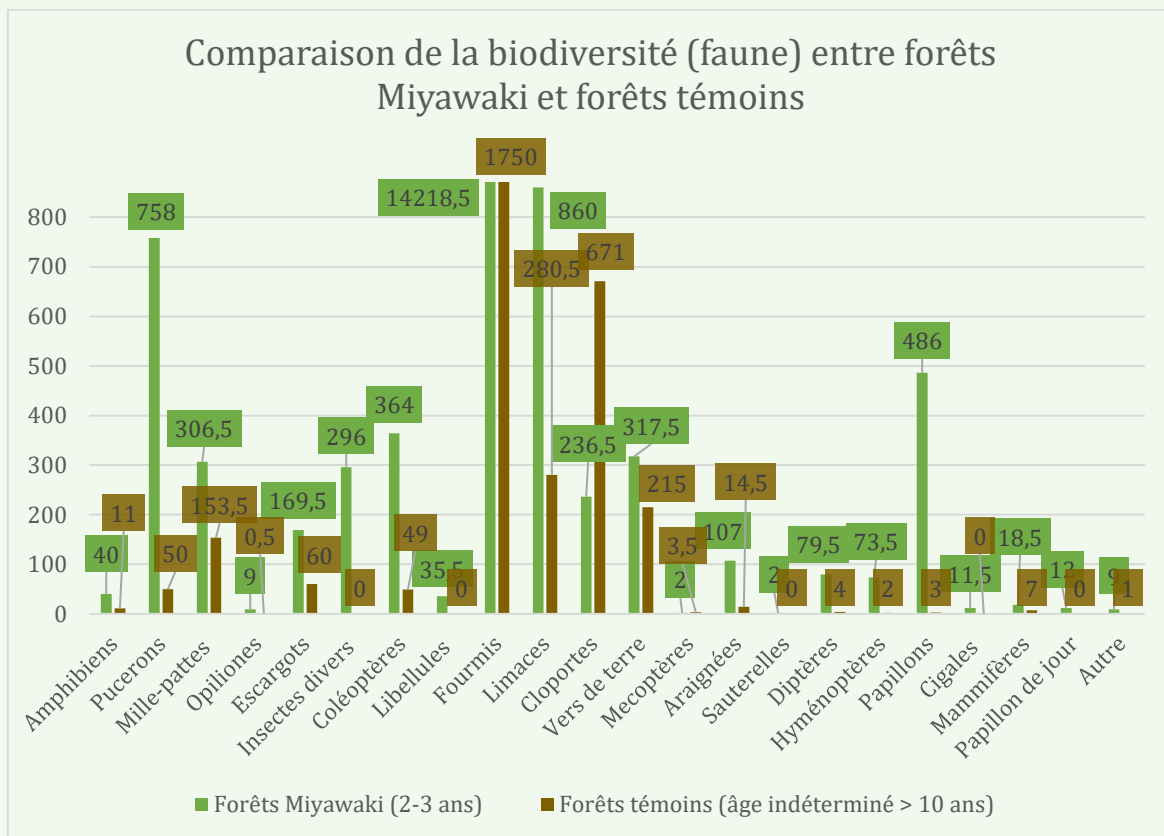


Figure 11 - Graphique réalisé à partir des données du rapport (Alterra - Animal ecology et al., 2018)

Les résultats sont sans appel : les micro-forêts Miyawaki, bien que très récentes, sont beaucoup plus riches en biodiversité, **de 2 à 162 fois plus, en moyenne 18 fois plus.**

5. Comparaisons entre climats

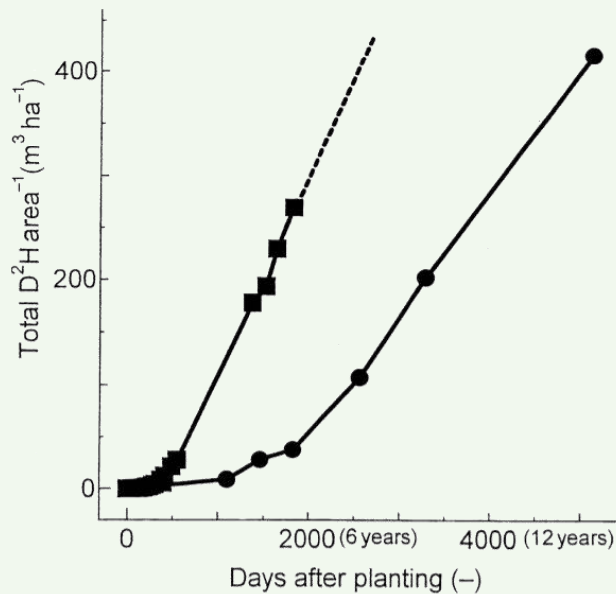
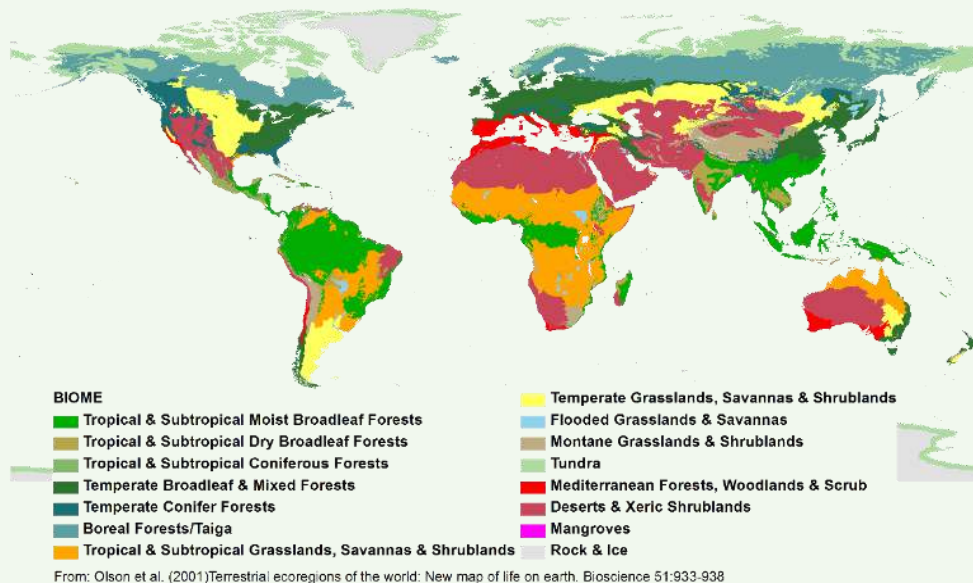


Figure 12 – Indice de volume « D²H » en zone de forêt tropicale en Malaisie et une forêt de laurier au Japon. (■) Bintulu/Borneo (27.3 t ha-1.y) ; (●) Ohgishima/Tokyo Bay (16.6 t ha-1.y). (Miyawaki, 1999)

Si on observe simplement le volume de végétation formé dans une forêt Miyawaki tropicale et une forêt Miyawaki tempérée au Japon, il apparaît que la forêt Miyawaki en zone tempérée se développe plus lentement, mais l'écart n'est pas immense : **en 3 à 6 ans en fonction du stade de croissance, la forêt tempérée rattrape la forêt tropicale**. Pour deux climats très différents les écarts de développement sont donc plutôt réduits. Miyawaki fait état de la prévalence du sol et non du climat dans le développement de la forêt : *“Les études de terrain nous ont appris que ce ne sont pas les conditions climatiques mais les conditions de sol qui ont de l'importance.”* [traduit de] (Miyawaki, 1999)

Par ailleurs, l'observation d'une carte des biomes indique que des types de forêts similaires poussent au Japon et en Europe :



→ On peut donc supposer que le développement des forêts Miyawaki en Europe est en moyenne similaire à celui enregistré au Japon.

6. Les bénéfices des micro-forêts

Si les bénéfices délivrés par les forêts Miyawaki en tant que telles n'ont pas tous fait l'objet d'études, il est néanmoins possible de s'appuyer sur les études des forêts urbaines au sens large en prenant en compte les particularités des forêts Miyawaki.

Bénéfices d'une forêt urbaine

Rafrâichissement de l'air : -2°C minimum, localement

Amélioration de la qualité de l'air, confinement des pollutions : absorbe 15% des particules fines, les feuilles et les troncs interceptent les poussières

Diminution du bruit : -10 dB pour une forêt Miyawaki mature

Impact positif sur la santé & bien-être : réduction du stress, anxiété, solitude, maladies cardio-vasculaires et respiratoires

Régulation de la biodiversité : 18 fois plus de biodiversité en moyenne, concentration plus faible en certaines espèces parasites, assure les transferts et l'augmentation de la biodiversité en milieu urbain

Stabilité des sols : retient les sols par un système matrice-pilier formé par l'intrication des racines

Séquestration du CO2 : stock = 60 kgC/m² de couvert forestier, flux = 0.5 kgC/m² de couvert forestier/an. 100 m² de forêt Miyawaki compense au long terme un an d'émissions carbone d'un·e européen·ne.

Attractivité de la nature pour l'immobilier : les terrains arborés peuvent voir leur prix augmenter de quelques milliers d'euros

A. Rafrâichissement de l'air

L'étude (Long et al., 2019) s'intéresse aux différences de températures expérimentées par les arbres urbains, en fonction de leur position : isolés en tant qu'arbres décoratifs (landscape), en bordure d'une forêt urbaine (edge) et au sein d'une forêt urbaine (interior).

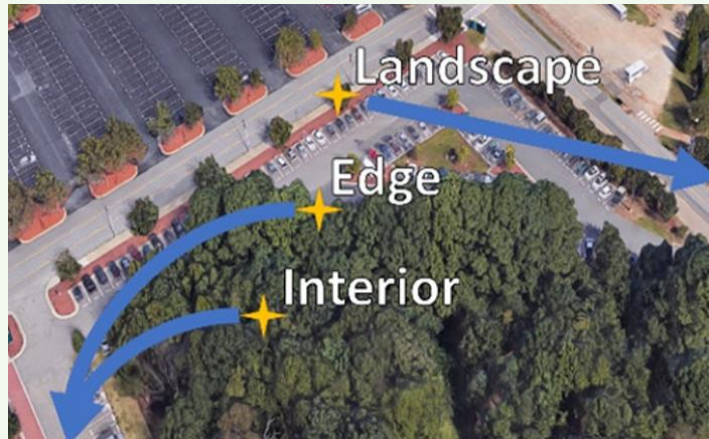


Figure 13 - Photographie présentant les lieux d'étude repérés par des étoiles, Landscape : arbre de rue ; Edge : arbre situé en bordure de forêt urbaine, Interior : arbre à l'intérieur de la forêt. (Long et al., 2019)

Les relevés sont effectués au niveau de la canopée, on constate une différence significative de température entre les arbres isolés et les arbres de la forêt, jusqu'à **2°C de moins** dans la forêt.

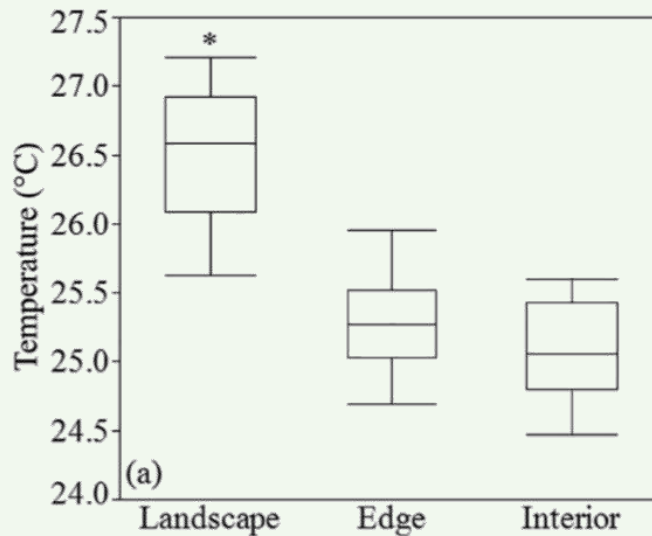


Figure 14 - Effet de l'emplacement des arbres sur la température de la canopée illustré à l'aide de boîtes à moustaches présentant la gamme de valeurs obtenues. La médiane de la plage de données est marquée par la ligne qui divise chaque case. Les encadrés représentent l'intervalle interquartile et les moustaches supérieures et inférieures représentent les données en dehors de 50% des observations. Les astérisques indiquent des différences significatives par rapport aux tests Tukey HSD. La température moyenne de la canopée des arbres du paysage urbain ($n = 16$) était significativement plus élevée que celle des arbres poussant en bordure de fragment de forêt urbaine ($n = 16$) ou à l'intérieur ($n = 16$). (Long et al., 2019)

Quant à savoir si les forêts urbaines créent un micro-climat, autrement dit, si les personnes à proximité peuvent bénéficier de ce supplément de fraîcheur, l'étude suivante (Howe et al., 2017) montre que oui. L'étude est particulièrement riche dans ses mesures : "Cette étude a utilisé un réseau de **10 stations météorologiques** identiques et des données de haute résolution sur l'occupation et l'utilisation des sols à Knoxville, Tennessee, pour analyser les microclimats d'une ville de taille moyenne avec un climat tempéré. Deux stations ont été installées dans chacun des quatre quartiers urbains dans des endroits où le couvert arboré est localisé et deux stations supplémentaires ont été installées dans le centre-ville et dans un centre naturel urbain à proximité."

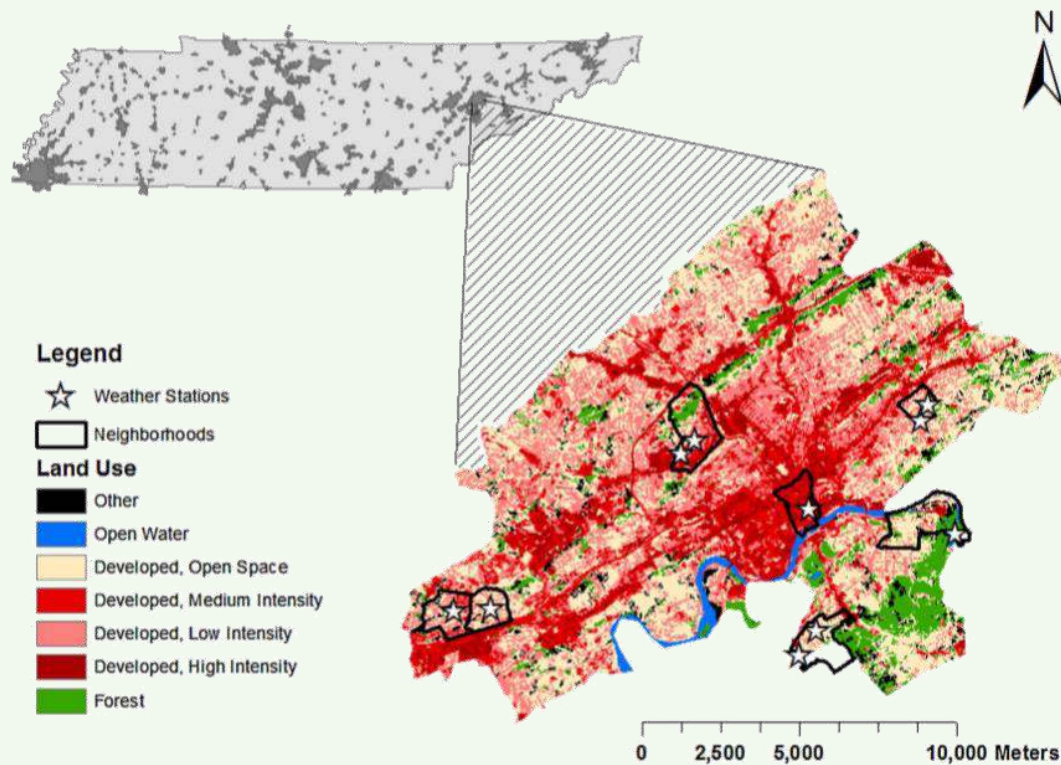


Figure 15 - Emplacement des stations de surveillance, données nationales d'usage des terres 2011

L'enjeu est clairement décrit : *“Des vagues de chaleur de plus en plus extrêmes sont fréquentes dans les centres-villes, et leur augmentation est très probable compte tenu du changement climatique. [...] L'îlot de chaleur est un phénomène largement documenté, dû à l'urbanisation. Il se caractérise par des températures localement plus élevées dans une ville que dans les autres espaces environnants, de jour comme de nuit. [...] Ainsi, il est urgent de déterminer comment vivre dans les environnements urbains durablement et en adéquation avec la santé publique et écologique.”* | *“Ces données peuvent être utilisées comme support pour l'élaboration de plans visant à **renforcer la résilience à la chaleur extrême dans les environnements urbains en tenant compte de l'influence du couvert forestier.**”*

Dans le tableau suivant, deux valeurs sont importantes pour l'analyse. La valeur p montre que les résultats sont statistiquement significatifs lorsque $p < 0.05$. Lorsque c'est le cas les valeurs apparaissent en gras. Il est également intéressant de considérer la valeur du coefficient de détermination R^2 . Plus sa valeur est proche de 1, plus les arbres ont un impact sur la température. Le signe “moins” a été rajouté pour préciser la nature de la corrélation : lorsqu'il est présent cela signifie que les arbres ont tendance à faire baisser la température.

SSC	Statistic	Correlating Variables	R ²	p
Dry Moderate	Tmax	50 m Impervious	0.746	0.01
		100 m Tree	-0.76	0.01
	Tmin	100 m Impervious	0.73	0.02
		500 m Tree	-0.89	< 0.01
DTR	-	-	-	
Moist Moderate	Tmax	Distance from Downtown	-0.57	0.08
	Tmin	100 m Impervious	0.93	< 0.01
		500 m Tree	-0.90	< 0.01
	DTR	-	-	-
Moist Tropical	Tmax	100 m Tree	-0.59	0.07
	Tmin	100 m Impervious	0.89	< 0.01
		500 m Tree	-0.88	< 0.01
	DTR	-	-	-

Figure 16 - Résultats de corrélation pour l'été lorsque les données sont analysées par CCN. Les nombres en gras indiquent p < 0.05

L'étude parvient aux conclusions suivantes : *“Les résultats intra-voisinage suggèrent qu'il existe une variabilité de température significative au sein d'un seul voisinage en fonction de la densité du couvert arboré entourant immédiatement une station météorologique donnée. L'occupation et l'utilisation des sols à l'échelle du quartier (en particulier les pourcentages de couvert forestier aux rayons de 500 m) avaient la corrélation la plus élevée avec la température quotidienne minimale (Tmin) pendant la saison estivale.”* Autrement dit, il y a vraiment des différences de température d'un voisinage à l'autre et cela est lié à la densité du couvert arboré. **Sur un rayon de 500 m, un voisinage arboré a une température minimale plus basse que les autres quartiers en été : il y fait meilleur la nuit qu'ailleurs.**

“Lorsque la quantité de couvert forestier augmente, Tmin diminue. Cette tendance s'est poursuivie lorsque les données de température ont été analysées par saison et par masse d'air (SSC).” Quelques soient les conditions météorologiques les arbres induisent des températures plus basses.

B. Amélioration de la qualité de l'air, confinement des pollutions

La qualité de l'air dans des villes occidentales (Nord-Américaines) a été évaluée à partir de modèles s'appuyant sur des bases de données et de simulation environnementales (par exemple i-Tree) : *“Malgré les limites, les estimations de modélisation présentent plusieurs avantages, notamment l'utilisation des **meilleures données disponibles sur les arbres**, la météo, la population et la pollution, la modélisation des effets des arbres sur les concentrations horaires de pollution et la modélisation des effets de la pollution sur la santé humaine.”* (Nowak et al., 2014)

La capacité du couvert forestier urbain à diminuer la pollution sur un an a été calculée par type de polluant (CO, NO2, O3, PM2.5, SO2). Les bénéfices pour la santé et l'économie sont également passés au crible.

Les conclusions de l'étude (Nowak et al., 2018) sont les suivantes :

- “Au total, l'élimination de la pollution dans les 86 villes en 2010 était de 16 500 t (fourchette: 7500 t à 21 100 t), avec une valeur pour la santé humaine de 227,2 millions de dollars (fourchette: 52,5 millions à 402,6 millions de dollars). ”
- “L'amélioration annuelle maximale de la qualité de l'air dans les villes avoisine 0,01% pour le CO, 2% pour le NO₂, 3% pour le SO₂, 4% pour l'O₃ et **15% pour les PM_{2.5} [particules fines].**”
- “Les arbres urbains ont le plus d'effet sur l'ozone, le dioxyde de soufre et le dioxyde d'azote pendant la journée en saison foliaire lorsque les arbres sont en évapotranspiration. L'élimination des particules se produit de jour comme de nuit et tout au long de l'année lorsque les particules sont interceptées par les surfaces des feuilles et de l'écorce. L'élimination du monoxyde de carbone se produit également le jour et la nuit en saison foliaire, mais à des taux beaucoup plus faibles que pour les autres polluants.”
- “Les études sur l'ozone qui intègrent la température, les effets de dépôt et d'émission des arbres révèlent que les arbres urbains peuvent réduire les concentrations d'ozone.”
- “Dans des conditions atmosphériques stables (mélange limité), l'élimination de la pollution par les arbres pourrait entraîner une plus grande réduction des concentrations de pollution au niveau du sol. Les grands peuplements d'arbres peuvent également **réduire les concentrations de polluants à l'intérieur du peuplement en raison de l'éloignement des sources d'émission et de l'augmentation des dépôts secs** [= poussières, polluants, déposés sur les feuilles ou les troncs des arbres] (par exemple, Dasch, 1987; Cavanagh et al., 2009). »
- “Le couvert forestier peut limiter le mélange de l'air supérieur avec l'air au niveau du sol, conduisant à des **améliorations significatives de la qualité de l'air sous le couvert.** ”

L'étude liste aussi quelques effets négatifs :

- “Cependant, là où il existe de nombreuses sources de polluants sous le couvert forestier (par exemple, les automobiles), le couvert forestier pourrait avoir l'effet inverse en minimisant la dispersion des polluants au niveau du sol. ”
- “L'élimination de la pollution atmosphérique n'est qu'un aspect de la façon dont les arbres urbains affectent la qualité de l'air. Les arbres réduisent la température de l'air, ce qui peut entraîner une réduction des émissions de diverses sources anthropiques (par exemple, Cardelino et Chameides, 1990). Les arbres autour des bâtiments modifient la consommation d'énergie des bâtiments (par exemple, Heisler, 1986) et les émissions qui en découlent des centrales électriques. Les arbres réduisent la vitesse du vent, abaissent les altitudes auxquelles l'air se mélange et peuvent donc augmenter les concentrations de pollution (par exemple, Nowak et al., 2006a). Les arbres émettent également du pollen, qui provoque des allergies (par exemple Ogren, 2000) et des composés organiques volatils (COV) qui sont des

précurseurs chimiques de la formation d'O3 et de PM2.5 (par exemple, Chameides et al., 1988; Hodan et Barnard, 2004) . "

L'étude résume les conditions à éviter pour rendre positive l'action des arbres sur la qualité de l'air :

" À l'échelle locale, les concentrations de pollution peuvent augmenter si les arbres :
a) piègent les polluants sous les canopées près des sources d'émission
b) limitent la dispersion en réduisant la vitesse du vent, et / ou
c) abaissent les altitudes de mélange de l'air en réduisant la vitesse du vent.
Ces interactions à l'échelle locale sont importantes pour déterminer l'effet net des arbres sur la qualité de l'air et la santé humaine."

C. Diminution du bruit

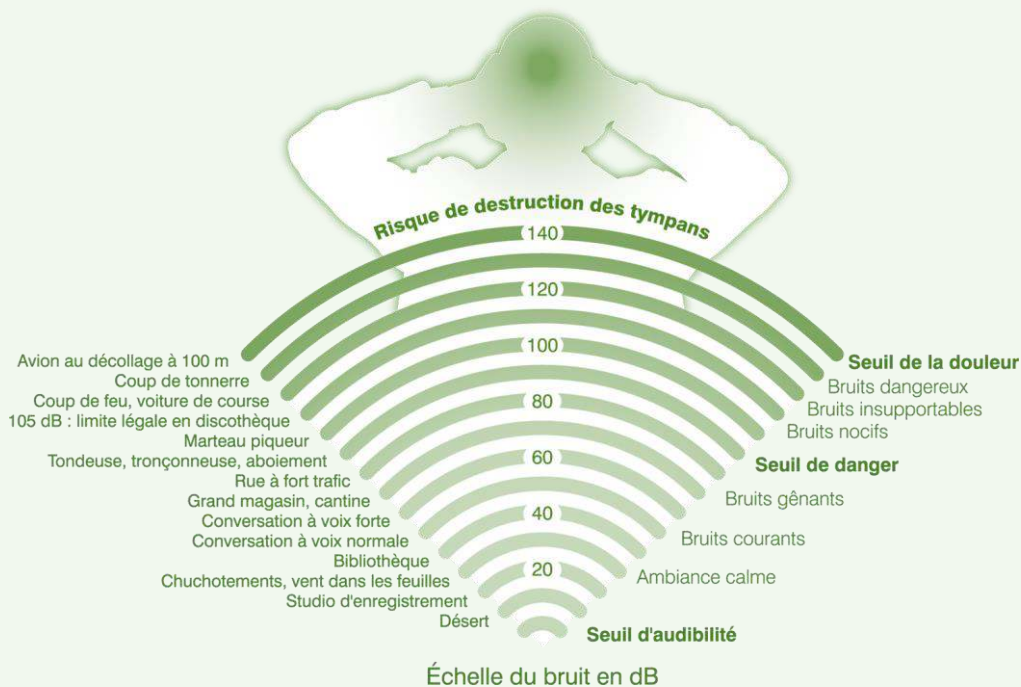


Figure 17 - Echelle des décibels auditifs et ambiance sonores associées. Une différence de 10 dB(A) permet de changer d'ambiance sonore

Les murs anti-bruit traditionnels permettent une réduction sonore d'une dizaine de décibels A. Cela correspond à la différence qu'un humain perçoit entre le bruit d'une autoroute et le bruit dans un grand magasin. Certaines études s'intéressent à l'augmentation des performances des murs anti-bruit par la végétalisation et montrent qu'un mur anti-bruit avec environ 30 cm de végétation sur chacune de ses faces réduit le son de 3 dBA supplémentaires. On peut également utiliser directement la végétation comme mur anti-bruit, sous forme de forêt urbaine. L'étude (Ow and Ghosh, 2017) s'intéresse à la réduction sonore permise par les forêts urbaines en bordure d'autoroute. Elle prend en compte la porosité du sol, la présence de couvert végétal, sa densité, son épaisseur, ainsi que l'épaisseur des troncs. Les résultats montrent une diminution du bruit de l'ordre de **10 dB** dans les cas les plus favorables, c'est-à-dire une densité moyenne à forte, une épaisseur de forêt de 20 m et des troncs d'une épaisseur de 20 cm. Il est également mentionné que le meilleur équilibre coûts/bénéfices est obtenu

avec une forêt de 5 m d'épaisseur. L'étude fait aussi état des résultats d'autres études indiquant par exemple une réduction de 12 dBA par une forêt urbaine de 20 m d'épaisseur. Les performances sont encore meilleures si la forêt anti-bruit est située à au moins 15 mètres de la route. **En définitive, une forêt Miyawaki compte parmi les combinaisons favorables avec sa densité moyenne à forte, dès l'âge de 15 ans les troncs peuvent atteindre 20 cm d'épaisseur et donc placer la forêt dans des conditions optimales pour réduire les nuisances sonores. Ainsi, une forêt anti-bruit ne cesse d'améliorer ses performances d'années en années à mesure qu'elle se développe. Elle représente une alternative aux murs anti-bruit ou un complément peu coûteux et apprécié esthétiquement.**

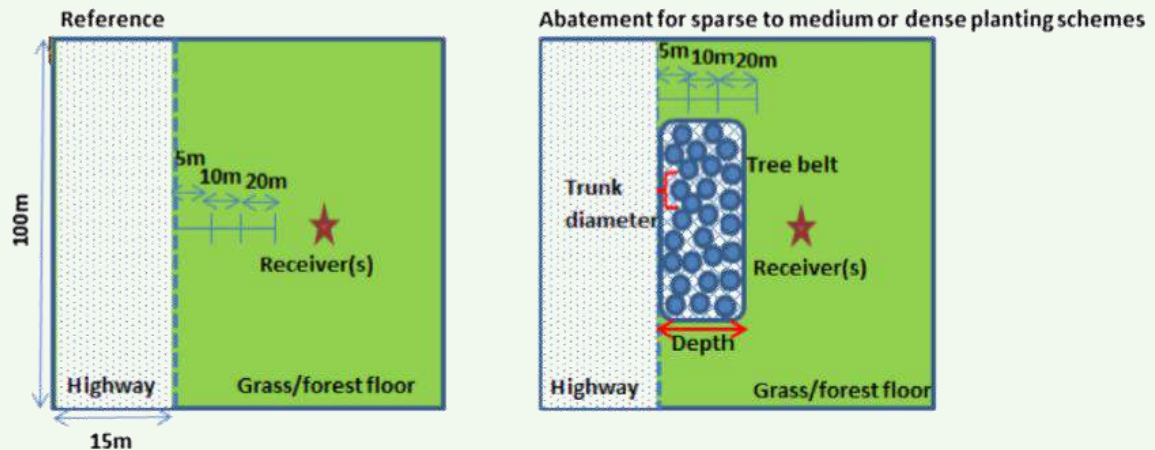


Figure 18 - Exemples de configurations expérimentales de référence et de réduction pour les prédictions numériques.

D. Impact positif sur la santé & bien-être

L'étude (Donovan et al., 2013) reporte les conséquences de la perte de 100 millions d'arbres sur le territoire américain à cause de l'agrile du frêne. Les données collectées entre 1990 et 2007 portent aux conclusions suivantes : *"Il y a eu une augmentation de la mortalité liée aux maladies cardiovasculaires et des voies respiratoires inférieures dans les comtés infestés par l'agrile du frêne. L'ampleur de cet effet était plus grande à mesure que l'infestation progressait et dans les comtés dont le revenu médian des ménages était supérieur à la moyenne. Dans les 15 États de la zone d'étude, l'agrile a été associé à 6113 décès supplémentaires liés à une maladie des voies respiratoires inférieures et à 15 080 décès d'origine cardiovasculaire. [...] Cette constatation s'ajoute aux preuves de plus en plus nombreuses que l'environnement naturel présente des avantages majeurs pour la santé publique."*

Les effets d'un cadre vert (par exemple, une forêt urbaine) sur le bien-être sont observés par l'étude du niveau d'anxiété, stress, et dépression. Entre autres :

- Une étude menée dans un quartier défavorisé montre **une baisse avérée du niveau d'hormone du stress (cortisol)** : "Les résultats indiquent des relations significatives entre le stress autodéclaré ($p < 0,01$), les schémas diurnes de sécrétion de cortisol ($p < 0,05$) et la quantité d'espace vert dans le milieu de vie. L'analyse de régression indique que le pourcentage d'espace vert dans le milieu de vie est un prédicteur

significatif ($p < 0,05$) et indépendant du cycle du cortisol circadien, en plus de l'activité physique autodéclarée ($p < 0,02$). [...] Nous concluons que la mesure du cortisol salivaire offre un potentiel considérable pour explorer les relations entre le bien-être et l'espace vert (...)." [traduit et adapté de] (Ward Thompson et al., 2012)

- Une étude récente conclue sur **l'importance des espaces verts pour la santé mentale** : "La présente étude suggère un **rôle protecteur** potentiel des espaces verts sur la santé mentale (dépression et anxiété) chez l'adulte. Les résultats indiquent également que ces **associations sont en partie influées par la pollution de l'air et dans une moindre mesure le bruit**, alors que l'activité physique et le soutien social semblent jouer un rôle mineur. De plus, nous n'avons pas trouvé de preuves cohérentes que les avantages observés sont particuliers à certains sous-groupes de la société." (Gascon et al., 2018)
- Il existe des études sur les **effets conjugués du sport et de l'exposition aux zones vertes**. L'étude (Han, 2017) documente le bien-être d'étudiants ayant été courir ou marcher dans des espaces arborés à 40% (natural environment). Des expériences témoins sont réalisées en environnement citadin (built environment). En termes d'augmentation du bien-être, le sport explique 9.2% de la variance et la nature 17.9%. L'effet conjugué d'une activité physique modérée et des arbres contribue à hauteur de **58% dans l'augmentation totale du bien-être**. Il existe donc une synergie.



1-a. natural environment - forward



1-b. natural environment - return



1-c. built environment - forward



1-d. built environment - return

Fig. 1. Example photos illustrating visible greenness rate.

Figure 19 - Photos illustrant le niveau de végétalisation des parcours empruntés par les sujets étudiés, (Han, 2017)

Enfin, les forêts urbaines bénéficient aux populations également par les événements sociaux qu'elles engendrent, comme les journées de plantation. Ces événements sont des **actions**

civiques environnementales, définies comme suit dans le rapport (Townsend, 2006) : “Des actions bénévoles collectives réalisées pour promouvoir la durabilité des écosystèmes.” Des volontaires, dont ceux de la fondation Trust for nature, ont été suivis. **Cette série d’études (1, 2, 3, 4) montre systématiquement la présence de bénéfices physiques, mentaux, et sociaux.**

World Health Organization element of health		Study 1	Study 2	Study 3	Study 4
Category	Specific benefit				
Physical	Increased physical activity → cardio-vascular benefits and improved weight control	✓	✓	✓	✓
	Respiratory benefits from opportunity to breathe ‘fresh air’	✓	✓	✓	✓
Mental	Mental/spiritual wellbeing from shared fun with others	✓	✓	✓	✓
	Mental relaxation from bush land environment	✓	✓	✓	✓
	Reduced stress resulting from knowledge of support from other members	✓	✓	✓	✓
Social	Sense of belonging and connectedness through membership of group	✓	✓	✓	✓
	Widening of the social circle of children and families through membership	✓	✓	✓	✓
	Opportunity for all people (young and old) to contribute and to enjoy the park	✓	✓	✓	✓

Figure 20 - Bénéfices du bénévolat environnemental pour la santé, (Townsend, 2006)

Variable	TfN volunteer mean (n = 51)	Control group mean (n = 51)	Significance
General health (1 = v. healthy – 5 = v. unhealthy)	1.7	1.9	p = <.028
Annual doctor visits (1 = <1; 5 = >10)	2	2.9	p = <.013
Feel safe in area (1 = always; 5 = never)	1	1.3	p = <.000
Utilize life skills (1 = always; 5 = never)	1.4	1.8	p = <.001
Sense of belonging to community (1 = high; 5 = low)	1.4	1.7	p = <.010

Figure 21 - Différences de moyennes sur des variables clefs de l’étude des volontaire de la Trust for Nature (TfN), (Townsend, 2006)

E. Régulation de la biodiversité

A. Miyawaki (Miyawaki and Box, 2006) exprime la complétude d’un écosystème et sa capacité à se régénérer à partir de fragments: “La variété des espèces dans une communauté biologique est appelée **biodiversité**, un terme qui englobe à la fois le nombre d’espèces (richesse en espèces) et certains aspects de l’abondance relative des différentes espèces. Un concept plus complet de la diversité biologique est celui de la **complexité biologique**, qui inclut la diversité non seulement dans les entités mais aussi dans les nombreuses relations fonctionnelles qui viennent d’être suggérées. Aucune espèce ne monopolise l’espace et l’énergie disponibles ; ces ressources sont plutôt partagées. Ainsi, au sein de la communauté biologique, les habitats des populations membres sont séparés, horizontalement et verticalement, selon le mode de vie de chaque groupe. Par exemple, une forêt se compose d’une couche d’arbres surélevés, d’une couche au sol de plantes herbacées, éventuellement d’une couche de mousses ou de lichens directement sur le sol, et certainement d’un système souterrain de racines. **Tous ces éléments, au-dessus et au-dessous du sol, divisent l’espace de vie en trois dimensions et coexistent tout en rivalisant.** Dans une certaine mesure, **une communauté biologique peut restaurer une partie détruite d’elle-même en reformant à nouveau son cadre de vie ou en se relocalisant.**”

L'étude (Sullivan et al., 2009) fait état de ce phénomène par lequel la forêt urbaine gagne en biodiversité et par la suite sert de réservoir et relais de biodiversité : *“La colonisation des sites par des espèces indigènes était particulièrement élevée sur des sites ≤ 100 m de la végétation indigène existante, ce qui suggère que même de petites parcelles de végétation indigène dans les paysages urbains seront précieuses comme sources de semences pour accélérer l'établissement des plantes indigènes dans les sites récepteurs à proximité.”*

L'étude précédemment citée (4.E) menée aux Pays-Bas sur les forêts Miyawaki de Zaanstad démontre une biodiversité en moyenne **18 fois plus élevée** dans les deux forêts Miyawaki étudiées que dans une forêt classique. Alors même que ces forêts Miyawaki sont très jeunes, et que les forêts témoins sont beaucoup plus anciennes.

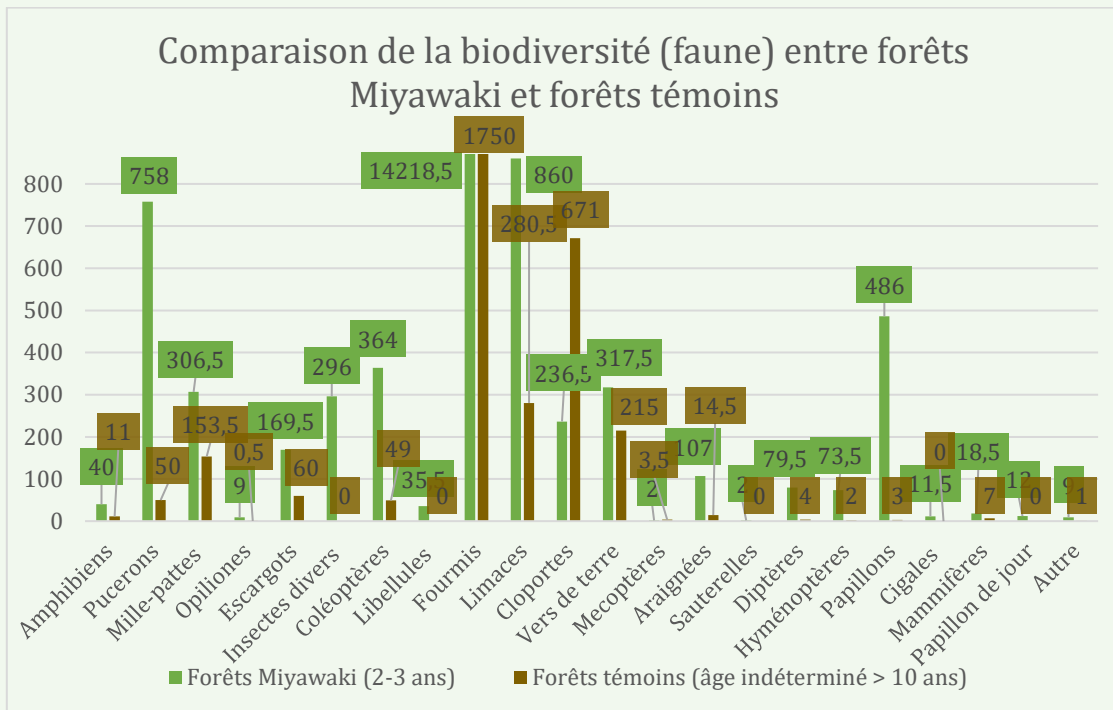


Figure 22 - Graphique réalisé à partir des données du rapport (Alterra - Animal ecology et al., 2018)

Par ailleurs, une autre étude (Long et al., 2019) montre un autre avantage. Dans certains cas les arbres sous forme de forêt urbaine abritent moins d'espèces invasives et parasites que les arbres isolés. Trois positions ont été testées : isolés en tant qu'arbres décoratifs (landscape), en bordure d'une forêt urbaine (edge) et au sein d'une forêt urbaine (interior). Le relevé suivant porte sur une guêpe parasite de la famille des hyménotères.

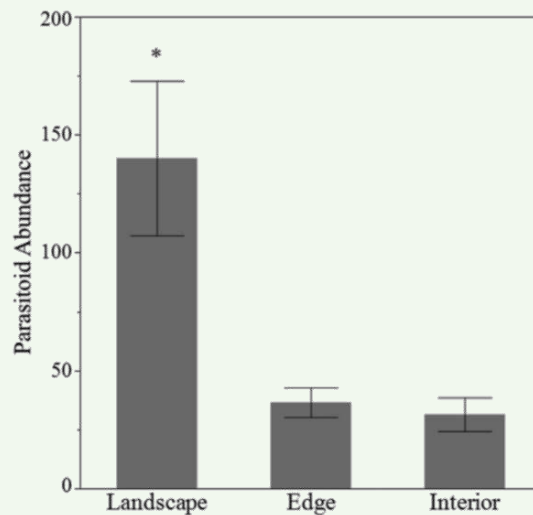


Figure 23 - Effet de la position des arbres sur l'abondance des guêpes parasitoïdes. Le nombre total d'hyménoptères parasitoïdes capturés sur des cartes collantes de trois familles (Aphelinidae, Encyrtidae et Signophoridae) étaient plus nombreux dans les arbres de rue ($n = 13$) que dans les lisières des fragments forestiers ($n = 12$) ou dans les arbres intérieurs ($n = 11$). Comparaisons multiples non paramétriques post hoc du test Steel-Dwass toutes paires. Les astérisques indiquent des différences significatives ($P < 0,05$). Les barres d'erreur représentent ± 1 erreur standard de la moyenne. (Long et al., 2019)

F. Diminution de l'érosion des sols, stabilité des sols, lutte contre les catastrophes naturelles

Dans son étude (Miyawaki, 2014), Miyawaki observe l'état des arbres natifs après le tsunami de 2011 (photographies ci-dessous). Il conclue quant au **rôle protecteur des arbres natifs**. Bien enracinés, les arbres ont servi de protection, et leurs racines ont **retenu une partie des sols** (b) Ce n'est pas le cas des conifères non-natifs plantés à l'origine pour protéger (c), leur enracinement faible ne leur a pas permis de résister, les troncs emportés par le tsunami ont créés encore plus de dégâts.



Figure 24 – (a) Vue générale après le tsunami de 2011 (b) Un arbre natif et son système racinaire lui ayant permis de résister et maintenir les sols (c) Conifères de protection n'ayant pas rempli la fonction prévue (Miyawaki, 2014)

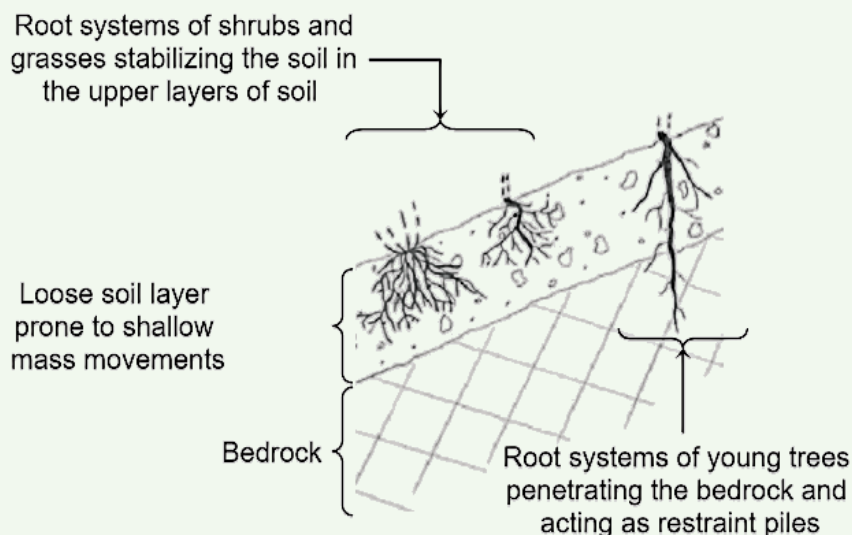


Figure 25 - Représentation schématique des effets combinés des arbres, buissons et espèces herbacées dans leurs premiers stades de développement sur la stabilisation des pentes superficielles

D’après (Burylo et al., 2011) les racines fines résistent proportionnellement mieux aux forces de traction, du fait de leur élasticité. Les racines de gros diamètre peuvent supporter des forces dans l’absolu plus élevées mais sont plus rigides et cassantes. Une **végétation diversifiée forme ainsi un système complémentaire matrice-pilier**, par l’intrication des systèmes racinaires horizontaux et pivot. L’étude conclue sur l’intérêt de prendre en compte la végétation dans l’étude de la **stabilité des sols** : “Combinés avec les connaissances en dynamique de la végétation et la résistance des espèces à l’érosion, ces résultats peuvent contribuer à évaluer la vulnérabilité des terrains à l’érosion et l’efficacité de projets de restauration des terres érodées.” [traduit et adapté de] (Burylo et al., 2011)

G. Bilan CO2

Les forêts sont le 2^{ème} stock et puit de carbone sur Terre après les océans. En France les forêts absorbent chaque année, pour une superficie donnée 15 fois plus de carbone que les prairies. Le récent rapport (“La séquestration de carbone par les écosystèmes en France,” 2019) de l’EFESE (L’Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques) sur la séquestration du carbone indique les chiffres suivants :

Tableau 1 – Données nationales sur la séquestration carbone

Forêts métropolitaine France (biomasse + sol)	Valeurs EFESE 2019	Unités
Surface	17 158 000	ha
Stock carbone	10 263 000 000	tCO2eq
Flux de séquestration	87 000 000	tCO2eq/an

En définissant comme tels les termes suivants :

- Le stock de carbone in situ actuel : c’est la quantité moyenne de carbone contenue dans le compartiment [en l’occurrence l’écosystème forestier] considéré tel

qu'observé aujourd'hui (en tCO₂eq/ha).

- Le flux de séquestration actuel : c'est le flux annuel moyen de séquestration de carbone dans le compartiment [en l'occurrence l'écosystème forestier] considéré, tel qu'il est observé actuellement (en tCO₂eq/ha/an).

Ces données prennent en compte le rôle du sol forestier dans la rétention du carbone.

On peut noter que ces valeurs moyennes rassemblent celles de différents types d'écosystèmes forestiers : "Ainsi, dans la région biogéographique continentale, les stocks de carbone en forêt fermée feuillues sont parmi les plus élevés, de l'ordre de 730 tCO₂eq/ha alors que celles de la région biogéographique méditerranéenne, notamment constituées de taillis de chêne vert peu productifs, présentent des stocks de carbone bien plus faibles, de l'ordre de 500 tCO₂eq/ha." ("La séquestration de carbone par les écosystèmes en France," 2019)

Les valeurs des flux de l'EFESE ont été comparées aux valeurs d'une enquête similaire de l'INRA, et aux valeurs de l'inventaire national UTCATF (Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie) n'ayant pas pris en compte l'impact du sol : "Cependant, le [stock] forestier estimé dans le cadre [de l'UTCATF] est sensiblement inférieur à celui de [l'EFESE] qui se rapproche des résultats [de l'INRA]. Cette différence de l'ordre de 30 MtCO₂eq/an [...] s'explique en grande partie par les flux de carbone des sols qui constituent un puits net très significatif, estimé à près de 20 MtCO₂eq/an dans ce cadre de [l'EFESE]". Mis à part les différences d'hypothèses, on observe des valeurs proches pour chaque catégorie.

en MtCO ₂ eq/an	Puits forestier total	Puits attribué au flux de séquestration dans les sols et le bois mort	Puits attribué au flux de séquestration dans la biomasse	Puits attribué aux changements d'usage des terres
Cette évaluation	86,8	21,8	65	0
Inra (2017) pour 2013	88	17,6 (bois mort 10,3 ; sols 7,3)	70,4 (feuillus 56 ; résineux 14,4)	
Inventaire du secteur UTCATF pour 2013 ^a	62	0	55	7

Figure 26 - Comparaisons des données majeures sur la séquestration carbone en milieu forestier ("La séquestration de carbone par les écosystèmes en France," 2019)

On peut donc réaliser les calculs pour une forêt Miyawaki d'âge moyen, d'une superficie de 100 m², séquestration du sol incluse :

Tableau 2 - Données sur la séquestration carbone appliquées à une forêt Miyawaki de 100 m²

Forêt Miyawaki 100 m ²	Valeurs calculées à partir des valeurs EFESE 2019	Unités
Surface	100	m ²
Stock	5980	kgCO ₂ eq
Flux de carbone	50,7	kgCO ₂ eq / an

D'après ces données, la biomasse végétale d'une forêt Miyawaki de 100 m² et d'âge moyen (quelques dizaines d'années) représente donc un **stock de 5980 kg de CO₂ équivalent**, c'est-à-dire **les deux tiers des émissions annuelles carbone d'un-e européen-ne** (moyenne : 8400 kg d'équivalent CO₂/personne/an en UE), ou encore la totalité des émissions carbone

annuelles d'un·e suédois·e. ("Empreinte carbone – Indicateurs de richesse nationale | Insee," n.d.) **Autrement dit, un européen avec des émissions très raisonnables peut espérer au long terme compenser une année d'émissions carbone par lot de 100 m² de forêt Miyawaki planté.**

Après stabilisation, chaque année la micro-forêt séquestre 50.7 kg de CO₂ équivalent supplémentaires, l'équivalent des émissions carbone d'un européen sur plus de deux jours.

Ces calculs se recoupent volontiers avec un chiffre régulièrement cité par l'ONF (Office National des Forêts) : un arbre de 5 m³ peut stocker 5 tonnes de CO₂ équivalent. Or, une forêt Miyawaki représente d'après les estimations environ 400 m³ / ha de biomasse végétale au bout d'une quinzaine d'années. Soit 4 m³ pour 100 m², donc un stock de 4 tonnes de biomasse végétale (un chiffre plus faible car l'action du sol n'est pas prise en compte) correspondant à une compensation de 4 tonnes de CO₂ équivalent.

L'étude de (Nowak and Greenfield, 2010) et (Nowak et al., 2013) est également très plébiscitée mais n'incorpore pas non plus le stockage des sols forestiers. La séquestration annuelle est estimée à partir du carbone total accumulé lors de la croissance des arbres, retranché de la quantité estimée de carbone perdu lors de la décomposition des arbres morts. La valeur moyenne annuelle de carbone total accumulé par les forêts urbaines aux Etats-Unis est de **7.69 kgC/m²** de couvert forestier (erreur standard (SE) = 1.36 kgC/m²). Les estimations de séquestration annuelle (autrement dit de flux) varient en fonction de la durée des saisons de croissance, la valeur moyenne est de **0.226 kgC/m²/an** (SE = 0.045 kgC/m²/an). Les valeurs allant de 0.430 kgC/m²/an (Hawaii) à 0.135 kgC/m²/an (Wyoming).

H. Attractivité de la nature pour l'immobilier

Une étude (Escobedo et al., 2015) menée en Floride examine l'impact des différents types de végétation urbaine sur le prix de l'immobilier : *"Les résultats indiquent, en moyenne, qu'il existe des compromis dans la mesure où plus d'arbres avec des indices de surface foliaire (ISF) plus grands [ISF = quantité de surface foliaire unilatérale (m²) divisé par la surface unitaire au sol (m²), souvent utilisé comme un indicateur indirect de la densité de la cime des arbres et de la santé générale des arbres] ajoute à la valeur de la propriété, tandis que la biomasse et les arbustes ont un effet neutre, et le remplacement de l'arbre par un couvert herbacé a une valeur inférieure. En moyenne, la valeur des propriétés a augmenté de 1586 \$ par arbre et de 9348 \$ par unité [400 m²] d'augmentation de l'ISF, tandis que l'augmentation de pelouse de 25% à 75% a diminué la valeur de la maison de 271 \$."* [traduit et adapté de] (Escobedo et al., 2015)

Ainsi la présence d'une couverture arborée dans les propriétés augmente leur prix de plusieurs milliers d'euros.

En Europe, le changement climatique augmente les températures moyennes de certaines zones, surtout en été. Les résultats mis en avant par cette étude de la Floride subtropicale peuvent alors être pertinents en contexte européen.

7. Echanges entre les arbres

Le récent rapport (Fournier and Moulia, 2018) fait le point sur les connaissances actuelles concernant la communication des arbres : “Les messages émis sont par exemple des **courants électriques** transmis à l’intérieur de la plante, ou des **substances chimiques diffusées** à d’autres parties de la plante. Les plus spectaculaires sont les messages d’alerte : par exemple lorsqu’une feuille est attaquée par une chenille, une molécule, la systémine, est transportée par la sève, et prévient rapidement les autres feuilles qui peuvent mettre en place des réactions de défense, par exemple en produisant des substances toxiques pour l’animal. Ces messages chimiques sont également des **substances volatiles émises dans l’air**, qui préviennent les autres plantes ou attirent des prédateurs de la chenille. Si l’on considère que la communication est l’émission d’un signal suivie de sa réception induisant un changement d’attitude, on peut bien parler de communication végétale.”

Les arbres peuvent également se transmettre **de l’eau par les racines, ou par les réseaux de champignons** les reliant : “Nous avons découvert que 21,6% de l’eau d’un jeune plant pouvait être fournie par redistribution hydraulique à partir d’un arbre source. La valeur moyenne était sensiblement inférieure, seulement 1,8% après deux semaines et 4,9% après trois semaines. Il s’agit d’une estimation approximative [...] mais elle met en évidence l’importance potentielle de la redistribution hydraulique pour les semis entourant les arbres résiduels.” [traduit et adapté de] (Schoonmaker et al., 2007) On peut donc estimer que la redistribution hydraulique entre les arbres est usuellement faible, mais peut augmenter jusqu’à 20% en cas de stress.

Ainsi que **du carbone (C)**, élément essentiel à la formation de réserves et d’énergie chez les végétaux : “Nous avons montré que des réseaux mycorhiziens existent dans la toundra et facilitent le transfert souterrain de C parmi les individus de *Betula nana* [bouleau], mais pas entre ou au sein des autres espèces de toundra examinées. Le transfert total de C parmi les paires conspécifiques de *B. nana* était de $10,7 \pm 2,4\%$ de la photosynthèse, la majorité du C étant transférée par les rhizomes ou les greffes radiculaires ($5,2 \pm 5,3\%$) et les voies du réseau mycorhizien ($4,1 \pm 3,3\%$) et très peu par les voies du sol ($1,4 \pm 0,35\%$).” | “Le transfert souterrain de C était d’une ampleur suffisante pour altérer potentiellement les interactions des plantes dans la toundra arctique, augmentant la capacité compétitive et la mono-dominance de *B. nana*. Le transfert de C était significativement et positivement lié aux températures ambiantes, suggérant qu’il pourrait agir comme une rétroaction positive au changement de l’écosystème à mesure que le climat se réchauffe.” [traduit et adapté de] (Deslippe and Simard, 2011) Des observations similaires ont pu être réalisées entre espèces différentes, lors d’une expérience en laboratoire (schéma ci-dessous).

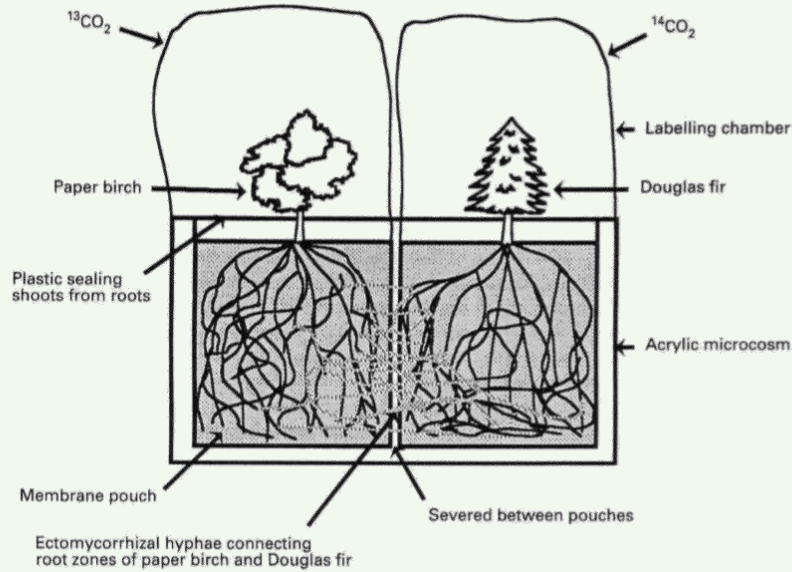


Figure 27 - Microcosmes et chambres de marquage. Le gaz (dioxide de carbone) marqué par deux isotopes différents est injecté dans chaque chambre (un type par chambre). La progression du carbone est suivie, menant à l'observation de transferts de carbone entre les deux espèces via les réseaux mycorhiziens. (Simard et al., 1997)

Comme évoqué précédemment, les champignons sont connectés aux arbres sous forme de réseaux mycorhiziens, eux-mêmes connectés entre eux, connectant donc les arbres ensemble. Les champignons servent d'extension aux racines. Les arbres les plus anciens ont souvent des réseaux mycorhiziens très développés, leur permettant d'être fortement connectés aux arbres de la forêt, on les qualifie d'**arbres centraux** ou arbres mères. L'étude (Beiler et al., 2015) s'intéresse à la complexité de ces réseaux, illustrant le concept d'arbre central en relevant le DBH (diamètre) des arbres corrélé à leur âge, et leur degré de connexion (node degree). Au sein d'une même espèce, **plus l'arbre est mature, plus son degré de connexion aux autres est élevé.**

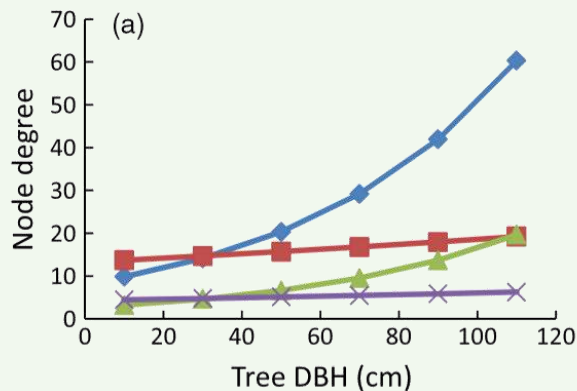


Figure 28 - Les grands arbres matures agissaient comme des "hubs" de réseau avec un degré de nœud significativement plus élevé que les arbres plus petits. Les couleurs correspondent à des types de sols et de champignons différents, on observe une augmentation dans tous les cas même si elle est faible pour deux cas. (Beiler et al., 2015)

L'étude illustre ces réseaux entre les arbres de la forêt sous forme de schémas :

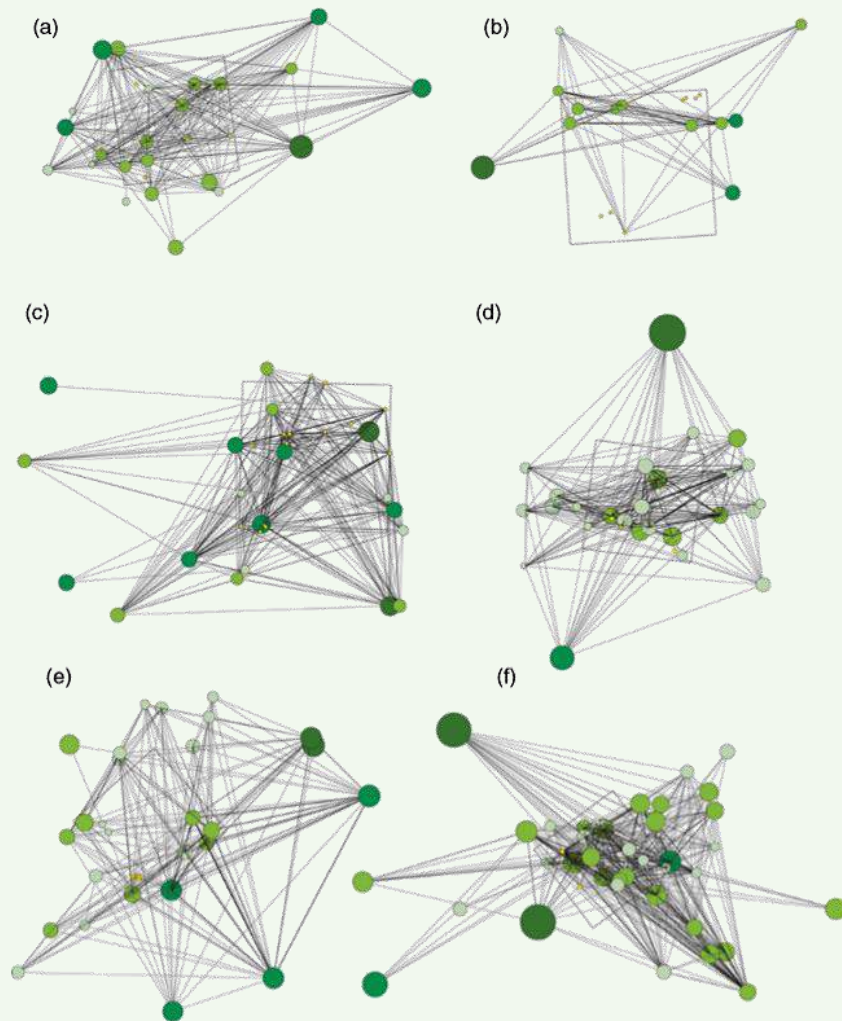


Figure 29 - Modèles de réseaux décrivant la topologie socio-spatiale des réseaux d'interaction de champignons mycorhiziens dans des terrains de 100 m², sur sol xériques (a-c) ou mésiques (d-f). Les nœuds (cercles) sont les arbres *Pseudotsuga menziesii*, de dimensions relatives au diamètre des arbres, et plus foncés pour les arbres plus âgés. Les liens représentent le nombre de génotypes de *Rhizopogon* spp. partagés par les arbres (représenté par l'épaisseur de la ligne). (Beiler et al., 2015)

Bibliographie

- Alterra - Animal ecology, PE&RC, Ottburg, F., Lammertsma, D., Bloem, J., Dimmers, W., Jansman, H., 2018. Tiny Forest Zaanstad : citizen science and determining biodiversity in Tiny Forest Zaanstad. Wageningen Environmental Research, Wageningen. <https://doi.org/10.18174/446911>
- Beiler, K.J., Simard, S.W., Durall, D.M., 2015. Topology of tree-mycorrhizal fungus interaction networks in xeric and mesic Douglas-fir forests. *J. Ecol.* 103, 616–628. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12387>
- Brazilian Project in Tropical Forest Regeneration [WWW Document], n.d. . Mitsubishi Corp. URL <https://www.mitsubishicorp.com/jp/en/csr/contribution/environment/activities03/activities03-04.html> (accessed 3.26.20).
- Burylo, M., Hudek, C., Rey, F., 2011. Soil reinforcement by the roots of six dominant species on eroded mountainous marly slopes (Southern Alps, France). *CATENA* 84, 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.09.007>
- Callaway, R.M., 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia* 112, 143–149. <https://doi.org/10.1007/s004420050293>
- Deslippe, J.R., Simard, S.W., 2011. Below-ground carbon transfer among *Betula nana* may increase with warming in Arctic tundra. *New Phytol.* 192, 689–698. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03835.x>
- Donovan, G.H., Butry, D.T., Michael, Y.L., Prestemon, J.P., Liebhold, A.M., Gatzliolis, D., Mao, M.Y., 2013. The Relationship Between Trees and Human Health. *Am. J. Prev. Med.* 44, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.amepre.2012.09.066>
- Empreinte carbone – Indicateurs de richesse nationale | Insee [WWW Document], n.d. URL <https://www.insee.fr/fr/statistiques/3281683?sommaire=3281778#consulter> (accessed 4.20.20).
- Escobedo, F.J., Adams, D.C., Timilsina, N., 2015. Urban forest structure effects on property value. *Ecosyst. Serv.* 12, 209–217. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.002>
- Fournier, M., Moulia, B., 2018. Sensibilité et communication des arbres: entre faits scientifiques et gentil conte de fée. 11.
- Gascon, M., Sánchez-Benavides, G., Dadvand, P., Martínez, D., Gramunt, N., Gotsens, X., Cirach, M., Vert, C., Molinuevo, J.L., Crous-Bou, M., Nieuwenhuijsen, M., 2018. Long-term exposure to residential green and blue spaces and anxiety and depression in adults: A cross-sectional study. *Environ. Res.* 162, 231–239. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.01.012>
- Google Maps [WWW Document], n.d. . Google Maps. URL <https://www.google.com/maps/@35.3457647,139.88057,3a,75y,79.72h,104.37t/data=!3m6!1e1!3m4!1spQ2hPfkK1i5fL8DpUPXAejA!2e0!7i13312!8i6656> (accessed 4.1.20).
- Han, K.-T., 2017. The effect of nature and physical activity on emotions and attention while engaging in green exercise. *Urban For. Urban Green.* 24, 5–13. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.012>
- Hladik, A., Blanc, P., n.d. Croissance des plantes en sous-bois de forêt dense humide (Makokou, Gabon) 15.
- Howe, D.A., Hathaway, J.M., Ellis, K.N., Mason, L.R., 2017. Spatial and temporal variability of air temperature across urban neighborhoods with varying amounts of tree canopy. *Urban For. Urban Green.* 27, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.07.001>
- La séquestration de carbone par les écosystèmes en France, 2019. 102.
- Long, L.C., D'Amico, V., Frank, S.D., 2019. Urban forest fragments buffer trees from warming and pests. *Sci. Total Environ.* 658, 1523–1530. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.293>
- Marie, O., 2010. Les successions écologiques.

- Miyawaki, A., 2014. The Japanese and Chinju-no-mori Tsunami-protecting forest after the Great East Japan Earthquake 2011. *Phytocoenologia* 44, 235–244. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2014/0044-0571>
- Miyawaki, A., 2011. Rehabilitation of Tropical Rainforest Ecosystems 6.
- Miyawaki, A., 2004. Restoration of living environment based on vegetation ecology: Theory and practice: Restoration of living environment. *Ecol. Res.* 19, 83–90. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1703.2003.00606.x>
- Miyawaki, A., 1999. Creative Ecology: Restoration of Native Forests by Native Trees. *Plant Biotechnol.* 16, 15–25. <https://doi.org/10.5511/plantbiotechnology.16.15>
- Miyawaki, A., 1998. Restoration of urban green environments based on the theories of vegetation ecology. *Ecol. Eng.* 11, 157–165. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00033-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00033-0)
- Miyawaki, A., 1993. Forest reconstruction as ecological engineering.
- Miyawaki, A., Abe, S., n.d. Public awareness generation for the reforestation in Amazon tropical lowland region 7.
- Miyawaki, A., Box, E.O., 2006. The healing power of forests. The philosophy behind restoring Earth's balance with native trees., Kosei Publishing Co. Tokyo. ed.
- Nowak, D.J., Greenfield, E.J., 2010. Evaluating The National Land Cover Database Tree Canopy and Impervious Cover Estimates Across the Conterminous United States: A Comparison with Photo-Interpreted Estimates. *Environ. Manage.* 46, 378–390. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9536-9>
- Nowak, D.J., Greenfield, E.J., Hoehn, R.E., Lapoint, E., 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environ. Pollut.* 178, 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019>
- Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., Pasher, J., 2018. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban For. Urban Green.* 29, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.019>
- Ow, L.F., Ghosh, S., 2017. Urban cities and road traffic noise: Reduction through vegetation. *Appl. Acoust.* 120, 15–20. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2017.01.007>
- Schirone, B., Salis, A., Vessella, F., 2011. Effectiveness of the Miyawaki method in Mediterranean forest restoration programs. *Landsc. Ecol. Eng.* 7, 81–92. <https://doi.org/10.1007/s11355-010-0117-0>
- Schoonmaker, A.L., Teste, F.P., Simard, S.W., Guy, R.D., 2007. Tree proximity, soil pathways and common mycorrhizal networks: their influence on the utilization of redistributed water by understory seedlings. *Oecologia* 154, 455–466. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0852-6>
- Simard, S.W., Jones, M.D., Durall, D.M., Perry, D.A., Myrold, D.D., Molina, R., 1997. Reciprocal transfer of carbon isotopes between ectomycorrhizal *Betula papyrifera* and *Pseudotsuga menziesii*. *New Phytol.* 137, 529–542. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1997.00834.x>
- Sullivan, J.J., Meurk, C., Whaley, K.J., Simcock, R., 2009. Restoring native ecosystems in urban Auckland: urban soils, isolation, and weeds as impediments to forest establishment. *N. Z. J. Ecol.* 33, 12.
- Townsend, M., 2006. Feel blue? Touch green! Participation in forest/woodland management as a treatment for depression. *Urban For. Urban Green.* 5, 111–120. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.02.001>
- Ward Thompson, C., Roe, J., Aspinall, P., Mitchell, R., Clow, A., Miller, D., 2012. More green space is linked to less stress in deprived communities: Evidence from salivary cortisol patterns. *Landsc. Urban Plan.* 105, 221–229. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.015>