

Convolvulus arvensis (L.)



Oxalis corniculata (L.)



Catapodium rigidum
(L.) C.E.Hubb. ex Dony



Conyza sumatrensis (Retz.) E. Walker



Ailanthus altissima (Mill.) Swingle

ÉVOLUTION COMPARÉE DE LA FLORE DES JARDINS PRIVATIFS D'UN VILLAGE DU LUBERON (LAURIS, VAUCLUSE) ET DE MARSEILLE (BOUCHES-DU-RHÔNE)

Angèle BOSSU*, Valérie BERTAUDIÈRE-MONTES* & Audrey MARCO**

RÉSUMÉ :

Durant les trente dernières années, l'attractivité de la région Provence-Alpes-Côte-d'Azur a conduit à une forte urbanisation du littoral et récemment des communes de l'arrière-pays. Or l'urbanisation est une des causes majeures de l'homogénéisation biotique, processus de remplacement au cours du temps des espèces natives par des espèces exotiques. Ces changements de communautés amènent à se questionner sur l'évolution de la biodiversité dans les territoires urbanisés. À travers l'étude de deux sites aux histoires d'urbanisation similaires, Lauris (Vaucluse) et Marseille (Bouches-du-Rhône), nous avons évalué le processus d'homogénéisation taxonomique de la flore spontanée des jardins privatifs entre les sites et au sein de chaque site, selon un gradient d'urbanisation. Cette évaluation s'est basée sur l'utilisation d'indices d'homogénéisation intégrant la flore spontanée native et exotique. Si on observe à l'échelle régionale un processus de différenciation entre les jardins de Lauris et de Marseille, l'analyse selon le gradient met en évidence une homogénéisation de la flore spontanée des jardins dans les zones périurbaines et un processus de différenciation de la flore en centre urbain. À l'échelle locale, la flore spontanée des jardins de Marseille est dans un processus de différenciation plus avancé le long du gradient d'urbanisation par rapport à celle de Lauris. Les perturbations urbaines plus anciennes et plus fortes à Marseille pourraient expliquer en partie ce résultat. Par ailleurs, la similarité de la flore cultivée a été quantifiée afin de discuter de son éventuel impact sur les communautés végétales. Les espèces cultivées créent une similarité entre les jardins plus forte que la flore spontanée à l'échelle régionale participant ainsi à une standardisation visuelle de la flore des jardins des milieux urbains.

Mots-clés : flore spontanée, Flore cultivée, Homogénéisation biotique, Gradient d'urbanisation, Méditerranée.

ABSTRACT :

Comparative evolution between private gardens' flora of a Luberon village (Lauris, Vaucluse) and Marseille (Bouches-du-Rhône)

During last 30 years, PACA (Provence-Alpes-Côte-d'Azur) region attractiveness induce high coastal urbanization and recently in hinterland region. But urbanization is one of major cause of biotic homogenization, a process where native species are replaced through time by exotic species. These communities changes led to question the evolution in urban areas. The study of spontaneous garden flora in two sites under similar urbanization history, Lauris (Vaucluse) and Marseille (Bouches-du-Rhône), allowed us to assess homogenization taxonomic process that occur between and within two sites along an urbanization gradient. This evaluation based on homogenization index integrate exotic and native flora. At regional scale, differentiation process process was observed between gardens of Lauris and Marseille. Analysis along urbanization gradient highlights spontaneous flora homogenization in suburban area, and differentiation process in urban center. At local scale, spontaneous flora of Marseille 's gardens was in diferenciation process more advance along urbanization gradient than Lauris. Older and stronger urban perturbations in Marseille could explain a part of these results. Moreover cultivated flora similarity was quantified to assess its impact on floral community. Because cultivated species induce higher similarity between gardens than spontaneous flora at regional scale, it creates a visual standardization of flora garden in urban area.

Keywords : Spontaneous flora, Cultivated flora, Biotic homogenization, Urbanization gradient, Mediterranean.

* UMR 151 UP/IRD Laboratoire Population-Environnement-Développement, 3 place Victor Hugo – Case 10, 13331 Marseille CEDEX 3.

Tél. : +33 (0) 4 91 10 85 18, fax : +33 (0) 4 91 08 30 36 Courriel : angele.bossu@gmail.com

** École nationale supérieure du paysage, 31 boulevard d'Athènes, 13232 Marseille CEDEX 01.

Tél. : +33 (0) 4 91 91 00 25, fax : +33 (0) 4 91 91 28 81.

L'urbanisation fait partie des changements importants des modes d'utilisation et d'occupation des sols de ces dernières décennies. Actuellement, plus de la moitié de la population mondiale vit en ville (Veron, 2007) et cette proportion est amenée à augmenter pour atteindre 70% d'ici 2050 (ONU, 2009). Cette croissance urbaine s'est traduite spatialement par un étalement urbain qui continue de progresser sur les territoires ruraux situés en périphérie des grandes villes (Baccaïni & Sémécurbe, 2009). La région Provence-Alpes-Côte-d'Azur (PACA), et plus largement la région méditerranéenne, est le lieu d'un développement urbain sans précédent qui la classe en Europe, avec l'Espagne et le Portugal, parmi les zones les plus touchées par l'urbanisation (Agence européenne pour l'environnement, 2006; Veron, 2007). Dans cette région, l'urbanisation progresse sur le littoral et plus récemment sur les terres agricoles de l'arrière-pays, définissant une matrice urbaine diffuse, de pavillons individuels ou de pavillons groupés, dispersés dans le paysage (Daligaux, 2003). Cette progression de l'urbanisation dans l'arrière-pays est favorisée par le développement d'axes routiers et de moyens de transports permettant aux populations désireuses d'un meilleur cadre de vie d'effectuer des mouvements pendulaires vers les grands centres urbains (Picon *et al.*, 2008). Les communes de l'arrière-pays tendent d'ailleurs à reproduire les mêmes schémas d'urbanisation que les villes, avec un centre-ville ancien et dense, une zone périphérique pavillonnaire, et en périphérie, un mitage de l'espace agricole relictuel et des milieux naturels environnants. Depuis, dix ans, elles sont entrées dans un processus de densification de leurs zones urbaines périphériques (Charmes, 2010). Ces changements drastiques d'occupation et d'utilisation des sols amènent à se questionner sur l'évolution de la biodiversité dans ces territoires.

En effet, les études portant sur l'urbanisation ont montré que cette dernière entraîne de nombreuses modifications des paramètres physiques du milieu et des communautés animales et végétales en présence. Elle modifie à la fois le climat (*îlot de chaleur urbain*) et les propriétés physico-chimiques des sols qui deviennent plus alcalins et hydrophobes (Pickett *et al.*, 2011). Ces transformations physiques, en atténuant les amplitudes climatiques et les saisons, agissent sur le com-

portement et la phénologie des espèces et augmentent ou stabilisent la disponibilité des ressources dans le temps. Par ailleurs, le paysage urbain est constitué d'une multitude de tâches d'habitats plus ou moins isolées, insérées dans une matrice inhospitalière (Clergeau, 2007). Cette mosaïque paysagère favorise l'isolement des espèces et peut engendrer à long terme une diminution de la variabilité génétique des populations, et une diminution de l'adaptabilité des espèces locales aux perturbations. Shochat *et al.* (2006) ont ainsi montré que la conséquence principale de ces modifications des caractéristiques du milieu urbain est une augmentation de l'abondance des espèces adaptées à ce type de milieu, notamment des espèces exotiques.

Ce changement, appelé « homogénéisation biotique », a été défini par McKinney & Lockwood (1999) comme le remplacement des espèces constitutives des communautés locales par des espèces non indigènes. Le remplacement est issu d'un processus d'extinction d'espèces souvent endémiques et d'introduction volontaire ou non par l'homme d'espèces exotiques. Au niveau des communautés, cela s'exprime par une augmentation de la similarité spatiale au cours du temps. L'introduction d'espèces exotiques peut engendrer un processus inverse, appelé « différentiation ». L'introduction hétérogène d'espèces d'un point de vue spatial et qualitatif entraîne dans ce cas une augmentation de la diversité spécifique et par conséquent, une diminution de la similarité au sein des communautés (Qian *et al.* 2008; Olden *et al.* 2004).

L'homogénéisation taxonomique qui s'intéresse à la similarité des communautés sous l'angle de leur composition spécifique a classiquement été appréhendée par des comparaisons d'indices de similarité notamment des indices de Jaccard (McKinney 2004). Ces comparaisons ont été réalisées à travers des études diachroniques (Chocholouskava & Pysek 2003; Naaf & Wulf, 2010; Smart *et al.*, 2010) ou synchroniques via une communauté témoin (Blair, 2001; McKinney, 2006). Récemment, l'homogénéisation taxonomique a été quantifiée par l'élaboration de nouveaux indices tels que l'indice d'homogénéisation de Qian *et al.* (2008). Ce dernier tient compte du statut exotique versus natif des espèces, ce qui permet d'appréhender le turn-over des communautés lorsque les données de

composition spécifique ne sont pas disponibles à des pas de temps différents.

L'étude présentée ici complète les travaux précédents menés au sein du Parc naturel régional du Luberon (PNRL) sur la caractérisation de la flore cultivée des jardins privés de la commune de Lauris (Marco *et al.*, 2010a). L'objectif de cette nouvelle étude est d'analyser le phénomène d'homogénéisation taxonomique de la flore des jardins privés. Ces espaces sont la principale source d'introduction d'espèces exotiques et sont soumis à des pratiques d'entretien et d'aménagement standardisées. Elles conduisent à des perturbations similaires au niveau de la flore. Historiquement construits sur d'anciennes terres agricoles, les jardins constituent donc des lieux où il est intéressant d'étudier l'évolution de la flore durant ces dernières décennies. Afin d'appréhender ce phénomène sur la commune de Lauris, une approche comparative a été conduite avec la ville de Marseille située dans le même contexte biogéographique (un sol calcaire et soumise au climat méditerranéen [Girerd, 1991]) et qui possède une histoire analogue bien que plus ancienne des changements d'occupation et d'utilisation des sols. L'homogénéisation étant un phénomène de remplacement de la flore locale au cours du temps, seules les espèces cultivées naturalisées ou exotiques historiquement présentes (spontanées exotiques) au sein des jardins, ainsi que les espèces spontanées natives, ont été prises en compte dans la quantification du phénomène. Cette étude prend également en compte deux niveaux d'échelles spatiales (régionale et locale), ainsi qu'un gradient d'urbanisation sur chaque site afin d'aborder finement le processus d'homogénéisation en milieu urbain. Elle permet de répondre aux questions suivantes :

- À l'échelle régionale, la flore spontanée des jardins de Lauris est-elle engagée dans un processus d'homogénéisation avec la flore des jardins de Marseille? Le processus observé est-il le même selon le degré d'urbanisation?

- À l'échelle locale, le processus est-il le même à Lauris et à Marseille? Et comment varie-t-il en fonction du degré d'urbanisation?

Parallèlement à la flore spontanée des jardins, la flore cultivée constitue une part importante de la flo-

re des jardins privés (67% des espèces). Les précédents travaux conduits sur la flore cultivée des jardins privés de la commune de Lauris ont montré l'importance des pratiques de plantations standardisées dans la composition spécifique des jardins (Marco *et al.*, 2010a). Or, des espèces végétales cultivées peuvent se naturaliser, se développer dans et en dehors des jardins voire même s'hybrider avec les espèces locales. Elles peuvent alors potentiellement participer au processus d'homogénéisation. Actuellement, les friches post-culturelles de la commune de Lauris sont ainsi fortement colonisées par le *Pyracantha*, arbuste abondamment planté en haie dans les années 70-80 et désormais échappé des jardins (Marco, 2008). À travers une analyse de la similarité des compositions spécifiques de la flore cultivée des jardins de Lauris et de Marseille, nous tenterons donc d'identifier quelles implications peuvent avoir les espèces cultivées dans ce processus.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Sites d'étude

Les deux communes comparées se situent en région méditerranéenne et sont soumises au climat méditerranéen caractérisé par une sécheresse estivale, des précipitations irrégulières au cours de l'année, et un hiver doux (température minimale moyenne comprise entre 0 et 3°C).

Le premier site d'étude est la commune de Lauris (43°44'N, 5°18'E), située au sein du PNRL dans le sud du département du Vaucluse. Le territoire communal s'étend de la ligne de crêtes du Petit Luberon jusqu'à la Durance sur une superficie de 2 181 ha. Depuis 1975, Lauris connaît, comme beaucoup de communes rurales du sud du Vaucluse, l'influence des grands pôles urbains environnants que sont Aix-en-Provence et Marseille. Certaines terres cultivables délaissées suite à la déprise agricole ont été converties en zones constructibles pour accueillir de nouveaux lotissements pavillonnaires. En moins de trente ans la population de Lauris a été multipliée par deux. Selon l'INSEE (2011), Lauris comptait 1 620 habitants en 1975 et 3 102 en 1999. Actuellement, ce chiffre atteint 3 420 habitants. D'un point de vue paysager, Lauris

regroupe à la fois des forêts fragmentées et éclaircies par le mitage urbain, des friches et des boisements spontanés dans les zones de déprise agricole, des terres cultivées, ainsi que des espaces verts très artificialisés privés (jardins) et publics (parcs, bords de routes, places...) liés à une urbanisation dense. L'urbanisation de la commune autour du noyau villageois se caractérise par deux types d'étalement urbain : sous la forme de lotissements résidentiels selon une « urbanisation de front », et sous la forme de pavillons individuels dispersés témoignant d'une « urbanisation en mitage ».

La flore des jardins privatifs de Lauris a été comparée à la flore des jardins d'un grand pôle urbain distant de 65 km, Marseille (43°17' N, 5°22' E), située dans le sud-est du département des Bouches-du-Rhône. La commune s'étend jusqu'au contrefort des massifs de l'Estaque au Nord-ouest, de l'Étoile au Nord, du Garlaban au Nord-est et de Marseilleveyre au Sud. D'une superficie dix fois plus grande que la commune de Lauris (24 000 ha), Marseille est la plus grande ville de France en termes de superficie. Seuls 13 800 ha sont potentiellement constructibles, le reste étant des espaces naturels inconstructibles. Avec une population de 851 420 habitants (INSEE, 2008), Marseille est la deuxième commune la plus peuplée de France. L'urbanisation de la ville de Marseille est très ancienne et consécutive au développement du port marchand dans la deuxième moitié du XIX^e siècle. Elle est marquée par un tournant au milieu du XX^e siècle lors de la déprise industrielle qui l'amène à s'étaler sous forme de lotissements pavillonnaires et pavillons individuels jusqu'aux contreforts des massifs. Les jardins privatifs représentent à Marseille plus de 50% des espaces à caractère de nature (Collectif Atlas analytique de Marseille, communication personnelle, 2011). Aujourd'hui, contrainte par la topographie de son territoire, elle subit un phénomène de densification de ses zones périphériques.

Trois zones de densité de bâti différentes ont ainsi été définies sur les deux communes selon le pourcentage d'occupation du sol par le bâti (Marco, 2004) :

- une zone de forte densité de bâti, appelée « zone urbaine » dont le pourcentage d'occupation du sol par le bâti est supérieur à 20%. Elle est caractérisée par des maisons ou des logements collectifs mitoyens avec des

jardins de devanture et/ou d'arrière-cour d'une superficie inférieure à 200 m². Elle est caractérisée par le noyau villageois à Lauris et le centre urbain à Marseille.

- une zone de moyenne densité de bâti, appelée « zone d'extension urbaine » dont le pourcentage d'occupation du sol par le bâti est compris entre 10 et 20%. Elle est caractérisée par des habitations pavillonnaires construites pour la plupart dans les années 70-80, avec des jardins de superficie moyenne de 600 m², aussi bien à Lauris qu'à Marseille.

- une zone de faible densité de bâti, appelée « zone périurbaine » dont le pourcentage d'occupation du sol par le bâti est inférieur à 10%. Elle est composée de villas construites sur d'anciennes terres agricoles avec des jardins de grandes superficies entre 1 000 et 7 000 m², dans les deux communes.

Acquisition des données floristiques

L'acquisition des données relatives à la flore des jardins, s'est faite par plusieurs campagnes d'échantillonnage conduites en 2005 et 2010 pour le site de Lauris et de 2008 à 2010 pour le site de Marseille. Pour chaque site, 60 jardins ont été sélectionnés le long du gradient d'urbanisation. Dans chacune des zones d'urbanisation, 20 jardins ont été échantillonnés, issus d'une demande au porte-à-porte auprès de chaque propriétaire.

Chaque jardin a fait l'objet d'un inventaire de sa flore cultivée et spontanée. La flore cultivée a été inventoriée en relevant la présence/absence de l'espèce dans les quatre habitats les plus riches du jardin (Marco, 2008) : les pelouses, les plates-bandes, les contenants et les haies. La détermination des espèces végétales a été réalisée jusqu'au niveau spécifique quand cela était possible et chaque espèce a été notée avec son nom latin suivant la référence horticole internationale actuelle (Brickell & Mioulane, 2004). Les espèces qui n'ont pas pu être identifiées ont été notées sous la forme « Indéterminée » ou sous la forme « *Genre* sp. » quand le nom de genre a été défini ou sous la forme « *Genre* « groupe » quand le nom de groupe a été défini. Les hybrides intergénériques (croisement entre genres) ont été notés sous la forme « x *Genre espèce* » et les hybrides interspécifiques (croisement entre espèces d'un même genre) sous la forme « *Genre x espèce* ». Pour certains

genres où les cultivars étaient nombreux (*Arum*, *Aubrieta*, *Chrysanthemum*, *Dahlia*, *Dianthus*, *Gazania*, *Gladiolus*, *Heuchera*, *Iris*, *Lilium*, *Mandevilla*, *Narcissus*, *Osteospermum*, *Paeonia*, *Petunia*, *Pyracantha*, *Rhododendron*, *Rosa* et *Tulipa*) les espèces du même genre ont été regroupées sous leur seul nom de genre : par exemple, toutes les espèces de rosiers ont été regroupées sous le terme *Rosa* sp.

Pour la flore spontanée, la présence/absence des espèces a été relevée dans deux habitats du jardin : la pelouse au sein de deux quadrats de 2 x 2 m (4 m²) et dans l'ensemble des surfaces plates-bandes. En l'absence de stade avancé du développement phénologique ou de la dégradation de l'appareil végétatif ou reproducteur (tonte, piétinement, sécheresse), le végétal a été défini sous le terme « Indéterminée » quand l'espèce n'a pas pu être identifiée ou sous son nom de genre « Genre sp. » quand l'identification a pu être menée jusqu'au nom de genre.

Analyse des données floristiques

La quantification du processus d'homogénéisation ou de différenciation taxonomique s'est faite à partir de la flore spontanée étant donné que le processus est un phénomène de remplacement de flore locale au cours du temps. L'indice d'homogénéisation H développé par Rahel (2000) et utilisé par Qian *et al.* (2006 et 2008) a été utilisé dans le cadre de cette étude. Il se base sur des indices de similarité de Jaccard en utilisant le cortège des espèces natives pour estimer la flore ancienne et l'ensemble des espèces (totale) pour évaluer la flore actuelle. Le changement de similarité entre ces deux flores indique quel processus biotique est en cours (Équation 1).

$$H = J_{\text{totale}} - J_{\text{native}}$$

Équation 1 : Indice d'homogénéisation

J_{totale} = Indice de similarité de Jaccard calculé avec l'ensemble des espèces

J_{native} = Indice de similarité de Jaccard calculé avec les espèces natives uniquement

avec

$$J = \frac{a}{a + b + c}$$

Équation 2 : Indice de Jaccard

a = nombre d'espèces communes au site A et B ;

b = nombre d'espèces présentes uniquement dans le site A ;

c = nombre d'espèces présentes uniquement dans le site B

Ainsi, lorsque H est supérieur à 0, cela signifie que la flore totale (native et exotique) entre les 2 sites étudiés est plus similaire que la flore native entre les deux sites. L'introduction d'espèces exotiques a augmenté la similarité entre les sites, on observe une homogénéisation taxonomique. À l'inverse, si H est négatif, cela signifie que l'introduction d'espèces exotiques a fait diminuer la similarité entre les sites, on observe donc un processus de différenciation.

Pour calculer l'indice d'homogénéisation H, l'origine géographique de chaque espèce végétale a été déterminée afin d'identifier les espèces comme natives ou exotiques. De nombreuses études distinguent 2 catégories d'espèces exotiques, les archéophytes (ex : *Prunus dulcis* (Mill.) D.A. Webb), introduite avant 1500 apr. J.-C., et les néophytes (ex : *Carpobrotus acinaciformis* (L.) L. Bolus) introduites après 1500 apr. J.-C. En Europe, l'implication des archéophytes dans les phénomènes biotiques est identique aux espèces natives (Kuhn & Kholz, 2006). C'est pourquoi les archéophytes ont été regroupées dans notre étude avec les espèces natives méditerranéennes. Les espèces natives ont ainsi été définies comme les espèces dont l'aire de répartition naturelle recoupe la région méditerranéenne, qui correspond à l'aire de répartition de l'olivier (*Olea europea* L.).

L'origine de l'espèce ainsi que sa distribution géographique ont été déterminées grâce à une compilation de différents travaux : Fournier (2001), Rameau *et al.* (2008), Quézel & Médail (2003), et plus spécifiquement :

- pour les plantes cultivées : Brickell & Mioulane (2008). Les hybrides horticoles (générique ou spécifique) ont été définis comme des espèces exotiques.
- pour les plantes spontanées : Baseco (Gachet *et al.*, 2005), MedList (Greuter *et al.*, 2008), Baseflor (Julve, 2008).

Les indices d'homogénéisation ont été calculés à deux échelles spatiales et en fonction de la densité de bâti au sein de chaque site (Fig. 1) :

- Dans un premier temps à l'échelle régionale,
 - l'indice d'homogénéisation « inter-sites » noté H_S est une moyenne des indices d'homogénéisation calculé entre les 60 jardins de Lauris et les 60 jardins de Marseille ; il traduit le processus d'homogénéisation ayant lieu entre les jardins des deux sites.
 - en fonction de la densité de bâti, l'indice d'homogénéisation « inter-sites inter-zones » noté H_Z est une moyenne des indices d'homogénéisation calculé entre les 20 jardins de Lauris et de Marseille pour une même zone de densité de bâti. Il traduit le processus

d'homogénéisation ayant lieu entre les jardins des deux sites selon la densité de bâti.

- Dans un second temps à l'échelle locale,
 - La comparaison s'est faite au sein de chaque zone d'urbanisation de chaque site. L'indice d'homogénéisation « intra-site intra-zone inter-jardins » noté H_J est une moyenne des indices d'homogénéisation calculé entre les 20 jardins d'une même zone d'un même site.

Pour chaque traitement, les indices d'homogénéisation calculés entre chaque paire de jardins ont été moyennés, afin d'obtenir un indice d'homogénéisation moyen, puis redistribués dans des classes d'indices d'homogénéisation afin de produire un diagramme de distribution des indices d'homogénéisation. Ce diagramme a parfois été réduit à un tableau contenant les pourcentages de paire de jardins ayant un indice d'homogénéisation inférieur, égal ou supérieur à 0.

Pour la flore cultivée, des indices moyens de similarité de Jaccard ont été calculés (Équation 2) selon les différentes échelles spatiales et la densité de bâti. On nommera respectivement J_S , J_Z , et J_J , l'indice de Jaccard moyen inter-site, inter-site inter-zone et intra-site intra-zone inter-jardin.

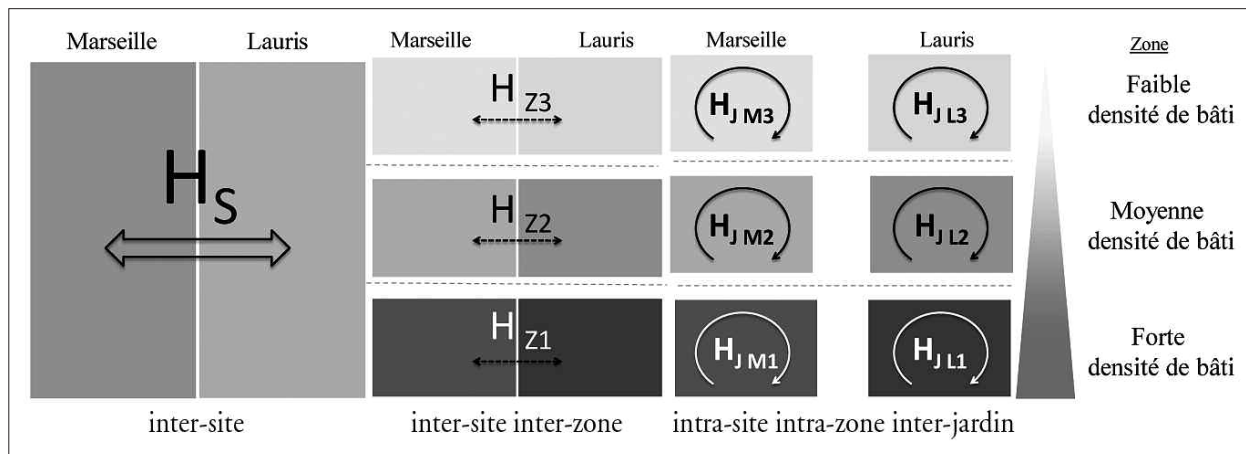


Fig. 1 : schéma des différents calculs d'indices d'homogénéisation : inter-site, inter-site inter-zone et intra-site intra-zone inter-jardin

Traitements statistiques

La normalité des données a été testée pour chaque jeu de données avec un test de Shapiro. En l'absence de normalité, des tests non paramétriques de comparaisons de médianes ont été effectués. Les indices d'homogénéisation médians présentés dans les résultats, sont plus représentatifs des valeurs calculées que les indices moyens. Dans un premier temps, des tests de Kruskal et Wallis ont été réalisés pour comparer plusieurs médianes. Et dans un second temps, s'il y avait une différence significative entre les médianes, des tests de Wilcoxon avec correction de Bonferroni 2 à 2 ont été effectués.

Pour l'analyse statistique et le calcul des indices, le traitement des données s'est fait sous R Gui 2.12.2 2011.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Homogénéisation taxonomique inter-sites (H_S) de la flore spontanée des jardins à l'échelle régionale

L'indice d'homogénéisation médian calculé entre les jardins de Lauris et de Marseille est nul ($H_S = 0$). Si l'on s'intéresse au diagramme de répartition des indices d'homogénéisation (Fig. 2), on observe que 48% des indices sont négatifs contre 35% positifs. Par consé-

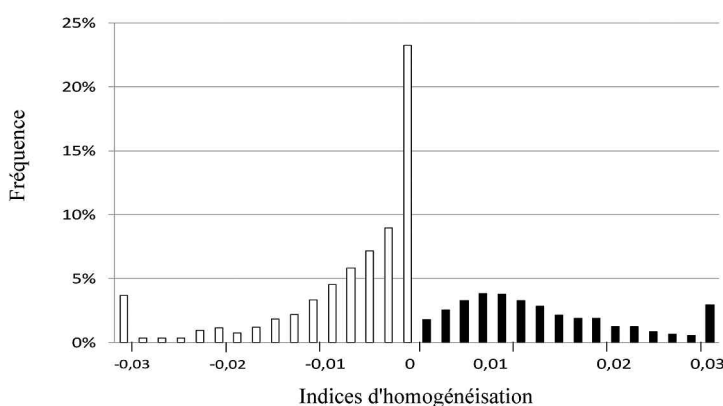


Fig. 2: distribution des indices d'homogénéisation inter-site (classe de 0,002). En blanc: Pourcentage de paires de jardins présentant un processus de différenciation floristique, en noir: Pourcentage de paires de jardins présentant un processus d'homogénéisation floristique.

quent, la majorité des communautés végétales spontanées des jardins du village de Lauris sont dans un processus de différenciation avec celles des jardins de la grande agglomération marseillaise. Ce résultat s'explique par le fait que si la flore spontanée native des deux sites est très similaire, en raison de la proximité géographique des deux sites et de leur histoire d'utilisation et d'occupation du sol analogue, le cortège d'espèces exotiques entre les jardins de Lauris et de Marseille est différent. Si l'on regarde d'un point de vue qualitatif ce cortège d'espèces exotiques, on constate que les espèces exotiques constitutives résultent principalement d'introductions assez anciennes comme *Cymbalaria muralis* G. Gaertn., B. Mey. & Scherb. et *Conyza sumatrensis* (Retz) E. Walker. Les autres espèces exotiques issues de la naturalisation récentes d'espèces cultivées introduites, tels *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (espèces invasives au niveau national) et *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton, ne constituent actuellement qu'une faible proportion de la flore spontanée exotique à Lauris contrairement à Marseille.

Homogénéisation taxonomique inter-sites inter-zones (H_Z) de la flore spontanée des jardins à l'échelle régionale selon le gradient d'urbanisation

L'approche à l'échelle régionale selon un gradient d'urbanisation permet de spatialiser le processus d'homogénéisation au sein de la densité urbaine. Les résultats montrent que selon le degré d'urbanisation, le processus observé diffère.




L'indice d'homogénéisation médian calculé entre les jardins de Lauris et de Marseille au sein de la zone de forte densité de bâti est négatif (Tableau 1) et 56% des indices d'homogénéisation calculés ont des valeurs inférieures à 0. Cette comparaison montre qu'une majorité de jardins de la zone de forte densité de bâti entre Lauris et Marseille ont leur flore spontanée inscrite dans un processus de différencia-

tion. En analysant le cortège d'espèces exotiques des jardins de la zone de forte densité de bâti entre les deux communes, on constate que les espèces exotiques communes, *Cymbalaria muralis*, *Conyza sumatrensis* et *Amaranthus* sp., n'ont pas la même fréquence d'apparition dans les jardins de Lauris et de Marseille. Par exemple, *Conyza sumatrensis* est présente dans 15% des jardins de Lauris contre 35% à Marseille. Cette différence de fréquence des espèces entre les deux sites est à mettre en relation avec la fréquence de l'habitat pelouse dans les jardins, lieu principal de développement des espèces spontanées. En effet, ce dernier est relativement peu fréquent dans les jardins de forte densité de bâti (Marco, 2008), notamment à Lauris, où seuls 10% des jardins inventoriés possèdent cet habitat, contre 25% à Marseille. En zone rurale, les habitations du centre villageois ont des jardins de devanture alors qu'à Marseille, les jardins sont d'arrière-cour et de plus grande superficie, ce qui explique la faible présence de cet habitat à Lauris. Cette hétérogénéité structurale est associée à une hétérogénéité des conditions microstationnelles et de distribution des espèces exotiques au sein des jardins. Cela crée une variabilité de la composition spécifique de la flore spontanée. Par ailleurs, les jardins de la zone de forte densité de Marseille possèdent 9 espèces exotiques spécifiques,

qui ne s'observent pas dans les jardins de Lauris. Ce sont des espèces récemment naturalisées comme *Ailanthus altissima*, *Ligustrum lucidum*, *Robinia pseudoacacia* L. ou encore *Albizia julibrissin* Durazz. Elles sont également peu fréquentes dans les jardins entraînant ainsi ce processus de différenciation avec les jardins de Lauris.

Dans la zone de moyenne et de faible densité de bâti, plus de 50% des indices d'homogénéisation calculés sont supérieurs à 0. Ces résultats indiquent que la flore spontanée des jardins de ces zones est dans un processus d'homogénéisation entre Lauris et Marseille (Tableau 1). Ce processus peut s'expliquer par la présence d'espèces exotiques, parfois cosmopolites communes aux deux sites, telles que *Conyza sumatrensis*² qui présentent de fortes fréquences et font donc augmenter la similarité entre les jardins. Ces espèces exotiques témoignent bien de l'histoire d'utilisation et d'occupation des sols qu'ont connus les deux sites, de l'agriculture à l'urbanisation. Elles sont associées notamment à Marseille à des espèces natives rudérales (*sensu* Grime, 1977) plus nitrophiles. Ces dernières ont également de faibles fréquences et, par conséquent, engendrent une similarité en espèces natives plus faible entre les deux sites.

Tableau 1. Indice d'homogénéisation moyen pour les différentes zones de densité de bâti entre les communautés spontanées des jardins de Lauris et Marseille et distribution de ces indices.

Marseille	Lauris	Densité de bâti	H	%H<0	%H>0	%H=0
		Faible	$H_{Z3} = 0.002$	45%	54%	1%
		Moyenne	$H_{Z2} = 0.002$	41%	53%	6%
		Forte	$H_{Z1} = -0.007$	56%	11%	34%

H : Indice d'homogénéisation médian. %H<0 : Pourcentage de paires de jardins présentant un processus de différenciation floristique. %H>0 : Pourcentage de paires de jardins présentant un processus d'homogénéisation floristique. %H=0 : Pourcentage de paires de jardins dont l'indice d'homogénéisation égal à 0

2. Il s'agit d'une plante nitrophile qui s'adapte très bien à la sécheresse et qui constitue une adventice très répandue dans les cultures, abondantes également dans les friches et les délaissés.

Homogénéisation taxonomique intra-site intra-zone (H_J) de la flore spontanée des jardins à l'échelle locale selon le gradient d'urbanisation

Notre étude permet également d'avoir une quantification de l'homogénéisation intra-site, c'est-à-dire au sein de chacune des deux communes et selon la zone de densité de bâti intra-zone. Les résultats des indices d'homogénéisation sont exposés dans le tableau 2.

La quantification du processus d'homogénéisation de la flore spontanée des jardins privés montre que l'évolution le long du gradient d'urbanisation est identique sur les sites de Lauris et Marseille :




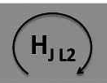


- un processus de différenciation est observé au sein des jardins de leurs zones de forte densité de bâti. Le pourcentage d'indices d'homogénéisation égal à 0 dans la zone de forte densité de bâti est plus important à Lauris qu'à Marseille. Ce résultat nous indique qu'à Lauris un plus grand nombre de jardins (50%) ne présente pas d'espèces exotiques dans leurs flores spontanées et, qu'à Marseille, les jardins sans espèces exotiques sont moins importants (20%). Cela est à mettre en relation avec la rareté de l'habitat pelouse dans les

jardins de la zone de forte densité de la commune de Lauris. Les jardins sont majoritairement des jardins de devanture.

- un processus d'homogénéisation est observé au sein des jardins de leurs zones de faible densité de bâti. Les espèces exotiques récemment naturalisées sont faiblement représentées dans les jardins de ces zones. Elles possèdent également une faible fréquence d'apparition. Par exemple à Marseille, *Ailanthus altissima* voit sa fréquence d'apparition diminuer dans les jardins en lien avec la diminution de la densité de bâti ($F = 20\%$ des jardins dans la forte densité de bâti et $F = 5\%$ des jardins dans la faible densité de bâti).

- La différence entre Lauris et Marseille s'observe dans la zone de moyenne densité de bâti. À Lauris, la plupart de ces jardins s'inscrivent dans un processus d'homogénéisation tandis qu'à Marseille une majorité de jardins sont entrés dans un processus de différenciation floristique. Les changements de fréquences expliquent le processus. On trouve un nombre plus important d'espèces exotiques à Marseille qui sont faiblement fréquentes. Le processus de différenciation est plus étendu dans la grande agglomération.

Tableau 2. Indice d'homogénéisation moyen entre les communautés spontanées des jardins pour les différentes zones de densité de bâti à Lauris et à Marseille et distribution de ces indices.

Marseille					Lauris				
	H	% H<0	% H>0	% H=0		H	% H<0	% H>0	% H=0
	$H_{JM3} = 0,004$	37%	61%	2%		$H_{JL3} = 0,002$	43,2%	56,3%	0,5%
	$H_{JM2} = 0$	50%	38%	12%		$H_{JL2} = 0,006$	32%	67%	1%
	$H_{JM1} = -0,024$	69%	14%	17%		$H_{JL1} = -0,02$	31%	7%	62%

H : indice d'homogénéisation médian. %H<0 : Pourcentage de paires de jardins présentant un processus de différenciation floristique. %H>0 : Pourcentage de paires de jardins présentant un processus d'homogénéisation floristique. %H=0 : Pourcentage de paires de jardins dont l'indice d'homogénéisation égal à 0

Implication des espèces cultivées

Bien qu'elles n'aient pas été prises en compte dans la quantification du processus d'homogénéisation, les espèces cultivées constituent une part importante de la flore des jardins (68% des espèces inventoriées). Elles peuvent en cas de naturalisation contribuer à l'homogénéisation de la flore des villes. C'est pourquoi, la similarité de cette flore a tout de même été appréhendée à travers des indices de similarité de Jaccard.

Tableau 3

Indice d'homogénéisation moyen pour les différentes zones de densité de bâti entre les communautés spontanées des jardins de Lauris et Marseille et distribution de ces indices.

Espèces	Fréquence à Lauris	Fréquence à Marseille
<i>Rosa</i> sp.	80%	82%
<i>Nerium oleander</i> *	68%	78%
<i>Olea europea</i> *	55%	68%
<i>Syringa vulgaris</i>	55%	47%
<i>Lavandula angustifolia</i> *	52%	58%
<i>Forsythia x intermedia</i>	52%	58%
<i>Iris</i> sp.	50%	58%

*: espèces méditerranéennes.

À l'échelle régionale sans considérer la zone de densité de bâti, la similarité moyenne de la flore cultivée est significativement supérieure ($J_S = 0,089$) à la similarité moyenne de la flore spontanée ($J_S = 0,0794$) des jardins privatifs entre Lauris et Marseille (Test de Kruskal et Wallis KW = 24,10; ddf = 1; $p < 0,05$). Cette similarité plus importante de la flore cultivée, due à un pool d'espèces cultivées très fréquentes dans les jardins (Tableau 3) est certainement à mettre en relation avec la standardisation des choix de plantation des jardiniers amateurs à l'échelle régionale.

En revanche, si la densité de bâti est prise en considération (Tableau 4), c'est la similarité moyenne de la flore spontanée entre les deux sites qui est significativement supérieure à celle de la flore cultivée dans les zones de forte et de moyenne densité de bâti. Cela signifie que les jardins privatifs de deux sites différents, mais appartenant à des secteurs d'urbanisation dense à moyennement dense se ressemblent principalement par leur flore spontanée. À l'échelle d'un site, la similarité moyenne de la flore spontanée est par contre significativement supérieure dans les zones de moyenne et de faible densité de bâti. Ces derniers résultats montrent que les jardins d'un même site au sein d'une même zone se ressemblent plus par leur flore spontanée que par leur flore cultivée.

Tableau 4. Indices de similarité de Jaccard médian pour les différentes modalités.

Zone de densité de bâti	Forte		Moyenne		Faible	
	Flore cultivée	Flore spontanée	Flore cultivée	Flore spontanée	Flore cultivée	Flore spontanée
Indice de similarité inter-site inter-zone	$J_Z = 0,054$	$J_Z = 0,091^*$	$J_Z = 0,120$	$J_Z = 0,135^*$	$J_Z = 0,152^*$	$J_Z = 0,128$
Zone de densité de bâti	Forte		Moyenne		Faible	
Indice de similarité médian intra-site inter-zone inter-jardin	Flore cultivée	Flore spontanée	Flore cultivée	Flore spontanée	Flore cultivée	Flore spontanée
Site de Lauris	$J_J = 0,060$	$J_J = 0,031$	$J_J = 0,154$	$J_J = 0,232^*$	$J_J = 0,178$	$J_J = 0,235^*$

*: Similarité entre les flores cultivées des jardins statistiquement différentes à la similarité entre les flores spontanées, test de Wilcoxon = 0,05.

L'ensemble de ces résultats nous montre que la flore cultivée joue un rôle important dans la similarité de la flore des jardins privés préférentiellement à l'échelle régionale. Elle participe aussi par la structure de sa végétation (strate arborée et arbustive développée) (Marco *et al.*, 2010a) à une standardisation visuelle de la flore des jardins privés contrairement à la flore spontanée qui est plus discrète (strate herbacée). Au regard de ses potentialités de naturalisation au sein des jardins privés, il semble que les impacts de la flore cultivée sur l'homogénéisation taxonomique de la flore spontanée des jardins soient négligeables étant donné que très peu d'espèces sont capables de s'implanter au sein du jardin. En effet, dans les inventaires effectués, huit espèces historiquement cultivées dans les jardins étaient subspontanées au moment des relevés et leurs fréquences restent anecdotiques (présentes dans 1 ou 2 jardins). Les pratiques d'entretien autour de la flore spontanée notamment les pratiques de tonte empêchent l'installation de ces espèces, exceptée dans les zones de forte densité de bâti où les espaces pelouses sont très réduits. En revanche, les espèces cultivées comme *Rosa* sp. ou *Pelargonium* sp., dont la fréquence est élevée dans les jardins, peuvent toutefois potentiellement entraîner une homogénéisation fonctionnelle (un autre type d'homogénéisation), et impacter les communautés végétales, ou animales par le manque ou le détournement des ressources (Burghardt *et al.*, 2008; Goddard *et al.*, 2010). L'homogénéisation taxonomique ne permet pas toutefois de statuer sur un processus d'homogénéisation fonctionnelle, en raison de la redondance de certaines fonctions (Baiser & Lockwood, 2011; Smart *et al.*, 2010). De plus, il a également été démontré qu'une convergence fonctionnelle peut être couplée à une divergence spécifique des communautés (Fukami *et al.*, 2005).

Si l'on s'intéresse aux potentialités de dispersion de la flore cultivée en dehors des jardins (Marco *et al.*, 2010b), certaines espèces exotiques peuvent donc participer au processus de différenciation de la flore des villes dans un premier temps lors de leur phase d'installation et dans un deuxième temps participer à un processus d'homogénéisation si elles arrivent à se naturaliser et coloniser de nouveaux espaces.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Cette étude comparative montre que la flore spontanée des jardins privés de Lauris et de Marseille est dans un processus de différenciation à l'échelle régionale. Ce résultat est principalement lié au fait que la flore spontanée des jardins de Marseille subit une naturalisation plus importante des espèces exotiques introduites récemment. Si l'on prend en compte la densité de bâti, la flore spontanée des jardins privés est en revanche homogène dans les zones périphériques des deux sites. Mais dès lors qu'il y a densification du milieu urbain, la flore spontanée entre dans un processus de différenciation. Les perturbations du milieu urbain favorisent l'installation des espèces exotiques, notamment à Marseille où les perturbations sont plus anciennes et plus largement réparties sur le gradient d'urbanisation. En ce qui concerne la flore cultivée des jardins, c'est à l'échelle régionale qu'elle participe plus fortement à la similarité de la flore des jardins.

Ces premiers résultats questionnent sur l'évolution future de la flore spontanée des jardins dans les paysages urbanisés : est-ce que la flore spontanée des jardins des zones périphériques va tendre vers un processus de différenciation ? Ou bien les pratiques de jardinage vont-elles maintenir l'homogénéité de la flore de ces espaces ? Dans quelles mesures, les espèces récemment naturalisées qui sont fréquentes dans le centre urbain et sont capables de se diffuser très facilement dans la matrice urbaine peuvent engendrer un phénomène d'homogénéisation taxonomique. Ces espèces sont parfois échappées directement des jardins, à l'image du *Pyracantha* à Lauris qui se répand aisément dans les friches post-culturelles.

Actuellement, pour répondre aux besoins de création d'habitations, la commune de Lauris se densifie dans les zones périphériques. Deux cas de figures peuvent se présenter : les parcelles des zones de faible densité de bâti sont re-divisées conduisant à des habitations de types pavillonnaires avec des jardins de plus petite superficie. D'un autre côté, on observe aussi sur des parcelles se trouvant dans les zones de moyenne et faible densité de bâti, des constructions de petits habitats collectifs. Ces petits collectifs montrent la présence de jardins de petite taille en rez-de-chaussée qui se rapprochent des jardins observés dans la zone de for-

te densité de bâti. En réponse à cette transformation du parcellaire, des travaux pourraient être conduits dans ces nouveaux types de jardin afin de voir dans quelle mesure la flore spontanée de ces jardins s'inscrit dans l'évolution décrite précédemment, à savoir un processus de différenciation. Connaître l'évolution de la dynamique de la végétation au regard de la trajectoire du territoire permettrait ainsi de mieux anticiper la conservation de la biodiversité ordinaire dans les milieux urbanisés.

Remerciements

Nous remercions tous les habitants des communes de Lauris et de Marseille qui nous ont permis d'échantillonner dans leur jardin ainsi que toutes les personnes qui ont participé aux inventaires floristiques: Elsa Bonnaud, Natacha Philippe, Marie-Hélène Lizée, Daniel Pavon. Nous remercions également Véronique Blanchard du Conservatoire et Jardin botanique de Nancy et Régine Verlaque, chargé de recherche à l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie pour leur aide dans la recherche des origines géographiques des espèces. Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un stage de deuxième année de master Recherche SET (Sciences de l'environnement terrestre) de l'Université Paul Cézanne et l'Université de Provence d'Aix-Marseille et financée par le programme ANR Trame Verte Urbaine (VD08_321 105).

BIBLIOGRAPHIE

AGENCE EUROPEENNE POUR L'ENVIRONNEMENT, 2006. Urban sprawl in Europe - the ignored challenge, *Rapport de l'AEE*, n° 10, Agence européenne pour l'environnement, Copenhague, 60 p.

BACCAÏNI B. & SEMECURBE F., 2009. La croissance périurbaine depuis 45 ans, extension et densification, *INSEE Première*, n° 1240, juin 2009

BAISER B. & LOCKWOOD J.L., 2011. The relationship between functional and taxonomic homogenization, *Global Ecology and Biogeography*, n° 20, pp. 134-144.

BLAIR R.B., 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the United-States: Is urbanization creating a homogeneous fauna? in LOCKWOOD J.L. & MC KINNEY M. L, *Biotic homogenization*, Kluwer academic / Plenum Publishers, 289 p.

BRICKELL C. & MIOULANE P., 2004. *Le grand Larousse des 15 000 plantes et fleurs de jardin*, Larousse, Paris, 1 080 p.

BURGHARDT K.T., TALLAMY D.W. & SHRIVER W.G., 2008. Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conservation Biology*, n° 23, pp. 219- 224.

CHARMES E., 2010. Effet de mode ou solution durable? La densification en débat. *Etudes foncières*, n° 145, mai-juin 2010, pp. 19-38.

CHOCHOLOUSKOVÁ Z. & PYSEK P., 2003. Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzen. *Flora*, n° 198, pp. 366-376.

CLERGEAU P., 2007. *Une écologie du paysage urbain*. Ed. Apogée, Rennes, 137 p.

DALIGAUX J., 2003. Urbanisation et environnement sur les littoraux: une analyse spatiale, *Rives méditerranéennes*, n° 15, pp. 11-20.

FUKAMIT., BEZEMER M.T., MORTIMER S.R. & VAN DER PUTTEN W.H., 2005. Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. *Ecology Letters*, n° 8, pp. 1 283-1 290.

FOURNIER P., 2001. *Les quatre flores de France*, Dunod, Paris, 1 103 p.

GACHET S., VELA E. & TATONI T., 2005. BASECO: a floristic and ecological database of Mediterranean French flora, *Biodiversity and Conservation*, n° 14, pp. 1 023-1 034.

GIRERD B., 1991. *La flore du département de Vaucluse*, A. Barthélémy, Avignon, 391 p.

GODDARD M.A., DOUGILL A.J. & BENTON T.G., 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments, *Trends in Ecology and Evolution*, n° 25, pp. 90-98.

GREUTER W., BURDET H. & LONG G., 2008. Med-Checklist - Inventaire critique des plantes vasculaires des pays circumméditerranéens. Botanic Garden and Botanical Museum Berlin-Dahlem. <http://ww2.bgbm.org/mcl/home.asp> consulté le 7 juin 2011.

- GRIME J.-P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, n° 982, pp. 1169-1194.
- INSEE, 2008. *Recensements de la population 2008 et 1999*. <http://www.insee.fr/fr/bases-de-donnees/> consulté le 31 janvier 2012.
- INSEE, 2011. *Lauris chiffres clés*. <http://www.statistiques-locales.insee.fr/> consulté le 31 janvier 2012.
- JIM C.Y. & CHEN W.Y., 2008. Pattern and divergence of tree communities in Taipei's main urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, n° 84, pp. 312-323.
- JULVE P., 2008. Baseflor: Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France. consultable sur TelaBotanica http://www.tela-botanica.org/page:accueil_botanique consulté le 7 juin 2011.
- KÜHN I. & KLOTZ S., 2006. Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological conservation*, n° 127, pp. 292-300.
- MARCO A., 2004. *Biodiversité des jardins en zone rurale urbanisée du Parc naturel régional du Luberon: Structure, composition floristique et pratiques horticoles*. Rapport de stage de fin d'année de DEA « Biosciences de l'Environnement, Chimie et Santé » de l'Université d'Aix-Marseille II, Marseille, juin 2004, 30 p.
- MARCO A., 2008. *Patrons d'espèces végétales introduites et déterminisme de leur variabilité dans les territoires urbanisés: étude de la flore cultivée des jardins échappée dans les friches post-culturelles de l'arrière pays méditerranéen français*. Thèse Université Aix Marseille I, 306 p.
- MARCO A., BERTAUDIERE-MONTES V., DESCHAMPS-COTTIN M., MAUFFREY J-F, VENNETIER M. & DUTOIT T., 2010a. Diversité de la flore cultivée des jardins privés du parc naturel régional du Luberon: le cas de la commune de Lauris (Vaucluse). *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon*, n° 9-2010, pp. 38-57.
- MARCO A., LAVERGNE S., DUTOIT T. & BERTAUDIERE-MONTES V., 2010b. From the backyard to the backcountry: how ecological and biological traits explain the escape of garden plants into Mediterranean old fields. *Biological Invasions*, n° 12, pp. 761-779.
- MCKINNEY M.L., 2004. Measuring floristic homogenization by non-native plants in North America *Global Ecology and Biogeography*, n° 13, pp. 47-53.
- MCKINNEY M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation* n° 127, pp. 247-260.
- MCKINNEY M.L. & LOCKWOOD J., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, n° 11, pp. 450-453.
- NAAFT. & WULF M., 2010. Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. *Biological conservation*, n° 143, pp. 848-855.
- OLDEN J.D., POFF N.L., DOUGLAS M.R., DOUGLAS M.E. & FAUSCH K.D., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*, n° 19, pp. 18-24.
- OLDEN J.D., POFF N.L. & MCKINNEY M.L., 2006. Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological conservation*, n° 127, pp. 261-271.

ONU, 2007. *World urbanization prospects: the 2007 Revision Population Database*, Organisation des Nations Unies, <http://esa.un.org/unup/> consulté le 31 janvier 2012.

PICKETT S.T.A., CADENASSO M.L., GROVE J.M., BOONE C.G., GROFFMAN P.M., IRWIN E. et al., 2011, Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress, *Journal of Environmental Management*, n° 92, pp. 331-362.

PICON J., ESPONDA M., FAYOLLE V., VERRE L. & DAVOULT G., 2008. Déplacements domicile-travail: une interdépendance forte entre les territoires de la métropole provençale, *Sud INSEE l'Essentiel*, n° 126, novembre 2008.

QIAN H., MCKINNEY M.L. & KÜHN I., 2008. Effects of introduced species on floristic similarity: Comparing two US states, *Basic and Applied Ecology*, n° 9, pp. 617-625.

QIAN H. & RICKLEFS R.E., 2006. The role of exotic species in homogenizing the North American flora, *Ecology Letters*, n° 9, pp. 1 293-1 298.

QUEZEL P. & MEDAIL F., 2003, *Ecologie et Biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*, Elsevier, Paris, 572 p.

RAHEL F.J., 2000. Homogenization of fish faunas across the United States, *Science*, n° 288, pp. 854-856.

RAMEAU J.-C., MANSION D., DUME G., GAUBERVILLE C., BARDAT J., BRUNO E. & KELIER R., 2008. *Flore forestière française région méditerranéenne Tome 3*. Institut pour le développement forestier, Dijon-Quétigny, 2 426 p.

SHOCHAT E., WARREN P.-S., FAETH S.H., Mc INTYRE N.E. & HOPE D., 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology, *Trends in Ecology and Evolution*, n° 21, pp. 186-191.

SMART S.M., THOMPSON K., MARRS R.H., LE DUC M.G., MASKELL L.C. & FIRBANK L.G., 2010. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings of the royal society*, n° 273, pp. 2 659-2 665.

VERON J., 2007. La moitié de la population mondiale vit en ville, *Populations et société*, n° 435, juin 2007.

Annexe 1

Fréquence des espèces spontanées relevées dans les différentes zones de densité de bâti du village de Lauris classées selon leur fréquence totale décroissante. (Espèces ayant une fréquence supérieure à 10% sur la totalité du gradient d'urbanisation).

Nom d'espèce	Nom d'auteur	Famille	Origine	Fréquence des espèces dans chaque zone de densité de bâti			
				Fort.	Moyen.	Faible	Frce totale
<i>Catapodium rigidum</i>	(L.) C.E.Hubb. ex Dony	Poaceae	N	0%	85%	85%	57%
<i>Veronica arvensis</i>	L.	Plantaginaceae	N	0%	70%	95%	55%
<i>Convolvulus arvensis</i>	L.	Convolvulaceae	N	0%	80%	80%	53%
<i>Conyza sumatrensis</i>	(Retz.) E.Walker	Asteraceae	E	15%	80%	65%	53%
<i>Crepis foetida</i>	L.	Asteraceae	N	0%	80%	80%	53%
<i>Crepis bursifolia</i>	L.	Asteraceae	N	5%	65%	85%	52%
<i>Medicago minima</i>	(L.) L.	Fabaceae	N	0%	70%	80%	50%
<i>Oxalis corniculata</i>	L.	Oxalidaceae	N	40%	60%	50%	50%
<i>Mentha rotundifolia</i>	auct.	Lamiaceae	N	0%	70%	70%	47%
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	L.	Caryophyllaceae	N	0%	60%	70%	43%
<i>Picris hieracioides</i>	L.	Asteraceae	N	0%	55%	75%	43%
<i>Rostraria cristata</i>	(L.) Tzvelev	Poaceae	N	5%	75%	50%	43%
<i>Medicago rigidula</i>	(L.) All.	Fabaceae	N	0%	50%	75%	42%
<i>Sonchus oleraceus</i>	L.	Asteraceae	N	15%	60%	40%	38%
<i>Medicago orbicularis</i>	(L.) Bartal.	Fabaceae	N	0%	55%	55%	37%
<i>Urospermum dalechampii</i>	(L.) Scop. ex F.W.Schmidt	Asteraceae	N	0%	75%	30%	35%
<i>Avena barbata</i>	Pott ex Link	Poaceae	N	0%	55%	45%	33%
<i>Centaurea aspera</i>	L.	Asteraceae	N	0%	45%	55%	33%
<i>Elytrigia repens</i>	(L.) Desv. ex B.D.Jacks.	Poaceae	E	0%	40%	60%	33%
<i>Plantago lanceolata</i>	L.	Plantaginaceae	N	0%	30%	70%	33%
<i>Torilis nodosa</i>	(L.) Gaertn.	Apiaceae	N	0%	45%	55%	33%
<i>Veronica persica</i>	Poir.	Plantaginaceae	N	5%	35%	60%	33%
<i>Sanguisorba minor</i>	L.	Rosaceae	N	0%	60%	35%	32%
<i>Knautia sp.</i>	L.	Caprifoliaceae	E	0%	55%	35%	30%
<i>Bromus erectus</i>	(Huds.) Fourr.	Poaceae	N	0%	50%	35%	28%
<i>Hedera helix</i>	L.	Araliaceae	N	25%	30%	25%	27%
<i>Poa annua</i>	L.	Poaceae	N	5%	40%	35%	27%
<i>Asparagus acutifolius</i>	L.	Asparagaceae	N	0%	45%	30%	25%
<i>Bromus sterilis</i>	L.	Poaceae	N	0%	40%	35%	25%
<i>Euphorbia peplus</i>	L.	Euphorbiaceae	N	10%	35%	30%	25%
<i>Trifolium campestre</i>	Schreb.	Fabaceae	N	0%	35%	40%	25%
<i>Vulpia ciliata</i>	Dumort.	Poaceae	N	0%	20%	55%	25%
<i>Bromus madritensis</i>	L.	Poaceae	N	5%	35%	30%	23%
<i>Cynodon dactylon</i>	(L.) Pers.	Poaceae	N	0%	45%	25%	23%
<i>Geranium molle</i>	L.	Geraniaceae	N	0%	20%	50%	23%
<i>Stellaria media</i>	(L.) Vill.	Caryophyllaceae	N	15%	20%	35%	23%
<i>Anagallis arvensis</i>	L.	Primulaceae	N	0%	40%	25%	22%
<i>Chondrilla juncea</i>	L.	Asteraceae	N	5%	30%	30%	22%
<i>Dactylis glomerata</i>	L.	Poaceae	N	0%	20%	45%	22%
<i>Medicago lupulina</i>	L.	Fabaceae	N	0%	25%	40%	22%
<i>Medicago polymorpha</i>	L.	Fabaceae	N	0%	45%	20%	22%
<i>Verbascum sinuatum</i>	L.	Scrophulariaceae	N	0%	35%	30%	22%
<i>Euphorbia prostrata</i>	Aiton	Euphorbiaceae	E	5%	45%	10%	20%
<i>Hordeum murinum</i>	L.	Poaceae	N	0%	30%	30%	20%
<i>Lactuca serriola</i>	L.	Asteraceae	N	0%	30%	30%	20%
<i>Taraxacum sp.</i>	L.	Asteraceae	N	0%	25%	35%	20%
<i>Euphorbia cyparissias</i>	L.	Euphorbiaceae	N	0%	25%	30%	18%

Nom d'espèce	Nom d'auteur	Famille	Origine	Fréquence des espèces dans chaque zone de densité de bâti			
				Fort.	Moyen.	Faible	Frce totale
<i>Filago pyramidata</i>	L.	Asteraceae	N	0%	20%	35%	18%
<i>Hieracium pilosella</i>	L.	Asteraceae	E	0%	20%	35%	18%
<i>Parietaria judaica</i>	L.	Urticaceae	N	50%	5%	0%	18%
<i>Petrorhagia prolifera</i>	(L.) P.W.Ball & Heywood	Caryophyllaceae	N	0%	35%	20%	18%
<i>Petroselinum crispum</i>	(Mill.) Fuss	Apiaceae	N	0%	20%	35%	18%
<i>Plantago lagopus</i>	L.	Plantaginaceae	N	0%	30%	25%	18%
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	(L.) L.	Caryophyllaceae	N	10%	40%	5%	18%
<i>Vicia sativa</i>	L.	Fabaceae	N	5%	5%	45%	18%
<i>Ajuga chamaepitys</i>	(L.) Schreb.	Lamiaceae	N	0%	35%	15%	17%
<i>Crepis sancta</i>	(L.) Babç.	Asteraceae	N	5%	5%	40%	17%
<i>Crepis vesicaria</i>	L.	Asteraceae	N	0%	10%	35%	15%
<i>Medicago sp.</i>	L.	Fabaceae	N	0%	15%	30%	15%
<i>Melica ciliata</i>	L.	Poaceae	N	0%	30%	15%	15%
<i>Scorzonera laciniata</i>	L.	Asteraceae	N	0%	25%	20%	15%
<i>Silene vulgaris</i>	(Moench) Garcke	Caryophyllaceae	N	0%	20%	25%	15%
<i>Bromus hordeaceus</i>	L.	Poaceae	N	0%	15%	25%	13%
<i>Galium parisiense</i>	L.	Rubiaceae	N	0%	25%	15%	13%
<i>Lolium perenne</i>	L.	Poaceae	N	5%	15%	20%	13%
<i>Poa pratensis</i>	L.	Poaceae	N	0%	5%	35%	13%
<i>Rubia peregrina</i>	L.	Rubiaceae	N	0%	30%	10%	13%
<i>Sonchus asper</i>	(L.) Hill	Asteraceae	N	0%	15%	25%	13%
<i>Trifolium sp.</i>	L.	Fabaceae	N	0%	15%	25%	13%
<i>Digitaria sanguinalis</i>	(L.) Scop.	Poaceae	N	0%	30%	5%	12%
<i>Draba verna</i>	L.	Brassicaceae	N	0%	15%	20%	12%
<i>Erodium cicutarium</i>	(L.) L'Hér.	Geraniaceae	N	0%	15%	20%	12%
<i>Euphorbia serrata</i>	L.	Euphorbiaceae	N	0%	20%	15%	12%
<i>Festuca sp.</i>	L.	Poaceae	N	0%	20%	15%	12%
<i>Malva sylvestris</i>	L.	Malvaceae	N	0%	20%	15%	12%
<i>Nigella damascena</i>	L.	Ranunculaceae	N	5%	20%	10%	12%
<i>Papaver rhoeas</i>	L.	Papaveraceae	N	0%	20%	15%	12%
<i>Potentilla reptans</i>	L.	Rosaceae	N	0%	5%	30%	12%
<i>Reichardia picroides</i>	(L.) Roth	Asteraceae	N	0%	20%	15%	12%
<i>Aegilops ovata</i>	L.	Poaceae	N	0%	5%	25%	10%
<i>Geranium rotundifolium</i>	L.	Geraniaceae	N	0%	10%	20%	10%
<i>Knautia arvensis</i>	(L.) Coult.	Caprifoliaceae	N	0%	10%	20%	10%
<i>Phleum pratense</i>	L.	Poaceae	N	0%	10%	20%	10%
<i>Sherardia arvensis</i>	L.	Rubiaceae	N	0%	0%	30%	10%