



Audrey MURATET, Fiona OBRIOT  
et Éric MOTARD  
Conservation des Espèces, Restauration  
et Suivi des Populations, UMR 7204  
Muséum national d'Histoire naturelle  
61, rue Buffon  
75005 Paris  
E-mail : muratet@mnhn.fr

## LA FLORE SPONTANÉE DES JARDINS PRIVÉS EN VILLE

### Résumé

L'urbanisation est une des causes majeures de la modification des paysages et de l'extinction de nombreuses espèces (McKINNEY, 2006). Ainsi, la conservation de la biodiversité dans les villes est devenue un enjeu important des politiques de gestion des espaces publics dans ces territoires urbanisés. Les espaces verts privés restent, quant à eux, relativement peu connus et peu valorisés. Les jardins pavillonnaires sont sous-échantillonnés par rapport aux autres espaces verts urbains, tels que les bois, les friches, les pieds d'arbres, les jardins publics etc. Ils sont pourtant nombreux et bien disséminés dans la matrice urbaine. Ils forment un réseau important d'espaces verts qui pourraient potentiellement favoriser les connexions entre les populations fragmentées d'espèces animales et végétales des villes.

L'objectif de ce travail est de connaître la diversité végétale de 130 jardins privés en Île-de-France et d'évaluer leur relation avec le paysage environnant de manière à mieux appréhender leur rôle dans la répartition de la flore urbaine.

Les premiers résultats ont révélé que la diversité floristique des jardins est complémentaire entre les pelouses et les plates-bandes. De plus, la composition floristique des jardins situés à proximité d'une source de biodiversité comme le bois diffère de celle observée à proximité de sources de perturbations comme les zones d'activités. Plus particulièrement, la flore spontanée des plates-bandes situées à proximité d'un bois (vs. une zone d'activités) est composée d'une proportion d'espèces rares et indigènes plus importante. La proximité d'une zone boisée agirait donc comme un réservoir d'espèces qui pourraient s'établir dans les jardins pavillonnaires et profiter de ce réseau d'espaces privés pour maintenir des populations connectées en milieu urbain.

### CONTEXTE

En ville, les perturbations anthropiques nombreuses et diverses comme la pollution de l'air, de l'eau, la fragmentation des milieux, la destruction et le renouvellement des habitats, l'introduction régulière d'espèces invasives ont pour conséquence une fragilisation des populations animales et végétales (PAKARINEN, 1994). La conservation de la biodiversité en ville doit se faire à toutes les échelles et dans tous les espaces de nature. Les jardins pavillonnaires ne commencent à être investis par les écologues que depuis seulement quelques années car leur caractère privatif limite l'accès des naturalistes qui voudraient en observer la biodiversité. Dans le monde, il n'existe que deux projets majeurs qui ont été menés pour étudier tout particulièrement ces espaces privés :

- Le projet BUGS (Biodiversity in Urban Gardens) mené par une équipe de l'université de Sheffield dans 5 villes de Grande-Bretagne, dont l'objectif est de quantifier la biodiversité présente dans les jardins privés et d'évaluer leur intérêt de conservation en ville (GASTON *et al.* 2005, 2007; LORAM *et al.* 2007 ; SMITH *et al.* 2006; THOMPSON *et al.* 2004) ;
- Le projet URBANZ (Urban biotopes of Aotearoa New Zealand) né en Nouvelle-Zélande dont les objectifs plus larges, sont d'évaluer l'intérêt de conservation de tous les espaces verts présents en ville y compris les espaces privés (STEWART *et al.* 2009).

Ces premiers travaux portant essentiellement sur les pelouses et les boisements ont permis d'établir que les espaces privés pourraient présenter un fort potentiel de préservation de la biodiversité en milieu urbain (GASTON *et al.*



2005 ; MATHIEU *et al.* 2007). Ces espaces peuvent couvrir entre 22 et 36 % d'un territoire urbanisé (LORAM *et al.* 2007, MATHIEU *et al.* 2007) et constituent, de ce fait, une véritable trame verte au sein de la matrice urbaine. Or, en France, les jardins pavillonnaires ont fait l'objet de très peu d'études écologiques. Très récemment, les travaux d'Audrey MARCO (MARCO *et al.* 2008, 2010a, 2010b) dans la région méditerranéenne s'attachaient à mieux connaître la répartition de la flore cultivée dans 120 jardins privés. Nous allons enrichir ces premiers travaux en nous intéressant à la flore spontanée de ces espaces.

## OBJECTIFS

Afin de connaître quelles sont les espèces végétales qui se développent et se maintiennent de façon spontanée dans les jardins des particuliers, des relevés floristiques standardisés ont été réalisés dans les pelouses et les plates-bandes de rosiers de 130 jardins privés de 6 lotissements de la région Île-de-France. Nous voulions comprendre les facteurs qui jouent sur la composition et la diversité des communautés végétales de ces jardins et en particulier, comment ces communautés sont affectées par les paramètres paysagers (présence ou non de sources de biodiversité alentour).

## MÉTHODOLOGIE

### Les sites d'étude

Les 6 lotissements ont été choisis en fonction de leur proximité à une « source potentielle de biodiversité » : un bois (voir lot 1F, 2F et 3F, Figure 1), ou une « source potentielle de perturbations » : une zone d'activités (voir lot 1A, 2A et 3A, Figure 1). Ils se situent dans 3 communes de Seine-Saint-Denis : Stains, Romainville, Noisy-Le-Grand et 1 commune du Val d'Oise : Montmagny (Figure 1). Dans chaque lotissement, tous les jardins ont fait l'objet d'une demande d'autorisation d'accès. Les 130 jardins privés visités sont ceux pour lesquels cette autorisation nous a été donnée par les propriétaires. Mis à part le mode de gestion qui dépend de chaque famille, les lotissements ont l'avantage de présenter des paramètres locaux à peu près équivalents (surface, histoire, type de sol etc.) pour chaque jardin.

### Inventaires floristiques

Les inventaires floristiques ont été effectués dans les deux milieux les plus représentés dans

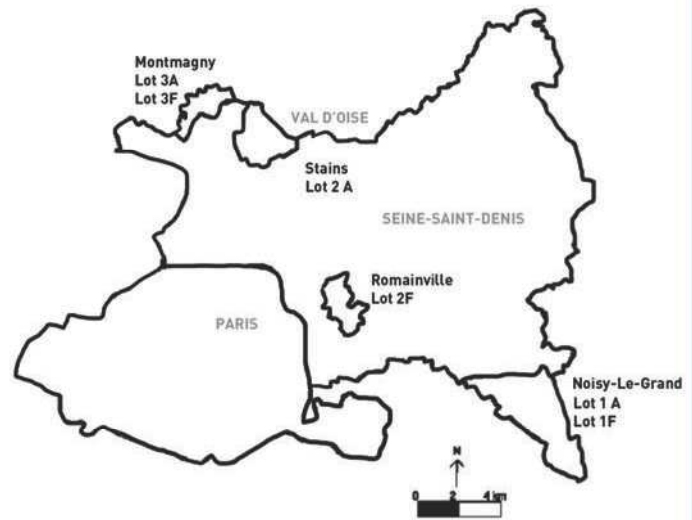


Figure 1 : Localisation des communes dans lesquelles des lotissements ont été sélectionnés pour l'étude

les jardins privés : les pelouses et les massifs de rosiers (nommés plates-bandes dans cette étude). Nous avons noté la présence de toutes les plantes spontanées (plantes vasculaires et mousses) observées dans des quadrats de 30 x 30 cm (Figure 2) placés dans les pelouses (5 à 10 quadrats) et dans les massifs de rosiers (5 quadrats) de chaque jardin. Selon la présence ou non de massifs de rosiers, le nombre de quadrats par jardins varie entre 5 et 15.



Figure 2 : Réalisation d'un inventaire floristique dans un quadrat de 30 x 30 cm

### Indices utilisés

Afin d'évaluer l'intérêt floristique de ces jardins privés, nous avons repris des indices floristiques utilisés par MURATET *et al.* (2008) pour évaluer l'impact de l'urbanisation sur la diversité des communautés végétales urbaines.

Nous avons utilisé :

#### 1) des indices quantitatifs :

- la richesse spécifique qui est définie comme le nombre total d'espèces observées sur l'ensemble des quadrats d'une pelouse ou d'une plate-bande ;
- l'indice de Shannon qui prend en compte en plus



du nombre d'espèces (comme précédemment), l'abondance des individus de chaque espèce sur l'ensemble des 5 quadrats d'un habitat.

## 2) des indices qualitatifs :

- le degré de rareté des espèces considérées (ABADIE, 2008);
- la spécialisation qui indique la variété des milieux dans lesquels chaque espèce est capable de vivre. On distinguera les espèces « spécialistes » d'un seul type d'habitat, espèces qui sont généralement plus sensibles à des modifications de leurs milieux (par exemple « espèces spécialistes des milieux boisés ») et les espèces « généralistes » qui peuvent se retrouver dans plusieurs habitats et sont donc plus flexibles aux changements (ABADIE, 2008);
- la proportion d'espèces exotiques qui illustre le degré d'invasibilité d'un site. Les espèces ont été classées en indigènes et exotiques à partir de la liste établie par le Conservatoire botanique national du Bassin parisien (CBNBP, 2009).

## RÉSULTATS

### Quelle flore spontanée se développe dans les jardins privés ?

A l'issue de nos inventaires, on dénombre respectivement 89 et 67 espèces différentes dans les pelouses (593 quadrats) et les plates-bandes (173 quadrats). Au total 104 espèces ont été observées dans les 130 jardins pavillonnaires étudiés, dont 11 espèces exotiques, 85 espèces indigènes et 8 espèces dont la détermination reste incomplète (Figure 3). Cette flore sauvage

viendrait en complément des 373 espèces cultivées relevées dans 120 jardins privés de la région méditerranéenne (MARCO *et al.* 2010). De plus, elle est quantitativement proche de ce qui a été observé dans 327 jardins privés en Nouvelle-Zélande (i.e. 127 espèces, STEWART *et al.* 2009). Par contre, ces résultats sont loin des 1 166 espèces (flore spontanée et cultivée) observées dans 61 jardins privés de Grande-Bretagne (SMITH *et al.* 2006). Ces différences peuvent être dues à des méthodologies d'inventaires différentes. SMITH *et al.* (2006) ont répertorié toutes les espèces observées sur les 12 700 m<sup>2</sup> que couvrait leur étude, tandis que STEWART *et al.* (2009) ont préféré standardiser leurs inventaires et analyser un échantillon de 375 m<sup>2</sup> (1 500 quadrats de 50 x 50 cm). Nous avons également fait ce choix en analysant un échantillon de 69 m<sup>2</sup> (766 quadrats de 30 x 30 cm). Des modes de culture et une qualité de l'environnement différents pourraient également expliquer ces différences entre pays.

### Impacts locaux sur la diversité floristique

Des tests de comparaisons de moyenne nous ont permis de mettre en évidence que les deux habitats inventoriés, les pelouses et les plates-bandes, n'abritent pas la même diversité floristique. Le nombre d'espèces observées est en moyenne nettement inférieur dans les plates-bandes que dans les pelouses (respectivement 3 vs. 5 en moyenne par quadrat,  $p < 0,001$ ). Ces espèces sont également moins fréquentes en nombre d'individus dans les plates-bandes



Figure 3 : A droite *Veronica persica*, espèce exotique la plus abondante dans les jardins privés (présente dans 18% des quadrats) et à gauche *Taraxacum section ruderalia*, une des espèces indigènes les plus communes dans les jardins privés (présente dans 31% des quadrats).



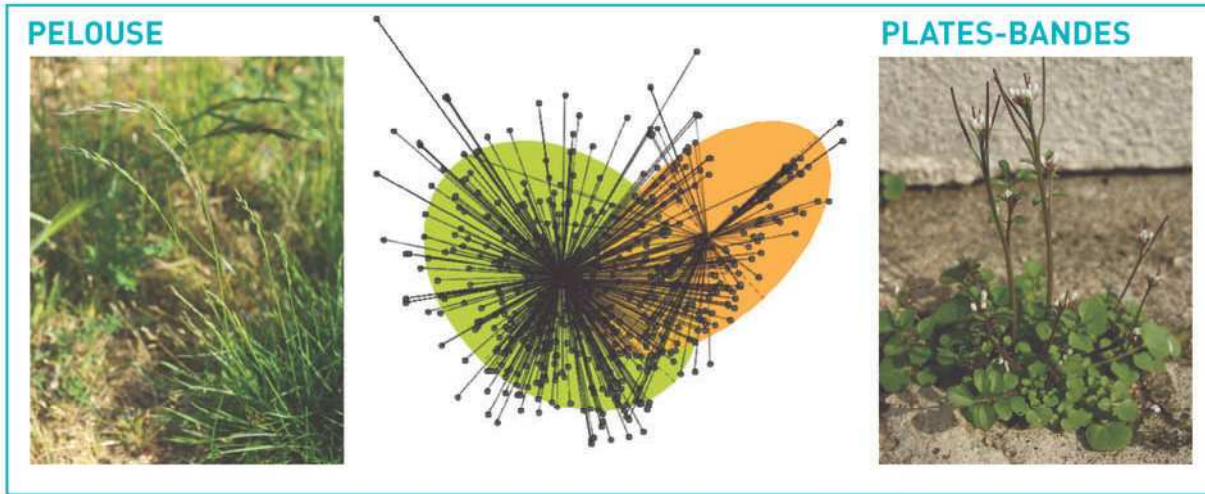


Figure 4. Compositions floristiques des pelouses et des plates-bandes des jardins privés, illustrées par une analyse multivariée (Nonmetric Multidimensional Scaling). Un faible recouvrement des ellipses met en évidence des compositions distinctes entre les deux habitats. *Festuca gr. rubra* (photo de gauche) est une espèce typiquement observée dans les pelouses (37% vs. 10% dans les plates-bandes) et *Cardamine hirsuta* (photo de droite) est une espèce typique des plates-bandes (55% vs. 26% dans les pelouses).



Figure 5 : *Sedum album*, l'Orpin blanc est une espèce qui apprécie particulièrement les sols secs et peu piétinés (4 quadrats dans les plates-bandes vs. 0 dans les pelouses).

(indice de Shannon = respectivement 0,6 vs. 0,9,  $p < 0,001$ ). Les compositions floristiques sont significativement différentes (test dbRDA,  $p = 0,001$ ). Il existe une flore commune aux deux habitats (Figure 4 ; partie commune aux deux ellipses) mais globalement la composition de ces deux habitats est différente (Figure 4 ; zones des ellipses ne se recouvrant pas).

Ces résultats peuvent s'expliquer d'abord par une histoire différente : les pelouses sont souvent issues de semis de gazons alors que les plates-bandes résultent de la plantation de rosiers. La présence de plantes cultivées particulières a certainement un effet durable sur la qualité des communautés végétales qui s'installent ensuite. D'autre part, ces milieux se distinguent par une gestion différente. Le mode de désherbage étant différent dans ces deux habitats (fauche et usage de pesticides dans les pelouses vs. binage et désherbage manuel dans les rosiers), il est difficile d'établir des comparai-

sons. Nous pouvons néanmoins comparer les quantités d'engrais utilisées. Les propriétaires interrogés utilisent plus volontiers des engrais pour l'entretien de leurs rosiers (42%) que pour l'entretien de leurs pelouses (14%). Ils semblent donc plus chercher à contrôler ce qui se développe dans leurs plates-bandes que dans leurs pelouses.

La proportion d'espèces spécialistes est, par contre, plus élevée dans les plates-bandes qui semblent offrir des conditions écologiques plus strictes que les pelouses (indice de spécialisation pour les pelouses de 1,2 vs. 1,4 pour les plates-bandes,  $p < 0,001$ ). *Sedum album* (Figure 5) est l'exemple d'une espèce spécialiste que l'on rencontre plus particulièrement dans les plates-bandes.

#### Impacts paysagers sur la diversité floristique

Les plates-bandes des jardins entourés de bois abritent une proportion d'espèces rares (0,89 vs. 0,84 ;  $p < 0,001$ ) et indigènes (0,93 vs. 0,83 ;  $p = 0,002$ ) plus importante que celles des jardins entourés de zones d'activités, alors que ces dernières regorgent d'espèces courantes et exotiques. Le bois serait donc une source d'espèces rares et indigènes qui profiteraient de l'espace libre au pied des rosiers pour s'installer. La mousse, *Scleropodium purum*, a par exemple été observée dans 15 quadrats de plates-bandes entourées de bois et dans aucune plate-bande entourée d'activités.

MARCO *et al.* (2010) ont constaté que les jardins privés étaient des sources importantes d'« échappées de jardins » dans les espaces alentours. Ici, nous montrons à l'inverse que ces espaces peuvent être des refuges pour une flore spontanée provenant des sources de biodiversité avoisinantes. Les échanges sont donc bien réels



et à double sens. Les pelouses, quant à elles, semblent être moins influencées par la qualité du paysage. Celles des jardins entourés de bois ne semblent pas présenter une diversité floristique différente des pelouses des jardins entourés d'activités.

## CONCLUSION

Cette étude nous a permis de combler le manque de connaissance sur la flore spontanée des jardins privés en révélant une diversité importante dans ces milieux. Les jardins pavillonnaires pourraient constituer, de par leur nombre et leur répartition dans la matrice urbaine, un véritable réseau de biodiversité dans ces territoires de plus en plus fragmentés. La qualité de ce réseau dépend bien sûr de la qualité des milieux dans ces jardins et de leurs superficies respectives,

mais aussi de la présence de sources de biodiversité proches comme les boisements.

D'autres éléments, comme l'effet de la gestion sur la diversité floristique des pelouses et plates-bandes, la qualité des autres groupes taxonomiques (oiseaux, disperseurs de graines, pollinisateurs, faune du sol...), ou bien l'étude de l'effet des espèces plantées sur les espèces spontanées, pourraient nous donner d'avantage d'informations pour la conservation de ce maillage vert que constituent les jardins des particuliers.

## REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier toutes les personnes qui nous ont ouvert leur jardins, Nathalie MACHON pour sa relecture assidue et Gérard ARNAL pour ses belles images qui ont servi à l'illustration de ce document. ■

## BIBLIOGRAPHIE

- ABADIE JC. 2008. *La nature ordinaire face aux pressions humaines : le cas des plantes communes*. Thèse de Doctorat, Paris, Muséum national d'Histoire naturelle.
- CBNBP. 2009. <http://cbtnp.mnhn.fr/cbtnp/>
- GASTON KJ, WARREN PH, THOMPSON K, SMITH RM . 2005. Urban Domestic Gardens (IV): The Extent of the Resource and its Associated Features. *Biodiversity and Conservation* 14(14): 3327-3349.
- GASTON KJ, FULLER R A, LORAM A, MacDONALD C, POWER S, DEMPSEY. N. 2007. Urban domestic gardens (XI): variation in urban wildlife gardening in the United Kingdom. *Biodiversity and Conservation* 16(11): 3227-3238.
- LORAM A, TRATALOS J, WARREN PH, GASTON KJ. 2007. Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. *Landscape Ecology* 22(4): 601-615.
- MARCO A, BARTHELEMYC, DUTOIT T, BERTAUDIÈRE-MONTES V. 2010a. Bridging human and natural sciences for a better understanding of urban floral patterns: the role of planting practices in Mediterranean gardens. *Ecology and Society* 15(2): 2.
- MARCO A, LAVERGNE S, DUTOIT T, BERTAUDIÈRE-MONTES V. 2010b. From the backyard to the back-country: how ecological and biological traits explain the escape of garden plants into Mediterranean old fields. *Biological Invasions* 12(4): 761-779.
- MARCO A, DUTOIT T, DESCHAMPS-COTTIN M, MAUFFREY J-F, VENNETIER M, BERTAUDIÈRE-MONTES V. 2008. Les jardins des zones rurales urbanisées révèlent une diversité floristique inattendue, en relation avec la densité de bâti. *Comptes Rendus Biologies* 331(6): 452-465.
- MATHIEU R, FREEMAN C, ARVAL J . 2007. Mapping private gardens in urban areas using object-oriented techniques and very high-resolution satellite imagery. *Landscape and Urban Planning*. Volume 81(3): 179-192.
- McKINNEY ML. 2006. Urbanisation as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- MURATET A, PORCHER E, DEVICTOR V, ARNAL G, MORET J, WRIGHT S, MACHON N . 2008. Evaluation of floristic diversity in urban area as basis for habitat management. *Applied Vegetation Science* 11: 451-460.
- PAKARINEN T. 1994. Urban ecology: different phases and different approaches. In Proceedings of the II European Meeting of the International Network for Urban Ecology, pp. 27-33. Warszawa: *Muzeum I Instytut Zoologii PAN*.
- SMITH RM, THOMPSON K, HODGSON JG, WARREN PH, GASTON KJ . 2006. Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation* 129(3): 312-322.
- STEWART GH, IGNATIEVA ME, MEURK CD, BUCKLEY H, HORNE B, BRADDICK T. 2009. URban Biotopes of Aotearoa New Zealand (URBANZ) (I): composition and diversity of temperate urban lawns in Christchurch. *Urban Ecosystems* 12(3): 233-248.
- THOMPSON K, HODGSON JG, RM SMITH, WARREN PH, GASTON KJ. 2004. Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. *Journal of Vegetation Science* 15(3): 373-378.