

**Production de matière végétale  
par des espèces étrangères envahissantes :  
une expérimentation au jardin botanique Henri Gaussen**

Marion BOTTOLIER-CURTET  
*Ecolab – Laboratoire d’écologie fonctionnelle*  
29 rue Jeanne Marvig  
BP 24349  
31055 Toulouse cedex 4  
*bottolli@cict.fr*

## **1. Introduction**

Les invasions biologiques sont, depuis quelques dizaines d’années, au centre des préoccupations écologiques. Bien que les activités humaines soient responsables de leur amplification (augmentation du nombre d’espèces et de la distance à l’aire d’origine), les invasions sont bien plus anciennes, et préexistantes à l’homme (Di Castri, 1989). L’appropriation de ce phénomène par les médias a fortement contribué à la récente prise de conscience des enjeux écologiques et économiques qui y sont liés. Elle est à l’origine de la généralisation de la perception négative des invasions, qui sont tenues pour responsables de l’appauvrissement de la biodiversité et de l’altération du fonctionnement (flux de matières et d’énergie) de nombreux écosystèmes sans distinction d’espèce ou de milieu.

A l’échelle mondiale, l’impact des invasions s’avère particulièrement négatif sur la biodiversité de milieux fragiles (régions insulaires ou à fort endémisme). A une échelle plus locale, les impacts des invasions sont à nuancer. Dans le sud-ouest de la France, plus de 850 espèces végétales étrangères naturalisées ont été recensées, parmi lesquelles une cinquantaine s’avère être envahissante (Tabacchi & Planty-Tabacchi,

données non publiées). Ces invasions sont préoccupantes en milieux aquatiques où elles entraînent souvent une altération physique de l'écosystème (comblement, atténuation de la lumière en profondeur). A terme, elles provoquent l'appauvrissement des communautés autochtones (par compétition directe ou suite à la modification des conditions environnementales) (Dutartre *et al.*, 1997). A l'opposé, dans les milieux riverains (bords de cours d'eau), il semblerait que les invasions puissent avoir un impact positif sur la biodiversité (Tabacchi & Planty-Tabacchi, 2005). Les conséquences des invasions sont donc variables : dépendantes du milieu et de l'espèce considérés. De plus, les impacts fonctionnels des invasions végétales restent très mal connus. Les études disponibles sont ponctuelles (Dassonville, 2008) et assujetties à des milieux et/ou espèces particuliers : fixation d'azote par des espèces symbiotiques (légumineuses) par exemple (*Robinia pseudoacacia*, Kowarik, 1990 dans Muller, 2004). Ce manque d'information est préjudiciable à la prise de décision des gestionnaires et à la mise en place de plans de gestion adaptés.

Dans ce contexte, une étude des conséquences des invasions végétales sur le fonctionnement des systèmes riverains a été entreprise (thèse de doctorat de M. Bottollier, encadrée par E. Tabacchi et A.M. Planty-Tabacchi, Laboratoire d'écologie fonctionnelle (Ecolab) de Toulouse). Cette étude a pour objectif d'évaluer l'ampleur et les mécanismes des éventuels impacts fonctionnels des espèces végétales étrangères envahissantes sur les écosystèmes de bords de cours d'eau. Elle cible plus particulièrement la fonction de production de matière, le processus de dégradation des litières et le cycle de l'azote. Dans le cadre de la fonction de production, une expérimentation a été mise en place au Jardin Botanique Henri-Gaussen.

## **2. Présentation de l'expérimentation du jardin botanique**

### **Contexte**

Sur les bords de cours d'eau, la production de matière végétale (ou production de biomasse) n'est pas (au moins à l'échelle de la rivière) limitée par le manque d'eau ou de nutriments. Cette production, à travers son transfert au sein de la zone riveraine et vers le milieu aquatique, constitue la principale source de nutriments (carbone en particulier) pour de nombreux organismes (phytophages, saprophytes décomposeurs et par voie de conséquence, ensemble de la chaîne trophique). Malgré l'importance de ce processus pour le fonctionnement des écosystèmes, la biomasse produite par les espèces envahissantes n'a jamais été analysée d'un point de vue fonctionnel et est restée un caractère descriptif des espèces envahissantes (Pysek & Richardson, 2007). L'expérimentation réalisée au jardin botanique a pour objectif d'évaluer et de comparer la vitesse de croissance, l'accroissement total et la production de matière (biomasse) d'espèces étrangères envahissantes et d'espèces autochtones mises en compétition.

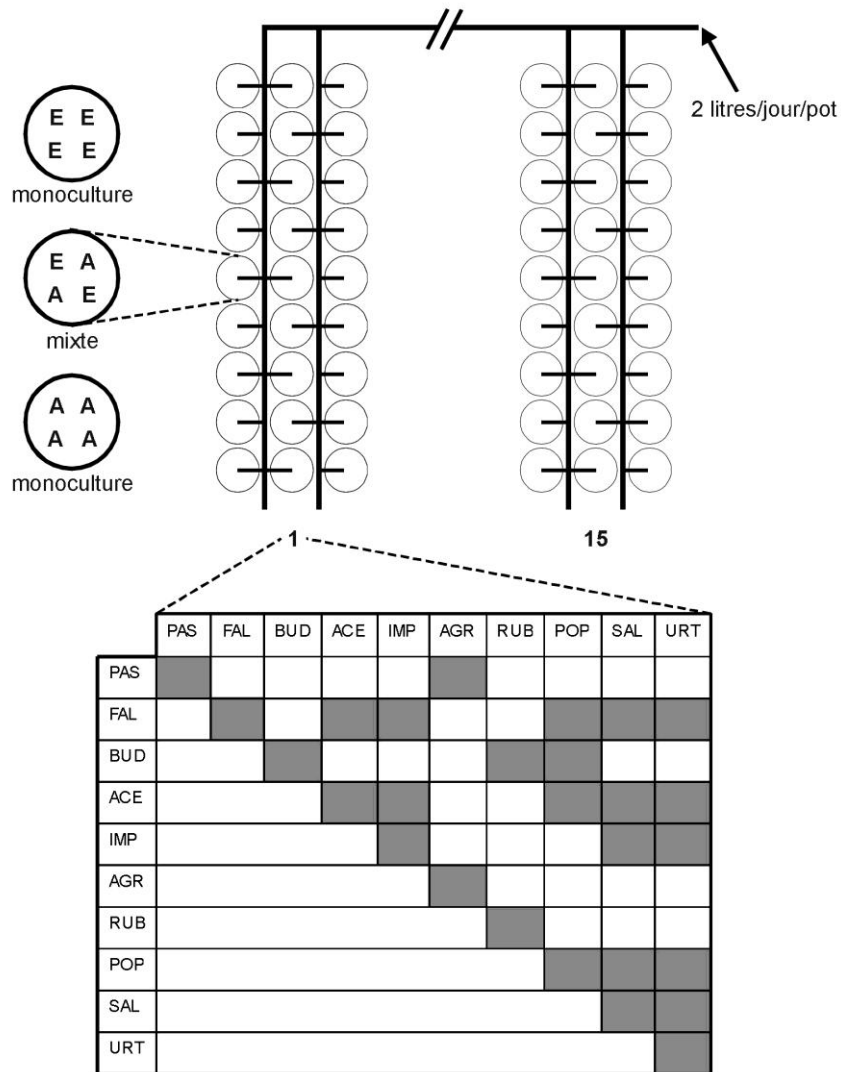
## Dispositif expérimental

Dix espèces (5 étrangères envahissantes et 5 autochtones) ont été sélectionnées (Tableau 1). Les 5 espèces étrangères ont été choisies selon les critères suivants : ce sont des envahissantes « avérées », elles se répartissent sur un gradient de perturbations hydrologiques allant du fleuve (les plus perturbées) à la plaine (les moins perturbées) ; et elles appartiennent à différents types morphologiques (herbacées, lianes, arbustes, arbres). 5 espèces autochtones homologues (vivant dans les mêmes conditions environnementales) leur ont été associées.

Ces espèces ont été mises en cultures mi-avril 2008, à partir de plantules prélevées au parc du confluent (Portet-sur-Garonne, Haute-Garonne). Quatre plantules de deux espèces ont été plantées par pot (½ terreau + ½ sable) selon les combinaisons spécifiées Figure 1. Le choix des combinaisons est basé sur des observations de terrain. Chaque combinaison a été répétée 15 fois. Chaque pot a reçu une quantité non limitante d'eau et de nutriments par apport d'engrais. Les axes principaux et secondaires de chaque plant ont été mesurés 7 fois au cours de leur croissance, entre début mai (Figure 2a) et début octobre (Figure 2b). Le 23 mai, chaque axe de chaque plant a été coupé afin de simuler l'effet physique d'une perturbation hydrologique (cruie). Pour les mesures suivantes, les pots contenant des plants morts ont été exclus de l'expérimentation (pression de compétition modifiée par la diminution du nombre d'individus dans le pot). Après les dernières mesures effectuées début octobre, tous les plants ont été coupés. Les parties aériennes et souterraines ont été séparées, séchées et stockées en vue d'une analyse de biomasse.

	<b>Espèces étrangères envahissantes (E)</b>	<b>Code</b>	<b>Espèces autochtones (A)</b>	<b>Code</b>
fleuve ↓	<i>Paspalum distichum</i> L. (Paspale à deux épis)	PAS	<i>Agrostis stolonifera</i> L. (Agrostide blanche)	AGR
	<i>Reynoutria japonica japonica</i> Houtt. (Renouée du Japon)	FAL	<i>Rubus caesius</i> L. (Ronce bleue)	RUB
	<i>Buddleja davidii</i> Franch. (Buddléia de David)	BUD	<i>Populus nigra</i> L. (Peuplier noir)	POP
	<i>Impatiens glandulifera</i> Royle (Balsamine de l'Himalaya)	IMP	<i>Urtica dioica</i> L. (Grande ortie)	URT
plaine	<i>Acer negundo</i> L. (Erable à feuilles de frêne)	ACE	<i>Salix alba</i> L. (Saule blanc)	SAL

**Tableau 1** : Espèces sélectionnées dans le cadre de l'étude.



**Figure 1 :** Schéma du dispositif expérimental et liste des combinaisons étudiées. Les cases grisées dans le tableau correspondent aux combinaisons effectuées. E : Envahissante ; A : Autochtone. Les numéros de 1 à 15 correspondent aux différentes répétitions.



**Figure 2 :** Dispositif expérimental. a : le 24 avril 2008. b : le 3 octobre 2008. Notez l'impressionnant développement des impatiences (*Impatiens glandulifera*) qui atteignaient près de 2 m.

## Premiers résultats et analyses préliminaires

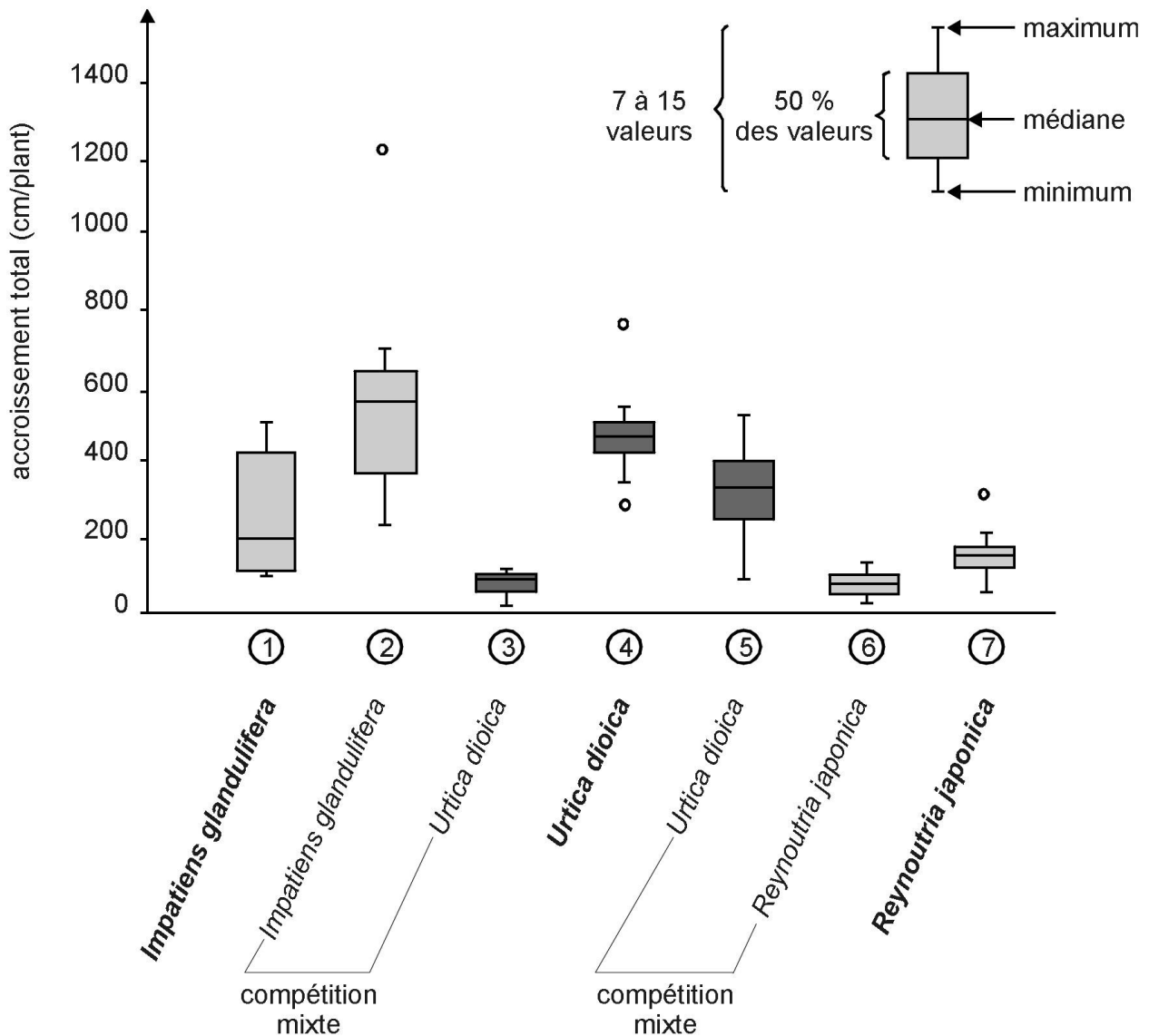
Les analyses des données obtenues étant encore en cours, les résultats présentés ne concernent que deux couples d'espèces : *Impatiens glandulifera* / *Urtica dioica* et *Reynoutria japonica* / *Urtica dioica*. Pour la même raison, seul l'accroissement total, correspondant à l'allongement de tous les axes des plants, est analysé (Figure 3). Ces accroissements ne peuvent être directement utilisés comme reflet de la production de matière : la relation entre les deux paramètres dépend entre autres d'autres paramètres morphologiques (diamètre des axes, nombre et taille des feuilles...).

D'après la Figure 3, l'accroissement total des plants dans les monocultures (1, 4, 7) semble être plus important pour *Urtica dioica*. Néanmoins, dès la mise en compétition de cette espèce avec *Impatiens glandulifera* et *Reynoutria japonica*, son accroissement diminue, suggérant un impact négatif des espèces étrangères envahissantes sur le développement de l'espèce autochtone.

Dans le cas d'une compétition avec *Impatiens glandulifera*, l'accroissement d'*Urtica dioica* diminue fortement (3), au profit de l'impaticence (2), traduisant nettement la compétitivité plus importante de cette dernière par rapport à l'ortie. Malgré l'absence de données concernant la biomasse, l'impressionnante dominance d'*Impatiens glandulifera* dans le dispositif expérimental (Figure 2b) permet de supposer également une production de matière beaucoup plus importante pour celle-ci. Cette tendance confirme les résultats obtenus précédemment (Beerling & Perrins, 1993) et ceux observés dans plus de la moitié des études ayant comparé la biomasse produite par des espèces étrangères envahissantes et par des espèces autochtones (Pysek & Richardson, 2007). Néanmoins, la courte durée de l'expérimentation ne prend pas en compte la deuxième période de croissance (à l'automne) d'*Urtica dioica* (espèce pérenne, géophyte à rhizome). D'après des observations personnelles en milieu naturel, les orties se développent souvent à l'automne aux endroits précédemment occupés par les impaticences (espèce annuelle, une seule période de croissance). Sur une échelle de temps plus longue, la différence de production de matière entre ces deux espèces est donc probablement beaucoup plus faible. D'un point de vue fonctionnel, *Impatiens glandulifera* apparaît donc pouvoir être une importante source de matière végétale par sa forte production. Ces résultats et les impacts potentiels de l'espèce sur le milieu restent toutefois à nuancer, probablement en fonction de la saison, car ses apports sont ponctuels comparés à l'ortie.

Dans le cas d'une compétition avec *Reynoutria japonica*, l'accroissement des deux espèces diminue (5, 6), suggérant un impact négatif de la compétition pour le développement de l'espèce autochtone, mais également pour celui de l'espèce étrangère envahissante. L'analyse de la production de matière pour le couple *Reynoutria japonica* / *Urtica dioica* est plus complexe et nécessite la mesure de la biomasse collectée. Cependant, en milieux naturels, la renouée peut atteindre 3 m de hauteur au bout de quelques années de développement, grâce au stockage de réserve dans ses rhizomes (espèce géophyte) (Schnitzler & Muller, 1998). L'accroissement total mesuré dans cette expérimentation (6, 7) est donc sous-estimé par la courte durée de la période de mesures. Contrairement au couple précédent et en considérant

l'impact négatif de la renouée du Japon sur l'accroissement de l'ortie, la prise en compte de ces deux espèces à plus long terme, implique un développement bien plus important de *Reynoutria japonica*.



**Figure 3 :** Accroissement total des plants pour les couples *Impatiens glandulifera* / *Urtica dioica* et *Reynoutria japonica* / *Urtica dioica* à la fin de l'expérimentation (début octobre 2008). En gris clair : les résultats pour les espèces étrangères envahissantes, en gris foncé pour l'espèce autochtone. En gras : les monocultures (autochtone / autochtone et envahissante / envahissante). Les points correspondent aux valeurs très éloignées du reste des données. Les chiffres entourés font la correspondance entre la figure et le texte.

### 3. Conclusions

Les premiers résultats issus de l'expérimentation effectuée au jardin botanique montrent des tendances différentes (accroissement total) en fonction de l'espèce envahissante considérée par rapport à la même espèce autochtone. Ils traduisent l'importance du choix des espèces dans les comparaisons entre envahissantes et autochtones. Cet aspect important des travaux scientifiques est pourtant rarement discuté. Les données présentées mettent également en évidence une possible inversion des tendances observées (production de matière), lorsqu'elles sont rattachées à une échelle de temps plus longue. Elles suggèrent ainsi la prudence lors de l'établissement de parallèles entre données expérimentales et observations de terrains. De plus, les résultats de l'expérimentation ne prennent pas en compte les possibles interactions compétitives au moment de la germination.

Le reste des données encore en cours d'analyse permettra de comparer la biomasse produite par les différentes espèces, leur vitesse de croissance (vitesse de production) et élargira le nombre d'espèces considérées (dix au total). Les informations obtenues seront indispensables pour conclure quant à l'existence de différences plus généralisées entre les espèces envahissantes et les espèces autochtones. Les conditions de cultures homogènes faciliteront le lien entre ces éventuelles différences et le caractère étranger et envahissant des espèces. Ces informations pourront servir de base à des analyses de terrain (production de matière en milieu naturel). La suite du travail de thèse et notamment l'évaluation de la qualité (composition en azote, carbone) de la matière produite et de sa décomposition permettra ensuite une réflexion plus poussée sur les implications fonctionnelles des invasions végétales sur le bord des cours d'eau.

Pour finir, outre les limites d'analyse imposées par la variabilité des organismes et la complexité des écosystèmes, il convient de se demander qu'elle est la part de notre subjectivité dans la considération des invasions : sur quels critères qualifions-nous l'impact d'une espèce de négatif ? N'est-il pas fonction du référentiel d'approche ? Activités humaines (coût économique des invasions, services écosystémiques...) ou milieu naturel ? Biodiversité ou fonctionnement ? De plus, il peut être intéressant de rappeler que les perturbations dues à l'homme (barrages, enrochement...) sont un des principaux facteurs favorisant les invasions.

### Bibliographie

- Beerling D.J., Perrins J.M., 1993. *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens Roylei* Walp.). *The Journal of Ecology*, 81(2), 367-382.
- Dassonville N., 2008. Impact des plantes exotiques envahissantes sur le fonctionnement des écosystèmes en Belgique. *Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles, Bruxelles.*

- Di Castri F., 1989. History of biological invasions with special emphasis on the old world. In: Drake J.A., Mooney H.A., Di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmanek M., Williamson M. (eds), *SCOPE 37, Biological invasions: a global perspective*, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp. 1-30.
- Dutartre A., Haury J., Planty-Tabacchi A.M., 1997. Introduction de macrophytes aquatiques et riverains dans les hydrosystèmes français métropolitains : essai de bilan. *Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture*, 344/345 :407-426.
- Kowarik I., 1990. Zur einföhrung und ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur gehölzsukzession ruderaler robinienbestände in Berlin. *Verh. Berliner Bot. Ver.*, 8 : 33-67.
- Muller S. (coord), 2004. Plantes invasives en France. *Museum d'Histoire Naturelle, Patrimoines naturels*, 62, Paris, 168 p.
- Naiman R.J., Decamps H., 1997. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 621-658.
- Pyšek P., Richardson D.M., 2007. Traits associated with invasiveness in alien plants : where do we stand? In : Nentwig W. (ed.), *Biological invasions, Ecological Studies, Vol. 193*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Schnitzler A., Muller S., 1998. Ecologie et biogeography de plantes hautement invasives en Europe: les renouées géantes du Japon (*Fallopia japonica* et *Fallopia sachalinensis*). *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 53: 3-38.
- Tabacchi E., Planty-Tabacchi A.M., 2005. Exotic and native plant community distributions within complex riparian landscapes: a positive correlation. *Ecoscience*, 12, 412-423.