Zeitschrift: Bollettino della Società ticinese di scienze naturali

Herausgeber: Società ticinese di scienze naturali

Band: 109 (2021)

Artikel: La diffusione di piante esotiche nelle foreste suburbane e considerazioni sul loro impatto sugli ecosistemi boschivi

Autor: Gaggini, Luca / Rusterholz, Hans-Peter / Baur, Bruno

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-1003001

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 13.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

La diffusione di piante esotiche nelle foreste suburbane e considerazioni sul loro impatto sugli ecosistemi boschivi

Luca Gaggini*, Hans-Peter Rusterholz e Bruno Baur

Institut für Natur-, Landschafts- und Umweltschutz (NLU), Universität Basel, St. Johanns-Vorstadt 10, 4056 Basel, Svizzera

*** *lucagaggini@bluewin.ch***

Riassunto: L'urbanizzazione è tra le principali cause dell'omogeneizzazione della biodiversità e favorisce la diffusione di specie alloctone negli ambienti naturali. Questo studio esamina l'influsso degli insediamenti suburbani e della composizione del paesaggio circostante sulla diffusione di piante alloctone nelle foreste della Svizzera meridionale e nordoccidentale. Nell'ambito di questo progetto sono stati condotti rilevamenti della vegetazione in foreste adiacenti a un insediamento e in foreste lontane dagli insediamenti, registrando il numero e l'abbondanza di specie vegetali indigene e alloctone (esotiche). In entrambe le regioni di studio è stato rilevato un maggior numero di specie alloctone nelle foreste adiacenti agli insediamenti rispetto alle foreste più lontane. Questi risultati evidenziano il ruolo degli insediamenti quale fonte per la diffusione di specie alloctone nelle foreste suburbane. Inoltre, la presenza di specie alloctone era influenzata positivamente dalla vicinanza di strade e dalla percentuale di giardini nelle vicinanze, dimostrando come la composizione del paesaggio giochi un ruolo nella diffusione di piante alloctone. Questi effetti erano più marcati nella Svizzera meridionale, una regione con un clima invernale più mite e con una più lunga tradizione di importazione di piante esotiche rispetto alla Svizzera nordoccidentale. Infine sono presentati in sintesi gli effetti di una neofita, *Impatiens glandulifera*, sui funghi del suolo e sulla diversità di specie vegetali nelle foreste, a livello epigeo e ipogeo.

Parole chiave: composizione del paesaggio, giardini, *Impatiens glandulifera*, neofite (invasive), piante alloctone, piante ornamentali, urbanizzazione

The spread of non-native plants into suburban forests and insights into their impact on forest ecosystems

Abstract: Urbanization is one of the main causes for biotic homogenization and also promotes the dispersal of non-native species into natural habitats. This study examined the influence of suburban settlements and of the surrounding landscape composition for the spread of non-native plants into adjacent forests in Southern and Northwestern Switzerland. For this purpose, field surveys were conducted and the number and abundance of native and non-native (exotic) species were recorded in forest sites situated adjacent to settlements and in control sites far from settlements. In both study regions, non-native species were found in higher number and larger abundance in forests adjacent to settlements than in forests far away from settlements. These findings highlight the role of settlements as an effective source for the spread of non-native plant species into suburban forests. In addition, the occurrence of non-native plants was positively affected by the proximity of roads and by the percentage cover of gardens around the study sites, showing that the composition of the surrounding landscape matrix also affects the establishment of non-native plants. These effects were more pronounced in Southern Switzerland, a region with milder winter climate and a longer history of introductions of non-native plants than Northwestern Switzerland. Finally, the impacts of a non-native species, *Impatiens glandulifera*, on soil fungi and on above- and belowground plant diversity in forests are presented in a synthesis.

Keywords: alien plants, gardens, *Impatiens glandulifera*, (invasive) neophytes, landscape composition, ornamental plants, urbanization

INTRODUZIONE

L'introduzione e la diffusione di specie di piante alloctone in una nuova regione è una delle principali minacce per la biodiversità locale (Pejchar & Mooney 2009). Le specie alloctone possono avere effetti negativi sugli ecosistemi modificando la diversità di specie, la struttura della comunità e le interazioni fra gli organismi, portando a volte a un'estinzione locale di specie indigene (Vilà et al. 2011; Pysek et al. 2012). Negli ultimi decenni, sempre più specie di piante esotiche hanno invaso le foreste dell'Europa centrale (Lambdon et al. 2008; Kowarik 2010). L'urbanizzazione è una delle cause dell'omogeneizzazione della biodiversità e promuove la diffusione di specie esotiche. La diffusione di piante alloctone negli ambienti naturali (p. es. nelle foreste) è influenzata positivamente dalla vicinanza e dalle dimensioni degli insediamenti umani (Gavier-Pizarro et al. 2010; Sullivan et al. 2005). Alcuni elementi del paesaggio possono giocare un ruolo nell'invasione di pian-

te alloctone negli ambienti naturali (Gonzalez-Moreno et al. 2013a), come ad esempio i giardini, che ospitano una grande varietà di specie esotiche ornamentali (Sullivan et al. 2005; Smith et al. 2006). Le infrastrutture stradali possono avere un effetto nella diffusione di piante alloctone, fungendo da corridoi per la loro dispersione (Von der Lippe et al. 2005; Vakhlamova et al. 2016). Numerose piante esotiche sono state introdotte nell'Europa centrale a scopo ornamentale o orticolo da regioni climatiche più calde (Kowarik 2010). Il riscaldamento climatico può favorire la loro espansione in regioni in cui prima non avrebbero potuto sopravvivere (Von der Lippe et al. 2005; Walther et al. 2001).
Sebbene diversi studi abbiano esaminato i meccanismi alla base delle invasioni di piante alloctone negli ambienti naturali in zone urbane, in Europa raramente si è studiato il ruolo degli insediamenti e delle caratteristiche del paesaggio circostante (matrice) sulla diffusione di specie alloctone nelle foreste (Gonzàlez-Moreno et al. 2013a,b).
Lo scopo del presente studio, che è parte di una tesi di dottorato in botanica condotta all'Università di Basilea, era di valutare gli effetti della vicinanza degli insediamenti umani sull'abbondanza di specie vegetali alloctone nelle foreste situate in due regioni distinte della Svizzera, una nella sua parte meridionale (regione di Lugano) e una nella parte nordoccidentale (regione di Basilea). La Svizzera meridionale ha una lunga storia di introduzioni di piante alloctone, come si evince ad esempio dalle pagine di Schröter (1936), è esposta a una pressione più elevata sia dai giardini, che ospitano tendenzialmente più specie alloctone, sia dall'area mediterranea, e ha un clima invernale più mite rispetto alla Svizzera nordoccidentale (tale differenza climatica può favorire le specie termofile o comunque più sensibili alla temperatura). Per questi motivi ci si aspetta una maggiore frequenza di piante alloctone nelle foreste vicine agli insediamenti nella Svizzera meridionale rispetto a quella nordoccidentale. In particolare si ipotizza che: a) Il numero e la percentuale di specie alloctone sono maggiori nelle foreste della Svizzera meridionale rispetto alla Svizzera nordoccidentale; b) La vicinanza agli insediamenti e la composizione del paesaggio circostante influenzano il numero e la percentuale di specie alloctone presenti nelle foreste; c) Il numero e l'abbondanza di piante alloctone nelle foreste situate in prossimità degli insediamenti umani sono più alti al margine e diminuiscono verso l'interno della foresta.
Oltre a meglio conoscere le vie di diffusione delle piante alloctone negli ambienti naturali, è molto importante valutare e comprendere il loro impatto sulla biodiversità e sul funzionamento degli ecosistemi. Diversi studi hanno esaminato gli effetti delle piante alloctone (invasive) sulla biodiversità a livello epigeo, mentre l'impatto sulla diversità ipogea è stato molto spesso trascurato. La suddetta tesi di dottorato contiene, oltre allo studio già citato e oggetto del presente contributo, altri tre studi, che hanno lo scopo di esaminare gli effetti di una neofita invasiva, *Impatiens glandulifera* Royle (Balsamina ghiandolosa), a) sulle comunità di funghi e batteri del suolo, b) sulla crescita delle ife dei funghi delle ectomicorrize e c) sulla ricchezza di specie vegetali presenti a livello epigeo e ipogeo nelle foreste. Questi tre studi sono stati condotti nella Svizzera nordoccidentale (regione di Basilea), ma questa pianta annuale, originaria dell'Himalaya e introdotta in Europa nel 1839 a scopo ornamentale, è ben presente anche nel Canton Ticino sin dal 1936 (Jäggli 1936). In Svizzera la specie è presente quasi ovunque, fatta eccezione per le zone d'alta montagna. In Ticino è presente lungo i principali fiumi e nei fondovalle, in particolare del Sopraceneri. Sebbene *I. glandulifera* sia tipicamente legata ai margini dei fiumi, da circa 20 anni or sono ha iniziato a diffondersi nelle foreste. Questo fenomeno è stato osservato in tutta l'Europa Centrale ed è in accelerazione (Čuda et al. 2020). Ciò dimostra un'ampia tolleranza ambientale della specie.
I risultati di questi tre studi sugli effetti di *I. glandulifera* nelle foreste sono presentati sotto forma di sintesi alla fine dell'articolo (v. "Sintesi degli altri temi trattati").

MATERIALI E METODI

Superfici di studio

Lo studio è stato condotto in 15 foreste di latifoglie situate in due regioni della Svizzera, sette nella regione di Lugano (Svizzera meridionale (Ticino); località

Figura 1: Esempi di una superficie di studio adiacente agli insediamenti (sinistra) e della corrispondente superficie di controllo, lontana dagli insediamenti e vicina a un prato (destra) (foto: L. Gaggini).

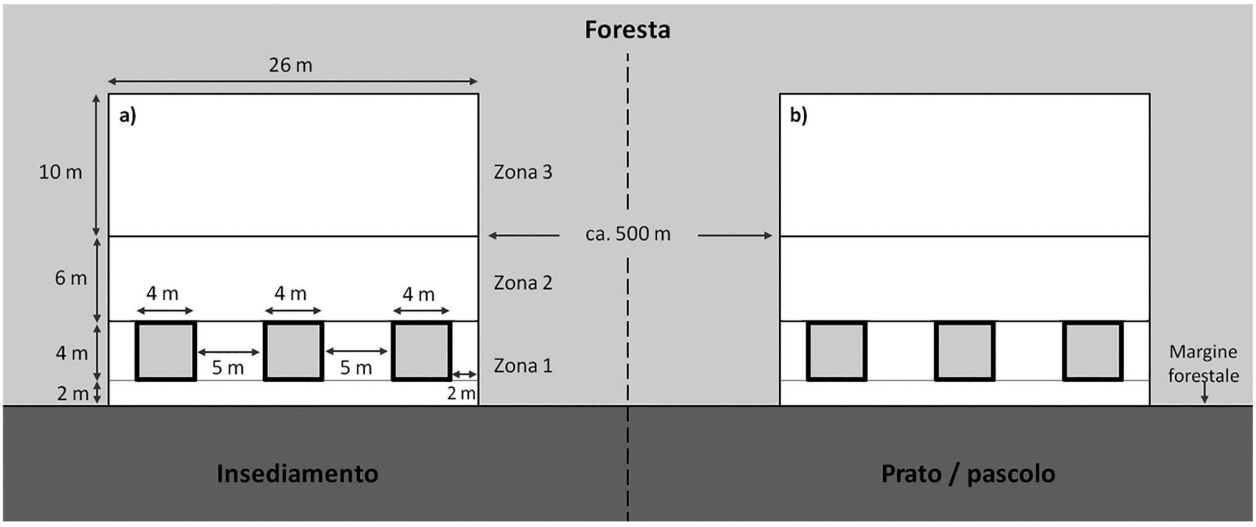

Figura 2: Design sperimentale per esaminare il ruolo degli insediamenti sulla diffusione di piante alloctone nelle foreste. (a) Superficie di studio adiacente agli insediamenti, (b) Superficie di controllo, lontana dagli insediamenti e adiacente a un prato o a un pascolo.

di Arasio, Breganzona, Carabbia, Lamone, Pazzallo, Ponte Capriasca, Vezia) e otto nella regione di Basilea (Svizzera nordoccidentale; località di Biel-Benken BL, Hofstetten SO, Liestal BL, Münchenstein BL, Oberwil BL, Pratteln BL, Reinach BL, Therwil BL). Le due regioni sono situate a 200 km di distanza. In entrambe, le foreste selezionate erano situate in un'area di 5 km x 15 km e nel piano altitudinale collinare, tra i 313 e i 536 m s.l.m. In ogni regione, le foreste avevano una distanza minima tra loro di 800 m.

Per esaminare gli effetti della prossimità agli insediamenti sulla presenza e l'abbondanza di specie alloctone, in ogni foresta sono state definite due superfici di studio (Fig. 1), una adiacente agli insediamenti, l'altra vicino a un prato o a un pascolo e lontana dagli insediamenti (controllo). Le superfici adiacenti agli insediamenti avevano una distanza di 200-960 m (media 500 m) dalla superficie di controllo. In ogni regione, le superfici adiacenti agli insediamenti e le rispettive superfici di controllo avevano caratteristiche pedologiche, altitudinali, di pendenza e forestali simili.

In ogni superficie di studio è stata definita in modo casuale un'area di 26 m x 22 m, suddivisa in tre zone (Fig. 2). La zona n° 1 adiacente al margine della foresta, larga 6 m, era seguita dalla zona n° 2, larga 6 m, e dalla zona n° 3, larga 10 m. Tre quadrati di studio (4 m x 4 m) sono stati installati in fila nella zona 1, con una distanza di 5 m tra loro e una distanza di 2 m dal margine della foresta (Fig. 2).

Rilievi della vegetazione

La composizione di specie vegetali è stata determinata su due livelli differenti (quadrati e zone). A livello dei quadrati, il numero e l'abbondanza di specie di piante indigene ed esotiche sono stati determinati all'interno dei tre quadrati di 4x4 m. Sono state determinate tutte le specie di piante nello strato erbaceo (piante erbacee e legnose alte fino a 40 cm) e nello strato arbustivo (piante legnose con un'altezza tra i 40 cm e i 2.5 m), sono state stimate (precisione 5%) la copertura totale della vegetazione, della lettiera, del legno morto e del suolo nudo ed è stata misurata la circonferenza (cm) degli alberi all'altezza del petto. Limitandosi a esaminare la vegetazione all'interno dei soli quadrati, alcune specie alloctone rischierebbero di non essere rilevate, dal momento che molte di esse sono distribuite in modo irregolare e non uniforme nelle foreste. Per questo motivo, oltre ai quadrati sono state esaminate in ogni superficie di studio anche le tre zone, registrando il numero e l'abbondanza di specie alloctone, sia nello strato erbaceo, sia nello strato arbustivo. La loro abbondanza è stata classificata in cinque gruppi (1–5 / 6–10 / 11–50 / 51–100 / >200 individui). Questi rilievi a livello delle zone permettono anche di valutare gli effetti della distanza dal margine della foresta sull'abbondanza di piante alloctone. Sono pure state rilevate la composizione e l'abbondanza delle specie, così come la circonferenza degli alberi presenti nelle tre zone.

Le specie sono state identificate e classificate come indigene o alloctone sulla base di Fitschen (2007) e Lauber et al. (2012). I rilievi della vegetazione sono stati eseguiti tra aprile e settembre 2014, una volta in primavera e una in autunno.

Caratteristiche del suolo

Per determinare le caratteristiche del suolo nelle superfici di studio, tra agosto e settembre 2014 sono stati prelevati 5 campioni in ogni zona di ciascuna superficie di studio utilizzando un cilindro di metallo (profondità 5 cm, diametro 5 cm, volume 100 cm^3). I campioni di terreno ottenuti in ogni zona sono stati uniti, per un totale di 90 campioni (3 zone x 15 località x 2 superfici di studio). I campioni di terreno sono stati setacciati (maglia: 2 mm) ed essiccati per 48 h a 50°C. L'umidità (%) è stata determinata utilizzando il rapporto tra peso fresco e peso secco, il pH è stato determinato in acqua distillata (1:2.5 suolo:acqua), e il contenuto totale di materia organica (%) è stato determinato essiccando il suolo a 750°C per 16 h.

Caratteristiche del paesaggio

Per ogni superficie di studio è stata determinata la distanza dalla strada più vicina (in m) e, tramite fotografie aeree, sono state determinate le percentuali di

copertura di foreste, terreni agricoli, infrastrutture stradali, edifici e giardini in un raggio di 100 m attorno ad ogni superficie di studio, con l'ausilio della funzione di conteggio dei pixel di Adobe Photoshop, versione 10.0.1 (precisione 1%).

Analisi dei dati

Le analisi statistiche sono state eseguite con il software *R* (R Foundation for Statistical Computing 2014, versione 3.1.2). I dati delle due regioni di studio sono stati analizzati separatamente. Per analizzare l'effetto della prossimità agli insediamenti e delle caratteristiche dei quadrati di studio sul numero totale di specie e sul numero e percentuale di specie alloctone sono stati utilizzati dei *linear mixed-effect models* (LME). Onde evitare la pseudoreplicazione, la prossimità agli insediamenti è stata annidata nella località e inclusa come fattore fisso, mentre i quadrati di studio sono stati annidati nelle superfici di studio come fattore casuale. Le caratteristiche dei quadrati di studio sono state incluse come cofattori. Tre caratteristiche dei quadrati sono state escluse poiché intercorrelate. Le caratteristiche del suolo non sono state incluse nei modelli perché non differivano tra le superfici adiacenti agli insediamenti e le superfici di controllo in entrambe le regioni.

Siccome le caratteristiche del paesaggio differivano tra le superfici adiacenti agli insediamenti e le superfici di controllo (*Principal Components Analysis*; dati non pubblicati), per analizzare i loro effetti sulla ricchezza di specie a livello dei quadrati di studio sono stati utilizzati modelli LME separati. I quadrati di studio sono stati annidati nelle superfici di studio, quest'ultime annidate nella località, ed entrambi inclusi come fattori casuali, mentre le caratteristiche del paesaggio sono state incluse come cofattori. Tre caratteristiche del paesaggio sono state escluse dai modelli poiché intercorrelate.

A livello di superficie di studio, sono state condotte delle analisi LME simili per studiare gli effetti delle caratteristiche del paesaggio sull'abbondanza di specie alloctone nelle tre zone. Per il numero di individui di piante alloctone sono stati utilizzati i valori mediani. Le superfici di studio sono state annidate nella località e incluse come fattori casuali, mentre le caratteristiche del paesaggio sono state incluse come cofattori. Dato che le analisi LME condotte a livello di superficie di studio hanno dato risultati simili alle analisi a livello dei quadrati, vengono presentati solo i risultati a livello dei quadrati di studio.

Per valutare se la distanza dal margine della foresta influenzi il numero e l'abbondanza di specie alloctone nelle foreste sono stati utilizzati dei *generalized linear models* (GLM) *with quasi-Poisson distributed errors*. La prossimità agli insediamenti (annidata nella località) e le zone sono state incluse come fattori fissi, mentre l'area basale degli alberi come cofattore. Tutti i modelli sono stati ridotti progressivamente (Crawley 2007).

Tutte le analisi statistiche sono state condotte sia per lo strato erbaceo, sia per lo strato arbustivo.

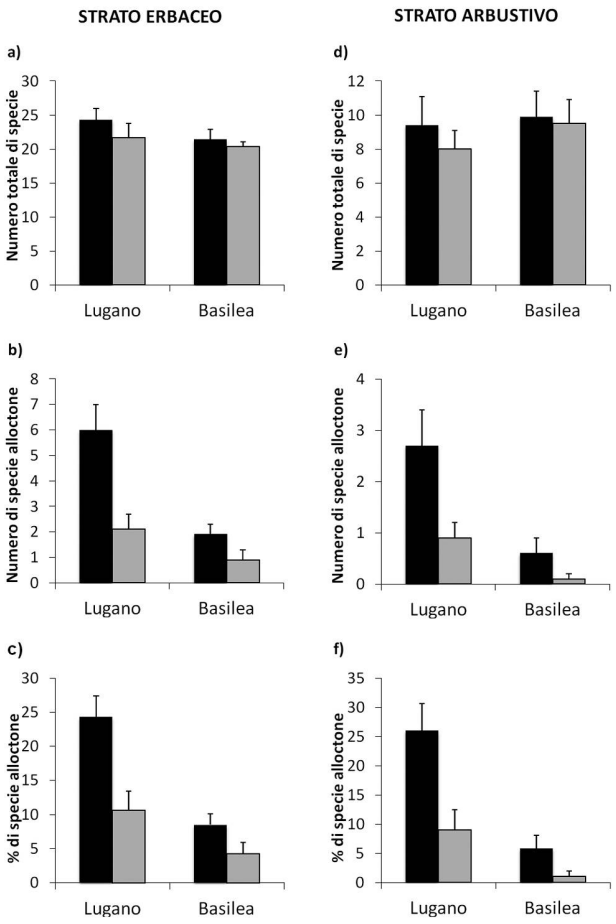

Figura 3: Numero totale di specie (a, d), numero di specie alloctone (b, e) e percentuale di specie alloctone (c, f) rilevate nello strato erbaceo (a, b, c) e nello strato arbustivo (d, e, f,) nelle superfici di studio adiacenti agli insediamenti (nero) e nelle superfici di controllo lontane dagli insediamenti (grigio) nelle regioni di Lugano (N = 7+7) e Basilea (N = 8+8). Valori medi ± Errore Standard.

RISULTATI

Ricchezza di specie

Regione di Lugano

Nell'insieme delle superfici di studio nella Svizzera meridionale, nello strato erbaceo sono state rilevate 102 specie di piante, di cui 79 (77.5%) nelle superfici adiacenti agli insediamenti (I) e 69 (67.6%) nelle superfici di controllo lontane dagli insediamenti (C). In totale, 25 specie (24.5%) erano alloctone (I: 22, C: 12). Nello strato arbustivo sono state rilevate 44 specie (I: 30, C: 29), di cui 14 (31.8%) erano alloctone (I: 12, C: 4).

Regione di Basilea

Nella Svizzera nordoccidentale sono state rilevate 72 specie vegetali nello strato erbaceo, di cui 63 (87.5%) nelle superfici adiacenti agli insediamenti, e 52 (72.2%) nelle superfici di controllo. In totale, 12 specie (16.7%) erano alloctone (I: 10, C: 6). Delle 30 specie rilevate nello strato arbustivo (I: 24, C: 24), 5 (16.7%) erano alloctone (I: 4, C: 1).

Le due regioni di studio avevano in comune 39 specie.

Tabella 1: Riassunto analisi LME (*linear mixed-effect model*) sugli effetti della prossimità agli insediamenti sul numero totale di specie vegetali, sul numero di specie alloctone e sulla percentuale di specie alloctone rilevate nello strato erbaceo (a) e nello strato arbustivo (b) nelle superfici di studio della regione di Lugano (N = 7+7). I dati sono stati analizzati a livello dei quadrati di studio ("–": Escluso dal modello dopo riduzione progressiva).

	Numero totale di specie	Numero di specie alloctone	Percentuale di specie alloctone
(a) Strato erbaceo			
Località	$F_{6,21}$ = 3.41, **P = 0.017**	$F_{6,23}$ = 4.42, **P = 0.004**	$F_{6,23}$ = 4.61, **P = 0.003**
Prossimità agli insediamenti	$F_{7,21}$ = 3.32, **P = 0.015**	$F_{7,23}$ = 9.87, **P < 0.001**	$F_{7,23}$ = 11.02, **P < 0.001**
Copertura vegetazione (%)	$F_{1,21}$ = 1.65 P = 0.212	–	–
Area basale alberi (m^2)	$F_{1,21}$ = 2.48, P = 0.130	–	–
(b) Strato arbustivo			
Località	$F_{6,23}$ = 6.08, **P = 0.001**	$F_{6,22}$ = 3.92, **P = 0.008**	$F_{6,22}$ = 2.95, **P = 0.029**
Prossimità agli insediamenti	$F_{7,23}$ = 2.32, P = 0.060	$F_{7,22}$ = 3.51, **P = 0.011**	$F_{7,22}$ = 3.41, **P = 0.013**
Copertura vegetazione (%)	–	$F_{1,22}$ = 1.98, P = 0.174	$F_{1,22}$ = 3.62, P = 0.070
Area basale alberi (m^2)	–	–	–

Tabella 2: Riassunto analisi LME (*linear mixed-effect model*) sugli effetti della prossimità agli insediamenti sul numero totale di specie vegetali, sul numero di specie alloctone e sulla percentuale di specie alloctone rilevate nello strato erbaceo (a) e nello strato arbustivo (b) nelle superfici di studio della regione di Basilea (N = 8+8). I dati sono stati analizzati a livello dei quadrati di studio ("–": Escluso dal modello dopo riduzione progressiva).

	Numero totale di specie	Numero di specie alloctone	Percentuale di specie alloctone
(a) Strato erbaceo			
Località	$F_{7,27}$ = 0.94, P = 0.491	$F_{7,27}$ = 3.37, **P = 0.010**	$F_{7,27}$ = 1.21, P = 0.332
Prossimità agli insediamenti	$F_{8,27}$ = 1.91, P = 0.099	$F_{8,27}$ = 5.93, **P < 0.001**	$F_{8,27}$ = 2.95, **P = 0.017**
Copertura vegetazione (%)	–	–	–
Area basale alberi (m^2)	–	–	–
(b) Strato arbustivo			
Località	$F_{7,25}$ = 13.16, **P < 0.001**	$F_{7,26}$ = 0.91, P = 0.513	$F_{7,26}$ = 0.77, P = 0.615
Prossimità agli insediamenti	$F_{8,25}$ = 3.32, **P = 0.010**	$F_{8,26}$ = 1.42, P = 0.237	$F_{8,26}$ = 1.12, P = 0.385
Copertura vegetazione (%)	$F_{1,25}$ = 11.02, **P = 0.003**	$F_{1,26}$ = 2.76, P = 0.108	$F_{1,26}$ = 4.12, P = 0.053
Area basale alberi (m^2)	$F_{1,25}$ = 6.95, **P = 0.014**	–	–

Specie alloctone più frequenti e loro caratteristiche

Le specie alloctone rilevate più frequentemente sono state *Prunus laurocerasus* (in 10 superfici di studio, in entrambe le regioni), *Lamium galeobdolon* subsp. *argentatum* (8 superfici di studio, in entrambi le regioni), e *Trachycarpus fortunei* (8 superfici di studio, nella regione di Lugano); cinque sono catalogate in Svizzera nella lista nera (InfoFlora 2014) come specie invasive (*Ailanthus altissima*, *Prunus laurocerasus*, *Prunus serotina*, *Robinia pseudoacacia*, *Trachycarpus fortunei*) e due nella watch list delle specie da sorvegliare (*Impatiens balfourii*, *Phytolacca americana*). Delle 42 specie rilevate in totale, 11 erano specie arboree, 16 arbustive o rampicanti e 15 erbacee.

Effetti della prossimità agli insediamenti

Regione di Lugano

Nella regione di Lugano il numero totale di specie, così come il numero e la percentuale di specie alloctone, erano più alti nelle foreste adiacenti agli insediamenti rispetto alle foreste lontane dagli insediamenti (controlli). Ciò vale sia per lo strato erbaceo, sia per lo strato arbustivo (Fig. 3; Tab. 1).

Regione di Basilea

Nella regione di Basilea il numero totale di specie nello strato erbaceo non era influenzato dalla vicinanza agli insediamenti (Fig. 3; Tab. 2). Invece, il numero e la percentuale di specie alloctone erano più alti nelle foreste adiacenti agli insediamenti rispetto alle foreste lontane dagli insediamenti (Fig. 3; Tab. 2). Per quanto riguarda lo strato arbustivo, la ricchezza di specie era influenzata dalla vicinanza agli insediamenti. Essa era più alta nei quadrati di studio con una maggiore copertura della vegetazione (correlazione per ranghi di Spearman: r_s = 0.44, N = 16, P = 0.002) ed era influenzata dall'area basale degli alberi, un indicatore della disponibilità di luce (Fig. 3; Tab. 2).

Effetti della composizione del paesaggio circostante

Regione di Lugano

Nella regione di Lugano il numero totale di specie nello strato erbaceo era influenzato dalla percentuale di infrastrutture stradali nelle vicinanze (Tab. 3). Inoltre, sia il numero, sia la percentuale di specie alloctone nello strato erbaceo erano più alti vicino alle strade e

nelle foreste circondate da un'alta percentuale di giardini (Tab. 3). Nello strato arbustivo, sia il numero, sia la percentuale di specie alloctone erano più alti nelle foreste circondate da un'alta percentuale di giardini (Tab. 3).

Regione di Basilea
Nella regione di Basilea, il numero e la percentuale di specie alloctone nello strato erbaceo erano influenzati dalla percentuale di foreste nelle vicinanze (Tab. 4). Inoltre, sia il numero, sia la percentuale di specie alloctone erano più alti in foreste circondate da un'alta percentuale di infrastrutture stradali (Tab. 4). Al contrario, il numero totale di specie non era influenzato da nessuna delle caratteristiche del paesaggio circostante (Tab. 4). Nello strato arbustivo, il numero totale di specie era più alto nel caso in cui un'alta percentuale di foreste circondava la superficie di studio (Tab. 4).

Effetti della distanza dal margine boschivo
Regione di Lugano
Nella regione di Lugano, sia il numero di individui di piante alloctone, sia il numero di specie alloctone nello strato erbaceo erano più alti in prossimità degli insediamenti e del margine boschivo, ed erano influenzati dall'area basale degli alberi (Fig. 4; Tab. 5). Risultati simili sono stati rilevati per lo strato arbustivo (Tab. 5).

Regione di Basilea
Per quanto riguarda gli effetti della distanza dal margine boschivo sul numero di individui e di specie alloctone, nella regione di Basilea si sono riscontrati risultati simili alla regione di Lugano (Fig. 4; Tab. 6).

Tabella 3: Riassunto analisi LME (*linear mixed-effect model*) sugli effetti delle caratteristiche del paesaggio circostante sul numero totale di specie vegetali, sul numero di specie alloctone e sulla percentuale di specie alloctone rilevate nello strato erbaceo (a) e nello strato arbustivo (b) nelle superfici di studio della regione di Lugano (N = 7+7). I dati sono stati analizzati a livello dei quadrati di studio ("–": Escluso dal modello dopo riduzione progressiva).

	Numero totale di specie	**Numero di specie alloctone**	**Percentuale di specie alloctone**
(a) Strato erbaceo			
Distanza dalla strada più vicina (m)	–	$F_{1,33}$ = 16.29, **P < 0.001**	$F_{1,33}$ = 22.31, **P < 0.001**
Copertura foreste (%)	–	$F_{1,33}$ = 2.10, P = 0.157	$F_{1,33}$ = 2.04, P = 0.163
Copertura infrastrutture stradali (%)	$F_{1,35}$ = 4.39, **P = 0.043**	–	–
Copertura giardini (%)	–	$F_{1,33}$ = 10.61, **P = 0.003**	$F_{1,33}$ = 7.72, **P = 0.009**
(b) Strato arbustivo			
Distanza dalla strada più vicina (m)	$F_{1,34}$ = 1.64, P = 0.210	$F_{1,34}$ = 1.91, P = 0.175	$F_{1,33}$ = 1.79, P = 0.190
Copertura foreste (%)	–	–	$F_{1,33}$ = 1.39, P = 0.248
Copertura infrastrutture stradali (%)	–	–	–
Copertura giardini (%)	$F_{1,34}$ = 2.14, P = 0.152	$F_{1,34}$ = 10.98, **P = 0.002**	$F_{1,33}$ = 6.99, **P = 0.012**

Tabella 4: Riassunto analisi LME (*linear mixed-effect model*) sugli effetti delle caratteristiche del paesaggio circostante sul numero totale di specie vegetali, sul numero di specie alloctone e sulla percentuale di specie alloctone rilevate nello strato erbaceo (a) e nello strato arbustivo (b) nelle superfici di studio della regione di Basilea (N = 8+8). I dati sono stati analizzati a livello dei quadrati di studio ("–": Escluso dal modello dopo riduzione progressiva).

	Numero totale di specie	**Numero di specie alloctone**	**Percentuale di specie alloctone**
(a) Strato erbaceo			
Distanza dalla strada più vicina (m)	$F_{1,41}$ = 1.41, P = 0.242	–	–
Copertura foreste (%)	–	$F_{1,39}$ = 5.93, **P = 0.020**	$F_{1,39}$ = 4.32, **P = 0.044**
Copertura infrastrutture stradali (%)	–	$F_{1,39}$ = 7.65, **P = 0.009**	$F_{1,39}$ = 6.59, **P = 0.014**
Copertura giardini (%)	–	$F_{1,39}$ = 2.62, P = 0.114	$F_{1,39}$ = 1.04, P = 0.314
(b) Strato arbustivo			
Distanza dalla strada più vicina (m)	–	–	$F_{1,40}$ = 1.05, P = 0.311
Copertura foreste (%)	$F_{1,41}$ = 12.22, **P = 0.001**	$F_{1,40}$ = 1.07, P = 0.306	–
Copertura infrastrutture stradali (%)	–	$F_{1,40}$ = 3.52, P = 0.068	$F_{1,40}$ = 2.16, P = 0.149
Copertura giardini (%)	–	–	–

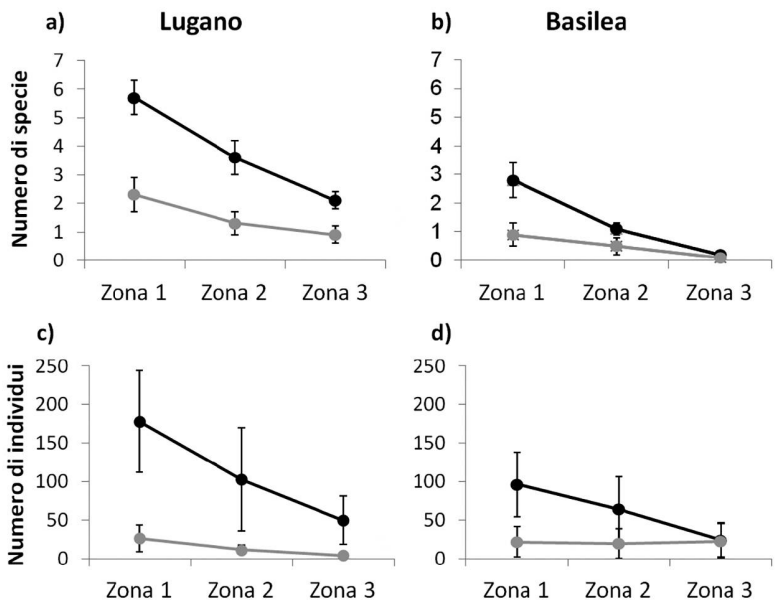

Figura 4: Numero di specie alloctone (a, b) e di individui di piante alloctone (c, d) nello strato erbaceo delle superfici di studio adiacenti agli insediamenti (nero) e delle superfici di controllo lontane dagli insediamenti (grigio) nelle regioni di Lugano (a, c) e Basilea (b, d). Valori medi ± Errore Standard. La zona 1 è posta al margine forestale, mentre la zona 3 è nella parte più interna della foresta. I numeri sono valori medi su un'area di 156 m² (i valori della zona 3 sono stati relazionati alla grandezza delle zone 1 e 2). Nello strato arbustivo si sono riscontrati risultati simili (dati non pubblicati).

Tabella 5: Riassunto analisi GLM (*generalized linear model*) sugli effetti della prossimità agli insediamenti e della distanza dal margine della foresta sul numero di individui e sul numero di specie alloctone nello strato erbaceo (a) e nello strato arbustivo (b) nelle superfici di studio della regione di Lugano (N = 7+7). I dati sono stati analizzati a livello delle zone (tre zone per ogni superficie di studio).

	Numero di individui di piante alloctone	**Numero di specie alloctone**
(a) Strato erbaceo		
Località	$F_{6,35} = 23.63$, **P < 0.001**	$F_{6,35} = 4.87$, **P = 0.002**
Prossimità agli insediamenti	$F_{7,25} = 20.19$, **P < 0.001**	$F_{7,25} = 8.09$, **P < 0.001**
Distanza dal margine (zona)	$F_{2,33} = 22.13$, **P < 0.001**	$F_{2,33} = 22.97$, **P = 0.003**
Area basale alberi (m²)	$F_{1,32} = 27.64$, **P < 0.001**	$F_{1,32} = 10.98$, **P < 0.001**
(b) Strato arbustivo		
Località	$F_{6,35} = 5.45$, **P = 0.001**	$F_{6,35} = 4.45$, **P = 0.003**
Prossimità agli insediamenti	$F_{7,25} = 11.28$, **P < 0.001**	$F_{7,25} = 4.04$, **P = 0.004**
Distanza dal margine (zona)	$F_{2,33} = 8.05$, **P = 0.002**	$F_{2,33} = 17.21$, **P < 0.001**
Area basale alberi (m²)	$F_{1,32} = 14.27$, **P < 0.001**	$F_{1,32} = 5.03$, **P = 0.034**

Tabella 6: Riassunto analisi GLM (*generalized linear model*) sugli effetti della prossimità agli insediamenti e della distanza dal margine della foresta sul numero di individui e sul numero di specie alloctone nello strato erbaceo (a) e nello strato arbustivo (b) nelle superfici di studio della regione di Basilea (N = 8+8). I dati sono stati analizzati a livello delle zone (tre zone per ogni superficie di studio) ("–": Escluso dal modello dopo riduzione progressiva).

	Numero di individui di piante alloctone	**Numero di specie alloctone**
(a) Strato erbaceo		
Località	$F_{7,40} = 15.81$, **P < 0.001**	$F_{7,40} = 3.51$, **P = 0.008**
Prossimità agli insediamenti	$F_{8,29} = 15.76$, **P < 0.001**	$F_{8,29} = 11.74$, **P < 0.001**
Distanza dal margine (zona)	$F_{2,38} = 6.67$, **P = 0.004**	$F_{2,38} = 45.56$, **P < 0.001**
Area basale alberi (m²)	$F_{1,37} = 16.70$, **P < 0.001**	$F_{1,37} = 10.38$, **P = 0.003**
(b) Strato arbustivo		
Località	$F_{7,40} = 12.05$, **P < 0.001**	$F_{7,40} = 15.16$, **P < 0.001**
Prossimità agli insediamenti	$F_{8,30} = 12.61$, **P < 0.001**	$F_{8,29} = 10.46$, **P < 0.001**
Distanza dal margine (zona)	$F_{2,38} = 27.18$, **P < 0.001**	$F_{2,38} = 33.52$, **P < 0.001**
Area basale alberi (m²)	–	$F_{1,37} = 3.53$, P = 0.070

DISCUSSIONE

Lo studio mostra come le foreste adiacenti agli insediamenti ospitino un numero più alto di specie alloctone rispetto alle foreste lontane dagli insediamenti. Questo effetto è stato riscontrato in entrambe le regioni di studio. L'abbondanza di piante alloctone è influenzata da fattori quali le infrastrutture stradali e la percentuale di giardini nelle vicinanze. Inoltre, il numero e l'abbondanza di piante alloctone diminuisce dal margine forestale verso l'interno della foresta. Gli effetti della vicinanza agli insediamenti sulla presenza di piante alloctone sono più marcati nella Svizzera meridionale rispetto alla Svizzera nordoccidentale.

Effetti della prossimità agli insediamenti

Anche altri studi condotti in Nuova Zelanda (Sullivan et al. 2005), Nordamerica (Kuhman et al. 2010) e Spagna (Gonzalez-Moreno et al. 2013b) hanno mostrato come la prossimità agli insediamenti influenzi la ricchezza e l'abbondanza di specie alloctone nelle foreste. Ciò può essere spiegato dal fatto che i giardini sono una fonte di piante esotiche (Sullivan et al. 2005; Marco et al. 2008). A ciò si aggiunge l'effetto di disturbo causato dalle strade, dagli insediamenti e dalle attività ricreative di chi abita nelle vicinanze, che promuovono la diffusione di specie alloctone nelle foreste (Gavier-Pizarro et al. 2010; McWilliam et al. 2010).

Effetti della composizione del paesaggio circostante

La maggiore ricchezza di specie alloctone nelle foreste vicine alle strade può essere spiegata dal fatto che le strade sono un fattore di disturbo, creano nuovi margini e frammentano le aree naturali (Allen et al. 2013). Le strade possono fungere da corridoi per la diffusione di specie alloctone e facilitano così la loro espansione nelle foreste (Vakhlamova et al. 2016). I veicoli giocano un ruolo importante nella diffusione di semi delle piante alloctone (Von der Lippe et al. 2005). Questi effetti aumentano, laddove la copertura delle infrastrutture stradali attorno alle superfici di studio è maggiore.

Nella regione di Lugano, la ricchezza e l'abbondanza di specie alloctone nelle foreste erano positivamente influenzate dalla percentuale di giardini nelle vicinanze: ciò può essere spiegato dall'enorme varietà di piante ornamentali esotiche presenti nei giardini, che li rendono un'importante fonte di neofite (Marco et al. 2008).

Effetti della distanza dal margine boschivo

Questo studio ha mostrato come il numero e l'abbondanza di piante alloctone diminuiscano dal margine verso l'interno della foresta nelle superfici adiacenti agli insediamenti, supportando i risultati di studi precedenti (Honnay et al. 2002; Vilà & Ibanez 2011). Elementi di disturbo che possono favorire la diffusione di specie alloctone (p. es. attività ricreative, depositi di rifiuti da giardino, accesso alle foreste da parte dei residenti) si concentrano perlopiù nei margini forestali, più che essere distribuiti uniformemente in tutta la foresta.

Differenze tra strato erbaceo e arbustivo

Tra le specie alloctone rilevate più frequentemente in entrambe le regioni di studio v'erano soprattutto specie arboree e arbustive. Come osservato da Smith et al. (2006), la maggior parte degli arbusti coltivati nei giardini appartengono a specie alloctone. Arbusti e alberi producono maggiori quantità di biomassa, che molto spesso vengono depositate illegalmente nelle foreste (Rusterholz et al. 2012). In effetti, nell'80% delle superfici di studio adiacenti agli insediamenti sono stati rilevati depositi illegali di rifiuti da giardino (dati non pubblicati). È inoltre interessante notare che i semi di molte delle piante alloctone rilevate nelle foreste adiacenti agli insediamenti vengono dispersi dal vento (es. *Acer pseudoplatanus* var. *purpurascens*, *Fraxinus potamophila*) o dagli uccelli (es. *Prunus laurocerasus*, *Trachycarpus fortunei*), due metodi di dispersione che permettono una disseminazione a distanze elevate.

Tra le piante alloctone rilevate vi sono numerose specie sempreverdi (*Ligustrum japonicum*, *Lonicera pileata*, *Mahonia aquifolium*, *Prunus laurocerasus*, *Trachycarpus fortunei*, *Viburnum rhytidophyllum*), che testimoniano un processo di laurofillizzazione (Walther 2000).

Differenze regionali

Il numero totale di specie rilevate nelle superfici di studio nella regione di Lugano era di 1.5 volte più alto rispetto alle superfici di studio nella regione di Basilea. Il numero di specie alloctone nella regione di Lugano era addirittura di 2 volte (nello strato erbaceo) e 3 volte (nello strato arbustivo) maggiore rispetto alla regione di Basilea. La maggiore ricchezza di specie alloctone nella regione di Lugano è caratteristica per la Svizzera meridionale (Schönenberger et al. 2014). Le foreste nella regione di Lugano sono state esposte alla pressione di piante alloctone per un periodo più lungo rispetto alla regione di Basilea, dove l'invasione è ancora in uno stadio iniziale. È interessante notare come il numero medio di specie alloctone trovate nelle foreste adiacenti agli insediamenti nella regione di Basilea sia pari al numero di specie alloctone trovate nelle foreste lontane dagli insediamenti nella regione di Lugano.

Queste differenze regionali possono essere spiegate dal clima più caldo e dagli inverni più miti nella Svizzera meridionale, che facilitano la diffusione e lo stabilirsi di piante ornamentali nelle foreste (Walther et al. 2001); ciò vale in particolare per le specie più sensibili alle temperature. Gli inverni miti sono infatti tra i principali fattori responsabili dei cambiamenti nella composizione dei vegetali nelle foreste (Carraro et al. 1999). I giardini privati nella Svizzera meridionale tendono ad ospitare un maggior numero di piante esotiche rispetto ai giardini della Svizzera nordoccidentale, rispecchiando la più lunga storia di introduzioni di piante esotiche nella Svizzera meridionale già illustrata da Schröter (1936). Tutto ciò potrebbe contribuire a spiegare il ben più avanzato processo di invasione nelle foreste della Svizzera meridionale.

La conoscenza derivante dall'invasione più avanzata nella Svizzera meridionale può fornire una base per sviluppare dei piani di gestione e prevenzione nella

Svizzera settentrionale, dove l'attuale riscaldamento climatico porterà verosimilmente a un aumento di piante alloctone.

SINTESI DEGLI ALTRI TEMI TRATTATI

Effetti dell'*Impatiens glandulifera* sulla diversità di funghi e batteri del suolo nelle foreste

Oltre a meglio conoscere le vie di diffusione delle neofite negli ambienti naturali, è altrettanto importante valutare e comprendere il loro impatto sulla biodiversità e sul funzionamento degli ecosistemi. Diversi studi hanno esaminato gli effetti delle neofite invasive sulla biodiversità a livello epigeo, mentre l'impatto sulla diversità ipogea e il suo ruolo per il funzionamento degli ecosistemi sono stati spesso trascurati. Per questo motivo, lo scopo del secondo studio era di determinare gli effetti di una neofita invasiva, *Impatiens glandulifera* (Balsamina ghiandolosa), sulle comunità di funghi e batteri del suolo nelle foreste. Per farlo sono stati raccolti campioni di terra in foreste colonizzate da *I. glandulifera* e in foreste dove essa era assente. Con l'ausilio di analisi genetiche (T-RFLP: *terminal restriction fragment length polymorphism*) sono state determinate la diversità e la composizione delle comunità fungine ipogee. Inoltre, è stata analizzata l'attività dei batteri nel suolo con la tecnica delle 'Biolog Ecoplates'. Le foreste colonizzate da *I. glandulifera* erano caratterizzate da una più alta diversità di specie e da una composizione alterata delle comunità fungine del suolo. L'attività dei batteri nel suolo in presenza della neofita era più bassa in primavera. Questi possono essere effetti indiretti dell'alterazione delle proprietà del suolo indotte dalla pianta, combinate con il rilascio di una sostanza allelopatica (naftochinone) nel suolo. Tutto questo può avere conseguenze sulla decomposizione e sul ciclo di sostanze nutritive nelle foreste.

Effetti dell'*I. glandulifera* sulla crescita dei funghi della micorriza nelle foreste

I funghi del suolo adempiono svariate funzioni dell'ecosistema. In particolare, i funghi delle micorrize sviluppano delle relazioni mutualistiche con le radici della maggior parte delle piante, giocando un ruolo fondamentale per l'assorbimento di acqua e sali minerali dal suolo, nonché per la diversità delle comunità vegetali e per il funzionamento dell'ecosistema boschivo. Il terzo studio aveva lo scopo di analizzare gli effetti di *I. glandulifera* sulla crescita delle ife dei funghi delle ectomicorrize, sulla loro diversità genetica e sulla diversità degli altri funghi del suolo nelle foreste. A tale scopo sono stati definiti sul campo dei transetti lunghi 3 metri, posti al margine di popolamenti di *I. glandulifera* (1.5 metri all'interno e 1.5 metri all'esterno). Lungo ognuno di questi transetti sono stati sotterrati 15 sacchetti riempiti di sabbia che permettevano unicamente la crescita di ife fungine al loro interno (*ingrowth mesh bags*). Oltre a determinare la lunghezza delle ife fungine allo stereomicroscopio, la loro diversità genetica è stata analizzata tramite analisi T-RFLP. La presenza di *I. glandulifera* ha ridotto drasticamente (dal 30% all'80%) la crescita delle ife fungine e modificato la composizione delle comunità dei funghi del suolo, senza però alterarne la diversità. Ciò può avere effetti negativi sul ciclo delle sostanze nutritive e sulla stabilità del suolo.

Effetti dell'*I. glandulifera* sulla diversità di piante a livello epigeo e ipogeo nelle foreste

Trascurando il fatto che gran parte degli ecosistemi ha più del 50% della biomassa vegetale sotto terra, la maggior parte degli studi che ha investigato gli effetti delle neofite invasive sulla diversità di specie vegetali si è concentrata sulla vegetazione epigea. Lo scopo del quarto studio era di esaminare gli effetti di *I. glandulifera* sulla ricchezza di specie vegetali presenti nello strato ipogeo nelle foreste. Sono stati delimitati dei quadrati di studio sia in foreste colonizzate sia in foreste non colonizzate da *I. glandulifera*. In ciascun quadrato sono stati condotti dei rilevamenti della vegetazione per determinare la diversità di specie a livello epigeo. Per determinare la ricchezza ipogea di specie sono stati raccolti dei campioni di radici, che sono stati analizzati tramite analisi genetica FAFLP (*fluorescent amplified fragment length polymorphism*) basata su due regioni del DNA dei cloroplasti. Nelle foreste colonizzate da *I. glandulifera* è stata riscontrata una riduzione del 30% nel numero di specie vegetali a livello epigeo rispetto a foreste dove la neofita era assente, mentre nello strato ipogeo il numero di specie è risultato invariato, indipendentemente dalla presenza di *I. glandulifera*. La composizione della comunità vegetale differiva tra foreste invase e non invase, sia a livello epigeo sia a livello ipogeo. Molte geofite e specie arboree sono state rilevate a livello ipogeo ma non a livello epigeo nelle foreste invase. La biomassa delle radici era fortemente ridotta (dal 35% al 55%) nelle foreste invase da *I. glandulifera*, e questo può influenzare negativamente la stabilità del suolo e la produttività delle foreste. Questi risultati mostrano come l'impatto di una pianta invasiva possa differire tra le comunità vegetali ipogee e epigee.

CONCLUSIONE

Le foreste coprono approssimativamente un terzo del territorio europeo e forniscono importanti servizi ecosistemici. Negli ultimi decenni, sempre più specie alloctone hanno invaso le foreste dell'Europa centrale. Le piante alloctone possono rappresentare una minaccia per la biodiversità e il funzionamento degli ecosistemi. Questo studio documenta il ruolo fondamentale degli insediamenti umani e della composizione del paesaggio circostante nella diffusione di piante alloctone nelle foreste. Con la crescente urbanizzazione e il riscaldamento climatico, la diffusione di specie alloctone nelle foreste tenderà ad aumentare in futuro. Le foreste vicino ai centri abitati sono più vulnerabili. È importante dunque favorire la vegetazione indigena nei giardini e, laddove si coltivino piante esotiche, dare la preferenza a specie che non abbiano il potenziale di diffondersi negli ambienti naturali.

Sull'esempio di *I. glandulifera*, e concentrandosi sulla biodiversità ipogea, si è dimostrato inoltre come una neofita invasiva annuale abbia il potenziale di alterare le comunità di piante, funghi e batteri nel suolo. Conseguentemente, i servizi e le funzioni dell'ecosistema nelle foreste invase, come ad esempio il ciclo delle sostanze nutritive, la produttività e la stabilità del suolo, possono essere alterati. La rimozione di popolamenti esistenti di *I. glandulifera* e la prevenzione di una sua ulteriore diffusione sono importanti premesse per proteggere la diversità di specie indigene e il funzionamento degli ecosistemi boschivi.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano D. Binggeli, P. Gaggini, R. Gaggini-Melliger, M. Plag, R. Schneider, H. Tan e A. Leoni-Tavoli per l'assistenza sul campo e in laboratorio, e i revisori per l'attenta rilettura del manoscritto.

REFERENZE BIBLIOGRAFICHE

Allen J.M., Leininger T.J., Hurd J.D., Gelfand A.E. & Silander J.A. 2013. Socioeconomics drive woody invasive plant richness in New England, USA, through forest fragmentation. Landscape Ecology, 28: 1671-1686.

Carraro G., Gianoni P. & Mossi R. 1999. Climatic influence on vegetation changes: a verification on regional scale of the Laurophyllisation. In: Klötzli F., Walther G.R. (eds.), Conference on recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to general global warming. Basel, Birkhäuser, pp. 31-51.

Crawley M.J. 2007. The R Book. Chichester, Wiley.

Čuda J., Skálová H. & Pyšek, P. 2020. Spread of *Impatiens glandulifera* from riparian habitats to forests and its associated impacts: insights from a new invasion. Weed Research, 60: 8-15.

Fitschen J. 2007. Gehölzflora. Wiebelsheim, Quelle and Meyer, 902 pp.

Gavier-Pizarro G.I., Radeloff V.C., Stewart S.I., Huebner C.D. & Keuler N.S. 2010. Rural housing is related to plant invasions in forests of southern Wisconsin, USA. Landscape Ecology, 25: 1505-1518.

González-Moreno P., Pino J., Carreras D., Basnou C., Fernández-Rebollar I. & Vilà M. 2013a. Quantifying the landscape influence on plant invasions in Mediterranean coastal habitats. Landscape Ecology, 28: 891-903.

González-Moreno P., Pino J., Gassó N. & Vilà M. 2013b. Landscape context modulates alien plant invasion in Mediterranean forest edges. Biological Invasions, 15: 547-557.

Honnay O., Verheyen K. & Hermy M. 2002. Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. Forest Ecology and Management, 161: 109-122.

Info Flora 2014. Lista Nera e Watch List 2014 (stato agosto 2014). https://www.infoflora.ch/it/neofite/liste-e-schede.html (ultima consultazione: 30.11.2020).

Jäggli M. 1936. Un'avventizia nuova nella flora ticinese: *Impatiens roylei* Waters. Bollettino della Società Ticinese di Scienze Naturali, 30-31: 31-33.

Kowarik I. 2010. Biologische Invasionen, Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, Eugen Ulmer KG, 492 pp.

Kuhman T.R., Pearson S.M. & Turner M.G. 2010. Effects of land-use history and the contemporary landscape on non-native plant invasion at local and regional scales in the forest-dominated southern Appalachians. Landscape Ecology, 25: 1433-1445.

Lambdon P., Pysek P., Basnou C., Hejda M., Arianoutsou M., Essl F., … & Hulme P.E. 2008. Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. Preslia, 80: 101-149.

Lauber K., Wagner G. & Gygax A. 2012. Flora Helvetica. Bern, Haupt, 1656 pp.

Marco A., Dutoit T., Deschamps-Cottin M., Mauffrey J.F., Vennetier M. & Bertaudière-Montes V. 2008. Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. Comptes Rendus Biologies, 331: 452-465.

McWilliam W., Eagles P., Seasons M. & Brown R. 2010. Assessing the degradation effects of local residents on urban forests in Ontario, Canada. Journal of Arboriculture, 36: 253.

Pejchar L. & Mooney H.A. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. Trends in Ecology & Evolution, 24: 497-504.

Pysek P., Jarosik V., Hulme P.E., Pergl J., Hejda M., Schaffner U. &Vilà M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environments. Global Change Biology, 18: 1725-1737.

Rusterholz H. P., Wirz D., & Baur B. 2012. Garden waste deposits as a source for non-native plants in mixed deciduous forests. Applied Vegetation Science, 15: 329-337.

Schönenberger N., Röthlisberger J. & Carraro G. 2014. La flora esotica del Cantone Ticino (Svizzera). Bollettino della Società Ticinese di Scienze Naturali, 102: 13-30.

Schröter C. 1936. Flora des Südens. Zürich, Rascher, 151 pp.

Smith R.M., Thompson K., Hodgson J.G., Warren P.H. & Gaston K.J. 2006. Urban domestic gardens (IX): composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. Biological Conservation, 129: 312-322.

Sullivan J.J., Timmins S.M. & Williams P.A. 2005. Movement of exotic plants into coastal native forests from gardens in northern New Zealand. New Zealand Journal of Ecology, 29: 1-10.

Vakhlamova T., Rusterholz H.P., Kanibolotskaya Y. & Baur B. 2016. Effects of road type and urbanization on the diversity and abundance of alien species in roadside verges in Western Siberia. Plant Ecology, 217: 241-252.

Vilà M., Espinar J.L., Hejda M., Hulme P.E., Jarosík V., Maron J.L., … & Pysek P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. Ecology Letters, 14: 702-708.

Vilà M. & Ibáñez I. 2011. Plant invasions in the landscape. Landscape Ecology, 26: 461-472.

Von der Lippe M., Samuel I. & Kowarik I. 2005. Cities as drivers for biological invasions – the role of urban climate and traffic. Erde-Berlin, 136: 123.

Walther G.R. 2000. Laurophyllisation in Switzerland. Tesi di dottorato, Eidgenössische Technische Hochschule ETH Zürich.

Walther G.R., Carraro G. & Klötzli F. 2001. Evergreen broadleaved species as indicators for climate change. In: Walther G.R., Burga C.A., Edwards P.J. (eds.), "Fingerprints" of Climate Change. New New York, Springer, pp. 151-162.