

EMILIO BADALAMENTI, ETTORE BARONE,
SALVATORE PASTA, GIOVANNA SALA & TOMMASO LA MANTIA

AILANTHUS ALTISSIMA (MILL.) SWINGLE (*Simaroubaceae*)
IN SICILIA E CENNI STORICI
SULLA SUA INTRODUZIONE IN ITALIA

RIASSUNTO

Nonostante la diffusa presenza dell'ailanto in Sicilia, mancavano sino ad oggi studi specifici a carattere regionale su questa specie arborea esotica invasiva. Allo scopo di colmare alcune di queste lacune, il presente lavoro si è posto cinque obiettivi: 1) ripercorrere la storia della diffusione globale dell'ailanto, prestando particolare attenzione all'Italia ed alla Sicilia; 2) analizzare le cause (antropiche e biologiche) della sua spiccata invasività a livello globale e locale; 3) fornire un primo quadro della sua distribuzione e della sua auto- e sinecologia sul territorio regionale; 4) stabilire i metodi più idonei ed efficaci per contenerne la diffusione e ridurre l'impatto ecologico sulla flora e sulle comunità vegetali locali di maggior valore; 5) evidenziare i possibili usi di questa xenofita. Giacché appare impossibile una sua completa eradicazione – quantomeno a livello regionale – il suo sfruttamento economico potrebbe costituire una soluzione ottimale per tenerne sotto controllo i processi d'espansione.

SUMMARY

Ailanthus altissima (Mill.) Swingle (*Simaroubaceae*) in Sicily and historical remarks on its introduction in Italy. Notwithstanding the diffuse presence of tree-of-heaven in Sicily, up to now no specific studies have been dedicated to this invasive alien tree at regional level. In order to fill this lack of knowledge, the present paper was focused on five goals: 1) to retrace the history of its global diffusion, paying particular attention to Italy and Sicily; 2) to analyze the main (anthropic and biological) causes for its extreme invasiveness on the global and local level; 3) to provide a first sketch of its distribution and auto- and synecology in Sicily; 4) to assess the soundest and most effective methods in order to hamper its diffusion and to reduce its ecological impact on the most valuable plants and plant communities; 5) to emphasize the possible uses of this xenophyte. As its complete eradication seems to be unfeasible – at least at regional level – its exploitation could be the best way to control its expansion.

INTRODUZIONE

Considerazioni generali sulle invasioni biologiche

Le invasioni biologiche da parte di specie non native sono riconosciute da tempo come una delle principali cause di perdita della biodiversità a livello globale (MACK *et al.*, 2000). Insieme al cambiamento climatico, esse rappresentano una delle più significative emergenze ambientali da affrontare nei prossimi decenni. Le invasioni costituiscono un fenomeno dinamico e complesso, favorito dall'intervento umano a partire dall'introduzione, volontaria o accidentale, di organismi in territori esterni al loro areale originario. L'intervento antropico non si limita allo spostamento dei propaguli oltre barriere ambientali altrimenti insuperabili. I cambiamenti nell'uso del suolo, la costruzione di infrastrutture, l'alterazione dei regimi di disturbo e la profonda trasformazione degli ecosistemi naturali aprono infatti nuovi spazi, riducono la copertura vegetale originaria, e facilitano l'affermazione delle specie introdotte sia in contesti marcatamente antropizzati, sia in ambienti seminaturali indeboliti e quindi resi più suscettibili (REJMÁNEK *et al.*, 2005). Non a caso, le principali reti ferroviarie ed autostradali rappresentano le vie preferenziali di dispersione dei taxa introdotti, sfruttate per spostarsi molto rapidamente e a notevoli distanze all'interno del nuovo territorio. Nella grande maggioranza dei casi, le specie introdotte dall'uomo o xenofite non trovano condizioni idonee alla crescita ed alla riproduzione, rimanendo confinate nelle aree di introduzione (WILLIAMSON, 1996). Quelle che riescono, invece, a stabilirsi nel nuovo ambiente vengono distinte in casuali, naturalizzate ed invasive secondo metodi di classificazione basati su un criterio biogeografico ed ecologico (RICHARDSON *et al.*, 2000; PYŠEK *et al.*, 2004). Le prime possono riprodursi soltanto occasionalmente nel nuovo habitat, nei pressi dei siti di introduzione, ma non costituiscono metapopolazioni stabili, poiché la loro permanenza nel tempo dipende dal continuo apporto esterno di propaguli. I taxa "naturalizzati" sono, invece, in grado di sostenere popolazioni relativamente stabili per più cicli vitali, non dipendendo più dal rifornimento esterno di propaguli.

L'elemento chiave che invece caratterizza le "invasive" è la capacità di queste ultime di diffondersi rapidamente a grande distanza a partire dai siti di introduzione superando le ulteriori barriere che ne possono contrastare la dispersione. L'estrema variabilità del lasso di tempo che intercorre dall'introduzione alla manifestazione dell'invasività (periodo di latenza), rende tuttavia difficile delimitare in modo netto le tre categorie. La pericolosità delle specie "invasive" risiede nella possibilità che queste vadano a insediarsi all'interno di comunità seminaturali e naturali, riuscendo a modificare i caratteri biotici ed abiotici dell'ambiente che invadono, da cui la definizione di *transformers*. In

questi casi l'introduzione di una sola specie invasiva può determinare profonde ed irreversibili trasformazioni a carico delle comunità e degli ecosistemi (MACK *et al.*, 2000; PIMENTEL *et al.*, 2001), con possibile riduzione della biodiversità autoctona (CHEJARA *et al.*, 2008), alterazione della struttura e della complessità delle fitocenosi naturali (POULIN *et al.*, 2005), modifica dei regimi di disturbo (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992), interferenza nei cicli biogeochimici, nel ciclo idrologico e nel ciclo del carbonio, con conseguenze anche sullo stoccaggio della CO₂ atmosferica nei suoli e nelle biomasse (LITTON *et al.*, 2006). Oltre all'impatto ecologico e ambientale (CRONK & FULLER, 1995), ingenti sono i costi socio-economici sostenuti dalla collettività connessi alle attività di prevenzione, controllo ed eradicazione delle specie alloctone invasive in tutto il mondo (PIMENTEL *et al.*, 2001, 2005). Nella sola Comunità europea, dal 1992 al 2006, più di 132 milioni di euro sono stati spesi per finanziare quasi 300 progetti specificamente dedicati al contrasto di questo preoccupante e crescente fenomeno (SCALERA, 2010).

Scopi del lavoro: il caso emblematico dell'ailanto

Tra le specie più "pericolose" a livello mondiale un posto degno di nota spetta all'ailanto, *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (fam. *Simaroubaceae*) che anche per questo costituisce una delle specie-bersaglio del progetto EPIDEMIE (*Exotic Plant Invasions: Deleterious Effects on Mediterranean Islands Ecosystems*), finanziato dalla Commissione Europea e finalizzato a valutare e quantificare gli impatti dannosi legati alla presenza dei taxa introdotti ritenuti più pericolosi per la conservazione della biodiversità e capaci di alterare i caratteri e la funzionalità degli ecosistemi invasi (MEGGARO & VILÀ, 2002; BRUNEL, 2005; GRITTI *et al.*, 2006; TRAVESET *et al.*, 2008). Si tratta infatti di una specie pioniera a rapidissima crescita, capace di riprodursi egualmente bene per seme e per polloni, che ha invaso contesti ecologici molto differenti, quali aree antropizzate e degradate, ma anche habitat seminaturali e naturali, di cui ha alterato la struttura e la composizione bloccando le naturali dinamiche evolutive (VILÀ *et al.*, 2006; TRAVESET *et al.*, 2008; CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2009).

Nel contesto delle isole mediterranee interessate da questa invasione, la Sicilia non rappresenta un'eccezione. Qui l'ailanto costituisce senza dubbio la neofita legnosa più diffusa e comune. Nonostante la vasta presenza in regione, si registra tuttavia una singolare assenza di studi specifici, tanto sull'effettiva distribuzione regionale dell'ailanto quanto sull'autoecologia e sui caratteri vegetazionali e pedo-climatici degli ambienti invasi. Allo scopo di colmare alcune di queste lacune, il presente lavoro si è posto cinque obiettivi principali: 1) ripercorrere la storia della diffusione globale dell'ailanto, prestando

particolare attenzione all'Italia e alla Sicilia; 2) analizzare le principali cause, antropiche e biologiche, della spiccata invasività mostrata dalla specie a livello globale e locale; 3) fornire un quadro aggiornato della sua distribuzione e della sua auto- e sinecologia sul territorio regionale; 4) valutare i metodi più idonei ed efficaci per contenere la diffusione e l'impatto ecologico dell'ailanto nell'isola, nella prospettiva di una sua probabile ulteriore espansione; 5) individuare i possibili utilizzi di questa xenofita.

MATERIALI E METODI

Indagine bibliografica

La ricostruzione storica sulla diffusione di *Ailanthus altissima* ha tratto spunto da un'approfondita ricerca sull'introduzione dell'ailanto nel mondo (SWINGLE, 1916; FERET, 1985; SHAH, 1997) e ha approfondito l'espansione della specie in Italia e in Sicilia. Si è altresì cercato di cogliere dalle fonti di repertorio quali siano le principali cause, antropiche ed ecologiche, del comportamento invasivo mostrato dalla specie in gran parte del proprio areale secondario (HEISEY, 1990a; LAWRENCE *et al.*, 1991; KOWARIK, 1995; KNAPP & CANHAM, 2000; TRIFILÒ *et al.*, 2004; GÓMEZ-APARICIO & CANHAM, 2008b; TRAVESET *et al.*, 2008). Il punto di partenza dell'indagine è stata l'esauriente *review* pubblicata di recente da KOWARIK & SÄUMEL (2007). Sono stati effettuati inoltre degli approfondimenti relativi alle tecniche di eradicazione e di monitoraggio adottate nelle diverse regioni del mondo invase dall'ailanto (BURCH & ZEDAKER, 2003; DING *et al.* 2006; DITOMASO & KYSER, 2007; BOWKER & STRINGER, 2011), dando maggior peso alle esperienze maturate in aree a clima mediterraneo (CONSTÁN-NAVA *et al.*, 2010). Infine, è stata effettuata una ricerca sugli utilizzi tradizionali e le sperimentazioni in campo biomedico.

Indagini di campo

Per realizzare una mappa aggiornata della distribuzione regionale della specie ci si è avvalsi dei dati personali, frutto di decenni di attività di campo, nonché di segnalazioni qualificate. La restituzione cartografica dei dati raccolti è stata realizzata utilizzando una griglia costituita da quadrati UTM di 10 km di lato, in analogia con quanto è stato fatto per i vertebrati terrestri di Sicilia (AA.VV., 2008). Integrando la carta ottenuta con i dati termo-pluviometrici disponibili (DRAGO, 2002) è stato possibile definire i limiti altimetrici e bioclimatici della specie in Sicilia.

È stato al contempo creato un archivio dei luoghi in cui *Ailanthus altis-*

sima cresce, correlando tra loro ove possibile 1) tipologie d'uso del suolo secondo la codifica Corine Land Cover-2000 (BOSSARD *et al.*, 2000), 2) vegetazione (per il cui inquadramento sintassonomico ci si è rifatti prevalentemente a BRULLO *et al.*, 2002) e 3) habitat d'interesse comunitario ai sensi della Direttiva 92/43 "Flora, Fauna, Habitat" dell'UE (SOCIETÀ BOTANICA ITALIANA, 2009).

Alcuni dati presentati in questa sede sono stati raccolti durante la redazione dei Piani di Gestione relativi a siti siciliani della Rete Natura 2000 (LA MANTIA *et al.*, 2009 a-f).

RISULTATI DELLA RICERCA BIBLIOGRAFICA

Origine dell'ailanto e cenni storici sulla sua diffusione nel mondo

L'ailanto è una fanerofita decidua appartenente alla famiglia delle *Simaroubaceae*, originaria delle Isole Molucche, del Nord del Vietnam e della Cina. Da lì, dopo circa 250 anni di ripetute introduzioni verso tutti i continenti, la specie ha enormemente incrementato il proprio areale, naturalizzandosi soprattutto nelle regioni temperate e mediterranee di tutto il mondo (KOWARIK & SÄUMEL, 2007; RICHARDSON & REJMANEK, 2011) (Fig. 1).

La prima introduzione della specie al di fuori del continente asiatico risale al 1743, quando il prete gesuita d'origine francese Pierre Nicolas d'Incarville, avendo confuso l'ailanto con l'albero cinese della lacca *Rhus verniciflua* Stokes = *Toxicodendron vernicifluum* (Stokes) F. Barkley (HU, 1979), incominciò ad inviarne i semi da Nanchino, nella Cina orientale, verso la Francia e l'Inghilterra. L'iniziale confusione fece sì che il primo binomio scientifico assegnato alla pianta fosse *Toxicodendron altissima* (MILLER, 1768). Mezzo secolo dopo SWINGLE (1916) riferì questo *taxon* al genere *Ailanthus*.

A partire dalla seconda metà del XVIII secolo in avanti, la specie è stata ampiamente diffusa nell'Europa continentale e mediterranea e, dopo il 1784, anche negli Stati Uniti (FERET, 1985; SHAH, 1997). Inizialmente il suo utilizzo in ambiti urbani e per il recupero dei terreni marginali e improduttivi venne visto con grande favore, sia per la capacità di sopravvivenza in contesti ambientali molto disturbati e inquinati (RANK, 1997) sia per la possibilità di adattamento a suoli molto poveri e superficiali, anche sottoposti a compattamento (PAN & BASSUK, 1985). Successivamente, nonostante il cattivo odore emanato dai fiori maschili e l'incontrollabile crescita pollonifera che portò una progressiva riduzione dell'uso per l'abbellimento dei centri urbani (SHAH, 1997), l'impiego e le sperimentazioni su larga scala sull'ailanto sono stati molteplici ed ininterrotti. In particolare, la pianta è stata utilizzata a scopi

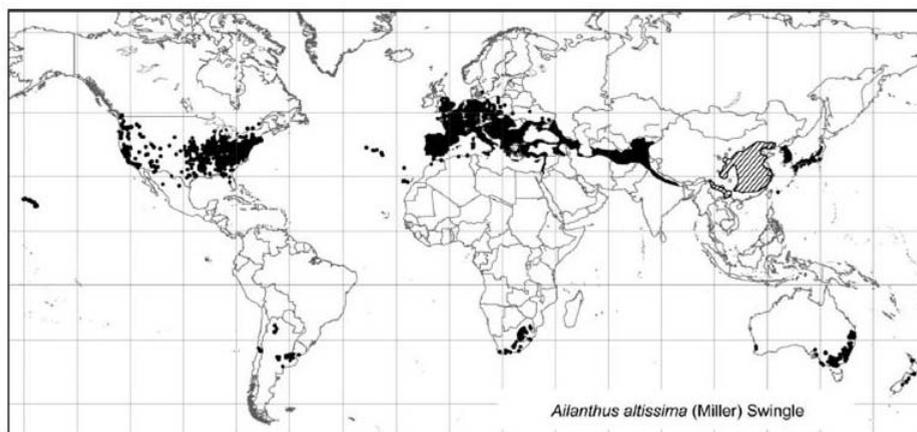


Fig. 1 — Attuale distribuzione mondiale dell'ailanto. In nero l'areale secondario frutto di oltre due secoli di diffusione antropica; la parte tratteggiata rappresenta invece l'areale originario della specie (da KOWARIK & SÄUMEL, 2007).

protettivi di difesa del suolo nella forestazione di aree denudate e instabili (KOWARIK & SÄUMEL, 2007).

Introduzione e diffusione dell'ailanto in Italia

La storia dell'ailanto nel nostro paese comincia nella seconda metà del XVIII secolo: nel 1760 viene introdotto presso l'Orto Botanico di Padova (SACCARDO, 1890), mentre tra il 1784 ed il 1786 è già presente presso gli Orti Botanici della Toscana (SAVI, 1801; PUECHER PASSAVALLI, 1938). Per quasi un secolo la specie venne unicamente utilizzata a scopi ornamentali, per abbellire ed ombreggiare le vie cittadine, i parchi e le ville dei centri urbani. Una forte spinta verso l'incremento della sua coltura venne indirettamente dalla grave malattia – nota col nome di pebrina, o anche atrofia parassitaria o mal delle petecchie – causata da microsporidi appartenenti perlopiù al genere *Nosema*, che colpì i bachi da seta. A partire dalla Francia, essa raggiunse intorno al 1854 anche gli allevamenti di baco da seta italiani, che a quel tempo costituivano una rilevante fonte di ricchezza per le popolazioni locali (ARRIGONI DELLA TORRE, 2009). Nel 1856 il frate missionario P. Fantoni introdusse, infatti, in Piemonte il baco dell'ailanto *Samia cynthia* (Drury, 1773), un lepidottero dal cui bozzolo era possibile produrre una seta più durevole, ma anche più grossolana e di peggiore qualità rispetto alla seta tradizionale (PICCIOLI, 1861; RIDOLFI, 1861). Nonostante le difficoltà di lavorazione del bozzolo ed il minore rendimento economico della nuova coltura (TARGIONI TOZZETTI, 1865-1866), l'allevamento dell'ailanto e del suo baco riscosero

inizialmente molto successo come valida alternativa alla bachicoltura tradizionale, grazie soprattutto alle poche cure colturali richieste (CANTONI, 1862). A conferma di ciò, nel 1863 venne fondata a Firenze la Società Ailantina Italiana, e nello stesso anno venne stampata la rivista ad essa collegata “La Sericoltura”, avente il duplice scopo di favorire da un lato la circolazione di utili informazioni su possibili rimedi e cure per contrastare la preoccupante epidemia di pebrina e dall’altro lato di estendere la conoscenza e la diffusione dell’ailanticoltura su tutto il territorio nazionale, anche attraverso la vendita diretta di semi e piantine a chiunque ne faceva richiesta. Tuttavia, la sperimentazione su larga scala dell’ailanto per produrre un nuovo tipo di seta, effettuata soprattutto nell’Italia settentrionale, durò poco più che un quindicennio. Tra il 1865 ed il 1870 Louis Pasteur scoprì, infatti, le cause della pebrina e suggerì come prevenire l’utilizzo di materiale vegetale infettato (VELLANO & GIACOBINO, 2011), cosicché in pochi anni gli impianti di gelso-bachicoltura tradizionali tornarono ai livelli produttivi di un tempo (ARRIGONI DELLA TORRE, 2009). Mentre l’interesse commerciale per il baco dell’ailanto iniziava a scemare, l’attenzione si concentrò sul possibile utilizzo della sua pianta nutrice nei rimboschimenti ai fini del consolidamento di aree instabili e franose (GAZZETTI, 1864; BERTIOLI, 1865; CREMONA-CASOLI, 1939), nella difesa spondale dei corsi d’acqua soggetti ad esondazioni (SENNI, 1935) e per migliorare la fertilità del suolo sfruttando la notevole biomassa delle foglie caduche (UGOLINI, 1893; SPERANZINI, 1936). Anche la possibilità di ottenere una conveniente e abbondante produzione legnosa non venne affatto trascurata dai primi studiosi della specie che, pur in assenza di adeguate sperimentazioni, ne elogiavano i caratteri del legno e ritenevano di potere ottenere dai cedui di ailanto quantità di legname notevolmente superiori a quelle di qualsiasi altra specie forestale autoctona (ROSNATI, 1840; GAZZETTI, 1864; BERTIOLI, 1865; MINÀ PALUMBO, 1886; SPERANZINI, 1936). L’iniziale entusiasmo accordato alla coltura dell’ailanto era in particolare legato alla sua eccezionale rapidità di accrescimento, alla capacità di crescere e svilupparsi in situazioni ambientali e pedologiche molto differenti, comprese aree estremamente disturbate e difficili, alla sostanziale assenza di nemici naturali e alla notevole facilità di propagazione, tutti caratteri che ne giustificarono un ampio utilizzo, potendone rendere semplice ed economicamente conveniente l’impianto e la moltiplicazione (CANTONI, 1862; BERTIOLI, 1865; SENNI, 1935). È molto significativo al riguardo riportare quanto affermavano i primi convinti fautori dell’ailanticoltura in Italia. Fra questi, GAZZETTI (1864) che afferma: “...se l’ailanto si propaga con più facilità d’ogni altra pianta; se, eccetto nelle valli e ne’ terreni umidi e forti, attecchisce dovunque, se vince ogni altra pianta nel sostenere i terreni franosi, nel dilatarsi con ispessi e lontani virgulti, nel resistere alla siccità, prosperando sulle aride sab-

bie; se l'ailanto dà una produzione legnosa doppia e tripla di ogni altra essenza; se il suo legno è fra i migliori, quale altra pianta, se non è l'ailanto, potrà dirsi sovrana d'imboschimento?". Lo stesso autore prosegue con toni particolarmente entusiastici ed enfatici: *"...la coltura dell'ailanto ormai non è più in Italia, come due anni fa, un'idea che lampeggia isolata nella mente di pochi individui, ma bensì un pensiero diffuso, che sorto, come sempre, nella mente dei pochi, e come sempre combattuto in prima dai molti, era destinato a trionfare, occupando un posto nell'umano progresso."* In realtà la storia è andata un po' diversamente. L'ailanto continuò, infatti, ad essere impiegato principalmente per la costituzione di viali alberati e come coltura protettiva ed antierosiva almeno sino agli anni '30 del secolo scorso, quando nell'arco di un singolo biennio (1934-1935) la "Milizia Forestale" impiantò complessivamente circa 4 milioni di piantine su tutto il territorio nazionale, allo scopo principale di rimboschire e recuperare terreni nudi e degradati (SENNI, 1935). Nel suo volume sulla "Silvicoltura pratica e botanica forestale" (FOSSA, 1928), console della Milizia Nazionale Forestale, lo prende in considerazione in qualità di *"pianta preparatrice nei terreni da rimboschire ... utile per il consolidamento delle scarpe stradali e dei terreni franosi"*.

Negli stessi anni le ricerche di PALAZZO & PALAZZO (1930, 1932) dettero buoni risultati in merito al possibile utilizzo come materia prima per la produzione di cellulosa e di pasta di carta e nella carbonizzazione, dal momento che il legno, pur avendo un peso specifico inferiore a quello dei legni migliori, possiede un elevato potere calorifico e produce un carbone vegetale di ottima qualità. Inoltre, secondo diversi autori, il legno di ailanto si presterebbe bene, se si effettua il taglio durante il riposo vegetativo della pianta e viene correttamente stagionato, per fornire legname da opera, per falegnameria e lavori di ebanisteria (SPERANZINI, 1936; PUECHER PASSAVALLI, 1938). Nonostante il rapido processo di spontaneizzazione e gli elevati tassi di accrescimento mostrati, l'ailanto non venne tuttavia preso in seria considerazione fra le specie esotiche utilmente impiegabili a fini produttivi (ALLEGRI, 1962; CIANCIO *et al.*, 1984). Così, le formazioni vegetali attualmente presenti sul territorio nazionale e dominate dalla specie alloctona, derivano perlopiù da processi spontanei di insediamento ed affermazione. Emerse ben presto infatti il suo carattere di specie infestante. Chiarissimo a tal proposito è il commento di UGOLINI (1893), per il quale l'ailanto, *"... favorito dall'abbondanza del seme, che par fatto apposta per esser trasportato dal vento a grandi distanze, come pure dal continuo ed ostinato rigetto dalle radici, invase ed afferrò vaste estensioni di territorio per modo che oggi gli si deve far guerra, come a pianta infesta, col ferro e col fuoco"*. Nonostante ciò, si considerarono per lungo tempo notevolmente superiori i vantaggi che se ne potevano trarre, come afferma in modo esplicito SPERANZINI (1936): *"... Ma se è vero che è una spe-*

cie invadente sta di fatto che per questa caratteristica e per il grande sviluppo che assume il sistema radicale, sebbene superficiale, questa pianta è preziosissima per la rapidità della sua riproduzione e per il pronto adattamento che essa presenta, sia in pianura che in collina, a rivestire e consolidare scarpate e terreni franosi, a frenare l'impeto delle acque correnti e ad abbarbicarsi anche nei terreni superficialissimi".

Il processo di naturalizzazione in Italia

Analogamente a quanto avvenuto negli Stati Uniti (FERET, 1985) anche il processo di naturalizzazione in Italia è stato presumibilmente abbastanza rapido. I primi casi di spontaneizzazione risalgono alla seconda metà dell'Ottocento e riguardano la Sicilia (ANCA, 1861) ed il Veneto (CANTONI, 1862; DE VISIANI & SACCARDO, 1869). In pochi anni la pianta si è poi diffusa allo stato spontaneo in gran parte della Penisola, certamente favorita dalla massiccia opera di introduzione in coltura effettuata nello stesso periodo. Dopo essere stato già incluso in una delle prime flore italiane (PARLATORE, 1873-1875), agli inizi del secolo scorso (PAOLETTI, 1900-1902) questo albero viene indicato come "...spesso inselvatichito dal mare alla regione submontana nella Penisola e nelle isole maggiori". Oggi l'ailanto non soltanto è naturalizzato in tutte le regioni italiane da almeno trent'anni (PIGNATTI, 1982), ma è anche l'unica specie legnosa alloctona ad essere considerata invasiva in tutta Italia e uno dei pochi alberi capaci di sopravvivere e riprodursi nelle tre differenti regioni biogeografiche italiane, ovvero alpina, continentale e mediterranea (CELESTI-GRAPPOW *et al.*, 2010: Fig. 2).

Nel volgere di circa un secolo questa pianta alloctona, da potenziale risorsa variamente sfruttabile, è diventata quindi, per l'assenza di gestione ed il mancato contenimento, un serio problema ecologico da affrontare, in considerazione dell'ampia diffusione nazionale e del notevole impatto che ha nei confronti della biodiversità locale e per la conservazione degli habitat seminaturali e rurali invasi. Rilevante è, in particolare, l'impatto ecologico sugli ecosistemi insulari, che oltre a risultare particolarmente suscettibili all'invasione di specie alloctone (GIMENO *et al.*, 2006; HULME *et al.*, 2007), sono custodi di un importante patrimonio di biodiversità e sede di numerose piante endemiche. L'ailanto è stato da tempo individuato come una delle principali emergenze ambientali da affrontare per garantire la conservazione dei biotopi naturali e delle biocenosi native, come nel caso del Parco nazionale dell'Arcipelago Toscano (PAVAN, 1971; BACCETTI, 1977), ed in particolare nelle isole di Capraia (FOGGI *et al.*, 2001) e Montecristo (VAGNILUCA & QUILGHINI, 2009).

Anche le comunità forestali semplificate ed eccessivamente utilizzate, a partire dalla fascia mediterranea, lungo la fascia sub-montana degli Appennini e fino

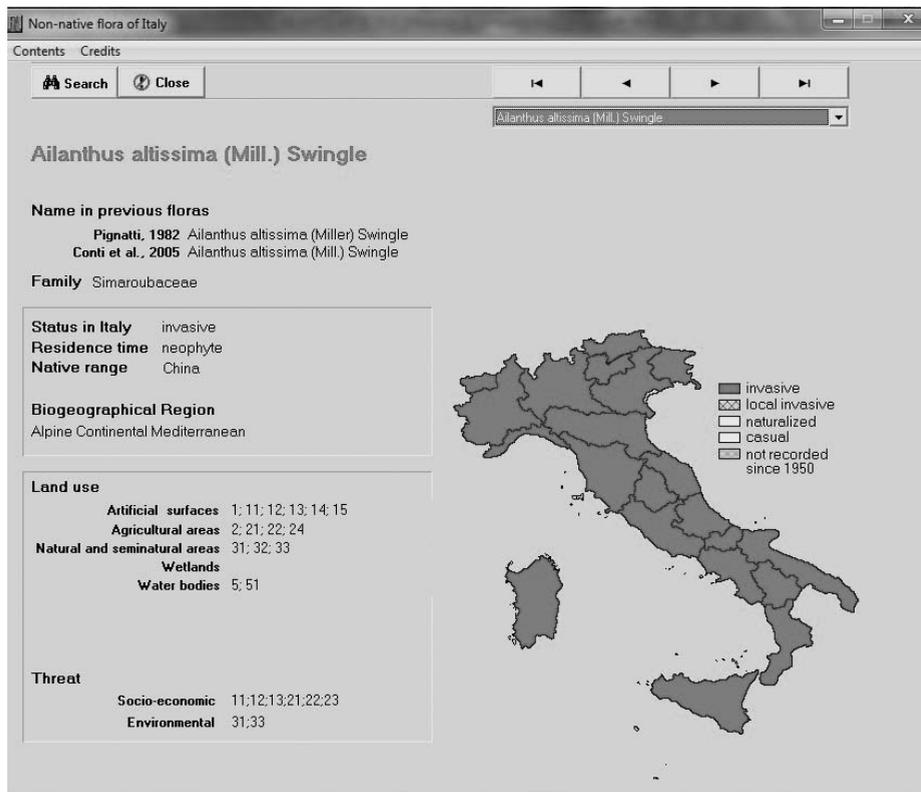


Fig. 2 — L'ailanto è l'unica specie legnosa alloctona che si comporta come invasiva in tutte le regioni italiane, a conferma della sua notevole plasticità ecologica e della sua amplissima diffusione (da CELESTI-GRAPPOW *et al.*, 2010).

alle stazioni alpine di bassa quota, possono essere invase dall'ailanto (ARNABOLDI *et al.*, 2002; MAETZKE, 2005; ADDARIO, 2007), dove può rappresentare anche un serio problema di gestione forestale, determinando nel tempo l'alterazione strutturale e floristica degli ecosistemi forestali invasi. L'aumento della consapevolezza degli impatti ambientali e socio-economici causati dall'incontrastata diffusione dell'ailanto emerge anche dai provvedimenti legislativi regionali emanati in materia di salvaguardia della flora e degli habitat autoctoni. In Toscana, con la L.R. 56/2000, è fatto espresso divieto di utilizzare la specie negli interventi di riforestazione, rinverdimento e consolidamento nonché negli interventi di ingegneria naturalistica e recupero ambientale. In Lombardia, la L.R. 10/2008 – e successiva D.g.r. 8/7736 – ha incluso l'ailanto fra le specie vegetali non native che devono essere oggetto di campagne di monitoraggio, contenimento o eradicazione e ne ha vietato l'immissione negli habitat naturali.

Introduzione e diffusione dell'ailanto in Sicilia

L'ailanto è presente in Sicilia da poco più di due secoli. Esso figura per la prima volta nell'elenco floristico redatto da Giuseppe Tineo, primo direttore dell'Orto Botanico di Palermo (TINEO, 1802). La dinamica della sua diffusione nell'isola e la mutata considerazione nei suoi confronti hanno avuto un andamento simile a quanto descritto per il contesto nazionale. Anche in Sicilia si ebbe infatti una prima fase, durata all'incirca sino al 1860, in cui veniva utilizzato esclusivamente in ambito urbano come albero ornamentale, mentre la pianta “*venne riguardata come inutile, all'agricoltura, ed alle industrie*” (ANCA, 1861). DE GREGORIO (1896) che lo chiama “*Sommacco alboreo*” lo segnala nella piazza Ucciardone a Palermo, dove ne riporta i processi di spontaneizzazione, scrivendo che “*pochi alberi crescono con tanta facilità e si propagano in modo così meraviglioso...non ha bisogno di attingere molto nutrimento dalla terra, ma lo assorbe dall'aria...*”.

Un importante ruolo nella diffusione successiva della specie lo ebbe il barone Francesco Anca, che nel 1861 fondò a Palermo la Società di Acclimazione e di Agricoltura in Sicilia, con il preciso compito di favorire “*la naturalizzazione e il domesticamento di piante e di animali esotici, nella mira di accrescere la massa indigena di sani e men costosi alimenti, e il promuovere coi consigli, coll'esempio, con ogni maniera di aiuto le migliori pratiche agrarie, a incremento della nostra agricoltura e delle industrie che immediatamente ne dipendono*”. Lo stesso Anca, nel primo numero degli atti della società sopra menzionata, ci fornisce importanti informazioni circa l'introduzione dell'ailanto nell'isola e sulla sua precoce diffusione: “*Coltivato di già nell'Orto Botanico di Palermo sin dal 1802, e ritenuto come albero di solo ornamento si sparse nell'Agro Palermitano, ed in molte altre parti della Sicilia. Da per tutto si vide crescere con vigorosa vegetazione, e fiorire, e maturare il suo seme, sia nei terreni aridi e selciosi, come quelli dei Colli, della Favorita, di Resuttano, sia nei terreni ben condizionati e irrigati, come all'Orto Botanico, ed in molti altri giardini di Mezzomonreale. Né manca poi di vedersi nella pubblica passeggiata della marina [l'odierno Foro Italico, n.d.AA.], in quella dietro il Bastione dei Benedettini Bianchi [presso l'odierno Ospedale dei Bambini, n.d.AA.], nell'altra che dalla Badia del Monte discende al Borgo [tra l'odierna via Ruggero Settimo e via Roma, n.d.AA.], ed altrove. Abbiamo dunque la certezza, che questa pianta siasi pienamente acclimata presso noi, dapoichè per ovunque cresce con molto orgoglio indipendentemente dalla cultura, dalla concimazione, dall'irrigazione, dall'esposizione, e dalla qualità del suolo*”. Oltre al possibile utilizzo per la produzione di un particolare tipo di seta, l'autore considera l'ailanto quale specie eletta nel rimboschimento delle numerose aree disboscate dell'isola: “*...certo che la Sicilia dovrebbe a preferenza presceglierlo per ripopolare i suoi boschi, per*

rinselwate le nude e sterili alture delle sue montagne, per rinsaldare le terre in pendio, che con insensato disaccorgimento hanno disboscato e dissodato con danno de' fondi sottoposti, e delle strade rotabili; infine per adornare tutte le strade provinciali e comunali, essendo a tutti noti i vantaggi, che alla manutenzione delle medesime reca l'inalberamento; e per ultimo per fornire una nuova rendita all'industria agraria." Seguì quindi un periodo di grandi speranze nella possibilità di sfruttare economicamente la coltura di questo albero. La specie aveva già iniziato a diffondersi nelle altre province: già alla fine dell'800 figura, infatti, in una foto scattata nei pressi di "Una cappella di Racalmuto" (HAMILTON CAICO, 1910).

Per via della sua marcata adattabilità, l'eccezionale velocità di crescita e le scarsissime esigenze colturali, l'ailanto cominciò ad essere sperimentato ed impiegato anche come specie forestale per i rimboschimenti, come afferma il RANCHIBILE (1864): "*...va oggi adoprato all'imboscamiento delle foreste ... celere nel suo sviluppo ... basta poca terra nel fesso di un muro per farlo elevar grande e rigoglioso; di poca spesa nella coltivazione cresce quasi da sé, ed abbandona all'uomo l'utile dell'uso del suo legno senza averne richiesta l'assistenza*", che si sofferma anche sul possibile utilizzo del suo legno, soprattutto per la particolare solidità mostrata. Analogamente a quanto avvenne in Italia, fino agli anni '30 del XX secolo il legname di ailanto non godette tuttavia di una buona reputazione, e tale opinione largamente diffusa ne limitò lo studio ed il possibile impianto a fini produttivi. Infatti, "*Nonostante tale estrema adattabilità, e nonostante l'eccezionale rapidità d'accrescimento e la sorprendente facilità con cui le ceppaie danno nuovi polloni, la coltura dell'ailanto, che potrebbe essere così largamente estesa in Sicilia, e prestarsi ad un'abbondante produzione di legno, non è mai stata presa in considerazione, e non pure nelle iniziative private ma anche nell'opera di imboschimento che si va svolgendo a cura dello Stato e di Enti*" (PALAZZO & PALAZZO, 1930). Per invertire questa tendenza, gli stessi autori iniziarono presso Caltagirone (CT) le prime sperimentazioni per l'utilizzo dell'ailanto come materia prima per la produzione di pasta meccanica di carta e di cellulosa (PALAZZO & PALAZZO, 1930). La pianta sembrava particolarmente adatta a tale uso, oltretutto per la diffusione nell'isola, per due peculiari qualità: la rapidità di accrescimento e la capacità di sopravvivere in ambienti difficili, su terreni marginali ed improduttivi, cioè dove non sarebbe stato possibile impiantare colture erbacee o arboree più redditizie. Nonostante le ottime caratteristiche fisico-meccaniche delle fibre legnose, del tutto simili a quelle dei pioppi, e i buoni risultati delle prove di stampa effettuate, anche in questo settore, in Sicilia, l'ailanticoltura non ha nel tempo mai trovato un reale e concreto sbocco economico, e la gran parte delle metapopolazioni attualmente presenti nell'isola si sono originate in seguito a processi spontanei di disseminazione e successiva affermazione. L'ailanto sembra essersi adattato ben presto alle condizioni pedo-climatiche della Sicilia, mostrandosi

capace di sfuggire alla coltura già 150 anni fa. Dai riferimenti bibliografici disponibili (ANCA, 1861; RANCHIBILE, 1864) si desume che le prime fasi della sua colonizzazione abbiano interessato perlopiù ambienti urbani ed antropizzati. La mancanza di segnalazioni successive impedisce di valutare la dinamica e la rapidità della sua invasione, anche se sembra evidente un aumento notevole della sua diffusione, per lo meno negli ultimi 30-40 anni.

Qui di seguito proponiamo un elenco dei nomi vernacolari attribuiti all'ailanto in Sicilia che consente un interessante parallelo tra la diffusione di questa xenofita sul nostro territorio e la graduale moltiplicazione dei nomi vernacolari che i Siciliani le hanno attribuito. La sua denominazione originaria di "sommacco arboreo", dovuta ad una certa somiglianza con il sommacco (*Rhus coriaria* L.: ANCA, 1861), è stata dapprima modificata nell'affine "summaccu arboriu" o "maccaboriu" (corruzione del precedente), per passare in seguito a fitonimi che richiamano il suo aspetto esteriore, come "nuci cattiva" (falso noce) o "maccarruni" (maccherone, per l'aspetto slanciato e diritto dei giovani polloni), riportati da PALAZZO & PALAZZO (1930). Più di recente, ARCIDIACONO (2007) riporta per l'area etnea "arbanazzu o nuci cattivu", "maccaboriu" per il Calatino, "summaccu arboriu" per il Messinese; in diversi comuni del Palermitano è detto "summaccu americanu" (es.: Godrano, O. Caldarella, com. pers.) o "summaccu favusu" (es.: Partinico: D. Brolo, com. pers.). Senza dubbio tuttavia il nome più curioso si deve ai contadini della Conca d'Oro, l'area agricola che insisteva nella piana che circonda(va) la città di Palermo: qui "arboreo" è stato deformato in "a broru" (cioè "in brodo"). La più o meno deliberata trasformazione di un termine sconosciuto ai contadini – "arboreo" per l'appunto – in uno di uso quotidiano e vicino alle loro conoscenze, viene definita dai linguisti una *banalizzazione* o, per dirla assieme come i filologi, un "passaggio da *lectio difficilior* a *lectio faciliior*". Va tuttavia rimarcato come l'adozione del termine "a broru" sia perfettamente in tema, in quanto suggerisce la facilità con la quale i contadini ritengono di poter "cucinare per bene" (leggasi eradicare) l'ailanto rispetto al vero sommacco. Quanto asserito dai contadini della Conca d'Oro sembrerebbe cozzare con quanto illustrato nei §§ successivi. Tuttavia la loro tenacia ha permesso loro di verificare come l'eradicazione manuale sistematica delle giovani piante di ailanto originatesi da seme e dai ricacci è molto più agevole e porta a risultati definitivi in tempi più brevi rispetto a *Rhus coriaria*, che si diffonde quasi esclusivamente per polloni radicali.

Dalla Cina con furore: cosa fa dell'ailanto un "emigrato" di successo su scala globale e locale

Con la sua pervicacia e frugalità l'ailanto è penetrato non soltanto nelle fessure dei ruderi e dei marciapiedi di periferia, ma anche nella cultura e nel-

l'inconscio delle comunità urbane occidentali, giungendo così in profondità da costituire la metafora chiave e da ispirare il titolo del famoso best-seller "A tree grows in Brooklyn" (SMITH, 1943: Fig. 3).

La pericolosità dell'ailanto quale specie alloctona invasiva è legata alla sua capacità di affermarsi con notevole efficacia anche in habitat naturali poco disturbati (HADJIKYRIAKOU & HADJISTERKOTIS, 2002; ARNABOLDI *et al.*, 2002), nonostante sia relativamente più abbondante in habitat sinantropici, comprese aree urbane e siti inquinati sottoposti a forti stress ambientali (CELESTI-GRAPOW & BLASI, 1998; KOWARIK & SÄUMEL, 2007; AFFRE *et al.*, 2010).

Quali sono le cause di un così ampio successo riproduttivo al di fuori del proprio areale di origine? Pur trattandosi di una specie alloctona dotata di un elevatissimo potenziale invasivo, l'uomo e le sue azioni sull'ambiente hanno avuto un ruolo determinante, non solo nel favorirne la spontaneizzazione, ma anche nell'influenzarne la velocità di diffusione sul territorio. Le ripetute introduzioni effettuate nel tempo, insieme alla notevole plasticità ecologica e

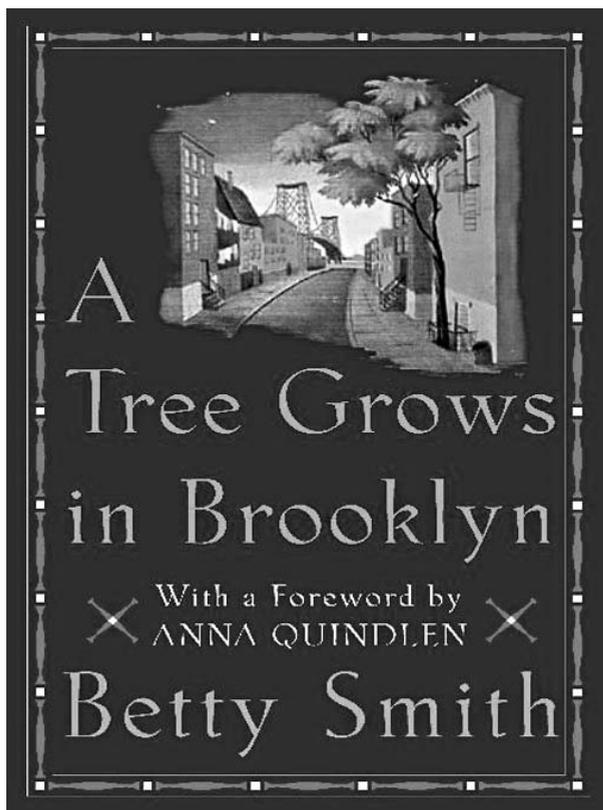


Fig. 3 — Copertina della prima edizione del libro della SMITH (1943)

alla facilità di riproduzione, hanno inoltre contribuito a determinare e a mantenere un'elevata pressione di propaguli nel nuovo ambiente, un fattore ritenuto molto significativo nel successo delle invasioni biologiche (LOCKWOOD *et al.*, 2005), così come le azioni di disturbo antropico (MILLER, 1990; KNAPP & CANHAM, 2000; KOTA *et al.*, 2007) che intervengono sugli ecosistemi naturali incrementandone l'invasibilità (LONSDALE, 1999), e rendendo disponibili in breve tempo numerose nicchie per l'occupazione della specie alloctona. KNAPP & CANHAM (2000) hanno infatti definito l'ailanto una specie *gap-obligate*, capace cioè di affermarsi all'interno degli habitat forestali soltanto in presenza di radure o aree scoperte, di origine naturale o artificiale, dove può occupare lo strato arboreo dominante rapidamente e, soprattutto, prima delle specie native coesistenti. Inoltre, lungo le principali arterie stradali e ferroviarie che attraversano un territorio, l'ailanto costituisce con frequenza dense formazioni vegetali monospecifiche (ALDRICH *et al.*, 2010), a partire dalle quali può invadere gli ambienti circostanti.

Alla base della spiccata invasività dell'ailanto vi è un rilevante potenziale biologico. Dal punto di vista ecologico, si tratta di una specie arborea spiccatamente pioniera che, a differenza delle pioniere autoctone, non consente la naturale evoluzione nel tempo della vegetazione verso le fitocenosi più mature, legate agli stadi tardo-successionali. In breve tempo questa pianta può infatti portare alla costituzione di consorzi vegetali pressoché monospecifici e particolarmente semplificati. L'ailanto può rapidamente ombreggiare e soffocare la rinnovazione delle specie vicine grazie alla notevole rapidità di accrescimento iniziale, essendo capace, in condizioni di piena luce, di sostenere un incremento medio annuo in altezza persino superiore ad un metro (SAYA, 1955; HU, 1979; SHAH, 1997; MAETZKE, 2005), almeno per i primi quattro-cinque anni di vita (ADAMIK & BRAUNS, 1957; PALAZZO & PALAZZO, 1930). I semenzali allevati presso la Regia Stazione Sperimentale di Selvicoltura di Firenze raggiungevano addirittura un metro di altezza in soli sei mesi (PUECHER PASSAVALLI, 1938). Anche i polloni che si originano dalla ceppaia, in una sola stagione di crescita, possono superare il metro in altezza (FERET, 1985). In età adulta, l'ailanto è marcatamente eliofilo e non tollera affatto l'ombra (GRIME, 1965), mentre allo stadio di semenzale o come pollone radicale può tollerare anche condizioni di parziale ombreggiamento (ARNABOLDI *et al.*, 2002; ESPENSCHIED-REILLY & RUNKLE, 2008; KOWARIK, 1995), potendo così rimanere in attesa di condizioni di luce più favorevoli per la crescita e lo sviluppo. Agli elevati tassi di crescita iniziale corrispondono sia una modesta statura finale, di circa 15-20 m, sia una precoce culminazione dell'incremento radiale corrente, entro i primi 5-10 anni, e dell'incremento in altezza, anche dopo 20 anni (ARNABOLDI *et al.*, 2003). La maturità riproduttiva è precoce e viene raggiunta normalmente in 3-5 anni (KOWARIK & SÄUMEL, 2007), ma

talora addirittura appena sei settimane dopo la germinazione (FERET, 1973). Molto rilevante è la produzione di seme alato a facile dispersione anemocora (samare), dal momento che un solo individuo adulto può produrre anche più di 325.000 semi all'anno (BORY & CLAIR-MACZULAJTYS, 1980; TRAVESET *et al.*, 2008). Il rilascio nel tempo delle samare è prolungato e prosegue dall'autunno alla primavera successiva (HU, 1979; BORY & CLAIR-MACZULAJTYS, 1980; PIOTTO *et al.*, 2008), fatto che consente di aumentare notevolmente la probabilità di incontrare condizioni più favorevoli alla germinazione. La percentuale di germinazione è generalmente molto elevata, superiore al 50% (PUECHER PASSAVALLI, 1938; BORY & CLAIR-MACZULAJTYS, 1980; GRAVES, 1990; KAPROT & MCGRAW, 2008). I meccanismi di dispersione del seme consentono l'affermazione dei semenzali e lo sviluppo di nuovi individui anche a notevole distanza dalle piante madri, fino a 200 m in ambienti aperti terrestri (KOTA, 2005), e frequentemente oltre i 100 m (KOWARIK & VON DER LIPPE, 2011), anche dal margine verso l'interno delle formazioni forestali (LANDENBERGER *et al.*, 2007). Va rimarcato come la dispersione secondaria legata al traffico veicolare (ALDRICH *et al.*, 2010) e quella mediata dall'acqua (KOWARIK & SÄUMEL, 2008) abbiano luogo senza alcuna riduzione della germinabilità (KAPROT & MCGRAW, 2008). L'ailanto è specie dioica, con fiori maschili e fiori ermafroditi – ma funzionalmente femminili – portati da individui differenti (CARTA, 2005), senza che questa caratteristica rappresenti un problema: anche nei territori invasivi, infatti, la xenofita fa ricorso efficacemente sia alla riproduzione sessuale sia alla moltiplicazione vegetativa. Le metapopolazioni presenti negli USA esibiscono di fatto livelli di variabilità genetica intraspecifica confrontabili con quelli delle popolazioni native della Cina (FERET & BRYANT, 1974), manifestando significative differenze genetiche fra le popolazioni diffuse nei diversi stati (ALDRICH *et al.*, 2010). Ai vantaggi assicurati dalla riproduzione gamica, questa specie associa quelli legati alla straordinaria e persistente capacità di propagarsi vegetativamente per mezzo di polloni radicali (HU, 1979; INVERSO & BELLANI, 1991), che possono svilupparsi anche ad oltre 15 metri di distanza dal fusto principale (SPERANZINI, 1936; BAŞNOU & VILÀ, 2009). Ciò permette una rapida copertura del suolo anche a partire da pochi individui colonizzatori. L'apparato radicale, poco profondo (MILLER, 1990), ma molto esteso e con prevalente sviluppo orizzontale (DAVIES, 1944), col tempo può estendersi in tutte le direzioni, favorendo ulteriormente la formazione di nuovi individui in altre aree. I ricacci hanno origine dalle radici più superficiali, generalmente presenti entro i primi 20 cm di suolo, e possono svilupparsi anche da piccolissimi frammenti radicali, lunghi un centimetro e larghi pochi millimetri (INVERSO & BELLANI, 1991). Il disturbo meccanico delle radici più profonde può inoltre stimolare l'emissione di altri polloni dai primordi microscopici diffusamente presenti (INVERSO &

BELLANI, 1991). Pronti e vigorosi ricacci sono emessi anche dalla ceppaia, se tagliata o danneggiata, e dal colletto radicale (DAVIES, 1930; BORY & CLAIR-MACZULAJTYS, 1980; BURCH & ZEDAKER, 2003). Oltre agli effetti sull'abilità competitiva, una simile capacità rigenerativa della pianta ha significative ricadute sulla possibilità di ricorrere al solo controllo fisico della specie, soluzione che appare non soltanto inefficace ma anche controproducente (BURCH & ZEDAKER, 2003). Per quanto detto, l'attività pollonifera è uno degli ostacoli che maggiormente compromettono l'efficacia degli interventi di lotta (BOWKER & STRINGER, 2011).

La pressoché totale assenza di naturali fattori ecologici di controllo negli ambienti invasi (SCHALL & DAVIS, 2009) e la produzione di sostanze allelopatiche dai tessuti legnosi e verdi, incrementano l'abilità competitiva dell'ailanto nei confronti delle specie autoctone concorrenti. Cinquant'anni fa MERGEN (1959) fu il primo a scoprire, in un estratto acquoso di foglie di ailanto, la presenza di un principio attivo tossico nei confronti di numerose specie di gimnosperme ad angiosperme americane, e che aveva un effetto inibitorio sulla crescita delle piante vicine. Successivi studi hanno identificato il principale composto ad azione fitotossica non selettiva, denominandolo ailantone (HEISEY, 1990a, 1996), ed altri composti inibitori. Oltre che nelle foglie, sostanze allelopatiche sono state successivamente isolate anche dalla corteccia radicale e del fusto e dalle samare (HEISEY & HEISEY, 2003). L'azione inibitoria si esplica soprattutto nella fase di post-germinazione delle piante vicine, i cui giovani individui muoiono o rallentano fortemente l'accrescimento (HEISEY, 1997; GÓMEZ-APARICIO & CANHAM, 2008b). Poiché le specie che convivono con l'ailanto mostrano una significativa differenza nella suscettibilità all'azione inibitrice, l'effettivo peso dell'allelopatia a scala locale deve essere valutato in condizioni sperimentali di pieno campo e nei confronti delle comunità vegetali autoctone che tendono ad essere invase da questa specie (GÓMEZ-APARICIO & CANHAM, 2008b). Che l'effetto allelopatico possa avere un peso importante soprattutto nei primi stadi dell'invasione di nuove aree è inoltre confermato sia dalla maggiore produzione di metaboliti secondari tossici da parte dei giovani individui rispetto alle piante adulte (LAWRENCE *et al.*, 1991; GÓMEZ-APARICIO & CANHAM, 2008b), sia dalla rapida degradazione cui va incontro l'ailantone in pieno campo, probabilmente ad opera dei microrganismi del suolo (HEISEY, 1997). Di contro, l'ailanto è in grado di sfruttare a suo vantaggio la presenza di organismi utili e mutualisti, quali insetti impollinatori (ALDRICH *et al.*, 2008; THOMPSON, 2008) o funghi simbiotici (HUEBNER *et al.*, 2007).

Una caratteristica veramente peculiare dell'ailanto, e poco comune fra le specie legnose native, è la sua straordinaria plasticità ecologica, che gli ha consentito di invadere biotopi nettamente differenti (KOWARIK, 1983; KNAPP &

CANHAM, 2000; ARNABOLDI *et al.*, 2002; MAETZKE, 2005; ADDARIO, 2007; KOWARIK & SÄUMEL, 2007; TRAVESET *et al.*, 2008). Nella recente flora della Cina, PENG & THOMAS (2008) menzionano tre varietà di *Ailanthus altissima*. Allo stato spontaneo la var. *altissima*, la più diffusa in Cina come nel resto del mondo, occupa numerosi habitat e mostra un ampio *range* altimetrico, crescendo tra 100 e 2.500 m s.l.m. La capacità di colonizzare ambienti differenti e l'ampiezza ecologica sembrano quindi essere caratteri già presenti nella specie nel suo areale nativo, sebbene le altre due varietà note – *sutchuenensis* (Dode) Rehder & E.H. Wilson e *tanakae* (Hayata) Kanehira & Sasaki – risultino addirittura a rischio e meritevoli di misure di tutela. Il legame della cultura tradizionale cinese con l'ailanto è talmente forte da essere ritenuto antico quanto la lingua scritta cinese: l'albero è stato utilizzato già in tempi remoti nella medicina popolare, per il legname e per l'allevamento del bombice dell'ailanto (HU, 1979). Nonostante la sua ampia diffusione in quasi tutte le regioni cinesi, lì l'ailanto non si comporta da specie invasiva. Ben quarantasei artropodi fitofagi e diversi parassiti fungini sono infatti in grado di attaccare la specie nell'areale primario (DING *et al.*, 2006).

L'ailanto è in grado di adattarsi a quasi ogni tipo di substrato pedologico e di reazione del suolo (MILLER, 1990; ARNABOLDI *et al.*, 2002; TRAVESET *et al.*, 2008), evitando soltanto i suoli eccessivamente argillosi o soggetti a ristagno idrico prolungato (DAVIES, 1944; KNAPP & CANHAM, 2000; ALDRICH *et al.*, 2010). Infatti anche i corsi d'acqua temporanei, gli alvei e le zone ripariali e golenali disturbate possono essere invasi (ARNABOLDI *et al.*, 2002; HUEBNER, 2003; KIVIAT, 2004; VILÀ *et al.*, 2006; SÄUMEL & KOWARIK, 2010; PENNINGTON *et al.*, 2010). Anche per ciò che concerne le esigenze termiche, l'ailanto appare molto plastico, richiedendo temperature medie annue superiori ai 9 °C, e temperature superiori ai 15 °C per almeno venti giorni durante la stagione estiva (KOWARIK & BÖCKER, 1984). L'ailanto sembra però aumentare la propria invasività in ambienti più caldi (ARNABOLDI *et al.*, 2002; KOWARIK & SÄUMEL, 2007), come dimostrano la tardiva ripresa primaverile, e la maggiore presenza nel piano costiero, nel piano collinare e in contesti submontani, generalmente non oltre i 1.000-1.100 m di quota. Nell'Europa temperata, all'aumentare della latitudine, la presenza della specie appare sempre più confinata nelle aree più interne degli ambienti urbani e sub-urbani, in cui trova condizioni microclimatiche favorevoli (KOWARIK & SÄUMEL, 2007). Inoltre, la sensibilità dei semenzali e delle giovani piantine a condizioni di gelo prolungato ne limita la diffusione verso nord (KOWARIK & SÄUMEL, 2007) e costituisce probabilmente la causa primaria della sua estinzione dall'Europa in seguito alle recrudescenze climatiche connesse con i cicli glaciali quaternari (CORBETT & MANCHESTER, 2004). Nonostante ciò l'ailanto rappresenta un serio problema anche nell'Europa centrale e settentrionale, tanto da risultare

naturalizzato in ben ventinove paesi europei (LAMBTON *et al.*, 2008). Nel solo Stato di Hesse, in Germania, il costo complessivo delle misure di controllo di questa pianta, che comprendono la lotta attiva ma anche le cure per l'allergia provocata dal polline (su quest'aspetto vedi anche BALLERO *et al.*, 2003), può ammontare a 5 milioni di euro all'anno (CACERES & GEROLD, 2009), una cifra certamente non trascurabile.

Nelle regioni invase, la specie mostra una notevole ampiezza ecologica anche rispetto al fattore pluviometrico. Negli USA esso è compreso tra 360 mm e oltre 2.290 mm annui (MILLER, 1990). Spostandosi verso sud o scendendo di quota, il mantenimento della capacità invasiva dell'ailanto dipende anche dalla sua notevole resistenza alla siccità, legata a particolari risposte biochimiche (DUBROCA & BORY, 1981) e all'adozione di un'efficace strategia di conservazione delle risorse idriche che gli consente di mantenere tassi d'accrescimento costanti anche in condizioni di accentuato stress idrico (TRIFILÒ *et al.*, 2004). Riguardo all'altitudine, l'ailanto si rinviene da 0 a oltre 1500 m s.l.m. negli USA e sino a 1.000 m s.l.m. in Europa (KOWARIK & SÄUMEL, 2007).

Anche in Sicilia, come nel resto del mondo, il contributo dell'uomo alla diffusione dell'ailanto è stato determinante, soprattutto nel favorire la rapida affermazione della specie su porzioni di territorio sempre più vaste, anche per l'assenza di opportune strategie di contenimento. Oltre alle ripetute introduzioni per molteplici utilizzazioni, la specie è stata spesso tollerata e apprezzata per la facilità di attecchimento e la tendenza a spontaneizzarsi, soprattutto nei contesti urbani e sub-urbani, dove è stata anche utilizzata nelle alberature stradali, per la notevole rusticità e la straordinaria capacità di tollerare suoli sottoposti a forti stress ambientali e a compattamento (PAN & BASSUK, 1985). Nelle periferie dei centri abitati e in aree abbandonate limitrofe si sono così formate delle vere e proprie boscaglie, dense e quasi monospecifiche, che hanno rappresentato dei nuclei preferenziali di dispersione, a partire dai quali la specie alloctona si è spostata rapidamente sfruttando le principali arterie stradali e ferroviarie. L'utilizzo nei rimboschimenti a scopo essenzialmente protettivo, seppur non molto diffuso, ha poi notevolmente ridotto la distanza con gli ambienti pre-forestali, forestali e rurali circostanti, con l'effetto di accelerare ulteriormente il processo d'invasione. Oltre ad avere agevolato direttamente la diffusione dell'ailanto in tutta la regione, utilizzando e rendendone più veloce la disseminazione, l'uomo ha anche influito indirettamente, frammentando il paesaggio vegetale ed aumentando la frequenza e l'intensità del disturbo, azioni che nel complesso aumentano ulteriormente l'invasibilità degli ecosistemi. È noto, ad esempio, che gli stadi più maturi e più stabili delle successioni ecologiche esprimono la maggiore resistenza all'invasione di specie alloctone, mentre al contrario le aree aperte e conti-

nuamente disturbate sono le più suscettibili (REJMÁNEK *et al.*, 2005). Non è quindi un caso se in Sicilia, come nell'Europa temperata e mediterranea (GIMENO *et al.*, 2006; CHYTRÝ *et al.*, 2009), la gran parte delle specie invasive sia legata agli ambienti sinantropici e alle aree costiere e collinari, più densamente popolate, dove l'impatto antropico è stato più rilevante in termini di costanza, durata ed intensità. In più, l'ailanto può efficacemente invadere anche sistemi a più elevato grado di naturalità, comprese le formazioni mediterranee a sclerofille sempreverdi e, più in quota, quelle dominate da querce caducifoglie e altre latifoglie. La riduzione della copertura legnosa influenza significativamente il processo invasivo a danno di tali formazioni pre-forestali e forestali (autoctone e non). La spiccata invasività dell'ailanto sembra dipendere tuttavia dalle peculiari caratteristiche biologiche della pianta piuttosto che dai caratteri degli ambienti invasi, come è stato ipotizzato per altre isole del Mediterraneo (TRAVERSESE *et al.*, 2008). Pur essendosi evoluto nel bioma temperato *stricto sensu*, grazie alla sua eccezionale plasticità l'ailanto si è perfettamente adattato al contesto mediterraneo, colonizzando le fitocenosi locali. La diffusa presenza di questa specie invasiva determina infatti una significativa riduzione della biodiversità locale (MEGGARO & VILÀ, 2002), ha un notevole impatto sulla funzione e sulla struttura degli ecosistemi invasi (VILÀ *et al.*, 2006; TRAVERSESE *et al.*, 2008), e altera i caratteri fisico-chimici del suolo, determinando generalmente un incremento del pH, della quantità di Ca scambiabile (VILÀ *et al.*, 2006; CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2009; GÓMEZ-APARICIO & CANHAM, 2008a) e del tenore di azoto, sebbene ciò non sempre si traduca in una effettiva maggiore disponibilità di azoto utilizzabile (CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2009). Anche nella nostra isola questo albero si comporta da specie tipicamente pioniera, aggressiva colonizzatrice di aree scoperte, grazie alla rapidissima crescita iniziale, soprattutto in piena luce, e con tassi di accrescimento particolarmente elevati. Sfruttando un'efficiente disseminazione anemocora, i semi possono percorrere lunghe distanze e consentire nel tempo l'invasione di nuovi territori, mentre la vigorosa crescita clonale gli permette di coprire rapidamente il suolo, impedire la rinnovazione delle specie autoctone, dominando comunità vegetali molto povere e semplificate in termini di struttura e di composizione specifica. Pur raggiungendo il proprio *optimum* ecologico nelle formazioni di mantello (PASTA & LA MANTIA, 2008), l'ailanto si adatta in Sicilia a differenti regimi termo-pluviometrici, ad ogni tipo di substrato, a condizioni di elevato stress ambientale e di intenso e frequente disturbo antropico. Localmente esso mostra una plasticità ambientale raramente riscontrabile fra le specie arboree native. Tra le cause di invasività della pianta, alcune – ovvero la moltiplicazione vegetativa, la fioritura tardiva (estiva) che gli permette di sfuggire a potenziali danni da gelo, la disseminazione anemocora, la quantità dei semi prodotti, l'impollinazione anemofila e la plasti-

cità fenotipica – sembrano avere un ruolo particolarmente favorevole ai fini dell'adattamento alle condizioni ambientali mediterranee. Sono questi alcuni dei caratteri più frequentemente riscontrati – e quindi presumibilmente più importanti per garantire il successo invasivo – in oltre 350 specie alloctone naturalizzate nel bacino del Mediterraneo (LLORET *et al.*, 2005). Un aspetto che riveste un'importanza strategica per l'invasione degli ambienti siciliani e degli ecosistemi mediterranei è sicuramente l'adattamento alla siccità estiva e alla conseguente riduzione della disponibilità idrica nel suolo. Già i semenzali di due anni sopravvivono bene anche in condizioni di accentuato stress idrico, e non mostrano una significativa riduzione della crescita rispetto ai semenzali ben irrigati (TRIFILÒ *et al.*, 2004). L'ailanto adotta un'efficace strategia di conservazione delle risorse idriche, attraverso la chiusura degli stomi e la riduzione della conducibilità idraulica radicale, che non rallentano tuttavia i tassi di accrescimento. Le radici possono sopportare elevate temperature del suolo (sino a 36 °C: GRAVES *et al.*, 1991), e al progressivo incremento delle condizioni di stress rispondono con la riduzione dell'assorbimento idrico. Alla marcata resistenza nei periodi siccitosi, l'ailanto associa, a livello anatomico, la presenza di un consistente numero di anelli attivi, indice di una buona capacità di approvvigionamento idrico nei momenti favorevoli (ARNABOLDI *et al.*, 2003). In questo modo, la pianta resiste bene durante la stagione caldo-arida mediterranea ed è in grado di riprendere prontamente la propria attività vegetativa non appena migliora lo stato idrico del suolo. Anche la frequenza degli incendi finisce per facilitare l'ailanto, la cui resistenza al passaggio del fuoco appare strettamente legata all'eccezionale capacità di ricacciare dalle radici e dalla ceppaia danneggiata. Un recente studio ha permesso di verificare che, mentre la mortalità dei semenzali un anno dopo l'incendio risulta particolarmente elevata, da numerose piante bruciate si sono sviluppati vigorosi polloni, capaci di raggiungere persino 270 cm di altezza nell'arco di una singola stagione di accrescimento (MEGGARO & VILÀ, 2002). Un ulteriore aspetto che favorisce l'abilità competitiva dell'ailanto nei confronti della flora locale è la sostanziale assenza di nemici naturali in Sicilia, siano essi funghi patogeni, insetti fitofagi o erbivori al pascolo. Nessuno studio infatti ha sinora segnalato casi di morie o di deperimenti significativi a carico dell'ailanto, ovvero tali da costituire un possibile freno alla sua continua e costante espansione demografica.

Conoscenze pregresse sull'auto- e sinecologia dell'ailanto in Europa e nel Mediterraneo

Diversi studiosi medioeuropei (KROPÁČ *et al.*, 1971; HADAČ & SOFRON, 1980; GUTTE *et al.*, 1987; MUCINA *et al.*, 1993; MUCINA, 1997; UDVARDY,

1998; ZERBE, 2003; SÎRBU & OPREA, 2011) si sono cimentati nel tentativo di inquadrare le neoformazioni forestali dominate da alberi esotici pionieri come *Broussonetia papyrifera* (L.) Vent., *Negundo aceroides* Moench (= *Acer negundo* L.) e *Robinia pseudoacacia* L.. È stata così istituita la classe *Robinietea* Jurko ex Hadač & Sofron 1980, di cui *Ailanthus altissima* è specie caratteristica. Va tuttavia precisato in questa sede il fatto che, pur mostrando esigenze ecologiche molto simili, e trovandosi a colonizzare gli stessi contesti, *Robinia* e *Ailanthus* tendano a dominare comunità contigue ma separate. Prove sperimentali hanno dimostrato che se e dove le due specie entrano in competizione *Ailanthus* tende ad avere la meglio (CALL & NILSEN, 2005). Nei lavori più recenti (es.: EXNER & WILLNER, 2004) tale classe è stata tuttavia inclusa nella classe *Galio-Urticetea* Passarge ex Kopecký 1969 per via della sua scarsa differenziazione floristica e della preponderante presenza di megaforbie igronitrofile. Sebbene manchi un inquadramento fitosociologico delle comunità ad *Ailanthus altissima* dei paesi mediterranei, appare tuttavia evidente come la specie costituisca popolamenti rigogliosi soprattutto in contesti caratterizzati da un discreto apporto idrico – quantomeno stagionale – e/o da microclima caldo-umido. Infatti, COSTA TENORIO *et al.* (1998) lo riportano per le boscaglie igrofile della Spagna, QUÉZEL & MÉDAIL (2003) e SCHNITZLER *et al.* (2007) lo annoverano tra le invasive dei corsi d'acqua mediterranei, mentre BELOUAHEM-ABED *et al.* (2009) ne indicano la pericolosa competizione con *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner nelle ripisilve algerine. Merita d'essere evidenziato il fatto che *Ailanthus altissima* costituisca una seria minaccia per le aree umide incolte poste ai bordi dei corsi d'acqua anche negli altri paesi interessati da bioclina mediterraneo, come ad esempio la California (DUDLEY, 1998).

Stando a quanto riportato nel manuale d'interpretazione degli habitat d'interesse comunitario ai sensi della Direttiva UE 92/43 "Habitat" presenti sul territorio nazionale (SOCIETÀ BOTANICA ITALIANA, 2009), l'invasione di *Ailanthus altissima* risulterebbe un problema circoscritto a comunità forestali dominate da latifoglie decidue, di cui una a carattere meso-xerofilo (habitat 91AA* "Boschi orientali di quercia bianca") e tutte le altre termo- o meso-igrofile, corrispondenti agli habitat 91B0 "Frassineti termofili a *Fraxinus angustifolia*", 91E0* "Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)", 91F0 "Foreste miste riparie di grandi fiumi a *Quercus robur*, *Ulmus laevis* e *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* o *Fraxinus angustifolia* (*Ulmenion minoris*)", 92A0 "Foreste a galleria di *Salix alba* e *Populus alba*".

Partendo da queste premesse, chi si immaginasse la presenza di una ricca letteratura sulle formazioni ad ailanto resterebbe sorpreso. Infatti, mentre esistono alcuni contributi alla descrizione floristica, strutturale e dinamica delle

cenosi a *Robinia pseudoacacia* del Piemonte (MONDINO & SCOTTA, 1987), della Toscana (ARRIGONI, 1997; LANDI *et al.*, 2002), dell'Emilia Romagna (BIONDI *et al.*, 1997), della Valtellina (PAROLO, 2002) e dell'Alto Adige (WILHALM *et al.*, 2008) e se si eccettua qualche cenno per il comprensorio del Lago Trasimeno in Umbria (ORSOMANDO & CATORCI, 1991), mancano del tutto informazioni fitosociologiche sugli aggruppamenti ad ailanto presenti sul territorio nazionale, che non vengono neppure menzionati da PIGNATTI (1998) né da UBALDI (2008). Colpisce il fatto che la xenofita figurì solo di rado nelle migliaia di rilievi fitosociologici pubblicati sul territorio nazionale, pur essendo capace di colonizzare svariate comunità, come denota la sua presenza in alcuni rilievi effettuati nelle Marche da ALLEGREZZA *et al.* (2006) in pinete, querceti a roverella e incolti. Di contro, consultando la letteratura tecnico-scientifica a carattere forestale e la documentazione disponibile nel campo dell'ingegneria naturalistica a livello nazionale, emerge in modo chiaro come *Ailanthus altissima* si comporti come specie fortemente invasiva in tutte le regioni d'Italia. La varietà degli ambienti in cui cresce ha un comune denominatore – il disturbo antropico – che la specie sembra in grado di tollerare perfettamente, se non di sfruttare a suo vantaggio: infatti l'ailanto colonizza in modo particolarmente rapido ed efficace le sponde dei tratti fluviali o le particelle degli impianti forestali soggetti a drastica "ripulitura", ambienti prediletti da altre specie opportuniste nitrofile a rapida crescita quali *Rubus ulmifolius* Schott e *Sambucus nigra* L.

Esperienze di controllo

Come è noto, l'efficacia delle azioni di contrasto delle specie alloctone invasive diminuisce all'aumentare dello stadio del processo invasivo al quale si interviene, ovvero tanto prima si agisce concretamente, quanto più alta è la probabilità di effettivo successo (REJMÁNEK *et al.*, 2005; BARDSLEY & EDWARDS-JONES, 2007).

L'eradicazione dell'ailanto è un problema talmente grave all'interno di aree di pregio naturalistico – come i Siti della rete Natura 2000 – da figurare sempre più spesso tra le azioni finalizzate alla tutela e salvaguardia di specie e habitat d'interesse comunitario. È il caso di diversi progetti "Life", come ad esempio i seguenti quattro tuttora in corso in Italia: 1) LIFE08 NAT/IT/000353 "Life Montecristo 2010 - Eradicazione di componenti florofaunistiche aliene invasive e tutela di habitat nell'Arcipelago Toscano" (<http://www.montecristo2010.it>), 2) LIFE04 NAT/IT/000153 "Alta Tuscia - Azioni urgenti per la salvaguardia dei Siti Natura 2000 dell'Alta Tuscia" (<http://www.life-natura.viterbo.it>), 3) LIFE07 NAT/IT/000519 PROVIDUNE - Conservazione e ripristino di habitat dunali nei siti delle Province di

Cagliari, Matera, Caserta” (<http://www.providune.it>) e 4) LIFE09 NAT/IT/000118 “RI.CO.PR.I - Ripristino e Conservazione delle PRaterie aride dell’Italia centro-meridionale” (<http://www.lifericopri.it>), che vede consorziati Lazio e Basilicata. La consultazione dei siti internet suindicati offre peraltro un quadro ben più allarmante sull’ampiezza dello spettro di habitat per i quali questa xenofita costituisce una minaccia concreta.

Nel caso specifico dell’ailanto in Sicilia, in considerazione dell’ampia diffusione su tutta l’isola, e vista l’impossibilità concreta di eliminarlo completamente, soltanto un intervento organico e complessivo potrà rivelarsi realmente efficace e duraturo nonché economicamente ed ecologicamente sostenibile. In primo luogo sarebbe necessario individuare le metapopolazioni a differente priorità di intervento, valutando primariamente l’importanza ecologico-ambientale dei siti invasi ed in seconda istanza il livello di invasione già in atto. Nelle aree ritenute di maggiore interesse si dovrà intervenire rapidamente attraverso azioni di lotta diretta associate ad un costante monitoraggio degli interventi eseguiti. Viste le notevoli capacità disseminative dell’ailanto, gli interventi di eradicazione effettuati potranno essere realmente efficaci a lungo termine soltanto se verranno affiancati dall’eliminazione di tutte le piante portaseme eventualmente presenti nel raggio di almeno 200 m dalle aree trattate (KOTA, 2005). La sua eliminazione definitiva è tuttavia particolarmente difficile e complessa, come è noto da tempo, tanto che già SENNI (1935) la considerava “*più facile a piantarla che a distruggerla*”. I più recenti tentativi di lotta lo confermano pienamente. Soltanto nei primissimi stadi dell’invasione, e nel caso di nuclei circoscritti, si può ricorrere all’estirpazione diretta, poiché ben presto i giovani semenzali sviluppano la radice principale, e da essa si dipartono estese ramificazioni laterali che possono originare nuovi polloni (KOWARIK & SÄUMEL, 2007). Il solo trattamento meccanico, che preveda il taglio al colletto radicale o la cercinatura, non si è rivelato sufficiente a ridurre la straordinaria e persistente capacità dell’ailanto di emettere polloni dalla ceppaia o dalle numerose radici laterali, apparendo anzi controproducente dal momento che la densità dei ricacci emessi, e quindi la copertura del suolo, aumenta notevolmente (BURCH & ZEDAKER, 2003; MELOCHE & MURPHY, 2006; CONSTÁN-NAVA *et al.*, 2010; BOWKER & STRINGER, 2011), soprattutto nel caso di tagli occasionali ed incostanti, al di fuori di una precisa programmazione. Neanche l’esecuzione di due tagli all’anno, eseguiti per cinque anni consecutivi, ha ridotto significativamente la facoltà pollonifera della specie (CONSTÁN-NAVA *et al.*, 2010). Finora, soltanto la combinazione di trattamenti fisici e chimici ha garantito risultati efficaci; incoraggianti appaiono in tal senso i primi risultati del succitato Progetto Life Montecristo 2010. Fra le sostanze utilizzate, il glifosate, erbicida sistemico a basso impatto ambientale, con scarsa mobilità nei suoli e nell’aria e che viene inattivato dalla

degradazione microbica (SCHUETTE, 1998), ha fornito ottimi risultati (MELOCHE & MURPHY, 2006; CONSTÁN-NAVA *et al.*, 2010; BOWKER & STRINGER, 2011). Per favorirne l'assorbimento a livello radicale, il periodo migliore per intervenire sembra essere luglio-agosto, nella fase tardiva della ripresa vegetativa (HOSHOVSKY, 1988).

La diffusione della specie e la necessità di lotta ha determinato una vasta letteratura sul tema. Oltre a quella citata si veda quanto riportato in DITOMASO & KYSER (2007) e in BOWKER & STRINGER (2011), mentre lo studio che va certamente considerato il principale punto di riferimento per gli interventi di controllo dell'ailanto negli ambienti forestali mediterranei è quello di CONSTÁN-NAVA *et al.* (2010). La ricerca condotta in un parco naturale nella provincia di Alicante, nel sud-est della Spagna, si è basata su un esteso campione di individui trattati, e ha valutato l'effetto di trattamenti fisico-chimici combinati per ben cinque anni, col risultato che soltanto il taglio al colletto unito all'applicazione del glifosate ha ridotto sensibilmente la biomassa epigea, l'indice di superficie fogliare e l'altezza dei ricacci emessi dalle piante trattate, con la conseguente riduzione della loro abilità competitiva. Per queste ragioni, secondo gli autori, “*un trattamento di taglio combinato all'erbicida dovrebbe essere incluso nei piani di gestione delle aree mediterranee protette e la tecnica dovrebbe essere monitorata a lungo termine per valutarne il reale successo e per assicurare la ricolonizzazione delle specie native ed il recupero dell'ecosistema*”.

Per quanto riguarda gli interventi di lotta biologica, in linea generale per l'ailanto le possibilità di attuare un'efficace azione di contrasto basata su parassiti o patogeni naturali sono soltanto ai primordi, e riguardano principalmente gli Stati Uniti. Qui, sulla base dei numerosi antagonisti naturali presenti nelle aree di indigenato della pianta (DING *et al.*, 2006), sono stati identificati due artropodi, due ruggini, un lepidottero ed un patogeno fungino come potenziali agenti di controllo biologico. Anche *Verticillium albo-atrum* Reinke & Berthold, un altro parassita fungino, si è mostrato particolarmente patogenico nei confronti dell'ailanto e ha determinato un'alta mortalità nelle prove di inoculazione effettuate su semenzali e piante adulte (SCHALL & DAVIS, 2009). In Europa, nonostante l'inserimento dell'ailanto fra le specie *target* per le quali sarebbe opportuno elaborare strategie di contrasto basate sul controllo biologico (SHEPPARD *et al.*, 2006), mancano sinora studi specifici ed effettive sperimentazioni. Soltanto due specie fungine, *Fusarium oxysporum* von Schlechtendal e *Verticillium dahliae* Kleb., sembrano degne di attenzione (BAŞNOU & VILÀ, 2009), sebbene possano attaccare importanti specie autoctone come l'olivo (MAETZKE, 2005). Pertanto, la possibilità di effettuare la lotta diretta dell'ailanto utilizzando organismi viventi appare una soluzione non praticabile, per lo meno a breve e medio termine. Per i sistemi forestali utilizzati, non va infine trascurata l'importanza della lotta indiretta,

che consiste nel mantenere un'adeguata copertura del suolo, e quindi condizioni di luce che rendono difficile l'ingresso dell'ailanto all'interno del sottobosco (ADDARIO, 2007).

RISULTATI DELLE INDAGINI DI CAMPO

Ecogeografia dell'ailanto in Sicilia

In attesa di concludere il programma di rilevamento degli aggruppamenti ad ailanto, avviato per colmare la mancanza di informazioni sui biotopi e sulle comunità invasi da questa specie in Sicilia, viene fornita una lista preliminare dei contesti in cui ne è stata riscontrata la presenza, proponendo una correlazione tra tipologie d'uso del suolo, vegetazione e habitat d'interesse comunitario (Tab. 1). Come illustra la mappa riportata in figura 4, l'ailanto si conferma essere la più diffusa ed invasiva specie arborea alloctona presente in Sicilia. Dai risultati dell'indagine sulla distribuzione regionale emerge una capillare presenza che interessa gran parte del territorio, con una distribuzione altimetrica compresa tra 0 e 1.300 m s.l.m. Registrata presso Montalbano Elicona (ME), quest'ultima risulterebbe la

Legenda della Tabella 1:

C-L: Cisto-Lavanduletea Br.-Bl. in Br.-Bl., Molinier & Wagner 1940 em. Rivas-Martínez 1968; C-M: Cisto-Micromerietea julianae Oberdorfer 1954; CSS: Cytisetea scopario-striati Rivas-Martínez 1975; G-U: Galio-Urticetea Passarge ex Kopecký 1969; L-S: Lygeo-Stipetea tenacissimae Rivas-Martínez 1978; M-A: Molinio-Arrhenatheretea R. Tx. 1937; N-T: Nerio-Tamaricetea Br.-Bl. & O. de Bolòs 1958; P-M: Phragmito-Magnocaricetea Klika in Klika & Novák 1941; P-P: Polygono-Poëtea annuae Rivas-Martínez 1975; P-S: Pegano-Salsolitea Br.-Bl. et O. de Bolòs 1958; PJ: Parietarietea judaicae Oberdorfer 1977; Q-F: Querco-Fagetea Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937; R-P: Rhamno-Prunetea Rivas Goday & Borja Carbonell ex R. Tx. 1962; QI: Quercetea ilicis Br.-Bl. ex A. & O. de Bolòs 1947; S-H: Scrophulario-Helichrysetea Brullo, Scelsi & Spampinato 1998; SM: Stellarietea mediae R. Tx. Lohmeyer & Preising ex von Rochow 1951; SP: Salicetea purpureae Moor 1958; *: *habitat d'interesse prioritario*. 3280: *fiumi mediterranei a flusso permanente con vegetazione dell'alleanza Paspalo-Agrostidion e con filari ripari di Salix e Populus alba*; 3290: *Fiumi mediterranei a flusso intermittente con il Paspalo-Agrostidion*; 5220*: *matorral arborescenti di Zizyphus*; 5230*: *matorral arborescenti di Laurus nobilis*; 5330 = *arbusteti termo-mediterranei e pre-desertici*; 5430: *frigane endemiche dell'Euphorbio-Verbascion*; 6220*: *percorsi substeppici di graminacee e piante annue dei Thero-Brachypodietea*; 6310: *dehesas con Quercus spp. sempreverdi*; 6420: *praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del Molinio-Holoschoenion*; 8130: *ghiaioni del Mediterraneo centrale e termofili*; 91AA*: *boschi orientali di quercia bianca*; 91M0: *foreste pannonico-balcaniche di cerro e rovere*; 9210*: *Faggeti degli Appennini con Taxus e Ilex*; 9220*: *Faggeti degli Appennini con Abies alba e faggete con Abies nebrodensis*; 9260: *Boschi di Castanea sativa*; 92A0: *Foreste a galleria di Salix alba e Populus alba*; 92C0: *Foreste di Platanus orientalis e Liquidambar orientalis (Platanion orientalis)*; 92D0: *Gallerie e forteti ripari meridionali (Nerio-Tamaricetea e Securinegion tinctoriae)*; 9320: *Foreste di Olea e Ceratonia*; 9330: *Foreste di Quercus suber*; 9340: *Foreste di Quercus ilex e Quercus rotundifolia*; 9530*: *Pinete (sub)mediterranee di pini neri endemici*.

Tab. 1

Quadro sinottico delle categorie d'uso del suolo, classi di vegetazione e habitat d'interesse comunitario occasionalmente (o), frequentemente (f) o gravemente (g) colpiti dai processi di spontaneizzazione di Ailanthus altissima in Sicilia.

Categorie d'uso del suolo (codice e legenda CLC-2000 3° livello)	Classi fitosociologiche di pertinenza delle comunità invasive	Habitat d'interesse comunitario (Dir. 92/43 CEE)	Livello di invasione
111 Zone residenziali a tessuto continuo	P-P; SM; PJ		g
112 Zone residenziali a tessuto discontinuo e rado	P-P; SM; PJ		g
121 Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati	P-P; SM; PJ		f
122 Reti stradali, ferroviarie, opere d'arte e infrastrutture tecniche	P-P; SM; PJ		g
123 Aree portuali	P-P; SM; PJ		f
131 Aree estrattive	P-P; SM; PJ		f
132 Discariche	SM; P-S		g
141 Aree verdi urbane	P-P; SM; PJ		g
151 Siti archeologici	P-P; SM; PJ		g
152 Monumenti e rovine	SM; PJ		g
242 Sistemi colturali e particellari complessi	SM; L-S		o
243 Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti	SM; L-S; R-P	6220*	o
244 Aree agro-forestali	SM; L-S; R-P	5330, 6220*, 6310, 9320, 9330 e 9340	o
311 Boschi di latifoglie	QI; Q-F	5230*, 91AA*, 91M0, 9210*, 9220* e 9260	o
312 Boschi di conifere	QI; Q-F	9530* e 9540	o
313 Boschi misti di conifere e latifoglie	Q-F	91AA*, 9340 e 9530*	o
321 Prati-pascoli naturali e praterie	SM; L-S; M-A	6220* e 6420	o
322 Brughiere e cespuglieti	C-L; C-M; CSS e R-P =	5430	f
323 Aree a vegetazione sclerofilla	QI	5220*, 5330, 6310, 9320, 9330 e 9340	o
332 Rocce nude, falesie, rupi e affioramenti	PJ		o
333 Aree con vegetazione rada	S-H + PJ	8130	o
511 Corsi d'acqua, canali, idrovie	P-M, G-U, N-T, SP	3280, 3290, 92A0, 92C0 e 92D0	f

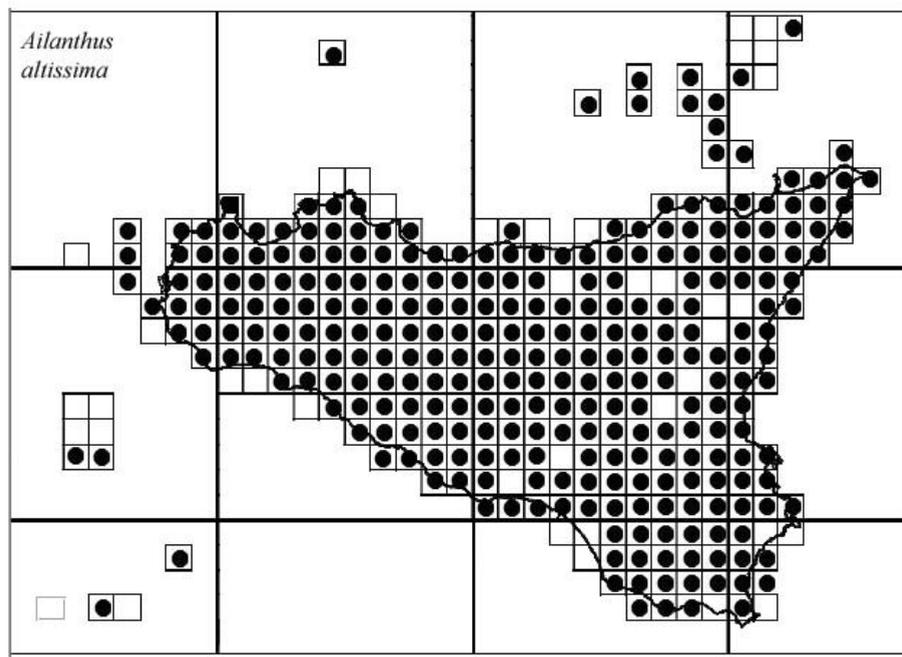


Fig. 4 — Distribuzione di *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle in Sicilia.

quota più elevata sinora registrata in tutto il Mediterraneo europeo (KOWARIK & SÄUMEL, 2007). Anche se risultano occupati dalla specie la gran parte dei quadrati UTM della carta di distribuzione, appare necessario un approfondimento ad una maggiore scala di dettaglio per comprendere meglio il *trend* e quali sono i biotopi che costituiscono il bersaglio preferenziale dei processi invasivi (BALOGH *et al.*, 2007). Pur trovando il proprio *optimum* ecologico negli orizzonti bioclimatici termomediterraneo e mesomediterraneo, l'ailanto conferma in Sicilia la propria eccezionale plasticità ecologica, riuscendo ad insediarsi sia nei contesti più caldi ed aridi dell'inframediterraneo (da 12 a 19 °C), ad esempio a Pantelleria e Lampedusa, sia in quelli più umidi e freschi del supramediterraneo, ad esempio sui Nebrodi e sulle Madonie, occupando ambiti caratterizzati da precipitazioni comprese tra 350 e 1.200 mm. La capacità dell'ailanto di costituire dense formazioni quasi monospecifiche è nota da tempo (LA MANTIA *et al.*, 2001), e risulta evidente anche dai risultati del recente inventario forestale regionale (CAMERANO *et al.*, 2011). Gli ailanteti rappresentano infatti un ben definito tipo forestale corrispondente al Codice BS60X pertinente alla categoria forestale delle formazioni pioniere e secondarie, la cui superficie occupata è stimata in 233 ha, pari allo 0,04% dell'intera superficie foresta-

le siciliana. Preoccupante è infine la diffusione dell'ailanto all'interno del sistema delle aree naturali protette, e nei numerosi ecosistemi insulari che circondano la Sicilia. Con la sola eccezione di Marettimo, la specie è presente su tutte le isole parasicule (DOMINA & MAZZOLA, 2008), alterando il paesaggio vegetale persino su alcuni isolotti minori (DE SANTIS *et al.*, 1995). Giacché i contesti insulari rivestono un rilevante interesse scientifico e biogeografico, qui gli interventi di lotta, affiancati a costanti attività di monitoraggio delle aree invase, dovrebbero assumere carattere di particolare urgenza (PASTA & LA MANTIA, 2008).

Senza dubbio le indagini in corso permetteranno di stabilire meglio il dinamismo delle comunità colonizzate dall'ailanto e di verificarne la sociabilità e l'effettivo impatto sulla diversità. Riguardo a quest'ultimo aspetto, se è vero che *Ailanthus* tende a creare popolamenti puri per quanto concerne lo strato arboreo, la situazione è più articolata e controversa se si prende in considerazione lo strato arbustivo e quello erbaceo. Mentre GAERTNER *et al.* (2009) indicano un generico declino della ricchezza specifica in seguito all'ingresso ed all'esplosione demografica delle xenofite, in Grecia FOTIADIS *et al.* (2011) hanno addirittura registrato una maggiore *evenness* degli ailanteti rispetto alle formazioni pre-forestali autoctone; tale apparente paradosso si spiega con l'abbondanza di specie erbacee sinantropiche. L'aspetto più critico da prendere in considerazione è la modalità di occupazione dello spazio e, quindi, delle nicchie delle specie native (POWELL *et al.*, 2011): studiando numerosi casi d'invasione nel fynbos sudafricano, RICHARDSON *et al.* (1989) hanno evidenziato come l' α -diversità locale crolli solo se una specie legnosa alloctona riesce a creare uno strato dominante realizzando una copertura continua.

Esperienze di controllo in Sicilia

I risultati preliminari della sperimentazione condotta da uno degli autori del presente contributo (BADALAMENTI, 2011) mostrano l'efficacia dell'iniezione diretta di glifosate all'interno di fori realizzati sul tronco. Le prove preliminari hanno dato infatti ottimi risultati: le dosi iniettate sono state di 1 e 2 ml in funzione delle dimensioni del pollone trattato. Tuttavia è emerso come vada considerato non soltanto il diametro a petto d'uomo, come suggerito da DITOMASO & KYSER (2007), ma anche il diametro al colletto. In seguito a dei tagli, infatti, individui di una certa età possono presentare fusti di dimensioni ingannevolmente ridotte, mentre necessitano di un trattamento energetico con la dose di 2 ml. In ogni caso per piante policauli è utile ricorrere ad un trattamento per ciascun pollone.

Altri tentativi sono stati compiuti dall'ente gestore della Riserva Natura-

le Orientata “Pantalica, Valle dell’Anapo, Torrente Cava Grande” lungo il fiume Anapo (SR) procedendo a dei tagli ed alla successiva copertura della ceppaia.

CONCLUSIONI: QUALE FUTURO PER L’AILANTO IN SICILIA?

Possibile sfruttamento negli agro-ecosistemi, negli impianti forestali e a fini energetici

Ad eccezione di sporadici casi (es.: al Vallone Forbice a Lampedusa 5-6 anni fa), in Sicilia l’ailanto non viene più impiantato già da diversi decenni. Nonostante ciò continua, invece, ad essere molto presente nei viali e nei giardini delle città dell’isola (BAZAN *et al.*, 2005), dove la specie caratterizza alcuni contesti urbani; si pensi ai celebri ailanti all’interno della chiesa di Santa Maria dello Spasimo a Palermo (Fig. 5) (PINTAGRO, 1999) o alle alberature di diverse cittadine dell’isola. Per comprendere la necessità di ridurre progressivamente il ricorso all’ailanto in ogni settore, è tuttavia sufficiente confrontare i presumibili costi e i benefici relativi ad ogni possibile campo d’impiego futuro. L’utilizzo negli ambienti urbani, ad esempio, è stato certamente giustificato dal valore estetico dell’albero, e soprattutto dalla sua notevole resistenza agli inquinanti dell’aria e del suolo. A questi pregi bisogna però affiancare i numerosi difetti esistenti, oltre al cattivo odore emanato dagli abbondanti fiori maschili, alla capacità di invadere facilmente gli spazi urbani vicini (verdi e non), rendendone molto più difficile ed onerosa la gestione, non bisogna trascurare le caratteristiche tecniche del potente ed esteso apparato radicale. Per queste ragioni, riteniamo che ne andrebbe categoricamente vietato l’utilizzo – anche attraverso un decreto regionale *ad hoc* – non soltanto per la possibile diffusione nelle aree limitrofe, ma anche perché l’ailanto è un potente biodeteriogeno (ALMEIDA *et al.*, 1994), essendo capace di degradare fisicamente e chimicamente le rocce, minacciando pertanto la stabilità e l’integrità di palazzi ed altri edifici urbani ed extra-urbani di rilevante interesse storico-architettonico, compresi i siti archeologici, in cui risulta particolarmente diffusa a livello sia nazionale (CELESTI GRAPOW *et al.*, 1996; CELESTI-GRAPOW & BLASI, 1998, 2004) sia regionale (DIA & NOT, 1991; DI BENEDETTO & GRILLO, 1995; POLI MARCHESE *et al.*, 1995, 2001; LO GIUDICE & CRISTAUDDO, 1998; NOT & LO CAMPO, 1998; ATTARDO & TRIGILIA, 1999; LO GIUDICE *et al.*, 2001; CORBETTA *et al.*, 2002; GUELI *et al.*, 2005; GUELI & LO GIUDICE, 2005; GUGLIELMO *et al.*, 2006; LICITRA & NAPOLI, 2011).



Fig. 5 — Gli ailanti all'interno della chiesa di Santa Maria dello Spasimo costituiscono dei “totem” verdi per la collettività palermitana.

Particolare preoccupazione desta, inoltre, l'inserimento della specie tra quelle utilizzabili nei cedui a turno molto breve – secondo i moduli colturali della *Short Rotation Forestry* – per la produzione di *biofuel*, un settore economico in forte ascesa. Tralasciando in questa sede una valutazione economica relativa alla possibilità di utilizzare l'ailanto in tali sistemi produttivi, vogliamo però mettere in evidenza i potenziali rischi ambientali che una simile scelta potrebbe produrre. La possibilità di introdurre e diffondere piante alloctone invasive attraverso l'utilizzo in colture dedicate ad uso energetico è stata recentemente affrontata da diversi studiosi (RAGHU *et al.*, 2006; BARNEY & DiTOMASO, 2008). Innanzitutto esiste un forte nesso fra i caratteri che favoriscono la produzione di biomassa (es.: rapidità di crescita, elevata produzione di seme, facilità e versatilità dei sistemi riproduttivi, resistenza a patogeni e malattie) e quelli che catalizzano l'invasività nelle piante (CROSTI & FORCONI, 2007). Gli agro-ecosistemi, ambienti con cui spesso si trovano a contatto gli impianti a biomassa, sono inoltre sistemi semplificati e disturbati particolarmente suscettibili di essere invasi. Il rilascio su vasta scala e le ripetute introduzioni nel tempo aumentano inoltre considerevolmente la probabilità di diffusione di specie invasive nelle aree limitrofe ad esempio sulle formazioni arboree lineari – siepi e margini dei campi – che rivestono un ruolo strategi-

co come elementi diversificatori del paesaggio agricolo (LA MANTIA, 1997) ma che possono diventare via preferenziale di diffusione della specie alloctona (MERRIAM, 2003). Recentemente, CROSTI *et al.* (2010), attraverso una procedura di valutazione del rischio d'invasione – *Weed Risk Assessment* – già testata in diverse aree del mondo, hanno assegnato all'ailanto il punteggio più alto fra le alloctone invasive, e ne sconsigliano pertanto l'utilizzo in impianti specializzati a fini energetici. Adottando gli opportuni accorgimenti è possibile ridurre il rischio d'invasione da parte delle piante alloctone (CROSTI, 2009), ma nel caso dell'ailanto l'attività di controllo risulta particolarmente difficile, se non impossibile, soprattutto dove ne è stato realizzato l'impianto su ampie superfici. Trascurando del tutto le problematiche connesse con la sua invasività, l'ailanto figura comunque tra le specie utilizzabili nelle colture arboree realizzate in Sicilia a fini energetici. È questo il caso della recente Deliberazione 281/2011 emanata dalla Giunta Provinciale di Caltanissetta nell'ambito del Progetto "Rigelafor" (<http://www.provincia.caltanissetta.it/albopretorioonline/2011-0281-08-GIU.pdf>). Va precisato che sebbene l'utilizzo dell'ailanto a scopi energetici sia un'ipotesi presa in considerazione da lungo tempo (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1980), per via del buon potere calorifico del suo legno, del tutto confrontabile con quello di altre ben note specie forestali (DEMIRBAŞ, 1997; http://www.dof.virginia.gov/health/resources/pub_Ailanthus-Control-and-Utilization.pdf), un tale uso in Sicilia va sconsigliato per le conseguenze che la sua presenza ha già provocato in diversi contesti semi-naturali, in piena antitesi con la "*valorizzazione agro-energetica delle aree interne e delle aree marginali mediante interventi di riqualificazione ambientale e riforestazione produttiva*", volendo citare uno degli obiettivi dichiarati del suddetto progetto.

Per le stesse ragioni l'ailanto non si presta all'uso all'interno degli agroecosistemi, come elemento singolo o in formazioni lineari come frangivento, dal momento che la sua presenza in realtà riduce la diversità che si vuole introdurre e non si produce alcun beneficio per le biocenosi naturali. Oltre alle note conseguenze ecologiche, l'impiego dell'ailanto negli interventi di difesa del suolo e nel consolidamento dei versanti appare poco opportuno perché si tratta di pianta spogliante durante il periodo autunnale-invernale, cioè proprio quando si concentrano le piogge con maggiore capacità erosiva.

In definitiva, nonostante la presenza di numerosi caratteri teoricamente favorevoli al suo utilizzo, l'ailanto, più che una risorsa economicamente sfruttabile, va considerato in Sicilia una pianta da contenere e controllare, e come tale rappresenta un costo per i necessari interventi di monitoraggio e lotta diretta. Dalle informazioni già raccolte sul campo e dalla ricerca bibliografica, appare inoltre evidente che il processo invasivo non è affatto completato, e rimangono ampie porzioni di territorio regionale che rischiano d'essere

occupate, soprattutto in assenza di idonee ed organiche strategie di contrasto e in condizioni di crescente impatto antropico sul territorio. Poiché l'ailanto è diffusamente presente in tutta la regione, gli interventi necessari dovrebbero essere prioritariamente rivolti al sistema delle aree naturali protette e ai territori di rilevante interesse scientifico e conservazionistico (aree protette e Siti Natura 2000: LA MANTIA *et al.*, 2009 a-f; CAMERANO *et al.*, 2011). A scala locale, gli interventi di lotta potranno avere successo soltanto se basati su trattamenti fisico-chimici combinati, e se inseriti all'interno di un preciso piano di interventi che preveda anche l'impianto di specie autoctone, in modo da accelerare il ripristino delle dinamiche successionali e favorire la ricostituzione di comunità vegetali più diversificate e stabili. In assenza di gestione attiva del processo invasivo, il rischio concreto è che numerose aree invase del territorio siciliano si trasformino col tempo in popolamenti monofitici di ailanto, con disastrose conseguenze ecologiche.

Dalla lotta all'utilizzo, da problema a panacea? Possibili utilizzi dell'ailanto in ambito sanitario e agronomico

Le caratteristiche dell'ailanto, diffusamente trattate nei capitoli precedenti, ne fanno una specie "pericolosa" per gli ambienti naturali, ma la specie indubbiamente contribuisce a ricoprire di "superficie fotosintetizzante", e quindi a comportarsi da *sink* di carbonio, aree altrimenti non idonee ad ospitare vegetazione arborea (aree suburbane, cave dimesse ed altri contesti ruderali e degradati). Le ricerche condotte ai fini della stesura di questo contributo hanno permesso di evidenziare tre funzioni – fitoterapeutica, farmacologica e fitotossica – che possono contribuire a valorizzare una specie ampiamente diffusa e, francamente, difficile da eradicare.

Da tempo l'ailanto viene utilizzato nella medicina tradizionale orientale: già nel 731 d.C. in un manoscritto di materia medica viene descritto l'uso delle radici per la cura delle malattie mentali (HU, 1979). In Cina e nella tradizione asiatica l'uso delle diverse parti della pianta a scopo curativo è antichissimo. Ogni parte viene utilizzata a scopo terapeutico. Le foglie presentano caratteristiche astringenti e vengono impiegate per il trattamento della seborrea e della scabbia (KUNDU & LASKAR, 2010). Le radici e la corteccia presentano proprietà antispastiche, astringenti, diuretiche, ematiche, rubefacenti e vermifughe (CSIR, 1985), inoltre vengono utilizzate tradizionalmente per la cura della diarrea, della dissenteria, delle malattie cardiache, epilettiche e asmatiche. I frutti sono utilizzati per la cura di problemi oftalmici e come antiemorragici (HU, 1979).

Indagini fitochimiche su estratti di ailanto hanno dimostrato la presenza di diverse componenti: alcaloidi, terpenoidi, steroli, fenoli e flavonoidi. Questi composti sono responsabili delle diverse attività biologiche. In particolare

i metaboliti prodotti da questa pianta che hanno stimolato l'interesse della medicina e della fitochimica sono gli alcaloidi e i quassinoidi. Studi sugli alcaloidi isolati dall'ailanto mostrano attività antiproliferative (antitumorali), citotossiche, antimicotiche e antiherpetiche (OHMOTO & SUNG, 1982; OHMOTO & KOIKE, 1988; HWANG *et al.*, 2002; DE FEO *et al.*, 2005). Esperimenti condotti su cellule tumorali incubate per tempi diversi con estratti attivi di alcaloidi dell'ailanto mostrano un notevole aumento dell'apoptosi (DE FEO *et al.*, 2005). Inoltre, studi sull'alcaloide 1-metossi-cantin-6-one hanno mostrato gli effetti sull'apoptosi nelle leucemie, nei carcinomi della tiroide e negli epatocarcinomi (AMMIRANTE *et al.*, 2006).

I quassinoidi presenti negli estratti sono conosciuti per la loro attività antitubercolare (RAHMAN *et al.*, 1997), antimalarica (BRAY *et al.*, 1987), antinfiammatoria (JIN *et al.*, 2006, 2009), antivirale (OKANO *et al.*, 1990) ed antiplasmodiale (OKUNADE *et al.*, 2003). L'ailantone, tra i quassinoidi, mostra *in vitro* attività contro ceppi di *Plasmodium falciparum* Welch 1897 (OKUNADE *et al.*, 2003). Le componenti b-sitosterolo-3-O-b-D-glucoside e ocotillone presentano un'attività contro il virus dell'immunodeficienza umana (CHANG & WOO, 2003).

I fenoli e i flavonoidi determinano effetti antimicrobici (LEE *et al.*, 2002), regolazione del ciclo cellulare (HWANG *et al.*, 2002), miglioramento delle funzioni del fegato (KIM *et al.*, 1994) e miglioramento del quadro clinico nei casi di leucemia linfocitica acuta (KIM & LEE, 1997; HWANG *et al.*, 2011).

I primi studi sull'effetto fitotossico di estratto di ailanto risalgono a Mergen (1959) e Voigt & Mergen (1962), che mostrarono l'effetto inibitorio di estratti acquosi di foglie e tronchi su giovani piante adiacenti. Successivi studi dimostrarono che gli estratti di ailanto contengono allelochimici che inibiscono la germinazione e la crescita radicale di alcune specie (Heisey, 1990b). De FEO *et al.* (2003) hanno valutato l'attività erbicida di estratti, frazioni di semipurificazione e composti puri di diverse parti della pianta, evidenziando come la componente che mostra la più alta attività inibitoria sulla germinazione e sulla crescita radicale è l'ailantone estratto dalle radici.

Ancora, gli estratti di ailanto presentano attività insetticida. Diversi estratti acquosi sono stati saggiati per la loro attività aficida nei confronti di *Acyrtosyphon pisum* Harris 1776; più in dettaglio, processi di frazionamento e purificazione del decotto più attivo, ottenuto da foglie raccolte in primavera, hanno permesso di isolare l'ailantone, che determina una mortalità del 98% (DE FEO *et al.*, 2009). L'estratto acquoso di foglie di ailanto è stato saggiato, sia come repellente sia come insetticida, anche nei confronti di *Spodoptera littoralis* Boisduval 1833 (Quaranta *et al.*, 2004) e della zanzara vettore della febbre gialla, *Aedes aegypti* Linnaeus, 1862 (TSAO *et al.*, 2002); i risultati preliminari mostrano rispettivamente una netta attività *antifeedant* dell'e-

stratto acquoso di foglie di ailanto e un'elevata mortalità. Infine, studi sugli olii estratti dalla corteccia di ailanto hanno mostrato un'azione repellente e tossica nei confronti di alcuni insetti delle derrate, come i Coleotteri *Sitophilus oryzae* Linnaeus, 1758, *Oryzaephilus surinamensis* Linnaeus, 1758, *Tribolium castaneum* Herbst, 1797 e lo Psocottero *Liposcelis paeta* Pearman, 1942 (LU & WU, 2010).

Ringraziamenti — Un sentito ringraziamento va agli amici e colleghi che ci hanno aiutato a ricostruire la distribuzione attuale della specie in Sicilia: Orazio Caldarella, Giuseppe Campo, Alessandro Crisafulli, Dario Cusimano, Giuseppe Ferrigno, Lorenzo Gianguzzi, Giuseppe Garfi, Riccardo Guarino, Renzo Ientile, Alfonso La Rosa, Rosario Mascara, Angelo Scuderi, Leonardo Scuderi ed Angelo Troia. Un sentito ringraziamento a Gabriella Di Palma che ha consentito la lettura dell'articolo di De Gregorio. Si ringrazia il Dr. F. Brogna, dirigente del Dipartimento Regionale Azienda Foreste Demaniali di Siracusa, che ha consentito di visionare gli interventi effettuati lungo il fiume Anapo. Si ringraziano inoltre Salvatore Falcone per il contributo dato alla realizzazione della mappa distributiva, Bruno Massa per gli utili contributi e l'anonimo revisore per i preziosi suggerimenti. Ricerca realizzata nell'ambito degli studi condotti in seno alla convenzione tra l'Assessorato Risorse Agricole e Alimentari - Dipartimento Interventi Infrastrutturali, Area Studi e Programmazione e il Dipartimento DEMETRA "Analisi dei sistemi seminaturali e degli agro-ecosistemi nei sistemi insulari mediterranei: Isola di Lampedusa, pantani di Vendicari e sistemi agricoli regionali ad Alto Valore naturale (AVN)".

BIBLIOGRAFIA

- AA. VV., 2008 — Atlante della Biodiversità della Sicilia: Vertebrati terrestri. — *Studi e ricerche*, 6, ARPA Sicilia, Palermo: 534 pp.
- ADAMIK K. & BRAUNS F.E., 1957 — *Ailanthus glandulosa* (tree of heaven) as a pulpwood part II. — *TAPPI*, 40 (7): 522-527.
- ADDARIO E., 2007 — Il controllo di specie forestali invasive in un'area protetta. — *It. for. mont.*, n. 62 (4): 267-281.
- AFFRE L., SUEHS C.M., CHARPENTIER S., VILÀ M., BRUNDU G., LAMBON P., TRAVESET A. & HULME P.E., 2010 — Consistency in the habitat degree of invasion for three invasive plant species across Mediterranean islands. — *Biol. Inv.*, 12: 2537-2548.
- ALDRICH P.R., BRIGUGLIO J.S., KAPADIA S.N., MORKER M.U., RAWAL A., KALRA P., HUEBNER C.D. & GREER G.K., 2010 — Genetic structure of the invasive tree *Ailanthus altissima* in Eastern United States cities. — *J. Bot.*, Vol. 2010, Article ID 795735, 9 pp. doi: 10.1155/2010/795735.
- ALDRICH P.R., BRUSA A., HEINZ C.A., GREER G.K. & HUEBNER C.D., 2008 — Floral visitation of the invasive stinking ash in western suburban Chicago. — *Trans. Illinois State Acad. Sci.*, 101: 1-12.
- ALLEGREZZA M., BIONDI E. & FELICI S., 2006 — A phytosociological analysis of the vegetation of the central Adriatic of the Italian peninsula. — *Hacquetia*, 5 (2): 135-175.
- ALLEGRI E., 1962 — La introduzione e la sperimentazione in Italia di specie forestali esotiche a rapido accrescimento. — *Monti e Boschi*, n. 11/12: 507-519.
- ALMEIDA M.T., MOUGA T. & BARRACOSA P., 1994 — The weathering ability of higher plants. The case of *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle. — *Int. Biodeter. Biodegr.*, 33: 333-343.
- AMMIRANTE M., DI GIACOMO R., DE MARTINO L., ROSATI A., FESTA M., GENTILELLA A., PASCALE M.C., BELISARIO M.A., LEONE A., TURCO M.C. & DE FEO V., 2006 — 1-methoxy-

- canthin-6-one induces c-Jun NH₂-terminal kinase-dependent apoptosis and synergizes with tumor necrosis factor-related apoptosis-inducing ligand activity in human neoplastic cells of hematopoietic or endodermal origin. — *Cancer Res.*, 66 (8): 4385-4393.
- ANCA F., 1861 — Sommacco arboreo (*Ailantus glandulosa* (Desfont.)). — *Atti Soc. Acclim. Agric. Sicilia*, I: 136-142.
- ARCIDIACONO S., 2007 — L'albero che può raggiungere il cielo. — *Grifone*, 16, 6 (90): 8.
- ARNABOLDI F., CONEDERA M. & FONTI P., 2003 — Caratteristiche anatomiche ed auxometriche di *Ailanthus altissima*. — *Sherwood*, 91 (4): 9-16.
- ARNABOLDI F., CONEDERA M. & MASPOLI G., 2002 — Distribuzione e potenziale invasivo di *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle nel Ticino centrale. — *Boll. Soc. ticin. Sci. nat.*, 90 (1-2): 93-101.
- ARRIGONI DELLA TORRE D., 2009 — Seta selvatica: passato e presente. — *La Seta*, 61 (2): 30-38.
- ARRIGONI P.V., 1997 — Documenti per la carta della vegetazione delle Cerbaie (Toscana settentrionale). — *Parlatorea*, 2: 39-71.
- ATTARDO A. & TRIGILIA A., 1999 — Osservazioni sul comportamento dell'ailanto negli spazi verdi di Siracusa. — *Proc. 5th Internat. Conf. "Ecology of Invasive Alien Plants"*: 8.
- BACCETTI B., 1977 — Montecristo: una Riserva Naturale scientifica. — *Quaderni de La ricerca scientifica C.N.R.*, Roma, 98: 146-156.
- BADALAMENTI E., 2011 — Le specie alloctone invasive in sicilia: distribuzione regionale, valutazione degli impatti e strategie di contrasto. — Relazione A.A. 2010/2011. Dottorato di Ricerca in "Sistemi Arborei Agrari e Forestali". Università degli Studi di Palermo, Facoltà di Agraria. Tutor: T. La Mantia.
- BALLERO M., ARIU A., FALAGIANI P. & PIU G., 2003 — Allergy to *Ailanthus altissima* (tree of heaven) pollen. — *Allergy*, 58: 532-533.
- BALOGH L., DANCZA I. & KIRÁLY G., 2007 — Preliminary report on the grid based mapping of invasive plants in Hungary. — In: Rabitsch W., Essl F. & Klingenstein F. (eds.), *Biological Invasions: from Ecology to Conservation. Neobiota*, 7: 105-114.
- BARDSLEY D.K. & EDWARDS-JONES G., 2007 — Invasive species policy and climate change: social perceptions of environmental change in the Mediterranean. — *Environ. Science & Policy*, 10 (3): 230-242.
- BARNEY J.N. & DITOMASO J.M., 2008 — Non-native species and bioenergy: are we cultivating the next invader? — *Bioscience*, 58 (1): 64-70.
- BAŞNOU C. & VILÀ M., 2009 — *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, tree of heaven (Simaroubaceae, Magnoliophyta). Handbook of alien species in Europe. — *Springer*, Dordrecht: 342.
- BAZAN G., GERACI A. & RAIMONDO F.M., 2005 — La componente floristica dei giardini storici siciliani. — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 16: 93-126.
- BELOUAHEM-ABED D., BELOUAHEM F. & BÉLAIR G., 2009 — Biodiversité floristique et vulnérabilité des aulnaies glutineuses de la Numidie algérienne (N.E Algérie). — *Eur. J. Sci. Res.*, 32 (3): 329-361.
- BERTIOLI S., 1865 — Cenni sull'ailanto. — *La Sericoltura*, 2 (17-18): 129-132.
- BIONDI E., VAGGE I., BALDONI M. & TAFFETANI F., 1997 — La vegetazione del Parco fluviale regionale del Taro (Emilia Romagna). — *Fitosociologia*, 34: 69-110.
- BORY G. & CLAIR-MACZULAJTYS D., 1980 — Production, dissemination et polyphormisme des semences d'*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, Simaroubacées. — *Rev. Gén. Bot.*, 88: 297-311.
- BOSSARD M., FERANEC J. & OTAHEL J. (eds.), 2000 — CORINE land cover technical guide. Addendum 2000. — European Environment Agency Technical report No. 40, Copenhagen, 105 pp. <http://www.eea.eu.int>.
- BOWKER D. & STRINGER J., 2011 — Efficacy of herbicide treatments for controlling residual sprout-

- ing of Tree-Of-Heaven. — *Proc. 17th Central Hardwood Forest Conference* (Lexington, KY, April 5-7, 2010): 128-133.
- BRAY D.H., BOARDMAN P., O'NEILL M.J., CHAN K.L., PHILLIPSON J.D., WARHURST D.C. & SUFFNESS M., 1987 — Plants as a source of antimalarial drugs. 5. Activities of *Ailanthus altissima* stem constituents and of some related quassinoids. — *Phytother. Res.*, 1: 22-24.
- BRULLO S., GIANGUZZI L., LA MANTIA A. & SIRACUSA G., 2009 — La classe *Quercetea ilicis* in Sicilia. — *Boll. Accad. gioenia Sci. nat.*, s. 5, 41 (369): 1-124.
- BRULLO S., GIUSSO DEL GALDO G., MINISSALE P., SIRACUSA G. & SPAMPINATO G., 2002 — Considerazioni sintassonomiche e fitogeografiche sulla vegetazione della Sicilia. — *Boll. Accad. gioenia Sci. nat.*, s. 4, 35 (361): 325-359.
- BRUNEL S.E. (ed.), 2005 — Proceedings of the International Workshop "Invasive plants in Mediterranean type regions of the world" (Mèze, France, 25-27 May 2005). — *Council of Europe Publishing*, Strasbourg: 287 pp.
- BURCH P.L. & ZEDAKER S.M., 2003 — Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover. — *J. Arboricult.*, 29 (1): 18-24.
- CACERES H.L.-L. & GEROLD G., 2009 — The costs of invasion control measures subtropical *Ailanthus altissima* in Hesse. — *Conference on international research on food security, natural resource management and rural development "Tropentag"*: 5 pp.
- CALL L.J. & NILSEN E.T., 2005 — Analysis of interactions between the invasive tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native black locust (*Robinia pseudoacacia*). — *Plant Ecol.*, 176: 275-285.
- CAMERANO P., CULLOTTA S. & VARESE P. (a cura di), 2011 — Strumenti conoscitivi per la gestione delle risorse forestali della Sicilia. Tipi Forestali. — *Assessorato Territorio e Ambiente*, Regione Siciliana: 192 pp.
- CANTONI G., 1862 — L'ailanto ed il *Bombix cynthia*. — *Ann. Agric.*, Milano, 2: 197-207.
- CARTA L., 2005 — *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle (Simaroubaceae). Strategia riproduttiva e diffusione in Sardegna. — *Inform. bot. ital.*, 37 (1): 318-319.
- CASTRO-DÍEZ P., GONZÁLEZ-MUÑOZ N., ALONSO A., GALLARDO A. & POORTER L., 2009 — Effects of exotic invasive trees on nitrogen cycling: A case study in central Spain. — *Biol. Inv.*, 11 (8): 1973-1986.
- CELESTI GRAPOW L., BLASI C., ANDREIS C., BIONDI E., RAIMONDO F.M. & MOSSA L., 1996 — Studio comparativo sulla flora urbana in Italia. — *Giorn. bot. ital.*, 130: 779-793.
- CELESTI-GRAPOW L. & BLASI C., 1998 — A comparison of the urban flora of different phytoclimatic regions in Italy. — *Global Ecol. Biogeogr. Lett.*, 7: 367-378.
- CELESTI-GRAPOW L. & BLASI C., 2004 — The role of alien and native weeds in the deterioration of archaeological remains in Italy. — *Weed Technol.*, 18: 1508-1513.
- CELESTI-GRAPOW L., PRETTO F., CARLI E. & BLASI C., 2010 — Flora alloctona d'Italia. CD-ROM. Allegato a: Celesti-Grapow L., Pretto F., Carli E. & Blasi C. (eds.), *Le invasioni di specie vegetali in Italia*. — *Palombi*, Roma.
- CHANG Y.-S. & WOO E.-R., 2003 — Korean medicinal plants inhibiting to human immunodeficiency virus type 1 (HIV-1) fusion. — *Phytother. Res.*, 17 (4): 426-429.
- CHEJARA V.K., KRISTIANSEN P., WHALLEY R.D.B., SINDEL B.M. & NADOLNY C., 2008 — Factors affecting germination of coolatai grass (*Hyparrhenia hirta*). — *Weed Science*, 56: 543-548.
- CHYTRÝ M., PYŠEK P., WILD J., PINO J., MASKELL L.C. & VILÀ M., 2009 — European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. — *Diversity Distrib.*, 15: 98-107.
- CIANCIO O., MERCURIO R. & NOCENTINI S., 1984 — Le specie forestali esotiche nella selvicoltura italiana. — *Ann. Ist. sper. Selv.*, 12-13 (1981-1982): 731 pp.
- CONSTÁN-NAVA S., BONET A., PASTOR E. & LLEDO M., 2010 — Long-term control of the invasive

- tree *Ailanthus altissima*: insights from Mediterranean protected forests. — *For. Ecol. Manage.*, 260: 1058-1064.
- CORBETT S.L. & MANCHESTER S.R., 2004 — Phytogeography and fossil history of *Ailanthus* (Simaroubaceae). — *Int. J. Plant Sci.*, 165 (4): 671-690.
- CORBETTA F., PAVONE P., SPAMPINATO G., TOMASELLI V. & TRIGILA A., 2002 — Studio della vegetazione dell'area archeologica della Neapolis (Siracusa, Sicilia) finalizzato alla conservazione dei manufatti archeologici. — *Fitosociologia*, 39 (2): 3-24.
- COSTA TENORIO M., MORLA GUARISTI C. & SAINZ OLLERO H. (eds.), 1998 — Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. — *Editorial Planeta*, 597 pp.
- CREMONA-CASOLI A., 1939 — L'*Ailanthus glandulosa* come pianta da rimboscimento e sue proprietà autarchiche. — *Atti Soc. ital. Progr. Sci.*, XXVII (3): 237-238.
- CRISTAUDO A., BEVILACQUA G. & MAUGERI G., 2009 — Studio della vegetazione in popolamenti boschivi artificiali della Sicilia. — In: Accademia Nazionale di Scienze Forestali (ed.), *Atti III Congr. naz. Selvicoltura "Miglioramento e conservazione dei boschi italiani"*, 1: 169-176.
- CRONK Q.C.B. & FULLER J.L., 1995 — Plant invaders: The Threat to Natural Ecosystems. — *Springer*, Royal Botanic Gardens, Kew, 243 pp.
- CROSTI R., 2009 — Invasive alien species used as Biofuel (the invasiveness, the assessment, the mitigation in European agroecosystems). — Draft for the Bern Convention Group of Experts on Invasive Alien Species. 8th meeting (Croatia, 5-7 may 2009), Directorate General IV, Council of Europe.
- CROSTI R., CASCONI C. & CIPOLLARO S., 2010 — Use of a weed risk assessment for the Mediterranean region of Central Italy to prevent loss of functionality and biodiversity in agroecosystems. — *Biol. Inv.*, 12: 1607-1616.
- CROSTI R. & FORCONI V., 2007 — Espansione delle colture da biomassa sul territorio italiano: incognite legate all'introduzione di specie aliene potenzialmente invasive. In: Dipartimento Difesa della Natura - Servizio Agricoltura - Settore Gestione e Valorizzazione degli Agroecosistemi (a cura di), "Colture a scopo energetico e ambiente. Sostenibilità, diversità e conservazione del territorio". — *Atti Convegno APAT*, Roma: 49-58.
- CSIR (COUNCIL OF SCIENTIFIC AND INDUSTRIAL RESEARCH) 1985 — Wealth of India (raw materials), vol-IA (revised). — New Delhi, 115-118.
- D'ANTONIO C.M. & VITOUSEK P.M., 1992 — Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. — *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 23: 63-87.
- DAVIES P.A., 1930 — Ecology of *Ailanthus altissima* thickets. — *Trans. Kentucky Acad. Sci.*, 4 (1929-1930): 24.
- DAVIES P.A., 1944 — The root system of *Ailanthus altissima*. — *Trans. Kentucky Acad. Sci.*, 11 (3-4): 33-35.
- DE FEO V., DE MARTINO L., QUARANTA E. & PIZZA C., 2003 — Isolation of phytotoxic compounds from tree-of-heaven (*Ailanthus altissima* Swingle). — *J. Agric. Food Chem.*, 51 (5): 1177-1180.
- DE FEO V., DE MARTINO L., SANTORO A., LEONE A., PIZZA C., FRANCESCHELLI S. & PASCALE M., 2005 — Antiproliferative effects of tree-of-heaven (*Ailanthus altissima* Swingle). — *Phytother. Res.*, 19 (3): 226-230.
- DE FEO V., MANCINI E., VOTO E., CURINI M. & DIGILIO M.C., 2009 — Bioassay-oriented isolation of an insecticide from *Ailanthus altissima*. — *J. Plant Interactions*, 4 (2): 119-123.
- DE GREGORIO A., 1896 — Appunti intorno alla *Salvia sclarea* L. e all'*Ailanthus glandulosa* Desf. — *Stab. Tip. Virzi*, Palermo, 4 pp. (come chiarisce lo stesso De Gregorio in una nota al suo stesso articolo, esso era destinato al primo numero de Il Naturalista Siciliano del 1896, ma per dare spazio ad un articolo di Borzi non venne incluso e fu pubblicato in proprio).

- Siciliano del 1896, ma per dare spazio ad un articolo di Borzì non venne incluso e fu pubblicato in proprio dal De Gregorio).
- DE SANTIS C., RONISVALLE G.A. & SIRACUSA G., 1995 — Indagine ecologico-naturalistica della Riserva Integrale “Isola Lachea”. — *Giorn. bot. ital.*, 129 (2): 100.
- DE VISIANI R. & SACCARDO P.A., 1869 — Catalogo delle piante vascolari del Veneto e di quelle più estesamente coltivate. — *Stabilimento privato di Giuseppe Antonelli*, Venezia, 292 pp.
- DEMIRBA° A., 1997 — Calculation of higher heating values of biomass fuels. — *Fuels*, 76 (5): 431-434.
- DI BENEDETTO L. & GRILLO M., 1995 — Contributo alla conoscenza dei biodeteriogeni rilevati nel complesso archeologico del Teatro greco-romano ed Anfiteatro romano a Catania. — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 6 (1995): 61-66.
- DIA M.G. & NOT R., 1991 — Gli agenti bioteteriogeni degli edifici monumentali del centro storico della città di Palermo. — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 2: 3-10.
- DING J., WU Y., ZHENG H., FU W., REARDON R. & LIU M., 2006 — Assessing potential biological control of the invasive plant, tree-of-heaven, *Ailanthus altissima*. — *Biocontrol Sci. Technol.*, 16 (5-6): 547-566.
- DI TOMASO J.M. & KYSER G.B., 2007 — Control of *Ailanthus altissima* using stem herbicide application techniques. — *Arboricult. Urban For.*, 33: 55-63.
- DOMINA G. & MAZZOLA P., 2008 — Flora ornamentale delle isole circumsiciliane. — *Quad. Bot. amb. appl.*, 19: 107-119.
- DRAGO A., 2002 — Atlante climatologico della Sicilia. — *Servizio Informativo Agrometeorologico siciliano, Assessorato Agricoltura e Foreste Regione Siciliana*.
- DUBROCA E. & BORY G., 1981 — Glucidic and nitrogen compounds and resistance to drought in *Ailanthus altissima*. — *Biochem. Syst. Ecol.*, 9: 283-288.
- DUDLEY T., 1998 — Exotic plant invasions in California riparian areas and wetlands. — *Fremontia*, 26 (4): 24-29.
- ESPENSCHIED-REILLY A.L. & RUNKLE J.R., 2008 — Distribution and changes in abundance of *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle in a Southwest Ohio woodlot. — *Ohio J. Sci.*, 108 (2): 16-22.
- EXNER A. & WILLNER W., 2004 — New syntaxa of shrub and pioneer forest communities in Austria. — *Hacquetia*, 3 (1): 27-47.
- FERET P.P., 1973 — Early flowering in *Ailanthus*. — *Forest Sci.*, 19 (3): 237-239.
- FERET P.P., 1985 — *Ailanthus*: variation, cultivation and frustration. — *J. Arboricult.*, 11: 361-368.
- FERET P.P. & BRYANT R.L., 1974 — Genetic differences between American and Chinese *Ailanthus* seedlings. — *Silvae Genetica*, 23: 144-148.
- FOGGI B., SPOSIMO P., GRIGIONI A. & SANESI G., 2001 — Interventi per la conservazione della biodiversità: Capraia e piccole isole dell'Arcipelago toscano. — *Inform. bot. ital.*, 33 (1): 152-155.
- FOSSA P., 1928 — Silvicultura pratica e botanica forestale. — *Tip. Comando Gruppo Legioni, Milizia Nazionale Forestale*, Roma.
- FOTIADIS G., KYRIAZOPOULOS A.P. & FRAGGAKIS I., 2011 — The behaviour of *Ailanthus altissima* weed and its effects on natural ecosystems. — *J. Environ. Biol.*, 32: 801-806.
- GAERTNER M., DEN BREEYEN A. & RICHARDSON D.M., 2009 — Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. — *Progress in Physical Geography*, 33 (3): 319-338.
- GAZZETTI F., 1864 — Relazione sulla coltura dell'ailanto nella Venezia e singolarmente nel Bellunese negli anni 1863-64. — *La Sericoltura*, 2 (1-2-3-4): 11-21.
- GIMENO I., VILÀ M. & HULME P.E., 2006 — Are islands more susceptible to plant invasion than continents? A test using *Oxalis pes-caprae* in the western Mediterranean. — *J. Biogeogr.*, 33: 1559-1565.

- GÓMEZ-APARICIO L. & CANHAM C.D., 2008a — Neighborhood models of the effects of invasive tree species on ecosystem processes. — *Ecol. Monogr.*, 78: 69-86.
- GÓMEZ-APARICIO L. & CANHAM C.D., 2008b — Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. — *J. Ecol.*, 96 (3): 447-458.
- GRAVES W.R., 1990 — Stratification not required for tree-of-heaven germination. — *Tree Planters Notes*, 41: 10-12.
- GRAVES W.R., JOLY R.J. & DANA M.N., 1991 — Water use and growth of honey locust and tree of heaven at high root-zone temperature. — *Hort. Science*, 26: 1309-1312.
- GRIME J.P., 1965 — Shade tolerance in flowering plants. — *Nature*, 208: 161-163.
- GRITTI E.S., SMITH B. & SYKES M.T., 2006 — Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species. — *J. Biogeogr.*, 33: 145-157.
- GUELI L. & LO GIUDICE R., 2005 — La vegetazione briofitica e vascolare dell'area urbana e territorio extraurbano di Militello in Val di Catania (Sicilia orientale). — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 18 (2007): 259-302.
- GUELI L., LO GIUDICE R., DIA M.G. & CAMPISI P., 2005 — Biodeteriogeni vegetali (Tracheofite, Briofite) in siti archeologici e complessi monumentali della Sicilia. — *Inform. bot. ital.*, 37 (1, parte A): 82-83.
- GUGLIELMO A., PAVONE P. & TOMASELLI V., 2006 — Studio della vegetazione infestante e del verde ornamentale nel Parco Archeologico di Akrai (Palazzolo Acreide, SR) finalizzato alla conservazione ed alla valorizzazione dei manufatti architettonici. — *Fitosociologia*, 43 (1): 39-53.
- GUTTE P., KLOTZ S., LAHR C. & TREFFLICH A., 1987 — *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle - eine vergleichende pflanzengeographische Studie. — *Folia Geobot. Phytotaxon.*, 22: 241-262.
- HADAČ E. & SOFRON J., 1980 — Notes on syntaxonomy of cultural forest communities. — *Folia Geobot. Phytotax.*, 15: 245-258.
- HADJIKYRIAKOU G. & HADJISTERKOTIS E., 2002 — The adventive plants of Cyprus with new records of invasive species. — *Zeitschr. Jagdwiss.*, 48: 59-71.
- HAMILTON CAICO L., 1910 — Vicende e costumi siciliani. — *Rist. Lussografica* (2006), Caltanissetta.
- HEISEY R.M., 1990a — Allelopathic and herbicidal effects of extracts of tree of Heaven (*Ailanthus altissima*). — *Am. J. Bot.*, 77: 662-670.
- HEISEY R.M., 1990b — Evidence for allelopathy by tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*). — *J. Chem. Ecol.*, 16: 2039-2055.
- HEISEY R.M., 1996 — Identification of an allelopathic compound from *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae) and characterization of its herbicidal activity. — *Am. J. Bot.*, 83 (2): 192-200.
- HEISEY R.M., 1997 — Allelopathy and the secret life of *Ailanthus altissima*. — *Arnoldia*, 57 (3): 28-36.
- HEISEY R.M. & HEISEY T.K., 2003 — Herbicidal effects under field conditions of *Ailanthus altissima* bark extract, which contains ailanthone. — *Plant Soil*, 256: 85-99.
- HOSHOVSKY M.C., 1988 — Element stewardship abstract for *Ailanthus altissima*. — *The Nature Conservancy*, Arlington, Virginia, 13 pp. <http://www.invasive.org/gist/esadocs/documents/ailaalt.pdf>. (ultimo accesso 02/07/2010).
- HU S.Y., 1979 — *Ailanthus*. — *Arnoldia*, 39 (2): 29-50.
- HUEBNER C.D., 2003 — Vulnerability of oak-dominated forests in West Virginia to invasive exotic plants: temporal and spatial patterns of nine exotic species using herbarium records and land classification data. — *Castanea*, 68: 1-14.
- HUEBNER C.D., MCQUATTIE C. & REBBECK J., 2007 — Mycorrhizal associations in *Ailanthus altissi-*

- ma (Simaroubaceae) from forested and non-forested sites. — *J. Torrey Bot. Soc.*, 134 (1): 27-33.
- HULME P.E., BRUNDU G., CAMARDA I., DALIAS P., LAMBON P., LLORET F., MEDAIL F., MORAGUES E., SUEHS C., TRAVESET A., TROUMBIS A. & VILA M., 2007 — Assessing the risks to Mediterranean islands ecosystems from alien plant introductions. Pp. 1-14 in: Tokarska-Guzik B., Brock J.H., Brundu G., Child L.E., Daehler C.C. & Pyšek P. (eds.), *Plant invasions: human perception, ecological impacts and management*. — *Backhuys*, Leiden.
- HWANG W.G., LEE H.C., KIM C.K., KIM D.G., LEE G.O., YUN Y.G. & JEON B.H., 2002 — Effect of *Ailanthus altissima* water extract on cell cycle control genes in Jurkat T lymphocytes. — *J. Pharm. Soc. Korea*, 46: 18-23.
- HWANG Y-J., WOO H.-I., KIM I., PARK D.-S., KIM J., OM A.-S. & HWANG K.-A., 2011 — Effect of Apoptosis Induction of *Ailanthus altissima* on Human Lung Carcinoma Cells. — *J. Agricult. & Life Sci.*, 45 (5): 91-96.
- INVERSO A. & BELLANI L., 1991 — Origin and development of *Ailanthus glandulosa* Desf. root suckers. — *Giorn. bot. ital.*, 125: 39-45.
- JIN M.H., BAE K.H., CHANG H.W. & SON J.K., 2009 — Anti-inflammatory compounds from the leaves of *Ailanthus altissima*. — *Biomolecules & Therapeutics*, 17 (1): 86-91.
- JIN M.H., YOON J., LEE E., LIN C.X., QUAN Z., SON K.H., BAE K.H., KIM H.P., KANG S.S. & CHANG, H.W., 2006 — Anti-inflammatory activity of *Ailanthus altissima* in ovalbumin-induced lung inflammation. — *Biol. & Pharmaceut. Bull.*, 29 (5): 884-888.
- KAPROTH M.A. & MCGRAW J.B., 2008 — Seed viability and dispersal of the wind-dispersed invasive *Ailanthus altissima* in aqueous environments. — *Forest Sci.*, 54 (5): 490-496.
- KIM J., KIM H.K., PARK S.W., CHOI J.W. & LEE C.K., 1994 — Studies on the biological activities of the constituents of *Ailanthi cortex radialis* II: Acute and renal toxicity of chloroform fraction. — *Korean J. Pharmacogn.*, 25: 140-143.
- KIM J. & LEE C.K., 1997 — Studies on the biological activities of the constituents of *Ailanthi cortex radialis* III: Antitumor activities of dichloromethane fraction. — *Korean J. Pharmacogn.*, 28: 54-58.
- KIVIAT E., 2004 — Occurrence of *Ailanthus altissima* in a Maryland freshwater tidal estuary. — *Cas-tanea*, 69: 139-142.
- KNAPP L.B. & CANHAM C.D., 2000 — Invasion of an old-growth forest in New York by *Ailanthus altissima*: sapling growth and recruitment in canopy gaps. — *J. Torrey Bot. Soc.*, 127: 307-315.
- KOTA N.L., 2005 — Comparative seed dispersal, seedling establishment and growth of exotic, invasive *Ailanthus altissima* and native *Liriodendron tulipifera*. — MS Thesis, Department of Biology, West Virginia University, 108 pp. http://wvusolar.wvu.edu:8881/exlibris/dtl/d3_1/apache_media/L2V4bGlicmlzL2R0bC9kM18xL2FwYWNoZV9tZW RpYS83MzMz.pdf.
- KOTA N.L., LANDENBERGER R.E. & MCGRAW J.B., 2007 — Germination and early growth of *Ailanthus* and tulip poplar in three levels of forest disturbance. — *Biol. Inv.*, 9 (2): 197-211.
- KOWARIK I., 1983 — Zur Einbürgerung und zum pflanzensoziologischen Verhalten des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) im französischen Mittelmeergebiet (Bas-Languedoc). — *Phytocoenologia*, 11 (3): 389-405.
- KOWARIK I., 1995 — Clonal growth in *Ailanthus altissima* on a natural site in West Virginia. — *J. Veg. Sci.*, 6: 853-856.
- KOWARIK I. & BÖCKER R., 1984 — Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes [*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle] in Mitteleuropa. — *Teuxenia*, 4: 9-29.
- KOWARIK I. & SÄUMEL I., 2007 — Biological flora of central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. — *Persp. Plant Ecol., Evol. Syst.*, 8: 207-237.

- KOWARIK I. & SÄUMEL I., 2008 — Water dispersal as an additional pathway to invasions by the primarily wind-dispersed tree *Ailanthus altissima*. — *Plant Ecol.*, 198 (2): 241-252.
- KOWARIK I. & VON DER LIPPE M., 2011 — Secondary wind dispersal enhances long-distance dispersal of an invasive species in urban road corridors. — *NeoBiota*, 9: 49-70.
- KROPÁČ Z., HADAČ E. & HEJNÝ, S., 1971 — Some remarks on the synecological and syntaxonomic problems of the weed plant communities. — *Presslia*, 43: 139-153.
- KUNDU P. & LASKAR S., 2010 — A brief resumé on the genus *Ailanthus*: chemical and pharmacological aspects. — *Phytochem Rev.*, 9: 379-412.
- LA MANTIA T., 1997 — Il ruolo degli elementi diversificatori negli agroecosistemi mediterranei: valorizzazione e relazioni con le popolazioni di vertebrati. — *Naturalista sicil.*, 21 (suppl.): 175-211.
- LA MANTIA T., MARCHETTI M., CULLOTTA S. & PASTA S., 2001 — Materiali conoscitivi per una classificazione dei tipi forestali e preforestali della Sicilia^{II} parte: descrizione delle categorie. — *It. for. mont.*, 1: 24-47.
- LA MANTIA T., PASTA S. & RÜHL J., 2009a — Parte I - Quadro conoscitivo e proposte gestionali relative agli aspetti floristici, vegetazionali e agro-forestali. Piano di Gestione “Macalube di Aragona” — POR 1999.IT.16.1.PO.011/1.11/11.2.9/0304, Legambiente-Comitato Regionale Siciliano e Dip. Colture Arboree Univ. Palermo (<http://www.artasicilia.eu/web/natura2000/index.html>), 200 pp.
- LA MANTIA T., PASTA S. & RÜHL J., 2009b — Parte I - Quadro conoscitivo e proposte gestionali relative agli aspetti floristici, vegetazionali e agro-forestali. Piano di Gestione “Rupe di Marianopoli e Lago Sfondato” - SIC “Rupi di Marianopoli” — POR 1999.IT.16.1.PO.011/1.11/11.2.9/0304, Legambiente-Comitato Regionale Siciliano e Dip. Colture Arboree Univ. Palermo (<http://www.artasicilia.eu/web/natura2000/index.html>), 267 pp.
- LA MANTIA T., PASTA S. & RÜHL J., 2009c — Parte I - Quadro conoscitivo e proposte gestionali relative agli aspetti floristici, vegetazionali e agro-forestali. Piano di Gestione “Rupi di Marianopoli e Lago Sfondato” - SIC “Lago Sfondato” — POR 1999.IT.16.1.PO.011/1.11/11.2.9/0304, Legambiente-Comitato Regionale Siciliano e Dip. Colture Arboree Univ. Palermo (<http://www.artasicilia.eu/web/natura2000/index.html>), 210 pp.
- LA MANTIA T., PASTA S. & RÜHL J., 2009d — Parte I - Quadro conoscitivo e proposte gestionali relative agli aspetti floristici, vegetazionali e agro-forestali. Piano di Gestione “Isole Pelagie” - SIC “Isola di Linosa” — POR 1999.IT.16.1.PO.011/1.11/11.2.9/0304, Legambiente-Comitato Regionale Siciliano e Dip. Colture Arboree Univ. Palermo (<http://www.artasicilia.eu/web/natura2000/index.html>), 221 pp.
- LA MANTIA T., PASTA S. & RÜHL J., 2009e — Parte I - Quadro conoscitivo e proposte gestionali relative agli aspetti floristici, vegetazionali e agro-forestali. Piano di Gestione “Isole Pelagie” - SIC “Isole di Lampedusa e Lampione” — POR 1999.IT.16.1.PO.011/1.11/11.2.9/0304, Legambiente-Comitato Regionale Siciliano e Dip. Colture Arboree Univ. Palermo (<http://www.artasicilia.eu/web/natura2000/index.html>), 353 pp.
- LA MANTIA T., PASTA S. & RÜHL J., 2009f — Parte I - Quadro conoscitivo e proposte gestionali relative agli aspetti floristici, vegetazionali e agro-forestali. Piano di Gestione “Complesso dei Monti di Santa Ninfa-Gibellina e Grotta di Santa Ninfa” — POR 1999.IT.16.1.PO.011/1.11/11.2.9/0304, Legambiente-Comitato Regionale Siciliano e Dip. Colture Arboree Univ. Palermo (<http://www.artasicilia.eu/web/natura2000/index.html>), 260 pp.
- LAMBON P.W., PYŠEK P., BASNOU C., HEJDA M., ARIANOUTSOU M., ESSL F., JAROŠÍK V., PERGL J., WINTER M., ANASTASIU P., ANDRIOPOULOS P., BAZOS I., BRUNDU G., CELESTI-GRA-

- POW L., CHASSOT P., DELIPETROU P., JOSEFSSON M., KARK S., KLOTZ S., KOKKORIS Y., KÜHN I., MARCHANTE H., PERGLOVÁ I., PINO J., VILÀ M., ZIKOS A., ROY D. & HULME P.E., 2008 — Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. — *Presslia*, 80: 101-149.
- LANDENBERGER R.E., KOTA N.L. & MCGRAW J.B., 2007 — Seed dispersal of the non-native invasive tree *Ailanthus altissima* into contrasting environments. — *Plant Ecol.*, 192 (1): 55-70.
- LANDI M., ANGIOLINI C. & DE DOMINICIS V., 2002 — Analisi fitosociologica dei fiumi della Toscana meridionale: il tratto medio-basso del Merse (Italia Centrale). — *Stud. bot.*, 21: 37-88.
- LAWRENCE J.G., COLWELL A. & SEXTON OWEN J., 1991 — The ecological impact of allelopathy in *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). — *Am. J. Bot.*, 78 (7): 948-958.
- LEE D.G., CHANG Y.S., PARK Y.K., HAHM K.S. & WOO E.R., 2002 — Antimicrobial effects of ocotilone isolated from stem bark of *Ailanthus altissima*. — *J. Microbiol. Biotechnol.*, 12: 854-857.
- LICITRA G. & NAPOLI M., 2011 — Flora spontanea della città di Ragusa. — *Boll. Accad. gioenia Sci. nat.*, 44 (373): 227-278.
- LIFE04 NAT/IT/000153 - Alta Tuscia — Azioni urgenti per la salvaguardia dei Siti Natura 2000 dell'Alta Tuscia. — <http://www.life-natura.viterbo.it> (ultimo accesso: 20 gennaio 2012).
- LIFE07 NAT/IT/000519 - PROVIDUNE — Conservazione e ripristino di habitat dunali nei siti delle Province di Cagliari, Matera, Caserta. — <http://www.providune.it> (ultimo accesso: 20 gennaio 2012).
- LIFE08 NAT/IT/000353 - Life Montecristo 2010 — Eradicazione di componenti floro-faunistiche aliene invasive e tutela di habitat nell'Arcipelago Toscano — <http://www.montecristo2010.it> (ultimo accesso: 20 gennaio 2012).
- LIFE09 NAT/IT/000118 - RI.CO.PRI — Ripristino e Conservazione delle PRaterie aride dell'Italia centro-meridionale — <http://www.lifericopri.it> (ultimo accesso: 20 gennaio 2012).
- LITTON C.M., SANDQUIST D.R. & CORDELL S., 2006 — Effects of non-native grass invasion on aboveground carbon pools and tree population structure in a tropical dry forest of Hawaii. — *For. Ecol. Manage.*, 231: 105-113.
- LLORET F., MÉDAIL F., BRUNDU G., CAMARDA I., MORAGUES E., RITA J., LAMBON P. & HULME P.E., 2005 — Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. — *J. Ecol.*, 93: 512-520.
- LO GIUDICE R. & CRISTAUDO A., 1998 — Biodeteriogeni vegetali dei complessi monumentali e archeologici della città di Enna. — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 6 (1995): 167-180.
- LO GIUDICE R., GUELI L. & NIERLING M., 2001 — Biodeteriogeni vegetali nei castelli della Sicilia orientale e centrale (I contributo): Castello Ursino, Castello di Aci, Castello di Mola. — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 10 (1999): 57-67.
- LOCKWOOD J.L., CASSEY P. & BLACKBURN T.M., 2005 — The role of propagule pressure in explaining species invasions. — *Trends Ecol. Evol.*, 20: 223-228.
- LONSDALE M.W., 1999 — Global patterns of plant invasion and the concept of invasibility. — *Ecology*, 80 (5): 1522-1536.
- LU J. & WU S., 2010 — Bioactivity of essential oil from *Ailanthus altissima* bark against 4 major stored-grain insects. — *Afr. J. Microbiol. Res.*, 4 (3): 154-157.
- MACK R., SIMBERLOFF D., LONSDALE W., EVANS H., CLOUT M. & BAZZAZ F., 2000 — Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. — *Ecol. Appl.*, 10: 689-710.
- MAETZKE F., 2005 Il problema del controllo delle specie forestali invasive: alcune osservazioni condotte su ailanto e robinia, alcune proposte. — In: Accademia Italiana di Scienze Forestali (a cura di), *Atti del Convegno "Foreste Ricerca Cultura: scritti in onore di Orazio Ciancio"*, 339-354.

- MEGGARO Y. & VILÀ M., 2002 — Distribución y regeneración después del fuego de dos especies exóticas *Ailanthus altissima* y *Robinia pseudoacacia* en el Parque de Collserola (Barcelona). — *Montes*, 68: 25-33.
- MELOCHE C. & MURPHY S.D., 2006 — Managing tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) in parks and protected areas: a case study of Rondeau Provincial Park (Ontario, Canada). — *Environm. Manage.*, 37 (6): 764-772.
- MERGEN F., 1959 — A toxic principle in the leaves of *Ailanthus*. — *Bot. Gaz.*, 121: 32-36.
- MERRIAM R.W., 2003 — The abundance, distribution and edge associations of six non-indigenous, harmful plants across North Carolina. — *J. Torrey Bot. Soc.*, 130 (4): 283-291.
- MILLER J.H., 1990 — *Ailanthus altissima*. Pp. 101-105 in: Burns R.M. & Honkala B.H. (eds.), *Silvics of North America*, Vol. 2, *Hardwoods*. — *USDA Agricultural Handbook*, 654.
- MILLER P., 1768 — The gardeners dictionary: containing the best and newest methods of cultivating and improving the kitchen, fruit, flower garden, and nursery, as also for performing the practical parts of agriculture, including the management of vineyards, with the methods of making and preserving wine, according to the present practice of the most skilful vigneron in the several wine countries in Europe, together with directions for propagating and improving, from real practice and experience, all sorts of timber trees. — *Printed for the author and sold by John and Francis Rivington, etc.*, London.
- MINÀ PALUMBO F., 1886 — Proprietà tecniche del Sommacco Arboreo (*Ailanthus glandulosa*). — *Ann. Agric. sicil.*, 176: 219-220.
- MONDINO G.P. & SCOTTA M., 1987 — *Robinia pseudoacacia* L. nell'ambiente forestale piemontese. — *Inform. bot. ital.*, 19: 43-49.
- MUCINA L., 1997 — Conspectus of classes of European vegetation. — *Folia Geobot. Phytotax.*, 32: 117-172.
- MUCINA L., GRABHERR G. & ELLMAUER T., 1993 — Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil. I. Anthropogene Vegetation. — *Gustav Fischer Verlag*, Jena, Stuttgart.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1980 — Firewood crops: shrub and tree species for energy production. — *National Academy of Sciences*, Washington D.C., 237 pp.
- NOT R. & LO CAMPO P., 1998 — Controllo dei biodeteriogeni in alcuni manufatti storico-artistici di Villa Giulia (Palermo) mediante impiego di biocidi. — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 6 (1995): 189-199.
- OHMOTO T. & KOIKE K., 1988 — Anti-herpes activity of Simaroubaceae alkaloids *in vitro*. — *Shoyakugaku Zasshi*, 42 (2): 160-162.
- OHMOTO T. & SUNG Y.I., 1982 — Antimycotic substances in the crude drugs. II. — *Shoyakugaku Zasshi*, 36: 307-314.
- OKANO M., FUKAMIYA N. & LEE K.H., 1990 — Biologically active compounds from Simaroubaceae plants. Pp. 369-404 in: Rahman (ed.), *Studies in natural products chemistry*. — *Elsevier Science Publ. B. V.*, Amsterdam, 7.
- OKUNADE A.L., BIKOFF R.E., CASPER S.J., OKSMAN A., GOLDBERG D.E. & LEWIS W.H., 2003 — Antiplasmodial activity of extracts and quassinoids isolated from seedlings of *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). — *Phytother. Res.*, 17 (6): 675-677.
- ORSOMANDO E. & CATORCI A., 1991 — Carta della vegetazione del comprensorio Trasimeno. — *Collana Pubbl. Dip. Bot. Ecol. Univ. Camerino*, Castiglione del Lago, Assoc. Comuni del Trasimeno, 118 pp.
- PALAZZO F.C. & PALAZZO F., 1930 — Produzione della cellulosa da materie prime siciliane. Quad. 3 della Fondazione per l'incremento culturale ed economico della Sicilia. — *Industrie Riunite Editoriali Siciliane*, Palermo, 73 pp.
- PALAZZO F.C. & PALAZZO F., 1932 — Il carbone di ailanto. — *Ann. R. Ist. Sup. Agr. For. Firenze*, ser. II, 4: 160-170.

- PAN E. & BASSUK N., 1985 Effects of soil type and compaction on the growth of *Ailanthus altissima* seedlings. *J. Environ. Hort.*, 3 (4): 158-162.
- PAOLETTI G., 1900-1902 — *Ailanthus* Desf. Pp. 258-259 in: Fiori A. & Paoletti G. (a cura di), Flora analitica d'Italia ossia descrizione delle piante vascolari indigene inselvatichite e largamente coltivate in Italia disposte per quadri analitici, Vol. II. — *Tipografia del Seminario*, Padova.
- PARLATORE F., 1873-1875 — Flora italiana, ossia descrizione delle piante che crescono spontanee o vegetano come tali in Italia e nelle isole ad essa aggiacenti, disposta secondo il metodo naturale. Vol. V. — *Tipografia dei successori Le Monnier*, Firenze, 671 pp.
- PAROLO G., 2002 — La dinamica delle comunità a *Robinia pseudoacacia* L. in Valtellina. — *Arch. geobot.*, 6 (2) (2000): 133-154.
- PASTA S. & LA MANTIA T., 2008 — Le specie vegetali aliene in alcuni SIC siciliani: analisi del grado di invasività e misure di controllo. In: Galasso G., Chiozzi G., Azuma M. & Banfi E. (eds.), Atti Conv. Le specie alloctone in Italia: censimenti, invasività e piani d'azione. — *Mem. Soc. It. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, 36 (I): 81.
- PAVAN M., 1971 — Montecristo Riserva naturale. — *Meroni editrice*, Albese Cassano, Como.
- PENG H. & THOMAS W.M. W., 2008 — Flora of China. Vol. 11 (Simaroubaceae). Pp. 100-104 in: Wu Z.Y. & Raven P.H. (eds.), Flora of China, Vol. 11 (Oxalidaceae through Aceraceae). - *Science Press*, Beijing, and Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, 479 pp. (http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=2&taxon_id=10824; ultimo accesso: 10 gennaio 2012).
- PENNINGTON D.N., HANSEL J.R. & GORCHOV D.L., 2010 — Urbanization and riparian forest woody communities: diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. — *Biol. Cons.*, 143 (1): 182-194.
- PICCIOLI F., 1861 — Del primo allevamento in Firenze della nuova specie di Baco da seta, che si nutre delle foglie dell'Ailanto (*Ailanthus glandulosa*). — *Continuazione Atti R. Accad. Georgofili di Firenze*, n.s., 8: 387-395.
- PIGNATTI S., 1982 — Flora d'Italia. — *Edagricole*, Bologna, Vol. 2: 134.
- PIGNATTI S., 1998 — I boschi d'Italia. Sinecologia e biodiversità. — *U.T.E.T.*, Torino: 677 pp.
- PIMENTEL D., MCNAIR S., JANECKA J., WIGHTMAN J., SIMMONDS C., O'CONNELL C., WONG E., RUSSEL L., ZERN J., AQUINO T. & TSOMONDO T., 2001 — Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. — *Agric. Ecosyst. Environ.*, 84: 1-20.
- PIMENTEL D., ZUNIGA R. & MORRISON D., 2005 — Update on the environmental and economic costs associated with alien invasive species in the United States. — *Ecol. Econ.*, 52 (3): 273-288.
- PINTAGRO M., 1999 — Arborea. La storia di Palermo in cento alberi illustri. — *Helix Media Editore*, Palermo.
- PIOTTO B., ALONZI A., CROSTI R. & SCALERA R., 2008 — Perché una specie diventa invasiva? — *Sherwood*, 146: 21-24.
- PIROLA A. & VECCHIO S., 1960 — Osservazioni sulla vegetazione della Valle di Calanna (Etna). — *Boll. Ist. bot. Univ. Catania*, s. 2, 2 (1958): 131-142 + 1 carta (scala ca. 1:7.500).
- POLI MARCHESE E., LUCIANI F., RAZZARA S., GRILLO M., AURICCHIA A. & STAGNO F., 1995 — Biodeteriogeni di origine vegetale causa del degrado del complesso monumentale dei Benedettini di Catania. — *Giorn. bot. ital.*, 129 (2): 58.
- POLI MARCHESE E., STAGNO F. & GRILLO M., 2001 — Biodeteriogeni vegetali in monumenti della città di Ragusa Ibla (Sicilia orientale). — *Arch. geobot.*, 7 (2): 3-10.
- POULIN J., WELLER S.G. & SAKAI A.K., 2005 — Genetic diversity does not affect the invasiveness of fountain grass (*Pennisetum setaceum*) in Arizona, California and Hawaii. — *Diversity Distrib.*, 11: 241-245.

- POWELL K.I., CHASE J.M. & KNIGHT T.M., 2011 — A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. — *Am. J. Bot.*, 98: 539-548.
- PUECHER PASSAVALLI L., 1938 — La valorizzazione dell'ailanto come pianta autarchica. — *Bull. R. Soc. Tosc. Orticult.*, 63 (3-4): 41-46.
- PYŠEK P., RICHARDSON D.M., REJMÁNEK M., WEBSTER G.L., WILLIAMSON M. & KIRSCHNER J., 2004 — Alien plants in checklist and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. — *Taxon*, 53 (1): 131-143.
- QUARANTA E., DE FEO V., DI GIACOMO R., LEONE A., LODATO G. & ROSATI A., 2004 — Studio biologico e fitochimico di *Ailanthus altissima* Swingle. — *Atti XIII congresso Italo-Latino Americano di Etnomedicina Roma*: 92.
- QUÉZEL P. & MÉDAIL F., 2003 — Écologie et biogéographie des forêts du Bassin Méditerranéen. — *Elsevier*, Paris, 571 + i p.
- RAGHU S., ANDERSON R.C., DAEHLER C.C., DAVIS A.S., WIEDENMANN R.N., SIMBERLOF D. & MACK R.N., 2006 — Adding biofuels to the invasive species fire? — *Science*, 313: 1742.
- RAHMAN S., FUKAMIYA N., OKANO M., TAGAHARA K. & LEE K.-H., 1997 — Anti-tuberculosis activity of quassinoids. — *Chem. Pharm. Bull.*, 45: 1527-1529.
- RANCHIBILE, 1864 — Sugli usi e qualità del legno dell'*Ailanthus glandulosa*. — *La Sericoltura*, 1 (17-20): 134-135.
- RANK B., 1997 — Oxidative stress response and photosystem, 2: efficiency in trees of urban areas. — *Photosynthetic*, 33: 467-481.
- REJMÁNEK M., RICHARDSON D.M. & PYŠEK P., 2005 — Plant invasions and invasibility of plant communities. — *Vegetation Ecol.*, 13: 332-355.
- RICHARDSON D.M. & REJMÁNEK M., 2011 — Trees and shrubs as invasive alien species — a global review. — *Diversity Distrib.*, 17: 788-809.
- RICHARDSON D.M., MACDONALD I.A.W. & FORSYTH G.G., 1989 — Reduction in plant species richness under stands of alien trees and shrubs in the fynbos biome. — *S. Afr. For. J.*, 149: 1-8.
- RICHARDSON D.M., PYŠEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M.G., PANETTA F.D. & WEST C.J., 2000 — Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. — *Diversity Distrib.*, 6: 93-107.
- RIDOLFI C., 1861 — Sul *Bombix Cinthia*. — *Continuazione Atti R. Accad. Georgofili di Firenze*, n.s., 8: 205-209.
- ROSNATI D.B., 1840 — Dell'Ailanto glanduloso e de' suoi vantaggi. — *Il Politecnico: repertorio mensile di studi applicati alla prosperità e cultura*, s. 1, 4 (20): 178-186.
- SACCARDO P.A., 1890 — Sulla introduzione dell'*Ailantus glandulosa* in Italia e particolarmente nel Veneto. — *Atti e Mem. Reg. Accad. Sc. Lett. Arti Padova*, n. ser., 6 (1889-1890): 173-176.
- SÄUMEL I., & KOWARIK I., 2010 — Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. — *Landscape and Urban Planning*, 94 (3-4): 244-249.
- SAVI G., 1801 — Trattato degli alberi della Toscana. — Pisa, 250 pp.
- SAYA I., 1955 — Contributo alla conoscenza del tessuto legnoso di *Ailanthus glandulosa* Desf. — *Ann. Accad. ital. Sci. for.*, 4: 315-344.
- SCALERA R., 2010 — How much is Europe spending on invasive alien species? — *Biol. Inv.*, 12: 173-177.
- SCHALL M.J. & DAVIS D.D., 2009 *Ailanthus altissima* wilt and mortality: etiology. *Plant Dis.*, 93: 747-751.
- SCHNITZLER A., HALE B.W. & ALSUM E.M., 2007 — Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. — *Biological Conservation*, 138 (1-2): 146-156.
- SCHUETTE J., 1998 — Environmental fate of glyphosate. — Environmental monitoring & pest management, Dept. of Pesticide Regulation, Sacramento, CA: 13 pp. (<http://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/pubs/fatememo/glyphos.pdf>).

- SENNI L., 1935 — L'ailanto (*Ailanthus glandulosa* Desf.). — *L'Alpe*, 22: 437-439.
- SHAH B., 1997 — The checkered career of *Ailanthus altissima*. — *Arnoldia*, 57: 20-27.
- SHEPPARD A.W., SHAW R.H. & SFORZA R., 2006 — Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. — *Weed Res.*, 46: 93-117.
- SÎRBU C. & OPREA A., 2011 — Contribution to the study of plant communities dominated by *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, in the Eastern Romania (Moldavia). — *Cercetări Agronomice în Moldova*, 44 (3) (147): 51-74.
- SMITH B., 1943 — A tree grows in Brooklyn. — *Harper & Brothers*, 493 pp.
- SOCIETÀ BOTANICA ITALIANA, 2009 — Manuale Italiano di Interpretazione degli Habitat della Direttiva 92/43 CEE. — <http://vnr.unipg.it/habitat/>.
- SPERANZINI F., 1936 — Memoria sulla coltivazione dell'ailanto. — *L'Alpe*, 23: 377-386.
- SWINGLE W.T., 1916 — The early European history and the botanical name of the tree-of-heaven, *Ailanthus altissima*. — *J. Washington Acad. Sci.*, 6: 490-498.
- TARGIONI TOZZETTI A., 1865-1866 — Sopra alcune qualità della seta di diverse specie di lepidotteri. — *Il Nuovo Cimento*, 23-24 (1): 212-226.
- THOMPSON J.S., 2008 — Pollination biology of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (Tree-of-Heaven) in the Mid-Atlantic United States. — MS Thesis, Department of Entomology, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg: 55 pp. http://scholar.lib.vt.edu/theses/available/etd-05112008_205238/unrestricted/Thompson_Thesis_Final_5-31-08.pdf.
- TINEO G., 1802 — Synopsis plantarum Horti Botanici Academiae Regiae Panormitanae. — [Panormi], 34 pp. http://www.ortobotanico.unina.it/Catalogo_P/Horti_Panormitanae_1849/Horti_Regiae_Panormitanae.pdf.
- TRAVERSE A., BRUNDU G., CARTA M., MPREZETOU I., LAMBON P., MANCA M., MÉDAIL F., MORAGUES E., RODRÍGUEZ-PÉREZ J., SIAMANTZIOURAS S., SUEHS C.M., TROUMBIS A., VILÀ M. & HULME P.E., 2008 — Consistent performance of invasive plant species within and among islands of the Mediterranean basin. — *Biol. Inv.*, 10: 847-858.
- TRIFILÒ P., RAIMONDO F., NARDINI A., LO GULLO M.A. & SALLEO S., 2004 — Drought resistance of *Ailanthus altissima*: root hydraulics and water relations. — *Tree Physiol.*, 24: 107-114.
- TSAO R., ROMANCHUK F.E., PETERSON C.J. & COATS J.R., 2002 — Plant growth regulatory effect and insecticidal activity of the extracts of the Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* L.). — *BMC Ecology*, 2: 1.
- UBALDI D., 2008 — La vegetazione boschiva d'Italia. Manuale di fitosociologia forestale. Seconda edizione riveduta e aggiornata. — *CLUEB*, Bologna, 391 pp.
- UDVARDY L., 1998 — Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. — *Acta Bot. Hungar.*, 41: 299-314.
- UGOLINI G., 1893 — *Ailanthus glandulosus* Desf. — *Bull. R. Soc. Tosc. Orticult.*, 18: 139-141.
- VAGNILUCA S. & QUILGHINI G., 2009 — Criteri gestionali per la conservazione delle componenti rilevanti nella Riserva naturale biogenetica "Isola di Montecristo". — Pp. 311-315 in: Accademia Nazionale di Scienze Forestali (ed.), *Atti III Congr. naz. Selvicoltura "Miglioramento e conservazione dei boschi italiani"*, 1.
- VELLANO C. & GIACOBINO E., 2011 — Lo studio in Piemonte del baco da seta: Filippo De Filippi e Ascanio Sobrero. Pp. 19-24 in: Bounous G., Giacobino E., Mellano M.G. & Vellano C. (a cura di), *Il gelsò: albero dimenticato nel paesaggio agrario piemontese ... e il suo legame con il baco da seta*. — *Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino*, Ivrea, Torino.
- VILÀ M., TESSIER M., SUEHS C.M., BRUNDU G., CARTA L., GALANIDIS A., LAMBON P., MANCA M., MÉDAIL F., MORAGUES E., TRAVERSE A., TROUMBIS A.Y. & HULME P.E., 2006 — Local

- and regional assessment of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. — *J. Biogeogr.*, 33: 853-861.
- VOIGT G.K. & MERGEN F., 1962 — Seasonal variation in toxicity of *Ailanthus* leaves to pine seedlings. — *Bot. Gaz.*, 123: 262-265.
- WILHALM T., STAFFLER H. & WALLNÖFER S., 2008 — Das *Melico ciliatae-Robinetum pseudacaciae*, eine neue Robinienwald-Assoziation in der inneralpinen Trockenvegetation des Vinschgau (Südtirol, Italien). — *Verb. zool.-bot. Ges. Österreich*, 145: 65-81.
- WILLIAMSON M.H., 1996 — Biological invasions. — *Chapman & Hall*, London, 277 pp.
- ZERBE S., 2003 — The differentiation of anthropogenous forest communities: a synsystematical approach. — *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark*, 133: 109-117.

Indirizzo degli Autori — E. BADALAMENTI, E. BARONE, S. PASTA, G. SALA, T. LA MANTIA, Dipartimento DEMETRA, Università di Palermo, Viale delle Scienze, Ed. 4, Ingr. H - 90128 Palermo (I); e-mail: tommaso.lamantia@unipa.it