



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PALERMO
DIPARTIMENTO DI SCIENZE AGRARIE E FORESTALI

CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA IN
“SISTEMI ARBOREI AGRARI E FORESTALI”

LE SPECIE ALLOCTONE INVASIVE IN SICILIA:
CARATTERIZZAZIONE DEL FENOMENO, STRATEGIE DI
COLONIZZAZIONE E POSSIBILI STRATEGIE DI CONTRASTO

Settore Scientifico Disciplinare AGR/05

TESI DI
EMILIO BADALAMENTI

COORDINATORE DEL DOTTORATO
Chiar.mo Prof. TIZIANO CARUSO

TUTOR
Prof. TOMMASO LA MANTIA

CICLO XXIV - TRIENNIO 2011/2013



INDICE

1. INTRODUZIONE

1.1 Le invasioni biologiche: aspetti generali e terminologici	1
1.2 Il processo invasivo: possibili cause e principali conseguenze	4
1.3 Cenni sulla legislazione in materia di specie esotiche invasive	14
1.4 Il caso emblematico dei biomi mediterranei	16
1.5 Le specie legnose invasive in Sicilia e confronto con il territorio nazionale	18
1.6 Bibliografia consultata	19

2. OBIETTIVI E FASI DELLA RICERCA

2.1 Linee di ricerca	32
2.2 Bibliografia consultata	34

3. RISULTATI

3.1 Aggiornamenti sulla distribuzione regionale o nazionale di specie alloctone	35
3.2 Le ragioni ecologiche del successo di <i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov.	35
3.3 Il caso studio di <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	36
3.3.1 <i>Ecologia, storia dell'introduzione e carattere invasivo della specie</i>	36
3.3.2 <i>Studio delle interazioni con le micorrize</i>	36
3.3.3 <i>Tecniche sperimentali di lotta in pieno campo</i>	36
3.4 Il caso studio di <i>Acacia cyclops</i> A. Cunn. ex G. Don	37

4. ALLEGATI

4.1 <i>Solanum capsicastrum</i> Schauer (Solanaceae) spontaneizzato nella piana di Palermo (Sicilia nord-occidentale)	38
4.2 Primi segnali di spontaneizzazione di <i>Schinus molle</i> L. (Anacardiaceae) in Sicilia	41
4.3 <i>Acacia cyclops</i> A. Cunn. ex G. Don (Leguminosae) in Italy: first cases of naturalization	44
4.4 Primo caso di naturalizzazione di <i>Pinus canariensis</i> C. Sm. (Pinaceae) per la Sicilia e prima stazione di <i>Acacia cyclops</i> G. Don (Fabaceae) sull'isola maggiore	62
4.5 The recent spread of the invasive woody alien plant <i>Melia azedarach</i> L. (Meliaceae) in Sicily	70
4.6 Primi casi di naturalizzazione del noce nero (<i>Juglans nigra</i> L.) (Juglandaceae) in Sicilia	79
4.7 <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle (Simaroubaceae) in Sicilia e cenni storici sulla sua introduzione in Italia	84
4.8 Do arbuscular mycorrhizal fungi facilitate the invasion of Mediterranean woodlands by <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle ?	135
4.9 Stem-injection of herbicide for control of <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle: a practical source of power for drilling holes in stems	155
4.10 Seasonal effect on resprouting ability of stems treated by glyphosate in the invasive tree <i>Ailanthus altissima</i>	166
4.11 Relationship between recruitment and mother plant vitality in the invasive alien species <i>Acacia cyclops</i>	176

5. RINGRAZIAMENTI

1. INTRODUZIONE

1.1 Le invasioni biologiche: aspetti generali e terminologici

Le invasioni biologiche da parte di specie non native sono ritenute una delle cause più rilevanti e significative di perdita della biodiversità e di alterazione degli ecosistemi su scala globale (VITOUSEK *et al.*, 1987; MACK *et al.*, 2000; SALA *et al.*, 2000; EHRENFELD, 2003). Insieme al cambiamento climatico in corso rappresentano una delle principali emergenze ambientali che dovranno essere affrontate nei prossimi decenni per arrestare il progressivo declino della diversità biologica a tutti i livelli (CHAPIN *et al.*, 2000). L'introduzione antropica di piante e animali invasivi, ben oltre i loro limiti naturali di dispersione, rappresenta una delle più emblematiche ed evidenti cause di trasformazione del paesaggio naturale, delle biocenosi e degli ecosistemi provocato dall'espansione della popolazione umana e dall'incremento degli scambi commerciali e dello spostamento di individui in tutto il mondo. Sin dai tempi più antichi l'uomo ha commerciato, scambiato e diffuso piante utili per un'ampia varietà di scopi: alimentari, foraggeri, forestali, ornamentali, energetici, ecc. (LAMBDON *et al.*, 2008). In particolare, le specie vegetali che vengono introdotte al di fuori della propria area d'origine per opera dell'uomo, in modo volontario o accidentale, vengono chiamate piante aliene, alloctone, xenofite, o ancora esotiche o non native. Il caso dell'Arcipelago delle Galápagos, distanti circa 1000 km dal più prossimo continente, è particolarmente emblematico per comprendere quanto profondamente l'uomo possa alterare le strategie naturali di dispersione adottate dalle piante. L'introduzione di nuove specie in queste isole vulcaniche, e la loro progressiva colonizzazione, è avvenuta nel tempo per cause naturali. In più di tre milioni di anni di storia dell'arcipelago, soltanto una nuova specie vegetale ogni 10.000 anni, in media, è arrivata sfruttando gli uccelli o le correnti marine, mentre circa 10 specie all'anno sono arrivate nel corso degli ultimi vent'anni con l'uomo, con una differenza tra le due immissioni di un fattore pari a 100.000 (TYE, 2001). Addirittura in Nuova Zelanda la flora vascolare risulta attualmente costituita in prevalenza da specie introdotte piuttosto che da specie native (FOWLER *et al.*, 2000).

Il fenomeno ha avuto un andamento variabile nel tempo, ma è cresciuto significativamente soprattutto negli ultimi due secoli, in conseguenza dell'intensificarsi degli scambi commerciali e del turismo di massa su scala globale (LAMBDON *et al.*, 2008). Attualmente, nel pieno della globalizzazione dei mercati, è lecito aspettarsi un progressivo incremento di nuove introduzioni, e di conseguenza un maggiore rischio di introdurre nuove piante dal comportamento invasivo. Inoltre, essendo organismi viventi che “camminano” insieme all'uomo, le piante invasive risultano generalmente caratterizzate da una capacità di

tollerare il disturbo antropico superiore a quella delle specie native (HOBBS & HUENNEKE, 1992; HIERRO *et al.*, 2006; CATFORD *et al.*, 2012). È quindi possibile che si presenteranno più adatte e competitive nel prossimo futuro (DUKES & MOONEY, 1999), in ambienti che vanno incontro a trasformazioni anche profonde in tempi sempre più rapidi, mentre gli adattamenti e le traiettorie evolutive che hanno caratterizzato la flora nativa potrebbero pesare sempre meno. Per queste ragioni il cambiamento climatico potrebbe direttamente favorire le specie alloctone invasive, che dispongono generalmente di meccanismi più efficienti e rapidi per modificare la propria distribuzione attuale, e spostarsi verso le nuove aree ecologicamente e climaticamente idonee a garantirne la sopravvivenza ed il successo riproduttivo (HELLMANN *et al.*, 2008; DIEZ *et al.*, 2012). I numeri del fenomeno a livello mondiale sono particolarmente allarmanti. Limitando la propria indagine a sei grandi paesi – Stati Uniti, Regno Unito, Australia, Sud Africa, India e Brasile – PIMENTEL *et al.* (2001) hanno stimato che circa 500.000 specie, tra piante, animali e microrganismi, siano state diffuse in tutto il mondo, e spesso a notevole distanza dai paesi originari.

Nonostante l'impressionante consistenza numerica, soltanto una piccolissima parte delle piante alloctone, pari circa al 10% di quelle introdotte (WILLIAMSON, 1996), è in grado di trovare nei nuovi ambienti condizioni ecologiche adatte per sopravvivere e riprodursi con successo. Una frazione ancora più piccola possiede la capacità di rinnovarsi naturalmente anche lontano dai siti di introduzione, avendo così l'opportunità di invadere nuovi ambienti. Entrando in contatto con nuovi ecosistemi, le piante non native possono infatti incontrare barriere ambientali (biotiche e/o abiotiche), riproduttive e legate alla dispersione che ne ostacolano l'affermazione su scala locale e la successiva diffusione (RICHARDSON *et al.*, 2000b).

Proprio in funzione dell'efficacia con cui vengono superate tali barriere, le specie alloctone vengono distinte in casuali, naturalizzate ed invasive, secondo le più recenti ed accettate classificazioni internazionali, che si basano su un criterio preminentemente biogeografico (RICHARDSON *et al.*, 2000b; PYŠEK *et al.*, 2004; Tab. 1). Le specie a riproduzione casuale possono occasionalmente riprodursi nel nuovo habitat, ma non sono capaci di stabilirsi e permanere a lungo termine; formano piccoli nuclei a vita effimera e la loro eventuale persistenza dipende dal continuo apporto esterno di materiale di propagazione. Le specie naturalizzate superano invece pienamente le barriere riproduttive. Esse sono in grado di sostenere popolazioni stabili per più cicli vitali, non dipendono più dal rifornimento esterno di propagoli, e si sono quindi perfettamente adattate al nuovo ambiente. Tuttavia, esse non sono in grado di allontanarsi significativamente dalle aree di introduzione o di primo rinvenimento. Al contrario, le piante considerate invasive sono in grado di rinnovarsi, spesso

in abbondanza, anche a notevole distanza dai siti di introduzione, costituiscono nuclei di insediamento stabili, duraturi ed autosufficienti, ed hanno così la possibilità di affermarsi su vaste aree e di competere efficacemente con le specie native (PYŠEK *et al.*, 2004). Secondo RICHARDSON *et al.* (2000b), i limiti spazio-temporali che una pianta alloctona deve superare per potersi considerare invasiva sono di 100 metri in meno di 20 anni per i *taxa* che si riproducono per seme, e di più di 6 metri in 3 anni per quelli che si diffondono per stoloni, rizomi, polloni radicali ed altri organi di propagazione vegetativa. Un importante sottogruppo di specie invasive comprende le cosiddette *transformers*, ovvero piante capaci di modificare profondamente i caratteri e la funzionalità degli ecosistemi invasi (RICHARDSON *et al.*, 2000b). All'interno di questa categoria ricadono le piante più pericolose per la conservazione della biodiversità e per la difesa dei paesaggi semi-naturali e tradizionali, e sulle quali si concentrano la maggior parte degli sforzi gestionali e di controllo. A livello europeo, le specie aliene vengono anche distinte, su base temporale, in archeofite e neofite, se sono state introdotte rispettivamente prima o dopo la scoperta dell'America, con data arrotondata al 1500 (CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2009). In tabella 1 vengono riportati i termini utilizzati che spesso, nella letteratura non specialistica, vengono utilizzati impropriamente.

Tab. 1 - Categorie di piante introdotte secondo le più recenti classificazioni internazionali (RICHARDSON *et al.*, 2000b; PYŠEK *et al.*, 2004).

Termine (italiano/inglese*)	Definizione
Aliena/Alien	Specie vegetale la cui presenza in un dato territorio è frutto della deliberata o accidentale introduzione effettuata dall'uomo, o che è arrivata da aree limitrofe in cui è considerata aliena.
Casuale/Casual	Pianta aliena che può fiorire o anche occasionalmente riprodursi in un'area ma che non costituisce popolazioni in grado di auto-perpetuarsi, e dipende dalle ripetute introduzioni per la sua persistenza.
Naturalizzata/Naturalized	Pianta aliena che si riproduce consistentemente e sostiene popolazioni per molti cicli vitali senza l'intervento diretto dell'uomo; è capace di rinnovarsi liberamente ma spesso vicino alle piante madri e non è in grado di invadere ecosistemi antropizzati, seminaturali o naturali.
Invasiva/Invasive	Pianta naturalizzata che produce progenie capace di riprodursi, spesso in grande quantità, a considerevole distanza dalle piante madri, avendo così la potenzialità di diffondersi su vaste aree.
Trasformatrice/Transformers	Un insieme di piante invasive che cambiano il carattere, la condizione, la forma o la natura dell'ecosistema su un'area considerevole rispetto all'estensione dell'ecosistema stesso.
Archeofita/Archaeophyte**	Specie aliena la cui introduzione è antecedente alla scoperta dell'America, ovvero al 1500 ca.
Neofita/Neophyte**	Specie aliena la cui introduzione è successiva alla scoperta dell'America, ovvero al 1500 ca.

*: si riportano i termini in inglese perché spesso i termini italiani sono mutuati da quelli inglesi e in qualche caso non hanno una chiara corrispondenza nella lingua italiana; **: riferite soltanto al territorio europeo.

1.2 Il processo invasivo: possibili cause e principali conseguenze

Per sviluppare un'efficace strategia di contenimento nei confronti delle specie invasive è indispensabile, prima di tutto, comprendere le principali cause che le favoriscono.

Il processo invasivo è un processo estremamente dinamico, in continua evoluzione nello spazio e nel tempo, in cui piccole variazioni dei fattori coinvolti possono radicalmente modificare l'equilibrio raggiunto (Tab. 1). Anche da questa considerazione deriva l'estrema

difficoltà di prevedere quali e quante specie mostreranno un comportamento invasivo in una determinata regione, nonché quella di definire con sufficiente approssimazione la fase di latenza o *lag phase*, ovvero l'intervallo di tempo necessario per il passaggio dalla condizione di specie casuale a naturalizzata, ed infine ad invasiva. Ad esempio, un'indagine condotta in Nuova Zelanda su 105 piante invasive ha rivelato che mediamente servono 20-30 anni alle piante alloctone per mostrarsi invasive, ma il 4% ha richiesto un tempo superiore ai 40 anni (AIKIO *et al.*, 2010).

Le azioni antropiche, le caratteristiche biologiche delle specie introdotte e i caratteri biotici ed abiotici degli habitat, nonché le loro reciproche inter-relazioni, sono i principali fattori che entrano in gioco nel determinare la possibilità, l'ampiezza e le possibili conseguenze del successo invasivo di una specie alloctona (WILLIAMSON, 1996; ALPERT *et al.*, 2000; MACK *et al.*, 2000; GROTKOPP *et al.*, 2002; Tab. 2). L'uomo, oltre ad innescare direttamente l'intero processo, può intervenire significativamente in tutte le fasi successive, spesso rendendo più semplice o più rapida l'invasione. In particolare, gli interventi antropici possono favorire o contrastare, per via diretta o indiretta, la diffusione di piante aliene invasive. Le azioni dirette incidono sul potenziale invasivo, ovvero sulla capacità di invadere delle piante introdotte, mentre gli interventi indiretti modificano la suscettibilità degli habitat ad essere invasi, una caratteristica che viene definita “invasibilità” o *invasibility* (TILMAN, 1997; ALPERT *et al.*, 2000).

Tab. 2 - Quadro di sintesi dei principali fattori che influenzano il processo invasivo.

FATTORE	EFFETTO
Uomo	Trasporta le specie non native; influenza la pressione di propagoli presenti nell'ambiente; modifica l'interazione tra specie introdotta ed ecosistema ricevente; effettua azioni di prevenzione, controllo ed eradicazione.
Caratteri biologici della specie introdotta	Insieme dei caratteri ecofisiologici e riproduttivi che definiscono il potenziale invasivo.
Suscettibilità dell'habitat	Esprime la tendenza dell'ambiente ad essere invaso, e dipende da fattori biotici ed abiotici quali i caratteri climatici, il regime di disturbo, la disponibilità di risorse, la α -diversità e le caratteristiche delle comunità biotiche residenti.

Da quanto tempo, come, dove e perché una specie viene introdotta sono importanti domande alle quali bisogna cercare di rispondere per comprendere appieno la dinamica del processo invasivo e i suoi più probabili andamenti futuri. L'indicazione temporale fornisce preziose informazioni sulla velocità del processo in corso, soprattutto se conosciamo con una certa precisione la data di introduzione e di prima spontaneizzazione della specie. Le altre informazioni influiscono in modo determinante sulla quantità di propagoli presenti nel nuovo ambiente, sulla distanza dagli ambienti di maggiore interesse conservazionistico, sulla quantità di potenziali punti d'innesto invasivo presenti sul territorio, ecc.

Ad esempio l'introduzione volontaria, soprattutto se effettuata su larga scala e per diversi scopi — ovvero in diversi ambienti —, offre maggiori probabilità di spontaneizzazione. Infatti la pianta introdotta viene mantenuta sana e vitale, per assolvere certe funzioni può essere sottoposta a cure culturali, e può così raggiungere più facilmente lo stadio riproduttivo ed eventualmente diffondersi. Le acacie, ad esempio, non sembrano particolarmente invasive in aree ornamentali quali parchi o giardini, dove talvolta sono impiegate, ma sono molto competitive in ambienti costieri seminaturali e naturali (WERNER *et al.*, 2010), dove molto probabilmente non sarebbero mai arrivate senza l'intervento decisivo dell'uomo, che le ha diffusamente utilizzate nel rimboschimento e per il consolidamento delle dune litoranee (GRIFFIN *et al.*, 2011; LA MANTIA, 2011). L'uomo interviene profondamente anche nelle fasi successive all'introduzione, proprio quando si può manifestare l'invasività di una determinata specie. L'alterazione dei naturali regimi di disturbo, i cambiamenti nell'uso del suolo, nonché l'eutrofizzazione dei suoli e delle acque (KOLB *et al.*, 2002; LAKE & LEISHMAN, 2004), rendono disponibili continuamente nuovi spazi e nuove nicchie e/o modificano la disponibilità delle risorse (luce, acqua, elementi nutritivi), alterando così le condizioni naturali di equilibrio e potendo facilitare l'affermazione e la successiva espansione delle specie invasive, tipicamente pioniere ed opportunistiche, a scapito delle fitocenosi locali (GROTKOPP & REJMÁNEK, 2007; CATFORD *et al.*, 2012). In molti casi le specie invasive risultano più competitive in ambienti con elevata disponibilità di risorse (nutrienti, acqua e luce) rispetto alle native (WITKOWSKI, 1991b; MILCHUNAS & LAUENROTH, 1995; MARON & JEFFRIES, 1999), e spesso sono le prime ad avvantaggiarsi del cambiamento nel tipo e nelle caratteristiche — frequenza, durata ed intensità — di un certo regime di disturbo. Peraltro, che le piante non native siano favorite dal disturbo antropico è una delle poche generalizzazioni che è possibile fare nella complessa e sempre dinamica ricerca nel campo delle invasioni biologiche (DAVIS *et al.*, 2000; LAKE & LEISHMAN, 2004; HIERRO *et al.*, 2006; CATFORD *et al.*, 2012). Un'indagine sperimentale condotta da BURKE & GRIME (1996) ha verificato l'esistenza di un effetto additivo tra l'arricchimento in nutrienti e la presenza di un fattore di

disturbo nel promuovere le invasioni vegetali. Il regime degli incendi ha un peso determinante nell'influenzare la diversità compositiva e i caratteri fisionomico-strutturali della vegetazione naturale, soprattutto nelle aree a clima mediterraneo (RUNDEL, 1998; VILÀ *et al.*, 2001; KEELEY *et al.*, 2005), poiché influenza le dinamiche competitive in campo e quindi la coesistenza delle specie vegetali. L'incremento della frequenza e dell'intensità degli incendi ha determinato in alcune regioni la progressiva prevalenza di specie alloctone più adattate al mutato regime di disturbo (KEELEY *et al.*, 2005; PINO *et al.*, 2013), ed in altre l'instaurarsi di un vero e proprio feedback positivo tra graminacee alloctone invasive e regime degli incendi, che tendono a favorirsi reciprocamente, provocando la sostituzione delle comunità pre-forestali e forestali native, con conseguenze ecologiche disastrose anche sul bilancio del carbonio (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992; VILÀ *et al.*, 2001; KEELEY *et al.*, 2003; LITTON *et al.*, 2006; ADKINS *et al.*, 2011).

Da quanto detto si comprende come la trasformazione antropica degli habitat naturali possa renderli più vulnerabili all'ingresso di piante alloctone; tuttavia, perché un'invasione abbia successo è necessario che la pianta aliena possegga un insieme di caratteri idonei per affermarsi nel nuovo ambiente, sfruttare le risorse disponibili, e vincere la competizione con la flora locale. Numerosi studi hanno cercato di comprendere se esistano caratteristiche biologiche specifiche che giocano un ruolo più importante di altre nella manifestazione dell'invasività (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996; WILLIAMSON & FITTER, 1996a; GOODWIN *et al.*, 1999; LLORET *et al.*, 2005), e che possano quindi essere utilizzate per elaborare validi modelli predittivi del fenomeno. In effetti, alcuni tratti sono stati osservati più frequentemente di altri nelle specie invasive, quali l'elevata velocità di crescita iniziale, l'ampia plasticità ecologica, l'abbondante produzione di seme e l'adozione di sistemi di riproduzione sessuale e/o di propagazione vegetativa, e di disseminazione, particolarmente efficienti (LODGE, 1993; WILLIAMS *et al.*, 1995; GROTKOPP *et al.*, 2002; GROTKOPP & REJMÁNEK, 2007; POULIN *et al.*, 2007; VAN KLEUNEN *et al.*, 2010; DAVIDSON *et al.*, 2011; DAWSON *et al.*, 2011). Importanti informazioni si possono ottenere dal confronto fra le performance di specie alloctone invasive e non-invasive (LAKE & LEISHMAN, 2004; BENNETT & STRAUSS, 2013), soprattutto se affini dal punto di vista tassonomico (GROTKOPP *et al.*, 2002; GROTKOPP & REJMÁNEK, 2007). Comparando la crescita di 24 specie del genere *Pinus*, REJMÁNEK & RICHARDSON (1996) hanno scoperto che le 12 specie ritenute invasive a livello mondiale mostravano alcuni caratteri comuni: un breve periodo giovanile, lo scarso peso dei semi, e un piccolo intervallo di tempo fra periodi di abbondante produzione di semi; tutti caratteri che conferiscono una maggiore velocità di crescita dei semenzali e maggiori probabilità di successo riproduttivo nei nuovi ambienti. Tuttavia, non tutte le specie alloctone che possiedono tali caratteristiche si

comportano effettivamente come invasive in un determinato ambiente, e il peso di ogni carattere biologico risulta essere fortemente dipendente dall'habitat (ALPERT *et al.*, 2000; LAKE & LEISHMAN, 2004). Ad esempio, la capacità di utilizzare per la disseminazione gli animali, e soprattutto l'avifauna, assume notevole importanza nell'invasione degli ambienti seminaturali e naturali, perché essi assicurano distanze medie di trasporto molto superiori rispetto al vento o alla gravità (GLYPHIS *et al.*, 1981; VOIGT *et al.*, 2011). I rapidi tassi di crescita giovanili possono invece assicurare un importante vantaggio competitivo nella colonizzazione di ambienti molto disturbati, con elevata disponibilità di luce ed elevata fluttuazione nelle risorse; tutte caratteristiche tipiche dei primi stadi successionali (GRIME, 1973; DAVIS *et al.*, 2000; RYSER & WAHL, 2001; CATFORD *et al.*, 2012).

Le condizioni climatiche, il regime di disturbo e i fattori di stress, la disponibilità di risorse e i caratteri delle comunità biotiche sembrano essere i principali aspetti che condizionano la vulnerabilità di un ambiente a subire un'invasione biologica (LODGE, 1993; ALPERT *et al.*, 2000; DAVIS *et al.*, 2000; LAKE & LEISHMAN, 2004). Gli ambienti a più elevata α -diversità vegetale, rispetto agli ambienti più poveri di specie, sembrano mostrare una maggiore resistenza alle invasioni, e diversi studi sperimentali, riferiti soprattutto a biomis di prateria, hanno confermato questa tendenza (NAEEM *et al.*, 2000; FARGIONE & TILMAN, 2005; KUEBBING *et al.*, 2013). L'occupazione di tutte le nicchie ecologiche ed un più completo utilizzo delle risorse disponibili dovrebbero garantire agli ambienti più ricchi di specie una maggiore resistenza biotica alle invasioni (TILMAN, 1997). Tuttavia, anche questa considerazione è stata recentemente messa in dubbio ed in molti casi confutata. Numerosi altri studi hanno dimostrato chiaramente come gli habitat ad elevata diversità vegetale possano essere egualmente invasi con successo, come nel caso degli ambienti ripariali (STOHLGREN *et al.*, 1999, 2003; STADLER *et al.*, 2000; VILÀ *et al.*, 2007). Una simile preoccupante scoperta mette in evidenza come le invasioni, e le loro negative conseguenze ecologiche, possano riguardare quasi ogni tipo di habitat e comunità, e che a volte il fallimento di un processo di naturalizzazione è più il frutto della mancata combinazione appropriata tra ecosistema ricevente e specie invasiva, e non dipende dalla naturale resistenza biotica dell'ambiente. Tuttavia, almeno su scala locale, elevati livelli di fitodiversità sembrano rappresentare un significativo ostacolo all'affermazione di specie alloctone, e ne limitano anche i potenziali impatti negativi (LEVINE, 2000; DUKES, 2002). Il clima è un importante fattore di controllo dell'intero processo, e se è vero che le piante provenienti da condizioni climatiche di origine simili a quelle degli ambienti di introduzione sembrano avere una maggiore probabilità di insediarsi nei nuovi habitat (LODGE, 1993), è altrettanto vero che diverse specie invasive sono in grado di affermarsi anche in ambienti ecologicamente differenti da quelli originari. Si pensi

al caso dell'ailanto [*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle], un albero asiatico particolarmente infestante che, pur provenendo da aree a clima temperato-calido, mostra una straordinaria capacità di stabilirsi negli ecosistemi mediterranei di tutto il mondo, dove è capace di sopportare condizioni di elevato stress idrico al pari delle specie native mediterranee (TRIFILÒ *et al.*, 2004). Potrebbe sembrare un paradosso, ma le invasioni biologiche sembrano in parte sfuggire alle leggi ed ai fattori che regolano l'equilibrio delle popolazioni naturali e la coesistenza fra specie con parallele traiettorie evolutive (negli habitat non-invasi) (ROUT & CALLAWAY, 2009). Così, gli ambienti invasi si distinguono anche per i meccanismi che ne regolano la diversità, che raggiunge normalmente livelli inferiori nelle comunità dominate da piante aliene (WILSEY *et al.*, 2009, 2011). Diverse specie invasive si sono rivelate tali proprio perché si comportano in modo diverso nel loro *range* secondario rispetto all'areale primario (REINHART *et al.*, 2003; CALLAWAY *et al.*, 2004, 2011). Questo cambiamento dipende dal contatto con biocenosi differenti che può dare luogo ad effetti del tutto inediti e imprevedibili (CALLAWAY & ASCHEHOUG, 2000), o anche dalla rapida evoluzione di caratteri che accentuano l'invasività (MARON *et al.*, 2004; FENG *et al.*, 2009); in entrambi i casi la pianta aliena può risultare più competitiva nei confronti delle nuove specie concorrenti. Simili risultati mettono in evidenza l'importanza cruciale del confronto biogeografico fra le comunità biotiche delle aree di indigenato e quelle dell'areale secondario, in cui la specie introdotta si comporta da invasiva (HIERRO *et al.*, 2005).

Per questa ragione, nella ricerca sulle cause delle invasioni biologiche sempre maggiore importanza è stata attribuita alle interazioni biotiche (MITCHELL *et al.*, 2006; MORRIËN *et al.*, 2010), anche tra piante alloctone ed altri organismi non nativi (SIMBERLOFF & VON HOLLE, 1999), ed ai mutualismi (RICHARDSON *et al.*, 2000a). È ipotizzabile che il loro peso relativo aumenti dove i livelli di competizione interspecifica sono più elevati, ovvero all'interno di habitat seminaturali e naturali, in cui gli impatti ecologici attesi sono superiori. Ecco una sintesi delle interazioni biotiche, e di alcune teorie su di esse formulate, che possono influenzare positivamente il successo invasivo:

- 1) Ridotta pressione esercitata dagli organismi antagonisti quali predatori, insetti fitofagi o parassiti, ed acquisizione di un vantaggio competitivo (“*Enemy Release Hypothesis*”: KEANE & CRAWLEY, 2002);
- 2) Distruzione delle relazioni simbiotiche esistenti fra le biocenosi autoctone nel *range* invaso (“*Degraded Mutualisms Hypothesis*”: STINSON *et al.*, 2006);
- 3) Spostamento delle risorse dalle strutture preposte alla difesa verso quelle destinate alla crescita ed incremento dell'abilità competitiva (“*Evolution of Increased Competitive Ability*”: BLOSSEY & NÖTZOLD, 1995);

- 4) Possesso di un carattere che risulta nuovo nell'ambiente invaso, che esercita un'azione allelopatica o fungistatica molto più potente nei confronti delle nuove piante vicine o che agisce come mediatore di nuove interazioni tra pianta e microbi del suolo ("*Novel Weapons Hypothesis*": CALLAWAY & ASCHEHOUG, 2000; CALLAWAY & RIDENOUR, 2004).

Generalmente un singolo fattore di questi non è in grado di spiegare l'intero e complesso processo invasivo. Ad esempio, dato che il costo metabolico per produrre nuovi tessuti in ambienti con risorse abbondanti è relativamente basso, in simili condizioni le piante investono meno per la propria difesa dai nemici naturali, e risultano quindi più soggette ai loro attacchi. Di conseguenza, simili specie potranno beneficiare significativamente delle elevate risorse disponibili e della contemporanea assenza di nemici naturali nel range di introduzione (BLUMENTHAL, 2005).

Nel caso di specie che dipendono strettamente da relazioni simbiotiche negli ambienti nativi, la loro possibilità di invadere nuovi territori è potenzialmente ridotta perché vincolata al concomitante ingresso nell'areale secondario degli organismi simbionti. È quindi molto probabile che le piante invasive più diffuse al mondo siano quelle che stringono rapporti generalisti con impollinatori, micorrize o disseminatori (GLYPHIS *et al.*, 1981; RICHARDSON *et al.*, 2000a; VAN DER PUTTEN *et al.*, 2007). Tuttavia, superando il grosso ostacolo iniziale, anche le specie alloctone che stabiliscono relazioni biotiche altamente specifiche possono diventare temibili invasive. È il caso di diverse specie del genere *Ficus*, della famiglia delle Moraceae, che a causa della particolare biologia fiorale necessitano di una o pochissime specie di insetti imenotteri della famiglia degli Agaonidi per essere impollinate e quindi riprodursi (RAMÍREZ & MONTERO, 1988; NADEL *et al.*, 1992). È quanto accaduto a *Ficus microcarpa* L. in diverse aree del mondo. Ad esempio, nonostante sia presente in Sicilia da quasi due secoli, questa specie alloctona ha incominciato a produrre semi fertili e a diffondersi soltanto sul finire del secolo scorso (SCHICCHI, 1999), e in seguito all'introduzione nelle stesse aree degli indispensabili insetti simbionti (LO VERDE *et al.*, 1991).

Più recentemente sono state studiate con crescente interesse anche le interazioni che si verificano a livello ipogeo tra piante introdotte e microrganismi del suolo, sia patogeni che mutualisti quali batteri azotofissatori e funghi micorrizici (WOLFE & KLIRONOMOS, 2005; PRINGLE *et al.*, 2009; SHAH *et al.*, 2009). In particolare, è stato verificato che generalmente gli effetti delle comunità microbiche del suolo nell'areale originario sono più negativi rispetto a quelli sperimentati nell'areale secondario, dove i feedback pianta-suolo variano da neutrali a positivi (REINHART *et al.*, 2003; REINHART & CALLAWAY, 2004; HIERRO *et al.*, 2006; KULMATISKI *et al.*, 2008; CALLAWAY *et al.*, 2011). Tuttavia, altre specie introdotte, come ad

esempio *Ammophila arenaria* (L.) Link, mostrano un comportamento non omogeneo nel proprio areale secondario, essendo in grado di incontrare nei nuovi suoli livelli di patogenicità confrontabili con quelli degli ambienti nativi (BECKSTEAD & PARKER, 2003; KNEVEL *et al.*, 2004). Nelle complesse dinamiche che conducono al successo di un'invasione, nessuna regola appare quindi definitiva e assoluta, e si riscontrano spesso eccezioni, anche rispetto ad andamenti che appaiono piuttosto generalizzati (WILLIAMSON & FITTER, 1996b).

Tutto ciò concorre a rendere difficile prevedere i caratteri del processo invasivo, che pertanto va studiato e può essere pienamente compreso soltanto a livello locale, considerando le specifiche inter-relazioni che si determinano tra la pianta introdotta e il suo nuovo ambiente biotico ed abiotico (PINO *et al.*, 2013). Alcune considerazioni di livello generale possono essere valide, ma tenendo bene a mente la complessità e l'elevata specificità dell'intero fenomeno. Il processo invasivo rimane pertanto complessivamente caratterizzato da un elevato grado di incertezza e di indeterminazione, che riguarda soprattutto le piante introdotte che non si sono ancora rivelate invasive in nessuna parte del mondo così come per ogni futura nuova introduzione.

Quali sono le più significative e conosciute conseguenze delle invasioni biologiche su scala globale? Come già anticipato, esse sono considerate fra le principali cause di perdita della biodiversità globale insieme alla distruzione degli habitat naturali, i cambiamenti nell'uso del suolo e l'inquinamento ambientale (CHAPIN *et al.*, 2000; SCALERA, 2008). Nel futuro, oltre al probabile aumento degli scambi commerciali e del turismo su scala globale, le crescenti concentrazioni di CO₂, l'aumento della temperatura media, i maggiori depositi di azoto, l'alterazione dei regimi naturali di disturbo e l'incremento nel livello di frammentazione degli habitat potranno aumentare le possibilità di successo delle invasioni biologiche (DUKES & MOONEY, 1999). Gli equilibri degli ecosistemi naturali, per quanto complessi, sono particolarmente sensibili alla proliferazione di piante aliene invasive, e l'ingresso di una sola specie può determinare profonde ed irreversibili trasformazioni a carico delle comunità biotiche locali e dei processi ecosistemici (VITOUSEK *et al.*, 1987; CORDELL & SANDQUIST, 2008).

In linea generale, tanto più è marcata la distanza ecologica (nicchia occupata, forma biologica, fenologia, morfologia apparati radicali, ecc.) tra la specie aliena e l'ecosistema locale tanto più elevati saranno gli impatti conseguenti all'invasione (VITOUSEK *et al.*, 1987; EHRENFIELD, 2003; CORBIN & D'ANTONIO, 2004). Semplificando, potremmo dire che tanto più è "aliena" rispetto al contesto ecologico nativo, tanto più profonde e difficilmente recuperabili potranno essere le trasformazioni che una singola specie sarà in grado di apportare a livello ecosistemico. Secondo MARON & JEFFERIES (1999), il cambiamento di

composizione specifica in favore delle invasive indotto dall'arricchimento antropico di azoto nel suolo può essere difficilmente recuperato anche dopo il cessare dell'azione perturbatrice. Sedici anni si sono dimostrati insufficienti al recupero delle comunità vegetali autoctone, dopo che l'aggiunta di acqua e/o nutrienti aveva spostato l'equilibrio ecosistemico in favore delle piante alloctone (MILCHUNAS & LAUENROTH, 1995). Esistono numerosi altri esempi circa gli effetti delle specie invasive sui processi biochimici nel suolo, e sui feedback positivi che possono determinarsi, aggravando ulteriormente l'entità dell'invasione. Ad esempio le acacie australiane hanno radicalmente alterato il funzionamento e la composizione degli habitat invasi in Sud Africa anche in conseguenza degli straordinari input di azoto che hanno apportato ad ecosistemi naturalmente caratterizzati da bassi livelli di azoto disponibile, e ai quali si erano adattate nel tempo le piante locali (WITKOWSKI, 1991a; STOCK *et al.*, 1995). *Myrica faya* Ait., una leguminosa arborea originaria delle Azzorre e delle Isole Canarie, ha invaso più di 30.000 ettari nelle isole Hawaii, dove si è mostrata in grado di quadruplicare il tenore in azoto delle recenti lave vulcaniche, dove normalmente non sono presenti specie native azotofissatrici (VITOUSEK *et al.* 1987). Un altro caso emblematico è quello di *Alliaria petiolata* (M. Bieb.) Cavara & Grande, una brassicacea non-micorrizica di origine Eurasatica che ha invaso con successo il sottobosco delle foreste mesofile degli Stati Uniti. Un ruolo importante nel successo invasivo sembra averlo avuto la produzione di sostanze chimiche ad azione fungicida nei confronti delle micorizze locali (STINSON *et al.*, 2006), la cui significativa diminuzione nei suoli invasi ha determinato un evidente svantaggio competitivo per le specie locali, soprattutto per quelle arboree ad elevata dipendenza micorrizica. Molto spesso le specie aliene invasive causano una riduzione significativa della biodiversità locale (CHEJARA *et al.*, 2008; GAERTNER *et al.*, 2009; FOTIADIS *et al.*, 2011; WILSEY *et al.*, 2011), anche in seguito a processi di ibridazione con le specie native (HUXEL, 1999), o per l'alterazione della struttura e della complessità delle fitocenosi naturali (POULIN *et al.*, 2005). Altre pericolose conseguenze ecosistemiche non meno rilevanti riguardano la modifica dei regimi di disturbo (MACK & D'ANTONIO, 1998; BROOKS *et al.*, 2004) e l'interferenza nei cicli biogeochimici, nel ciclo idrologico, dell'azoto e del carbonio (VITOUSEK *et al.*, 1987; CORBIN & D'ANTONIO, 2004; CORDELL & SANDQUIST, 2008; LIAO *et al.*, 2008; CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2009 RASCHER *et al.*, 2011) Evidentemente, l'alterazione delle riserve di carbonio fissate nei suoli e/o nelle biomasse vegetali potrà influenzare in modo decisivo lo stoccaggio della CO₂ atmosferica (LITTON *et al.*, 2006).

Tuttavia vale la pena ricordare che, mentre l'impatto nei confronti della diversità specifica è quasi sempre negativo, gli habitat dominati da specie aliene possono risultare più efficienti nell'assorbire la CO₂ dall'aria e nell'incrementare l'azoto disponibile nei suoli, in

conseguenza ad esempio della produzione di una lettiera a più rapida decomposizione (EHRENFIELD, 2003; LIAO *et al.*, 2008). Ciò dipende dal tipo e dal grado di sostituzione strutturale e compositiva che la specie introdotta determina a carico dell'ecosistema residente e dall'impatto sulle comunità microbiche locali, che svolgono un ruolo essenziale nella regolazione dei cicli biogeochimici (ROUT & CALLAWAY, 2009). In modo analogo, nei biombi di prateria la massima diversità vegetale è associata a livelli medi di biomassa, secondo la teoria del disturbo intermedio (GRIME, 1973; CATFORD *et al.*, 2012), mentre la massima produttività corrisponde alla dominanza di poche specie dotate di elevata assimilazione netta e abilità competitiva superiore (PUERTO *et al.*, 1990). In ambienti degradati e profondamente alterati, spesso le piante alloctone sono in grado di fissare più carbonio nella loro biomassa epigea ed ipogea rispetto alle specie native, ed anche i flussi di azoto sono in molti casi incrementati dalle invasioni (VITOUSEK *et al.*, 1987; WITKOWSKI, 1991a; ROUT & CALLAWAY, 2009). Tuttavia, una significativa riduzione degli stock complessivi di carbonio è una delle conseguenze indesiderate associate alla sostituzione completa o parziale di comunità native con comunità invase. Una perdita di carbonio stimata in 40 tonnellate per ettaro nei primi 50 cm di spessore di suolo è stata verificata nelle praterie della California, in cui le specie perenni sono state sostituite da graminacee annuali originarie del bacino del Mediterraneo (KOTEEN *et al.*, 2011). Nelle isole Hawaii, il prolungato sfruttamento antropico di vaste aree, un tempo coperte da preziose foreste tropicali asciutte, ha consentito nel tempo la conversione in praterie quasi monospecifiche dominate da *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov., determinando così un decremento della biomassa epigea vivente di quasi il 93%, per l'assenza di rigenerazione delle specie legnose autoctone (LITTON *et al.*, 2006).

I cambiamenti climatici, oltre ad avere un'influenza diretta sulle prestazioni delle piante alloctone, potranno anche modificare i regimi degli incendi e dei venti, le alluvioni e l'effetto del pascolo, incrementando ulteriormente la vulnerabilità degli ecosistemi alle invasioni (DIEZ *et al.*, 2012). Negli ultimi anni, un ulteriore fattore di rischio per la diffusione di specie invasive è rappresentato dal crescente utilizzo delle biomasse vegetali come biofuel (RAGHU *et al.*, 2006; BUDDENHAGEN *et al.*, 2009), fonti di energia rinnovabili ed alternative ai combustibili fossili. Spesso, per un insieme di caratteri eco-fisiologici favorevoli alla produzione di biomassa epigea, vengono utilizzate specie alloctone note per la loro invasività, e ciò avviene generalmente in ambienti semi-naturali, semplificati e disturbati, generalmente più suscettibili alle invasioni biologiche (CROSTI & FORCONI, 2006). Per queste ragioni andrebbe prevista una procedura di valutazione preventiva del rischio di invasione — Weed Risk Assessment (WRA) — per evitare l'impianto di specie che mostrino un'elevata

probabilità di sfuggire alla coltura, ed il cui utilizzo andrebbe regolamentato, o meglio ancora del tutto evitato (CROSTI *et al.*, 2010).

1.3 Cenni sulla legislazione in materia di specie esotiche invasive

La diffusione incontrollata di specie esotiche necessita di azioni di contrasto inevitabilmente transfrontaliere e di una condivisione a livello globale della gravità del fenomeno. Per questa ragione il contrasto alle invasioni biologiche è divenuto, nel corso degli anni, oggetto di trattati e accordi internazionali di valenza globale e comunitaria, che richiedono di focalizzare l'attenzione sul problema attraverso lo sviluppo di linee guida, codici di comportamento, normative e idonei strumenti di regolamentazione (PASTA, 2003). La prevenzione dell'introduzione ed il controllo dei possibili vettori di ingresso di specie invasive in nuovi territori rappresenta senza dubbio l'azione più efficace, ed economicamente conveniente, per contrastarne la diffusione e mitigare i rilevanti impatti ecologici e socio-economici di cui sono portatrici (MYERS *et al.*, 2000). Dopo che una specie viene introdotta, ed incomincia a diffondersi allo stato spontaneo, i costi da sostenere per il suo controllo aumentano in modo significativo all'aumentare del grado di diffusione raggiunto, tanto che oltre un certo livello la completa eliminazione appare economicamente e praticamente impraticabile (VAN WILGEN *et al.*, 2012).

Già la Convenzione sulla Diversità Biologica, stipulata a Rio de Janeiro nel 1992, metteva in evidenza il rischio ecologico legato alla presenza di specie alloctone invasive negli habitat naturali, ed invitava i paesi firmatari a “prevenire l'introduzione, controllando o eradicando quelle specie aliene che minacciano ecosistemi, habitat o specie”. Anche l'Unione Europea aveva riconosciuto con la Convenzione di Berna del 1979, relativa alla conservazione della vita selvatica e degli habitat naturali in Europa, il rischio posto dalle specie introdotte sulle biocenosi e i biotopi locali. Soprattutto negli ultimi anni, sono stati così avviati numerosi progetti ed esistono diversi gruppi di studio che stanno affrontando il problema delle invasive a livello comunitario. Si segnala ad esempio il progetto DAISIE (*Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe*: <http://www.europe-aliens.org/default.do>). Iniziato nel 2004, ed inserito nell'ambito del sesto Programma quadro di ricerca dell'UE, ha lo scopo di mantenere un database aggiornato sulle principali specie alloctone invasive, sia vegetali che animali, presenti a livello comunitario, facilitando così la raccolta e lo scambio di informazioni utili a tutti i livelli decisionali. Soltanto in Europa, dal 1993 al 2008, la spesa in programmi e azioni di contrasto alle specie invasive ha superato i 132 milioni di euro (SCALERA, 2010). Nonostante ciò, manca ancora un quadro legislativo unitario indirizzato alle specie esotiche invasive, e la maggior parte di esse è ancora esclusa

dal campo di intervento della legislazione comunitaria. Poiché le piante esotiche superano per loro stessa natura i confini nazionali, la mancanza di un riferimento organico ed univoco per l'Unione rappresenta un forte ostacolo all'adozione di misure realmente efficaci di individuazione precoce, contenimento e controllo. Per queste ragioni, la Commissione europea, in data 9 settembre 2013, ha inviato al Parlamento Italiano, e agli altri Stati membri, la proposta di uno specifico Regolamento “*recante disposizioni volte a prevenire e a gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive*” (disponibile sul sito: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2013:0620:FIN:IT:PDF>), che dovrà poi passare al vaglio del Parlamento europeo e del Consiglio prima di essere approvato. In particolare, la proposta prevede “*l'istituzione di un quadro d'azione per prevenire, ridurre al minimo e mitigare gli effetti negativi delle specie esotiche invasive sulla biodiversità e sui servizi ecosistemici, puntando nel contempo a limitare i danni sociali ed economici*”. Tale intento verrà perseguito mettendo in campo misure che garantiscono un intervento coordinato, destinando risorse alle specie prioritarie ed incentivando le azioni preventive. Per le specie ritenute di particolare rilevanza nell'Unione europea, saranno vietate all'interno del territorio comunitario l'immissione sul mercato, il trasporto, la coltivazione e la possibilità di riprodursi. La proposta prevede inoltre l'adozione di misure idonee a favorire lo scambio di informazioni e la fattiva collaborazione tra gli Stati europei, allo scopo di implementare e coordinare le procedure di rilevamento precoce ed eradicazione rapida, per le specie in fase di incipiente naturalizzazione, e la gestione delle specie già diffuse, contro le quali servono interventi diretti di lotta, soprattutto nelle aree di maggiore importanza scientifica e conservazionistica, o dove gli impatti socio-economici sono più ingenti.

L'Italia, pur avendo ratificato la Convenzione di Rio con la L. 124/94, non si è ancora dotata di un quadro di riferimento unitario in materia di specie alloctone invasive. Inoltre, le specie esotiche vengono citate spesso in modo confuso e con terminologie poco coerenti, rendendo difficile il coordinamento e l'indirizzamento delle necessarie azioni di contrasto (BRUNDU, 2008). Tuttavia, esistono norme regionali particolarmente attente al problema, come ad esempio la L.R. 10/2008 della Regione Lombardia, la L.R. 4/2009 della Regione Piemonte e la L.R. 45/2009 della Valle d'Aosta. Simili interventi legislativi rappresentano un segnale incoraggiante dell'incrementata consapevolezza della gravità del fenomeno. Sia la normativa della Lombardia, che quella della Valle d'Aosta, contengono delle *black list*, ovvero liste di specie con tendenze chiaramente invasive che è vietato introdurre in ambienti naturali, o nei loro pressi, e che devono essere oggetto di monitoraggio, contenimento e/o eradicazione. Tornando in ambito nazionale, è stato recentemente avviato il progetto “Flora alloctona d'Italia”, che ha realizzato il censimento delle specie esotiche presenti sul territorio

nazionale (BLASI *et al.*, 2008), nell'ambito della “Strategia Europea sulle Specie Esotiche Invasive” (GENOVESI & SHINE, 2004). I risultati del progetto sono stati successivamente pubblicati e rappresentano le più aggiornate informazioni disponibili sulla flora non-nativa d’Italia (CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2009, 2010). Secondo questo recente inventario, la flora vascolare alloctona è costituita da 1023 entità, fra specie e sottospecie; un valore pari al 13,4% dell’intera flora nazionale (CONTI *et al.*, 2005). Poco meno del 20% dei taxa sono classificati come invasivi, presenti soprattutto in contesti ambientali disturbati o semplificati dall’uomo.

1.4 Il caso emblematico dei biomi mediterranei

Per differenti ragioni, principalmente antropiche, gli ecosistemi di tipo mediterraneo appaiono particolarmente esposti alla proliferazione di specie invasive, come dimostrano i casi eclatanti ed emblematici della Provincia del Capo in Sud Africa, del sud dell’Australia e della California (MACDONALD *et al.*, 1988; RICHARDSON *et al.*, 1996; LE MAITRE *et al.*, 2002; GAERTNER *et al.*, 2009). Non fa eccezione il bacino del Mediterraneo, dove lo studio delle invasioni si è notevolmente approfondito soprattutto a partire dalla fine del secolo scorso (DI CASTRI *et al.*, 1990). Sebbene buona parte dei loro territori siano caratterizzati da elevati livelli di impatto antropico, i biomi mediterranei ospitano una straordinaria ricchezza di specie e habitat, che dipende dall'estrema variabilità geo-pedologica e idrogeologica dell'intera area, nonché dagli ampi limiti altitudinali e termo-pluviometrici che li caratterizzano (GREUTER, 1991; HEYWOOD, 1995). Peraltro, in un passato caratterizzato da disturbi relativamente meno frequenti e meno intensi, nel Mediterraneo anche l'uomo ha favorito i processi di differenziazione della flora e quindi la biodiversità complessiva dell'intero territorio. Per queste ragioni, il bacino del Mediterraneo ospita un patrimonio di diversità biologica particolarmente elevato, che si è accumulato in lunghi tempi evolutivi. Si stima che, pur occupando meno del 2% dell'intera superficie terrestre, i paesi che si affacciano sul Mar Mediterraneo accolgano circa 25.000 specie, quasi il 10% dell'intera flora vascolare mondiale (COWLING *et al.*, 1996; MÉDAIL & QUÉZEL, 1997). Una parte rilevante della ricchezza vegetale e faunistica presente è legata alla cospicua presenza di ecosistemi insulari — circa 5000 isole complessivamente —, dove i processi di isolamento riproduttivo e conseguente speciazione sono particolarmente attivi (MÉDAIL & QUÉZEL, 1997; DE MONTMOLLIN & STRAHM, 2005). Le isole rappresentano anche sedi preferenziali per lo studio delle invasioni biologiche (HULME *et al.*, 2007; LAMBDON *et al.*, 2008), ed ospitando un tasso di endemismi superiore alle adiacenti aree continentali potranno subire impatti ecologici particolarmente rilevanti (GIMENO *et al.*, 2006). Per tutte queste ragioni sono notevolmente aumentati gli studi

sulle cause e gli impatti delle invasive sugli ecosistemi insulari mediterranei, la cui vulnerabilità alle invasioni, oltre a dipendere dalle già citate ragioni antropiche, è anche legata ad intrinseche cause biologiche, quali la presenza di comunità vegetali generalmente meno competitive e/o l'assenza di alcuni gruppi funzionali nei biota insulari (HULME, 2004). Nonostante lo stress idrico che caratterizza la stagione asciutta mediterranea potrebbe costituire un ostacolo all'affermazione di piante alloctone invasive (ALPERT *et al.*, 2000), è ingente il numero di piante che ha colonizzato con successo gli habitat mediterranei, soprattutto le aree frequentemente disturbate o coltivate ma anche le aree costiere e gli ambienti dunali, forestali e ripariali dove vengono minacciate biocenosi di particolare pregio e interesse scientifico (VILÀ *et al.*, 2007; CHYTRÝ *et al.*, 2009; GAERTNER *et al.*, 2009). Tre piante invasive emblematiche per la diffusione raggiunta nel Mediterraneo sono ad esempio *Carpobrotus* spp. e *Oxalis pes-caprae* L., di origini sudafricane, e *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, di origine asiatica; specie vegetali che hanno mostrato la capacità di alterare significativamente i caratteri biotici ed abiotici degli habitat invasi (AFFRE *et al.*, 2010). Alcuni caratteri biologici posseduti dalle specie introdotte sembrano favorire l'invasione degli ambienti mediterranei: la lunga e prolungata fioritura estiva, la propagazione vegetativa, l'ampia superficie fogliare e la disseminazione anemocora o zoocora (LLORET *et al.*, 2005). Inoltre, una delle strategie adottate in ambienti a marcata stagionalità è quella di incrementare l'allocazione di risorse verso gli apparati radicali durante la stagione avversa, soprattutto quando la disponibilità idrica si riduce (MOKANY *et al.*, 2006). Nel Mediterraneo un simile comportamento è ipotizzabile durante la stagione secca mediterranea, e può consentire di conservare al sicuro le risorse necessarie per la successiva ripresa vegetativa. La stessa strategia è stata peraltro osservata anche nelle specie alloctone che hanno invaso con successo i biomi mediterranei del mondo (GROTKOPP & REJMÁNEK, 2007).

L'azione combinata di un incremento della pressione antropica sul territorio e del cambiamento climatico renderanno probabilmente il bacino del Mediterraneo sempre più esposto alla minaccia portata dalle specie alloctone invasive, incrementando la suscettibilità degli habitat all'invasione e/o l'abilità competitiva delle invasive (GRITTI *et al.*, 2006; AFFRE *et al.*, 2010). I futuri scenari globali, sviluppati sulla base delle previsioni disponibili sull'andamento della concentrazione atmosferica di diossido di carbonio, del clima, della vegetazione e dell'uso del suolo, indicano che gli ecosistemi mediterranei potrebbero subire più di ogni altro ecosistema terrestre gli effetti negativi delle invasioni biologiche sulla biodiversità (SALA *et al.*, 2000). Pertanto, l'adozione di idonee misure per prevenire, limitare e controllare questo crescente e preoccupante fenomeno appare quanto mai urgente, e le politiche di contrasto alle specie aliene invasive rivestiranno pertanto un ruolo crescente nel

quadro complessivo di interventi, legislativi e non, promossi a tutela della diversità biologica e dei paesaggi locali del Mediterraneo.

1.5 Le neofite legnose invasive in Sicilia e confronto con il territorio nazionale

La Sicilia, occupando una superficie di circa 25.000 Km², è la più estesa isola del Mediterraneo, e grazie alla posizione strategica particolarmente favorevole, praticamente al centro dell'intero bacino, è stata sede eletta di antichissimi ed intensi scambi commerciali con il resto del mondo. Per queste ragioni storiche e geografiche, l'isola ha da molto tempo conosciuto l'ingresso di specie estranee alla flora locale nel proprio territorio. Quasi il 15% di tutte le specie alloctone spontanee è stato introdotto prima della scoperta dell'America (Tab. 3), mentre le archeofite a livello nazionale raggiungono il 10%. Nonostante ciò, la consistenza numerica del fenomeno sembra essere inferiore a quella rilevata nella maggioranza delle regioni italiane. Infatti, sono state censite 256 specie alloctone fra casuali, naturalizzate ed invasive, pari all'8,5% della flora vascolare regionale (CONTI *et al.*, 2005; CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2010; Tab. 3), mentre il dato medio nazionale raggiunge il 13,4% (CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2009). Anche il numero di specie vegetali considerate invasive è piuttosto basso, essendo meno del 5% di tutte le aliene sub-spontanee e spontanee (CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2010; Tab. 3), mentre la stessa categoria raggiunge quasi il 16% a livello nazionale. Forse anche per questo motivo, il fenomeno delle invasioni vegetali è stato sinora poco studiato nell'isola, e i lavori pubblicati hanno riguardato principalmente il rinvenimento di nuove stazioni di insediamento corredati da brevi cenni sull'autoecologia delle specie trattate. Mancano invece studi sulle interazioni specifiche con le specie native concorrenti, sulle possibili cause d'innesto del processo invasivo su scala locale, e sulle più opportune strategie di lotta necessarie per i taxa ritenuti più pericolosi per le biocenosi e i biotopi dell'isola. Anche in Sicilia, la maggior parte delle neofite spontaneizzate si rinviene in contesti marcatamente disturbati ed antropizzati, quali bordi stradali, aree periurbane, scarpate ferroviarie, cave ed altre aree abbandonate, dove l'impatto ecologico si può considerare trascurabile. Tuttavia, alcune specie alloctone hanno invaso con successo le zone costiere, le formazioni preforestali e forestali disturbate, le praterie termo-xerofile, gli habitat dunali e le garighe, costituendo una seria minaccia per la conservazione di tali biotopi, che spesso ricadono in aree protette per l'alto valore ecologico-ambientale e la presenza di numerosi taxa vegetali endemici o sub-endemici (e.s.: DOMINA & MAZZOLA, 2008; PASTA & LA MANTIA, 2008).

Tab. 3 - Consistenza delle specie alloctone spontanee o sub-spontanee presenti in Sicilia (da Celesti-Grapow *et al.*, 2010).

CATEGORIA	NUMERO COMPLESSIVO	% (SUL TOTALE)
Archeofite	37	14,45
Neofite	219	85,55
Non riportate dopo il 1950	14	5,47
Casuali	92	35,94
Naturalizzate	138	53,91
Invasive	12	4,69
Totale	256	

1.6 Bibliografia consultata

- ADKINS E., CORDELL S. & DRAKE D.R., 2011. Role of fire in the germination ecology of Fountain Grass (*Pennisetum setaceum*), an invasive African bunchgrass in Hawai'i. *Pacific Science* 65(1): 17-25.
- AFFRE L., SUEHS C.M., CHARPENTIER S., VILA M., BRUNDU G., LAMBDON P., TRAVESET A. & HULME P.E., 2010. Consistency in the habitat degree of invasion for three invasive plant species across Mediterranean islands. *Biological Invasions* 12: 2537-2548.
- AIKIO S., DUNCAN R.P. & HULME P.E., 2010. Lag-phases in alien plant invasions: separating the facts from the artefacts. *Oikos* 119: 370-378.
- ALPERT P., BONE E. & HOLZAPFEL C., 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3(1): 52-66.
- BECKSTEAD J. & PARKER I.M., 2003. Invasiveness of *Ammophila arenaria*: release from soil-borne pathogens? *Ecology* 84: 2824-2831.
- BENNETT A.E. & STRAUSS S.Y., 2013. Response to soil biota by native, introduced non-pest, and pest grass species: is responsiveness a mechanism for invasion? *Biological Invasions* 15(6): 1343-1353.
- BLASI C., PRETTO F. & CELESTI-GRAPOW L., 2008. La watch-list della flora alloctona d'Italia. In: Galasso G., Chiozzi G., Azuma M. & Banfi E. (eds.), "Le specie alloctone in Italia: censimenti, invasività e piani d'azione". *Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano* XXXVI(1): 7-8.

- BLOSSEY B. & NOTZOLD R., 1995. Evolution of increased competitive ability in invasive non-indigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology* 83: 887-889.
- BLUMENTHAL D., 2005. Interrelated causes of plant invasion. *Science* 310(5746): 243-244.
- BROOKS M.L., D'ANTONIO C.M., RICHARDSON D.M., GRACE J.B., KEELEY J.E., DiTOMASO J.M., HOBBS R.J., PELLANT M. & PYKE D., 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience* 54(7): 677-688.
- BRUNDU G., 2008. La legislazione in materia di specie vegetali alloctone. In: Galasso G., Chiozzi G., Azuma M. & Banfi E. (eds.), "Le specie alloctone in Italia: censimenti, invasività e piani d'azione". *Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali, Museo Civico di Storia Naturale di Milano* XXXVI(1): 44.
- BUDDENHAGEN C.E., CHIMERA C. & CLIFFORD P., 2009. Assessing biofuel crop invasiveness: a case study. *PLoS ONE* 4(4): e5261, 6 pp.
- BURKE M.J.W. & GRIME J.P., 1996. An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77: 776-790.
- CALLAWAY R.M. & ASCHEHOUG E.T., 2000. Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science* 290: 521-523.
- CALLAWAY R.M. & RIDENOUR W.M., 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 436-443.
- CALLAWAY R.M., BEDMAR E.J., REINHART K.O., SILVAN C.G. & KLIRONOMOS J.N., 2011. Effects of soil biota from different ranges on *Robinia* invasion: acquiring mutualists and escaping pathogens. *Ecology* 92(5): 1027-1035.
- CALLAWAY R.M., THELEN G.C., RODRIGUEZ A. & HOLBEN W.E., 2004. Soil biota and exotic plant invasion. *Nature* 427: 731-733.
- CASTELLANO G. & MARINO P., 2007. Casi di spontaneizzazione di *Negundo aceroides* (Aceraceae, Magnoliophyta) in Sicilia. *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 18: 77-78.
- 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. *Biological Invasions* 11(8): 1973-1986.
- CATFORD J.A., DAEHLER C.C., MURPHY H.T., SHEPPARD A.W., HARDESTY B.D., WESTCOTT D.A., REJMÁNEK M., BELLINGHAM P.J., PERGL J., HORVITZ C.C. & HULME P.E., 2012. The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14(3): 231-241.

- CELESTI-GRAPOW L., ALESSANDRINI A., ARRIGONI P.V., BANFI E., BERNARDO L., BOVIO M., BRUNDU G., CAGIOTTI M.R., CAMARDA I., CARLI E., CONTI F., FASCETTI S., GALASSO G., GUBELLINI L., LA VALVA V., LUCCHESE F., MARCHIORI S., MAZZOLA P., PECCENINI S., POLDINI L., PRETTO F., PROSSER F., SINISCALCO C., VILLANI M.C., VIEGI L., WILHALM T. & BLASI C., 2009. Inventory of the non-native flora of Italy. *Plant Biosystems* 143(2): 386-430.
- CELESTI-GRAPOW L., PRETTO F., CARLI E. & BLASI C. (eds.), 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Ed. Università La Sapienza, Roma, 208 pp.
- CHAPIN III F.S., ZAVALETÀ E.S., EVINER V.T., NAYLOR R.L., VITOUSEK P.M., REYNOLDS H.L., HOOPER D.U., LAVOREL S., SALA O.E., HOBBIE S.E., MACK M.C. & DÍAZ S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- 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 and Distribution* 15: 98-107.
- CONTI F., ABBATE G., ALESSANDRINI A. & BLASI C. (eds.), 2005. An Annotated Checklist of the Italian Vascular Flora. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura, Dip. Biologia Vegetale "La Sapienza", Università degli Studi di Roma, Palombi Ed., Roma, 420 pp.
- CORBIN J.D. & D'ANTONIO C.M., 2004 Effects of exotic species on soil nitrogen cycling: implications for restoration. *Weed Technology* 18: 1464-1467.
- CORDELL S. & SANDQUIST D.R., 2008. The impact of an invasive African bunchgrass (*Pennisetum setaceum*) on water availability and productivity of canopy trees within a tropical dry forest in Hawaii. *Functional Ecology* 22: 1008-1017.
- COWLING R.M., RUNDEL P.W., LAMONT B.B., KALIN ARROYO M. & ARIANOUTSOU M.. 1996. Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology & Evolution* 11(9): 362-366.
- CROSTI R. & FORCONI V., 2006. Espansione delle colture da biomassa sul territorio italiano: incognite legate all'introduzione di specie aliene potenzialmente invasive. In: Colture a scopo energetico ed ambiente. Sostenibilità, diversità e conservazione del territorio. Atti Convegno APAT, Roma, 5 ottobre 2006: 49-58.

- CROSTI R., CASCONE 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 agro-ecosystems. *Biological Invasions* 12: 1607-1616.
- D'ANTONIO C.M. & VITOUSEK P.M., 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 63-87.
- DAVIDSON A.M., JENNIONS M. & NICOTRA A.B., 2011. Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis. *Ecology Letters* 14(4): 419-431.
- DAVIS M.A., GRIME P.J. & THOMPSON K., 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.
- DAWSON W., FISCHER M. & VAN KLEUNEN M., 2011. The maximum relative growth rate of common UK plant species is positively associated with their global invasiveness. *Global Ecology and Biogeography* 20: 299-306.
- DE MONTMOLLIN B. & STRAHM W. (eds.), 2005. The Top 50 Mediterranean Island Plants: Wild plants at the brink of extinction, and what is needed to save them. IUCN/SSC Mediterranean Islands Plant Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 110 pp.
http://cmsdata.iucn.org/downloads/mediterranean_top50_en.pdf
- DI CASTRI F., HANSEN A.J. & DEBUSSCHE M., 1990. Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin. Kluwer Academic Publications, Dordrecht, The Netherlands.
URL: http://books.google.it/books?id=z7y-Fo2RT8IC&printsec=frontcover&dq=di+castri&hl=it&ei=amIgTpO7IZGw8QOKsOmZAw&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=4&ved=0CDgQ6AEwAw#v=one_page&q&f=false
- DIEZ J.M., D'ANTONIO C.M., DUKES J.S., GROSHOLZ E.D., OLDEN J.D., CASCADE JB SORTE C.J.-B., BLUMENTHAL D.M., BRADLEY B.A., EARLY R., IBÁÑEZ I., JONES S.J., LAWLER J.J. & MILLER L.P., 2012. Will extreme climatic events facilitate biological invasions? *Frontiers in Ecology and the Environment* 10(5): 249-257.
- DOMINA G. & MAZZOLA P., 2008. Flora ornamentale delle isole circumsiciliane. *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 19: 107-119.
- DUKES J.S. & MOONEY H.A., 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution* 14: 135-139.
- DUKES J.S., 2002. Species composition and diversity affect grassland susceptibility and response to invasion. *Ecological Applications* 12: 602-617.

- EHRENFELD J.G., 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6(6): 503-523.
- FARGIONE J. & TILMAN D., 2005. Diversity decreases invasion via both sampling and complementarity effects. *Ecology Letters* 8: 604-611.
- FENG Y.-L., LEI Y.-B., WANG R.-F., CALLAWAY R.M., VALIENTE-BANUET A., INDERJIT, LI J.-P. & ZHENG J.L., 2009. Evolutionary tradeoffs for nitrogen allocation to photosynthesis versus cell walls in an invasive plant. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(6): 1853-1856.
- FOTIADIS G., KYRIAZOPOULOS A.P. & FRAGGAKIS I., 2011. The behaviour of *Ailanthus altissima* weed and its effects on natural ecosystems. *Journal of Environmental Biology* 32: 801-806.
- FOWLER S.V., SYRETT P. & HILL R.L., 2000. Success and safety in the biological control of environmental weeds in New Zealand. *Austral Ecology* 25(5): 553-562.
- 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.
- GENOVESI P. & SHINE C., 2004. European strategy on invasive alien species. Nature and environment, vol. 137. Council of Europe publishing, Strasbourg: 67 pp.
- 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. *Journal of Biogeography* 33: 1559-1565.
- GLYPHIS J.P., MILTON S.J. & SIEGFRIED W.R., 1981. Dispersal of *Acacia cyclops* by birds. *Oecologia* 48: 138-141.
- GOODWIN B.J., MCALLISTER A.J. & FAHRIG L., 1999. Predicting invasiveness of plant species based on biological information. *Conservation Biology* 13(2): 422-426.
- GREUTER W., 1991. Botanical diversity, endemism, rarity, and extinction in the Mediterranean area: an analysis based on the published volumes of Med-Checklist. *Botanika Chronika* 10: 63-79.
- GRiffin A.R., MIDGLEY S.J., BUSH D., CUNNINGHAM P.J. & RINAUDO A.T., 2011. Global uses of Australian acacias - recent trends and future prospects. *Diversity and Distributions* 17(5): 837-847.
- GRIME J.P., 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242(5396): 344-347.

- GRITTI E.S., SMITH B. & SYKES M.T., 2006. Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species. *Journal of Biogeography* 33: 145-157.
- GROTKOPP E. & REJMÁNEK M., 2007. High seedling relative growth rate and specific leaf area are traits of invasive species: phylogenetically independent contrasts of woody angiosperms. *American Journal of Botany* 94(4): 526-532.
- GROTKOPP E., REJMÁNEK M. & ROST T.L., 2002. Toward a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life-history strategies of 29 pine (*Pinus*) species. *The American Naturalist* 159: 396-419.
- HELLMANN J.J., BYERS J.E., BIERWAGEN B.G. & DUKES J.S., 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology* 22(3): 534-554.
- HEYWOOD V.H., 1995. The Mediterranean flora in the context of world biodiversity. *Ecologia Mediterranea* 21: 11-18.
- HIERRO J.L., MARON J.L. & CALLAWAY R.M., 2005. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology* 93: 5-15.
- HIERRO J.L., VILLARREAL D., EREN O., GRAHAM J.M. & CALLAWAY R.M., 2006. Disturbance facilitates invasion: the effects are stronger abroad than at home. *The American Naturalist* 168(2): 144-156.
- HOBBS R.J. & HUENNEKE L.F., 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6(3): 324-337.
- HULME P.E., 2004. Invasions, islands and impacts: A Mediterranean perspective. In: Fernández-Palacios J.M. & Morici C. (eds.), "Island Ecology". Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET), La Laguna: 337-361.
- HULME P.E., BRUNDU G., CAMARDA I., DALIAS P., LAMBDON P., LLORET F., MÉDAIL F., MORAGUES E., SUEHS C.M., TRAVESET A., TROUMBIS A. & VILÀ M., 2007. Assessing the risks to Mediterranean islands ecosystems from alien plant introductions. In: Tokarska-Guzik B., Brock J.H., Brundu G., Child L., Daehler C.C. & Pyšek P. (eds.), "Plant invasions: human perception, ecological impacts and management". Backhuys Publishers, Leiden: 39-56.
- HUXEL G.R., 1999. Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. *Biological Conservation* 89: 143-152.
- KEANE R.M. & CRAWLEY M.J., 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17(4): 164-170.

- KEELEY J.E., BAER-KEELEY M. & FOTHERINGHAM C.J., 2005. Alien plants dynamics following fire in Mediterranean-climate California shrublands. *Ecological Applications* 15: 2109-2125.
- KEELEY J.E., LUBIN D. & FOTHERINGHAM C.J., 2003. Fire and grazing impacts on plant diversity and alien plant invasions in the southern Sierra Nevada. *Ecological Applications* 13: 1355-1374.
- KNEVEL I.C., LANS T., MENTING F.B.J., HERTLING U.M. & VAN DER PUTTEN W.H., 2004 Release from native root herbivores and biotic resistance by soil pathogens in a new habitat both affect the alien *Ammophila arenaria* in South Africa. *Oecologia* 141: 502-510.
- KOLB A., ALPERT P., ENTERS D. & HOLZAPFEL C., 2002. Patterns of invasion within a grassland community. *Journal of Ecology* 90(5): 871-881.
- KOTEEN L.E., BALDOCCHI D.D. & HARTE J., 2011. Invasion of non-native grasses causes a drop in soil carbon storage in California grasslands. *Environmental Research Letters* 6(044001): 10 pp.
- KUEBBING S., RODRIGUEZ-CABAL M.A., FOWLER D., BREZA L., SCHWEITZER J.A. & BAILEY J.K., 2013. Resource availability and plant diversity explain patterns of invasion of an exotic grass. *Journal of Plant Ecology* 6(2): 141-149.
- KULMATISKI A., BEARD K.H., STEVENS J.R. & COBBOLD S.M., 2008. Plant–soil feedbacks: a meta-analytical review. *Ecology Letters* 11: 980-992.
- LA MANTIA T., 2011. I rimboschimenti delle dune. In: IENTILE R., RÜHL J., LA MANTIA T. & MASSA B. (eds.), “I cambiamenti nell’ecosistema della Riserva Naturale di Vendicari e gli effetti sull’avifauna”, Edizioni Danaus, Palermo: 97-109.
- LAKE J.C. & LEISHMAN M.R., 2004. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation* 117: 215-226.
- LAMBDON P.W., LLORET F. & HULME P.E., 2008. How do introduction characteristics influence the invasion success of Mediterranean alien plants? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 10: 143-159.
- LEVINE J.M., 2000. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science* 288(5467): 852-854.
- LIAO C., PENG R., LUO Y., ZHOU X., WU X., FANG C., CHEN J. & LI B., 2008. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist* 177: 706-714.

- 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. *Forest Ecology and Management* 231: 105-113.
- LLORET F., MEDAIL F., BRUNDU G., CAMARDA I., MORAGUES E., RITA J., LAMBDON P. & HULME P.E., 2005. Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. *Journal of Ecology* 93: 512-520.
- LO VERDE G., PORCELLI F. & SINACORI A., 1991. Presenza di *Parapristina verticillata* (Waterst.) e *Odontofroggatia galili* Wiebs (Hymenoptera: Chalcidoidea Agaonidae) in Sicilia. *Atti XVI Congresso Nazionale Italiano di Entomologia Bari*: 139-143.
- LODGE D.M., 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 8: 133-137.
- MACDONALD I.A.W., GRABER D.M., DEBENEDETTI S., GROVES R.H. & FUENTES E.R., 1988. Introduced species in nature reserves in Mediterranean-type climatic regions of the world. *Biological Conservation* 44(1-2): 37-66.
- MACK M.C. & D'ANTONIO C.M., 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution* 13(5): 195-198.
- MACK R., SIMBERLOFF D., LONSDALE W., EVANS H., CLOUT M. & BAZZAZ F., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.
- MARON J.L. & JEFFERIES R.L., 1999. Bush lupine mortality, altered resource availability, and alternative vegetation states. *Ecology* 80: 443-454.
- MARON J.L., VILÁ M., BOMMARCO R., ELMENDORF S. & BEARDSLEY P., 2004. Rapid evolution of an invasive plant. *Ecological Monographs* 74(2): 261-280.
- MÉDAIL F. & QUÉZEL P., 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112-127.
- MILCHUNAS D.G. & LAUENROTH W.K., 1995. Inertia in plant community structure: state changes after cessation of nutrient-enrichment stress. *Ecological Applications* 5: 452-458.
- MITCHELL C.E., AGRAWAL A.A., BEVER J.D., GILBERT G.S., HUFBAUER R.A., KLIRONOMOS J.N., MARON J.L., MORRIS W.F., PARKER I.M., POWER A.G., SEABLOOM E.W., TORCHIN M.E. & VÁZQUEZ D.P., 2006. Biotic interactions and plant invasions. *Ecology Letters* 9(6): 726-740.
- MOKANY K., RAISON R.J. & PROKUSHKIN A.S., 2006. Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology* 12: 84-96.

- MORRIËN E., ENGELKES T., MACEL M., MEISNER A. & VAN DER PUTTEN W.H., 2010. Climate change and invasion by intracontinental range-expanding exotic plants: the role of biotic interactions. *Annals of Botany* 105(6): 843-848.
- MYERS J.H., SIMBERLOFF D., KURIS A.M. & CAREY J.R., 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution* 15(8): 316-320.
- NADEL H., FRANK J.H. & KNIGHT R.J., 1992. Escapees and accomplices: the naturalization of exotic *Ficus* and their associated faunas in Florida. *Florida Entomologist* 75(1): 29-38.
- NAEEM S., KNOPS J.M.H., TILMAN D., HOWE K.M., KENNEDY T. & GALE S., 2000. Plant neighbourhood diversity increases plant resistance to invasion in experimental grassland plots. *Oikos* 91: 97-108.
- PASTA S. & LA MANTIA T., 2008. Le specie vegetali aliene in alcuni SIC siciliani: analisi del grado di invasività e misure di controllo. Le specie alloctone in Italia: censimenti, invasività e piani di azione. *Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano* Volume XXXVI(I): 79.
- PASTA S., 2003. Alien Plants Management. In: Gherardi F., Corti C. & Gualtieri M. (eds.), Chapter 16.6 “Biodiversity conservation and habitat management” in Vol. III, Part 16: “Natural Resources Policy and Management”, Encyclopedia of Life Support Systems, EOLSS-UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK. [<http://www.eolss.net/Eolss-Knowledge-Sustainable-Development.aspx#Volume III>].
- 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. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 1-20.
- PINO J., ARNAN X., RODRIGO A. & RETANA J., 2013. Post-fire invasion and subsequent extinction of *Conyza* spp. in Mediterranean forests is mostly explained by local factors. *Weed Research*. Article first published online: 7 Aug 2013. DOI: 10.1111/wre.12040
- 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 and Distributions* 11: 241-247.
- PRINGLE A., BEVER J.D., GARDES M., PARRENT J.L., RILLIG M.C. & KLIRONOMOS J.N., 2009. Mycorrhizal symbioses and plant invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40(1): 699-715.

- PUERTO A., RICO M., MATÍAS M.D. & GARCÍA J.A., 1990. Variation in structure and diversity in Mediterranean grasslands related to trophic status and grazing intensity. *Journal of Vegetation Science* 1: 445-452.
- 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.
- RAGHU S., ANDERSON R.C., DAEHLER C.C., DAVIS A.S., WIEDENMANN R.N., SIMBERLOFF D., MACK R.N., 2006. Adding biofuels to the invasive species fire? *Science* 313: 1742.
- RAIMONDO F.M., DOMINA G., SPADARO V. & AQUILA G., 2004. Prospetto delle piante avventizie e spontaneizzate in Sicilia. *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 15: 153-164.
- RAIMONDO F.M., DOMINA G., SPADARO V. & AQUILA G., 2005. Aggiunte al “Prospetto delle piante avventizie e spontaneizzate della Sicilia”. *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 16: 219-220.
- RAMÍREZ W.B. & MONTERO J.S., 1988. *Ficus microcarpa* L., *F. benjamina* L. and other species introduced in the New World, their pollinators (Agaonidae) and other fig wasps. *Revista de Biología Tropical* 36: 441-446.
- RASCHER K.G., GROSSE-STOLTENBERG A., MÁGUAS C. & WERNER C., 2011. Understory invasion by *Acacia longifolia* alters the water balance and carbon gain of a Mediterranean pine forest. *Ecosystems* 14(6): 904-919.
- REINHART K. & CALLAWAY R., 2004. Soil biota facilitate *Acer* invasions in Europe and North America. *Ecological Applications* 14: 1737-1745.
- REINHART K.O. & CALLAWAY R.M., 2006. Soil biota and invasive plants. *New Phytologist* 170: 445-457.
- REINHART K.O., PACKER A., VAN DER PUTTEN W.H., CLAY K., 2003. Plant–soil biota interactions and spatial distribution of black cherry in its native and invasive ranges. *Ecology Letters* 6: 1046-1050.
- REJMÁNEK M. & RICHARDSON D.M., 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77(6): 1655-1661.
- RICHARDSON D., VANWILGEN B., HIGGINS S., TRINDER-SMITH T., COWLING R. & MCKELL D., 1996. Current and future threats to plant biodiversity on the Cape Peninsula, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 5: 607-647.
- RICHARDSON D.M., ALLSOPP N., D'ANTONIO C.M., MILTON S.J. & REJMANEK M., 2000a. Plant invasions — the role of mutualisms. *Biological Reviews* 75: 65-93.

- RICHARDSON D.M., PYSEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M.G., PANETTA F.D. & WEST C.J., 2000b. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution* 6: 93-107.
- ROUT M.E. & CALLAWAY R.M., 2009. An invasive plant paradox. *Science* 324(5928): 734-735.
- RUNDEL P.W., 1998. Landscape disturbance in Mediterranean-type ecosystems: an overview. In: Rundel P.W., Montenegro G. & Jaksic F.M. (eds.), "Landscape degradation and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems". Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Ecological Studies 136: 3-22.
- RYSER P. & WAHL S., 2001. Interspecific variation in RGR and the underlying traits among 24 grass species grown in full daylight. *Plant Biology* 3: 426-436.
- SALA O.E., CHAPIN F.S., ARMESTO J.J., BERLOW E., BLOOMFIELD J., DIRZO R., HUBER-SANWALD E., HUENNEKE L.F., JACKSON R.B., KINZIG A., LEEMANS R., LODGE D.M., MOONEY H.A., OESTERHELD M., LEROY POFF N., SYKES M.T., WALKER B.H., WALKER M. & WALL D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- SCALERA R., 2010. How much is Europe spending on invasive alien species. *Biological Invasions* 12: 173-177.
- SCHICCHI R., 1999. Spontaneizzazione di *Ficus microcarpa* L. (Moraceae) e *Cardiospermum grandiflorum* Sw. (Sapindaceae) in Sicilia. *Il Naturalista siciliano* s. IV, XXIII(1-2): 315-317.
- SHAH M.A., RESHI Z.A. & KHASA D.P., 2009. Arbuscular mycorrhizas: Drivers or passengers of alien plant invasion. *The Botanical Review* 75(4): 397-417.
- SIMBERLOFF D. & VON HOLLE B., 1999. Positive interactions of nonindigenous species: Invasion meltdown? *Biological Invasions* 1(1): 21-32.
- STADLER J., TREFFLICH A., KLOTZ S. & BRANDL R., 2000. Exotic plant species invade hot spots: the alien flora of north-western Kenya. *Ecography* 23: 169-176.
- STINSON K.A., CAMPBELL S.A., POWELL J.R., WOLFE B.E., CALLAWAY R.M., THELEN G.C., HALLETT S.G., PRATI D. & KLIRONOMOS J.N., 2006. Invasive plant suppresses the growth of native tree seedlings by disrupting belowground mutualisms. *PLoS Biology* 4: 727-731.
- STOCK W.D., WIENAND K.T. & BAKER A.C., 1995. Impacts of invading N₂-fixing Acacia species on patterns of nutrient cycling in two Cape ecosystems: evidence from soil incubation studies and ¹⁵N natural abundance values. *Oecologia* 101: 375-382.

- STOHLGREN T.J., BARNETT D.T. & KARTESZ J.T., 2003. The rich get richer: patterns of plant invasions in the United States. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 11-14.
- STOHLGREN T.J., BINKLEY D., CHONG G.W., KALKHAN M.A., SCHELL L.D., BULL K.A., OTSUKI Y., NEWMAN G., BASHKIN M. & SON Y., 1999. Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. *Ecological Monographs* 69: 25-46.
- TILMAN D., 1997. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* 78: 81-92.
- TRIFILÒ P., RAIMONDO F., NARDINI A., LO GULLO M.A. & SALLEO S., 2004. Drought resistance of *Ailanthus altissima*: root hydraulics and water relations. *Tree Physiology* 24: 107-114.
- TYE A., 2001. Invasive plant problems and requirement for weed risk assessment in the Galapagos Islands. In: Groves R.H., Panetta F.D. & Virtue J.G. (eds.), "Weed Risk Assessment". CSIRO Publishing, Collingwood: 153-175.
- VAN DER PUTTEN W.H., KLIRONOMOS J.N. & WARDLE D.A., 2007. Microbial ecology of biological invasions. *The ISME Journal* 1: 28-37.
- VAN KLEUNEN M., WEBER E. & FISCHER M., 2010. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters* 13: 235-245.
- VAN WILGEN B.W., FORSYTH G.G., LE MAITRE D.C., WANNENBURGH A., KOTZÉ J.D.F., VAN DEN BERG E. & HENDERSON L., 2012. An assessment of the effectiveness of a large, national-scale invasive alien plant control strategy in South Africa. *Biological Conservation* 148(1): 28-38.
- VIEGI L., CELA RENZONI G. & GARBARI F., 1974. Flora esotica d'Italia. *Lavori della Società Italiana di Biogeografia* n.s. 4(1973): 125-220.
- VILÀ M., LLORET F., OGHERI E. & TERRADAS J., 2001. Positive fire-grass feedback in Mediterranean Basin woodlands. *Forest Ecology and Management* 147: 3-14.
- VILÀ M., PINO J. & FONT X., 2007. Regional assessment of plant invasions across different habitat types. *Journal of Vegetation Science* 18: 35-42.
- VITOUSEK P.M., WALKER L.R., WHITEAKER L.D., MUELLER-DOMBOIS D. & MATSON P.A., 1987. Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science* 238(4828): 802-804.
- VOIGT F.A., FARWIG N. & JOHNSON S.D., 2011. Interactions between the invasive tree *Melia azedarach* (Meliaceae) and native frugivores in South Africa. *Journal of Tropical Ecology* 27: 355-363.

- WERNER C., ZUMKIER U., BEYSCHLAG W. & MÁGUAS C., 2010. High competitiveness of a resource demanding invasive acacia under low resource supply. *Plant Ecology* 206(1): 83-96.
- WILLIAMS D.G., MACK R.N. & BLACK R.A., 1995. Ecophysiology of introduced *Pennisetum setaceum* on Hawaii: the role of phenotypic plasticity. *Ecology* 26: 1569-1584.
- WILLIAMSON M., 1996. Biological invasions. Chapman & Hall, London.
- WILLIAMSON M.H. & FITTER A., 1996a. The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78(1): 163-170.
- WILLIAMSON M.H. & FITTER A., 1996b. The varying success of invaders. *Ecology* 77(6): 1661-1666.
- WILSEY B.J., DANESHGAR P.P. & POLLEY H.W., 2011. Biodiversity, phenology and temporal niche differences between native- and novel exotic-dominated grasslands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 13(4): 265-276.
- WILSEY B.J., TEASCHNER T.B., DANESHGAR P.P., ISBELL F.I. & POLLEY H.W., 2009. Biodiversity maintenance mechanisms differ between native and novel exotic-dominated communities. *Ecology Letters* 12: 432-442.
- WITKOWSKI E.T.F., 1991a. Effects of invasive alien Acacias on nutrient cycling in the coastal lowlands of the Cape Fynbos. *Journal of Applied Ecology* 28: 1-15.
- WITKOWSKI E.T.F., 1991b. Growth and competition between seedlings of *Protea repens* (L.) L. and the alien invasive, *Acacia saligna* (Labill.) Wendl. in relation to nutrient availability. *Functional Ecology* 5: 101-110.
- WOLFE B.E. & KLIRONOMOS J.N., 2005. Breaking new ground: soil communities and exotic plant invasion. *Bioscience* 55: 477-487.

2. OBIETTIVI E FASI DELLA RICERCA

2.1 Linee di ricerca

L'obiettivo preliminare dell'attività di ricerca è stato quello di individuare le specie legnose alloctone di maggiore rilevanza presenti in Sicilia. La selezione è stata effettuata sulla base delle principali check-list della flora alloctona siciliana e italiana (VIEGI *et al.*, 1974; RAIMONDO *et al.*, 2004; DOMINA & MAZZOLA, 2008; CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2010), e degli specifici lavori dedicati ad una o più specie legnose (es.: DIA & ROMANO, 1981; SCHICCHI, 1999; BAZAN & SPECIALE, 2002; PASTA & LA MANTIA, 2008; SCUDERI & PASTA, 2009). La ricerca bibliografica è stata affiancata dalle osservazioni di campo, e si è tenuto conto della diffusione attuale, dei possibili impatti ecologici e delle più probabili prospettive future delle specie naturalizzate, sia in termini di presenza che di impatti. Oltre a concentrare la ricerca sulle legnose, è stata condotta anche una sperimentazione in serra su *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov., una graminacea alloctona fra le piante esotiche più aggressive presenti in Sicilia, e tuttora in costante espansione sull'intero territorio regionale (PASTA *et al.*, 2010). In particolare è stato intrapreso uno studio comparativo fra le performance di crescita dei semenzali di *Pennisetum setaceum* ed *Ampelodesmos mauritanicus* (Poir.) Dur. et Schinz, una comune graminacea nativa che fisionomizza aspetti di vegetazione steppica di rilevante importanza per la stabilizzazione dei versanti instabili e per la conservazione di un ricco patrimonio di biodiversità vegetale ed animale. L'indagine ha ricercato una delle possibili ragioni del successo invasivo di *Pennisetum setaceum* nei confronti della flora locale.

Sulla base delle conoscenze acquisite dalla vasta letteratura specialistica disponibile, e dalle indagini di campo, si è deciso di focalizzare la propria indagine sull'ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). Si tratta della specie legnosa più ampiamente diffusa e invasiva in Sicilia, dove appare sempre più in grado di diffondersi all'interno di ambienti naturali e seminaturali, e che rappresenta una seria minaccia per la conservazione della biodiversità, per il funzionamento ecosistemico e per l'assetto del paesaggio agro-forestale. Nonostante ciò, nessuno studio era stato sinora intrapreso sulla diffusione dell'ailanto in Sicilia, sull'effettiva consistenza della sua distribuzione regionale, sulle cause di un così spiccato successo riproduttivo in un'ampia varietà di ambienti o sulle possibili modalità di lotta da adottare per limitarne i potenziali impatti negativi e l'incontrollata espansione. Per queste ragioni, sono state avviate due indagini parallele, ricercando al contempo una delle possibili strategie di affermazione adottate dall'ailanto negli ambienti siciliani, e i più idonei metodi di controllo che è possibile adottare. Relativamente alle cause del successo invasivo, abbiamo verificato se l'ailanto è capace di stabilire relazioni simbiotiche mutualistiche con i locali funghi

micorrizici. Per testare questa ipotesi sono stati individuati due siti di studio: il primo localizzato a Nicolosi (CT) su substrati di origine vulcanica, ed il secondo all'interno della RNO Monte Pellegrino, in provincia di Palermo, su substrati di natura carbonatica. Considerando gli elevati livelli di infestazione fungina osservati in entrambi i siti, è stata successivamente intrapresa una sperimentazione in serra allo scopo di valutare l'effetto delle simbiosi micorriziche sull'accrescimento e la produzione di biomassa dei semenzali di ailanto. Gli interventi di lotta contro l'ailanto sono particolarmente difficili ed onerosi poiché non è sufficiente il trattamento fisico (taglio raso al colletto, cercinatura, ecc.) per deprimere la facoltà pollonifera della ceppaia danneggiata o delle radici, ed è pertanto necessario ricorrere ad erbicidi. In una prima prova sperimentale abbiamo confrontato la praticità e l'efficienza operativa di due sistemi di alimentazione utilizzati per trasportare l'energia elettrica in campo. Soprattutto in estese aree invase, localizzate in siti difficili come boschi o altre zone forestali, la disponibilità di energia per l'utilizzo di trapani o seghe elettriche è un problema pratico estremamente importante. In particolare è stato valutato il controllo ottenuto applicando il glifosato per mezzo di iniezione diretta su alberi tagliati ad altezza del ginocchio. Il glifosato è un comune erbicida sistematico che altri studi sperimentali hanno mostrato essere particolarmente efficace nella lotta alle specie invasive legnose, compreso l'ailanto. Le prove di lotta sono state avviate all'interno di terreni appartenenti alla Facoltà di Agraria dove da tempo, a causa della prolungata assenza di interventi di controllo, l'ailanto ha coperto cospicue superfici. Le tre sperimentazioni sono state effettuate nel novembre 2011, nel febbraio 2012 e nel luglio 2012, periodi che corrispondono a tre diverse fasi fenologiche dell'ailanto: poco prima del riposo vegetativo, durante la stasi vegetativa e nel pieno della crescita vegetativa, rispettivamente. Lo scopo principale è stato quello di evidenziare eventuali effetti della stagione sulla capacità di ripresa vegetativa degli individui trattati, e individuare in questo modo il periodo più idoneo per effettuare gli interventi di lotta.

È stato infine studiato l'incipiente processo invasivo di *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don, un piccolo albero australiano che sta iniziando pericolosamente a diffondersi in alcuni siti siciliani, minacciando la biodiversità e la funzionalità di ecosistemi fragili e preziosi come quelli dunali e costieri. A Lampedusa, per comprendere le cause principali dell'affermazione dei giovani individui di *A. cyclops*, sono stati eseguiti diversi rilievi di campo per individuare le condizioni microclimatiche che innescano la rinnovazione. Sono stati distinti tre tipi di chioma: viva, deperiente e morta. I parametri edafici e radiativi (contenuto di azoto e carbonio nel suolo e PAR) misurati sotto le chiome e in zone aperte limitrofe sono stati messi in relazione con l'indagine demografica effettuata sotto le chiome degli individui adulti. La germinazione dei semenzali di *A. cyclops* appare favorita dall'arricchimento in azoto del

suolo, che dipende dal consistente accumulo di lettiera, mentre lo sviluppo successivo e l'affermazione dei semenzali sono legati all'incremento della disponibilità di luce sotto chioma, conseguenza della riduzione del vigore vegetativo delle piante madri.

2.2 Bibliografia consultata

- BAZAN G. & SPECIALE M., 2002. Processi di spontaneizzazione in Sicilia di *Acacia saligna* (Mimosaceae, Magnoliophyta). *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 12: 99-100.
- CELESTI-GRAPOW L., PRETTO F., CARLI E. & BLASI C. (eds.), 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Ed. Università La Sapienza, Roma, 208 pp.
- DIA M.G. & ROMANO S., 1981. Note sulla diffusione spontanea di alcune piante esotiche nella Sicilia settentrionale ed occidentale. *Atti Accademia Scienze Lettere e Arti di Palermo* s.4, Vol. XXXIX, Parte I(1979-80): 2-15.
- DOMINA G. & MAZZOLA P., 2008. Flora ornamentale delle isole circumsiciliane. *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 19: 107-119.
- PASTA S. & LA MANTIA T., 2008. Le specie vegetali aliene in alcuni SIC siciliani: analisi del grado di invasività e misure di controllo. Le specie alloctone in Italia: censimenti, invasività e piani di azione. *Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano* Volume XXXVI(I): 79.
- PASTA S., BADALAMENTI E. & LA MANTIA T., 2010. Tempi e modi di un'invasione incontrastata: *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. (Poaceae) in Sicilia. *Il Naturalista siciliano* S. IV, XXXIV(3-4): 487-525.
- RAIMONDO F.M., DOMINA G., SPADARO V. & AQUILA G., 2004. Prospetto delle piante avventizie e spontaneizzate in Sicilia. *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 15: 153-164.
- SCHICCHI R., 1999. Spontaneizzazione di *Ficus microcarpa* L. (Moraceae) e *Cardiospermum grandiflorum* Sw. (Sapindaceae) in Sicilia. *Il Naturalista siciliano* S. IV, XXIII(1-2): 315-317.
- SCUDERI L. & PASTA S., 2009. Contributi alla conoscenza della flora vascolare della provincia di Trapani (Sicilia Occidentale). II. Xenofite nuove per la provincia, per la Sicilia e per l'Italia. *Il Naturalista siciliano* S. IV, XXXIII(3-4), 2009: 345-354.
- VIEGI L., CELA RENZONI G. & GARBARI F., 1974. Flora esotica d'Italia. *Lavori della Società Italiana di Biogeografia* n.s. 4(1973): 125-220.

3. RISULTATI

3.1 Aggiornamenti sulla distribuzione regionale o nazionale di specie alloctone

Nell'ambito delle indagini relative alla caratterizzazione della flora esotica legnosa siciliana, sono stati individuati i primi casi di spontaneizzazione a livello regionale del falso pepe (*Schinus molle* L.), del pino delle Canarie (*Pinus canariensis* C. Sm.) e del noce nero (*Juglans nigra* L.), mentre *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don. è stata segnalata per la prima volta allo stato spontaneo in Italia, e precisamente a Lampedusa. Oltre ad avere osservato casi di prima spontaneizzazione, durante i rilievi di campo è stato possibile valutare l'ampliamento delle aree siciliane a riproduzione spontanea in altre due specie alloctone: *Solanum capsicastrum* Schauer., un piccolo arbusto sudamericano naturalizzato sinora soltanto in Sicilia, e *Melia azedarach* L., un albero ornamentale di origine asiatica presente come specie casuale in Marche, Lazio, Campania e Sardegna.

Gli articoli prodotti nell'ambito del paragrafo 3.1 sono riportati negli Allegati 4.1, 4.2, 4.3, 4.4, 4.5 e 4.6.

3.2 Le ragioni ecologiche del successo di *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov.

Dal confronto fra l'accrescimento dei semenzali di *Pennisetum setaceum* ed *Ampelodesmos mauritanicus* sono emerse differenze molto rilevanti. Dopo un anno di crescita in serra, il penniseto si è accresciuto molto più rapidamente dell'ampelodesma, ha mostrato un'altezza media circa quattro volte superiore, ed ha accumulato molta più biomassa, sia negli organi epigei che in quelli ipogei. Rilevanti sono state anche le differenze riscontrate nel ciclo fenologico. A soli nove mesi dalla semina, i primi individui di penniseto avevano incominciato a fiorire, e dopo un anno più della metà dei semenzali aveva raggiunto la maturità riproduttiva. Le implicazioni di queste differenze sono notevoli, e rendono perfettamente ipotizzabile l'insediamento del penniseto all'interno di un ampelodesmeto, soprattutto se questo è soggetto ad un intenso disturbo antropico che ne riduce nel tempo la copertura. Il penniseto ha un carattere spiccatamente pioniero, e risulta perfettamente adatto alla colonizzazione di aree scoperte, dove compete efficacemente con le specie concorrenti grazie ad una straordinaria rapidità di crescita, superiore a quella delle native coesistenti. Anche la maggiore precocità riproduttiva conferisce un vantaggio competitivo, incrementando la probabilità di invadere in breve tempo ampie superfici. I risultati ottenuti dalla sperimentazione sono in fase di elaborazione ed è in preparazione un articolo.

3.3 Il caso studio di *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle

3.3.1 Ecologia, storia dell'introduzione e carattere invasivo della specie

L'indagine bibliografica sull'ailanto ed i rilievi di campo hanno consentito di: 1) ripercorrere la storia della sua diffusione globale, 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 ridurne l'impatto ecologico sulla flora e sulle comunità vegetali locali di maggior valore; 5) evidenziare i possibili usi di questa xenofita.

3.3.2 Studio delle interazioni con le micorrize

L'ailanto si è mostrato capace di instaurare simbiosi mutualistiche con i funghi endomicorizzici di due ambienti semi-naturali siciliani. I risultati dei rilievi di campo e delle indagini di laboratorio hanno consentito di verificare l'abbondante presenza di ife, vescicole, e strutture arbuscolari nelle radici di ailanto prelevate nei due siti di studio. Gli arbuscoli, le strutture fungine caratteristiche delle micorrize arbuscolari, erano presenti nel 61,47% e nel 68,9% delle radici analizzate nel sito carbonatico e vulcanico, rispettivamente. Nella prova di accrescimento in serra, la crescita dei semenzali è risultata significativamente superiore nel suolo naturale rispetto a quella registrata su suolo sterilizzato e su suolo sterilizzato e filtrato. Poiché soltanto su suolo non trattato i semenzali erano estensivamente colonizzati da micorrize, queste potrebbero essere le principali responsabili delle loro maggiori performance di crescita. Inoltre, la crescita registrata su suoli sterilizzati e filtrati, ovvero privi di propaguli micorizzici, era inferiore rispetto a quella su suoli sterili, facendo supporre che le micorrize esercitino anche un'azione di contrasto nei confronti dei patogeni del suolo, che deprimono la crescita dei semenzali. Complessivamente, i nostri risultati indicano che le micorrize arbuscolari possono aiutare l'ailanto nell'invasione degli habitat meno disturbati.

3.3.3 Tecniche sperimentali di lotta in pieno campo

In riferimento alla prova sperimentale di lotta contro l'ailanto, è stato innanzitutto proposto un metodo per trasportare la corrente elettrica in campo, e che risulta particolarmente idoneo per il trattamento di aree boscate e terreni difficili di montagna. Il sistema più pratico ed efficiente è l'utilizzo di una batteria di macchina collegata ad un inverter, che trasforma la corrente continua in alternata per alimentare il trapano al quale risulta a sua volta collegato. Una simile soluzione rappresenta il migliore compromesso tra velocità di esecuzione ed efficienza

operativa, poiché con una sola carica di batteria, della durata di circa 6 ore, è possibile trattare circa 180 fusti.

Le prove di lotta in pieno campo hanno confermato le difficoltà di contenimento dell'ailanto, soprattutto intervenendo su piante con diametri al ginocchio superiori ai 10 cm. In nessuna stagione, infatti, è stata registrata la morte di tutte le piante, sebbene sia stato verificato un chiaro effetto del periodo di intervento sulla capacità di ripresa dei fusti trattati. La mortalità è risultata chiaramente superiore nelle piante trattate a novembre rispetto alle altre due stagioni, mentre la mortalità più bassa è stata raggiunta nei trattamenti invernali. Il numero medio di polloni per fusto sopravvissuto non è stato significativamente differente fra le stagioni, mentre l'altezza media dei polloni era significativamente inferiore nei trattamenti autunnali, facendo supporre una ridotta disponibilità di risorse per la crescita, e quindi un maggiore effetto del diserbante in quella stagione. Sulla base dei nostri risultati, interventi efficaci ed efficienti possono essere realizzati intervenendo poco prima del riposo vegetativo, tra ottobre e novembre, e su aree invase da relativamente poco tempo, in cui le piante madri abbiano diametri alla base o all'altezza del ginocchio inferiori ai 10 cm.

Gli articoli pubblicati, o sottomessi o in preparazione, realizzati nell'ambito del paragrafo 3.3, e dei suoi sottoparagrafi, sono riportati negli Allegati 4.7, 4.8, 4.9 e 4.10.

3.4 Il caso studio di *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don

Lo studio della strategia di rinnovazione adottata da *Acacia cyclops* a Lampedusa ha messo in evidenza importanti differenze nel condizionamento microclimatico determinato da chiome vive, deperienti o morte. Le chiome vive assicurano, infatti, condizioni microambientali più miti, riducendo i valori estremi e le oscillazioni termiche giornaliere. Tuttavia, sia le chiome di piante vive che morte assicurano ai semenzali una disponibilità di elementi nutritivi superiore rispetto alle aree aperte adiacenti. La disponibilità di luce era invece molto superiore sotto le chiome degli individui morti, dove il rapporto fra il numero dei semenzali adulti (con foglie adulte o fillodi) e giovani (con foglie composte) arriva fino a 12, mentre scende a poco più di 1 sotto le chiome deperienti, e a meno di 0,5 sotto le chiome pienamente vitali. Anche la crescita dei semenzali adulti è risultata significativamente superiore sotto gli individui morti, facendo ipotizzare un ruolo preminente della luce nel guidare i processi di affermazione e reclutamento dei semenzali. Il principale fattore limitante per la germinazione e l'emergenza dei semenzali di *A. cyclops* sembra essere la disponibilità di nutrienti nel suolo, mentre i successivi stadi di sviluppo ed affermazione sembrano dipendere maggiormente dalla disponibilità di luce sotto chioma.

È stato redatto un articolo, sottomesso a rivista, che è riportato nell'Allegato 4.11.

4. ALLEGATI

4.1 *Solanum capsicastrum* Schauer (Solanaceae) spontaneizzato nella piana di Palermo (Sicilia nord-occidentale)^{*}

In un agrumeto coltivato di Fondo Micciulla (Altarello di Baida, periferia occidentale di Palermo) è stata registrata la naturalizzazione di una neofita sudamericana segnalata solo di recente in Sicilia, e che non risulta ancora naturalizzata sul resto del territorio nazionale. Si tratta di *Solanum capsicastrum* Schauer, una nanofanerofita proveniente dal Brasile, diffusa a scopo ornamentale soprattutto nei giardini privati per i frutti dai colori vivaci. L'avvenuta spontaneizzazione di questa entità per il territorio regionale è stata resa pubblica da SCUDERI & PASTA (2009), che ne hanno registrato la presenza sui margini di selciati umidi ed ombrosi del centro storico di Erice (TP). Va tuttavia rimarcato il fatto che a Fondo Micciulla questa xenofita si riproduceva e diffondeva da seme oltre 20 anni fa; localmente essa mostra di adattarsi ad un ampio range luminoso, crescendo sia sotto la chioma di alberi da frutto (agrumi e nespoli) sia nelle radure. La specie in questione sembra trarre vantaggio dalle cure culturali; in particolare, gli individui interessati dalle regolari attività di taglio delle specie erbacee che colonizzano le colture arboree, effettuato in genere con decespugliatori, mostrano una notevole resilienza ai danni meccanici. La specie, come mostrano le immagini, fruttifica abbondantemente e si rinnova con facilità. Le informazioni fornite sul popolamento palermitano di *Solanum capsicastrum* permettono di anticipare la data in cui la specie ha iniziato a colonizzare con successo il territorio siciliano e consentiranno una più corretta ricostruzione del suo trend demografico e – di conseguenza – della sua effettiva invasività (PASTA et al., 2010). *Solanum capsicastrum* va pertanto aggiunto ai sei taxa congenerici già indicati come introdotti e spontaneizzati a livello regionale (RAIMONDO et al., 2004), e ai dieci che hanno manifestato la capacità di sfuggire alla coltura almeno in una regione italiana (CELESTI-GRAPOW et al., 2010). Di questi, soltanto due sono considerati invasivi, ed entrambi nella sola Sardegna, ovvero *S. linnaeanum* Hepper & P.-M.L. Jaeger, e *S. sysimbriifolium* Lam. nel settore settentrionale dell'isola (USAI et al., 2008; BACCHETTA et al., 2009).

* Articolo pubblicato su “*Il Naturalista Siciliano*”, 2011, S. IV, XXXV(3-4): 445-447. Autori: Badalamenti E., Pasta S. & La Mantia T.



Fig. 1 - Le giovani piantine di *Solanum capsicastrum* condividono la stessa nicchia di diverse specie nitrosciafile comuni negli agrumeti, quali l'acanto.



Fig. 2 - Copiosa fruttificazione di *Solanum capsicastrum*.

BIBLIOGRAFIA

- BACCHETTA G., MAYORAL GARCÍA-BERLANGA O. & PODDA L., 2009. Catálogo de la flora exótica de Cerdeña (Italia). *Flora Montiberica*, 41 (1): 35-61.
- CELESTI-GRAPOW L., PRETTO F., CARLI E. & BLASI C. (eds.), 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Ed. Università La Sapienza, Roma, 208 pp.
- PASTA S., BADALAMENTI E. & LA MANTIA T., 2010. Tempi e modi di un'invasione incontrastata: *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. in Sicilia. *Naturalista sicil.*, 34 (3-4): 487-525.
- RAIMONDO F.M., DOMINA G., SPADARO V. & AQUILA G., 2004. Prospetto delle piante avventizie e spontaneizzate in Sicilia. *Quad. Bot. ambientale appl.*, 15: 153-164.
- SCUDERI L. & PASTA S., 2009. Contributi alla conoscenza della flora vascolare della provincia di Trapani (Sicilia Occidentale). II. Xenofite nuove per la provincia, per la Sicilia e per l'Italia. *Naturalista sicil.*, 33 (3-4): 345-354.
- USAI M., FODDAI M., BRUNU A., AZARA E. & CAMARDA I., 2008. *Solanum sisymbriifolium* Lamarck esotica avventizia casuale di Sardegna: distribuzione ed aspetti fitochimici. *Natural* 1, 78: 22-26.

4.2 Primi segnali di spontaneizzazione di *Schinus molle* L. (Anacardiaceae) in Sicilia*

Viene segnalato il ritrovamento di alcuni individui subspontanei di Falso pepe (*Schinus molle* L.) presso Carini e Partinico (PA), nel settore nord-occidentale dell'isola, a quote comprese tra i 100 e i 200 m s.l.m. Il Falso pepe è un piccolo albero sempreverde di origine sudamericana, ampiamente diffuso ed utilizzato a scopo ornamentale soprattutto negli ambienti urbani, ed è presente in Sicilia da più di trecento anni (CUPANI, 1696). In Europa l'introduzione della specie è di circa un secolo antecedente: essa fece infatti il suo ingresso in Spagna verso il 1570, e da lì fu portata in Italia, a Venezia, intorno al 1629 (OSTINELLI, 1910). PIGNATTI (1982) considera genericamente il taxon solo raramente spontaneizzato dal livello del mare sino ai 300 m s.l.m. nelle regioni meridionali ed insulari d'Italia. Tuttavia, nei più recenti lavori sulla flora aliena naturalizzata (RAIMONDO *et al.*, 2005; CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2010), il Falso pepe non viene incluso fra le specie esotiche capaci di sfuggire alla coltura in Sicilia. Ancora, la tendenza della specie a spontaneizzarsi viene ritenuta dubbia da GREUTER *et al.* (1984) e scarsa da GIARDINA *et al.* (2007). All'inizio dell'autunno del 2011 sono stati tuttavia osservati per la prima volta diversi semenzali lungo i bordi stradali, a breve distanza dalle piante madri, su substrati particolarmente compatti e inquinati (Fig. 1). Negli stessi siti, malgrado la copiosa e persistente produzione di seme, si registra però l'assenza di rinnovazione all'interno dei giardini in cui si trovano le piante adulte, ovvero in piena terra, in condizioni di maggiore ombreggiamento ed umidità edafica, dove è possibile perciò che non si raggiungano le temperature necessarie ai fini della germinazione dei semi (HOWARD & MINNICH, 1989). È stata inoltre individuata una pianta adulta che cresce spontaneamente su una scarpata stradale lungo la SS 113 nei pressi di Casteldaccia (PA). Trattandosi di casi attualmente circoscritti, *Schinus molle* va considerato in Sicilia una specie aliena casuale (*sensu* RICHARDSON *et al.*, 2000), cioè capace di riprodursi soltanto occasionalmente nei pressi delle piante madri, e rimane pertanto limitata agli ambienti di introduzione. Analoga è la condizione di questa specie in Sardegna, dove sopravvive allo stato spontaneo soltanto in contesti sinantropici (BACCHETTA *et al.*, 2009). Non è possibile tuttavia escludere che questi primissimi segnali siano l'inizio di un graduale processo di naturalizzazione della specie. *Schinus molle*, infatti, si è perfettamente adattato a

* Articolo pubblicato su “*Il Naturalista Siciliano*”, 2012, S. IV, XXXVI(1): 165-167. Autori: Badalamenti E., Pasta S. & La Mantia T.

condizioni climatiche di tipo mediterraneo in diverse altre aree del mondo, fra cui la California (HOWARD & MINNICH, 1989) ed il Sudafrica (IPONGA *et al.*, 2009), dove si è pienamente naturalizzato, mostrando una notevole plasticità fenotipica ed una marcata resistenza alla prolungata siccità estiva ed invadendo soprattutto ecosistemi semi-aridi quali praterie e savane, ma anche formazioni di macchia sempreverde soggette a disturbo antropico. Tra le ragioni che hanno reso sino ad oggi difficile, se non impossibile, la rinnovazione della specie per seme, bisogna probabilmente considerare il fatto che essa è dioica e che gli insetti pronubi potrebbero giocare un ruolo importante (IPONGA, 2010), come sembra si sia verificato per *Ficus microcarpa* L. f., la cui rinnovazione spontanea è avvenuta soltanto in seguito alla naturalizzazione di due insetti impollinatori (LO VERDE *et al.*, 1991, 2007; SCHICCHI, 1999); si consideri, tuttavia, che in Perù (http://www.raaa.org.pe/files/proyectos/polinizadores/base_datos_final.xls) il Falso pepe viene impollinato da Imenotteri Apoidei, gruppo di insetti presenti anche in Sicilia.



Fig. 1 - Uno dei semenzali di *Schinus molle* cresciuto spontaneamente alla base di un marciapiede a Carini (PA) (foto A. Badalamenti, 23/09/2011).

Ringraziamenti — Un sentito ringraziamento va ad Angelo Badalamenti, per avere condiviso la scoperta. Le piante sono state individuate in occasione degli studi condotti nell'ambito del progetto “Analisi dei sistemi seminaturali e degli agroecosistemi nei sistemi insulari mediterranei: Isola di Lampedusa, pantani di Vendicari e sistemi agricoli regionali ad Alto Valore naturale (AVN)”.

BIBLIOGRAFIA

- BACCHETTA G., MAYORAL GARCÍA-BERLANGA O. & PODDA L., 2009. Catálogo de la flora exótica de Cerdeña (Italia). *Flora Montiberica*, 41 (1): 35-61.
- CELESTI-GRAPOW L., PRETTO F., CARLI E. & BLASI C. (a cura di), 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Editrice Università La Sapienza, Roma, 208 pp.
- CUPANI F., 1696. *Hortus Catholicus seu Illustrissimi et Excellentissimi Principis Catholicae, Ducis Misilmeris*. Apud Franciscum Benzi, Neapoli, 262 pp.
- GIARDINA G., RAIMONDO F.M. & SPADARO V., 2007. A catalogue of plants growing in Sicily. *Bocconeia*, 20: 5-582.
- GREUTER W., BURDET H.M. & LONG G. (eds.), 1984. Med-Checklist, vol. 1, Pteridophyta (ed. 2), Gymnospermae, Dicotyledones (Acanthaceae-Cneoraceae), i-xvi, 330 pp., xvii-c, carte f. t. Editions Conserv. Jard. Bot. Ville de Genève, Genève.
- HOWARD L.F. & MINNICH R.A., 1989. The introduction and naturalization of *Schinus molle* (pepper tree) in Riverside, California. *Landscape and Urban Planning*, 18: 77-95.
- IPONGA D.M., 2010. Seed set of the invasive tree *Schinus molle* (Anacardiaceae) in semi-arid savanna, South Africa: The role of pollinators and selfing. *J. Arid Envir.*, 74 (3): 414-416.
- IPONGA D.M., MILTON S.J. & RICHARDSON D.M., 2009. Soil type, microsite, and herbivory influence growth and survival of *Schinus molle* (Peruvian pepper tree) invading semi-arid African savanna. *Biol. Inv.*, 11 (2): 159-169.
- LO VERDE G., PORCELLI F., BELLA S. & RASPLUS J.I., 2007. Imenotteri Agaonidi nuovi per l'Europa e loro ruolo nella naturalizzazione di *Ficus* spp. in Italia. Pag. 60 in: Atti XXI Congr. Naz. Ital. Entomologia.
- LO VERDE G., PORCELLI F. & SINACORI A., 1991. Presenza di *Parapristina verticillata* e *Odontofroggatia galili* in Sicilia. Pp. 139-143 in: Atti XVI Congr. Naz. Ital. Entomologia.
- OSTINELLI V., 1910. Villa Trabia. Tip. Priulla, Palermo.
- PIGNATTI S., 1982. Flora d'Italia. Edagricole, Bologna, 2: 67.
- RAIMONDO F.M., DOMINA G., SPADARO V. & AQUILA G., 2005. Prospetto delle piante avventizie e spontaneizzate in Sicilia. *Quad. Bot. ambientale appl.*, 15 (2004): 153-164.
- 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.
- SCHICCHI R., 1999. Spontaneizzazione di *Ficus microcarpa* L. (Moraceae) e *Cardiospermum grandiflorum* Sw. (Sapindaceae) in Sicilia. *Naturalista sicil.*, 23: 315-317.

4.3 *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don (Leguminosae) in Italy: first cases of naturalization*

Abstract

The first two cases of naturalization of *Acacia cyclops* are reported for Italy. Young trees were observed growing in the wild some 15 years ago on Linosa (Pelagie Islands, Strait of Sicily). A decade later, this alien plant should no longer be considered as a casual, since a very intensive process of self-sown regeneration has been observed in some plantations on Lampedusa, the major island of the same Archipelago. The available literature suggests the need for careful monitoring of the ongoing invasion process, as *A. cyclops* has already shown a very invasive behaviour elsewhere within Mediterranean-type biomes due to its ability to withstand high environmental stresses. As migrating birds are suspected to have played an important role in facilitating the arrival of *A. cyclops*, further propagules are likely to reach the islands in the future. We recommend that new plantations of *A. cyclops* should be forbidden, but that extant naturalized populations should be managed instead of eradicating them. In fact, the effect of *Acacia* plantations warrants investigation at different scales in order to assess their impact on local plant-diversity and ecological succession processes.

Keywords: Alien plants, Mediterranean, Biological invasions, island vascular flora

* Articolo pubblicato su “*Anales del Jardín Botánico de Madrid*”, 2012, 69(2): 193-200. Autori: Pasta S., Badalamenti E. & La Mantia T. ISSN: 0211-1322. doi: 10.3989/.

INTRODUCTION

Plant invasion within the Mediterranean

Biological invasions are widely recognized to be among the most critical factors affecting native ecosystems, by altering their structure and functioning, and are one of the main threats to biodiversity on a global scale (Chapin & al., 2000; Sala & al., 2000). Although the number of invasive alien species (IAS sensu Pyšek & al., 2004) represents only a small fraction of introduced species, their ecological and economic impacts are significant and long lasting. A number of factors make Mediterranean-type ecosystems (MTEs, i.e. Mediterranean Basin, California, Central Chile, the Cape Region of South Africa and S-SW Australia) particularly prone to invasions (Brunel, 2005), as has been shown dramatically in South Africa and in SW Australia (e.g. Henderson, 2001). Despite a significant and intense anthropic pressure over most of its territory, the Mediterranean Basin is still characterized by a striking species and community richness. Moreover, due to its remarkable environmental heterogeneity, the Mediterranean Basin hosts a particularly diversified flora concentrated in a relatively small area (Heywood, 1995), such that although representing only 1.6% of the earth's surface, about 25,000 plant species (i.e. approximately 10% of the World's vascular flora: Cowling & al., 1996) thrive there. The highest levels of endemism have been recorded on islands (Heywood, 2011), where the ecological threat posed by alien invasive species seems to be higher than in adjacent mainland areas (Gimeno & al., 2006; Hulme & al., 2007). It has been suggested that island biota appear more vulnerable to invasions due to the presence of empty niches in unsaturated communities, the absence of key functional groups, and a generally lower competitive ability of the native species (Hulme, 2004). Indeed, more than 350 naturalized alien plants were found on only five of the major Mediterranean islands by Lloret & al. (2005), justifying Hulme & al. (2007), who pointed out that "*the islands of the Mediterranean Basin probably represent some of the ecosystems globally most at risk from invasive species*". This worrisome situation has a historical explanation, because the Mediterranean Basin has a long history of trade links with many regions of the world, and many plants were introduced over the centuries, mainly for forestry, ornamental and agricultural purposes, thereby increasing the likely arrival of invasive species (Hulme & al., 2007; Lambdon & al., 2008a). During the last century, the rate of introduction of invasive species has dramatically increased, and a similar trend is expected to maintain over the next decades (Lambdon & al., 2008a). In addition, human pressure on Mediterranean environments has radically transformed the natural landscape and vegetation communities, particularly in coastal and upland areas (Gritti & al., 2006; Heywood, 2011). Land-use change (e.g. urbanization, exploitation of coastal

areas, agricultural development, afforestation, etc.), together with the increased intensity and frequency of natural disturbance regimes, have markedly changed resource availability (light, water and nutrients), often favouring the establishment and the invasive success of allochthonous species (Lambdon & al., 2008b). As most of these species are strictly confined to frequently disturbed and anthropogenic sites, such as ruderal habitats, roadsides and waste places (Arianoutsou & al., 2010; Affre & al., 2010), many native ruderal annuals, a significant component of endemic Mediterranean plants (Heywood, 1995), might be seriously threatened by the spread of invasives. Among natural habitats, wetlands and coastal areas are relatively richer in IAS than other habitats, suggesting that those habitats may suffer a greater impact (Chytrý & al., 2009; Arianoutsou & al., 2010). In contrast, Mediterranean mature and stable woodlands, dominated by evergreen shrubs and trees, seem to be quite resistant to invasion (Affre & al., 2010; Arianoutsou & al., 2010), although human disturbance, such as wildfires or silvicultural interventions, may alter canopy structure and so understory light availability, thus allowing the establishment of heliophilous tree species (Constán-Nava & al., 2010; Badalamenti & al., 2012); invasions by such species have already caused a reduction in species richness and a significant alteration of functioning of Mediterranean ecosystems (Vilà & al., 2006; Traveset & al., 2008). However, the major ecological impacts caused by IAS have probably yet to be realized, because a worsening of the current situation is expected, both in terms of number and spread, and consequently of their likely damaging effects. Indeed, increasing anthropogenic pressure, together with the impact of climate change, could exacerbate the likelihood and the rate of spread of some IAS, thereby increasing habitat vulnerability or IAS competitive ability or both (Gritti & al., 2006; Affre & al., 2010). According to global scenarios, biodiversity in Mediterranean ecosystems could be threatened by IAS to a greater extent than in any other terrestrial biome during this century (Sala & al., 2000). The development of appropriate strategies in the Mediterranean Basin is urgently needed to tackle the IAS problem, which is increasingly becoming a priority in management policies of natural and semi-natural habitats.

The invasion of *Acacia* species in Western Mediterranean

With regard to the genus *Acacia*, at least 23 species figure among the most aggressive invaders of Mediterranean-type ecosystems worldwide, and 14 of them (Table 1) have been particularly successful in colonizing southern European countries (Lambdon & al., 2008b). After successful establishment, several wattle species have proved capable of altering the community structure (Marchante & al., 2008; Werner & al., 2008), not only because of their marked ability to sequester water resources (Rascher & al., 2011), but also because their

nitrogen fixing activity (Hellmann & al., 2011), and the release of allelopathic compounds (Hussain & al., 2011) that completely alter the biochemical and microbiological characteristics of the soils of the invaded ecosystems. As a consequence, special efforts have been made to forecast or avoid the risks of invasion of the most dangerous *Acacia* species, such as *A. mearnsii* (Lowe & al., 2000), *A. longifolia* (Marchante & al., 2008), *A. saligna* (Crosti & al., 2010) and *A. dealbata* (Lorenzo & al., 2010).

Table 1. An overview of the 14 recorded as invasive *Acacia* species within Mediterranean countries and their present status in Sicily.

TAXON	ORIGIN	RECORD OF CULTIVATION	DATE OF NATURALIZATION	S&A	T&B	ILDIS	CG	R&R
<i>A. baileyana</i> F. Müller	SE Australia	1910 (Ostinelli)	n.d.a.	+				
<i>A. cyclops</i> G. Don	SW Australia	c. 1910 (Borzi & al., 1911)	2012 (this paper)	+	inv			
<i>A. dealbata</i> Link	SE Australia & Tasmania	1903 (Zodda)	n.d.a.		inv		inv	+
<i>A. decurrens</i> Willd.	SE Australia	1821 (Gussone)	n.d.a.	+				
<i>A. farnesiana</i> (L.) Willd.	Santo Domingo	XVII century	1968 (Franco)	+		+	cas	
<i>A. karroo</i> Hayne	S Africa	1821 (Gussone, sub <i>A. horrida</i>)	1957 (Romeo sub <i>A. horrida</i>)	+	inv	+	nat	
<i>A. longifolia</i> (Andrews) Willd.	SE Australia	1821 (Gussone)	1909 (Trinchieri)	+	inv		nat	+
<i>A. mearnsii</i> De Wild.	SE Australia & Tasmania	1993 (Paiero & al.)	n.d.a.	+	inv		inv	+
<i>A. melanoxylon</i> R. Br.	SE Australia & Tasmania	1903 (Zodda)	1909 (Tinchieri)	+	inv		cas	+
<i>A. pycnantha</i> Benth.	SE Australia	c. 1910 (Borzi & al., 1911)	1977 (Lumini, 1978)	+	inv		cas	

Continua...

Taxon	Origin	Record of cultivation	Date of naturalization	S&a	T&B	ILDIS	CG	R&R
<i>A. retinodes</i> Schldl.	SE Australia & Tasmania	1910 (Ostinelli)	n.d.a.	+	inv		inv	
<i>A. saligna</i> (Labill.) H.L. Wendl.	SW Australia	1903 (Zodda, A. <i>cyanophylla</i> Lindley)	1968 (Franco sub <i>A.</i> <i>cyanophylla</i> Lindley)	+	inv	+	inv	
<i>A. sophorae</i> (Labill.) R. Br.	SE Australia	n.d.a.	n.d.a.	+				
<i>A. verticillata</i> (L'Hér.) Willd.	Australia & Tasmania	1821 (Gussone)	n.d.a.		+			

S&a, naturalized in S Europe according to Sheppard & al. (2006); T&B, species behaving as invasive weeds in at least one Mediterranean country according to Thomson & Brundu (2010); ILDIS, presence in Sicily according to ILDIS (2010); CG, mentioned in the most recent check-list of Italian alien plants (Celesti-Grapow & al., 2010); R&R, widespread xenophytes showing weedy behaviour in Europe according to Richardson & Rejmánek (2011); cas, casual; nat, naturalized; inv, invasive; n.d.a., no data available.

Global distribution and ecology of *Acacia cyclops*

Easy to recognize by the conspicuous dark orange-red eye-mimicking aril surrounding the seed (Kodela & Tindale, 2001), within its native range *Acacia cyclops* grows along the coasts of W and S Australia, which are mostly characterized by a Mediterranean-type climate (Gill, 1985). Widely cultivated in many warm-temperate and subtropical regions of the world, *Acacia cyclops* has also been used for afforestation in semiarid regions because of its drought and salt tolerance (National Research Council, 1980), and it is able to establish in areas with only 250-300 mm of annual rainfall (National Research Council, 1980; Gill, 1985). It has been introduced as an ornamental plant or for afforestation purposes in the Mediterranean Basin, where it is naturalized in northern Africa (Vilà & al., 1999), along the coasts of S Spain (Paiva, 1999) and W Portugal, where it behaves as an invasive environmental weed (Marchante & al., 2008). In recent years it has also achieved a very rapid spread in the Canary Islands (Verloo & Reyes-Betancort, 2011). In Italy, *Acacia cyclops* – commonly named red-eyed wattle – does not figure in the most recent alien plant inventories (e.g. Celesti-Grapow & al., 2010). Currently, *A. cyclops* is the most widespread and dangerous woody invader in the Cape Province, South Africa (Whibley & Symon, 1992; Richardson & al., 1996), where it may form dense, impenetrable stands invading and displacing indigenous flora. Once established over large areas, the species is difficult to remove or replace, especially after a consistent seed bank in the soil has been formed (Milton & Hall, 1981). Attempts to control it have included the use of both herbicides and biocontrol agents

(Henderson, 2001), as well as prescribed burning, alone or combined with felling (Holmes, 1989). However, two insects have recently provided a significant reduction in *Acacia cyclops* seed production (Impson & al., 2004; Post & al., 2010), and biological control appears to be the most effective and cost-saving method for curbing the Acacias reproductive potential and related invasiveness (Richardson & Kluge, 2008). Because of the substantial absence of vegetative propagation (Gill, 1985; Gibson & al., 2011), *A. cyclops* establishment and invasive success is strongly dependant on a copious production of viable seeds and their subsequent dispersal (Milton & Hall, 1981; Holmes, 1988). In particular, its seeds with attractive arils are well adapted for bird dispersal whilst they are retained in the canopy (Glyphis & al., 1981), but once the seeds have fallen to the ground, ants and small rodents may also spread them or carry them into the deeper soil layers, thus increasing the likelihood of their being added to the soil seed-bank (Holmes, 1989; Richardson & Kluge, 2008). Unlike other well-known invasive Acacias, such as *Acacia saligna* (Labill.) H.L. Wendl. and *A. longifolia* (Andrews) Willd., *A. cyclops* seed germination does not seem to be significantly enhanced by very high temperatures or by fire (Jeffery & al., 1988; Holmes, 1989), rather it depends upon chemical scarification, notably after the passage through the gut of birds, or to only moderate heating in order to break dormancy (Glyphis & al., 1981; Gill, 1985; Jeffery & al., 1988). Its known ability to regenerate prolifically following fire from the huge seed-bank stored in the soil (Milton & Hall, 1981), and its dominance over frequently burned areas in South Africa (Glyphis & al., 1981; Richardson & al., 1996), is therefore mainly due to the reduction of interspecific competition caused by fire rather than to a higher seedling emergence and establishment. Moreover, the considerable annual seed rain (nearly 2,000 seeds/ m²), together with the high percentage of seed physical dormancy (Milton & Hall, 1981), indicate that this species rapidly accumulates and stores its seeds in the soil. But since only 20-40 % of seeds remain dormant in the soil after one year (Holmes & Moll, 1980), due to germination or decay, the time to produce an effective soil seed-bank takes 11 years (Holmes, 1989). From that moment on, the seed density in the soil stabilizes, and may range from 1,400 to 7,800 seeds/m² (Holmes & al., 1987; Holmes, 1989). The South African invasion case clearly demonstrates that an *A. cyclops*-dominated community is persistent (Richardson & Cowling, 1992) and that this species has a great ability to expand out of its native range (Higgins & al., 2000). In addition, its definitive establishment results in constant, large inputs of nitrogen-rich litter because this xenophyte produces more litter with a higher leaf N concentration than native fynbos shrubs, increasing not only total soil N and organic matter (Witkowski, 1991a), but also net N mineralization rates (Stock & al., 1995). In many nutrient-limited ecosystems this evergreen shrub shows a great competitive ability, a higher

relative growth rate (Witkowski, 1991b); furthermore, a better acquisition of water resources (Morris & al., 2011) allows it to out-compete native coexisting species.

MATERIAL AND METHODS

In order to provide a preliminary evaluation of *A. cyclops* reproductive success, we measured the percentage cover of seedlings (bearing the juvenile character of compound leaves) and saplings (in which the compound leaves have been replaced by phyllodes) under twenty mature plants at Taccio Vecchio, where an intense self-regeneration rate had been observed. The same plants were used to check the effect of red-eyed wattle on the recruitment and establishment of native woody species. We also carried out phytosociological relevés (Braun-Blanquet, 1932) in two 5 m²-wide circular concentric areas around the stem, the first under tree canopy (u), the second outside the canopy (o), i.e. in open areas adjacent to the investigated plants. In order to test any facilitating effect of *A. cyclops*, the total woody (subshrubs, shrubs and trees) species richness, and plant and litter percentage cover were recorded, and also the number of species typical of garrigue, maquis and forest communities, except *A. cyclops*.

RESULTS AND DISCUSSION

Our report represents the first case-study of naturalization of *Acacia cyclops* in Italy. On Lampedusa (Strait of Sicily, Pelagie Islands), interviews with local forest agents, land owners and shepherds allowed us to retrace the intriguing history of the local naturalization of *A. cyclops*. The first red-eyed wattle was observed growing wild in the 70s near a private orchard at Contrada Sanguedolce. Since no one had ever seen the plant before, and the owner testified that he had not planted it (R. Almanzo, *pers. comm.*) seeds were probably introduced by birds migrating from Tunisia. In following years, the forest agent Calogero Mantisi collected seeds from the first settler plants to become established, sowed them in the nursery on Lampedusa, and sent some young plants to Linosa (Mantisi, 2001). Subsequently, in August 1998, *A. cyclops* was observed to produce seeds and had become established within a private camping area on Linosa (Strait of Sicily, Pelagie Islands) by S. Pasta and S. Mattana . A decade later (June 2009 according to T. La Mantia and S. Pasta), seedlings of *A. cyclops* were also observed growing within the afforested areas on Lampedusa, the major island of the same Archipelago (Fig. 1). Intense regeneration by self-sowing has been observed (Fig. 2) in Contrada Sanguedolce (35°31'19"N, 12°32'35"E, 97 m a.s.l.), and subsequently (March, 2012) in Contrada Taccio Vecchio (35°31'02"N, 12°36'06"E, 46 m a.s.l.). In recent years a significant increase of the number of seedlings, saplings and young trees has been recorded

both on Lampedusa and Linosa; Effectively, the area colonized by *A. cyclops* is about 6 ha on Lampedusa (5 ha in Contrada Taccio Vecchio + 1 ha in Contrada Sanguedolce) and about 0.3 ha at Linosa. Although the most intense renewal and spread of the invading species has been recorded within afforested areas, the first attempts to spread out of the artificial plantation limits were observed since 2008. This success may be enhanced by local climate, which matches very well *A. cyclops* requirements: local mean yearly temperature is about 19 °C, while the mean annual rainfall, mostly concentrated between October and March, has decreased from 500 to about 300 mm in the last 150 years (La Mantia & al., 2011). Vegetation relevés (Table 2) reveal that total and sub-shrub species richness is higher within open habitats. On the other hand, all the other selected indicators (i.e. number of woody taxa, plant coverage, number of taxa referred to ‘final’ stages of succession) suggest a facilitation effect of *A. cyclops* plantations. In effect, all the seedlings and saplings of *A. cyclops* and of native woody species were found under adult *A. cyclops* trees. Current investigations aim at understanding how planted *A. cyclops* improves renovation, in order to assess the role of different factors such as 1) increase of soil humidity due to litter coverage, 2) milder microclimatic conditions due to canopy shading, 3) nutrient input due to root symbiotic microorganisms and 4) nutrient input due to litter decomposition.

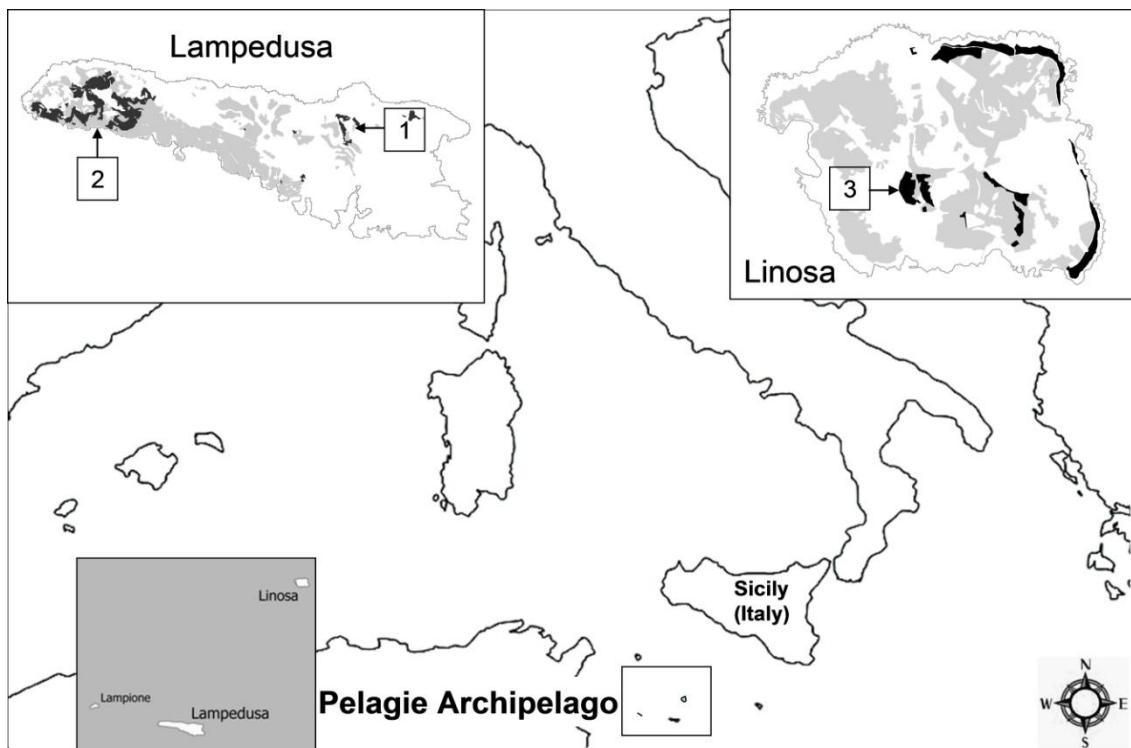


Fig. 1. Location of Pelagie Archipelago, Lampedusa (Strait of Sicily, Southern Italy), and *Acacia cyclops* study areas (boxes: 1, Taccio Vecchio; 2, Sanguedolce, Lampedusa. 3, Monte Bandiera, Linosa). The black areas represent the distribution of the afforestations while the light-grey ones represent the distribution of garrigue communities.



Fig. 2. Lampedusa, Locality Taccio Vecchio: vigorous germination under *Acacia cyclops* canopy.

Table 2. Vegetation characterization in studied populations. Life-forms according to Raunkiaer (1934).

Parameter	Under the canopy	Outside the canopy
<i>A. cyclops</i> seedlings coverage (%)	13	0
<i>A. cyclops</i> saplings coverage (%)	2.4	0
Species richness (= tot. nr. of taxa)	10.4 ± 6.0	12.8 ± 2.0
Nr. of woody taxa (P + NP + Ch)	6.0 ± 3.0	3.6 ± 0.5
Plant coverage (%)	33.0 ± 18.0	20.0 ± 12.0
Litter coverage (%)	64.0 ± 28.0	0
Nr. of taxa typical to maquis and forest communities (QI)	2.6 ± 2.0	0
Nr. of taxa typical to garrigue communities (C-M)	2.2 ± 1.0	3.0 ± 1.0

P, Phanerophyta; NP, Nano-Phanerophyta; Ch, Chamaephyta. Phytosociological classes according to Rivas-Martínez & al. (2001): QI, *Quercetea ilicis* Br.-Bl. ex A. & O. de Bolòs 1947, C-M, *Cisto-Micromerietea julianae* Oberdorfer 1954.

CONCLUSIONS

Owing to its strong drought tolerance, we assume that the expected reduction of rainfall in future decades will not hamper the local expansion of *A. cyclops*. On the contrary, more severe stresses may improve its competitive ability against native woody species. In fact, despite the presence of natural regeneration of *Thymbra capitata* (L.) Cav., *Thymelaea hirsuta* (L.) Endl., *Pistacia lentiscus* L., *Prasium majus* L., *Asparagus aphyllus* L. and *Ceratonia siliqua* L. (Fig.3), the overwhelming number of *A. cyclops* saplings, growing as clumps under the canopies of mother plants, suggests that facilitative conditions are much more favourable for self-regeneration than for the establishment of other co-existing species. Therefore, this alien plant may prevail over the native species listed above, at least in a long-term perspective. In fact, if we consider that Lampedusa and Linosa host many birds (Table 3) that are already known to play a role in the dispersal of *A. cyclops* in South Africa (e.g. *Streptopelia senegalensis* and *Sturnus vulgaris*: Glypis & al., 1981), both these islets are likely to be prone to repeated introductions from N Africa, and to its spread in new suitable localities. Recent investigations carried out on Lampedusa underline that the establishment of native woody species is a very difficult and slow process both in seminatural open habitats such as grasslands and garrigues (Pasta & al., 2007) and in *Pinus halepensis* Mill. plantations (Pasta & al., 2012). As a consequence, local plantations of short-lived Acacias were made in order to obtain ecological services (i.e. plant cover increase, soil protection and fertilization, microclimate amelioration, etc.) and to accelerate local succession, rather than to obtain wood or fodder. In this sense they have worked rather well, especially in the case of *Acacia saligna*, which up to now has not given any evidence of naturalization on Pelagie islands (Pasta & La Mantia, 2001). Notwithstanding the above-mentioned habitat modification provided by arboreal Leguminosae, and although up to now *A. cyclops* naturalization seems to be largely limited to forest plantations, a constant monitoring of its spread on Lampedusa and Linosa is needed because of its known invasiveness worldwide and because the Pelagie Islands host a very precious botanical heritage, with some 20 endemic and nearly one hundred other rare or threatened plants (La Mantia & al., 2009).

Considering both the pros and cons of *A. cyclops* in Mediterranean environments, in our opinion the best way to deal with it is neither to directly favour introductions (planting new individuals should be forbidden) nor to eradicate its local populations, but to control and to manage them through selective cutting where the native shrub vegetation has developed. During last four decades Sicily experienced a dramatic rise of successful invasion events by other woody Mimosoideae, such as *Parkinsonia aculeata* L. (Orlando & Grisafi, 1977), *Paraserianthes lophantha* (Willd.) I.C. Nielsen (Villari & Zaccone, 1999), *Albizia julibrissin*

(Willd.) Durazz. (Gueli & Lo Giudice, 2005), *Senegalia visco* (Griseb.) Seigler & Ebinger and *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit subsp. *glabrata* (Rose) S. Zárate (Raimondo & Domina, 2007).



Fig. 3. Lampedusa, Locality Taccio Vecchio: saplings of *Pistacia lentiscus* under *Acacia cyclops* canopy.

Table 3. A comparison between the S African birds which act as *Acacia cyclops* seed dispersers and their potential substitutes on the Pelagian islands.

S Africa	Lampedusa and Linosa
<i>Passer melanura</i> (Müller, 1776)	<i>Passer hispaniolensis</i> Temminck 1820
<i>Serinus sulphuratus</i> Linnaeus 1766	<i>Serinus serinus</i> Linnaeus 1766 <i>Carduelis cannabina</i> Linnaeus 1758
<i>Streptopelia capicola</i> (Sundevall, 1857)	<i>Streptopelia decaocto</i> Frivaldszky 1838
<i>Streptopelia senegalensis</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Streptopelia senegalensis</i> (Linnaeus, 1766)
<i>Sturnus vulgaris</i> Linnaeus 1758	<i>Sturnus vulgaris</i> Linnaeus 1758

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was partially funded by Regione Siciliana, “Assessorato Risorse Agricole e Alimentari - Dipartimento Interventi Infrastrutturali, Area Studi e Programmazione”, we are particularly grateful to F. Guaitoli and G. Matranga for supporting the Project “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)”. Morevoer, it falls within the agreement between CNR (Consiglio Nazionale delle Ricerche) and FCT (Fundação para a Ciência e a Tecnologia) concerning the two-year research programme 2011/2012 “*Valutazione della plasticità fenotipica di specie invasive del genere Acacia in ambienti mediterranei*”. We are particularly grateful to M. Lauteri (CNR-IBAF) and C.M.F. Máguas da Silva Hanson (University of Lisbon). We are indebted to Legambiente association, manager of “Isola di Lampedusa” Nature Reserve for material support during field research activity, funded by Assessorato Territorio ed Ambiente della Regione Sicilia. We also thank the Regional Department of Forests, in particular R. Almanzo, who suggested that *Acacia cyclops* probably colonized Pelagian islands exploiting bird dispersal. We managed to find most of the international papers on *Acacia cyclops* thanks to K. Dixon, P. Holmes, D.M. Richardson, D. Rokich and E. Witkowski; their kind help was very much appreciated.

REFERENCES

- Affre, L., Suehs, C.M., Charpentier, S., Vilà, M., Brundu, G., Lambdon, P., Traveset, A. & Hulme, P.E. 2010. Consistency in the habitat degree of invasion for three invasive plant species across Mediterranean islands. *Biological Invasions* 12: 2537-2548.
- Arianoutsou, M., Delipetrou, P., Celesti-Grapow, L., Basnou, C., Bazos, I., Kokkoris, Y., Blasi, C. & Vilà, M. 2010. Comparing naturalized alien plants and recipient habitats across an east-west gradient in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography* 37: 1811-1823.
- Badalamenti, E., Barone, E., Pasta, S., Sala, G. & La Mantia, T. 2012. *Ailanthis altissima* (Mill.) Swingle (fam. Simaroubaceae) in Sicilia e cenni storici sulla sua introduzione in Italia. *Il Naturalista siciliano*, s. 4, 36(1): 117-164.
- Borzì, A., Baldacci, A., Mattei, G.E., Tropea, A., Riccobono, V. & Riccobono, A. 1911. Semina anni MCMXI quae pro mutua commutuatione offeruntur. *Bollettino del Regio Orto Botanico e Giardino Coloniale di Palermo* X (3, Appendix).
- Braun-Blanquet, J. 1932. Plant sociology. McGraw-Hill, New York-London.
- Brunel, S. (ed.). 2005. Proceedings of the International Workshop: *Invasive plants in Mediterranean Type Regions of the World* (Mèze, France, 25-27 May 2005): 1-287. Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- Celesti-Grapow, L., Pretto, F., Carli, E. & Blasi, C. (eds.). 2010. *Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia*: 1-208. Casa Editrice Università La Sapienza, Roma.
- Chapin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. & Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.

- Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L.C. & Vilá, M. 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions* 15: 98-107.
- Constán-Nava, S., Bonet, A., Pastor, E. & Lledó, M. 2010. Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: Insights from Mediterranean protected forests. *Forest Ecology and Management* 260: 1058-1064.
- Cowling, R.M., Rundel, P.W., Lamont, B.B., Kalin Arroyo, M. & Arianoutsou, M. 1996. Plant diversity in mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology & Evolution* 11(9): 362-366.
- Crosti, R., Cascone, 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 agro-ecosystems. *Biological Invasions* 12: 1607-1616.
- Franco (do Amaral), J. 1968. *Acacia*. In: Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentie, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (eds.), *Flora Europea* Vol. 2: 84-85. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gibson, M.R., Richardson, D.M., Marchante, E., Marchante, H., Rodger, J.G., Stone, G.N.N., Byrne, M., Fuentes-Ramírez, A., George, N., Harris, C., Johnson, S.D., Le Roux, J.J., Miller, J.T., Murphy, D.J., Pauw, A., Prescott, M.N., Wandrag, E.M. & Wilson, J.R.U. 2011. Reproductive biology of Australian acacias: important mediator of invasiveness? *Diversity and Distributions* 17: 911-933.
- Gill, A.M. 1985. *Acacia cyclops* G. Don (Leguminosae: Mimosaceae) in Australia: distribution and dispersal. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 67(2): 59-65.
- 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. *Journal of Biogeography* 33: 1559-1565.
- Glyphys, J.P., Milton, S.J. & Siegfried, W.R. 1981. Dispersal of *Acacia cyclops* by birds. *Oecologia* 48(1): 138-141.
- Gritti, E.S., Smith, B. & Sykes, M.T. 2006. Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species. *Journal of Biogeography* 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). *Quaderni di Botanica ambientale e applicata* 15 (2004): 3-20.
- Gussone, G., 1821. *Catalogus plantarum quae asservantur in Regio Horto serenissimi Francisci Borbonii Principis Juventutis, in Boccadifalco, prope Panormum*: 1-84. Typis Angeli Trani, Neapoli.
- Hellmann, C., Sutter, R., Rascher, K.G., Mágua, C., Correia, O. & Werner, C. 2011. Impact of an exotic N₂-fixing *Acacia* on composition and N status of a native Mediterranean community. *Acta Oecologica* 37: 43-50.
- Henderson, L. 2001. *Alien weeds and invasive plants: A complete guide to declared weeds and invaders in South Africa*. Paarl Printers, Cape Town.

- Heywood, V.H. 1995. The Mediterranean flora in the context of world biodiversity. *Ecologia Mediterranea* 21: 11-18.
- Heywood, V.H. 2011. An outline of the impacts of climate change on endangered species in the Mediterranean region. *Il Naturalista siciliano*, s. 4, 35(1): 107-119.
- Higgins, S.I., Richardson, D.M. & Cowling, R.M. 2000. Using a dynamic landscape model for planning the management of alien plant invasions. *Ecological Applications* 10: 1833-1848.
- Holmes, P.M. 1988. Implications of alien *Acacia* seed bank viability and germination for clearing. *South African Journal of Botany* 54: 281-284.
- Holmes, P.M. 1989. Effects of different clearing treatments on the seed-bank dynamics of an invasive Australian shrub, *Acacia cyclops*, in the southwestern Cape, South Africa. *Forest Ecology and Management* 28(1): 33-46.
- Holmes, P.M., Macdonald, I.A.W. & Juritz, J. 1987. Effects of clearing treatment on seed banks of the invasive alien shrubs *Acacia saligna* and *Acacia cyclops* in the southern and south-western Cape, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 24: 1045-1051.
- Holmes, P.M. & Moll, E.J. 1990. Effect of depth and duration of burial on alien *Acacia saligna* and *Acacia cyclops* seeds. *South African Journal of Ecology* 1: 12-17.
- Hulme, P.E. 2004. Invasions, islands and impacts: A Mediterranean perspective. In: Fernández-Palacios, J.M. & Morici, C. (eds.), *Island Ecology*: 337-361. Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET), La Laguna. Hulme, P.E., Brundu, G., Camarda, I., Dalias, P., Lambdon, P., Lloret, F., Médail, F., Moragues, E., Suehs, C.M., Traveset, A., Troumbis, A. & Vilà, M. 2007. Assessing the risks to Mediterranean islands ecosystems from alien plant introductions. In: Tokarska-Guzik, B., Brock, J.H., Brundu, G., Child, L., Daehler, C.C. & Pyšek, P. (eds.), *Plant invasions: human perception, ecological impacts and management*: 39-56. Backhuys Publishers, Leiden.
- Hussain, M.I., González, L. & Reigosa, M.J. 2011. Allelopathic potential of *Acacia melanoxylon* on the germination and root growth of native species. *Weed Biology and Management* 11: 18-28.
- ILDIS, 2010. ILDIS World data base of Legumes [<http://www.ildis.org/>].
- Impson, F.A.C., Moran, V.C. & Hoffmann, J.H. 2004. Biological control of an alien tree, *Acacia cyclops*, in South Africa: impact and dispersal of a seed-feeding weevil, *Melanterius servulus*. *Biological Control* 29: 375-381.
- Jeffery, D.J., Holmes, P.M. & Rebelo, A.G. 1988. Effects of dry heat on seed germination in selected indigenous and alien legume species in South Africa. *South African Journal of Botany* 54(1): 28-34.
- Kodela, P.G. & Tindale, M.D. 2001. Mimosaceae (*Acacia* Part I). In: *Flora of Australia 11A*. CSIRO Publishing. Melbourne: 1-552.
- La Mantia, T., Carimi, F., Di Lorenzo, R. & Pasta, S. 2011. The agricultural heritage of Lampedusa (Pelagie Archipelago, South Italy) and its key role for cultivar and wildlife conservation. *Italian Journal of Agronomy* 6(2): 106-110.

- La Mantia, T., Pasta, S. & Rühl, J. 2009. 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 Dipartimento di Colture Arboree dell’Università di Palermo: 1-353. [<http://www.artasicilia.eu/web/natura2000/index.html>].
- Lambdon, P.W., Lloret, F. & Hulme, P.E. 2008a. How do introduction characteristics influence the invasion success of Mediterranean alien plants? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 10: 143-159.
- Lambdon, P.W., Pyšek, P., Bašnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., Andriopoulos, P., Bazos, I., Brundu, G., Celesti-Grapow, 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. 2008b. Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80(2): 101-149.
- Lloret, F., Médail, F., Brundu, G., Camarda, I., Moragues, E., Rita, J., Lambdon, P. & Hulme, P.E. 2005. Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. *Journal of Ecology* 93: 512-520.
- Lorenzo, P., González, L. & Reigosa, M.J. 2010. The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science* 67(1): 101-111.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2000. 100 of the World’s worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group (ISSG), a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), University of Auckland, New Zealand. [http://www.issg.org/database/species/reference_files/100English.pdf].
- Lumini, L. 1978 (unpubl.). Ricerche sulla flora e la vegetazione dell’isola di Lampedusa (Is. Pelagie). Diplome Thesis, Florence University: 1-223.
- Mantisi, C. 2001. Storia forestale dell’isola di Lampedusa con brevi note su Linosa e Lampione (Arcipelago delle Pelagie, Provincia di Agrigento). *Collana “Sicilia Foreste”* 13: 1-119. Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana, Palermo.
- Marchante, E., Freitas, H. & Marchante, H. 2008. Guia Prático para a Identificação de Plantas Invasoras de Portugal Continental. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra.
- Marchante, E., Kjøller, A., Struwe, S. & Freitas, H. 2008. Short- and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. *Applied Soil Ecology* 40(2): 210-217.
- Milton, S.J. & Hall, A.V. 1981. Reproductive biology of Australian acacias in the south-western Cape province, South Africa. *Transactions of the Royal Society of South Africa* 44: 465-485.

- Morris, T.L., Esler, K.J., Barger, N.N., Jacobs, S.M. & Cramer, M.D. 2011. Ecophysiological traits associated with the competitive ability of invasive Australian acacias. *Diversity and Distributions* 17: 898-910.
- National Research Council, 1980. Firewood crops: shrub and tree species for energy production. National Academy of Sciences, Washington D.C. [http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNAAP479.pdf].
- Orlando, A. & Grisafi, F. 1977. Appunti per la flora esotica d'Italia. *Informatore Botanico Italiano* 9(2): 113-114.
- Ostinelli, V. 1910. Villa Trabia: 1-251. Tip. Priulla, Palermo.
- Paiero, P., Martini, F. & Colpi, C. 1993. Leguminose arboree e arbustive in Italia: 1-191. Lint Ed., Trieste.
- Paiva, J. 1999. *Acacia* Mill. In: Talavera, S., Aedo, C., Castroviejo, S., Romero, C., Sáez, L., Salgueiro, F.J. & Velayos, M. (eds.), *Flora Iberica*, Vol. VII(1): 11-25. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Pasta, S. 2001. Contributi alla conoscenza botanica delle isole minori circumsiciliane. I. Sintesi aggiornata delle conoscenze botaniche sull'Isola di Lampedusa finalizzata alla conservazione delle sue emergenze floristicovegetazionali. *Il Naturalista siciliano*, s. 4, 25: 19-70.
- Pasta, S. & La Mantia, T. 2001. Note sul paesaggio vegetale delle isole minori circumsiciliane. I. Consorzi forestali e preforestali dell'Isola di Lampedusa (AG) ed effetto degli impianti artificiali sulla vegetazione naturale. *Il Naturalista siciliano*, s. 4, 25: 71-89.
- Pasta, S., La Mantia, T. & Rühl, J. 2007. Analisi del dinamismo della vegetazione in un'area di saggio permanente negli ex-pascoli dell'isola di Lampedusa (Canale di Sicilia). *102° Congresso nazionale della Società Botanica italiana* (Palermo, 26-29 settembre 2007), riassunti: 271.
- Pasta, S., La Mantia, T. & Rühl, J. 2012. The impact of *Pinus halepensis* Mill. afforestation on Mediterranean spontaneous vegetation: do soil treatment and canopy cover matter? *Journal of Forestry Research*, Vol. 23(4): 517-528.
- Post, J.A., Kleinjan, C.A., Hoffmann, J.H. & Impson, F.A.C. 2010. Biological control of *Acacia cyclops* in South Africa: The fundamental and realized host range of *Dasineura dielsi* (diptera: Cecidomyiidae). *Biological Control* 53(1): 68-75.
- 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: 131-143.
- Raimondo, F.M. & Domina, G. 2007. Two new Mimosaceae naturalized in Italy. *Flora Mediterranea* 17: 209-216.
- Raimondo, F.M., Domina, G., Spadaro, V. & Aquila, G. 2005. Prospetto delle piante avventizie e spontaneizzate in Sicilia. *Quaderni di Botanica ambientale e applicata* 15 (2004): 153-164.

- Rascher, K.G., Große-Stoltenberg, A., Mágua, C. & Werner, C. 2011. Understory invasion by *Acacia longifolia* alters the water balance and carbon gain of a Mediterranean pine forest. *Ecosystems* DOI: 10.1007/s10021-011-9453-7.
- Raunkiær, C. 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford University Press, Oxford.
- Richardson, D.M. & Cowling, R.M. 1992. Why is mountain fynbos invasible and which species invade? In: Van Wilgen, B.W. & al. (eds.), *Fire in South African Mountain Fynbos: Species, community and ecosystem response in Swartboskloof*: 161-181. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Richardson, D.M. & Kluge, R.L. 2008. Seed banks of invasive Australian *Acacia* species in South Africa: role in invasiveness and options for management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 10: 161-177.
- Richardson, D.M. & Rejmánek, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions* 17: 788-809.
- Richardson, D.M., van Wilgen, B.W., Higgins, S.I., Trinder-Smith, T.H., Cowling, R.M. & McKelly, D.H. 1996. Current and future threats to biodiversity on the Cape Peninsula. *Biodiversity and Conservation* 5: 607-647.
- Rivas-Martínez, S., Fernández-González, F., Loidi, J., Lousã, M. & Penas, A. 2001. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itineraria Geobotanica* 14: 5-341.
- Romeo, V. 1957. Le piante epifite dell'Orto Botanico di Messina. *Nuovo Giornale Botanico Italiano*, n.s., 64: 266-271.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Leroy Poff, N., Sykes, M.T., Walzer, B.H., Walzer, M. & Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- 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 Research* 46: 93-117.
- Stock, W.D., Wienand, K.T. & Baker, A.C. 1995. Impacts of invading N₂-fixing *Acacia* species on patterns of nutrient cycling in two Cape ecosystems: evidence from soil incubation studies and ¹⁵N natural abundance values. *Oecologia* 101: 375-382.
- Thomson, G. & Brundu, G. 2010. Alien trees in the Mediterranean countries: focussing on *Acacia* spp. Thematic workshop Session 1.2. In: Brunel, S., Uludag, A., Fernández-Galiano, E. & Brundu, G. (eds.), *Proceedings of the 2nd International Workshop on Invasive Plants in the Mediterranean Type Regions of the World* (Trabzon, Turkey, 02-06 August 2010): 22-23. [http://archives.eppo.int/MEETINGS/2010_conferences/ias_trabzon/Proceedings_Trabzon_Workshop.pdf].

- Tinchieri, G. 1909. Arboricole di Sicilia (Tav. III). *Bullettino dell'Orto Botanico della Regia Università di Napoli* 2(2): 261-282.
- Traveset, A., Brundu, G., Carta, L., Mprezetou, I., Lambdon, 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. *Biological Invasions* 10: 847-858.
- Verloove, F. & Reyes-Betancort, J.A. 2011. Additions to the flora of Tenerife (Canary Islands, Spain). *Collectanea Botanica* 30: 63-78.
- Vilà, M., Meggaro, Y. & Weber, E. 1999. Preliminary analysis of the naturalized flora of northern Africa. *Orsis*, 14: 9-20.
- Vilà, M., Tessier, M., Suehs, C.M., Brundu, G., Carta, L., Galanidis, A., Lambdon, P., Manca, M., Médail, F., Moragues, E., Traveset, 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. *Journal of Biogeography* 33: 853-861.
- Villari, R. & Zaccone, R. 1999. *Paraserianthes lophantha* (Willd.) J. Nielsen (Mimosaceae) a new alien species naturalised to Sicily. *Flora Mediterranea* 9: 287-290.
- Werner, C., Peperkorn, R., Mágua, C. & Beyschlag, W. 2008. Competitive balance between the alien invasive *Acacia longifolia* and native Mediterranean species. In: Tokarska-Guzik, B., Brock, J.H., Brundu, G., Child, L., Daehler, C.C. & Pyšek, P. (eds.), *Plant invasions: Human perception, ecological impacts and management*: 261-275. Backhuys Publishers, Leiden.
- Whibley, D.J.E. & Symon, D.E. 1992. Acacias of South Australia. Revised 2nd ed. Government Printer. South Australia.
- Witkowski, E.T.F. 1991a. Effects of invasive alien acacias on nutrient cycling in the coastal lowlands of the Cape fynbos. *Journal of Applied Ecology* 28: 1-15.
- Witkowski, E.T.F. 1991b. Growth and competition between seedlings of *Protea repens* (L.) L. and the alien invasive, *Acacia saligna* (Labill.) Wendl. in relation to nutrient availability. *Functional Ecology* 5: 101-110.
- Zodda, G. 1903. Di alcuni nuovi casi teratologici. *Malpighia* XVII: 492-511.

4.4 Primo caso di naturalizzazione di *Pinus canariensis* C. Sm. (Pinaceae) per la Sicilia e prima stazione di *Acacia cyclops* G. Don (Fabaceae) sull'isola maggiore*

RIASSUNTO

Nella Riserva Naturale Orientata “Foce del Fiume Platani” (Sicilia meridionale) sono stati registrati il primo caso di naturalizzazione di *Pinus canariensis* (Pinaceae) per il territorio regionale ed il primo di *Acacia cyclops* (Fabaceae) per l'isola maggiore. Vengono inoltre fornite informazioni supplementari sulla demografia e sulla distribuzione di entrambe le specie nei rimboschimenti dell'area protetta, nonché una previsione del loro grado di invasività alla luce dei dati scientifici già pubblicati.

Parole chiave: aliene, Mediterraneo, pino delle Canarie, spontaneizzazione

SUMMARY

First case of naturalization of Pinus canariensis in Sicily and first population of Acacia cyclops on the main island. Both cases of naturalization have been recorded within the Nature Reserve “Foce del Fiume Platani” (S Sicily). Additional information on the demography and distribution of both species within the afforestations of the protected area are provided, as well as a forecast of their invasive attitudes according to scientific literature.

Key words: alien plants, Canary Island pine, Mediterranean basin, naturalization

Durante indagini di campo condotte nel dicembre del 2012 in seno ad una più ampia ricerca sulle specie legnose esotiche presenti in Sicilia, è stato possibile accettare il primo caso di naturalizzazione di *Pinus canariensis* C. Sm. (Pinaceae) per il territorio regionale ed il primo di *Acacia cyclops* G. Don (Fabaceae) per l'isola maggiore. Entrambe le xenofite sono state osservate allo stato spontaneo nella Riserva Naturale Orientata “Foce del Fiume Platani” (comuni di Ribera e Cattolica Eraclea, Provincia di Agrigento). Allo scopo di documentare adeguatamente la presente segnalazione, un campione essiccato delle due specie è stato depositato presso l'*Herbarium Mediterraneum* di Palermo. L'etichetta che accompagna ciascun reperto reca le medesime informazioni, ovvero: “R.N.O. Foce del Fiume Platani, sottobosco di un rimboschimento in aree retrodunali, 10 m s.l.m., coord. 37°23'54.91'' N e 13°16'17.36'' E, 11.XII.2012, T. La Mantia & E. Badalamenti”.

Più in dettaglio, i circa 25 individui nati da seme censiti per entrambe le specie partecipano alla formazione del sottobosco su una porzione di rimboschimento ampia circa 1 ettaro, il cui

* Articolo pubblicato su “*Il Naturalista siciliano*”, 2013, S. IV, XXXVII(2): 497-503. Autori: Badalamenti E., La Mantia T. & Pasta S.

strato arboreo risulta dominato dallo stesso *P. canariensis* e da *Acacia saligna* (Labill.) H.L. Wendl.. Gli interventi di forestazione vennero realizzati nel biennio 1952/1953 con lo scopo di creare una barriera frangivento per arrestare l'avanzamento delle dune (TERRASI, 2002) secondo un criterio di intervento molto comune in quel periodo (LA MANTIA, 2011).

Acacia cyclops G. Don

Questo piccolo albero di origine australiana fu introdotto in Sicilia agli inizi del secolo scorso (BORZÌ *et al.*, 1911); successivamente esso è stato utilizzato solo sporadicamente nei rimboschimenti di zone costiere in ragione della sua notevole resistenza all'aridità (GILL, 1985; LA MANTIA, 2011). Come già riscontrato a Lampedusa e Linosa, dove il processo di rinnovazione naturale di questa leguminosa, innescatosi già circa 15 anni fa, sembra aver avuto un'improvvisa accelerazione solo nel corso degli ultimi anni (PASTA *et al.*, 2012), alla foce del Platani i semenzali di *A. cyclops* sembrano essersi affermati da non più di 2-3 anni (gli individui più sviluppati non oltrepassano 1-1,5 m d'altezza: cfr. Fig. 1).

La nuova stazione di *A. cyclops* ricade in un'area soggetta a bioclima termo-mediterraneo; ciò evidenzia il potenziale invasivo della specie in siti soggetti ad uno stress termo-idrico meno intenso e prolungato rispetto a quanto registrato alle Pelagie. Il fatto che gran parte degli individui nati da seme mostri una distribuzione del tutto casuale e sia nata a distanze talora significative dalle poche piante madri conferma l'efficace strategia di dispersione dell'acacia, probabilmente veicolata dagli uccelli come in altre regioni del mondo (GLYPHIS *et al.*, 1981; GILL, 1985). Si evidenzia la necessità di attuare un attento monitoraggio di questa specie, prevedendone l'eventuale eradicazione sistematica nel breve periodo, giacché *A. cyclops* figura tra le più temibili e diffuse specie invasive delle comunità pre-forestali sudafricane come il *fynbos*, affine alla nostra macchia mediterranea (HENDERSON, 2007).



Fig.1 – Rinnovazione spontanea di *Acacia saligna* (a destra) ed *A. cyclops* (a sinistra).

Pinus canariensis C. Sm.

Si tratta di un albero endemico delle Isole Canarie, dove si riscontra - talora con ruolo di specie legnosa dominante - in contesti ecologici differenti, partecipando a formazioni forestali sia pure sia miste lungo un *range* altitudinale e climatico molto ampio da 500 sino a 2.100 m s.l.m., in contesti caratterizzati da precipitazioni medie annue comprese tra 200 e 2.000 mm (FERNÁNDEZ-PALACIOS & DE NICOLÁS, 1995; CLIMENT *et al.*, 2004; GRILL *et al.*, 2004). Nei secoli passati l'eccessivo sfruttamento delle risorse forestali delle isole Canarie ha comportato la notevole frammentazione dell'areale originario di questa conifera (DEL ARCO AGUILAR *et al.*, 1992), che pertanto figura tra le specie minacciate nelle liste della IUCN (FARJON, 2006). Ciò sembra aver avuto importanti conseguenze sulla struttura demografica dei popolamenti superstiti (con pochi alberi vetusti) ma non ne ha compromesso la diversità genetica (GÓMEZ *et al.*, 2003; CLIMENT *et al.*, 2006).

Come del resto altrove nel Mediterraneo (ROUSSIS *et al.*, 1995; FERNANDES *et al.*, 2008), in Italia il pino delle Canarie è stato utilizzato di rado nei rimboschimenti della fascia termo-

mediterranea a partire dagli anni Cinquanta del secolo scorso (CIANCIO *et al.*, 1982; QUÉZEL & MÉDAIL, 2003), generalmente insieme ad altre conifere alloctone (BERNETTI, 1995). A tal proposito va rimarcato come l'Italia sia l'unico paese europeo per il quale GAUSSEN *et al.* (1964) riportino esplicitamente la coltivazione di *Pinus canariensis* per la produzione legnosa, sebbene sia stato impiegato per lo più su piccole superfici e in impianti a carattere sperimentale (PAVARI & DE PHILIPPIS, 1941; CIANCIO *et al.*, 1982). In Sicilia la sua presenza è attestata da oltre un secolo (TERRACCIANO, 1897), ma sino ad oggi il suo utilizzo è stato piuttosto limitato (CAMERANO *et al.*, 2011).

La presente nota permette di documentare il primo caso di spontaneizzazione della specie in Sicilia, nonché il secondo per l'Italia e per l'Europa, dove questa conifera esotica è riportata come casuale per la sola Liguria (CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2010). Rispetto agli altri pini comunemente impiegati negli interventi di riforestazione in Sicilia, *P. canariensis* è facilmente riconoscibile per la caratteristica sagoma piramidale delle chiome, nonché per la presenza di aghi molto lunghi (c. 25 cm: TAPIAS *et al.*, 2004) disposti in fascetti di tre. Benché sfuggito alla coltivazione in Australia (RICHARDSON & HIGGINS, 1998) e Nuova Zelanda (HEENAN *et al.*, 2002), ad oggi l'unico caso significativo di naturalizzazione di *P. canariensis* riguarda il Sud Africa (RICHARDSON & HIGGINS, 1998; MORAN *et al.*, 2000), dove tuttavia non figura fra le specie di pino più invasive (RICHARDSON *et al.*, 1990, 1994; HENDERSON, 2007).

Come osservato per *Acacia cyclops*, il locale processo di naturalizzazione di *Pinus canariensis* appare piuttosto recente. Sulla base dell'elevato tasso di accrescimento giovanile noto dalla letteratura (CLIMENT *et al.*, 2004), la statura osservata (ca. 3 m) nei giovani individui di maggiori dimensioni (Fig. 2) consente di attribuire loro due anni di vita.



Fig.2 – I giovani pini delle Canarie colonizzano sia le radure sia il denso sottobosco.

La presenza di gemme avventizie sia sul fusto principale sia sul colletto radicale consente al pino delle Canarie di emettere getti epicormici sin dallo stadio di semenzale (CLIMENT *et al.*, 2004; FERNANDES *et al.*, 2008). Questa caratteristica vegetativa, presente soltanto in poche altre specie congenerei, nessuna delle quali autoctona del Mediterraneo (CLIMENT *et al.*, 2004; TAPIAS *et al.*, 2004), conferisce alla specie una peculiare resilienza a fattori di disturbo come il taglio o il passaggio del fuoco. Ancora, *Pinus canariensis* è specie serotina, ovvero trattiene gli strobili a maturazione, e possiede una strategia di dispersione mista (barocoria + anemocoria: ARÉVALO *et al.*, 2005). Entrambi questi adattamenti si mostrano particolarmente utili nelle fasi post-incendio (HABROUK *et al.*, 1999), permettendo alla specie di colonizzare le aree percorse dal fuoco più rapidamente di altre. L'insieme di queste caratteristiche rende plausibile la futura diffusione di *P. canariensis* nelle aree rimboschite soggette ad incendi frequenti.

La Riserva Naturale Orientata Foce del Fiume Platani è teatro di altri casi di naturalizzazione. Ad esempio, essa ospitava nuclei sparsi di *Myoporum insulare* R. Br. (Scrophulariaceae) adulti nati da seme già nel 2002, mentre oggi *Acacia saligna* mostra un comportamento addirittura invasivo, sia per la diffusione ed il vigore degli individui sia per la loro capacità di costituire densi popolamenti monofitici chiusi e sempre più grandi, all'interno dei quali crescono pochissime specie autoctone.

I processi diffusi di naturalizzazione ed invasione di specie forestali alloctone all'interno di quest'area demaniale assumono pertanto un significato emblematico per le loro ricadute gestionali. Se i modi ed i tempi della diffusione delle quattro principali xenofite naturalizzate sono ancora del tutto imprevedibili, è infatti indubbio che la colonizzazione del soprassuolo di cui sono protagoniste interferisce già in maniera significativa con le possibilità di ingresso e di affermazione delle specie legnose native nel sottobosco, inibendo i locali processi di successione progressiva e impedendo la formazione di consorzi pre-forestali in equilibrio con le potenzialità della vegetazione locale.

Ringraziamenti - Questa ricerca è stata realizzata nell'ambito del programma 2011/2012 "Valutazione della plasticità fenotipica di specie invasive del genere *Acacia* in ambienti mediterranei" realizzato in collaborazione tra CNR (Consiglio Nazionale delle Ricerche, IBAF di Porano) e FCT (Fundação para a Ciência e a Tecnologia, Lisbona). Un sentito ringraziamento va al personale dell'Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana, Ente Gestore della Riserva e in particolare a G. Di Miceli, G. Marrone, A. Vanadia, O. Campo, F. Gazzitano e A. La Barbera. Ringraziamo inoltre l'anonimo referee per i suggerimenti utili a migliorare la qualità della nota.

BIBLIOGRAFIA

- ARÉVALO J.R., NARANJO-CIGALA A. & SALAS PASCUAL M., 2005. Regeneration in a mixed stand of native *Pinus canariensis* and introduced *Pinus pinea* species. *Acta Oecologica*, 28: 87-94.
- BAZAN G. & SPECIALE M., 2002. Processi di spontaneizzazione in Sicilia di *Acacia saligna* (Mimosaceae, Magniolophyta). *Quad. Bot. ambientale appl.*, 12 (2001): 99-100.
- BERNETTI G., 1995. Selvicoltura speciale. UTET, Torino, 415 pp.
- BORZÌ A., BALDACCI A., MATTEI G.E., TROPEA A., RICCOBONO V. & RICCOBONO A., 1911. Semina anni MCMXI quae pro mutua commutuatione offeruntur. *Boll. R. Orto Bot. Giard. Colon. Palermo*, X (1-2-3, Appendix): 85 pp.
- CAMERANO P., CULLOTTA S. & VARESE P. (a cura di), 2011. Strumenti conoscitivi per la gestione delle risorse forestali della Sicilia. Tipi Forestali. *Regione Siciliana*, 192 pp.
- CELESTI-GRAPOW L., PRETTO F., CARLI E. & BLASI C. (a cura di), 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. *Casa Ed. Università La Sapienza*, Roma, 208 pp.
- CIANCIO O., MERCURIO R. & NOCENTINI S., 1981-1982. Il pino delle Canarie (*Pinus canariensis* Smith). *Ann. Ist. sperim. Selvicoltura*, 12-13: 265-292.
- CLIMENT J., CHAMBEL M.R., LÓPEZ R., MUTKE S., ALÍA R. & GIL L., 2006. Population divergence for heteroblasty in the Canary Island pine (*Pinus canariensis*, Pinaceae). *Am. J. Bot.*, 93 (6): 840-848.
- CLIMENT J., TAPIAS R., PARDOS J. & GIL L., 2004. Fire adaptations in the Canary Islands pine (*Pinus canariensis*). *Plant Ecol.*, 171: 185-196.

- DEL ARCO AGUILAR M.J., PÉREZ DE PAZ P.L., RODRÍGUEZ DELGADO O., SALAS M. & WILDPRET DE LA TORRE W., 1992. Atlas Cartográfico de los Pinares Canarios II: Tenerife. *Gobierno de Canarias, Consejería de Política Territorial*, Santa Cruz de Tenerife.
- FARJON A., 2006. *Pinus canariensis*. In: IUCN (a cura di), “Red List of Threatened Species” (www.iucnredlist.org, ultimo accesso: 12 ottobre 2012).
- FERNANDES P.M., VEGA J.A., JIMÉNEZ E. & RIGOLOT E., 2008. Fire resistance of European pines. *For. Ecol. Manage.*, 256 (3): 246-255.
- FERNÁNDEZ-PALACIOS J.M. & DE NICOLÁS J.P., 1995. Altitudinal pattern of vegetation variation on Tenerife. *J. Veg. Sci.*, 6: 183-190.
- GAUSSEN H., HEYWOOD V.H. & CHATER A.O., 1964. *Pinus L.* In: Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Valentine D.H., Walters S.M., Webb D.A. (Eds.), Ball P.W., Chater A.O. (Coll.), “Flora Europaea”. Cambridge University Press, Cambridge, London, New York, Melbourne. Vol. 1 (Lycopodiaceae to Platanaceae).
- GILL A.M., 1985. *Acacia cyclops* G. Don (Leguminosae: Mimosaceae) in Australia: distribution and dispersal. *J. Roy. Soc. W. Aust.*, 67: 59-65.
- GLYPHIS J.P., MILTON S.J. & SIEGFRIED W.R., 1981. Dispersal of *Acacia cyclops* by birds. *Oecologia*, 48: 138-141.
- GÓMEZ A., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ S.C., COLLADA C., CLIMENT J. & GIL L., 2003. Complex population genetic structure in the endemic Canary Island pine revealed using chloroplast microsatellite markers. *Theor. Appl. Genet.*, 107 (6): 1123-1131.
- GRILL D., TAUSZ M., PÖLLINGER U., SOLEDAD JIMÉNEZ M. & MORALES D., 2004. Effects of drought on needle anatomy of *Pinus canariensis*. *Flora*, 199: 85-89.
- HABROUK A., RETANA J. & ESPELTA J.M., 1999. Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfires. *Plant Ecol.*, 145: 91-99.
- HEENAN P.B., DE LANGE P.J., CAMERON E.K. & CHAMPION P.D., 2002. Checklist of dicotyledons, gymnosperms, and pteridophytes naturalised or casual in New Zealand: additional records 1999-2000. *New Zealand J. Bot.*, 40 (2): 155-174.
- HENDERSON L., 2007. Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). *Bothalia*, 37 (2): 215-248.
- LA MANTIA T., 2011. I rimboschimenti delle dune. Pp. 97-109 in: Lentile R., Rühl J., La Mantia T., Massa B. (a cura di), I cambiamenti nell’ecosistema della Riserva Naturale di Vendicari e gli effetti sull’avifauna. Ed. Danaus, Palermo.
- MORAN V. C., HOFFMANN J.H., DONNELLY D., VAN WILGEN B.W. & ZIMMERMANN H.G., 2000. Biological control of alien, invasive pine trees (*Pinus* species) in South Africa. Pp. 941-953 in: Spencer N.R. (ed.), *X International Symposium on Biological Control of Weeds*, Bozeman, Montana, USA, Montana State University. URL: <http://www.invasive.org/publications/xsymposium/proceed/13pg941.pdf>

- PASTA S., BADALAMENTI E. & LA MANTIA T., 2012. *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don (Leguminosae) in Italy: first cases of naturalization. *Anales Jard. Bot. Madrid*, 69 (2): 193-200.
- PAVARI A. & DE PHILIPPIS A., 1941. La sperimentazione di specie forestali esotiche in Italia. Risultati del primo ventennio. *Annali della sperimentazione agraria*, Vol. XXXVIII, 646 pp.
- QUEZEL P. & MEDAIL F., 2003. Écologie et biogéographie des forêts du Bassin Méditerranéen. Elsevier, Paris, 571 + ipp.
- RICHARDSON D.M., COWLING R.M. & LE MAITRE D.C., 1990. Assessing the risk of invasive success in *Pinus* and *Banksia* in South African mountain fynbos. *J. Veg. Sci.*, 1 (5): 629-642.
- RICHARDSON D.M. & HIGGINS S.I., 1998. Pines as invaders in the Southern Hemisphere. Pp. 450-473 in: Richardson D.M. (ed.), Ecology and Biogeography of *Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- RICHARDSON D.M., WILLIAMS P.A. & HOBBS R.J., 1994. Pine invasions in the Southern Hemisphere-determinants of spread and invasibility. *J. Biogeogr.*, 21: 511-527.
- ROUSSIS V., PETRAKIS P.V., ORITZ A. & MAZOMENOS B.E., 1995. Volatile constituents of needles of five *Pinus* species grown in Greece. *Phytochemistry*, 39 (2): 357-361.
- TAPIAS R., CLIMENT J., PARDOS J.A. & GIL L., 2004. Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecol.*, 171: 53-68.
- TERRACCIANO A., 1897. Osservazioni fenologiche. *Bollettino del R. Orto Botanico di Palermo*, vol. I (I): 29-39.
- TERRASI R., 2002 (ined.). Analisi dei processi evolutivi della vegetazione nella Riserva Naturale Orientata “Foce del Fiume Platani”. Tesi di laurea in Scienze Forestali e Ambientali, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Palermo (relatore T. La Mantia), 33 pp.

4.5 The recent spread of the invasive woody alien plant *Melia azedarach* L. (Meliaceae) in Sicily*

SUMMARY

This paper aims at reporting the ongoing process of naturalization of *Melia azedarach* L. in Sicily. In fact, over half a century after the first detection of spontaneous self-sown seedlings, an abrupt increase of naturalization cases has been recorded by the authors during the last twenty years. More in detail, *M. azedarach* successfully colonized many suburban lowland areas along the coasts of the island which are characterised by thermo-Mediterranean bioclimate. According to both field and literature data, a gradual spread of *M. azedarach* in the island can be expected, although it is not possible to predict the speed with which this will occur. Historical information on its introduction at global and local scales and on the traditional use of its seeds is provided, too.

Key-words: Alien flora, biological invasions, Mediterranean, introduction history

RIASSUNTO

La recente diffusione della specie legnosa invasiva Melia azedarach L. (Meliaceae) in Sicilia. Con questo contributo si intende descrivere il processo di naturalizzazione in corso di cui è protagonista *Melia azedarach* L. in Sicilia. Infatti, oltre mezzo secolo dopo la prima segnalazione di plantule nate da seme spontaneamente, gli autori hanno registrato un brusco incremento dei casi di naturalizzazione nel corso dell'ultimo ventennio. Più in dettaglio, *M. azedarach* ha colonizzato con successo molte aree suburbane di bassa quota lungo le coste dell'isola interessate da un bioclima di tipo termo-mediterraneo. Sulla base dei dati di campo e delle informazioni tratte dalla letteratura consultata, ci si può aspettare una graduale diffusione di *M. azedarach* sull'isola, sebbene non sia possibile prevedere la rapidità con cui tale processo avrà luogo. Vengono inoltre fornite informazioni sulla sua introduzione su scala globale e locale e sull'uso tradizionale dei suoi semi.

Parole-chiave: Flora aliena, invasioni biologiche, Mediterraneo, storia dell'introduzione

* Articolo pubblicato su “*Il Naturalista siciliano*”, 2013, S. IV, XXXVII(2): 505-513. Autori: Badalamenti E., Cusimano D., La Mantia T. & Pasta S.

FOREWORD

This paper aims at reporting and commenting the ongoing process of naturalization of *Melia azedarach* L. (Meliaceae) in Sicily, preferring urban and suburban coastal areas (e.g. roadsides, artificial water canals, dump places, abandoned quarries, disturbed scree), up to 200 m a.s.l., mostly subject to thermo-Mediterranean climatic conditions (Table 1).

ORIGIN AND ECOLOGY OF *MELIA AZEDARACH*

M. azedarach is considered to be native to S-SE Asia and N Australia (GISD, 2006; CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2009). In China it takes part to mixed broadleaved forest communities, but it also colonizes field edges and roadsides, from 500 m up to 2,100 m a.s.l. (HUA & MABBERLEY, 2008). Plenty of different vernacular names (e.g. Chinaberry tree, Bead tree, Persian lilac) testify the long history of introduction of this medium-sized deciduous tree; for instance, it has been held as sacred in all S Asia from Persia to Malaysia. After about two hundred years of being introduced in other continents, its present distribution range includes many countries with tropical, subtropical and warm-temperate climate of the entire American continent, from Florida to Argentina (LANGELAND & BURKS, 1998; TOURN *et al.*, 1999; ZALBA & VILLAMIL, 2002), Philippines, Hawaii and Cuba (COWEN, 1965) and several areas subject to Mediterranean climate, such as S Africa and some parts of Palestine and N Africa (VILÁ *et al.*, 1999; DANIN, 2000; HENDERSON, 2007). The species requires rather warm average annual temperatures ($\geq 18^{\circ}\text{C}$) and no less than 600 mm of yearly rainfall amount (RUSKIN, 1983).

INVASIVE BEHAVIOUR AND ECONOMIC IMPACTS

Many are the biological traits of *M. azedarach* which explain its invasive success worldwide. First of all, its fast and effective seed dispersal strategy seems to have played a critical role in the spreading of Chinaberry tree outside its native area. In fact, sexual reproduction starts very early, just 2-3 years after birth, when plants still have a small shrub habit (DIRR, 1998). Seed production is extremely abundant and mature fruits are released from trees up to 12 months after ripening, thus improving the dissemination performance exploiting the most suitable climatic conditions for germination. Moreover, the seeds maintain viability for more than two years, even under severe dehydration (HONG & ELLIS, 1998). However, the speed and effectiveness of the invasive process achieved by *M. azedarach* is strongly influenced by the abundance and the variety of disseminators which feed on its fleshy drupes, i.e. small mammals for short distances, or birds and bats for longer distances (BATCHER, 2000; VOIGT *et al.*, 2011). Thank to its ability to re-sprout both from damaged stumps and roots, *M. azedarach*

azedarach is able to form dense and extensive clonal stands in very short times, thus preventing the entry of native woody species (LANGELAND & BURKS, 1998; TOURN *et al.*, 1999), and making difficult its mechanical control (BATCHER, 2000). Due to its invasive behavior, *M. azedarach* has been included in the Global Invasive Species Database (GISD, 2006), managed by the group of specialists working within the Species Survival Commission (SSC) of the International Union for Conservation of Nature (IUCN). In its secondary distribution range, *M. azedarach* has successfully invaded both open natural habitats like S African savannahs, the Pampas of Argentina and disturbed environments, such as roadsides, but also riparian and forest ecosystems subject to anthropogenic disturbance (LANGELAND & BURKS, 1998; HOOD & NAIMAN, 2000; VAN WILGEN *et al.*, 2001; GHERSA *et al.*, 2002; HENDERSON, 2007). Especially in S Africa, the widespread occurrence of this Asian tree has reached particularly worrying dimensions, so that huge costs will have to be incurred in order to contain its rising spread and the negative ecological impacts (MARAIS *et al.*, 2004; HENDERSON, 2007). In U.S.A., *M. azedarach* has been recently listed among the 14 non-native target species for which the development of focused programs of biological control exploiting the numerous phytophagous enemies which live in its native range is regarded as a priority (DING *et al.*, 2006).

MELIA AZEDARACH IN EUROPE AND IN ITALY

Naturalized in France and former Yugoslavia since half a century (TUTIN, 1968), more recently *M. azedarach* also spread in Iberian Peninsula (NAVARRO ARANDA & MUÑOZ GARMENDIA, 2008), on Canarian islands and Croatia as well as in other Mediterranean countries such as Balearic islands, Cyprus, Israel, Jordan and Malta, while its status is doubtful in Anatolia (Turkey) and Crete (JURY, 2009).

After boiling the fruits, the seeds of Persian lilac, which bear a natural perforation through the centre, were used to make rosaries. Although this popular use is disappearing, in Italy *M. azedarach* is still called “albero dei rosari” or “albero dei paternostri”. Despite being included since long time in the category of naturalized plants (BÉGUINOT & MAZZA, 1916; VIEGI *et al.*, 1974), PIGNATTI (1982) treated it only as a casual. Moreover, CELESTI-GRAPOW *et al.* (2010) report it as fully naturalized for Sicily only and as a casual alien in central and southern Italy (Marche, Latium, Campania and Sardinia). Finally, in a botany forum *M. azedarach* recently figures as naturalized (http://www.actaplantarum.org/ipfi/floraz_comp_map_dist.php?s=8591&m=20) also in Basilicata and Tuscany.

MELIA AZEDARACH IN SICILY: PAST INTRODUCTION, RECENT SPREAD AND INVASION FORECASTS

As concerns *M. azedarach* in Sicily, PITRÈ (1889) calls it “*Pacenza, arvulu di pacenza*” and writes “Simbolo dell’infedeltà coniugale femminile. Un marito becco volontario è chiamato *pacinziusu*” (= Patience, tree of patience, ... Symbol of womanly infidelity. A man who accepts to have been betrayed by his wife is also called *patient*...”). Apart from these picturesque details, the origin of the vernacular name still remains a mystery, also considering that Sicilians still use it referring to many other exotic or ruderal plants such as *Chenopodium botrys* L., *Rumex* spp., *Salix* spp., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, etc. (TROPEA, 1990). Due to its fast growth rate and the good quality of its wood, during XX century *M. azedarach* was considered one of the most promising trees to be cultivated in Sicily in order to improve national cellulose production (PALAZZO, 1956). At Favignana (Egadi Islands, W Sicily) it was planted in order to use its wood as raw material for ship construction (T. La Mantia, *pers. obs.*).

Despite its introduction in Palermo Botanical Garden dates back at least to the second half of XVIII century (UCRIA, 1789), the first signs of naturalization of the species in Sicily were recorded only around 1959, when DI MARTINO & PERRONE (1962) listed it among the epiphytes growing in the city of Palermo. Subsequently, the species was considered as naturalized at regional level, although confined to urban and suburban habitats (CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2010). Although *M. azedarach* is widely used as an ornamental species along the roadsides, the public parks and the private gardens of the cities and the towns of the main island, like San Vito Lo Capo (BERNHARDT & NAUMER, 1987), Palermo (PINTAGRO, 1999), and almost all the circum-Sicilian islands, so far it proved to be naturalized only at Pantelleria (DOMINA & MAZZOLA, 2008). On the other hand, up to now we prevalently observed few self-sown young individuals growing near the parent plants. Such a trend suggests that, at least so far, the main strategy of seed dispersal has been barochory instead of zoolochory. However, the recent colonization of semi-natural open environments suggests the invasive potentialities of the species (Tab. 1). For instance, a regeneration nucleus of about 20 young individuals located at Carini performed abundant fruiting just 4 years after birth; its regular monitoring since January 2011 revealed a very fast growth in terms of biomass and height. The emergence and the establishment of the seedlings of *M. azedarach* is strongly biased by the local co-occurrence of *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. (Fig. 1), whose competitive ability has long been recognized (PASTA *et al.*, 2010).

Table 1 - *Current distribution of M. azedarach in Sicily. DM & P = Di MARTINO & PERRONE (1962); D & M = DOMINA & MAZZOLA (2008); SP = S. Pasta; EB = E. Badalamenti; DC = D. Cusimano; TLM = T. La Mantia; i = isolated individuals; n = nuclei; n.a.i. = no additional information.*

Prov.	Year	Municipality (locality)	Habitat	Data source	Demography
CATANIA	2013	Adrano	Roadsides	TLM	i
PALERMO	1959	Palermo (Policlinico)	Growing as an epiphyte on urban trees	DM & P	i
	1990	Palermo (Boccadifalco and Poggio Ridente)	Abandoned quarries	SP	i
	1991	Palermo (Arenella and Acquasanta)	Dump places and abandoned quarries	SP	n
	1992	Palermo (Cardillo)	Roadsides	SP	i
	1998	Palermo (Villa Tasca and Mezzomonreale)	Roadsides	SP	i
	1999	Palermo (Pizzo Sella)	Abandoned quarries	SP	i
	2008	Palermo (Fondo Micciulla)	Orchards and roadsides	TLM	i
	2010	Palermo (Barcarello, R.N.O. Capo Gallo)	Semi-natural grassland	EB	i
	2013	Palermo (Ciaculli, Partanna-Mondello e Olio di Lino)	Roadsides	TLM & SP	i
	2008	Capaci	Suburban areas	EB	n
	2009	Carini	Suburban areas	EB	n
	2011	Cinisi	Public garden	EB	n
	2011	Monreale	Artificial water canal	EB	i
	2012	Terrasini (SS 113, Km. 301)	Abandoned olive groves	EB	n
	2012	Trappeto (Fosso Carrozza)	Roadsides	DC	i
	2013	Borgetto (SS 186, Km. 21)	Roadsides	EB	i
	2013	Partinico (SS 113, Km. 306)	Roadsides	EB	i
TRAPANI	2006	Pantelleria Is. (near Cala Cinque denti)	Dump places and abandoned quarries	SP	n
	2008	Pantelleria Is.	n.a.i.	D & M	-
	2013	Pantelleria Is. (main town, Khamma, Rekhale, airport)	Suburban areas, roadsides	TLM	i + n
	2010	Màcarri	Roadsides	EB & DC	i
	2010	San Vito Lo Capo (Contrada Timpe Bianche)	Roadsides	EB	n
	2012	Favignana Is.	Orchards	TLM	i



Fig. 1 – Young individuals of *Melia azedarach* gradually spreading in a suburban area of Carini (Palermo province) together with *Pennisetum setaceum*.

At the moment it is difficult to predict with sufficient reliability the rate of the naturalization process of *M. azedarach* in Sicily. Nonetheless, the increasing number of regeneration nuclei observed during the last decades in the whole regional territory may be the prelude of its rapid spread, like it has already happened to many other invasive species (RICHARDSON *et al.*, 2000). Three main factors will probably rule the near future of *M. azedarach* in Sicily, i.e. i) the introduction frequency, ii) the climatic trend, and iii) the interaction with potential disseminators. As concerns the first driving factor, the Persian lilac is still planted for shading and ornamental purposes in many urban and sub-urban areas. Moreover, we believe that *M. azedarach* will be neither limited by natural enemies, as it is well protected by numerous chemical compounds with strong insecticidal (BREUER & DEVKOTA, 1990; CHEN *et al.*, 1996) and nematicidal (NTALLI *et al.*, 2010) properties, nor by climatic constraints, especially if the warming trend recorded on a regional basis over the last 30 years (D'ASARO *et al.*, 2007) will be confirmed.

The invasive behavior of *M. azedarach* may be enhanced if it widens its spectrum of potential dispersers. This may occur, as Sicily hosts many species belonging to the same groups of birds (Passeriformes, Piciformes) and bats (Chiroptera) which disperse *Melia*'s fruits in South Africa (VOIGT *et al.*, 2011); besides, Wood pigeons (*Columba palumbus*, Linnaeus 1758)

feeding on *Melia* have already been observed in the territory of Trabia (Palermo province, Rosa E.B. Carvalho, *pers. comm.*).

Acknowledgements – Part of the data here reported have been carried out by the first author during field investigations within his doctoral thesis in “Sistemi Arborei Agrari e Forestali” (XXIV cycle), Department of Agricultural and Forest Sciences (SAF), University of Palermo. The authors are grateful to the anonymous referee whose suggestions allowed to improve the text.

REFERENCES

- BATCHER M.S., 2000. Element stewardship abstract for *Melia azedarach*. The Natural Conservancy, Arlington, Virginia, 7 pp. <http://www.invasive.org/gist/esadocs/documents/meliaze.pdf> (last access: 30/05/2013).
- BÉGUINOT A. & MAZZA O., 1916. Le avventizie esotiche della flora italiana e le leggi che ne regolano l'introduzione e la naturalizzazione. *N. Giorn. bot. ital.*, 23: 403-465, 495-540.
- BERNHARDT K.-G. & NAUMER E., 1987. Die floristische Zusammensetzung von Alleen und Gehölzreihen in Sizilien. *Bauhinia*, 8(4): 195-207.
- BREUER M. & DEVKOTA B., 1990. Control of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) by extracts of *Melia azedarach* L. (Meliaceae). *J. appl. Entomol.*, 110 (2): 128-135.
- CELESTI-GRAPOW L., ALESSANDRINI A., ARRIGONI P.V., ASSINI S., BANFI E., BARNI E., BOVIO M., BRUNDU G., CAGIOTTI M., CAMARDA I., CARLI E., CONTI F., DEL GUACCHIO E., DOMINA G., FASSETTI S., GALASSO G., GUBELLINI L., LUCCHESE F., MEDAGLI P., PASSALACQUA N., PECCENINI S., POLDINI L., PRETTO F., PROSSER F., VIDALI M., VIEGI L., VILLANI M.C., WILHALM T. & BLASI C., 2009. Inventory of the non-native flora of Italy. *Plant Biosystems*, 143 (2): 386-430.
- CELESTI-GRAPOW L., PRETTO F., CARLI E. & BLASI C. (eds.), 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. *Casa Editrice Università La Sapienza*, Roma, 208 pp.
- CHEN C.C., CHANG S.J., CHENG L.L. & HOU R.F., 1996. Deterrent effect of the chinaberry extract on oviposition of the diamondback moth, *Plutella xylostella* (L.) (Lep., Yponomeutidae). *J. appl. Entomol.*, 120 (3): 165-169.
- COWEN D.V., 1965. Flowering trees and shrubs in India. 4th revised and enlarged edition. *Thacker*, Bombay, xviii + 159 pp.
- DANIN A., 2000. The inclusion of adventive plants in the second edition of Flora Palaestina. *Willdenowia*, 30: 305-314.
- DI MARTINO A. & PERRONE C., 1962. Nuovo contributo alla flora arboricola di Palermo. *Lav. Ist. bot. Giard. colon. Palermo*, 18: 112-202.
- D'ASARO F., AGNESE C., COSTA G. & LAZZARA P., 2007. Analisi regionale delle variazioni a lungo termine di grandezze climatiche in Sicilia. *Convegno AIIA*, 4 pp.

- DING J., REARDON R., WU Y., ZHENG H. & FU W., 2006. Biological control of invasive plants through collaboration between China and the United States of America: A perspective. *Biol. Invasions*, 8 (7): 1439-1450, doi:10.1007/s10530-005-5833-2.
- DIRR M.A., 1998. Manual of woody landscape plants: their identification, ornamental characteristics, culture, propagation and uses (5th ed). *Stipes Publishing*, Champaign, 1187 pp.
- DOMINA G. & MAZZOLA P., 2008. Flora ornamentale delle isole circumsiciliane. *Quad. Bot. ambientale appl.*, 19: 107-119.
- GHERSA C.M., DE LA FUENTE E., SUAREZ S. & LEON R.J.C., 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agr. Ecosyst. & Environ.*, 88 (3): 271-278.
- GISD (= Global Invasive Species Database), 2006. *Melia azedarach*. <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=636&fr=1&sts=sss&lang=EN> (last access 30/05/2013).
- HENDERSON L., 2007. Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). *Bothalia*, 37 (2): 215-248.
- HONG T. & ELLIS R., 1998. Contrasting seed storage behaviour among different species of Meliaceae. *Seed Sci. Technol.*, 26: 77-95.
- HOOD W.G. & NAIMAN R.J., 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecol.*, 148 (1): 105-114.
- HUA P. & MABBERLEY D.J., 2008. *Melia L.* Pp. 130-131 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. <http://flora.huh.harvard.edu/china/PDF/PDF11/Melia.pdf> (last access 15/04/2013).
- JURY S., 2009. Meliaceae. In: Euro+Med Plantbase - the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. <http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed/PTaxonDetail.asp?NameId=25962&PTRefFk=7500000> (last access: 30/05/2013).
- LANGELAND K.A. & BURKS K.C. (eds.), 1998. Identification and biology of non-native plants in Florida's natural areas. *University of Florida*, Gainesville: 96-97. http://www.fleppc.org/ID_book/melia%20azederach.pdf (last access: 15/04/2013).
- MARAIS C., VAN WILGEN B.W. & STEVENS D., 2004. The clearing of invasive alien plants in South Africa: a preliminary assessment of costs and progress. *S. Afr. J. Sci.*, 100: 97-103.
- NAVARRO ARANDA C. & MUÑOZ GARMENDIA F. (eds.), 2008. Meliaceae. *Flora iberica*, 9 (1): 1-4. (http://www.floraiberica.es/floraiberica/texto/borradores/vol_IX/09_119_00_Meliaceae.pdf).
- NTALLI N.G., COTTIGLIA F., BUENO C.A., ALCHÉ L.E., LEONTI M., VARGIU S., BIFULCO E., URANIA MENKISSOGLU-SPIROUDI U. & CABONI P., 2010. Cytotoxic tirucallane triterpenoids from *Melia azedarach* fruits. *Molecules*, 15: 5866-5877, doi:10.3390/molecules15095866.
- PALAZZO F.C., 1956. Quaderno n. 2. Centro sperimentale E. Paternò per l'Industria della cellulosa della carta e delle fibre tessili. *Tip. S. Pezzino e F.*, Palermo, 126 pp.

- PASTA S., BADALAMENTI E. & LA MANTIA T., 2010. Tempi e modi di un'invasione incontrastata: *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. (Poaceae) in Sicilia. *Naturalista sicil.*, 34: 487-525.
- PIGNATTI S., 1982. Flora d'Italia. *Edagricole*, Bologna, Vol. 2: 56.
- PINTAGRO M., 1999. Arborea. La storia di Palermo in cento alberi illustri. *Helix Media Editore*, 160 pp.
- PITRÈ G., 1889. Usi e costumi credenze e pregiudizi del popolo siciliano. Vol. 3. Ristampa (1978). *Casa Editrice il Vespro*, 520 pp.
- 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.
- RUSKIN F.R., 1983. Firewood crops. Shrub and tree species for energy production. Vol. 2. BOSTID Report No. 40. *National Academy Press*, Washington DC, USA, vii + 92 pp., 36 pl., http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNAAP479.pdf.
- TOURN G.M, MENVIELLE M.F., SCOPEL A.L. & PIDAL B., 1999. Clonal strategies of a woody weed: *Melia azedarach*. *Plant and Soil*, 217: 111-117.
- TROPEA G. (a cura di), 1990. Vocabolario siciliano. Vol. III (N-Q). *Centro di Studi Filologici e Linguistici siciliani Opera del Vocabolario Siciliano*, Palermo-Catania, xxvii + 4 tavv. f.-t. +1063 pp.
- TUTIN T.G., 1968. *Melia*. P. 231 in: Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb D.A. (eds.), Flora Europaea, vol. 2. *Cambridge University Press*, Cambridge.
- UCRIA (DA) B., 1789. Hortus Regius Panormitanus aere vulgaris anno MDCCCLXXX noviter extructus septoque ex indigenis, exoticisque plerisque complectens plantas, etc. *Typis Regiis*, Panormi, 498 pp.
- VAN WILGEN B.W., RICHARDSON D.M., LE MAITRE D.C., MARAIS C. & MAGADLELA D., 2001. The economic consequences of alien plant invasions: example of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. *Environment, Development and Sustainability*, 3: 145-168.
- VIEGI L., CELA RENZONI G. & GARBARI F., 1974. Flora esotica d'Italia. *Lav. Soc. ital. Biogeogr.*, 4 (1973): 125-220.
- VILÀ M., MEGGARO Y. & WEBER E., 1999. Preliminary analysis of the naturalized flora of northern Africa. *Orsis*, 14: 9-20.
- VOIGT F.A., FARWIG N. & JOHNSON S.D., 2011. Interactions between the invasive tree *Melia azedarach* (Meliaceae) and native frugivores in South Africa. *J. trop. Ecol.*, 27: 355-363, doi:10.1017/S0266467410000702.
- ZALBA S.M & VILLAMIL C.B, 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biol. Invasions*, 4: 55-72.

4.6 Primi casi di naturalizzazione del noce nero (*Juglans nigra* L.) (Juglandaceae) in Sicilia*

*First cases of naturalization of black walnut (*Juglans nigra* L.) (Juglandaceae) in Sicily*

Parole chiave: aliene, dispersione dei semi

Key words: alien plants, seed dispersal

Il noce nero (*Juglans nigra* L.) è una latifoglia originaria degli Stati Uniti centro-orientali. Introdotta in Europa sin dal 1629 e in Italia dal 1760 (FENAROLI, 1973), sebbene “La sperimentazione per un impiego a fini forestali fu iniziata nel 1923 dalla Stazione Sperimentale di Selvicoltura con la costituzione di 18 parcelle” (CIANCIO *et al.*, 1981-82). Queste parcelle vennero in seguito sopprese (PAVARI & DE PHILIPPIS, 1941) e nuove parcelle vennero realizzate dal 1970 dall’Istituto Sperimentale per l’Assestamento Forestale di Trento (CIANCIO *et al.*, 1981-82). Secondo UOTILA (2011) è specie tuttora coltivata in Austria, Bielorussia, Croazia, Danimarca, Germania, Lituania, Moldavia, Repubblica Ceca, Romania, Russia, Slovacchia e Ucraina, mentre secondo FENAROLI (1973) impianti di noce nero erano presenti nella prima metà del XX secolo anche in Belgio, Olanda, Svezia meridionale, Svizzera e nella regione del Caucaso. Nonostante una lunga storia di sfruttamento su scala continentale per produrre legname pregiato, e sebbene già all’inizio del secolo scorso Pardé (1921 in PAVARI & DE PHILIPPIS, 1941) riportasse la rinnovazione spontanea del noce nero nell’arboreto di Les Barres in Francia, ad oggi il noce nero risulta naturalizzato soltanto in Spagna (GREUTER *et al.*, 1986) ed in Portogallo (DE ALMEIDA & FREITAS, 2006), mentre si comporta come avventizia casuale da circa 60 anni nell’Italia centro-settentrionale (MERENDI, 1956), dove oggi si conoscono casi di avventiziato in Piemonte, Lombardia, Trentino, Friuli-Venezia Giulia, Emilia-Romagna, Toscana e Umbria (CONTI *et al.*, 2005; CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2010), e da almeno un decennio a questa parte in Repubblica Ceca (PYŠEK *et al.*, 2002), Polonia (MIREK *et al.*, 2002), Ungheria (MIHÁLY & BOTTA-DUKÁT, 2004), Gran Bretagna (CLEMENT, 2006; BULL, 2007), Belgio e Francia nord-occidentale (VERLOOVE, 2011) e, forse, nell’area ellenica (isole greche dell’Egeo, Creta e Grecia: STRID & TAN, 1997) ed in Slovenia (MARTINČIČ, 1999). Nelle regioni italiane e nei Paesi europei in cui si è naturalizzato, *Juglans nigra* mostra una marcata preferenza per le sponde dei fiumi, sfruttando contesti ecologicamente affini a quelli

* Articolo pubblicato su “*Il Naturalista siciliano*”, 2013, S. IV, XXXVII(2): 667-670. Autori: Termine R., Badalamenti E., Pasta S. & La Mantia T.

del suo areale primario, dove esso appare legato a stazioni caratterizzate da un clima temperato caldo con stagioni umide e periodo siccioso ridotto o nullo e suoli piuttosto profondi, freschi e fertili (DE PHILIPPIS, 1935; VICTORY *et al.*, 2006). In Sicilia, dove era già coltivato oltre duecento anni fa (UCRIA, 1789), questo albero è stato impiegato a scopi prevalentemente ornamentali. In questi ultimi decenni se ne è sperimentato ripetutamente l'utilizzo, con risultati del tutto fallimentari, negli impianti di arboricoltura da legno (LA MANTIA *et al.*, 2004). Il primo caso di naturalizzazione di *Juglans nigra* in Sicilia, avvenuto alla fine degli anni '90 del XX secolo a seguito della disseminazione di un individuo adulto che cresce all'interno della Fossa della Garofala al Parco d'Orléans ($38^{\circ}06'14.21''$ N; $13^{\circ}20'54.90''$ E), è stato frustrato dalle pratiche di manutenzione ordinaria del verde ornamentale della cittadella universitaria, che prevedono il taglio sistematico della vegetazione erbacea e hanno provocato la regolare eliminazione delle giovani piantine, incapaci di ricacciare (F. G. Crescimanno, *com. pers.*). Più recentemente (R. Termine e T. La Mantia, 19 ottobre 2012) è stato osservato un secondo caso di naturalizzazione del noce nero nella zona B della Riserva Naturale Speciale "Lago di Pergusa" (provincia di Enna) dove è presente un individuo adulto alto 16 m e con un diametro alla base di oltre 40 cm che cresce all'interno del Parco "Proserpina" ($37^{\circ}31'16.49''$ N, $14^{\circ}18'23.04''$ E), area boscata di 2,5 ettari gestita dall'Ufficio Provinciale di Enna dell'Azienda Foreste Demaniali e caratterizzata da una presenza significativa di specie alloctone (19 in totale: TERMINE, 2013). Nonostante le piante nate da seme vengano decimate dalle medesime pratiche di controllo meccanico delle erbe infestanti, una decina di giovani individui sono cresciuti all'interno di siepi costituite da *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton. Le piantine nate da seme hanno in media un diametro di 5 cm. Sebbene il processo di naturalizzazione sia appena avviato, diverse considerazioni inducono a monitorare con regolarità l'andamento demografico dei nuclei censiti, in particolare quello del Parco "Proserpina". Infatti, il sito di Pergusa rappresenta un contesto particolarmente favorevole per le latifoglie decidue di ambienti freschi, come suggerisce la locale diffusione del corniolo, *Cornus sanguinea* L., specie estremamente rara su tutto il territorio regionale (GIARDINA *et al.*, 2007). Verosimilmente ciò dipende sia dal ruolo di volano termico giocato dal corpo idrico sia dal valore relativamente elevato delle precipitazioni piovose annue (media annua 2002-2012: 802,8 mm) che da quello piuttosto basso della temperatura media annua (media annua 2002-2012: 14,8 °C) (Tab. 1).

Tab. 1 – Lago di Pergusa: regime annuo dei valori medi mensili (anni 2002-2012) delle precipitazioni piovose (mm) e delle temperature (°C) (da TERMINE, 2013).

	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic
mm	100,7	88,3	79,2	70,7	26,0	25,3	28,2	15,5	69,7	96,0	68,1	135,0
°C	6,5	6,3	9,0	12,0	16,4	21,9	25,2	24,7	20,2	16,0	11,6	8,2

Inoltre, anche se allo stato attuale il noce nero mostra scarse capacità di disseminazione a distanza, non si può escludere a priori che la ghiandaia (*Garrulus glandarius* L. 1758) e/o il topo quercino (*Elyomis quercinus* L. 1766), specie localmente presenti, non stiano già facilitando o non possano facilitare la sua dispersione nel prossimo futuro. Tale ipotesi appare avvalorata dal fatto che in Gran Bretagna (CLEMENT, 2006) i protagonisti della dispersione del noce nero sono gli scoiattoli (*Sciurus vulgaris*), attraverso la nota strategia della *food-relocation* che permette loro di superare la difficoltà di reperimento di risorse energetiche durante la stagione invernale. Infine anche la cornacchia grigia (*Corvus cornix* L. 1758) può giocare un ruolo importante, giacché ne è stato osservato il ruolo attivo nella dispersione di frutti simili come quelli del noce pecan *Carya illinoensis* (Wangenh.) K. Koch, o del noce comune *Juglans regia* L. (La Mantia, oss. pers.).



Fig. 1 — Giovane noce nero ai piedi d'una siepe di *Ligustrum lucidum* a Pergusa.

Ringraziamenti — Siamo grati al Prof. Francesco Giulio Crescimanno per le informazioni sul noce nero al Parco d'Orléans. Un doveroso ringraziamento va alla Provincia Regionale di Enna per i dati della stazione meteo della R.N.S. Lago di Pergusa. Inoltre, si ringrazia l'Azienda Foreste Demaniali, Ufficio Provinciale di Enna per la disponibilità manifestata. Lavoro realizzato nell'ambito del bando di Ateneo FFR 2012/2013, coord. scient. Tommaso La Mantia.

BIBLIOGRAFIA

- BULL A., 2007. *Juglans nigra* in Norfolk. *BSBI News*, 104: 35.
- CELESTI-GRAPOW L., PRETTO F., CARLI E. & BLASI C. (eds.), 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. *Casa Ed. Università La Sapienza*, Roma, 208 pp.
- CIANCIO O., MERCURIO R., NOCENTINI S., 1981-82. Le specie forestali esotiche nella selvicoltura italiana. *Ann. Ist. sper. Selv.*, Arezzo, 12-13: 731 pp.
- CLEMENT E.J., 2006. *Juglans nigra* established on the River Thames Towpath (Surrey). *BSBI News*, 103: 33.
- CONTI F., ABBATE G., ALESSANDRINI A. & BLASI C. (eds.), 2005. An Annotated Checklist of the Italian Vascular Flora. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura, Dip. Biologia Vegetale, Università degli Studi di Roma "La Sapienza". *Palombi Ed.*, Roma, 420 pp.
- DE PHILIPPIS A., 1935. I noci esotici e le carie (hickories). *Riv. for. L'Alpe*, 22 (11-12): 390-400.
- DE ALMEIDA J. D. & FREITAS H., 2006. Exotic naturalized flora of continental Portugal: a reassessment. *Bot. Complut.*, 30: 117-130.
- FENAROLI L., 1973. Il noce nero (*Juglans nigra* L.). Prospective di diffusione in Italia nella matricinatura dei cedui e nell'arboricoltura collinare e di piano. *Ann. Ist. sperim. Assest. for. e Alpicoltura*, 3: 5-55.
- GIARDINA G., RAIMONDO F.M. & SPADARO V., 2007. A catalogue of plants growing in Sicily. *Bocconeia*, 20: 5-582.
- GREUTER W., BURDET H.M. & LONG G. (eds.), 1986. Med-Checklist, vol. 3, Dicotyledones (Convolvulaceae-Labiatae). *Ed. Conserv. Jard. Bot. Ville de Genève*, i-xiv + 1-395 + xviicxxix pp.
- LA MANTIA T., CUTINO I. & MAGGIORE C.V., 2004. Limiti e prospettive dell'arboricoltura da legno in Sicilia. Atti Conv. La selvicoltura da legno strumento di rilancio del territorio e dell'economia montana, 87-105, <http://hdl.handle.net/10447/22312>.
- MARTINČIĆ A., 1999. Mala flora Slovenije, Ed. 3. *Tehnička založba*, Ljubljana, 845 pp.
- MERENDI A., 1956. Preziosa latifoglia americana. Il noce nero *Juglans nigra* L. *Italia agricola*, 11: 883-885.
- MIHÁLY B. & BOTTA-DUKÁT Z. (eds.), 2004. Biológiai inváziók Magyarországon Özönnövények (= Invasione biologica in Ungheria. Piante invasive). *Természet Búvár Alapítvány Kiadó*, Budapest, 408 pp.

- MIREK Z., PIĘKOŚ MIRKOWA H., ZAJĄC A. & ZAJĄC M., 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. In: Mirek Z. (ed.), Biodiversity of Poland 1. *W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences*, Kraków, 422 pp.
- PAVARI A. & DE PHILIPPIS A., 1941. La sperimentazione di specie forestali esotiche in Italia. Risultati del primo ventennio. *Ann. Speriment. agr.*, 38: 1-649.
- PYŠEK P., SÁDLO J. & MANDÁK B., 2002. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*, 74: 97-186.
- STRID A. & TAN K., 1997. Flora Hellenica. Vol 1: Gymnospermae to Caryophyllaceae. *Koeltz Scientific Books*, Königstein, 547 pp.
- TERMINE R., 2013. Programma di Ricerca R.N.S. Lago di Pergusa. Monitoraggio ambientale ed elaborazioni scientifiche attraverso rilevazioni parametriche della stazione meteorologica computerizzata. Rapporto finale 2011-2012. *Università degli Studi di Enna “Kore”, Provincia Regionale di Enna*, 160 pp.
- UCRIA (da) B., 1789. Hortus Regius Panormitanus aere vulgaris anno MDCCCLXXX noviter extuctus septoque ex indigenis, exoticisque plerisque complectens plantas. *Typis Regiis*, Panormi, 498 pp.
- UOTILA P., 2011. Juglandaceae. In: Euro+Med Plantbase - the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity (<http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed/PTaxonDetail.asp?NameId=23152&PTRefFk=7300000>).
- VERLOOVE F., 2011. *Fraxinus pennsylvanica*, *Pterocarya fraxinifolia* en andere opmerkelijke uitheemse rivierbegeleiders in België en NW-Frankrijk (*Fraxinus pennsylvanica*, *Pterocarya fraxinifolia* e altre piante vascolari riparie esotiche degne di nota del Belgio e della Francia nord-occidentale). *Dumortiera*, 99: 1-10.
- VICTORY E.R., GLAUBITZ J.C., RHODES O.E. JR. & WOESTE K.E., 2006. Genetic homogeneity in *Juglans nigra* (Juglandaceae) at nuclear microsatellites. *Am. J. Bot.*, 93(1): 118-126.

4.7 *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 ridurne 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.

* Articolo pubblicato su “*Il Naturalista siciliano*”, 2012, S. IV, XXXVI(1): 117-164. Autori: Badalamenti E., Barone E., Pasta S., Sala G. & La Mantia T.

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 campio 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 altissima* 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 & REJMÁNEK, 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'Icarville, 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 protettivi di difesa del suolo nella forestazione di aree denudate e instabili (KOWARIK & SÄUMEL, 2007).

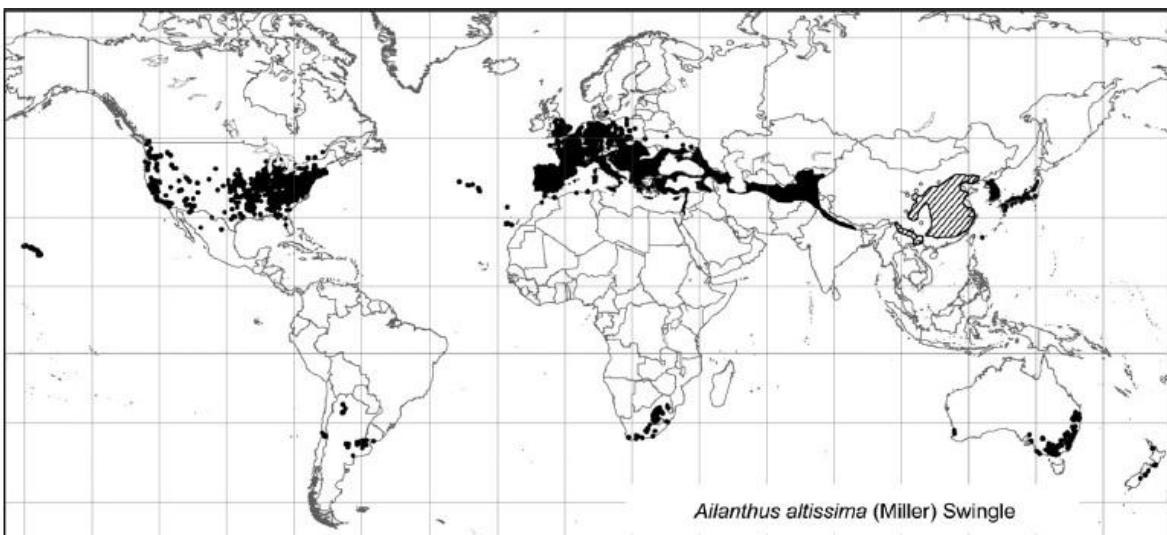


Fig. 1 - Attuale distribuzione mondiale dell'ailanto. In nero l'areale secondario frutto di oltre due secoli di diffusione antropica; la parte tratteggiata rappresenta invece l'areale originario della specie (da KOWARIK & SÄUMEL, 2007).

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 bombice 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 riscossero inizialmente molto successo come valida alternativa alla bachicoltura tradizionale, grazie soprattutto alle poche cure culturali 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 sabbie; 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), consolle 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 specie 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-GRAPOW *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 biotipi 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 (VAGNLUCA & QUILGHINI, 2009). Anche le comunità forestali semplificate ed eccessivamente utilizzate, a partire dalla fascia mediterranea, lungo la fascia sub-montana degli Appennini e fino 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.

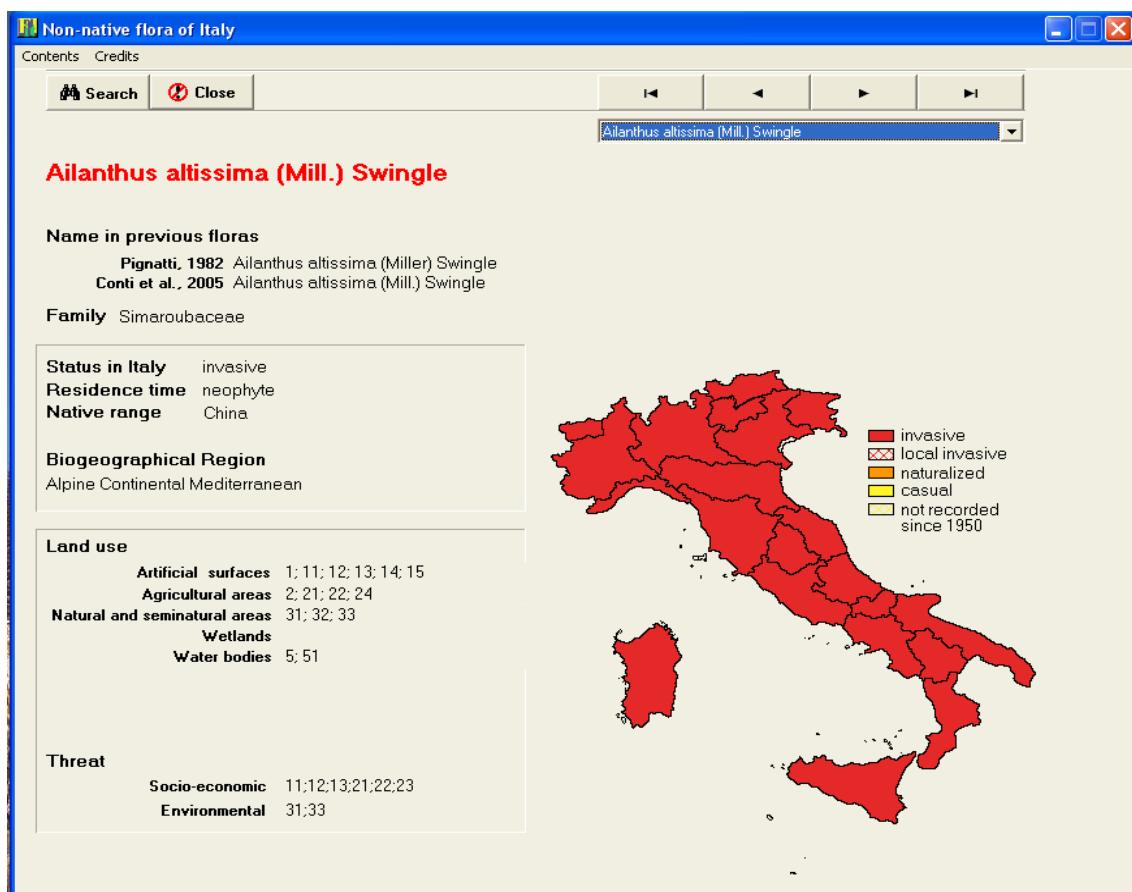


Fig. 2 - L’ailanto è l’unica specie legnosa alloctona che si comporti come invasiva in tutte le regioni italiane, a conferma della sua notevole plasticità ecologica e della sua amplissima diffusione (da CELESTI-GRAPOW et al., 2010).

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 naturazione 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 rinselvare 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’imboscamento 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, oltreché 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 fàvusu” (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 facilior*”. 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 nell’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).

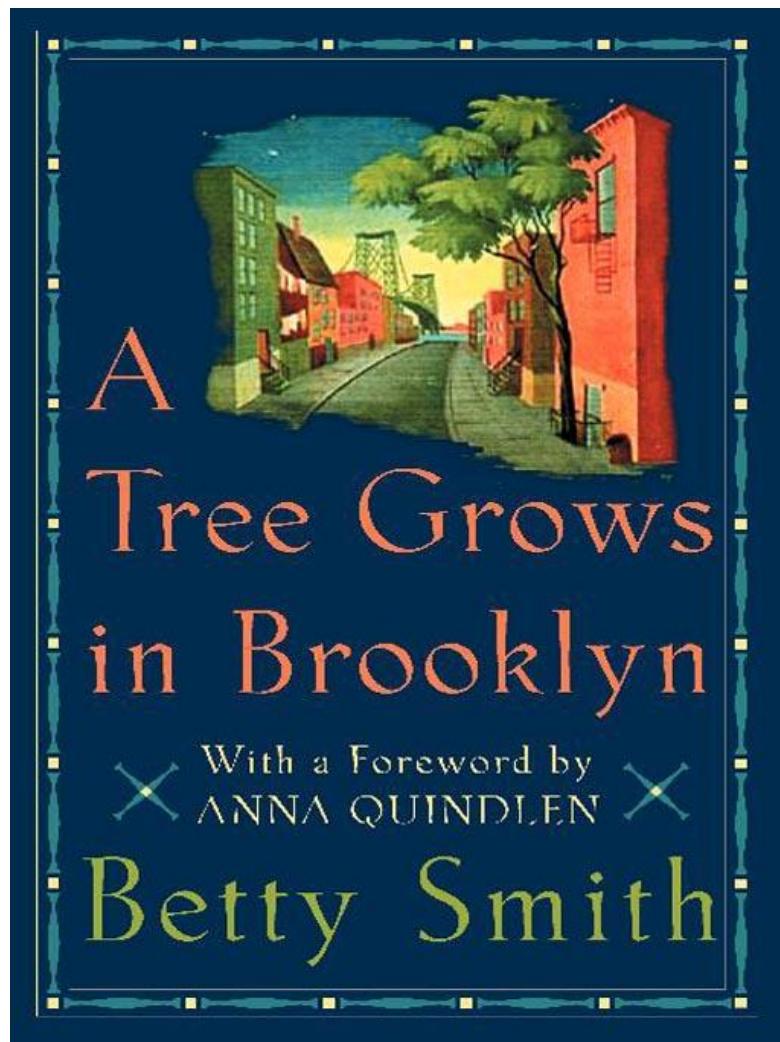


Fig. 3 - Copertina della prima edizione del libro della SMITH (1943)

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’influarne la velocità di diffusione sul territorio. Le ripetute introduzioni effettuate nel tempo, insieme alla notevole plasticità ecologica e 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 invasi, 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 & CLAIRMACZULAJTYS, 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 inefficiente 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 goleinali 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 (LAMBDON *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, utilizzandolo 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'invasività 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 continuamente 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 influenzasignificativamente 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 (TRAVESET *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; TRAVESET *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 plasticità 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 *Robinetea* 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 igofile 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 bioclimate 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 mesoxerofilo (habitat 91AA* “Boschi orientali di quercia bianca”) e tutte le altre termo- o mesoigofile, 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 figuri 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 inculti. Di contro, consultando la letteratura tecnicoscientifica 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 “LifeMontecristo 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 disseminate 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 sistematico 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 glifosato 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 (BAS, NOU & 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 quota più elevata sinora registrata in tutto il Mediterraneo europeo (KOWARIK & SÄUMEL, 2007).

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 di pertinenza delle comunità	Habitat d'interesse comunitario	Livello di invasione
111 Zone residenziali a tessuto continuo	P-P; SM; PJ		F
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		F
152 Monumenti e rovine	SM; PJ		G
242 Sistemi culturali e particellari complessi	SM; L-S		F
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

Continua...

Categorie d'uso del suolo (codice e legenda CLC-2000 3° livello)	Classi fitosociologiche di pertinenza delle comunità invase	Habitat d'interesse comunitario (Dir. 92/43 CEE)	Livello di invasione
321 Prati-pascoli naturali e praterie	SM; L-S; M-A	6220* e 6420	O
322 Brughiere e cespuglietti	C-L; C-M; CSS e R-P	5430	O
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

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-Salsoletea 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-Brachypodieteae; 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 pannonicoo-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 fortei 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.*

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.

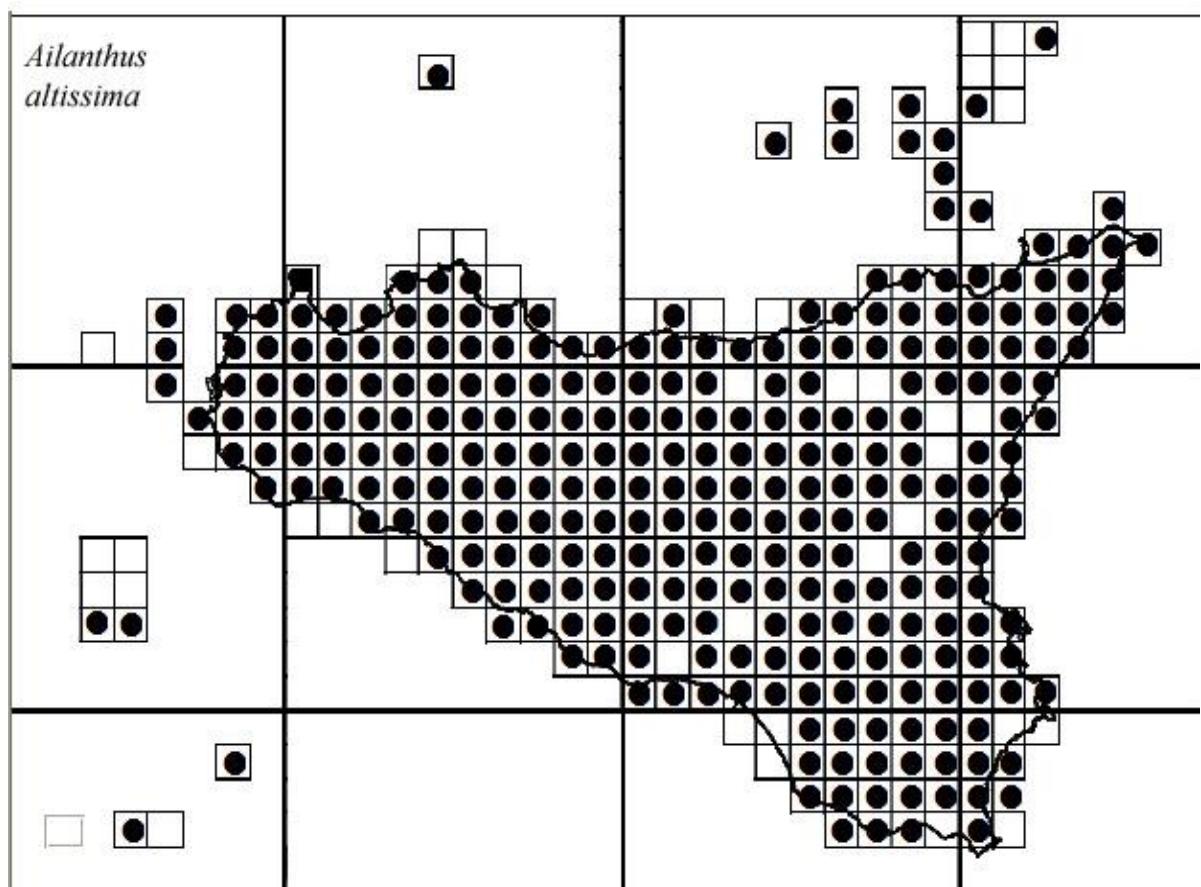


Fig. 4 - Distribuzione di *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle in Sicilia.

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 forestale 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 energico 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 Naturale 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.



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

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 & CRISTAUDO, 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).

Particolare preoccupazione desta, inoltre, l'inserimento della specie tra quelle utilizzabili nei cedui a turno molto breve – secondo i moduli culturali 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 strategico 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 agroenergetica 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 quassinoïdi. 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 quassinoïdi 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 quassinoïdi, 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 *Acyrthosyphon 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'estratto 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'anomino 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., LAMBDON 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: RabitschW., 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 Algérien). — *Eur. J. Sci. Res.*, 32 (3): 329-361.
- BERTIOLI S., 1865 — Cenni sull'ailanto. — *La Sericatura*, 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 sprouting 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 cynthis*. — *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 rimboschimento 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., CASCONE 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. Virzì*, Palermo: 4 pp. (l'articolo è spesso riportato come pubblicato nel Naturalista siciliano, tuttavia, come chiarisce lo stesso De Gregorio in una nota del suo stesso articolo, questo era in effetti destinato al primo numero de Il Naturalista 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., RONSISVALLE 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.
- DEMIRBAŞ 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.
- DITOMASO 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. & WILLNERW., 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 — Silvicoltura 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 islandsmore 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.
- GUELÌ 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.
- GUELÌ 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 altissima* (Simaroubaceae) from forested and non-forested sites. — *J. Torrey Bot. Soc.*, 134 (1): 27-33.
- HULME P.E., BRUNDU G., CAMARDA I., DALIAS P., LAMBDON P., LLORET F., MEDAIL F., MORAGUES E., SUEHS C., TRAVESET A., TROUMBIS A. & VILÀ M., 2007 — Assessing the risks to Mediterranean islands ecosystems fromalien 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.
- HWANGW.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. & HWANG1 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., YOOK J., LEE E., LIN C.X., QUAN Z., SON K.H., BAE K.H., KIMH.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 radicis 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 radicis III: Antitumor activities of dicholoromethane fraction. — *Korean J. Pharmacogn.*, 28: 54-58.
- KIVIAT E., 2004 — Occurrence of *Ailanthus altissima* in a Maryland freshwater tidal estuary. — *Castanea*, 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://wvuscholar.wvu.edu:8881//exlibris/dtl/d3_1/apache_media/L2V4bGlicmlzL2R0bC9kM18xL2FwYWNoZV9tZWRpYS83MzMz.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 Gotterbaumes [*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., HADAC 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 agro-ecosistemi 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., 2009 — 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.

LAMBDON P.W., PYŠEK P., BAŠNOU C., HEJDA M., ARIANOUTSOU M., ESSL F., JAROŠÍK V., PERGL J., WINTER M., ANASTASIU P., ANDRIOPoulos P., BAZOS I., BRUNDU G., CELESTI-GRAPOW 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 ocotillone 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.
- LIFE04NAT/IT/000153 - Alta Tuscia — Azioni urgenti per la salvaguardia dei SitiNatura 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.PR.I — 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., LAMBDON 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 vignerons 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 Simaroubaceous 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*, Castiglion 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 inselvatiche 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. & THOMASW 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 (*Aylanthus 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.
- PIMENTELD., 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. Orticolt., 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., SIMBERLOFF 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 — Antituberculosis activity of quassinooids. — *Chem. Pharm. Bull.*, 45: 1527-1529.
- RANCHIBILE, 1864 — Sugli usi e qualità del legno dell'*Aylanthus glandulosa*.—*La Sericatura*, 1 (17-20): 134-135.
- RANK B., 1997 — Oxidative stress response and photosystem, 2: efficiency in trees of urban areas. — *Photosynthetica*, 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., 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'*Ailanthus 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.
- 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.
- TRAVESET A., BRUNDU G., CARTA L., MPREZETOU I., LAMBDON 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.
- VAGNLUCA 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”*.
- 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 gelso: 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., LAMBDON P., MANCA M., MÉDAIL F., MORAGUES E., TRAVESET 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-Robinietum pseudacaciae*, eine neue Robinienwald-Assoziation in der inneralpinen Trockenvegetation des Vinschgaues (Südtirol, Italien). — *Verh. 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.

4.8 Do arbuscular mycorrhizal fungi facilitate the invasion of Mediterranean woodlands by *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle?*

Abstract

Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) may promote plant invasion by enhancing plant performance and competitiveness. However, only a small number of studies have considered the interactions between local soil communities and invasive plants, and even fewer have focused on alien trees. *Ailanthus altissima* is a serious problem in the Mediterranean Basin, where it has invaded many habitats. We investigated the symbiosis between *A. altissima* and indigenous AMF in two semi-natural but ecologically different Mediterranean woodland. Mycorrhizal infection was high at both sites (> 60% of the root fragments were mycorrhizal), indicating that *A. altissima* roots may be infected by AMF under different ecological conditions. In a greenhouse experiment, *A. altissima* seedling growth was evaluated in untreated soil (natural soil containing the entire soil microbial community), in sterilized soil, and in sterilized soil containing the entire microbial community except AMF. Seedling growth was greater in the natural soil than in the other two soils. Seedlings in natural soil but not in the other two soils were extensively colonized by AMF, indicating that AMF may have been responsible for the greater growth in the natural soil. Growth was poorer in the sterile soil that had been inoculated with a soil suspension lacking AMF than in the sterile soil, suggesting that the natural soil also contained pathogens and that the AMF countered the effects of these pathogens. Overall, the results indicate that AMF may help *A. altissima* invade less-disturbed habitats.

Keywords: invasive tree species, mycorrhizae, plant-microbes interactions, seedling growth, soil biota

* Articolo inviato il 10/12/2013 a “Biological Invasions”. Autori: Badalamenti E., Quatrini P. & La Mantia T. In data 15/01/2014 l’articolo risulta in fase di “Editor Invited”.

Introduction

The ability of introduced plants to establish strong positive mutualisms in novel ecosystems while escaping from natural enemies has been thought to promote invasive success by improving the vegetative or reproductive performance of the invasive plants and/or by increasing their competitive ability (Richardson et al. 2000; Mitchell et al. 2006; Callaway et al. 2011). The interaction with local networks of pollinators, seed dispersers, and soil organisms may favor non-native species at different stages of the invasion process and may be crucial for the establishment and subsequent spread of exotic species (Richardson et al. 2000; Jordaan et al. 2011). Although most research on plant invasions has focused on aboveground negative interactions (e.g., interactions between invasive plants and herbivores), researchers have been recently paying increased attention to the role played by belowground communities in promoting or hindering invasions (Wolfe and Klironomos 2005; Reinhart and Callaway 2006; van der Putten et al. 2007a; Pringle et al. 2009; Shah et al. 2009). In new soils, exotic plants may encounter new enemies and/or new mutualists, and the net influence of the soil biota will depend on the relative strengths of the positive and negative effects (de la Peña et al. 2010). Generally, these effects can be assessed through plant–soil community feedback experiments (Kulmatiski et al. 2008), in which plant performance is compared in sterilized soil vs. natural soil previously occupied by the target species (conspecifics) (Bennett and Strauss 2013). Relative to native plant species, introduced species have been found to be less responsive to changes in soil microbial communities (van Grunsven et al. 2007; Bennett and Strauss 2013; Reinhart and Callaway 2006) but generally positively influenced by the live soil biota in their secondary ranges (Reinhart et al. 2003; Callaway et al. 2004; Hierro et al. 2006; Callaway et al. 2011).

For instance, the relative abundance of rare native species and exotic invasive species was significantly explained by variation in the magnitude and direction of plant–soil feedbacks, which were positive for the exotics and negative for the natives (Klironomos 2002). That pattern was confirmed by further studies in which introduced species were found to experience weaker negative feedback from soil compared to natives (van der Putten et al. 2007b; Kulmatiski et al. 2008). As a consequence, soil sterilization had positive effects on many invasive species when they were growing in their native soils but negative or no effects in invaded soils, suggesting either a greater impact of soil-borne pathogens on native soil (Keane and Crawley 2002) and/or the presence of stronger mutualists in new ranges (Hierro et al. 2006; Reinhart et al. 2003; Reinhart and Callaway 2004; Callaway et al. 2011). This could be the case for *Prunus serotina* Ehrh., an invasive tree from North America that attained a significantly higher density in Europe than in North America because of a biogeographical

difference in the effects of the soil biota between the native and invaded range (Reinhart et al. 2003). Thus, plant–soil microbe interactions appear to be important in regulating plant coexistence and diversity in natural communities and also in invaded communities.

Mycorrhizae, a widespread symbiotic association occurring in as much as 80% of land plants (Wang and Qiu 2006), are important mediators of plant–plant interactions because they directly and indirectly affect plant competitive abilities and thereby help maintain the biodiversity and productivity of natural ecosystems (van der Heijden et al. 1998). In addition, arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) greatly affect the bacterial assemblages associated with roots (Cardinale et al. 2010).

The influence of AMF on plant invasion has been recently reviewed by Pringle et al. (2009) and Shah et al. (2009). Mycorrhizal fungi are common, exhibit low host specificity, and can therefore infect a wide range of plant taxa (Pringle et al. 2009). Because invasive species mainly occur in anthropic and disturbed habitats, which generally have a reduced load of AMF propagules, the importance of symbiotic fungi in determining invasive success could be relatively low and has seldom been investigated (Richardson et al. 2000; Shah et al. 2009). Because their responsiveness to soil biota is less than that of their native counterparts (Bennett and Strauss 2013), introduced species may be less enhanced by useful microbes, including AMF, N-fixing, and other growth-promoting bacteria (van der Putten et al. 2007a) but also less attacked by soil-borne antagonists. However, some invasive species responded positively to inoculation with AMF in terms of vegetative growth (Stanley et al. 1993; Bray et al. 2003; Nijjer et al. 2004; Fumanal et al. 2006; Smith et al. 2008; Harner et al. 2010) but also in terms of pollen and seed production (Stanley et al. 1993; Philip et al. 2001). Mycorrhizal infection may also be important in the invasion of phosphorus (P)-limited ecosystems, because AMF may be able to provide the host plant with sufficient P to sustain high rates of aboveground growth, thereby reducing the need to allocate resources to belowground organs (Lett et al. 2011). More interestingly, symbiotic fungi are able to modify competitive dynamics between native and non-native plants in the field. For instance, the competitive interactions of *Centaurea melitensis* L. and *Centaurea maculosa* Lam. with native herbaceous species were significantly altered by AMF (Marler et al. 1999; Callaway et al. 2003). Local AMF fungi promoted *Centaurea* spp. over natives only under a competitive regime; conversely, in monospecific trials, AMF soil fungi had no direct effect on *C. maculosa* biomass (Marler et al. 1999) and reduced the size of *C. melitensis* individuals (Callaway et al. 2003). Information on the effects of mycorrhizae on invasive plants is available, however, for only for a small number of species, mainly herbs (Wolfe and Klironomos 2005), and whether and how

mycorrhizae influence woody alien species is still largely unknown (Nijjer et al. 2004; Callaway et al. 2011).

The research described in this report concerns *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (also known as the Tree-of-Heaven), which is one of the most aggressive alien tree species worldwide. This fast-growing pioneer tree is native to China and North Vietnam and was first introduced in Europe in the 1740s and in the United States in 1784. Soon after its introduction to these areas, it became naturalized. *A. altissima* is now regarded as invasive in all continents with the exception of Antarctica; it is especially invasive in regions with Mediterranean or temperate climates (Kowarik and Saümel 2007). Its invasive success has been attributed to a number of biological and ecophysiological traits, such as a huge seed production, high dispersal ability, very fast growth rate, allelopathy, high ecological plasticity, and effective sexual and vegetative reproductive systems (Kowarik and Saümel 2007). These traits may give *A. altissima* a competitive advantage over native species and allow it to cover large areas with almost monophytic stands in a wide range of habitats, including urban settings and other disturbed sites, grasslands, shrublands, and open forests (Knapp and Canham 2000; Radtke et al. 2013), and also Mediterranean woodlands (Constán-Nava et al. 2010; Badalamenti and La Mantia 2013).

While the *A. altissima* traits described in the previous paragraph have received considerable attention, the possible effects of soil microbial communities, including AMF, on *A. altissima* invasiveness have not. Huebner et al. (2007) were the first to examine *A. altissima* roots for the presence of endomycorrhizal structures (hyphae, vesicles, and arbuscules); their research, which was conducted in Virginia (USA), determined that mycorrhizal colonization was habitat-dependent, in that colonization was significantly higher in non-forested than in forested sites. It remains unclear, however, the degree to which soil biota in general and mycorrhizae in particular affect *A. altissima* in the early stages of invasion process. Furthermore, even though *A. altissima* is recognized as one of the most invasive trees throughout Europe (Lambdon et al. 2008), including the whole Italian territory (Celestini-Grapow et al. 2010), no information is available about its biotic interactions with soil microorganisms on this continent.

In recent decades, *A. altissima* has dramatically spread in Sicily, where it appears to be increasingly able to invade woodlands and other less-disturbed environments (Badalamenti et al. 2012). Invasion of woodlands and less-disturbed environments has also been reported in other regions with a Mediterranean climate (Vilá et al. 2006; Constán-Nava et al. 2010). To identify the biological mechanisms that may favor invasion by this alien plant, we studied the interactions between AMF and *A. altissima* roots. We first conducted field investigations in

two semi-natural, heavily invaded woodlands on two of the most common soil types in Sicily (Fierotti, 1988): a volcanic soil and a limestone soil. We then conducted a greenhouse experiment to evaluate the effects of different components of the soil microbiota on the growth of *A. altissima* seedlings. In the latter experiment, growth was compared in soil that was obtained from one of the invaded field sites; the soil was used i) untreated (and therefore contained the entire soil community), ii) sterilized (and therefore contained no soil organisms), and iii) sterilized and then amended with a microbial suspension that did not contain AMF propagules. Our goal was to determine whether local AMF promote *A. altissima* seedling growth and development and thus enhance the plant's invasion of semi-natural habitats.

Materials and methods

Field sites

Field surveys were conducted in Sicily (Italy) at two sites where the invasion by *A. altissima* has increased dramatically in the last few years, and where large areas are now completely infested by the tree. Although the two sites are located in ecologically different areas, they both are characterized by the pedoclimatic conditions in which *A. altissima* invasiveness is severe. The first site is located in the Monte Pellegrino Nature Reserve (MP) ($38^{\circ}09'23.96''$ N, $13^{\circ}20'42.32''$ E; 54 m a.s.l.) on limestone soil and is characterized by a typical Mediterranean climate. The mean annual precipitation is about 600 mm, and most precipitation occurs during the coldest months of the year; rain seldom falls in the summer. The mean annual temperature at MP is 19°C (Drago et al. 2002). The natural vegetation is dominated by native sclerophyllous shrubs and trees in some parts of the reserve, but because of afforestation, many parts of the reserve are now covered by *Pinus* spp. and *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh.

In contrast to the MP site, the Nicolosi (NC) site ($37^{\circ}38'17''$ N, $15^{\circ}01'18''$ E; 918 m a.s.l.) has volcanic soils and relatively cool summers and winters; the mean annual temperature is about 15°C (Drago et al. 2002). Precipitation is much more abundant at NC (1124 mm per year) than at MP and is more evenly distributed throughout the year (Drago et al. 2002). The natural vegetation at NC is dominated by deciduous shrubs and trees such as *Castanea sativa* Miller, *Quercus pubescens* s.l., *Genista aetnensis* Raf. ex Biv., and *Sorbus aria* (L.) Crantz.

Field study and laboratory analysis

At each site, five young *A. altissima* plants about 3 m tall were randomly chosen. They were completely uprooted, and the entire root systems were carefully collected to avoid losing or damaging the finest roots, i.e., the roots that were most likely to be infected by AMF. The plants were transported to the laboratory for analysis of their mycorrhizal status.

The finest roots were thoroughly washed, reduced to 3-cm-long fragments and stained following the procedure described by Phillips and Hayman (1970), which involves three main steps: clearing with KOH (10%), acidification in HCl (2%), and staining with trypan blue (0.05%) in lactic acid. However, because the duration of the KOH treatment depends on the plant species, and because no information was available for *A. altissima*, preliminary tests were performed concerning the duration of KOH treatment. The results indicated that 15 minutes was sufficient to clear *A. altissima* roots and to allow subsequent staining. Stained roots were then immersed in lactic acid and stored in a Petri dish at 4°C for microscope inspection.

For each plant 3x100 1-cm-long root fragments (diameter \leq 0.5 cm) were examined with a light microscope (Leica DFC 420C) at 20 and 40x magnification for hyphae and vesicles and arbuscules (McGonigle et al. 1990). The presence of fungal structures was expressed as a percentage of the number of observed fragments according to the +/- slide method (Giovannetti and Mosse 1980). The level of mycorrhizal infection was then quantified following the procedure described by Trouvelot et al. (1986), in which the following were determined with MYCOCALC software: the frequency of root infection (F%), colonization intensity of the root cortex (M%), colonization intensity of the mycorrhizal root cortex (m%), abundance of arbuscules in the root cortex (A%), and abundance of arbuscules in the mycorrhizal root cortex (a%). MYCOCALC software is available for free at <http://www2.dijon.inra.fr/mychintec/Mycocalc-prg/download.html>. F% and hyphae abundance levels were transformed by square root of the arcsine to achieve normality, and then differences between sites were analyzed by ANOVA with site considered as main factor and single trees as replicates nested within each site.

Greenhouse experiment

A 13-week greenhouse experiment was conducted to evaluate the effect of mycorrhizal infection on *A. altissima* seedlings. Soil and *A. altissima* seeds were both collected in August 2012 at the MP site. About 81 kg of soil (27 Kg per treatment) at 10–20 cm depth was collected under the tree canopies at the MP site. Mature brown wings-bearing *A. altissima* seeds, were collected from 10 randomly chosen mother plants. The effects of soil

microorganisms in general and of AMF in particular on seedling emergence, development, growth, and biomass allocation were evaluated by establishing three soil treatments: natural, untreated soil (N); sterilized soil (ST); and sterilized soil amended with a microbial suspension that lacked mycorrhizal propagules (NM). For the N treatment, natural soil received no treatment and therefore contained the entire microbial community. For the ST treatment, soil was sterilized by autoclaving for 1 h at 121°C and 138 kPa. For the NM treatment, sterilized soil was amended with a microbial wash; the latter was obtained by suspending the natural soil, which also contained root fragments, in deionized water and filtering the suspension through a Whatman #1 filter paper (11 µm, Whatman International, Maidstone, U.K.); according to previous reports, this removed AMF propagules but not bacteria (Quatrini et al. 2003; Smith et al. 2008).

In August 2012, 10-cm-diameter, 3.4-L pots were filled with N or ST soil (2.65 Kg of soil per pot). NM treatment was obtained by amending the sterilized soil with 200 mL of the AMF-free soil wash per pot; each N or ST pot was treated with 200 mL of deionized water. Three *A. altissima* seeds were then sown in each pot; immediately after emergence, the seedlings were thinned to one per pot. Each treatment was represented by replicate 10 pots. The pots were irrigated with tap water twice each week, and seedling height, stem diameter, number of compound leaves, number of leaflets, and number of leaflets per compound leaf were assessed once each week. After the first month, the lengths of the five longest leaves per pot were also determined. At the end of the experiment (13 weeks after seeds were sown), five pots per treatments were randomly selected and used to determine whole plant length, length and diameter of primary root, root/shoot ratio, leaf area, and weights of leaves, stem, and roots after the tissues were dried at 65°C for 1 week. Before drying, about 0.5% of the fresh roots were removed from each sample and analyzed for mycorrhizal colonization as described for the field study. A one-way ANOVA using SYSTAT® ver.12.02.00 software was used to determine the effect of soil treatment (N, ST, and NM) on plant growth variables; significance was determined at the 95% level of confidence. Mycorrhizal dependency (MD) was determined according to the equation described by van der Heijden (2002), in which plants without AMF corresponded to those in the NM treatment in our experiment.

Results

Mycorrhizal symbiosis of *A. altissima* in the field

All of the surveyed *A. altissima* plants at both sites were highly colonized by AMF, as indicated by the abundance of mycorrhizal structures including non-septate hyphae, vesicles, and arbuscules (Fig. 1). Overall, more than 60% of the root fragments were mycorrhizal (i.e.,

contained arbuscules), suggesting that *A. altissima* roots may be infected by symbiotic fungi under different ecological conditions. At the MP site, 95.1, 63.1, and 68.9% of the roots contained hyphae, vesicles, and arbuscules, respectively. At the NC site, 97.6, 80.5, and 61.5% of the roots contained hyphae, vesicles, and arbuscules, respectively. At both sites, hyphae were by far the most abundant fungal structures observed in roots. Vesicles were more abundant at the NC site than at the MP site, but the opposite was true for arbuscules (Fig. 1). Colonization intensity (M% and m%) were higher at the NC site than at MP site, while abundance of arbuscules in the mycorrhizal root cortex (a%) was higher MP site (Table 1).

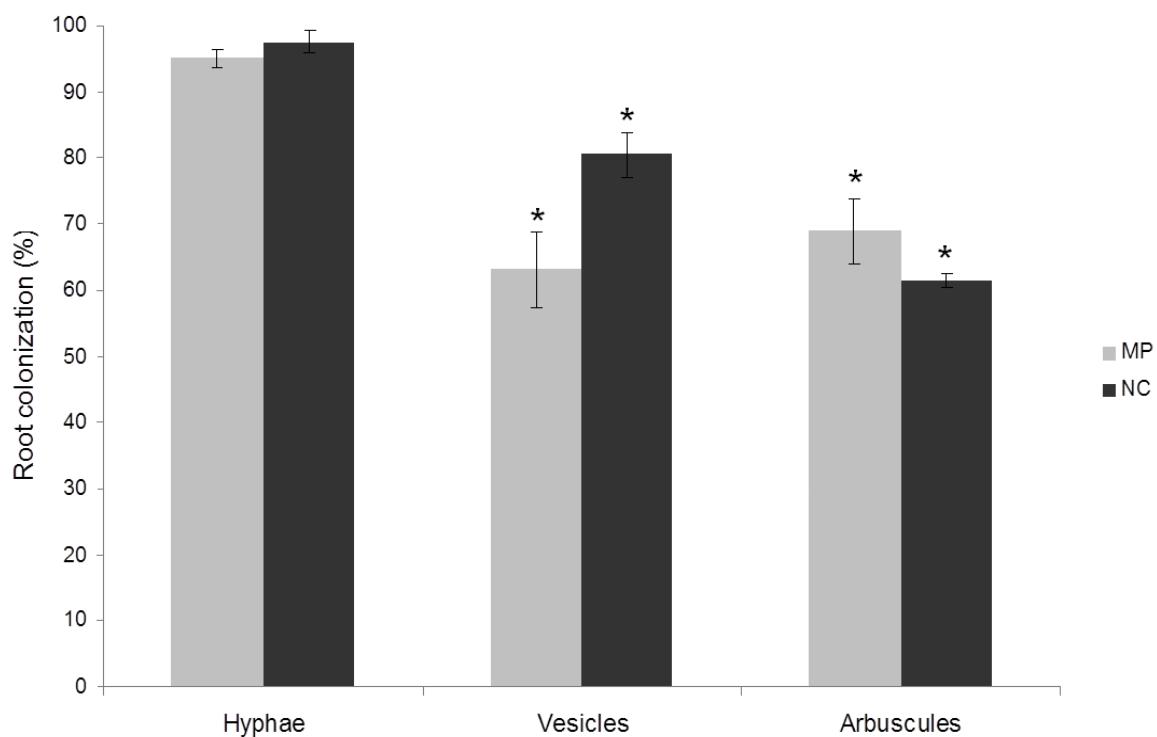


Fig. 1. Mycorrhizal colonization of *A. altissima* roots at MP and NC field sites in Sicily. Values are means \pm SEs; n = 5. Asterisks indicate significant differences ($P < 0.05$).

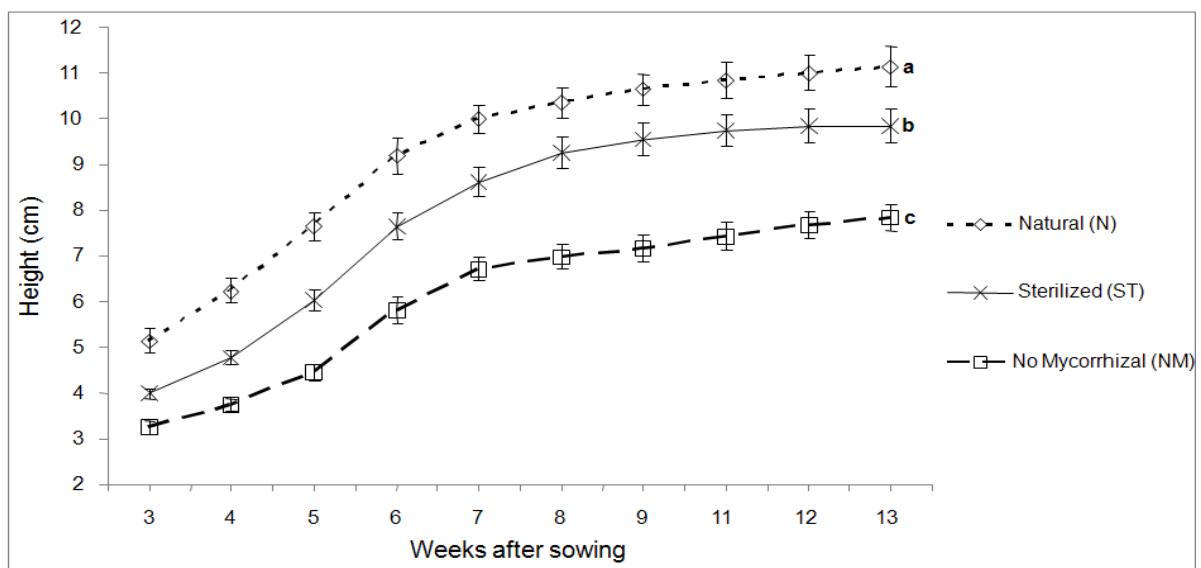


Fig. 2. Height of *A. altissima* seedlings as influenced by soil treatments in the greenhouse experiment. The soil treatments were N (natural field soil, containing all soil microorganisms including AMF), ST (sterile soil), and NM (sterile soil amended with a suspension of soil microorganisms excluding AMF and any other organism larger than 11 µm). Values are means ± SEs; n = 5. Means at the end of the experiment (13th week) with different letters are significantly different at P = 0.05 (Tukey's HSD range test).

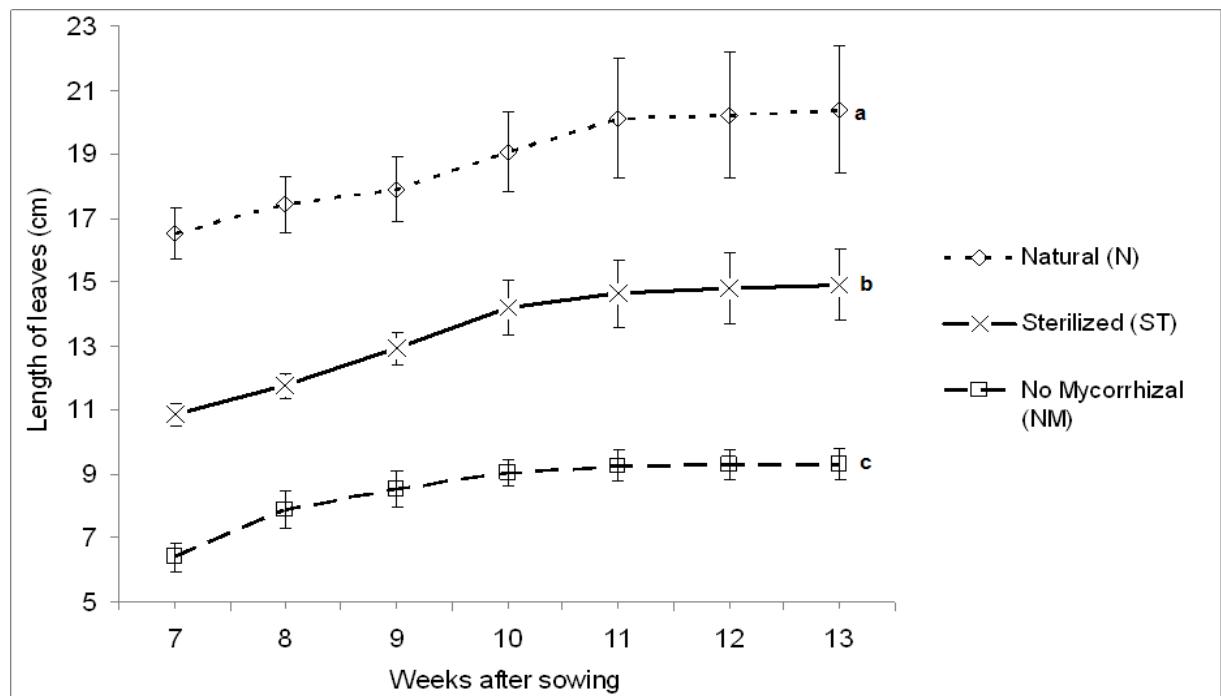


Fig. 3. Length of the five longest *A. altissima* leaves as influenced by soil treatments in the greenhouse experiment. Soil treatments are described in Figure 2 and in the text. Values are means ± SEs; n = 5. Means at the end of the experiment (13th week) with different letters are significantly different at P = 0.05 (Tukey's HSD range test).

Table 1 Abundance of mycorrhizal infection in *A. altissima* roots at the MP and NC sites. F% = frequency of root infection, M% = colonization intensity of the root cortex, m% = colonization intensity of the mycorrhizal root cortex, A% = abundance of arbuscules in the root cortex (A%), and a% abundance of arbuscules in the mycorrhizal root cortex. Values are means \pm SE; n = 5. Within the same row, means with different letters are significantly different (P < 0.05)

Parameter	Site	
	MP (Monte Pellegrino)	NC (Nicolosi)
F%	94.45 a	96.89 a
M%	42.00 b	55.76 a
m%	44.55 b	57.47 a
A%	29.65 a	31.19 a
a%	69.74 a	55.31 b

Table 2 Numbers of *A. altissima* leaves per plant, leaflets per plant, and leaflets per leaf as affected by time and soil treatments in the greenhouse experiment. Soil treatments are described in the text. Values are means \pm SEs; n = 5. Means followed by different letters at week 11 are significantly different at P < 0.05 (Tukey's HSD range test). §: Data for these variables were not collected after week 11 because leaves began to fall at that time

Plant organ	Soil treatment	Weeks after sowing							
		4	5	6	7	8	9	10	11 [§]
Leaflets (n · plant ⁻¹)	N	13.95 \pm 0.69	19.50 \pm 0.79	27.10 \pm 1.66	30.30 \pm 1.82	35.10 \pm 2.64	38.60 \pm 3.10	44.80 \pm 4.02	45.80 a
	ST	10.60 \pm 0.44	14.80 \pm 0.61	22.00 \pm 0.84	26.20 \pm 0.85	30.30 \pm 1.55	32.30 \pm 1.82	34.60 \pm 2.15	35.50 b
	NM	9.16 \pm 0.36	11.74 \pm 0.40	16.30 \pm 0.63	19.40 \pm 0.73	22.30 \pm 0.82	24.40 \pm 1.19	26.40 \pm 1.33	27.30 b
Leaves (n · plant ⁻¹)	N	5.05 \pm 0.18	6.25 \pm 0.19	7.30 \pm 0.33	8.00 \pm 0.37	8.70 \pm 0.42	9.50 \pm 0.48	9.90 \pm 0.57	9.90 a
	ST	3.90 \pm 0.10	5.10 \pm 0.14	6.40 \pm 0.12	7.10 \pm 0.18	8.10 \pm 0.28	8.30 \pm 0.30	8.40 \pm 0.31	8.50 b
	NM	3.58 \pm 0.14	4.47 \pm 0.14	5.60 \pm 0.12	5.90 \pm 0.10	6.70 \pm 0.15	6.90 \pm 0.18	7.30 \pm 0.21	7.60 b
Leaflets (n · leaf ⁻¹)	N	2.81 \pm 0.06	3.04 \pm 0.10	3.72 \pm 0.16	3.78 \pm 0.11	4.01 \pm 0.18	4.03 \pm 0.19	4.48 \pm 0.25	4.59 a
	ST	2.58 \pm 0.08	2.87 \pm 0.11	3.43 \pm 0.08	3.69 \pm 0.05	3.73 \pm 0.10	3.87 \pm 0.11	4.09 \pm 0.13	4.14 ab
	NM	2.57 \pm 0.08	2.65 \pm 0.06	2.91 \pm 0.08	3.28 \pm 0.10	3.33 \pm 0.09	3.52 \pm 0.11	3.60 \pm 0.11	3.58 b

Table 3 Growth parameters of *A. altissima* seedlings as influenced by soil treatments 13 weeks after sowing in the greenhouse experiment. Soil treatments are described in the text. Values are means \pm SEs; n = 5. For each organ and parameter, means with different letters are significantly different at P < 0.05 (Tukey's HSD range test)

Plant organ	Soil treatment	Dry mass (g)	Length (cm)	Diameter (cm)	Root/Shoot Ratio	Leaf Area (cm ²)
Roots	N	4.60 a	43.50 a	0.80 a	5.11 a	434.18 a
	ST	1.70 b	29.00 b	0.54 b	4.36 a	171.09 b
	NM	0.62 b	23.90 b	0.34 c	2.97 b	78.03 b
Stem	N	0.91 a		0.55 a		
	ST	0.39 b		0.37 b		
	NM	0.21 b		0.29 c		
Leaves	N	0.49 a				
	ST	0.20 b				
	NM	0.10 b				
Whole plant	N	6.49 a	54.80 a			
	ST	2.49 b	31.40 b			
	NM	1.03 b	38.78 b			

Effect of mycorrhizal symbiosis on *A. altissima* seedling development in the greenhouse experiment

The first seedlings emerged about 10 days after sowing (DAS). However, emergence was higher in natural soil (N) than in non-mycorrhizal soil (NM). All pots contained at least one seedling at 11, 14, and 17 DAS in the N, ST, and NM treatment, respectively. At 15 DAS, the average number of emerged seedlings per pot was 4.3, 2.1, and 1.6 in N, ST, and NM treatments, respectively. That the number of seedlings in the N pots was greater than the number of seeds that were sown indicates that in long-invaded sites, *A. altissima* is able to accumulate a substantial soil seed bank, which further complicates the management of this invasive species. At 20 DAS, mature leaves were present in all pots. At the end of the experiment, examination of fresh roots confirmed a substantial presence of hyphae (96%), vesicles (96%), and arbuscules (88%) in roots from N pots (data not shown). No fungal structures were observed in roots from ST pots, while only hyphae were detected in roots from NM pots. Overall, biomass and growth parameters were significantly greater in N pots than in ST or NM pots, although the increase in the root:shoot ratio was not statistically significant (Figs. 2, 3; Tables 2, 3). Clear differences among treatments were evident early during the experiment for most parameters. At the end of the experiment, plant height (Fig. 2), length of the longest leaves (Fig. 3), primary root diameter, and stem diameter (Table 3) significantly differed among all three treatments. In contrast, the number of leaves and leaflets, the length of roots, total lengths of plants, as well as dry weights (root, stem, leaves and total) and leaf area were significantly higher in N pots but did not differ between NM and ST pots. The enhancement provided by the total soil community in N pots was particularly evident for root biomass, which was more than 7-times higher in N pots than in NM pots and about 2.5-times higher in N pots than in ST pots. Mycorrhizal dependency was 84,27%, suggesting that AMF are important to *A. altissima* seedlings.

Discussion

Although overlooked in the past, the interactions between invasive plants and soil microbial communities appear to be important. For instance, there is increasing evidence that soil-based factors that regulate plant density may account for the higher densities attained by invasive plants in invaded ranges than in native ranges (Reinhart et al. 2003; Reinhart and Callaway 2004). Mycorrhizae also seem to be more important than previously thought because they are able to directly enhance alien plant performance (Philip et al. 2001; Bray et al. 2003; Nijer et al. 2004; Smith et al. 2008; Fumanal et al. 2006; Harner et al. 2010; Lett et al. 2011) or indirectly benefit alien plants by shifting competition in favor of alien species over natives

(Marler et al. 1999; Callaway et al. 2003). Nevertheless, our knowledge about the role played by belowground microbial communities in plant invasions is still quite limited, especially for invasive tree species such as *A. altissima* (Nijjer et al. 2007; Huebner et al. 2007; Callaway et al. 2011).

The current study documents for the first time that the roots of *A. altissima* in one part of its European secondary range contain an abundance of mycorrhizal structures. In particular, at two ecologically different sites in Sicily, more than 60% of all root fragments contained arbuscules, which are primary sites for nutrient exchange between roots and fungi. Such findings suggest that young *A. altissima* plants readily form symbiotic associations with local AMF. In areas of Virginia (USA) invaded by *A. altissima*, Huebner et al. (2007) found much lower levels of mycorrhizal infection in general and of arbuscules in particular relative to those found in the current study, but these values cannot be compared because different methods were used to assess mycorrhizae.

The high level of mycorrhizal colonization documented in our field study suggested a strong symbiotic relationship between *A. altissima* roots and AMF, a relationship that could affect seedling growth and establishment. However, a high frequency of fungal infection is not in itself sufficient to conclude that the mycorrhizae enhance the growth and development of *A. altissima* seedlings. Our greenhouse experiment demonstrated that live soil organisms benefit *A. altissima* seedlings. Indeed, seedlings in natural field soil (the N treatment) developed significantly faster, were taller, had more leaves, and accumulated more biomass in their organs and especially in their roots than seedlings growing in sterile soil or sterile soil amended with soil microorganisms excluding AMF (and other organisms larger than 11 µm). Because the mycorrhizal dependency for *A. altissima* seedlings was determined to be high (Smith et al. 2008), the enhancement of seedling growth may have been caused by the symbiotic association with local AMF. A shift in resources allocation was also evident in that the root:shoot ratio was significantly higher in N and ST than in NM pots. AMF were also associated with an increase in the root:shoot ratio of an invasive herb (Fumanal et al. 2006). In the case of an invasive liana, however, AMF caused a decrease in the root:shoot ratio, especially under low-P conditions (Lett et al. 2011).

Given that the *A. altissima* trees growing in the two field sites were heavily colonized by AMF, we infer that the enhanced growth of the seedlings in the untreated MP field soil (the N treatment) resulted from positive feedback, i.e., we infer that the *A. altissima* trees altered the soil community so that it favored the growth of its seedlings. With respect to other woody alien species, similar results were obtained with *Prunus serotina* Ehrh. (Reinhart et al. 2003), whereas the effect of soil biota on the growth of *Acer* spp. and *Sapium sebiferum* (L.) Roxb.

was more positive (or less negative) in heterospecific soils (soil obtained from under the canopies of other tree species) than in conspecific soils (Reinhart and Callaway 2004; Nijjer et al. 2007). A common pattern among invasive species is that the net effect of the soil biota is more positive in invaded than in native ranges (Reinhart et al. 2003; Reinhart and Callaway 2004; Callaway et al. 2004; Hierro et al. 2006; Callaway et al. 2011); in these cases, sterilization of the native soil but not of the invaded soil caused an increase in seedling growth (Reinhart et al. 2003; Reinhart and Callaway 2004; Callaway et al. 2004; Hierro et al. 2006). This difference in plant–soil microbe relationships, which can be attributed to increased positive mutualisms, reduced pathogenic activity, or both, may thus be responsible for the shorter distances between conspecifics in invaded regions than in native regions (Reinhart et al. 2003; Reinhart and Callaway 2004). In a study that distinguished the effects of different fractions of the soil microbial community on invasive *Robinia pseudoacacia* L., Callaway et al. (2011) found that the invader benefited more from the total soil biota in the invaded than in the native region but that AMF from the native region were more beneficial than those from the invaded region. However, we do not know whether the high tree density attained by *A. altissima* at our study sites may be attributed to such a shift in the interactions with AMF and other soil microorganisms because knowledge is still lacking concerning the mycorrhizal effects and other soil effects in the native range of *A. altissima* (Huebner et al. 2007). Although our results suggest that AMF colonization may contribute to *A. altissima* competitiveness in invaded sites, previous studies have shown that the degree of AMF colonization and the effect of AMF colonization on plant performance are affected by the identity of co-occurring plant species (Marler et al. 1999; Callaway et al. 2003; Nijjer et al. 2004; Shah et al. 2008) and by soil source (Reinhart and Callaway, 2004; Reinhart et al. 2003; Nijjer et al. 2007).

To increase our understanding of the role played by local AMF in competitive dynamics, researchers should compare the seedling growth of *A. altissima* and co-occurring native species in invaded sites (soil collected under *A. altissima* mother plants) and in non-invaded sites (soil collected under native mother plants). This would help clarify whether, at a local scale, *A. altissima* is better able to invade certain habitats than others according to the feedback generated with local soil communities and whether its invasion (its ability to acquire resources and to compete with other species) is affected by the soil biota. The growth of *A. altissima* seedlings was greater in sterile soil (the ST treatment) than in sterile soil that had been amended with a soil suspension lacking AMF propagules (the NM treatment). Smith et al. (2008) found a similar detrimental effect of non-mycorrhizal soils on the invasive herb *Vincetoxicum rossicum* (Kleopow) Barbar. Such findings suggest that, in addition to AMF

and other growth-promoting organisms, soil may contain pathogens or other organisms that may suppress plant growth (van der Putten et al. 2007a). It follows that in addition to directly improving plant growth, AMF may also protect plants against soil-borne pathogens (Wehner et al. 2011). Furthermore, mycorrhizal infection is likely to improve *A. altissima* seedling resistance to abiotic stresses such as drought, and this may be critical for surviving dry seasons, as has been documented for some Mediterranean native plants, such as *Quercus ilex* and *Q. faginea* (Domínguez Núñez et al. 2006). In our study, mycorrhizal seedlings growing in natural soils had better developed root systems and an increased allocation of resources to belowground organs than those growing on ST and NM soil. In fact root:shoot ratios of plants tend to increase as water availability decreases (Mokany et al. 2006), and *A. altissima* in particular is able to modify its allocation of resources in response to changes in the microclimate (Säumel 2007). *A. altissima* is widely regarded as a major invader of disturbed and anthropic soils in which AMF abundance and effects are assumed to be low (Cardinale et al. 2010). In two semi-natural habitats in the current study, however, *A. altissima* roots were abundantly colonized by AMF, and the AMF appeared to positively affect seedling performance in a greenhouse experiment. These results suggest that interactions with AMF may be important for the invasiveness of *A. altissima*. The ability of *A. altissima* to invade sites with markedly different ecological characteristics may depend on its plasticity, because it seems to be able to exploit available resources (AMF included) in a habitat-dependent manner (Huebner et al. 2007). The role played by soil communities and AMF in particular in *A. altissima* invasion is still poorly understood. For example, little is known about how soil communities affect the competition between *A. altissima* and other species. Our results, however, do provide insight into *A. altissima* interactions with local mycorrhizae and underline that studies of plant invasions, as well as of the management and restoration of semi-natural habitats, should not overlook the belowground effects.

Acknowledgments

The authors thank Riccardo Lo Bianco and Roberto Massenti for their assistance in the statistical analysis. EB is PhD student in “Sistemi Arborei Agrari e Forestali (XXIV cycle)”, Department of Agricultural and Forest Sciences (SAF), University of Palermo. This work was financially supported by the MIUR-PRIN project “Climate change mitigation strategies in tree crops and forestry in Italy (CARBOTREES)”. We thank Bruce Jaffee for the revision of the English version of the manuscript.

References

- Badalamenti E, Barone E, Pasta S, Sala G, La Mantia T (2012) *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (fam. Simaroubaceae) in Sicilia e cenni storici sulla sua introduzione in Italia. Naturalista sicil S.IV, XXXVI(1):117-164. (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (fam. Simaroubaceae) in Sicily and historical remarks on its introduction in Italy).

- Badalamenti E, La Mantia T (2013) Stem-injection of herbicide for control of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle: a practical source of power for drilling holes in stems. iForest 6:123-126.
URL: <http://www.sisef.it/iforest/contents?id=ifor0693-006>
- Bennett AE, Strauss SY (2013) Response to soil biota by native, introduced non-pest, and pest grass species: Is responsiveness a mechanism for invasion? Biol Invasions 15(6):1343-1353.
doi:10.1007/s10530-012-0371-1
- Bray S, Kitajima K, Sylvia DM (2003) Mycorrhizae differentially alter growth, physiology, and competitive ability of an invasive shrub. Ecol Appl 13:565-574.
- Callaway RM, Bedmar EJ, Reinhart KO, Silvan CG, Klironomos JN (2011) Effects of soil biota from different ranges on *Robinia* invasion: acquiring mutualists and escaping pathogens. Ecology 92(5):1027-1035.
- Callaway RM, Mahall BE, Wicks C, Pankey J, Zabinski C (2003) Soil fungi and the effects of an invasive forb on grasses: Neighbor Identity Matters. Ecology 84(1):129-135.
- Callaway RM, Thelen GC, Rodriguez A, Holben WE (2004) Soil biota and exotic plant invasion. Nature 427:731-733. doi:10.1038/nature02322
- Cardinale M, Brusetti L, Lanza A, Orlando S, Daffonchio D, Puglia AM, Quatrini P (2010) Rehabilitation of Mediterranean anthropogenic soils using symbiotic wild legume shrubs: plant establishment and impact on the soil bacterial community structure. Appl Soil Ecol 46:1-8. DOI: 10.1016/j.apsoil.2010.05.007ASE
- Celesti-Grapow L, Pretto F, Carli E, Blasi C. (eds) (2010) Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Editrice Università La Sapienza, Roma, pp 1-208.
http://www.minambiente.it/home_it/showitem.html?lang=&item=/documenti/biblioteca/biblioteca_0011.html
- Constán-Nava S, Bonet A, Pastor E, Lledo M (2010) Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: Insights from Mediterranean protected forests. Forest Ecol Manag 260:1058-1064.
- de la Peña E, de Clercq N, Bonte D, Roiloa S, Rodríguez-Echeverría S, Freitas H (2010) Plant-soil feedback as a mechanism of invasion by *Carpobrotus edulis*. Biol Invasions 12(10):3637-3648. doi:10.1007/s10530-010-9756-1
- Domínguez Núñez JA, Salva Serrano J, Rodríguez Barreal JA, Omeñaca González JAS (2006) The influence of mycorrhization with *Tuber melanosporum* in the afforestation of a Mediterranean site with *Quercus ilex* and *Quercus faginea*. Forest Ecol Manag 231:226-233.
- Drago A, Lo Bianco B, Monterosso I (2002) Atlante climatologico della Sicilia. Assessorato Agricoltura e Foreste, Servizio Informativo Agrometeorologico Siciliano. Regione Siciliana, Palermo, Italy.

- Fierotti G (1988) Carta dei suoli della Sicilia (scala 1:250.000). Regione Siciliana, Assessorato Territorio e Ambiente. Università degli studi di Palermo, Facoltà di Agraria. Istituto di Agronomia Generale, Cattedra di Pedologia.
- Fumanal B, Plenquette C, Chauvel B, Bretagnolle F (2006) Which role can arbuscular mycorrhizal fungi play in the facilitation of *Ambrosia artemisiifolia* L. invasion in France? Mycorrhiza 17:25-35.
- Giovannetti M, Mosse B (1980) An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. New Phytol 84:489-500.
- Harner MJ, Mumme DL, Stanford JA, Rillig MC (2010) Arbuscular mycorrhizal fungi enhance spotted knapweed growth across a riparian chronosequence. Biol Invasions 12:1481-1490.
- Hierro JL, Villarreal D, Eren O, Graham JM, Callaway RM (2006) Disturbance facilitates invasion: the effects are stronger abroad than at home. The American Naturalist 168(2):144-156.
- Huebner CD, McQuattie C, Rebbeck J (2007) Mycorrhizal associations in *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae) from forested and non-forested sites. J Torrey Bot Soc 134(1):27-33.
- Jordaan LA, Johnson SD, Downs CT (2011) The role of avian frugivores in germination of seeds of fleshy-fruited invasive alien plants. Biol Invasions 13(8):1917-1930. doi:10.1007/s10530-011-0013-z
- Keane RM, Crawley MJ (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. Trends Ecol Evol 17(4):164-170.
- Klironomos JN (2002) Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities. Nature 417:67-70. doi:10.1038/417067a
- Knapp LB, Canham CD (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.
- Kowarik I, Säumel I (2007) Biological flora of central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Perspect Plant Ecol 8:207-237.
- Kulmatiski A, Beard KH, Stevens JR, Cobbold SM (2008) Plant–soil feedbacks: a meta-analytical review. Ecol Lett 11:980-992.
- Lambdon PW, 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-Grapow 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 PE (2008) Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. Preslia 80:101-149.
- Lett CN, DeWald LE, Horton J (2011) Mycorrhizae and soil phosphorus affect growth of *Celastrus orbiculatus*. Biol Invasions 13:2339-2350.
- Marler MJ, Zabinski CA, Callaway RM (1999) Mycorrhizae indirectly enhance competitive effects of an invasive forb on a native bunchgrass. Ecology 80:1180-1186.

- McGonigle TP, Miller MH, Evans DG, Fairchild GL, Swan JA (1990) A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. New Phytol 115:495-501.
- Mitchell CE, Agrawal AA, Bever JD, Gilbert GS, Hufbauer RA, Klironomos JN, Maron JL, Morris WF, Parker IM, Power AG, Seabloom EW, Torchin ME, Vázquez DP (2006) Biotic interactions and plant invasions. Ecol Lett 9(6):726-740.
- Mokany K, Raison RJ, Prokushkin AS (2006) Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. Glob Change Biol 12:84-96.
- Nijjer S, Rogers WE, Siemann E (2004) The effect of mycorrhizal inoculum on the growth of five native tree species and the invasive Chinese Tallow tree (*Sapium sebiferum*). Texas J Sci 56:357-368.
- Nijjer S, Rogers WE, Siemann E (2007) Negative plant-soil feedbacks may limit persistence of an invasive tree due to rapid accumulation of soil pathogens. P Roy Soc B-Biol Sci 274(1625):2621-2627. doi:10.1098/rspb.2007.0804
- Philip LJ, Posluszny U, Klironomos JN (2001) The influence of mycorrhizal colonization on the vegetative growth and sexual reproductive potential of *Lythrum salicaria* L. Canadian Journal of Botany 79:381-388.
- Phillips JM, Hayman DS (1970) Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. T Brit Mycol Soc 55:158-161.
- Pringle A, Bever JD, Gardes M, Parrent JL, Rillig MC, Klironomos JN (2009) Mycorrhizal symbioses and plant invasions. Annu Rev Ecol Evol S 40(1):699-715.
- Quatrini P, Gentile M, Carimi F, De Pasquale F, Puglia AM (2003) Effect of native arbuscular mycorrhizal fungi and *Glomus mosseae* on acclimatisation and development of micropropagated *Citrus limon* (L.) Burm. Journal of Horticultural Science & Biotechnology 78(1):39-45.
- Radtke A, Ambraß S, Zerbe S, Tonon G, Fontana V, Ammer C (2013) Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. Forest Ecol Manag 291:308-317. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.022
- Reinhart KO, Callaway R (2004) Soil biota facilitate *Acer* invasions in Europe and North America. Ecol Appl 14:1737-1745.
- Reinhart KO, Callaway RM (2006) Soil biota and invasive plants. New Phytol 170:445-457.
- Reinhart KO, Packer A, van der Putten WH, Clay K (2003) Plant-soil biota interactions and spatial distribution of black cherry in its native and invasive ranges. Ecol Lett 6:1046-1050.
- Richardson DM, Allsopp N, D'Antonio CM, Milton SJ, Rejmánek M (2000) Plant invasions — the role of mutualisms. Biol Rev 75:65-93.
- Säumel I (2007) Temperature effects on invasive tree species. Architecture, biomass allocation, plasticity and distribution patterns. Dissertation, Technical University of Berlin.

- Shah MA, Reshi Z, Rashid I (2008) Mycorrhizal source and neighbour identity differently influence *Anthemis cotula* L. invasion in the Kashmir Himalaya, India. *Appl Soil Ecol* 40:330-337.
- Shah MA, Reshi Z, Khasa DP (2009) Arbuscular mycorrhizas: Drivers or passengers of alien plant invasion. *Bot Rev* 75:397-417.
- Smith LL, DiTommaso A, Lehmann J, Greipsson S (2008) Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on the exotic invasive vine pale swallow-wort (*Vincetoxicum rossicum*). *Invasive Plant Science and Management* 1(2):142-152.
- Stanley MR, Koide RT, Shumway DL (1993) Mycorrhizal symbiosis increases growth, reproduction and recruitment of *Abutilon theophrasti* Medic. in the field. *Oecologia* 94:30-35.
- Trouvelot A, Kough JL, Gianinazzi-Pearson V (1986) Mesure du taux de mycorhization VA d'un système radiculaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification fonctionnelle. In: Gianinazzi-Pearson V, Gianinazzi S (eds) *Physiological and Genetical Aspects of Mycorrhizae*. INRA Press, Paris, pp 217-221.
- van der Heijden MGA (2002) Arbuscular mycorrhizal fungi as determinants of plant diversity: in search of underlying mechanisms and general principles. In: van der Heijden MGA, Sanders I (eds) *Mycorrhizal Ecology*. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp 243-265.
- van der Heijden MGA, Klironomos JN, Ursic M, Moutoglis P, Streitwolf-Engel R, Boller T, Weimken A, Sanders IR (1998) Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396:69-72.
- van der Putten WH, Klironomos JN, Wardle DA (2007a) Microbial ecology of biological invasions. *ISME J* 1:28-37.
- van der Putten WH, Kowalchuk GA, Brinkman EP, Doodeman GTA, van der Kaaij RM, Kamp AFM, Menting FBJ, Veenendaal EM (2007b) Soil feedback of exotic savanna grass relates to pathogen absence and mycorrhizal selectivity. *Ecology* 88:978-988.
- van Grunsven RHA, van der Putten WH, Bezemer TM, Tamis WLM, Berendse F, Veenendaal EM (2007) Reduced plant-soil feedback of plant species expanding their range as compared to natives. *J Ecol* 95(5):1050-1057.
- Vilà M, Tessier M, Suehs CM, Brundu G, Carta L, Galanidis A, Lambdon P, Manca M, Médail F, Moragues E, Traveset A, Troumbis AY, Hulme PE (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.
- Wang B, Qiu Y-L (2006) Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza* 16:299-363.
- Wehner J, Antunes PM, Powell JR, Caruso T, Rillig MC (2011) Indigenous arbuscular mycorrhizal fungal assemblages protect grassland host plants from pathogens. *PLoS One* 6(11):e27381.
- Wolfe BE, Klironomos JN (2005) Breaking new ground: soil communities and exotic plant invasion. *Bioscience* 55:477-487.

4.9 Stem-injection of herbicide for control of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle: a practical source of power for drilling holes in stems^{*}

Abstract

Ailanthus altissima is a well-known invasive tree in many parts of the world showing an outstanding ability to establish within woodlands and other less-disturbed habitats. Previous studies have reported that control of this species is very difficult because of its strong resprouting. Indeed, effective control can be achieved only by mechanical treatment followed by the application of a systemic herbicide. Operating drills or saws and other mechanical equipment require electric power supply which is not readily available in many invaded sites, notably shrublands and woodlands. In two study sites, we evaluated control obtained by glyphosate through a stem-injection technique and compared two sources of power for the electric drill used. More than 90% of the glyphosate-treated trees in this study appeared to be dead just 1 month after treatments, and a car battery plus inverter was the most practical electrical source for drilling stems in the field.

Keywords: Invasive Alien Species, Management Strategies, Control Technique, Glyphosate

* Articolo pubblicato su “*iForest*”, 2013, 6: 123-126. Autori: Badalamenti E. & La Mantia T. doi: 10.3832/ifor0693-006.

Introduction

Invasive species are recognized as one of the main threats to European forests, especially at regional level (Requardt et al. 2009). One of the most dangerous alien tree all around the world is *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (hereafter *A. altissima*), which is particularly widespread in temperate and Mediterranean regions (Kowarik & Saumel 2007). The species was introduced from China to Europe in the second half of the 18th century, and was initially used as an ornamental plant but later also for the urban forestation and for erosion control of steep slopes (Badalamenti et al. 2012). Nowadays it is considered a major invader in many parts of the United States (Anonymous 2012), in most of temperate and Mediterranean Europe (Lambdon et al. 2008), and throughout Italy (Celesti-Grapow et al. 2010) including Sicily (Badalamenti et al. 2012). *A. altissima* has a wide ecological range, due to its very high growth rate, effective reproductive and dissemination systems, and general lack of natural enemies (Kowarik & Saumel 2007) in its secondary range. For these reasons *A. altissima* can compete effectively against the native flora in disturbed and degraded sites, such as roadsides and other urban areas, including archaeological sites (Celesti-Grapow & Blasi 2004). *A. altissima* has also invaded natural habitats, along forest edges and open gaps (Knapp & Canham 2000), especially in the presence of anthropic disturbance. For instance, occasional fires favors *A. altissima* spread because of its impressive capacity of resprouting by injured stumps and superficial roots (Meggaro & Vila 2002, DiTomaso et al. 2006). In addition to damaging ecosystems, *A. altissima* causes serious problems for forest management (Meggaro & Vila 2002, Constan-Nava et al. 2010) because it competes directly with the woody species of silvicultural interest and makes forest utilization more difficult and expensive. Under favorable conditions, *A. altissima* can form almost pure stands, which obviously reduce biodiversity and change the abiotic characteristics of the ecosystems, including the chemical and physical characteristics of the soil (Vila et al. 2006). Within only a few years after its initial invasion and in the absence of appropriate control, this fast-growing tree makes the recovery and restoration of native vegetation extremely difficult. For these characteristics, *A. altissima* is considered a fast-growing and contamination-resistant species (Capuana 2011). The dramatic ecological consequences of *A. altissima* invasion have long been recognized especially in the Mediterranean basin, where it has been recently included in the EPIDEMIE project (“Exotic Plant Invasions: Deleterious Effects on Mediterranean Island Ecosystems”), supported by the European Commission (Traveset et al. 2008, Vila et al. 2008, Affre et al. 2010). One of the main reason why *A. altissima* is a successful invader in Mediterranean-type regions is its ability to cope with summer drought. In particular, this species is able to reduce water loss through a marked reduction in stomatal conductance and in root hydraulic

conductivity (Graves et al. 1991, Trifilo et al. 2004). Like other Mediterranean island ecosystems, Sicily has experienced substantial *A. altissima* invasion, and despite this its establishment and spread process have seldom been documented or studied. In particular this tree is able to invade a wide range of pedo-climatic environments and is increasingly common throughout the island in natural and semi-natural habitats, from sea level up to 1300 m a.s.l. (Badalamenti et al. 2012). Because of the serious damage caused by *A. altissima* worldwide, many control trials have been carried out in many different regions, including Mediterranean Europe, the United States, and Canada (Burch & Zedaker 2003, Meloche & Murphy 2006, DiTomaso & Kyser 2007, Constan-Nava et al. 2010, Bowker & Stringer 2011). These field experiences have clearly demonstrated that the eradication of *A. altissima* is extremely difficult and expensive, as mechanical treatment alone (cutting the trunk at the root collar or girdling the tree) does not kill the tree, but rather stimulates vigorous resprouting from the remaining trunk and roots (Burch & Zedaker 2003, Basnou & Vila 2009, Kowarik & Saumel 2007). Even a “double-cut stump treatment” performed each year for 5 consecutive years failed to significantly reduce the ability to resprout (Constan-Nava et al. 2010). Only the application of herbicides combined with physical treatment has effectively controlled regrowth and significantly reduced the presence of *A. altissima* in invaded areas (Burch & Zedaker 2003, Meloche & Murphy 2006, DiTomaso & Kyser 2007, Constan-Nava et al. 2010, Bowker & Stringer 2011). For example, the combined application of heavy mechanical treatments and herbicides suppressed *A. altissima* in Carrascal de la Font Roja Natural Park (Alicante Province, SE Spain), where the first signs of recovery by the natural vegetation were observed 5 years after the treatments were applied (Constan-Nava et al. 2010). One of the herbicides that has given satisfactory control of *A. altissima* is glyphosate, so that it is considered “a mainstay of woody plant vegetation management” (Blair et al. 2006). In our study we used this chemical, and we attempted to identify a practical way to control *A. altissima* in woodlands and other remote areas where main electricity is not easily accessed.

Materials and methods

The study sites

The trials were carried out at two sites near Palermo (NW Sicily) at altitudes between 50 and 100 m a.s.l. and over surfaces of about 500 m². The first site was an abandoned orchard in a suburban environment (38° 06' 28.91" N, 13° 19' 24.91" E), and the second site was a semi-natural community afforested with *Pinus halepensis* Mill (38° 05' 40.82" N, 13° 15' 41.32" E). Both sites have been heavily invaded by *A. altissima* and share a typical Mediterranean climate, with about 600 mm of rainfall per year, concentrated during the coldest months. The

average annual temperature is 19 °C (Drago et al. 2002). Despite similar climatic conditions, the two sites are ecologically different because of differences in management. At the first site, the abandonment of cultivation has enabled the rapid invasion by *A. altissima*, and although some orchard trees are still evident, *A. altissima* is the dominant species. At the second site, the presence of a simplified forest ecosystem, due to frequent human disturbance, along with the absence of control interventions, have favored *A. altissima* spread. This non-native tree is able to establish quickly in forest clearings and along forest borders, from which it gradually spreads into adjacent forested areas.

Treatments

Experiments were carried out in early August, late in the vegetative growth of *A. altissima*, when an injected herbicide is readily translocated to the roots (Hoshovsky 1988). In each site a total of 40 trees, randomly chosen, were treated with undiluted glyphosate (Myrtos® 360 SL, NUFARM Italia srl, Milan - 360 g lt⁻¹) that was injected into holes drilled into the stems. One ml of the herbicide was used when DBH (diameter at breast height) of trees was lower than 8 cm (20 trees per site), while 2 mL were used when DBH was larger than 8 cm (20 trees per site). The average DBH of the stand was 14 cm. Trunk holes were located 1 m above the soil surface, about 5 cm deep into the stem or trunk. One hole was drilled into each tree. We also compared drill bits (Krino®, Italy) with a diameter ranging from 8 to 10 mm. Drilling a few holes, we preliminarily verified that 10-mm diameter drill bits are best suited to put the fixed rate of glyphosate. The herbicide was injected with a plastic syringe. The injected holes were pointed downward (at 45°), and after injection each hole was sealed with a wound-sealing compound in order to reduce the chance of herbicide spreading from the application site to the surrounding vegetation. The canopy of the treated trees was visually assessed about 1 month (September 2011, short-term evaluation) and 8 months (April 2012, long-term evaluation) after treatments.

The control techniques applied in the field

The availability of main electricity in remote areas is a recurring problem, and we therefore compared a drill with rechargeable battery (cordless drill, Black & Decker®), and a car battery (12 V, 70 Ah, Unienergy®, Italy) plus one car battery charger (Life®, Italy), and one inverter (GBC, Italy) to transform a 12 V CC to 220V AC, as to connect the car battery to the drill - see Fig. 1). In the first site 30 stems were drilled with power system one and 10 with the power system two, while in the second site we applied only the power system two. We took

into account not only the working speed, but also technical and operational feasibility of these two possible sources of power.

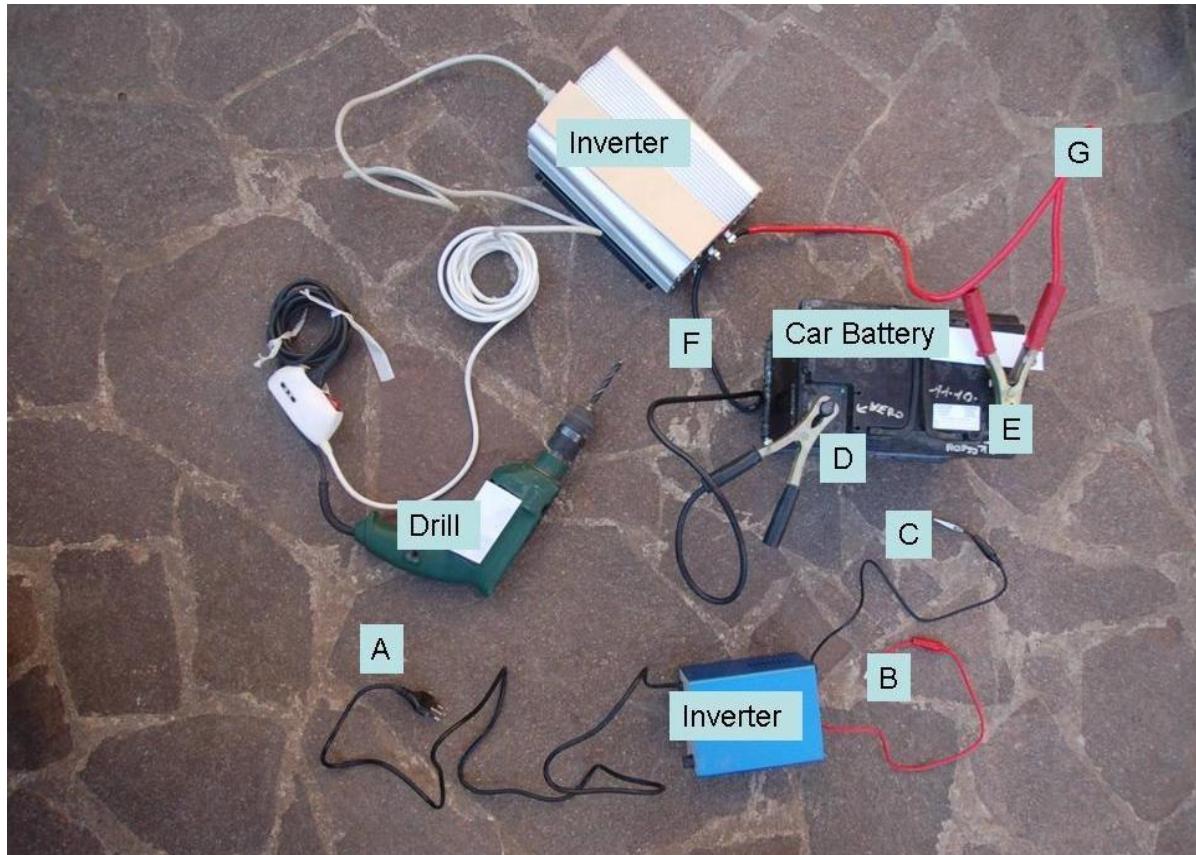


Fig. 1 - Recommended equipment for drilling for stem-injection technique. Before the battery is taken to the field, it is charged with the blue inverter, which is connected to the electricity grid via a plug (A) and connected to the battery via the positive and negative poles (B and C, which are not connected to the battery in the figure). In the field, the charged battery feeds a second inverter via cables (F and G - via the positive and negative poles D and E), and the inverter supplies power via another cable to the drill.

Results

In both studied areas more than 90% of the glyphosate-treated *A. altissima* trees appeared to be dead one month after treatments and these results were confirmed 8 months later (Tab. 1). Non-treated *Ailanthus* trees and non-target woody species within the sampling areas remained healthy. Comparing the two drilling systems adopted in the present study, we found that cordless drill usually works for no more than one hour, allowing the treatment of about 30 stems. By contrast, the second method, consisting of a fully charged car battery connected to an inverter and to the drill, allowed to drill the remaining 50 trees (10 in the first site and 40 in the second site) before running out of power. As we verified that a fully charged car battery lasts about 6 hours, up to 180 stems could be treated with a single battery recharge (Tab. 2).

Tab. 1 - Dead tree mortality of *Ailanthus altissima* after a treatment with glyphosate.

Study sites	Dead trees after	Dead trees after
	one month (%)	eight months (%)
Abandoned orchards. Trees with DBH < 8 cm	95	95
Abandoned orchards. Trees with DBH > 8 cm	90	90
<i>Pinus halepensis</i> afforestation. Trees with DBH < 8 cm	95	95
<i>Pinus halepensis</i> afforestation. Trees with DBH > 8 cm	90	90

Tab. 2 - Comparison between three electrical sources used to power the drill.

Parameters	Cordless drill	Drill (with car battery)	Electrical drill
Practical efficiency (in woods or in mountains)	High	High	None (impossible to get used)
Efficiency (number of trees treated with one charged battery)	About 30	About 180	-
Duration of a fully charged battery	Approximately one hour	Approximately six hours	-
Working speed	The highest (over small areas)	High	High (only near electrical supply)

Discussion

Effective methods for controlling *A. altissima* are urgently needed all around the world and should be immediately implemented, especially into woodlands and other forested sites heavily invaded by this fast-growing tree. Previous studies concerning the control of *A. altissima* by stem-injection of herbicides (Burch & Zedaker 2003, Meloche & Murphy 2006, DiTomaso & Kyser 2007, Constan-Nava et al. 2010, Bowker & Stringer 2011) do not provide detailed information on which application methods are practical and actually feasible in the field. In this work, we applied an effective and simple way to clear *Ailanthus*-infested areas also in faraway, hardly-accessible, rugged locations, as in many forest sites in southern Italy.

We have chosen to use the glyphosate - a non-selective systemic herbicide - because of its effectiveness in other control trials concerning *A. altissima* (e.g., Constan-Nava et al. 2010), and we chose stem-injection technique because it can be applied to many trees in fairly short

time, minimizing the quantity of required herbicide (DiTomaso & Kyser 2007, Meloche & Murphy 2006). In other experiments, glyphosate has also been used to fill the cut in trunks caused by “machete” (Buddenhagen et al. 2004), while in Palermo city (Sicily) local gardeners are used to control *Ailanthus*-infested sites by injecting glyphosate in holes created by drill. Herbicide injection has to be carried out very carefully, as glyphosate may cause skin or eyes irritation after direct exposure in humans, and also some animal species, in particular amphibians and fishes, are susceptible to poisoning (Bradberry et al. 2004, Howe et al. 2004, Ayoola 2008, Relyea & Jones 2009). This is particularly true for some glyphosate-based herbicide, which are specifically toxic in aquatic environments. However, in terrestrial ecosystems glyphosate has low mobility, as it is rapidly adsorbed by soil colloids and eventually inactivated by microbial degradation (Schuette 1998, Busse et al. 2001). For this reason, glyphosate is one of the most commonly used herbicides in natural areas (Tu et al. 2001 - see also references therein). To prevent any possible environmental risk, stem injection joined with the subsequent cover of the drilled holes is the safest technique to be used in natural habitats or in areas to be preserved. Our experiments confirmed that glyphosate injection could be a safe method of control even in presence of native significant species. According to DiTomaso & Kyser (2007), we found that the application rate of 1 mL of glyphosate per tree is effective when DBH is < 8 cm, but 2 mL is needed when $DBH \geq 8$ cm. Our results are consistent with other researches which provided a high mortality of plants treated by stem-injection or with the EZ-Ject® application system (Meloche & Murphy 2006, DiTomaso & Kyser 2007, Bowker & Stringer 2011), also in the case where sprouts following a cut-stump treatment (Harrington & Miller 2005, Meloche & Murphy 2006, DiTomaso & Kyser 2007, Constan-Nava et al. 2010). Although previous studies demonstrated that herbicide is best applied via holes drilled into the stem (e.g., DiTomaso & Kyser 2007), the electrical source to power the drill was not previously taken into consideration. Use of the electrical drill is only feasible when the electrical supply is close to the interventions areas, though the presence of long electrical cables in the field is unsafe, mainly when the terrain is rough or steep. Generators are quite efficient but are usually heavy to be carried and thus are suitable only for treating small and easily-accessible areas. A cordless drill would be the best solution, but the batteries usually cannot supply adequate power; its use is therefore discouraged unless the unit can be readily recharged or treatment has to be applied to few trees. Based on our field trials, we recommend the use as power supply of a fully charged car battery (usually delivering a peak current of 450 A). Car batteries are relatively light, can therefore be readily moved to different locations in the field, and can be used with short cables. Although they are heavier than a cordless drill, car batteries are able to supply power

for a much longer time (see Tab. 2) and so they should be suitable for *Ailanthus* control in natural settings, over wide areas and on hillsides. As for the drill regards bits, 10-cm-long and 10 mm-diameter helical bits enable to drill holes quickly and with little effort.

Conclusion

In conclusion, invasion by *A. altissima* is a serious problem all around the world, and calls for suitable solutions to hinder its unobstructed spread. Although injection of glyphosate (and of other herbicides) into holes drilled into stems kills the trees, a power supply is needed for the drill, and obtaining electrical power in remote areas can be difficult. We think that our technique could be readily applied in the field, not only in suburban areas but also in natural areas such as forests and other woodlands.

Acknowledgments

The research was performed under the Agreement with the Department of Agriculture and Forestry of the Sicilian Region: “*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)”. We thank Giuseppe La Mantia, John J. Borg, Salvatore Pasta and Davide Molone for their assistance.

References

- Affre L, Suehs CM, Charpentier S, Vila M, Brundu G, Lambdon P, Traveset A, Hulme PE (2010). Consistency in the habitat degree of invasion for three invasive plant species across Mediterranean islands. *Biological Invasions* 12: 2537-2548. - doi: 10.1007/s10530-009-9662-6
- Anonymous (2012). Tree of heaven. The Invasive Plant Atlas of the United States, no. 309. [online] URL: <http://www.invasiveplantatlas.org/subject.html?sub=3003>
- Ayoola SO (2008). Toxicity of glyphosate herbicide on Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) juvenile. *African Journal of Agricultural Research* 3 (12): 825-834. [online] URL: <http://www.academicjournals.org/ajar/pdf/pdf%202008/Dec/Ayoola.pdf>
- Badalamenti E, Barone E, Pasta S, Sala G, La Mantia T (2012). *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (fam. Simaroubaceae) in Sicilia e cenni storici sulla sua introduzione in Italia (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (fam. Simaroubaceae) in Sicily and historical remarks on its introduction in Italy). *Il Naturalista siciliano* S. IV, 36 (1): 117-164.
- Başnou C, Vilá M (2009). *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, tree of heaven (Simaroubaceae, Magnoliophyta). In: “Handbook of alien species in Europe” (DAISIE ed). Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 342.

- Blair MP, Zedaker SM, Seiler JR, Hipkins PL, Burch PL (2006). Evaluation of rapid screening techniques for woody plant herbicide development. *Weed Technology* 20: 971-979. - doi: 10.1614/WT-05-123.1
- Bowker D, Stringer J (2011). Efficacy of herbicide treatments for controlling residual sprouting of tree-of-heaven. In: Proceedings of the “17th Central Hardwood Forest Conference” (Fei S, Lhotka JM, Stringer JW, Gottschalk KW, Miller GW eds). Lexington (KY, USA) 5-7 April 2010. Northern Research Station, USDA Forest Service, pp. 128-133.
- Bradberry SM, Proudfoot AT, Vale JA (2004). Glyphosate poisoning. *Toxicological Reviews* 23 (3): 159-167. - doi: 10.2165/00139709-200423030-00003
- Buddenhagen CE, Renteria JL, Gardener M, Wilkinson SR, Soria M, Yanez P, Tye A, Valle R (2004). The control of a highly invasive tree *Cinchona pubescens* in Galapagos. *Weed Technology* 18: 1194-1202. - doi: 10.1614/0890-037X(2004)018[1194:TCOAH]2.0.CO;2
- Burch PL, Zedaker SM (2003). Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover. *Journal of Arboriculture* 29: 18-24. [online] URL: <http://www.utilityarborist.org/images/Historical%20Articles/JOA%20Jan03.pdf>
- Busse MD, Ratcliff AW, Shestak CJ, Powers RF (2001). Glyphosate toxicity and the effects of long-term vegetation control on soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 1777-1789. - doi: 10.1016/S0038-0717(01)00103-1
- Capuana M (2011). Heavy metals and woody plants - biotechnologies for phytoremediation. *iForest* 4: 7-15. - doi: 10.3832/ifor0555-004
- Celesti-Grapow L, Blasi C (2004). The role of alien and native weeds in the deterioration of archaeological remains in Italy. *Weed Technology* 18: 1508-1513. - doi: 10.1614/0890-037X(2004)018[1508:TROAAN]2.0.CO;2
- Celesti-Grapow L, Pretto F, Carli E, Blasi C (2010). Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d’Italia. Casa Editrice Universita La Sapienza, Roma, Italy, pp. 208.
- Constan-Nava S, Bonet A, Pastor E, Lledo M (2010). Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: insights from Mediterranean protected forests. *Forest Ecology and Management* 260: 1058-1064. - doi: 10.1016/j.foreco.2010.06.030
- DiTomaso JM, Kyser GB (2007). Control of *Ailanthus altissima* using stem herbicide application techniques. *Arboriculture and Urban Forestry* 33: 55-63.
- DiTomaso JM, Brooks ML, Allen EB, Minnich R, Rice PM, Kyser GB (2006). Control of invasive weeds with prescribed burning. *Weed Technology* 20: 535-548. - doi: 10.1614/WT-05-086R1.1
- Drago A, Lo Bianco B, Monterosso I (2002). Atlante climatologico della Sicilia. Assessorato Agricoltura e Foreste, Servizio Informativo Agrometeorologico Siciliano, Regione Siciliana, Palermo, Italy.

- Graves WR, Joly RJ, Dana MN (1991). Water use and growth of honey locust and tree of-heaven at high root-zone temperature. *HortScience* 26: 1309-1312. [online] URL: <http://hortsci.ashpublications.org/content/26/10/1309.full.pdf+html>
- Harrington TB, Miller JH (2005). Effects of application rate, timing, and formulation of Glyphosate and Triclopyr on control of Chinese Privet (*Ligustrum sinense*). *Weed Technology* 19: 47-54. - doi: 10.1614/WT-03-220R2
- Hoshovsky MC (1988). Element stewardship abstract for *Ailanthus altissima*, The Nature Conservancy, Arlington, VA, USA. [online] URL: <http://www.invasive.org/gist/esadocs/documents/ailaalt.pdf>
- Howe CM, Berrill M, Pauli BD, Helbing CC, Werry K, Veldhoen N (2004). Toxicity of glyphosate-based pesticides to four North American frog species. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (8): 1928-1938. - doi: 10.1897/03-71
- Knapp LB, Canham CD (2000). Invasion of an old-growth forest in New York by *Ailanthus altissima*: sapling growth and recruitment in canopy gaps. *Journal of The Torrey Botanical Society* 127: 307-315. - doi: 10.2307/3088649
- Kowarik I, Saumel I (2007). Biological flora of central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 8: 207-237. - doi: 10.1016/j.ppees.2007.03.002
- Lambdon PW, 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-Grapow L, Chassot P, Delipetrou P, Josefsson M, Kark S, Klotz S, Kokkoris Y, Kuhn I, Marchante H, Perglova I, Pino J, Vila M, Zikos A, Roy D, Hulme PE (2008). Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101-149. [online] URL: <http://www.preslia.cz/P082Lam.pdf>
- Meggaro Y, Vila M (2002). Distribucion y regeneracion despues del fuego de dos especies exóticas *Ailanthus altissima* y *Robinia pseudoacacia* en el Parque de Collserola (Barcelona). *Montes* 68: 25-33.
- Meloche C, Murphy SD (2006). Managing tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) in parks and protected areas: a case study of Rondeau Provincial Park (Ontario, Canada). *Environmental Management* 37: 764-772. - doi: 10.1007/s00267-003-0151-x
- Relyea RA, Jones DK (2009). The toxicity of Roundup Original Max® to 13 species of larval amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28 (9): 2004-2008. - doi: 10.1897/09-021.1
- Requardt A, Schuck A, Kohl M (2009). Means of combating forest dieback - EU support for maintaining forest health and vitality. *iForest* 2: 38-42. - doi: 10.3832/ifor0480-002
- Schuette J (1998). Environmental fate of glyphosate. *Environmental Monitoring and Pest Management*, Dept. of Pesticide Regulation, Sacramento, CA, USA. [online] URL: <http://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/pubs/fatememo/glyphos.pdf>

- Traveset A, Brundu G, Carta M, Mprezetou I, Lambdon P, Manca M, Medail F, Moragues E, Rodriguez-Perez J, Siamantziouras S, Suehs CM, Troumbis A, Vila M, Hulme PE (2008). Consistent performance of invasive plant species within and among islands of the Mediterranean basin. *Biological Invasions* 10: 847-858. - doi: 10.1007/s10530-008-9245-y
- Trifilò P, Raimondo F, Nardini A, Lo Gullo MA, Salleo S (2004). Drought resistance of *Ailanthus altissima*: root hydraulics and water relations. *Tree Physiology* 24: 107-114. - doi: 10.1093/treephys/24.1.107
- Tu M, Hurd C, Randall JM, The Nature Conservancy (2001). Weed control methods handbook: tools and techniques for use in natural areas. Report no. 533, Utah Regional Depository, U.S. Government Documents, Utah State University, USA. [online] URL: <http://digitalcommons.usu.edu/govdocs/533>
- Vila M, Tessier M, Suehs CM, Brundu G, Carta L, Galanidis A, Lambdon P, Manca M, Medail F, Moragues E, Traveset A, Troumbis AY, Hulme PE (2006). Local and regional assessment of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography* 33: 853-861. - doi: 10.1111/j.1365-2699.2005.01430.x
- Vila M, Siamantziouras A-SD, Brundu G, Camarda I, Lambdon P, Medail F, Moragues E, Suehs CM, Traveset A, Troumbis AY, Hulme PE (2008). Widespread resistance of Mediterranean island ecosystems to the establishment of three alien species. *Diversity and Distributions* 14: 839-851. - doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00503.x

4.10 Seasonal effect on resprouting ability of stems treated by glyphosate in the invasive tree *Ailanthus altissima*^{*}

ABSTRACT

Reliable methods to control *Ailanthus altissima* are increasingly needed if we are to eradicate it and limit its well recognized ecological and economic impacts. Up to now herbicides have proven to be absolutely necessary because after a mechanical damage *Ailanthus* vigorously resprout from stump or roots. Several techniques and chemicals may be successfully adopted. However, the seasonal response of *Ailanthus* stems treated by herbicides has never been quantified. We compared the efficacy of control obtained in three seasons — autumn (November), winter (February) and summer (July) — in an abandoned citrus grove in Sicily, under typical Mediterranean-climate conditions. Glyphosate, a very common systemic herbicide, was injected into holes made by drill in cut trees at knee height (CTKH). Application rate was chosen according to diameter at knee height (DKH). The resprouting ability of stems treated by glyphosate through CTKH technique was significantly affected by application timing. Despite the mean number of sprouts from surviving stems was not significantly different among seasons, sprouts growth rate after November treatments was significantly lower than in the other two seasons. Moreover, in the latter season, all stems (100%) smaller than 8 cm in DKH and 80% of those with a DKH ranging from 8 to 15 cm were dead 2 years after treatments. Hence, autumn treatments are strongly recommended to effectively treat *Ailanthus* because they caused high tree mortality, a significant curbing in regenerative capacity of treated stems, as well as a reduction of the needed follow-up treatments. Our results confirmed the importance of early intervention to control dangerous invasive species such as *Ailanthus altissima*, and showed that the choice of season is crucial to obtain a satisfactory control of resprouting ability.

Key words: Alien tree, control techniques, herbicide, stem injection, Mediterranean basin

* Articolo in preparazione. Autori: Badalamenti E. & La Mantia T.

INTRODUCTION

Invasive alien species are widely acknowledged as a major threat to socio-economical activities, preservation of biological diversity, as well as human health (Mack et al. 2000). Urgent interventions are hence needed to tackle this global environmental issue, especially focusing on most harmful species, in order to contain their rising spread and damaging effects. Along the introduction-naturalization-invasion continuum, the efficacy of invasive species' control becomes much higher, and the costs much lower, as soon as we are able to act (Myers et al. 2000). Thus, timeliness of intervention is of paramount importance if we are to obtain a successful control. Beyond certain levels of spread, total elimination is virtually impossible and impracticable, unless huge costs may be supported for long time. This is the case of many invasive plants, for which a useful approach is to identify areas with different priority interventions so as to better allocate economic and human resources where it is more necessary and effective control can be achieved (van Wilgen et al. 2012). Eradication, that is the complete removal of any living population and propagule of a given species from a defined area, may be performed through physical, chemical or biological means. Biological control appears to be the most effective and cost-savings method to eradicate invasive plants; for instance, control based on living organisms has proven to significantly reduce the invasive potential of many Australian Acacias (Impson et al. 2004). However, the long experimentation time and the difficulty in identifying suitable biocontrol agents make such a choice not applicable to all target species, at least in a short-time perspective (Langeland et al. 2011). Thus, physical treatments, such as cut stump or girdling, become necessary for many invasive plants, and these are generally performed in combination with the application of herbicides. Such an intervention required more attention, careful management and economic investment than simple mechanical control, because the use of herbicides implies that application rate, the technique performed and the type of chemical are chosen, also taking into account all the possible environmental risks. The use of chemicals, despite being generally avoided or severely regulated in natural areas, is now worldwide considered as an inevitable and important tool for controlling invasive plants. Many protected areas and natural parks frequently include such control strategies in their management plans (Tu et al. 2001; Constán-Nava et al. 2007). One of the most prominent woody invader worldwide is *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (also known as Tree-of-Heaven), a fast-growing deciduous tree that is particularly aggressive and widespread in temperate and Mediterranean-climate areas (Kowarik and Saumel 2007; Vilà et al. 2006). The broad use, as ornamental or for afforestation purposes, and its peculiar ecophysiological and reproductive traits favoured the

naturalization and spread of *Ailanthus* from its native range - China and North Vietnam - to Europe, USA and many other regions all around the world (Kowarik and Saumel 2007).

Ailanthus reproduces effectively either by seed or via root sprouts, may survive under a wide range of ecological conditions, its winged seeds are perfectly adapted to long-dispersal distances, and it has a particularly high grow rate at the seedling stage. Moreover, *A. altissima* is well known for its outstanding ability to cope with human or natural disturbance, because it may vigorously resprout either from injured stem, root collar or lateral roots (Aldrich et al. 2010; Bowker and Stringer 2011; Maringer et al. 2012). Even root fragments 1-cm long and some mm-wide are able to produce new suckers (Inverso and Bellani 1991). In addition, main highways and railways, where *Ailanthus* commonly occurs, may act as a substantial source of seed to neighboring natural and seminatural areas, thus increasing its rate of spread (Aldrich et al. 2010; McAvoy et al. 2012).

Under competitive environments *Ailanthus* may also use its allelopathic compounds to overcome native co-occurring species, especially during the early stages of life (Gomez-Aparicio and Canham 2008), when competition for resources is generally higher. Despite being typically occurring in urban and frequently disturbed sites, in recent years *Ailanthus* has been increasingly able to establish within woodlands, shrublands, grasslands and riparian areas, where it represents a growing threat for conservation of native habitats as well as ecosystem functioning (Fotiadis et al. 2011; Traveset et al. 2008).

Indeed, in the last few years, many control trials have been carried out all around the world with the aim at identifying the most suitable control techniques to eradicate effectively *Ailanthus* (e.g. Burch and Zedaker 2003; Meloche and Murphy 2006; DiTomaso and Kyser 2007; Constán-Nava et al. 2010; Bowker and Stringer 2011). The main common result of previous studies is that only physical treatment joined with herbicides application is really effective in significantly curtailing *Ailanthus* resprouting ability, thus allowing recovery by natural vegetation and ecological restoration of native habitats.

In Sicily, as in most of Mediterranean countries and islands (Vilá et al. 2006), *Ailanthus* is a serious plant invader, with an outstanding competitive ability against local species. Its wide presence is associated to a reduction of local biodiversity as well as deep alteration of ecosystem and landscape characters (Traveset et al. 2008; Badalamenti et al. 2012). Secondary succession is totally hampered by *Ailanthus*, which is able to establish monospecific and rather close stands. Also Mediterranean woodlands and grasslands, especially if subjected to anthropogenic disturbance or exploited, may be exposed to *Ailanthus* invasion and to its related negative ecological effects. The widespread presence within protected areas such as natural parks or Sites of Community Importance (SCI) make

Ailanthus control a high priority in the conservation strategies of native Mediterranean ecosystems (Badalamenti et al. 2012; Constán-Nava et al. 2010).

We investigated the effect of the season on resprouting ability of *Ailanthus* stems treated by glyphosate. This influence has never been quantified in previous works and could give useful information for an effective and cost-saving control of *Ailanthus* in invaded areas. Glyphosate is a common systemic herbicide that has been successfully tested against *Ailanthus* through different techniques such as cut stump, stump injection and stem injection, or hack-and-squirt (Meloche and Murphy 2006; DiTomaso and Kyser 2007; Constán-Nava et al. 2010; Bowker and Stringer 2011; Badalamenti and La Mantia 2013). Only stump injection was found to be ineffective (DiTomaso and Kyser 2007). In our study, the herbicide was applied through stem injection technique in three seasons: autumn, winter and summer, corresponding to different *Ailanthus* phenological phases: just prior to winter dormancy (November), during winter dormancy (February) and during full vegetative growth (July). Spring treatments, at the beginning of the vegetative growth, were not included because phloem transport is initially directed towards aboveground organs and not roots (Hoshovsky 1988; DiTomaso and Kyser 2007), which must be reached to definitely kill the trees and impede resprouting. Our main goal was to identify the most suitable season to effectively eradicate *Ailanthus* through a stem injection technique. The percentage of dead trees, as well as the number and the height of the potential sprouts were evaluated to test the efficacy of the treatments.

MATERIALS AND METHODS

Study site

The trials were carried out on the campus of the University of Palermo ($38^{\circ} 06' 24.46''$ N, $13^{\circ} 21' 02.58''$ E; 45 m a.s.l.), over surfaces of about 1 ha. The study site is characterized by a typical Mediterranean climate, with mean yearly rainfall of about 600 mm, concentrated during the coldest months, and mean yearly temperature of 19° C (Drago et al. 2002). The soil is “Terra Rossa”, developed on Cretaceous limestone formations and on Pleistocene calcarenite platforms. Some 50 years ago, *Ailanthus* was originally planted for ornamental purposes near an orchard, but soon after it became naturalized. Then, because of the total absence of control, it has been able to establish and consistently spread since last twenty years. Although some orchard trees, mainly *Citrus* spp., are still occurring in the area, *Ailanthus* (Tree-of-Heaven) is now the dominant species and the increase of its cover in the next years is very likely.

Experimental Design

Control trials were performed just before winter dormancy (8 November 2011, hereafter NOV), during winter dormancy (17 February 2012, hereafter FEB), and in the middle of the growing season (2 July 2012, hereafter JUL). In our study site winter dormancy of *Ailanthus* starts on early November and lasts for the whole month of March. Overall, 90 plants were treated, 30 per season. According to the diameter at knee height (DKH), trees with a DKH \leq 8 cm received 1 ml of glyphosate, whereas 2 ml were applied to trees having a DKH ranging from 8 to 15 cm. 15 replicates per class diameter were considered. 9 plants with a DKH $>$ 15 cm, three per season, were also treated but results have not been statistically analyzed because of the small number. Final assessment was made on December 2013, corresponding to 24, 21 and 16 months after NOV, FEB and JUL treatments (MAT), respectively. Tree clumps were not taken into account. To assess the effect of the season, we evaluated the percentage of dead trees, as well as the number and height of resprouts originating from treated stems. Differences among seasons, within each diameter class, were compared in a one-way ANOVA using SYSTAT[®] ver.12.02.00 software.

Control Techniques

Glyphosate (Myrtos[®] 360 SL, NUFARM Italia srl, Milan - 360 g ae/L), a systemic non-selective herbicide, was applied by means of a plastic syringe directly on the cut surface of tree at knee height (CTKH). We chose this technique because was considered more practical and easy to perform than stump injection. Injection into holes made by drill allows to minimize the chance to spread the herbicide in the surrounding habitats or towards non-target plants, and also make it easier to dose the required rate of herbicide. Each cut trunk, soon after the injection was made, has been covered with black plastic bags, so as to avoid any possible contact between the herbicide and the environment. Cutting at knee height, than at the base of the trunk, facilitates the covering of the cut surface with plastic bags.

RESULTS

Application timing significantly affected mortality and resprouting ability of treated *Ailanthus* stems. Within the same diameter class, tree mortality was clearly higher in NOV treatments than in the other two seasons (FEB and JUL), whereas the lowest tree mortality was reached in FEB. Tree mortality achieved 100%, or was slightly less, in NOV and LUG treatments, respectively, whereas in FEB was just more than 70%. In all seasons, efficacy was greatly reduced in larger plants, in which the mortality has dropped by about 20% in NOV and FEB, and by 25% in JUL, where it is found to be just above 50% (Table 1).

Table 1. Percentage of dead trees (%) in relation to glyphosate application timing and stem diameter.

Stem diameter (cm)	Season		
	November 2011	February 2012	July 2012
≤ 8	100.0	73.3	93.3
8-15	80.0	53.3	66.7

As regards plants with a DKH ≤ 8 cm, data are not shown because no stem and just one had survived in NOV and JUL, respectively. In larger plants (DKH = 8-15 cm), the mean number of sprouts per surviving stem did not differ among seasons (Table 2). However, the mean height of sprouts was significantly lower in NOV than in FEB e JUL, where exceeded 1 m (Table 2).

Table 2. Number and height of sprouts as influenced by season (mean \pm SE). Different letters after mean values represent significant differences at $P < 0.05$ after Tukey's HSD range test. Data are referred only to surviving stems. \ddagger : unique value.

Parameter	Season		
	November 2011	February 2012	July 2012
Sprouts number ($n^\circ \cdot \text{stem}^{-1}$)	5.20 a	3.33 a	3.90 a
Sprout height (cm)	57.14 b	111.60 a	130.55 a

DISCUSSION

Ailanthus is a prominent woody invader all around the world and particularly in the Mediterranean basin, where has invaded many habitat types including seminatural woodlands and grasslands (Constán-Nava et al. 2010). The adoption of appropriate and cost-savings control strategies to combat it appears hence more urgent than ever. Up to now systemic herbicides has provided the most effective and practical tool available (Langeland et al. 2011), despite the potential environmental risks associated with their use. Physical treatments alone stimulate vigorous stump resprouting and/or root suckering by *Ailanthus*, worsening the degree of invasion (e.g. Bowker and Stringer 2011). Many different application techniques, cutting mode and type of chemicals are currently available to deal with *Ailanthus*, but no

seasonal comparison of the efficacy of treatments has been tested hitherto. We found that *Ailanthus* control is significantly affected by application timing and rate of herbicide used during the experiment. This was somehow expected because it is known that the ability to recover following stem cutting in native and non-native hardwoods is affected by time of cutting (Snyder 1999). The best season to perform control interventions appears to be late during the growing season but before leaf drop, that is in October-November in our study site. All the stems (100%) smaller than 8 cm in DKH were dead 2 years after treatments, while mortality reached up to 80% in plants with a DKH ranging from 8 to 15 cm. Accordingly, 2 ml of glyphosate have proven not to be enough to kill all the larger *Ailanthus* stems, pointing out the crucial importance to treat invaded stands as soon as possible. This is further confirmed by the fact that all the stems larger than 15 cm in DKH have survived after treatment, irrespective of the season.

Despite the mean number of sprouts was not significantly different among seasons, sprouts emerging from stem cut in November were significantly lower than in the other two seasons. This suggests that the translocation of the herbicide to the root system has been much more effective in November so that the subsequent sprouts have had reduced availability of resources to sustain their growth. A higher effectiveness of fall treatments was also detected in the control of *Ligustrum sinense* Lour., a deciduous shrub treated by glyphosate through foliar spray application (Harrington & Miller 2005).

Conversely, both winter (FEB) and summer (JUL) treatments gave unsatisfactory control. FEB appears to be the worst season to treat *Ailanthus* stems because more than 25% of the smaller stems (DKH < 8 cm), and about a half of the larger stems (DKH = 8-15 cm) have survived. JUL treatments killed almost all the smaller stems, but as much as 35% of the larger stems vigorously resprouted, producing sprouts about twice as higher as in NOV treatments. Furthermore, the growth rate of sprouts has been necessarily higher in JUL than in FEB, because after summer (JUL 12) the treated plants have had less time to recover. We recommend that glyphosate application is performed just before winter dormancy. Such a choice should contribute to reach high tree mortality, a significant curbing in regenerative capacity of treated stems, as well as a reduction of the needed follow-up treatments.

As regards the mode of glyphosate application, there are several options currently available to apply herbicide into *Ailanthus* stems (e.g. DiTomaso & Kyser, 2007; Bowker and Stringer 2011), and the choice should depend on the physical characteristics of the invaded sites (slope, aspect, stoniness), as well as on funding and skilled personnel availability. For instance, injection is the safest technique to minimize environmental risks posed by herbicides, so that it is strongly recommended in natural reserves and protected areas, or in

their immediate proximity, where the use of chemicals is generally forbidden or severely regulated.

Although the injection into standing trees may facilitate the subsequent cutting and removal of dead plants (DiTomaso & Kyser, 2007), the cut made on living plants, and contextually to the application of glyphosate, provides some important benefits, that should not be overlooked. First of all, the number of required operations in the control interventions is lower and a reduction of the economic costs is thus expected. Then, winds may easily cause the collapse of the dead branches of *Ailanthus* (pers. obs.; DiTomaso et al. 2013), posing at risk both forest workers operating in the field and surrounding vegetation. At last, evaluation performed on cut trees is more easy and objective than on standing trees, for which the use of a subjective scale is necessary (e.g. Meloche and Murphy 2006).

Our results, in accordance with previous works, has confirmed that a definitive eradication of *Ailanthus* from long-time invaded habitats is such an ambitious goal to achieve, especially with a single treatment and against large plants. However, an effective and relatively cost-savings control can be achieved intervening late during the growing season and against plants with a basal diameter or at knee height not larger than 10 cm.

Acknowledgements

We are really grateful to the forest workers of the Department of Agricultural and Forest Sciences (DSFA) of Palermo for their valuable support in field activities.

Literature Cited

- Aldrich, P. R., J. S. Briguglio, S. N. Kapadia, M. U. Morker, A. Rawal, P. Kalra, C. D. Huebner, and G. K. Greer. 2010. Genetic structure of the invasive tree *Ailanthus altissima* in eastern United States cities. *J. Bot.*:9 pp.
- Badalamenti, E. and T. La Mantia. 2013. Stem-injection of herbicide for control of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle: a practical source of power for drilling holes in stems. *iForest* 6:123-126.
URL:<http://www.sisef.it/iforest/contents?id=ifor0693-006>
- Badalamenti, E., E. Barone, S. Pasta, G. Sala, and T. La Mantia. 2012. *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (fam. Simaroubaceae) in Sicilia e cenni storici sulla sua introduzione in Italia. *Naturalista sicil.* XXXVI(1):117-164. (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (Simaroubaceae) in Sicily and historical remarks on its introduction in Italy).
URL:<http://www.sssn.it/PDF/PDF%20NS%2036/117-164.pdf>
- Bowker, D. and J. Stringer. 2011. Efficacy of herbicide treatments for controlling residual sprouting of Tree-Of-Heaven. Proceedings of the 17th Central Hardwood Forest Conference. Lexington, KY April 5-7, 2010:128-133.

- Burch, P. L. and S. M. Zedaker. 2003. Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover. *J. Arboric.* 29:18-24.
- Constán-Nava, S., A. Bonet, B. Terrones, and J. L. Albors. 2007. Plan de actuacion para el control de la especie *Ailanthus altissima* en el Parque Natural del Carrascal de la Font Roja. Alicante. *Bol. Europarc.* 24:34-38.
- Constán-Nava, S., A. Bonet, E. Pastor, and M. Lledo. 2010. Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: Insights from Mediterranean protected forests. *Forest Ecol. Manag.* 260:1058-1064.
- DiTomaso, J. M. and G. B. Kyser. 2007. Control of *Ailanthus altissima* using stem herbicide application techniques. *Arboric. Urban For.* 33:55-63.
- DiTomaso, J. M., G. B. Kyser, S. R. Oneto, R. G. Wilson, S. B. Orloff, L. W. Anderson, S. D. Wright, J. A. Roncoroni, T. L. Miller, T. S. Prather, C. Ransom, K. G. Beck, C. Duncan, K. A. Wilson, and J. J. Mann. 2013. *Weed Control in Natural Areas in the Western United States*. Weed Research and Information Center, University of California, 544 pp.
- Fotiadis G., A. P. Kyriazopoulos, and I. Fraggakis. 2011. The behaviour of *Ailanthus altissima* weed and its effects on natural ecosystems. *J. Environ. Biol.* 32:801-806.
- Gomez-Aparicio, L. and C. D. Canham. 2008. Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *J. Ecol.* 96(3):447-458.
- Harrington, T. B. and J. H. Miller. (2005). Effects of application rate, timing, and formulation of Glyphosate and Triclopyr on control of Chinese Privet (*Ligustrum sinense*). *Weed Technol.* 19:47-54. doi: 10.1614/WT-03-220R2
- Hoshovsky, M. C. 1988. Element Stewardship Abstract for *Ailanthus altissima*. Arlington, Virginia: The Nature Conservancy. URL: <http://www.invasive.org/gist/esadocs/documents/ailaalt.pdf>
- Impson, F. A. C., V. C. Moran, and J. H. Hoffmann. 2004. Biological control of an alien tree, *Acacia cyclops*, in South Africa: impact and dispersal of a seed-feeding weevil, *Melanterius servulus*. *Biol. Cont.* 29:375-381.
- Inverso, A. and I. Bellani. 1991. Origin and development of *Ailanthus glandulosa* Desf. root suckers. *Giorn. Bot. Ital.* 125: 39-45.
- Langeland, K. A., J. A. Ferrell, B. Sellers, G. E. MacDonald, and R. K. Stocker. 2011. Integrated Management of Nonnative Plants in Natural Areas of Florida. University of Florida, IFAS publication SP 242: 27 pp. <http://edis.ifas.ufl.edu/pdffiles/wg/wg20900.pdf>
- Mack, R., D. Simberloff, W. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, and F. A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecol. Appl.* 10:689-710
- Maringer, J., T. Wohlgemuth, C. Neff, G. B. Pezzatti, and M. Conedera. 2012. Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 207(1):19-29.

- McAvoy, T. J., A. L. Snyder, N. Johnson, S. M. Salom, and L. T. Kok. 2012. Road survey of the invasive tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) in Virginia. Invasive Plant Science and Management 5(4):506-512.
- Meloche, C. and S. D. Murphy. 2006. Managing tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) in parks and protected areas: a case study of Rondeau Provincial Park (Ontario, Canada). Environ. Manag. 37(6):764-772.
- Myers, J. H., D. Simberloff, A. M. Kuris, and J. R. Carey. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. Trends Ecol. Evol. 15(8):316-320.
- Snyder, J. R. 1999. Seasonal variation in resprouting ability of native and exotic hardwoods in south Florida. In: Jones D.T & Gamble B.W. (eds.). Proceedings of a Joint Conference of the Exotic Pest Plant Council and the Florida Native Plant Society. Florida, June 4-7 1998: 257-269. <http://www.fleppc.org/proceedings/contents.htm>
- Traveset, A., G. Brundu, M. Carta, I. Mprezetou, P. Lambdon, M. Manca, F. Médail, E. Moragues, J. Rodriguez-Perez, S. Siamantziouras, C. M. Suehs, A. Troumbis, M. Vilà, and P. E. Hulme. 2008. Consistent performance of invasive plant species within and among islands of the Mediterranean basin. Biol. Invasions 10:847-858.
- Tu, M., C. Hurd, and J. M. Randall. 2001. Weed control methods handbook: tools and techniques for use in natural areas. The Nature Conservancy, report no. 533, Utah Regional Depository, U.S. Government Documents, Utah State University, USA.
URL:<http://digitalcommons.usu.edu/govdocs/533>
- van Wilgen, B.W., G.G Forsyth, D.C. Le Maitre, A. Wannenburgh, J.D.F. Kotzé, E. van den Berg, and L. Henderson. (2012). An assessment of the effectiveness of a large, national-scale invasive alien plant control strategy in South Africa. Biol. Conserv. 148(1):28-38.
- Vilà, M., M. Tessier, C. M. Suehs, G. Brundu, L. Carta, A. Galanidis, P. Lambdon, M. Manca, F. Médail, E. Moragues, A. Traveset, A. Y. Troumbis, and P. E. Hulme. 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.

4.11 Relationship between recruitment and mother plant vitality in the invasive alien species *Acacia cyclops*^{*}

Abstract

Acacia cyclops is a serious invader in Mediterranean-climate regions. However, in the Mediterranean Basin its naturalization dates back a few years ago, and the invasion process has not been studied hitherto. We investigated seedlings recruitment strategy adopted by *A. cyclops* in a small island (Lampedusa, Italy) where its natural regeneration was strictly confined under mother plants canopy. Healthy plants (DCP), plants at incipient senescence (SCP) and dead plants (DP) were distinguished according to vitality and canopy status. Living plants were also characterized in relation to leaf C and N isotope composition. Regeneration pattern (seedlings and saplings abundance) was related to the microclimatic differences (soil temperature, air temperature and humidity, soil nutrients, light) observed between canopies and adjacent open areas, and among canopy types. Living canopies ensure milder conditions, reducing extreme values as well as fluctuations between night and day. However, beneath canopies (DP, SCP and DCP) seedlings may benefit from significantly higher soil nutrients content than in the outside, while light availability was much higher under DP. Saplings:seedlings ratio was found to be around 12 under DP, while under SCP it was slightly higher than 1, and just less than 0.5 under DCP. Also, saplings growth was significantly higher under SCP and DP, suggesting a prominent role of light in driving seedlings recruitment. Isotope analysis (C and N) provided ecophysiological information in relation to changes in canopies structure. Thus, while seedling stage appears to be more nutrient-limited, subsequent sapling stage is much more light-limited. Our study provides clear evidence that senescent canopies are better facilitators than alive in accelerating invasion process of *A. cyclops*.

Keywords: seedling establishment, soil fertility, Mediterranean islands, stable isotopes, Australian Acacias

* Articolo inviato il 04/12/2013 a “Biological Invasions”. Autori: Badalamenti E., Gristina L., La Mantia T., Novara A., Pasta S., Lauteri M., Fernandes P., Correia O. & Máguas C. In data 15/01/2014 l’articolo risulta in fase di “Reviewers Assigned”.

Introduction

Australian Acacias are among the most widespread and prominent invaders within Mediterranean-type ecosystems, where they are able to produce major changes in species composition and ecosystem functioning, and thus threatening local biodiversity (Holmes and Cowling 1997; Hellmann et al. 2010). For instance, many *Acacia* spp. establish almost pure stands in South African fynbos and greatly increase N soil content, especially, but not only, due to N₂ symbiotic fixation. In fact, the slow decomposition rates of phyllodes may lead to a litter accumulation significantly higher in invaded than in uninvaded areas (Witkowski 1991a; Yelenik et al. 2007), with strong and lasting ecological consequences (Marchante et al. 2011), especially where native species are adapted and evolved under low-resources ecosystems (Witkowski 1991a).

A well known invader is *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don (Fam. Fabaceae), an evergreen shrub native of southwestern Australia (Cronk and Fuller 1995) belonging to the subgenus *Phyllodineae*, which includes 23 species with invasive behavior elsewhere (Richardson and Rejmánek 2011). *A. cyclops* has been widely used for stabilization of coastal areas and for afforestation purposes in semiarid regions, owing to its drought and salt resistance, being capable of establishing and survival in areas with low annual rainfall (250-300 mm: Gill 1985; Witkowski 1994). Like other *Acacia* species (Werner et al. 2010), *A. cyclops* is well adapted to Mediterranean climate and poor-nutrients environments, where it may regenerate and show a high competitive ability and a better acquisition of limiting resources, compared with that of native coexisting species (Morris et al. 2011). In particular, it is considered a serious invader in South Africa and in Portugal (Witkowski 1994; Henderson 2007; de Almeida and Freitas 2006), where its invasiveness is mainly due to its large and persistent soil-stored seed bank (Milton and Hall 1981; Richardson and Kluge 2008). Seedlings fast growth rates (Witkowski 1991b) and the long-distance seed dispersal provided by birds (Glyphis et al. 1981) exacerbate the invasive character of the species. Even if only 20-40% of seed population remains dormant in the soil after 1 year (Holmes and Moll 1990), the annual seed production is very high (1977 seeds/m²; Milton and Hall 1981) so that in time the seed bank can grow up to 7792 seeds/m² (Holmes 1989). When established on a given area, nitrogen enrichment joint with litter accumulation, due to *Acacia*'s presence, causes deep alteration of N ecosystem cycling (Stock et al. 1995; Marchante et al. 2011), that may in turn change the structure and composition of natural communities. Given all reasons, *A. cyclops* can be considered an ecosystem *transformer* (*sensu* Richardson et al. 2000) and so deserves to be included among the most dangerous alien plants.

Recently, *A. cyclops* started to spread also within coastal areas in the Mediterranean Basin, including Northern Africa and Sicily (Vilà et al. 1999; Badalamenti et al. 2013). Here, even some insular ecosystems, that are home of a relevant heritage of biological diversity and host a significant rate of endemism (La Mantia et al. 2011), have proven not to be immune to a potential and dangerous invasion by *A. cyclops*. In Lampedusa, the largest island of the Pelagie Archipelago (Sicily), natural regeneration of *A. cyclops* attained a considerable abundance and plenty of seedlings and saplings within invaded stands can be observed (Pasta et al. 2012), but only under the canopy of mother plants.

Such an evidence may be explained by a number of factors. For instance, the possible absence of dispersal vectors may cause a spatial gradient in soil-seed density and an abrupt reduction outward from the main stem (Milton and Hall 1981). However a direct canopy effect may play a major role by improving microclimatic and edaphic conditions underneath the canopy. Higher soil moisture and nutrients (N and C) content may account for the concomitant gradient in seedlings survival and development. An overwhelming capability to modify the environment in driving the invasion processes has been recently proved in *Acacia longifolia* on a Portuguese coastal site, by means of innovative stable isotopes methodologies (Rascher et al. 2012).

Recently, the group integrated in this project tested the usefulness of nitrogen isoscapes ($\delta^{15}\text{N}$) for quantifying the alterations in community functioning following *A. longifolia* invasion (Rascher et al. 2012). The study based on combining native species foliar $\delta^{15}\text{N}$ with spatial information regarding plant location using geostatistical methods, demonstrated that it is possible not only to trace the N-focus point (*A. longifolia* individuals or small *Acacia* stands) as well as the effective area impacted by exotic N-addition into the surrounding native vegetation. In general terms, the application of stable isotopes and geostatistical interpolation methods has been used at landscape, continental or global scales (isoscapes), to explicitly understand the spatial and temporally component of dynamic biological and chemical processes (West et al. 2008; Bowen et al. 2009 a b). The present study aimed at understanding the main causes driving *A. cyclops* early stages of invasion process, notably from seedlings emergence to their definitive establishment. In particular, regeneration pattern was assessed according to plant vitality. The main hypothesis are: 1) seed germination is favored by soil fertility (organic matter and N) as a consequence of consistent litter accumulation; 2) seedlings establishment and persistence is affected by light availability at soil level. Therefore, the canopy capability in affecting the microenvironment for seedlings was characterised underneath the canopy of both healthy, senescent and dead mother plants of *A. cyclops* in Lampedusa isle.

Materials and Methods

Study Site

The study was carried out in Lampedusa island (Sicily Region; Italy). *A. cyclops* regeneration was studied in Contrada Taccio Vecchio ($35^{\circ}31'02''$ N, $12^{\circ}36'06''$ E, 46 m a.s.l.) on the North-Western side of the island, where about 5 ha have been afforested with *A. cyclops* together with *Acacia saligna* (Labill.) H.L. Wendl. and *Pinus halepensis* Mill.. The soils, mainly originated by limestones and marls (Grasso and Pedley 1988), are poorly evolved and generally shallow, showing an upper horizon only slightly differentiated, with abundant skeleton and low organic matter content (Fierotti 1998). According to Rivas-Martínez (2008), the climate is classified as infra-Mediterranean upper-semiarid, with a mean yearly temperature of about 19 °C. Precipitations pattern follows a typical Mediterranean regime; rainfalls are mostly concentrated during the coldest months of the year. However, during the last 150 years, a significant decrease of annual rainfall from 500 to 300 mm has been reported, with a concurrent extension of the drought period up to 6 months (La Mantia et al. 2011). The windy character of the study area heavily affects the canopy structure and the overall evapotranspiration demand, thus affecting water availability at soil level. It is noteworthy that, along the last 30 years, uncontrolled fires did not affect the study area.

Plant material: mother plants selection and evaluation of regeneration patterns

The senescence process of *A. cyclops* individuals starts with a leaves loss localized only in some main branches. Then, the canopy becomes gradually more and more sparse, and after about a year the plant eventually dies. Mother plants were chosen on the basis of different health conditions and canopy density. According to photosynthetic active radiation (PAR) extinction beneath individual canopies (expressed as % of full exposure), we distinguished healthy plants (with dense canopy - DCP), plants at incipient senescence (with sparse canopy - SCP) and dead plants (DP; Table 1). Three replicates per each canopy type were considered for the experiment. About hourly during March 2012, PAR measurements were acquired by means of linear sensors (Apogee Inc., LQS 70-10M). Regeneration patterns, in terms of seedlings and saplings abundance, were assessed under DCP, SCP and DP. Proceeding northward from the trunk to the limit of the canopy projection in steps of 50 cm, sample areas of 250 cm^2 were chosen. Seedlings (characterized by the presence of compound leaves) were accounted separately from saplings (bearing exclusively mature leaves, also called phyllodes). The total number of seedlings (Se) and saplings (Sa), as well as the height of Sa, were assessed under each canopy type. The Sa/Se ratio was calculated. Expanded phyllodes,

representative of the whole canopy, were sampled from both mother plants and saplings. Leaf area was measured by using a leaf area meter (Delta T Devices, USA), and leaf dry weight after stable weighing at 80 °C. Leaf mass area (LMA) and specific leaf area (SLA) were calculated. N content was measured by means of elemental analyzer (NA 1500, Carlo Erba, Italy).

Table 1 Plant characteristics and leaf isotopic composition

Plant canopy	PAR (%) extinction)	Leaf Mass Area (g m ⁻²)	Specific Leaf Area (cm ² g ⁻¹)	δ ¹³ C (‰)	δ ¹⁵ N (‰)	N*Leaf Mass Area (g m ⁻²)
DP	39.58 ± 2.73	-	-	-	-	-
SCP	60.62 ± 3.57	240.64 ± 9.20	41.81 ± 1.64	-26.89 ± 0.29	-2.71 ± 0.13	3.26 ± 0.03
DCP	71.77 ± 2.89	209.08 ± 4.70	47.92 ± 1.05	-28.38 ± 0.37	-1.94 ± 0.29	2.85 ± 0.07

Stable isotopes analysis

Stable isotope ratios were determined using a continuous-flow, triple-collector, isotope ratio mass spectrometer (ISOPRIME, GV, Manchester, UK). Finely powdered sub-samples of dried leaves (\approx 0.5 mg for C; \approx 2.5 mg for N) were quantitatively combusted in an elemental analyser (Model NA 1500, Carlo Erba, Milan, Italy). Nitrogen oxides produced in the oxidation reactor were reduced to elemental N in a reactor filled with elemental copper and operated at 650 °C. Both CO₂ and N₂ were transferred in helium flow to the mass spectrometer for the determination of the isotopic ratios (R), ¹³C/¹²C and ¹⁵N/¹⁴N, respectively. The isotopic compositions of carbon and nitrogen ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$, respectively) of the samples were determined according to the definitions described by Farquhar et al.(1989).In some detail, isotope ratios were used to calculate isotopic compositions, according to the following formula: $\delta = R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}} - 1$, where the subscripts refer, respectively, to the isotopic ratio of the sample or to that of the international isotopic standards for carbon (VPDB) and for nitrogen (atmospheric N). It is worth noting that $\delta^{13}\text{C}$ of plant structural carbon is the basic parameter for the calculation of carbon isotope discrimination ($\Delta^{13}\text{C}$). This latter isotopic notation is related to the expression of plant water-use efficiency (for review see Brugnoli and Farquhar 2000), an important physiological trait related to plant acclimation capability in a certain environment (Lauteri et al. 2004). Indeed, $\Delta^{13}\text{C}$ in C₃ plants is the process descriptor of the ¹³C depletion in photosynthesis assimilated carbon, as compared to the ¹³C abundance in the atmospheric CO₂. Assumed homogeneity of

$\delta^{13}\text{C}$ in the atmospheric CO_2 of the study site, $\delta^{13}\text{C}$ of leaf material is itself considered a reasonable proxy of assimilation weighed, plant water-use efficiency (Lauteri et al. 1993; Ripullone et al. 2004).

Microclimatic and radiation measurements

Air and soil temperature, and air humidity, were measured by means of sensors connected to data loggers (Onset® Hobo® data loggers), put under DP, SCP and DCP. The sensors were set in between the trunk and the edge of the canopy projection on the ground. The measurements were automatically recorded each 15 minutes on March 2012. All parameters have been expressed as a percentage respect to adjacent open areas, where the influence of *Acacia* canopy was considered negligible.

Soil and litter collection and analysis

Within each sample area delimited by the tree canopies, litter was carefully removed and weighed after 72 h oven-drying at 80 °C. Two soil samples were collected at 20 and 40 cm depth. Total N and C organic soil (SOC) content were determined with an elemental analyzer (NA 1500, Carlo Erba, Milan, Italy), on air-dried samples, after 2 mm sieving. Furthermore, three soil samples were taken in a fully exposed area in the neighborhood of each tested tree and analyzed as previously.

Statistical Analysis

ANOVA was performed on overall plant type considering a randomized complete block, distance from trunk as main plot and depth as sub-plot. SAS procedure was used according to the adopted experimental design.

Results

Mother plant characteristics and recruitment patterns

The PAR measurements highlighted that under DCP the light extinction was higher than 70% of full exposure, under SCP the extinction percentage ranged between 40 and 60%, while under (DP) it was just less than 40% (Table 1). The canopy type of mother plants (DCP, SCP or DP) strongly affected the regeneration pattern. Indeed, Sa/Se (saplings/seedlings) ratio was around 12 under DP, while under living trees it was slightly higher than 1 for sparse canopies, and just less than 0.5 for dense canopies (Table 2). Moving away from the trunk, saplings number initially strongly decreases but then increases from 150 to 200 cm under living plants and from 100 to 150 cm under dead plants (Fig. 1). In addition to the higher total number,

saplings growth was much faster under DP and SCP rather than under vigorous canopies (DCP). As a consequence, height was significantly lower under DCP, where saplings reached a mean height less than 16 cm, while heights of 24.8 and 20.6 cm were found under DP and SCP, respectively (Table 2).

LMA was significantly higher in SCP than in DCP (Table 1) and saplings (data not shown), mean values yielding, respectively, 240.8, 190.1 and 174.5 g m^{-2} . Despite of the large differences in LMA, no significant differences in leaf nitrogen content on leaf mass basis were observed, mean values being 1.36% of the leaf mass for both SCP and DCP and 1.34% for saplings (data not shown). However, owing to significant differences in LMA among the mother plant types, robust differences in nitrogen content on leaf area basis were found, SCP yielding significantly higher values than DCP ($3.26 \text{ vs. } 2.85 \text{ g m}^{-2}$; Table 1).

Table 2 Saplings/seedlings (Sa/Se) ratio and saplings height under different *Acacia* canopies. Different letters within the same column indicate significant differences after Tukey's HSD test

Canopy type	Sa/Se ratio	Saplings height (cm)
Dead (DP)	12.25 a	24.767 a
Sparse (SCP)	1.19 b	20.611 a
Dense (DCP)	0.40 b	15.881 b

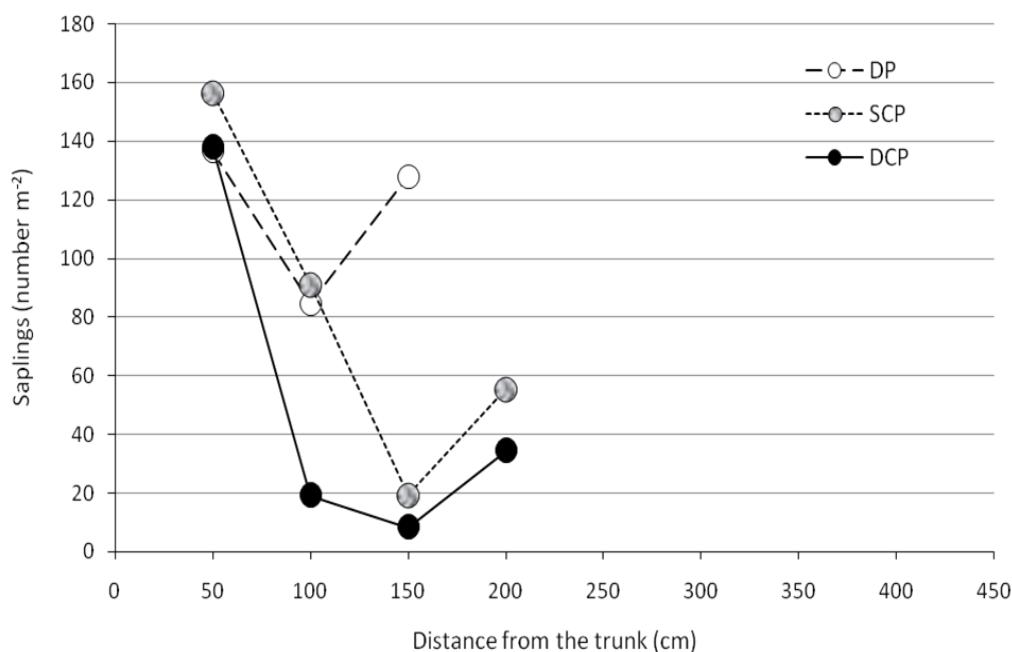


Fig. 1 Saplings pattern in relation to distance from the trunk

C and N stable isotopes analysis

Leaf carbon isotope composition provided an ecophysiological explanation to the observed changes in mother plants canopy structure. Significant differences in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of leaves were observed comparing mother plants with sparse (SCP) and with dense canopy (DCP). It is noteworthy that SCP showed relatively enriched $\delta^{13}\text{C}$ and depleted $\delta^{15}\text{N}$ of leaf dry matter in respect to DCP. Particularly, $\delta^{13}\text{C}$ mean values ranged from -26.9‰ to -28.4‰ and $\delta^{15}\text{N}$ mean values from -2.7‰ to -1.9‰, in SCP and DCP, respectively (Table 1). Preliminary stable isotopes observations were achieved also on saplings, especially recruited under DP. Average values \pm SE of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in leaves of saplings yielded, respectively, -30.0‰ \pm 0.2‰ and -2.4‰ \pm 0.3‰ (data not shown). Thus, the recruitment showed depleted values of $\delta^{13}\text{C}$ in respect to both the living types of mother plants (DCP and SCP), whilst showing intermediate values of $\delta^{15}\text{N}$ (Table 1).

Microclimatic and radiation measurements

Overall, variation in time of soil temperature under living and dead plants showed a very similar pattern, with lower values during the day, and higher during the night, compared with the outside (Fig. 2). By contrast, the canopy effect on air temperature and humidity was strongly different if the plant was living or dead. Under living plants, the canopy reduced consistently air temperature and humidity fluctuations between night and day, while variations in air microclimatic parameters were far more pronounced under dead plants.

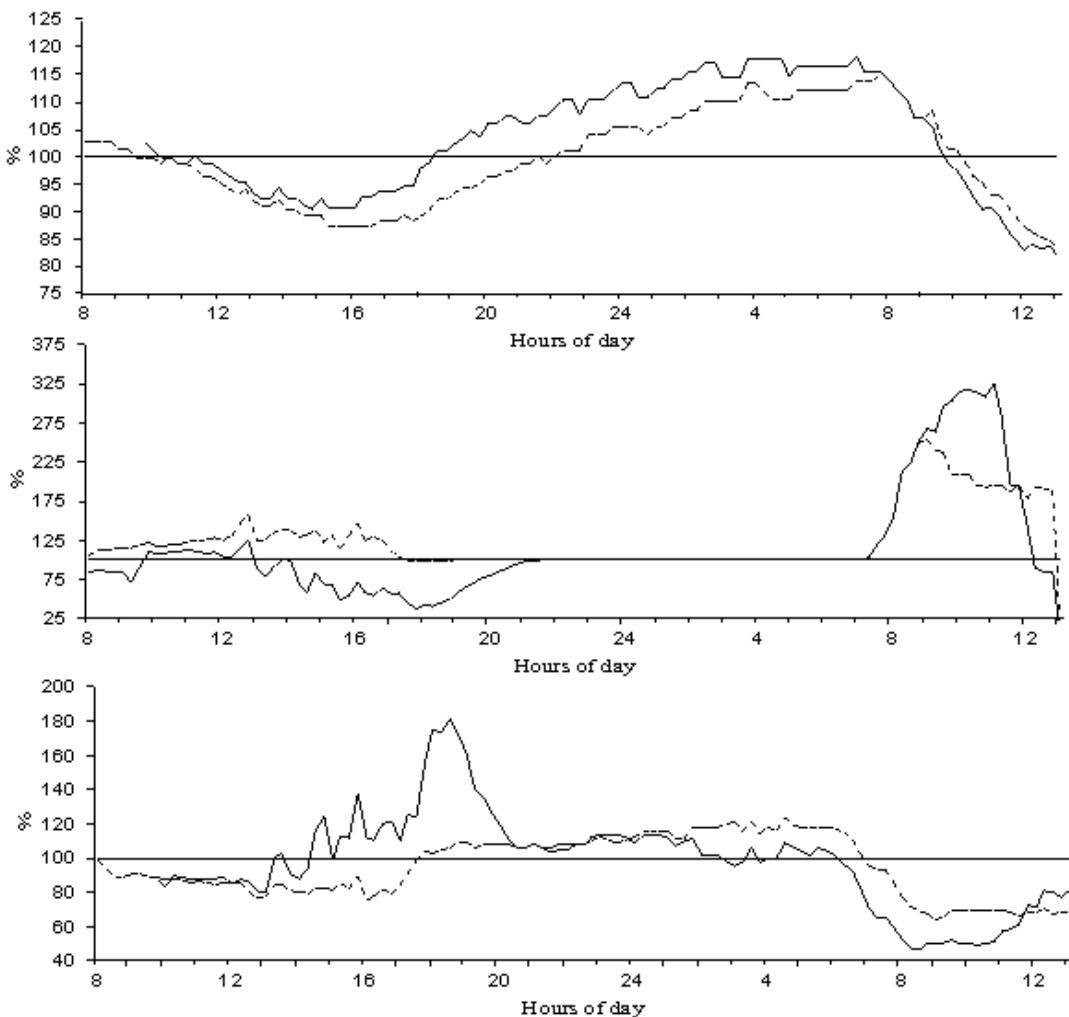


Fig. 2 a) Soil temperature, b) Air humidity and c) Air temperature under living (dotted line) and dead plants (continuous line) (% respect to open air)

Soil and litter

SOC trend under the three different canopy types (DP, SCP or DCP) showed significant differences. Under DP, SOC sharply decreases from 50 to 300 cm far from the trunk (Fig. 3a). On the contrary, under living plants, both SCP, DCP and SOC decreases lightly up to 400 cm far from the trunk. In particular, SOC content is initially higher in DP and SCP, while beyond 200 cm is higher under living plants, both SCP and DCP.

Nitrogen trend was quite similar to SOC under SCP and DCP, whereas under DP the reduction with distance was much less marked (Fig. 3b). The highest values were always reached under SCP, irrespective of distance, whereas N content was higher under DP up to 200 cm, beyond becoming higher under DCP. However, according to canopy size, we found the highest SOC and N content associated with DCP, while the lowest values were found under DP (Table 3).

Overall, a highly significant difference between carbon and nitrogen soil content and distance from the trunk was found (Table 4). Just for nitrogen, a significant relationship with depth was also found. Both for carbon and nitrogen, no statistical significance was found for interaction depth x distance. As regards litter dry weight, all canopy types showed a similar decreasing pattern moving away from the trunk (Fig. 4). In DP, litter content sharply decreases to zero, while under SCP and DCP a more slowly reduction was found. In addition, litter dry weight was higher in DCP in the middle of the canopy while it was higher in SCP on the canopy edge and near to the trunk.

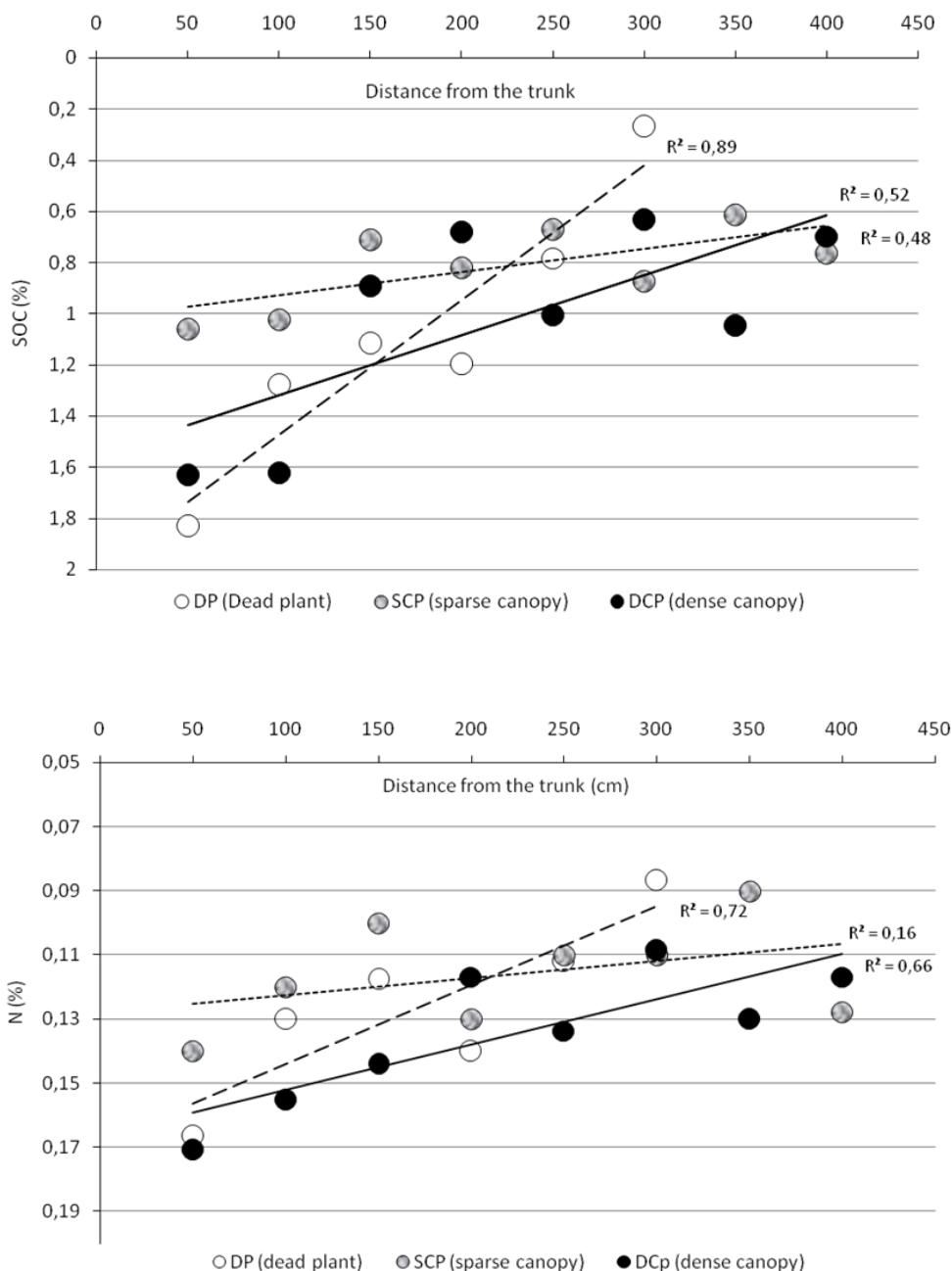


Fig. 3 a) SOC (%) in relation to distance from the trunk; b) N (%) in relation to distance from the trunk

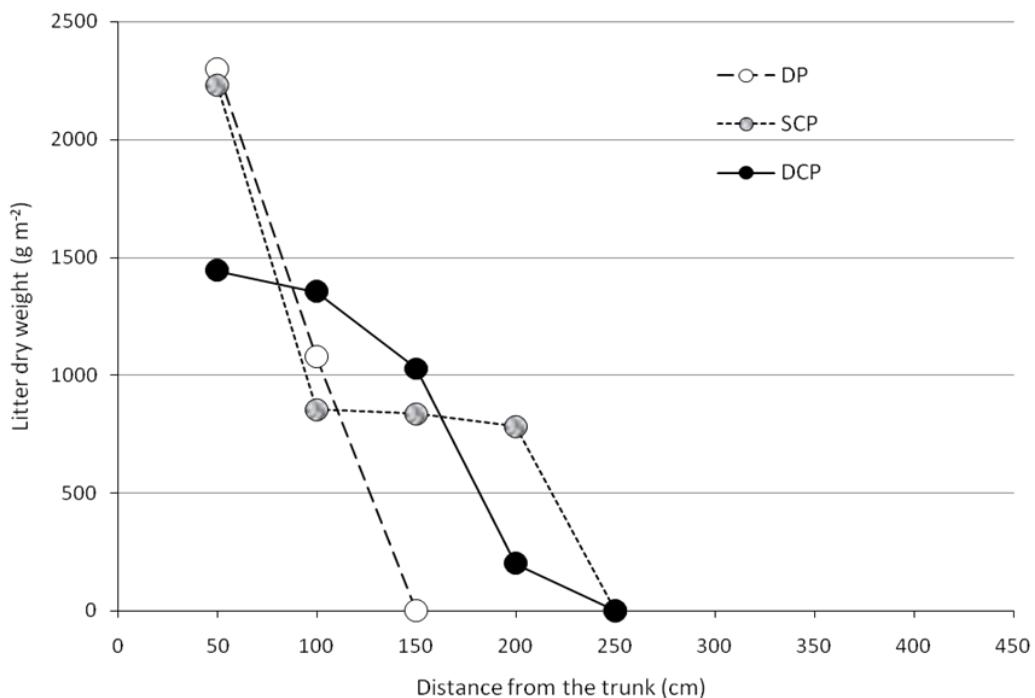
Table 3 SOC and N stock under different plant canopy types

Plant canopy	SOC stock (t/canopy area)	N stock (t/canopy area)
DP	0.0400 ± 0.0050	0.0042 ± 0.0003
SCP	0.0886 ± 0.0062	0.0118 ± 0.0004
DCP	0.1081 ± 0.0125	0.0130 ± 0.0007

Table 4 ANOVA for soil carbon and nitrogen under different plant canopy types

Source	Nitrogen	Carbon
	F	F
Depth	3.61*	2.48
Distance	4.2**	6.42**
Depth * Distance	0.22	0.84
Plant * Distance	6.1**	8.16**

*: p<0.05; **: p<0.001

**Fig. 4** Litter dry weight in relation to distance from the trunk

Discussion

Species belonging to the genus *Acacia* have proven to be some of the most aggressive invading species, with vastly negative effects over terrestrial ecosystems. Australian Acacias (also termed ‘wattles’) are a group of leguminous woody plants that include some of the most important plant invaders globally (Richardson and Rejmánek 2011). Natural regeneration, establishment and recruitment of these species are key issues in understanding the spatial and temporally component of dynamic biological and chemical processes associated with plant invasions. Indeed, the study of both environmental factors and plant traits that modify the regeneration capability of *A. cyclops* is crucially important to understand its invasive potential outside of its native area.

In the present study, we have showed that *A. cyclops* natural regeneration, in an arid Mediterranean island, was dependent on the above canopy structure, leaf traits and life conditions. Accordingly to our initial hypothesis, adult *Acacia* canopies played a key role in the development and establishment of young seedlings by providing the adequate conditions under strong drought and nutrients limitation. Such an observation, that seedlings performance is facilitated underneath adult plants, is not new (Dunham 1991; Isicheia and Muoghalua 1992; Kahi et al. 2009). However, this study provides, for the first time, a clear evidence that senescent canopies are better facilitators than alive.

The results concerning stable isotopes analyses on living mother plants (SCP and DCP), provided some interesting physiological indication on the mechanisms of recruitment of *A. cyclops* within the Lampedusa landscape. Indeed, SCP individuals showed significantly enriched values of $\delta^{13}\text{C}$ in leaf dry matter (Table 1) and, consequently, higher WUE than observed for vigorous mother plants (DCP). Such a finding, given the unhealthy conditions of SCP individuals, has to be interpreted as a response to limiting environmental conditions (Farquhar et al. 1982; Brugnoli et al. 1988; Lauteri et al 1997), whose abiotic or biotic determinants must be taken as unknown at moment. Although there were no specific measurements of water relations in these plants, it is expected that drought is one of the most limiting factors for growth and photosynthetic activity. Thus, whatever the cause of the mother plants impairment, their relatively enriched $\delta^{13}\text{C}$ values indicate a decreased photosynthetic set-point (Farquhar et al. 1982), namely the internal to atmospheric CO₂ concentration ratio (C_i/C_a). A reduced CO₂ concentration in the leaf air spaces can be achieved by two main mechanisms: a reduced CO₂ diffusivity from the atmosphere to the carboxylation sites (either stomata or mesophyll resistances) or an increased biochemical drawdown due to increased carboxylation activity (extra-stomata effects). Moreover, $\delta^{13}\text{C}$ can be also a tracer of modifications in SLA and specific leaf weight (SLW) due to changes in

leaf structure (Werner and Mágua 2010). Thus, two considerations make more likely the effectiveness of differential diffusive constraints in explaining the observed variability of $\delta^{13}\text{C}$ in leaves of *A. cyclops*: thicker leaves in SCP rather than in DCP, and the senescent appearance together with a more depleted $\delta^{15}\text{N}$ of SCP, as compared with DCP. Leaf nitrogen isotope composition provides interesting insights in the plant nitrogen metabolism. Nitrogen fixation is, indeed, expected to move $\delta^{15}\text{N}$ in leaves toward 0 (Shearer and Kohl 1986). The more negative values of the impaired mother plants (SCP) indicate an impaired mutualism with fixing bacteria, owing likely to impaired root systems. This might explain a relatively high WUE, a reduced water uptake, a sparse canopy with thicker leaves and closer stomata in SCP as compared with DCP. However, due to thicker leaves, the leaf nitrogen content resulted somewhat higher in SCP than DCP, if considered on a leaf area basis (Table 1). This could likely be ascribed to N recycling and translocation from senescent to surviving leaves in impaired mother plants.

Accordingly to our working hypothesis, the absence of natural regeneration within inter-canopies open areas, suggested that litter accumulation and/or the improvement of microclimatic conditions, due to the mother plant presence, play a key role for successful seedlings establishment and recruitment. Interestingly, preliminary analyses on saplings leaves showed relatively negative values of $\delta^{13}\text{C}$ (high C_i and low WUE) and intermediate values of $\delta^{15}\text{N}$ (data not shown), between those of DCP and SCP. Such an evidence could imply active photosynthetic activity, likely accomplished by the mild understory conditions and balanced nitrogen nutrition, in between direct nitrogen soil sources and establishment of mutualistic nitrogen fixation.

In particular, it can be hypothesized that the significant increase both in seedlings abundance and development could be related to the incipient senescence process observed in many *Acacia* mother plants. Indeed, under dead plants a significantly higher number of saplings were occurring than under living canopies, either dense or sparse (Fig. 2), which may depend on litter accumulation and/or the improvement of microclimatic conditions. As expected, a significant effect of canopy in modifying microclimatic environment for seedlings survival and establishment was found. Under dead plants seedlings experience soil temperatures fluctuations as wide as under living plants (SCP and DCP), thus suggesting that a sufficient litter layer is present such as to mitigate extreme values at a soil level and so improving overall soil water status. Conversely, living and dead canopies differently affected air humidity and temperature, as well as light availability, expressed as PAR (Fig. 1; Table 1). Indeed, living canopies reduced consistently air temperature and humidity fluctuations between night and day, ensuring milder microclimatic conditions, and protecting seedlings

from direct sunlight, especially during the hottest hours of the day. Variations in air parameters were far more pronounced under DP, where seedlings are likely to experience much more stressful conditions. The micro-environmental conditions were found to significantly affect regeneration pattern, as shown by the wide differences in Sa/Se ratio (Table 2). The higher light availability beneath DP than under DCP was associated to an increase of Sa/Se ratio from less than 1 up to more than 12 (Table 1). Such a trend reveals the prominent role of the combined effect of nutrients (water and nitrogen) and light in triggering seedlings growth and development, thus accelerating the invasion process. The reduced presence of seedlings under dead trees could rely also on the absence of seed production since several years. As already observed to *A. longifolia* in sand dunes (Máguas et al. unpublished) and other *Acacia* species (Richardson and Kluge 2008), *A. cyclops* is known to accumulate a robust soil seed bank (Holmes 1989); thus, the observed spatial recruitment and establishment is more likely to depend on the lower resistance of seedlings to environmental and biotic stresses. In general saplings have higher survival rates than juvenile seedlings. Moreover, a faster development (Table 2) may ensure a better capability to cope with summer drought and to establish definitely within Mediterranean semi-arid environments. Our findings about the prominent role of light are consistent with other works concerning *A. cyclops*, which is confirmed to be a light-demanding species. Glypis et al. (1981) found that only 6% of seedlings older than 3 months were capable to survive under the shade of a canopy, while in open areas the value for the same age class reaches up to 50%. Furthermore, a particularly negative effect of shading on root production has been found (Milton 1982), so that seedlings growing under a dense canopy will be probably much more exposed to summer drought as soon as light supply increases with canopy decaying. As brightly demonstrated by Rascher et al. (2012), nitrogen supply within plant communities is strongly affected by *Acacia* presence. In the present study, under all the canopy types (DP, SCP and DCP), *Acacia* seedlings may benefit from significantly higher N and C soil content than in the outside. In particular, SOC and N content were higher under DCP, while under SCP, and even more under DP, nutrient availability is reduced (Table 3). This can be explained by the combined effect of reduced protection from atmospheric exposure and more intense oxidative processes of organic material. We found that both dead and living canopies play a similar role in terms of recruitment facilitation, due to soil nutrient enrichment (SOC and N content). However, DP are by far more effective on recruitment than living ones, likely because of the increased light availability. Under living mother plants litter layer allows germination and emergence of seedlings, but growth and development is delayed or significantly slowed in relation to the

quantity of light reaching to the ground. Thus, while early stages of life appear to be more nutrient-limited, subsequent saplings phase is much more light-limited.

These results point out the importance of canopy and litter accumulation dynamics in *A. cyclops* invasion process. Such dynamics have striking environmental effects (Rascher et al. 2012), improve nutrient and water availability, reduce extreme temperatures and irradiances. A scattered mother plants decay, then, creates safe conditions for the germination of some woody native species (Pasta et al. 2012), but chiefly for *Acacia* itself. Further research is needed in order to define light thresholds values that trigger the invasion process by shifting Sa/Se ratio in favor of phyllode seedlings.

Conclusions

Understanding the main factors allowing abundant regeneration of invasive species is of crucial importance for their management and control. While in some cases introduced species may be quickly able to consistently reproduce and spread, other species are required to overcome biotic or abiotic barriers before massive regeneration occurs. For example, non-native heliophilous species may survive in the understory under moderate shading but for their definitive establishment and persistence a sufficient light is needed. The main limiting factors for seedlings emergence and survival in semi-arid environments are light and water availability, along with N soil content. In many water-limited ecosystems such as savannas, the presence of single trees with a scattered distribution is responsible for the improved soil conditions either in terms of fertility and water status, which determine favorable conditions for native species survival and preserve local biodiversity. Also, Australian Acacias play a significant role in ecosystem structure and functioning in many parts of the world, from arid to wet ecosystems (e.g. Munzbergova and Ward 2002). However, they successfully invade new habitats and deeply modify nutrients supply as well as biodiversity patterns (Hellmann et al. 2010).

This could be the case of Lampedusa, where a marked invasive behaviour by *A. cyclops* has become apparent within afforested sites, characterized by very shallow and nutrient-poor soils, and where woody native species are poorly able to establish and reproduce. In particular, regeneration by self-sowing of *A. cyclops* was first observed in 1998, but just in the last few years the process has dramatically increased, so that now an impressive number of seedlings, saplings and young trees are actively growing and establishing. Since within our study site regeneration process was strictly confined under *Acacia* canopies, we related the abundance of renewal with nitrogen, carbon and light availability, inside and outside of the tree canopies, both of living, senescent and dead mother plants. The spatial variability of C

and N stable isotopes compositions among plants allowed us to highlight the main strategy of seedlings recruitment and establishment adopted by *A. cyclops* in Lampedusa. In particular, the invasion process appears to be favored by ageing or canopy decay that greatly increases light availability for seedlings growth. However, further investigations are needed in order to define the ecophysiological bases and limits of the invasive potential of *A. cyclops*. In Lampedusa, despite *Acacia* presence may be beneficial for some native species such as *Pistacia lentiscus* L., due to consistent soil fertilization, the overwhelming number of *Acacia* seedlings observed represents a serious threat for the insular biodiversity. Thus, the ongoing invasion process must be constantly monitored in order to avoid a likely further spread of this invasive alien species.

Acknowledgements

This research was funded within the agreement between CNR (Consiglio Nazionale delle Ricerche) and FCT (Fundação para a Ciência e a Tecnologia) concerning the two-year research programme 2011/2012 “Evaluation of phenotypic plasticity within invasive species of the genus *Acacia* under Mediterranean conditions” and within the MIUR-PRIN project “Climate change mitigation strategies in tree crops and forestry in Italy (CARBOTREES). We are indebted to Legambiente association, manager of “Isola di Lampedusa” Nature Reserve for material support during research activity, funded by Assessorato Territorio ed Ambiente della Regione Sicilia. In particular, we are grateful to G. Nicolini, the Director of the Nature Reserve “Isola di Lampedusa”, and to all her staff (V. Billeci, G. Maraventano, E. Prazzi, F. Sanguedolce and G. Sorrentino). We also thank for their support and help P. Holmes, D.M. Richardson, E. Witkowski, K. Dixon, D. Rokich, G. Inglese, G. Liguori, R. Di Lorenzo and A. Pisciotta. Sincere acknowledgments are due to Luciano Spaccino for the accurate determinations of C and N stable isotope ratios.

References

- Badalamenti E, La Mantia T, Pasta S (2013) First case of naturalization of *Pinus canariensis* in Sicily and first population of *Acacia cyclops* on the main island. Naturalista sicil 37(2):531-537.
- Bowen GJ, West JB, Hoogewerff J (2009a) Isoscapes: Isotope mapping and its applications. J Geochem Explor 102(3):v-vii.
- Bowen GJ, West JB, Vaughn BH, Dawson TE, Ehleringer JR, Fogel ML, Hobson K, Hoogewerff J, Kendall C, Lai C-T, Miller CC, Noone D, Schwarcz H, Still CJ (2009b) Isoscapes to address large-scale earth science challenges. Eos T Am Geophys Un 90(13):109-110.
- Brugnoli E, Farquhar GD (2000) Photosynthetic fractionation of carbon isotopes. In: Leegood RC, Sharkey TD, von Caemmerer S (eds.) Photosynthesis: Physiology and Metabolism - Advances in Photosynthesis, vol. 9, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 399-434.

- Brugnoli E, Hubick KT, von Caemmerer S, Wong SC, Farquhar GD (1988) Correlation between the carbon isotope discrimination in leaf starch and sugars of C₃ plants and the ratio of intercellular and atmospheric partial pressures of carbon dioxide. *Plant Physiol* 88:1418-1424.
- Cronk QCB, Fuller JL (1995) Plant invaders: The Threat to Natural Ecosystems. Springer, Royal Botanic Gardens, Kew.
- de Almeida JD, Freitas H (2006) Exotic naturalized flora of continental Portugal a reassessment. *Bot Complut* 30:117-130.
- Dunham KM (1991) Comparative effects of *Acacia albida* and *Kigelia africana* trees on soil characteristics in Zambezi riverine woodlands. *J Trop Ecol* 7:215-220.
- Farquhar GD, O'Leary MH, Berry JA (1982) On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. *Aust J Plant Physiol* 9:121-137.
- Farquhar GD, Ehleringer JR, Hubick KT (1989) Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol* 40:503-537.
- Fierotti G (1998) Carta dei suoli della Sicilia (scala 1:250.000), Regione Siciliana, Assessorato Territorio e Ambiente, Palermo.
- Gill AM (1985) *Acacia cyclops* G. Don (Leguminosae: Mimosaceae) in Australia: distribution and dispersal. *J Royal Soc West Aust* 67:59-65.
- Glyphys JP, Milton SJ, Siegfried WR (1981) Dispersal of *Acacia cyclops* by birds. *Oecologia* 48:138-141.
- Grasso M, Pedley HM (1988) Carta Geologica dell'Isola di Lampedusa, Ministero della Pubblica Istruzione e Regione Sicilia, S.E.L.C.A. Firenze.
- Hellmann C, Sutter R, Rascher KG, Máguas C, Correia O, Werner C (2010) Impact of an exotic N₂-fixing *Acacia* on composition and N status of a native Mediterranean community. *Acta Oecol* 37:43-50.
- Henderson L (2007) Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). *Bothalia* 37(2):215-248.
- Holmes PM, Cowling RM (1997) The effects of invasion by *Acacia saligna* on the guild structure and regeneration capabilities of South African fynbos shrublands. *J Appl Ecol* 34:317-332.
- Holmes PM, Moll EJ (1990) Effect of depth and duration of burial on alien *Acacia saligna* and *Acacia cyclops*. *South Afr J Ecol* 1(1):12-17.
- Holmes PM (1989) Effects of different clearing treatments on the seed-bank dynamics of an invasive Australian shrub, *Acacia cyclops*, in the South-western Cape, South Africa. *For Ecol Manage* 28(1):33-46.
- Isicheia AO, Muoghalua JI (1992) The effects of tree canopy cover on soil fertility in a Nigerian savanna. *J Trop Ecol* 8(3):329-338.

- Kahi CH, Ngugi RK, Mureithi SM, Ng'ethe JC (2009) The canopy effects of *Prosopis juliflora* (DC.) and *Acacia tortilis* (Hayne) trees on herbaceous plants species and soil physico-chemical properties in Njemps Flats, Kenya. *Trop Subtrop Agroecosyst* 10(3):441-449.
- La Mantia T, Carimi F, Di Lorenzo R, Pasta S (2011) The agricultural heritage of Lampedusa (Pelagie Archipelago, South Italy) and its key role for cultivar and wildlife conservation. *Italian Journal of Agronomy* 6(2):106-110.
- Lauteri M, Pliura A, Monteverdi MC, Brugnoli E, Villani F, Eriksson G (2004) Genetic variation in carbon isotope discrimination in six European populations of *Castanea sativa* Mill. originating from contrasting localities. *J Evolut Bio* 17:1286-1296.
- Lauteri M, Scartazza A, Guido MC, Brugnoli E (1997) Genetic variation in photosynthetic capacity, carbon isotope discrimination and mesophyll conductance in provenances of *Castanea sativa* adapted to different environments. *Funct Ecol* 11:675-683.
- Lauteri M, Brugnoli E, Spaccino L (1993) Carbon isotope discrimination in leaf soluble sugars and in whole plant dry matter in *Helianthus annuus* L. grown at different water conditions. In: *Physiological Ecology Series: "Stable Isotopes and Plant Carbon-Water Relations"*, Ehleringer JR, Hall AE, Farquhar GD (eds.). Academic Press, San Diego, California, USA, pp 93-108.
- Marchante H, Freitas H, Hoffmann JH (2011) The potential role of seed banks in the recovery of dune ecosystems after removal of invasive plant species. *Appl Veg Sci* 14:107-119.
- Milton SJ (1982) Effects of shading on nursery grown *Acacia* seedlings. *J South Afr Bot* 48:245-272.
- Milton SJ, Hall AV (1981) Reproductive biology of Australian acacias in the south-western Cape province, South Africa. *T Roy Soc S Afr* 44:465-485.
- Morris TL, Esler KJ, Barger NN, Jacobs SM, Cramer MD (2011) Ecophysiological traits associated with the competitive ability of invasive Australian acacias. *Divers Distrib* 17:898-910.
- Munzbergova Z, Ward D (2002) Acacia trees as keystone species in Negev desert ecosystems. *J Veg Sci* 13(2):227-236.
- Pasta S, Badalamenti E, La Mantia T (2012) *Acacia cyclops* A. Cunn.ex G. Don (Leguminosae) in Italy: first cases of naturalization. *Anales Jard Bot Madrid* 69(2):193-200.
- Rascher KG, Hellmann C, Mágua C, Werner C (2012) Community scale ^{15}N isoscapes: tracing the spatial impact of an exotic N₂-fixing invader. *Ecol Lett* 15:484-491.
- Richardson DM, Rejmánek M (2011) Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Divers Distrib* 17:788-809.
- Richardson DM, Pysek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers Distrib* 6:93-107.
- Richardson DM, Kluge RL (2008) Seed banks of invasive Australian *Acacia* species in South Africa: role in invasiveness and options for management. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 10:161-177.
- Ripullone F, Lauteri M, Grassi G, Amato M, Borghetti M (2004) Variation in nitrogen supply changes water-use efficiency of *Pseudotsuga menziesii* and *Populus x euroamericana*; a comparison of three different approaches to determine water-use efficiency. *Tree Physiol* 24:671-679.

- Rivas-Martínez S (2008) Globalbioclimatics (Clasificación bioclimática de la Tierra) (versión 01-12-2008). www.globalbioclimatics.org (last access 19-11-2013).
- Shearer G, Kohl D (1986) N₂ fixation in field settings, estimations based on natural ¹⁵N abundance. Aust J Plant Physiol 13:699-757.
- Stock WD, Wienand KT, Baker AC (1995) Impacts of invading N₂-fixing Acacia species on patterns of nutrient cycling in two Cape ecosystems: evidence from soil incubation studies and ¹⁵N natural abundance values. Oecologia 101:375-382.
- Werner C, Mágua C (2010) Carbon isotope discrimination as a tracer of functional traits in a Mediterranean macchia plant community. Funct Plant Biol 37(5):467-477.
- Werner C, Zumkier U, Beyschlag W, Mágua C (2010) High competitiveness of a resource demanding invasive acacia under low resource supply. Plant Ecol 206:83-96.
- West JB, Sobek A, Ehleringer JR (2008). A simplified GIS approach to modelling global leaf water isoscapes. PLoS ONE 3(6):e2447. doi:10.1371/journal.pone.0002447
- Witkowski ETF (1994) Growth of seedlings of the invasives, *Acacia saligna* and *Acacia cyclops*, in relation to soil phosphorus. Aust J Ecol 19:290-296.
- Witkowski ETF (1991a) Effects of invasive alien acacias on nutrient cycling in the coastal lowlands of the Cape Fynbos. J Appl Ecol 28:1-15.
- Witkowski ETF (1991b) Growth and competition between seedlings of *Protea repens* (L.) L. and the alien invasive *Acacia saligna* (Labill.) Wendl. in relation to nutrient availability. Funct Ecol 5:101-110.
- Yelenik SG, Stock WD, Richardson DM (2007) Functional group identity does not predict invader impacts: differential effects of nitrogen-fixing exotic plants on ecosystem function. Biol Invasions 9:117-125.

5. RINGRAZIAMENTI

Rivolgo un ringraziamento speciale a Luciano Gristina, Marco Lauteri, Cristina Máguas, Salvatore Pasta e Paola Quatrini che hanno contribuito in modo determinante all'attività di ricerca svolta e alla realizzazione della presente tesi.

Desidero ringraziare inoltre tutte le persone che, in diversi momenti e a vario titolo, mi hanno aiutato durante questo triennio di attività nell'ambito del Dottorato di ricerca: Dario Cusimano, Beatrice Del Signore, Simone Di Prima, Vittorio Farina, Silvia Fretto, Giovanni Gugliuzza, Vincenzo Ilardi, Michele La Mantia, Riccardo Lo Bianco, Laura Macaluso, Bruno Massa, Roberto Massenti, Giorgio Mazzola, Giuseppe Occorso, Fabio Pastorella, Felice Romolo, Giovanna Sala, Milko Sinacori e Giuseppe Sortino.

Rivolgo infine un doveroso ringraziamento agli operai del Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali per l'indispensabile supporto operativo fornito durante i rilievi di campo, e a tutto il personale della Biblioteca centrale della (ex) Facoltà di Agraria, in particolar modo a Fiorella Saccone, per il preziosissimo aiuto fornito durante le ricerche bibliografiche.