

Realizzato nell'ambito del progetto NAPEA



Progetto di cooperazione transfrontaliera Italia-Francia
Alcotra 2007-2013



**SPECIE ESOTICHE
INVASIVE
E DANNOSE
NEI PRATI
DI MONTAGNA**

Caratteristiche, diffusione
e metodi di lotta

Annalisa **Curtaz**, Maëlle **Talichet**,
Elena **Barni**, Mauro **Bassignana**,
Dario **Masante**, Yves **Pauthenet**,
Consolata **Siniscalco**



SPECIE ESOTICHE INVASIVE E DANNOSE NEI PRATI DI MONTAGNA

Caratteristiche, diffusione
e metodi di lotta

Annalisa **Curtaz**, Maëlle **Talichet**,
Elena **Barni**, Mauro **Bassignana**,
Dario **Masante**, Yves **Pauthenet**,
Consolata **Siniscalco**

SPECIE ESOTICHE INVASIVE E DANNOSE NEI PRATI DI MONTAGNA



A cura di

Annalisa Curtaz e Mauro Bassignana

Autori

Annalisa Curtaz, IAR, Aosta (I)
Maëlle Talichet, Suaci Alpes du Nord-GIS
Alpes Jura, Saint-Baldoph (F)
Elena Barni, Dipartimento di Biologia
vegetale, Università di Torino (I)
Mauro Bassignana, IAR, Aosta (I)
Dario Masante, Dipartimento di Biologia
vegetale, Università di Torino (I)
Yves Pauthenet, Suaci Alpes du Nord-GIS
Alpes Jura, Saint-Baldoph (F)
Consolata Siniscalco, Dipartimento di
Biologia vegetale, Università di Torino (I)

Il progetto

Il progetto NAPEA (2009-2011)
è stato cofinanziato dall'Unione Europea,
attraverso il FESR, nel quadro
del programma ALCOTRA 2007-2013
(progetto n. 101), dalla Repubblica Italiana
e dalla Regione Autonoma Valle d'Aosta.
I partner del progetto sono:
Regione Autonoma Valle d'Aosta,
Assessorato Agricoltura e risorse naturali
(capofila); Institut Agricole Régional, Aosta (I);
SUACI Alpes du Nord, Saint-Baldoph (F).

Editore Institut Agricole Régional,
Rég. La Rochère 1/A, I-11100 Aosta.

Anno 2011

Stampa Tipografia Testolin Bruno

ISBN

978-88-906677-6-3

Progetto grafico

Lauriane Talichet

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare tutti
gli agricoltori che, con grande disponibilità,
hanno collaborato alle attività di ricerca e
tutte le persone che hanno dato un prezioso
contributo alla realizzazione del progetto
e a questa pubblicazione:

Luca Dovigo, Cristina Galliani,
Santa Tutino, Andrea Chevalier,
Paolo Cretier, Nicola Gérard, Claudia Linty,
Luigi Pepellin e Cristiano Sedda,
Assessorato Agricoltura e risorse naturali,
Regione Autonoma Valle d'Aosta;
Diego Arlian, Luca Carrel,
Francesca Madormo e Alessandro Neyroz,
Institut Agricole Régional, Aosta;
Fanny Journot e Cécile Meyer,
SupAgro, Montpellier, e IAR;
Maxime Pernel, Agrocampus Ouest,
Rennes, e SUACI Alpes du Nord;
Maurizio Bovio e Laura Poggio, botanici, Aosta;
Francesco Vidotto, Dipartimento
di Agronomia, Selvicoltura e Gestione
del Territorio, Università di Torino;
Angèle Barrel, Ordine dei Dottori Agronomi
e Dottori Forestali della Valle d'Aosta;
Ezio Mossoni, Coldiretti Valle d'Aosta.

Crediti fotografici

Le foto incluse nel presente manuale, se
non diversamente indicato in didascalia,
sono degli autori, ad esclusione di:
Figura in basso in copertina: **FDGDON 74**
Figura 15: D. Bouvet (Dip. Biologia
Vegetale, UNITO)
Figura pag. 65: Y. Chaval (INRA-CBGP)

Sommario



Prefazione	5	5 Senecio sudafricano (<i>Senecio inaequidens</i>)	45
Il progetto NAPEA	5	5.1 Caratteristiche della specie	46
La borsa di studio “Ugo e Liliana Brivio”	6	5.2 Prime segnalazioni e diffusione in Valle d’Aosta	47
1 Introduzione	7	5.3 Modalità di propagazione	49
1.1 L’espansione di specie esotiche invasive e dannose nei prati permanenti in Valle d’Aosta e nelle Alpi del Nord	8	5.4 Pericolosità	49
1.2 Che cos’è una specie invasiva?	9	5.5 Metodi di lotta	51
2 Articolazione delle attività	11	6 Specie esotiche invasive nelle Alpi du Nord	55
2.1 Ricerca bibliografica	12	6.1 Parere degli esperti	56
2.2 Monitoraggio della diffusione delle specie invasive	12	6.2 Informazioni dalla bibliografia	57
2.3 Prove di lotta	13	6.3 Specie indigene che provocano danni all’agricoltura	58
3 Panace di Mantegazza (<i>Heracleum mantegazzianum</i>)	15	6.4 Per saperne di più	60
3.1 Caratteristiche della specie	16	7 Specie animali: l’arvicola terrestre (<i>Arvicola terrestris</i>)	63
3.2 Prime segnalazioni e diffusione in Valle d’Aosta	19	7.1 Arvicole terrestri, arvicole campestri e talpe	64
3.3 Modalità di propagazione	20	7.2 Diffusione in Francia	65
3.4 Pericolosità	20	7.3 Diffusione in Valle di Aosta	66
3.5 Prevenzione	21	7.4 Dinamiche di popolazione	66
3.6 Metodi di lotta	21	7.5 Danni	67
3.7 Prove di eradicazione del panace di Mantegazza	24	7.6 Metodi di lotta	67
4 Poligono del Giappone ibrido (<i>Reynoutria x bohemica</i>)	29	7.7 Lotta integrata	70
4.1 Caratteristiche della specie	30	7.8 Azioni per la bonifica dei prati	70
4.2 Prime segnalazioni e diffusione in Valle d’Aosta	32	7.9 Raccomandazioni e prospettive	72
4.3 Modalità di propagazione	33	Bibliografia	73
4.4 Pericolosità	34	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	74
4.5 Prevenzione	35	<i>Reynoutria</i> spp.	74
4.6 Metodi di lotta	36	<i>Senecio inaequidens</i>	75
4.7 Prova di eradicazione del poligono del Giappone ibrido	40	Specie esotiche invasive nelle <i>Alpes du Nord</i>	76
		<i>Arvicola terrestris</i>	77



Questo manuale è il risultato dell'attività svolta dall'Institut Agricole Régional e dal Suaci Alpes du nord, nell'ambito del progetto NAPEA, e del Dipartimento di Biologia Vegetale dell'Università degli Studi di Torino, nell'ambito della borsa di studio "Ugo e Liliana Brivio" intitolata "Piante esotiche invasive che costituiscono una grave minaccia per la biodiversità, l'economia, la salute. Rilievamento della loro diffusione in Valle d'Aosta e proposte di contenimento ed eradicazione".

■ Il progetto NAPEA

NAPEA - *Nouvelles Approches sur les Prairies dans l'Environnement Alpin* - è un progetto di cooperazione transfrontaliera tra la Francia e l'Italia, realizzato nell'ambito del programma Interreg III - Alcotra.

L'Assessorato Agricoltura e risorse naturali della Regione Autonoma Valle d'Aosta ha assicurato il coordinamento globale del progetto, i partner tecnici sono stati il Suaci Alpes du Nord, per la Francia, e l'Institut Agricole Régional (IAR), per l'Italia.

Il progetto, finalizzato all'acquisizione di informazioni sulla diversità e sulla gestione dei prati permanenti, è stato condotto in Valle d'Aosta e nei dipartimenti francesi di Savoia e Alta Savoia. Dal punto di vista operativo, il progetto è stato suddiviso in tre parti, ciascuna delle quali è stata è oggetto di una sintesi tecnica.

Studio della diversità dei prati permanenti

Questa parte è stata finalizzata a:

- i) analizzare la diversità dei prati, in relazione ai diversi tipi di vegetazione e alla ricchezza di specie;
- ii) esaminare come gli agricoltori prendono in conto e gestiscono questa diversità.

Salvaguardia della biodiversità e della produzione dei prati permanenti di fronte all'invasione delle specie invasive

Anche nelle vallate alpine si stanno diffondendo specie vegetali di origine esotica, molto competitive e a volte pericolose per la salute di animali e uomini. La proliferazione di specie animali (arvicole, cinghiali), inoltre, provoca il deterioramento della flora dei prati. La seconda parte del progetto NAPEA si è focalizzata sulle specie animali e vegetali invasive che diminuiscono la produzione e la qualità dei prati e che costituiscono una reale minaccia per la loro diversità.

Impatto dei lavori di rinnovamento e di miglioramento fondiario sui prati permanenti

In occasione di lavori di miglioramento fondiario o per riparare i danni provocati da calamità naturali, si rendono necessarie operazioni di rinnovamento e di sistemazione dei terreni, capaci di assicurare un'utilizzazione agricola durevole. La terza parte del progetto NAPEA si è posta lo scopo di definire corrette pratiche di intervento, che salvaguardino il

valore agronomico dei suoli e permettono di ottenere, nel giro di pochi anni, prati permanenti di valore agricolo confacente alle attese.

Il presente documento riporta i risultati dei lavori della seconda parte.

■ La borsa di studio “Ugo e Liliana Brivio”

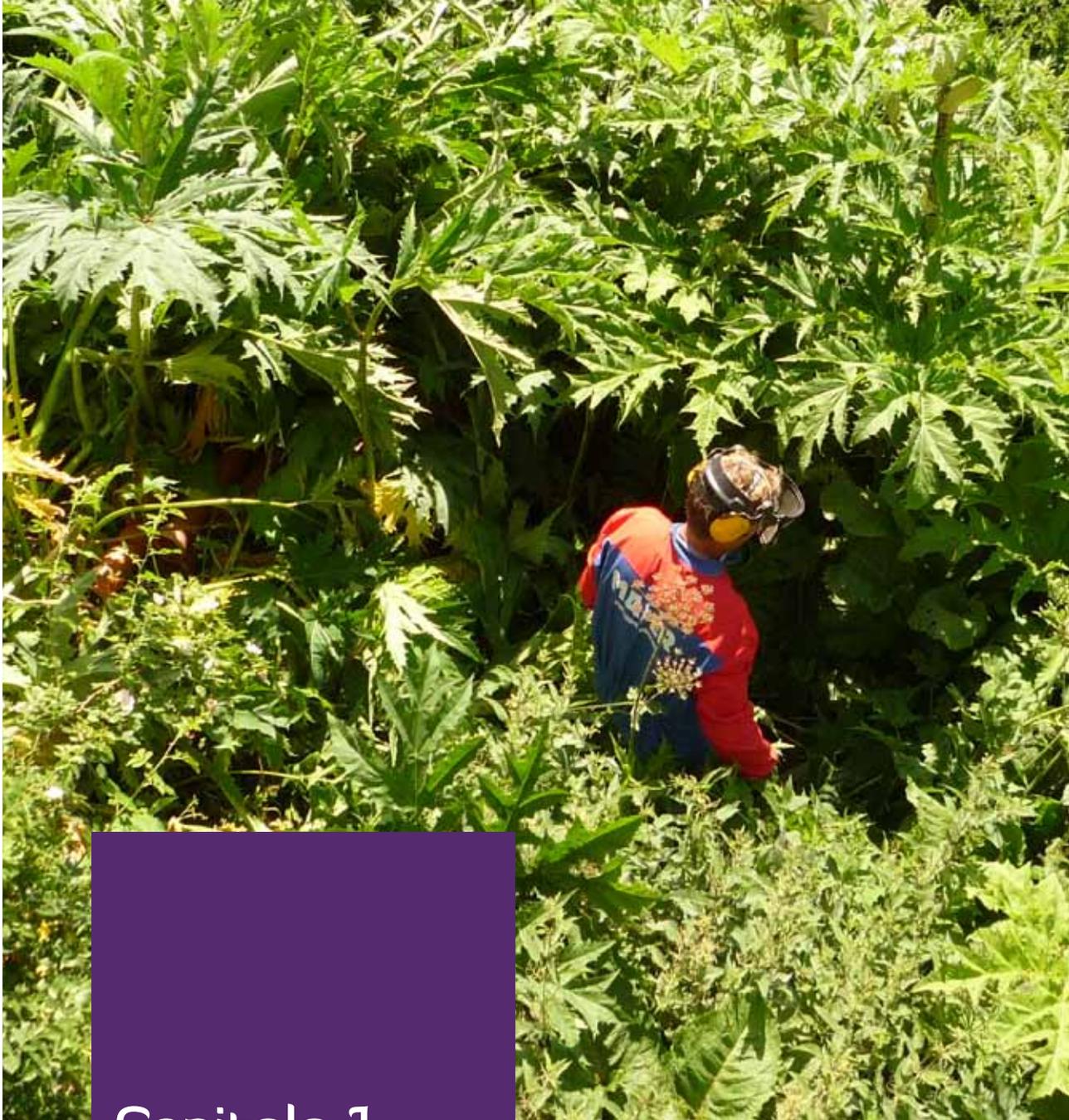
La conoscenza della presenza e della diffusione di specie esotiche in un territorio è il presupposto fondamentale per poter monitorare nel tempo le variazioni della loro distribuzione ed intervenire dove necessario.

La borsa di studio “Ugo e Liliana Brivio”, di cui ha beneficiato Dario Masante, è stata finanziata dall’Assessorato Istruzione e Cultura della Regione Autonoma Valle d’Aosta, allo scopo di conoscere il livello di invasione da parte di specie esotiche sul territorio regionale. L’attività del Dott. Dario Masante è stata programmata dal Servizio Aree Protette dell’Assessorato Agricoltura e Risorse Naturali della Regione Autonoma Valle d’Aosta e dal Dipartimento di Biologia vegetale dell’Università di Torino ed è stata svol-

ta presso il Dipartimento di Biologia Vegetale. Nell’ambito della ricerca “Piante esotiche invasive che costituiscono una grave minaccia per la biodiversità, l’economia, la salute. Rilevamento della loro diffusione in Valle d’Aosta e proposte di contenimento ed eradicazione”, si è focalizzata l’attenzione su tre entità: *Hera-cleum mantegazzianum* Sommier et Levier, *Senecio inaequidens* DC. e *Reynou-tria* sp.: *R. japonica* (Houtt.) R. Decr., *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decr., *R. x bohemica* (Chrték & Chrtkova) J. Bailey.

Queste specie invasive sono inserite nella lista nera della legge regionale n. 45/2009 per la conservazione della flora e sono in rapida espansione nel nord Italia.

Si è effettuata una mappatura dettagliata della localizzazione e dell’estensione dei popolamenti di queste specie, per poterne controllare la diffusione nei prossimi anni, e si sono applicati sperimentalmente metodi di controllo e di eradicazione. In Valle d’Aosta, tenuto conto delle particolari condizioni climatiche e geomorfologiche, queste specie si possono ancora eradicare o, quantomeno, si può contenere la loro diffusione.



Capitolo 1

Introduzione



■ 1.1 L'espansione di specie esotiche invasive e dannose nei prati permanenti in Valle d'Aosta e nelle Alpi del Nord

Negli ultimi decenni si sono accentuate le dinamiche di migrazione di specie vegetali e animali da un continente all'altro. L'intensificarsi degli scambi e dei trasporti ha determinato un aumento del numero delle specie alloctone introdotte per la prima volta in regioni a loro estranee.

A livello mondiale, il fenomeno è così preoccupante che l'invasione di specie esotiche è considerata una delle principali minacce per la biodiversità, capace di mettere in pericolo le specie autoctone, gli habitat naturali ed i paesaggi. Gli ambienti antropizzati sono i più ricchi di specie esotiche: ambienti urbani, agricoli, bordi di strade e massicciate ferroviarie (Fig. 1). Tra gli ambienti naturali, i più minacciati sono le zone riparie e quelle litoranee. La potenziale pericolosità e la velocità di espansione di alcune di queste specie destano preoccupazione sia per le conseguenze ambientali (in assenza di limitatori naturali possono prendere il sopravvento, occupando nicchie ecologiche e riducendo fortemente la presenza delle specie autoctone), quanto per l'impatto negativo sulle produzioni agricole e, in casi specifici, per il rischio sanitario nei confronti della popolazione. Tre specie vegetali, tra quelle di più recente introduzione sulle Alpi, si stanno

espandendo nei prati e nei pascoli fino a rappresentare un rischio non solo per la vegetazione naturale ma anche per le attività agricole e, più in generale, per la popolazione e per i consumatori. Esse sono:

- il panace di Mantegazza (*Heracleum mantegazzianum*)
- il poligono del Giappone ibrido (*Reynoutria x bohemica*)
- il senecio sudafricano (*Senecio inaequidens*)

Nella presente pubblicazione saranno illustrate le caratteristiche principali di queste specie, le ragioni della loro nocività e le possibili strategie di controllo e di lotta. Saranno anche brevemente trattate alcune specie autoctone dannose per l'agricoltura e un approfondimento, infine, sarà dedicato all'arvicola terrestre (*Arvicola terrestris*), un roditore che si sta rivelando particolarmente nocivo per la coltura dei prati permanenti in alcune aree alpine.



Fig. 1
Invasione di *Senecio inaequidens* lungo la massicciata ferroviaria.

■ 1.2 Che cos'è una specie invasiva?

Prima di procedere alla descrizione delle specie invasive, è opportuno precisare la terminologia che verrà utilizzata in questo volume. È definita *infestante* una pianta che cresce in un sito dove non è desiderata e che può avere un impatto rilevante sull'economia e sull'ambiente. È il caso della gramigna, del panace comune, del romice comune e della pastinaca, tipiche infestanti dei prati permanenti di montagna. Solitamente, queste specie sono legate ad ambienti antropizzati e manifestano una limitata tendenza a colonizzare nuovi ambienti, contrariamente alle specie invasive.

Le *esotiche* (denominate anche *aliene* o *alloctone*) sono specie introdotte accidentalmente o volontariamente in un'area geografica diversa da quella di origine. Secondo la loro dinamica di insediamento nel nuovo territorio, esse possono essere suddivise in *casuali*, *naturalizzate* e *invasive*.

Una specie *casuale* è un'esotica che può fiorire e riprodursi occasionalmente, ma che non si insedia stabilmente nella nuova area perché non è in grado di formare popolazioni persistenti nel tempo. La sua presenza è strettamente legata a nuove introduzioni.

L'insediamento di una specie vegetale in una nuova area dipende dalla sua capacità di superare barriere ambientali (condizioni climatiche avverse, predazione dei semi...) e riproduttive (assenza di impollinatori specifici, assenza di individui di entrambi i sessi nel caso di specie dioiche ...).

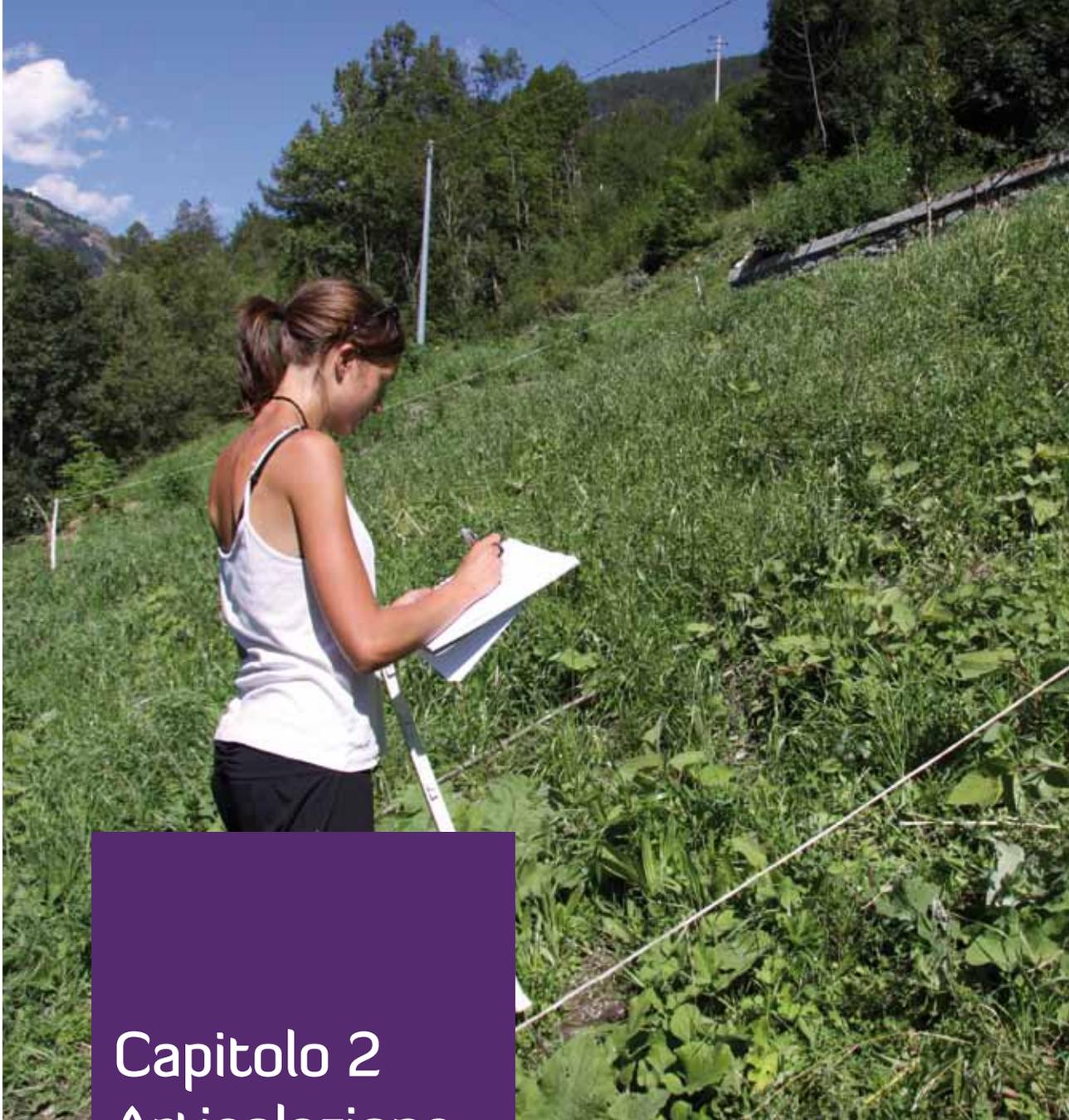
È detta *naturalizzata* una specie esotica che forma popolamenti stabili ed è in grado di riprodursi senza l'intervento umano. Una specie naturalizzata può riprodursi per via sessuata o moltiplicarsi per via vege-

tativa (rizomi, bulbi, frammenti di pianta). Una specie naturalizzata diventa *invasiva* nel momento in cui riesce a diffondersi velocemente a distanze anche notevoli dalle fonti originarie di propaguli. È quindi in grado di colonizzare vaste aree e, in alcuni casi, di invadere ambienti naturali e seminaturali. Nell'ambito della Strategia Europea sulle specie Invasive¹, vengono definite *invasive* le specie alloctone che, oltre ad avere le caratteristiche sopra delineate, rappresentano anche una minaccia per la biodiversità, causano gravi danni alle attività dell'uomo (problematiche socio-economiche) o hanno effetti negativi sulla salute umana.

¹http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm

Legge Regionale 45/2009

La legge regionale n. 45 del 7 dicembre 2009 "Disposizione per la tutela e la conservazione della flora alpina. Abrogazione della legge regionale 31 marzo 1977, n. 17" è il nuovo strumento legislativo a tutela della flora della Valle d'Aosta. Questa legge presenta numerose novità rispetto alla precedente normativa (classificazione e numero di specie inserite, regolamentazione della raccolta e dell'utilizzo, ecc.) ma soprattutto affronta la problematica delle specie invasive. L'articolo 9, infatti, recita: "È vietata l'introduzione di specie vegetali alloctone o aliene negli ambienti naturali. [...]. La Giunta regionale può adottare eventuali misure incentivanti l'eradicazione delle specie vegetali alloctone o aliene incluse nell'allegato F". Le tre specie indicate nell'allegato F della legge, considerate come una reale minaccia per la biodiversità, l'agricoltura, il bestiame e l'uomo, sono: *Heracleum mantegazzianum*, *Reynoutria x bohemica* e *Senecio inaequidens*.



Capitolo 2 Articolazione delle attività



■ 2.1 Ricerca bibliografica

La fase iniziale del progetto si è focalizzata sulla ricerca di informazioni sulle tre specie vegetali invasive e sul roditore *Arvicola terrestris*. Sono stati consultati articoli scientifici, *report*, libri, pubblicazioni a stampa o reperibili su internet. Il ricco materiale raccolto è stato un utile ausilio nella fase di definizione delle attività di ricerca e sperimentazione previste dal progetto.

■ 2.2 Monitoraggio della diffusione delle specie invasive

Dall'autunno 2009 all'autunno 2010 è stata svolta una campagna di rilevamento per valutare la diffusione del pance di Mantegazza, del poligono del Giappone ibrido e del senecio sudafricano sul territorio valdostano.

Per ragioni pratiche, non essendo possibile controllare la totalità del territorio regionale, è stato definito un piano di rilevamento che ha coperto tutta la valle centrale e l'imbocco delle valli laterali, concentrandosi sulle zone a più alta densità abitativa e con maggior presenza di attività agricole.

Il monitoraggio delle specie invasive vegetali è stato eseguito soprattutto nel periodo autunnale, stagione in cui le tre specie invasive oggetto dello studio sono più facilmente identificabili ri-

spetto alla vegetazione circostante (in fase tardo-vegetativa o senescente). Il senecio, ad esempio, in autunno è ancora in fioritura e i fiori gialli sono facilmente individuabili, mentre i cespugli del poligono assumono in questo periodo una vistosa colorazione rosso-brunastra (Fig. 2-3).



Le colonie del panace di Mantegazza, specie introdotta dall'uomo a scopo ornamentale, sono ben circoscritte; il rilevamento delle aree invase si è basato sulle segnalazioni preesistenti, per allargarsi poi a zone di più recente colonizzazione.

La più estesa distribuzione del senecio e del poligono sul territorio regionale, invece, è stata rilevata con un sistema di rilevamento in continuo tramite antenna satellitare (messo a punto dal Dott. Francesco Vidotto del Dipartimento di Agronomia, Selvicoltura e Gestione del Territorio dell'Università di Torino) mediante il quale è stato possibile registrare con buon dettaglio e rapidità le colonie individuate lungo il percorso. Questa tecnica ha consentito di raccogliere informazioni relative a vaste aree e di realizzare le cartografie di distribuzione delle specie. In alcune aree di particolare interesse, è stata condotta un'indagine più approfondita sulla popolazione con la compilazione di una scheda di campo in cui sono

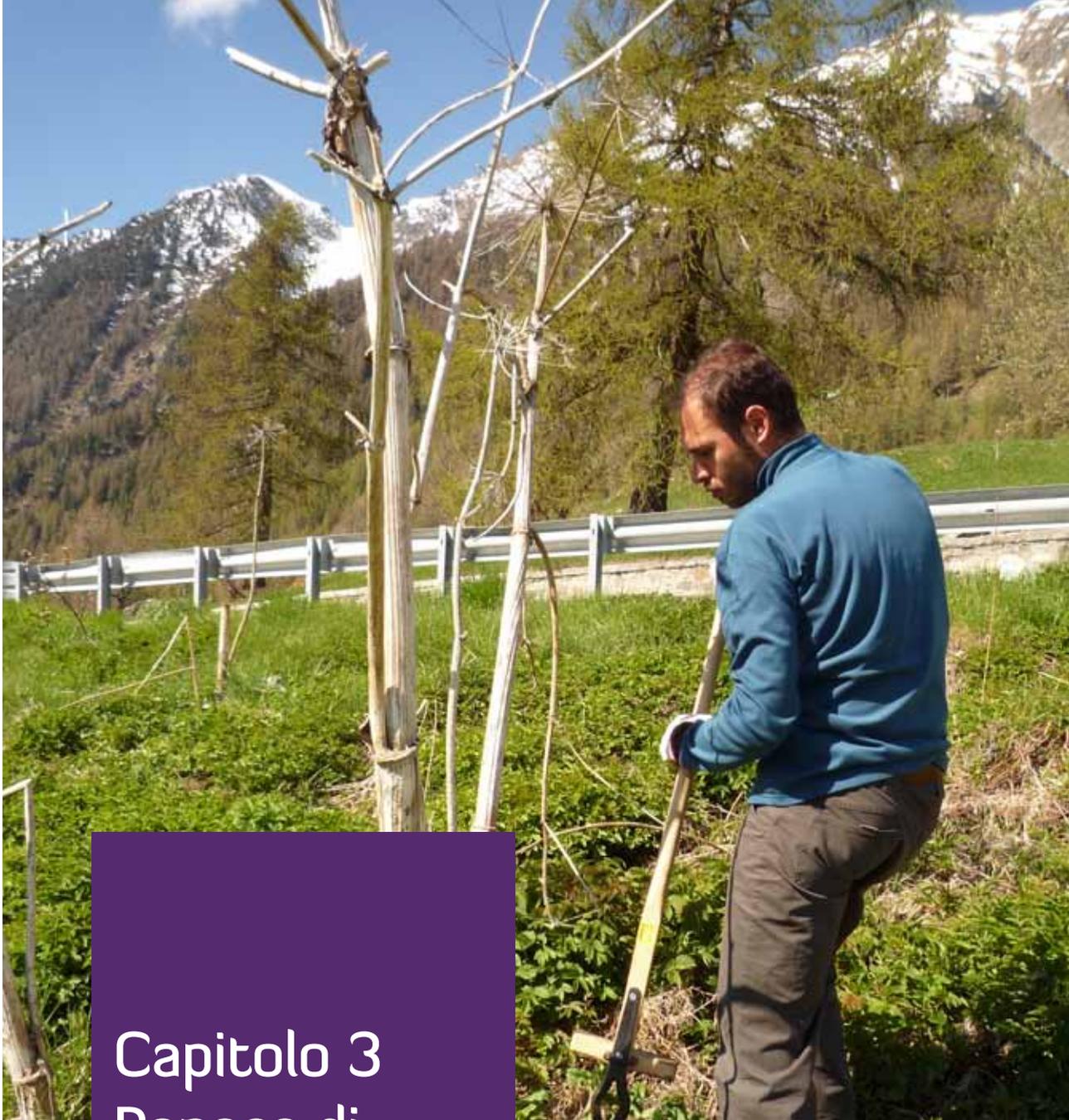
state registrate le seguenti informazioni:

- caratteristiche della stazione (coordinate UTM, quota, esposizione, inclinazione);
- estensione del popolamento (m²);
- abbondanza (n° individui/m²);
- habitat;
- fenologia;
- distanza da corsi d'acqua, strade e ferrovie.

■ 2.3 Prove di lotta

A partire dal mese di ottobre 2009 fino all'estate 2011 sono state realizzate prove di lotta contro le specie invasive, con l'obiettivo di valutare e confrontare diversi metodi di eliminazione o di contenimento di queste specie. Prove di lotta sono state condotte anche contro l'arvicola terrestre.

Le tecniche sperimentate su ciascuna specie saranno descritte nei capitoli seguenti.



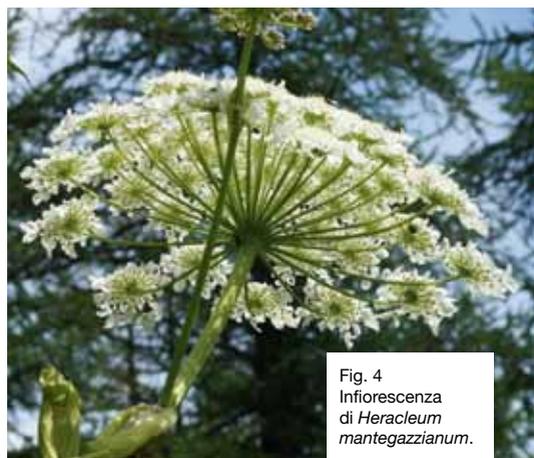
Capitolo 3 Panace di Mantegazza

Capitolo 3 · Panace di Mantegazza (*Heracleum mantegazzianum*)



■ 3.1 Caratteristiche della specie

Il panace di Mantegazza è un'ombrellifera perenne monocarpica, originaria del Caucaso, che ha iniziato a diffondersi in Europa occidentale nella prima metà del XIX secolo. È particolarmente ben adattato agli ambienti di media e bassa montagna, ma mostra ottime capacità di insediamento anche a quote inferiori. La sua altezza varia da 1,5 a oltre 4 metri nel periodo di fioritura, con grandi ombrelle (le più grandi raggiungono 50 cm di diametro) a 50-150 raggi (Fig. 4).



I petali dei fiori sono bianchi o rosei. I frutti sono acheni brevemente alati, lunghi 10-11 mm e larghi 6-7 mm. Il fusto, robusto e cavo, misura 5-10 cm di diametro alla base. Le foglie sono lunghe da 50 cm a 3 metri, divise in segmenti o profondamente tripartite. Il margine fogliare

è dentellato con i denti maggiori lunghi ed acuminati (Fig. 5).



Si può facilmente distinguere da altre specie dello stesso genere per le grandi dimensioni e per l'aspetto maestoso, che l'hanno resa una pianta utilizzata a scopo ornamentale. Tra i caratteri distintivi rispetto al panace comune (*Heracleum sphondylium*, (Fig. 6), specie autoctona diffusa nelle vallate dell'arco alpino, si possono citare:

- le maggiori dimensioni delle piante (Fig. 7);
- il numero di raggi delle ombrelle, sempre superiore a 50;
- i fusti con macchie rosse, meno pubescenti ma con lunghi peli evidenti (Fig. 8);
- le maggiori dimensioni, il portamento e la forma delle foglie (più incise e con denti più acuti).



Fig. 6
Il panace comune (*Heracleum sphondylium*) è una specie innocua, abbondante nei prati montani freschi e molto concimati.



Fig. 7
Dimensioni di un individuo di *Heracleum mantegazzianum* nel periodo della fioritura.

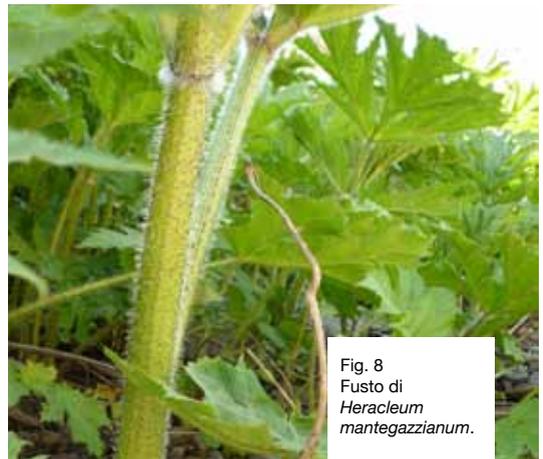


Fig. 8
Fusto di *Heracleum mantegazzianum*.

3.1.1 Biologia riproduttiva

- Essendo una specie monocarpica, la fioritura e la disseminazione segnano la morte del singolo individuo. Di norma, nelle regioni montane, una pianta vive da 3 a 5 anni.
- Il pascolamento rallenta lo sviluppo dell'individuo e ritarda l'avvento della fioritura, che può avere luogo fino a 12 anni dopo la germinazione.

- La fioritura dura oltre un mese per ciascun individuo (fino a 60 giorni in alcune località), a partire da fine giugno. Le ombrelle fioriscono in sequenza centrifuga, cominciando da quella terminale principale.
- Un mese e mezzo dopo la fioritura, i frutti maturano e iniziano ad essere disseminati; un individuo è in grado di produrre fino a 10.000 frutti (Fig. 9).



Fig. 9
Frutti di
Heracleum
mantegazzianum.

3.1.2 Caratteristiche dei popolamenti

- Questa specie ha ottime capacità di autoimpollinazione, se isolata o in popolazioni disperse, cosa che rende possibile l'invasione di un'area relativamente ampia anche a partire da un solo individuo.
 - *H. mantegazzianum* si riproduce solo tramite semi. Nel suolo, la banca semi non è persistente, poiché la maggior parte di essi germina il primo o il secondo anno; tuttavia, circa l'1% restano dormienti per almeno tre anni. Il 95% dei semi si trova nei primi 5 cm di profondità del suolo. In popolamenti campione, sono stati contati oltre 3500 semi/m².
 - In primavera, non appena si scioglie la neve, i semi germinano. È stato rilevato che, con temperature costanti tra 2°C e 6°C, la germinazione è graduale e prolungata. I semi presentano alti tassi di germinazione: in prove di laboratorio è stata misurata una germinabilità del 90%.
 - La dispersione dei semi avviene ad opera di acqua, vento e attività umane. In piante di 2 metri di altezza, il 60-90% dei semi ricade in un raggio di 4 metri dalla pianta madre, ma in acqua i frutti possono galleggiare fino a 8 ore, rendendo possibile il trasporto a grande distanza lungo i corsi d'acqua.
- La densità di plantule arriva a 400-500 per m². Nel primo anno la mortalità è alta: secondo osservazioni effettuate in Repubblica Ceca e in Germania, supera il 99%.
 - In praterie non disturbate o in ambienti a densa copertura vegetale, la probabilità di sopravvivenza delle plantule è molto bassa. Tuttavia, la resistenza al freddo e la germinazione precoce costituiscono un vantaggio competitivo rispetto ad altre specie.
 - Secondo le zone, la densità di piante adulte nel periodo della fioritura è variabile, ma in media è di circa 0,7 piante/m².
 - Il panace di Mantegazza si riscontra in un gran numero di habitat diversi, dove sviluppa popolamenti di dimensioni variabili. Da uno studio condotto in Germania su 200 siti invasi, il 39% era costituito da megaforbieti, 18% da prati-pascoli, 26% da praterie disturbate. Siti con suoli ricchi di nutrienti, ma disturbati e privi di una gestione regolare, rappresentano aree potenziali di invasione. L'abbandono di un terreno coltivato è il principale fattore favorevole all'insediamento di questa specie.
 - La coltivazione regolare del terreno, l'ombreggiamento e la bassa disponibilità di nutrienti e d'acqua limitano l'insediamento della specie, che è del tutto esclusa in caso di successione secondaria verso il bosco.
 - Alla scala di paesaggio, la connettività tra gli habitat, che dipende dalla presenza di corridoi di dispersione dei semi e dalla vicinanza delle colonie, incide sulla probabilità di invasione.
 - Nei prati disturbati, l'aumento della copertura di *H. mantegazzianum* determina la riduzione del numero di specie

erbacee presenti, soprattutto a causa del forte ombreggiamento che questa esotica esercita sulle altre piante erbacee.

- Potenzialmente, in siti di particolare pregio naturalistico, il panace di Mantegazza può mettere in pericolo specie rare e minacciate.
- Sopprimendo la cotica costituita da specie erbacee più basse, *H. mantegazzianum* può accentuare i rischi di erosione delle sponde dei corsi d'acqua, lasciando il suolo nudo durante l'inverno.

■ 3.2 Prime segnalazioni e diffusione in Valle d'Aosta

Nel corso degli anni la specie è stata introdotta più volte in diverse località della Valle d'Aosta. Probabilmente, la prima introduzione è avvenuta nei giardini alpini, dove ha attirato l'attenzione del pubblico. L'introduzione più importante di *H. mantegazzianum* è avvenuta nei pressi di Courmayeur, in località La Palud, dove è stato utilizzato per la rivegetazione di alcune scarpate intor-

no ai parcheggi. In seguito, nonostante si sia deciso di eliminare la specie da questa località, la ripetuta dispersione ha permesso alla specie di espandersi in modo incontrollato al di fuori della superficie inizialmente impiantata. Oggi la si può ritrovare negli incolti circostanti, in sottoboschi aperti e lungo i torrenti. Non è facile stabilire l'origine delle altre stazioni disperse nei dintorni di Courmayeur, ma si può ipotizzare che si tratti sia di eventi accidentali sia di introduzioni volontarie.

Attualmente, popolazioni invasive di panace di Mantegazza si trovano a Courmayeur (La Palud e altre località), Ayas (Lignod, Magneaz, Palouettaz), Antey-Saint-André e Breuil-Cervinia (Fig.10). Si tratta, quindi, di una specie ancora sporadica nella regione, sebbene sia più diffusa di quanto si pensasse prima della campagna di rilevamento condotta nell'ambito del presente progetto. Per il momento, la diffusione in giardini privati, potenziali zone d'origine di nuove invasioni, sembra limitata a poche località (Fig. 11).



■ 3.3 Modalità di propagazione

- Il panace di Mantegazza è in grado di colonizzare ambienti molto diversi, indipendentemente dalla vegetazione già presente (Figg. 12-13); una volta insediata nell'habitat, la specie è poco condizionata dalle caratteristiche stagionali.
- Da quanto si è potuto osservare, in Valle d'Aosta l'uomo è il primo responsabile della diffusione e della persistenza della specie nelle zone di nuova introduzione.



Fig. 12
Individuo di
*Heracleum
mantegazzianum*
in un prato
sfalcciato.



Fig. 13
Popolamento
di *Heracleum
mantegazzianum*
in una scarpata
stradale.

- Diversamente da altre esotiche che si diffondono preferibilmente lungo fiumi e torrenti, la sua espansione non sembra essere legata in particolar modo ai corsi d'acqua.
- Il periodo di assestamento della specie in una nuova regione è di 60-70 anni; da osservazioni condotte nel Regno Unito, è stato valutato che in zone molto invase *H. mantegazzianum* può raddoppiare il proprio areale ogni 10 anni circa.

■ 3.4 Pericolosità

La linfa del panace di Mantegazza contiene molecole fototossiche, note come *furocumarine* o *furanocumarine*, che provocano reazioni epidermiche, rendendo la pelle ipersensibile ai raggi ultravioletti della luce solare. La concentrazione di *furocumarine* è massima nei frutti, intermedia nelle foglie e minima nei fusti e varia anche in relazione a fattori ambientali: area, stagione, umidità ecc.

In caso di contatto, la parte interessata non deve essere esposta ai raggi solari perché la pelle potrebbe essere soggetta a fenomeni di iper-pigmentazione. La sensibilità ai raggi ultravioletti può protrarsi anche per mesi e, in alcuni soggetti, essere permanente. Nell'arco di 24-48 ore dal contatto con la pianta, e a seguito dell'esposizione della pelle al sole, la reazione cutanea si manifesta come un eritema (Fig. 14). Le fotodermatiti provocate dal contatto con la linfa del panace di Mantegazza possono determinare, oltre che arrossamenti cutanei, anche vesciche o bolle.

La pianta mantiene la capacità fototossica per diverse ore dopo il taglio. Durante gli interventi di contenimento della specie, gli operatori devono proteggersi

Fig. 14 Evoluzione nel tempo di un'ustione provocata dal contatto con il panace di Mantegazza. Foto: Bob Kleinberg (<http://www.dec.ny.gov/animals/72556.html>)



ogni parte del corpo, compreso il volto; in caso di contatto, la parte interessata va immediatamente lavata con acqua. Gli abiti indossati durante il trattamento vanno maneggiati con cautela e lavati.

■ 3.5 Prevenzione

L'uomo in passato è stato, volontariamente o accidentalmente, il responsabile della diffusione del panace di Mantegazza. Per prevenire l'invasione di altri ambienti è fondamentale evitare nuove introduzioni, come ad esempio la coltivazione a scopo ornamentale nei giardini. Inoltre, la nuova legge per la tutela della flora valdostana (L.R. 45/2009) ne vieta l'introduzione negli ambienti naturali.

■ 3.6 Metodi di lotta

In zone in cui le popolazioni naturalizzate di panace di Mantegazza sono ben delimitate, come in Valle d'Aosta, l'obiet-

tivo dell'eradicazione è realisticamente perseguibile e, a medio e lungo termine, comporta costi inferiori rispetto a quelli da sostenere per limitare, a tempo indeterminato, l'espansione delle popolazioni esistenti.

Valutando attentamente l'estensione dei popolamenti da trattare, la distanza dai corsi d'acqua, la possibilità di accesso all'area e la destinazione della superficie interessata, è possibile scegliere correttamente la tecnica di intervento e prevenire i costi delle operazioni di controllo.

Prima di avviare una campagna di eradicazione, è fondamentale censire tutte le colonie della specie (singole piante comprese), identificare gli habitat vulnerabili prossimi ai popolamenti di panace, formare ed equipaggiare adeguatamente il personale, con dispositivi di protezione come la maschera per il volto, i guanti, abbigliamento che copra interamente braccia e gambe.



Fig. 15
Estirpazione con
forca di piante
di *Heracleum
mantegazzianum*.

In ambiente alpino la crescita è più lenta e concede più tempo fra i trattamenti: con interventi effettuati 2-4 volte l'anno, in primavera e a inizio estate, la popolazione di un sito si può ridurre del 75% in 1-4 anni.

I siti disinfestati vanno monitorati per i 5 anni consecutivi, al fine di evitare che il popolamento si ricostituisca dalla banca semi nel suolo.

3.6.1 Taglio alla radice ed estirpazione

Il metodo è agevolmente applicabile solo in stazioni ad estensione limitata. È una tecnica molto efficace, sebbene sia molto impegnativa in termini di tempo di lavoro (Fig. 15). Al taglio, effettuato a profondità di 15-20 cm con vanga o con forca estirpatrice (forca da *Rumex*), segue l'asportazione della pianta. Occorre sottolineare che con taglio più superficiale (a una profondità inferiore ai 5 cm), il frammento residuo di radice sarà in grado di generare una nuova parte aerea. Il periodo migliore per il trattamento è la primavera, prima che le dimensioni delle piante rendano troppo difficoltoso l'intervento.

In stazioni di ampia estensione, nel quadro di un programma a lungo termine, è possibile limitarsi all'estirpazione degli individui in fioritura. Si è potuto verificare che l'intervento all'inizio della ripresa vegetativa è il più efficace e, poiché le piante sono di dimensioni ancora contenute, riduce l'impiego di energie e di tempo e i rischi di contatto accidentale da parte degli operatori.

3.6.2 Taglio delle ombrelle

Questa tecnica richiede 2-3 interventi all'anno per ciascuna stazione ed è efficace solo se le ombrelle sono tagliate al picco della fioritura o all'inizio della fruttificazione, per evitare la disseminazione. Le ombrelle tagliate vanno rimosse e distrutte, tanto più se già provviste di frutti. La tecnica impone grande tempestività nell'esecuzione: l'intervento tardivo rischia di non essere efficace per l'avvenuta disseminazione, mentre quello anticipato è spesso seguito dall'emissione di nuove ombrelle. È indispensabile proseguire il monitoraggio durante la stagione e negli anni successivi poiché, essendo un trattamento non



Fig. 16
Taglio delle
ombrelle di
*Heracleum
mantegazzianum*.

risolutivo, è molto probabile che qualche ombrella maturi e dissemini nel periodo tra gli interventi o che sfugga all'attenzione dell'operatore. Dal punto di vista pratico, questa tecnica è più veloce ma meno efficace della precedente, ed espone l'operatore a un maggior rischio di lesioni cutanee (Fig. 16).

Già da qualche anno in Valle d'Aosta sono effettuati interventi di questo tipo che, seppure efficaci nel limitare la diffusione della specie, non ne hanno ridotto in modo significativo le popolazioni già presenti. Si è inoltre rilevato che il taglio delle foglie o dei fusti in sviluppo non ha alcun effetto contenitivo; al contrario, prolunga la vita della pianta e ne ritarda la fioritura.

3.6.3 Trattamento chimico

Il panace di Mantegazza è molto sensibile agli erbicidi e la lotta chimica può essere efficacemente applicata su superfici estese, con tempi di lavoro e costi relativamente ridotti. A seconda dei popolamenti, possono essere necessarie fino a 4 applicazioni l'anno, ma le sperimentazioni condotte in Valle d'Aosta hanno mostrato una mortalità quasi totale con una sola irrorazione fogliare di glifosate, alla concentrazione del 3%, effettuata all'inizio dell'estate. I trattamenti vanno effettuati a partire dalla primavera inoltrata, perché le applicazioni sono efficaci solo su individui alti almeno 15 cm. Per stazioni ampie e dense si può prevedere un'irrorazione sull'intera superficie, mentre per nuclei piccoli o dispersi è sufficiente l'applicazione con atomizzatore a spalla, pianta per pianta (Fig. 17). La distribuzione di glifosate espone l'operatore al rischio di inalazione ed è sconsigliabile in prossimità di corsi d'acqua.



Fig. 17
Trattamento
chimico localizzato
su piccole
popolazioni
di *Heracleum
mantegazzianum*.

Per non danneggiare la restante vegetazione, dopo un primo trattamento chimico si possono adottare metodi meccanici (estirpazione manuale), con una strategia di lotta che associ metodi meccanici, chimici e il reimpianto di specie autoctone.

La lotta chimica non è sempre attuabile: in Valle d'Aosta, infatti, il Piano di Sviluppo Rurale (PSR 2007-2013) ne vieta l'esecuzione su prati soggetti alle misure agro-ambientali.

3.6.4 Controllo biologico ed erbivoria

Benché siano state condotte numerose ricerche sull'uso di agenti di controllo biologico del *H. mantegazzianum*, al momento non sono stati ancora individuati organismi capaci di limitarlo efficacemente. Nell'areale originario, in Caucaso, non risulta vi siano fitofagi che attaccano esclusivamente *H. mantegazzianum*. Sono stati identificati alcuni patogeni, ma non sembrano essere abbastanza specifici per essere efficaci. Il panace, inoltre, possiede un ampio arsenale di meccanismi di difesa fisici e chimici, che

potrebbero avere un ruolo nella resistenza agli agenti biologici e, di conseguenza, favorire l'invasività della pianta.

Secondo alcuni Autori, il pascolamento potrebbe essere un'opzione valida per i siti più estesi, non meccanizzabili o difficili da trattare con metodi manuali. In tal caso, le piante andrebbero pascolate a partire da metà primavera, durante la crescita delle foglie basali, e il pascolo dovrebbe essere ripetuto almeno per una decina d'anni, fino ad esaurimento della banca semi del suolo e delle riserve accumulate nelle radici.

3.6.5 Rivegetazione

Dopo l'eradicazione, è importante impedire il ritorno del panace di Mantegazza ed è quindi consigliabile rivegetare la superficie trattata con specie autoctone. Ciò andrebbe fatto immediatamente dopo l'eliminazione delle piante, per favorire il definitivo ritorno della vegetazione naturale.

■ 3.7 Prove di eradicazione del panace di Mantegazza

Col metodo del taglio della radice sono state eliminate alcune stazioni isolate, in Val d'Ayas presso Lignod, a Breuil-Cervinia su incolti a bordo strada, a Courmayeur in Val Ferret. La presenza della specie in queste stazioni è significativa per dimostrare il ruolo dell'uomo nella sua diffusione, poiché in tutte è evidente che l'origine a questi popolamenti è dovuta allo smaltimento dei resti vegetali provenienti dal taglio di piante di *H. mantegazzianum*.

Dal giugno 2010 è iniziata una sperimentazione sul controllo di *H. mantegazzia-*

num in alcune parcelle selezionate tra i popolamenti piuttosto estesi il località La Palud, a Courmayeur, a circa 1400 m slm. Su alcune superfici delimitate sono stati applicati i seguenti trattamenti:

- estirpazione degli esemplari con il taglio alla radice;
- applicazione fogliare di glifosate al 3%;
- taglio delle ombrelle durante il periodo di fioritura.

3.7.1 Taglio alla radice ed estirpazione

Complessivamente, sulla superficie sperimentale, i trattamenti con taglio alla radice hanno dato buoni risultati, con una riduzione del 70% delle piante nella parcella a distanza di 50 giorni dal primo intervento e dell'82% in autunno, dopo un secondo intervento (Fig. 18). Il taglio alla radice con estirpazione si è rivelato un metodo efficace già dal primo anno di monitoraggio. Al secondo anno, sono emerse piante nate da seme, ma già a maggio 2011 sono stati conteggiati solo il 41% degli individui rispetto alla popolazione iniziale del 2010, che sono stati poi rimossi con la stessa metodologia. Dopo tre interventi, a settembre 2011 non rimaneva che il 10% della popolazione registrata prima dei trattamenti e, se non si considerano gli individui nati da seme nel 2011, meno del 2%.

Il metodo richiede un certo impiego di risorse: in un'ora un operatore può eliminare con forca estirpatrice o vanga circa 30 piante sviluppate. Se l'intervento è effettuato precocemente (seconda metà di maggio) i tempi si riducono; ad esempio nell'intervento effettuato in località Planpincieux (Courmayeur), a stagione vegetativa appena

iniziata e con piante poco sviluppate, in un'ora un operatore ha eradicato circa 45 piante, su una superficie di poco meno di 40 m². In questo caso, all'ultimo monitoraggio (luglio 2011) la popolazione iniziale era ridotta dell'83% o, escludendo i nuovi individui da seme,

del 99%. Oltre all'elevata percentuale di successo del trattamento, è da evidenziare la selettività del metodo, che non danneggia la restante vegetazione autoctona, favorendo un immediato recupero della stessa sulle superfici prima infestate.

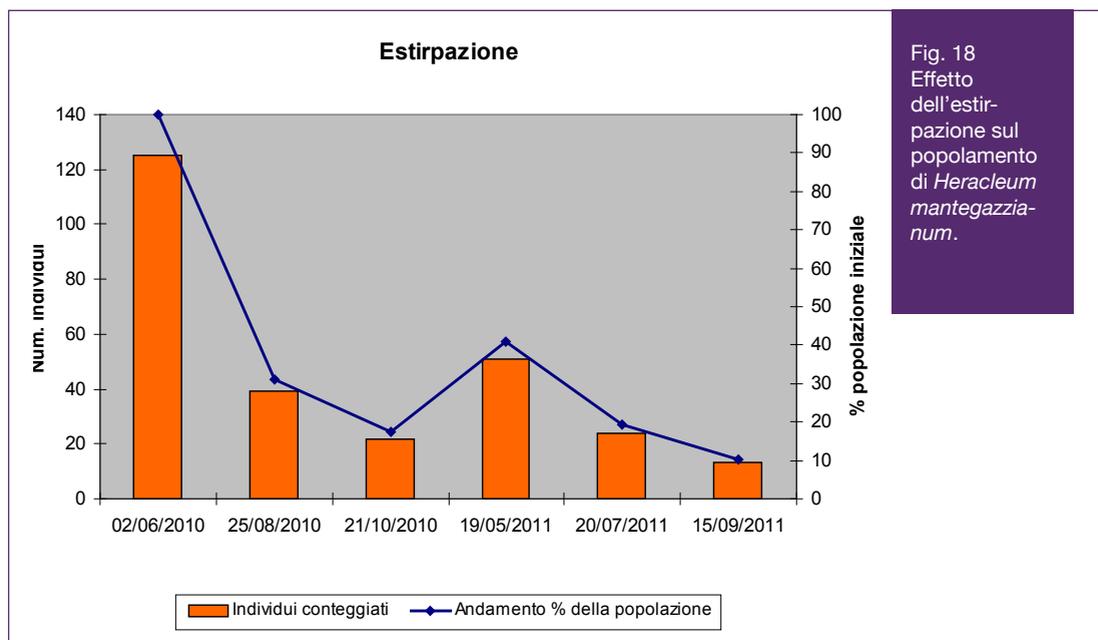


Fig. 18
Effetto
dell'estir-
pazione sul
popolamento
di *Heracleum
mantegazzia-
num*.

3.7.2 Irrorazione fogliare con glifosate al 3% (metodo misto chimico-meccanico)

Le piante sono state trattate il 21 luglio 2010. Al primo monitoraggio, effettuato dopo circa un mese, alcune decine di individui presentavano ancora vitalità, ma si registrava una riduzione del 70% della popolazione iniziale; al secondo monitoraggio, nell'ottobre dello stesso anno, rimanevano pochi individui, con una riduzione di oltre il 95% (Fig. 19). Nella primavera successiva, una parte della superficie trattata è stata risemi-

nata con un miscuglio da prato composto di graminacee e leguminose.

Al primo monitoraggio del secondo anno la parcella trattata risultava piuttosto spoglia di vegetazione, con alcuni individui di panace, che risultavano tutti nati da seme. Dato il numero ridotto, si è proceduto all'estirpazione manuale, essendosi giudicato il ricorso all'erbicida inutile e dannoso per la vegetazione spontanea o riseminata che si stava insediando. Si può considerare quindi questo intervento come la seconda fase di un metodo di lotta *misto* chimico e meccanico.

Metodo misto: Glyphosate 3% e taglio alla radice

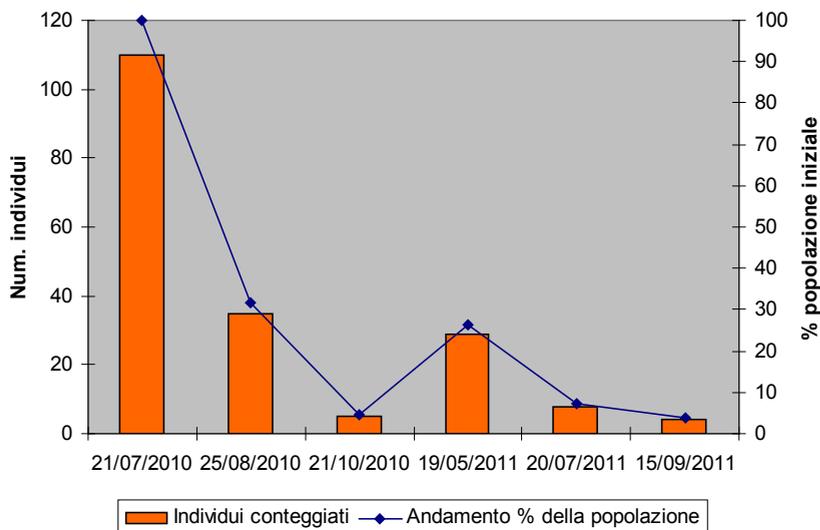


Fig. 19 Effetto dell'applicazione di Glifosate (il primo anno) e del taglio alla radice (nel secondo anno) sul popolamento di *Heracleum mantegazzianum*.

I vari interventi hanno permesso di ridurre notevolmente la presenza di panace: a settembre 2011 rimaneva meno del 4% della popolazione iniziale. Se non si considerano gli individui nati da seme nel 2011, l'intera popolazione rilevata nel 2010 era già stata eliminata dal trattamento con erbicida.

Il glifosate ha efficacia comprovata, come evidenziato anche dalla nostra esperienza, ed è facile e veloce da applicare, ma ha anche il grande difetto di non essere selettivo. Di fatto, il terreno rimane completamente spoglio di vegetazione in seguito al trattamento (Fig. 20). Va sottolineato, inoltre, che la banca semi del suolo non è intaccata dal trattamento con glifosate: ciò potrebbe addirittura favorire la specie esotica, qualora nel terreno diserbato germinassero nuovi individui nati da seme, molto più competitivi delle plantule di specie autoctone. Per questa ragione, la risemina è

fortemente raccomandata ed è importante pianificare attentamente il monitoraggio dopo il trattamento. Sulla base della nostra esperienza, nella porzione riseminata è stata raggiunta una copertura vegetale del 100% nella prima stagione vegetativa, a differenza di quella non seminata, dove si è misurata una copertura vegetale pari al 75% della superficie.



Fig. 20 Terreno nudo in seguito ad irrorazione fogliare con Glifosate su *Heracleum mantegazzianum*.

3.7.3 Taglio delle ombrelle

Da diversi anni, come attività di contenimento della specie e di tutela della salute dei cittadini, una squadra di operatori del Servizio Aree Protette dell'Assessorato regionale all'Agricoltura e risorse naturali effettua il taglio delle ombrelle di panace di Mantegazza a Courmayeur. Gli interventi, condotti a cadenza annuale, sono effettuati solitamente a luglio. Questo tipo di intervento non è stato oggetto di sperimentazione e di monitoraggio, tuttavia si può formulare una valutazione considerando le stazioni trattate con questo metodo nel corso degli anni. Dalle nostre osservazioni, questo tipo di trattamento sembra essere efficace nel limitare la vigoria delle piante e nel rallentarne la diffusione, ma non nella riduzione del popolamento, poiché solitamente il taglio dell'ombrella non causa la morte della pianta. È stato osservato, al contrario, che alcuni individui riescono ad emettere nuove ombrelle, a partire dal nodo basale dei fusti tagliati da poco, e che queste ombrelle sono poi in grado di disseminare nella stagione stessa del taglio.

3.7.4 Conclusioni

Nelle prove condotte, il diserbo con gliofosate è risultato il trattamento più efficace nel ridurre i popolamenti molto densi di *H. mantegazzianum*. Tuttavia, l'intervento misto, con erbicida il primo anno e taglio alla radice degli individui sopravvissuti o germinati l'anno dopo, ha dato risultati pressoché identici con un minore impatto ambientale e con meno rischi per l'operatore.

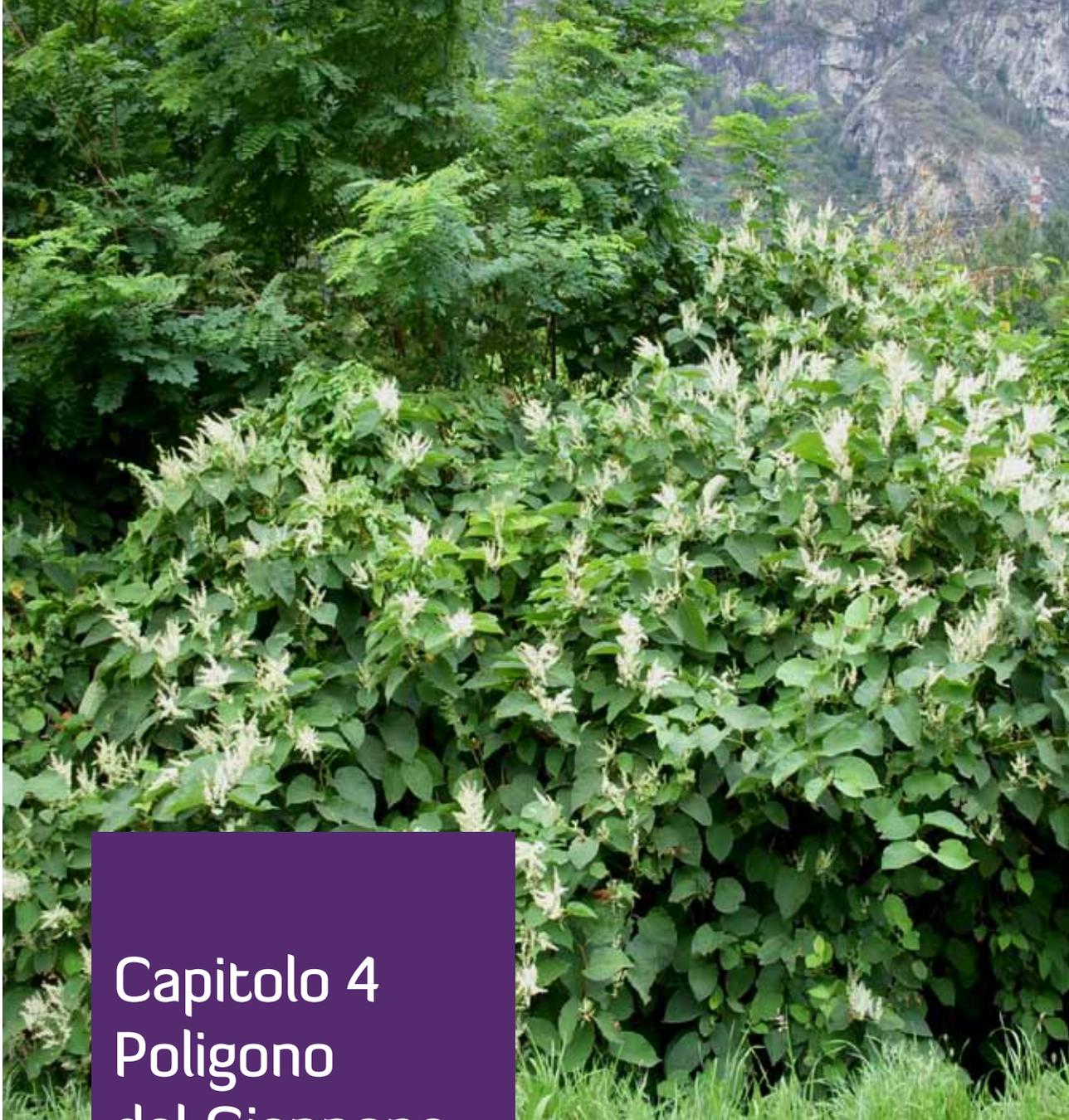
L'estirpazione manuale praticata precocemente, a differenza di quella effettuata a stagione avanzata, richiede un impegno di manodopera accettabile, almeno per stazioni limitate come quelle esistenti in Valle d'Aosta. Interventi mirati ai nuclei di diffusione principale, quindi, possono rivelarsi determinanti nell'evitare un'ulteriore espansione, anche con un limitato investimento di risorse.

Nel caso in cui non si possa intervenire a tutto campo, è opportuno concentrarsi su:

- stazioni periferiche ancora ridotte nelle dimensioni (ad esempio quelle a quote più alte o più isolate all'interno della Val-tourneche e della Val d'Ayas);
- nuovi nuclei di espansione;
- stazioni in prossimità di torrenti, possibili vie di dispersione a distanza.

Poiché la banca semi non risente dei trattamenti descritti sopra, va effettuato un attento monitoraggio sulle superfici già trattate, poiché nuovi individui possono nascere da seme. Fortunatamente, la vitalità dei semi di panace di Mantegazza è di breve durata e la prosecuzione degli interventi, nell'arco di 3-5 anni, dovrebbe consentire di giungere alla completa eradicazione della specie.

Si sottolinea ancora l'importanza della risemina sulle superfici trattate, specialmente in caso di diserbo chimico. Tra le opzioni di risemina è indicato l'uso di una miscela di specie prative utilizzate per le semine di prati di media quota; in alternativa, per ambienti più umidi od ombreggiati, possono essere utilizzate miscele di alte erbe autoctone.



Capitolo 4
Poligono
del Giappone
ibrido

Capitolo 4 · Poligono del Giappone ibrido (*Reynoutria x bohemica*)



■ 4.1 Caratteristiche della specie

Con il nome italiano di “poligono del Giappone” si fa riferimento a *Reynoutria japonica*. Tuttavia, sempre nello stesso genere, sono presenti anche *Reynoutria sachalinensis* (meno diffusa in Europa) e l'ibrido *Reynoutria x bohemica* (che si

origina spontaneamente dalle due specie appena citate) che sono molto simili morfologicamente a *Reynoutria japonica* e sono chiamate rispettivamente “poligono di Sachalin” e “poligono del Giappone ibrido”. Queste tre specie sono tutte invasive e determinano le stesse problematiche.

Le principali caratteristiche delle tre specie del genere *Reynoutria*

	<i>Reynoutria japonica</i>	<i>Reynoutria x bohemica</i>	<i>Reynoutria sachalinensis</i>
Altezza (m)	1,5-3	2,5-4	3-5
Macchie sui fusti	Molte macchie rosso-brunastre	Macchie rosso-brunastre più o meno abbondanti	Non ci sono macchie
Caratteristiche delle foglie	Foglie ovate, acuminate all'estremità e tronche alla base, munite di ocrea (guaina membranosa alla base delle foglie)	Caratteristiche intermedie (forma e dimensioni)	Foglie basali da ovate ad oblunghe, cordate alla base, appuntite all'estremità
	Pagina inferiore glabra, presenza di papille	Pagina inferiore con peli robusti e corti (fino a 0,5 mm), lungo la nervatura principale	Pagina inferiore con peli sparsi, ondulati e lunghi (> 1 mm)
	Foglie spesse e coriacee	Foglie dure, ma non coriacee	Foglie non coriacee
	Nervature della pagina inferiore angolose	Nervature della pagina inferiore angolose o un po' arrotondate	Nervature della pagina inferiore arrotondate
Lunghezza delle foglie (cm)	10-18	20-35	30-40
Rapporto lunghezza/larghezza della foglia	1-1,5	1,1-1,8	1,5-1,7
Colore fiori	Bianchi	Bianchi	Fiori femminili verdastri Fiori maschili bianchi
Presenza dei fiori maschili	No	Fiori maschili e femminili presenti su piante diverse	Fiori maschili e femminili presenti su piante diverse

Di seguito verranno riportate le informazioni relative a *Reynoutria japonica* e, laddove possibile, a *Reynoutria x bohemica*, l'entità che è diffusa in Valle d'Aosta.

Come detto, il poligono del Giappone ibrido deriva dall'incrocio tra *Reynoutria japonica* e *Reynoutria sachalinensis* ed è stato identificato in Europa alla fine del XX secolo. Le specie da cui si origina provengono dall'Asia Orientale e sono state introdotte nel continente europeo nel XIX secolo.

È una pianta erbacea che può raggiungere i 3 m di altezza e presenta fusti simili al bambù, cavi e con punteggiature rossastre (Fig. 21). Grazie alla fitta rete di rizomi, il poligono forma dei popolamenti molto fitti (Fig. 22).

I rizomi sono fusti sotterranei, di colore bruno scuro all'esterno e arancione all'interno, in grado di approfondirsi notevolmente nel suolo (fino a 2 m di profondità) ed estendersi a distanze notevoli dalla pianta madre. All'esterno appaiono nodosi (Fig. 23) e possono raggiungere anche un diametro di 8 cm. Dai rizomi, che possono rimanere vitali fino a 10 anni, possono formarsi dei nuovi fusti epigei. Questo consente alla pianta di sopravvivere in caso di gelate o di sfalci, nonostante la distruzione della parte aerea. Le foglie presentano i caratteri utili all'identificazione delle tre specie. Nel poligono ibrido sono cuoriformi, acuminate e lunghe circa 20 cm (Fig. 24). In autunno assumono una colorazione rossastra che facilita l'individuazione della pianta.



Fig. 21
Fusto di
Reynoutria x
bohemica.



Fig. 22
Popolamento
di *Reynoutria x*
bohemica.



Fig. 23
Rizoma di
Reynoutria x
bohemica.



Fig. 24
Foglie di
Reynoutria x
bohemica.



Fig. 25
Infiorescenze
di *Reynoutria x bohemica*.



Fig. 26
Frutti di
Reynoutria x bohemica.

Le infiorescenze sono costituite da piccoli fiori, riuniti in pannocchie (Fig. 25). I fiori sono bianchi e generalmente si formano in tarda estate.

I frutti sono acheni rosso-bruni, generalmente privi di semi. Tre ali membranose più chiare circondano il frutto e ne facilitano la disseminazione da parte del vento (Fig. 26).

Le piante del genere *Reynoutria* sono dioiche, ovvero i fiori maschili e femminili sono su individui diversi. In Europa, le piante di poligono del Giappone sono

tutte femminili e la moltiplicazione avviene per via vegetativa, mentre nel caso del poligono di Sachalin e del poligono del Giappone ibrido sono presenti anche individui maschili ed è possibile, quindi, la riproduzione sessuata. Nonostante ciò, la principale via di diffusione rimane la moltiplicazione vegetativa, a partire dai rizomi o da piccoli frammenti di fusto.

■ 4.2 Prime segnalazioni e diffusione in Valle d'Aosta

La prima osservazione di specie del genere *Reynoutria* in Valle d'Aosta risale al 1976, ed è stata effettuata nel comune di Aosta. Inizialmente le segnalazioni sono state attribuite a *Reynoutria japonica* e, dopo revisione, a *Reynoutria x bohemica*. Attualmente si ritiene che nel territorio regionale sia sicuramente presente l'ibrido, mentre è considerata dubbia la presenza di *Reynoutria japonica*.

In Figura 27 è illustrato il livello di invasione nel territorio regionale: in verde sono rappresentati i comuni in cui la specie non è ancora stata rilevata; con intensità crescente dal giallo al rosso, invece, sono rappresentati i territori in cui l'invasione è via via più diffusa. Il livello di invasione è particolarmente elevato nella zona tra Nus e Quart, nella Valtournenche fino ad Antey-Saint-André e in Bassa Valle, dove la specie è in via di espansione. Nella restante parte della Media e dell'Alta Valle, la specie è segnalata sporadicamente fino ad Arvier.

Nella Figura 28 sono riportate le colonie di poligono del Giappone ibrido, rilevate nei monitoraggi eseguiti tra la fine del 2009 e il 2010.

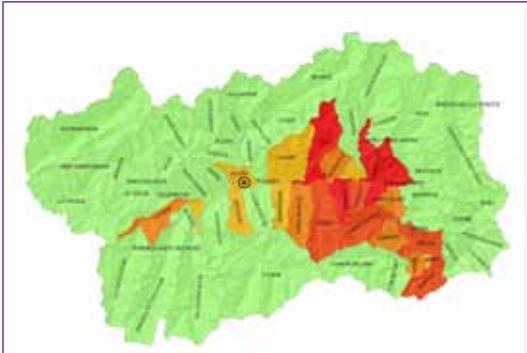


Fig 27 Intensità di diffusione di *Reynoutria x bohemica* rilevata in Valle d'Aosta (2009-10). Il verde indica l'assenza di segnalazioni; il gradiente dal giallo al rosso indica una presenza crescente.

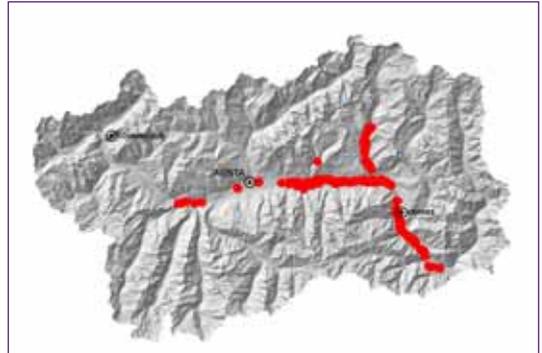


Fig 28 Colonie di *Reynoutria x bohemica* rilevate in Valle d'Aosta nel 2010.

Il poligono del Giappone si è diffuso inizialmente ai bordi delle strade e delle ferrovie, oltre che nei terreni incolti (Fig. 29). I numerosi lavori di movimento terra eseguiti sul territorio (relativi alla rete viaria, alla bonifica dopo l'alluvione del 2000 ecc.), hanno comportato il trasporto di terra contenente frammenti di rizomi, favorendo la diffusione della specie in nuovi ambienti. Il poligono, infatti, si sta diffondendo nei prati, nei pascoli e qualche individuo è stato anche segnalato in vigneti della Bassa Valle (Fig. 30).

■ 4.3 Modalità di propagazione

Il poligono del Giappone si diffonde prevalentemente per via vegetativa, originando nuovi individui dai rizomi o da frammenti della pianta. La competitività della specie è favorita anche da sostanze, come l'antiossidante metilresveratrolo e altre sostanze allelopatiche, che secerne nel terreno e che limitano la crescita delle altre piante. Il rizoma è un fusto sotterraneo da cui si dipartono delle ramificazioni, l'apice dei



Fig. 29 Popolamento di *Reynoutria x bohemica* su terreno incolto.



Fig. 30 Pianta di *Reynoutria x bohemica* tra i filari di un vigneto.

rizomi diventa un fusto aereo (Fig. 31). Dopo l'inverno, le sostanze accumulate nei rizomi permettono alla pianta di dare origine a nuovi germogli. La possibilità di moltiplicarsi da frammenti di rizoma molto piccoli (0,7 g di peso e 1 cm di lunghezza) spiega la grande capacità di diffusione di questa specie e l'estrema attenzione necessaria nella lotta, che deve essere diretta contro i rizomi. Per agire in modo efficace è importante conoscere i meccanismi e i momenti di massima traslocazione delle riserve nutritive verso i rizomi. In primavera (maggio-giugno) i carboidrati prodotti con la fotosintesi si concentrano nella parte aerea (80-90% degli assimilati), mentre nel corso dell'estate la quota stoccata nei rizomi aumenta, raggiungendo i valori massimi nel mese di settembre (70% degli assimilati).

Al termine del periodo vegetativo si formano delle gemme invernali sotterranee, che daranno origine a nuovi germogli nella primavera successiva, e gemme dormienti, che produrranno nuovi rizomi laterali.

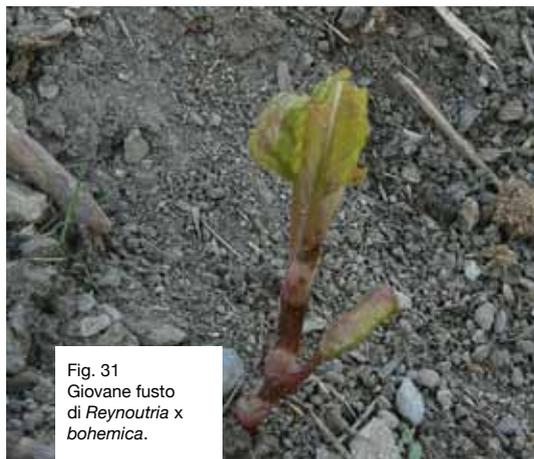


Fig. 31
Giovane fusto
di *Reynoutria x bohemica*.

■ 4.4 Pericolosità

Il poligono del Giappone è caratterizzato da un rapido insediamento, che limita lo sviluppo della flora autoctona e determina una banalizzazione della vegetazione dell'area colonizzata e una riduzione della biodiversità (. I fusti crescono ad un ritmo di 3-5 cm al giorno (fino a 10 cm/giorno, in primavera, per le piante più vecchie) e l'elevata efficienza fotosintetica consente al poligono del Giappone di produrre annualmente fino a 35 t/ha di s.s. nella parte aerea e fino a 16 t/ha nelle radici. L'abbondante produzione, tuttavia, non ha alcun interesse foraggero e, anzi, riduce il valore dei prati invasi, in quanto il fitto fogliame comporta un ombreggiamento che elimina quasi tutte le altre specie: in aree fortemente invase, solo poche specie sono in grado di sopravvivere (*Urtica dioica*, *Galium aparine*).

Un ulteriore problema si evidenzia nel periodo invernale, quando la parte aerea del poligono del Giappone secca, lasciando il suolo rimane pressoché nudo e soggetto a fenomeni erosivi (Fig. 32).

Paradossalmente, al di là della rete grossolana di fusti sotterranei, il poligono non possiede un sistema radicale molto sviluppato e ciò può rivelarsi un problema, ad esempio per gli argini dei corsi d'acqua, la cui stabilità può essere compromessa dalla presenza del poligono. Inoltre, in caso di alluvione, il poligono del Giappone può essere trasportato a valle e colonizzare nuove aree lungo il corso d'acqua (Fig. 33). Negli spazi pubblici, l'elevata produzione di rizomi costituisce un problema di difficile gestione e il poligono può anche creare danni alle infrastrutture (spaccature nei muri e nelle pavimentazioni).

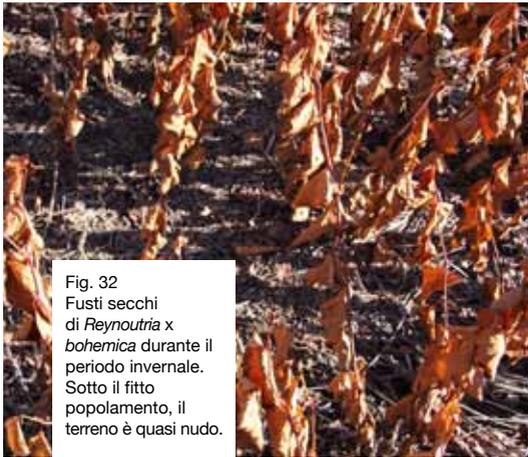


Fig. 32
Fusti secchi
di *Reynoutria x bohemica* durante il periodo invernale. Sotto il fitto popolamento, il terreno è quasi nudo.



Fig. 33
Ampio popolamento di *Reynoutria x bohemica* lungo l'argine di un torrente.

■ 4.5 Prevenzione

Poiché in Europa il poligono del Giappone si diffonde quasi solo per via vegetativa, è importante evitare di frammentare e disperdere i rizomi.

Inoltre, in Valle d'Aosta è vietata la coltivazione della specie a scopo ornamentale e l'introduzione in ambienti naturali (L.R. 45/2009).

L'estirpazione precoce delle giovani piante è una tecnica che va attuata con molta attenzione, badando a non lasciare nel suolo frammenti di piante. L'estirpazione manuale deve essere eseguita quanto prima, se possibile su piante appena germinate, ed è consigliabile solo dove si rinvencono singole piante, ma non laddove siano già presenti nuclei densi ed estesi.

4.5.1 Precauzioni per evitare la diffusione

Il trasporto di terra proveniente da zone infestate, in occasione di lavori sulla viabilità, infrastrutture, miglioramenti fondiari e altre opere pubbliche che richiedano il reperimento di terra di pro-

venienza esterna all'area di cantiere, è una delle principali vie di diffusione del poligono del Giappone. Se la terra contiene frammenti di rizomi, si corre il serio rischio di diffondere l'invasione di questa specie. Per evitare ciò, sarebbe necessario controllare accuratamente l'area di provenienza del terreno e verificare che la specie non sia presente.

La gestione delle aree invase da poligono va programmata evitando tutte quelle operazioni che possono favorire il proliferare della pianta. Sono, quindi, da evitare:

- le lavorazioni del terreno (i rizomi del poligono raggiungono notevoli estensioni e profondità);
- l'abbandono sul terreno di frammenti di pianta;
- il compostaggio o l'incorporazione nel letame di frammenti della pianta.

I residui dello sfalcio o del taglio del poligono devono essere distrutti.

Gestione del terreno contenente rizomi

La gestione della terra proveniente da siti infestati richiede notevoli precauzioni, in quanto, come detto, il poligono è in gra-

do di moltiplicarsi a partire da frammenti molto piccoli di pianta.

Il terreno proveniente da aree infestate non dovrebbe essere spostato perché, oltre alle problematiche legate al trattamento del terreno stesso, anche il trasporto in discarica imporrebbe di adottare tutte le precauzioni necessarie per evitare la dispersione di parti di pianta lungo il tragitto e l'accurata pulizia dei camion.

L'interramento in profondità dello strato di suolo infestato è una pratica molto laboriosa e costosa, in quanto è necessario eseguire scavi molto profondi (5 m) per essere sicuri di non lasciare frammenti di rizomi in superficie.

In prove condotte in Francia, è stata testata la triturazione del terreno, con bena vagliatrice disgregatrice applicata a escavatori o pale meccaniche, allo scopo di sminuzzare i rizomi di *Reynoutria* in frammenti così piccoli da non poter dare origine ad un nuovo individuo. La tecnica si è rivelata efficace, ma complessa e onerosa.

■ 4.6 Metodi di lotta

È molto difficile eliminare una popolazione di poligono del Giappone ibrido. Ogni pianta produce numerosi rizomi che si estendono in un raggio di 15-20 m e possono penetrare nel suolo fino a 2-3 m di profondità.

Le tecniche di lotta si differenziano in base all'obiettivo dell'intervento. La lotta può essere effettuata con l'obiettivo di eradicare i popolamenti (misure eradicanti) o con lo scopo di limitare l'impatto della specie sull'area invasa (misure di contenimento). Al primo gruppo appar-

tengono i mezzi di lotta meccanica (estirpazione della pianta) e chimica.

Lo sfalcio periodico è considerato, invece, una misura contenitiva, che può risultare efficace nel limitare l'espansione dei nuclei di poligono ed esaurire gradualmente le riserve dei fusti sotterranei.

A prescindere dal metodo di lotta adottato è fondamentale gestire correttamente i residui del poligono.

Le parti della pianta che rimangono dopo gli interventi devono essere distrutte. Non devono mai essere lasciate sul terreno, compostate, gettate in discarica o nei contenitori di raccolta dei rifiuti organici.

Per decidere qual è la tecnica ideale è necessario tenere in considerazione diversi elementi:

- la dimensione della popolazione;
- la vicinanza a corsi d'acqua;
- la vicinanza a zone sottoposte a vincoli ambientali (es. aree protette);
- le caratteristiche della vegetazione circostante;
- l'accessibilità dell'area;
- la necessità di rivegetazione;
- la presenza di altre specie, nel caso di lotta chimica con diserbanti non selettivi.

4.6.1 Lotta meccanica e fisica

La lotta meccanica può avere finalità di eradicazione o di contenimento. Tra le diverse tecniche applicate, descriviamo in breve quelle più comunemente adottate.

Estirpazione

La rimozione manuale delle piante è una tecnica adatta al trattamento di piccole popolazioni e va eseguita facendo molta attenzione a non lasciare frammenti di pianta nel suolo.

Può essere attuata in primavera sulle giovani piante, prima che i rizomi emettano radici. Per un'estirpazione più agevole si consiglia di intervenire quando il suolo è leggermente umido. L'estirpazione è una tecnica efficace nel controllare la popolazione di *Reynoutria* solo se il trattamento viene ripetuto più volte durante la stagione e si protrae per almeno 3 anni.

Taglio delle piante

Il taglio delle piante ha finalità di contenimento ma anche di prevenzione: il taglio frequente (ogni due settimane) impedisce alla specie di diffondersi nelle aree adiacenti.

Affinché il trattamento sia efficace, il taglio va ripetuto più volte, a partire dal primo intervento in primavera (aprile-maggio) fino al mese di settembre. L'efficacia dello sfalcio è rilevabile solo dopo interventi ripetuti per un periodo di tempo non inferiore ai 30 mesi.

Questa tecnica può essere considerata anche come un trattamento preliminare a quello chimico, finalizzato a ridurre la taglia delle piante e trattare ricacci alti non più di 0,5-1 m.

Il taglio delle piante di *Reynoutria* va eseguito con molta attenzione, poiché il rischio di diffondere incautamente la specie non è trascurabile. Le attrezzature utilizzate vanno pulite accuratamente prima di essere spostate dal sito del trattamento. Tutto il materiale tagliato va distrutto possibilmente in loco oppure, come indicato da diversi autori, portato in discarica dove va comunque distrutto. I residui del taglio possono essere fatti seccare o marciare, ma va evitato ogni contatto con il

terreno e vanno tenuti lontani dai corsi d'acqua, che potrebbero trasportarli e diffonderli a valle; a questo scopo, può essere utile raccogliarli in grossi sacchi di plastica.

Va assolutamente evitato l'incorporamento dei residui nel letame o nel compost, in quanto non si farebbe altro che aumentare le probabilità di diffusione della specie in aree non ancora invase.

Scavo

Lo scavo in profondità con un escavatore e il successivo rivoltamento del terreno è una pratica che si è rivelata poco efficace. Il rischio di frammentazione, quindi di moltiplicazione della pianta, è molto elevato e il rivoltamento del terreno non è consigliabile se si interviene a profondità inferiori ai 2 m. Le attrezzature utilizzate devono essere pulite accuratamente per evitare di trasportare altrove frammenti della pianta e lo scavo deve essere seguito da un trattamento chimico per eliminare le piante emergenti.

Pacciamatura

Il materiale pacciamante va steso prima che inizi la primavera. È una tecnica che consente il contenimento delle popolazioni solo se abbinata ad altri metodi di lotta, è costosa e non selettiva, poiché determina l'eliminazione di tutte le specie.

Pirodiserbo

Il pirodiserbo, agendo solo sulla parte aerea ma non eliminando i rizomi, non è efficace nel contenimento del poligono del Giappone.

4.6.2 Lotta chimica

La lotta chimica rimane la soluzione più rapida, economica ed efficace, permettendo di raggiungere buoni risultati nel contenimento del poligono del Giappone, ma non è applicabile in tutte le situazioni, per esempio in prossimità dei corsi d'acqua o nelle parcelle sottoposte alle misure agro-ambientali del Piano di Sviluppo Rurale.

Per riuscire ad impedire l'affermarsi di nuovi individui, tenuto conto della vitalità dei rizomi e della possibile germinazione dei semi, la lotta chimica deve essere protratta per diversi anni. L'esecuzione di monitoraggi periodici consente di aumentare la tempestività di intervento.

La tecniche di lotta chimica più utilizzate sono l'aspersione fogliare e l'iniezione nei fusti, che sono state anche applicate sperimentalmente sperimentate nell'ambito del progetto NAPEA.

Tattamento mediante aspersione fogliare

La distribuzione mediante spray fogliare è utilizzata in popolamenti di dimensioni medio-grandi. È un metodo veloce che permette di controllare, e anche di eliminare, la specie nell'area invasa. È possibile usare prodotti diversi per meccanismo d'azione e persistenza (glifosate, 2,4-D, picloram, triclopyr, imazapyr).

I trattamenti con erbicidi residuali prevedono un solo passaggio nel caso del picloram 240 g/l (1-1,24 kg/ha di principio attivo) e dell'imazapyr 50 g/l (0,38-0,75 kg/ha di p.a.), mentre nel caso del triclopyr 480 g/l possono essere necessari 2 interventi (2,88 kg/ha di p.a.). In generale l'efficacia della lotta chimica è visibile dopo alcune settimane dall'intervento.

Trattandosi di prodotti residuali va considerato l'effetto successivo sulla crescita delle altre specie (nel caso del picloram fino a 2 anni). L'uso del 2,4-D o di altri diserbanti selettivi elimina il poligono e le altre dicotiledoni, ma preserva le graminacee.

L'utilizzo del 2,4-D comporta una prima applicazione in primavera avanzata, per indebolire i polloni e i rizomi, e una seconda applicazione in tarda estate o in autunno. Questa strategia di lotta è valida anche nel caso di trattamento con glifosate (5 l/ha). Dopo un primo passaggio in primavera le piante sono meno alte e presentano foglie ben sviluppate, facilitando l'esecuzione di un secondo intervento.

L'applicazione fogliare dell'erbicida va eseguita preferibilmente quando le previsioni meteorologiche escludono precipitazioni nelle 24 ore dopo il trattamento e con velocità del vento inferiori ai 6,5 km/h. Se le condizioni meteorologiche non consentono il trattamento fogliare prima che la pianta abbia raggiunto 1 m di altezza, è necessario tagliare i fusti e trattare più avanti nella stagione.

Iniezione nei fusti

Questa tecnica, che consiste nell'iniezione di diserbanti non diluiti direttamente all'interno dei fusti del poligono del Giappone, è attuata in tarda estate o in autunno, durante la fase di accumulo delle sostanze di riserva dalle parti aeree nei rizomi. Va preceduta dal taglio dei fusti all'altezza del primo nodo ed è molto efficace nell'eliminazione delle piante.

Il prodotto più utilizzato è il glifosate, ma possono essere iniettati anche 2,4-D, triclopyr, picloram, diquat, imazapyr o asulame.

L'efficacia varia tra il 60 e il 95%, a seconda del principio attivo utilizzato e del momento di applicazione. L'intervento autunnale spesso è meno efficace di quello estivo.

L'iniezione nei fusti di glifosate puro (5-10 ml/fusto), seguita da un'aspersione fogliare effettuata nell'anno successivo sugli individui sopravvissuti al primo intervento, dà risultati molto soddisfacenti, ma è una tecnica molto laboriosa. Può essere consigliata per il trattamento di popolazioni di piccole dimensioni, nel caso in cui si debba ridurre al minimo il rischio di danneggiare la vegetazione circostante e, eventualmente, di piante vicine ai corsi d'acqua.

4.6.3 Lotta integrata

La lotta integrata combina diversi mezzi di lotta:

- sfalcio in tarda primavera-inizio estate e trattamento chimico (aspersione) sui ricacci;
- utilizzo di un erbicida non selettivo (glifosate) distribuito mediante spray fogliare e successivo intervento con erbicida selettivo (2,4-D) sui ricacci, in modo da favorire la ripresa della vegetazione sottostante;
- abbinamento di intervento meccanico (scavo e rivoltamento del terreno) e spray fogliare.

Rivegetazione

Dopo i trattamenti di eliminazione, la rivegetazione delle aree invase da *Reynoutria* è molto importante per impedire che le piante eventualmente sopravvissute ai trattamenti trovino un suolo nudo da colonizzare nuovamente. La rivegetazione può essere promossa mediante la rise-

mina con miscugli di sementi di erbacee oppure la messa a dimora di arbusti.

4.6.4 Lotta biologica

Pascolamento

Secondo le osservazioni di alcuni ricercatori, il poligono del Giappone sarebbe una specie piuttosto appetibile e il pascolamento con ovini e caprini sarebbe efficace nel limitare i popolamenti estesi. Tuttavia, per ottenere risultati soddisfacenti è necessario che questa pratica si protragga per un periodo di tempo non inferiore ai 10 anni.

Il pascolamento andrebbe eseguito tra aprile e ottobre, ovvero durante tutta la stagione vegetativa, con l'obiettivo di impedire l'espansione del poligono del Giappone dall'area infestata verso aree adiacenti. È possibile infatti ottenere la riduzione della densità di nuovi germogli e rallentarne la crescita, ma il pascolamento non può essere considerato una tecnica eradicante.

Agenti di controllo biologico

Tra i possibili agenti di controllo biologico della *Reynoutria* vi sono due organismi originari del Giappone: la psilla *Aphalara itadori* e il fungo *Mycosphaerella poligoni-cuspidati*.

L'*Aphalara itadori* è un ospite abituale e specifico del poligono, rilevato solo su piante del genere *Reynoutria* e potrebbe essere un interessante agente di controllo della specie. Questa specie causa i maggiori danni allo stadio di ninfa, stadio nel quale si nutre della linfa, e pare che anche pochi individui di *Aphalara* siano sufficienti a causare danni considerevoli alle piante di *Reynoutria*, senza danneggiare altre specie.

La possibilità che le psille possano essere vettori di virus o fitoplasmi impone, però, una certa cautela nell'utilizzo di questo insetto.

Per il momento, in Europa non sono ancora stati individuati fitofagi autoctoni capaci di controllare con efficacia la diffusione del poligono. Alcune ricerche sono in corso su *Otiorhynchus sulcatus*, un coleottero che attacca un centinaio di piante diverse: le sue larve si nutrono di radici e di rizomi, gli adulti attaccano il fogliame e la specie sembra essere in grado di danneggiare efficacemente il poligono del Giappone.

Mycosphaerella itadori è un fungo che attacca il poligono del Giappone durante la stagione vegetativa e, attualmente, non è stato rilevato su nessun'altra pianta. L'utilizzo del fungo come agente di controllo tuttora in fase di sperimentazione ed è reso alquanto difficile a causa della complessità del suo ciclo e della dipendenza dalle condizioni climatiche. Altri patogeni sui quali si stanno conducendo studi per valutarne l'uso in quanto limitatori del poligono del Giappone, sono *Phyllosticta rayoutina* e due specie agenti di ruggine, appartenenti al genere *Puccinia*.

■ 4.7 Prova di eradicazione del poligono del Giappone ibrido

Nel corso del progetto NAPEA è stata condotta una prova di lotta su *Reynoutria x bohemica* in una parcella localizzata in un'azienda agricola nella frazione di Val (comune di Nus) a circa 1250 m slm. Il poligono del Giappone era stato introdotto dal proprietario del terreno una decina di anni fa, per ricoprire un'area a

ridosso della concimaia. Con il passare degli anni la specie si è diffusa nel prato circostante. Nel tentativo di contenere il poligono, l'agricoltore ha eseguito una lavorazione del terreno, ottenendo come risultato la moltiplicazione della pianta.

Un primo intervento è stato attuato nell'ottobre del 2009, con l'iniezione di glifosate puro nei fusti tagliati del poligono, cui è seguita un'irrorazione fogliare nell'autunno successivo.

Per la definizione del protocollo di intervento sono state seguite le indicazioni dell'Ufficio Fitosanitario Cantonale di Neuchâtel, di cui riportiamo una sintesi.

Iniezione di glifosate nei fusti

- Tagliare i fusti a circa 10 cm dal suolo (fino a 30 cm), al di sopra del 1°-2° nodo (metà agosto-settembre).
- Iniettare 5-7 ml di glifosate (360 g/l) non diluito. Il prodotto viene assorbito generalmente 20-30 minuti dopo l'iniezione e la traslocazione verso i rizomi dura circa 3 settimane.
- Eseguire un controllo nell'anno successivo e intervenire nuovamente se necessario.

Si sconsiglia lo sfalcio nel mese di giugno, perché nel momento del trattamento chimico i fusti sarebbero troppo piccoli per un'iniezione efficace.

È importante trattare tutti i fusti.

Aspersione fogliare

- Eseguire uno sfalcio tra metà e fine giugno.
- Distribuire sui ricacci, tra la metà di agosto e l'inizio di settembre, una soluzione di glifosate (360 g/l) al 10%.
- Compiere un controllo l'anno successivo per valutare la necessità di un ulteriore trattamento.



Fig. 34
Prova di eradicazione di *Reynoutria x bohemica*. Primo anno: taglio dei fusti per iniettarvi il diserbante.

Il trattamento va eseguito su tutte le foglie, cercando però di evitare il ruscellamento.

Le condizioni meteorologiche devono essere favorevoli (assenza di vento, assenza di precipitazioni nelle ore successive al trattamento).

L'efficacia del trattamento è visibile dopo alcune settimane.

Secondo necessità, il trattamento andrà ripetuto per due o tre anni.

4.7.1 Articolazione della prova

2009

Ottobre

- Taglio dei fusti con decespugliatore, al di sopra del 3° nodo.
- Delimitazione dell'area da trattare (9 x 15 m), creando una maglia di 1 x 1m per facilitare il conteggio dei fusti e il trattamento (Fig. 34).

Nell'area da trattare sono stati contati 2.405 fusti, con una densità fino a 42 fusti/m².

- Iniezione di 5 ml di glifosate non diluito nei fusti (2 giorni di lavoro).

Novembre

- Monitoraggio dell'efficacia del trattamento.

2010

Marzo

- Risemina dell'area con fiorume, per inerbire un terreno che si presentava pressoché nudo (Fig. 35).

Aprile e giugno

- Monitoraggio dell'efficacia del trattamento (Fig. 36).

Agosto

- Conteggio degli individui dopo 10 mesi dal trattamento.

Sono stati contati 312 fusti all'interno dell'area trattata nell'ottobre del 2009, con una riduzione dell'87% del numero degli individui presenti.



Fig. 35
Prova di eradicazione di *Reynoutria x bohemica*. Secondo anno: risemina dell'area ad inizio primavera su terreno pressoché nudo.



Fig. 36
Prova di eradicazione di *Reynoutria x bohemica*. Secondo anno: conteggio degli individui presenti ad inizio estate.



Fig. 37
Prova di eradicazione di *Reynoutria x bohemica*. Secondo anno: trattamento erbicida mediante spray fogliare in autunno.

Ottobre

- Trattamento con glifosate al 3% mediante spray fogliare (Fig. 37).

2011

Settembre

- Conteggio degli individui a un anno dal secondo trattamento. Nell'area trattata sono stati contati 39 individui. Anche in questo caso, quindi, l'efficacia è stata dell'87% (Fig. 38).

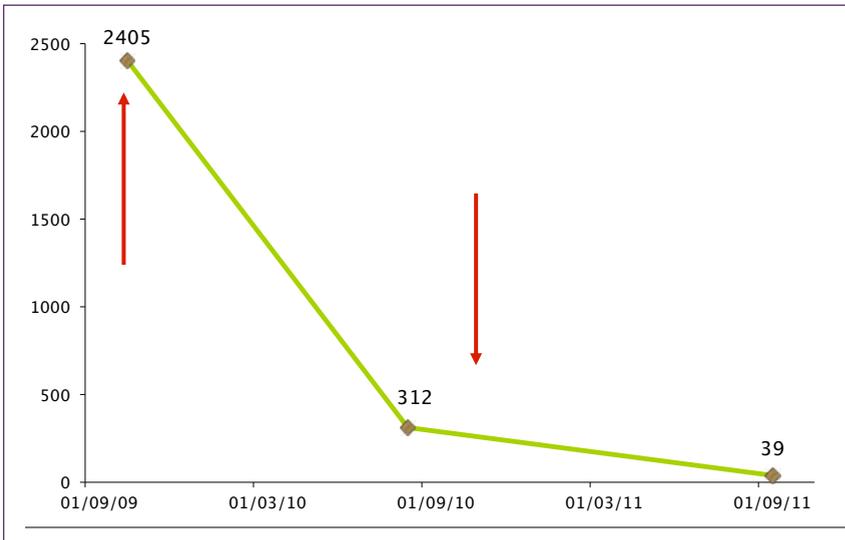


Fig. 38
Riduzione del numero di individui di *Reynoutria x bohemica* in seguito all'iniezione (prima freccia rossa) e all'asperzione fogliare con glifosate (seconda freccia rossa).

4.7.2 Conclusioni

La prova sperimentale ha confermato l'efficacia del trattamento con glifosate, applicato con iniezione nei fusti o con asperzione fogliare su poligono del Giappone ibrido.

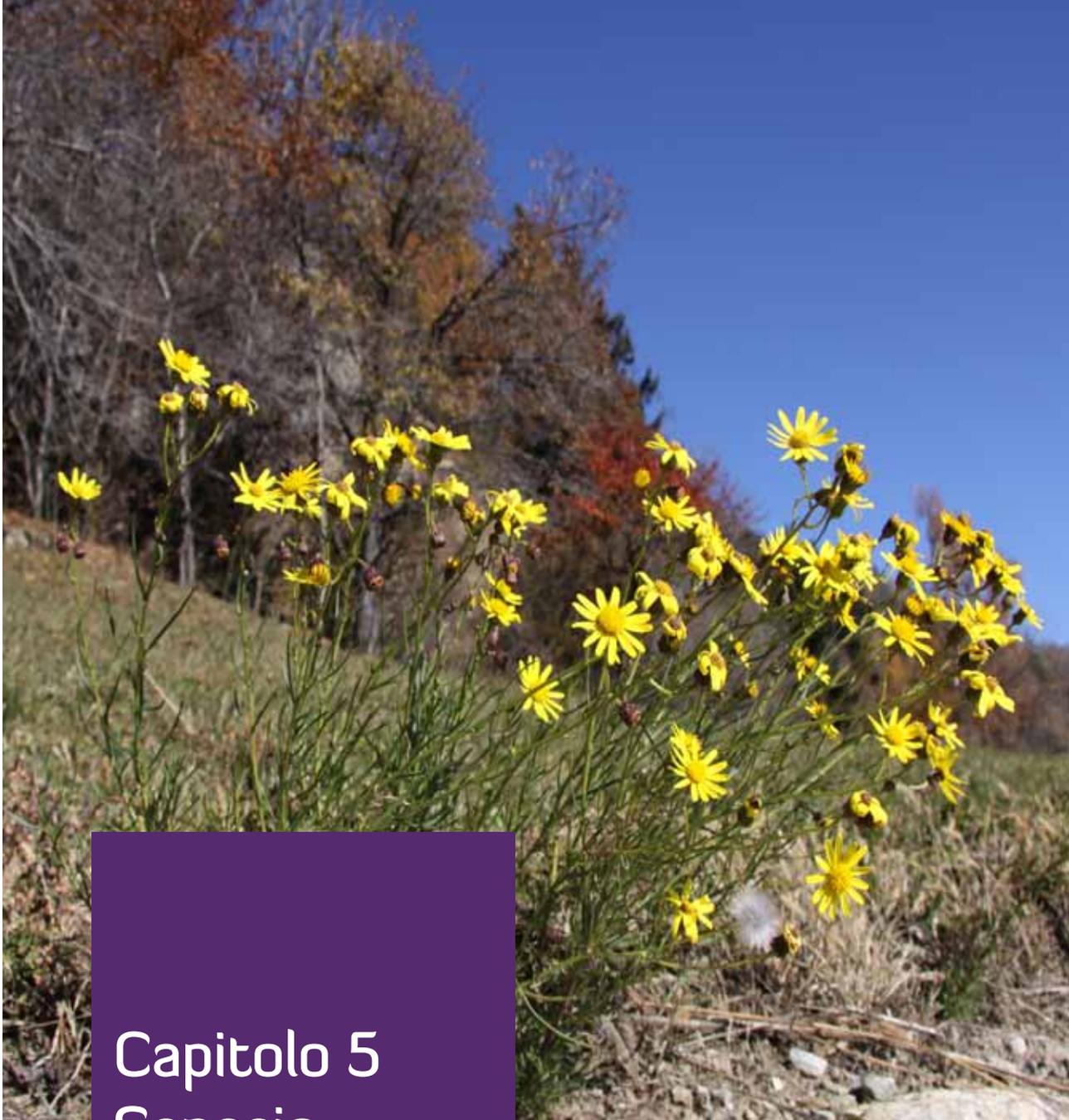
Il trattamento per iniezione, tuttavia, è risultato estremamente laborioso e, nel caso di popolazioni estese, richiede un impegno assai gravoso.

Il trattamento per iniezione è consigliabile solo per piccole popolazioni o per le aree in cui è importante evitare che il principio attivo venga a contatto con altre specie vegetali.

Anche il trattamento mediante spray fogliare ha dato risultati soddisfacenti, riducendo al contempo l'impegno lavorativo e la dose di principio attivo per unità di superficie. Dall'esperienza realizzata, quindi, questa sembra essere la più efficace tecnica di diserbo chimico del poligono del Giappone. Dopo il trattamento l'area va riseminata per favorire la copertura del suolo con una cotica erbosa che possa eser-

citare una competizione nei confronti delle piante di poligono sopravvissute al trattamento e possa ridurre i fenomeni di ruscellamento ed erosione nei terreni più acclivi.

A prescindere dalla tecnica di lotta chimica adottata, è importante ricordare che questa va protratta per alcuni anni, associando i trattamenti a periodici controlli.



Capitolo 5
Senecio
sudafricano

Capitolo 5 · Senecio sudafricano (*Senecio inaequidens*)



■ 5.1 Caratteristiche della specie

Appartenente alla famiglia delle *Asteraceae*, il senecio sudafricano è una specie erbacea perenne originaria del Sudafrica, arrivata in Europa accidentalmente verso la metà del XX secolo,



Fig. 39
Foglia di *Senecio inaequidens*.

probabilmente sotto forma di seme in partite di lana grezza.

Le piante possono vivere tra i 5 e 10 anni e producono numerosi fusti, legnosi e prostrati alla base, eretti, ramificati e di consistenza erbacea più in alto, che possono raggiungere i 60 cm d'altezza. Le foglie, sessili e abbraccianti, sono acuminate, strette e allungate (2-4 mm di larghezza e 6-7 cm di lunghezza), con bordo irregolarmente dentato (Fig. 39).

I capolini sono terminali, di diametro compreso tra 1,5 e 2,5 cm, avvolti da brattee dall'apice bruno (Fig. 40); sia i fiori ligulati sia quelli tubulosi sono di colore giallo. La fioritura del senecio è molto scalare e si protrae a lungo: generalmente da aprile a novembre, ma può iniziare già nel mese di marzo e prolungarsi fino a dicembre (Fig. 41).

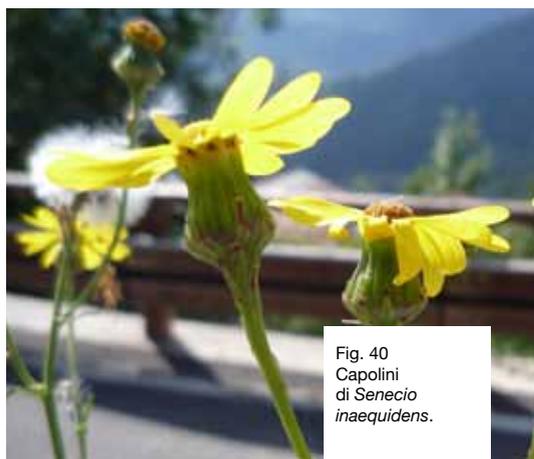


Fig. 40
Capolini di *Senecio inaequidens*.



Fig. 41
Fioritura autunnale di *Senecio inaequidens*.



Fig. 42
Il pappo piumoso favorisce la dispersione degli acheni di *Senecio inaequidens*.



Fig. 43
Nella zona dove è stato segnalato per la prima volta in Valle d'Aosta, il *Senecio inaequidens* cresce sul greto del fiume.

Un singolo individuo può produrre fino a 30.000 frutti, acheni dotati di pappo piumoso che ne facilita la dispersione anemofila (Fig. 42). La produzione di un elevatissimo numero di semi rende questa specie più competitiva di altre nel diffondersi e colonizzare nuovi ambienti.

Il senecio è specie molto adattabile, capace di crescere e diffondersi sia in zone umide sia in ambienti secchi, tanto su suoli acidi quanto su suoli basici. Ciò le consente di insediarsi rapidamente in habitat molto diversi e fino a quote elevate: in Valle d'Aosta sono state rilevate piante oltre i 1700 m slm. L'aumentare dell'altitudine determina la riduzione della taglia delle piante.

■ 5.2 Prime segnalazioni e diffusione in Valle d'Aosta

La prima segnalazione in Valle d'Aosta risale all'ottobre del 1990, sulla riva della Dora Baltea, tra Arnad e Bard (Fig. 43). In un primo tempo,

il senecio si è diffuso ampiamente in tutta la Bassa Valle a partire da Pont-Saint-Martin e interessando anche l'imbocco delle valli laterali. Successivamente, l'areale si è ampliato alla Media Valle e si è esteso risalendo lungo alcune delle vallate laterali (Fig. 44).

Attualmente, nella Valle centrale il senecio sudafricano è arrivato fino ad Avise e, in fondovalle, la sua presenza è particolarmente rilevante lungo la linea ferroviaria.

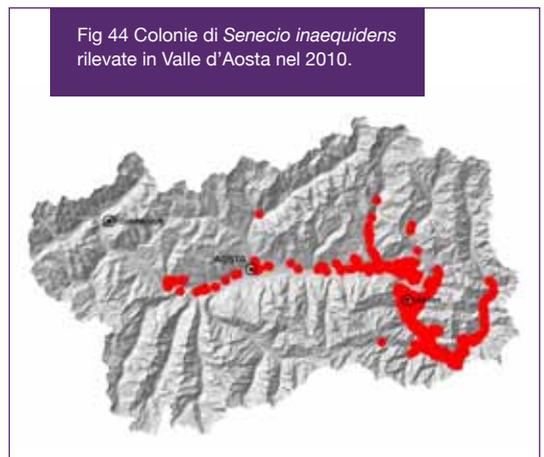
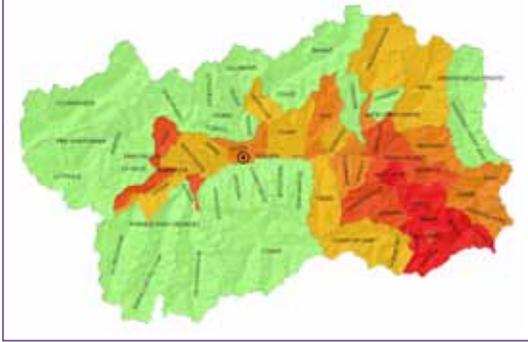


Fig 44 Colonie di *Senecio inaequidens* rilevate in Valle d'Aosta nel 2010.

Fig 45 Intensità di diffusione di *Senecio inaequidens* rilevata in Valle d'Aosta (2009-10). Il verde indica l'assenza di segnalazioni; il gradiente dal giallo al rosso indica una presenza crescente.



Nella Figura 45 è indicato il livello d'invasione: in verde sono rappresentati i comuni in cui la specie non è ancora stata rilevata; con intensità crescente dal giallo al rosso, invece, sono rappresentati i territori in cui l'invasione è via via più ampia.

La situazione di maggiore criticità si evidenzia in Bassa Valle e in particolare nei comuni di Pont-Saint-Martin, Perloz, Lillianes, Donnas, Hône, Arnad e Verrès. La diffusione si rivela particolarmente estesa anche nei comuni indicati in arancione più scuro, ovvero Issogne, Champdepraz, Emarèse, Saint-Vincent, Châtillon, Villeneuve e Aoste. I comuni interessati dalla presenza di senecio, ma con una diffusione meno critica rispetto ai comuni sopraccitati, sono indicati in colore arancione più chiaro: Fontainemore, Issime, Gaby, Brusson, Antey-Saint-André, Pontey, Chambave, Saint-Denis, Nus, Saint-Christophe e Aosta. In queste zone il senecio è relativamente diffuso ed è probabile una sua ulteriore espansione. Infine, le zone evidenziate in giallo sono caratterizzate da un livello d'invasione

inferiore: Pontboset, Champorcher, Ayas (dove, a 1700 m slm nella frazione di Antagnod, è presente la colonia di senecio più alta tra quelle rilevate in Valle d'Aosta), Valtournenche, Fénis, Verrayes, Quart, Valpelline, Sarre, Saint-Pierre, Saint-Nicolas e Arvier.

Il senecio è stato rilevato anche lungo i greti e i canali artificiali, sui muretti a secco o nelle scarpate stradali (Fig. 46); questi sono gli ambienti da cui generalmente inizia l'invasione del senecio sudafricano per poi diffondersi in altre zone, arrivando anche nei prati e nei pascoli (Fig. 47).



Fig. 46
Invasione di *Senecio inaequidens* in una scarpata stradale.

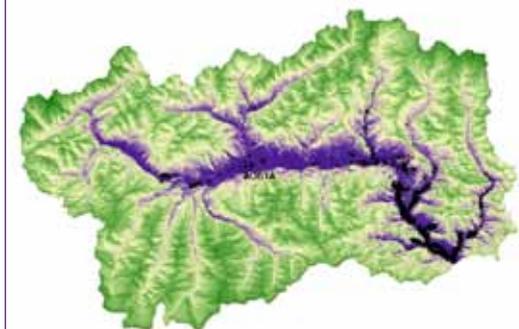


Fig. 47
Invasione di *Senecio inaequidens* in un prato permanente.

L'attuale diffusione del *Senecio inaequidens* in Valle d'Aosta ha ormai raggiunto livelli tali per cui non è più proponibile l'eradicazione, ma piuttosto il controllo, attuando interventi di lotta contenitiva. Cercare di rallentare l'avanzata del senecio sudafricano è molto importante, perché questa specie non ha ancora raggiunto il suo massimo potenziale di diffusione.

La Figura 48 illustra il risultato di un modello interpretativo, in cui la distribuzione attuale del senecio sudafricano è messa in relazione con le variabili climatiche capaci di influenzarne la presenza. In nero è indicata la distribuzione attuale del senecio, in viola le aree sottoposte a un maggior rischio di invasione. Appare evidente che, se non controllato, il senecio può diffondersi da aree marginali a habitat semi-naturali, estendendosi anche oltre i 1600 m di quota e mettendo a rischio anche i prati e i pascoli.

Fig. 48 Diffusione potenziale del *Senecio inaequidens* in Valle d'Aosta.



■ 5.3 Modalità di propagazione

Come detto, l'abbondante produzione di semi e la facilità di dispersione permettono al senecio sudafricano di diffondersi velocemente in nuove aree, anche se la banca semi non è molto longeva, in quanto i semi restano vitali nel terreno al massimo per 1 o 2 anni, o ancor meno (6 mesi) negli strati più superficiali.

Il senecio è caratterizzato da una notevole rusticità e dalla capacità di colonizzare ambienti molto disturbati (ad esempio zone in cui la vegetazione indigena è stata distrutta dagli incendi, aree abbandonate, zone industriali, massicciate ferroviarie). Inoltre, la diffusione della specie è favorita dalla mancanza di nemici naturali, presenti invece nell'areale di origine.

Ricercatori tedeschi, confrontando popolazioni sudafricane ed europee di *Senecio inaequidens*, hanno rilevato che quelle europee presentano piante più alte e capolini fiorali più numerosi.

■ 5.4 Pericolosità

La pericolosità del senecio sudafricano è principalmente legata alla presenza di alcaloidi pirrolizidinici, molecole ad azione epatotossica, presenti in tutte le parti della pianta e anche nei semi. Questa caratteristica è comune a diverse specie del genere *Senecio*, molte delle quali possono provocare fenomeni di avvelenamento del bestiame e dell'uomo.

Il senecio rappresenta anche una minaccia per l'ambiente in quanto, grazie alla velocità di insediamento e alla copiosa produzione di semi, determina una riduzione della biodiversità vegetale nelle aree invase.

5.4.1 Tossicità per gli animali

Il bestiame può ingerire il senecio al pascolo o con il fieno fornito nella razione. Gli animali al pascolo tendono a scartare la pianta, a causa del suo gusto amaro, che però scompare con l'affienamento, aumentando il rischio di ingestione del senecio nel fieno. Poiché l'essiccazione non elimina la tossicità del senecio, ingerendo la pianta l'animale accumula la tossina nel proprio organismo. Gli alcaloidi pirrolizidinici vengono assorbiti nel tratto gastro-intestinale e agiscono principalmente nel fegato, dove liberano molecole tossiche (pirroli) che si accumulano e danneggiano progressivamente l'organo interessando, a volte, anche il cuore e i polmoni. Non esiste, attualmente, un trattamento per contrastare l'avvelenamento da alcaloidi pirrolizidinici.

I sintomi da avvelenamento sono difficilmente identificabili, anche perché, trattandosi generalmente di tossicità cronica, può manifestarsi diversi mesi dopo l'ingestione. Il bestiame avvelenato può presentare sintomi quali inappetenza, perdita di peso, diarrea, problemi neurologici, letargia ecc. Il livello di tossicità del senecio sudafricano per il bestiame può variare in relazione alla specie, all'età, al sesso e allo stato fisiologico e nutrizionale degli animali. La bibliografia sull'argomento analizza principalmente il problema dell'avvelenamento dei cavalli, più sensibili all'intossicazione da *Senecio inaequidens*, anche perché spesso pascolano in aree marginali, dove il senecio trova condizioni ottimali per la propria diffusione. In realtà, anche le parcelle destinate alla produzione di fieno, se invase da *Senecio inaequidens*, possono rappresentare una via di avvelenamento non trascurabile.

La dose letale nei cavalli si raggiunge con un'ingestione di circa 300 g al giorno di pianta (espressa come s.s.) per un periodo di 50 giorni. Questo valore corrisponde al 3-5% del peso vivo dell'animale. Oltre ai cavalli è segnalata un'alta sensibilità anche per bovini, suini e galline. In generale, invece, ovicaprini, taccchini e ungulati selvatici (cervi) sembrano essere più tolleranti. Le capre e le pecore al pascolo a inizio primavera si nutrono delle rosette fogliari e raramente manifestano problemi. In diversi studi, la resistenza delle pecore all'intossicazione da alcaloidi è attribuita all'attività batterica del rumine, che consentirebbe la degradazione della molecola.

Gli animali giovani sono più sensibili degli individui adulti. L'ingestione di elevate quantità di senecio in un breve tempo provoca un'intossicazione più rapida che l'assunzione di quantità inferiori per un tempo più lungo.

5.4.2 Tossicità per l'uomo

L'uomo può essere intossicato dagli alcaloidi del senecio sudafricano per imperizia nella raccolta di specie selvatiche per la produzione di rimedi naturali o per consumo alimentare di piante selvatiche. Tralasciando queste vie dirette d'intossicazione, l'uomo può entrare in contatto con gli alcaloidi pirrolizidinici, mediante il consumo di latte o uova prodotte da animali intossicati.

Gli effetti sull'uomo riguardano principalmente il fegato, con occlusione delle vene epatiche, emorragie necrotiche, sviluppo di fibrosi o cirrosi, a seconda che si tratti di tossicità acuta, sub-acuta o cronica. La sensibilità è maggiore nei soggetti più giovani e negli individui

di sesso maschile. L'assunzione cronica di piccole dosi di alcaloidi pirrolizidinici può avere effetti teratogeni o cancerogeni.

■ 5.5 Metodi di lotta

5.5.1 Prevenzione

L'estirpazione degli individui avvistati è il miglior modo per prevenire la diffusione della specie. È anche importante monitorare con attenzione le aree percorse da incendi, nelle quali il senecio si diffonde con facilità. Il senecio, infatti, si insedia rapidamente nelle aree degradate o dove la cotica erbosa presenta delle aperture (Fig. 49), per cui la corretta gestione delle superfici destinate allo sfalcio e al pascolo è un elemento determinante nel prevenire la diffusione della pianta. È importante mantenere una cotica fitta, adottando corrette tecniche di gestione di prati e pascoli e scegliendo, nel caso di risemine, specie resistenti all'inverno, al calpestamento e allo strappo. Il pascolamento con cavalli, soprattutto se troppo intensivo e condotto in aree marginali, è un fattore che può favorire lo sviluppo del senecio. Nei suoli più poveri o siccitosi, la cotica poco sviluppata può andare più facilmente soggetta all'invasione di *Senecio inaequidens*. Il ricorso al pascolo invernale con ovicaprini e tecniche di lotta meccanica o chimica possono frenare la diffusione di questa pianta.

Nonostante il senecio sia una pianta con un certo valore estetico, anche in ragione della fioritura prolungata, non va coltivato nei giardini a scopo ornamentale e in Valle d'Aosta ne è vietata l'introduzione negli ambienti naturali (L.R. 45/2009).



5.5.2 Lotta meccanica e fisica

Taglio

Nonostante possa ridurre la produzione di semi, il taglio favorisce la longevità della pianta, che ricaccia l'anno successivo e si presenta ancor più vigorosa. Inoltre, se il taglio è effettuato quando il senecio è andato in fiore, si corre il rischio di favorire la disseminazione.

Estirpazione

L'estirpazione manuale è una tecnica semplice e molto efficace, come è stato osservato in alcune esperienze condotte in Valle d'Aosta (Fig. 50), ma richiede tempi lunghi ed è applicabile solo su superfici limitate. È consigliata laddove il trattamento chimico non è consentito o è controindicato, come nel caso di piccole infestazioni in aree destinate alla produzione di foraggio. È importante intervenire tempestivamente, impedendo che le singole piante, ramificandosi, incrementino negli anni il numero di fiori e quindi di semi. L'estirpazione va eseguita con molta attenzione, per non lasciare frammenti di radice nel terreno. Le piante estirpate devono essere bruciate, soprattutto se già



Fig. 50
Estirpazione
manuale
di *Senecio
inaequidens*.

fiorite, perché si mantengono vitali ancora per 2-3 giorni e possono ancora disperdere i loro frutti.

L'intervento non è risolutivo, soprattutto nelle zone molto infestate, e va ripetuto per più anni.

Aratura

È consigliata laddove si preveda di attuare interventi di rivegetazione dell'area, tuttavia è molto probabile che i semi di senecio contenuti nella banca semi del suolo diano origine a nuove piante. Per evitare ciò, può essere utile un'erpatura in autunno o a inizio primavera, considerando la scarsa tolleranza del senecio ad azioni di disturbo di questo tipo.

Pascolamento con capre e pecore

Gli ovicaprini sono meno suscettibili agli alcaloidi pirrolizidinici e possono quindi essere impiegati per il controllo del senecio con il pascolamento invernale o a inizio primavera.

Il pascolamento intensivo con altri erbivori, invece, è da sconsigliare, sia per il rischio di avvelenamento sia per evitare che gli animali, scartando il senecio, ne favoriscano la diffusione.

Altri metodi

Per la distruzione del senecio è stata anche proposta la tecnica del pirodiserbo, ma il limite principale di questa tecnica è che distrugge soltanto la parte area della pianta, lasciando in vita gli organi sotterranei. Inoltre, il pirodiserbo può danneggiare anche la vegetazione circostante e creare delle aree di suolo nudo dove il senecio può insediarsi nuovamente.

Nelle zone già invase da senecio, caratterizzate da una cotica discontinua, si può proporre una trasemina di specie a rapido insediamento, capaci di competere con il senecio e di limitarne la diffusione.

5.5.3 Metodi di lotta chimica

In Valle d'Aosta non è possibile effettuare trattamenti chimici su prati e pascoli soggetti alle misure agro-ambientali previste dal PSR 2007-2013.

I principali erbicidi utilizzati sono MCPA, 2,4-D, clopyralid, triclopyr e glifosate. Per quest'ultimo, come per tutti i diserbanti non selettivi, vanno adottate alcune precauzioni per non danneggiare le altre piante. Sono da preferire, quindi, tecniche di distribuzione localizzata dell'erbicida (ad esempio con una "scopa chimica"), che permettono interventi molto mirati e risparmiano le piante vicine.

Secondo prove condotte all'estero, sembra che il glifosate (applicazione di 15 l/ha di p.a., 120 g/l) sia il diserbante che dà maggiori garanzie di efficacia in tutti gli stadi vegetativi. Questo principio attivo, non selettivo, può essere utilizzato per il contenimento di popolazioni su incolti (massicciate ferroviarie e bordi stradali), mentre è da evitare nei prati e nei pascoli. In generale, il momento ottimale per eseguire il trattamento è la primavera, durante

la ripresa vegetativa o quando il senecio è allo stadio di giovane plantula (Fig. 51). Anche il trattamento in autunno (metà settembre-novembre) può dare buoni risultati. I trattamenti estivi consentono di limitare la produzione di seme, ma hanno scarso effetto sulle piante in fiore. Nelle parcelle trattate è consigliabile lasciar passare almeno un mese dal trattamento prima di pascolare o raccogliere il foraggio. Poiché la lotta chimica non è sempre pienamente efficace, prima di riportare gli animali al pascolo nell'area trattata è consigliabile controllare l'efficacia del trattamento e, se necessario, ripeterlo.

5.5.4 Lotta biologica

Il principale limite della lotta biologica è legato alla necessità di trovare patogeni o fitofagi specifici del genere *Senecio*. Attualmente la lotta biologica contro il senecio necessita ancora di maggiori approfondimenti.

Lotta con agenti naturali

Il fungo *Puccinia lagenophorae*, diffuso a livello mondiale, è un possibile antagonista del senecio, ma in Europa sono stati rilevati casi di resistenza.

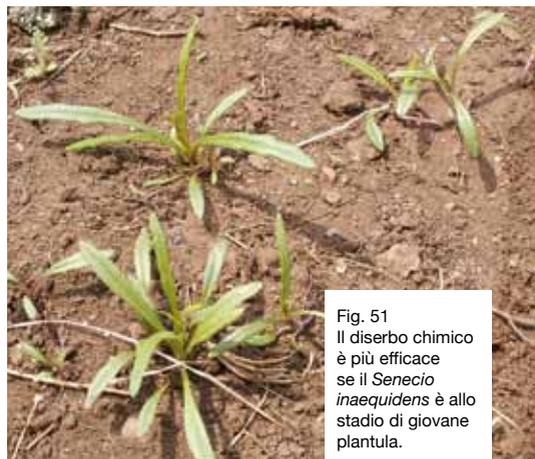


Fig. 51
Il diserbo chimico è più efficace se il *Senecio inaequidens* è allo stadio di giovane plantula.

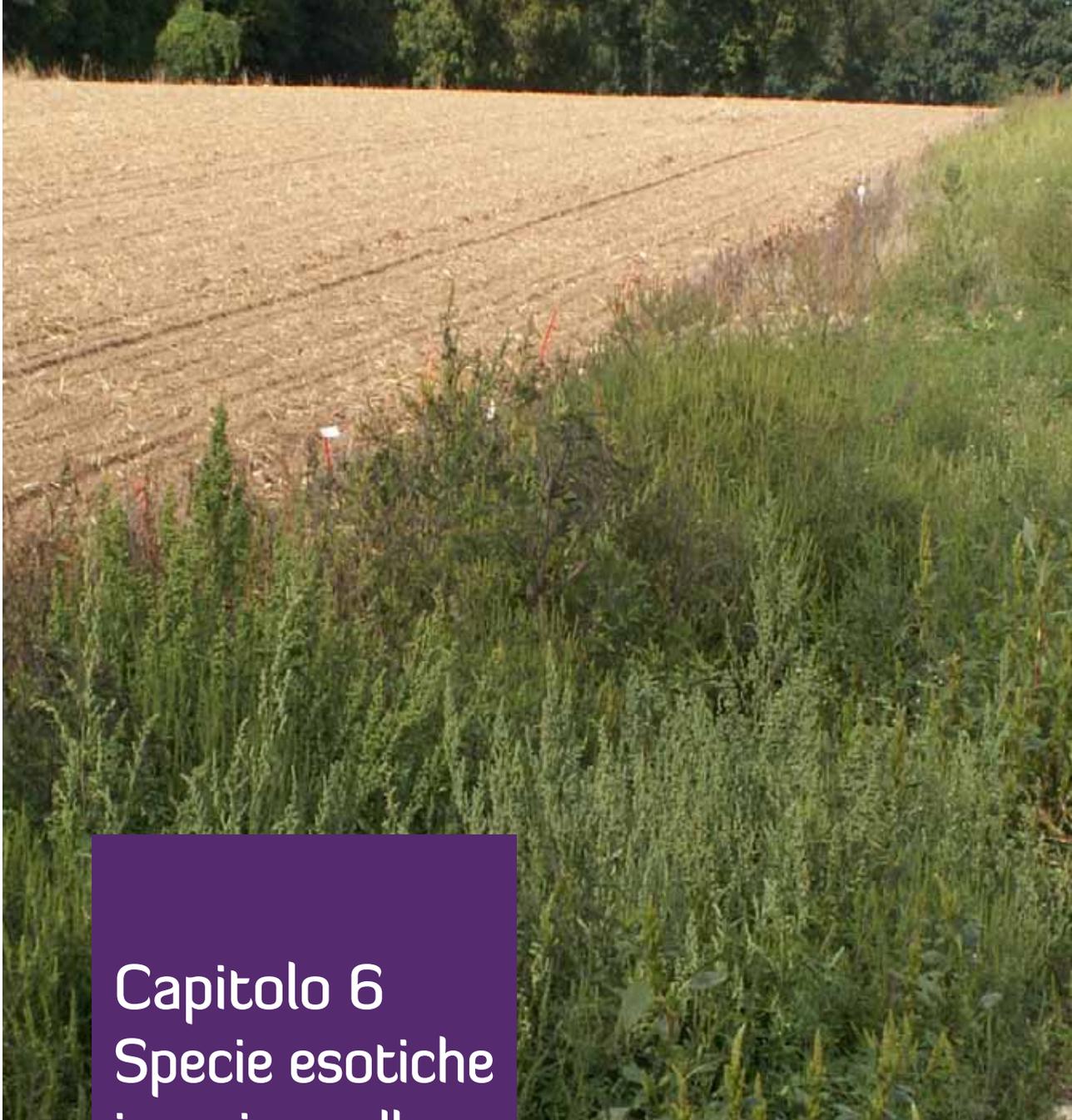
L'*Aphis jacobaeae* è un afide che attacca in massa i fusti del senecio di San Giacomo (*Senecio jacobaea*), limitandone la produzione di seme, ma pare che non attacchi il *Senecio inaequidens*, per ragioni ancora non chiarite.

Altri possibili antagonisti citati in letteratura sono il lepidottero *Tyria jacobaeae* e il fungo *Colesporium senecionis*. La *Tyria jacobaeae* depone le uova nella pagina inferiore delle foglie e le sue larve si nutrono prevalentemente dei fiori del senecio. Questa specie è stata studiata sul senecio di San Giacomo, ma ne va ancora valutata l'efficacia nella lotta contro il senecio sudafricano.

Lotta con principi attivi naturali

In Inghilterra è disponibile un erbicida a base di olio di citronella (concentrazione del p.a. 22,9%) per il contenimento di *Senecio jacobaea*, denominato Barrier-H. Il trattamento è efficace in tutti gli stadi di crescita, ma evidenzia il suo massimo quando la pianta è allo stadio di rosetta (giovane plantula). Al momento, questo prodotto non è stato ancora sperimentato per la lotta contro il *Senecio inaequidens* o altri seneci in ambiente montano.

Con 5 litri di prodotto è possibile trattare fino a 1600 giovani plantule e più di 100 piante in fioritura (a questo stadio è necessaria una maggiore quantità di prodotto per pianta). Rispetto agli altri prodotti, questo permette di pascolare l'area trattata già dopo due settimane dall'intervento, previa rimozione dei resti di piante morte. Non è consigliabile anticipare il pascolamento dell'area, perché le piante di senecio morenti perdono il gusto amaro ma continuano a essere tossiche. Poiché il prodotto è efficace solo su piante sviluppate, mentre la banca semi non è colpita, un solo intervento non è risolutivo.



Capitolo 6
Specie esotiche
invasive nelle
Alpes du Nord

Capitolo 6 · Specie esotiche invasive nelle Alpes du Nord



Per valutare le minacce d'invasione di specie esotiche nei prati permanenti delle Alpes du Nord (zona che comprende i dipartimenti di Drôme, Isère, Savoia e Alta Savoia), sono stati contattati specialisti e sono state compiute ricerche bibliografiche.

■ 6.1 Parere degli esperti

Sono stati intervistati esperti della FREDON¹ Rhône-Alpes, delle FDGDON² di Savoia e Alta Savoia, dei Conservatoires des espaces naturels di Savoia e Alta Savoia (CPNS e ASTERS³), della ripartizione « Alpes du Nord » del Conservatoire Botanique National Alpin (CBNA), dell'Irstea⁴ di Grenoble e dei Consigli Generali dei dipartimenti. Abbiamo inoltre partecipato alla prima riunione della rete per la gestione delle specie vegetali invasive, coordinata dal Consiglio Generale di Alta Savoia.

6.1.1 Assenza di minacce evidenti

Attualmente, la presenza di specie esotiche invasive nei prati permanenti di Savoia e Alta Savoia è ancora sporadica.

Il panace di Mantegazza è presente in Alta Savoia, con pochi individui localizzati in megaforbieti privi di valore agronomico. Alcuni individui di senecio sudafriicano sono stati rilevati nella zona di Vienne, nella valle del Grésivaudan, in Savoia e Alta Savoia. Nell'area pirenaica e mediterranea, è stata anche segnalata la presenza della specie, limitatamente

ad alcune praterie degradate dal fuoco o dal pascolo intensivo.

In alcuni prati umidi in Savoia, si è insediata la Verga d'oro maggiore (*Solidago gigantea*), dopo interventi di drenaggio. L'Irstea ha realizzato un censimento del poligono del Giappone ad altitudini superiori a 800 metri e, su 80 stazioni rilevate, meno di 5 riguardano i prati.

Nell'insieme dei prati esaminati nell'ambito del progetto NAPEA, non è stata rilevata la presenza di specie invasive.

6.1.2 Cartografie esistenti

Esistono poche carte di distribuzione di specie invasive e riguardano soprattutto il poligono del Giappone. L'Irstea ha messo in rete i propri inventari di questa specie e altri dati sono disponibili sul sito <http://ressources.renouees.free.fr/> della FRAPNA⁵ d'Alta Savoia.

Nel 2005, il Consiglio Generale di Savoia ha realizzato un lavoro cartografico sulla rete viaria del dipartimento. Il CBNA ha cartografato colonie sparse di ambrosia con foglie di artemisia (*Ambrosia artemisiifolia*) e la FREDON Rhône-Alpes ha avviato nel 2010 un progetto per cartografarne la presenza.

1 Fédération Régionale de Défense contre les Organismes Nuisibles
2 Fédération Départementale des Groupements de défense contre les Organismes Nuisibles

3 Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie, Conservatoire des espaces naturels de Haute-Savoie

4 Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture

5 Fédération Rhône-Alpes de Protection de la Nature

■ 6.2 Informazioni dalla bibliografia

6.2.1 Monitoraggio di alcune specie esotiche

Il numero di piante esotiche invasive ammonta a 300 specie (AA. VV., 2004). La commissione Svizzera per la protezione delle piante selvatiche (CPS) ha redatto una lista di specie esotiche invasive particolarmente pericolose (lista nera) e una di specie da tenere sotto controllo (*watch list*). Delle 43 specie elencate in queste liste, 6 possono costituire una minaccia per le superfici agricole: l'ambrosia con foglie di artemisia (*Ambrosia artemisiifolia*), l'artemisia dei fratelli Verlot (*Artemisia verlotorum*), il cascellore orientale (*Bunias orientalis*), l'erba luigia americana (*Lippia canescens*), il senecio sudafricano (*Senecio inaequidens*), la verga d'oro del Canada (*Solidago canadensis*) e lo zigolo dolce (*Cyperus esculentus*).

L'ambrosia con foglie di artemisia è una specie annuale che colonizza prevalentemente i campi coltivati (girasole, barbabietola, fava, soia, Fig. 52) e le zone

ruderali molto antropizzate (Delabays *et al.*, 2007). Nel massiccio della Char treuse (dipartimento dell'Isère), piante di ambrosia sono state ritrovate fino a 1000 metri di altitudine.

L'erba luigia americana, pianta a piccoli fiori bianchi, colonizza i prati salmastri e umidi della bassa pianura dell'Aude, dove ricopre quasi 7500 ettari di prati e pascoli, dando origine a una cotica erbosa fitta non pascolata dalle pecore.

Il senecio sudafricano è diventato un problema in Francia dagli anni '70. Delabays *et al.* (2007) ritengono che questa specie, presente in incolti e in pascoli della valle del Rodano, possa essere una temibile minaccia per le coltivazioni, in particolare per pascoli e vigneti. Gli stessi autori richiamano all'attenzione anche contro il cascellore orientale e lo zigolo dolce.

In Svizzera, le verghe d'oro esotiche (*Solidago canadensis* e *Solidago gigantea*, Fig. 53) invadono i maggesi fioriti, superfici di compensazione ecologica destinate a promuovere la diversità ecologica (Delabays *et al.*, 2007).



Fig. 52
Ambrosia artemisiifolia.



Fig. 53
Infiorescenza di
Solidago gigantea.

6.2.2 Metodi di lotta

La lotta contro le specie esotiche invasive è difficile, poiché si tratta spesso di piante con meccanismi di colonizzazione efficaci (elevato numero di semi, rizomi) o con caratteristiche biologiche particolari (tossicità).

Per queste specie si raccomanda il monitoraggio preventivo e l'eliminazione sistematica o lo sfalcio precoce, per evitarne la dispersione dei semi.

Tra le specie foraggiere dei prati permanenti, le graminacee sono considerate le migliori concorrenti delle specie indesiderate. Vanno quindi adottate pratiche agricole che le favoriscano e va evitata la formazione nella cotica erbosa di spazi vuoti, che potrebbero essere occupati da specie indesiderate. Il pascolo primaverile, ad esempio, favorisce l'accestimento delle graminacee e assicura una migliore copertura del terreno.

Anche una grande diversità di specie favorisce la resilienza degli ambienti, rendendoli meno sensibili alle invasioni biologiche (FRAPNA, 2008), mentre un ambiente disturbato, o dove la coltivazione è più difficile, è più esposto a squilibri nelle dinamiche vegetazionali e all'insediamento di specie invasive (AA. VV., 2004).

■ 6.3 Specie indigene che provocano danni all'agricoltura

Sono soprattutto le specie indigene che creano più problemi alle coltivazioni francesi: i senecioni (*Senecio aquaticus* e *S. jacobaea*), il cardo campestre (*Cirsium arvense*), il colchico d'autunno (*Colchicum autumnale*), il veratro comune (*Veratrum album*) ecc.

6.3.1 I senecioni

È necessario prestare molta attenzione alle specie indigene del genere *Senecio*, piante tossiche favorite dall'estensificazione delle pratiche agricole. Numerose sono le specie pericolose: in ordine decrescente di tossicità troviamo il senecione alpino, il senecione di san Giacomo, il senecione dei rivi e il senecione serpeggiante.

Per contrastare la loro diffusione è consigliata l'estirpazione durante la fioritura e prima della disseminazione. Anche la lotta chimica pianta per pianta, utilizzando prodotti autorizzati, è efficace. Il momento migliore per intervenire è alla comparsa delle rosette (metà agosto). È possibile intervenire in primavera, ma è più difficile rispettare il periodo di carenza dopo il trattamento (Aeby, 2005).

6.3.2 Il cardo campestre (*Cirsium arvense*)

Questa pianta si propaga mediante rizomi che si estendono da 2 a 4 metri l'anno, da un frammento di rizoma può originarsi molto rapidamente una nuova pianta. Fiorisce da fine giugno a fine estate e i suoi semi possono sopravvivere tra 10 e 20 anni nel terreno. Tutte queste peculiarità biologiche rendono la lotta contro il cardo campestre alquanto complessa (Weill *et al.*, 2005).

Lo sfalcio è poco efficace, perché la pianta si rinnova da gemme presenti sulle radici, tuttavia, se eseguito prima della produzione dei semi, lo sfalcio evita almeno la disseminazione nei campi circostanti. In particolare, poiché il cardo spesso invade i campi partendo dai bordi delle strade o dai fossi, si raccomanda di falciare queste zone prima della fioritura, per evitare la dispersione dei semi.

Poiché ogni ricaccio contribuisce a rinnovare le riserve dei rizomi, per indebolire la pianta è necessario ripetere i tagli durante l'anno, tenendo anche presente che, allo stadio di bottoni fiorali, le riserve sono al minimo. La lotta meccanica con lavorazione del terreno è da sconsigliare, in quanto spezzetta i rizomi e favorisce la moltiplicazione degli individui.

La migliore soluzione contro il cardo campestre rimane il trattamento chimico, applicato tra lo stadio cinque foglie del cardo (per evitare la creazione di nuove gemme sulle radici) e la comparsa dei bottoni fiorali (per indebolire le parti sotterranee) (Aeby e Dubach, 2006).

6.3.3 Lotta contro il romice nei pascoli

Il romice è una pianta perenne, provvista di un apparato radicale profondo. Come il cardo dei campi si moltiplica sia per propagazione a partire dai rizomi sia per via sessuale (produzione di semi), meccanismo che prevale nei prati. Ha un'abbondante produzione di semi (fino a 60.000 l'anno, Crémer e Luxen, 2007), dotati di buona capacità germinativa, favorita dalla luce; ciò rende il romice molto abile nell'insediarsi rapidamente laddove la cotica non è ben chiusa. Il romice è una specie nitrofila e rappresenta un serio problema nei prati e pascoli permanenti, in quanto esercita una forte concorrenza per gli elementi nutritivi e peggiora la qualità dei foraggi.

Per prevenire la diffusione del romice è necessario evitare di danneggiare il manto erboso: uno sfalcio o un pascolo troppo raso ne favoriscono la moltiplicazione. Vanno anche evitate le concimazioni troppo abbondanti, che possono soffocare o bruciare la vegetazione creando dei buchi nella cotica. Considerando l'elevata produzione di semi

e il loro potere germinativo, va sviluppato un piano di lotta rivolto principalmente a impedire la disseminazione. A questo scopo è efficace lo sfalcio o il pascolamento precoce, prima della maturazione dei semi.

Il compostaggio permette di distruggere la maggior parte dei semi di romice purché si raggiungano temperature di almeno 55°C (Crémer e Luxen, 2007).

L'estirpazione manuale, praticabile se la presenza di romice è ancora modesta, si realizza mediante un'apposita forca estirpatrice (Fig. 54), che richiede condizioni di terreno moderatamente umido e un po' di esperienza nel maneggiarla correttamente.

La lotta chimica contro il romice va ripetuta per diversi anni (Pötsch, 2005; Crémer e Luxen, 2007). La massima efficacia si ottiene allo stadio di rosetta. In caso di forte infestazione è possibile eseguire dei trattamenti su tutta la superficie, se l'infestazione è meno abbondante si può ricorrere al trattamento pianta per pianta. Vanno impiegati prodotti a base di asulam o di solfoniluree, mentre non è consigliato il trattamento con glifosate perché, nonostante la sua efficacia, non è selettivo ed elimina anche le altre specie.



Fig. 54
Forca per
estirpazione
manuale del
Rumex.



Fig. 55
Invasione di
Veratrum album
in un pascolo.

6.3.4 Il veratro (*Veratrum album*)

Il veratro (Fig. 55) cresce in terreni in terreni profondi, freschi, acidi e ricchi in nutrienti (Dorée, 1991, Aeschimann *et al.*, 2004). È una pianta che si moltiplica soprattutto per via vegetativa, a partire dai rizomi, ma si diffonde anche grazie ai semi che, come quelli del romice, mantengono la propria capacità germinativa anche dopo il passaggio nel tubo digerente dei ruminanti.

Nelle prove condotte dal Cemagref in alpeggio, confrontando mezzi meccanici e chimici, l'estirpazione si è rivelata molto efficace, purché la totalità del rizoma sia rimossa. Lo sfalcio precoce (quando l'erba è alta 30 cm) è efficace a lungo termine e ha il vantaggio di conservare il valore agricolo della parcella. Il trattamento localizzato con glifosate è la tecnica più efficace nel caso di parcella molto invase dal veratro. Questo principio attivo, però, non essendo selettivo, determina un peggioramento del valore agronomico del prato e crea nella cotica delle lacune che possono essere colonizzate anche da altre infestanti, quali il romice. Il diserbo con

glifosate, quindi, deve essere seguito da un intervento di risemina della parcella (Bletton, 2003).

L'ufficio fitosanitario cantonale di Neuchâtel consiglia la distribuzione localizzata di 2,4-D e MCPP al 5% all'inizio di giugno (Horner, 2009): l'efficacia è equiparabile a quella del glifosate, ma senza danni alla vegetazione circostante. Sui popolamenti di minori dimensioni, Bletton (2003) consiglia l'impiego di Fluroxipyr + trichlopyr, allo stadio di quattro foglie, per un periodo da 4 a 5 anni.

6.3.5 Il colchico d'autunno (*Colchicum autumnale*)

Questa pianta bulbosa, a fioritura autunnale, contiene la colchicina, un alcaloide molto tossico per il bestiame, soprattutto quando la pianta è in fiore. Per eliminarla, è efficace il pascolamento delle manze con elevati carichi istantanei, tra aprile e maggio, soprattutto grazie all'effetto del calpestamento. Dopo il passaggio degli animali è necessario falciare gli eventuali residui, per evitare che la pianta vada a seme. L'estirpazione in primavera può essere efficace ma laboriosa. Va ripetuta per 2 o 3 anni, evitando però di spezzettare i bulbi, cosa che ne favorirebbe la moltiplicazione.

■ 6.4 Per saperne di più

Su internet è disponibile una ricca documentazione, in lingua francese, sulle specie invasive. Per chi desiderasse approfondire il tema, presentiamo qui di seguito un breve elenco, seppur non esaustivo.

6.4.1 Invasive esotiche

<http://www.tela-botanica.org/page:biodiversite>

Diversi link sulle piante invasive, tra cui il dossier divulgativo realizzato dall'Agenzia Mediterranea dell'Ambiente del Languedoc-Roussillon e dall'Agenzia Regionale per l'Ambiente di Provence-Alpes-Côte d'Azur in partenariato con il Conservatorio Botanico Nazionale Mediterraneo di Porquerolles. Sono disponibili quindici schede di presentazione delle principali specie invasive della regione mediterranea e i metodi di lotta contro di esse.

http://www.tela-botanica.org/sites/botanique/fr/documents/biblio/articles_en_ligne/Stantari_Plantes_envahissantes_13.pdf

Articolo della rivista *Stantari* sulle caratteristiche biologiche delle piante invasive e sui problemi associati, in particolare nei riguardi della biodiversità, con presentazione di qualche caso esemplificativo in Corsica (Paradis *et al.*, 2008).

http://www.isere-interactive.fr/include/viewFile.php?idtf=15226&path=7a%2FWEB_CHEMIN_15226_1317911279.pdf

Brochure del Consiglio Generale dell'Isère, destinata alla popolazione, per diffondere la conoscenza e aiutare nell'identificazione delle piante invasive, che sono all'origine dell'impovertimento del patrimonio naturale del dipartimento e che possono anche causare problemi alla salute.

<http://www.cg73.fr/2801-paysages-et-milieus-naturels.htm>

Pagina del Consiglio Generale di Savoia con un approfondimento sull'ambrosia, il panace di Mantegazza e il poligono del Giappone. Sono dispo-

nibili tre video e schede per favorirne il riconoscimento e imparare a contrastarne la diffusione.

<http://www.ambrosie.info/>
Sito informativo della regione Rhône Alpes dedicato all'ambrosia con foglie di artemisia.

<http://ressources.renouees.free.fr/>
Sito della FRAPNA che presenta anche diverse cartografie dell'invasione di poligono del Giappone nel bacino del Rodano.

http://www.cps-skew.ch/francais/plantes_exotiques_envahissantes
Informazioni generali sulle specie invasive in Svizzera. Tra i documenti disponibili sono presenti la lista nera svizzera, una chiave di classificazione delle specie esotiche e alcune schede informative.

<http://www.ne.ch/neat/site/jsp/rubrique/rubrique.jsp?StyleType=bleu&CatId=7620>

Il sito internet del Cantone di Neuchâtel dedica alcune pagine alle specie invasive, con chiavi di determinazione e schede su diverse specie neofite, tra le quali l'ambrosia, il panace di Mantegazza e il poligono del Giappone.

Nella parte relativa all'agricoltura, inoltre, sono disponibili delle schede tecniche sulla lotta contro il romice e il veratro nei pascoli.

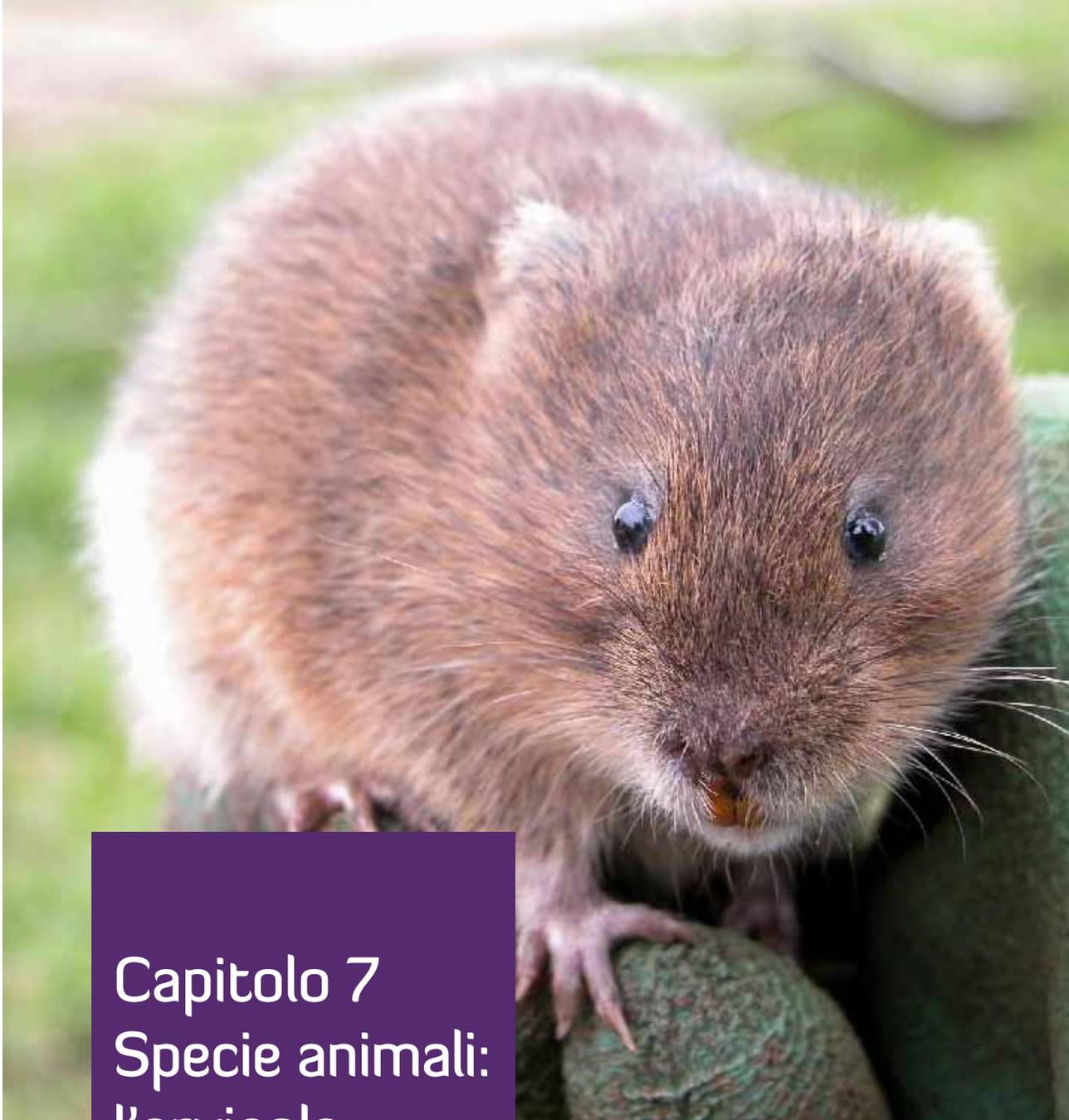
6.4.2 Infestanti indigene

<http://www.agrireseau.qc.ca/agriculturebiologique/documents/Chardon%20med.pdf>

Dossier sui metodi di lotta contro il cardo in agricoltura biologica.

<http://www.fourragesmieux.be/SSSMdesherbagerumex.htm>

Dossier sulla lotta contro i romici nei prati e nei pascoli.



Capitolo 7
Specie animali:
l'arvicola
terrestre

Capitolo 7 · Specie animali: l'arvicola terrestre (*Arvicola terrestris*)



L'arvicola terrestre è un roditore che scava gallerie nel terreno (Fig. 56). La si ritrova soprattutto nei frutteti, negli incolti, nei prati e nei pascoli di montagna, dove può arrivare oltre i 2000 m sim. Negli anni di pullulazione, questo roditore provoca considerevoli danni all'agricoltura (Fig. 57), riducendo la resa delle colture e creando ostacoli alle pratiche agricole.

Si nutre soprattutto di radici carnose e di bulbi di piante erbacee, preferendo il tarassaco e le leguminose (il trifoglio in particolare), ma non trascurando neppure le graminacee o le ombrellifere. Ogni giorno ingerisce una quantità di vegetali equivalente al proprio peso.

L'arvicola terrestre è molto prolifica: una femmina può avere fino a 8 gravidanze l'anno, con 2-8 piccoli ciascuna. Durante la propria vita, una coppia può dare origine a una prole di 100-140 individui.

L'arvicola scava gallerie per colonizzare i prati e spostarsi, ma utilizza anche le gallerie delle talpe, cosa che non consente di accorgersi tempestivamente del problema e favorisce la proliferazione della specie. Le gallerie delle talpe sono utilizzate dalle arvicole anche come rifugio, dispensa e luogo di riproduzione.

■ 7.1 Arvicole terrestri, arvicole campestri e talpe

In un prato possono convivere diversi mammiferi scavatori e, talvolta, è possibile individuare i segni della presenza dell'arvicola terrestre, ma anche quelli dell'arvicola campestre (*Microtus arvalis*) e della talpa (*Talpa europaea*). Queste tre specie causano danni diversi.



Fig. 56
Sbocco di una galleria di *Arvicola terrestris*.



Fig. 57
Danni provocati da *Arvicola terrestris* in un prato permanente.

	Arvicola terrestre	Arvicola campestre	Talpa
Lunghezza (coda esclusa)	12-16 cm	8-11 cm	12-15 cm
Peso	60-120 g	20-30 g	65-120 g
Alimentazione	Radici carnose e bulbi, ma anche parti verdi delle piante.	Cortecce, fusti, foglie e semi	Carnivora (lombrichi, larve, lumache ecc.)
Segni sul terreno	 Cumuli di terra (diametro: 15-25 cm, altezza: 5-10 cm) appiattiti e distribuiti irregolarmente.	 Numerosi buchi sul terreno, collegati da piccole colate di terra smossa.	 Grossi cumuli di terra (diametro 30-50 cm, altezza: 10-30 cm) emisferici e allineati.
Danni	Diminuzione della resa. Deterioramento della composizione botanica. Foraggio imbrattato di terra. Usura più rapida delle macchine utilizzate per la fienagione.	Generalmente non provoca danni rilevanti	Danni nel prato. Foraggio imbrattato di terra. Usura più rapida delle macchine utilizzate per la fienagione.

Disegni Bündner Natur-Museum Chur

■ 7.2 Diffusione in Francia

L'arvicola terrestre è diffusa in prati di media e alta montagna e si ritrova anche in pianura. I massicci montuosi interessati sono il Jura, il Massiccio Centrale, le Alpi e i Pirenei.

Pullulazioni ricorrenti, con popolazioni di arvicole molto numerose, sono state osservate sia in Savoia sia in Alta

Savoia, dipartimento colpito in modo particolarmente intenso dalle invasioni di arvicole sui prati. In settori come il Plateau de Gavot, il Plateau des Bornes o il Grand Bornant, i danni sono di entità tale da compromettere l'autonomia foraggera delle aziende. In Savoia, la diffusione è meno cospicua e riguarda soprattutto il nord del dipartimento e la valle della Maurienne.

■ 7.3 Diffusione in Valle di Aosta

Al momento, la distribuzione di questa specie in Valle di Aosta non è stata studiata nel dettaglio. Le informazioni di cui si dispone provengono da segnalazioni da parte degli agricoltori, dei proprietari di terreni e dei tecnici regionali. Sono stati evidenziati danni ai prati e pascoli nei comuni di Morgex, Pré-Saint-Didier e Saint-Nicolas. Recentemente sono stati segnalati dei danni ai prati, causati probabilmente dalle arvicole, anche nella valle di Rhêmes. Nel comune di Saint-Nicolas le popolazioni si sono manifestate in altitudine, in prossimità delle zone di alpeggio.

■ 7.4 Dinamiche di popolazione

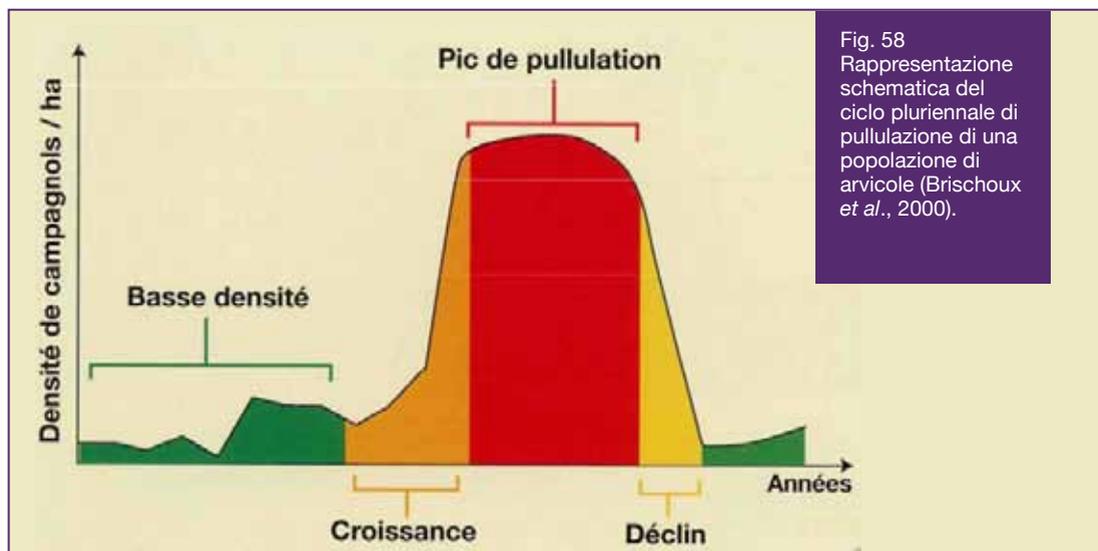
Le popolazioni di arvicole fluttuano ciclicamente, raggiungendo il numero massimo di individui ogni 6 anni (Fig. 58). Il fenomeno di pullulazione ciclica delle arvicole pone un serio pregiudizio all'utilizzazione dell'area e rende difficile il controllo delle popolazioni.

Durante le fasi di bassa densità, le popolazioni non rappresentano una seria minaccia per i prati. Nella fase di crescita della popolazione, invece, la densità delle arvicole può aumentare esponenzialmente, diventando un grave problema per gli agricoltori.

L'evoluzione del ciclo di pullulazione dell'arvicola è influenzata da numerosi fattori:

- abbondanza di predatori (volpi, donnole, ermellini, rapaci);
- presenza di gallerie delle talpe;
- pratiche agricole (sfalcio o pascolamento, carico animale, fertilizzazione, eliminazione delle siepi);
- condizioni climatiche (effetto della siccità);
- parassiti e malattie.

I prati avvicendati e i terreni arati sono poco apprezzati dall'arvicola, che preferisce i prati permanenti di media montagna. I prati falciati sono più soggetti alle invasioni di arvicole, mentre il pascolamento disturba l'insediamento delle arvicole.



Una forte fertilizzazione, soprattutto se azotata, favorisce l'aumento delle popolazioni di arvicole, che tendono a diffondersi soprattutto in prati con una bassa diversità specifica, o dove dominano specie vegetali come il tarassaco, che è uno dei componenti principali del regime alimentare delle arvicole. L'altezza stessa del manto vegetale offerta può offrire una protezione alle arvicole dai loro predatori. La stessa struttura del paesaggio, inoltre, può favorire le arvicole, che proliferano più rapidamente negli ecosistemi aperti, dove non incontrano ostacoli alla loro diffusione. La presenza di spazi strutturati ed eterogenei, come le siepi o i boschetti, al contrario, può limitarne la propagazione.

■ 7.5 Danni

La propagazione delle arvicole causa forti perdite di produzione del prato (dal 30 all'80%, secondo inchieste realizzate nella Franche-Comté) e anche la qualità del foraggio peggiora notevolmente. Consumando preferenzialmente le leguminose, inoltre, determina uno scadimento della composizione floristica del prato.

Da osservazioni condotte in Francia nell'ambito del progetto NAPEA, è stata rilevata, con un livello di degradazione del prato pari al 20%, una riduzione del 50% della produzione di foraggio, mentre con un livello di degradazione del 50%, la perdita di produzione è stata di circa il 75%. Queste differenze sono misurate tanto al primo quanto al secondo taglio.

Spesso, dopo il passaggio delle arvicole, è necessario traseminare o riseminare i prati.

La fienagione dei prati invasi è resa difficoltosa dalla presenza dei cumuli di terra, che causano anche, a lungo termine, un forte aumento dell'usura delle macchine.

Il fieno è sporco di terra, meno apprezzato dal bestiame, che può andare soggetto a problemi sanitari.

Nella terra, inoltre, possono essere presenti spore di batteri, quali i clostridi, che possono nuocere alla qualità del latte e compromettere le trasformazioni casearie. La FREDON Franche-Comté ha stimato che, negli anni di pullulazione, un'azienda agricola di 70 ha possa subire un danno economico compreso tra 9.000 e 25.000 euro.

In ultimo, l'arvicola è vettore dell'echinococchi alveolare (580 casi umani registrati in Europa dal 1982 al 2000, 117 dei quali nella sola Franche-Comté).

■ 7.6 Metodi di lotta

Non esiste una tecnica che consenta, da sola, di eliminare le popolazioni di arvicole, è possibile, però, ridurre l'impatto delle pullulazioni ricorrendo a metodi di lotta meccanici, chimici, agronomici, che possono anche essere combinati tra loro.

7.6.1 Impiego di trappole

L'impiego di trappole è efficace solo se eseguito in modo costante (anche quando non ci sono danni visibili), mentre riduce di molto il suo effetto se le trappole sono collocate solo nel periodo di massima pullulazione.

Nell'ambito del progetto NAPEA è stata condotta una prova di lotta contro le arvicole, nel comune di Pré-Saint-Didier, in località Pallusieux (Fig. 59), dove è stato notato un aumento dei cumuli di arvicole nel corso degli ultimi anni, associato a una perdita di quantità e di qualità del foraggio prodotto. Sono stati confrontati due modelli: TOPCAT®, in acciaio cromato¹, e SUPERCAT®, in plastica², entrambi di fabbricazione svizzera ed entrambi basati

su un meccanismo a ghigliottina (Figg. 60, 61 e 62).

L'esperienza ha permesso di valutarne vantaggi e svantaggi. Il loro impiego è semplice e rapido, le trappole si puliscono facilmente, non richiedono manutenzioni particolari e possono essere utilizzate indipendentemente dalle condizioni meteo. Entrambi i modelli permettono di catturare arvicole nei due sensi di percorrenza della galleria e di catturare sia i giovani sia gli adulti.

1 <http://www.topcat.ch/>

2 <http://www.swissinno.com/it/anti-infestanti/arvicole.html>



Fig. 59
Parcella
sperimentale per
la prova di lotta
contro *Arvicola
terrestris*.



Fig. 60
I due modelli di trappole a
confrontati nella prova di lotta
contro *Arvicola terrestris*.



Fig. 61
Trappola in
acciaio cromato,
modello
TOPCAT®.



Fig. 62
Trappola in
plastica, modello
SUPERCAT®.

D'altro canto, le trappole non consentono di eliminare completamente la popolazione e richiedono una certa cura nel maneggiarle, poiché è possibile ferirsi, se vengono fatte scattare incautamente.

Dal confronto si è osservato che le trappole TOPCAT® hanno sempre determinato l'uccisione dell'arvicola, mentre nel caso delle trappole SUPERCAT® non sempre questo è avvenuto. È stato osservato, inoltre, che il meccanismo delle trappole in plastica ha una certa tendenza a scattare a vuoto.

7.6.2 Lotta chimica

Per la lotta chimica contro l'arvicola possono essere efficaci diversi principi attivi (bromadiolone, clorofacinone, difenacoum ecc.) ma, viste le frequenti revisioni delle normative comunitarie in materia di fitofarmaci, consigliamo di tenersi aggiornati sulle possibilità e sulle restrizioni di impiego dei diversi prodotti.

In Francia il bromadiolone è un p.a. autorizzato contro le arvicole ma non contro le talpe. Si utilizzano esche avvelenate, costituite da cariossidi di grano impregnate del principio attivo (a 50 ppm), introdotte nelle gallerie con l'aiuto di una canna, o distribuite a spaglio sul terreno nelle zone dove si ha un'alta concentrazione di cumuli di arvicola (pratica che però costituisce un rischio anche per altri animali selvatici).

Si sospetta che l'uso del bromadiolone abbia causato la morte di numerosi predatori (volpi, poiane ecc.) nella Franche-Comté. Di conseguenza, dal 2003, le dosi di impiego sono state ri-

dotte, fino a un decimo, con un tasso di riuscita comunque soddisfacente (tra il 90 e il 95%), senza causare l'avvelenamento di altri animali. In Franche-Comté, quindi, si consiglia l'impiego del bromadiolone, a condizione che le dosi siano ridotte e, come per le trappole, che sia effettuato con regolarità anche negli anni di bassa densità di arvicole.

7.6.3 Favorire i predatori

I predatori possono essere favoriti dal mantenimento delle siepi, dove collocano i loro nidi o le loro tane, così come dallo sfalcio dei rifiuti dopo il pascolamento, per eliminare le zone rifugio per le arvicole.

7.6.4 Distruzione delle gallerie

Un'erpicoltura a inizio primavera e a fine autunno, distruggendo le gallerie, disturba l'attività delle arvicole e crea un disturbo alla popolazione di roditori. Quest'azione di disturbo può anche essere esercitata anche con il pascolamento, poiché il calpestamento danneggia le gallerie più superficiali.

7.6.5 Azioni contro le talpe

Le gallerie delle talpe rappresentano una via di diffusione anche per l'arvicola terrestre.

7.6.6 Azioni sulla struttura del paesaggio

Dove possibile, è consigliata l'alternanza dei prati con altre colture: coltivare cereali in rotazione sul 10% della superficie aiuterebbe a ridurre la proliferazione della specie.

Livello	Azioni	Note
Territoriale	Controllo permanente delle popolazioni di arvicole, osservando i cumuli sul terreno	È un'attività difficile e onerosa da realizzare con continuità, ma essenziale per sapere dove agire prima che le pullulazioni abbiano luogo.
	Riduzione dei prati permanenti e rotazione con cereali	I prati avvicendati non sono una soluzione, anzi favoriscono le arvicole mettendo a loro disposizione alimenti che gradiscono (leguminose, graminacee produttive)
Unità paesaggistica	Reimpianto delle siepi. Collocazione di posatoi e nidi artificiali.	Va limitata anche la caccia alla volpe, nemico naturale delle arvicole.
Parcella	Alternanza sfalcio-pascolo. Sfalcio o trinciatura dei residui del pascolo.	In Franche-Comté, nelle zone destinate a pascolo continuo, le arvicole sono praticamente assenti.
Stazione	Eliminare le arvicole nelle zone di presenza dei cumuli, con l'impiego di trappole o di esche.	Agire soprattutto nei periodi di bassa densità e ripetere il controllo con continuità.

■ 7.7 Lotta integrata

Come detto, nessuna azione, da sola, è in grado di controllare le popolazioni. Per minimizzare i danni causati dalle arvicole in un territorio, devono essere combinate diverse misure e la lotta va condotta in modo duraturo.

Questo è il principio della lotta integrata, che si pone l'obiettivo di ridurre la specie e che prevede la combinazione di diverse azioni complementari:

- monitoraggio;
- impegno collettivo (agricoltori, tecnici ecc.);
- utilizzo di diverse tecniche di lotta.

Messa in pratica in Franche-Comté, la lotta integrata agisce a diversi livelli.

■ 7.8 Azioni per la bonifica dei prati

Negli anni di pullulazione delle arvicole, nelle zone molto danneggiate, si devono attuare interventi di recupero delle parcella più degradate.

La bonifica dei prati serve ad assicurare la disponibilità sufficiente di superfici per il pascolo e la produzione di foraggio, in modo da garantire il funzionamento dell'azienda. Bisogna stabilire dove, quando e come agire, affinché l'investimento di denaro e lavoro risulti efficace e duraturo: avviare il ripristino dei prati prima di iniziare la lotta contro le arvicole espone al rischio di dover ripetere tutto da capo dopo sei mesi. Va definito, dunque,

un quadro preciso della situazione relativa ad alcuni punti fondamentali, quali le dinamiche di popolazione delle arvicole, il ruolo delle diverse parcelle nel sistema foraggero aziendale e il loro livello di deterioramento, i fabbisogni foraggeri dell'azienda e la meccanizzazione presente in azienda.

Gli interventi di recupero sono opportuni solo sulle parcelle più degradate e dotate di un buon potenziale produttivo: più gravi sono i danni, maggiori sono le probabilità di successo della risemina. I prati meno degradati, invece, sono capaci di rigenerarsi da soli in breve tempo.

Per determinare il livello di degrado della parcella, si può attribuire un valore di inerbimento. Nella parcella si delimita un rettangolo (5x10 m circa) e dopo aver valutato la vegetazione presente si attribuisce un valore da 0 (assenza di erba) a 5 (100% di erba). La misura va ripetuta ogni 15-20 passi, calcolando il valore medio di inerbimento della parcella al termine dei rilievi. Negli anni di bassa densità di popolazione di arvicole, si possono definire le modalità di intervento più opportune in funzione dei danni alla copertura erbacea della parcella.

- Se i danni sono modesti e uniformemente ripartiti (valore di inerbimento da 4 a 5), il ripristino non è necessario, in quanto le superfici si rigenerano naturalmente. Può essere utile spianare i cumuli di terra, passare un rullo pesante, e distribuire un concime azotato in primavera (compatibilmente con quanto previsto per le misure agro-ambientali).
- Se i danni sono medio-bassi, localizzati in chiazze (valore di inerbimento da 3 a 4), la trasemina localizzata nelle aree più danneggiate è sufficiente (Fig. 63).

- Danni medio-alti, ripartiti uniformemente (valore di inerbimento da 2 a 3), impongono la trasemina su tutta la superficie e, se necessario, anche la lotta alle infestanti.

- Per ripristinare prati molto degradati (valore di inerbimento da 0 a 1), sarà necessaria la lavorazione superficiale del terreno, seguita dalla risemina di tutta la superficie.

Il ripristino precoce, prima della ripresa primaverile della vegetazione, consente una pronta utilizzazione del prato, ma il rischio di insuccesso della risemina è maggiore che nel caso di interventi di recupero effettuati in autunno. Dopo la semina, è necessario compattare il suolo per favorire la germinazione ed eseguire uno sfalcio di pulizia per limitare lo sviluppo delle infestanti.

Nei periodi di massima pullulazione delle arvicole, invece, non è conveniente investire tempo e denaro nel recupero dei prati che rischiano di essere nuovamente danneggiati in breve tempo. Tuttavia, si possono adottare alcune misure per cercare di limitare i danni:



Fig. 63
Trasemina
in prato
danneggiato
da *Arvicola
terrestris*.

- intensificare l'azione di disturbo esercitata con il pascolamento del bestiame, per distruggere le gallerie;
- mantenere l'erba bassa per favorire i predatori, con un pascolamento raso e lo sfalcio dei residui;
- sfalcio dei residui del pascolo prima dell'inverno per ridurre le fonti di nutrimento;
- favorire la rigenerazione naturale del prato, con una lavorazione superficiale del terreno (erpicazione, rullatura ecc.).

■ 7.9 Raccomandazioni e prospettive

In Savoia e Alta Savoia è praticata la cattura con trappole, mentre non è consentito l'uso del bromadiolone e le FDGDON³ sono alla ricerca di soluzioni tecniche alternative alla lotta chimica per eliminare le popolazioni di arvicole. La FDGDON 74 si appresta a testare il Rodenator⁴, dispositivo americano che inietta una miscela di gas nelle gallerie, dove innesca un'esplosione che uccide le arvicole. Questa tecnica è molto controversa a livello nazionale, perché considerata inefficace (20% di arvicole eliminate, prove ancora in corso) e nociva anche per altri animali terricoli di maggiore interesse ecologico (vermi,

ragni, donnole ecc.) e forse per la flora batterica del suolo.

L'attuazione della lotta integrata in Savoia e Alta Savoia deve prendere in considerazione alcuni elementi di differenza rispetto alla situazione della Franche-Comté, dove questa tecnica di lotta è stata messa a punto:

- la lotta chimica è assente;
- è difficile predisporre un sistema di lotta collettiva a livello territoriale, per la frammentazione fondiaria e il numero relativamente elevato di parcelle piccole, inframmezzate le une alle altre e utilizzate da proprietari diversi;
- è difficile mantenere un impegno comune e costante per la lotta alle arvicole in periodo di bassa densità.

In alternativa alla lotta integrata, si potrebbe cercare di dare impulso a sistemi aziendali capaci di fare fronte al deficit di foraggio negli anni di forte attacco. Per ottenere ciò, potrebbe essere necessario ridurre i livelli di carico, lavorare sulla differenziazione della vegetazione tramite le pratiche agricole (alcuni tipi di vegetazione sono meno soggetti ai danni da arvicole e, soprattutto, si rigenerano spontaneamente con maggiore facilità) e promuovere, negli anni favorevoli, la costituzione di riserve di foraggio da usare negli anni di pullulazione.

3 Fédération Départementale des Groupements de Défense contre les Organismes Nuisibles

4 <http://www.rodenator.com/>



Bibliografia



- Celesti-Grappo 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 p.
- Pyšek P., Richardson D.M., 2008. *Invasive plants*. Encyclopedia of Ecology, vol. 3, 2011-2020.
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D. and West C. J., 2000. *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions*. Diversity and Distributions, 6, 93-107.
- Tutino S., Siniscalco C., Bassignana M., 2010. *Invasione di piante esotiche in Valle d'Aosta. Cosa fare?* L'Informatore Agricolo, 4, 8-12.
- http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm

■ *Heracleum mantegazzianum*

- Aeschimann D., Lauber K., Moser D.M., Theurillat J.P., 2004. *Flora Alpina*. Zanichelli, Bologna, 2600 p.
- Lagey K., Duinslaeger L., Vaderkelen A., 1995. *Burns induced by plants*. Burns 21 (7), 542-543.
- Pignatti S., 1982. *Flora d'Italia*. Edagricole, 2324 p.
- Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P., 2007. *Ecology & Management of Giant Hogweed (Heracleum mantegazzianum)*. CABI, 324 p.
- www.cps-skew.ch/fileadmin/template/pdf/inva_italiano/inva_hera_man_i.pdf

■ *Reynoutria* spp.

- Bailey J., Wisskirchen R., 2006. *The distribution and origins of Fallopia x bohemica (Polygonaceae) in Europe*. Nordic Journal of Botany, 24, 2, p. 173-199.
- Bailey J.P., Bímová K., Mandák B., 2009. *Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed s.l. sets the stage of the "Battle of the Clones"*. Biological Invasions, 11, 5, p. 1189-1203.
- Barney J.N., Tharayil N., Di Tommaso A., Bhowmik P.C., 2006. *The Biology of Invasive Alien Plants in Canada*. 5. *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. [*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.]. Canadian Journal of Plant Science, 86, p. 887-905.
- Bashtanova U.B., Beckett K.P., Flowers T.J., 2009. *Physiological approach to the improvement of chemical control of Japanese knotweed (Fallopia japonica)*. Weed Science, 57, 6, p. 584-592.
- Child L., Wade M., 2000. *The Japanese Knotweed Manual – The Management and Control of an Invasive Alien Weed*. Packard Publishing Limited (Chichester), 123 p.
- Ford S., 2004. *Cut and inject herbicide control of Japanese Knotweed Fallopia japonica at Rocky Valley, Cornwall, England*. Conservation Evidence, 1, p. 1-2.
- Gerber E., Krebs C., Murrell C., Moretto M., Rocklin R., Schaffner U., 2008. *Exotic invasive knotweed (Fallopia spp.) negatively affect native plant and inverte-*

brate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation*, 141, p. 646-654.

- Kabat T.J., Stewart G.B., Pullin A.S., 2006. *Are Japanese knotweed (Fallopia japonica) control and eradication method interventions effective?* CEE review, 05-015 (SR21).

- Keefer J., 2002. *Effects on rate and timing of glyphosate and imazapyr treatment on the control of Japanese knotweed (Polygonum cuspidatum)*. Master's thesis, Pennsylvania State University, 90 p.

- Price E.A.C., Gamble R., Williams G.G., Marshall C., 2002. *Seasonal patterns of partitioning and remobilization of ¹⁴C in the invasive rhizomatous perennial Japanese knotweed (Fallopia japonica (Houtt.) Ronse Decraene)*. *Evolutionary Ecology*, 15, p. 347-362.

- Shaw R.H., Bryner S., Tanner R., 2009. *The life history and host range of the Japanese knotweed psyllid, Aphalara itadori Shinji: potentially the first classical biological weed control agent for the European Union*. *Biological Control*, 49, 2, p. 105-113.

- Weston L.A., Barney J.N., Di Tommaso A., 2005. *A review of the biology and ecology of three invasive perennials in New York State: Japanese knotweed (Polygonum cuspidatum), mugwort (Artemisia vulgaris), and pale swallow-wort (Vincetoxicum rossicum)*. *Plant and Soil*, 277, p. 53-69.

- www.cps-skew.ch/fileadmin/template/pdf/inva_italiano/inva_reyn_sac_i.pdf

- <http://fallopia.japonica.pagesperso-orange.fr/>

- <http://www.ne.ch/neat/site/jsp/rubrique/rubrique.jsp?StyleType=bleu&DocId=22677>

- http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Leisure/Knotweed_CoP.pdf

- <http://www.cabi.org/japaneseknotweedalliance/>

- www.invasive.org

■ *Senecio inaequidens*

- Carsalade H., Sforza R., Amsellem I., 2007. *Lutte Biologique, biodiversité et écologie en protection des plantes*. Les dossiers d'Agropolis International. Compétences de la communauté scientifique. Les Petites Affiches (Montpellier), 60 p.

- Cheeke P.R., 1984. *Comparative toxicity and metabolism of pyrrolizidine alkaloids in ruminant and non ruminant herbivores*. *Canadian Journal of Animal Science*, 64, p. 201-202.

- Dimande A.F.P., 2007. *Toxicity of Senecio inaequidens DC*. University of Pretoria (South Africa). Msc Thesis. 94 p. <http://upetd.up.ac.za/thesis/available/etd-05122008-080613/unrestricted/dissertation.pdf>

- Heger T., Böhmer H.J., 2006. *NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Senecio inaequidens*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org. Date of access 29/09/2011.

- López-García M.C., Maillet J., 2005. *Biological characteristics of an invasive south African species*. *Biological Invasions*, 7, p. 181-194.

- Masante D., Barni E., Curtaz A., Basignana M., Vidotto F., Tutino S., Siniscalco C., 2010. *Past, present and potential distribution of the invasive Senecio inaequidens in the western Italian Alps (Aosta Valley)*. Proceedings of the 6th NEOBIO-TA conference, Copenhagen (DK), 106.

- Monty A., Mahy G., 2009. *Clinal diffe-*

rentiation during invasion: *Senecio inaequidens* (Asteraceae) along altitudinal gradients in Europe. *Oecologia*, 159, p. 305-315.

- Passemard B., 2005. *Intoxications du cheval par les séneçons*. Thèse pour obtenir le grade de Docteur Vétérinaire. Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse. 94 p.

- Passemard B., Priymenko N., 2007. *L'intoxication des chevaux par les séneçons, une réalité en France*. *Revue de Médecine Vétérinaire*, 158,8-9, p. 425-430.

- Prati D., Bossdorf O., 2002. *A comparison of native and introduced populations of the South African Ragwort *Senecio inaequidens* DC. in the field*. Symposium der A.F.W. Schimper-Stiftung, 7 p.

- Stegelmeier B.L., Edgar J.A., Colegate S.M., Gardner D.R., Schoch T.K., Coulombe R.A., Molyneux R.J., 1999. *Pyrrrolizidine alkaloids plants, metabolism and toxicity*. *Journal of Natural Toxins* 8, 1, p. 95-116.

- Wiedenfeld H., 2011. *Plants containing pyrrolizidine alkaloids: toxicity and problems*. *Food Additives & Contaminants*, 28, 3, p. 282-292.

- www.barrier-biotech.com

- <http://www.sac.ac.uk/mainrep/pdfs/tn570ragwortpoisoning.pdf>

- www.equinescienceupdate.co.uk/ragwort1.htm

- www.cps-skew.ch/fileadmin/template/pdf/inva_italiano/inva_sene_ina_i.pdf

■ **Specie esotiche invasive nelle Alpi du Nord**

- Aeby P., Dubach S., 2006. *Présence de plantes indésirables*. *Revue UFA*, 3, p. 48-49.

- Aeby P., 2005. *Séneçon: en avez-vous*

dans vos prairies? Communiqué Grange-neuve .

(www.adcf.ch/presse/presse_sept05.pdf)

- ARVALIS, CETIOM, 2008 - *Fiche adventice. Chardon (*Cirsium arvense*)*. Perspectives Agricoles, n° 346, 80-81.

- Bletton B., 2003. *Echoalp: adventices et pelouses d'altitude. Rumex (*Rumex alpinus* L.) et Vêrâtre (*Veratrum album* L.)*. Chambre d'Agriculture de la Savoie.

(http://www.echoalp.com/ja2003/download_ja2003/controle_vegetation.pdf)

- AA. VV., 2004. *Plantes envahissantes. Attention aux belles étrangères*. *Espaces naturels*, 5, 11-21.

- Crémer S., Luxen P., 2007. *La lutte contre les rumex en prairie*. Fourrage mieux.

(http://www.fourragesmieux.be/Documents_telechargeables/Lutte_contre_les_rumex_aout_2007.pdf)

- Delabays N., Bohren Ch., Rometsch S., 2007. *Les plantes envahissantes: quels enjeux pour l'agriculture?* *Revue suisse d'Agriculture*, 39, p. 285-290.

- Dorée A., 1991. *Une adventice d'alpage: le vèrâtre (*Veratrum album* L.) biologie et lutte*. Fiche CEMAGREF, 1 p.

- FRAPNA Haute-Savoie, 2008. *Problématique d'envahissement par les Renouées géantes (*Renouée du Japon, de Sakahaline et de Bohème*), en milieux aquatiques, espaces verts, zones urbaines. Outils d'aide à la décision du choix d'intervention*. Guide technique, 21 p.

- Horner M., 2009. *Lutte contre le vèrâtre*. Service de l'agriculture, Office phytosanitaire cantonal, Cernier, 2 p.

- INRA, 2006. Fiche de presse Info. *L'Ambroisie une plante envahissante dans les cultures* (http://www.inra.fr/presse/l_ambroisie).

- Paradis G., Hugot L., Spinosi P., 2008. *Les plantes envahissantes: une menace pour la biodiversité*. Stantari, 13, p. 18-26.
- Pötsch E.M., 2005. *Possibilités de régulation et de lutte contre le rumex*. Compte rendu de la journée sur le contrôle des populations de rumex en prairie permanente. Agra-Ost, 6 avril 2005, 5 p.
- Spiegelberger T., 2007. *Le vératre, l'ambiguïté d'une «mauvaise herbe»*. Espaces naturels, 18, p. 25-26.
- Weill A., Cloutier D., Duval J., 2005. *Moyens de lutte au chardon des champs (Cirsium arvense) en production biologique*. Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation, Québec, 15 p. (<http://www.agrireseau.qc.ca/agriculturebiologique/documents/Chardon%20med.pdf>)
- http://www.tela-botanica.org/client/projet/fichiers/PELR/14436/PELR_14438.pdf
- <http://www.ambroisie.info/docs/AMBROISIE%20R-A%20light.pdf>

■ *Arvicola terrestris*

- ADCF, 1998. *Campagnols et herbagés*. Vulgarisation Agricole, Fiche ADCF 8.5.1.
- Benoit M., Crespin L., Delattre P., Mehay V., Quéré J.-P., 2007. *Evaluation du risque d'abondance du campagnol des champs (Microtus arvalis) en fonction du type de prairie*. Fourrages, 191, 347-358.
- Brischoux G., Josselin D., Pezzoli F., Tannier C., Giraudoux P., Delattre P., 2000. *Contrôle des pullulations de campagnols terrestres: une approche paysagère géographique et écologique*. Poster, Festival International de Géographie, Saint-Dié (88), France.
- Couval G., 2011. *Conséquences socio-économiques sur l'élevage*. Séminaire «Le campagnol terrestre, ravageurs de prairies», Morteau, 11-12 octobre 2011.
- Delattre P., Giraudoux P., Baudry J., Quéré J.-P., Fichet E., 1996. *Effect of landscape structure on Common Vole (Microtus arvalis) distribution and abundance at several space scales*. Landscape Ecology, 11, p. 279-288.
- Delattre P., Giraudoux P. (coord.), 2009. *Le campagnol terrestre: prévention et contrôle des populations*. Éd. Quae, Versailles, 248 p.
- Duhamel R., 1994. *Influence des caractéristiques paysagères sur la distribution spatiale et la cinétique des populations du campagnol terrestre (Arvicola terrestris Scherman)*. Mémoire de DEA, Evolution et Ecologie, Montpellier, 23p.
- Giraudoux P., 2011. *Ecologie du campagnol*. Séminaire «Le campagnol terrestre, ravageurs de prairies», Morteau, 11-12 octobre 2011.
- Giraudoux P., Delattre P., Habert M., Quéré J.-P., Deblay S., Defaut R., Duhamel R., Moissenet M.F., Salvi D., Truchetet D., 1997. *Population dynamics of fossorial water vole (Arvicola terrestris Scherman): a land usage and landscape perspective*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 66, p. 47-60.
- Kelderer M., Casera C., 2008. *The 'Rodentator', an efficient equipment to control field mice and root voles?* 13th International Conference on Cultivation Technique and Phytopathological Problems in Organic Fruit-Growing, Fördergemeinschaft Ökologischer Obstbau e. V. Weinsberg, Weinsberg, Deutschland, p. 335-338.

- Mayor P., 2006. *Lutte contre les campagnols*. Revue suisse de viticulture arboriculture horticulture, 38, p. 39-39.
- Morilhat C., 2005. *Influence du système sol-végétation-pratiques agricoles des prairies Franc-Comtoises sur la dynamique de population de la forme fouisseuse du campagnol terrestre (Arvicola terrestris Scherman)*. Doctorat Homme Environnement et Santé, Laboratoire de biologie environnementale (EA 3184-UC INRA), Université de Franche-Comté, Besançon, 209 p.
- Note P., Poix C., 2007. *Simulations spatialisées des pullulations de campagnols terrestres: étude de l'influence des structures paysagères*. Cybergeog: European Journal of Geography, Environnement, Nature, Paysage, document 346.
- Pernel M., 2011. *Suivi de la valeur d'usage et de la capacité de régénération des prairies permanentes de fauche des Alpes du Nord dégradées par le campagnol*. Mémoire de Fin d'Etudes. AGRO-CAMPUS OUEST- Centre de Rennes.
- Quéré J.P., Garel J.P., Rous C., Pradier B., Delattre P., 1999. *Estimer les dégâts du campagnol terrestre en prairie naturelle*. Fourrages 158, p. 133-147.
- Sage M., Cœurduassier M., Defaut R., Lucot E., Barbier B., Rieffel D., Berny P., Giradoux P., 2007. *How environment and vole behaviour may impact rodenticide bromadiolone persistence in wheat baits after field controls of Arvicola terrestris?* Environmental Pollution, 148, p. 372-379.
- http://www.topcat.ch/Campagnol_terrestre-4_2.html
- <http://www.swissinno.com/fr/anti-nuisibles/campagnol.html>
- <http://www.campagnols.fr/index.php>

