



Indice

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELL'INSUBRIA
Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali
Corso di Laurea Magistrale
in Scienze Ambientali

**Analisi diacronica della variazione dell'habitat idoneo per il gallo
forcello (*Lyrurus tetrix*) mediante telerilevamento ed elaborazione
di immagini satellitari**

Relatore: Prof. Damiano G. Preatoni
Correlatore: Dott. Franz Livio
Correlatore: Dott. Alessio Martinoli

Tesi di Laurea di:
Valentina Rospi
Matr. N°707413

Anno Accademico 2015/2016



Indice

1 Riassunto	3
2 Introduzione.....	5
3 Biologia della specie.....	9
3.1 Tassonomia	9
3.2 Caratteristiche generali e morfologiche.....	9
3.3 Distribuzione e consistenze	10
3.4 Habitat.....	12
3.5 Comportamento e riproduzione.....	13
3.6 Dieta	14
3.7 Stato di conservazione e fattori di pressione	15
4 Materiali e metodi.....	16
4.1 Area di studio	16
4.1.1 Clima.....	17
4.1.2 Geologia e geomorfologia.....	20
4.1.3 Vegetazione.....	21
4.1.4 Fauna.....	22
4.1.5 Area d'interesse: Val Belviso.....	24
4.2 Censimenti su aree campione.....	25
4.3 Acquisizione di immagini satellitari	27
4.4 Definizione di classi informative di copertura vegetale.....	28
4.5 Rilievi di <i>ground truthing</i>	28
4.6 Classificazione dell'area di studio ed estrazione di un indice discriminante delle diverse classi di copertura vegetale	30
4.7 Analisi dei dati, modelli di distribuzione potenziale	33

5 Risultati e discussione	37
5.1 Elaborazione di immagini satellitari	37
5.1.1 Classificazione non supervisionata dell'area campione sita in Val Belviso	37
5.1.2 Classificazione supervisionata dell'area campione sita in Belviso	38
5.1.3 Creazione di un indice descrittivo del grado di copertura del suolo	47
5.2 Modello di distribuzione potenziale	51
5.2.1 Efficacia dell'indice NDTI per identificare i punti arena	51
5.2.2 Modello MaxEnt, statistiche diagnostiche	52
5.2.3 Carte di distribuzione potenziale	58
6 Conclusioni	60
7 Bibliografia	61
8 Allegati	67

1 Riassunto

Negli ultimi decenni soprattutto a causa dei cambiamenti causati dall'impatto dei cambiamenti climatici e dell'attività dell'uomo la biodiversità è minacciata. Il telerilevamento, o "remote sensing" è diventato uno strumento molto utile per mappare gli ecosistemi ad ampia scala pur mantenendo un alto livello di dettaglio, rendendo possibile una migliore capacità di modellare, ad esempio, gli habitat e la distribuzione potenziale delle specie, così come di rilevare tempestivamente con precisione fenomeni quali variazioni di uso del suolo o frammentazione degli habitat.

Per secoli gli ecosistemi di montagna dell'Europa centrale sono stati modellati da pratiche di agricoltura estensive come il pascolo e lo sfalcio dei prati, le quali hanno creato paesaggi seminaturali aperti caratterizzati da una vegetazione cosiddetta "a mosaico" ad alta eterogeneità e biodiversità. Il fagiano di monte o gallo forcello (*Lyrurus tetrix*), specie prioritaria inserita nella Direttiva Uccelli, è considerato un indicatore chiave della diversità strutturale di questo habitat ecotonale in quanto seleziona microhabitat ad alta eterogeneità. In questo lavoro si è tentato di caratterizzare un ambiente molto importante nell'ecologia di *L. tetrix*, i lek o "arene di canto", utilizzando un approccio basato su dati telerilevati, punto di partenza per la realizzazione di un modello di distribuzione potenziale di *L. tetrix* sull'arco alpino lombardo.

È stata pertanto selezionata un'area campione (Val Belviso, in provincia di Sondrio, Lombardia), nella quale sono state effettuate le indagini di campo, della quale successivamente si è provveduto ad effettuare una classificazione del territorio utilizzando dati telerilevati del satellite Landsat. A partire da questa classificazione è stato possibile individuare un indice descrittivo del gradiente di progressiva apertura del bosco. I valori di questo indice estratti per 545 punti arena censiti negli anni 1982-1983 distribuiti su tutto l'arco alpino lombardo, sono stati utilizzati, insieme ad alcune variabili ambientali, per costruire un modello di tipo MaxEnt di distribuzione potenziale di *L. tetrix* relativo al contesto ambientale presente negli anni '80. Tale modello è poi stato ricalcolato relativamente alla situazione attuale (2016). È stato possibile rilevare una forte perdita di aree idonee su tutte le Alpi lombarde, pari a circa il 39%, di portata maggiore in alcuni settori delle Prealpi. Si è potuto inoltre apprezzare come la predittività associata all'indice legato a immagini satellitari si concentrasse in un *range* piuttosto ristretto, indicando come precisi valori dell'indice siano da associarsi al particolare ambiente che contraddistingue le arene. Il monitoraggio del territorio attraverso l'utilizzo di GIS e immagini satellitari è sicuramente una tecnica vantaggiosa e

particolarmente versatile da numerosi punti di vista e potrà in futuro fornire le basi per mappare l'idoneità dei territori (*habitat suitability*) in aree distribuite su tutte le Alpi.

2 Introduzione

Negli ultimi decenni, soprattutto a causa dei cambiamenti causati dall'impatto dei cambiamenti climatici e dell'attività dell'uomo, la biodiversità è minacciata (Geary *et al.*, 2015); risulta quindi di fondamentale importanza una corretta e lungimirante pianificazione della gestione e della conservazione delle specie minacciate. Per perseguire questo scopo è di grande importanza essere in possesso di informazioni dettagliate relative alle esigenze ecologiche delle specie, tra le quali le caratteristiche degli habitat. Il rilievo delle caratteristiche ambientali è parte integrante di questo tipo d'indagine. Tuttavia, le informazioni relative alle variabili ambientali ottenute attraverso studi di campo sono spesso limitate per il fatto che la raccolta di dati utili, tipicamente, si prefigura come dispendiosa da un punto di vista del tempo e limitata da un punto di vista spaziale (Huber *et al.*, 2016). Il telerilevamento, o "remote sensing", che Campbell e Wynne (2011) definiscono come "una tecnica per derivare informazioni sulla superficie terrestre utilizzando immagini acquisite da una prospettiva sopraelevata, usando la radiazione elettromagnetica in una o più regioni dello spettro elettromagnetico, riflesse o emesse dalla superficie della Terra", è diventato perciò uno strumento importante per mappare gli ecosistemi ad ampia scala pur mantenendo un alto livello di dettaglio, rendendo possibile una migliore capacità di modellare, ad esempio, gli habitat e la distribuzione potenziale delle specie (Sperduto e Congalton, 1996). Il telerilevamento si avvale di un'ampia gamma di tecniche che vanno dall'acquisizione di dati spettrali da sensori aerotrasportati o montati su satelliti, all'utilizzo di sistemi GPS (*global positioning system*) e altre tecniche di ripresa (Pettorelli *et al.*, 2014); e trova applicazione in numerosissimi campi di ricerca, quali la geologia, l'idrologia, lo studio dei suoli e della vegetazione, l'ecologia, gli studi in ambito forestale, i trasporti, la pianificazione urbanistica, ecc. Il progetto Landsat offre la più lunga e completa raccolta - oltre 40 anni - di dati spettrali della superficie della Terra, prefigurandosi quindi come un archivio storico ineguagliabile per qualità, dettaglio, copertura e completezza. Le caratteristiche delle immagini prodotte dai satelliti della serie Landsat, ovvero una risoluzione spaziale di 30 metri e l'ampiezza di ogni scena registrata (*swath*) pari a 185 chilometri, così come la copertura globale della superficie terrestre in ogni stagione dell'anno, consentono di avere a disposizione dati sufficientemente dettagliati da caratterizzare processi quali ad esempio l'urbanizzazione, la deforestazione e, più in generale, i cambiamenti di copertura e di uso del suolo. L'utilizzo delle applicazioni del telerilevamento, e del Landsat in particolare, è stato inizialmente appannaggio della comunità scientifica; oggi invece i dati telerilevati si prefigurano non solo come una sorgente fondamentale di

dati nell'ambito della ricerca scientifica, ma anche come risorsa preziosa in ambito progettuale e decisionale in diversi campi come quello forestale, dell'agricoltura, dell'uso del suolo, delle risorse idriche e dello sfruttamento delle risorse naturali.

Riconoscendo l'importanza della funzionalità degli ecosistemi come condizione imprescindibile per ridurre la perdita di biodiversità, l'Unione Europea ha implementato un *framework* per la conservazione con lo scopo di proteggere habitat considerati di vitale importanza, in accordo con i principi della Convenzione sulla Diversità Biologica di Rio de Janeiro, 1992 (Moran *et al.*, 2016). Parte integrante di questo *framework* è la Direttiva 92/43/CE (direttiva "Habitat") che ha istituito la rete europea di aree protette nota come Rete Natura 2000, costituita da Zone Speciali di Conservazione (ZSC) designate dagli Stati membri, nonché dalle Zone di Protezione Speciale (ZPS) istituite dalla Direttiva "Uccelli" 2009/147/CE. A tutti gli stati membri dell'Unione Europea è fatta richiesta di conservare e monitorare gli habitat interessati da ZSC e ZPS, e di redigere un rapporto ogni sei anni; per questo scopo è necessario raccogliere i dati ambientali utili a determinare lo stato della biodiversità. Anche in questo caso il telerilevamento si prefigura come uno strumento che offre l'opportunità di raccogliere e interpretare in modo automatico una grande quantità di dati digitali utili per la conservazione e il monitoraggio della biodiversità (Corbane *et al.*, 2015; Vanden Borre *et al.*, 2011; Mayer e Lopez, 2011).

Poiché aree sempre più ampie della Terra risentono dell'impatto della presenza umana, la comprensione e il monitoraggio dei progressivi cambiamenti di copertura ed uso del suolo appare di sempre maggiore interesse. Il cambiamento di uso del suolo è, infatti, il fattore che riveste la maggiore importanza nel declino delle popolazioni della fauna; nei territori in cui siano presenti attività economiche e/o ricreative, questo problema viene ulteriormente esacerbato (Geary *et al.*, 2015). Sono moltissime le specie che occupano paesaggi dominati dall'uomo (Tharme *et al.*, 2001) e questo le rende potenzialmente vulnerabili ai cambiamenti di uso del suolo (Virani *et al.*, 2011). L'identificazione dell'associazione fra specie ed habitat è un passaggio importante per comprendere l'effetto che il cambiamento di uso del suolo può avere sulla specie stessa (Thuiller *et al.*, 2008; Elith e Leathwick, 2009). L'associazione specie-habitat può essere particolarmente complessa da definire, specialmente per i *taxa* che occupano habitat "a mosaico" (Wolff *et al.*, 2002); in questi casi non è solo la presenza di un determinato tipo di habitat, ma sono anche la sua accessibilità e struttura spaziale che vanno presi in considerazione (Law e Dickman, 1998). La relazione può apparire differente a seconda della scala considerata e, pertanto, un approccio a scala multipla può essere

considerato un approccio chiave per comprendere come le specie possano rispondere a cambiamenti a piccola scala così come a grande scala, in aree più estese (Geary *et al.*, 2013). Per secoli gli ecosistemi di montagna dell'Europa centrale sono stati modellati da pratiche di agricoltura estensive come il pascolo e lo sfalcio dei prati, le quali hanno creato paesaggi seminaturali aperti caratterizzati da una vegetazione cosiddetta "a mosaico" ad alta eterogeneità e biodiversità (Körner, 2000). Il progressivo abbandono di queste pratiche tradizionali ha dato il via all'espansione del bosco e all'invasione della vegetazione arbustiva (Dullinger *et al.*, 2003), processi che rappresentano una minaccia per la biodiversità (Maurer *et al.*, 2006). Gli effetti sono particolarmente pronunciati lungo la fascia al limite superiore del bosco (*treeline*), un ambiente tipicamente ecotonale contraddistinto dalla presenza di una grande varietà di flora e fauna (Braunisch *et al.*, 2016). Sebbene questo processo sia inasprito dai cambiamenti climatici, il cambiamento di uso del suolo rimane il principale fattore che causa l'invasione della vegetazione al di sotto della *treeline*, ed è all'origine dell'osservabile risalita in quota delle piante legnose (Gehrig-Fasel *et al.*, 2007). Il fagiano di monte o gallo forcello (*Lyrurus tetrrix*) è considerato un indicatore chiave della diversità strutturale di questo habitat ecotonale (Patthey *et al.*, 2012) per la sua selezione di microhabitat ad alta eterogeneità. Il declino della popolazione è stato registrato mediamente in tutto l'areale compreso nell'Europa centrale (Storch, 2007) e la perdita di habitat, la degradazione dell'habitat e il disturbo da parte dell'uomo (Arlettaz *et al.*, 2007) sono stati identificati come i fattori maggiormente coinvolti. Il successo riproduttivo di *L. tetrrix* è determinato principalmente dalla qualità dell'habitat e dalla disponibilità di cibo e riparo (Ludwig *et al.*, 2008). L'invasione da parte del cespuglieto fitto, ad esempio, e particolarmente l'espansione dell'ontano verde (*Alnus viridis*), riduce la ricchezza in specie vegetali e la biomassa degli artropodi, con l'effetto di diminuire l'idoneità dell'habitat riproduttivo di *L. tetrrix* (Anthelme *et al.*, 2001). Il fagiano di monte è specie prioritaria inserita nella Direttiva Uccelli in quanto la sua conservazione può indirettamente agire per la conservazione di altre specie che abitano gli stessi habitat ecotonali (Kolb, 2000). In questo lavoro si è tentato di caratterizzare un ambiente molto importante nell'ecologia di *L. tetrrix*: i lek o "arene di canto", territori con caratteristiche del tutto peculiari in cui gli esemplari di sesso maschile si esibiscono, durante il periodo riproduttivo, in scontri mattutini per stabilire quale individuo avrà l'accesso alla riproduzione. Poiché il materiale disponibile per definire la copertura vegetazionale (carte di uso del suolo) non riesce a restituire il tipico habitat di *L. tetrrix*, in quanto come prima riportato caratterizzato da alta eterogeneità, si è voluto utilizzare un approccio diverso basato su dati telerilevati, punto di partenza per la costruzione di un modello di distribuzione

potenziale di *L. tetrrix* sull'arco alpino lombardo, utile ad una migliore comprensione delle effettive variazioni in termini di habitat avvenute negli ultimi decenni.



Figura 1: Machia, a sinistra, e femmina, a destra, di *L. tetrrix*.

3.2 Caratteristiche generali e morfologiche

Galliforme di dimensioni medio-grandi con coda relativamente lunga e capo piccolo (Tabella 1). *L. tetrrix* si caratterizza per una spiccata dimorfismo sessuale mentre l'abito giovanile appare poco diversificato e simile alla femmina (Figura 1); i maschi adulti riproduttivi presentano un aspetto inconfondibile per il piumaggio molto scuro e leggermente contrastato, apparendo pressoché nero con qualche tratto bianco: in particolare il sottocoda e il sottocoda. Le timoniere laterali ricurve verso l'esterno conferiscono alla coda una caratteristica forma "a lira", molto evidente durante le parate. Una cresta semianulare carnosa (carincola) e di colore rosso brillante è presente sopra l'occhio. Le femmine esibiscono un piumaggio bruno rossiccio marcatamente barato di nastro; la forcella della coda nella femmina è leggera e poco apprezzabile; le carincole sono nettamente più piccole rispetto a quelle del maschio. Gli individui si muovono a terra con facilità e, all'occorrenza, con notevole velocità. Gli individui si posano spesso sugli alberi, anche su rami sorprendentemente sottili. L'volo e la battuta delle ali non sono particolarmente rumorosi e gli individui sono in grado

3 Biologia della specie

3.1 Tassonomia

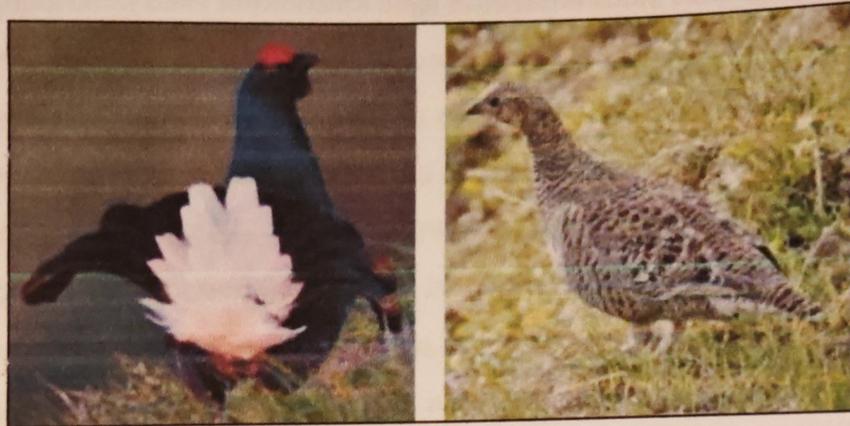


Figura 1: Maschio, a sinistra, e femmina, a destra, di *L. tetrix*

Classe *Aves*

Ordine *Galliformes*

Famiglia *Phasianidae*

Genere *Lyrurus*

Specie *Lyrurus tetrix*

3.2 Caratteristiche generali e morfologiche

Galliforme di dimensioni medio-grandi con coda relativamente lunga e capo piccolo (Tabella 1), *L. tetrix* si caratterizza per uno spiccato dimorfismo sessuale mentre l'abito giovanile appare poco diversificato e simile alla femmina (Figura 1); i maschi adulti riproduttivi presentano un aspetto inconfondibile per il piumaggio molto scuro e leggermente contrastato, apparendo pressoché nero con qualche tratto bianco: in particolare il sottoala e il sottocoda. Le timoniere laterali ricurve verso l'esterno conferiscono alla coda una caratteristica forma "a lira", molto evidente durante le parate. Una cresta semilunare carnosa (caruncola) e di colore rosso brillante è presente sopra l'occhio. Le femmine esibiscono un piumaggio bruno rossiccio marcatamente barrato di nerastro; la forcutura della coda nella femmina è leggera e poco apprezzabile, le caruncole sono nettamente più piccole rispetto a quelle del maschio. Gli individui si muovono a terra con facilità e, all'occorrenza, con notevole velocità. Gli individui si posano spesso sugli alberi, anche su rami sorprendentemente sottili. L'involo e la battuta delle ali non sono particolarmente rumorosi e gli individui sono in grado

di percorrere lunghi tratti in planata con le ali arcuate verso il basso, ma anche di sollevarsi in volo a notevole altezza dal suolo.

Tabella 1: Caratteristiche biometriche di maschi e femmine.

Peso	Apertura alare	Lunghezza totale
Maschio 1100-1400 g	65-80 cm	50-56 cm
Femmina 800-1000 g		42-48 cm

3.3 Distribuzione e consistenze



Figura 2: Areale di *L. tetrix*.

L. tetrix ha distribuzione paleartica, con corologia eurosiberica boreoalpina (Figura 2). Il nucleo distributivo di estensione maggiore corrisponde alla fascia della taiga che, dalla Scandinavia, si spinge ad est fin quasi a raggiungere le coste dell'Oceano Pacifico. Popolazioni sporadiche (e con marcati problemi di conservazione) sono presenti in Gran Bretagna e in alcuni paesi dell'Europa centrale (Belgio, Olanda, Germania, Danimarca, Polonia), disposte tra il nucleo distributivo principale e il nucleo secondario presente con continuità sulle Alpi, i Tauri e le Alpi Dinariche. Estinzioni locali si sono verificate in Francia (Vosgi, Ardenne), Germania, Polonia occidentale, Repubblica Ceca, Serbia occidentale, Romania, nonché in molte aree pianeggianti austriache (Cramp e Simmons, 1980). I maggiori declini della popolazione e la conseguente contrazione dell'areale sono

dovuti alla chiusura delle praterie, all'aumento delle aree messe a coltura e al rimboschimento con impianti artificiali di conifere. Si stima che la popolazione europea si attesti fra 1200000 e 2040000 maschi riproduttivi, equivalente a 2450000-4080000 individui adulti. Si stima che complessivamente le popolazioni presenti siano in crescita (BirdLife International, 2016).

Sulle Alpi l'areale storico di nidificazione appare senza differenze sostanziali, distribuito in modo omogeneo in tutte le province alpine e prealpine, ma con densità variabili; più scarsa e localizzata la presenza nei settori prealpini (Brichetti e Fracasso 2004; Vigorita e Cucè, 2008). In provincia di Sondrio la specie è presente in buona parte del territorio, con aree di assenza limitate al fondovalle, alle zone di bassa montagna, e alle zone con altitudini molto elevate, superiori a 2300 m, costituite principalmente da zone rocciose, ghiacciai, etc., con scarsa o nulla vocazionalità per la specie (Ferloni, 2011). Dall'inizio degli anni 2000 la popolazione qui presente mostra un *trend* debolmente negativo (Ferloni, 2016).

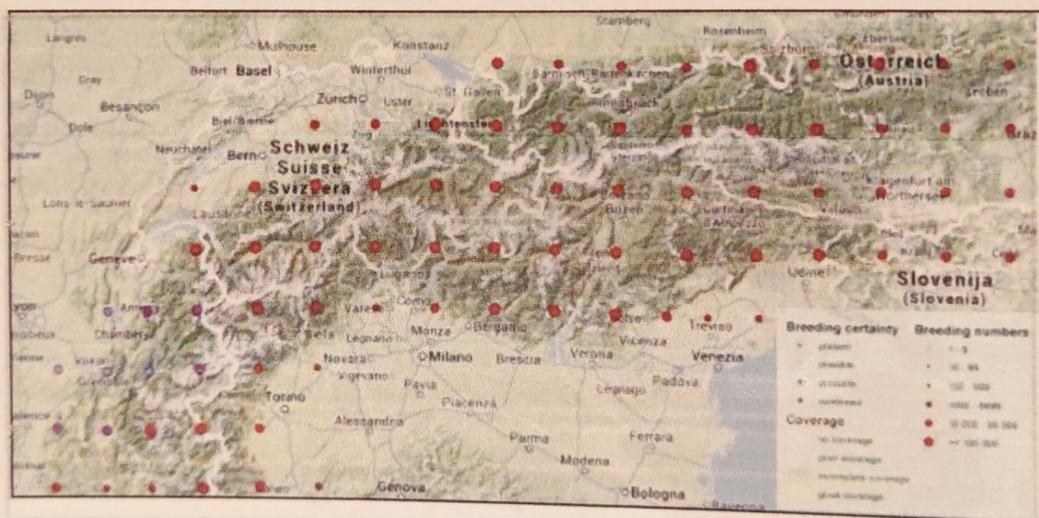


Figura 3: Distribuzione di *L. tetrix* sulle Alpi.

La popolazione italiana è stimata in 20000-24000 individui in primavera, circa 10000 covate (Brichetti e Fracasso, 2004) (Figura 3). In Lombardia sono state stimate 995-1200 covate e 6500-7800 individui (Vigorita *et al.*, 2003), 900-1300 coppie nidificanti (Vigorita e Cucè, 2008) e una densità di maschi su 100 ha pari a 0.5 in primavera (Brichetti *et al.*, 1992).

3.4 Habitat

Le popolazioni alpine frequentano di preferenza ambienti boschivi e arbustivi, sia di conifere sia di latifoglie, radi o al margine di aree aperte, di solito negli orizzonti superiori o ai limiti delle formazioni forestali, ma non raramente a quote più basse nel settore prealpino. Gli ambienti più frequentati sono rappresentati dai boschi di conifere aperti come lariceti e peccete radi, dalle distese di ontano verde e di pino mugo con vegetazione a rododendro e mirtillo. La fascia altimetrica occupata in modo stabile dalla specie si estende tra i 1400 e i 2300 m (Bocca, 1987). La specie è maggiormente diffusa tra 1300 e 2000 m, con minimo di 700 m sulle Prealpi e massimo di 2400 m nei settori interni occidentali. Nelle zone prealpine la massima diffusione è a quote comprese tra 1000 e 1800 m, in quelle alpine interne tra 1500 e 2200 m (Brichetti e Fracasso, 2004). *L. tatrix* seleziona microhabitat eterogenei, "a mosaico", tipicamente ecotonali che comprendano aree aperte adeguate alle parate dei maschi in periodo riproduttivo (Figura 4). Un'ulteriore selezione, basata sulla composizione della vegetazione, avviene ad opera delle femmine le quali prediligono per l'allevamento delle covate uno specifico *pattern* che si compone di isolati alberi maturi di conifere (10-50% di copertura) e alberi giovani sparsi (10-50% di copertura), associati a una copertura superiore al 50% di cespuglieti (*Ericaceae*), che offrono riparo e risorse trofiche, e prateria (10-50%) (Patthey *et al.*, 2011).

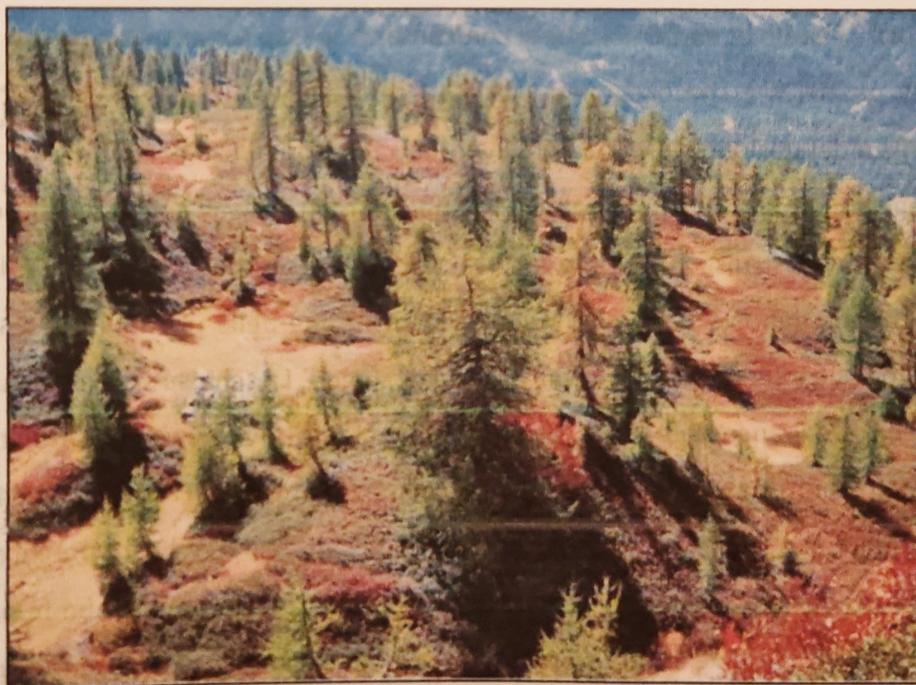


Figura 4: Tipico ambiente frequentato da *L. tatrix* al limite superiore del bosco di Larice, a circa 2000 m di quota.

3.5 Comportamento e riproduzione

Specie d'indole gregaria e sedentaria, per la maggior parte dell'anno *L. tetrrix* vive in gruppi più o meno numerosi costituiti da individui dello stesso sesso e nel periodo riproduttivo è promiscua e poligama. In autunno e inverno può compiere erratismi di modesta entità con spostamenti di norma non superiori a 10-15 km (Bocca, 1987).

Il periodo riproduttivo comincia all'inizio della primavera e culmina tra l'ultima decade di aprile e l'ultima di maggio, in funzione della quota: i maschi si riuniscono in gruppi più o meno numerosi, positivamente correlati con la densità e l'età degli individui, e si esibiscono nelle arene di canto in scontri mattutini, anche molto violenti, per stabilire quale gallo avrà accesso all'accoppiamento (Figura 5). I maschi restano molto fedeli ai *lek* in cui hanno stabilito inizialmente il loro territorio e raramente cambiano sito (Caizergues ed Ellison, 2002). In questo modo è possibile monitorare il successo riproduttivo degli stessi individui per tutta la durata della loro vita (Rintamäki *et al.*, 1995; Höglund *et al.*, 1999; Lebigre *et al.*, 2008) e censire la consistenza dei riproduttori. Il successo riproduttivo è legato ad alcuni tratti morfologici e comportamentali particolari; la lunghezza della coda o "lira", le dimensioni delle caruncole, la massa corporea e la colorazione blu delle penne pettorali sono tutte caratteristiche positivamente correlate col successo riproduttivo dei maschi (Kervinen *et al.*, 2016). Le femmine inoltre, preferiscono accoppiarsi con gli individui che occupano il *lek* con assiduità (Alatalo *et al.*, 1992), che si confrontano spesso e con successo con gli altri maschi (Hämäläinen *et al.*, 2012) e che occupano i territori centrali del *lek* stesso (Hovi *et al.*, 1994). Le femmine, all'inizio del periodo riproduttivo, diventano territoriali (Angelstam *et al.*, 1985) e, dopo la fase di corteggiamento ed accoppiamento, si disperdono attorno all'arena portando a termine da sole la nidificazione. Costruiscono il nido a terra, spesso nascosto tra i cespugli e la vegetazione bassa, dove vengono deposte da 4 a 10 uova. La deposizione delle uova ha inizio sulle Alpi nella prima metà di maggio e termina nella prima decade di giugno. La schiusa si verifica durante l'ultima decade di giugno (De Franceschi, 1992). Nella zona prealpina, invece, tutte le attività riproduttive sono mediamente anticipate di una o due settimane (Bricchetti e Fracasso, 2004). Il successo riproduttivo sembra essere influenzato positivamente da inverni miti e da un precoce scioglimento delle nevi, dalle primavere relativamente secche ed asciutte che favoriscono un buon sviluppo dei pulcini, e dalle neviccate tardive durante il periodo autunnale. Fino al tardo autunno i piccoli restano in compagnia della madre e si allontanano solo dopo aver vestito il piumaggio degli adulti. I piccoli compiono brevi voli già a 15 giorni ma sono in grado di volare bene solo ad un mese di età. Le

femmine possono riprodursi a partire dall'età di 10-11 mesi, i maschi raggiungono la maturità sessuale alla stessa età, ma la competizione con i maschi più maturi, nelle arene di canto, fa sì che difficilmente essi possano accoppiarsi così precocemente (Cramp e Simmons, 1980; Harrison, 1988; Del Hoyo *et al.*, 1994; De Franceschi, 1992). Il successo riproduttivo in Lombardia è stato così stimato: in media in 1.74 giovani, in provincia di Sondrio e 2.24-4.09 giovani nelle province di Lecco e Como nel 1993-1996 (Cantini e Schillaci, 1996).



Figura 5: Confronto fra individui maschili nell'arena di canto.

3.6 Dieta

La dieta è prevalentemente costituita da materiale vegetale, mentre prede vive (Insetti, Aracnidi, Molluschi) vengono consumate prevalentemente dai giovani, dagli immaturi e dagli adulti nel solo periodo primaverile, soprattutto prima della deposizione delle uova. Le specie vegetali preferite appartengono ai generi *Vaccinium* e *Rhododendron*, alle quali si aggiungono apici vegetativi e gemme. Nel tardo autunno ed in inverno rientrano nella dieta anche i frutti di alcune specie appartenenti ai generi *Rosa* e *Sorbus*. I momenti principali dedicati all'alimentazione sono il mattino e la sera; in inverno in particolare l'attività trofica si concentra nelle ore del mattino (Marti, 1985).

3.7 Stato di conservazione e fattori di pressione

Lo stato di conservazione di questa specie è *Least Concerned* (LC) a livello internazionale (BirdLife International, 2016). Nonostante il *trend* della popolazione, globalmente, appaia in decremento, il declino riscontrato non è sufficientemente rapido da far raggiungere alla specie la soglia di "vulnerabile" (BirdLife International, 2016). A livello nazionale lo stato di conservazione è considerato a minor preoccupazione (LC) dalla recente Lista Rossa 2011 degli Uccelli italiani (Peronace *et al.*, 2012) e dalla Lista Rossa dei Vertebrati italiani (Rondini *et al.*, 2013). *L. tetrrix* è inserito in Allegato I della Direttiva 147/2009/CEE ed è specie cacciabile ai sensi della legislazione nazionale e regionale (art. 18, L. 157/92; art. 40, comma 1, allegato C, L.R. 26/93). In Europa occidentale e centrale la frammentazione e la distruzione dell'habitat sono serie minacce per la specie (Tucker e Heath, 1994; Storch, 2007) e si realizzano con l'aumento delle coltivazioni e la riforestazione naturale di pascoli e ambienti di brughiera, oltre che con la messa a dimora di impianti artificiali di conifere (de Juana e Boesman, 2013). A scala locale altre minacce includono il prelievo venatorio e il disturbo antropico, in particolare nei *lek*. Nelle Alpi italiane sono stati misurati alti livelli degli ormoni dello stress in risposta al disturbo dato dalla pratica di sport invernali con la possibilità che venga in questo modo ridotta la resistenza alle malattie (de Juana e Boesman, 2013). In generale la specie è completamente protetta in Europa occidentale e centrale. In alcuni paesi europei (Austria, Italia e Francia) la caccia è strettamente regolata. Solo una piccola porzione delle aree occupate dalla specie in Europa ricade all'interno di aree protette, la maggior parte delle quali appare troppo piccola per sostenere popolazioni vitali. Localmente in ogni caso, le riserve sono essenziali per la conservazione della specie (BirdLife International, 2016). Per quanto riguarda le popolazioni europee, è necessaria la preservazione e il ripristino degli habitat adatti attraverso un'attenta gestione. Essenziale appare l'integrazione di pratiche di uso del suolo e misure di conservazione, così come il mantenimento e il ripristino della connettività fra le popolazioni. Appaiono necessari ulteriori studi che indaghino l'impatto della caccia, della frammentazione dell'habitat e isolamento, dei tassi di dispersione e di dinamica delle popolazioni (Storch, 2007).

dell'azione dei ghiacciai delle epoche passate. È percorsa per tutta la sua lunghezza dai fiumi Liro e Mera, che vanno a sfociare nella parte superiore del lago di Como e si presenta con una forma a Y caratterizzata da un'ampia area denominata piana di Chiavenna (circa 200 m. s.l.m.) che continua poi nella parte nord-orientale con la Val Bregaglia o Val Mera, fino al confine con la Svizzera e il passo di Maloja, ad una quota più o meno stabile di 400 m. s.l.m.; nella parte nord-occidentale prosegue nella Valle dello Spluga, caratterizzata da quote variabili e terminante presso la località di Madesimo e il passo dello Spluga, a circa 2000 m s.l.m.

La Valtellina corrisponde al bacino idrico del fiume Adda a monte del lago di Como, si snoda per 119 km parallelamente al crinale alpino e si configura come divisore geografico tra le Alpi Retiche orientali e le Alpi e Prealpi bergamasche. Nel fondovalle le quote sono relativamente basse, ma aumentano nella parte orientale della valle, nei pressi di Sondalo e Bormio. Le montagne laterali si aprono in diverse valli minori, tra le quali Val Masino, Val di Mello, Val Gerola e Val Malenco salgono velocemente di quota raggiungendo altitudini elevate e andando a costituire massicci rocciosi tra i più importanti delle Alpi quali il Bernina, il Cevedale e l'Adamello.

4.1.1 Clima

Il clima della provincia di Sondrio è continentale di tipo endoalpino, caratterizzato da poche precipitazioni concentrate per lo più nel periodo estivo, con un marcato gradiente di precipitazioni in senso sudovest-nordest. La presenza di catene montuose con orientamento est-ovest rappresenta una barriera per la circolazione delle masse d'aria negli strati bassi dell'atmosfera (Spada *et al.*, 2010). Per quanto riguarda le precipitazioni, osservando la carta delle precipitazioni medie annue (P.M.A.) del territorio alpino lombardo registrate nel periodo 1891-1990 (Figura 7), (Ceriani e Carelli, 2000) si può notare come, a livello regionale, partendo dal corso del fiume Po, le P.M.A. tendano progressivamente ad aumentare spostandosi verso i rilievi prealpini, passando da 850-950 mm/anno ad oltre 1400 mm/anno. Per quanto riguarda la provincia di Sondrio, la situazione orografica complessa che caratterizza il suo territorio crea un'estrema variabilità dei valori di precipitazione. In un quadro generale è possibile suddividere la provincia in 3 settori (Ceriani e Carelli, 2000): il settore della Val Chiavenna occidentale e le Orobie valtellinesi fino al Passo dell'Aprica, con valori superiori ai 1300 mm. Il settore della Val Chiavenna orientale, la Val Masino e l'alta Val Malenco (gruppo del Bernina), con valori compresi fra 1100 e 1300 mm/anno. Il settore comprendente la Val Malenco e la media-alta Valtellina con l'area di Livigno, con valori inferiori ai 1100 mm/anno.

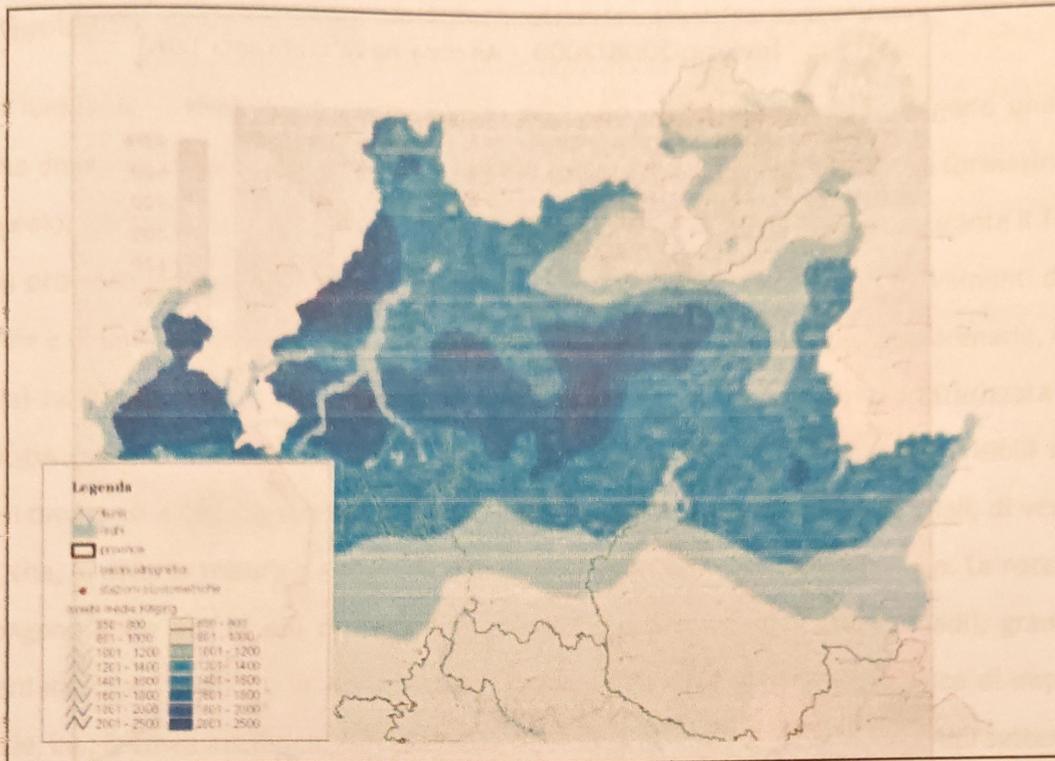


Figura 7: Carta delle precipitazioni medie annue del territorio alpino lombardo registrate nel periodo 1891-1990.

Anche per quanto riguarda le precipitazioni nevose, il versante Orobico delle Alpi è caratterizzato da fenomeni di notevole entità, con valori superiori ai 500 cm annui (Figura 8) e con una permanenza del manto nevoso al suolo fino al mese di giugno (Ghilardi, 2002).

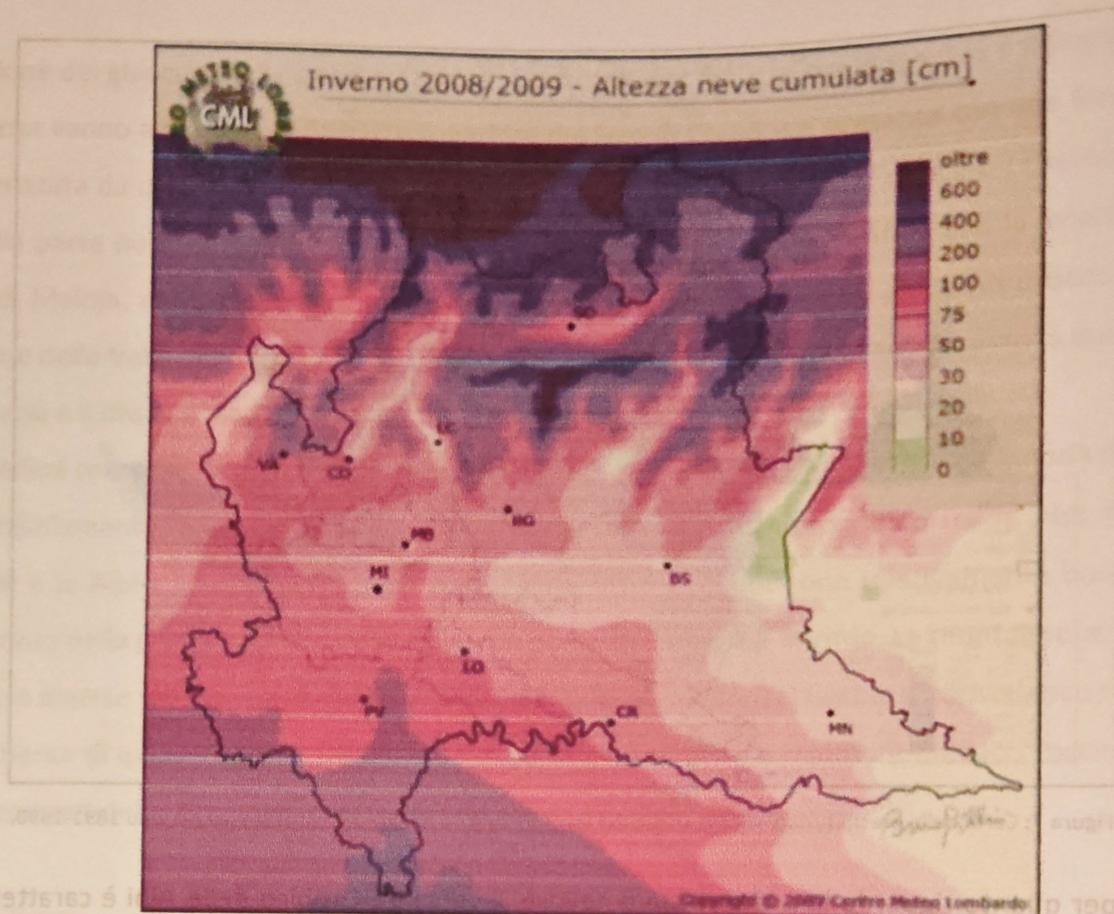


Figura 8: Carta della nevosità media annua per l'inverno 2008/2009 (Centro Meteorologico Lombardo, 2008).

Le aree indagate sono localizzate in una fascia altitudinale posta tra il fondovalle e le praterie alpine oltre il limite del bosco ed è presente una molteplicità di microclimi con una marcata variabilità ambientale. Tuttavia è possibile identificare quattro tipi climatici fondamentali:

Clima prealpino: al di sotto dei 1000 m di quota; semestre estivo caldo e asciutto e primavera precoce. Caratteristico dei principali fondovalle con i principali insediamenti umani e le più intense attività agricole basate su colture legnose specializzate (vite e melo).

Clima sub-alpino: fra 1000 e 1750-1850 m di quota; estate piovosa e primavera tardiva. Tipico di ambienti con insediamenti permanenti basati su un'economia silvo-pastorale.

Clima alpino: fino ai 2550-2600 m di quota; tipicamente continentale, il fattore altitudinale è preponderante. Si contraddistingue per inverni rigidi e lunghi. Vi sono compresi le zone dei pascoli alpini estivi. Il limite superiore è dato dal limite delle nevi perenni.

Clima artico-alpino: Quasi totale assenza di mesi temperati, è la zona al di sopra del limite delle nevi perenni.

4.1.2 Geologia e geomorfologia

Le Alpi lombarde si trovano al centro della catena alpina e ad esse appartengono una piccola porzione delle Alpi Lepontine, gran parte delle Retiche e le Orobie occidentali. La formazione delle Alpi è geologicamente recente. Ha inizio nel Miocene, circa 20 milioni di anni fa durante il Terziario, ed è un processo tuttora in atto. Il sistema alpino è il risultato di poderosi sollevamenti di masse cristalline e di unità sedimentarie, principalmente di età mesozoica, (e.g., calcari, arenarie, marne e dolomie) relativi al bacino della Tetide. La catena montuosa delle Alpi è caratterizzata da una morfologia estremamente complessa con faglie tortuosamente ripiegate e ben visibili su molti versanti montuosi e che ha subito nel tempo dinamiche riferibili a processi glaciali, di versante e fluviali che, in diversa misura a seconda della zona, hanno modellato il paesaggio. Le rocce che le compongono sono per lo più di origine metamorfica (gneiss, micascisti e filladi), granitiche e sedimentarie. La Valtellina, in particolare, è percorsa da una struttura tettonica di importanza regionale, i.e., la Linea Insubrica, che separa le Alpi Meridionali dai domini delle Alpi settentrionali (i.e., Austroalpino, Elvetico e Pennidico). Nella regione orobica affiora il basamento cristallino delle Alpi Meridionali.

Dopo l'orogenesi terziaria, i rilievi sono stati modellati a varie riprese dall'azione dei ghiacciai che durante il Quaternario hanno occupato ripetutamente la maggiori valli dell'arco alpino.

A grande scala le forme di erosione glaciale caratterizzano il paesaggio attraverso valli a U e circhi, cioè nicchie scavate nei fianchi montuosi e occupati, attualmente o in passato, da ghiacciai di circo o parti iniziali di ghiacciai vallivi. A scala inferiore le forme di erosione glaciale sono rappresentate da dossi, come le rocce montonate e le depressioni. L'azione di modellamento da parte dei ghiacciai si esplicò non solo attraverso l'erosione, ma anche con la deposizione di detrito (morene). Il territorio alpino è interessato anche da depositi di versante quaternari di varia natura. Il colluvio è un deposito fine con clasti sparsi, massivo, che interessa la parte più superficiale dei versanti. Il detrito di falda costituisce un mantello di detriti di spessore variabile che ricopre il pendio alla base di versanti ripidi e pareti verticali; il crioclastismo e la gravità sono i principali responsabili dell'accumulo di tali detriti. Per quanto riguarda l'azione fluviale, nelle valli, si esplica con processi di tipo sia erosivo che deposizionale. L'erosione di rocce compatte genera spesso valli a ripidi versanti (canyon, gole, forre) e l'attività erosiva può essere accentuata da un abbassamento del livello del corpo idrico in cui sfocia il corso d'acqua. I depositi fluviali, invece, generano piane e conoidi alluvionali. Una particolare forma legata ai processi di erosione fluviale sui detriti è rappresentata dai terrazzi fluviali, superfici pianeggianti delimitate da scarpate.

Ulteriori fenomeni importanti in ambiente alpino sono quelli legati al dissesto idrogeologico, capaci di alterare completamente il paesaggio di un tratto di valle, e che possono interessare tanto il suolo quanto il sottosuolo; tipicamente inondazioni, frane, colate detritiche, valanghe ed erosione superficiale (Carro e Pedrotti, 2010).

4.1.3 Vegetazione

Il tipo di copertura vegetazionale è il prodotto delle interazioni di geologia, geomorfologia, clima e altitudine, oltre che del pesante intervento dell'uomo nelle dinamiche e successioni naturali. L'altitudine, unitamente a fattori climatici e pedologici, è il fattore che maggiormente interviene a determinare l'insediarsi e il persistere dei vari climax della vegetazione; pertanto in base alle diverse fasce altitudinali si ritrovano le seguenti tipologie (Pignatti, 1998):

Piano submontano: sulle Alpi è compreso tra i 500 e 1000 metri. Alle quote più basse è caratterizzato dalla presenza di querce (*Quercus robur*, *Quercus petraea*), castagno (*Castanea sativa*), robinia (*Robinia pseudoacacia*) e betulla (*Betula pendula*) mentre, salendo, si passa alla presenza del faggio (*Fagus sylvatica*) cui si associa spesso l'abete bianco (*Abies alba*), il larice (*Larix decidua*) e l'abete rosso (*Picea abies*). Il climax è quello del bosco di faggio e il sottobosco comprende arbusti quali il sorbo degli uccellatori (*Sorbus aucuparia*) e il maggiociondolo (*Laburnum anagyroides*) e il brugo (*Calluna vulgaris*).

Piano montano: è compreso tra 1000 e 1400 m. Presenta un orizzonte montano inferiore occupato dalle latifoglie sciafile, già presenti nel piano submontano, in associazione con le prime aghifoglie ed un orizzonte montano superiore delle aghifoglie caratterizzato dalla pecceta montana e dall'abetina, quest'ultima ormai frammentata. Nelle radure sono frequenti i cespugli di rododendri (*Rhododendron ferrugineum*) e di lamponi (*Rubus idaeus*), accompagnati da mirtillo nero (*Vaccinium myrtillus*) e rosso (*Vaccinium vitis-idaea*). Il sottobosco è scarsamente illuminato ed è perciò frequente la sola copertura muscinale (*Hylocomium splendens* e *Rhytidiadelphus triquetus*). Nell'orizzonte montano inferiore è del tutto simile a quello dei boschi montani di latifoglie.

Piano subalpino: occupa sulle Alpi altitudini fra 1400 e 1800 m. Comprende due orizzonti, quello superiore caratterizzato da arbusti contorti e alberi isolati (rododendri e pino montano) e quello inferiore rappresentato dalla pecceta subalpina. Sono presenti il larice e il cembro (*Pinus cembra*) e spesso anche il mugo (*Pinus mugo*) e l'abete rosso. Il sottobosco è costituito da arbusti e cespugli tra cui i più comuni sono l'ontano verde (*Alnus viridis*), il rododendro e il ginepro nano (*Juniperus communis* var. *nana*).

piano alpino inferiore: occupa un *range* altitudinale compreso tra 1800 e 2400 m. Corrisponde all'orizzonte degli arbusti e le specie tipiche di questo livello sono il pino mugo, l'ontano verde, il rododendro, oltre ad altre specie minori appartenenti alle *Ericaceae*. Sono presenti inoltre i primi pascoli alpini, costituiti da *Caricetum ferruginei* e da *Festucetum* su rocce calcaree, e da *Aveno Nardetum*, su rocce silicee.

Piano alpino: si sviluppa oltre i 2300 m di quota al di sopra del limite degli alberi; è caratterizzato dal *Curvuletum* che si presenta come un tappeto fitto e denso di erbe non molto alte tra cui domina *Carex curvula* ed è tipico dei suoli silicei e più strutturati. Su substrati calcarei si instaurano invece il *Firmetum*, dominato da *Carex firma*, e l'*Elynetum*, caratterizzato dalla presenza di *Elyna myosuroides*.

Piano nivale: le erbe si fanno sempre più rade e compare la tipica flora pioniera delle morene e dei *rock glaciers* al di sopra dei 2700 metri, rappresentata da erbe pioniere, crittogame, muschi e licheni, in grado di sopravvivere alle condizioni climatiche severe, in associazione al *Salicetum*.

4.1.4 Fauna

La distribuzione e la struttura delle comunità in territorio alpino è fortemente influenzata dalle condizioni climatiche e microclimatiche che penalizzano la produttività primaria degli ecosistemi. In particolare ad alte quote, a causa del periodo di crescita vegetativa molto breve, la produttività rimane bassa con conseguente aumento della competizione interspecifica per l'accesso alle risorse trofiche ed è osservabile, per questo motivo, un rapporto di proporzionalità inversa tra la quota e la ricchezza specifica. Le popolazioni di specie che occupano habitat di limitata estensione, isolati e in condizioni ambientali estreme, inoltre, presentano tassi di mortalità elevati e bassi tassi di colonizzazione (Scherini e Tosi, 2003).

Un'importante fattore di selezione della fauna alpina è la temperatura; il clima rigido ha permesso la permanenza sulle Alpi di specie a distribuzione artico-alpina e ha favorito gli animali omeotermi dotati di particolari adattamenti quali l'ispessimento dello strato adiposo, un folto rivestimento di pelliccia o piumaggio, e la riduzione delle dimensioni delle parti sporgenti del corpo per minimizzare il rapporto fra superficie corporea e volume.

In generale, comunque, la variabilità ambientale ha permesso l'insediamento di numerose specie animali; la ricchezza della fauna, infatti, è dovuta all'estensione in altitudine delle Alpi che ha consentito la costituzione di fasce altitudinali di vegetazione e quindi l'insediamento di specie aventi esigenze ecologiche differenti, da quelle forestali dei boschi di conifere e di latifoglie a quelle delle

praterie di alta quota o della tundra alpina. Nell'area sono presenti tutte le specie caratteristiche delle Alpi, fatta eccezione per i grandi predatori, scomparsi ormai da tempo per cause antropiche o presenti in modo sporadico durante il loro spostamento verso altre zone, come nel caso della lince (*Lynx lynx*), dell'orso bruno (*Ursus arctos*), oggetto di reintroduzione nel Parco Naturale Adamello-Brenta (provincia di Trento), e del lupo (*Canis lupus*). Particolarmente considerevole la presenza degli Ungulati: cervo (*Cervus elaphus*), capriolo (*Capreolus capreolus*), camoscio (*Rupicapra rupicapra*), stambecco (*Capra ibex*), cinghiale (*Sus scrofa*) e in parte muflone (*Ovis musimon*), i quali sono oggetto di interesse sia dal punto di vista venatorio che gestionale. Dell'ordine dei Carnivori di piccole e medie dimensioni si ritrovano il tasso (*Meles meles*), la faina (*Martes foina*), la martora (*Martes martes*), la donnola (*Mustela nivalis*), l'ermellino (*Mustela erminea*) e la volpe (*Vulpes vulpes*). Tra i roditori troviamo il topo selvatico (*Apodemus sylvaticus*), l'arvicola delle nevi (*Chionomys nivalis*), l'arvicola campestre (*Microtus arvalis*), l'arvicola rossastra (*Clethrionomys glareolus*), il moscardino (*Muscardinus avellanarius*), il quercino (*Eliomys quercinus*), la marmotta (*Marmota marmota*) e lo scoiattolo (*Sciurus vulgaris*). Discrete anche le popolazioni dei lagomorfi, lepre comune (*Lepus europaeus*) e lepre alpina (*Lepus timidus*).

L'avifauna annovera numerose specie tipiche dell'ambiente alpino: il fagiano di monte (*Lyrurus tetrix*), il francolino di monte (*Tetrastes bonasia*), il gallo cedrone (*Tetrao urogallus*), anche se quest'ultimo è presente sul territorio con areali frammentati e in forte declino, e la pernice bianca (*Lagopus muta*) tra i Galliformi. Tra i rapaci, nidificano l'aquila reale (*Aquila chrysaetos*), la poiana (*Buteo buteo*), l'astore (*Accipiter gentilis*), lo sparviere (*Accipiter nisus*), il falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*) e il gheppio (*Falco tinnunculus*). Negli ultimi anni si registra anche il ritorno del gipeto (*Gypaetus barbatus*). Di particolare interesse ecologico, oltre ai Picidi, sono anche i rapaci notturni, quali l'allocco (*Strix aluco*), il gufo comune (*Asio otus*), la civetta capogrosso (*Aegolius funereus*) e la civetta nana (*Glaucidium passerinum*).

Per quanto concerne l'erpetofauna, sono da segnalare le specie più tipiche dell'ambiente alpino, le quali mostrano particolari adattamenti alle condizioni ambientali d'alta montagna: tra gli Anfibi, il tritone alpestre (*Ichthyosaura alpestris*) e la rana di montagna (*Rana temporaria*); tra i rettili, la lucertola vivipara (*Zootoca vivipara*), la vipera comune (*Vipera aspis*) e il marasso (*Vipera berus*). Per l'ittiofauna, i numerosi laghi e corsi d'acqua dell'area ospitano i rappresentanti tipici delle acque fredde, come il salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*), la trota marmorata (*Salmo marmoratus*) e la trota fario (*Salmo [trutta] fario*).

4.1.5 Area d'interesse: Val Belviso

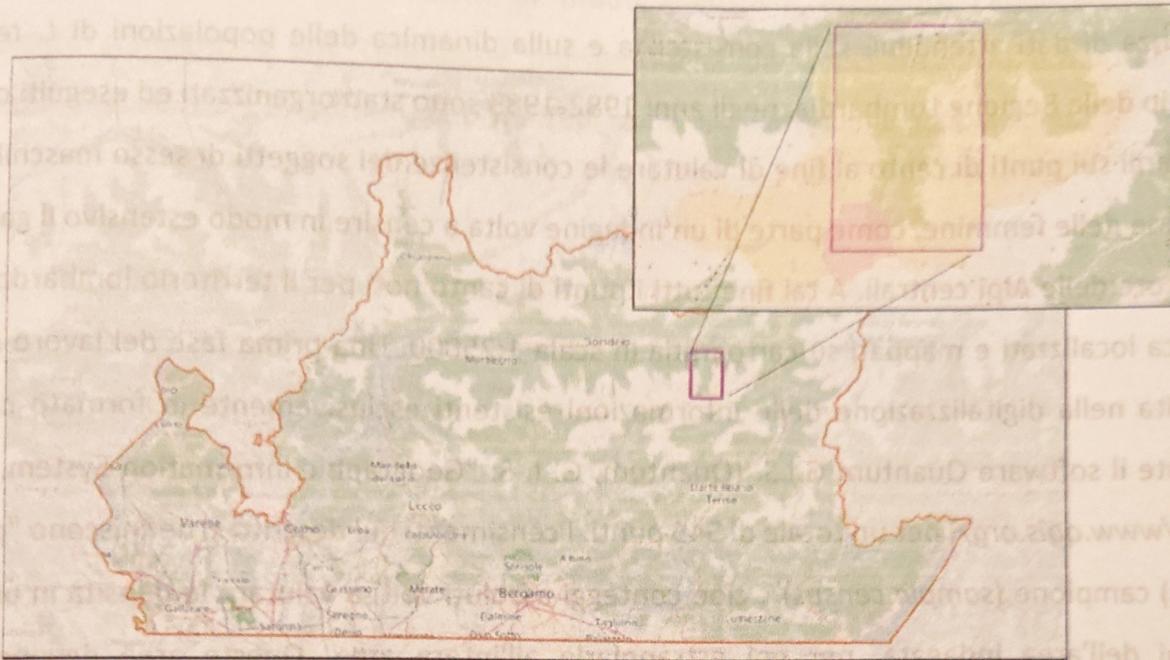


Figura 9: Area campione di Val Belviso. In giallo l'AFV Belviso-Barbellino, in rosa il SIC IT2040036.

Inserita nel Parco delle Orobie Valtellinesi, la Val Belviso è stata selezionata come area campione per la raccolta di dati di *ground truth* e la messa a punto dell'indice ottenuto dalle elaborazioni delle immagini satellitari, in grado di distinguere le diverse tipologie di copertura vegetazionale. In Val Belviso è presente l'Azienda faunistico-venatoria "Val Belviso-Barbellino" che si estende per oltre 10000 ettari e alla quale è affidata la gestione di buona parte dell'area. All'interno dell'area è presente il sito di importanza comunitaria SIC IT2040036 Val Belviso (Figura 9). Si osserva una valle sospesa formata dal ghiacciaio del Gleno; la parte bassa è costituita da una stretta e scoscesa forra, che lascia il posto ad un sempre più alto altopiano man mano che si sale di quota. Il territorio è attraversato dal torrente Belviso, lungo 15 km, affluente in sinistra orografica dell'Adda. Il torrente è orientato in senso nord-sud e riceve gli affluenti Venerocolo, Aprica e Fraitina. In particolare all'interno del sito vi è la parte iniziale del torrente, che nasce dalle cime del Monte Gleno e si getta nel bacino artificiale di Frera (Lago Belviso). In questo tratto il torrente Belviso viene denominato torrente Pila. Il bacino artificiale del Lago di Belviso è situato a quota 1485 m s.l.m., interessa una superficie di 108 ha ed ha una profondità media di 45.6 m. (Osservatorio dei laghi lombardi, 2005). Il Lago Belviso non è soggetto ad acidificazione a causa del potere tampone determinato dalla composizione mista (silicea/carbonatica) del bacino idrografico e, in base ai valori di fosforo totale ($<8 \mu\text{g P1-1}$) viene considerato oligotrofico.

4.2 Censimenti su aree campione

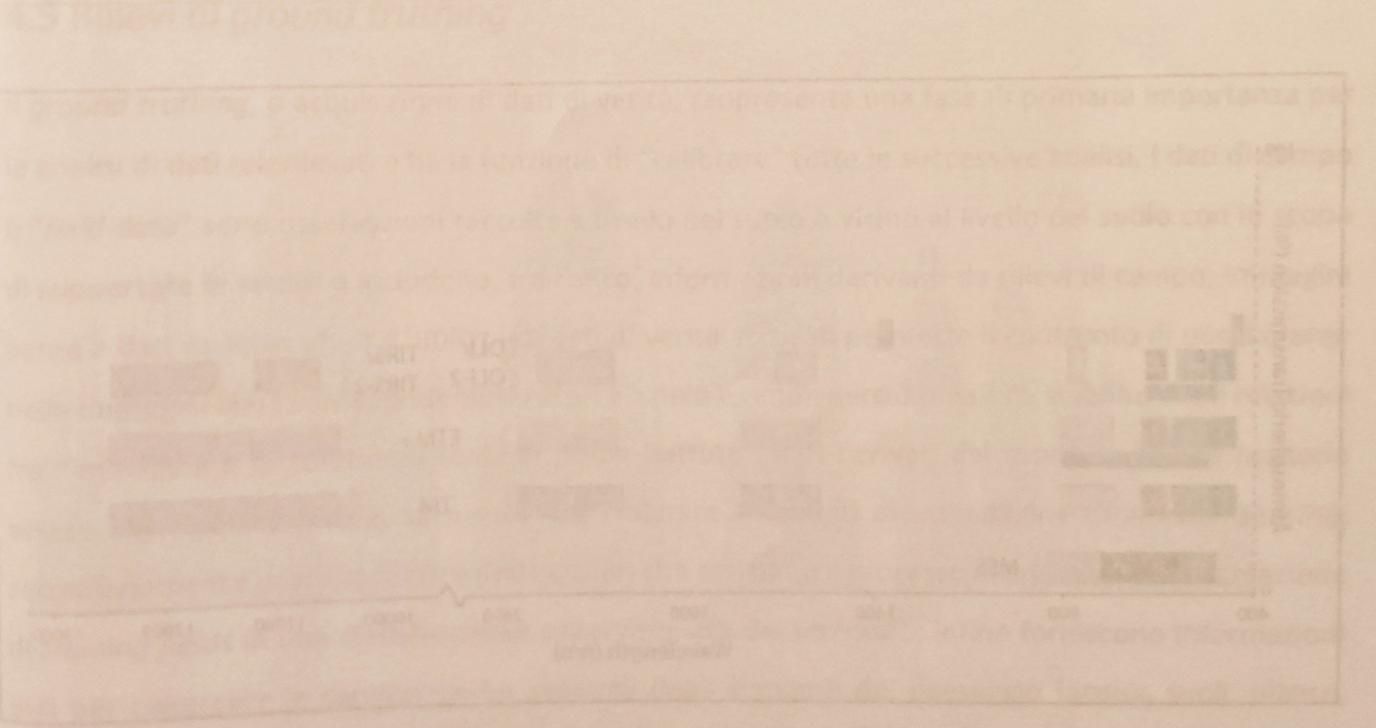
In assenza di dati attendibili sulla consistenza e sulla dinamica delle popolazioni di *L. tetrrix* nel territorio della Regione Lombardia, negli anni 1982-1983 sono stati organizzati ed eseguiti conteggi primaverili sui punti di canto al fine di valutare le consistenze dei soggetti di sesso maschile, ed in subordine delle femmine, come parte di un'indagine volta a censire in modo estensivo il galliforme nel settore delle Alpi centrali. A tal fine tutti i punti di canto noti per il territorio lombardo furono all'epoca localizzati e mappati su cartografia in scala 1:25000. Una prima fase del lavoro è quindi consistita nella digitalizzazione delle informazioni esistenti esclusivamente in formato cartaceo, mediante il software Quantum G.I.S. (Quantum, G. I. S. "Geographic Information System.", 2012; <https://www.qgis.org/>) per un totale di 545 punti. I censimenti qui descritti si definiscono "per zone (o aree) campione (*sample census*)", cioè conteggi assoluti volti a valutare le densità in una o più porzioni dell'area indagata, per poi estrapolarle all'intera area. Queste aree devono essere opportunamente selezionate e devono essere rappresentative di tutte le tipologie ambientali utilizzate dalla specie di interesse. Il censimento primaverile sui punti di canto/arene, consiste nel conteggio diretto a distanza dei maschi e delle femmine nei punti di canto o nelle arene (Bocca, 1987; De Franceschi, 1989; Ellison *et al.*, 1984; Rotelli e Zbinden, 1991; Scherini *et al.*, 1989) da condursi sull'intero territorio idoneo alla presenza del gallo forcello all'interno dell'area campione. Le operazioni di conteggio primaverile sfruttano il comportamento pre-riproduttivo dei maschi, che risultano facilmente localizzabili durante le parate, specie su terreno innevato. È un metodo ampiamente utilizzato e prevede l'individuazione di postazioni fisse in punti dominanti e non a ridosso dei punti di canto previsti, in modo tale da coprire visivamente l'intera zona campione, ma allo stesso tempo non turbare il normale comportamento dei maschi. La presenza dei maschi presso le arene (dette anche *lek*) è solitamente compresa tra la prima decade di aprile e la seconda di giugno, ma il picco dell'attività di *display* è di norma collocato tra l'ultima decade di aprile e l'ultima di maggio, in funzione delle quote, periodo in cui si effettuano i censimenti nelle ore immediatamente successive all'alba (4.00 - 6.30). Al fine di evitare doppi conteggi, è opportuno evitare di continuare il monitoraggio nelle ore successive. Il fagiano di monte, infatti, compie notevoli spostamenti e, nel periodo degli accoppiamenti visita più arene contemporaneamente creando il rischio di raccogliere dati imprecisi sulla consistenza reale. Importante, quindi, eseguire un conteggio dei galli in modo contemporaneo e annotare con precisione gli orari di avvistamento dei singoli individui da parte dei diversi operatori e la loro localizzazione topografica. In questo

modo, al termine delle operazioni di monitoraggio, è possibile analizzare i dati raccolti in maniera critica. La disponibilità di dati raccolti in modo esaustivo, mediante l'applicazione di una metodologia standard, è una condizione indispensabile per ottenere serie temporali di dati confrontabili ed ottenere importanti informazioni sull'andamento della popolazione.

Le immagini satellitari Landsat 5 (sensore TM) del mese di Settembre 1984 e Landsat 5 (sensore TM) del mese di Agosto 2016 (Figura 10) dal sito <http://earthexplorer.usgs.gov> con l'intento di avere a disposizione immagini da analizzare per ciascun periodo temporale di interesse: quello riferibile ai censimenti del Gallo negli anni 1983/1984 da una parte, e quello relativo all'epoca presente dell'età, per una copertura dell'intero arco spaziale lombardo. I prodotti satellitari utilizzati sono elencati in (Tabella 5).

Tabella 5: Immagini Landsat utilizzate

Immagine	Data	Qualità	Copertura	Tipo di prodotto
L151930281984325XX03	11/09/1984	9	30%	Level 1 product
L151940281984246XX01	2/09/1984	9	10%	Level 1 product
LC1930282016199LGN00	13/07/2016	9	3,24%	Level 1 GeoTIFF Data Product
LC1940282016238LGN00	22/08/2016	9	4,4%	Level 1 GeoTIFF Data Product



4.3 Acquisizione di immagini satellitari

Al fine di definire un'indice sintetico rappresentativo delle tipologie di habitat utilizzate da *L. tetricus* e non presenti né rilevabili nelle convenzionali cartografie di uso e copertura del suolo, sono state acquisite immagini satellitari delle missioni Landsat 5 (sensore TM), del mese di Settembre 1984 e Landsat 8 (sensore OLI) di Luglio e Agosto 2016 (Figura 10) dal sito <https://earthexplorer.usgs.gov>, con l'intento di avere a disposizione immagini da analizzare per ciascun periodo temporale di interesse: quello riferibile ai censimenti del gallo negli anni 1982/1983 da una parte, e quello relativo all'epoca presente dall'altra, per una copertura dell'intero arco alpino lombardo. I prodotti satellitari utilizzati sono elencati in (Tabella 2).

Tabella 2: Immagini Landsat utilizzate.

Immagine	Data	Qualità	Copertura nuvolosa	Tipo di prodotto
LT51930281984255XXX03	11/09/1984	9	30%	Level 1 product
LT51940281984246XXX01	2/09/1984	9	10%	Level 1 product
LC81930282016199LGN00	17/07/2016	9	3,54%	Level 1 GeoTIFF Data Product
LC81940282016238LGN00	25/08/2016	9	4,4%	Level 1 GeoTIFF Data Product

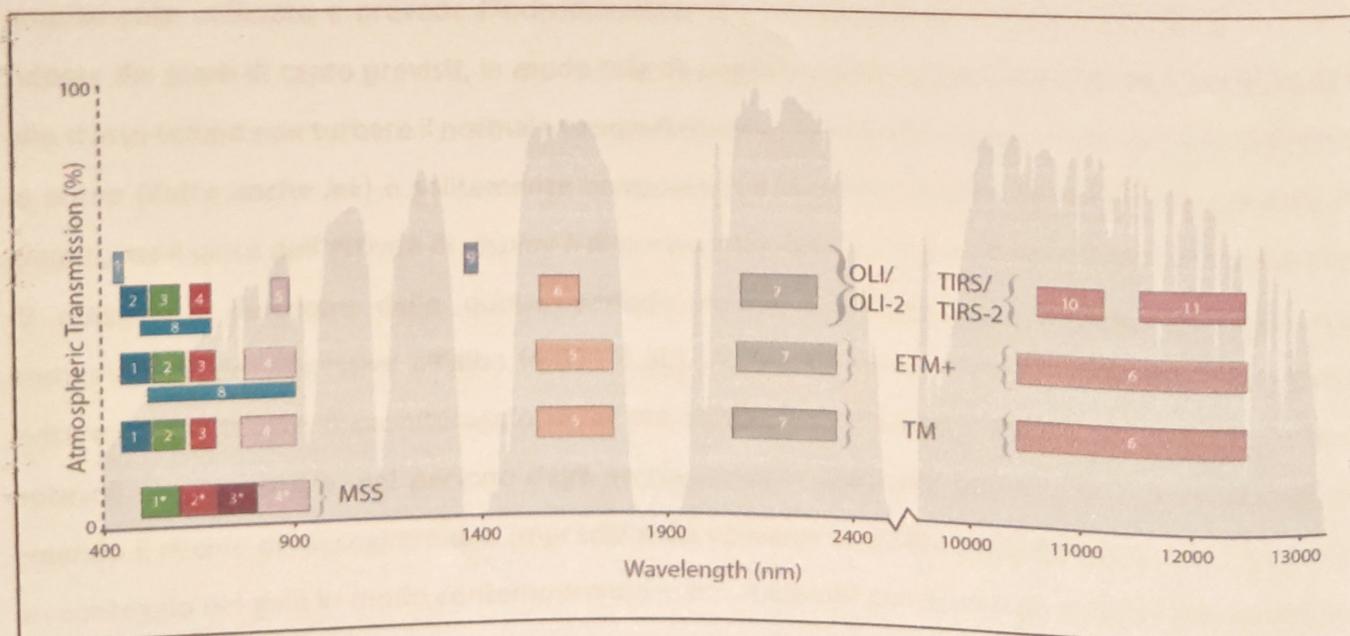


Figura 10: Bande di acquisizione dei sensori OLI, ETM+ e TM.

4.4 Definizione di classi informative di copertura vegetale

per poter effettuare una classificazione del territorio nell'area campione selezionata (Val Belviso) è stato necessario definire classi di vegetazione informative in relazione al territorio e all'habitat di *L. tetrica*. A tal fine si è scelto di utilizzare le categorie riferibili ai codici utilizzati nella cartografia regionale di uso e copertura del suolo "DUSAF" (Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e forestali), una banca dati geografica nata nel 2000-2001 nell'ambito di un progetto promosso e finanziato dalle Direzioni Generali Territorio e Urbanistica e Agricoltura di Regione Lombardia e realizzata dall'Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e alle Foreste (ERSAF) con la collaborazione dell'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Lombardia (ARPA), per caratterizzare le diverse tipologie di copertura del suolo, usando la medesima struttura gerarchica del sistema di classificazione europeo CORINE Land Cover (European Commission, DG JRC SAI, 1997). La prima versione della banca dati, ottenuta dall'interpretazione di foto aeree eseguite negli anni 1998-1999, è stata successivamente aggiornata in 4 occasioni, di cui l'ultima (versione 4.0) utilizzando foto aeree del 2012 integrate con informazioni tematiche prodotte dagli enti partecipanti alla Infrastruttura Informativa Territoriale (IIT) della Lombardia. In particolare sono state selezionate 7 classi di copertura: bosco di conifere chiuso (a densità medio/alta), bosco di conifere rado (a densità medio/bassa), cespuglieto alberato, cespuglieto, prateria con cespugli, prateria alberata e prateria.

4.5 Rilievi di *ground truthing*

Il *ground truthing*, o acquisizione di dati di verità, rappresenta una fase di primaria importanza per le analisi di dati telerilevati e ha la funzione di "calibrare" tutte le successive analisi. I dati di campo o "*field data*" sono osservazioni raccolte a livello del suolo o vicino al livello del suolo con lo scopo di supportare le analisi e includono, fra l'altro, informazioni derivanti da rilievi di campo, immagini aeree e dati da letteratura. L'utilizzo di dati di verità accurati permette il confronto di punti o aree nelle immagini con i corrispondenti territori al suolo e rende perciò possibile stabilire delle relazioni fra l'immagine e le condizioni reali. In prima battuta i dati derivati dal *ground truthing* possono essere usati per verificare, stimare o per valutare i risultati di un'indagine di *remote sensing*; secondariamente possono fornire dati veritieri che assistano il processo di analisi, come la creazione di *training fields* in una classificazione supervisionata del territorio; infine forniscono informazioni utili per conoscere le caratteristiche spettrali degli elementi del paesaggio (acqua, suoli, piante, ecc.). I dati di verità devono includere almeno tre tipi di informazione. Il primo tipo consiste in

attributi o misure che descrivano le caratteristiche di un'area o punti specifici come ad esempio l'identificazione di una specie vegetale o di un uso del suolo; il secondo è la georeferenziazione dei punti o aree considerate nella fase precedente in modo che sia possibile un confronto con i punti corrispondenti nell'immagine satellitare; terzo, le osservazioni vanno effettuate coerentemente rispetto alla data di acquisizione dell'immagine (Campbell e Wynne, 2011).

Poiché le classi informative possono spesso esibire una certa variabilità al proprio interno dal punto di vista delle caratteristiche spettrali, è necessario utilizzare diversi set di dati di verità per ogni classe al fine di valutare l'eventuale presenza di sottoclassi.

Per l'indagine effettuata in questo studio sono stati selezionati, attraverso l'osservazione di immagini satellitari (<https://www.bing.com/?cc=it>), diversi poligoni di circa 100 m x 100 m per ogni categoria vegetazionale d'interesse, per un totale di 26 *training fields* situati in tre diverse aree: nord-ovest, nord-est e sud-est rispetto al lago Belviso (Figura 11); e annotate le rispettive coordinate geografiche. Successivamente sono stati effettuati i relativi rilievi di verifica in campo e ad ogni poligono è stata assegnata la classe corretta. Nella maggior parte dei casi si è notata una buona corrispondenza fra quanto rilevato dall'osservazione delle immagini satellitari e il territorio ispezionato sul campo. Alcune criticità sono state riscontrate nell'individuare le categorie di copertura miste, per questo motivo si è deciso di valutare il grado di copertura, in percentuale, delle diverse tipologie al fine di individuare quella dominante.

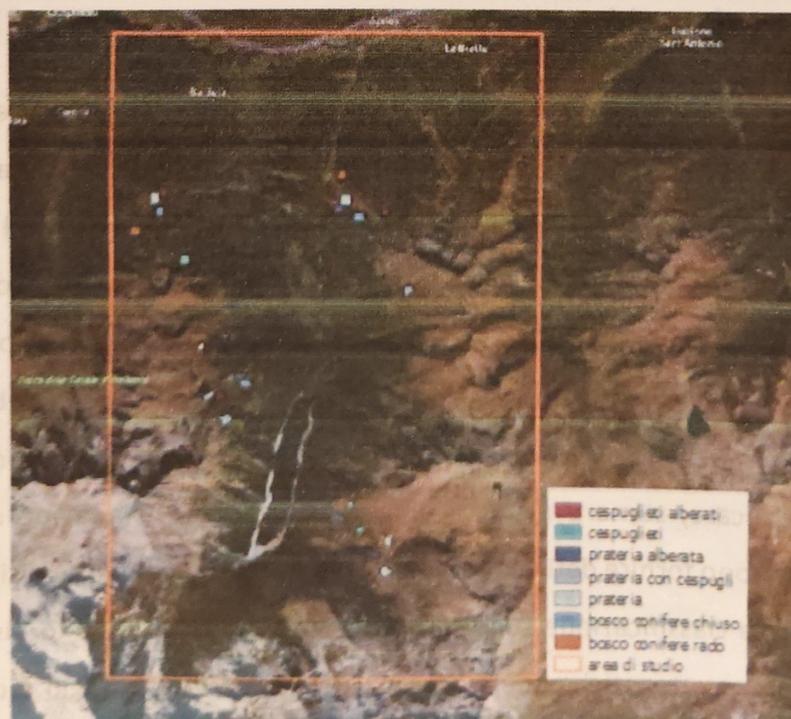


Figura 11: Training fields selezionati nell'area di interesse.

4.6 Classificazione dell'area di studio ed estrazione di un indice discriminante delle diverse classi di copertura vegetale

L'immagine multispettrale relativa al mese di Luglio 2016 (della quale sono stati selezionati 6 canali corrispondenti alle bande 2, 3, 4, 5, 6 e 7) è stata sottoposta a classificazione non supervisionata (*Cluster analysis*), con algoritmo ISODATA utilizzando il software MultiSpec ((*Multispectral Image Data Analysis System*; (Biehl e Landgrebe, 2002); <https://engineering.purdue.edu/~biehl/MultiSpec/>)), al fine di effettuare un'indagine esplorativa della capacità del software stesso di discernere fra le diverse tipologie di copertura del suolo nell'area di studio e poter definire al meglio le categorie d'interesse per la classificazione del territorio. ISODATA considera i *pixel* come possibili membri di un *cluster*, o gruppo, e calcola la minima distanza euclidea fra i diversi *pixel* nello spazio n-dimensionale i cui assi sono le bande spettrali utilizzate (canali). Una volta specificati alcuni parametri statistici come il numero di *cluster* desiderato e il numero di iterazioni, l'algoritmo raggruppa i *pixel* più vicini e calcola il valore medio di ciascun gruppo (per ogni canale) andando a definirne il centroide; i *pixel* rimanenti vengono assegnati alla classe con centroide più vicino. In ogni iterazione viene ricalcolato il centroide di ogni classe e riclassificati i *pixel* rispetto al nuovo centroide. Ad ogni passaggio l'algoritmo è in grado di dividere, aggregare o eliminare *cluster* in dipendenza dei parametri specificati per la clusterizzazione. Il processo continua finché il numero di *pixel* in ogni classe cambi meno di una soglia eventualmente specificata o venga raggiunto il massimo numero di iterazioni (Tou *et al.*, 1974).

Una volta acquisiti i poligoni di controllo in campo, gli stessi sono stati utilizzati come campi di prova, unitamente a ulteriori campi di prova per le categorie acqua, roccia, urbanizzato, vegetazione pioniera e latifoglie selezionati attraverso lo studio di immagini satellitari disponibili, per una classificazione supervisionata (*Maximum likelihood*), ottenuta con software MultiSpec, dell'area di studio sita in Belviso. La classificazione supervisionata può essere definita informalmente come il processo per il quale si utilizzano dati campione di identità conosciuta (*pixel* già assegnati alla corretta classe informativa) per classificare i *pixel* di identità sconosciuta e assegnarli alla classe di appartenenza. I *pixel* di cui si conosce la classe sono quelli localizzati nelle aree di *training* (*training fields*). L'utente definisce queste aree identificando quelle regioni dell'immagine che possono venire chiaramente confrontate con le aree d'identità conosciuta sull'immagine. Queste aree devono tipizzare le proprietà spettrali delle classi che rappresentano ed essere omogenee. I *pixel* localizzati

in queste aree formano i campioni del *training* che il classificatore utilizza come riferimento per assegnare *pixel* con determinati valori spettrali alla classe appropriata. Lo scopo è quello di identificare un set di *pixel* che rappresentino in modo accurato le variazioni spettrali presenti in ogni classe. La classificazione *Maximum likelihood* assume che le statistiche per ogni classe, in ciascuna banda, siano distribuite in modo normale e calcola la probabilità che un determinato *pixel* appartenga a una specifica classe. A meno che non venga selezionata una soglia di probabilità, tutti i *pixel* vengono classificati. Ogni *pixel* viene assegnato alla classe rispetto alla quale mostri maggiore probabilità di appartenenza (più simile); se la probabilità più alta rimane al di sotto di una soglia specificata, il *pixel* non verrà classificato (Richards, 1999). Il software utilizzato (Multispec), mette a disposizione uno strumento chiamato "Enhance Statistics" (Shahshahani e Langrebe, 1992; 1993; 1994). Partendo dal presupposto che la distribuzione delle frequenze per ciascuna classe sia di tipo Gaussiano, modella la densità di distribuzione di ogni classe come combinazione lineare di densità di sottocampioni della classe stessa. Utilizza i campioni del *training* insieme ad un ulteriore set di campioni selezionato uniformemente nell'intero *dataset* in un processo iterativo che di volta in volta modifica la media e la covarianza delle classi in modo tale che la combinazione della distribuzione di ogni sottoclasse vada a descrivere meglio la classe stessa. Si è proceduto con una nuova classificazione basata sull'utilizzo di questo strumento. Dei due tipi di classificazione, a partire dallo studio della matrice di confusione, sono stati valutati 4 parametri:

- *Producer's accuracy*: valuta l'accuratezza della classificazione al netto dell'errore di omissione, la percentuale di campioni appartenenti ad una determinata classe classificati come appartenenti ad un'altra.
- *User's accuracy*: valuta l'accuratezza della classificazione al netto dell'errore di commissione, la percentuale di campioni, classificati come appartenenti ad una determinata classe, che appartengono in realtà ad un'altra classe.
- *Overall accuracy*: si ottiene dividendo il numero di *pixel* classificati correttamente per il numero totale di *pixel*.
- coefficiente di concordanza K (Cohen, 1960).

Una volta valutata la *performance* del processo di classificazione, si è deciso di utilizzare il rapporto fra le bande 6 del sensore OLI (5 del sensore TM) (SWIR1, *Short wave infrared*) e 7 (SWIR2, *Short wave infrared*), che in letteratura è già stato utilizzato, con tutt'altra finalità, come *Mean normalized difference tillage index*, (e.g., Van Deventer et al., 1997),

$$NDTI = \frac{(SWIR1 - SWIR2)}{(SWIR1 + SWIR2)}$$

utilizzato per valutare la quantità di residui organici delle colture e prevenire un'eccessiva erosione del suolo in agricoltura (Daughtry *et al.*, 2005; 2006), per la maggiore capacità di discernere fra classi diverse e risolvere i problemi di "pixel misto", *pixel* all'interno del quale siano presenti due o più tipologie di copertura differente.

Tale rapporto normalizzato è stato qui adottato come un indice idoneo a rappresentare il grado di copertura del suolo, indicativo del graduale passaggio dal bosco chiuso alla prateria; l'habitat idoneo per *L. tetrica*. Le due immagini satellitari sono state quindi riclassificate utilizzando l'indice.

Il calcolo del rapporto tra bande spettrali è una tecnica di grande utilità nelle analisi di *remote sensing* in quanto annulla l'effetto dell'ombreggiamento che, normalmente, si mescola all'informazione spettrale necessaria per effettuare le dovute discriminazioni fra entità presenti al suolo (Campbell e Wynne, 2011). In particolare il rapporto tra bande prevede che i numeri digitali (DN) di ogni *pixel* di un'immagine (banda spettrale 1) vengano divisi per i DN dei corrispondenti *pixel* di un'altra immagine (banda spettrale 2) registrata sulla prima. Il rapporto fra bande (fra immagini) enfatizza le piccole differenze di riflettività spettrale tra le superfici dei materiali che sarebbe difficile distinguere sui dati originali. Quello che si ottiene è l'informazione spettrale "pura" dovuta alle caratteristiche intrinseche degli oggetti, si ottiene cioè una normalizzazione dei dati spettrali eliminando i contrasti di illuminazione ed enfatizzando il contenuto radiometrico dei dati (Gomarasca, 2004). È così possibile effettuare confronti fra dati acquisiti in diversi periodi e quindi con differenti condizioni di illuminazione. Nell'ambito dello studio della vegetazione, gli indici sono combinazioni matematiche di bande spettrali o trasformazioni di due o più bande spettrali, creati per aumentare il contributo delle proprietà intrinseche della vegetazione e permettere comparazioni di tipo spazio-temporale affidabili dell'attività fotosintetica delle piante terrestri e delle variazioni della struttura della copertura (*canopy*). Essendo semplici trasformazioni di bande, questi vengono calcolati al netto di assunzioni riferibili alla classe di copertura, il tipo di suolo o le condizioni climatiche. Permettono il monitoraggio dei cambiamenti di tipo strutturale, fenologico e dei parametri biofisici, stagionali, interannuali e su lunghi periodi. Inoltre, vengono utilizzati per misurare variabili fisiologiche come il contenuto di clorofilla e altri pigmenti, la quantità di biomassa viva o morta, il contenuto d'acqua, la struttura interna delle foglie, il contenuto di umidità del suolo e la temperatura superficiale delle piante (Sonmez e Slater, 2016).

4.7 Analisi dei dati, modelli di distribuzione potenziale

Le analisi sono state eseguite con i *software* R (R Core Team, 2016) e MaxEnt (Schapire, 2010). Inizialmente si è verificato che i punti corrispondenti alle 545 arene censite negli anni '80 esibissero un valore di indice diverso, da un punto di vista statistico, rispetto ad altri punti presenti nella scena. Per fare questo sono stati generati punti *random* che coprissero buona parte della scena catturata dal satellite nel 1984 e, successivamente, sono stati estratti i valori dell'indice relativi a questi punti. Infine è stato eseguito un confronto fra questi valori e quelli relativi ai punti delle arene. L'indice calcolato (NDTI) è stato inserito come variabile in un modello MaxEnt al fine di predire la distribuzione potenziale di *L. tetrica* negli anni 1984 e 2016 e poter così fare valutazioni importanti rispetto alla trasformazione delle aree idonee per questa specie negli ultimi trent'anni circa.

I modelli di distribuzione potenziale delle specie stimano la relazione fra i dati di presenza di una specie in un sito e le caratteristiche ambientali e/o spaziali di questo sito (Franklin, 2009). Sono ampiamente utilizzati per diversi scopi in biogeografia, biologia della conservazione ed ecologia (Elith e Leathwick, 2009). Nel campo della modellizzazione della distribuzione delle specie sono disponibili diversi metodi. La distinzione maggiore fra i metodi consiste nel tipo di dato utilizzato. Dove il dato faunistico è stato raccolto in modo sistematico, per esempio in un insieme di siti in cui siano stati registrati presenza/assenza o la consistenza di una specie per ciascun sito, si utilizzano tipicamente i metodi di regressione. In molti casi, invece, i dati dei censimenti tendono ad essere sparsi e/o limitati rispetto all'area coperta; risultano disponibili, perciò, i soli dati di presenza. MaxEnt è un programma che permette di modellare la distribuzione delle specie utilizzando i soli dati di presenza (Elith *et al.*, 2011). Il modello minimizza la rispettiva entropia fra due densità di probabilità; una stimata dai dati di presenza, e l'altra dall'ambiente, definite nello spazio delle variabili.

Il principio dei modelli MaxEnt, "a massima entropia" (Phillips *et al.*, 2006) prevede che, in presenza di dati e/o evidenze sperimentali riguardanti un ben determinato fenomeno, per poterne stimarne la relativa distribuzione di probabilità, sia sufficiente scegliere un modello che sia consistente con i dati disponibili ma che altrove abbia la massima entropia. Massimizzare l'entropia di una distribuzione di probabilità, significa generalizzarne il comportamento statistico su tutto ciò che non è conosciuto a priori. Si massimizza cioè l'incertezza assunta sui parametri del sistema non noti ottenendo dei modelli basati solo su dati certi. In dettaglio, MaxEnt è una metodologia generica atta a caratterizzare distribuzioni di probabilità a partire da informazioni di base incomplete. Nella sua

applicazione alla realizzazione di modelli di distribuzione specifica, la metodologia MaxEnt si pone quale obiettivo quello di ottenere una distribuzione che sia in perfetto accordo con le informazioni disponibili, evitando di formulare ipotesi o basarsi su assunti che non sono direttamente deducibili dai dati disponibili. I dati puntiformi di presenza vengono confrontati con altre informazioni "di sfondo" misurabili entro l'intera area oggetto di studio. Il metodo può utilizzare qualunque tipo di variabile (sia continua che categorica) e dà come risultato una predizione continua, ovvero un valore compreso tra 0 e 100% (0-1).

Per la realizzazione del modello di distribuzione potenziale di *L. tetricus*, sono stati utilizzati quali dati di presenza i risultati delle indagini svolte sul campo negli anni 1982-1983 (545 punti arena, Figura 12), mentre come fonte per le variabili ambientali sono stati utilizzati, oltre al dato *raster* relativo ai valori dell'indice NDTI precedentemente descritto, ulteriori dati spaziali, sempre in formato *raster*, derivati mediante tecniche di riclassificazione, dal Modello Digitale del Terreno DTM20 e dalla cartografia di uso e copertura del suolo DUSAF, entrambi prodotti da Regione Lombardia. In particolare, il dato di quota originale presente nel prodotto DTM20 è stato ricampionato a partire dalla risoluzione spaziale originale di 20 m, ottenendo un nuovo modello digitale del terreno con una risoluzione spaziale identica a quella del *raster* NDTI (30 m). La cartografia DUSAF è invece stata innanzitutto convertita dal formato originale vettoriale a poligoni in formato *raster* con risoluzione spaziale a 30 m, preservando le classi originali di copertura del suolo. Da tale dato *raster* è quindi stato derivato un secondo *raster* mediante riclassificazione, accorpendo determinate categorie di copertura del suolo in modo da ottenere un numero minore di categorie, pertinenti alle esigenze ecologiche note per *L. tetricus*. Le categorie di habitat ottenute sono elencate in Tabella 3. Infine, per ciascuna categoria presente, è stato prodotto un dato *raster* relativo alla proporzione di ciascuna categoria calcolata nell'intorno di 500 m, in modo da preservare l'informazione relativa alla composizione dell'ecomosaico circostante ogni singolo *pixel* (Patthey *et al.*, 2012).

La procedura sopra esposta è stata applicata a due differenti cartografie vettoriali relative all'uso del suolo: DUSAF (Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e Forestali) edizioni 1980 e 2000, e alla Cartografia d'Uso del Suolo GAI (Gruppo Aereo Italiano dell'Istituto Geografico Militare) 1954. In particolare, le cartografie vettoriali DUSAF 1980 e GAI 1954 sono state combinate per ottenere un raffittimento della maglia poligonale relativa al 1980, mentre la cartografia DUSAF 2000 è stata utilizzata nel formato originale.

Le variabili ambientali effettivamente utilizzate nel processo di modellazione sono elencate in Tabella 3. Per quanto concerne la dimensione temporale, sono quindi stati predisposti due differenti

insiemi di variabili ambientali relativi rispettivamente agli anni '80 e ad oggi, a partire sia da immagini Landsat (NDTI), sia dalle cartografie di uso del suolo DUSAF e GAI. Solo i dati derivati da DTM20 sono stati utilizzati in entrambi i casi.

I dati puntiformi di distribuzione delle arene di canto e i descrittori ambientali relativi al 1980 sono stati quindi utilizzati per la realizzazione di un modello predittivo della distribuzione mediante il software MaxEnt, tramite il package *dismo* in ambiente R (Hijmans *et al.*, 2016).

Il software MaxEnt fornisce le necessarie statistiche diagnostiche, relative all'affidabilità del modello (curva ROC, Receiver Operating Curve), e ad indicare la corretta soglia di probabilità al di sopra della quale considerare le predizioni fornite come dato di presenza. La curva ROC (Fielding e Bell, 1997) è un indicatore della capacità di classificazione ottenibile da un modello predittivo di tipo binario: in particolare, l'area sottesa alla curva (AUC, Fielding e Bell, 1997), che al massimo può assumere un valore pari a 1 (100%), indica la qualità predittiva del modello stesso. Valori pari a 0.5 (50%) indicano un classificatore che si comporta assolutamente a caso. Valori superiori a 0.6 (60%) indicano un classificatore che nel 40% dei casi effettua classificazioni errate, e così via. L'analisi della curva ROC consente anche di estrapolare il valore di soglia al quale è possibile ottenere al contempo il massimo numero di classificazioni corrette e il minimo numero di "falsi positivi", vale a dire aree non idonee alla specie erroneamente classificate come idonee. Tale valore è stato utilizzato per riclassificare le cartografie ottenute dal modello MaxEnt in "mappe indicatrici" (Isaacs e Srivastava, 1989), ovvero cartografie digitali contenenti esclusivamente i valori "1" (presenza potenziale della specie) e "0" (assenza). Infine, l'analisi dei risultati del processo di creazione del modello ha consentito di ordinare le variabili ambientali utilizzate in base alla loro importanza relativa (da 0 a 100%) nel determinare la probabilità di presenza. Pertanto, nella presentazione dei risultati relativi al modello MaxEnt realizzato, verranno presentati, oltre alla carta di distribuzione potenziale, anche i grafici della curva ROC e dell'importanza relativa delle variabili ambientali, unitamente alle statistiche relative ai valori di AUC.



Figura 12: Localizzazione delle 545 arene censite nel biennio 1982-1983.

Tabella 3: Variabili utilizzate nei modelli di distribuzione potenziale.

Variabile	Fonte
Indice (NDTI)	Immagini Landsat (USGS)
Quota	DTM20 (Regione Lombardia)
Pendenza	DTM20 (Regione Lombardia)
Esposizione	DTM20 (Regione Lombardia)
Ruvidità	DTM20 (Regione Lombardia)
Antropico	DUSAF (Regione Lombardia)
Agricolo	DUSAF (Regione Lombardia)
Latifoglie	DUSAF (Regione Lombardia)
Conifere	DUSAF (Regione Lombardia)
Misto	DUSAF (Regione Lombardia)
Praterie	DUSAF (Regione Lombardia)
Arbusteti	DUSAF (Regione Lombardia)
Vegetazione rada	DUSAF (Regione Lombardia)
Acqua	DUSAF (Regione Lombardia)

5 Risultati e discussione

5.1 Elaborazione di immagini satellitari

5.1.1 Classificazione non supervisionata dell'area campione sita in Val Belviso

La migliore classificazione non supervisionata con algoritmo ISODATA è risultata essere quella a 10 classi (Figura 13), in grado di risolvere in parte le 7 categorie vegetazionali d'interesse (bosco chiuso, bosco rado, cespuglieto, cespuglieto alberato, prateria con cespugli, prateria alberata e prateria) e classificare correttamente le classi acqua, roccia e urbanizzato.

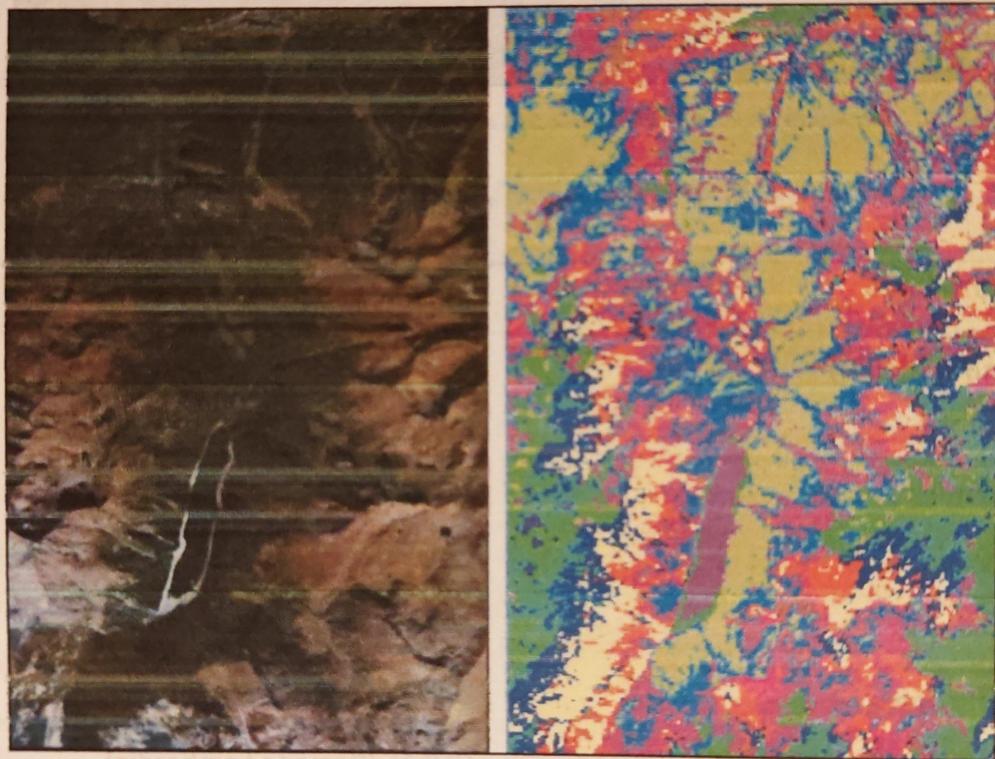


Figura 13: Area di studio a sinistra e maschera della classificazione non supervisionata a 10 classi a destra.

Dal confronto fra i poligoni di controllo (*training fields*) e i risultati della classificazione per gli stessi poligoni è apparso evidente come il classificatore sia stato in grado di distinguere bene le categorie bosco chiuso (2/2) e prateria (3/4), mentre le altre categorie risultano come un'intersezione di più *cluster* la cui particolare combinazione in molti casi definisce ciascuna classe informativa d'interesse. Inoltre alcuni *cluster* appartengono a più classi informative. In generale si evince una buona capacità del classificatore di discernere le categorie più semplici da un punto di vista della struttura e della composizione (bosco chiuso e prateria) da una parte, e dall'altra di cogliere l'eterogeneità delle categorie miste riuscendo comunque a caratterizzare ciascuna tipologia.

5.1.2 Classificazione supervisionata dell'area campione sita in Belviso

per la classificazione supervisionata *Maximum likelihood* sono stati utilizzati come campi (o aree) di prova (*training fields*) i poligoni di verità a terra verificati in campo (26), ai quali sono stati aggiunti ulteriori poligoni selezionati attraverso l'ispezione di foto satellitari per le rimanenti tipologie di copertura del suolo presenti nella scena (acqua, bosco di latifoglie, vegetazione pioniera, roccia e urbanizzato), per un totale di 43 campi. La proprietà probabilmente più importante di una buona area di *training* è la sua omogeneità (Campbell e Wynee, 2011). Al fine di verificare che ciascuna classe di copertura vegetazionale di interesse esibisse una distribuzione unimodale dei valori per ogni banda spettrale utilizzata, sono state analizzate le funzioni di densità che descrivono la distribuzione dei valori di ogni *pixel* in ciascuna classe per ognuno dei 6 canali selezionati corrispondenti alle bande 2 (blu), 3 (verde), 4 (rosso), 5 (NIR = *near infrared*), 6 (SWIR1 = *short wave infrared*), 7 (SWIR2) (Figura 14 e seguenti).

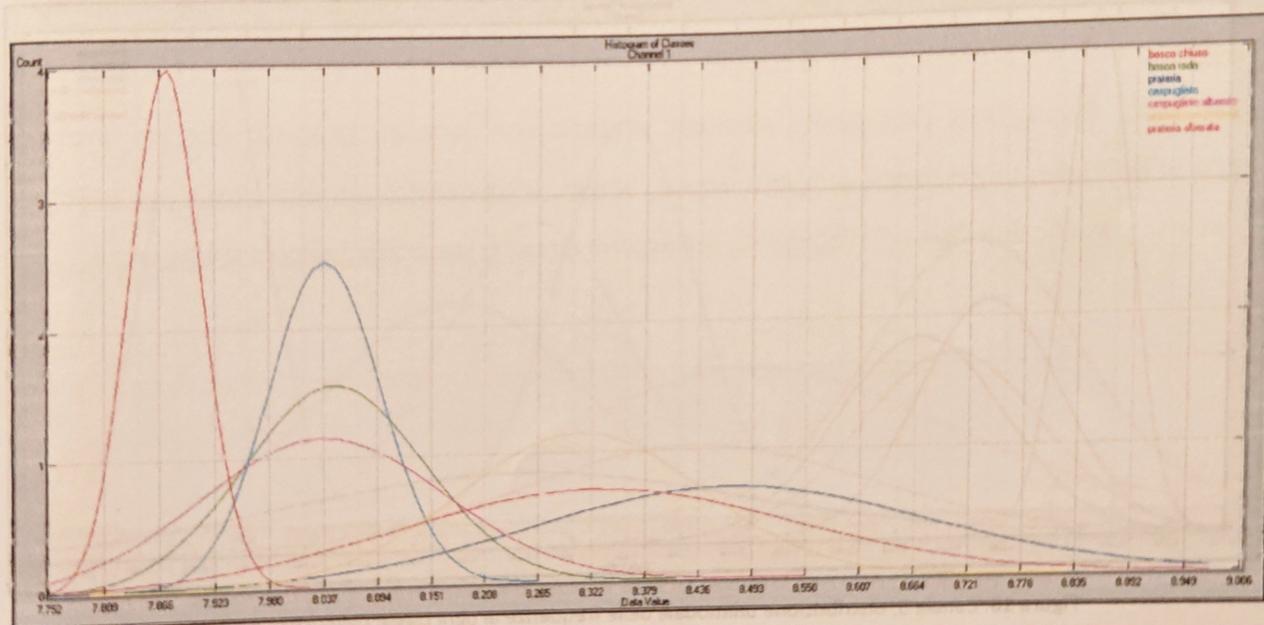


Figura 14: Canale 1, distribuzione unimodale delle frequenze di ogni classe (*Multispec output*).

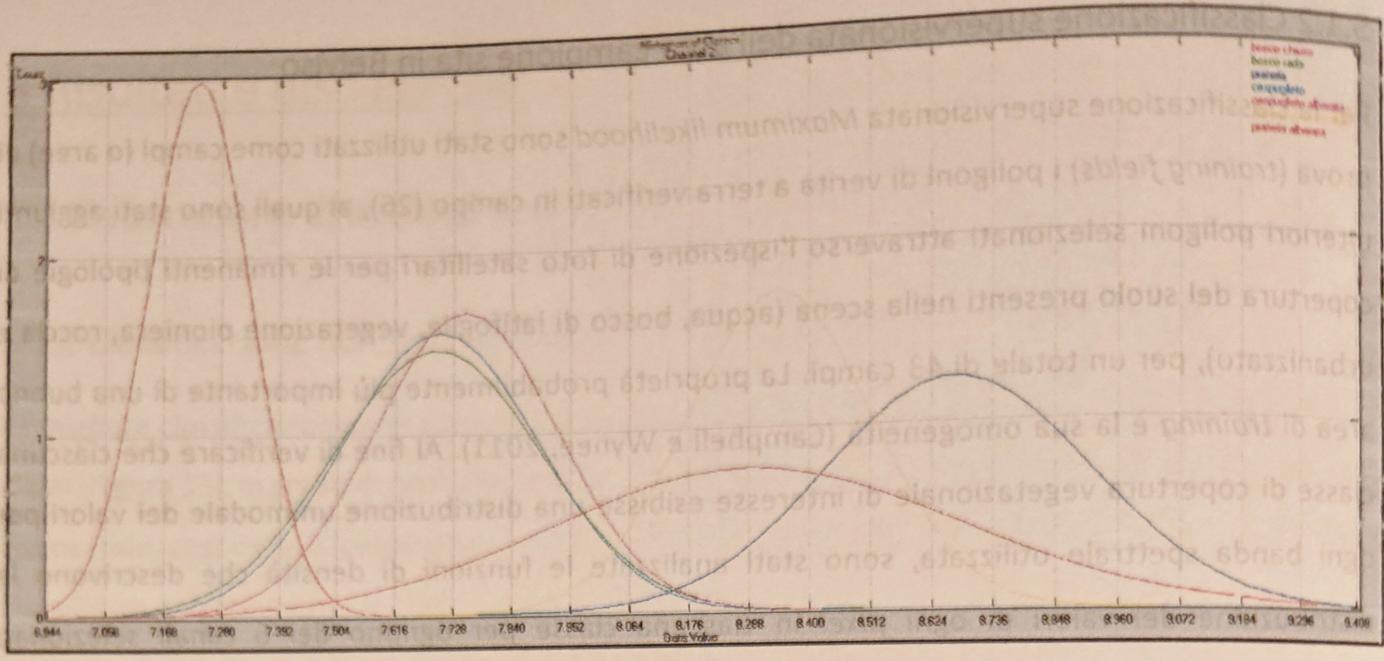


Figura 15: Canale 2, distribuzione unimodale delle frequenze di ogni classe. (Multispec output).

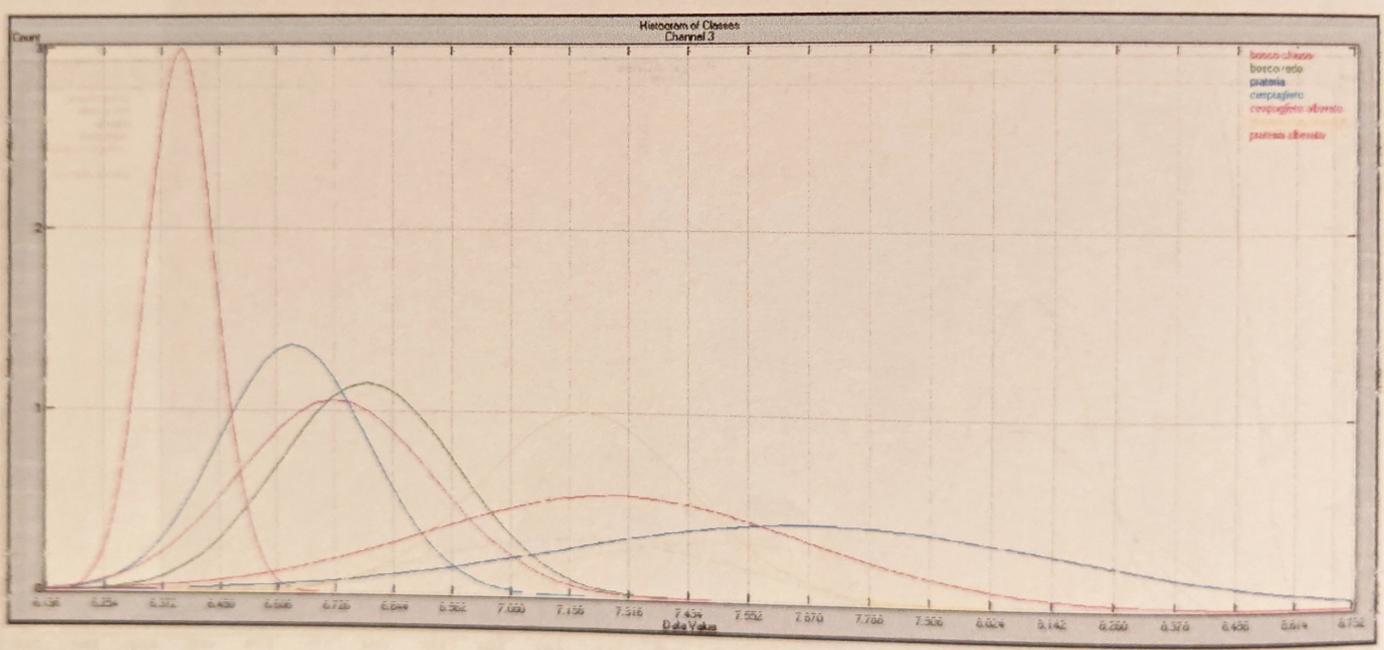


Figura 16: Canale 3, distribuzione unimodale delle frequenze di ogni classe. (Multispec output).

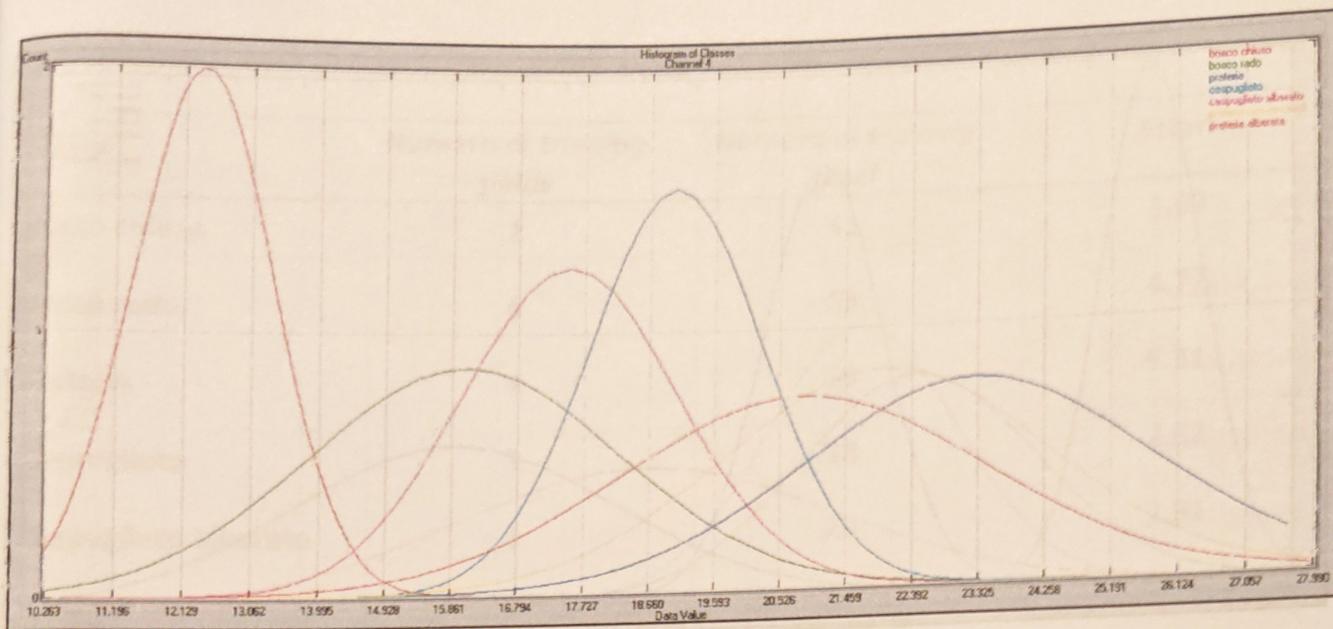


Figura 17: Canale 4, distribuzione unimodale delle frequenze di ogni classe (Multispec output).

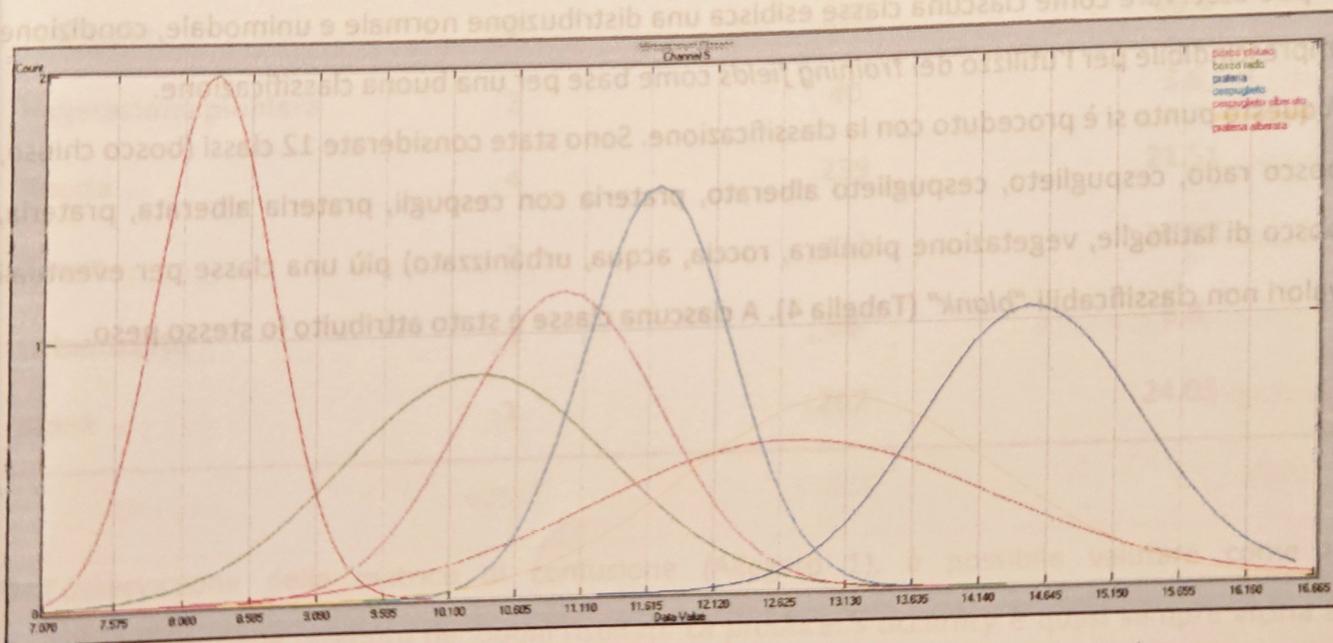


Figura 18: Canale 5, distribuzione unimodale delle frequenze di ogni classe (Multispec output).

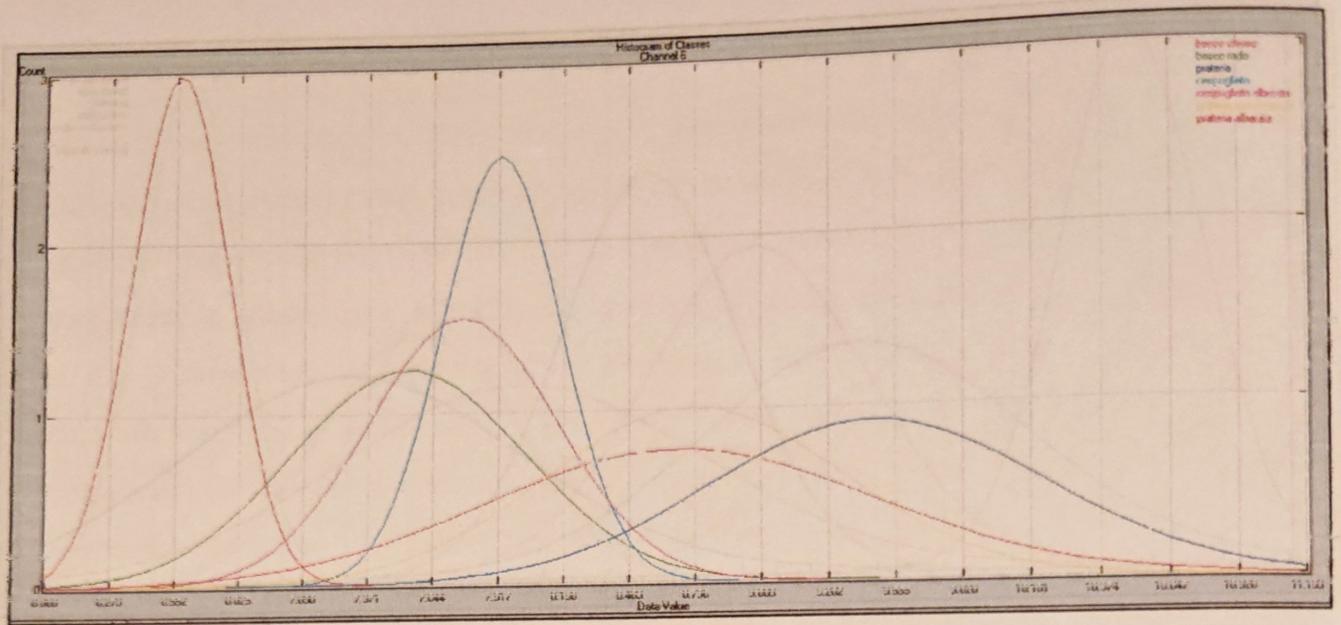


Figura 19: Canale 6, distribuzione unimodale delle frequenze di ogni classe (*Multispec output*).

Si può osservare come ciascuna classe esibisca una distribuzione normale e unimodale, condizione imprescindibile per l'utilizzo dei *training fields* come base per una buona classificazione.

A questo punto si è proceduto con la classificazione. Sono state considerate 12 classi (bosco chiuso, bosco rado, cespuglieto, cespuglieto alberato, prateria con cespugli, prateria alberata, prateria, bosco di latifoglie, vegetazione pioniera, roccia, acqua, urbanizzato) più una classe per eventuali valori non classificabili "blank" (Tabella 4). A ciascuna classe è stato attribuito lo stesso peso.



Figura 18: Canale 5, distribuzione unimodale delle frequenze di ogni classe (*Multispec output*).

Tabella 4: Classi del training.

Classe	Numero di training fields	Numero di training pixel	Ettari
Bosco chiuso	2	41	3.69
Bosco rado	4	53	4.77
Prateria	4	59	5.31
Cespuglieto	3	28	2.52
Cespuglieto alberato	3	29	2.61
Prateria con cespugli	5	51	4.59
Prateria alberata	7	83	7.47
Latifoglie	3	290	26.1
Vegetazione pioniera	2	40	3.6
Roccia	4	239	21.51
Acqua	2	232	20.88
Urbanizzato	1	98	8.8
Blank	1	267	24.03
			Totale

Dall'osservazione della matrice di confusione (Allegato 1), è possibile valutare come la classificazione abbia ottenuto dei buoni risultati. La *producer's accuracy* è quasi sempre vicina al 100%. Solo nel caso della classe "prateria alberata" si osserva una percentuale più bassa, 61,4 %. La *user's accuracy* va da un minimo di 80,7% per la categoria "prateria con cespugli" fino ad un massimo di 100% per le categorie "acqua" e "latifoglie". L'*overall accuracy*, che si ottiene dividendo il numero di *pixel* classificati correttamente per il numero totale di *pixel*, si attesta al 95,7% e il coefficiente di concordanza K (Cohen, 1960) è uguale a 95,1%. L'immagine è stata così classificata (Tabella 5).

Tabella 5: Risultati della classificazione dell'area campione "Belviso".

Classe	Numero di pixel	Percentuale	Area (ettari)
bosco chiuso	5493	7.6	494.37
bosco rado	3385	4.7	304.65
prateria	1446	2.0	130.14
cespuglieto	3333	4.6	299.97
cespuglieto alberato	4648	6.5	418.32
prateria con cespugli	3123	4.3	281.07
prateria alberata	20796	29.0	1871.64
acqua	784	1.1	70.56
urbanizzato	3077	4.3	276.93
blank	1316	1.8	118.44
roccia	14532	20.2	1307.88
vegetazione pioniera	3481	4.8	313.29
latifoglie	6413	8.9	577.17
Totale	71827	100.0	6464.43

Osservando la mappa ottenuta con la classificazione (Figura 20) si può notare come ampie zone dell'area siano contraddistinte da una generale uniformità. La mappa di probabilità di giusta assegnazione dei *pixel* dell'immagine mette in evidenza come circa il 50% dell'area rientri nel *range* di probabilità media e medio-bassa. All'interno di queste zone sono apprezzabili piccole aree a probabilità medio-alta, mentre un'ampia zona dell'immagine esibisce valori molto bassi. L'errore appare concentrato in zone specifiche, non coincidenti con i territori nei quali sono stati selezionati i *training fields*. Questo indica che il classificatore non possiede ancora una buona capacità di generalizzazione che renda possibile classificare le aree esterne al *training*.

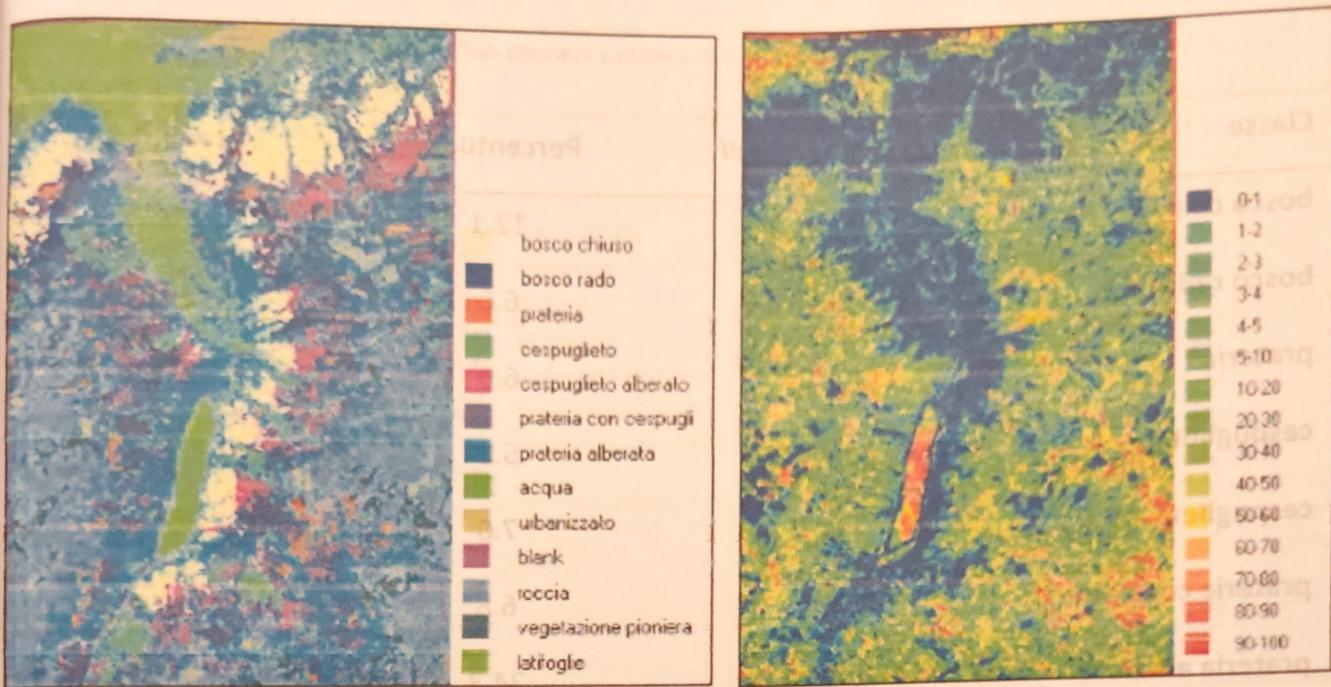


Figura 20: Mappa della classificazione a sinistra e relativa mappa di probabilità a destra (valori in percentuale).

Considerando i risultati ottenuti e in particolare la mappa di probabilità, si è proceduto con una nuova classificazione basata sull'utilizzo di *Enhance statistics* che applica un peso diverso a ciascuna classe (Tabella 6).

288.24	9.1	6236	roccia
633.24	9.8	7036	vegetazione pioniera
478.71	7.4	5319	latifoglie
6464.43	100.0	71827	Totale

Tabella 6: Risultati della classificazione con statistica avanzata dell'area campione "Belviso".

Classe	Numero di pixel	Percentuale	Area (ettari)
bosco chiuso	8714	12.1	784.26
bosco rado	4330	6.0	389.7
prateria	4332	6.0	389.88
cespuglieto	3948	5.5	355.32
cespuglieto alberato	5022	7.0	451.98
prateria con cespugli	4865	6.8	437.85
prateria alberata	17480	24.3	1573.20
acqua	764	1.1	68.76
urbanizzato	2165	3.0	194.85
blank	1316	1.8	118.44
roccia	6536	9.1	588.24
vegetazione pioniera	7036	9.8	633.24
latifoglie	5319	7.4	478.71
Totale	71827	100.0	6464.43

Osservando la matrice di confusione (Allegato 2) della nuova classificazione così ottenuta, si può notare come ci sia un generale peggioramento di tutti i parametri statistici. In particolare sia la *producer's accuracy* che la *user's accuracy* mostrano valori più bassi rispetto alla precedente classificazione e l'*overall accuracy* si attesta sull'82,2%. Il coefficiente k di Cohen è pari a 79,6%. La mappa ottenuta (Figura 21) evidenzia come il territorio sia stato classificato in modo differente: non sono più presenti grosse aree omogenee e si nota una maggiore variabilità che restituisce in modo più realistico le condizioni reali dell'area. La mappa di probabilità associata mostra come l'errore sia distribuito più uniformemente sull'intera area, con una percentuale maggiore di zone classificate correttamente.

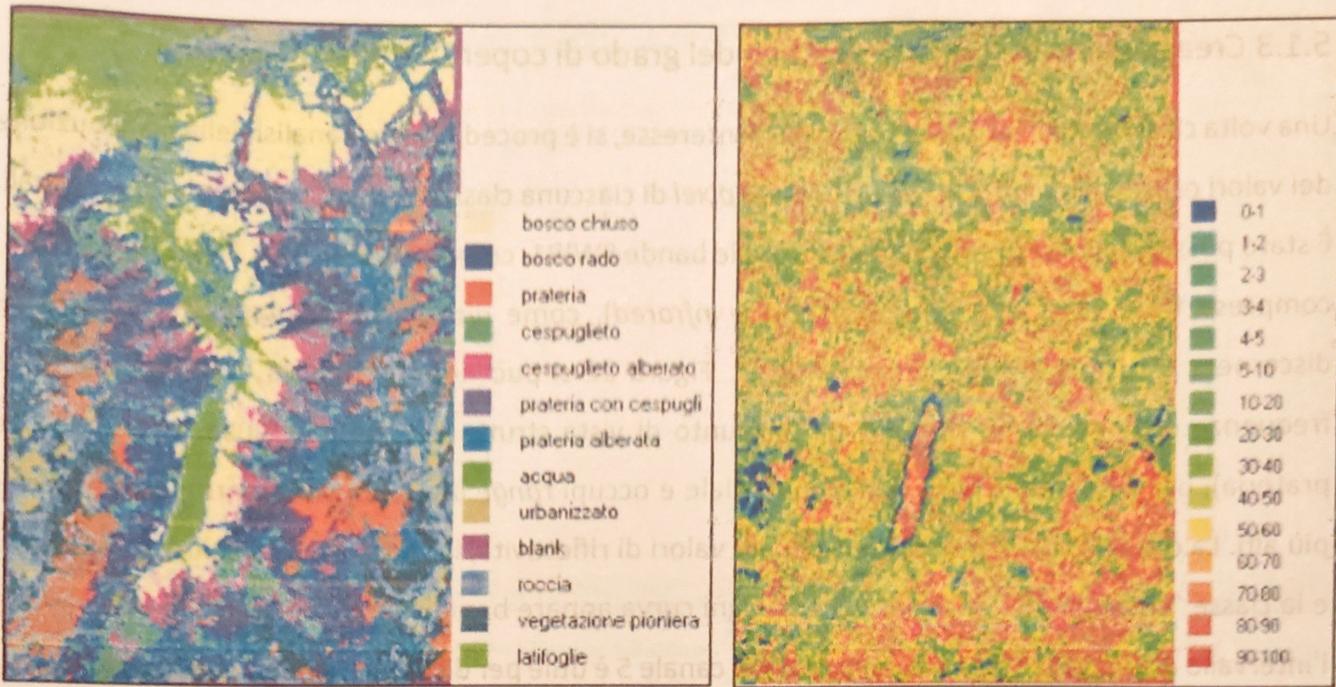


Figura 21: Mappa della classificazione con statistiche avanzate a sinistra e relativa mappa di probabilità a destra (valori in percentuale).

Sebbene questo metodo abbassi le statistiche di accuratezza della classificazione, è in grado di operare una migliore generalizzazione delle proprietà del *training* sull'intera area sottoposta a classificazione, restituendo una rappresentazione più fedele del territorio.

5.1.3 Creazione di un indice descrittivo del grado di copertura del suolo

Una volta classificato il territorio dell'area di interesse, si è proceduto con l'analisi della distribuzione dei valori espressi in *digital number* (DN) dai *pixel* di ciascuna classe in ognuna delle bande spettrali. È stato possibile in questo modo identificare le bande SWIR1, compresa fra 1,57 e 1,65 μm , e SWIR2, compresa fra 2,11 e 2,29 μm (*Short wave infrared*), come quelle con la maggiore capacità di discernere fra classi diverse. Osservando la Figura 22 si può notare come la distribuzione delle frequenze delle classi più semplici da un punto di vista strutturale (bosco chiuso, cespuglieto e prateria), per il canale 5 (SWIR1), sia unimodale e occupi *range* diversi di valori, progressivamente più alti. La classe "prateria" esprime i più alti valori di riflettività, la classe "bosco chiuso" i più bassi e la classe "cespuglieto" valori intermedi. Ogni curva appare ben distinta dalle altre, indicando che l'intervallo di lunghezze d'onda comprese nel canale 5 è utile per distinguere bene queste tre diverse categorie.

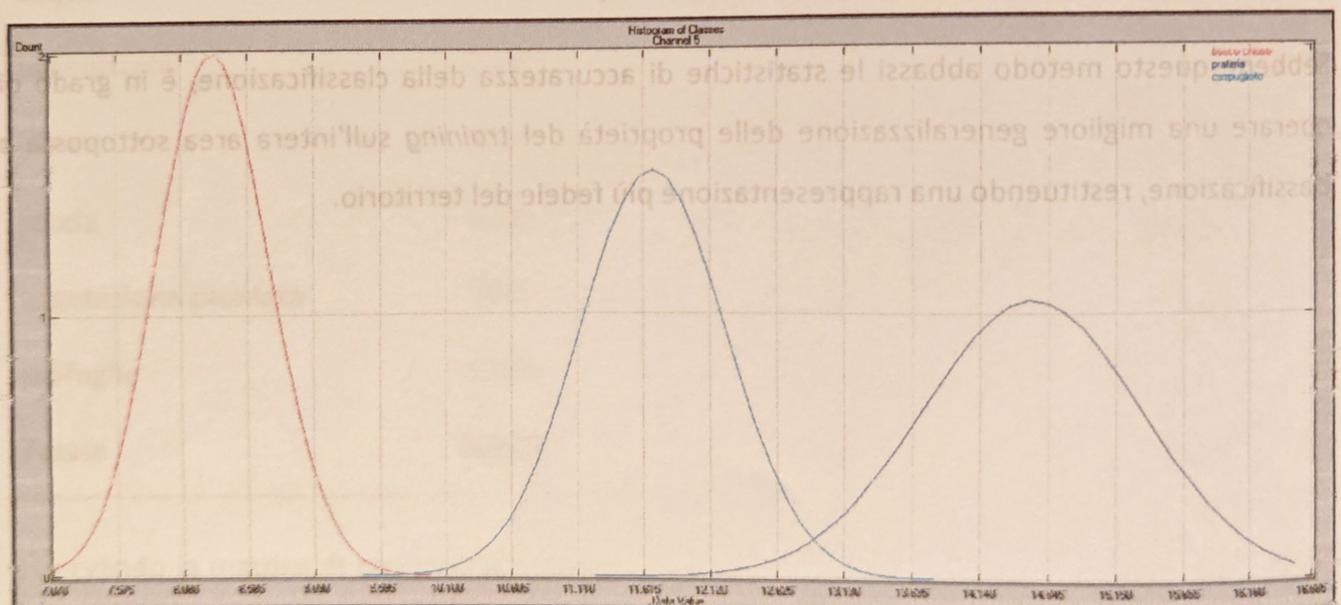


Figura 22: Canale 5 (SWIR1), distribuzione delle frequenze delle classi "bosco chiuso" in rosso, "cespuglieto" in azzurro e "prateria" in blu.

In Figura 23 si può osservare come il *range* di lunghezze d'onda comprese nel canale 6 (SWIR2), sia a sua volta utile per effettuare una distinzione fra le tre classi precedentemente analizzate. Anche in questo caso si osserva una riflettività più alta per la classe "prateria".

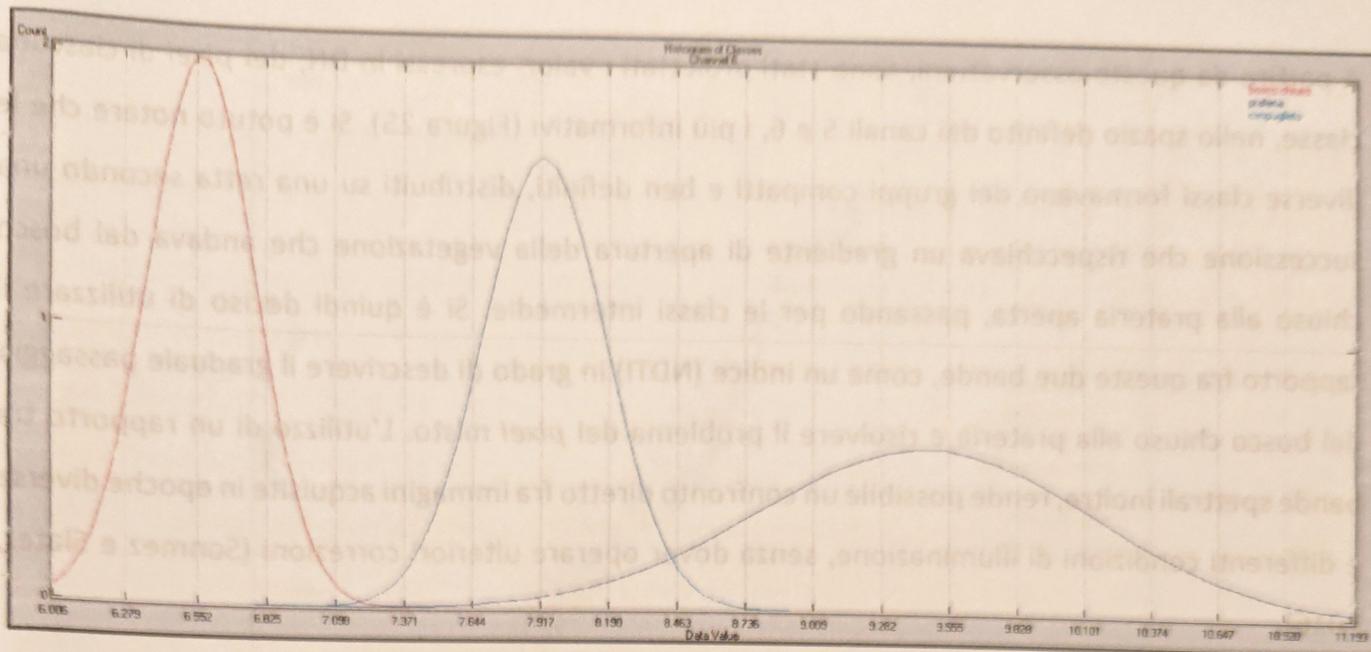


Figura 23: Canale 6 (SWIR2), distribuzione delle frequenze delle classi "bosco chiuso" in rosso, "cespuglieto" in azzurro e "prateria" in blu.

Analizzando la distribuzione delle frequenze per classi intermedie a quelle precedentemente considerate, si è notato che queste andavano a disporsi esattamente a cavallo delle classi delle quali condividevano parte della propria struttura (Figura 24). Questo aspetto è stato interpretato come una migliore capacità del classificatore di discernere le classi più semplici, quelle caratterizzate da una sola tipologia di copertura (bosco chiuso, cespuglieto e prateria).

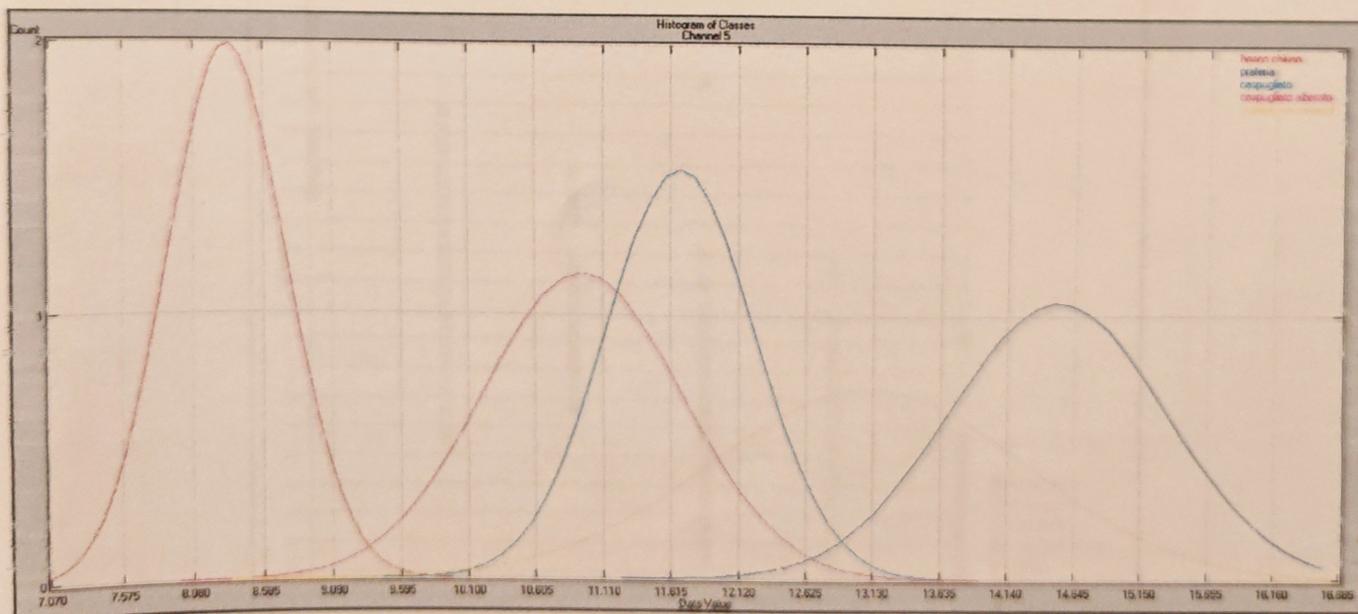


Figura 24: Canale 5 (SWIR1), distribuzione delle frequenze delle classi "bosco chiuso" in rosso, "cespuglieto alberato" in violetto, "cespuglieto" in azzurro, "prateria con cespugli" in giallo e "prateria" in blu.

A partire da queste osservazioni, sono stati proiettati i valori espressi in DN, dei *pixel* di ciascuna classe, nello spazio definito dai canali 5 e 6, i più informativi (Figura 25). Si è potuto notare che le diverse classi formavano dei gruppi compatti e ben definiti, distribuiti su una retta secondo una successione che rispecchiava un gradiente di apertura della vegetazione che andava dal bosco chiuso alla prateria aperta, passando per le classi intermedie. Si è quindi deciso di utilizzare il rapporto fra queste due bande, come un indice (NDTI) in grado di descrivere il graduale passaggio dal bosco chiuso alla prateria e risolvere il problema del *pixel* misto. L'utilizzo di un rapporto tra bande spettrali inoltre, rende possibile un confronto diretto fra immagini acquisite in epoche diverse e differenti condizioni di illuminazione, senza dover operare ulteriori correzioni (Sonmez e Slater, 2016).

Riclassificando l'immagine multispettrale dell'area campione sita in Val Belviso rispetto al rapporto tra bande specificato ed estraendo i valori di DN dei *training fields*, si è potuta constatare l'efficacia dello stesso nel descrivere il gradiente di progressiva apertura del bosco rispetto ad un *ranking* assegnato a priori (Figura 26). Partendo dai valori più alti di indice e proseguendo verso quelli più bassi troviamo le categorie "bosco chiuso", "bosco rado", "cespuglieto alberato", "prateria con alberi", "cespuglieti" e "prateria".



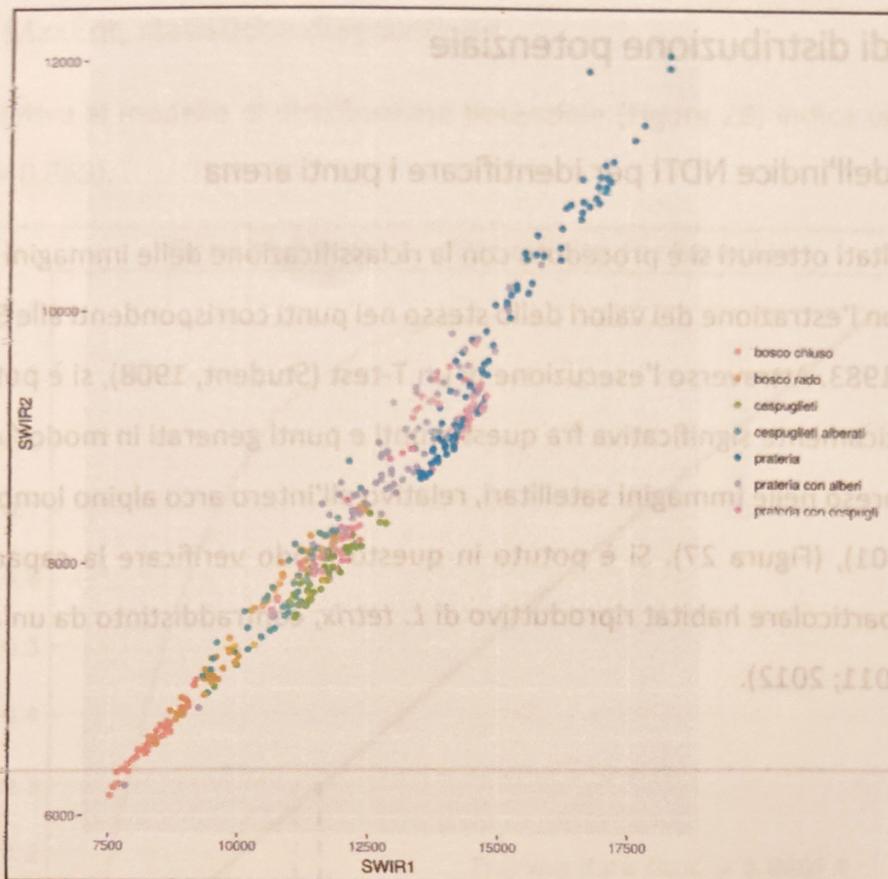


Figura 25: SWIR1 (Canale 5) contro SWIR2 (Canale 6).

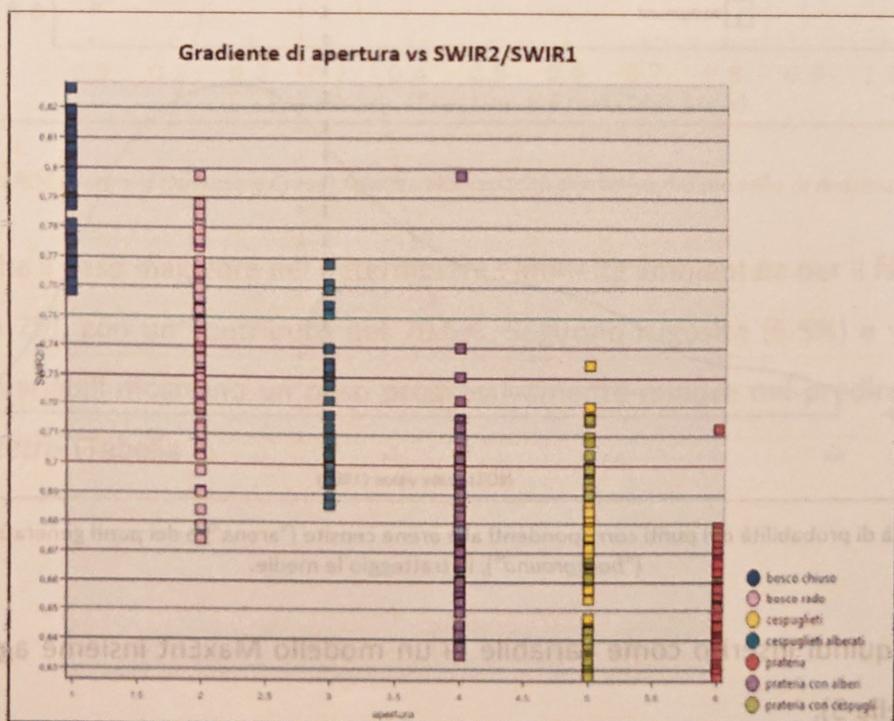


Figura 26: Gradiente di apertura vs il rapporto fra bande SWIR2/SWIR1

5.2 Modello di distribuzione potenziale

5.2.1 Efficacia dell'indice NDTI per identificare i punti arena

A partire dai risultati ottenuti si è proceduto con la riclassificazione delle immagini Landsat secondo l'indice NDTI e con l'estrazione dei valori dello stesso nei punti corrispondenti alle 545 arene censite negli anni 1982-1983. Attraverso l'esecuzione di un T-test (Student, 1908), si è potuta valutare una differenza statisticamente significativa fra questi punti e punti generati in modo "random" su tutto il territorio compreso nelle immagini satellitari, relativo all'intero arco alpino lombardo ($t = 2.57$; $df = 1055.4$; $p = 0.01$), (Figura 27). Si è potuto in questo modo verificare la capacità dell'indice di caratterizzare il particolare habitat riproduttivo di *L. tetrica*, contraddistinto da un'alta eterogeneità (Patthey *et al.*, 2011; 2012).

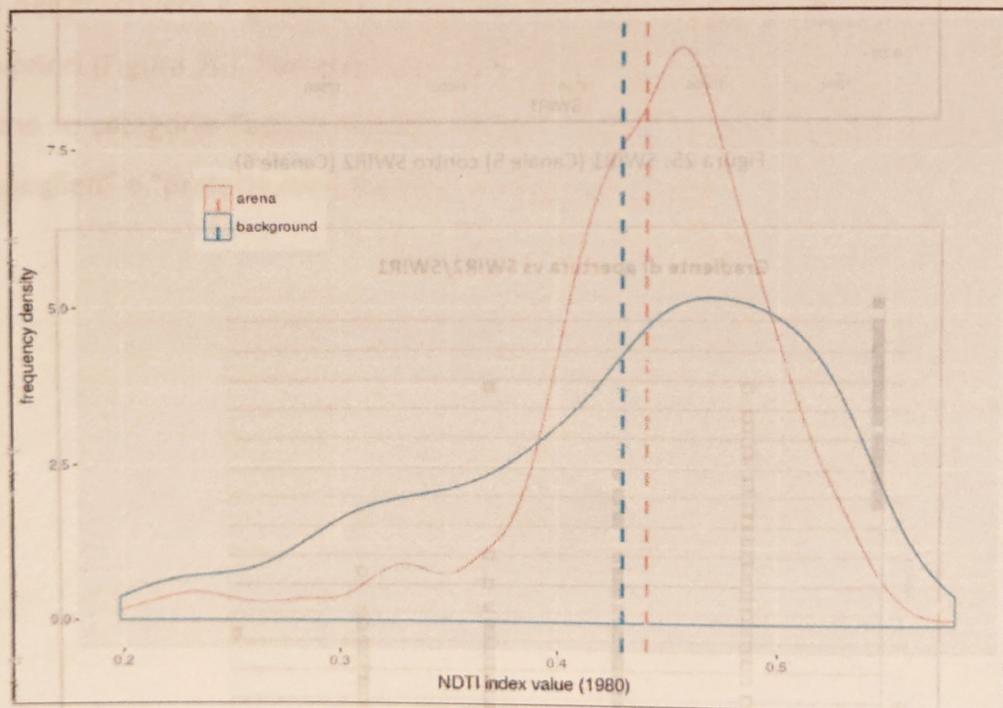


Figura 27: Densità di probabilità dei punti corrispondenti alle arene censite ("arena") e dei punti generati in modo casuale ("background"), in tratteggio le medie.

L'indice è stato quindi inserito come variabile di un modello MaxEnt insieme agli altri predittori ambientali (Tabella 3).

5.2.2 Modello MaxEnt, statistiche diagnostiche

La curva ROC relativa al modello di distribuzione potenziale (Figura 28) indica un'ottima capacità predittiva (AUC = 0.869).

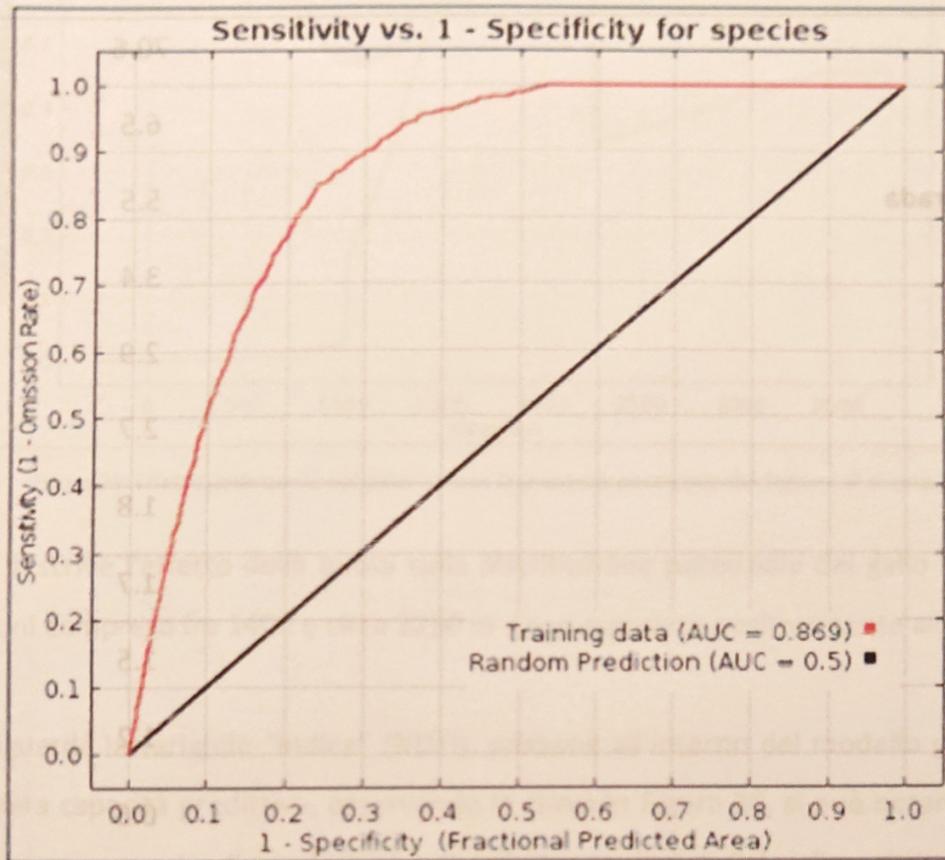


Figura 28: Curva ROC (Receiver Operating Curve) relativa alla capacità predittiva del modello di distribuzione potenziale.

La variabile che ha il peso maggiore nel determinare l'idoneità ambientale per il fagiano di monte è la quota (Figura 29), con un contributo del 70.6%. Seguono rugosità (6.5%) e vegetazione rada (5.5%); le altre variabili mostrano un peso progressivamente minore nel predire la distribuzione potenziale di *L. tetricus* (Tabella 7).

Tabella 7: Contributo in percentuale di ciascuna variabile alla predittività del modello.

Variabile	Contributo
Quota	70.6
Rugosità	6.5
Vegetazione rada	5.5
Conifere	3.4
Latifoglie	2.9
Arbusteti	2.7
Praterie	1.8
Pendenza	1.7
Indice	1.5
Misto	1.2
Antropico	0.6
Esposizione	0.6
Acqua	0.5
Agricolo	0.3

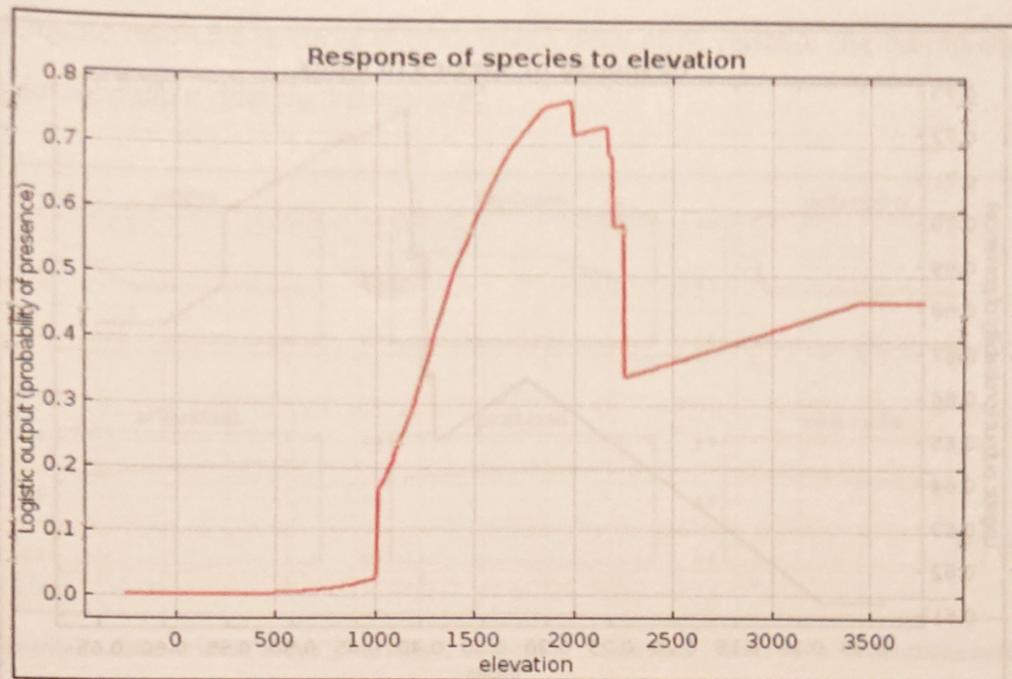


Figura 29: Effetto della quota nel determinare la presenza potenziale del fagiano di monte.

La curva che descrive l'effetto della quota sulla distribuzione potenziale del gallo forcello mostra come elevazioni comprese fra 1400 e circa 2250 m siano associate positivamente alla presenza di *L. tetricus*.

Per quanto riguarda la variabile "indice" (NDTI), sebbene all'interno del modello generale mostri solo una discreta capacità predittiva, osservando la curva in Figura 30, si può notare come questa esibisca un brusco aumento di predittività per valori maggiori di 0.4 e fino a circa 0.55. Inoltre inserendo l'indice in un modello a unica variabile, si osserva come la predittività si concentri in un range piuttosto ristretto che va da 0.4 a 0.48 (Figura 31). Questi risultati confermano il fatto che precisi valori dell'indice sono da associare al particolare ambiente che contraddistingue le arene.

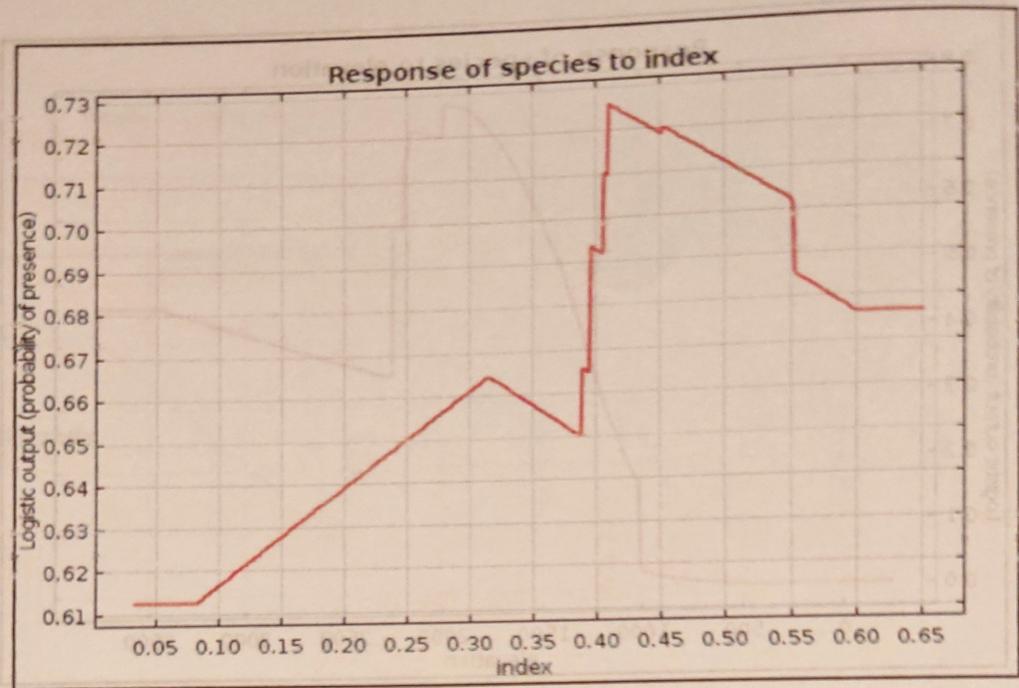


Figura 30: Effetto della variabile "indice" nel determinare la presenza potenziale del fagiano di monte

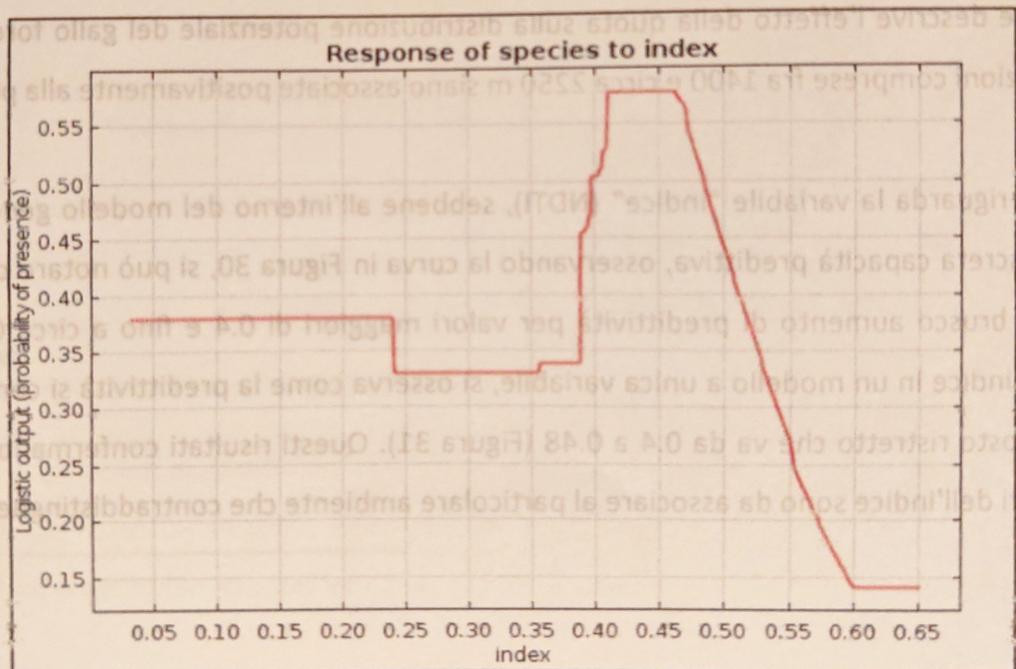


Figura 31: Predittività della variabile "indice" in un modello a unica variabile.

Di seguito vengono riportate le curve di predittività delle altre variabili che hanno contribuito alla costruzione del modello e relativa discussione.

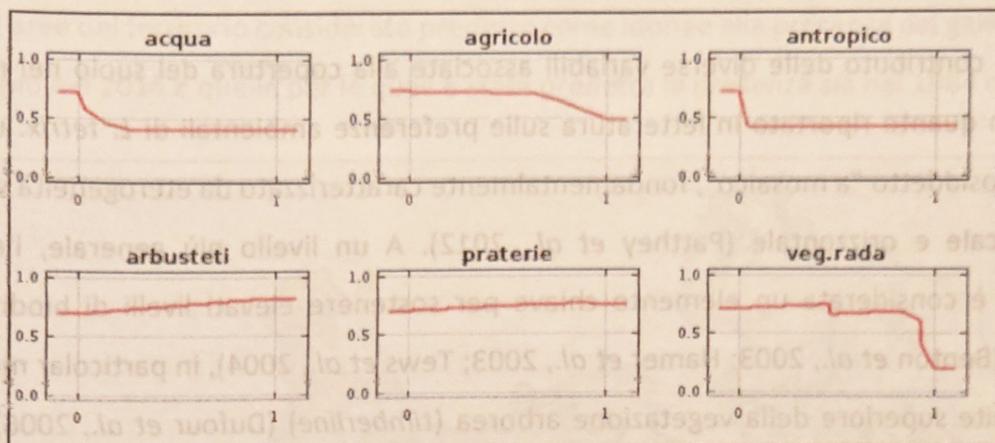


Figura 32: Contributo delle variabili "acqua", "agricolo", "antropico", "arbusteti", "praterie" e "vegetazione rada" al modello.

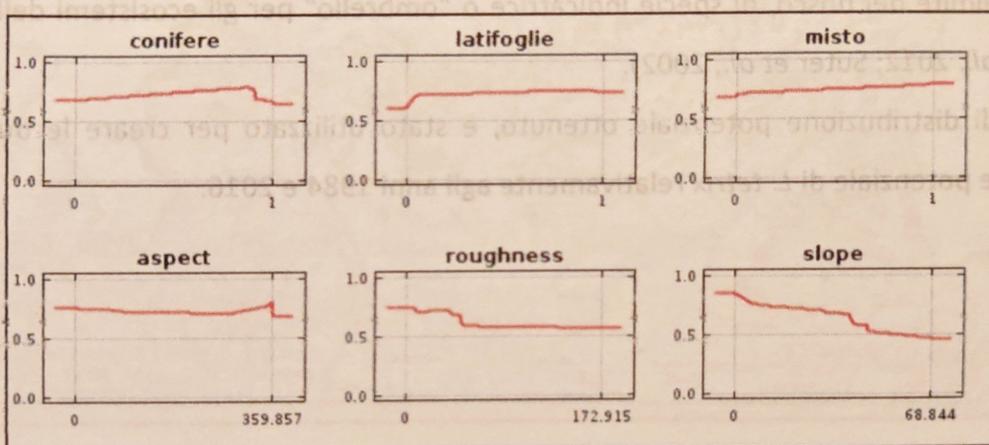


Figura 33: Contributo delle variabili "conifere", "latifoglie", "misto", "esposizione" (*aspect*), "rugosità superficiale" (*roughness*) e "pendenza" (*slope*) alla predittività del modello.

Dall'osservazione delle curve di Figura 32 e Figura 33, si nota che la presenza di acqua e di insediamenti antropici è negativamente associata alla presenza potenziale della specie, mentre quella di arbusteti e praterie esercita sempre un effetto positivo: ad un aumento della copertura di arbusteti è associata maggiore vocazionalità per la specie. La presenza di copertura di tipo agricolo esercita un effetto negativo sulla presenza potenziale della specie per percentuali maggiori di circa il 70 %. Per quanto riguarda la vegetazione rada, la curva mostra valore ottimale che raggiunge un picco per circa il 45 % di copertura e che dopo un andamento piuttosto costante, tende a ridurre la probabilità di presenza per valori che superino l'80 %.

La presenza di boschi di conifere, latifoglie o misti non ha un effetto marcato sulla probabilità di presenza, senza particolari differenze legate al variare della percentuale di copertura.

Il tipo di esposizione non sembra influenzare particolarmente la presenza del gallo forcello, mentre bassi valori di rugosità superficiale e pendenza sono associati ad una maggiore probabilità di presenza.

L'analisi del contributo delle diverse variabili associate alla copertura del suolo nel modello è in accordo con quanto riportato in letteratura sulle preferenze ambientali di *L. tetricus*: un ambiente variegato, cosiddetto "a mosaico", fondamentalmente caratterizzato da eterogeneità strutturale in senso verticale e orizzontale (Patthey *et al.*, 2012). A un livello più generale, l'eterogeneità dell'habitat è considerata un elemento chiave per sostenere elevati livelli di biodiversità degli ecosistemi (Benton *et al.*, 2003; Hamer *et al.*, 2003; Tews *et al.*, 2004), in particolar modo di quelli alpini al limite superiore della vegetazione arborea (*timberline*) (Dufour *et al.*, 2006). Da questo punto di vista viene confermato il ruolo di *L. tetricus*, rappresentante emblematico della fauna degli ambienti al limite del bosco, di specie indicatrice o "ombrello" per gli ecosistemi della *timberline* (Patthey *et al.*, 2012; Suter *et al.*, 2002).

Il modello di distribuzione potenziale ottenuto, è stato utilizzato per creare le due mappe di distribuzione potenziale di *L. tetricus* relativamente agli anni 1984 e 2016.

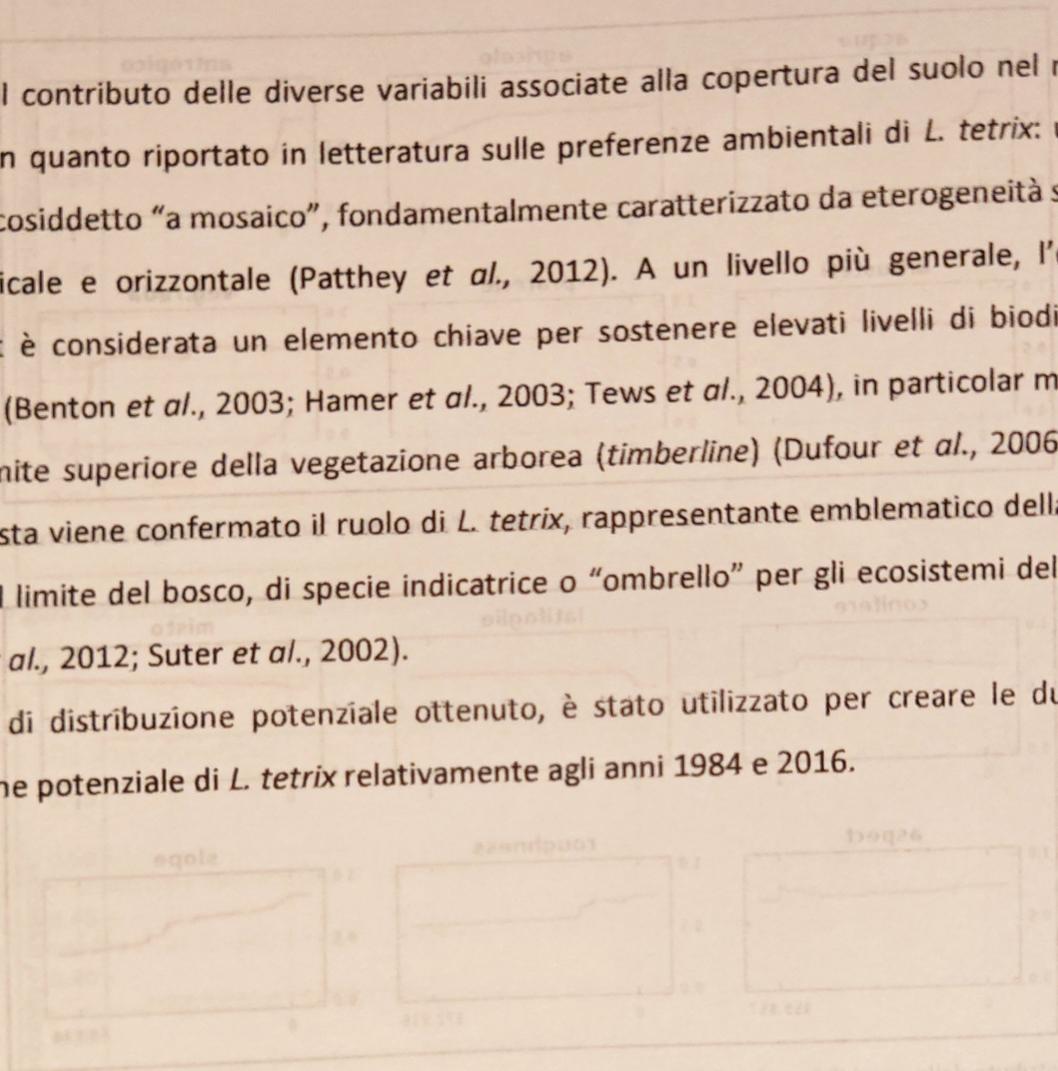


Figura 33: Contributo delle variabili "contiene", "latifoglie", "misto", "esposizione", "aspect", "rugosità superficiale", "pendenza", "slope" alla predittività del modello.

Dall'osservazione delle curve di Figura 32 e Figura 33, si nota che la presenza di acqua e di insediamenti antropici è negativamente associata alla presenza potenziale della specie, mentre quella di arbusti e praterie esercita sempre un effetto positivo: ad un aumento della copertura di arbusti è associata maggiore vocazionalità per la specie. La presenza di copertura di tipo agricolo esercita un effetto negativo sulla presenza potenziale della specie per percentuali maggiori di circa il 70%. Per quanto riguarda la vegetazione rada, la curva mostra valore ottimale che raggiunge un picco per circa il 42% di copertura e che dopo un andamento piuttosto costante, tende a ridurre la probabilità di presenza per valori che superano l'80%. La presenza di boschi di conifere, latifoglie e misti non ha un effetto marcato sulla probabilità di presenza, senza particolari differenze legate al variare della percentuale di copertura.

5.2.3 Carte di distribuzione potenziale

Si riporta un mosaico delle due carte di distribuzione potenziale (Figura 34) in cui è possibile osservare le aree del territorio considerato predette come idonee alla presenza del gallo forcello nel 1984 e non più nel 2016 e quelle per le quali è stata predetta la presenza sia nel 1984 che nel 2016.



Figura 34: Carta di distribuzione potenziale di *L. tetrrix* (in arancio le aree idonee nel 1984, non idonee nel 2016; in verde le aree idonee nel 1984 e rimaste tali).

Si predicono 81448.74 ettari di habitat invariato, 3674.34 ettari di habitat guadagnato nel 2016 e 52406.73 ettari di habitat idoneo persi fra il 1984 e il 2016, il che equivale ad una contrazione dell'habitat di circa il 39%. Le poche aree che sono risultate idonee per la presenza di *L. tetrrix* nel 2016 e non nel 1984, si trovano generalmente a quote inferiori rispetto all'habitat rimasto invariato. È rilevabile una forte perdita di aree idonee su tutte le Alpi lombarde, di portata maggiore in alcuni settori delle Prealpi, a fronte di un esiguo guadagno di territori. Quanto qui rilevato trova corrispondenza con quanto riportato da Storch (2007), la quale evidenzia un generale declino delle popolazioni di *L. tetrrix* nella maggior parte delle nazioni dell'Europa Centrale, in particolare nelle aree periferiche situate al confine dell'areale. La perdita, degradazione e frammentazione dell'habitat (Kurki et al., 2000; Storch, 2007), sono infatti considerati fra i principali fattori che causano la contrazione delle popolazioni; oltre ai cambiamenti climatici (Lindström et al., 1997;

Zbinden e Salvioni, 2004) e al disturbo legato alle attività antropiche (Arlettaz *et al.*, 2007; Patthey *et al.*, 2008).

Un aspetto importante da tenere in considerazione ai fini della conservazione di questo galliforme, oltre alla quantità di habitat perso, è la sua qualità. Geary *et al.*, 2005, hanno infatti dimostrato il legame che esiste fra la qualità dell'habitat e la persistenza dei *lek*: nel caso di studio citato, nuovi *lek* apparsi in habitat la cui qualità fosse migliorata, sono risultati più numerosi rispetto a quelli scomparsi nello stesso periodo. Inoltre, la qualità dell'habitat da sola, non spiegava completamente il cambiamento della localizzazione dei *lek*, che si è dimostrato essere particolarmente legato alla connettività spaziale fra le aree idonee. L'importanza della connettività fra i territori nel mantenere le popolazioni è stata dimostrata per numerosi *taxa* (Hanski, 2005); e risulta essere un fattore che riveste maggiore importanza quando l'habitat è frammentato e la dimensione della popolazione è bassa (Proctor *et al.*, 2005). A causa della forte perdita di habitat e della sua frammentazione nell'Europa centrale e occidentale (Storch e Segelbacher, 2000), le popolazioni di *L. tetrrix* sulle Alpi manifestano una contrazione e un progressivo isolamento (Bernard-Laurent 1994; Storch, 2000). L'habitat idoneo è infatti tipicamente caratterizzato da *patch* di 1-100 km² separate da valli, insediamenti urbani, stazioni sciistiche, terreni agricoli, corsi d'acqua e creste che superano il limite superiore dell'habitat della specie; tutti fattori che rendono più difficile la dispersione degli individui e lo scambio genetico.

La perdita di habitat riscontrata in questo lavoro perciò, di per sé preoccupante per la conservazione del fagiano di monte, appare più grave se rapportata al particolare contesto in cui si è riscontrata.

Considerando il fatto che non è solo la presenza di un determinato tipo di habitat, ma anche la sua accessibilità e struttura spaziale che vanno presi in considerazione (Law e Dickman, 1998), la persistenza di popolazioni di *L. tetrrix* sulle Alpi, appare legata alla preservazione di *network* di *patch* di habitat di buona qualità e *stepping-stones* (Caizergues *et al.*, 2003).

6 Conclusioni

Nel caso di studio qui affrontato si sono potute saggiare le potenzialità delle tecniche di *remote sensing* attraverso l'utilizzo di un indice che, insieme ad altre fonti di dati, ha permesso una buona caratterizzazione dell'habitat riproduttivo di *L. tetrica* e la relativa distribuzione sull'arco alpino lombardo. Come è stato evidenziato dal modello qui proposto, l'ecologia del fagiano di monte si caratterizza per l'esigenza di habitat differenti e per la sua sensibilità ai diversi tipi di uso del suolo (Geary *et al.*, 2013). Ai fini della conservazione, la gestione e il miglioramento ambientale delle aree circostanti le arene, giocheranno un ruolo chiave in futuro (Pearce-Higgins *et al.*, 2007); un'appropriata gestione delle foreste di conifere che renda possibile l'accesso di *L. tetrica* ad un numero sufficiente di aree aperte all'interno o nelle immediate vicinanze delle foreste, così come la risoluzione del problema della perdita degli habitat seminaturali, attraverso il ripristino di quel mosaico che caratterizza gli habitat ad alta biodiversità, è di fondamentale importanza. Nelle Alpi questo tipo di habitat è infatti minacciato dall'invasione dei cespuglieti e dall'avanzata del bosco dovuti all'abbandono delle attività tradizionali e, pertanto, appare di grande importanza nella pianificazione degli interventi di conservazione, la gestione del territorio a grande scala allo scopo di mantenere la connettività all'interno della popolazione (Wiegand *et al.*, 2005).

Il monitoraggio del territorio attraverso l'utilizzo di GIS e immagini satellitari è sicuramente una tecnica vantaggiosa e particolarmente versatile da numerosi punti di vista e potrà in futuro fornire le basi per mappare l'idoneità dei territori (*habitat suitability*) in aree distribuite su tutte le Alpi. Sarà possibile in questo modo delineare più agilmente le aree da considerarsi come prioritarie per misure di gestione che abbiano il ritorno più vantaggioso; in primo luogo i territori in cui l'avanzata degli arbusti e del bosco è più pronunciata. Essendo *L. tetrica* specie ombrello per gli ecosistemi della *timberline*, la conservazione dell'habitat che gli appartiene può di riflesso essere di beneficio per un'intera biocenosi (Geary *et al.*, 2013; 2015).

7 Bibliografia

- Alatalo R.V., Höglund J., Lundberg A., Sutherland W.J., 1992. Evolution of black grouse leks: female preferences benefit males in larger leks. *Behavioral Ecology*. 3:53–59
- Angelstam P., Jaarola M., Nordh N. E., 1985. Are Female Black Grouse *Tetrao tetrix* Territorial? *Ornis Fennica*. 62(3): 124-129.
- Anthelme F., Grossi J. L., Brun J. J., Didier L., 2001. Consequences of green alder expansion on vegetation changes and arthropod communities removal in the northern French Alps. *Forest Ecology and Management*. 145(1–2):57–65.
- Arlettaz R., Patthey P., Baltic M., Leu T., Schaub M., Palme R., Jenni-Eiermann S., 2007. Spreading free-riding snow sports represent a novel serious threat for wildlife. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 274(1614), 1219-1224.
- Benton T. G., Vickery J. A., Wilson J. D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*. 18:182–188.
- Bernard-Laurent A., 1994. Status, trends and limiting factors of black grouse (*Tetrao tetrix*) populations in France: a literature survey. *Gibier Faune Sauvage*. 11, 205 –239.
- Biehl L., Landgrebe D., 2002. MultiSpec—a tool for multispectral–hyperspectral image data analysis. *Computers & Geosciences*. 28(10), 1153-1159.
- BirdLife International, 2016. *Lyrurus tetrix*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22679480A85944601. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20163.RLTS.T22679480A85944601.en>. Downloaded on 03 January 2017.
- Bocca M., 1987. Studio sulle popolazioni valdostane del Fagianio di monte *Tetrao tetrix*. Regione Autonoma della Valle d'Aosta, Aosta. 78 pp.
- Borre J. V., Paelinckx D., Mùcher C. A., Kooistra L., Haest B., De Blust G., Schmidt A. M., 2011. Integrating remote sensing in Natura 2000 habitat monitoring: Prospects on the way forward. *Journal for Nature Conservation*. 19(2), 116-125.
- Braunisch V., Patthey P., Arlettaz R., 2011. Spatially explicit modelling of conflict zones between wildlife and outdoor snow-sports: prioritizing areas for winter refuges. *Ecological Applications*. 21(3):955–67.
- Brichetti P., De Franceschi P., Baccetti N. (eds.), 1992. *Fauna d'Italia. Aves I.* Calderini, Bologna.
- Brichetti P., Fracasso G., 2004. *Ornitologia Italiana. Vol. II. Tetraonidae-Scolopacidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna. 12-16.
- Caizergues A., Ellison L.N., 2002. Natal dispersal and its consequences in Black Grouse *Tetrao tetrix*. *Ibis*. 144:478–487.
- Caizergues A., Rätti O., Helle P., Rotelli L., Ellison L., Rasplus, J. Y., 2003. Population genetic structure of male black grouse (*Tetrao tetrix* L.) in fragmented vs. continuous landscapes. *Molecular Ecology*. 12(9), 2297-2305.
- Campbell, J. B., Wynne, R. H., 2011. *Introduction to remote sensing*. Guilford Press.
- Cantini M., Schillaci M., 1996. Distribuzione, consistenza numerica e gestione delle popolazioni di Gallo forcello (*Tetrao tetrix* L.) e Cinghiale (*Sus scrofa* L.) in provincia di Como (Lombardia, Italia settentrionale). *Il Naturalista Valtellinese, Atti del Museo civico di Storia naturale. Morbegno*, 7: 153-176.
- Carro M., Pedrotti L., 2010. *Atlante Parco Nazionale dello Stelvio*. Parco Nazionale dello Stelvio.
- Ceriani M., Carelli M., 2000. *Carta delle precipitazioni annue del territorio alpino lombardo (1891-1990)*. Regione Lombardia, Direzione Generale Territorio ed Urbanistica.

- Corbane C., Lang S., Pipkins K., Alleaume S., Deshayes M., Millán V. E. G., Michael F., 2015. Remote sensing for mapping natural habitats and their conservation status—New opportunities and challenges. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 37, 7-16.
- Cramp S., Simmons K.E.L., 1980. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. II. Oxford University Press, Oxford.
- Cremaschi M., Rodolfi G., 1991. *Il suolo - Pedologia nelle scienze della Terra e nella valutazione del territorio*. La Nuova Italia Scientifica, Roma.
- Daughtry C. S. T., Hunt E. R., Doraiswamy P. C., McMurtrey J. E., 2005. Remote sensing the spatial distribution of crop residues. *Agronomy Journal*. 97(3), 864-871.
- Daughtry C. S., Doraiswamy P. C., Hunt E. R., Stern A. J., McMurtrey J. E., Prueger J. H., 2006. Remote sensing of crop residue cover and soil tillage intensity. *Soil and Tillage Research*. 91(1), 101-108.
- De Franceschi P., 1989. I censimenti primaverili di fagiano di monte *Tetrao tetrix* sul M.te Baldo, 1985-1988. *Atti II Sem.it. Cens. faunistici dei Vertebrati. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*. XVI: 323-327.
- De Franceschi P., 1992. Francolino di monte; Pernice bianca; Fagiano di monte. In Brichetti P., De Franceschi P., Baccetti N. (eds.), *Fauna d'Italia. Uccelli. I*. Calderini, Bologna. 697-739 pp.
- De Juana, E. and Boesman, P., 2013. Black Grouse (*Lyrurus tetrix*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds), *Handbook of the Birds of the World Alive*, Lynx Edicions, Barcelona.
- Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., 1994. *Handbook of birds of the world*. Vol. 4., Lynx Edicions, Barcelona.
- Dufour A., Gadallah F., Wagner H. H., Guisan A., Buttler A., 2006. Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. *Ecography*. 29:573-584.
- Dullinger S., Dirnböck T., Grabherr G., 2003. Patterns of Shrub Invasion into High Mountain Grasslands of the Northern Calcareous Alps, Austria. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*. 35(4):434-41.
- Elith, J. e Leathwick, J.R., 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 40, 677-697.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudik, M., Chee, Y. E. and Yates, C. J., 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*. 17: 43-57. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x
- Ellison L. N., Bernard-Laurent A., Corti R., Gindre R., Magnani Y., 1984. Le tétaras lyre *Lyrurus tetrix*. Dynamique des populations, chasse et biotope de reproduction dans le Alpes françaises. Office National de la Chasse, Paris.
- European Commission, Directorate General Joint Research Centre, Space Applications Institute, 1997. *CORINE Land Cover Technical Guide*. Available at: http://image2000.jrc.ec.europa.eu/reports/technical_guide.pdf
- Ferloni M., 2011. Piano faunistico venatorio 2011. Provincia di Sondrio.
- Ferloni M., 2016. Piano faunistico venatorio 2016. Provincia di Sondrio.
- Fielding A.H., Bell J.F., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*. 24: 38-49.
- Franklin, J., 2009. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Geary M., Fielding A. H., Marsden S. J., 2013. Designing mosaic landscapes for a key bird species using multi-scaled presence-only bird-habitat models. *Ibis*. 155:792-803.

- Geary M., Fielding A. H., Marsden, S. J., 2015. Both habitat change and local lek structure influence patterns of spatial loss and recovery in a black grouse population. *Population Ecology*. 57(2), 421–431.
- Gehrig-Fasel J., Guisan A., Zimmermann N. E., 2007. Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment? *Journal of Vegetation Science*. 18(4):571–82.
- Ghilardi E., 2002. *Geologia e idrologia della provincia di Bergamo*. Provincia di Bergamo.
- Gomasasca M. A., 2004. *Elementi di Geomatica*. Associazione Italiana di Telerilevamento. Galliate Lombardo, VA, 198.
- Hamer K. C., Hill J. K., Benedick S., Mustaffa N., Sherratt T. N., Maryati M., Chey V. K., 2003. Ecology of butterflies in natural and selectively logged forests of northern Borneo: the importance of habitat heterogeneity. *Journal of Applied Ecology*. 40:150–162.
- Hanski I., 2005. Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. *EMBO Reports*. 6:388–392.
- Hämäläinen A., Alatalo R.V., Lebigre C., Siitari H., Soulsbury C.D., 2012. Fighting behaviour as a correlate of male mating success in black grouse *Tetrao tetrix*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 66:1577–1586.
- Harrison C., 1988. *Nidi, Uova e Nidiacei degli uccelli d'Europa*. Franco Muzzio Editore, Padova.
- Hijmans R. J., Phillips S., Leathwick J., Elith J., 2016. *dismo: Species Distribution Modeling*. R package version 1.1-1. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>
- Höglund J., Alatalo R.V., Lundberg A., Rintamäki P.T., Lindell J., 1999. Microsatellite markers reveal the potential for kin selection on black grouse leks. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 266:813–816.
- Hovi M., Alatalo R. V., Höglund J., Lundberg A., Rintamäki P. T., 1994. Lek centre attracts black grouse females. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 258:303–305.
- Huber N., Kienast F., Ginzler C., Pasinelli G., 2016. Using remote-sensing data to assess habitat selection of a declining passerine at two spatial scales. *Landscape Ecology*. 1-19. DOI 10.1007/s10980-016-0370-1
- Isaacs E.H., Srivastava M., 1989. *An Introduction to Applied Geostatistics*. New York: Oxford University Press, 146.
- Kervinen M., Lebigre C., Soulsbury C.D., 2016. Simultaneous age-dependent and age-independent sexual selection in the lekking black grouse (*Lyrurus tetrix*). *Journal of Animal Ecology*. 85:715–725.
- Kolb K. H., 2000. Are Umbrella and target species useful instruments in nature conservation? Experiences from a Black Grouse habitat in the Rhön Biosphere Reserve. *Cahiers d'Ethol*. 20(2-4):481–504.
- Körner C., 2000. The alpine life zone under global change. *Gayana Botanica*. 57(1):1–17.
- Kurki S., Nikula A., Helle P., Lindén H., 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology*. 81:1985–1997.
- Law B. S., Dickman C. R., 1998. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation*. 7:323–333.
- Lebigre C., Alatalo R.V., Forss H.E., Siitari H., 2008. Low levels of relatedness on black grouse leks despite male philopatry. *Molecular Ecology*. 17:4512–4521.
- Lindström J., Ranta E., Lindén M., Lindén H., 1997. Reproductive output, population structure and cyclic dynamics in Capercaillie, Black Grouse and Hazel Grouse. *Journal of Avian Biology*. 28:1–8.
- Ludwig G. X., Alatalo R.V., Helle P., Nissinen K., Siitari H., 2008. Large-scale drainage and breeding success in boreal forest grouse. *Journal of Applied Ecology*. 45:325–33.

- Marazzi S., 2005. Atlante orografico delle Alpi: SOIUSA: suddivisione orografica internazionale unificata del sistema alpino. Priuli e Verlucca.
- Marti C., 1985. Unterschiede in der Winterökologie von Hahn und Henne des Birkhuhns *Tetrao tetrix*, im Aletschgebiet (Zentralalpen). Orn. Beob., 82: 1-30.
- Maurer K., Weyand A., Fischer M., Stöcklin J., 2006. Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. *Biological Conservation*. 130:438-46.
- Mayer A. L., Lopez R. D., 2011. Use of remote sensing to support forest and wetlands policies in the USA. *Remote Sensing*. 3, 1211-1233.
- Moran N., Nieland S., e Kleinschmit B., 2017. Combining machine learning and ontological data handling for multi-source classification of nature conservation areas. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformatio*. 54, 124-133.
- MultiSpec (©Purdue Research Foundation), <https://engineering.purdue.edu/~biehl/MultiSpec/>.
- Patthey P., Wirthner S., Signorell N., Arlettaz R., 2008. Impact of outdoor winter sports on the abundance of a key indicator species of alpine ecosystems. *Journal of Applied Ecology*. 45:1704-1711.
- Patthey P., Signorell N., Rotelli L., Arlettaz, R., 2012. Vegetation structural and compositional heterogeneity as a key feature in Alpine black grouse microhabitat selection: conservation management implications. *European Journal of Wildlife Research*. 58(1), 59-70.
- Pearce-Higgins J. W., Grant M. C., Robinson M. C., Haysom S. L., 2007. The role of forest maturation in causing the decline of Black Grouse *Tetrao tetrix*. *Ibis*. 149(1), 143-155.
- Peronace V., Cecere J. G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. *Avocetta*. 36: 11-58.
- Pettorelli N., Safi K., Turner W., 2014. Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 369(1643), 20130190.
- Phillips S. J., Anderson R. P., Schapire R. E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190, 231-259.
- Pignatti S., 1998. *Boschi d'Italia*. Ed. UTET, Torino.
- Proctor M. F., McLellan B. N., Strobeck C., Barclay R. M. R., 2005. Genetic analysis reveals demographic fragmentation of grizzly bears yielding vulnerably small populations. *Proceedings of the Royal Society B*. 272:2409-2416.
- Quantum, G. I. S. "Geographic Information System.", 2012. Open Source Geospatial Foundation Project.
- R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Richards J. A., 1999. *Remote Sensing Digital Image Analysis*. Springer-Verlag, Berlin, p. 240.
- Rintamäki P. T., Alatalo R. V., Höglund J., Lundberg A., 1995. Mate sampling behaviour of black grouse females (*Tetrao tetrix*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 37(3), 209-215.
- Rotelli L., Zbinden N., 1991. Rapporto sui risultati dei censimenti primaverili di Fagiano di monte e di Pernice bianca in Cantone Ticino (maggio - giugno 1991). Dipartimento dell'Economia Pubblica, Ufficio Caccia e Pesca.
- Schapire R. E., 2010. MAXENT: Maximum entropy species distribution modeling software. <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>

- Scherini G. C., Tosi G., Guidali F., Ferrario G., 1989. Indagine faunistica sulla consistenza dinamica di popolazione e gestione venatoria del Gallo forcello (*Tetrao tetrix*) sulle Alpi Lombarde. Regione Lombardia, Settore Agricoltura e Foreste, Milano: pp. 72.
- Shahshahani B. M., Landgrebe D. A., 1992, December. Asymptotic improvement of supervised learning by utilizing additional unlabeled samples: normal mixture density case. In San Diego'92. pp. 143-155. International Society for Optics and Photonics.
- Shahshahani B. M., Landgrebe D. A., 1993, August. Use of unlabeled samples for mitigating the Hughes phenomenon. In Geoscience and Remote Sensing Symposium, 1993. IGARSS'93. Better Understanding of Earth Environment., International. pp. 1535-1537. IEEE.
- Shahshahani B., Landgrebe D., 1994. Classification of multi-spectral data by joint supervised-unsupervised learning. PhD thesis, School of Electrical Engineering, Purdue University, December 1993.
- Sonmez N. K., Slater B., 2016. Measuring Intensity of Tillage and Plant Residue Cover Using Remote Sensing. *European Journal of Remote Sensing*. 49, 121-135.
- Spada M., Preatoni D., Martinoli A., Tosi G., 2010. ZPS IT2040401 Parco Regionale Orobie Valtellinesi Piano di Gestione. Parco delle Orobie Valtellinesi.
- Sperduto M.B., Congalton R.G., 1996. Predicting rare orchid (small whorledpogonia) habitat using GIS. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 62:1269-1279.
- Storch I., 2000. Grouse Status Survey and Conservation Action Plan. 2000-04. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and the World Pheasant Association, Reading UK.
- Storch I., Segelbacher G., 2000. Genetic correlates of spatial population structure in central European capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *T. tetrix*: a project in progress. *Wildlife Biology*. 6(4), 305-310.
- Storch, I. 2007. Grouse: status survey and conservation action plan 2006-2010. IUCN and World Pheasant Association, Gland, Switzerland & Cambridge, UK/Fordingbridge.
- Student, 1908. The probable error of a mean. *Biometrika*. 1-25.
- Suter W., Graf R. F., Hess R., 2002. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella-species concept. *Conservation Biology*. 16:778-788.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M. C., Schwager M., Jeltsch F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*. 31:79-92.
- Tharme A. P., Green R. E., Baines D., Bainbridge I. P., O'Brien M., 2001. The effect of management for red grouse shooting on the population density of breeding birds on heather-dominated moorland. *Journal of Applied Ecology*. 38:439-457.
- Thuiller W., Albert C., Araujo M. B., Berry P. M., Cabeza M., Guisan A., Hickler T., Midgley G. F., Paterson J., Schurr F. M., Sykes M. T., Zimmermann N. E., 2008. Predicting global change impacts on plant species' distributions: future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 9:137-152.
- Scherini G. C., Tosi G., (eds.) 2003. La pernice bianca in Lombardia. Biologia e gestione faunistico- venatoria. Regione Lombardia, DG Agricoltura.
- Tou J. T., Gonzalez R. C., 1974. Pattern Recognition Principles. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts.
- Tucker G. M., Heath M. F., 1994. Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge, U.K. U.S. Department of the Interior U.S. Geological Survey. URL: <https://earthexplorer.usgs.gov>

Van Deventer A. P., Ward A. D., Gowda P. H., Lyon J. G., 1997. Using Thematic Mapper data to identify contrasting soil plains and tillage practices. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 63, 87-93.

Vigorita V., Fasola M., Massa R., Tosi G. (eds.) 2003. Rapporto sullo stato di conservazione della fauna selvatica (uccelli e mammiferi) in Lombardia. Regione Lombardia, D.G. Agricoltura, Milano.

Vigorita V., Cucè L. (eds.), 2008. La fauna selvatica in Lombardia. Rapporto 2008 su distribuzione, abbondanza e stato di conservazione di uccelli e mammiferi. Regione Lombardia, D.G. Agricoltura, Milano.

Virani M. Z., Kendall C., Njoroge P., Thomsett S., 2011. Major declines in the abundance of vultures and other scavenging raptors in and around the Masai Mara ecosystem, Kenya. *Biological Conservation*. 144:746-752.

Wiegand T., Revilla E., Moloney K. A., 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology*. 19:108-121.

Wolff A., Dieuleveut T., Martin J. L., Bretagnolle V., 2002. Landscape context and little bustard abundance in a fragmented steppe: implications for reserve management in mosaic landscapes. *Biological Conservation*. 107:211-220.

8 Allegati

Allegato 1: Matrice di confusione della classificazione supervisionata (statistiche originali).

Project Class Name	Reference Class Number	Accuracy (%)	Number of Samples in Class													
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
bosco chiuso	1	97.6	41	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
bosco rado	2	88.7	53	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
prateria	3	94.9	59	0	56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
cespuglieto	4	96.4	28	0	0	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
cespuglieto alberato	5	89.7	29	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
prateria con cespugli	6	90.2	51	0	0	1	0	0	46	0	0	0	0	0	0	0
prateria alberata	7	61.4	83	2	9	1	1	2	9	51	0	0	0	0	0	0
acqua	8	99.6	232	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
urbanizzato	9	95.9	98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
blank	10	100.0	267	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
roccia	11	96.7	239	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
vegetazione pioniera	12	100.0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
latifoglie	13	99.7	290	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL			1510	42	65	31	30	57	61	231	97	267	236	46	289	
Reliability Accuracy (%)*			95.2	81.0	86.2	87.1	86.7	80.7	83.6	100.0	96.9	100.0	97.9	87.0	100.0	

OVERALL CLASS PERFORMANCE (1445 / 1510) = 95.7%

Kappa Statistic (X:100) = 95.1%. Kappa Variance = 0.000035.

+ (100 - percent omission error); also called producer's accuracy.

* (100 - percent commission error); also called user's accuracy.

Allegato 2: Matrice di confusione della classificazione supervisionata (Enhance statistics).

Project Class Name	Reference Class Number	Accuracy (%)	Number of Samples in Class														
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
bosco chiuso	1	78.0	41	1	0	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
bosco rado	2	67.9	53	36	0	0	10	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
prateria	3	66.1	59	0	39	0	0	15	2	0	0	0	0	1	2	0	0
cespuglieto	4	89.3	28	0	0	25	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
cespuglieto alberato	5	48.3	29	4	0	6	14	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
prateria con cespugli	6	74.5	51	0	2	1	0	38	10	0	0	0	0	0	0	0	0
prateria alberata	7	41.0	83	2	11	4	0	30	34	0	0	0	0	0	2	0	0
acqua	8	98.3	232	0	0	0	0	0	0	223	4	0	0	0	0	0	0
urbanizzato	9	69.4	98	0	0	0	0	0	0	0	68	0	0	30	0	0	0
blar k	10	100.0	267	0	0	0	0	0	0	0	0	267	0	0	0	0	0
roccia	11	59.0	239	0	0	9	0	0	0	0	6	0	39	141	44	0	0
vegetazione pioniera	12	75.0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	30	0	0
latifoglie	13	99.7	290	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	289
TOTAL			1510	36	52	54	33	31	90	58	223	111	167	183	78	289	
Reliability Accuracy (%)*			88.9	69.2	72.2	75.8	45.2	44.2	58.6	100.0	61.3	100.0	77.0	38.5	100.0		
OVERALL CLASS PERFORMANCE (1241 / 1510) = 82.2%																	
Kappa Statistic (X100) = 79.6%. Kappa Variance = 0.000120.																	
+ (100 - percent omission error); also called producer's accuracy.																	
* (100 - percent commission error); also called user's accuracy.																	