

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TORINO

Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi

Tesi di Laurea Magistrale in
Conservazione e Biodiversità animale

Classe di laurea 6/S

Effetti delle infrastrutture sulla distribuzione e sulla mortalità del lupo in Alta
Valle di Susa (Torino).

Candidato:
Domenica Perrone

Relatore:
Francesca Marucco

Correlatore:
Elisa Avanzinelli

Anno Accademico 2016-2017

A Edo e ai nostri figli, Daniele e Zoe

Indice

Riassunto	5
Abstract	6
1. INTRODUZIONE	7
1.1 Aspetti generali del processo di ricolonizzazione delle Alpi e stato attuale della popolazione alpina di lupo	8
1.2 I Progetti di monitoraggio sulle Alpi Occidentali: il Progetto Lupo Piemonte e Life Wolfalps	10
1.3 Aspetti genetici del processo di espansione della specie dagli Appennini verso le Alpi e cenni sul trend della popolazione alpina	12
1.4 Mortalità e cause di mortalità della popolazione di lupo riscontrate sulle Alpi Occidentali	14
1.5 Effetti delle infrastrutture lineari e di altri elementi antropogenici del paesaggio sulle popolazioni selvatiche, e sul lupo in particolare	15
1.6 Principali strategie di mitigazione per migliorare la connettività ecologica per la fauna selvatica	20
1.7 I branchi di lupo coinvolti nell'indagine e relativa contestualizzazione territoriale	24
1.8 Scopi della ricerca	26
2. AREA DI STUDIO	28
2.1 Inquadramento generale	29
2.2 Analisi morfologica derivata del Digital Elevation Model (DEM)	31
2.2.1 Altimetria	31
2.2.2 Pendenze	33
2.2.3 Esposizioni	34
2.2.4 Copertura del suolo	36
2.3 Principali infrastrutture	43
2.3.1 Infrastrutture lineari e viabilità	43

2.3.2	Aree adibite allo sci	47
2.4	Componente biotica: fauna teriologica	48
3.	MATERIALI E METODI	51
2.5	Raccolta dei dati di presenza della specie: metodi di campo	52
2.6	Metodi per la realizzazione dei modelli spaziali di idoneità ambientale per la specie.....	55
2.6.1	Modelli spaziali predittivi a partire da dati di sola presenza	55
2.6.2	Scale di risoluzione dei modelli spaziali di idoneità ambientale	56
2.6.3	Dati di presenza dei lupi (<i>samples data</i>) in Alta Valle di Susa	58
2.6.4	Caratterizzazione dei “ <i>background samples</i> ”: selezione delle variabili predittive	60
2.6.5	Regolarizzazione dei parametri del software MaxEnt	64
2.6.6	Output di MaxEnt e valutazione dei modelli	67
2.7	Mortalità del lupo in Alta Valle Susa dovuta ad incidenti lungo le infrastrutture lineari.....	70
2.7.1	Descrizione qualitativa dei siti di mortalità	71
2.7.2	Creazione delle mappe di densità spaziale della mortalità	71
2.8	Indagine sui sottopassi relativi alle infrastrutture lineari.....	72
2.8.1	Individuazione e monitoraggio dei sottopassi	72
2.8.2	Descrizione qualitativa delle caratteristiche dei sottopassi utilizzati dal lupo	75
4.	RISULTATI	77
2.9	Modelli spaziali di idoneità ambientale per il lupo riferiti alla stagione invernale in Alta Valle Susa.....	78
2.9.1	Modelli spaziali di idoneità ambientale con risoluzione 250 m	79
2.9.2	Modelli spaziali di idoneità ambientale con risoluzione 25 m	88
2.10	Mortalità accidentale del lupo causata da incidenti stradali e ferroviari in Alta Valle di Susa.....	98

2.10.1	Descrizione delle caratteristiche ambientali dei siti di collisione in riferimento al lupo	99
2.10.2	Hotspots di mortalità del lupo in Alta Valle di Susa	103
2.11	Risultati del monitoraggio dei sottopassi delle infrastrutture lineari	105
2.11.1	Cenni sull'utilizzo dei sottopassi da parte delle altre specie	112
2.12	Integrazione dei principali risultati.....	114
5.	DISCUSSIONE	118
2.14	Proposte per la mitigazione della mortalità accidentale del lupo dovuta al traffico veicolare nell'area di studio	132
6.	Bibliografia e Sitografia	141
	Ringraziamenti.....	160

Riassunto

La presenza del lupo sulle Alpi Occidentali è una realtà ormai consolidata da più di 20 anni, ed è il risultato del processo di espansione della popolazione di lupo italiana, tutt'ora in atto nella parte centro-orientale dell'Arco Alpino (Marucco et al. 2017a).

L'Alta Valle di Susa (Provincia di Torino), è caratterizzata dalla presenza stabile della specie dalla fine degli anni '90 (Bertotto e Luccarini 1999), grazie alla presenza di ampi complessi forestali e una ricca comunità di ungulati selvatici (Benatti et al. 2014). La compresenza di zone caratterizzate da elevata vocazione faunistica e di numerosi elementi antropogenici, tra cui una fitta rete di infrastrutture viarie caratterizzate da uno sviluppo lineare concentrato lungo il fondovalle, rende l'Alta Valle di Susa un territorio particolarmente complesso per la conservazione del lupo, infatti, sono stati documentati 18 episodi di mortalità accidentale dovuti al traffico veicolare lungo le infrastrutture lineari, distribuiti tra il 2002 e il 2012 (Marucco et al. 2010; Marucco et al. 2012b).

La presente ricerca, condotta nell'ambito del Progetto Lupo Piemonte, si articola su 3 livelli di indagine: 1) ricavare dei modelli spaziali di idoneità ambientale a scala locale, per il lupo, e riferiti alla stagione invernale, riferiti all'area di studio (Alta Valle Susa), processando nel software MaxEnt i dati di sola presenza della specie, raccolti attraverso il monitoraggio condotto negli inverni 2003-2004 e 2007-2008; 2) analizzare i dati mortalità documentati tra il 2002 e il 2012 attraverso la funzione di densità di Kernel per individuare le eventuali zone di aggregazione spaziale dei siti in cui il lupo è stato coinvolto mortalmente in collisioni con veicoli; questo metodo, consente di localizzare le zone in cui il rischio di mortalità è più intenso (hotspots di mortalità); 3) identificare e monitorare i sottopassi delle infrastrutture lineari potenzialmente utilizzabili da parte del lupo come strutture per l'attraversamento, al fine di verificarne l'eventuale efficacia ecologica come opere di mitigazione della mortalità accidentale.

Le informazioni derivanti dai 3 livelli di ricerca sono state integrate per individuare alcune possibili strategie, localmente contestualizzate, per mitigare l'impatto delle infrastrutture sulla conservazione del lupo.

I modelli spaziali di idoneità ambientale per la specie hanno evidenziato che, in inverno, il fondovalle è la zona in cui la presenza della specie è potenzialmente più probabile, mentre questa probabilità si riduce con l'aumentare dell'altitudine. La specie, inoltre, non mostra particolari esigenze ecologiche legate agli habitat. Rispetto agli elementi antropogenici è emersa una notevole tolleranza nei confronti delle zone vicine agli insediamenti, e un comportamento spaziale neutrale rispetto ad elevate densità di infrastrutture lineari (8-10 km/km²). Il comportamento spaziale del lupo rispetto al fondovalle chiarisce le ragioni dell'elevata mortalità del lupo riscontrata in Alta Valle di Susa.

L'analisi dei dati di mortalità ha consentito di individuare nell'area di studio due grandi hotspot caratterizzati da alto rischio di mortalità per il lupo, entrambi localizzati nel Comune di Oulx, e altri 2 hotspot a medio rischio, siti tra Salbertrand e Chiomonte.

Il monitoraggio dei sottopassi ha consentito di individuare 9 sottopassi multifunzione utilizzati non frequentemente dal lupo che, attraverso modifiche ad-hoc, potrebbero diventare dei corridoi ecologicamente più efficaci per l'attraversamento delle infrastrutture lineari.

Questa indagine, sulla base delle informazioni acquisite a livello locale, propone anche alcune misure suggerite da esperti per mitigare questa criticità, tra cui l'installazione di recinzioni che impediscano l'accesso alle infrastrutture, da abbinarsi al potenziamento delle strutture per l'attraversamento (anche realizzate ad-hoc) e deterrenti di velocità per il traffico stradale.

Abstract

The presence of wolves on the Western Alps is a consolidated reality for more than 20 years, and it's the result of the slow natural expansion of the Italian wolf population, still underway in the Central-Eastern Alps (Marucco et al. 2017a).

In the High Susa Valley (Turin), the species has been steadily present since the late '90s (Bertotto e Luccarini 1999), because of the presence of large forests and a rich wild ungulates community (Benatti et al. 2014). In this territory one finds both high naturalistic value areas and many anthropogenic elements, such as a dense network of road infrastructures which develops linearly along the valley bottom, so that the High Susa Valley is a particularly complex territory for the wolf conservation, in fact, 18 episodes of accidental mortality due to wolf-vehicle collisions on the linear infrastructures were documented during the period 2002 and 2012 (Marucco et al. 2010; Marucco et al. 2012b).

This research, carried out under the Lupo Piemonte Project, is divided into 3 levels of investigation: 1) to obtain winter habitat suitability spatial models for wolf, referring to the study area (High Susa Valley), by processing only presence data of the species in the MaxEnt software, collected during the monitoring carried out in the winters 2003-2004 and 2007-2008;

2) to analyze documented mortality data between 2002 and 2012 by the use of Kernel density function, to identify any spatial aggregation areas of sites where wolves were involved in vehicular road mortality events; this method allows to locate high mortality risk areas (vehicular road mortality hotspots);

3) to identify and monitor the linear infrastructure underpasses potentially suitable for wolves as road crossing structures, in order to verify their possible ecological effectiveness to mitigate accidental road-mortality.

The information derived from the 3 levels of investigation were integrated to identify a suitable territorial strategy for limiting the impact of roads on the wolf conservation in the study area.

The species potential distribution models highlighted that, during the winter, the valley bottom is the area where wolves presence is potentially more likely, while the occurrence probability decreases with altitude increasing. In addition, the species does not show any particular ecological requirements associated with habitats. As far as the anthropogenic elements are concerned, I found a considerable tolerance of the species towards areas close to settlements, and neutral spatial behavior with respect to high road-density (8-10 km / km²). Winter wolves spatial behavior towards the valley bottom reveals the reasons of the high vehicular road mortality found in the study area.

The analysis of mortality data allowed me to identify two large zones characterized by high risk of wolf mortality (mortality hotspots), due to vehicle collisions, both located at Oulx, and other 2 medium-risk hotspots, sites between Salbertrand and Chiomonte.

The underpass monitoring allowed me to identify 9 multifunction underpasses, which were used with a modest frequency but, through *ad-hoc* changes and ecological improvements, could become more effective road corridors for wolves road crossing.

This research, based on locally acquired information, also suggests a strategy to mitigate this critical issue, whose efficiency is scientifically proven by experienced international ecologists, such as the installation of vehicle speed limiters, fences that prevent the animals to access the infrastructures, matching the used crossing structures upgrading, even considering to install a green bridge or a wildlife overpass that satisfies ecological requirements.

1. INTRODUZIONE

1.1 Aspetti generali del processo di ricolonizzazione delle Alpi e stato attuale della popolazione alpina di lupo

I lupi sono stati progressivamente estirpati nella maggior parte dell'Europa Occidentale e sull'arco alpino durante il XVIII e il XIX secolo (Breitenmoser 1998), sopravvivendo tuttavia in piccole popolazioni frammentate nella penisola iberica (Blanco et al. 1992), in Centro-Sud Italia (Boitani e Ciucci 1993) e nelle zone confinanti dei Carpazi e delle Alpi Dinariche (Boitani e Zimen 1975).

In passato, in Italia, i lupi erano naturalmente diffusi in tutto l'arco alpino, ma furono intenzionalmente estirpati attraverso campagne di eradicazione della specie; gli ultimi lupi furono abbattuti nelle Alpi Occidentali durante gli anni '20. La specie riuscì a sopravvivere in alcune piccole zone dell'Appennino centrale e meridionale (Boitani e Ciucci 1993), dove ha affrontato un importante declino numerico nell'ultimo secolo. Insieme alla persecuzione diretta operata dall'uomo, anche condizioni ecologiche non idonee alla sopravvivenza del lupo (riduzione delle prede naturali e diffusi interventi di deforestazione) hanno favorito il drammatico calo numerico di questo predatore (Promberger e Schroder 1993; Boitani 2003). Nonostante queste condizioni, la popolazione residua ha mostrato una considerevole plasticità ecologica, sopravvivendo confinato in aree naturali e montane grazie alla presenza di prede domestiche e selvatiche (Boitani 1982).

Nel 1975 Zimen e Boitani hanno condotto il primo studio in Italia, documentando che la popolazione italiana di lupi si era ridotta a 100 esemplari appartenenti a due sottopopolazioni frammentate in Sud e in Centro Italia (Zimen e Boitani 1975).

A partire dai primi anni '70 è cresciuta la consapevolezza dell'importanza di questo predatore selvatico e del suo ruolo ecologico, infatti, nel 1971 fu accordata in Italia la protezione legale alla specie (Boitani 1982) poiché classificata come minacciata. Successivamente anche la Comunità Europea ha progressivamente incluso il lupo fra le liste di specie da tutelare e conservare (Direttiva Habitat 92/43 CE - Allegato D).

A partire dagli anni '80, grazie all'efficacia della protezione legale e a sostanziali cambiamenti nell'ecologia delle aree montane, dovute alla diminuzione della densità umana, all'aumento della copertura forestale a seguito dell'abbandono delle zone rurali, e all'accrescimento delle popolazioni di ungulati selvatici, si è assistito ad una inversione del trend di declino demografico della popolazione di lupo italiana osservato nei decenni precedenti (Figura 1). La popolazione italiana, così come altre popolazioni dell'Europa Occidentale, ha perciò iniziato ad aumentare numericamente e ad espandersi

progressivamente per effetto delle capacità di dispersione (Francisci e Guberti 1993; Breitenmoser 1998; Wabakken *et al.* 2001; Boitani 2003).

Vari studi hanno confermato che diversi individui della popolazione italiana residua di lupi ha attraversato il nord della catena appenninica raggiungendo in modo naturale la parte meridionale delle Alpi nei primi anni '90 (Pouille *et al.* 1995; Marucco 2001; Lucchini *et al.* 2002; Valiere *et al.* 2003). Dopo il 1995 i lupi provenienti dall'Appennino hanno formato branchi che si sono stabilizzati in corrispondenza delle Alpi Liguri e Marittime italiane (Marucco 2001) e francesi (Pouille *et al.* 2000), comparando con individui solitari anche in Svizzera (Valière *et al.* 2003). Fabbri *et al.* (2007) hanno convalidato geneticamente la provenienza appenninica di questi lupi.

Dall'inverno 1996/1997 la presenza del lupo è risultata stabile sul territorio alpino italiano con un branco nel Parco Naturale della Valle Pesio (CN) nelle Alpi Liguri-Marittime e successivamente uno in Valle Stura (CN) ed un altro nel Parco Naturale del Gran Bosco di Salbertrand (TO) (Marucco *et al.* 2005). Nel 2012, nelle Alpi Occidentali Piemontesi sono stati censiti 15 branchi riproduttivi (Marucco *et al.* 2012b); nelle Alpi Centrali sono stati riscontrati i primi segni di presenza e, nelle Alpi Orientali, è stato rilevato l'insediamento di una coppia in Lessinia che ha dato origine all'omonimo branco nel 2013 (Avanzinelli *et al.* 2017). Questo branco si è originato dall'incontro tra una femmina appartenete alla popolazione di lupo italiana e da un maschio, arrivato in Lessinia in dispersione dalle Alpi dinariche della Slovenia. Questo evento testimonia, per la prima volta, l'incontro tra la popolazione italiana con quella dinarica (Marucco 2014).

I dati più recenti del monitoraggio della specie a livello alpino italiano rilevati nell'ambito del Progetto Life Wolfalps (Figura 2) indicano che la popolazione è aumentata rispetto al 2012 e, ad oggi, è costituita da almeno 31 branchi, 8 coppie e 5 individui solitari stabili, per una stima minima di 188 individui (Marucco *et al.* 2017a): 151 degli individui sono stati censiti nella sola Regione Piemonte, e sono distribuiti in 27 branchi e 6 coppie (Marucco e Avanzinelli 2017). In particolare, in Provincia di Torino sono stati censiti 10 branchi e 3 coppie per una stima minima di 46 animali (Avanzinelli e Marucco 2017).

Figura 1 - Distribuzione del lupo in Italia a) 1974 (Cagnolaro et al. 1974), b) 2001 (Scandura et al. 2001).

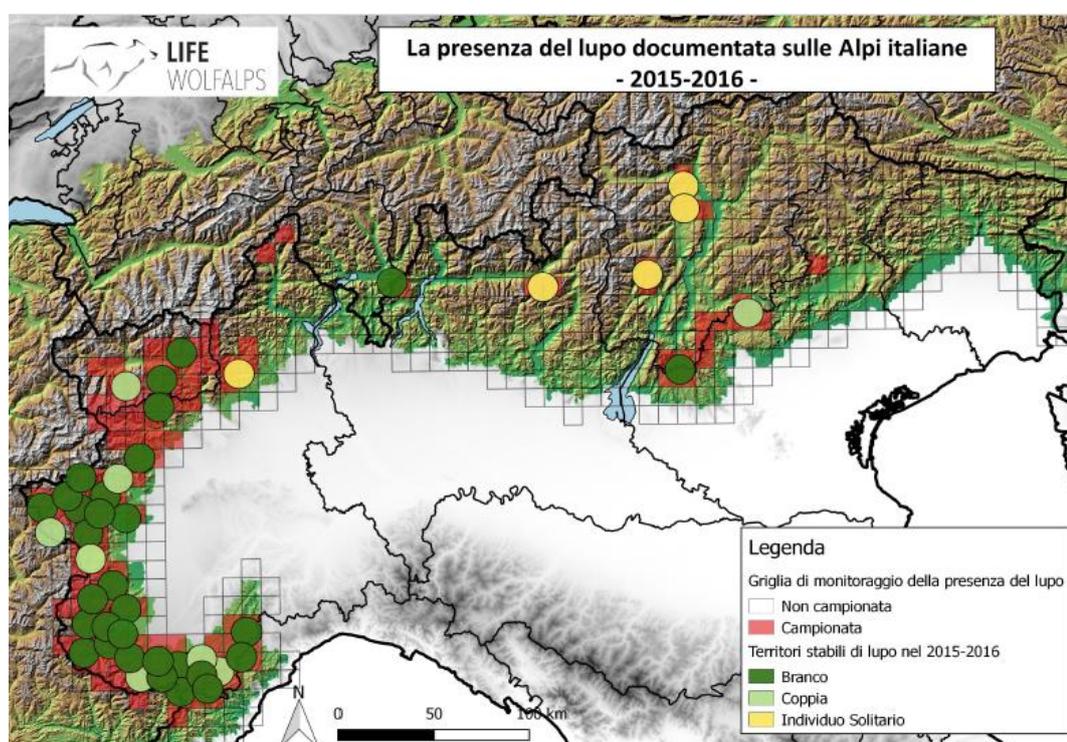


Figura 2 - Distribuzione minima del lupo nelle Alpi italiane e consistenza delle unità riproduttive (branchi e coppie) e dei lupi solitari con territorio stabile per l'anno 2015-2016, sulla base dei dati raccolti nell'ambito del monitoraggio alpino italiano organizzato dal Progetto LIFE WolfAlps (Cartografia tratta da Marucco et al. 2017a).

1.2 I Progetti di monitoraggio sulle Alpi Occidentali: il Progetto Lupo Piemonte e Life Wolfalps

In Italia, il monitoraggio del lupo è previsto su scala nazionale dal vigente quadro normativo, come indicato nel D.P.R. 357/97, Articolo 7. Inoltre il “Piano di Azione

nazionale per la conservazione del lupo” (Genovesi 2002), edito nel 2002 dal Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - oggi in fase di revisione - definisce gli obiettivi volti ad assicurare la conservazione del lupo in Italia nel breve e lungo periodo insieme alle azioni necessarie per realizzarli e indica il monitoraggio della specie a livello di popolazione come di fondamentale necessità.

La Regione Piemonte, a partire dai primi avvistamenti di lupo sul territorio regionale, risalenti ai primi anni ’90, ha organizzato un progetto di monitoraggio e ricerca del fenomeno, al fine di raccogliere i dati tecnici e scientifici necessari alla gestione di questa realtà e al suo impatto sulle attività economiche, specialmente nei comparti alpini. Il Progetto, denominato “Il lupo in Piemonte: azioni per la conoscenza e la conservazione della specie, per la prevenzione dei danni al bestiame domestico e per l’attuazione di un regime di coesistenza stabile tra lupo ed attività economiche”, avviato nell’ambito della Iniziativa INTERREG II Italia – Francia (1994-1999), proseguito negli anni con risorse regionali della legge 3 aprile 1995, n. 47.

Il Progetto Lupo Piemonte è stato gestito e coordinato dal centro di referenza regionale Centro per la Conservazione e la Gestione dei Grandi Carnivori (CGC) presso il Parco delle Alpi Marittime, oggi Ente di gestione delle aree protette delle Alpi Marittime. Il CGC ad oggi continua a svolgere le attività previste negli atti costitutivi.

Il Progetto, ha avuto una durata di 10 anni (1999-2010), ed è stato condotto da un gruppo di ricercatori e veterinari incaricati che hanno operato in stretta collaborazione con personale delle Aree protette regionali e nazionali interessate, delle Province e del Corpo Forestale dello Stato, con Associazioni di categoria (allevatori, cacciatori, conservazionisti), con le Università, con i Servizi Sanitari regionali (A.S.L.), e le Comunità Montane. I dati concernenti la presenza della specie sul territorio regionale, sono stati dunque raccolti grazie ad un network unico e importantissimo di referenti e collaboratori che, di anno in anno, sono stati coinvolti nella raccolta dati con protocolli standardizzati e controllati. Grazie a questa rete di collaborazioni sono state derivate informazioni di elevatissima qualità sulla distribuzione e sullo stato di conservazione della specie, individuando anche a livello locale gli aspetti più problematici della conservazione del lupo (Marucco et al. 2010).

Attualmente, la ricerca e il monitoraggio del lupo sull’arco alpino ha assunto caratteri di più ampio respiro attraverso l’avviamento del Progetto LIFE WOLFALPS, cofinanziato dall’Unione Europea nell’ambito della programmazione LIFE+2007-2013 “Natura e biodiversità”. Questa iniziativa ha l’obiettivo di realizzare azioni coordinate per la

conservazione a lungo termine della popolazione alpina di lupo. Il progetto interviene in sette aree chiave, individuate in quanto particolarmente importanti per la presenza della specie e/o perché determinanti per la sua diffusione nell'intero ecosistema alpino. Tra gli obiettivi di LIFE WOLFALPS c'è l'individuazione di strategie funzionali ad assicurare una convivenza stabile tra il lupo e le attività economiche tradizionali, sia nei territori dove il lupo è già presente da tempo, sia nelle zone in cui il processo di naturale ricolonizzazione è attualmente in corso.

Il progetto si concretizza grazie al lavoro congiunto di dieci partner italiani, due partner sloveni e numerosi enti sostenitori: tutti insieme, formano un gruppo di lavoro internazionale, indispensabile per la gestione coordinata della popolazione di lupo su scala alpina (<http://www.lifewolfalps.eu>).

1.3 Aspetti genetici del processo di espansione della specie dagli Appennini verso le Alpi e cenni sul trend della popolazione alpina

La popolazione di lupo delle Alpi è stata identificata come un segmento di un'unica popolazione (Linnel et al. 2007), connessa demograficamente (Marucco et al. 2007) e geneticamente alla popolazione italiana presente sugli Appennini (Fabbri et al. 2007).

Gli studi genetici attualmente pubblicati hanno evidenziato che la popolazione italiana di lupi non presenta variabilità nel DNA mitocondriale (mtDNA) e presenta in modo sistematico un unico aplotipo (W14), che permette ai ricercatori di distinguerlo facilmente rispetto ad altre popolazioni (Randi et al. 2000). Il monomorfismo osservato nell'mtDNA è molto probabilmente il risultato della deriva genica subita dalla popolazione in oggetto durante il crollo numerico del periodo di eradicazione della specie ed isolamento genetico. Si ritiene pertanto che, negli ultimi 100-150 anni la popolazione italiana sia stata caratterizzata da una popolazione effettiva di dimensioni ridotte (Randi et al. 2000). La condizione di isolamento della popolazione italiana di lupi dal resto d'Europa ha avuto probabilmente durata anche superiore, infatti Lucchini et al. (2004) hanno suggerito che la popolazione a sud delle Alpi è stata geneticamente isolata probabilmente per migliaia di generazioni. A motivo di ciò la popolazione italiana viene attualmente riconosciuta come valida sottospecie (*Canis lupus italicus*) sia su base morfologica (Nowak 2003) sia su base genetica (Lucchini et al. 2004).

Il processo di ricolonizzazione naturale in atto delle Alpi Centrali ed Orientali, da parte dei lupi provenienti dalla popolazione Italiana e da quella Dinarica, potrebbe determinare

la formazione di una nuova popolazione, caratterizzata da maggiore variabilità genetica, e dunque da maggiori opportunità di adattamenti e sopravvivenza locali (Fabbri et al. 2014).

Gli studi genetici basati su campioni biologici di lupo (fatte e lupi morti) ritrovati in ambito alpino (in Italia, in Francia e in Svizzera) indicano in modo concorde che la popolazione di lupi che ha colonizzato le Alpi si è originata dalla naturale espansione delle popolazioni di lupi appenniniche (Lucchini et al. 2002; Valière et al. 2003).

La presenza sistematica in tutti i genotipi alpini analizzati del dell'aplotipo mitocondriale diagnostico W14 (Randi et al. 2000) e il mancato ritrovamento di genotipi ibridi cane x lupo confermano che la ricolonizzazione delle Alpi, tutt'ora in corso (Marucco et al. 2010), non è determinata o sostenuta dal rilascio non autorizzato di lupi di origine non italiana riprodotti in cattività, o dalla diffusione di ibridi (Fabbri et al. 2007).

Lo studio di Fabbri et al. (2007), basato sul confronto tra le caratteristiche genetiche della popolazione alpina e quella appenninica (popolazione sorgente), evidenzia che i genotipi alpini identificati hanno diversità genetica significativamente più bassa, in termini di eterozigosi, di ricchezza allelica, rispetto ai genotipi appenninici. Questi aspetti indicano che, rispetto alla popolazione sorgente, la popolazione alpina ha perso una parte della diversità genetica, a causa di un significativo "effetto fondatore" e un moderato "collo di bottiglia" verificatosi durante il processo di ricolonizzazione dell'arco alpino avvenuto nei decenni successivi agli anni '70. D'altra parte, la presenza di un limitato flusso genico unidirezionale dagli Appennini verso le Alpi, pari a 1.25-2.50 migranti effettivi per generazione, ha contenuto in parte la forza dell'effetto fondatore. I modelli di simulazione del collo di bottiglia ottenuti in questo studio suggeriscono che sono necessari 8-16 fondatori per spiegare la diversità genetica osservata nella popolazione Alpina. Queste evidenze indicano che la popolazione alpina non discende da una singola coppia riproduttiva, ma da diversi colonizzatori geneticamente non imparentati. La continuità ecologica tra l'Appennino Settentrionale e le Alpi Liguri-Marittime, mediante il corridoio dell'Appennino Ligure, ha giocato un ruolo fondamentale nel processo di espansione verso la parte occidentale dell'arco alpino, infatti questa striscia di territorio, caratterizzata da idoneità ambientale per la dispersione (densità umana ridotta e presenza ben distribuita di ungulati selvatici) ha favorito il moderato flusso genico della popolazione sorgente. Nonostante queste considerazioni, lo studio di Fabbri et al. (2007) sottolinea che, a dispetto delle grandi capacità di dispersione e di flusso genico intrinseche della specie, la popolazione alpina risulta significativamente differenziata sul profilo genetico rispetto alle popolazioni appenniniche, ma che la conservazione dell'integrità ecologica del corridoio

ligure costituisce un elemento essenziale per mantenere un flusso genico simile a quello rilevato, capace di evitare le conseguenze più deleterie del collo di bottiglia.

Lo studio di Marucco (2009) basato su tecniche di cattura marcatura e ricattura (CMR) applicate a dati genetici (non invasivi) estrapolati da campioni fecali¹ raccolti in campo durante il monitoraggio della popolazione delle Alpi Occidentali (Marucco et al. 2012a) ha consentito di stabilire che la popolazione è in lenta crescita, con un tasso finito di crescita $\lambda=1.04 \pm 0.27$, il tasso di sopravvivenza annuale dei lupi adulti è pari a 0.82 ± 0.04 , mentre quello dei giovani lupi è pari a 0.24 ± 0.06 , valore inferiore rispetto ad altre popolazioni in cui è in atto una ricolonizzazione (Pletscher et al. 1997).

1.4 Mortalità e cause di mortalità della popolazione di lupo riscontrate sulle Alpi Occidentali

I lupi muoiono per diverse ragioni, sia naturali (malattia, fame, conflitti intraspecifici, motivi accidentali ecc) sia per interazioni con l'uomo (persecuzione diretta o ragioni accidentali, per lo più dovute a incidenti stradali e lungo le linee ferroviarie) (Fuller et al. 2003). In Isle Royal, dove i lupi muoiono per le sole cause naturali la mortalità annuale (principalmente correlata alla scarsità di cibo disponibile) varia da 0 al 57% (in media $23,5\% \pm 3.3$) (Peterson et al. 1988). In alcuni studi è stata quantificata la proporzione di mortalità annuale di origine antropica, ad esempio, tra le popolazioni monitorate nel Wisconsin fu stimato un tasso di mortalità antropica oscillante tra il 13 e il 31% (Mech 1977b; Fritts e Mech 1981; Berg e Kuhen 1982; Fuller 1989b; Gogan et al. 2000).

In contesti in cui il lupo è protetto da normative nazionali e sovranazionali, i lupi muoiono principalmente per uccisioni illegali e bracconaggio, dovute agli attacchi al bestiame domestico o a false credenze e mistificazioni riguardo la presenza dei lupi (Boitani 2003) o per mortalità accidentale dovuta a collisioni con veicoli e treni (Fritts et al. 2003).

Blanco e Cortes (2007) hanno calcolato che il 44,4% del tasso di mortalità dei lupi in una zona rurale del Centro-Nord della Spagna è dovuto ad uccisioni illegali e il 33% a mortalità accidentale dovuta a collisioni con veicoli, dunque quasi l'80% della mortalità di lupo va ricondotta a cause antropiche intenzionali e non.

Sulle Alpi e in Piemonte la mortalità dei lupi per cause antropiche sembra essere tra le cause più diffuse, siano queste accidentali (collisioni con veicoli) o intenzionali e illegali

¹ Il DNA è estratto dalle cellule dell'epitelio intestinale che rimangono sulla superficie esterna dell'escremento. Dal DNA estratto dai campioni fecali è possibile ottenere i genotipi attraverso l'impiego dei microsatelliti (Taberlet et al. 1999)

(arma da fuoco, trappole, avvelenamento) (Marucco et al. 2017b) ciononostante il ritrovamento di un lupo morto è un evento del tutto casuale e unico (Marucco et al. 2010).

Sulle Alpi sono state individuate quattro categorie principali di causa di morte: impatto con veicolo (autovettura o treno), mortalità naturale (malattia, caduta, valanga, aggressione da parte di conspecifici), uccisione illegale e causa indeterminata (Marucco et al. 2017b).

Dal 1999 ad aprile 2017, quindi in 18 anni di campionamento, sono stati recuperati in Regione Piemonte 153 lupi morti, di cui la maggior parte nelle Province di Cuneo e Torino, dove vive anche la maggior parte dei branchi documentati (Marucco et al. 2017b).

Le principali cause di morte registrate in regione Piemonte dall'anno 1998-1999 al 2016-2017 sono state, in ordine decrescente di frequenza: le collisioni con autoveicoli e treno (54,2%, n=83), le uccisioni illegali (23,8%, n=36), le cause naturali (11,1%, n=17) e le cause indeterminate (11,1%, n=17) (Marucco et al. 2017b).

In generale è maggiore il numero di lupi ritrovati morti in provincia di Torino (n=79), da ricondursi alla maggior mortalità per investimento a causa dell'elevata presenza di strade e alla maggior intensità di traffico in provincia di Torino e in particolare in Val di Susa (Marucco et al. 2017b).

La mortalità naturale documentata è minima rispetto alla mortalità antropica, ma anche di più difficile documentazione. La causa di morte naturale più frequente è stata l'aggressione da parte di conspecifici. Questa causa di mortalità è aumentata in Piemonte in correlazione con l'aumento della densità di branchi (Marucco et al. 2017b). I lupi morti per impatto con veicolo sono quelli più facilmente reperibili, perché il ritrovamento del cadavere lungo la carreggiata della strada o sulle rotaie del treno, solitamente, viene segnalato. Al contrario, le morti per cause naturali, o bracconaggio sono sottostimate e difficili da quantificare. Il bracconaggio rappresenta comunque una delle principali cause di mortalità in Piemonte, nonostante la sottostima attesa. Nonostante non esistano dati esaustivi sull'incidenza di questo fattore sulla popolazione piemontese, è stato comunque rilevato essere il 24% delle cause di morte registrate dal 1998 al 2017 (Marucco et al. 2017b).

1.5 Effetti delle infrastrutture lineari e di altri elementi antropogenici del paesaggio sulle popolazioni selvatiche, e sul lupo in particolare

La perdita e la frammentazione degli habitat sono la principale causa di declino della biodiversità del pianeta. La magnitudo e la dirompenza di questi processi sono legate al fatto che essi incidono sul requisito fondamentale per la sopravvivenza di qualsiasi specie: il suo habitat (Mortelliti 2012).

La perdita e la frammentazione degli habitat sono processi che possono avvenire a molteplici scale ecologiche, a seconda della percezione del paesaggio ecologico² (*sensu* Forman e Gordon 1986) da parte delle singole specie. Ciò significa che una porzione di territorio altamente frammentato per una specie potrà essere pressoché continuo per un'altra (Mortelliti 2012). La frammentazione, fenomeno che porta alla suddivisione di un habitat in piccoli frammenti di habitat residuo tra loro distanziati, si osserva quasi sempre in concomitanza con interventi di drastica riduzione dell'area occupata dall'habitat, ma si verifica anche quando la riduzione è di per sé di lieve entità ed è causata dalla suddivisione dell'habitat naturale a causa di strade, ferrovie, linee elettriche, recinzioni o altre barriere che limitano il movimento delle specie (Primack e Boitani 2012).

Le conseguenze della frammentazione possono declinarsi in molteplici effetti, tra cui l'effetto margine (fonte di aumento di disturbo e di mortalità), la riduzione delle possibilità di molti animali di accedere alle risorse trofiche nelle diverse stagioni (Becker et al. 2010), la limitazione delle capacità di dispersione e ricolonizzazione (con la conseguente riduzione del flusso genico all'interno della meta popolazione), la riduzione del numero di individui delle popolazioni, ecc. Le piccole popolazioni sono anche le più vulnerabili rispetto all'*inbreeding depression*, all'effetto *Allee* e altri fenomeni stocastici capaci di accelerare il declino o l'estinzione di una popolazione (Primack e Boitani 2012).

Sotto molti aspetti, i frammenti degli habitat originari possono essere considerati isole di habitat naturale in un paesaggio inospitale dominato dall'uomo, infatti i paesaggi frammentati spesso vincolano gli animali in patches di habitat sub-ottimale, circondato da habitat non idonei e/o delimitato da strade e infrastrutture lineari (Mader 1984; Saunders et al. 1991; Andr en 1994).

Le strade influenzano negativamente la fauna selvatica, sia in modo diretto, attraverso la perdita d'habitat e la mortalità accidentale per collisione con i veicoli, sia in modo indiretto, attraverso la frammentazione e l'isolamento genetico e geografico delle popolazioni (Forman e Alexander 1998; Spellerberg 1998; Trombulak e Frissell 2000; Forman et al. 2003). Forman (2000) ha stimato che sebbene le strade occupino l'1% della superficie territoriale degli USA, esse influenzano i processi ecologici nel 20% del Paese, con effetti talvolta cumulativi.

² Si intende per "paesaggio" un'area terrestre eterogenea formata da un insieme di ecosistemi interagenti e ripetuti con simili in uno spazio geografico. Il paesaggio può essere visto come un mosaico formato da piccole entità ecologiche (tessere) diverse per struttura, composizione, processi. Questo mosaico di ambienti è di per sé eterogeneo per effetto dell'interazione tra componenti biotiche, abiotiche e forze antropiche (Forman e Gordon 1986).

Molti autori hanno orientato le loro ricerche sugli effetti ecologici delle strade sulle popolazioni selvatiche focalizzando le indagini sulla mortalità causata dalle collisioni con i veicoli e l'indiretta alterazione del comportamento degli individui dovuta alla perdita d'habitat, alla frammentazione e all'aumento dell'accesso umano in aree remote mediante strade secondarie (Forman e Alexander 1998; Coffin 2007; Fahrig e Rytwinski 2009; Benitez-Lopez et al. 2010).

Per i grandi carnivori, le strade costituiscono uno dei principali fattori di mortalità, incidendo in modo particolarmente negativo su queste specie, che sono caratterizzate da popolazioni numericamente piccole, ampi home range e grandi spostamenti giornalieri (Noss et al. 1996; Crooks 2002). La mortalità causata dal traffico veicolare può essere tale da alterare la struttura demografica delle popolazioni (Steen e Gibbs 2004) o creare popolazioni "sink" (Nielesen et al. 2006). Per la lince iberica (*Lynx pardius*), ad esempio, le uccisioni accidentali rilevate tra il 1982 e il 2004 lungo le strade ammontano al 37,1% (n=33 di 89) nel Parco Nazionale di Doñana, in Spagna (Ferrerias et al. 1992; Ministerio de Medio Ambiente 2004). In Florida, è stato rilevato che il 50% delle morti dei puma (*Puma concolor*) è causata da collisioni con veicoli (Harrise e Gallagher 1989; Maehr 1991), mentre l'autostrada trans-canadese e la linea ferroviaria che attraversa il Parco Nazionale di Banff in Alberta (Canada) è causa del 90% della mortalità locale dei lupi (Paquet 1996). Le strade frammentano effettivamente le popolazioni quando agiscono da barriera ai movimenti degli animali, poiché scarsamente permeabili, e non solo per la mortalità che può verificarsi durante i tentativi di attraversamento (Forman et al. 2003). È stato anche dimostrato che per alcune specie animali, es. per gli orsi grizzly (*Ursus arctos horribilis* L.), per i caribù (*Rangifer tarandus* L.), per alcuni rettili e altri vertebrati, le strade costituiscono delle vere e proprie barriere ai movimenti (Waller e Servheen 2005; Dyer et al. 2002; Koenig et al. 2001; Baur e Baur 1990). La riluttanza o l'incapacità di un animale ad attraversare le strade può portare all'isolamento ecologico anche nell'ambito di popolazioni connesse (Epps et al. 2005; Riley et al. 2006).

In sintesi, l'impatto delle infrastrutture lineari può essere di intensità variabile e declinarsi in varie conseguenze sulle popolazioni di lupo. Jaeger et al. (2005) riassumono il fenomeno classificando 4 tipologie di impatto sulle popolazioni selvatiche, legato al traffico veicolare: 1) diminuzione della qualità e della quantità di habitat, 2) aumento della mortalità causata dal traffico veicolare, 3) riduzione dell'accesso alle risorse collocate dall'altro lato delle strade, 4) suddivisione delle popolazioni selvatiche in popolazioni più piccole e più vulnerabili (frammentazione).

Questi fenomeni possono essere anche di entità tale da minacciare la vitalità delle popolazioni a lungo termine (McLellan e Shackleton 1988; Mace et al. 1996; Tigas et al. 2002; Kaczensky et al. 2003).

Per il lupo (*Canis lupus* L.) le vie di comunicazione possono assumere un effetto ambivalente: negativo per la mortalità accidentale dovuta al traffico veicolare, ma talvolta possono costituire un elemento positivo del paesaggio ecologico percepito dal predatore, il quale utilizza comunemente le strade come corridoi per gli spostamenti (Mech 1998; Forman et al. 2003).

Il lupo è una specie che vive in branco e difende un territorio molto ampio, compreso tra 99 e 241 km² (Okarma et al. 1998) attraverso la marcatura odorosa del territorio, che viene perlustrato durante lunghi spostamenti (Mech e Boitani 2003). Anche a causa di queste caratteristiche eco-etologiche intrinseche nella specie, le strade possono facilitare il pattugliamento del territorio (Musiani et al. 1998; James 1999; Whittington et al. 2005; Eriksen et al. 2009; Gurarie et al. 2011), aumentare anche le probabilità di incontro tra i lupi e le loro specie preda ottimizzando il successo nella caccia (Whittington et al. 2011).

D'altra parte, come precedentemente affermato, le infrastrutture lineari spesso costituiscono una causa di mortalità accidentale anche per il lupo (Colino-Rabanal et al. 2011). Un terzo della mortalità dei lupi documentata nelle Montagne Rocciose Centrali in Canada è risultata correlata alla presenza di strade (Paquet 1993), e il 75% della mortalità della mortalità di origine antropica nelle Montagne Rocciose statunitensi si è verificata entro 250 m da una strada (Boyd-Heger 1997). Infatti, le strade che favoriscono l'accesso ad aree remote possono determinare incidenti stradali che coinvolgono i lupi, ma anche aumentare le possibilità di uccisione e prelievo diretto di individui attraverso il bracconaggio, oppure incrementare il disturbo dei branchi.

Anche le linee ferroviarie sono un elemento ambientale per il lupo, spesso seguono l'andamento delle autostrade e delle linee elettriche, restringendo la larghezza dei corridoi ecologici e aumentando la probabilità che gli animali tentino di percorrerle o attraversarle in successione correndo il rischio di essere travolti (Fritts et al. 2003).

L'interazione lupo - infrastrutture lineari è stata studiata da molti autori (Thurber et al. 1994; Paquet e Callaghan 1996; Musiani et al. 1998; Clevenger Waltho 2000; Clevenger e Waltho 2005; Whittington 2005; Kusak et al. 2009; Whittington 2011; Zimmermann et al. 2014). Una delle ragioni principali di tale interesse è legato al fatto che i lupi sono particolarmente suscettibili all'impatto delle attività antropiche. Questi animali sono generalmente diffidenti verso l'uomo, ma in certe zone durante gli inverni con abbondanti

nevicata l'altezza del manto nevoso può influenzare stagionalmente sia la distribuzione dei lupi sia quella delle sue specie preda nei fondivalle (Weaver 1996), dove anche l'uomo concentra le sue attività e i suoi manufatti, perciò è altamente probabile che il comportamento spaziale dei branchi ne rimanga influenzato. Vi sono, infatti, situazioni particolari in cui le problematiche di interazione tra il predatore e le infrastrutture sono acutizzate dalla topografia del territorio. Le infrastrutture lineari che seguono strette valli di montagna possono aumentare la mortalità legata alla presenza umana, ma anche alterare i modelli di movimento dei lupi (Paquet e Callaghan 1996; Whittington et al. 2004), influenzare l'organizzazione spaziale dei branchi (Thurber et al. 1994), e in alcuni casi limitare la dispersione e la distribuzione a livello di popolazione (Thurber et al. 1994; Alexander e Waters 2000). Ad esempio, in ambiti topografici complessi e dominati da una aspra morfologia gli effetti dello sviluppo umano possono risultare più amplificati perché le attività umane e le infrastrutture si concentrano lungo i fondovalle, zone che rappresentano l'habitat più idoneo per molte specie (Noss et al. 1996).

La pianificazione di interventi di mitigazione delle criticità legate all'interazione tra il lupo e lo sviluppo antropogenico necessita la conoscenza della risposta spaziale di questa specie nei confronti di strade, ferrovie, centri urbani ecc.

Gli studi che hanno esaminato la risposta spaziale dei lupi allo sviluppo antropico possono essere ripartiti secondo due scale di analisi territoriale: 1) studi condotti su ampia scala e 2) studi condotti su piccola scala.

1) Gli studi condotti su ampia scala hanno avuto la finalità di prevedere le potenziali aree di ricolonizzazione e persistenza di popolazioni di lupo. In ricerche di questo tipo, ad esempio condotte in Minnesota, Wisconsin e Michigan (USA) è stato previsto quale potesse essere la soglia di densità di strade che inibiscono la capacità del predatore di stabilirsi in una certa zona. Alcuni di questi autori hanno dimostrato che, in aree in cui è appena iniziato un processo di ricolonizzazione, la presenza di uno sviluppo di infrastrutture viarie può costituire un fattore limitante alla presenza dei lupi; altri ancora hanno evidenziato che i lupi preferiscono *landscapes* privi di strade ed evitano di stabilirsi in territori caratterizzati da una densità di strade più alta di $0,6 \text{ km/km}^2$ (Thiel 1985; Mech 1989) o di $0,45 \text{ km/km}^2$ (Mladenoff et al. 1995); in altri studi la densità di strade tollerata risultava anche inferiore a $0,25 \text{ km km}^2$ (Conway 1996). Altri autori, invece, hanno concluso che i lupi si possono stabilire anche in territori in cui la densità di strade è molto più alta di $0,6 \text{ km/km}^2$ (Mech et al 1989; Berg e Benson 1999; Corsi et al. 1999; Merrill e Mech 2000) e caratterizzate da nettamente habitat sub ottimali (Mladenoff et al. 1999).

Questi autori convergono comunque nell'asserire che i lupi non evitano le strade di per sé, ma la è la correlazione positiva tra la densità di strade e la probabilità di incontrare l'uomo o di essere travolti che tiene i lupi lontani dalle strade.

2) La comprensione della risposta spaziale dei lupi alla presenza di infrastrutture a scale di dettaglio territoriale è spesso necessaria per la gestione delle decisioni finalizzate alla conservazione delle popolazioni a livello locale. Gli studi condotti con tale proposito suggeriscono che i lupi possono dare risposte variabili all'antropizzazione: in molte regioni selezionano aree vicino a strade, linee ferroviarie poiché tali elementi aumentano la velocità e la facilità dei movimenti attraverso il territorio (Thurber et al 1994; Musiani et al. 1998; James e Stuart-Smith 2000, Callaghan 2002), altrove tollerano attività industriali nelle vicinanze delle tane (Thiel et al. 1998), si cibano di rifiuti nelle discariche (Boitani 1982; Meriggi et al.1991 Ciucci et al 1997); o si abituano alle persone (McNay 2002), ma altre indagini rivelano che, ad esempio in Alaska, evitano le strade minerarie fortemente utilizzate (Thurber et al 1994), e in Polonia evitano aree con elevati livelli di attività antropica (Theuerkauf et al. 2003; 2003a).

1.6 Principali strategie di mitigazione per migliorare la connettività ecologica per la fauna selvatica

La più efficace strategia adottata in varie parti del mondo per mitigare i problemi ecologici legati alla presenza di infrastrutture lineari scarsamente o non permeabili è l'installazione di strutture adibite all'attraversamento della fauna selvatica (van der Ree 2015b).

Quando si parla di "strutture per l'attraversamento" della fauna selvatica si fa generalmente riferimento a sottopassi e sovrappassi stradali e ferroviari capaci di aumentare la permeabilità delle infrastrutture lineari consentendo alle specie selvatiche di attraversare in sicurezza, riducendo il rischio di collidere con i veicoli in transito, aumentando il fenomeno della mortalità accidentale dovuta al traffico veicolare (Smith et al 2015).

In alcuni contesti geografici (es. Canada, USA, Croazia, Slovenia ecc.), tali strutture sono state progettate e costruite con l'obiettivo specifico di preservare la vitalità alcune popolazioni selvatiche a rischio di conservazione (Clevenger 2005; Kusak et al 2009; Colchero et al 2010; Sawaya et al. 2014) in altri contesti, varie specie si sono adattate ad utilizzare come corridoi di attraversamento i sottopassi autostradali costruiti con funzione di canali di scolo e di drenaggio (Brundin 2003). Vari studi scientifici hanno dimostrato che molte specie vertebrate (dalle salamandre agli elefanti) si abituano ad utilizzarli per oltrepassare le infrastrutture lineari (Langton 1989; Bank et al. 2002; Bissonette e Cramer

2008; Clavenger 2012). Le strutture per l'attraversamento, quindi, svolgono molteplici funzioni: 1) riducono la mortalità di specie selvatiche di interesse conservazionistico; 2) aumentano la sicurezza stradale per le persone (Smith et al. 2015); 3) aumentano la connettività ecologica e la permeabilità delle strade per la fauna selvatica, ridimensionando l'effetto barriera esercitato dall'infrastruttura lineare e ripristinando i processi ecologici riconnettendo popolazioni frammentate (Foster e Humphrey 1995; Rodríguez et al. 1996; Gloyne e Clavenger 2001; Grilo et al. 2008).

Vengono distinte due macrocategorie di strutture per l'attraversamento: i sovrappassi e i sottopassi. I sovrappassi consentono agli animali di attraversare al di sopra della strada e ne fanno parte strutture definite *ecodotti*, *green breedges*, *landscape bridges* o *land bridge*, e sono caratterizzati da larghezze considerevoli (> 80 m) e presenza copertura vegetale/forestale (Smith et al. 2015). Tali strutture vengono generalmente progettate secondo criteri ecologici orientati alla conservazione di una o alcune specie di particolare interesse conservazionistico, per ridurre il tasso di mortalità legato ad incidenti stradali.

I sottopassi, invece, consentono agli animali di spostarsi al di sotto della strada e sono le strutture più comuni. Infatti possono essere costruiti ad-hoc con criteri strutturali ed ingegneristici specie-specifici e finalizzati ai movimenti delle specie selvatiche, ma molto più spesso consistono di strutture come viadotti, ponti a più campate, o alti ponti costruiti al di sopra di ampie zone ripariali, che vengono utilizzati opportunisticamente anche dalla fauna selvatica per oltrepassare le infrastrutture lineari. Dato che la funzione principale dei sottopassi non specificamente costruiti con significato conservazionistico-ecologico è generalmente diversa da quella di tutelare le specie selvatiche dal rischio di mortalità (es. drenaggio, deflusso delle acque, transito di veicoli, ecc.), esse sono definiti strutture multifunzione (Forman et al. 2003). La limitazione di tali sottopassi è che sono progettati e mantenuti in relazione alla funzione primaria. Tale limite può talvolta compromettere l'idoneità per alcune specie selvatiche (Smith et al 2015). Ciononostante, in relazione al grado di compatibilità tra l'uso umano dei sottopassi e l'uso da parte dei selvatici, le strutture multifunzione possono rappresentare una strategia molto efficace e a basso costo per aumentare il numero di opportunità per la fauna selvatica di attraversare in sicurezza (van der Grift et al. 2012). I sottopassi multifunzione possono essere funzionali ed efficaci per le specie selvatiche sia senza alcuna modifica, sia con l'aggiunta di specifiche modifiche, progettate in base a criteri biologici ed ecologici indirizzati alla specie da conservare (Mata et al 2008). Tali modifiche possono consistere, per esempio, nell'aggiunta di passerelle ai lati di strutture finalizzate al drenaggio delle acque che

consentono alle specie (carnivore) di transitare all'asciutto (Veenbaas e Brandjes 1999; Villava et al 2013, Grilo et al. 2015), ma possono anche prevedere l'aumento delle dimensioni della struttura stessa (Smith et al 2015).

Bissonette e Adair (2008) suggeriscono inoltre, che la reale permeabilità di una infrastruttura lineare dipende anche dalla distanza reciproca dei corridoi per l'attraversamento. Questa distanza è funzione dell'ampiezza dell'*home range* della specie target³ e, per favorire i movimenti giornalieri all'interno dell'*home range*, dovrebbe assumere un valore pari al valore lineare dell'*home range* (cioè $\sqrt{\text{area}_{\text{home range}}}$) (Bowman et al. 2002), e pari a 7 il valore lineare dell'*home range* (cioè $7 \times \sqrt{\text{area}_{\text{home range}}}$) per facilitare la dispersione (spostamenti a lunga distanza).

Ad esempio, nel caso in cui il lupo sia la specie target, il valore della distanza reciproca delle strutture per l'attraversamento finalizzate ad aumentare la connettività all'interno dell'*home range* (facilitando gli spostamenti a breve distanza) dovrebbe essere pari a 9.94 km, considerando le dimensioni minime di un *home range* pari a 99 km², come indicato in Okarma et al. (1998), e pari a 15.5 km, considerandone le dimensioni massime, pari a 241 km², come indicato in Okarma et al. (1998).

Varie esperienze dimostrano che sottopassaggi e sovrappassi stradali progettati per l'utilizzo da parte dei mammiferi selvatici possono ridurre o azzerare la mortalità stradale, aumentando la connettività tra habitat contigui separati da barriere di origine antropica (Huijser e McGowen 2010; Puig et al. 2012; Connolly-Newman et al 2013). Queste strategie di mitigazione hanno dato risultati incoraggianti anche per varie specie di grandi carnivori (Clevenger e Waltho 2005; Kusak et al. 2009; Beckmann et al. 2010; Clevenger e Huijser 2011).

Il Banff National Park in Alberta (Canada) ha sviluppato un'esperienza di alcuni decenni nella progettazione e nell'individuazione di efficaci misure di mitigazione degli impatti legati alla presenza dell'autostrada trans canadese (THC) su varie specie di mammiferi selvatici, tra cui alcuni grandi carnivori (principalmente *Canis lupus*, *Puma concolor*, *Ursus americanus* e *Ursus arctos*). L'acquisizione dei saperi scientifici, ecologici e tecnici sulla messa in opera di 23 strutture per l'attraversamento della fauna selvatica (sottopassi e sovrappassi) ha fatto sì che l'Ente abbia assunto un ruolo di riferimento a livello internazionale nella definizione di linee guida per la mitigazione dell'impatto legato alla presenza di infrastrutture lineari in corrispondenza di aree ad alta vocazione faunistica. Nel

³ Lo studio di Bissonette e Adair (2008) si riferisce a mammiferi carnivori (volpi, lupi, coyote, orsi grizzly e leoni di montagna) e ungulati selvatici (cervi, caprioli, antilocapre americane e alci).

Report di fine progetto Clevenger et al. (2009) riportano che gli studi condotti nell'area, relativi all'interazione ecologica tra l'autostrada trans canadese e i mammiferi, evidenziano che la mortalità accidentale dei carnivori selvatici è inferiore del 50-100% nei tratti in cui sono state realizzate le strutture per l'attraversamento rispetto ai tratti in cui non sono presenti opere di mitigazione. Dati simili sono stati registrati anche per gli ungulati selvatici (es. *Oreamnos americanus* e *Ovis canadensis*). In modo più specifico, il monitoraggio a lungo termine effettuato in questo contesto geografico ha messo in evidenza, comparando le performance di diverse strutture per l'attraversamento, che gli orsi grizzly, le alci, i lupi, i cervi e i caprioli utilizzano in modo preferenziale i sovrappassi anche potendo utilizzare sottopassi localizzati a distanza di 300 m, mentre i coyote e i puma utilizzano entrambi i tipi di struttura senza differenza significativa. Inoltre è stata evidenziata una segregazione spazio-temporale nell'utilizzo delle strutture da parte di lupi e puma, infatti, per effetto della competizione interspecifica, le due specie hanno tendenzialmente evitato di utilizzare le stesse strutture.

Uno dei parametri più importanti che, più di altri condizionano il tasso di utilizzo delle strutture per l'attraversamento da parte della fauna selvatica (e quindi l'efficacia) è la localizzazione all'interno del *landscape* (Smith et al. 2015). Le strutture per l'attraversamento dovrebbero essere posizionate laddove il beneficio è massimo per la specie/le specie target (Clevenger et al 2012; Langen et al 2009), ovvero in corrispondenza dei corridoi di passaggio individuati per la specie che si vuole tutelare (Clevenger et al. 2003; Ramp et al. 2005). Molte specie si muovono lungo i corridoi ripari, dunque le strutture costruite in prossimità dei corsi d'acqua sono probabilmente quelle localizzate in modo ottimale (Clevenger et al. 2002).

Diverse ricerche hanno anche evidenziato che anche gli aspetti dimensionali, in particolare dei sottopassi (altezza, larghezza e lunghezza), possono condizionare l'utilizzo o l'evitamento della struttura da parte delle specie selvatiche (Clevenger e waltho 2000; Clevenger e waltho 2005; Clevenger E Huijser 2011; Olsson e Seiler 2012; Cramer 2013). Tali parametri possono essere funzione delle dimensioni delle specie che le utilizzano, ma anche dei loro adattamenti eco-etologici (Grilo et al. 2008; Olsson e Seiler 2012; Cramer 2013). Gli aspetti dimensionali influenzano in modo determinante l'utilizzo delle strutture da parte degli ungulati selvatici, mentre i carnivori ne risultano parzialmente meno condizionati (Clevenger et al. 2005).

In alcuni contesti è stato rilevato che l'utilizzo delle strutture per l'attraversamento da parte dell'uomo può influenzare il tasso di utilizzo da parte di alcune specie selvatiche,

diventando in alcuni casi un deterrente al passaggio delle specie selvatiche (Clevenger et al. 2005), e che lupi e orsi sono le specie meno tolleranti rispetto al disturbo antropico nelle strutture per l'attraversamento (Noss et al. 1996; Mladenoff et al. 1999; Gibeau et al. 2002).

Un'altra strategia di mitigazione della mortalità della fauna selvatica dovuta al traffico veicolare consiste nell'implementazione di recinzioni e barriere che impediscano l'accesso degli animali alle carreggiate delle autostrade o ai binari delle linee ferroviarie. Anche in questo caso sono riportate in letteratura varie esperienze che dimostrano l'efficacia di tale misura per ridurre la frequenza degli incidenti stradali che coinvolgono la fauna selvatica. Diversi autori riportano che la recinzione delle strade, abbinata all'installazione di strutture per l'attraversamento è in grado di abbattere la mortalità accidentale di specie come alci e caprioli dell'80% (Ward 1982, Skolving 1985, Lavsund e Sandegren 1991, Child 1998) e che tale riduzione può raggiungere valori simili anche per altre specie selvatiche carnivore come lupi, coyote, puma e orsi (Clevenger et al. 2001) o altre specie di ungulati selvatici (McCollister e Van Manen 2010).

Ciononostante, l'adozione di questa misura, non dovrebbe rappresentare un'alternativa alla messa in opera di strutture per l'attraversamento, ma costituisce una strategia complementare (van der Ree et al. 2015b). Infatti l'installazione delle recinzioni, non integrata dalla costruzione di strutture per l'attraversamento, può aumentare il livello di frammentazione dell'habitat aggravando l'effetto barriera esercitato dalle infrastrutture lineari, e aumentando il rischio di declino delle popolazioni selvatiche (Jaeger e Fahrig 2004). Pertanto, le recinzioni non dovrebbero mai essere installate senza considerare i movimenti sia della specie target sia delle altre specie non target (Glista et al. 2009).

1.7 I branchi di lupo coinvolti nell'indagine e relativa contestualizzazione territoriale

In Alta Valle di Susa la presenza stabile del lupo (*Canis lupus* L.) è stata documentata a partire dalla fine degli anni '90 (Bertotto e Luccarini 1999). Tuttavia, l'interazione tra l'elevato livello di naturalità di ampie zone e la forte presenza antropica e infrastrutturale rende l'Alta Valle di Susa un territorio particolarmente complesso da un punto di vista ecologico, sia per il lupo (specie di interesse conservazionistico ai sensi di normative

nazionali⁴, comunitarie⁵ e mondiali⁶) sia per altre specie di fauna omeoterma (Avanzinelli et al. 2007; Airaudo et al. 2008). In questo territorio infatti, è presente una fitta rete di infrastrutture lineari ad alta percorrenza caratterizzate da uno sviluppo localizzato essenzialmente nel fondovalle. Questa porzione delle Alpi Occidentali è caratterizzata anche dall'intensa vocazione turistica, in particolare legata agli sport invernali, soprattutto per la presenza dei comprensori sciistici di rilevanza internazionale di Bardonecchia e della Via Lattea. Ciò determina importanti fluttuazioni nella presenza umana a seconda delle stagioni e dei giorni della settimana.

L'interazione tra i branchi di lupo e l'antropizzazione risulta particolarmente manifesta se considera il numero di incidenti stradali e ferroviari, che nella sola Valle di Susa, hanno coinvolto il lupo. Nelle Alpi Occidentali la mortalità causata da incidenti stradali risulta, è concentrata in modo particolare in Valle di Susa (Marucco et al. 2017b).

La comprensione accurata dell'uso invernale di questo territorio da parte del predatore, rappresenta un elemento conoscitivo importante, sia per la gestione della specie a livello locale, sia per la conservazione alla scala regionale e a livello di popolazione alpina.

I 2 branchi di lupo coinvolti nella presente ricerca sono denominati branco del Gran Bosco di Salbertrand e branco di Bardonecchia (Marucco e Avanzinelli 2010), e sono i branchi che, da più tempo, occupano in modo stabile le Alpi torinesi. Il branco del Gran Bosco è la prima unità riproduttiva che si è formata in provincia di Torino nel 1996 (Marucco et al. 2010). Il branco occupa in modo intensivo l'area del Parco Naturale del Gran Bosco (da cui prende il nome) e alcune zone limitrofe come la Val Clarea, e una porzione dell'alta Val Chisone, confinando con il territorio dell'omonimo branco (Marucco e Avanzinelli 2010). La composizione del branco del Gran Bosco è caratterizzata da un continuo il turnover degli individui, determinato soprattutto dalla elevata mortalità per impatto da veicolo (treno e auto) a causa della forte antropizzazione del fondovalle (Avanzinelli e Marucco 2017). Questo branco ha perso tra il 2002 e il 2008 n=6 animali a causa di collisioni con veicoli, 4 dei quali erano cuccioli o giovani (età inferiore a 2 anni) (Marucco e Avanzinelli 2010).

⁴Legge 157/92(1992).

⁵Convenzione di Berna (1979) (Allegato II "Specie strettamente protette") e Direttiva Habitat 92/43 CE (Allegato D, "Specie di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa").

⁶Convenzione di Washington (CITES) del 1973 sul commercio internazionale di specie animali e vegetali in via di estinzione e Red List IUCN 2001 (*International Union for Conservation of Nature*) specie "Least Concerned" (LC) Appendice II "Specie potenzialmente minacciata".

Il branco di Bardonecchia si è formato nell'inverno 2000-2001 (Avanzinelli et al. 2003), occupando fino al 2010 un territorio abbastanza stabile negli anni. I lupi alpha negli anni sono cambiati, ma il branco ha mantenuto più o meno la stessa area di presenza tra Bardonecchia, Oulx e Cesana (Marucco e Avanzinelli 2010, Marucco et al. 2012b). Dei lupi recuperati dal 2000 al 2008, 8 erano cuccioli del branco (Marucco e Avanzinelli 2010).

Nel 2011 è stata documentata nell'area di studio la presenza stabile di un nuovo branco in Valle Ripa (Marucco et al. 2012b) ma, dato che il periodo di campionamento a cui fa riferimento questa indagine è antecedente alla formazione del branco della Valle Ripa, la presenza di questo branco nell'area di studio non è considerata nelle analisi che seguono.

La conoscenza della storia e delle dinamiche di questi due branchi deriva dall'attività di monitoraggio intensivo condotto nell'ambito del Progetto Lupo Piemonte tra il 1999 e il 2012 (Marucco et al 2010; Marucco et al. 2012b).

1.8 Scopi della ricerca

L'obiettivo generale di questa indagine conoscitiva è esaminare le zone idonee per il lupo in Alta Valle di Susa durante la stagione invernale, in relazione alle caratteristiche antropogeniche dell'area e, in particolare, rispetto alla presenza della fitta rete di infrastrutture lineari, analizzando il fenomeno con le informazioni disponibili, in modo da individuare le zone più problematiche del fondovalle rispetto alla mortalità dovuta a collisioni con veicoli e treni rilevata per l'area e proporre una possibile strategia gestionale per mitigare questa criticità.

Questo studio è stato condotto nell'ambito del Progetto Lupo Piemonte ed è stato realizzato sia attraverso l'analisi dei segni di presenza del lupo in Alta Valle Susa, raccolti durante il monitoraggio invernale delle stagioni 2003-2004 e 2007-2008 con la collaborazione degli operatori di Progetto, sia con i dati di mortalità documentati dal 1999 al 2012 in Alta Valle Susa, archiviati nello specifico database curato dal Centro Grandi Carnivori. Nel biennio 2007-2009 è stata realizzata, inoltre, una ricerca specifica - seguita personalmente - in cui sono stati monitorati in modo intensivo il fondovalle e i sottopassi presenti nell'area al fine di verificarne l'utilizzo da parte del lupo come strutture per l'attraversamento degli assi viari di fondovalle.

Questo studio è stato strutturato, su 4 livelli di indagine (punti 1-4), ognuno con un obiettivo definito e utile a perseguire una strategia di intervento, importante per la conservazione e la gestione del lupo (punto 5):

1. Costruire delle mappe di idoneità ambientale per il lupo, contestualizzate a livello locale, capaci di evidenziare le aree più idonee alla presenza del lupo in inverno e i principali fattori limitanti, in particolare nel fondovalle dell'Alta Valle di Susa, tenendo conto degli elementi antropogenici presenti nell'area di studio.
2. Descrivere le caratteristiche ambientali delle zone in cui si sono verificati gli incidenti che hanno coinvolto mortalmente il lupo, e verificare se esiste una aggregazione spaziale dei siti di mortalità per impatto con veicoli.
3. Verificare se e quali sottopassi preesistenti nelle infrastrutture lineari possono funzionare come strutture per l'attraversamento da parte del lupo, compensando parte della frammentazione ecologica del fondovalle dovuta alla rete viaria.
4. Integrare i risultati dei punti 1 e 2 e 3, per ottenere, in una visione d'insieme, la localizzazione delle zone più critiche per la conservazione del lupo a livello locale, ma anche i possibili punti forza del territorio da cui partire per predisporre alcune misure finalizzate a ridurre la mortalità accidentale dovuta al traffico veicolare in Alta Valle di Susa.
5. Proporre alcune possibili soluzioni, contestualizzate in ambito locale, finalizzate a mitigare l'impatto delle infrastrutture lineari nei confronti del lupo, e per contenere l'incidenza della mortalità accidentale in Alta Valle di Susa

2. AREA DI STUDIO

2.1 Inquadramento generale

L'area di studio ricade nel comprensorio montano della Provincia di Torino e include interamente l'Alta Valle di Susa e parte della media valle e si inserendosi nel contesto geografico più occidentale della Regione Piemonte e del territorio italiano.

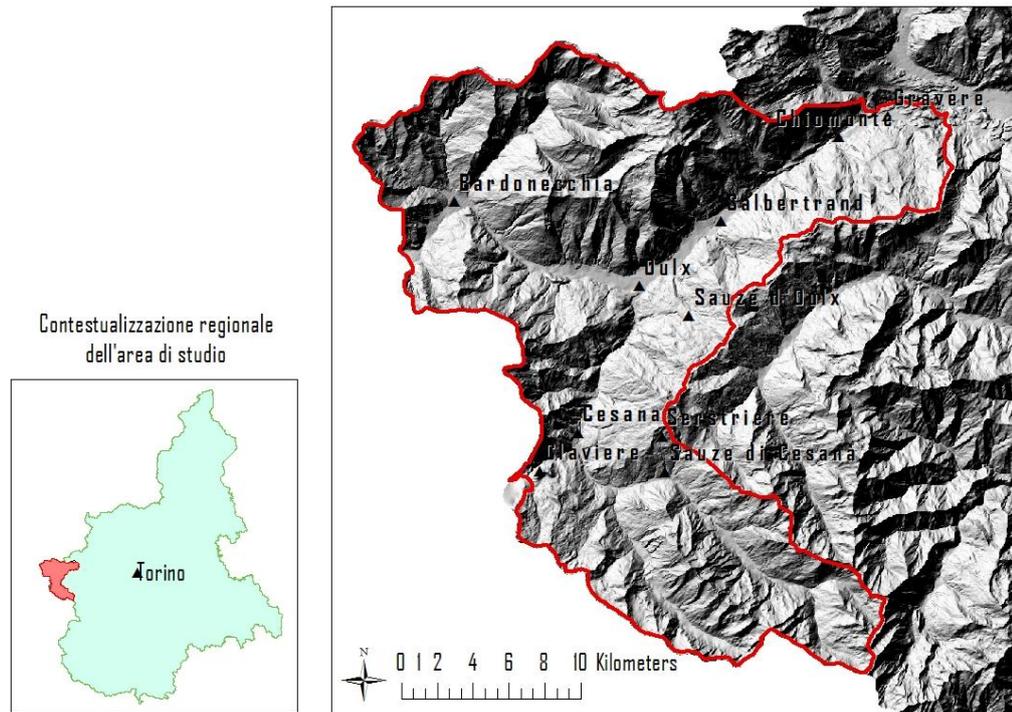
L'estensione è pari a 564,44 kmq, è interamente montuosa e comprende i Comuni di Gravere, Chiomonte, Exilles, Sauze d'Oulx, Oulx, Bardonecchia, Cesana Torinese, Claviere, Sauze di Cesana, e parte del Comune di Sestriere che si estende verso la Valle Chisone, esterna all'area di studio (Figura 3).

La densità media di popolazione dell'area di studio è pari a 32,48 ab/km² (calcolata su base ISTAT 2011), tuttavia ampie porzioni del territorio risultano totalmente disabitate o inaccessibili per la conformazione orografica, infatti, la popolazione residente occupa sostanzialmente l'abitato dei centri urbani del fondovalle o sporadicamente alcune borgate ristrutturate prossime agli stessi centri. In Tabella 1 si riportano le superfici e le densità di popolazione relative ai singoli Comuni.

Tabella 1 - Superficie e densità di popolazione dei Comuni dell'area di studio (Fonte Istat, aggiornata al 30 settembre 2011).

Comune	Superficie Km²	Densità di popolazione ab/Km²
Gravere	18,7	38,34
Chiomonte	26,7	34,79
Exilles	44,32	5,71
Sauze d'Oulx	17,1	64,01
Oulx	99,9	33,22
Bardonecchia	132	24,33
Cesana	121	8,08
Claviere	2,69	80,67
Sauze di Cesana	78,28	3,22

Figura 3 - Area di studio: inquadramento generale e Comuni.



Osservando la morfologia complessiva del territorio si possono individuare 2 principali vallate, una che segue l'andamento del Torrente Dora di Bardonecchia, approssimativamente lungo una direttrice Est-Ovest, e una che segue l'andamento della Dora di Cesana lungo una direttrice con orientamento Nord-Sud.

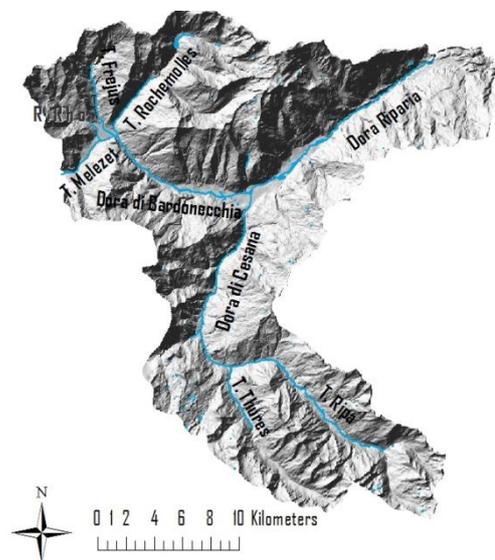
Figura 4 - Reticolo idrografico dell'Alta Valle di Susa.

Rispetto all'orientamento di queste due valli si individuano alcune valli laterali sia lungo la direttrice Est-Ovest:

- Val Clarea
- Vallone di Rochemolles
- Valle del Frejus
- Valle della Rho
- Valle di Melezet

sia lungo la direttrice Nord-Sud:

- Valle della Piccola Dora (che si dirama a sua volta a Claviere nel Vallon de Baises e nel Vallone della Gimont)
- Val Thurax



- Valle Argentera.

Queste valli, tutte di origine glaciale, caratterizzano il reticolo idrografico principale dell'area in esame (Figura 4).

2.2 Analisi morfologica derivata del Digital Elevation Model (DEM)

Il DEM (Digital Elevation Model) dell'area di studio è stato ricavato dal processamento, mediante ArcGis 10.3 (Versione in prova), delle curve di livello estratte dalla Carta Tecnica Regionale Numerica (CTRN) alla scala 1:10.000 acquisita dal Servizio Cartografico della Regione Piemonte a partire da voli aerei effettuati dal 1991 al 2005 (Regione Piemonte 2005).

Questa base cartografica in formato vettoriale è stata utilizzata per ottenere le carte e le elaborazioni relative alle quote, alle pendenze e alle esposizioni. La dimensione delle celle del file di output del DEM è stata impostata a 10 m.

2.2.1 Altimetria

Dal punto di vista altimetrico l'area di studio ha quota minima pari a 515,8 m s.l.m., in corrispondenza di una limitata zona marginale dell'area di studio, prossima al Comune di Susa; l'elevazione massima pari è pari a 3498 m s.l.m., e coincide con la vetta del monte Pierre Menue, nel Comune di Bardonecchia, lungo il versante orografico destro del vallone di Rochemolles (confine di Stato), (Figura 5).

La distribuzione delle quote, è espressa nell'istogramma di Figura 6 e mostra un andamento simile ad una curva gaussiana con un valore medio dell'altitudine pari a 1998 m ($\pm 550,29$ m).

Come illustrato in Figura 7, sull'intera area totale del territorio analizzato, più del 51% ha quota uguale o superiore a 2000 m.

Le cime caratterizzate dall'altitudine più ragguardevole sono la Punta Pierre Menue, m 3.508 s.l.m., a nord di Bardonecchia; a est, nel Massiccio d'Ambin, superano i 3.000 metri la Rognosa d'Etache (m 3.382), la Rocca d'Ambin (m 3.378) e i Denti d'Ambin (m 3371), mentre verso nord-ovest, le balze calcaree del versante destro del Vallone della Rho raggiungono i m 3.226 con la Rocca Bernauda. Il versante destro fra Bardonecchia e Oulx è caratterizzato dalla catena della Grand Hoche, dove la Punta Charrà raggiunge i 2.984 metri e 2.872 la Punta Clotesse. La maggiore elevazione del versante sinistro della valle di Cesana è la cuspide isolata dello Chaberton, (m 3.130, in territorio francese), ben visibile anche dalla media valle; seguono, procedendo verso sud ed in senso antiorario, il Monte

Terre Nere (m 3100), la Cima Clausi (m 3230), la Punta Merciantaira (m 3293), la Punta Ramiere (m 3303), il Roc del Boucier (m 3285). Sul crinale fra la Val di Cesana e la valle Germanasca si eleva il Gran Queiron (m 3060) (Dotta 2000).

Figura 5 - Digital Elevation Model dell'area di studio ricavato tematizzato per intervalli di quota di 250 m (dimensione della cella, 10 m).

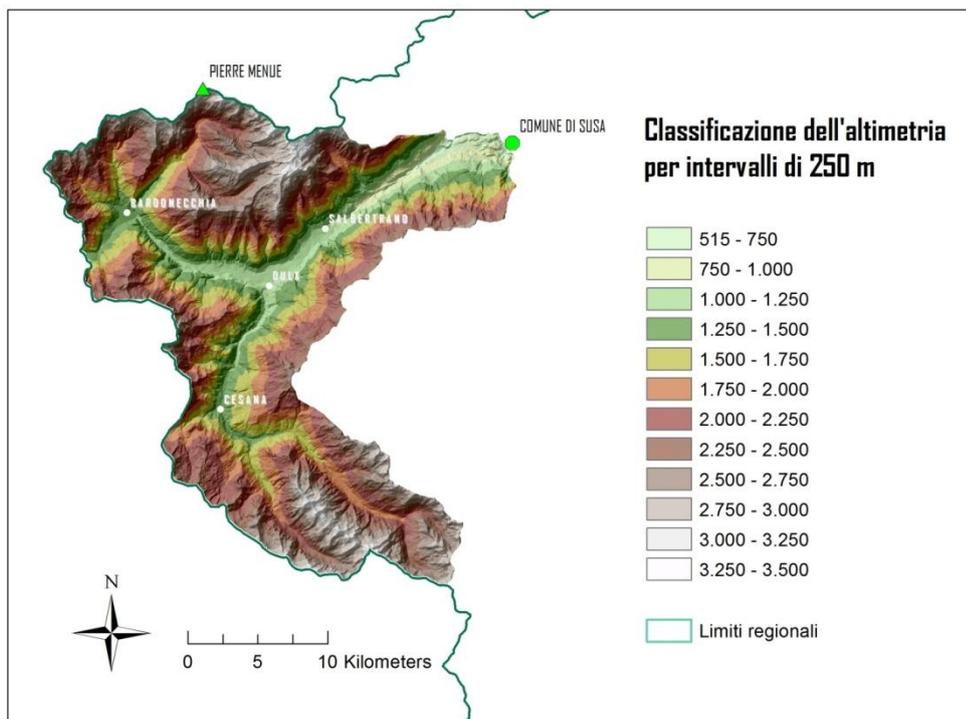


Figura 6 - Istogramma della distribuzione dell'altimetria espressa per intervalli di 250 m, a partire dal valore minimo di quota nell'area di studio.

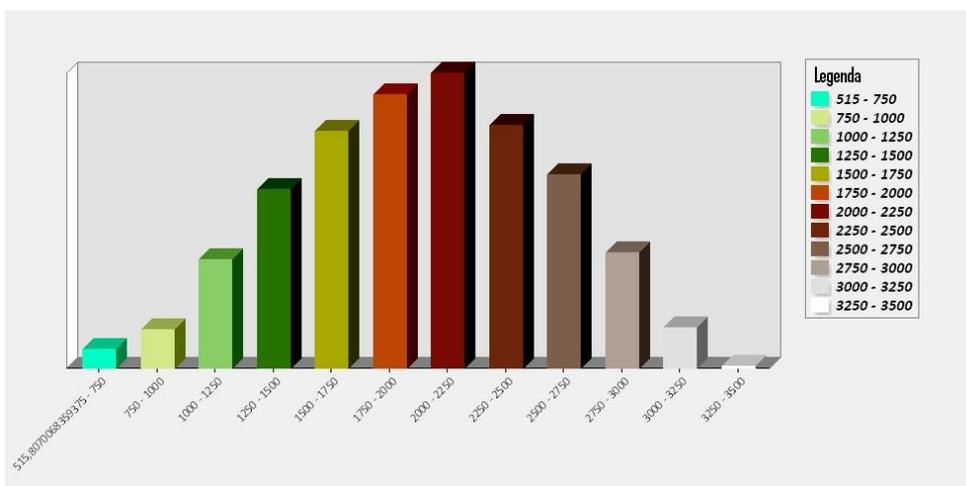
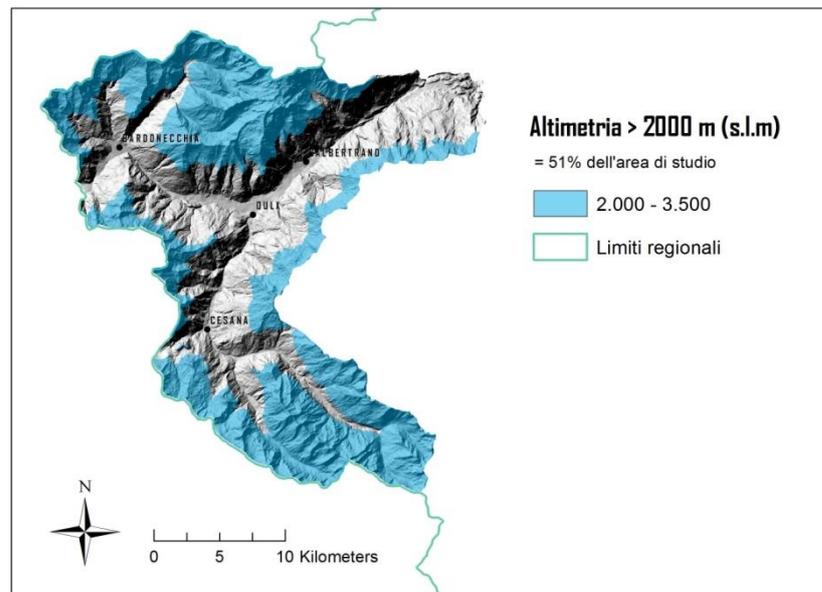


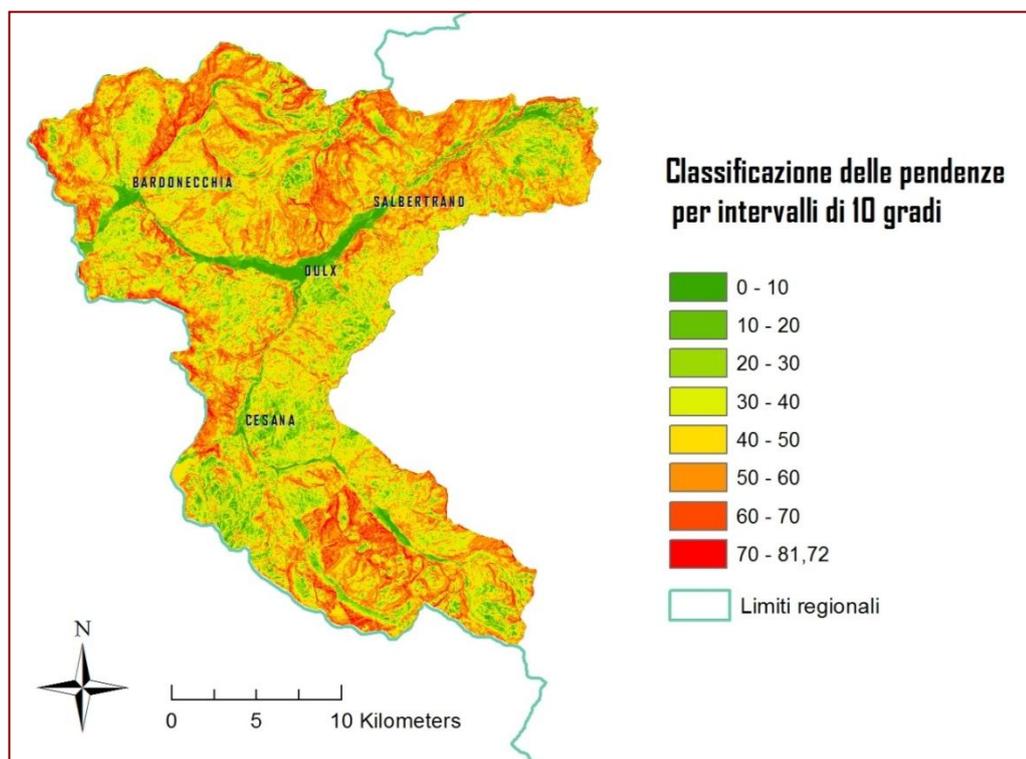
Figura 7 - Porzioni dell'area di studio caratterizzate da valori altimetrici superiori a 2000 m s.l.m.



2.2.2 Pendenze

Dal punto di vista clivometrico, la pendenza media del territorio (derivata dal DEM) è di $42,94^\circ \pm 14,81^\circ$. La pendenza minima è 0 in corrispondenza delle zone di piano, mentre il valore massimo è $81,72^\circ$ (si veda la rappresentazione tematica dell'acclività del territorio nella mappa di *Figura 8*).

Figura 8 - Rappresentazione della clivometria del dell'area di studio tematizzata per classi di pendenza (in gradi).



2.2.3 Esposizioni

Da un punto di vista generale l'alta valle della Dora Riparia è orientata trasversalmente alla struttura delle Alpi Cozie ed ha forma arcuata, concava verso l'alto, causato dall'aggiramento verso il basso del Massiccio dell'Ambin; il punto di massima curvatura è raggiunto nella zona di Savoulx e Oulx: a ovest di Savoulx la valle è diretta verso nord-ovest, mentre da Oulx a Susa l'orientazione è nord-est. Le valli secondarie quali la Valle del Thuras, la Valle Argentera, la Valle di Cesana e la Valle Stretta sono circa parallele all'andamento arcuato delle Alpi Occidentali.

La mappa delle esposizioni di versante dell'area di studio (Figura 9), è stata anch'essa derivata dal DEM in scala 1:10.000. Il grafico radar di Figura 10, espresso in 8 ottanti, evidenzia che i versanti mostrano una distribuzione delle esposizioni piuttosto equa, senza alcuna specifica prevalenza direzionale, tuttavia è possibile osservare che i versanti esposti a Nord sono quelli meno frequenti (8,04% dell'area di studio), e quasi metà del territorio in esame (43,73%) è esposta totalmente o parzialmente a Ovest (Nord-Ovest, Ovest, Sud-Ovest), mentre le zone non esposte, poiché totalmente pianeggianti sono quasi del tutto assenti.

Figura 9 – Mappa delle esposizioni di versante dell'area di studio.

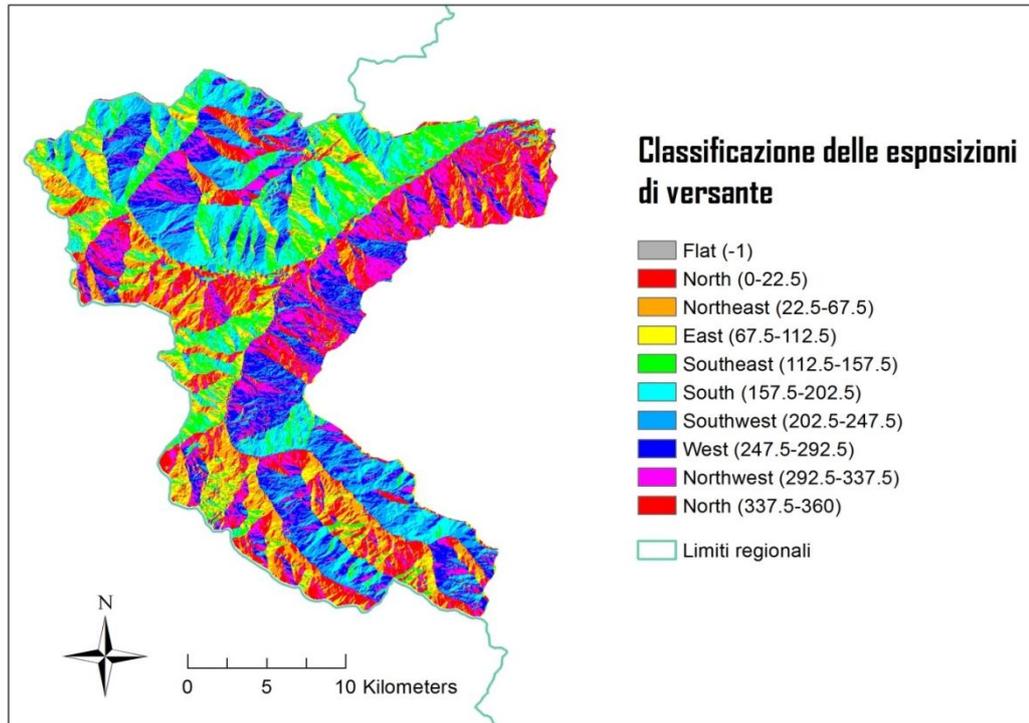
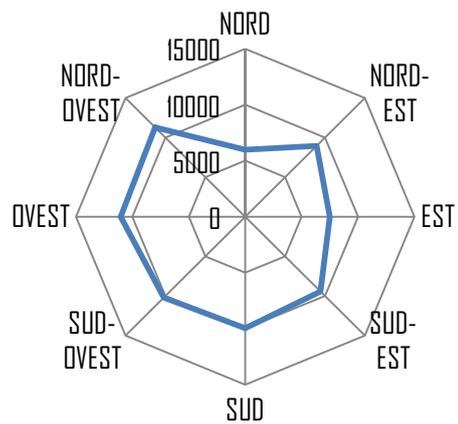


Figura 10 – Tabella delle percentuali areali delle esposizioni di versante (a destra) nell'area di studio e grafico radar relativo (a sinistra) (a sinistra).

Esposizione	Percentuale areale delle esposizioni
Nord	8,04%
Nord-Est	12,05%
Est	10,09%
Sud-Est	12,68%
Sud	13,40%
Sud-Ovest	13,72%
Ovest	14,85%
Nord-Ovest	15,16%



2.2.4 Copertura del suolo

La base cartografica scelta per ottenere una copertura del suolo utile alle finalità di questo studio, e sulla quale sono state condotte le elaborazioni G.I.S, è costituita dalla Classificazione dell'Uso del Suolo del Land Cover Piemonte 2010 formato raster, in scala 1:25.000 (Regione Piemonte, 2010). Per ragioni metodologiche non è stata utilizzata la classificazione del file originario con schemi a livelli che segue la legenda di Corine Land Cover ma, a partire da quest'ultima e sfruttando la classificazione di IV livello, è stata ricavata una nuova tematizzazione accorpendo o dissociando categorie di uso del suolo secondo un criterio opportunistico finalizzato ad ottenere una classificazione della copertura del suolo significativa e utile, in relazione alle esigenze eco-etologiche della specie in oggetto. Ad esempio tutte le tipologie forestali sono state accorpate nella classe "Boschi e aree agroforestali", o ancora, gli ambienti aperti e rocciosi con vegetazione rada tipici dell'ambiente ripario e dei meandri dei torrenti, sono stati accorpate a "Corpi idrici isole fluviali e greti dei torrenti" e dissociati dagli ambienti aperti/rocciosi con vegetazione rada o assente che, in quest'area, troviamo essenzialmente in corrispondenza delle fasce altitudinali superiori.

Nella Tabella 2 è riportata la classificazione della copertura del suolo ripartita in 7 classi, ottenute razionalizzando le categorie d'habitat della fonte di dati cartografici originari che seguono la legenda Corine Land Cover 2010 al IV livello. Insieme alle singole voci della riclassificazione la tabella riporta la superficie complessiva occupata da ciascuna categoria di uso del suolo nell'intera area di studio. Il Grafico 1 riporta, invece, per ciascuna classe le percentuali areali riferite all'area totale.

Rielaborando in ambiente G.I.S i dati del Cornine Land Cover in formato raster, senza tuttavia modificare le geometrie originarie, è stata ricavata la cartografia di Figura 11, tematizzata in base alle 7 nuove classi di ambienti.

Tabella 2 – Riclassificazione delle categorie d'uso del suolo in 7 classi a partire dalla legenda Corine land Cover 2010 (formato raster) riferito al IV livello (Regione Piemonte 2010).

Riclassificazione delle categorie di copertura del suolo	Classi di iv livello della legenda Corine Land Cover 2010
Ambienti aperti e/o rocciosi con vegetazione rada o assente 112,50 Km²	Aree percorse da incendi Rocce nude, falesie, rupi affioramenti Zone aperte con vegetazione rada o assente indifferenziate
Boschi e aree agroforestali 222,06 Km²	Arboricoltura da legno indifferenziata Abetine Acerò-tiglio-frassinieti Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione naturale Aree agroforestali Boschi a prevalenza di conifere indifferenziati Boschi a prevalenza di latifoglie indifferenziati Boschi misti di conifere e latifoglie Castagneti Faggete Formazioni legnose riparie Lariceti e cembrete Peccete Pinete Querceti di rovere Querceti di roverella
Corpi idrici, isole fluviali e greti di fiumi e torrenti 6,72 Km²	Bacini d'acqua artificiali a destinazione produttiva Bacini d'acqua indifferenziati Bacini d'acqua naturali Canali e idrovie Corpi idrici attivi (fiumi e torrenti) Spiagge, dune e sabbie, isole fluviali, greti
Prati stabili, pascoli e brughiere 205,34 Km²	Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti Cespuglieti e arbusteti Praterie e brughiere di alta quota Prati stabili e pascoli
Reti infrastrutturali e insediamenti produttivi 5,77 Km²	Reti ferroviarie e spazi accessori Reti stradali e spazi accessori Zone industriali, commerciali e reti di comunicazione continue e dense Zone industriali, commerciali e reti di comunicazione discontinue

Riclassificazione delle categorie di copertura del suolo **Classi di iv livello della legenda Corine Land Cover 2010**

Seminativi e colture permanenti
2,70 kmq

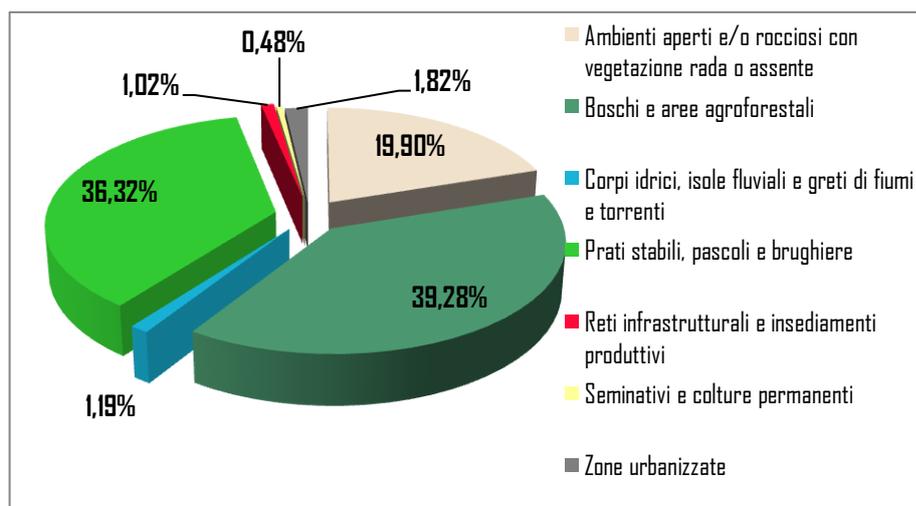
Castagneti da frutto
 Colture orticole a pieno campo in aree indifferenziate
 Colture permanenti indifferenziate
 Frutteti e frutti minori indifferenziate
 Meleti
 Seminativi semplici in aree indifferenziate
 Territori agricoli indifferenziate
 Vigneti
 Vivai in aree indifferenziate

Zone urbanizzate
10,26 kmq

Aree estrattive, discariche e cantieri indifferenziati
 Aree verdi artificiali non agricole indifferenziate
 Cimiteri
 Edifici delle Zone industriali, commerciali e reti di comunicazione continue e dense
 Edifici del Tessuto urbano continuo e denso
 Edifici del Tessuto urbano continuo e mediamente denso
 Edifici del Tessuto urbano discontinuo
 Edifici del Tessuto urbano rado (case sparse)
 Edifici delle Zone industriali, commerciali e reti di comunicazione discontinue
 Impianti sportivi (calcio, atletica, tennis, sci)
 Tessuto urbano continuo e denso
 Tessuto urbano continuo e mediamente denso
 Tessuto urbano discontinuo
 Tessuto urbano rado

Il Grafico 1 mostra che l'area di studio è ampiamente interessata dalla presenza foreste (quasi il 40% della superficie totale) dal piano montano a quello subalpino, mentre a quote superiori (piano alpino e nivale) dominano gli ambienti aperti sia caratterizzati da vegetazione erbacea e/o arbustiva (pascoli, praterie e brughiere con il 36%) sia privi (ambienti rocciosi, rupi e falesie con quasi il 20%). L'estensione significativa di queste due tipologie d'habitat va soprattutto ricondotta al fatto che poco più di metà dell'area di studio si colloca ad altitudini superiori a 2000 m s.l.m (Figura 7). Le altre classi di uso del suolo con estensione areale inferiore (zone urbanizzate, reti infrastrutturali e ambienti fluviali) si concentrano agglomerandosi e aggrovigliandosi in corrispondenza del fondovalle, mentre le zone agricole (seminativi e colture permanenti) si ritrovano distribuite in modo rado nel tratto compreso tra i Comuni di Garvere e Chiomonte, sono invece del tutto assenti in Alta Valle (Figura 11).

Grafico 1 – Ripartizione della copertura del suolo nelle 7 classi individuate (percentuali sull'area totale).



- *Boschi e aree agroforestali*

Tra le superfici forestali i lariceti rappresentano la categoria dominante con una superficie di riferimento che supera il 50% dell'intera superficie forestale. Seguono le pinete di pino silvestre, le abetine, gli acero-tiglio frassineti ed i castagneti, con superfici inferiori al 10% dell'intera copertura forestale (Dotta 2000).

Il Piano Forestale Territoriale (PFT) dell'area forestale dell'Alta Val di Susa riporta che tra i comuni della Valle di Susa il Comune con maggiore superficie forestale è il Comune di Oulx (5884 ha) seguito dal Comune di Cesana T.se (4861 ha) e dal Comune di Bardonecchia (3326ha) (Dotta 2000). Rispetto al totale delle superficie del comune i comuni con la maggiore percentuale di superficie forestale sono Gravere, Chiomonte con valori di superficie boscata rispetto alla superficie totale superiori al 60%. Oulx, Sauze d'Oulx, e Claviere hanno superfici forestali superiori al 50% del territorio del Comune. Sestriere Bardonecchia e Sauze di Cesana in virtù delle numerose superfici rocciose e dei cospicui macereti non superano al soglia del 30% di superficie forestale. Le superfici forestali formano l'ossatura del paesaggio dell'Alta Valle Susa. Le formazioni forestali hanno sempre garantito, nel corso dei secoli gradi di copertura molto elevati dei versanti. I complessi forestali del Colomion, del Ban, delle Teppas in comune di Bardonecchia, Cotolivier-Gran Pertiche, Monfol-Piccolo Bosco, Malafosse, Foens, Pinee di Savolux, Signols e Beaume in Comune di Oulx, Autagne, Sagna Longa, Fenils, Colletto Grigio, Chaberton, Bosco della Lega, Cialancie, Chabaud, Serra del Pic, Giaset, Gimont-Lago Nero in Comune di Cesana T.se, Cima Bosco, Argentera, Chalvet, in Comune di Sauze di Cesana, Guignard, Gimont in Comune di Claviere, Monte Rotta, Banchetta,

Costa Baucet, Vallonas-Chisonetto in Comune di Sestriere, Serre Gountard, Piccolo e Gran Bosco di Salbertrand, Bletonè, Costa del Bosco in Comune di Salbertrand, la Runa, Cota, Arplatte, Ambournet, in Comune di Exilles, Sauzea, Ban, in comune di Chiomonte, i complessi forestali del Pian Gelassa, in Comune di Gravere e le faggete di Giaglione sia in Val Cenischia che in Val Clarea, costituiscono un patrimonio di interesse ambientale enorme benché in parte ancora inespresso o poco condiviso.

- *Prati stabili, pascoli e brughiere*

I Comuni in cui maggiormente si osserva la presenza di parti-pascoli sono Oulx-Beaulard, Bardonecchia, Gravere, Cesana. Queste praterie formano il complesso insieme dei comprensori di pascolo (sebbene non tutti utilizzati) in cui la presenza di mandrie e greggi di animali domestici garantisce l'utilizzo pascolare delle coperture erbacee. Le aree a prateria formano l'elemento paesistico dominante nella zona di transizione tra il piano subalpino ed il limite superiore della vegetazione arborea fino ai confini con il piano nivale. In alcuni casi la prateria non utilizzata rappresenta comunque una formazione prativa stabile (aree marginali ai comprensori di pascolo) in evoluzione nel corteggio floristico ma bloccata nella sua evoluzione verso formazioni arbustive per impedimenti stagionali. In altri casi la Gravere Claviere Giaglione Chiomonte Salbertrand Exilles Bardonecchia Sauze di C. Cesana Oulx Sestriere Sauze d'Oulx Superficie la prateria non utilizzata è la forma di transizione verso formazioni in cui le specie forestali soprattutto nel piano montano possono sostituire l'attuale assetto strutturale od in cui le specie arbustive del piano subalpino e montano superiore (soprattutto ericacee e/o rosacee) possono integrare la copertura erbacea attualmente dominante (Dotta 2000).

- *Ambienti aperti e/o rocciosi con vegetazione rada o assente*

Gli ambienti aperti con vegetazione rada o assente includono anche le praterie rupicole. Questa categoria raggruppa le formazioni erbacee di quota su detriti ancora instabili o cresciute su litosuoli alternati ad aree ad elevata rocciosità o su substrati ricchi di scheletro alternati a lembi relitti di ghiaioni. Si tratta di formazioni comprese nella fascia superiore della vegetazione o laddove le limitazioni stagionali sono talmente gravose da ridurre le potenzialità di crescita di una formazione erbacea stabile (Dotta 2000). Sono invece arealmente ridotte le zone percorse da incendi.

- *Seminativi e colture permanenti*

In Alta Valle Susa la categoria delle colture agricole è estremamente marginale, ma sono presenti appezzamenti frammentati e di modeste dimensioni in prossimità dei centri abitati di Chiomonte e di Gravere.

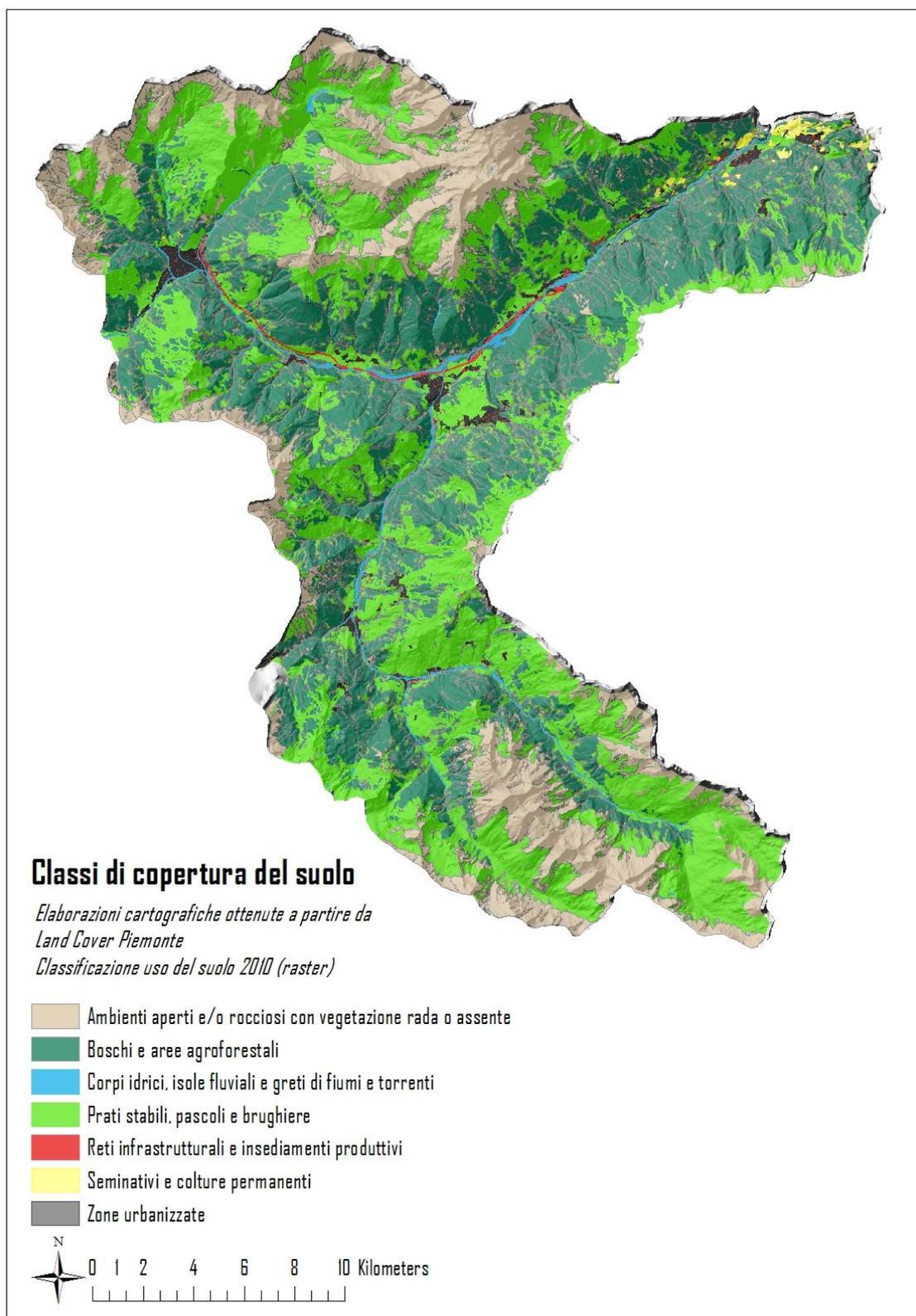
- *Aree urbanizzate*

Questa classe di copertura del suolo comprende in termini generali tutte le aree interessate da presenza umana stabile, e comprende zone a destinazione d'uso residenziale (edifici e abitazioni civili), destinazione d'uso industriale (capannoni industriali e strutture affini), destinazione d'uso commerciale (supermercati, uffici, magazzini). A questa categoria sono state incorporate le zone estrattive come la cava per l'estrazione di inerti attiva a Salbertand, localizzata in prossimità dell'alveo di piena della Dora Riparia, ma contigua all'abitato di Salbertrand e delle borgate vicine di Oulme, San Romano e Case Plans.

- *Rete infrastrutturali*

Per l'importanza che questa categoria di copertura del suolo ricopre in questo studio, l'argomento è sviluppato al paragrafo Principali infrastrutture
Infrastrutture lineari e viabilità.

Figura 11 - Copertura del suolo su base Land Cover Piemonte 2010 riclassificata in 7 categorie (Regione Piemonte 2010).



2.3 Principali infrastrutture

2.3.1 Infrastrutture lineari e viabilità

Data la vocazione turistica del territorio e la sua importanza come zona di frontiera, l'Alta Valle di Susa, per quanto costituisca un comprensorio alpino di elevato interesse ambientale e naturalistico, è caratterizzato dalla presenza di una densa rete di infrastrutture lineari che percorrono longitudinalmente tutto il fondovalle (Figura 12), e da una rete viaria discretamente diramata, che collega i poli urbani principali dell'area tra loro, con la città di Torino e con la Francia (attraverso il traforo del Frejus e il Colle del Monginevro). In modo particolare si fa riferimento all'Autostrada del Frejus, alla linea ferroviaria Torino-Modane e a due Strade Statali: la 24 del Monginevro e la 335 di Bardonecchia.

La rete viaria dell'area di studio, oltre alle principali infrastrutture lineari sopracitate, comprende altre strade comunali e provinciali, sia interne agli insediamenti urbani sia lontane dai centri abitati: alcune di queste sono asfaltate e aperte al traffico veicolare anche in inverno e collegano i centri urbani principali con le frazioni e con alcune borgate (ad es. la strada che collega Bardonecchia con la frazione di Rochemolles, o la strada che collega le frazioni di Deveys e S, Colombano); altre, invece non sono asfaltate, o lo sono solo parzialmente, e durante il periodo invernale restano chiuse al traffico veicolare. A quest'ultima tipologia di strade appartengono le piste forestali e le mulattiere, talvolta presenti a quote più o meno elevate (ad es. la strada del Cotolivier a Oulx, o la Decauville a Bardonecchia) (Figura 12).

- *Linea ferroviaria Torino-Bardonecchia*

La linea ferroviaria storica Torino-Modane collega la Città di Torino con l'Alta Valle di Susa e la Francia mediante il Traforo del Frejus. Fu aperta all'esercizio completo nel 1872. La linea, è a doppio binario su tutta la tratta e la sua lunghezza, compresa entro i limiti dell'area di studio, è pari a 57, 283 km di cui 19,55 km costruiti in galleria. Le principali opere, sono il viadotto sulla Dora, nel Comune di Oulx, e le gallerie "Gravere" (5.600 metri, fra Meana e Chiomonte, di cui gran parte all'esterno dell'area di studio), "Exilles" (5.500 metri, tra Exilles e Chiomonte) e "Serre la voute" (2.330 metri tra Exilles e Salbertand) . A queste gallerie si deve aggiunge il traforo ferroviario del Frejus, che ha una lunghezza di circa 7 km nel tratto compreso tra l'imbocco (nel Comune di Bardonecchia) e il Confine di Stato. In sintesi, il 67% del tracciato ferroviario (37,75km) è costruito al di fuori delle gallerie: ad esempio, vale la pena evidenziare che il 44,5% del tracciato ferroviario che si sviluppa all'esterno delle gallerie (ovvero 16,81 km) incrocia o passa

attraverso patches di bosco, in modo particolare nel tratto di Alta Valle compreso tra Bardonecchia e Salbertrand.

Un altro dato di interesse ai fini di questo studio, è il flusso di convogli che percorrono giornalmente la tratta compresa nell'area di studio.

Attualmente, a seguito dei lavori di ammodernamento eseguiti tra il 2007 e il 2011, sebbene la capacità effettiva di questa linea ferroviaria è di 180 treni al giorno nel tratto di valico tra Saint Jean de Maurienne e Bussoleno (Osservatorio per il Coll. Ferr. Torino-Lione 2007), il traffico di convogli è nettamente inferiore. Nel 2007 il numero di treni che percorrevano giornalmente la tratta ferroviaria di valico era compreso tra 50-55 (Osservatorio per il Coll. Ferr. Torino-Lione 2007) a fronte di un calo progressivo a partire dal 1999.

- *Autostrada del Frejus (A32)*

L'autostrada A32, nota anche come autostrada del Frejus è l'asse autostradale che collega l'Italia alla Francia tramite il traforo stradale del Frejus ed è in funzione dai primi anni 90.

All'interno dell'area di studio, sulla base dei dati cartografici derivati da CTRN vettoriale 1:10.000 (Regione Piemonte 2005) è stato calcolato che questa infrastruttura percorre longitudinalmente il fondovalle che collega Susa a Bardonecchia estendendosi per una lunghezza di circa 41 km, di cui 3,9 km su viadotto e 15,5 in galleria. Oltre al traforo autostradale del Frejus, lungo 6,8 km per parte italiana, le altre principali gallerie si concentrano nella tratta tra i Comuni di Exilles e Susa.

Il Traforo del Frejus ha registrato nel corso degli ultimi 15 anni una riduzione dei transiti passando da 2,7 milioni del 2000 a 1,7 milioni del 2008 con una media giornaliera (anni 2003- 2008) di quasi 5.000 veicoli (sensi di marcia riuniti) di cui 2.600 circa corrispondenti al traffico di mezzi Pesanti. Nel 2009 e nel 2012 sono registrati ulteriori cali rispetto al 2008. (Regione Piemonte 2009).

Figura 12 - Cartografia delle infrastrutture e della viabilità (Regione Piemonte 2005.)

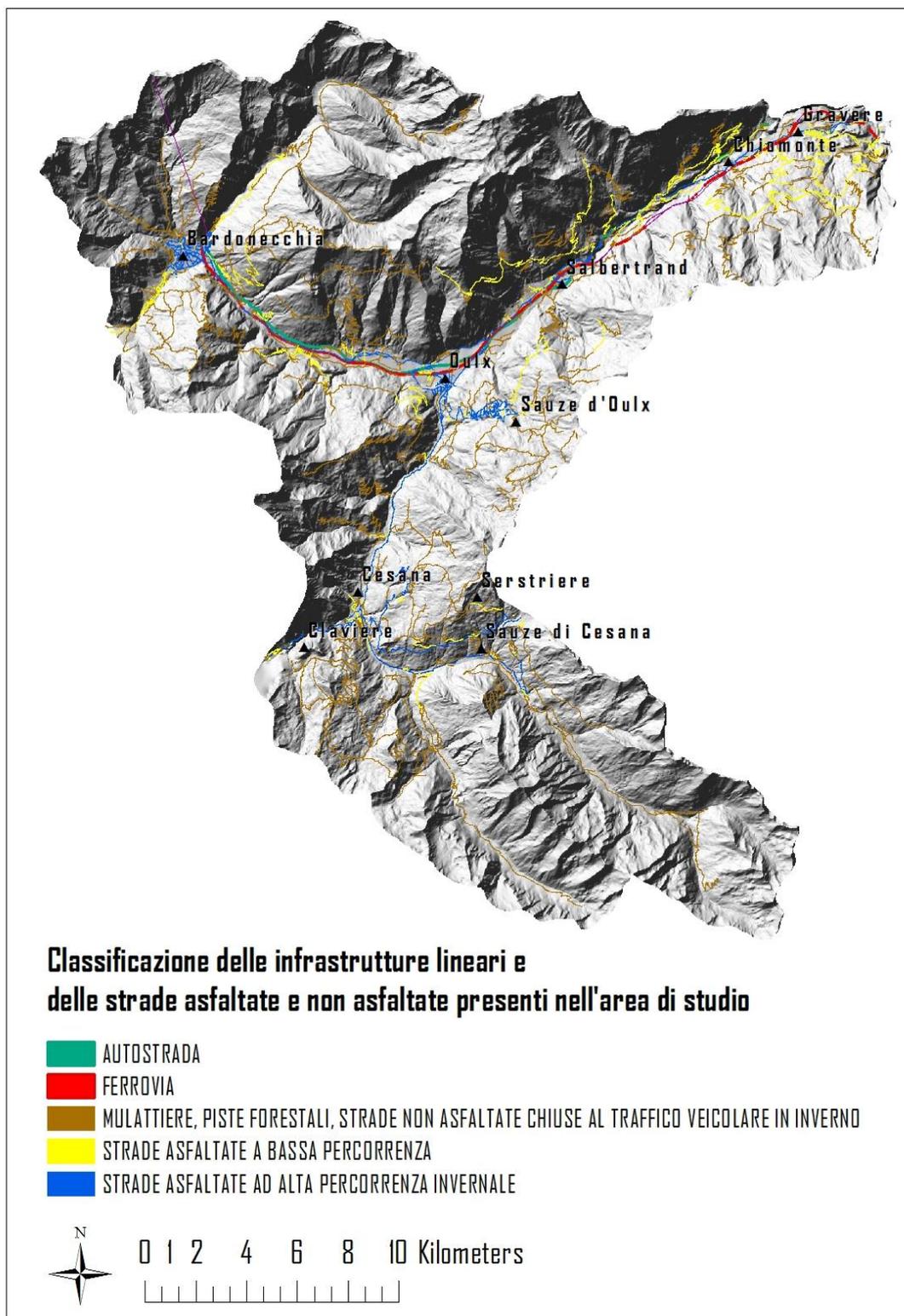


Figura 13 - Linea ferroviaria Torino Bardonecchia presso fraz. Royeres (foto di S. Perrone).



Figura 14 – Veduta del fondovalle e dell’Autostrada Torino- Bardonecchio da Sauze d’Oulx (foto di S. Perrone). Si distinguono il tracciato dell’Autostrada A32 e lo svincolo Oulx-Est, l’alveo della Dora Riparia e, dall’alto dell’immagine, gli abitati delle frazioni di Beaulard (destra orografica, parte centrale della fotografia), Savoulx e Signols (sinistra orografica), Oulx e parte di Sauze d’Oulx (destra orografica, parte inferiore della fotografia).



- *Strade statali 24 e 335*

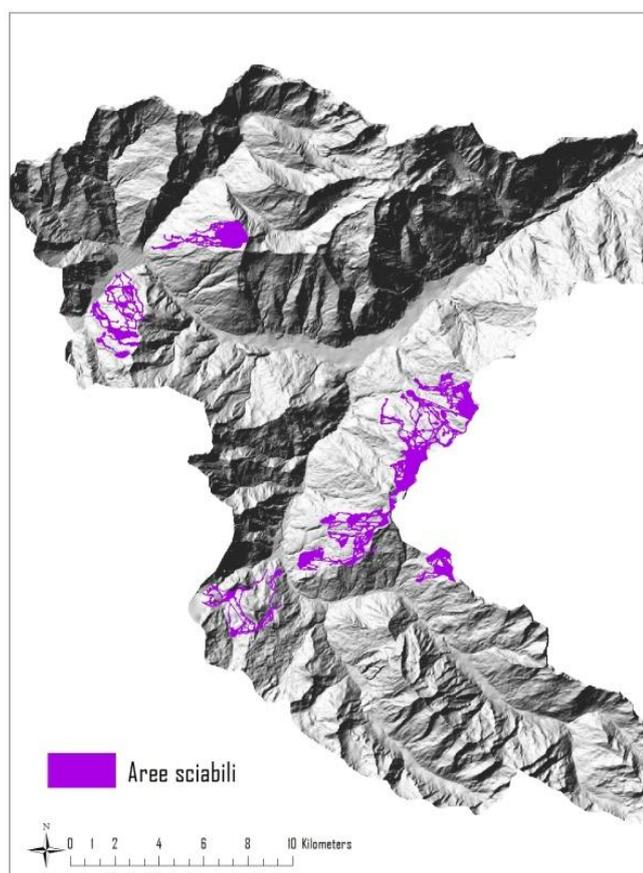
Anche le strade statali 24 e 335 percorrono longitudinalmente tutto il fondovalle consentendo il collegamento con la Francia tramite il Valico del Monginevro (al termine della S.S. 24) e tramite il Colle della Scala, di secondaria importanza in quanto aperto al transito di veicoli solo nel periodo estivo.

La Strada Statale 24 del Monginevro collega Torino con la Francia seguendo l'andamento del fondovalle fino a Cesana Torinese per poi deviare verso Claviere e il confine di Stato. Essa percorre l'area di studio per una lunghezza di poco più di 38 Km.

La Statale 335 di Bardonecchia ha un tracciato di circa 13 Km e collega Oulx a Bardonecchia passando per le frazioni di Signols Savoulx e Beaulard.

2.3.2 Aree adibite allo sci

Figura 15 – Digitalizzazione delle aree sciabili nell'area di studio da ortofoto.
http://geomap.reteunitaria.piemonte.it/ws/taims/rp-1/taimsortoregp/wms_ortoregp2010



L'Alta Valle di Susa ospita tra le più importanti stazioni sciistiche delle Alpi, tra cui il comprensorio sciistico italo-francese della Via Lattea distribuito in 7 località sul versante

italiano (Oulx, Cesana, Claviere, San Sicario, Sauze d'Oulx, Pragelato e Sestriere) e il comprensorio di Bardonecchia. L'area di studio è interessata dalla presenza complessiva di più di 200 piste e quasi 90 impianti di risalita. A queste strutture di aggiunge la piccola stazione di sci di fondo in località Pian del Colle, situato nel Comune di Bardonecchia in corrispondenza del confine di Stato. Dalla digitalizzazione delle piste mediante ortofoto disponibili su web è stata calcolata nel complesso una superficie di quasi 1500 km² di aree sciabili.

2.4 Componente biotica: fauna teriologica

L'area di studio presenta una notevole varietà di specie selvatiche, vertebrate e invertebrate, di cui fanno parte anche elementi endemici, relitti glaciali, elementi termofili meridionali, insieme a specie tipiche del piano montano, alpino e nivale (Chemini e Vigna Taglianti 2002). Malgrado questa ricchezza biologica, in questo studio si ritiene più appropriato proporre un quadro della componente biotica limitato alla fauna teriologica, ritenuta in questo contesto di maggiore interesse perché sicuramente correlata alla presenza del lupo nell'area.

La maggior parte di Mammiferi presenti in Alta Valle di Susa fanno parte delle comunità animali del piano montano e subalpino come la martora (*Martes martes*), ma sono presenti anche specie riscontrabili anche a fasce altitudinali nettamente inferiori, come la volpe (*Vulpes vulpe*), il tasso (*Meles meles*), la faina (*Mustela foina*). Frequenti sono lo scoiattolo (*Sciurus vulgaris*), la lepre (*Lepus europaeus*), gliridi come il ghiro (*Myoxus glis*), il quercino (*Eliomys quercininus*), in grado di raggiungere quote considerevoli, e il moscardino (*Moscardinus avellanarius*), e altri roditori selvatici come (*Apodemus sylvaticus* e *A. flavicollis*), o insettivori, come i toporagni (*Sorex araneus* e *Sorex minutus*) o le talpe (*Talpa europaea* e *T. caeca*) (Chemini e Vigna taglianti 2002).

Gli ungulati selvatici tipici di questa fascia altitudinale sono il cervo (*Cervus elaphus*) e il capriolo (*Capreolus capreolus*), il cinghiale (*Sus scrofa*), ma anche il camoscio (*Rupicapra rupicapra*), che è frequentemente in grado di scendere di quota dai piani altitudinale superiori.

A livello del piano alpino (e nivale), oltre al camoscio e allo stambecco, vanno menzionati altri mammiferi, come la marmotta (*Marmota marmota*), l'ermellino (*Mustela erminea*), la lepre variabile (*Lepus timidus*), che costituiscono specie relitte steppiche o boreo-alpine (Chemini e Vigna taglianti 2002). Anche in questa fascia altitudinale sono presenti

numerose specie di micromammiferi come il topo selvatico alpino (*Apodemus alpicola*), il toporagno alpinus (*Sorex alpinus*) e alcune specie di arvicole.

Data l'importanza che gli ungulati selvatici rivestono nella distribuzione e nell'ecologia del lupo, si riportano alcuni cenni sui dati di distribuzione e di consistenza numerica di queste specie nell'area di studio. Le informazioni che seguono sono state raccolte ed elaborate dal Comprensorio Alpino Torino 2 Alta Valle di Susa.

- *Cervo*

La popolazione di cervi presenti in Alta Valle di Susa è frutto di un piano di immissione, gestito direttamente dall'Amministrazione provinciale di Torino negli anni 1962-1964 (Vaschetto e Camusso 1983). Le operazioni di rilascio, 3 in totale, ebbero luogo nel Gran Bosco di Salbertrand. Benatti et al. (2014) riportano che, ad oggi, il cervo è presente con popolazioni stabili su tutta l'area vocata dell'Alta Valle e che, tramite i censimenti effettuati tra il 2009 e il 2014, sono conteggiati tra i 1200 e i 1500 capi in tutta l'Alta Valle di Susa.

- *Capriolo*

La popolazione di capriolo nell'area di studio deriva dall'immissione di 42 esemplari, provenienti dal Trentino delle Alpi Dinariche, negli anni '60 all'interno del Gran Bosco di Salbertrand. Ad oggi è possibile affermare che la popolazione di capriolo sia presente con una popolazione stabile e uniformemente distribuita in tutta l'Alta Valle di Susa (Benatti et al 2014).

La popolazione di capriolo è stata interessata da un forte incremento negli anni passati, dovuto principalmente alla riduzione dei complessi forestali e allo sviluppo di molti ambienti ecotonali. Per contro l'attuale tendenza alla riforestazione ha frenato un ulteriore incremento della popolazione in anni recenti (Toso et al. 1991). I dati del Comprensorio Alpino Alta Valle di Susa hanno censito tra il 2009 e il 2013 un numero di capi oscillante tra 530 e 911 (Benatti et al 2014).

- *Camoscio*

I dati dei censimenti effettuati nell'area di studio ad opera del Comprensorio Alpino Alta Valle di Susa indicano che il camoscio ha una distribuzione omogenea ed un'elevata consistenza numerica e con una tendenza all'aumento, infatti sono stati censiti 2037 capi censiti nel 2013 e 1951 capi nel 2008 (Benatti et al 2014).

- *Stambecco*

Lo stambecco è presente nell'area di studio in alcuni nuclei stanziali, risultato di interventi di ripopolamento operati dalla Provincia di Torino, Servizio di Protezione e Gestione della

Fauna e dei Comparti Alpini Alta Valle di Susa e Valli di Lanzo. Le zone interessate dalla presenza stabile di stambecchi sono le pendici del monte Seguret, la Val Clarea, la zona di Rochemolles e la zona a monte del rifugio Mariannina Levi. Questi animali provengono principalmente dalla popolazione di stambecco delle vicine Valli di Lanzo (Balme) (Giovo e Rosselli 2002).

I dati dei censimenti indicano che la popolazione è in aumento e che nel 2008 sono stati conteggiati 90 capi, mentre nel 2013 ne sono stati censiti 188 (Benatti et al 2014).

- *Cinghiale*

Il cinghiale è presente stabilmente in tutta l'area di studio grazie a rilasci a scopo venatorio, tuttavia non sono disponibili stime relative all'abbondanza numerica della specie dato che non vengono organizzati censimenti.

3. MATERIALI E METODI

2.5 Raccolta dei dati di presenza della specie: metodi di campo

La raccolta dei dati indiretti di presenza del lupo è stata eseguita mediante il monitoraggio intensivo dell'area di studio condotto nell'ambito del Progetto Lupo Piemonte dai vari operatori degli Enti locali collaboratori di Progetto (Servizio Tutela Flora e Fauna della Provincia di Torino, Parco Naturale del Gran Bosco di Salbertrand – oggi Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie, Consorzio Alta Valle Susa, Corpo Forestale dello Stato, Università degli Studi di Torino) secondo il protocollo metodologico di Progetto (Marucco e Avanzinelli 2010). Tutti i dati di presenza raccolti nell'ambito del Progetto Lupo Piemonte sono archiviati in uno specifico Database Lupo presso il Centro Grandi Carnivori (CGC).

I dati di presenza utilizzati nell'analisi sono relativi alle stagioni invernali 2003-2004 e 2007-2008. I segni di presenza sono stati raccolti sia attraverso il monitoraggio sistematico dei transetti mostrati in Figura 17 sia recuperati in modo occasionale.

Ai fini della presente indagine sono stati presi in esame i dati raccolti durante l'attività invernale di *snow-tracking* (tracciatura su neve) condotta nell'area di studio. Lo *snow-tracking* è generalmente finalizzato alla documentazione degli spostamenti dei lupi e alla valutazione della composizione dei branchi. Tale attività, effettuata durante la stagione invernale (novembre – aprile), consiste nel percorrere dei transetti - all'occorrenza con l'utilizzo di racchette da neve - per rilevare i segni indiretti di presenza dei lupi. I transetti sono stati percorsi almeno una volta al mese, in modo tale che tutta l'area di studio fosse perlustrata in modo simultaneo da più collaboratori.

In primo luogo, l'attività era mirata all'intercettazione delle impronte lasciate dal predatore sulla neve. Una volta individuata una pista di impronte, questa veniva seguita in un primo momento a ritroso - al fine di evitare di arrecare un possibile disturbo agli animali - poi nel senso di avanzamento delle impronte. Quando necessario, e se le condizioni del manto nevoso lo consentivano, la pista di impronte veniva seguita anche il giorno successivo. L'andatura del lupo appare spesso rettilinea, con poche deviazioni, con una direzione di viaggio costante, facilmente distinguibile da quella disordinata e casuale del cane domestico, in cui spesso si osservano le impronte delle quattro zampe separate (Boitani et al. 1995). Durante la perlustrazione dei transetti sono stati ricercati e raccolti gli escrementi lasciati dai lupi come marcatura odorosa del territorio. In particolare, gli escrementi freschi sono stati utilizzati per le analisi genetiche finalizzate al riconoscimento dei singoli

individui, alla ricostruzione dei rapporti di parentela nell'ambito del singolo branco e nell'ambito della popolazione alpina nel suo complesso.

Durante le perlustrazioni era anche possibile il ritrovamento di carcasse di ungulati selvatici predati e/o consumati dagli individui dei branchi.

Il ritrovamento di tali dati di presenza del predatore (piste di impronte, escrementi, resti di predazione) prevedeva la compilazione di una relativa scheda di campo in cui venivano registrate informazioni e osservazioni da parte dell'operatore.

Ogni percorso della pista di impronte veniva ritracciato in modo esatto manualmente su cartina (scala 1:25.000) o rilevato tramite GPS. Analogamente, anche gli escrementi e le carcasse di ungulato selvatico (predato/consumato) venivano geolocalizzate su carta o tramite GPS.

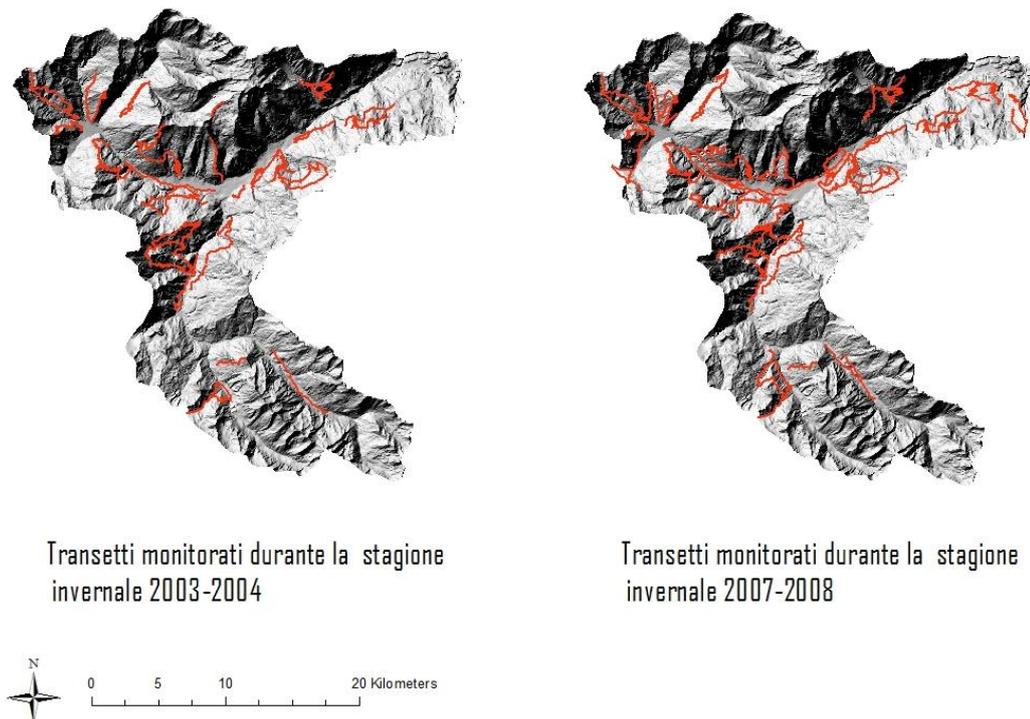
Figura 16 - In alto a sinistra: tracce su neve di lupi (foto di Luca Anselmo). A destra: Escremento di lupo. Sono riconoscibili i peli e frammenti di ossa delle prede consumate (foto di Serena Perrone). In basso a sinistra: carcassa di cervo femmina. Le tracce e le condizioni della carcassa hanno permesso di accertare l'attacco predatorio da parte di lupi sull'ungulato (foto di Serena Perrone).



In sintesi l'attività di *snow-tracking* ha avuto i seguenti obiettivi:

- stimare il numero minimo dei componenti dei branchi;
- raccogliere escrementi freschi per le analisi genetiche necessarie per il riconoscimento individuale degli animali che componevano i branchi;
- documentare episodi di predazione e/o consumazioni di ungulati selvatici;
- ottenere dati sugli spostamenti dei lupi e sull'uso del territorio.

Figura 17- Cartografie dei transetti monitorati in inverno nell'area di studio (Alta Valle di Susa) nel biennio 2003-2004 e 2007-2008.



La selezione di queste 2 stagioni non è casuale contestualmente al monitoraggio del lupo compreso negli anni 1999-2010. Tra questi due inverni infatti, il monitoraggio della specie ha evidenziato il *turn-over* della coppia alpha per entrambi i branchi presi in considerazione (Marucco e Avanzinelli 2010).

Poiché i dati raccolti sul campo sono necessari per la costruzione di modelli spaziali atti ad individuare le aree idonee per la specie, la decisione di selezionare i dati relativi a due stagioni invernali in cui è stato documentato il cambiamento della dominanza in entrambi i branchi, consente di generalizzare meglio il comportamento spaziale invernale del lupo nell'area di studio, ed evitando possibili influenze legate alle preferenze individuali di una unica coppia dominante.

2.6 Metodi per la realizzazione dei modelli spaziali di idoneità ambientale per la specie

2.6.1 Modelli spaziali predittivi a partire da dati di sola presenza

I modelli predittivi di distribuzione spaziale delle specie (SDMs) (Guisan e Zimmermann 2000) stimano la relazione tra i dati raccolti sulla specie e le caratteristiche ambientali e spaziali dei siti (Franklin e Miller 2010). Tali modelli sono largamente utilizzati nella biologia e nell'ecologia della conservazione (Elith e Leathwick 2009). La distinzione principale dei metodi impiegati per la costruzione degli SDMs si basa sulla tipologia dei dati relativi alla specie. Quando i dati sono raccolti in modo sistematico, in modo tale che per ciascun sito dell'area indagata è nota la presenza, l'assenza e l'abbondanza della specie, molti ecologi utilizzano metodi di regressione (come Modelli Lineari Generalizzati, Resource Selection Function, Boosted Regression Trees ecc.). Tuttavia, per varie ragioni, i dati possono essere sparsi, non uniformi, possono non coprire in modo omogeneo tutta l'area, oppure non sono disponibili dati certi sull'assenza della specie, e si hanno a disposizione solo dati di sola presenza (Elith et al. 2011). La necessità di massimizzare l'utilità di dati biologici con tali caratteristiche, ha determinato la messa a punto e la diffusione di una serie di metodi per la costruzione di SDMs impiegando dati di sola presenza, che consentono di derivare informazioni, in particolare, sull'idoneità ambientale per una specie.

Tra i metodi che impiegano dati di sola presenza, si è affermato in anni recenti, per la sua particolare efficacia, il software MaxEnt, *Maximum Entropy Modeling* (Phillips et al. 2006; Phillips e Dudík 2008). MaxEnt analizza la relazione esistente tra i fattori ambientali e la presenza delle specie, e viene spesso usato per prevedere la distribuzione potenziale di una specie a partire dai dati di sola presenza. In realtà, è possibile interpretare le previsioni di MaxEnt semplicemente come indici di idoneità ambientale, che potrebbero essere utili per analisi qualitative esplorative, soprattutto se non si dispone di un campionamento basato su assunzioni rigorose che consentono di interpretare in modo probabilistico l'output del modello (Merow et al 2013). Questo algoritmo confronta le informazioni ambientali disponibili per i punti in cui la presenza della specie è stata accertata ("samples") con quelle dell'intero territorio, cioè con i siti definiti "background samples", casualmente selezionati, in cui non è riscontrata la presenza della specie (Phillips et al. 2009), e restituisce una distribuzione spaziale dell'idoneità del territorio per la specie stessa (Raes e Ter Steege 2007). Il metodo, basato sul principio di massima entropia, individua la distribuzione ad entropia massima, sotto le limitazioni imposte da fattori ambientali, che

vengono utilizzati come “costrittori”. Massimizzare l’entropia di una distribuzione di probabilità, significa minimizzare l’incertezza assunta sui parametri del sistema non noti, massimizzando il potere predittivo dei soli dati certi.

Questo approccio permette di ottimizzare l’utilizzo delle informazioni note, cioè i dati di presenza della specie oggetto di studio, evitando, dall’altro lato di fare assunzioni su ciò che non si conosce (Phillips et al. 2006), cioè le zone che la specie evita. Confrontato con altri metodi disponibili, MaxEnt sembra efficiente ed affidabile (Elith et al. 2006; Peterson et al. 2007; Guisan et al. 2007), ed è in grado di dare risultati utili anche con campioni di numerosità limitata (Papeş e Gaubert 2007; Pearson et al. 2007). I risultati ottenuti con questo metodo sono inoltre meno influenzati da livelli ineguali di campionamento, caratteristica che, in caso di scarsa omogeneità dei dati disponibili, può essere molto utile per scopi applicativi come l’identificazione delle zone di maggior interesse per la conservazione (Tsoar et al. 2007).

MaxEnt necessita l’inserimento in input di due categorie di informazione che il software processa restituendo in output un modello di idoneità ambientale per la specie nel territorio in oggetto:

1. la localizzazione delle presenze della specie (samples data),
2. le variabili predittive (o covariate) che caratterizzano i siti background (background samples) dell’area di studio (Elith et al 2006; Phillips e Dudik 2008; Merow et al. 2013).

Bisogna pertanto disporre di dati presenza della specie georeferiti e di dati cartografici relativi alle variabili ambientali ecologicamente significative per la specie oggetto di analisi.

2.6.2 Scale di risoluzione dei modelli spaziali di idoneità ambientale

La predisposizione di un modello spaziale di idoneità ambientale per una specie, a priori, comporta alcune decisioni tecniche che devono essere opportunamente giustificate (Ferrier et al. 2002b; Guisan e Thuiller 2005). Tra queste, la risoluzione e l’estensione dell’area di studio sono aspetti tecnici cruciali capaci di influenzare le previsioni ecologiche del modello (Huettmann e Diamond 2006). Queste scelte dipendono dalla scala dei dati ambientali disponibili (Graham et al. 2004), dalle caratteristiche dei dati della specie (es. dall’accuratezza geografica, dalla dimensione del campione, dallo sforzo di campionamento (Guisan e Hofer 2003; Gottschalk et al. 2005; Linke et al. 2005; Huettmann e Diamond 2006), e talvolta dalle prestazioni del computer - un elevato numero di celle richiede una macchina molto potente - (Guisan et al. 2007).

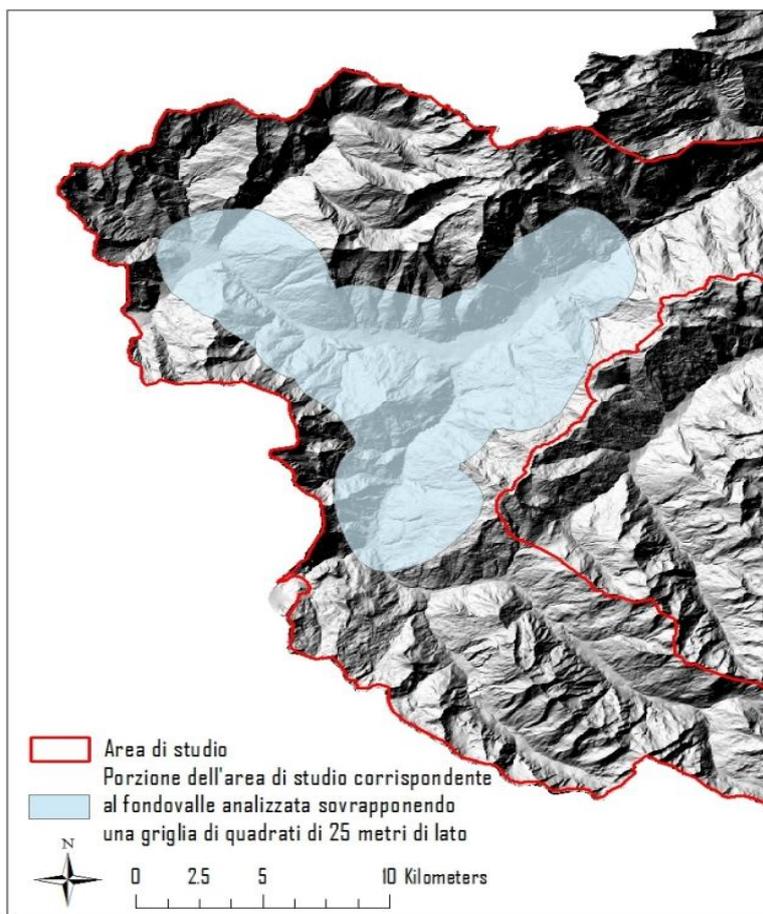
Nel caso specifico di questa indagine, la scelta della risoluzione nella costruzione dei modelli di idoneità ambientale per il lupo, riferiti alla stagione invernale, dipende sia dai fattori tecnici sopraelencati sia dall'obiettivo dello studio, che è finalizzato ad aumentare la comprensione delle dinamiche ambientali e antropogeniche capaci di condizionare l'idoneità ambientale per la specie nell'area di studio. Infatti gli studi finalizzati alla gestione delle decisioni per la conservazione di popolazioni a livello locale, tipicamente, adottano scale di risoluzione di dettaglio (Whittington et al. 2005). Gli studi ecologici condotti a scala di dettaglio offrono una visione diversa e complementare rispetto ad applicazioni alla scala di paesaggio regionale, e forniscono uno strumento di gestione utile per la valutazione della qualità dell'habitat nell'ambito locale.

In prima analisi, è stata selezionata una scala di elaborazione sovrapponendo all'intera area di studio un reticolo di quadrati UTM di 250 m di lato. Questo approccio dovrebbe consentire di ottenere, in un quadro di insieme, un modello di idoneità ambientale per il lupo nell'Alta Valle di Susa.

Secondariamente, è stata adottata una scala più dettagliata restringendo l'analisi al solo fondovalle, zona che negli anni di monitoraggio ha mostrato le maggiori criticità nella conservazione del lupo a seguito della elevata mortalità accidentale dovuta al traffico veicolare, determinata dalla concentrazione delle infrastrutture lineari (Marucco e Avanzinelli 2010). A questo scopo l'area indagata è stata ridotta alla superficie ricavata da un buffer di 2000 m intorno alle infrastrutture lineari di fondovalle (in particolare le strade statali 24 e 335), e compreso tra l'abitato di Bardonecchia (limite Ovest), quello di Cesana (limite Sud) e la località Serre la Voute, al confine tra il Comune di Salbertrand e quello di Exilles (limite Est) (Figura 18). Con l'intento di applicare MaxEnt al solo fondovalle questa area è stata ripartita in modo standard sovrapponendo una griglia UTM di quadrati di 25 m di lato.

Questo approccio è mirato principalmente ad individuare con maggiore precisione i tratti del fondovalle più critici per la conservazione del lupo, per via dell'interazione lupo-elementi antropogenici, in cui, eventualmente, attuare interventi per la mitigazione delle pressioni antropiche sulla specie.

Figura 18 - Porzione dell'area di studio selezionata per l'analisi nel solo fondovalle alla risoluzione di 25 m..



Si ritiene che le scale selezionate per le analisi siano compatibili con la risoluzione delle cartografie impiegate per l'estrapolazione delle variabili predittive (Tabella 4).

2.6.3 Dati di presenza dei lupi (*samples data*) in Alta Valle di Susa

I dati di presenza (indiretta) del lupo derivano dall'attività di monitoraggio intensivo durante le due stagioni invernali di riferimento (2003-2004 e 2007-2008) archiviati nel Database Lupo (CGC) consistono in:

1. escrementi attribuibili alla specie;
2. piste d'impronte;
3. carcasse di ungulati selvatici riconducibili a resti di predazione.

Tali dati geolocalizzati sono stati classificati in modo standardizzato secondo 3 categorie di accuratezza (C1, C2 e C3) sulla base di criteri SCALP (Kaczensky et al. 2009) come definiti anche nel documento "Strategia, metodi e criteri per il monitoraggio dello stato di conservazione della popolazione di lupo sulle Alpi italiane" (Marucco et al. 2014). La suddetta riclassificazione è stata eseguita seguendo i criteri riportati in Tabella 3.

Tabella 3 - Riclassificazione dei dati di presenza della specie sulla base di criteri SCALP (Kaczensky et al. 2009).

Riclassificazione dei dati di presenza	Dato grezzo
C1 Dati certi	Escrementi abbinati al dato genetico confermato, poiché genotipizzati con successo; Piste d'impronte spazialmente abbinata al dato genetico proveniente da escrementi genotipizzati con successo.
C2 Dati confermati da un esperto	Escrementi privi di dato genetico confermato (non genotipizzati); Piste d'impronte prive dato genetico confermato (non abbinata ad escrementi genotipizzati con successo) seguite per una lunghezza superiore ai 1000 metri; Carcasse di ungulati selvatici riconducibili a predazioni di lupo
C3 Segni di presenza non confermati	Piste di impronte seguite per una lunghezza inferiore ai 1000 metri

L'abbinamento geografico tra i segni di presenza reperiti sul campo e il riconoscimento genetico del singolo animale, ottenuta attraverso genotipizzazione individuale di escrementi freschi, fornisce il dato di presenza certo ed affidabile, ma anche il più conservativo (dati di categoria C1). I dati C2 si affidano a criteri di riconoscimento dei segni di presenza certamente rigorosi, ma che mancano del riscontro oggettivo del dato genetico, invece i dati C3 mancano sono privi di conferma, ma in ogni modo possono essere informativi.

Una volta effettuata la riclassificazione dei dati grezzi, le celle dei reticoli UTM, di 250 e 25 m di lato, sono state caratterizzate con gli stessi codici, sovrapponendo i 2 reticoli di alla cartografia delle presenze riclassificata; in questo modo le celle in cui ricadevano dei dati C1, C2 o C3 (punti) hanno assunto il medesimo codice. Questa procedura è stata eseguita in ambiente GIS (con l'impiego di ESRI ArcGis Deckstop 10.2). Nei quadrati in cui è stato possibile localizzare contemporaneamente più di un dato di presenza, è stata presa in considerazione una sola localizzazione, abbinando ciascun sito al codice relativo al dato più robusto. In altre parole, i siti in cui ricadevano contemporaneamente dati C1, C2 e/o C3, sono stati codificati come C1; quelli in cui ricadevano presenze di categoria C2 e C3 hanno acquisito il codice C2.

Attraverso questo approccio, sono state ricavate delle serie di reticoli UTM con risoluzione di 250 e di 25 m, caratterizzati dai siti di presenza riclassificati secondo le categorie:

- C1
- C1+C2
- C1+C2+C3

Ad entrambe le scale, i dati di presenza relativi alle due stagioni invernali di riferimento sono stati processati nel software MaxEnt al fine di ricavare alcuni modelli spaziali di idoneità ambientale per il lupo riferiti alla sola stagione invernale e quindi le relative mappe per l'area di studio (output del modello).

2.6.4 Caratterizzazione dei “background samples”: selezione delle variabili predittive

I “background samples” che MaxEnt confronta con i siti di presenza della specie, sono stati caratterizzati attraverso la selezione di alcune variabili ambientali predittive ritenute ecologicamente significative per la specie. Tali parametri sono stati calcolati o quantificati per ciascuna cella dei reticoli UTM selezionati per le indagini (Tabella 4).

È stata effettuata, quindi, una macroselezione di variabili predittive, necessarie alla costruzione dei modelli di distribuzione, capaci di descrivere gli aspetti multidimensionali dell'ambiente percepito dal lupo nell'area di studio. Alcune tra queste covariate caratterizzano gli elementi naturali e/o morfologici del territorio e la copertura del suolo, altre ne inquadrano gli elementi antropogenici (Tabella 4).

Ciascuna variabile, numerica o categorica, è stata calcolata o derivata mediante elaborazioni cartografiche eseguite in ambiente GIS, principalmente attraverso l'impiego del software Esri ArcGis Desktop versione 10.2, e in parte utilizzando il software open-source Quantum Gis (QGIS Development Team 2015). Successivamente i valori delle covariate sono stati formattati per caratterizzare le singole celle dei reticoli UTM da 250 e di 25 m. I dati disponibili hanno consentito di caratterizzare tutti i quadrati dei reticoli evitando records “no data”.

Tabella 4 - Variabili ambientali predittive calcolate e formattate rispetto alle celle dei reticoli UTM di 250 e di 25 m.

Variabile	Origine del dato	Dettagli	Usata nei modelli	Codice variabile
Altimetria media	Modello digitale del terreno, DTM (Digital elevation model) a 10 m di risoluzione del territorio italiano (Tarquini et al. 2012)	Media calcolata per ciascuna cella dei reticoli UTM alle scale di 250 e 25 m	Si	m_ALTI
Esposizione media	Modello digitale del terreno, DTM (Digital elevation model) a 10 m di risoluzione del territorio italiano (Tarquini et al. 2012)	Media calcolata per ciascuna cella dei reticoli UTM alle scale di 250 e 25 m	Si	m_ESPO
Pendenza (espressa in 3 classi)	Modello digitale del terreno, DTM (Digital elevation model) a 10 m di risoluzione del territorio italiano (Tarquini et al. 2012)	I valori sono stati aggregati secondo 3 classi di pendenza: Valori di pendenza compresi tra 0 e 25° Valori di pendenza compresi tra 25° e 50° Valori di pendenza > 50°. Ciascuna cella dei reticoli UTM è stata caratterizzata considerando la classe di pendenza arealmente più rappresentata nel quadrato stesso.	Si	CAT_SLOPE
Proporzione % di copertura forestale	Land Cover ⁷ Piemonte: Classificazione uso del suolo 2010 (raster) scala 1:25.000 (CSI Piemonte 2011).	Deriva dall'aggregazione di tutte le tipologie di copertura forestale (boschi di conifere, boschi di latifoglie, boschi misti e aree selvicolturali). Per ciascuna cella dei reticoli UTM è stata calcolata la proporzione percentuale di copertura forestale	Si	Perc_BOSCH
Proporzione % di prati-pascoli	Land Cover Piemonte: Classificazione uso del suolo 2010 (raster) scala 1:25.000 (CSI Piemonte 2011).	Comprende ambienti aperti caratterizzati da copertura erbacea come prati, pascoli, malghe, radure ecc. Per ciascun plot dei reticoli UTM è stata calcolata la proporzione percentuale di prati.	Si	Perc_PRATI
Proporzione % di ambienti rocciosi o privi di copertura vegetale	Land Cover Piemonte: Classificazione uso del suolo 2010 (raster) scala 1:25.000 (CSI Piemonte 2011).	Aggrega gli habitat aperti caratterizzati dall'assenza di vegetazione o da vegetazione rada, tipici delle quote maggiori e dei versanti più acclivi. Per ciascuna cella dei	Si	Perc_ROCCE

⁷ Si assume, in questo caso studio, che la scala del Land-Cover (1:25000) sia compatibile con la scala delle elaborazioni a risoluzione dettagliata al solo fondovalle (reticolo di quadrati UTM di 25 m di lato) poiché le categorie di copertura del suolo sono state aggregate, razionalizzate e semplificate, in relazione alle caratteristiche di specie generalista quale è il lupo rispetto agli habitat (Mladenoff et al. 1995; Mech e Boitani 2003; Oakleaf et al. 2006).

Variabile	Origine del dato	Dettagli	Usata nei modelli	Codice variabile
		reticoli UTM è stata calcolata la proporzione percentuale di questa variabile		
Proporzione % di aree urbanizzate e/o antropizzate	Land Cover Piemonte: Classificazione uso del suolo 2010 (raster) scala 1:25.000 (CSI Piemonte 2011).	Comprende tutti gli insediamenti principali, le infrastrutture non lineari, le zone commerciali e le aree estrattive ecc.	Si	Perc_URBAN
Proporzione % di aree sciabili (piste da sci)	Dalla digitalizzazione di ortofoto fornite dai Servizi WMS del Geoportale della Regione Piemonte http://geomap.reteunitaria.piemonte.it/ws/taims/rp-01/taimsortoregp/wms_ortoregp2010	A partire da ortofoto dell'area di studio, è stato digitalizzato, mediante software GIS (Quantum Gis Development Team 2015), il perimetro delle aree sciabili dei comprensori sciistici di Bardonecchia e della Via Lattea ricadenti all'interno dell'area di studio.	No	Perc_PISTE
Distanza dalle patches forestali	Land Cover Piemonte: Classificazione uso del suolo 2010 (raster) scala 1:25.000 (CSI Piemonte 2011).	Distanza euclidea calcolata tra il centroide delle singole celle dei reticoli UTM di 25 e 250m e il margine vettoriale delle foreste (derivato dalla copertura del suolo)	Si	DST_BOSC
Distanza dai prati	Land Cover Piemonte: Classificazione uso del suolo 2010 (raster) scala 1:25.000 (CSI Piemonte 2011).	Distanza euclidea calcolata tra il centroide delle singole celle dei reticoli UTM di 25 e 250m e il margine vettoriale degli ambienti aperti caratterizzati da copertura erbacea (derivato dalla copertura del suolo)	No	DST_PRATI
Distanza dagli ambienti rocciosi o privi di copertura vegetale	Land Cover Piemonte: Classificazione uso del suolo 2010 (raster) scala 1:25.000 (CSI Piemonte 2011).	Distanza euclidea calcolata tra il centroide delle celle dei reticoli UTM di 25 e 250m e il margine vettoriale degli ambienti aperti, caratterizzati dall'assenza di vegetazione o da vegetazione rada, tipici delle quote maggiori e dei versanti più acclivi.	No	DST_ROCCE
Distanza dalle zone urbanizzate/ antropizzate	Land Cover Piemonte: Classificazione uso del suolo 2010 (raster) scala 1:25.000 (CSI Piemonte 2011).	Distanza euclidea calcolata tra il centroide delle singole celle dei reticoli UTM di 25 e 250 m e il margine vettoriale degli insediamenti principali, le infrastrutture non lineari, le zone commerciali e le aree estrattive ecc	Si	DST_URBAN
Distanza dalle piste da sci	Dalla digitalizzazione di ortofoto fornite da Servizi WMS del Geoportale della Regione Piemonte http://geomap.reteunitaria.piemonte.it/ws/taims/rp-01/taimsortoregp/wms_ortoregp2010	Distanza euclidea calcolata tra il centroide delle singole celle dei reticoli UTM di 25 e 250 m e il margine delle aree sciabili digitalizzate da ortofoto dell'area di studio	Si	DST_PISTE

Variabile	Origine del dato	Dettagli	Usata nei modelli	Codice variabile
ortoregp2010				
Densità di infrastrutture lineari (m/ha) di CATEGORIA 1⁸ (strade asfaltate e linea ferroviaria)	Carta Regionale formato vettoriale ESRI Shapefile scala 1:10.000 (CSI Piemonte 2013)	Tecnica (CTRN)	Si	DENS_CAT1
Densità di infrastrutture lineari di CATEGORIA 2 (m/ha) (Autostrada A32)	Carta Regionale formato vettoriale ESRI Shapefile, scala 1:10.000 (CSI Piemonte 2013)	Tecnica (CTRN)	Si	DENS_CAT2
Densità di infrastrutture lineari di CATEGORIA 3 (m/ha) (strade non asfaltate e/o chiuse al traffico veicolare in inverno)	Carta Regionale formato vettoriale ESRI Shapefile, scala 1:10.000 (CSI Piemonte 2013)	Tecnica (CTRN)	Si	DENS_CAT3
Distanza da infrastrutture lineari di CATEGORIA 1	Carta Regionale formato vettoriale ESRI Shapefile, scala 1:10.000 (CSI Piemonte 2013)	Tecnica (CTRN)	No	DST_CAT1
Distanza da infrastrutture lineari di CATEGORIA 2	Carta Regionale formato vettoriale ESRI Shapefile, scala 1:10.000 (CSI Piemonte 2013)	Tecnica (CTRN)	No	DST_CAT
Distanza da infrastrutture lineari di CATEGORIA 3	Carta Regionale formato vettoriale ESRI Shapefile, scala 1:10.000 (CSI Piemonte 2013)	Tecnica (CTRN)	No	DST_CAT3

Dopo aver individuato una macroselezione di covariate ecologicamente significative per il lupo, è stato necessario razionalizzarne il numero da implementare nella costruzione dei

⁸ Si è ritenuto opportuno aggregare il disturbo veicolare delle strade asfaltate aperte al traffico in inverno e la linea ferroviaria poiché queste infrastrutture lineari sono ecologicamente permeabili per la maggior parte del loro percorso all'interno dell'area di studio. Inoltre, buona parte dei tracciati della linea ferroviaria e delle statali 24 e 335 sono quasi sovrapposti. Si assume pertanto che il disturbo veicolare e quello ferroviario possano essere trattati in modo aggregato all'interno delle analisi.

modelli spaziali di distribuzione. Infatti, nell'impiego di MaxEnt, Merow et al. (2013) raccomandano di minimizzare la correlazione tra le variabili predittive, rimuovendo quelle più fortemente correlate per ricavare modelli parsimoniosi e risultati più facilmente interpretabili. Per testare l'eventuale multicollinearità delle variabili predittive è stato utilizzato il test di correlazione lineare di Pearson (eseguito in SPSS 14.0. 2005). Il test, condotto sulle variabili ricalcolate per ciascun quadrato UTM dei reticoli di 25 m e di 250 m, ha consentito di individuare le covariate fortemente correlate, assumendo come soglie di significatività di correlazione i valori $|0.7|$.

In base ai risultati del test di Pearson sono state rimosse le distanze dalle infrastrutture lineari (DST_CAT1, DST_CAT2, DST_CAT3), poiché significativamente correlate con altre variabili considerate più informative, come le densità delle stesse infrastrutture lineari.

Inoltre, per il reticolo di quadrati UTM di 250 m è emersa una correlazione positiva tra la proporzione percentuale di tessuto urbano (PERC_URBAN) e la densità di infrastrutture di categoria 1 (DENS_CAT1) ($r=0.721$). Data l'importanza di queste due variabili nell'ambito di questa indagine si è deciso risolvere il problema evitando di rimuovere le variabili, e apportando alcune modifiche alla cartografia di base della viabilità, eliminando i vettori lineari delle infrastrutture di categoria 1 ricadenti all'interno del tessuto urbano; in altre parole, la viabilità dei centri urbani principali non è stata presa in considerazione nell'analisi, in quanto subordinata all'urbanizzazione dei principali insediamenti. A seguito delle modifiche cartografiche apportate alla viabilità, è stato ricalcolato il test di Pearson ($r=0.39$), riscontrando la risoluzione il problema di correlazione precedentemente rilevato tra le variabili PERC_URBAN e DENS_CAT1.

Sono state escluse dalle analisi le variabili ritenute ridondanti e/o ecologicamente meno importanti per il lupo. Per esempio, è stata selezionata la distanza dalle piste da sci (DST_PISTE) e non la relativa proporzione percentuale di copertura del suolo (perc_PISTE).

Si è deciso quindi utilizzare, nei modelli definitivi, le 13 covariate maggiormente informative e non fortemente correlate fra loro: m_ALTI, m_ESPO, CAT_SLOPE, perc_BOSCHI, perc_PRATI, perc_ROCCE, perc_URBAN, DST_BOSCHI, DST_URBAN, DST_PISTE, DENS_CAT1, DENS_CAT2, DENS_CAT3.

2.6.5 Regolarizzazione dei parametri del software MaxEnt

Come anticipato, Maxent (versione 3.3.3k) (Phillips et al. 2006; Phillips e Dudík 2008), è stato impiegato al fine di ottenere modelli spaziali di idoneità ambientale per il lupo, inserendo in input i dati di presenza della specie e le variabili predittive caratterizzanti i siti di background (Elith et al. 2006).

MaxEnt restituisce di default un output logistico⁹, che consente di ricavare un indice compreso tra 0 (minimo) e 1 (massimo), sotto le limitazioni imposte dai fattori ambientali (Elith et al. 2011). In altre parole, il modello di distribuzione fornisce un indice che restituisce il gradiente di idoneità ambientale per la specie in ciascun sito (ovvero nelle celle dei reticoli UTM), valutando anche il contributo che ciascuna variabile ambientale fornisce alla performance del modello. Le celle in cui le variabili ambientali assumono valori vicini alle medie dei valori delle stesse variabili calcolate all'interno dei siti di presenza, hanno valori di probabilità maggiore in output (Phillips et al. 2006; Phillips e Dudík 2008).

Phillips e Dudík (2008) raccomandano di mantenere le impostazioni di default dell'algoritmo quando le elaborazioni sono rivolte ad un elevato numero di specie o nel caso in cui si disponga di un numero ridotto di siti di presenza. Tuttavia, se la ricerca riguarda poche specie, (o una sola, come in questo caso) e si dispone di un numero relativamente consistente di dati di presenza, è più opportuno personalizzare il modello regolarizzando alcune impostazioni.

Questa procedura consente di evitare che la funzione del modello in output si adatti in modo troppo stringente alle presenze osservate e inserite in input. Questo fenomeno, detto anche *overfitting*, può danneggiare le capacità predittive del modello (Hastie et al. 2001) e limitarne le possibilità di trasferimento nel tempo e nello spazio.

Una delle impostazioni più importanti nella realizzazione di un modello è l'individuazione del coefficiente di regolarizzazione (*Regularization Multiplier*) più opportuno (Phillips e Dudík, 2008). Diversi studi suggeriscono di aumentare il coefficiente di regolarizzazione rispetto al valore di default (pari a 1) (Elith et al. 2010; Anderson e Gonzalez 2011; Radosavljevic e Anderson 2014). In particolare, un leggero incremento di questo valore, compreso tra 2.00 e 4.00, migliora la prestazione del modello e riduce l'*overfitting* dei dati (Radosavljevic e Anderson 2014), poiché allenta i vincoli che legano la funzione di

⁹ MaxEnt può restituire altri 2 tipi di output, definiti "*row output*" e "*cumulative output*", ma poiché l'output logistico produce modelli meglio calibrati (Phillips e Dudík 2008), in questo studio, tutti i modelli sono stati costruiti mantenendo l'impostazione di default, cioè l'output logistico, il quale evita la possibilità che si ottengano valori di probabilità >1 (Elith et al. 2011).

distribuzione alle variabili. In virtù di queste considerazioni, per tutti i modelli generati, il coefficiente di regolarizzazione è stato aumentato a 2.

Il modello che MaxEnt produce si basa su una serie di funzioni dette “*features*” (*linear*, *quadratic*, *product*, *threshold* e *hinge*) che trattano in modo diverso le variabili ambientali, generando funzioni più o meno smussate e complesse. Sono possibili varie combinazioni di tali *features classes* (Phillips e Dudik, 2008) e, tenendo conto anche della numerosità campionaria relativamente consistente dei dati di presenza di cui si dispone nella presente indagine, si è ritenuto opportuno utilizzare per tutti i modelli *linear*, *quadratic*, *product* e *threshold* in modo contemporaneo, evitando di selezionare *hinge* che è ridondante rispetto a *linear feature* (Phillips e Dudik, 2008; Elith et al. 2011) e rispetto a *threshold feature* (Elith et al. 2011), quando usata simultaneamente.

Tra i parametri regolabili nelle impostazioni di MaxEnt vi è il valore della “*default prevalence*”, che è la probabilità di contattare la specie in qualsiasi sito di presenza, e indica quanto la specie è comune (Elith et al. 2011). Il valore che MaxEnt attribuisce di default è 0.5 (Phillips e Dudik, 2008), tuttavia questo valore può essere modificato empiricamente in base alle conoscenze sulla rarità della specie nell’area indagata (Elith et al. 2011). Nel caso in oggetto, in relazione alla sistematicità del monitoraggio intensivo della specie nell’area di studio, il lupo può essere considerato specie certamente presente e in modo stabile (anche se con bassa densità), perciò si è deciso di aumentare il valore della *default prevalence* a 0.6 in tutti i modelli. In relazione a questa impostazione, l’output logistico deve essere interpretato tenendo conto che, alla scala spazio-temporale del campionamento, la probabilità che la specie sia presente in aree idonee è pari 0.6 (Elith et al. 2011).

Per quanto riguarda il processamento del modello che prevede una fase di calibrazione e di validazione dello stesso è stata selezionata l’opzione “*subsample*”, per i modelli relativi all’analisi del solo fondovalle (cella di 25 m²): i siti di presenza vengono suddivisi ripetutamente in due campioni indipendenti, il “*testing dataset*” e il “*training dataset*” (Phillips et al 2006). Sul *training dataset* viene costruita la funzione del modello (calibrazione), mentre il *testing dataset* viene utilizzato come campione indipendente per testare l’efficienza del modello con un sottoset di dati diversi da quelli usati per la calibrazione (validazione). Sebbene MaxEnt offra la possibilità di effettuare questa procedura in modo automatico e casuale, si è preferito suddividere manualmente il campione in ambiente GIS (mediante il software open-source Quantum Gis) effettuando delle selezioni casuali dai set di dati di presenza, in modo che la valutazione dei modelli (e

quindi il calcolo dell'AUC) fosse eseguita su dei “*testing datasets*”, casualmente selezionati, e composti dal 25% dei dati di presenza, mentre il restante 75% è stato impiegato come *training dataset* e inserito come “*sample*” in input. Invece, per tutti i modelli condotti sui reticoli UTM con celle di 250 m di lato sono stati ottenuti selezionando l'opzione *cross-validation*; attraverso questa impostazione, i dati di presenza vengono ripartiti in $n=k$ gruppi di uguali dimensioni (detti “*fold*”) e i modelli vengono creati tralasciando un gruppo per volta. Il gruppo tralasciato viene utilizzato per la valutazione del modello (*testing dataset*), mentre tutti gli altri gruppi vengono utilizzati come *training dataset* (Phillips et al 2006). Operazioni statistiche come il calcolo dell'AUC vengono effettuate sulla media delle k repliche dei modelli. Questa opzione ha il grande vantaggio di utilizzare tutti i dati di presenza nel processo di validazione del modello (quindi funziona molto bene quando il dataset è numericamente contenuto). Nel caso specifico di questa ricerca, il valore di k è stato impostato pari a 10 (numero di repliche del modello), come suggerito in Araujo e Luoto 2007, per tutti i modelli relativi all'intera area di studio.

Infine, come consigliato da Phillips e Dudík (2008), dato l'elevato numero di siti di presenza processati nei modelli relativi al solo fondovalle (cella di 25 m²), è stato aumentato a 50.000 il numero di celle che MaxEnt sceglie casualmente come siti background per generare il modello (*max number of background point*) rispetto a quello impostato di default ($n=10.000$).

2.6.6 Output di MaxEnt e valutazione dei modelli

L'efficienza dei modelli ottenuti è stata valutata attraverso il valore dell'area sotto la curva ROC (Receiver operating Characteristic), definito AUC (area under the curve), che in MaxEnt può assumere valori compresi tra 0.5 (modello senza nessuna capacità predittiva, poiché le previsioni del modello non si discostano da quelle di un modello casuale) e 1 (modello che prevede in modo perfettamente discriminante la presenza della specie). Sono considerati efficienti i modelli il cui valore di AUC supera 0.8 (Manel et al. 2001). Inoltre l'AUC può essere utilizzato per confrontare il rendimento di più modelli indipendentemente dal numero di variabili ambientali utilizzate e dalla dimensione del campione (Phillips e Dudík, 2008). Modelli con eccellente capacità predittiva hanno valori di $AUC > 0.90$, come indicato da Araújo et al. (2005). Philips et al. (2005)

MaxEnt restituisce in output primariamente due grafici. Il primo grafico (Analysis of Omission/Commission) viene usato per valutare la capacità predittiva

generata dal modello e misura la probabilità che un sito di presenza selezionato casualmente sia collocato in una cella con valore di idoneità maggiore di un sito preso a caso in cui non è rilevata la presenza della specie. Quando l'andamento della linea che descrive l'*omission rate* del *testing dataset* è vicino alla retta "*predicted omission*" l'idoneità ambientale prevista nell'area di studio, riferita alla stagione invernale, può essere considerata attendibile, quando invece ricade di molto al di sotto della retta "*predicted omission*" i dati di presenza potrebbero essere spazialmente auto-correlati (Phillips e Dudík, 2008).

Il secondo grafico (*The receiver operating characteristic ROC*) mostra in quale misura il modello è performante nel prevedere la distribuzione delle presenze al confronto con una selezione casuale di siti. Più la curva ROC ha un andamento simile ad un angolo retto più si avvicina al modello ottimale. Modelli con elevata prestazione crescono più rapidamente rispetto ad una linea retta e l'area al di sotto della curva (AUC) sarà maggiore.

I grafici relativi alle "*Response curves*" mostrano i valori di idoneità ambientale in funzione di ciascuna variabile predittiva e sono suddivisi in due blocchi: il primo set di grafici mostra sull'asse delle ordinate i valori medi di idoneità ambientale (in formato logistico) in base ad un modello costruito mantenendo costante il valore medio di tutte le variabili, tranne la variabile target (riportata come titolo del grafico) e lasciando variare il valore della sola variabile target. Ovviamente il grafico in output può trarre in inganno se le variabili risultano fortemente correlate (Phillips et al 2006). Per questo motivo le covariate correlate sono state escluse a priori. Il secondo blocco di grafici mostra i valori medi di idoneità ambientale per ogni singola variabile escludendo tutte le altre dal modello. Questi due set di grafici possono differire molto se le variabili sono molto correlate (Phillips et al 2006).

Il software offre anche la possibilità di calcolare, e visualizzare in output, due misure relative all'importanza che le singole variabili ambientali assumono nella costruzione del modello: il contributo percentuale e il Jackknife test. Nel primo caso il software restituisce in output una tabella in cui viene riportato il contributo percentuale di ogni singola variabile al modello, che viene espresso attraverso due misure: *percent contribution* e *permutation importance*. In accordo con Phillips et al. (2006), dato che i valori di *percent contribution* sono determinati in modo euristico e dipendono dal particolare percorso che Maxent utilizza nella costruzione del modello (ma possono differire se Maxent selezionasse un percorso differente) i valori presi in considerazione nelle analisi sono quelli della *permutation importance*, che dipendono solo dal risultato finale di Maxent e

non dal percorso usato per ottenerli (Phillips et al. 2006). Il Jackknife test restituisce un grafico in cui per ogni variabile viene messa a confronto l'efficienza del modello costruito solamente con quella variabile e l'efficienza del modello costruito con tutte le altre variabili esclusa la variabile interessata. Tale confronto viene effettuato sulla base del gain, ovvero una misura dell'efficienza del modello spiegata dalla relazione tra il *training set* e i *background sites*.

In ultimo, MaxEnt produce un file ASCII o csv. che consente di mappare in ambiente GIS l'indice di idoneità ambientale per la specie (Phillips et al. 2006) riferito ad ogni cella dell'area di studio a seguito dell'estrapolazione del modello. Pixel con valori prossimi a 1 hanno una elevata idoneità ambientale, mentre quelli con valore prossimo a 0 hanno idoneità ambientale minima (Phillips et al. 2006).

2.7 Mortalità del lupo in Alta Valle Susa dovuta ad incidenti lungo le infrastrutture lineari

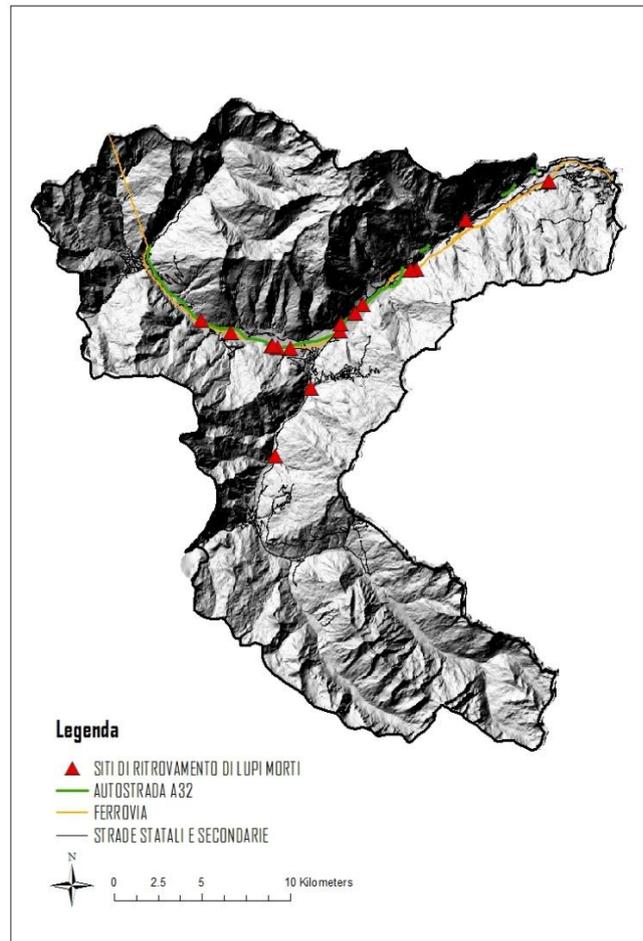
I dati cartografici relativi alla mortalità dovuta al traffico veicolare documentata in Alta Valle di Susa, e utilizzati nella presente ricerca, sono archiviati nel dataset dei lupi morti recuperati in Piemonte gestito dal Centro di Gestione Grandi Carnivori (CGC). Infatti, dal 1999 ogni lupo morto segnalato in Regione Piemonte è stato recuperato in maniera coordinata da parte delle istituzioni competenti sul territorio, ed è stato sottoposto a necropsia, e i dati connessi all'evento sono stati registrati in un database unico presso il Centro di riferimento Grandi Carnivori (CGC) (Marucco et al. 2017). Dal 2006 è stato definito un protocollo regionale per il ritrovamento dei lupi morti e feriti (D.G.R. n. 9-4153 del 30 ottobre

2006) che ha sancito un importante coordinamento tra le istituzioni coinvolte nel recupero ed ha individuato nell'Università di Torino, Dipartimento di Scienze Veterinarie, l'ente incaricato a eseguire la necropsia delle carcasse rinvenute in Piemonte (Marucco et al. 2017).

L'attività di recupero dei lupi morti per la Provincia di Torino è stata effettuata principalmente dal Servizio Tutela Fauna e Flora della Provincia di Torino (oggi Città Metropolitana) e le necropsie sono state eseguite dal Prof. Ezio Ferroglio, del Dipartimento di Scienze Veterinarie dell'Università di Torino.

Nella sola Alta Valle di Susa tra il 1999 e il 2012 sono stati registrati 18 incidenti (su strade, autostrada e linea ferroviaria) che hanno coinvolto mortalmente il lupo (Marucco e Avanzinelli 2010; Marucco et al. 2012b) (Figura 19).

Figura 19 – Siti di ritrovamento dei lupi coinvolti in episodi di mortalità lungo le infrastrutture lineari.



2.7.1 Descrizione qualitativa dei siti di mortalità

Alcune caratteristiche ambientali nell'intorno dei siti in cui si sono verificati gli incidenti mortali per il lupo sono state misurate con approccio descrittivo. A tale fine, sono stati riutilizzati i reticoli UTM alle scale di risoluzione di 250 m e 25 m impiegati nella costruzione dei modelli Maxent, già formattati con i valori delle variabili ambientali precedentemente selezionate.

A partire da questi reticoli UTM sono stati selezionati in ambiente GIS (ArcGIS Desktop 10.2) i siti all'interno dei quali ricadono i punti in cui si sono verificati gli incidenti che hanno coinvolto mortalmente il lupo (siti di collisione). Questa procedura ha consentito di estrapolare alcune misure descrittive relative alle variabili ambientali dei siti di collisione per entrambe le scale di risoluzione precedentemente utilizzate.

Successivamente si è posta l'attenzione su alcune variabili, sia relative alla morfologia, sia alla copertura del suolo, sia agli elementi antropogenici più importanti, derivando alcuni grafici esplicativi, ottenuti dalla riclassificazione dei valori delle variabili caratterizzanti i siti di collisione.

L'utilizzo delle due scale di risoluzione (di 250 m e di 25 m) consente di mettere in relazione le informazioni relative ai dati di mortalità con quelle relative all'idoneità ambientale derivanti dall'impiego di Maxent.

2.7.2 Creazione delle mappe di densità spaziale della mortalità

I dati cartografici dei punti in cui sono stati rilevati gli incidenti stradali, mortali per il lupo, lungo la rete di infrastrutture lineari di fondovalle sono stati utilizzati per costruire una mappa di densità spaziale della mortalità accidentale dovuta al traffico veicolare tramite la Funzione di densità di Kernel (Bailey e Gatrell 1995). La densità di Kernel è una tecnica di interpolazione spaziale che fornisce stime dell'intensità, o densità, di punti su tutta la superficie, consentendo quindi, l'identificazione di zone di maggiore aggregazione anche chiamate zone calde (hotspots) in questo caso rispetto alla mortalità accidentale di lupo.

Per tale scopo si è utilizzato il sistema informativo territoriale ArcGIS Desktop 10.2 e in particolare il lo strumento *Kernel Density (Spatial Analyst)*, selezionando come unità di superficie i Km², al fine di evitare di ottenere valori molto piccoli che verrebbero restituiti utilizzando come unità di superficie i metri quadrati. A partire dai risultati dell'operazione di stima della densità è stato possibile individuare i punti critici, ovvero i tratti del fondovalle caratterizzati da maggiori densità del fenomeno della mortalità accidentale. Il

software restituisce un file (raster) che evidenzia le zone di aggregazione di punti, ovvero quelle maggiormente critiche per la mortalità stradale.

2.8 Indagine sui sottopassi relativi alle infrastrutture lineari

2.8.1 Individuazione e monitoraggio dei sottopassi

Nell'area di studio non sono presenti delle strutture (sottopassi e/o sovrappassi) specificamente finalizzate all'attraversamento delle infrastrutture lineari di fondovalle da parte della fauna selvatica (teriofauna, in particolare). Sono tuttavia presenti dei sottopassi lungo gli assi viari costruiti per altre funzioni, essenzialmente adibiti a finalità strutturali e/o ad esigenze umane. In questo studio vengono considerati come "sottopassi" le strutture relative alla linea ferroviaria, all'autostrada A32 e alle strade statali 335 e 24, come i viadotti a più campate, che spesso sovrastano ampie zone ripariali, i passaggi adibiti all'uso pedonale e/o veicolare, i ponti funzionali al deflusso delle acque di torrenti e rii che attraversano impluvi e convali, i tombini di scolo e di drenaggio (questi ultimi tipicamente di dimensioni inferiori rispetto ai ponti e ai viadotti). Come riportato in Smith et al. (2015) tali passaggi, negli studi di ecologia stradale (*road ecology*) (Forman et al. 2002), sono generalmente definiti strutture potenzialmente multifunzione, poiché possono essere sfruttati opportunisticamente dalle specie selvatiche per oltrepassare in sicurezza le infrastrutture lineari.

Figura 20- Sottopassi delle infrastrutture lineari in Alta Valle di Susa (foto di Elisa Avanzinelli).





Dal momento che la presenza di queste strutture potrebbe aumentare le opportunità di attraversare in sicurezza le infrastrutture lineari da parte della fauna selvatica, riducendo la probabilità di collisione con i veicoli in transito, Avanzinelli et al. (2007) hanno condotto una prima indagine esplorativa all'interno dell'area di studio, commissionata dal Servizio Tutela della Fauna e della Flora della Provincia di Torino (ad oggi Città Metropolitana), finalizzata a individuare e verificare l'eventuale l'utilizzo di tali sottopassi (potenzialmente multifunzione) da parte della fauna selvatica, ed in particolare del lupo. A seguito di questo studio preliminare è stato attivato un secondo periodo di raccolta dati articolato durante due stagioni invernali (inverno 2007-2008 e inverno 2008-2009), con la finalità di monitorare in modo intensivo i sottopassi delle infrastrutture lineari di fondovalle precedentemente individuati e approfondirne, con protocollo standardizzato, l'entità di utilizzo da parte del lupo (e di altri mammiferi come ungulati, mustelidi, canidi).

Sono stati ri-codificati i 50 sottopassi presenti lungo le infrastrutture lineari - individuati nello studio di Avanzinelli et al. (2007) - e sono stati monitorati nel corso di tutta la prima stagione invernale (2007-2008), attraverso 2 metodiche - suggerite anche da Smith e van der Ree (2015) - comunemente impiegate per rilevare le impronte di mammiferi selvatici all'interno delle strutture di attraversamento.

Tali metodi risultano i più idonei e a basso costo in mancanza di risorse disponibili per l'applicazione di fototrappole:

1. Sessioni di controllo su neve, ovvero tramite *snow-tracking*, attuate il giorno successivo il termine delle nevicate, per rilevare la presenza di piste d'impronte di lupo su neve fresca all'ingresso e all'uscita di tutti i sottopassi (n=50);
2. Sessioni di controllo su sabbia, ovvero attraverso il rilevamento di impronte su strisce di sabbia collocate all'ingresso e all'uscita di alcuni sottopassi (Figura 21). Le strisce di sabbia sono state disposte in modo trasversale rispetto alla direzione di transito del sottopasso, per tutta l'ampiezza della struttura e per una lunghezza di circa 2 metri e con uno spessore di 2-3 cm (Clevenger e Waltho 2005). In questo modo era possibile distinguere le impronte rilevando, per alcuni passi, l'andatura del canide in transito. A seguito di ogni controllo le strisce di sabbia venivano livellate e preparate per il controllo successivo. Trattandosi di uno studio condotto nell'arco di due stagioni invernali le sessioni di controllo mediante sabbia erano ripetuti ogni 3-6 giorni (Clevenger e Waltho 2005; Smith e van der Ree 2015).

Figura 21- Striscia di sabbia collocata all'ingresso di uno dei sottopassi con impronte riconducibili a passaggio di volpe e di lupo (foto di Serena Perrone).



La prima stagione invernale di monitoraggio dei sottopassi (2007-2008) è stata considerata una fase di training per:

- raccogliere dati preliminari sull'utilizzo di queste strutture da parte del lupo (ma anche di altri mammiferi);

- affinare e selezionare i migliori metodi di campo attuabili in relazione alle risorse disponibili;
- individuare i sottopassi non fruibili e/o accessibili ai mammiferi selvatici, o non monitorabili con le tecniche sopradescritte poiché caratterizzati dalla presenza di barriere, impedimenti, muri e recinzioni in uscita, ostruiti da detriti inerti e vegetali o interamente invasi da acque reflue. Nel caso di sottopassi adibiti all'uso veicolare, i controlli su neve non erano possibili poiché sistematicamente spalati in occasione delle nevicate e perciò privi di copertura nevosa.

Nella seconda stagione invernale (2008-2009) lo sforzo di monitoraggio è stato razionalizzato, escludendo dalle sessioni di controllo tutti sottopassi, individuati durante la stagione di training 2007-2008, non accessibili e/o non idonei al monitoraggio basato sui due metodi di campo adottati dalla presente indagine (n=25). Lo sforzo del lavoro di campo è stato quindi concentrato sui sottopassi potenzialmente multifunzione, accessibili e monitorabili secondo le metodiche descritte (n=25), di cui 9 monitorati mediante l'impiego di strisce di sabbia e 16 attraverso l'attività di *snow-tracking*.

Va sottolineato che i dati raccolti su neve sono metodologicamente più affidabili rispetto a quelli raccolti sulle strisce di sabbia, poiché generalmente associati ad una tracciatura di impronte seguita per un tratto significativo per l'attribuzione, dunque, i passaggi di lupo rilevati su sabbia possono essere considerati come probabili ma privi di conferma.

Per ciascuno dei 25 sottopassi ritenuti idonei è stata presa nota delle misure di altezza, larghezza e lunghezza, all'occorrenza mediante l'impiego del misuratore di distanza al laser.

2.8.2 Descrizione qualitativa delle caratteristiche dei sottopassi utilizzati dal lupo

I dati raccolti in campo relativi al monitoraggio dei sottopassi sono stati analizzati in modo descrittivo e qualitativo, verificando alcune caratteristiche strutturali e ambientali dei sottopassi. Si è fatto anche cenno all'entità di utilizzo dei sottopassi da parte di altri mammiferi selvatici, al fine di ottenere una visione più complessiva dell'eventuale ruolo multifunzione di tali strutture.

Sono state calcolate o ricavate in ambiente GIS alcune misure:

- altezza della struttura;
- larghezza della struttura;
- lunghezza della struttura;
- distanza dal bosco (m);

- distanza dal tessuto urbano (m);
- distanza dai siti in cui sono stati registrati episodi di mortalità del lupo dovuti ad impatti con veicoli in transito;
- Indice di Passaggio di veicoli e persone (IdP_{human});
- Indice di Passaggio di cervo (IdP_{Cervo});
- Indice di Passaggio di capriolo ($IdP_{Capriolo}$);
- Indice di Passaggio di cinghiale ($IdP_{Cinghiale}$);
- Proporzione % di habitat idoneo nel raggio di 100 m dal sottopasso (Clavenger e Waltho 2005; Grilo et al. 2015). L'informazione relativa all'area di habitat idoneo deriva dalla cartografia del modello più performante di idoneità ambientale, ottenuto con MaxEnt, alla scala delle elaborazioni condotte per il solo fondovalle (quadrati UTM di 25 m di lato) (Figura 31). E' stata considerata idonea l'area all'interno di un buffer di 100 m intorno al sottopasso con valore > 0.5 (Elith et al 2006; Phillips e Dudik 2008).

Le distanze dei sottopassi dal bosco e dal tessuto urbano sono state calcolate in ambiente GIS sulla base della riclassificazione della copertura del suolo (Corine Land Cover) effettuata per la costruzione dei modelli MaxEnt.

4. RISULTATI

Attraverso l'attività intensiva di monitoraggio del lupo nell'ambito del Progetto Lupo Piemonte sono stati perlustrati 233,5 km di transetti nell'inverno 2003-2004 e 329,7 km nella stagione invernale 2007-2008. Questa attività di campo ha portato nel complesso alla raccolta di 449 escrementi di cui 240 nell'inverno 2003-2004 e 209 nella stagione 2007-2008. Degli escrementi raccolti il 25% (n=112, di cui n=37 nell'inverno 2003-2004 ed n=75 nell'inverno 2007-2008) sono stati genotipizzati con successo diventando di fatto dati di tipo C1.

Inoltre, durante le perlustrazioni, sono state seguite e georeferite 265,5 km di piste di impronte attribuibili al passaggio di 1 o più individui di lupo, di cui 141,5 km nella stagione 2003-2004 e 124 km nell'inverno 2007-2008. Infine è stata anche registrata e localizzata su mappa la posizione di 60 carcasse di ungulati selvatici predati e/o consumati dal lupo, 42 delle quali nella sola stagione 2003-2004.

Il numero e la tipologia di dati raccolti e codificati secondo i criteri SCALP (Kaczensky et al. 2009) e secondo il Protocollo di monitoraggio del lupo sulle Alpi (Marucco et al. 2014) è sintetizzato in Tabella 5.

Tabella 5 - Numero e tipologia di dati di presenza del lupo raccolti durante il monitoraggio invernale delle stagioni 2003-2004 e 2007-2008 in Alta Valle Susa.

Tipo di dato	N° di dati per l'inverno 2003-2004	N° di dati per l'inverno 2007-2008	N° totale di dati
C1	48	84	132
C2	223	188	411
C3	36	13	49

2.9 Modelli spaziali di idoneità ambientale per il lupo riferiti alla stagione invernale in Alta Valle Susa

I segni di presenza indiretti di lupo raccolti in campo durante le due stagioni di riferimento (2003-2004 e 2007-2008) hanno rappresentato la base dati per l'elaborazione dei modelli spaziali di idoneità ambientale sulla presenza della specie relativi alla sola stagione invernale in Alta Valle Susa. Dal processamento dei dati di presenza nel software MaxEnt sono stati ricavati 6 modelli, 3 dei quali ottenuti con risoluzione di 250 m, e 3 con risoluzione di 25 m, questi ultimi riferiti al solo fondovalle e aggregando, in entrambi i casi, i dati delle due stagioni invernali di riferimento.

2.9.1 Modelli spaziali di idoneità ambientale con risoluzione 250 m

Tabella 6 – Resoconto dei modelli spaziali di idoneità ambientale per il lupo nella stagione invernale, ottenuti attraverso l'impiego di Maxent sui dati di presenza raccolti in inverno nel biennio 2003-04 e 2007-08 in Alta Valle Susa formattati sul reticolo di quadrati UTM di 250 m di lato.

Modello	AUC	Tipo di dato di presenza	N campionario
C1_0304-0708_250	0.875	C1	264
C1+C2_0304-0708_250	0.877	C1+C2	591
C1+C2+C3_0304-0708_250	0.870	C1+C2+C3	632

La Tabella 6 mostra l'efficienza dei modelli ottenuti alla scala dei 250 m: i valori AUC rivelano performance buone o molto buone, ma il modello più efficiente risulta essere il C1+C2_0304-0708_250 (AUC= 0.877).

In base a questo criterio si seleziona il suddetto modello, del quale si commentano di seguito i risultati e i principali output.

Il grafico di Figura 23, che mostra la relazione tra i valori di idoneità ambientale previsti per il lupo (in inverno) e la proporzione di presenze selezionate, (Phillips et al. 2006) indica che il modello C1+C2_0304-0708_250 approssima molto bene i dati reali, dato che l'andamento dell'*omission rate* sul testing dataset (in verde) è molto vicino alla retta *predicted omission* (in nero).

La Figura 22 rappresenta la curva ROC (receiver operating characteristic) che indica la performance del modello. Il valore dell'area sottesa alla curva ROC, l'AUC (area under the curve), è pari a 0.877 ± 0.012 (DS). I valori ottenuti indicano che il modello è molto efficiente (Manel et al. 2001) e pertanto le previsioni relative possono essere considerate attendibili.

Figura 22 - Receiver operating characteristic (ROC) relativo al modello C1+C2_03040708_250.

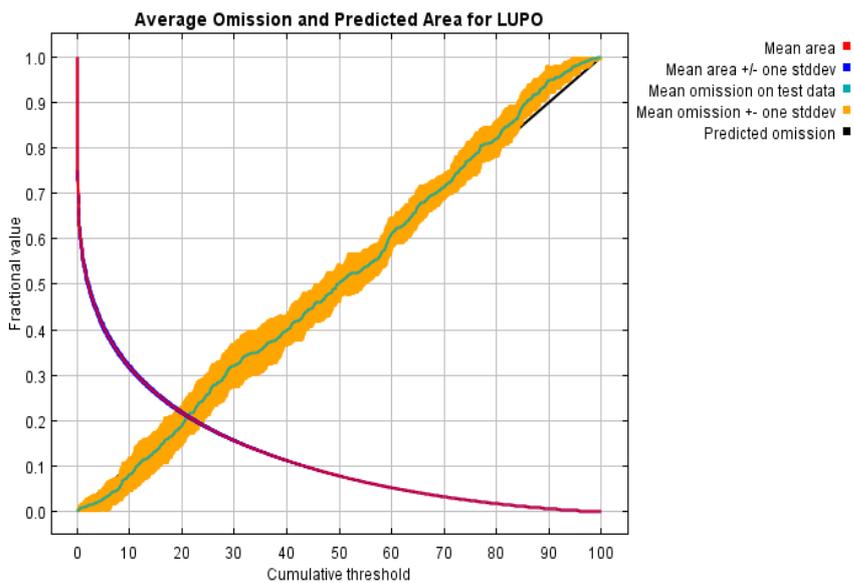
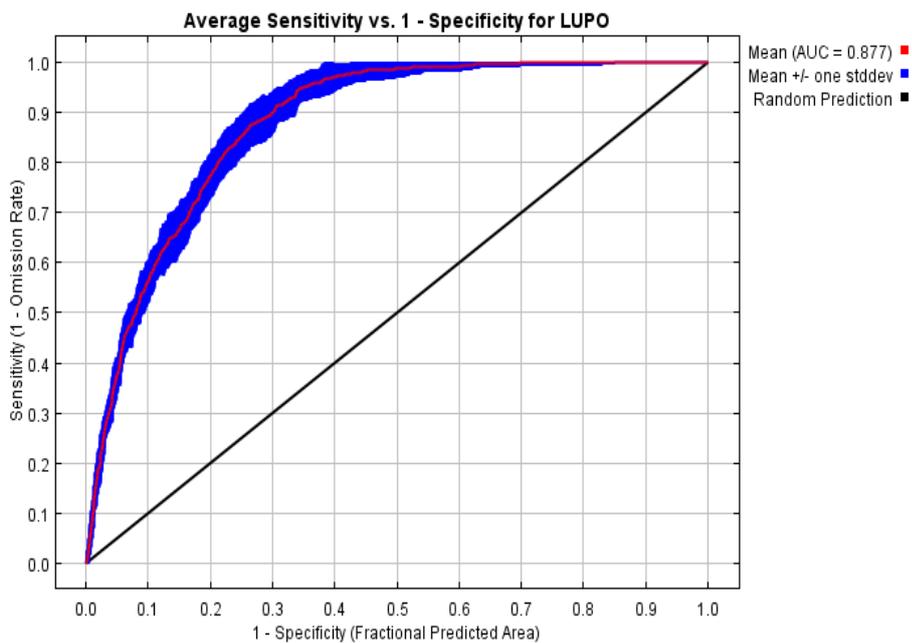


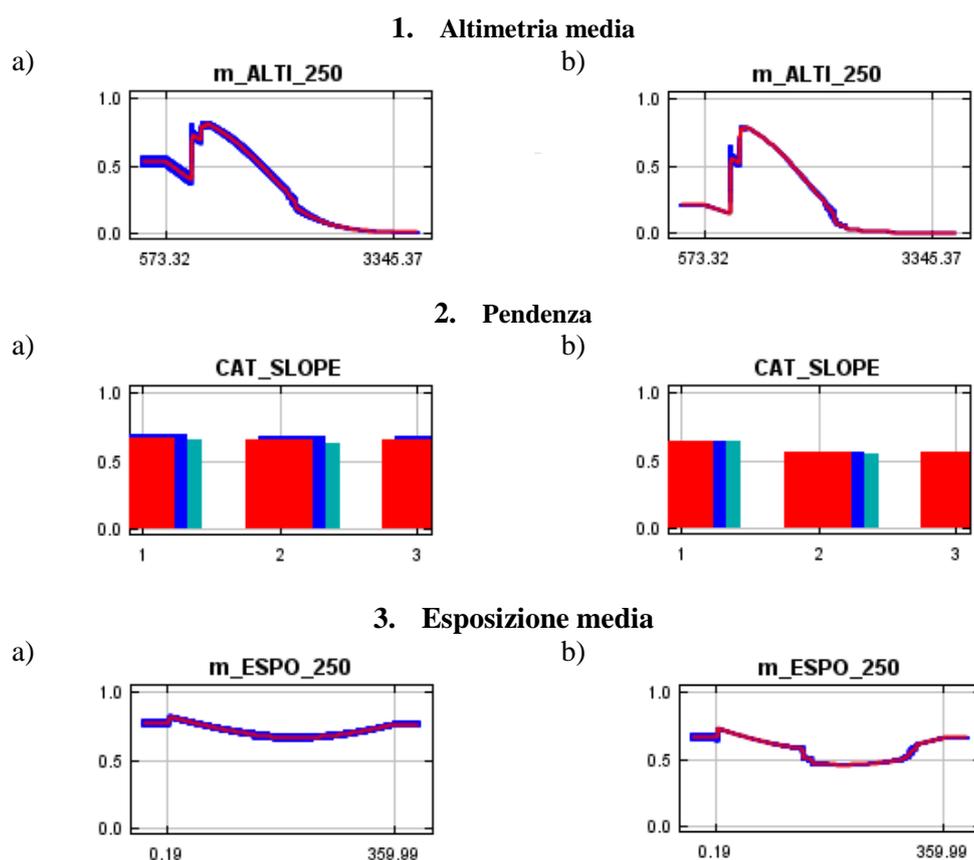
Figura 23 – Relazione tra i valori previsti di idoneità ambientale e la proporzione di presenze selezionate per il modello C1+C2_0304-0708_250.



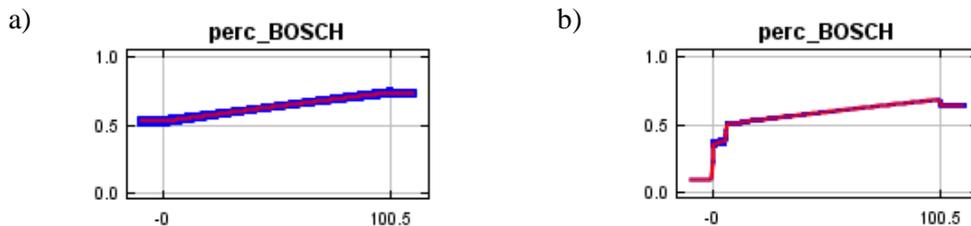
I grafici “*response curve*” sottostanti (Figura 24) illustrano come ciascuna variabile condiziona le previsioni di idoneità ambientale. Maxent, infatti, restituisce 2 grafici (in formato logistico) relativi ad ogni singola covariata: a) il primo grafico mostra i valori medi di idoneità ambientale ottenuti mantenendo costante il valore medio di tutte le altre variabili, tranne la variabile target (riportata come titolo del grafico) e lasciando variare il valore della sola variabile target; b) il secondo grafico mostra il comportamento del modello al variare della sola variabile ambientale indicata a titolo del grafico, ed escludendo tutte le altre variabili (Phillips et al 2006).

Le curve spiegano la risposta di ogni variabile sulla media di 10 repliche (in rosso) \pm la deviazione standard (in blu).

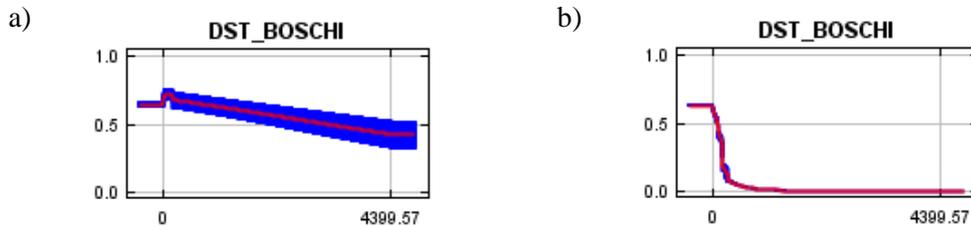
Figura 24 – Grafici response curve del modello C1+C2_0304-0708_250. Per ciascun blocco riferito alle singole variabili il grafico a) mostra i valori medi di idoneità ambientale considerando le altre variabili al loro valore medio, mentre il grafico b) mostra l'effetto della singola variabile isolata, sull'idoneità ambientale per la specie, in inverno.



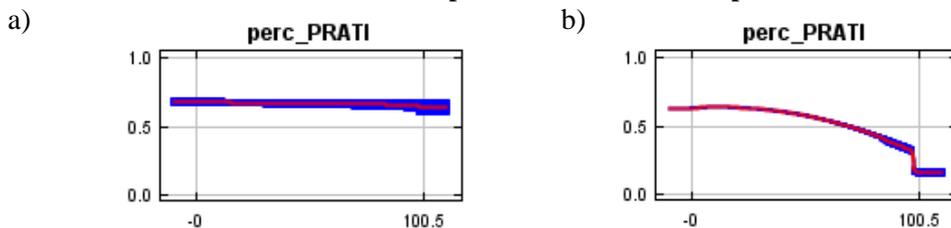
4. Percentuale di bosco



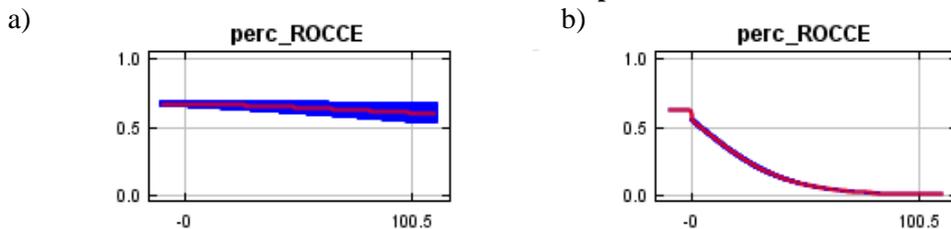
5. Distanza dai boschi



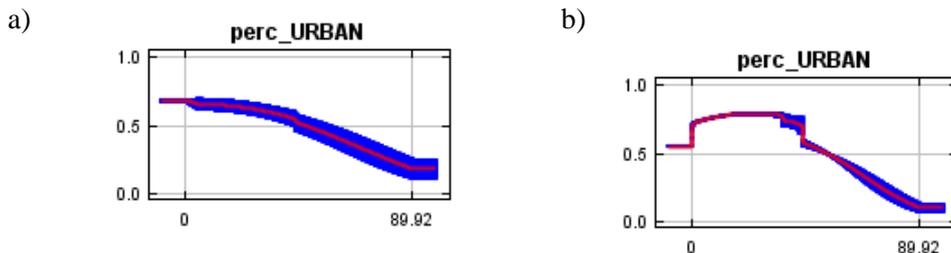
6. Percentuale di ambienti aperti caratterizzati da copertura erbacea



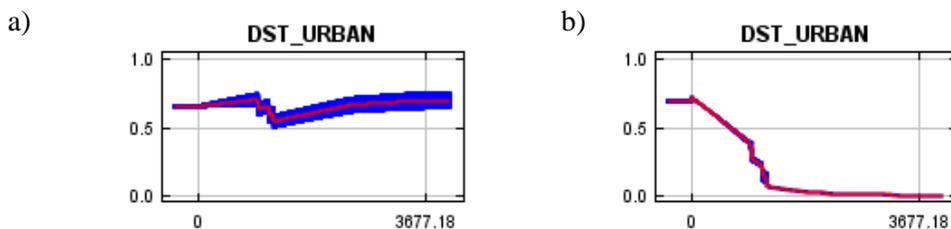
7. Percentuale di ambienti aperti e rocciosi



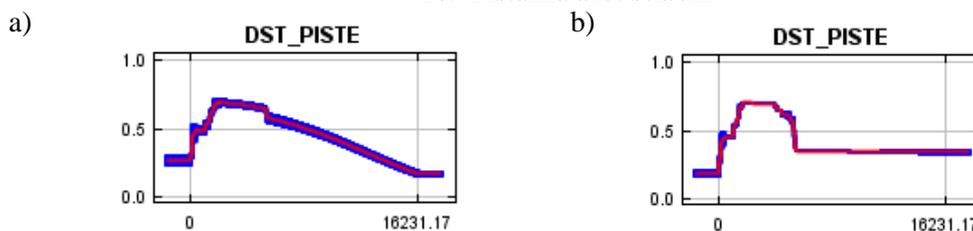
8. Percentuale di tessuto urbano



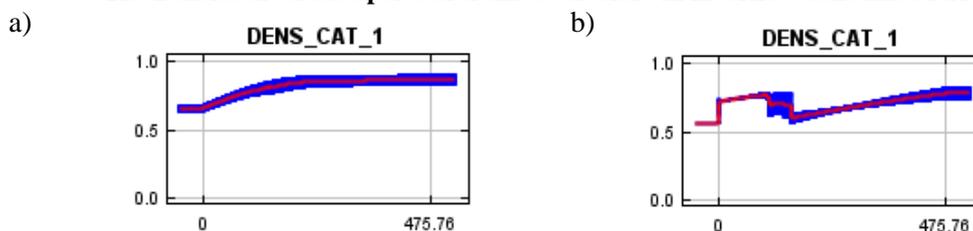
9. Distanza dal tessuto urbano



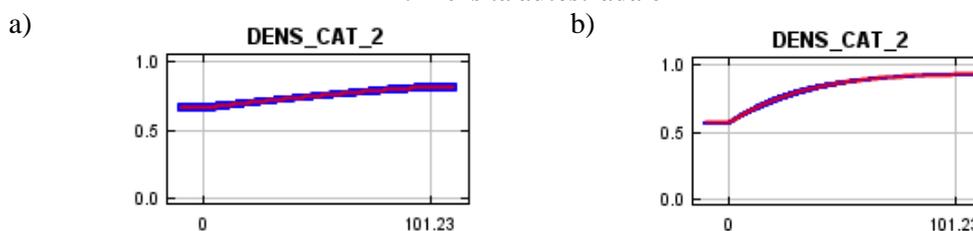
10. Distanza aree sciabili



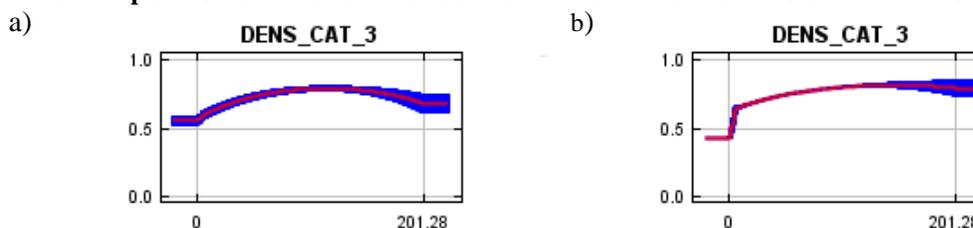
11. Densità di strade aperte al traffico veicolare in inverno e della linea ferroviaria



12. Densità autostradale



Densità di piste forestali e strade non asfaltate chiuse al traffico veicolare in inverno



I grafici dell'altimetria media (blocco 1) mostrano che la quota influenza l' idoneità ambientale dei siti: i valori maggiori corrispondono ad altitudini comprese tra di 1100-1300 m. Pare, inoltre che anche le quote al di sotto degli 800-900 m s.l.m. siano meno idonee.

Osservando i grafici delle pendenze (blocco 2) emerge che i versanti caratterizzati da acclività comprese tra 0° (zone pianeggianti) e i 25° (classe 1) sono di poco più idonei rispetto a quelli più ripidi.

Dai grafici relativi alle esposizioni (blocco 3), si evince una maggiore idoneità dei versanti esposti a nord, nord-est e a est, rispetto a quelli esposti a sud e a sud-ovest e a ovest, ma anche in questo caso il contributo al modello è modesto nel suo complesso (grafico 3a).

L' idoneità per la specie aumenta all' aumentare della percentuale di copertura forestale. Questo aspetto è particolarmente vero se il modello considera la sola variabile della percentuale di copertura forestale (blocco 4, grafico 4b).

Coerentemente con l' andamento dei grafici relativi alla percentuale di bosco, la distanza dal bosco influisce sull' idoneità dei siti, infatti le zone più lontane dai boschi sono meno idonee di quelle vicine (blocco 5, grafico 5b). Ciononostante, mantenendo nel modello le altre variabili costanti al valore medio, si evidenzia una complessiva tolleranza verso siti lontani dal margine del bosco (grafico 5a).

Ambienti aperti caratterizzati da copertura erbacea, come prati e pascoli, mostrano un' influenza neutrale nel determinare l' idoneità ambientale delle celle del reticolo (blocco 6, grafico 6b), tuttavia, soprattutto considerando la variabile in modo indipendente, appaiono debolmente più idonee le celle caratterizzate da una percentuale di prati non elevate.

Le aree occupate da ambienti aperti rocciosi sono da considerarsi non idonee se si considera la variabile isolata nel modello, ma nel complesso la variabile insieme a tutte le altre dà al modello un contributo quasi neutro (blocco 8, grafico 8a).

Le zone di tessuto urbano sottraggono habitat ai branchi di lupo, i siti caratterizzati dalla presenza di insediamenti in grande proporzione sono complessivamente meno idonei per il lupo. Ciononostante, dai grafici del blocco 9, emerge una discreta tolleranza verso siti con valori contenuti di tessuto urbano.

I grafici del blocco 11 mostrano l' influenza della distanza dei siti dalle piste da sci sulla idoneità per la specie, durante la stagione invernale. Le zone più prossime al margine delle piste da sci hanno valori di idoneità bassi, in particolare per distanze comprese tra 0 e 1000 m. L' idoneità aumenta tra i 1000 e i 5000 m di distanza dal margine delle piste, mentre per distanze superiori ai 6 Km dalle piste da sci l' idoneità ambientale diminuisce o, più probabilmente, l' effetto della variabile diventa scarsamente informativo.

La densità di infrastrutture lineari di categoria 1 (strade asfaltate aperte al traffico veicolare in inverno e linea ferroviaria) non condiziona significativamente l' idoneità dell' habitat (grafici a e b del blocco 12). La presenza di questa categoria di infrastrutture lineari sembra non condizionare il comportamento spaziale del lupo, anche quando la densità delle infrastrutture è prossima a superare i 200 m/ha. Analogamente, la presenza dell' autostrada non riduce l' idoneità ambientale dei siti, sia considerando le altre variabili costanti, sia trattando la variabile in modo isolato (grafici del blocco 13).

Le zone caratterizzate dalla presenza di piste forestali e strade non accessibili al traffico veicolare in inverno (Categoria 3 di infrastrutture lineari) risultano idonee per il lupo, in modo particolare quando la densità di questa tipologia di strade è maggiore di 40-50 m/ha (blocco 14).

Tabella 7 si riportano i valori dei contributi percentuali delle variabili ambientali relativi al periodo di analisi (stagione invernale 2003-2004 e 2007-2008).

Tabella 7- Contributo percentuale di ciascuna variabile alla costruzione del modello C1+C2_0304-0708_250.

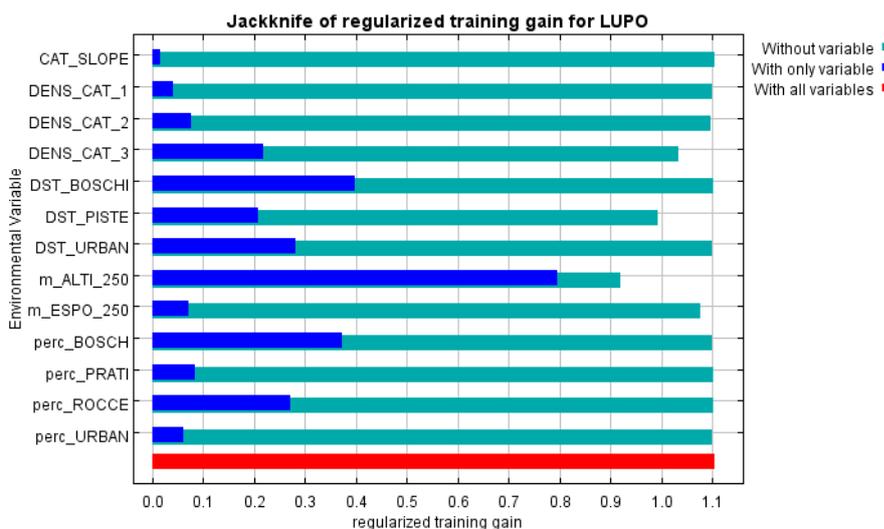
Variable	Percent contribution	Permutation importance
m_ALTI_250	61.7	63.1
DST_PISTE	14.6	13.7
DENS_CAT_3	7.3	6.8
DST_BOSCHI	4.7	2.2
perc_BOSCH	3.4	3.3
m_ESPO_250	2.7	3.2
perc_ROCCE	2	3.6
perc_URBAN	0.9	0.7
DENS_CAT_2	0.9	0.4
perc_PRATI	0.9	0.7
DST_URBAN	0.5	1.6
DENS_CAT_1	0.4	0.6
CAT_SLOPE	0.1	0.1

Attraverso le misure *Percent contribution* e *Permutation importance*, vengono riportati i contributi percentuali di ogni singola variabile (Tabella 7).

Dai valori calcolati per entrambe le misure del contributo percentuale delle variabili si evince che la sola altitudine media (m_ALTI_250) contribuisce a definire la maggior parte dell'idoneità ambientale del lupo prevista dai rispettivi modelli indicando che, in inverno, la quota sembra, quindi, condizionare l'utilizzo dell'habitat e gli spostamenti del lupo. Anche la distanza dalle piste da sci (DST_PISTE) assume grande importanza nello spiegare il comportamento dei modelli. Inoltre anche la densità di piste forestali (DENS_CAT_3) rientra tra le variabili maggiormente rilevanti così come la percentuale di copertura forestale (perc_BOSCH). Per quanto riguarda variabili ambientali antropogeniche come la densità di autostrada (CAT_2), la densità di strade asfaltate e la ferrovia (CAT_1), la presenza di tessuto urbano (perc_URBAN) o la relativa distanza (DST_URBAN) assumono ruoli scarsamente rilevanti nel modello.

In Figura 25 si riporta il *jackknife test* sull'importanza delle variabili del modello. La variabile ambientale maggiormente performante se usata in isolamento del modello è l'altimetria media (m_ALTI_250). La quota media, oltre ad essere la variabile maggiormente informativa del modello, è anche quella che, se rimossa, diminuisce più di tutte le altre variabili l'efficacia del modello.

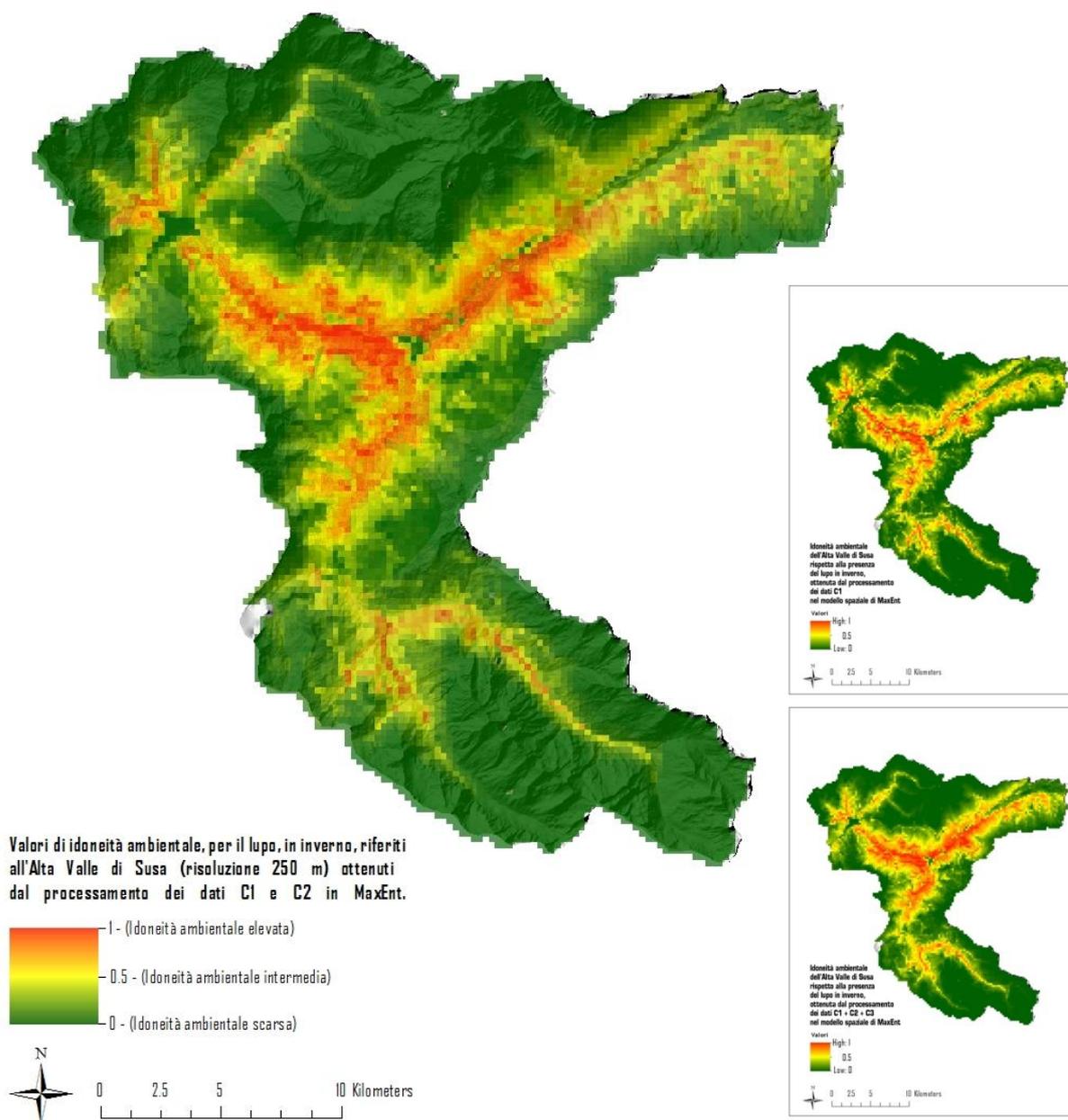
Figura 25 - Jackknife test dell'importanza delle variabili del modello C1+C2_0304-0708_250.



La mappa nel riquadro più grande di Figura 26 mostra la mappa dell'idoneità ambientale per il lupo riferita alla stagione invernale in Alta Valle Susa, considerando l'output del modello MaxEnt C1+C2_0304-0708_250, ritenuto il più affidabile. Il modello mostra, per l'inverno, una polarizzazione dell'idoneità ambientale lungo tutto il fondovalle (colori più caldi), ad eccezione di piccole porzioni più densamente urbanizzate. L'idoneità ambientale diminuisce progressivamente con l'aumentare della quota, esplicitando anche in questo output il ruolo determinante della quota nel modello.

Nei riquadri più piccoli ai lati di Figura 26 sono riportate anche le cartografie dei modelli MaxEnt C1_0304-0708_250 e C1+C2+C3_0304-0708_250 che mostrano pattern di idoneità ambientale simili per la specie.

Figura 26 – Mappa dell'idoneità ambientale per il lupo nella stagione invernale, riferita all'Alta Valle di Susa, con risoluzione di 250 m, ottenuto dal processamento dei dati di presenza C1 e C2 relativi agli inverni 2003-2004 e 2007-2008 tramite MaxEnt. I colori più caldi della cartografia individuano le zone potenzialmente più idonee alla presenza della specie. Le immagini piccole a lato mostrano le restituzioni cartografiche dei modelli MaxEnt ottenuti dal processamento di dati C1 (a destra in alto) e dal processamento di dati C1, C2 e C3 (a destra in basso), sempre relativi al biennio di riferimento.



2.9.2 Modelli spaziali di idoneità ambientale con risoluzione 25 m

Sono stati realizzati 3 modelli Maxent a risoluzione dettagliata a 25 m per il solo fondovalle (Figura 18) utilizzando i dati di presenza raccolti in inverno nel biennio di riferimento 2003-2004 e 2007-2008.

In Tabella 8, per ogni modello, si riporta un resoconto dei valori dell'AUC per il *training dataset* e per il *testing dataset* ed è indicato anche l'N campionario dei diversi tipi di dati di presenza inseriti in input per la scala di riferimento.

Tabella 8 - Resoconto dei modelli spaziali di idoneità ambientale, per il lupo durante la stagione invernale, rappresentati a scala dettagliata per il solo fondovalle nell'Alta Valle Susa, e ricavati dal processamento dei dati di presenza raccolti negli inverni 2003-04 e 2007-08 nel software MaxEnt, e formattati sul reticolo di quadrati UTM di 25 m di lato.

Modello	AUC_{training}	AUC_{test}	Tipo di dato di presenza	N campionario
C1_0304-0708_25	0.882	0.871	C1	2175
C1+C2_0304-0708_25	0.816	0.816	C1+C2	9627
C1+C2+C3_0304-0708_25	0.810	0.806	C1+C2+C3	10550

Tra i modelli ottenuti, si ritiene maggiormente affidabile la previsione del modello C1_0304_0708_25, caratterizzato dai valori di AUC (del training e del testing dataset) più alti rispetto agli altri modelli realizzati per la stessa scala. Pertanto si riportano i principali output riferiti a questo modello, poiché più performante.

Il grafico di Figura 27 fornisce un'analisi qualitativa del modello in funzione dei valori di presenza previsti, descrivendo la relazione tra i valori previsti (sia dal training che dal testing dataset) e la proporzione di presenze selezionate. In questo caso, il fatto che la linea "Omission on test sample" (in verde) si estenda al di sotto della linea "Predicted omission" (in nero) indica che il test e il training data non sono indipendenti, sebbene sebbene siano stati selezionati separatamente e in modo casuale in ambiente GIS. Probabilmente questo modello è affetto da una parziale autocorrelazione spaziale dei dati di presenza utilizzati (Phillips et al. 2006).

Figura 27- Relazione tra i valori previsti di idoneità ambientale e la proporzione di presenze selezionate per il modello C1_0304-0708_25.

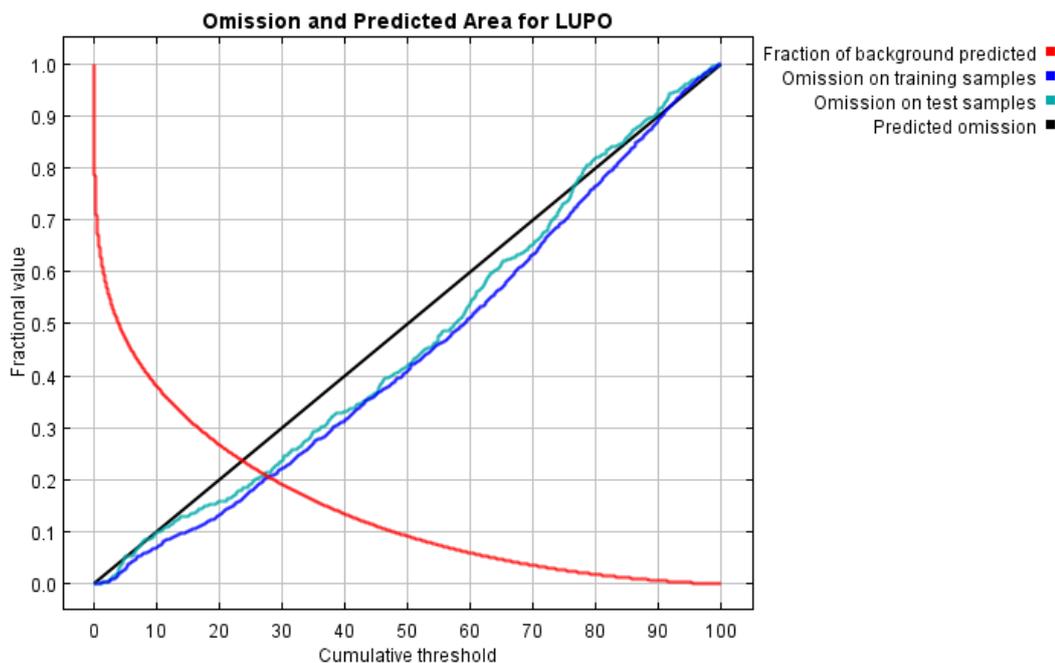
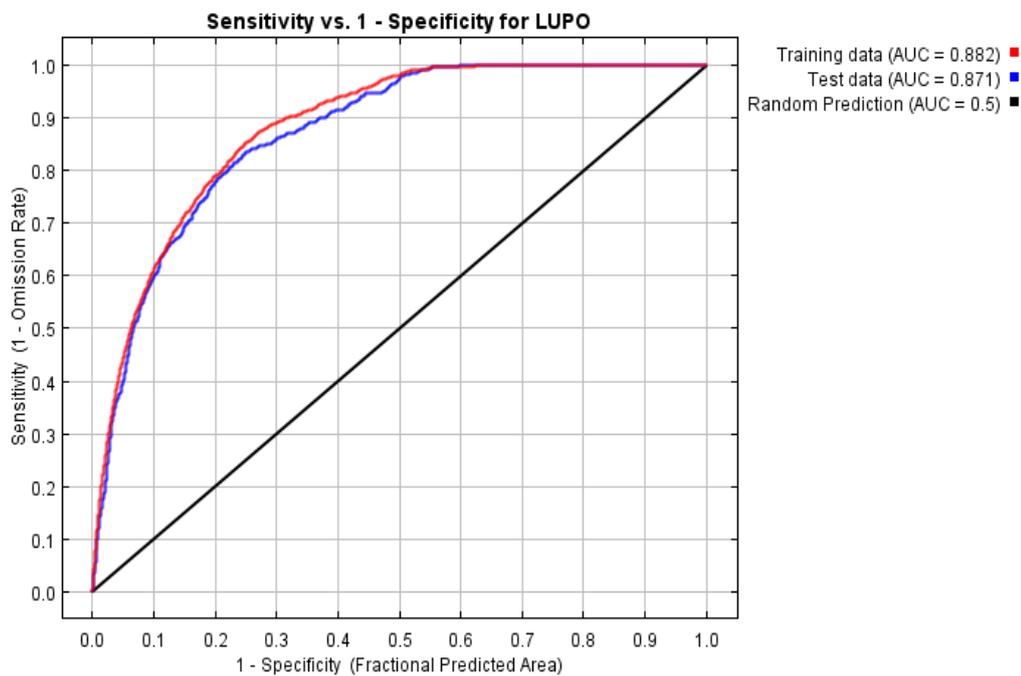


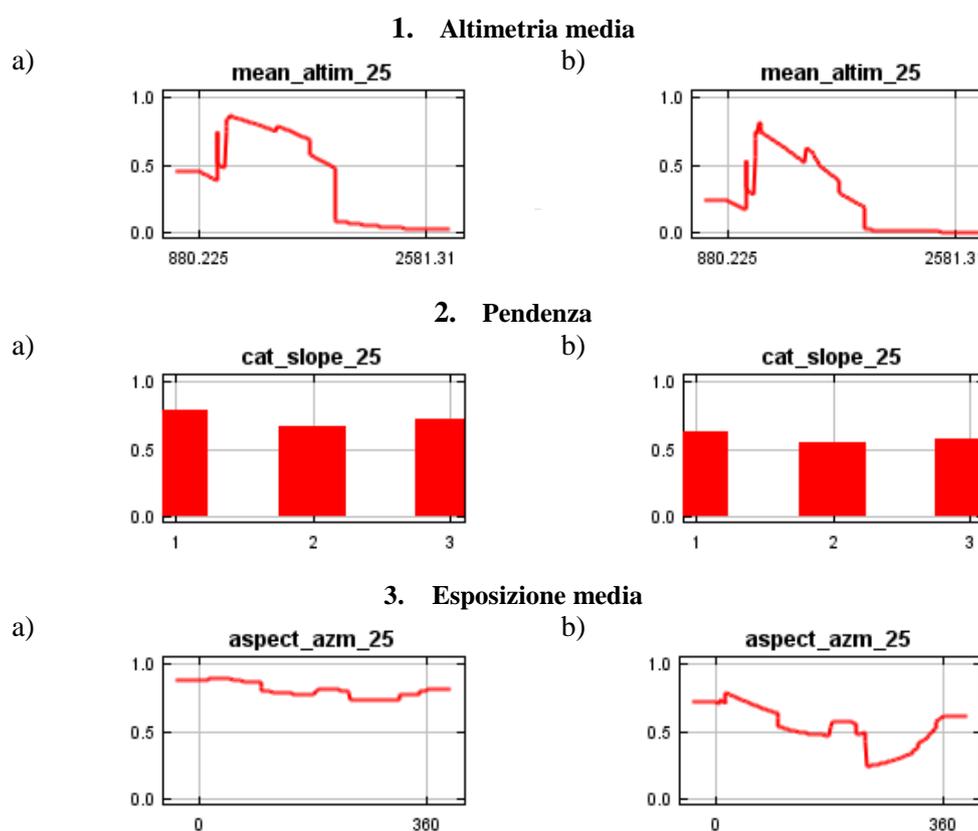
Figura 28- Receiver operating characteristic (ROC) relativo al modello C1_0304-0708_25.



Il grafico della Figura 28 valuta la capacità del modello di prevedere le zone potenzialmente idonee per la specie confrontandole con una selezione casuale di punti. L'area sottesa alla curva ROC (*Receiver operating Characteristic*), che corrisponde al valore dell'AUC (*area under the curve*), è pari a 0.882 per il *training dataset* e 0.871 per il *testing dataset*. Questo valore indica che l'efficienza del modello può essere considerata affidabile.

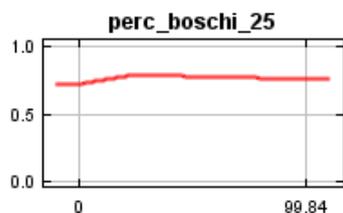
I grafici di Figura 29 e il successivo commento, come nel precedente modello, descrivono l'influenza di ciascuna variabile ambientale nelle previsioni di idoneità ambientale del fondovalle del modello C1_0304-0708_25.

Figura 29 – Grafici *response curve* del modello C1_0304-0708_25. Per ciascun blocco riferito alle singole variabili il grafico a) mostra i valori medi di idoneità ambientale considerando le altre variabili al loro valore medio, mentre il grafico b) mostra l'effetto della singola variabile isolata sull'idoneità ambientale per la specie, nel periodo invernale.

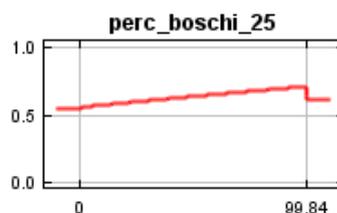


Percentuale di bosco

a)

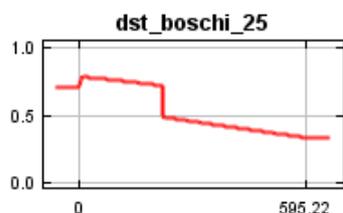


b)

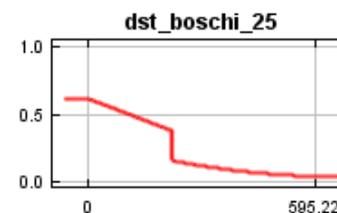


4. Distanza dai boschi

a)

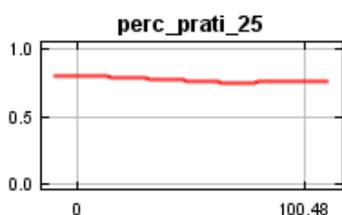


b)

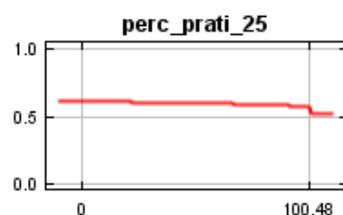


5. Proporzion Percentuale di ambienti aperti con copertura erbacea

a)

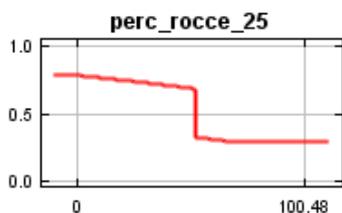


b)

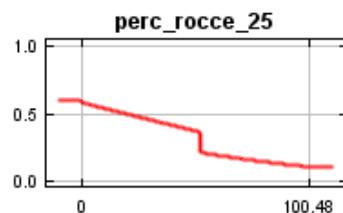


6. Proporzion Percentuale di ambienti aperti rocciosi

a)

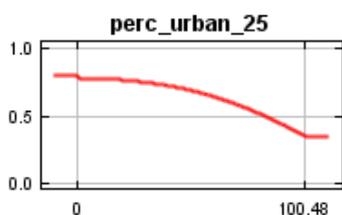


b)

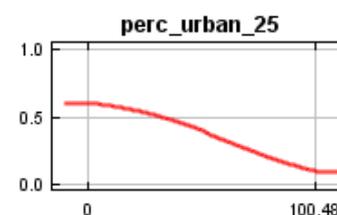


7. Proporzion Percentuale di tessuto urbano

a)

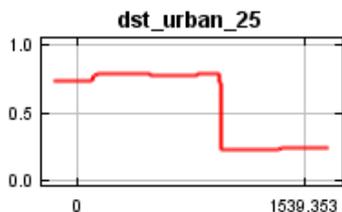


b)

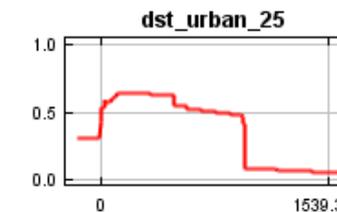


8. Distanza dal tessuto urbano

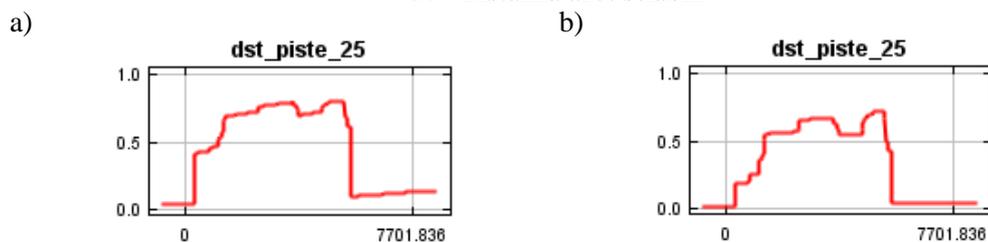
a)



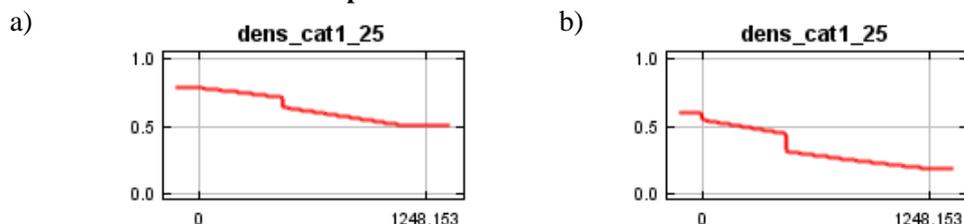
b)



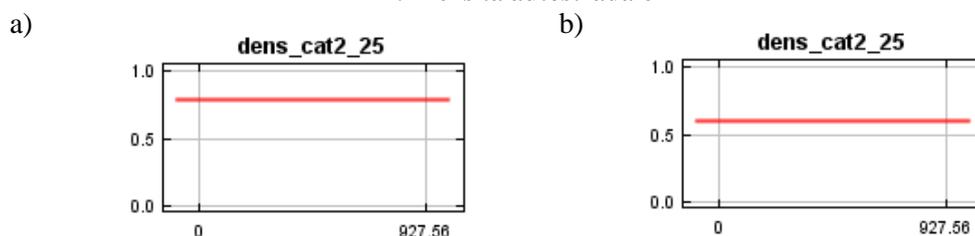
9. Distanza aree sciabili



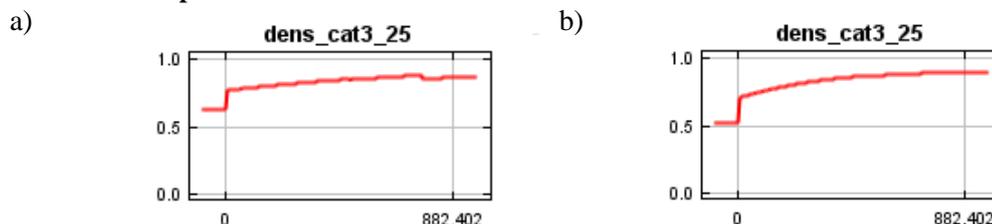
10. Densità di strade aperte al traffico veicolare in inverno e della linea ferroviaria



11. Densità autostradale



12. Densità di piste forestali e strade non asfaltate chiuse al traffico veicolare in inverno



Anche nel fondovalle emerge che i siti localizzati a quote medie sono potenzialmente più idonee nel periodo invernale (blocco 1): in particolare le zone di quota comprese tra i 1100 e i 1300 m s.l.m risultano quelle dove l'idoneità è maggiore, sia considerando la variabile isolata (grafico 1b), sia in presenza delle altre variabili a valore medio costante (grafico 1a).

I siti caratterizzati principalmente da pendenze comprese tra 0 e 25 mostrano maggiore idoneità rispetto a pendenze maggiori, anche se nel complesso il contributo al modello è modesto (blocco 2).

Per quanto riguarda l'esposizione media (blocco 3), considerando la covariata isolata (grafico 3b) si evince che i versanti esposti ovest e nord-ovest contribuiscono negativamente alla idoneità. Tuttavia osservando il comportamento del modello rispetto alla variabile

trattata in presenza delle altre covariate mantenute costanti (grafico 3a), le differenze risultano scarsamente evidenti.

Nonostante sia evidente che l'idoneità è maggiore nei siti con una maggiore proporzione di copertura forestale (blocco 4, grafico 4b), in relazione alla compresenza delle altre variabili mantenute costanti all'interno del modello, si nota una generale tolleranza del lupo verso i siti che, alla scala di riferimento, non sono ampiamente occupati dal bosco (grafico 4a).

I siti collocati a ridosso del margine dei boschi o a breve distanza dal margine sono potenzialmente più idonei rispetto a quelli distanti. In particolare, il valore diminuisce bruscamente per distanze dalle foreste superiori a 200-250 m. Questa tendenza risulta più accentuata quando il modello considera contemporaneamente anche le altre variabili costanti (blocco 5, grafico 5a).

Complessivamente, a questa scala di dettaglio, la variabile che considera la percentuale di ambienti aperti non influenza l'idoneità ambientale (blocco 6).

Gli ambienti aperti privi di vegetazione, come ghiaioni o zone rocciose, influenzano negativamente l'idoneità ambientale per la specie, soprattutto quando i siti ne sono occupati in maggiore proporzione. Per celle integralmente occupate da ambienti rocciosi la vocazione per la specie è prossima a 0 (blocco 7).

Come prevedibile, l'estensione del tessuto urbano si comporta come una superficie di resistenza rispetto alla idoneità ambientale, tuttavia l'andamento del grafico mostra che la specie è in grado di tollerare siti con piccole percentuali di abitato (blocco 8).

Anche a risoluzione dettagliata al solo fondovalle, i siti localizzati a ridosso o a distanza inferiore di circa 1000 m dal tessuto urbano influenzano positivamente l'idoneità rispetto ai siti a distanza superiore (blocco 9).

La vicinanza dei siti al margine delle piste da sci influisce negativamente sulla idoneità ambientale per il lupo. Questa tendenza è evidente sia quando il modello considera la sola variabile isolata (blocco 10, grafico 11b), sia quando la variabile è trattata in presenza delle altre, mantenute al loro valore medio (blocco 10, grafico 11a). La tolleranza verso questo tipo di ambiente aumenta per distanze superiori a circa 1000 m rispetto al margine delle aree sciabili.

L'andamento di questi grafici del blocco 12 mostra che le celle caratterizzate da densità di infrastrutture di categoria 1 sono generalmente non idonee, mentre è elevata la tolleranza verso basse densità di questo tipo di infrastruttura lineare. Va sottolineato che le densità di strade asfaltate (e linea ferroviaria) sempre aperte al traffico veicolare coincide con le zone più densamente urbanizzate. Alla risoluzione di 25 m la specie non mostra sensibilità

rispetto alla presenza dell'autostrada (blocco 13). La presenza di piste forestali e di strade chiuse al traffico veicolare in inverno invece influenza positivamente l'idoneità ambientale (blocco 14).

Tabella 9 - Contributo percentuale di ciascuna variabile alla costruzione del modello CI_0304-0708_25.

Variable	Percent contribution	Permutation importance
dst_piste_25	32.4	39.4
mean_altim_25	28.1	27.1
dens_cat3_25	14.7	8.4
aspect_azm_25	12.4	9.6
dst_urban_25	3.9	4.9
cat_slope_25	3.3	3.4
perc_urban_25	2.1	2.2
perc_prati_25	0.8	1.2
perc_rocce_25	0.8	1.4
perc_boschi_25	0.8	0.8
dst_boschi_25	0.6	1.4
dens_cat1_25	0.1	0.3
dens_cat2_25	0	0

Analogamente ai modelli costruiti con risoluzione di 250 m, l'altimetria media è la variabile che sembra influenzare maggiormente la distribuzione delle aree idonee per la specie. Alla scala dettagliata a 25 m questa variabile continua a condizionare significativamente l'output del modello.

Le strade forestali non accessibili ai veicoli (dens_cat3) rivestono una discreta importanza nel modello, come evidenziato anche dai grafici *response curve* (Figura 29), mentre l'esposizione contribuisce moderatamente all'output del modello.

Tra le altre covariate, quelle relative alla copertura del suolo risultano scarsamente influenti in questo modello. In particolare, la percentuale di copertura forestale e la relativa distanza, che nei modelli ottenuti impiegando il reticolo UTM di 250 m di lato assumevano maggiore importanza, non sembrano influire in modo significativo sul modello.

Tra gli elementi antropogenici, mentre le infrastrutture lineari (di categoria 1 e di categoria 2) assumono un peso quasi trascurabile all'interno del modello, la proporzione areale di tessuto urbano e ancora di più la relativa distanza, esercitano una blanda importanza sulla idoneità ambientale per la specie.

In Figura 30 si riporta il *jackknife test* mostra che le variabili maggiormente informative del modello C1_0304-0708_25 per il solo fondovalle in inverno sono l'altimetria media (m_alti_25) e la distanza dalle piste da sci (dst_piste_25). La variabile ambientale maggiormente performante se usata isolata nel modello è l'altimetria media, mentre quella che, se rimossa, toglie più informazioni al modello rispetto alle altre variabili è la distanza dalle aree sciabili.

Figura 30 - Jackknife test dell'importanza delle variabili del modello C1_0304-0708_25 (per il solo fondovalle).

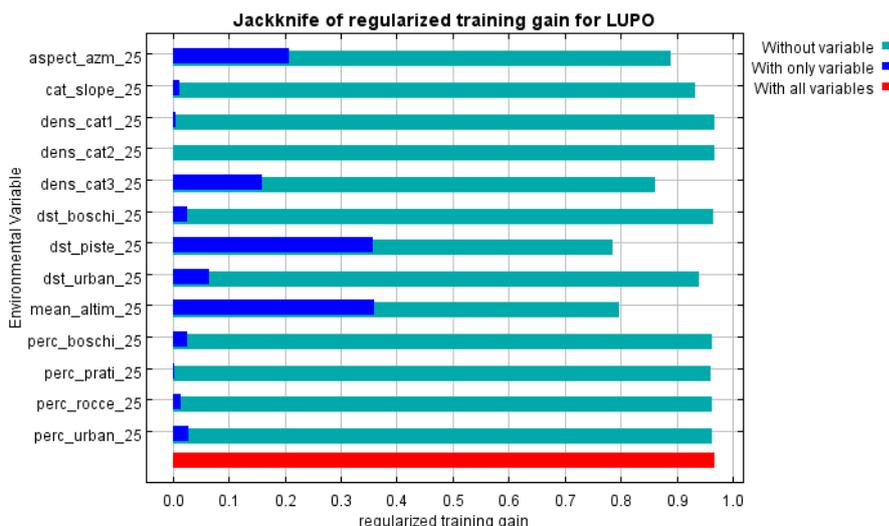
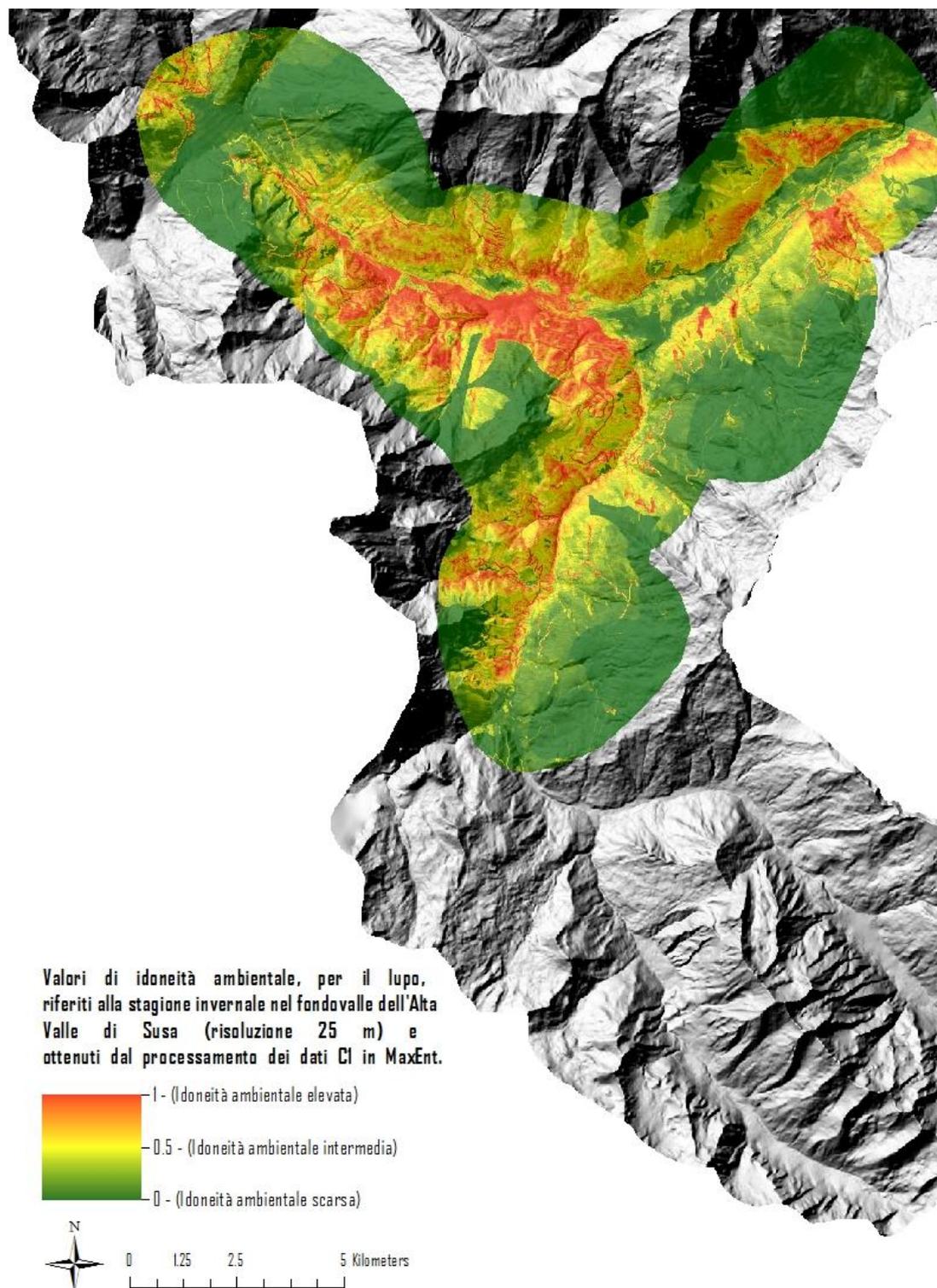


Figura 31 – Mappa dell'idoneità ambientale per il lupo nella stagione invernale, riferita al solo fondovalle dell'Alta Valle di Susa, con risoluzione di 25 m, ottenuto dal processamento dei dati di presenza CI relativi agli inverni 2003-2004 e 2007-2008 tramite MaxEnt. I colori più caldi della cartografia individuano le zone potenzialmente più idonee alla presenza della specie.



La Figura 31 mostra la mappa dell'idoneità ambientale, per il lupo, del solo fondovalle dell'Alta Valle di Susa, durante la stagione invernale, e ricavata come output del modello MaxEnt C1_0304-0708_25.

In accordo con la mappa riferita all'intera area di studio -risoluzione 250 m - (Figura 26), il fondovalle mostra una riduzione progressiva dell'idoneità ambientale con l'aumentare dell'altitudine. La maggiore idoneità dei versanti esposti a nord e a est che si rileva in quest'ultima restituzione con risoluzione 25 m, non è altrettanto evidente nel modello elaborato utilizzando il reticolo di quadrati UTM di 250 m di lato. Alla scala dettagliata e riferita al solo fondovalle emerge, inoltre, che gli agglomerati urbani più significativi limitano la vocazionalità ambientale per la specie.

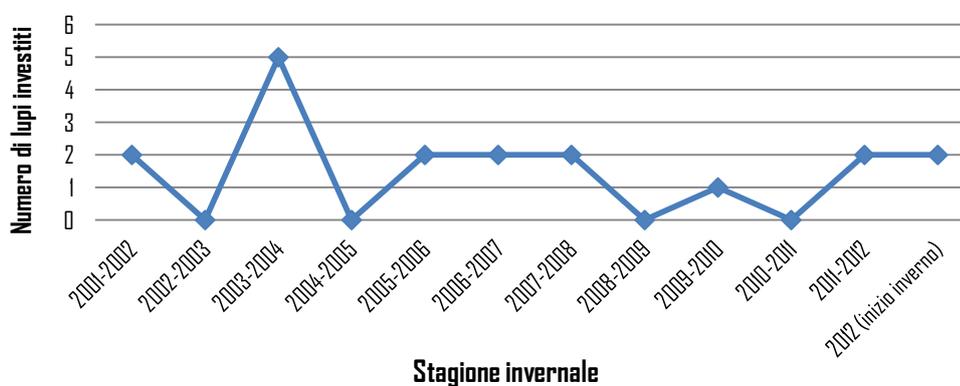
2.10 Mortalità accidentale del lupo causata da incidenti stradali e ferroviari in Alta Valle di Susa

I 18 eventi di mortalità accidentale, causata dall'impatto con veicoli (auto e treno) rilevati tra il 1999 e il 2012 (Marucco e Avanzinelli 2010; Marucco et al. 2012b) si sono verificati lungo le principali infrastrutture lineari del fondovalle: linea ferroviaria (n =8), strade statali (n=6), autostrada (n=3), strade secondarie (n=1).

La maggior parte degli incidenti si sono verificati nel Comune di Oulx (n=9), poi nel Comune di Salbertrand (n=4), nel Comune di Exilles (n=2), nel Comune di Chiomonte (n=2) e infine in quello di Cesana (n=1).

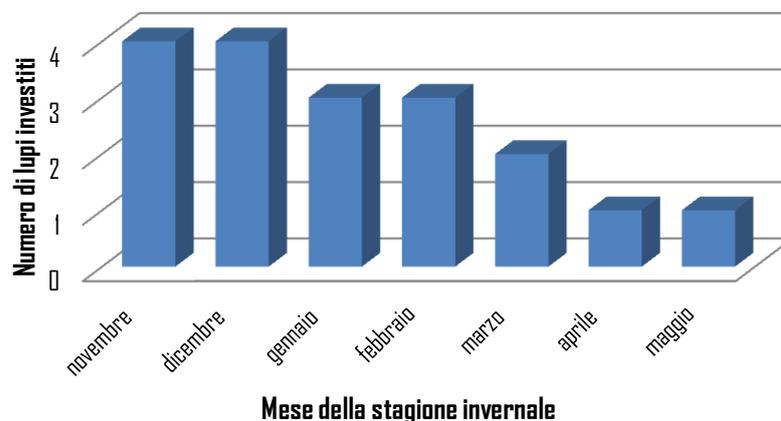
Come riportato in Marucco e Avanzinelli 2010, la stagione invernale 2003-2004 è stata caratterizzata da una particolare concentrazione di incidenti mortali (n=5), in questa stessa stagione è stato anche documentato un incidente stradale con ferimento di un lupo. Nelle altre stagioni il numero di incidenti è stato continuo ma con un numero inferiore di morti per anno (Figura 32).

Figura 32 – Grafico dell'andamento della mortalità accidentale del lupo dovuta a collisioni con autoveicoli e treni nelle stagioni invernali dal 2001 al 2012 in Alta Valle di Susa.



Il grafico di Figura 33 evidenzia ancora una volta come gli incidenti mortali per il lupo si sono concentrati sistematicamente durante le stagioni invernali, in particolare nella prima parte dell'inverno, tra novembre e gennaio (n=11).

Figura 33 - Mortalità accidentale del lupo dovuta a collisioni con autoveicoli e treni distribuita per mese invernale in Alta Valle Susa.



2.10.1 Descrizione delle caratteristiche ambientali dei siti di collisione in riferimento al lupo

Sovrapponendo il reticolo di quadrati UTM di 250 m di lato ai 18 punti di mortalità accidentale del lupo, sono stati individuati 16 siti di collisione (intesi come quadrati UTM). Invece, applicando lo stesso procedimento con i quadrati UTM di 25 m di lato, sono stati selezionati 17 siti di collisione per i 18 punti di mortalità.

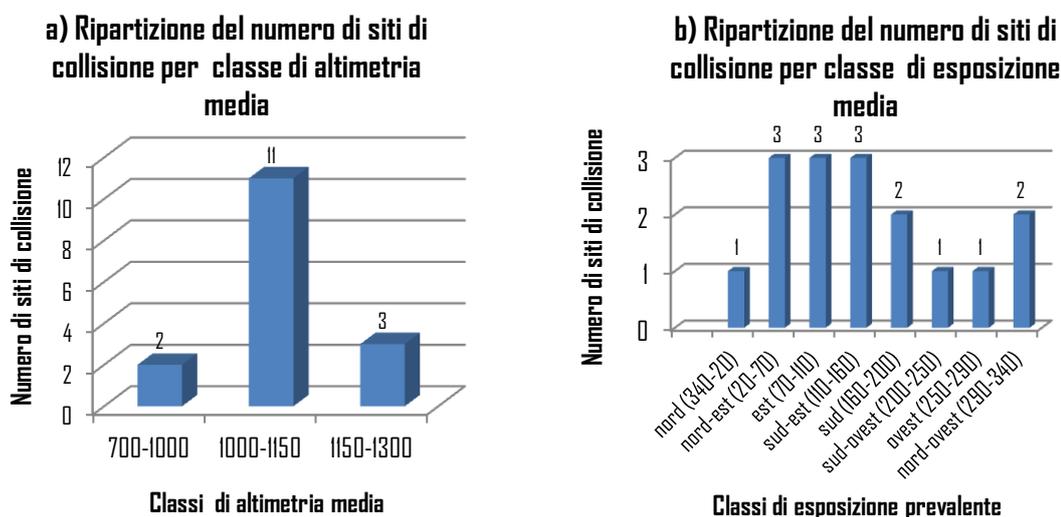
Alla scala dei quadrati UTM di 250 m di lato la maggior parte dei siti di collisione (n=11) sono caratterizzati da una proporzione di tessuto urbano inferiore al 10% l'area totale della cella (Figura 34, grafico e), mentre alla scala affinata a 25 m il numero dei siti di collisione che ricade in quadrati caratterizzati da scarsa o nulla proporzione di tessuto urbano (Figura 35, grafico o) è leggermente superiore (n=13). Nonostante i siti di collisione (ad entrambe le scale di risoluzione) contengano proporzioni scarse o nulle di tessuto urbano, più di metà dei siti di mortalità formattati sul reticolo di quadrati UTM di 250 m di lato (n=9) è caratterizzato da una distanza dalle zone abitate inferiore a 50 m (Figura 34, grafico f), e il numero sale se si considerano le celle di 25 m (n=12) (Figura 35, grafico p). Per quanto riguarda altre tipologie di copertura del suolo, in particolare habitat forestali e ambienti aperti caratterizzati da copertura erbacea come prati, pascoli o terreni incolti, la Figura 34 mostra che, per i siti di 250 m di lato la maggior parte della mortalità accidentale è avvenuta in siti caratterizzati da scarsa copertura di habitat "naturale": la maggior parte degli incidenti (n=9) ha avuto luogo in siti caratterizzati da copertura forestale compresa tra lo 0% e il 25% (grafico d) e 7 dei siti di collisione era caratterizzato da copertura erbacea compresa tra 0% e 25% (grafico c). La stessa tendenza, in proporzioni amplificate è riscontrabile nei siti di collisione di 25 m di lato (Figura 35, grafici m ed l).

Per entrambe le scale di risoluzione la maggior parte dei siti di collisione sono caratterizzati da altitudini comprese tra i 1000 m e i 1150 m (n=11, Figura 34, grafico a; n=12, Figura 35, grafico h).

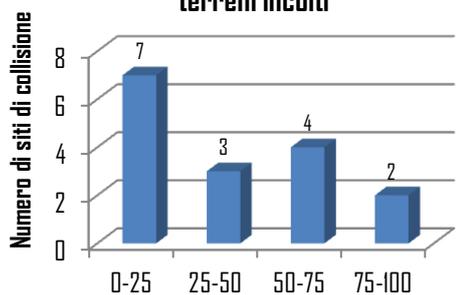
Sebbene la mortalità sia complessivamente distribuita su tutte le classi di esposizione prevalente si può osservare, per i siti di collisione di 250 m di lato, una tendenza di più di metà dei siti di collisione (n=9) all'esposizione verso Est (Nord-Est, Est e Sud-Est) (Figura 34, grafico b). Per i siti a grana affinata la proporzione è di poco inferiore (n=8) (Figura 35, grafico i).

I grafici g) e q) non mostrano una particolare polarizzazione del fenomeno degli incidenti in siti caratterizzati dalle maggiori densità di infrastrutture lineari per singole categorie, piuttosto, emerge che la maggior parte dei siti di collisione, sia di 250 che di 25 m di lato, è caratterizzata da densità complessive di infrastrutture lineari (DENS_CAT1+DENS_CAT2, barre blu) alte o medio-alte, cioè comprese tra 200 e 500 m/ha nei quadrati di 25 m e comprese tra i 100 e i 150 m/ha nei siti di collisione di 25 m. Le elaborazioni riferite al sono fondovalle mettono anche in rilievo il fatto che n=11 siti di mortalità sono caratterizzati da densità medio-alte di infrastrutture di categoria 1.

Figura 34 – Grafici relativi ai valori riclassificati delle variabili ambientali nei siti di collisione in cui il lupo è stato coinvolto mortalmente in Alta Valle Susa (riferiti ai quadrati UTM di 250 m di lato).

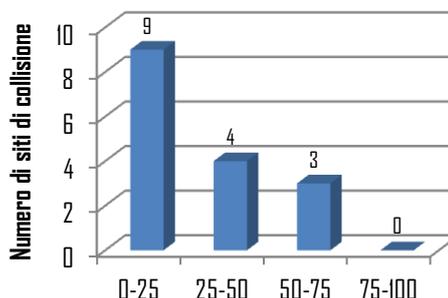


c) Ripartizione del numero siti di collisione per proporzione percentuale di prati, pascoli e terreni incolti



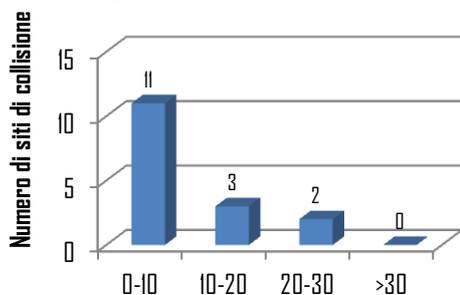
Proporzione percentuale di prati, pascoli e terreni incolti (in classi)

d) Ripartizione del numero di siti di collisione per proporzione percentuale di copertura forestale



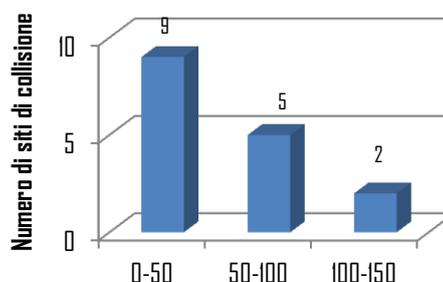
Proporzione percentuale di foreste (in classi)

e) Ripartizione del numero di siti di collisione per proporzione percentuale di tessuto urbano



Proporzione percentuale di tessuto urbano (in classi)

f) Ripartizione dei siti di collisione per classi di distanza dal tessuto urbano



Distanza (m) dei siti di collisione dal tessuto urbano (in classi di distanza)

g) Ripartizione del numero di siti di collisione per classe di densità di infrastrutture lineari

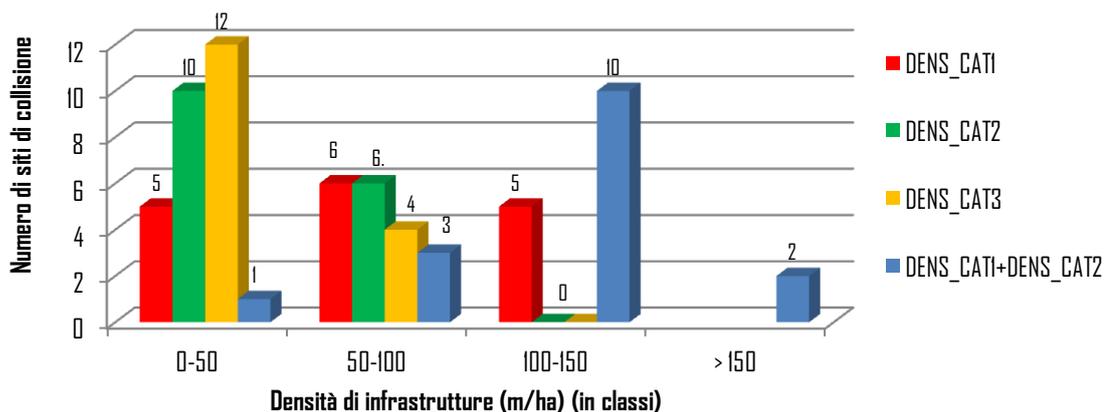
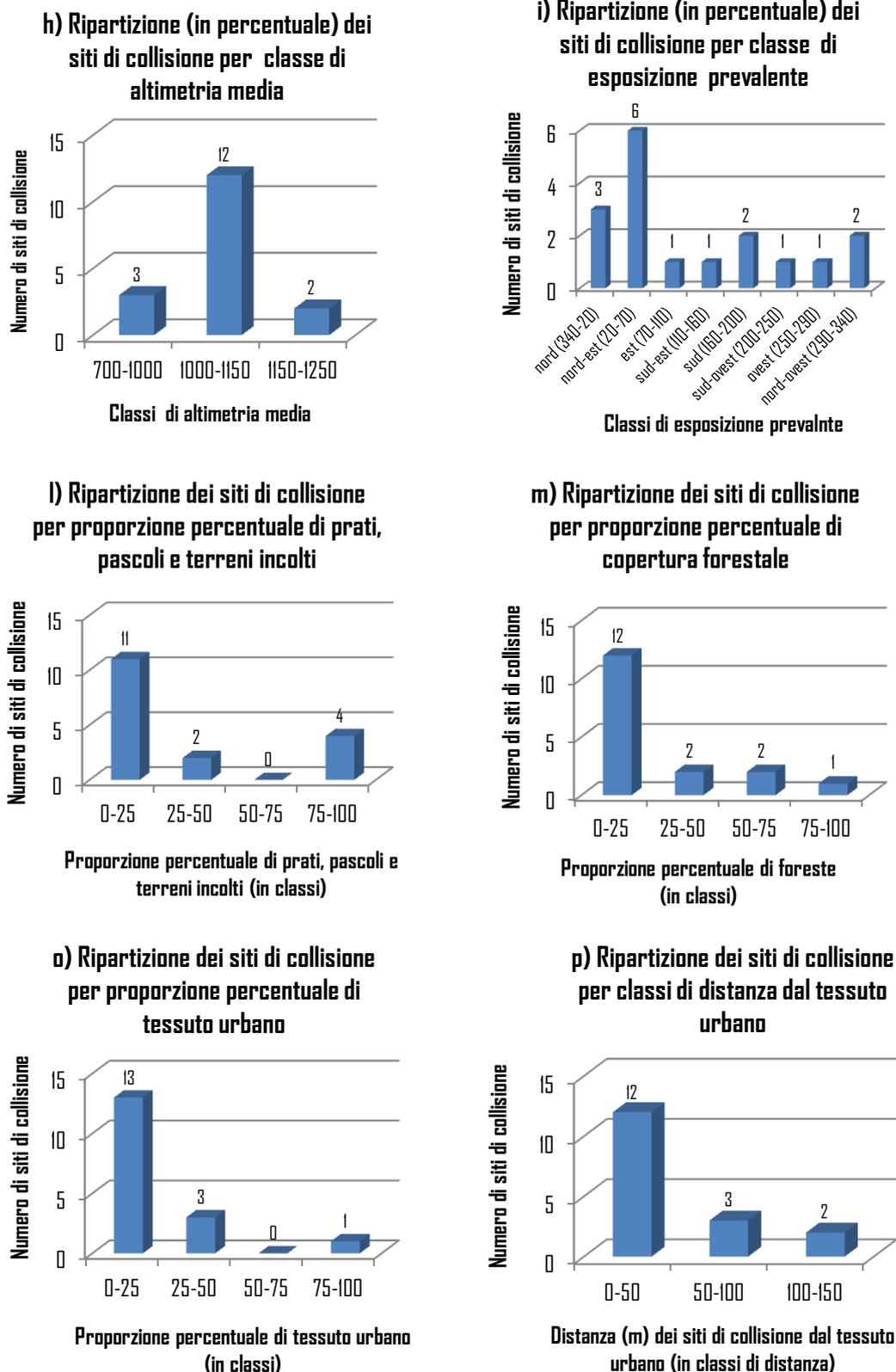
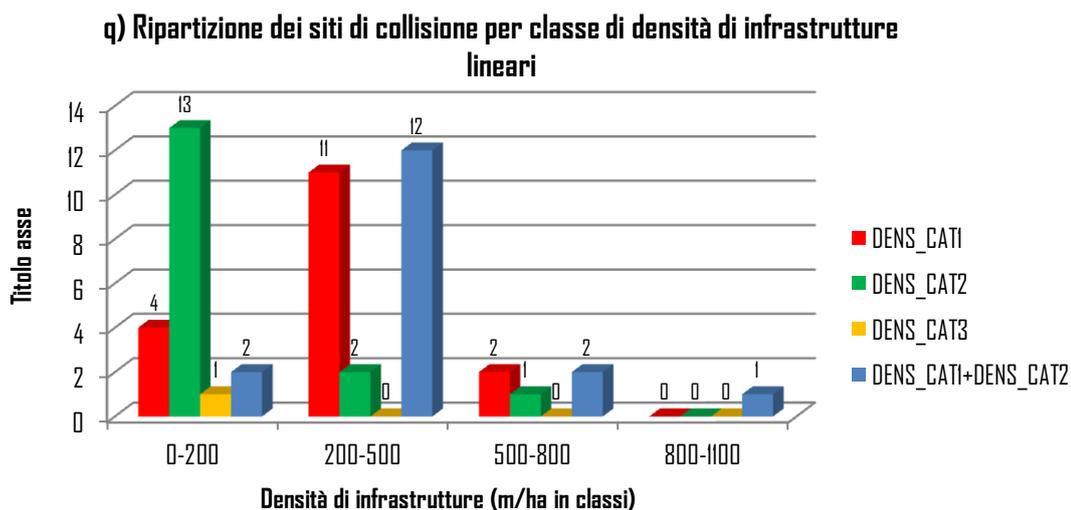


Figura 35 – Grafici relativi ai valori riclassificati delle variabili ambientali nei siti di collisione in cui il lupo è stato coinvolto mortalmente in Alta Valle Susa (riferiti ai quadrati UTM di 25 m di lato).





2.10.2 Hotspots di mortalità del lupo in Alta Valle di Susa

Attraverso il processamento delle localizzazioni dei siti di mortalità del lupo rilevati all'interno dell'area di studio con il metodo della densità di Kernel, sono stati identificati i punti più critici della rete di infrastrutture lineari di fondovalle per la conservazione del lupo.

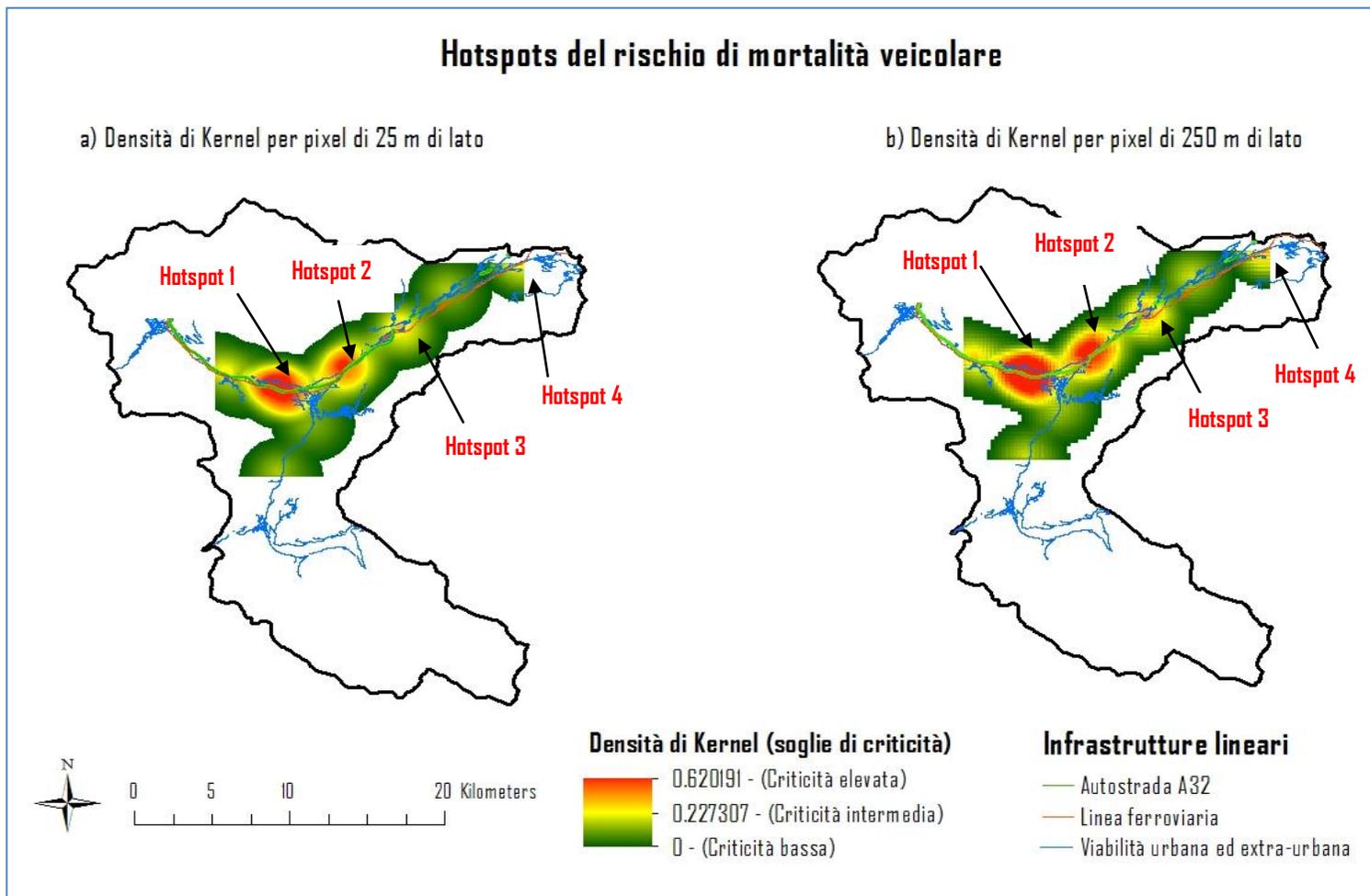
La cartografia di Figura 36 mostra che sono presenti due macroaree altamente critiche, entrambe collocate nel Comune di Oulx che, in modo prioritario necessiterebbero prioritariamente di interventi di mitigazione di questo problema.

Il primo hotspot di rischio è localizzato tra lo svincolo autostradale di Oulx-Est e il tratto a valle di Savoulx.

Il secondo hotspot di rischio è localizzato tra Gad (frazione di Oulx) e S. Romano (frazione di Salbertrand). Questo secondo hotspot di mortalità coincide con la porzione del territorio più pesantemente infrastrutturata anche per la presenza di infrastrutture non lineari e tessuto urbano (Figura 11) che complicano la fruibilità del territorio da parte del lupo e influiscono quindi sulla idoneità ambientale del fondovalle (Figura 31). In quest'area, anche l'autostrada e la Statale 24 sono state interessate da episodi di mortalità accidentale del lupo.

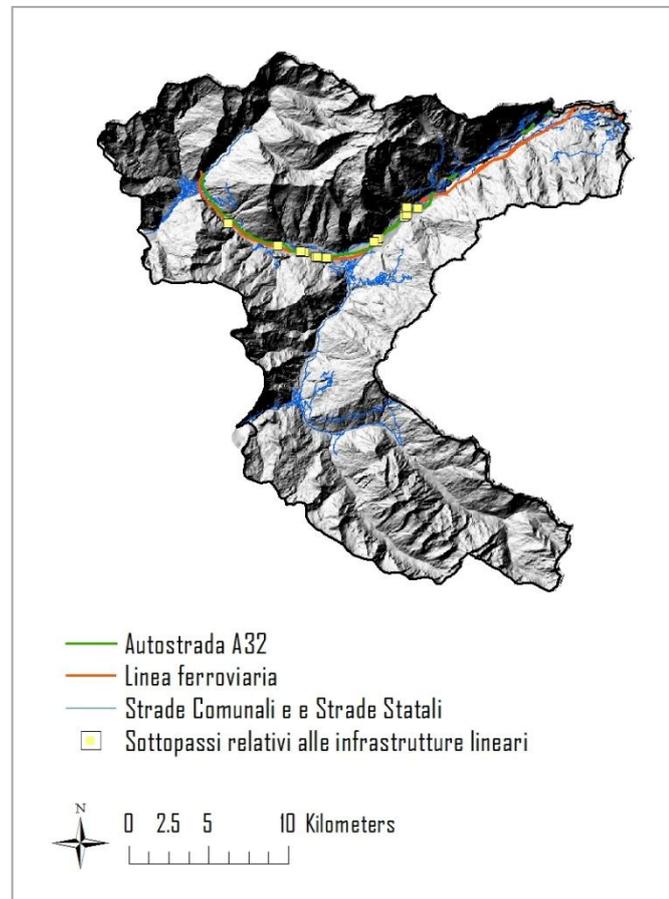
Secondariamente si individua un altro hotspot di mortalità con criticità medio-elevata (Hotspot 3, Figura 36), localizzata nel Comune di Salbertrand, in prossimità della località Serre la Voute, a cui si aggiunge un'altra zona di rischio di mortalità con caratteristiche singolari (Hotspot 4, Figura 36), poiché è localizzata all'interno di uno dei tratti di galleria in prossimità del Comune di Chiomonte, dove sono stati recuperati due lupi investiti dai treni.

Figura 36 - Cartografia delle zone di maggiore criticità (hotspots) per la conservazione del lupo nell'area di studio rispetto al problema della mortalità dovuta al traffico veicolare (Densità di Kernel espressa mediante la simbologia "stretched value").



2.11 Risultati del monitoraggio dei sottopassi delle infrastrutture lineari

Figura 37– Cartografia dei 25 sottopassi monitorati in inverno nell'area di studio nel biennio 2007-2009.



I risultati relativi al monitoraggio dell'utilizzo dei sottopassi da parte del lupo si riferiscono a $n=25$ strutture, selezionate come potenzialmente multifunzione (*sensu* Smith et al. 2015) (Figura 37), poiché progettati per funzioni umane, ma utilizzabili anche da parte di specie di fauna selvatica. Di questi 25 sottopassi $n = 4$ sono stradali, $n = 10$ autostradali e $n = 11$ relativi alla linea ferroviaria. Nei tratti in cui i tracciati delle infrastrutture lineari sono paralleli e disposti in successione (in particolare la linea ferroviaria e l'autostrada), alcuni sottopassi ($n=12$) sono stati costruiti in modo contiguo, determinando 6 potenziali corridoi unici di attraversamento.

Complessivamente sono state spese 59 giornate di lavoro di campo per il controllo dell'utilizzo dei sottopassi. 41 giornate sono state spese nella prima stagione invernale (2007-2008) e 19 in quella successiva (2008-2009).

Nella Tabella 10 si riporta l'elenco dei sottopassi codificati, associati alle relative misure, e al tipo di infrastruttura a cui sono riferiti. Si riporta anche il numero di controlli per sottopasso, al fine di quantificare lo sforzo di monitoraggio.

Tabella 10 – Elenco dei codici dei sottopassi monitorati e relative misure (in metri)¹⁰.

Codice sottopasso	Dimensioni del sottopasso			Infrastruttura	Metodo di monitoraggio	Numero di controlli		
	Altezza	Larghezza	Lunghezza			2007-2008	2008-2009	Totale
63S	4.15	15	9.50	strada statale	<i>Snow-tracking</i>	8	8	16
58A	4.6	6.05	21.7	autostrada	Strisce di sabbia	32 *	14	46
57F	3.55	2.5	9.5	ferrovia	Strisce di sabbia	32 *	14	46
56F	4.15	10	8.6	ferrovia	<i>Snow-tracking</i>	7	9	16
55A	6.5	25	20	autostrada	<i>Snow-tracking</i>	11	9	20
59S	1.9	3	8.5	strada statale	<i>Snow-tracking</i>	7	5	12
43S	8.8	50	8.5	strada statale	<i>Snow-tracking</i>	7	9	16
42F	4.5	55	12.6	ferrovia	<i>Snow-tracking</i>	7	9	16
44A	8.8	115	40	autostrada	<i>Snow-tracking</i>	7	9	16
40A	1.5	1.5	40	autostrada	Strisce di sabbia	31	14	45
36F	1.9	1	15.5	ferrovia	Strisce di sabbia	7	14	21
30A	2	2	50	autostrada	Strisce di sabbia	33 **	14	47
31F	0.8	1	9	autostrada	Strisce di sabbia	32 ***	14	47
26A	2.3	2.7	25	autostrada	Strisce di sabbia	32	14	46
27F	2.4	4	9	ferrovia	Strisce di sabbia	32	14	46
25F	1.7	2	9	ferrovia	Strisce di sabbia	32	14	46
5S	3.50	15.20	9.10	strada statale	<i>Snow-tracking</i>	17	10	27
22A	7.80	30	21.50	autostrada	<i>Snow-tracking</i>	15	10	25
20F	5.70	20	8	ferrovia	<i>Snow-tracking</i>	15	10	25
8F	1.80	1.70	9.40	ferrovia	<i>Snow-tracking</i>	15	10	25
17A	4.50	6.10	26	autostrada	<i>Snow-tracking</i>	15	10	25

¹⁰ * 31 controlli mediante strisce di sabbia + 1 controllo su neve; ** 29 controlli su strisce di sabbia + 4 controlli su neve; *** 30 controlli su strisce di sabbia + 2 controlli su neve.

Codice sottopasso	Dimensioni del sottopasso			Infrastruttura	Metodo di monitoraggio	Numero di controlli		
	Altezza	Larghezza	Lunghezza			2007-2008	2008-2009	Totale
18F	4.00	4.00	9.40	ferrovia	<i>Snow-tracking</i>	15	10	25
28A	0.70	6.10	30	autostrada	<i>Snow-tracking</i>	17	10	27
29F	1	6	8.30	ferrovia	<i>Snow-tracking</i>	16	10	26
64A	4.1	60	20.80	autostrada	<i>Snow-tracking</i>	9	9	18

Nel biennio di monitoraggio dei sottopassi 2007-2009 su 25 sottopassi monitorati sono state individuate 9 strutture utilizzate dal lupo per oltrepassare le infrastrutture lineari di fondovalle. La Tabella 11 e il grafico di Figura 38 mostrano che, nel biennio 2007-2009, il passaggio di uno o più lupi è stato rilevato in 7 sottopassi mediante snow-tracking mentre in 2 mediante strisce di sabbia. Dei 9 sottopassi utilizzati, 5 ricadono nel territorio del branco del Gran Bosco di Salbertrand, mentre gli altri (n=4) in quello del branco di Bardonecchia.

Per questi sottopassi è stata misurata la frequenza di utilizzo attraverso il calcolo di un indice derivante dal rapporto tra il numero di passaggi di lupo rilevati e il numero di controlli effettuati per sottopasso, che è stato definito Indice di Passaggio (IdP_{lupo}) per ciascun sottopasso.

Nella tabella sono elencati i sottopassi in cui è stato rilevato almeno una volta il passaggio di uno o più lupi e i relativi Indici di Passaggio di lupo. Nella prima parte della tabella (a) sono elencati i sottopassi utilizzati e associati al valore dell' IdP_{lupo} calcolato mediante monitoraggio su substrato innevato, mentre nella seconda parte della tabella (b) sono riportati i sottopassi in cui il passaggio dei lupi è stato rilevato mediante l'impiego di strisce di sabbia e i relativi IdP_{lupo} .

In occasione di una sessione di controllo (relativo alla stagione 2007-2008) su strisce di sabbia è stato possibile accertare l'effettivo utilizzo dei sottopassi 57F e 58A, che sono disposti in successione, attraverso il rilevamento di una pista di impronte attribuibili al lupo. L'utilizzo dei sottopassi 57F e 58A è stato precedentemente riscontrato mediante tracciatura su neve anche nell'indagine esplorativa di Avanzinelli et al. 2007.

Tabella 11 – Indici di Passaggio di lupo calcolati per i sottopassi utilizzati dalla specie almeno una volta, in inverno, nel biennio 2007-2009 in Alta Valle Susa: a) tramite controlli su neve; b) tramite controlli si sabbia.

(a)

CONTROLLI SU NEVE

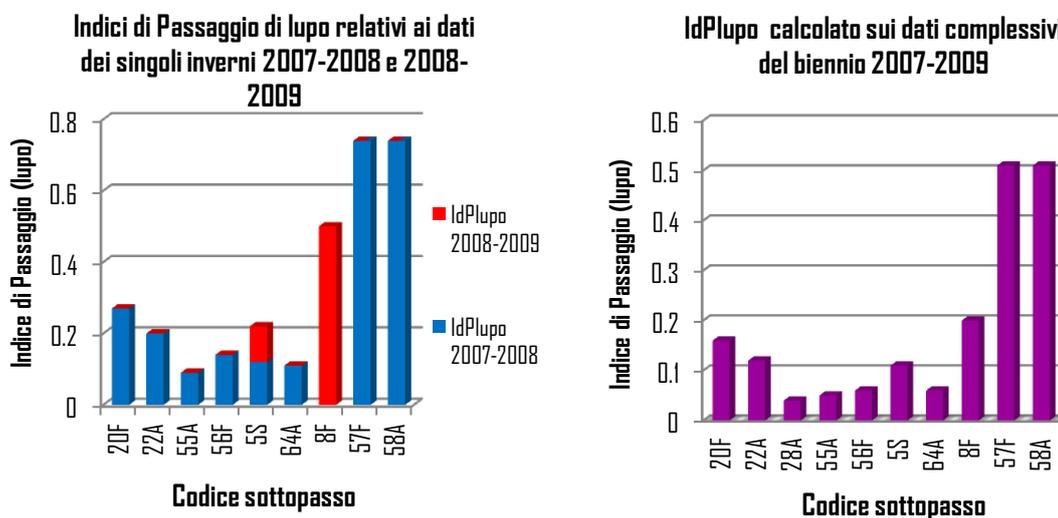
Codice sottopasso	IdP _{lupo} 2007-2008	IdP _{lupo} 2008-2009	IdP _{lupo} Biennio 2007-2009
20F	0.27	0	0.16
22A	0.20	0	0.12
55A	0.09	0	0.05
56F	0.14	0	0.06
5S	0.12	0.1	0.11
64A	0.11	0	0.06
8F	0.00	0.5	0.20

(b)

CONTROLLI SU STRISCE DI SABBIA

Codice sottopasso	IdP _{lupo} 2007-2008	IdP _{lupo} 2008-2009	IdP _{lupo} Biennio 2007-2009
57F	0.74	0	0.51
58A	0.74	0	0.51

Figura 38 - Indici di passaggio di lupo dei sottopassi utilizzati sal lupo, calcolati sui dati dei singoli inverni 200-2008 e 2008-2009 (grafico a sinistra) e sui dati complessivi del biennio di monitoraggio 2007-2009 in Alta Valle Susa (grafico a destra)



I valori dell'IdPlupo relativo al biennio (Tabella 11 e Figura 38, grafico a destra) indicano che l'efficacia di questi sottopassi come strutture per l'attraversamento delle infrastrutture lineari da parte del lupo è complessivamente modesta.

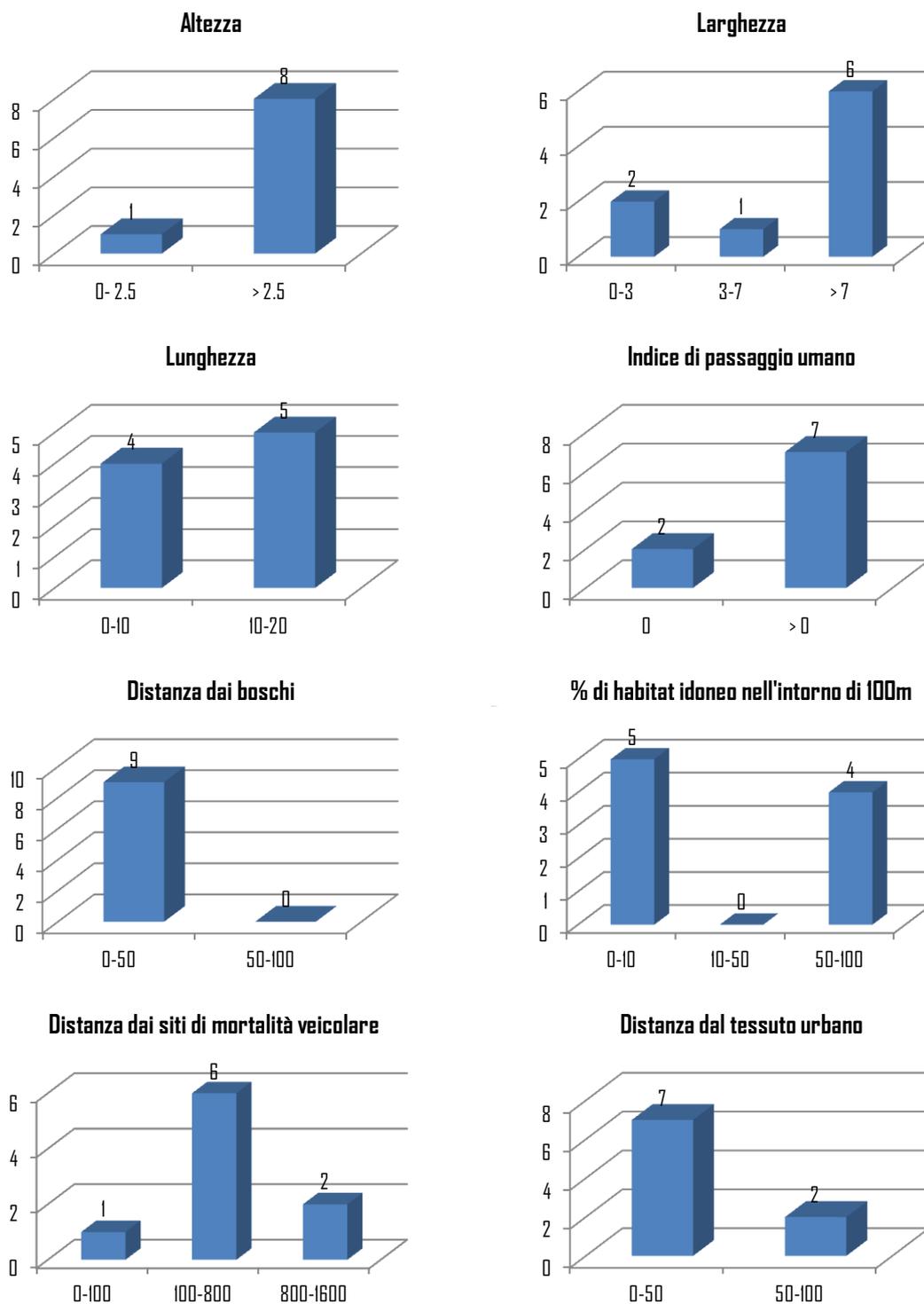
Tra le singole stagioni invernali, sono state riscontrate frequenze di utilizzo diverse. Mentre nella stagione invernale 2007-2008 sono stati utilizzati n=9 sottopassi, durante la seconda stagione invernale 2008-2009 i sottopassi utilizzati almeno una volta dal lupo sono stati n=2, il 5S e l'8F, entrambi ricadenti nel territorio del branco di Bardonecchia.

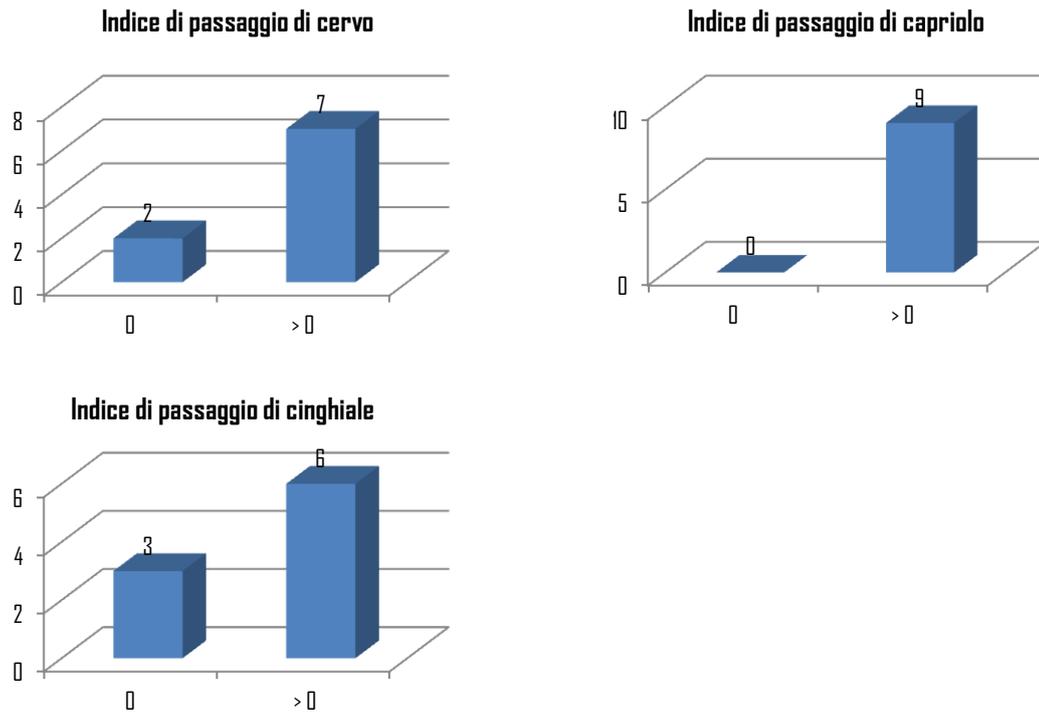
In modo specifico, per quanto riguarda queste due strutture, durante l'attività di *snow-tracking* condotta durante il biennio 2007-2009, in occasione di 2 sessioni di monitoraggio, è stato rilevato che i lupi hanno preferito oltrepassare le infrastrutture lineari, salendo sul terrapieno su cui alloggiavano i binari della linea ferroviaria al di sopra del sottopasso 8F, e attraversando il tratto di strada statale, facilmente accessibile, che sovrasta il ponte relativo alla struttura 5A. Nella stagione invernale 2008-2009 è riscontrabile una frequenza di utilizzo bassa o addirittura nulla dei sottopassi in cui era stato riscontrato l'utilizzo durante l'inverno precedente da parte del lupo (Tabella 11 e Figura 38, grafico a sinistra). L'unica struttura in cui è stato rilevato l'aumento dell'utilizzo da parte del lupo, nella stagione 2008-2009 rispetto all'inverno precedente, è il sottopasso ferroviario 8F.

Tabella 12 – Statistiche descrittive relative alle variabili ambientali caratterizzanti i 9 sottopassi utilizzati dal lupo, in inverno, nel biennio di monitoraggio 2007-2009 in Alta Valle Susa.

Variabili ambientali	Minimum	Maximum	Mean	Std. Deviation
Idplupo	0.05	0.51	0.19	0.18
Altezza	1.80	7.80	4.63	1.79
Larghezza	1.70	60.00	18.93	18.28
Lunghezza	8.00	21.70	14.29	6.40
IdPumano	0.00	0.94	0.31	0.30
% di area idonea	0.00	100	37.44	40.79
Distanza dai Boschi	1.35	37.67	18.03	14.45
Distanza dal tessuto urbano	0.00	84.56	23.00	29.76
Distanza dai siti di mortalità	65.91	1591.58	842.18	475.21
IdPcervo	0.00	0.78	0.31	0.31
IdPcapriolo	0.00	0.41	0.20	0.16
IdPcinghiale	0.00	0.22	0.05	0.07

Figura 39 - Grafici di descrizione di alcune caratteristiche ambientali e strutturali dei sottopassi utilizzati dal lupo in inverno del biennio 2007-2009. Gli istogrammi si riferiscono ai valori delle misure riclassificati.





La Tabella 12 e la Figura 39 mostrano alcune misure relative alle caratteristiche ambientali e strutturali dei sottopassi utilizzati dal lupo. Da un punto di vista strutturale si evidenzia che, in media, i sottopassi utilizzati sono alti 4.5 m, larghi circa 19 m e lunghi meno di 15 m. Ciononostante, è stato rilevato l'utilizzo di strutture leggermente più basse e più strette di 2 m (il sottopasso 8F), ma non sono mai stati utilizzati sottopassi più lunghi di 21 m. La Figura 39 mostra che il lupo ha utilizzato sia i sottopassi caratterizzati da un intorno di habitat idoneo sia da habitat non idoneo, ma localizzati a breve distanza dalle foreste (< 50 m), tollerando anche la forte vicinanza degli insediamenti umani e l'utilizzo delle stesse strutture da parte dell'uomo. Si evidenzia, inoltre, una sostanziale condivisione delle strutture utilizzate dal lupo con quelle utilizzate dagli ungulati selvatici, in particolare con il capriolo. Infine, si può osservare che i sottopassi utilizzati dal lupo, in 7 casi su 9, sono collocati ad una distanza inferiore a 1000 m dai siti di collisione (distanza media = 633.11 ± 267.45 D.S., distanza minima = 65.91 e distanza massima = 854.27). Questo risultato potrebbe sostenere l'ipotesi che esistano dei tratti non casuali del fondovalle che vengono ripetutamente utilizzati dalla specie per oltrepassare le infrastrutture lineari.

2.11.1 Cenni sull'utilizzo dei sottopassi da parte delle altre specie

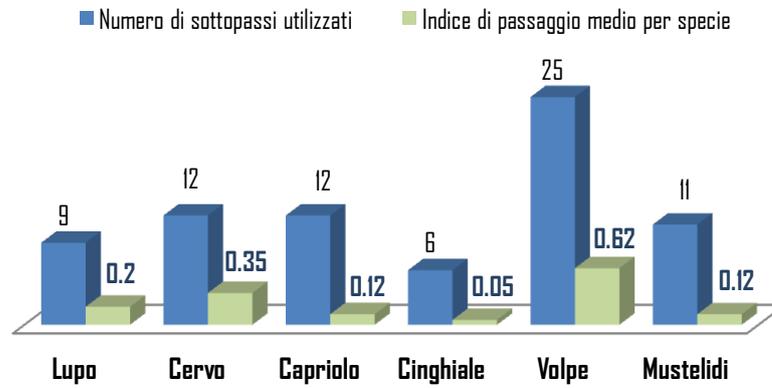
La Figura 40 mostra un istogramma che sintetizza l'entità di utilizzo dei sottopassi monitorati da parte delle specie di cui è stato rilevato il passaggio nelle strutture. In particolare indica il numero di sottopassi utilizzati per specie o per gruppo di specie (barre blu) e l'Indice di Passaggio medio (per ciascuna specie o gruppo di specie) ottenuto calcolando la media degli Indici di Passaggio dei soli sottopassi utilizzati.

Il grafico mostra che la volpe è l'unica specie ad aver utilizzato tutti 25 sottopassi anche in modo frequente, infatti in alcune strutture il passaggio delle volpi è stato rilevato in modo sistematico ($IdP_{volpe} \sim 1$) (si vedano Appendice I e Tabella 10), mentre i mustelidi (senza distinguere le specie *Meles meles*, *Mustela foina*, *Martes martes*) ne hanno utilizzato un numero inferiore ($n=11$), parte dei quali di dimensioni molto esigue.

Diversamente da quanto riscontrato per il lupo, i piccoli carnivori selvatici, in particolare le volpi, hanno tendenzialmente utilizzato un maggior numero di sottopassi, anche quelli di piccole dimensioni, (ovvero con altezze e larghezze comprese tra 1.5 e 1 m) che sono evitati dai lupi ($n=4$).

Per quanto concerne l'uso dei sottopassi da parte gli ungulati selvatici (in particolare *Cervus elaphus* e *Capreolus capreolus*) è possibile osservare, che queste specie hanno utilizzato sottopassi di grandi dimensioni (si vedano Appendice I e Tabella 10) e grandi ponti a più campate sovrastanti ampie zone ripariali (es. i sottopassi 42F, 43S e 44A).

Figura 40 – Utilizzo dei sottopassi da parte di altre specie documentato durante il monitoraggio invernale nel biennio 2007-2009 in Alta Valle Susa. Le barre blu indicano il numero dei sottopassi utilizzati dalle specie o dai gruppi di specie; le barre verdi mostrano il valore dell'Indice di passaggio medio, ottenuto calcolando la media degli indici di passaggio dei soli sottopassi utilizzati dalle singole specie o dai gruppi di specie.



2.12 Integrazione dei principali risultati

Le mappe di Figura 41 e di Figura 42 hanno l'obiettivo di mostrare in una visione d'insieme i principali risultati della presente indagine, con la finalità di evidenziare sinteticamente le principali criticità per la conservazione del lupo in Alta Valle di Susa, ma anche i possibili punti forza del territorio, da cui partire per predisporre alcune misure di mitigazione del problema della mortalità accidentale, dovuta collisioni con veicoli, rilevata per questa specie nell'area di studio.

- La proporzione di habitat idoneo per il lupo, in inverno, è polarizzata in prossimità del fondovalle, infatti l'altitudine è il principale fattore che potrebbe limitare la distribuzione della specie durante questa stagione: i lupi tendono a frequentare i siti collocati a quote medie (1100-1300 m s.l.m), che dai modelli selezionati risultano essere le aree più idonee nel periodo invernale.
- Sono state individuate 2 macroaree caratterizzate da alto rischio di mortalità per il lupo dovuta a collisioni con autoveicoli e treni e 2 zone minori caratterizzate da rischio intermedio, per un totale di 4 hotspots di mortalità, che sono rappresentati in Figura 42 e in Figura 41 dalle linee viola che, corrispondono a valori di densità di Kernel intermedi (~ 0.25) - il valore di rischio aumenta procedendo verso l'interno degli hotspots. Queste carte evidenziano l'estensione di habitat idoneo all'interno degli hotspots di mortalità, caratteristica particolarmente ben visibile all'interno dell'hotspot 1 nella cartografia di Figura 42.
- Dei sottopassi monitorati nell'area di studio è stato rilevato un modesto utilizzo da parte del lupo in 9 strutture, due delle quali sono adiacenti e disposti in successione e localizzate all'interno dell'hotspot 1 di mortalità (22F e il 20A), mentre un altro sottopasso (1'8F) si trova a monte di questa zona critica ma a breve distanza. Altre 5 strutture utilizzate (57A, 58F, 55A, 56F e 64A) sono collocate nelle vicinanze delle zone di rischio 2 e 3. Il sottopasso 5S si trova a valle di Bardonecchia e a maggiore distanza dalle zone più critiche.
- La mappa di Figura 42, data dalla sovrapposizione delle informazioni relative all'idoneità ambientale, ai sottopassi utilizzati e alle zone critiche per la mortalità, lascia ipotizzare che la specie utilizzi dei di pattern non casuali per l'attraversamento delle infrastrutture lineari. Alcuni di questi probabili corridoi sono localizzati all'interno dell'hotspot di mortalità 1 (in particolare in corrispondenza dell'area compresa tra Savoulx e la zona del Lago Borello a Oulx), all'interno dell'hotspot di mortalità 2 (in particolare nella zona compresa tra Località Pont Ventoux e la frazione di Salbertrand, S. Romano) e nell'hotspot di mortalità

3 (zona Serre la Voute). Probabilmente, anche l'intorno della Località Pres des Blanc e della Frazione Oulme, siti rispettivamente a monte dell'hotspots 1 e a valle dell'hotspot, 2 costituiscono importanti corridoi di attraversamento.

Figura 41 – Quadro di sintesi dei risultati elaborati con risoluzione a 250 m per l'area di studio. Il layer di base è la mappa di idoneità ambientale per il lupo riferita alla stagione invernale in Alta Valle di Susa; in viola scuro è delimitato il confine esterno degli hotspot di mortalità, convenzionalmente rappresentati dalle zone con densità di Kernel a rischio intermedio (pari a ~ 0.25); i triangoli neri rappresentano i siti dei sottopassi utilizzati dal lupo (monitorati durante il biennio 2007-2009) e sono tematizzati sulla base dei valori degli Indici di Passaggio.

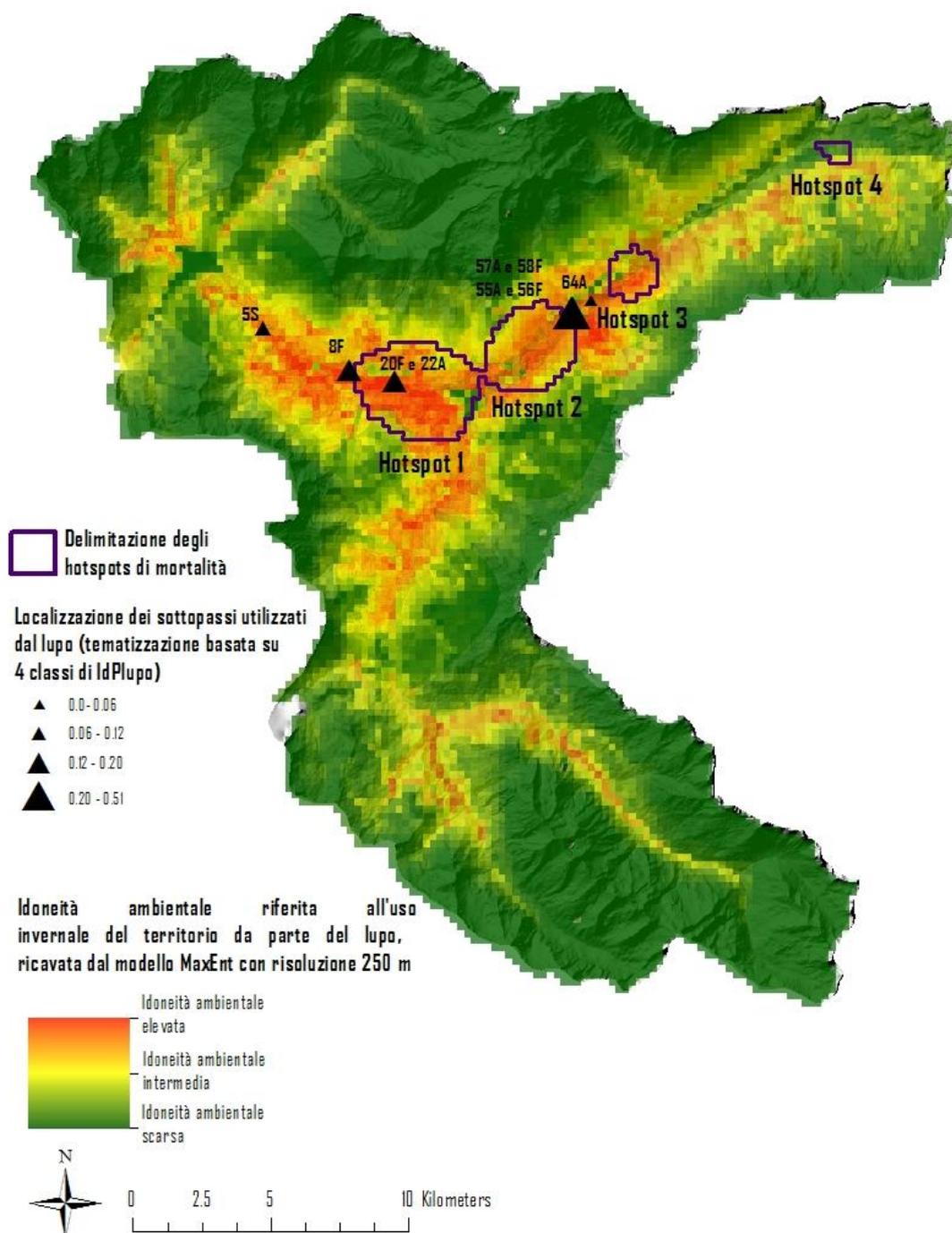
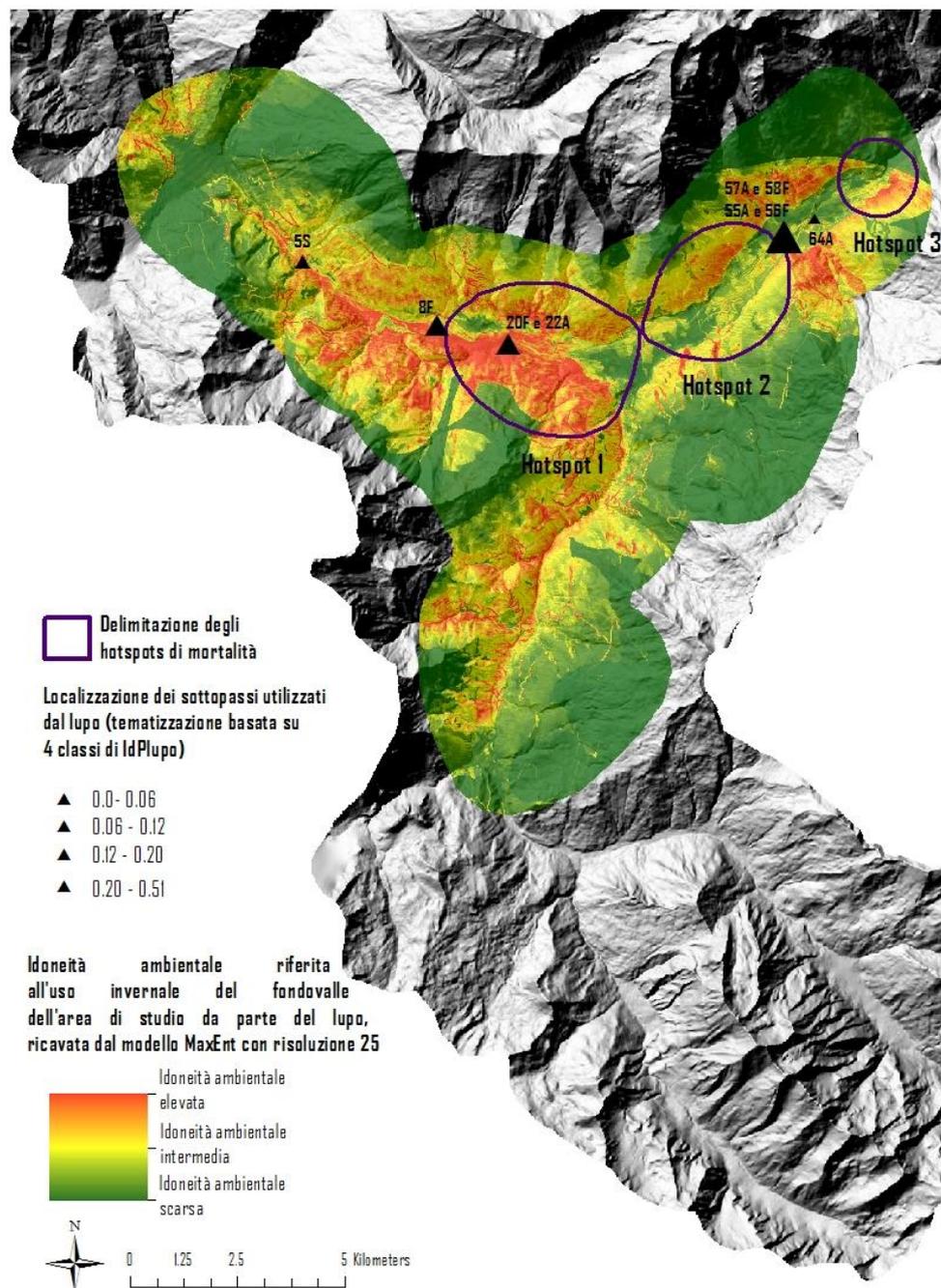


Figura 42 - Quadro di sintesi dei risultati elaborati a scala dettagliata (risoluzione a 25m) e riferita al solo fondovalle dell'Alta Valle di Susa¹¹. Il layer di base è la mappa di idoneità ambientale del fondovalle per il lupo, durante la stagione invernale; in viola scuro è delimitato il confine esterno degli hotspot di mortalità, convenzionalmente rappresentati dalle zone con densità di Kernel a rischio intermedio (pari a ~0.25); i triangoli neri rappresentano i siti dei sottopassi utilizzati dal lupo (monitorati durante il biennio 2007-2009) e sono tematizzati sulla base dei valori degli Indici di Passaggio.



¹¹ L'hotspot di mortalità 4 non è rappresentato in questa mappa, poiché la restituzione cartografica del modello di idoneità ambientale riferita solo fondovalle non comprende la parte marginale est dell'area di studio.

5. DISCUSSIONE

Vari studi ecologici condotti ad ampia scala spaziale (es. a scala regionale) affermano che il lupo è una specie generalista che, preferenzialmente, stabilisce i suoi territori in aree caratterizzate da abbondanza di prede e basse densità umane (Mladenoff et al. 1995; Mech e Boitani 2003; Oakleaf et al. 2006). E' stato anche dimostrato che il lupo può adattarsi a condizioni ecologiche marginali o degradate, sopravvivendo in contesti geografici caratterizzati da elevata frammentazione ecologica e densamente popolati (Boitani 1982; Vila et al. 1993). In Italia, in modo particolare, la presenza dell'uomo è probabilmente il fattore più importante che influenza la distribuzione del lupo, dato che l'impatto umano sull'ambiente è sostanziale (Boitani 1982).

I modelli spaziali di idoneità ambientale per il lupo ottenuti in questo studio per l'Alta Valle di Susa si riferiscono alla sola stagione invernale e sono stati elaborati a 2 scale (la prima a risoluzione di 250 m e la seconda di 25 m, restringendo l'area di analisi al solo fondovalle). In entrambe le rappresentazioni, i risultati evidenziano, in primo luogo, che l'altitudine costituisce il principale fattore limitante nella distribuzione delle aree idonee. L'altitudine media rappresenta anche la variabile che, più delle altre, contribuisce in modo rilevante al modello ad entrambe le scale di rappresentazione.

Su un gradiente altitudinale compreso tra i 600 m s.l.m e i 3500 m s.l.m, le altitudini più idonee in inverno, sono quelle comprese tra i 1000 m s.l.m e i 1300 m s.l.m. E' probabile che le quote inferiori ai 1000 m non siano, di per sé, meno idonee, ma piuttosto corrispondano alle zone dell'area di studio dove è presente un tessuto urbano più fitto e continuo ed è maggiore la presenza umana (ad esempio in corrispondenza della parte più periferica dell'abitato di Susa, di Chiomonte e di Gravere). La scarsa idoneità delle quote maggiori va ricondotta sia al fatto che in questi siti l'altezza della neve rende difficoltosi i movimenti dei lupi rispetto a quote inferiori, dove è minore l'accumulo di neve (Paquet et al. 1996; Ciucci et al. 2003; Arjo e Pletscher 2004; Oakleaf et al. 2006; Whittington et al. 2011) sia alla maggiore difficoltà di campionare aree a quote elevate che in inverno non sono sempre accessibili. In ogni modo in inverno, la proporzione di habitat più idoneo alla presenza della specie, è polarizzata in prossimità del fondovalle, dove per l'altro, è maggiore la probabilità di incontro con le specie preda (Whittington et al. 2011). Infatti, secondo Fuller (1991) le attività invernali dei lupi, dai pattern di movimento al comportamento alimentare ecc. sono fortemente influenzati dai cambiamenti indotti dall'altezza della neve sulla distribuzione e sulla mobilità dei cervidi.

In secondo luogo, i risultati dei modelli di distribuzione evidenziano che i siti localizzati nelle vicinanze delle piste da sci (0-1000 m) sono meno idonee rispetto a quelle collocate a distanze maggiori. Questo fenomeno è particolarmente evidente nelle restituzioni del modello riferito al solo fondovalle, dove questa variabile assume una discreta importanza (39.4%) (Tabella 9) e, insieme all'altitudine media, rappresenta la variabile maggiormente informativa del modello ottenuto con questa risoluzione (Figura 30). Nel modello MaxEnt realizzato sulla base del reticolo di quadrati UTM di 250 m di lato, l'idoneità ambientale per il lupo è meno influenzata da questa variabile, con un'importanza del 13,7% (Tabella 7). Questo risultato farebbe ipotizzare che il lupo tende ad evitare zone molto vicine alle aree sciabili, in quanto habitat chiaramente associato alla presenza umana e alla elevata probabilità di incontrare l'uomo, e che il modello a scala affinata risulti maggiormente sensibile a questo fenomeno rispetto al modello ricavato alla scala dei 250 m. Tuttavia va tenuto in considerazione che, sulle piste da sci, la neve viene giornalmente spianata e battuta dai mezzi cingolati a servizio della gestione degli impianti (gatti delle nevi), ma anche da sciatori che spesso abbandonano il margine delle aree sciabili percorrendo alcuni tratti fuori pista, nelle vicinanze degli impianti di risalita. Questi fattori potrebbero aver ridotto le possibilità di reperire sul campo tracciate di lupi e di altri segni, con il conseguente reperimento di una minore quantità di dati di presenza.

Per quanto riguarda altre caratteristiche morfologiche del territorio, la letteratura di riferimento riporta che i lupi (oltre alle zone meno elevate) preferiscono pendenze moderate e versanti esposti a sud, sud-ovest e nord-ovest (Paquet et al. 1996; Ciucci et al. 2003; Arjo e Pletscher 2004; Whittington et al. 2005; Oakleaf et al. 2006; Whittington et al. 2011), infatti i versanti meglio esposti al sole sono generalmente caratterizzati da minori accumuli, e il tempo in cui la neve rimane al suolo ed è inferiore (Telfer e Kelsall 1984; Huggard 1993).

In accordo con gli autori sopracitati, anche in questo studio è emersa una maggiore idoneità dei versanti meno acclivi, in particolare compresi tra gli 0° e i 25°, ciononostante la pendenza pare contribuire scarsamente a spiegare sia il modello con risoluzione a 250 m sia quello derivato a scala di dettaglio per il solo fondovalle.

Invece, per quanto riguarda l'esposizione, diversamente da quanto rilevato dagli autori sopracitati, nel presente caso studio emerge una maggiore idoneità per i versanti con esposizione a nord, nord-est, est, rispetto ai versanti esposti ovest e a nord-ovest. Ciononostante, questa variabile assume un'importanza moderata (9,6%) nel modello alla

scala di dettaglio per il solo fondovalle (Tabella 9), mentre il fenomeno è meno evidente nel modello a scala maggiore (Tabella 7). Questo risultato, potrebbe corroborare l'ipotesi che la presenza delle aree sciabili - tutte caratterizzate da esposizioni nord-ovest e ovest - diminuisca, in parte, l'idoneità di questi versanti nell'area di studio. Inoltre, va tenuto in considerazione che, sebbene il monitoraggio sia stato organizzato in modo omogeneo in tutta l'area di studio, la permanenza della neve nei versanti esposti a nord e a est, maggiore rispetto agli altri versanti, facilita e aumenta la probabilità di reperire segni di presenza del predatore.

Per quanto riguarda la copertura del suolo, la proporzione percentuale di foreste e la relativa distanza sono, in inverno, fattori di modesta importanza nel modello di idoneità ambientale ottenuto con risoluzione di 250 m. Da un punto di vista quantitativo, il peso di queste due variabili sui risultati del modello è complessivamente limitato rispetto ad altre variabili con un ruolo egemone come l'altitudine media e la distanza dalle aree sciabili (Tabella 7). Nella restituzione relativa al solo fondovalle, l'importanza dei boschi (in termini di percentuale di copertura e relativa distanza) è ancora più limitata (Tabella 9). Cionostante i grafici *response curve* di entrambi i modelli indicano che le foreste sono habitat affini al lupo, come riscontrato in altre ricerche, poiché forniscono risorse alimentari e zone di rifugio (Mladenoff et al. 1995; Massolo e Meriggi 1998; Mladenoff e Sickley 1998; Salvatori et al. 2002; Jedrzejewski et al. 2004; Gehring e Potter 2005; Potvin et al. 2005; Karlsson et al. 2007).

Nel presente caso studio, entrambi i modelli spaziali di idoneità ambientale, non risentono in modo significativo dell'effetto anche di altre categorie di copertura del suolo come la percentuale gli ambienti aperti caratterizzati da copertura erbacea (prati e pascoli ad esempio) e la percentuale di ambienti aperti e rocciosi (Tabella 7 e Tabella 9). In modo più specifico, mentre prati e pascoli rappresentano un habitat sostanzialmente neutro per il predatore, gli ambienti rocciosi sono tollerati se presenti nei siti con percentuali moderate (cioè circa il 50% dell'area delle celle). Quando la proporzione di habitat roccioso è dominante o totale, il sito diventa una superficie di resistenza rispetto alla idoneità per la specie (si vedano Figura 24 e Figura 29).

Questi risultati sono in accordo con le ricerche di Fuller (1995), Mech (1995), Eggermann et al.(2011), secondo i quali le tipologie di Land Cover non influenzano in modo altamente significativo l'idoneità ambientale del territorio. Secondo questi autori, infatti il lupo è una specie generalista per quello che riguarda le esigenze ecologiche legate agli habitat e può

sopravvivere ovunque trovi sufficienti risorse alimentari e non venga ucciso dall'uomo (Peterson 1988; Mech 1995).

Rispetto alla presenza degli insediamenti, in questo caso studio emerge che il lupo è in grado di tollerare siti caratterizzati da percentuali medio-alte di tessuto urbano (anche l'80% nel modello con risoluzione di 25 m e il 40-50% nel modello a 250 m) (Figura 29 e Figura 24): l'idoneità per la specie non è influenzata in modo significativo dalla presenza di centri abitati, soprattutto nella rappresentazione alla scala dei 250 m. È emerso, inoltre, che la specie sembra essere abituata ai siti prossimi al tessuto urbano (0-1000 m). La distanza dal tessuto urbano assume una modesta importanza nel modello a scala molto affinata e riferita al solo fondovalle nel periodo invernale, mentre la sua influenza è decisamente inferiore nel modello ottenuto alla scala di minore dettaglio, sempre in riferimento al solo periodo invernale. L'idoneità dei siti vicini agli insediamenti va ricondotta al fatto che essi sorgono dove l'habitat è ecologicamente adatto per il lupo soprattutto in inverno (Figura 26 e Figura 31), mentre le zone più lontane dai centri abitati sono quelle ad alta quota. Al contrario, in Svizzera e in Spagna è stato riscontrato che le aree urbane vengono evitate dai lupi in modo indiretto, attraverso la selezione di habitat siti ad alta quota, dove è minore la probabilità di incontrare l'uomo (Glenz et al. 2001; Grilo et al. 2002), mentre in Portogallo le zone caratterizzate dalla presenza umana sono generalmente evitate (Eggermann et al. 2011). La confidenza dei lupi verso gli insediamenti è stata riscontrata in diversi contesti, soprattutto dove la specie è adattata alla presenza umana, come avviene in varie parti d'Europa (Fritts et al. 2003). Per esempio, vari studi condotti in Italia hanno dimostrato che la specie evita gli insediamenti nelle ore diurne, ma non in quelle notturne per minimizzare il contatto con l'uomo (Zimen e Boitani 1979; Boitani 1982, Ciucci et al 1997). Un fenomeno simile è stato documentato anche in Romania (Promberger et al. 1997) e in Polonia (Theuerkauf et al. 2003a). Non si esclude che anche in Alta Valle di Susa, nel periodo invernale, il processo di adattamento alle condizioni locali abbia determinato una parziale segregazione temporale delle attività del predatore rispetto a quelle umane, ad esempio evitando di frequentare il fondovalle durante le ore diurne.

Le infrastrutture lineari sono un elemento integrante nel mosaico di ambienti che caratterizza il paesaggio ecologico dell'Alta Valle di Susa. Le strade sono un elemento antropogenico difficilmente comparabile con qualunque altro habitat naturale: sono lineari, privi di copertura vegetale, dal substrato rigido e, connettendosi con altre infrastrutture

lineari formano un network responsabile del fenomeno della frammentazione (Zimmermann et al. 2014).

Nel caso della presente indagine la risposta spaziale del lupo rispetto alla presenza delle infrastrutture lineari di categoria 1 (strade statali e/o strade sempre aperte al traffico veicolare in inverno + linea ferroviaria) e di categoria 2 (Autostrada A32) è molto differente rispetto a quella verso le infrastrutture di categoria 3 (piste forestali o strade chiuse al traffico veicolare in inverno). Le restituzioni dei modelli elaborati ad entrambe le scale di risoluzione indicano che le strade principali, la linea ferroviaria e l'autostrada condizionano in modo quasi trascurabile il grado di idoneità dell'habitat, quindi sembra che questi elementi antropogenici siano percepiti dai lupi come elementi neutri del paesaggio ecologico. In questo contesto è emerso che i lupi possono tollerare densità di infrastrutture molto elevate, e pari a circa 8-12 km/kmq¹², evidenziando una situazione piuttosto singolare se confrontata con altri casi studio. Alcuni autori hanno dimostrato che la presenza di uno sviluppo di infrastrutture viarie può costituire un fattore limitante alla presenza dei lupi, i quali preferiscono stabilirsi in territori privi di strade ed evitando i territori caratterizzati da una densità di strade più alta di 0,6 km/km² (Thiel 1985; Mech 1989) o di 0,45 km/km² (Mladenoff et al. 1995). In altri casi studio, analogamente a quanto rilevato per l'Alta Valle di Susa, è emerso che i lupi possono frequentare aree vicino a strade, linee ferroviarie poiché tali elementi aumentano la velocità e la facilità dei movimenti durante le perlustrazioni (Thurber et al 1994; Musiani et al. 1998; James e Stuart-Smith 2000, Callaghan 2002; Whittington et al 2005, Gurarie et al. 2011), facilitando il pattugliamento del territorio e distinguendo più facilmente gli elementi su cui effettuare le marcature odorose (Zub et al. 2003; Barja et al. 2004).

In particolare, i modelli spaziali di idoneità ambientale riferiti alla stagione invernale sembrano evidenziare che il lupo non mostri alcuna sensibilità o riluttanza verso i siti in cui è più alta la densità autostradale, ma al contrario, nelle analisi condotte alla scala a risoluzione minore, emerge quasi una polarizzazione delle presenze dove la densità autostradale è maggiore. La spiegazione più plausibile di questo fenomeno potrebbe risiedere nel fatto che il tracciato dell'autostrada, avendo uno sviluppo concentrato lungo la maggior parte del fondovalle dell'area di studio, intercetta e attraversa buona parte dei siti più idonei rispetto all'ecologia del lupo. Cionostante va tenuto conto che, mentre le porzioni dell'autostrada che si sviluppano su viadotto sono sostanzialmente permeabili da un punto di vista ecologico, quelle edificate a ridosso del versante complicano/riducono le

¹² La densità è stata calcolata nelle elaborazioni in metri lineari per ettaro, ma poter confrontare i risultati con la letteratura di riferimento i valori di densità massima sono stati convertiti in km/km²

possibilità ai lupi di fruire di siti di bassa quota collocati sul versante sinistro della Dora Riparia.

Le piste forestali e le strade non asfaltate e chiuse al traffico veicolare sono percepite dai lupi come elementi spaziali vantaggiosi (Musiani et al. 1998; James 1999; Whittington et al. 2005; Eriksen et al. 2009; Gurarie et al. 2011), dunque utilizzati con frequenza perché, come precedentemente accennato, rendono più agevoli gli spostamenti e la marcatura odorosa, aumentando la probabilità di incontro con le specie preda (Zub et al. 2003; Barja et al. 2004; Whittington et al. 2011).

La percezione di neutralità verso le principali infrastrutture lineari da parte del lupo potrebbe essere alla base dell'elevato numero di episodi di mortalità che ha coinvolto accidentalmente il lupo. D'altro canto, la presenza di una ricca e densa comunità di ungulati selvatici potrebbe aver compensato una condizione territoriale di svantaggio, sbilanciando il rapporto rischi/benefici in favore dei benefici. In varie ricerche è stato dimostrato che la tolleranza del lupo verso contesti dominati dalla presenza umana è determinata dalla disponibilità di cibo e dal rischio di mortalità (Fuller 1989; Mech 1995; Mladenoff et al. 1995; Massolo e Meriggi, 1998; Fritts et al. 2003; Jedrzejewski et al. 2008; Musiani et al. 2010). Infatti in landscapes dominati dall'uomo la presenza e la persistenza dei grandi carnivori sembra essere modulata da forti interazioni tra fattori che influenzano i tassi riproduttivi, come la disponibilità di cibo (Fuller e Sievert 2001; Basille et al 2009) e fattori che condizionano la sopravvivenza, come la pressione umana sul predatore (Woodroffe e Ginsberg 1998).

I modelli spaziali di idoneità ambientale realizzati in questa ricerca potrebbero risentire del fenomeno dell'autocorrelazione dei dati di presenza: il modello con risoluzione dettagliata al solo fondovalle è più sensibile probabilmente rispetto a questo fattore (Figura 27) mentre il modello ottenuto per l'intera area di studio (risoluzione a 250 m) pare non esserne affetto in modo significativo (Figura 22). Nonostante i limiti accettabili di queste rappresentazioni, in particolare per la porzione di territorio ad altitudini superiori, dove l'output del modello potrebbe essere più approssimato a causa del campionamento più difficoltoso in inverno, entrambe le mappe di idoneità ambientale realizzate in questa indagine forniscono uno strumento di base utile, sia per definire una strategia di gestione territoriale, rispetto al fondovalle, finalizzata alla conservazione del lupo, sia per sviluppare future analisi più specifiche e accurate per approfondire il fenomeno a livello locale.

Le strade sono causa diretta di perdita di habitat, frammentazione, disturbo e mortalità della fauna selvatica (Liu et al. 2014). Molti mammiferi carnivori sono particolarmente vulnerabili rispetto agli effetti dell'espansione dei network stradali, soprattutto in relazione alla mortalità accidentale, alla riduzione e frammentazione degli home ranges (Cardillo et al. 2004). Vari carnivori (es. orsi grizzly, linci iberiche e lupi) sono particolarmente sensibili rispetto alla frammentazione causata dalle strade e al disturbo umano, dato che hanno tipicamente ampi home ranges, basse densità di popolazione, bassi tassi riproduttivi e comportamento territoriale (Grilo et al. 2015).

Questa analisi ha messo in evidenza una certa tolleranza del lupo, nel periodo invernale, verso gli elementi antropogenici e verso le alterazioni indotte dall'uomo all'ambiente montano in Alta Valle di Susa. D'altro canto però, la forte antropizzazione e soprattutto la fitta presenza di infrastrutture lineari esercita un sostanziale pressione sulla specie, che si esprime in una elevatissima mortalità del lupo dovuta a collisioni con veicoli e treni lungo le infrastrutture lineari più importanti dell'area (Marucco et al. 2010, Avanzinelli e Marucco 2017). Come riportato in Marucco et al. 2010, gli episodi di mortalità legata al traffico veicolare hanno coinvolto principalmente i lupi appartenenti ai due branchi stabilmente insediati nell'area, ed in particolare giovani lupi di età inferiore ai 2 anni, sebbene siano stati anche recuperati alcuni cadaveri di lupi adulti e riproduttori (Marucco et al 2010). In altri studi è stato riscontrato che sono i giovani individui in dispersione quelli maggiormente vulnerabili rispetto alla mortalità dovuta a incidenti stradali (Fuller 1989; Pletscher 1997, Mech e Boitani 2003).

Le infrastrutture lineari in Alta Valle di Susa seguono la morfologia del fondovalle e dei suoi elementi paesaggistici, lungo tracciati paralleli che aumentano la densità infrastrutturale e la frammentazione dell'habitat; infatti, la configurazione spaziale del fondovalle obbliga la fauna selvatica ad oltrepassare le infrastrutture lineari in successione per raggiungere il versante opposto. In alcune ricerche è stato dimostrato che poche strade con elevato volume di traffico hanno un impatto significativamente inferiore rispetto ad un network stradale caratterizzato da elevata densità di infrastrutture lineari e bassi volumi di traffico (Jaeger et al. 2006; Rhodes et al. 2014).

In questo caso studio, l'analisi descrittiva dei siti di collisione non consente di stabilire in termini quantitativi quali caratteristiche ambientali dei siti di collisione potrebbero condizionare il fenomeno della mortalità accidentale dovuta al traffico veicolare, tuttavia è stato riscontrato che tali siti sono per lo più caratterizzati da percentuali di habitat forestale o di prato-pascoli modeste (0-25%), e localizzati a brevi distanze dagli insediamenti (0-100

m). Questi risultati confermano la tolleranza del lupo verso habitat non naturali nell'area di studio, già rilevata nei modelli spaziali di idoneità ambientale per la specie riefriti al periodo invernale. Clewenger e Waltho (2000), in Canada, hanno invece rilevato che i carnivori (lupo, orso e puma) utilizzano punti di attraversamento delle strade lontani dagli elementi antropogenici e con scarso disturbo umano; invece Blanco et al. (2005), in Spagna, hanno constatato che i lupi possono attraversare le strade ad una distanza dagli insediamenti inferiore a 200 m.

La maggior parte degli episodi di mortalità si è verificata dove la densità delle infrastrutture lineari principali è alta o medio-alta, cioè con valori di densità sono compresi tra 5 e 12 km/km² (ovvero tra 200 e 500 m/ha nei quadrati di 25 m e comprese tra i 100 e i 150 m/ha nei siti di collisione di 250 m, si vedano Figura 24 e Figura 29), cioè in siti caratterizzati dalla compresenza di più di un solo tipo di infrastruttura lineare principale. Questo dato sottolinea come la necessità degli individui di oltrepassare in successione più tipologie di strade aumenti la probabilità di collisione con veicoli in transito (Fritts et al. 2003).

I dati di mortalità indicano che le infrastrutture permeabili dell'area di studio, cioè le strade statali e la linea ferroviaria, sono quelle in cui si è verificato il maggior numero di collisioni che hanno coinvolto il lupo (n=14) (Marucco 2010 e 2012). Come precedentemente evidenziato, queste due tipologie di vie di comunicazione (trattate nelle analisi come unica categoria di infrastrutture), sono permeabili all'accesso della fauna selvatica per gran parte dei tracciati e vengono comunemente utilizzate per ispezionare in modo più agevole il territorio, quando altrove, l'altezza della neve rende più difficoltosi i movimenti, come dimostrato in numerosi studi (Musiani et al. 1998; James 1999; Whittington et al. 2005; Eriksen et al. 2009; Gurarie et al. 2011). L'autostrada, invece, sembra esercitare una pressione differente sulla sopravvivenza del lupo: gli episodi di mortalità verificatisi lungo questa infrastruttura sono 3, e sono riconducibili alla presenza di varchi nelle recinzioni o di cancelli di servizio accidentalmente aperti. L'autostrada è infatti un'infrastruttura sostanzialmente impermeabile per la presenza di muri e recinzioni, dunque, potrebbe comportarsi come una barriera ecologica ai movimenti del lupo (e più in generale di tutta la teriofauna) per parte del tracciato, ad eccezione dei tratti costruiti su viadotto e su ponte e in galleria.

Dal processamento dei dati di mortalità attraverso il metodo della densità di Kernel sono state identificate alcune zone a maggiore rischio di mortalità dovuta al traffico veicolare, due delle quali sono costituite da macroaree altamente critiche, entrambe collocate nel

Comune di Oulx, in cui il rischio di mortalità per il lupo è sensibilmente superiore rispetto ad altre zone. A questi due hotspots di mortalità si aggiungono altre due zone a rischio intermedio. Le prime due macrozone sono probabilmente quelle che, in modo prioritario necessiterebbero la pianificazione di interventi di mitigazione basati su criteri specie-specifici e sito specifici. Queste due zone inglobano ampie aree di habitat più idoneo (Figura 42) che incentivano il passaggio dei lupi, ma di contro il rischio di collisione con veicoli è elevato per la presenza di infrastrutture lineari ad alta percorrenza.

La prima macroarea di rischio, localizzata tra il tratto a valle di Savoulx e lo svincolo autostradale di Oulx-Est (Hotspot 1), è costituita da ampie patches di habitat vocato alla presenza della specie, ma è frammentato dalla configurazione spaziale della linea ferroviaria, priva di recinzioni, dall'autostrada ad essa contigua, non accessibile, né ecologicamente permeabile allo stato attuale; a queste infrastrutture lineari si aggiunge la Strada Statale 335, che si snoda su un tracciato quasi parallelo e non distante. L'estrema vicinanza dell'autostrada, probabilmente acutizza la pericolosità della ferrovia in questo tratto, infatti, una volta effettuato l'accesso ai binari, i lupi possono percorrerli per alcuni km, anche nel tentativo (vano) di trovare un punto d'accesso per oltrepassare in successione l'autostrada adiacente. In questo tratto va tenuta in considerazione anche la pressione ambientale esercitata dalla Statale 335, poiché si configura come segmento rettilineo dove la velocità delle auto può essere sostenuta, infatti, come dimostrato in Seiler 2005, per il lupo, le zone di maggiore rischio di collisione sono quelle dove le vetture possono raggiungere velocità elevate.

Il secondo hotspot di rischio, localizzato approssimativamente tra la Località Gad (frazione di Oulx) – Loc. Pont Ventoux e S. Romano (frazione di Salbertrand), corrisponde alla porzione del territorio più pesantemente infrastrutturata, per la presenza di infrastrutture lineari, non lineari e insediamenti che complicano la fruibilità del territorio da parte del lupo. In quest'area, la mortalità va probabilmente ricondotta, in primo luogo, alla presenza di lunghi tratti rettilinei della Strada Statale 24 in cui tendenzialmente aumenta la velocità dei veicoli in transito e, in secondo luogo, alla presenza di varchi nelle recinzioni che consentono l'accesso all'autostrada nelle vicinanze del casello di Salbertrand, zona in cui aumenta l'ampiezza di habitat naturale sottratto dall'allargamento delle carreggiate autostradali.

Gli Hotspot 3 e 4 sono realmente più limitati e mostrano criticità intermedia (Figura 41), ma condividono il problema legato alla prossimità di gallerie ferroviarie, che possono intrappolare giovani lupi.

Una relazione tecnica (Provincia di Torino 2013) sugli incidenti stradali che hanno coinvolto la fauna selvatica, registrati tra il 2002 e il 2011 in Provincia di Torino, ha chiaramente evidenziato che l'Alta Valle di Susa è la zona più critica di tutto il territorio provinciale, considerando le sole strade statali 24 e 335. L'Analisi effettuata ha messo in evidenza 4 aree in cui il rischio di collisione tra autoveicoli e fauna selvatica è particolarmente elevato; 2 di queste zone ad alta criticità coincidono in modo sostanziale con gli Hotspot 1 e 2 individuati in questa indagine.

Uno degli obiettivi di questa ricerca è consistito nel verificare se i sottopassi presenti in Alta Valle di Susa sono in grado di aumentare la connettività ecologica del territorio, compensandone parte della frammentazione. In molti studi è stato dimostrato che i sottopassi e i sovrappassi stradali possono aumentare le probabilità, per i grandi carnivori (tra cui il lupo), di attraversare le infrastrutture lineari senza correre il rischio di essere travolti dai veicoli in transito, riducendo l'effetto barriera delle strade (Clevenger e Waltho 2000) e l'incidenza della mortalità accidentale (Foster e Humphrey 1995; Rodriguez et al. 1996; Gloyne e Clevenger 2001; Grilo et al. 2008).

I risultati del monitoraggio dei sottopassi nell'area di studio in inverno, nel biennio 2007-2009, evidenziano un'efficacia ecologica del tutto modesta con 9 strutture utilizzate dal lupo: il numero di incidenti che hanno coinvolto mortalmente la specie, rimasto costante negli anni, ne conferma la scarsa adeguatezza ecologica. D'altra parte i sottopassi individuati non sono stati costruiti secondo criteri orientati alla conservazione della fauna selvatica, pertanto alcuni sono utilizzati occasionalmente e in modo opportunistico da parte del lupo.

In modo più specifico, i 9 sottopassi utilizzati da parte del lupo, hanno assunto valori medi di Indice di Passaggio bassi o molto bassi (compresi tra 0.05 e 0.51, facendo riferimento ai dati del biennio 2007-2009). Questo aspetto evidenzia, da un lato, la parziale insufficienza di tali sottopassi a funzionare come strutture multifunzione, ma dall'altro mette in rilievo l'opportunità di potenziarne il funzionamento ecologico, attraverso modifiche ad hoc (Grilo et al. 2015).

Una delle ragioni dello scarso utilizzo dei sottopassi risiede probabilmente nella possibilità di attraversare le infrastrutture lineari evitando il sottopasso, per l'assenza di recinzioni o strutture capaci di incoraggiare/obbligare gli animali all'ingresso delle strutture (Clavenger et al. 2001; Dodd et al. 2007; Grilo et al. 2015), impedendo l'ingresso alle strade. Infatti, come già sottolineato, le strade statali e la linea ferroviaria, in modo particolare, sono infrastrutture facilmente penetrabili.

In alcune indagini è stato dimostrato che gli aspetti strutturali sono quelli più influenti sulle probabilità di utilizzo delle strutture per l'attraversamento da parte della fauna selvatica (Reed et al. 1975; Ballon 1985; Norman et al. 1998; Cain et al. 2003; Clevenger e Waltho 2005). In questo studio, non è stato determinato se e quali caratteristiche strutturali o ambientali possono influenzare in modo significativo l'utilizzo dei sottopassi da parte del predatore, ma alcuni autori suggeriscono che, da un punto di vista dimensionale, i lupi tendono ad utilizzare i sottopassi multifunzione se caratterizzati da altezze minime di 2.5

m, larghezze minime di 5 m in (Clevenger e Waltho 2000; Sawaya et al. 2014; Clevenger e Waltho 2005; Clevenger e Huijser 2011); invece per quanto riguarda la lunghezza, vari esperti sostengono che sottopassi lunghi e bui hanno caratteristiche non attrattive per i grandi carnivori per la scarsa possibilità di vedere bene l'uscita (Hunt et al. 1987; Beier e Loe 1999; Foster e Humphrey 1995).

I risultati di questo studio indicano che i lupi hanno utilizzato sottopassi con caratteristiche dimensionali coerenti con quanto rilevato negli studi sopracitati, con l'eccezione di un sottopasso, l'8F, caratterizzato da dimensioni di larghezza e altezza leggermente inferiori di 2 m e utilizzato unicamente durante la stagione invernale 2008-2009. Probabilmente le condizioni ambientali particolari, legate alla straordinaria altezza della neve del secondo inverno, hanno impedito agli animali di accedere al terrapieno su cui alloggiavano i binari (come riscontrato durante la stagione precedente), obbligandoli ad utilizzare il sottopasso (che comunque ha una lunghezza inferiore a 10 m).

Coerentemente con quanto riscontrato nei modelli spaziali di idoneità ambientale riferiti alla stagione invernale, il monitoraggio dei sottopassi ha messo in evidenza la flessibilità della specie verso la presenza umana e verso gli elementi antropogenici. Infatti le strutture utilizzate dal lupo sono state per la maggior parte utilizzate anche dall'uomo (a piedi o con veicoli) e sono tutte caratterizzate da una distanza dagli insediamenti inferiori a 50 m. Questo dato si trova in disaccordo con altri studi in cui è stato riscontrato l'evitamento da parte del lupo di strutture utilizzate dall'uomo e prossime al tessuto urbano (Clevenger e Waltho 2000; 2005).

E' stato anche riscontrato che 7 dei sottopassi utilizzati dal lupo si trovano ad una distanza dai siti di collisione inferiore ai 1000 m. Da un punto di vista gestionale, questo dato può essere interessante, poiché indica che il lupo utilizza dei tratti del fondovalle non casuali per l'attraversamento, che probabilmente sono porzioni areali abbastanza ampie e particolarmente idonee, coincidenti con le zone critiche della mortalità e i vicini sottopassi utilizzati dal lupo (si veda la cartografia di sintesi di Figura 42).

Nella stagione invernale 2008-2009 è riscontrabile una frequenza di utilizzo dei sottopassi nettamente inferiore rispetto alla stagione invernale precedente, infatti mentre nella stagione 2007-2008 è stato rilevato il passaggio di lupi in 9 sottopassi, nell'inverno successivo è stato riscontrato l'utilizzo di solo 2 strutture, già precedentemente utilizzate. Anche in questo caso, il risultato potrebbe anche essere ricondotto all'altezza eccezionale della neve che ha caratterizzato il secondo inverno (2008-2009), con altezze di neve superiori ai 130 cm lungo il fondovalle (ARPA Piemonte 2009), e che potrebbe aver

alterato la percezione delle dimensioni dei sottopassi precedentemente utilizzati da parte dei lupi, disincentivandone l'utilizzo, oppure aver modificato i consueti pattern di spostamento, attraverso l'utilizzo di corridoi di passaggio più facilmente accessibili.

Bisogna comunque tenere conto che i sottopassi multifunzione sono sconsigliati dagli esperti come strutture per l'attraversamento, orientate alla conservazione del lupo, mentre sono altamente consigliati i sovrappassi (non multifunzione), i viadotti, i ponti e i sottopassi contruiti con caratteristiche dimensionali e strutturali con finalità strettamente ecologiche e orientati alla conservazione dei grandi mammiferi, cioè con altezze superiori a 3,5 m e larghezze superiori a 7 m (Clevenger e Huijser 2011). E' possibile che i lupi si adattino ad utilizzare anche strutture adibite al drenaggio delle acque, purchè caratterizzate da altezze superiori a 4 m e larghezze superiori a 3 m (Clevenger e Huijser 2011).

Per quanto riguarda l'utilizzo dei sottopassi da parte di altre specie è emerso che i piccoli carnivori selvatici, in particolare le volpi, hanno utilizzato un maggior numero di sottopassi, anche quelli di piccole dimensioni, evitati dai lupi. Le specie carnivore di piccole dimensioni, come per l'appunto le volpi e i mustelidi, adattate a vivere in tane e nascondigli, sono più tolleranti verso gli spazi angusti, fattore che spiega la capacità di sfruttare anche i sottopassi di dimensioni ridotte (Cain et al. 2003; Grilo et al. 2008).

Gli ungulati selvatici (cervo, capriolo e cinghiale) hanno condiviso la maggior parte o la totalità dei sottopassi utilizzati anche dal lupo (in particolare il capriolo). Clavenger e Waltho (2005) hanno riscontrato che i lupi e ungulati selvatici (cervi e caprioli) tendono ad utilizzare sottopassi con caratteristiche dimensionali simili. Alcuni studi hanno rilevato che le strutture per l'attraversamento con larghezze inferiori a 7 m e altezze inferiori a 2.4 m sono generalmente evitate dagli ungulati selvatici (Reed et al. 1975; Yanes et al. 1995), infatti tali specie evitano gli spazi ristretti che possono aumentare la percezione del rischio di predazione (Brundin 2003; Gordon e Anderson 2003).

E' dunque molto probabile che, da un punto di vista strettamente dimensionale, le grandi strutture siano utilizzate da un maggior numero di specie di mammiferi (Kusak et al. 2009) e quindi sono potenzialmente più efficaci per mitigare il problema della mortalità accidentale della fauna selvatica legata alla presenza delle infrastrutture lineari. In questo caso il lupo può essere considerato una specie ombrello, dunque, l'adozione di misure per la sua conservazione possono determinare un beneficio ecologico per tutta la fauna teriologica.

5.1 Proposte per la mitigazione della mortalità accidentale del lupo dovuta al traffico veicolare nell'area di studio

L'elevata mortalità di lupo rilevata in Alta Valle di Susa potrebbe aver causato profonde perturbazioni sia nella stabilità dei branchi sia negli assetti degli equilibri ecologici del territorio. L'entità della mortalità accidentale del lupo, ha fatto sì che l'Alta Valle di Susa, che in passato era considerata una delle fonti di "source" (Gotelli 1998) della popolazione di lupi del settore occidentale dell'arco alpino, per la stabilità e l'alta capacità riproduttiva, diventasse una probabile zona "sink" (Gotelli 1998), poiché di forte attrattiva per la specie ma caratterizzata da elevata mortalità (Marucco et al. 2010).

E' quindi probabile che questo fenomeno abbia ripercussioni sull'intera popolazione alpina (a livello di dinamica di popolazione e a livello genetico), incidendo negativamente sui potenziali casi di dispersione, e quindi rallentando il potenziale di espansione della specie. La risoluzione questa problematica in ambito locale è quindi di importanza per tutta la popolazione alpina (Marucco et al. 2010).

L'elevata densità di infrastrutture lineari (e non lineari) disposte in successione rendono particolarmente complessa l'individuazione e l'attuazione di efficaci misure di mitigazione del problema, infatti l'allineamento dei principali assi viari limita l'efficacia di eventuali soluzioni, se orientate a singole infrastrutture lineari.

Ciononostante l'esperienza maturata da alcuni esperti (Clevenger e Huijser 2011; van der Ree et al 2015b), che hanno affrontato il problema in altri contesti geografici, fornisce alcune linee guida utili per contenere la dimensione del problema della mortalità accidentale del lupo in Alta Valle di Susa, soprattutto in riferimento ai principali hotspot di mortalità individuati attraverso la presente indagine, segnalati come aree critiche anche in alcuni ricerche condotte da Enti Pubblici (Airaud et al 2008; Provincia di Torino - Servizio Tutela della Fauna e della Flora 2013).

Di seguito è proposta una strategia orientata alla conservazione del lupo, che potrebbe determinare beneficio per tutta la fauna selvatica (in particolare per gli ungulati selvatici) con un conseguente calo dei sinistri e un aumento della sicurezza stradale.

Nell'area localizzata come hotspot 1, compreso tra il tratto a valle di Savoulx e lo svincolo autostradale di Oulx-Est le infrastrutture lineari su cui poter intervenire sono essenzialmente la linea ferroviaria e la Strada Statale 335.

Per quanto riguarda la linea ferroviaria si propone l'installazione di recinzioni lungo il solo tratto incluso all'interno dell'hotspot, da abbinare al potenziamento dell'efficacia di alcuni

sottopassi presenti nella zona come strutture multifunzione per l'attraversamento della fauna selvatica.

Le recinzioni sono una componente integrante nella mitigazione della mortalità dei carnivori dovuta al traffico veicolare (Klar et al. 2009), poiché prevengono l'accesso degli animali ai binari delle linee ferroviarie o alle carreggiate stradali (van der Ree et al. 2015a) e, dati i costi di installazione, dovrebbero essere mirati ad impedire l'accesso anche ad altre specie di fauna selvatica vulnerabili rispetto al rischio di collisione con i convogli in transito, come gli ungulati selvatici ed altra fauna teriologica (van der Ree et al. 2015a).

Recinzioni efficaci agiscono come una barriera ai movimenti delle specie ma, quando installate senza la presenza di strutture per l'attraversamento, possono ridurre gravemente la connettività ecologica tra patches, determinando il declino di popolazioni ed estinzioni locali esacerbando delle criticità ecologiche già presenti (Jaeger e Farigh 2004), come in questo caso. Dunque, va tenuto conto del fatto che le recinzioni non devono mai essere installate se non in abbinamento alla predisposizione di strutture per l'attraversamento della fauna selvatica.

In questa porzione dell'area di studio sono presenti alcuni sottopassi ferroviari ed autostradali, ma è stato accertato l'utilizzo occasionale da parte del lupo dei sottopassi 20F e 22A (si tratterebbe di due ponti contigui a più campate sul torrente Dora Riparia). Queste strutture sono caratterizzate da un intorno potenzialmente idoneo e caratterizzato da un limitato disturbo umano, tuttavia, manca un sentiero o una pista forestale che faciliti l'accesso alla zona. Data la funzione positiva delle piste forestali e dei sentieri rispetto al comportamento spaziale del lupo, si potrebbe suggerire l'apertura di un breve tratto sentiero lungo la sponda sinistra del torrente Dora Riparia che, passando al di sotto dei due alti ponti, colleghi le due piste forestali che percorrono longitudinalmente questo tratto di fondovalle lungo i due lati delle infrastrutture. L'eventuale frequentazione di questo nuovo sentiero da parte dell'uomo non dovrebbe limitarne la probabilità di utilizzo da parte del lupo, grazie alla tolleranza della specie verso la presenza umana.

Nell'hotspot 1 sono presenti altre strutture in cui non è stato rilevato il passaggio del lupo, pur trovandosi in una zona particolarmente potenzialmente favorevole e contemporaneamente critica per l'elavato rischio di mortalità. Tra questi, gli unici sottopassi potrebbero avere caratteristiche dimensionali più vicine a quelle sufficientemente adeguate e indicate da esperti (Clevenger e Huijser 2011) sono le strutture 26A e 27F (Tabella 10), sottopassi con funzione principalmente di drenaggio delle acque di scolo del fondovalle.

Alcune misure finalizzate al miglioramento dell'attrattività delle strutture di drenaggio suggerite da esperti, sono:

1. L'installazione di vegetazione e di elementi naturalizzanti all'ingresso e all'uscita dei sottopassi (es. tronchi e rocce) (Grilo et al. 2008), ma in questo caso l'altezza del sottopasso potrebbe rendere scarsamente adeguata questa misura, soprattutto quando lo spessore della neve modifica la percezione delle dimensioni dell'infrastruttura.
2. Spesso i sottopassi con funzione di drenaggio (come i sottopassi 26A e 27F) sono in alcune stagioni allagati e non consentono il passaggio degli animali su substrato asciutto, risultando così non idonei per l'utilizzo da parte della fauna selvatica e in particolare dei carnivori (Villava et al. 2013). Esistono alcune soluzioni per aumentare le probabilità di passaggio all'asciutto, come l'installazione di passerelle o piattaforme rilevate ai due lati interni, oppure nella parte centrale del sottopasso, in grado di mantenere sollevato il passaggio degli animali rispetto al dal livello dell'acqua o del fango (Grilo et al. 2015).

Bisogna tenere conto che modifiche rispetto alle consuete abitudini di movimento dei predatori necessitano di un periodo di "acclimatazione" per adattarsi all'utilizzo di nuove strutture. Secondo Clevenger (2011) questo periodo può durare anche 4-6 anni.

Per quanto riguarda le problematiche relative alla strada statale 335 si propone di valutare la possibilità di installare delle segnaletiche stradali, anche elettroniche, che avvisino gli automobilisti, in particolare nelle ore notturne del periodo invernale, della possibilità di presenza di fauna selvatica lungo la tratta. Andrebbe anche valutata la possibilità di ridurre la velocità sia nei tratti di rettilineo sia in corrispondenza di zone di scarsa visibilità.

La porzione dell'area di studio in cui ricade l'hotspot di mortalità 2 è compreso tra il tratto a valle della frazione Gad, nel Comune di Oulx e la frazione di Salbertrand S. Romano. Questo tratto di fondovalle presenta una configurazione spaziale molto complessa, dovuta sia all'allineamento delle principali infrastrutture lineari (autostrada, linea ferroviaria e Strada Statale del Monginevro), sia alla presenza di attività estrattive lungo il torrente Dora Riparia, sia alla vicinanza di uno svincolo e un casello autostradale che dilatano l'ampiezza delle infrastrutture lineari. In un contesto di questo tipo è molto difficile individuare delle soluzioni fattibili e contemporaneamente non onerose volte a mitigare il problema della mortalità del lupo.

Infatti, i sottopassi e i tombini autostradali monitorati nella zona, presenti nel tratto più a monte dell'hotspot di mortalità sono localizzati nella zona più pesantemente infrastrutturata dell'area di studio e hanno caratteristiche scarsamente idonee, soprattutto da un punto di

vista dimensionale (es. sottopassi 40A e 36F). Modifiche strutturali (come ad esempio l'ampliamento delle dimensioni dei sottopassi sopracitati) andrebbero prese in considerazione, valutando preventivamente l'eventuale rapporto costi/benefici. Va comunque sottolineato che, dei sottopassi autostradali come il 40A, che sono molto bassi, stretti e lunghi varie decine di metri (non è quindi possibile intravedere l'uscita), è stato riscontrato l'utilizzo solamente da parte di piccoli carnivori come mustelidi e volpi.

I sottopassi utilizzati dal lupo si trovano a valle dell'hotspot 2, e i dati di mortalità indicano che non compensano efficacemente il fenomeno della mortalità accidentale rilevata lungo il tratto a monte. Dunque, questo tratto di fondovalle, importante corridoio di attraversamento, è privo di sottopassi multifunzione.

Andrebbe valutata la possibilità di progettare e installare un sovrappasso ad uso esclusivo della fauna selvatica. Questo tipo di struttura per l'attraversamento, sebbene molto onerosa, garantirebbe uno scambio faunistico efficace per il maggiore numero di specie possibile. Infatti, come riportato in vari studi i sovrappassi sono preferiti ai sottopassi dal lupo (oltre che dalla maggior parte degli ungulati selvatici) (Clevenger et al. 2009; Clevenger e Huijser 2011). Tale preferenza è dovuta alla selezione degli spazi estesi da parte di tali specie e all'avversione verso spazi angusti e chiusi (Clevenger e Waltho 2005; Sawaya 2014).

La costruzione di un sovrappasso¹³ nel tratto a valle della località Pont Ventoux e a monte della località Case Plans (Comune di Oulx) sarebbe una soluzione corretta (Figura 43), almeno da un punto di vista ecologico, perché metterebbe in connessione l'ampio complesso forestale denominato "Serre la Garde" (sulla sinistra orografica della Valle) e l'area protetta del Parco del Gran Bosco di Salbertrand (sul versante orografico destro), collocando l'inizio della struttura nei pressi della zona golenale della Dora Riaparia, a margine dell'autostrada, e la fine, a margine della Strada Statale del Monginevro.

Dato che molte specie si muovono lungo i corridoi ripari, la collocazione del sovrappasso in prossimità del torrente Dora, rappresenterebbe probabilmente una soluzione ottimale e la più efficace (Clevenger et al. 2001).

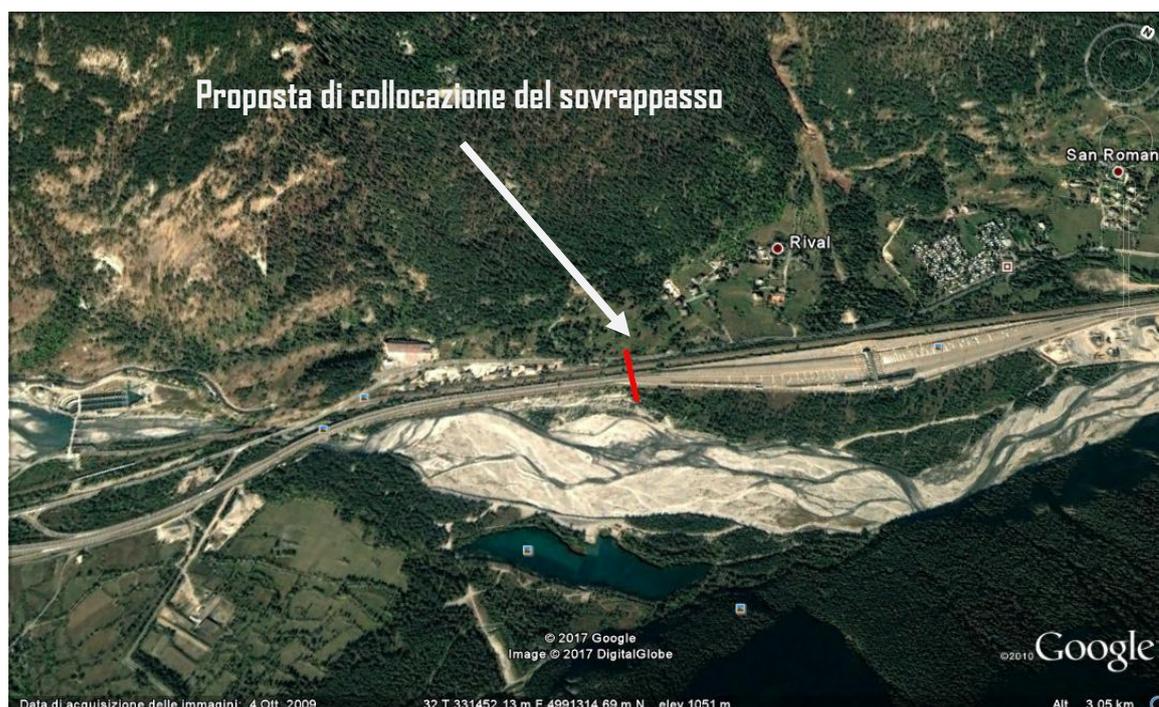
In abbinamento alla costruzione del sovrappasso andrebbe, in primo luogo, accertata la chiusura dei cancelli autostradali, chiudendo eventuali varchi che consentano l'accesso della fauna selvatica alla carreggiata autostradale in prossimità del casello; in secondo luogo, una volta installata la struttura per l'attraversamento, andrebbe valutata la

¹³ I sovrappassi destinati all'utilizzo da parte della fauna selvatica dovrebbero prevedere una buona connessione del paesaggio con l'ambiente circostante, da realizzarsi attraverso la semina di specie erbacee e la messa a dimora di esemplari arboreo-arbustivi autoctoni, adatti alle condizioni stagionali. Vanno anche previsti piani di manutenzione per mantenere elevata la funzionalità del paesaggio (Smith et al. 2015).

possibilità di recintare la linea ferroviaria nei tratti in cui l'infrastruttura è potenzialmente raggiungibile dai due lati (Dorsey et al. 2015; van der Ree et al. 2015a).

Nel tratto della Strada Statale 24 inclusa all'interno dell'hotspot di mortalità 2 potrebbe essere utile valutare la possibilità di utilizzare il cartello stradale elettronico - già presente in località Pont Ventoux - che, nel periodo dei bramiti, segnala agli automobilisti la possibilità di presenza di ungulati selvatici lungo la tratta a monte. Lo stesso cartello elettronico potrebbe essere utilizzato durante il periodo invernale per limitare la velocità degli automobilisti. In abbinamento a questa soluzione potrebbe essere utile aggiungere una segnaletica ben visibile (elettronica o non elettronica) o riduttori della velocità poco a monte dell'abitato di Salbertrand.

Figura 43 - Proposta di collocazione del sovrappasso ad uso esclusivo della fauna selvatica, finalizzato a mitigare la mortalità accidentale del lupo e di altra fauna selvatica in Alta Valle di Susa.



Una buona pratica, valida per tutta l'area di studio, è quella di accertare che l'Ente Gestore dell'Autostrada del Frejus garantisca la chiusura dei cancelli di servizio e si faccia carico di chiudere i varchi in cui è probabile l'accesso della fauna alla carreggiata autostradale.

Una zona caratterizzata da medio rischio di mortalità per il lupo corrisponde alla località Serre la Voute e riguarda principalmente la linea ferroviaria.

Anche in questo tratto di strada ferrata andrebbe valutata la possibilità di installare delle recinzioni all'infrastruttura, dall'ingresso della galleria verso l'esterno per circa 200 m

(Dorsey et al 2015), per ridurre le probabilità di accesso della fauna selvatica alla galleria stessa.

In conclusione, si ritiene che questa ricerca offra risvolti fortemente applicativi, poiché chiarisce i principali punti deboli del territorio dell'Alta Valle di Susa rispetto all'ecologia e alla conservazione del lupo, mettendone contemporaneamente in luce i punti di forza. In particolare, le informazioni restituite dai modelli spaziali di idoneità ambientale riferiti al periodo invernale, nonostante alcuni limiti accettabili, forniscono uno strumento di base utile per definire strategie di gestione e/o pianificazione del territorio in particolare riferite al fondovalle, che tengano conto delle esigenze di conservazione della specie a livello locale. Questa indagine preliminare potrebbe essere la base per lo sviluppo di future analisi più specifiche e accurate del fenomeno.

Questa indagine conoscitiva apre anche alla possibilità di proseguire la ricerca approfondendo la relazione tra i sottopassi multifunzione nell'area di studio e gli adattamenti eco-etologici del lupo in un contesto ambientale dominato dalla presenza umana. Questo obiettivo potrebbe essere perseguito aggiornando i dati di questo studio con metodi più affidabili di rilevamento della specie nei sottopassi (soprattutto rispetto all'uso delle strisce di sabbia), ad esempio mediante l'installazione di fototrappole, che non sono state utilizzate in questa ricerca per via della mancanza di specifici finanziamenti. Dati certi sull'utilizzo dei sottopassi potrebbero essere analizzati attraverso approcci più specifici e accurati (es. modelli di regressione, occupancy ecc.), per chiarire se esistono delle caratteristiche ambientali e/o strutturali capaci di influenzare o determinare il comportamento spaziale del lupo rispetto ai sottopassi.

Infine, le conoscenze ecologico-applicate ottenute a scala locale (come quelle derivanti dalla presente ricerca), sarebbero auspicabilmente da integrarsi alla fase di progettazione e realizzazione della Linea ad Alta Velocità Torino-Lione. Infatti, l'aumento della densità di infrastrutture lineari e della frammentazione ecologica, determinata dalla realizzazione di ulteriori barriere nel fondovalle presso Salbertrand, potrebbero esacerbare il quadro di criticità illustrato in quest'indagine, soprattutto se la grande opera non prevederà l'attuazione di misure di mitigazione specificamente progettate per garantire efficacemente gli scambi faunistici e la connettività ecologica.

Appendice I – Indici di passaggio (IdP) degli ungulati selvatici, dei piccoli carnivori e di persone/veicoli rilevati durante il monitoraggio dei sottopassi delle infrastrutture lineari nell'area di studio, relativi al biennio di monitoraggio 2007-2009 (sono anche riportati i risultati parziali dei singoli inverni).

Codice	CERVO			CAPRIOLO			CINGHIALE			VOLPE			MUSTELIDI ¹⁴			PERSONE/VEICOLI		
	IdP 2007- 2008	IdP 2008- 2009	IdP 2007- 2009	IdP 2007- 2008	IdP 2008- 2009	IdP 2007- 2009	IdP 2007- 2008	IdP 2008- 2009	IdP 2007- 2009									
Sottopasso	cervo	cervo	cervo	capriolo	capriolo	capriolo	cinghiale	cinghiale	cinghiale	volpe	volpe	volpe	mustelidi	mustelidi	mustelidi	human	human	human
17A	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.30	0.32	0.00	0.00	0.00	0.87	1.00	0.92
18F	0.07	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.30	0.32	0.00	0.00	0.00	0.80	1.00	0.88
20F*	0.13	0.00	0.08	0.20	0.50	0.32	0.07	0.00	0.04	0.47	1.00	0.68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
22A*	0.20	0.00	0.12	0.20	0.50	0.32	0.07	0.00	0.04	0.47	1.00	0.68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25F	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.72	0.86	0.76	0.19	0.21	0.20	0.06	0.00	0.04
26A	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.94	1.00	0.96	0.41	0.29	0.37	0.28	0.21	0.26
27F	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.97	0.93	0.96	0.41	0.29	0.37	0.28	0.14	0.24
28A	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.47	0.30	0.41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
29F	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.30	0.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
30A	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.97	1.00	0.98	0.33	0.57	0.40	0.00	0.14	0.04
31F	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.88	0.79	0.85	0.38	0.29	0.35	0.00	0.00	0.00
36F	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.71	0.93	0.86	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
40A	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.87	0.50	0.76	0.10	0.21	0.13	0.00	0.00	0.00
42F	0.29	0.11	0.25	0.00	0.11	0.06	0.00	0.00	0.00	0.43	0.44	0.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

¹⁴ Tra i mustelidi sono incluse le specie, non singolarmente distinte, di *Mustela foina* L., *Martes martes* L. *Meles meles*

Codice	CERVO			CAPRIOLO			CINGHIALE			VOLPE			MUSTELIDI ¹⁴			PERSONE/VEICOLI		
	IdP 2007- 2008	IdP 2008- 2009	IdP 2007- 2009	IdP 2007- 2008	IdP 2008- 2009	IdP 2007- 2009	IdP 2007- 2008	IdP 2008- 2009	IdP 2007- 2009									
Sottopasso	cervo	cervo	cervo	capriolo	capriolo	capriolo	cinghiale	cinghiale	cinghiale	volpe	volpe	volpe	mustelidi	mustelidi	mustelidi	human	human	human
43S	0.43	0.22	0.44	0.14	0.00	0.06	0.29	0.00	0.13	0.57	0.89	0.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
44A	0.43	0.33	0.56	0.14	0.00	0.06	0.29	0.22	0.25	0.57	0.67	0.63	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
55A*	0.00	0.00	0.00	0.09	0.00	0.05	0.00	0.11	0.05	0.45	0.56	0.50	0.00	0.00	0.00	0.36	0.00	0.20
56F*	0.00	0.00	0.00	0.14	0.00	0.06	0.00	0.11	0.06	0.57	0.56	0.56	0.00	0.00	0.00	0.57	0.00	0.25
57F*	0.38	0.43	0.52	0.44	0.36	0.41	0.00	0.00	0.00	0.97	0.93	0.96	0.03	0.00	0.02	0.47	0.57	0.50
58A*	0.38	0.43	0.52	0.44	0.36	0.41	0.00	0.00	0.00	0.97	0.93	0.96	0.03	0.00	0.02	0.47	0.57	0.50
59S	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.57	0.60	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5S*	0.35	0.60	0.67	0.00	0.20	0.07	0.06	0.10	0.07	0.47	0.90	0.63	0.00	0.10	0.04	0.00	0.20	0.07
63S	0.00	0.13	0.13	0.00	0.25	0.13	0.00	0.13	0.06	0.25	0.38	0.31	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.19
64A*	0.44	0.56	0.78	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.44	0.44	0.44	0.11	0.00	0.06	0.67	1.22	0.94
8F*	0.00	0.10	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.20	0.20	0.00	0.00	0.00	0.47	0.30	0.40

6. Bibliografia e Sitografia

- Agarwala M., Kumar S., Treves A., Naughton-Treves L. 2010. Paying for wolves in Solapur, India and Wisconsin, USA: comparing compensation rules and practice to understand the goals and politics of wolf conservation. *Biological Conservation* 143:2945–2955. 10.1016/j.biocon.2010.05.003.
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale Piemonte. 2009. Rendiconto nivometrico stagione invernale 2008-2009. Torino.
- Airaudò, D., Bosser-Peverelli V., Fila-Mauro E., Frasca C.V., Rivella E., Vietti D. 2008. Incidenti stradali con coinvolgimento di fauna selvatica in Piemonte. Regione Piemonte, Torino.
- Alexander, S.M., Waters N.M. 2000. The effects of highway transportation corridors on wildlife: a case study of Banff National Park. *Transportation Research: Part C* 8:307–320.
- Anderson, R.P., Gonzalez I. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: an implementation with Maxent. *Ecological Modelling* 222:2796–2811. doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.04.011.
- Andr en, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355–366 doi: 10.2307/3545823
- Ara ujo, M. B., Pearson R G., Thuiller W., Erhard M. 2005. Validation of species–climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11: 1504–1513. doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.001000.x.
- Arjo, W. M., Pletscher D. H. 2004. Coyote and wolf habitat use in northwestern Montana. *Northwest Science* 78: 24-32.
- Armstrong, J.J. 1992. An evaluation of the effectiveness of Swareflex deer reflectors. Ontario Ministry of Transportation, Research and Development Branch, Report N  MAT-91-12, Downsview, Canada.
- Avanzinelli, E., Bertotto P., Gazzola A., Bertelli I., Scandura M. 2003. Monitoraggio del lupo in Provincia di Torino e Valle Po. Relazione finale, Progetto Lupo Piemonte.
- Avanzinelli, E., Perrone S., Gazzola A., Dalmaso S. 2007. Indagine sugli incidenti di fauna selvatica lungo la rete stradale e ferroviaria e individuazione delle aree di passaggio utilizzate dai lupi nel fondovalle dell’alta Valle Susa. Relazione interna, Provincia di Torino.
- Avanzinelli, E., Marucco F. 2017. Lo stato di presenza del lupo in provincia di Torino. In: Marucco F. e Avanzinelli E. 2017. Lo Status del lupo in Regione Piemonte. In: Marucco et al. 2017. Lo Status della popolazione di lupo sulle Alpi Italiane e Slovene 2014-2016 Relazione tecnica, Progetto LIFE 12 NAT/IT/00080 WOLFALPS – Azione A4.
- Avanzinelli, E., Calderola S., Valbusa F., Parricelli P., Pedrotti L., Bragalanti N., Marucco F. 2017. Lo Status del lupo in regione Veneto. Relazione tecnica, Progetto LIFE 12 NAT/IT/00080 WOLFALPS – Azione A4 (Allegato B).
- Backman, J.P., Clavenger A.P. Huijser M. Hilty J.A. 2010. Safe passages:highways, wildlife and habitat connectivity. Island Press, Whashington DC.424 pp.
- Ballon, P. 1985. Premières observations sur l’efficacité des passages à gibier sur l’autoroute A36. Routes et Faune Sauvage, pp. 311–316. Service d’Etudes Techniques de Routes et Autoroutes, Bagneaux, France.
- Bank, F. G., Irwin C.L., Evink G.L., Gray M.E., Hagoood S., Kinar R.J., Levy A., Paulson N., Ruediger B. e SauvaJot R.M. 2002. Wildlife habitat connectivity across European highways. Report no. FHWA-PL-02-011.U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration. Washington, DC.
- Barja, I., de Miguel F.J., B rcena F. 2004. The importance of crossroads in faecal marking behaviour of the wolves (*Canis lupus*). *The Science of Nature - Naturwissenschaften* 91:489–492.
- Barnes, R.F.W., Barnes K.L., Alers,M.P.T., Blom A. 1991. Man determines the distribution of elephants in the rain-forests of northeastern Gabon. *African Journal of Ecology* 29:54–63.

- Basille, M., Herfindal I., Santin-Janin H., Linnell J.D.C., Odden J., Andersen R., Arild Høgda K., Gaillard, J. 2009. What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people? *Ecography* 32:683–691 doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05712.x.
- Baur, A., Baur B. 1990. Are roads barriers to dispersal in the land snail *Arianta arbustorum*? *Canadian Journal of Zoology* 68:613–617 doi:org/10.1139/z90-091.
- Beier, P., S. Loe. 1999. A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildlife Society Bulletin* 20:434-440.
- Benatti, M., Dotta A., Musso R. 2014. Organizzazione e gestione degli ungulati ruminanti 2014-2018. Comprensorio Alpino Torino 2 Alta Valle di Susa.
- Benitez-Lopez, A., Alkemade R., Verweij P.A. 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 143:1307–1316 doi:10.1016/j.biocon.2010.02.009.
- Berg W.E., Kuehn D.W. 1982. Ecology of wolves in north-central Minnesota. In: Harrington F.H, Paquet P.C. (Eds.). *Wolves of the world: Perspectives of behavior, ecology, and conservation*. Noyes Publications, Park Ridge, New Jersey. Pp. 4-11.
- Berg W.E., Benson S. 1999. Updated wolf population estimate for Minnesota, 1997-1998. Minnesota Department of Natural Resources, Grand Rapids, Minnesota.
- Bertotto, P., Luccarini S. 1999. Indagine sulla popolazione di lupo in Alta Val di Susa e Val Chisone. Relazione finale interna, Provincia di Torino, 1997-1999.
- Bissonette, J.A., Adair W.A. 2008. Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation* 141: 482-488 doi:10.1016/j.biocon.2007.10.019.
- Bissonette, J.A., Cramer P. 2008. Evaluation of the use and effectiveness of wildlife crossings. NCHRP Report n. 615. National Cooperative Research Program. Transportation Research Board of the National Academies, Washington, DC.
- Blanco, J.C., Reig S., De la Cuesta L. 1992. Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biological Conservation* 60:73–80 doi:10.1016/0006-3207(92)91157-N.
- Blanco, J.C., Cortés Y, Virgós E. 2005. Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology* 83:312–323 doi.org/10.1139/z05-016.
- Blanco, J.C., Cortes Y. 2007. Dispersal patterns, social structure and mortality of wolves living in agricultural habitats in Spain. *Journal of Zoology* 273: 114-124 doi: 10.1111/j.1469-7998.2007.00305.x.
- Boitani, L. 1982. Wolf management in intensively used areas of Italy. In Harrington F. H., Paquet P.C. (Eds.) 1982. *Wolves of the world - perspectives of behavior, ecology, and conservation*. Noyes publications Park Ridge, Noyes, New Jersey. Pp. 158-172.
- Boitani, L. 2003. Wolf conservation and recovery. In Mech L.D., Boitani L. (Eds.) 2003. *Wolves. Behavior, ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago. Pp. 317-340.
- Boitani, L., Ciucci P. 1993. *Wolves in Italy: Critical issues for their conservation*. In : *Wolves in Europe. Status and perspectives - Atti del convegno " Wolves in Europe - current status and prospect" 2-5 Aprile 1992, Oberammergau, Germany*. Proemberg C., Schroeder W., ed. Munich. Wildlife Society. 75-90.
- Boitani, L., Ciucci P. 1995. Comparative social ecology of feral dogs and wolves. *Ethology Ecology & Evolution* 7: 49-72. doi:10.1080/08927014.1995.9522969
- Boitani, L., Zimen E. 1975. Number and distribution of wolves in Italy. *Mammalian Biology* 40:102-112.
- Bowman, J., Jaeger J.A.G., Fahrig L. 2002. Dispersal Distance of Mammals Is Proportional to Home Range

Size. *Ecology* 83:2049-2055 doi:10.2307/3071786.

Boyd-Heger, D.K. 1997. Dispersal genetic relationships and landscape use by colonizing wolves in the central Rocky Mountains. Theses, Dissertations, Professional Papers. Paper 10512. University of Montana, Missoula.

Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation* 83:279-289 doi: 10.1016/S0006-3207(97)00084-0.

Brundin, C.O. 2003. Wildlife use of existing culverts and bridges in north-central Pennsylvania. In: Irwin C.L., Garret P. e McDermott K.P. (Eds.). 2003. Proceedings of the international conference on Ecology and transportation. Center for transportation and environment. North Carolina State University, Raleigh, North Carolina. Pp. 409-423.

Cagnolaro, L., Rosso, D., Spagnesi, M., Venturi, B. 1974. Inchiesta sulla distribuzione del lupo in Italia e nei cantoni Ticino e Grigioni (Svizzera). *Ricerche della biologia della selvaggina* 59: 1-75.

Cain, A.T., Tuvoila V.R., Hewitt D.G e Tewes M.E. 2003. Effects of highway and mitigation project on bobcats in southern Texas. *Biological Conservation* 114:189-197 doi:10.1016/S0006-3207(03)00023-5.

Callaghan, C. J. 2002. The ecology of gray wolf (*Canis lupus*) habitat use, survival, and persistence in the central Rocky Mountains, Canada. Dissertation. University of Guelph, Guelph, Ontario.

Cardillo M., Purvis A., Sechrest W., Gittleman J.L., Bielby J., Mace G.M. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology* 2: 909-914 doi: 10.1371/journal.pbio.0020197.

Chemini, C., Vigna Taglianti A. 2002. Gli animali delle alte quote. In: Minelli A., Chemini C., Argano R., Ruffo S. (Eds.) 2002. La fauna in Italia. Touring Club Editore. Milano e Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma. Pp 46-73.

Child, I. N. 1998. Incidental mortality. In: Franzmann A.W., Schwartz C. C. (Eds) 1998. Ecology and management of the North American moose. Smithsonian Institution, Washington, D.C., USA. Pp. 275-285.

Chilson, P. 2003. Cutting Edge: Right of way. *Audubon magazine* (June, 2003)

Ciucci, P., Boitani L., Francisci F., Andreoli G. 1997. Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. *Journal of Zoology* 243:803-819 doi: 10.1111/j.1469-7998.1997.tb01977.x.

Ciucci P., Masi M., Boitani L. 2003. Winter habitat and travel route selection by wolves in the northern Apennines, Italy. *Ecography* 26: 223-235 doi: 10.1034/j.1600-0587.2003.03353.x.

Clevenger, A.P. 2007. Highways through habitats: The Banff Wildlife Crossings Project. *Transportation Research New*. 249: 14-17.

Clevenger, A.P. 2011. 15 years of Banff research: what we've learned and why it's important to transportation managers beyond the park boundary. In Long-Term Perspective on Ecology and Sustainable Transportation. Proceedings on of the 2011 International Conference on Ecology and Transportation, Seattle, WA, pp. 409-423.

Clevenger, A.P. 2012. 15 years of Banff research: What we've learned and why it's important to transportation managers beyond the park boundary. In Sustainability in Motion. Proceedings of the 2011 International Conference on Ecology and Transportation. Seattle, WA, pp. 409-423.

Clavenger, A. P., Chruszcz B., Gunson K. 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collision. *Wildlife Society Bulletin* 29:646-653. doi: 10.2981/09-051.

Clevenger, A.P., Chruszcz B., Gunson K. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109:15-26 doi:10.1071/WR16108.

Clevenger, A. P., Ford A. T., M. A. Sawaya. 2009. Banff wildlife crossings project: Integrating science and education in restoring population connectivity across transportation corridors. Final report to Parks Canada

Agency, Radium Hot Springs, British Columbia, Canada.

Clevenger, A.P. Huijser M.P. 2011. Wildlife crossing structure handbook. Design and Evaluation in North America. U.S. Department of transportation, Federal Highway administration, Lakewood, Colorado. 223 pp.

Clevenger, AP, Walther N. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14:47–56 doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.00099-085.x.

Clevenger, A.P, Walther N. 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*. 121:453-464 doi:10.1016/j.biocon.2004.04.025.

Clevenger, A.P., Wierzchowski J., Chruszcz B., Gunson K. 2002. GIS-Generated, Expert-Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages. *Conservation Biology*. 16:503-514 doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00328.x.

Coffin, AW. 2007. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15:396–406 doi:10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006.

Colchero, F., Conde D. A., Manterola C., Chávez C., Rivera A., Ceballos G. 2010. Jaguars on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation* 14: 158-166 10.1111/j.1469-1795.2010.00406.x.

Colino-Rabanal, J.V., Lizana M., Peris J.S. 2011. Factors influencing wolf *Canis lupus* roadkills in Northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research* 57: 399–409 doi:10.1007/s10344-010-0446-1.

Connolly-Newman, H.R., Huijser M.P., Broberg L., Nelson C.R. e Camel-Means W. 2013. Effects of cover on small mammals movements through wildlife underpasses along US Highway 93 North, Montana Usa. Proceedings of the 2013 International Conference on Ecology and Transportation. 23-27 June 2013, Scottsdale, AZ, USA. http://www.icoet.net/ICOET_2013/proceedings.asp .

Conway, K. 1996. Wolf recovery — GIS facilitates habitat mapping in the Great Lake States. *GIS World* 11:54–57.

Corsi, F., Dupré E., Boitani L. 1999. A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology* 13: 150-159 doi:10.1046/j.1523-1739.1999.97269.x.

Cramer P. 2013. Design recommendations from five years of wildlife crossing research across Utah. In: Proceedings of the 2013 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET 2013). Centre of Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC.

Crooks, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488–502 doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00386.x.

CSI Piemonte, 2011. Land Cover Piemonte: classificazione uso del suolo 2010 (raster). Regione Piemonte - DB0800 - Programmazione strategica, Politiche territoriali ed Edilizia - DB0830 - Infrastruttura geografica, strumenti e tecnologie per il governo del territorio.

CSI Piemonte. 2013. CTRN vettoriale 1:10.000 (1991-2005) - Singole sezioni. Regione Piemonte - DB0800 - Programmazione strategica, Politiche territoriali ed Edilizia - DB0830 - Infrastruttura geografica, strumenti e tecnologie per il governo del territorio.

D'Angelo, G., van der Ree R. 2015. Use of reflectors and auditory deterrents to prevent wildlife-vehicle collisions. In: van der Ree R., Smith D., Grilo C. (Eds.) 2015. Handbook of road ecology. John Wiley&Sons, Ltd. Pp.213-218.

Dodd J., Barichivich, W.J., Smith L.L. 2004. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation* 118:619-631.

- Dodd, N.L., Gagnon W., Boe S., R.E. Schweinsburg. 2007. Role of fencing in promoting wildlife underpass use and highway permeability. In: Irein C.I, Garret P., McDermott K.P (Eds.) 2007. Proceedings of the international Conference on Ecology and Transportation. Center for Transportation and Environment, North Carolina State University, Raleygh, North Carolina. Pp.475-487.
- Dorsey B., Olsson M., Rew L. 2015. Ecological effects of railways on wildlife. In van der Ree R., Smith D., Grilo C. (Eds). 2015. Handbook of road ecology. John Wiley & Sons, Ltd. Pp 219-227.
- Dotta A. 2000. Area Forestale: Alta Valle Susa. Piano Forestale Territoriale. Consorzio Forestale Alta Valle di Susa. I.P.L.A. s.p.a., Torino.
- Duchamp, C., Boyer J., Briaudet P.E, Leonard Y., Moris P., Bataille A., T. Dahier G., Delacour G., Millisher C., Miquel C., Poillot C., Marboutin E. 2012. A dual frame survey to assess time- and space-related changes of the colonizing wolf population in France. *Hystrix, The Italian Journal of Mammalogy* 23:14-28. doi:10.4404/hystrix-23.1-4559.
- Dudik, M., Schapire R.E., Phillips S.J. 2006. Correcting sample selection bias in maximum entropy density estimation. *Advances in neural information processing systems* 8:proceedings of the 2005 Conference, pp. 323–330. MIT Cambridge, MA.Press, Cambridge, MA.
- Dyer, S.J., O'Neill J.P., Wasel S.M., Boutin S. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 80:839–845 doi:10.1139/Z02-060.
- Eggermann, J., da Costa G.F., Guerra A.M., Kirchner W.H., Petrucci-Fonseca F. 2011. Presence of Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in relation to land cover, livestock and human influence in Portugal. *Mammalian Biology* 76:217–221 doi:10.1016/j.mambio.2010.10.010.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick J.R., Lehmann A, Li J, Loiselle B.A., Manion G., Lohmann, Bette A. Loiselle, Glenn Manion, Craig Moritz, iguel Nakamura, Yoshinori Nakazawa, Jacob McC. Overton, A. Townsend Peterson, Steven J. Phillips, Karen Richardson, Ricardo Scachetti-Pereira, Robert E. Schapire, Jorge Soberón, Stephen Williams, Mary S., Wisz N., Zimmermann E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 21:129–151 doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x.
- Elith, J., Kearney M., Phillips S. 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution* 1:330–342. doi: 10.1111/j.2041-210X.2010.00036.x.
- Elith, J., 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 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.
- Elith, J., Phillips S.J., Hastie T., Dudik M., Chee Y.E., Yates C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17:43-57 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x.
- Eriksen, A., Wabakken P., Zimmermann B., Andreassen H.P., Arnemo J.M., Gundersen H., Milner J.M., Liberg O., Linnell J., Pedersen H.C., Erling H.S., Solberg E., Storaas T. 2009. Encounter frequencies between GPS-collared wolves (*Canis lupus*) and moose (*Alces alces*) in a Scandinavian wolf territory. *Ecological Research* 24:547–557 doi:10.1007/s11284-008-0525-x.
- Fabrizi, E., Caniglia R., Kusak J., Galov A., Gomercic T., Arbanasic H., Huber D., Randi E. 2014. Genetic structure of expanding wolf (*Canis lupus*) populations in Italy and Croatia, and the early steps of the recolonization of the Eastern Alps. *Mammalian Biology* 79: 138-148 doi: 10.1016/j.mambio.2013.10.002.
- Fabrizi E., Miquel C., Lucchini V., Santini A., Caniglia R., Duchamp C., Weber J.M., Lequette B., Marucco F., Boitani L., Fumagalli L., Taberlet P. e Randi E. 2007. From The appennines to the Alps: colonization genetics of naturally expanding Italian wolf *Canis lupus* population. *Molecular Ecology* 16:1691-1671 10.1111/j.1365-294X.2007.03262.x.
- Fahrig, L., Rytwinski T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis.

Ecological Society 14(1): 21. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>

Ferraras, P., Aldama J.J., Beltran J.F., Delibes M. 1992. Rates and causes of mortality in fragmented population of Iberian lynx *Felis pardi* Temminck, 1824. *Biological Conservation* 61:197-202 doi.org/10.1016/0006-3207(92)91116-A.

Ferrier, S., Watson G., Pearce J., Drielsma M. 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial patterns in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation*, 11: 2275–2307 10.1023/A:1021302930424.

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 10.1017/S0376892997000088.

Forman, R.T.T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14:31–35 doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99299.x.

Forman RTT, Alexander L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review Ecological System* 29:207–231 doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207.

Forman, R.T.T, Gordon M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley, New York. 640 pp.

Forman, R.T.T., Sperling D., Bissonette J.A., Clevenger A.P., Cutshall C.D., Dale V.H., Fahrig L., France R., Goldman C.R., Heanue K., Jones J.A., Swanson F.J., Turrentine T., Winter T.C. 2003. *Road ecology. Science and solutions*. Washington, DC. Island Press. 504 pp. ISBN 9781559639330.

Foster, M.L., Humphrey S.R. 1995. The use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23:95–100.

Francisci, F., Guberti V. 1993. Recent trends of wolves in Italy as apparent from kill files and specimens. In: Promberger C., Shroeder W. 1993. *Wolves in Europe. Status and perspectives*. Munich Wildlife Society, Ettal, Germania. Pp. 91-102.

Franklin, J., Miller A. 2010. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 320 pp.

Fritts, S.H., Mech L.D. 1981. Dynamics, movements, and feeding ecology of a newly protected population in northwestern Minnesota. *Wildlife Monographs* n.80. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland. 79 pp.

Fritts, S.H, Stephenson R.O., Hayes R.D., Boitani L. 2003. *Wolves and human*. In: Mech D.L., Boitani L. (Eds.) 2003. *Wolves. Behavior, ecology and conservation*. Pp. 161-191. The University of Chicago Press, Chicago.

Fuller, T.K. 1989. Population dynamics of wolves in northcentral Minnesota. *Wildlife Monographs* 105:1–41.

Fuller, T.K. 1991. Effect of snow depth on wolf activity and prey selection in north central Minnesota. *Canadian Journal of Zoology* 69:283-287 doi.org/10.1139/z91-044

Fuller, T.K. 1995. Guidelines for gray wolf management in the Northern Great Lakes Region. International Wolf Center Technical Publication 271, Ely, Minnesota.

Fuller T.K., Mech L.D. e Cochrane J.F. 2003. *Wolf population dynamics*. In Mech D.L., Boitani L. (Eds.) 2003. *Wolves. Behavior, ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago. Pp. 161-191.

Fuller, TK, Sievert P.R. 2001. Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability. *Carnivore conservatin* 106:163-178. Retrieved from http://scholarworks.umass.edu/nrc_faculty_pubs/106

Garshelis D.L. e Hristienko H. 2006. State and provincial estimates of American black bear numbers versus

- assessment of population trend. *Ursus* 17:1-7 doi:10.2192/1537-6176(2006)17[1:SAPEOA]2.0.CO;2.
- Gazzola, A., Avanzinelli E., Bertelli I., Tolosano A., Bertotto P., Musso R., Apollonio M. 2007. The role of the wolf in shaping a multi- species ungulate community in the Italian western Alps. *Italian Journal of Zoology*. 74: 297–307 doi:10.1080/11250000701447074.
- Gehring, T.M., Potter B.A. 2005. Wolf habitat analysis in Michigan: an example of the need for proactive land management for carnivore species. *Wildlife Society Bulletin* 33:1237–1244 doi:10.2193/0091-7648(2005)33[1237:WHAIMA]2.0.CO;2.
- Gibeau, M. L., Clevenger A.P., Herrerod S., Wierzchowski J. 2002. Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River Watershed, Alberta, Canada. *Biological Conservation* 103: 227–236 doi:10.1016/S0006-3207(01)00131-8.
- Giovo, M., Rosselli D. 2002. Lo stambecco in Val Tronca e Val Germanasca. Quaderni del Parco 1. Regione Piemonte Parco Naturale della Val Tronca.
- Glenz, C., Massolo A., Kuonen D., Schlaepfer R., 2001. A wolf habitat suitability prediction study in Valais (Switzerland). *Landscape Urban Plan* 55:55–65 doi:10.1016/S0169-2046(01)00119-0.
- Glista, D.J., DeVault T.L., DeWoody J.A. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Plannin*. 91: 1-7 doi:10.1016/j.landurbplan.2008.11.001.
- Gloyne, C.C, Clevenger A.P. 2001. Cougar *Puma concolor* use of wildlife crossing structures on the Trans-Canada Highway in Banff National Park, Alberta. *Wildlife Biology* 7:117–124
- Gogan, P.J, Olexa E.M., Thomas N., Kuehn D., Podruzny K.M. 2000. Ecological status of grey wolves in and adjacent to Voyageurs National Park, Minnesota. Draft technical report, U.S. Geological Survey, Northern Rocky Mountain Science Center, Bozeman, Montana.
- Gordon, K., Anderson S.H. 2003. Mule deer use of underpasses in western and southwestern Wyoming. In: Irwin C.L., Garret P. e McDermott K.P. (Eds.) 2003. Proceedings of the international conference on Ecology and transportation. Center for transportation and environment. North Carolina State Unive+A131rsity, Raleigh, North Carolina. Pp. 246-252.
- Gotelli, N. 1998. A primer of ecology. Second edition. Sinauer Associates, Inc.,Sunderland, Massachusetts. 290 pp.
- Gottschalk, T., Huettmann F., Ehlers, M. 2005. Thirty years of analysing and modelling avian habitat relationships using satellite imagery data: a review. *International Journal of Remote Sensing* 26:2631–2656 doi:10.1080/01431160512331338041.
- Graham, C.H., Ferrier S., Huettmann F., Moritz C., Peterson A.T. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution*, 19:497–503.
- Grilo, C., Bissonette J.A., Santos-Reis M. 2008. Response of carnivores to exinsting highway culverts and underpasses: implications for rosad planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation* 17:1685-1699 doi:10.1007/s10531-008-9374-8.
- Grilo, C, Bissonette J.A., Santos-Reis M. 2009. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142:301–313 doi:10.1016/j.biocon.2008.10.026.
- Grilo, C., Moco C., Candido G., Alexandre A.T., Petrucci-Fonseca A.S., F., 2002. Challenges for the recovery of the Iberian wolf in the Duoro river south region. *Revista de Biologia* 20:121–133.
- Grilo, C., Smith D.J, Klar N. 2015. Carnivores: struggling for survival in roaded landscapes. In: van der Ree, Smith e Grilo C. (Eds). 2015. Handbook of road ecology. John Wiley & Sons, Ltd. Pp. 300-312.
- Guisan A., Graham C.H., Elith J., Huettmann F., the NCEAS Species Distribution Modelling Group. 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distribution*.

13:332–340 doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00342.x.

Guisan, A., Hofer U. 2003. Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography* 30:1233–1243 doi:10.1046/j.1365-2699.2003.00914.x.

Guisan, A., Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993–1009 doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.

Gulen, S. McCabe G., Rosenthal I., Wolfe S., Anderson V. 2006. Evaluation of wildlife reflector in reducing vehicle-deer collisions in Indiana Interstate 80/90. Us Federal Highway Administration. Report N° FHWA/IN/JTRP-2006/18, Washington, DC.

Gurarie, E., Suutarinen J., Kojola I., Ovaskainen O. 2011. Summer movements, predation and habitat use of wolves in human modified boreal forests. *Oecologia* 165:891–903 doi: 10.1007/s00442-010-1883-y.

Harris, L.D., Gallagher P.B. 1989. New initiatives for wildlife conservation: the need for movement corridors. In: Mackintosh G. (Ed.) 1989. Defense of wildlife: preserving corridors and communities. Defenders of Wildlife, Washington. Pp 11–34.

Hastie, T., Tibshirani R., Friedman J. 2001. The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction. Springer.

Hayes, R.D., Harestad A.S. 2000. Demography of a recovering population in the Yukon. *Canadian Journal of Zoology* 78: 36-48 doi:10.1139/z99-186.

Hebblewhite, M., Merrill E. 2008. Modelling wildlife-human relationships for social species with mixed-effects resource selection models. *Journal of Applied Ecology* 45: 834-844 doi:10.1111/j.1365-664.2008.01466.x.

Houle, M., Fortin D., Dussault C., Courtois R., Ouellet J. P. 2010. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest. *Landscape Ecology*. 25: 419-433 doi:10.1007/s10980-009-9420-2.

Huettmann, F., Diamond A.W., 2006. Large-scale effects on the spatial distribution of seabird in the Northwest Atlantic. *Landscape Ecology* 21:1089–1108 doi:10.1007/s10980-006-7246-8.

Huggard, D. J. 1993. Effect of snow depth on predation and scavenging by gray wolves. *Journal of Wildlife Management* 57:382-388.

Huijser, M.P., McGowen P.T. 2010. Reducing wildlife vehicle collisions. In: Beckmann J.P., Clevenger A.P., Huijser M., Hilty J.A. (Eds.) 2010. Safe Passages. Highways, Wildlife and Habitat Connectivity. Island Press: Washington, DC. Pp. 51-74.

Hunt, A., Dickens H., Whelan R., 1987. Movement of mammals through tunnels under railway lines. *Australian Zoologist* 24:89– 93 doi.org/10.7882/AZ.1987.008.

Jaeger, J. A. G., Bowman J., Brennan J., Fahrig L., Bert D., Bouchard J., Charbonneau N., Frank K., Gruber B., Tluk von Toschanowitz K. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185:329–348 doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015.

Jaeger, J.A. Fahrig L. 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology* 18: 1651-1657 doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00304.x.

Jaeger, J.A, Farigh L., Ewald K. 2006. Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations? In: Irwin C.L., Garret P., McDermot (Eds.) 2005. International Conference on Ecology and Transportation (ICOET). Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC. Pp. 151-163.

James ARC. 1999. Effects of industrial development on the predator-prey relationship between wolves and

caribou in northeastern Alberta. University of Alberta, Alberta.

James, A. R. C., Stuart-Smith A. K. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management* 64:154-159 doi:10.2307/3802985.

Jędrzejewski, W., Jędrzejewska B., Zawadzka B., Borowik T., Nowak S., Mysajek R.W. 2008. Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census. *Animal Conservation* 11:377–390 doi: 10.1111/j.1469-1795.2008.00193.x.

Jędrzejewski, W., Niedziałkowska M., Mysajek R.W., Nowak S., Jędrzejewska B. 2005. Habitat selection by wolves *Canis lupus* in the uplands and mountains of southern Poland. *Acta Theriologica* 50: 417–428 doi:10.1007/BF03192636.

Jędrzejewski, W., Niedziałkowska M., Nowak S., Jędrzejewska B. 2004. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diversity and Distribution*. 10: 225–233 doi:10.1111/j.1366-9516.2004.00073.x.

Johnson, D. H. 1980. The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology* 61:65-71 doi:10.2307/1937156

Kaczensky, P. 1996. Livestock-carnivores conflicts in Europe. Report from the Munich Wildlife Society, Munich, Germany.

Kaczensky, P., Knauer F., Krze B., Jonozovic M., Adamic M., Gossow H. 2003. The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 111:191–204 doi:10.1016/S0006-3207(02)00273-2-

Karlsson, J., Broseth H., Sand H., Andren H. 2007. Predicting occurrence of wolf territories in Scandinavia. *Journal of Zoology* 272:276–283 doi:10.1111/j.1469-7998.2006.00267.x.

Klar, N., Herrmann M., Kramer-Schadt S. 2009. Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcat. *Journal of Wildlife Management* 73:631-638 doi:10.2193/2007-574.

Koenig, J., Shine R., Shea G. 2001. The ecology of an Australian reptile icon: how do blue-tongued lizards (*Tiliqua scincoides*) survive in suburbia? *Wildlife Research* 28:215–227 doi:10.1071/WR00068.

Kohn, B, Frair J., Unger D., Gehring T., Shelley D., Anderson E., Keenlance P. 1999. Impacts of a highway expansion project on wolves in northwestern Wisconsin. In: Evink G., Zeigler D., Garrett P. (Eds.) 1999. Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. Florida Department of Transportation, Tallahassee. Pp. 53–65.

Kramer, P., Olsson M, Gadd M.E., van der Ree R., Sielecki L.E. 2015. Transportation and large carnivores. In: van der Ree R., Smith D., Grilo C. (Eds.) 2015. Handbook of road ecology. Wiley & sons, Ltd. Pp.344-352.

Kruuk, H. 1972. Surplus killing by carnivores. *Journal of Zoology*. 166: 233-244 doi:10.1111/j.1469-7998.1972.tb04087.x.

Kunkel K.E., Pletscher D.H. 2000. Habitat factors affecting vulnerability of moose to predation by wolves in southeaster British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 78:150-157 doi:10.1139/z99-181.

Kusak J., Huber D., Gomerčić T., Schwaderer D. e Gužvica G. 2009. The permeability of highway in Gorski kotar (Croatia) for large mammals. *European Journal of Wildlife Research*. 55:7–21 doi: 10.1007/s10344-008-0208-5.

Land, D., Lotz M., 1996. Wildlife crossing designs and use by Florida panthers and other wildlife. In: Evink G., Zeigler D., Garrett P., Berry, J. (Eds.). 1996. Transportation and Wildlife: Reducing Wildlife Mortality and Improving Wildlife Passageways Across Transportation Corridors. Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida. Pp. 323–328.

Langen, T.A., Ogden K.M, Schwarting L.L. 2009. Predicting hotspots of Herpetofauna road mortality along

- highway road networks: model creation and experimental validation. *Journal of Wildlife Management* 88: 407-415 doi:10.2193/2008-017.
- Langton, T.E.S. 1989. Amphibians and roads. Aco Polymer products, Ltd. Bedfordshir, 202 pp.
- Latham, A. D. M., Latham M. C., Boyce M. S., Boutin S. 2011. Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern Alberta. *Ecological Applications* 21: 2854-2865 doi:10.1890/11-0666.1.
- Lavsund, S, Sandegren F. 1991. Moose-vehicle relations in Sweden: a review. *Alces* 27:118–126
- Lesmerises, F., Dussault C., St-Laurent M.H. 2012. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management* 276: 125-131.
- Linke, J., Franklin S.E., Huettmann F., Stenhouse G.B. 2005. Seismic cutlines, changing landscape metrics and grizzly bear landscape use in Alberta. *Landscape Ecology* 20:811–826 doi:10.1007/s10980-005-0066-4.
- Linnel, J.D.C, Salvatori V., Boitani L. 2007. Guidelines for population level management for large carnivore in Europe. Pp 1-78. LCIE Report preparato per la Commissione Europea.
- Liu, S., Dong Y., Deng L., Liu Q., Zaho H., Dong S. 2014. Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: a case stude in the Lancang River Valley. *Ecological Indicators* 36: 160-168 doi:10.1016/j.ecolind.2013.07.018.
- Lucchini, V., Fabbri E., Maruco F., Ricci S., Boitani L., Randi E. 2002. Noninvasive moleculare tracking of colonizing wolves *Canis lupus* packs in the Western Italian Alps. *Molecular Ecology* 11:857-868 doi: 10.1111/j.1365-294X.2007.03262.x.
- Mace, R.D., Waller J.S, Manley T.L., Lyon J.L., Zuuring H. 1996. Relationships among grizzly bears, roads, and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology* 33:1395–1404
- Mader, H.J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29:81–96 doi:10.1016/0006-3207(84)90015-6.
- Maehr, D.S., Land E.D., Roelke M.E. 1991. Mortality patterns of panthers in Southwest Florida. *Proceedings of the annual conference / Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 45:201–217
- Manel, S. Williams H.C., Ormerod S.J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: The need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38:921-931 doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00647.x.
- Marucco F. 2009. Spatial population dynamics of a recolonizing wolf population in the Western Alps. University of Montana, Missoula.
- Marucco, F. 2014. Il Lupo – Biologia e gestione sulle Alpi e in Europa. Il Piviere Edizioni, Alessandria.
- Marucco, F., Avanzinelli E. 2010. Stato, distribuzione e dimensione della popolazione di lupo in regione Piemonte. Rapporto Progetto Lupo Regione Piemonte 1999-2010. Regione Piemonte.
- Marucco F. Avanzinelli E. 2017. Lo Status del lupo in Regione Piemonte. In: Marucco et al. 2017. Lo Status della popolazione di lupo sulle Alpi Italiane e Slovene 2014-2016 Relazione tecnica, Progetto LIFE 12 NAT/IT/00080 WOLFALPS – Azione A4.
- Marucco, F., Avanzinelli E., Bassano B., Bionda R., Bragalanti N., Calderola S., Chioso C., Colombo M., Fattori U., Groff C., Martinelli L., Mattei L., Pedrotti L., Righetti D., Sigauco D., Tironi E., Truc F. 2016. Lo status della popolazione di lupo alpina in Italia. 2016. In: Marucco F., Atti della II Conferenza LIFE WolfAlps - La Popolazione di lupo sulle Alpi: status e gestione. Cuneo 22 Gennaio 2016. Progetto LIFE 12 NAT/IT/00080 WolfAlps.
- Marucco, F., Avanzinelli E., Bassano B., Bionda R., Bragalanti N., Calderola S., Chioso C., Martinelli L., Fattori U., Pedrotti L., Righetti D., Tironi E., Truc F. 2017a. Lo Status della popolazione di lupo sulle Alpi

- Italiane 2014-2016 Relazione tecnica, Progetto LIFE 12 NAT/IT/00080 WOLFALPS – Azione A4.
- Marucco, F., Avanzinelli E., Boitani L. 2012a. Non-invasive Integrated Sampling Design to Monitor the Wolf Population in Piemonte, Italian Alps. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 23:5-13 doi:10.4404/hystrix-23.1-4584.
- Marucco, F., Avanzinelli E., Colombo M. 2012b. Il monitoraggio del lupo in Regione Piemonte. I dati raccolti nell'inverno 2011-2012. Relazione tecnica, Regione Piemonte.
- Marucco F., Avanzinelli E., Dalmasso S., Orlando L. 2010. La conservazione del lupo in Regione Piemonte: le criticità evidenziate da 10 anni di lavoro. In: Marucco F. (Ed.) 2010. Rapporto Progetto Lupo Regione Piemonte 1999-2010. Regione Piemonte. Pp 127-132.
- Marucco, F., Avanzinelli E., Dalmasso S, Orlando L., Tropini A. 2007. Rapporto annuale 2007 - Progetto Lupo Piemonte, pp. 1-34. Regione Piemonte, Torino.
- Marucco, F., Avanzinelli E., Gazzola A. 2005. Stato, distribuzione, e dieta della popolazione di lupo in regione piemonte. Report 2005 - Progetto Lupo Regione Piemonte, Torino.
- Marucco F., Boitani L., Pletscher D.H, Schwartz M.K. 2011. Bridging the gaps between non-invasive genetic sampling and population parameter estimation. *European Journal of Wildlife Research* 57:1-13 doi:10.1007/s10344-010-0477-7.
- Marucco, F., Ferroglio E., Orusa R., Robetto S., Di Blasio A., Zoppi S., Meneguz P.G., Avanzinelli E., Bertotto P., Carolfi S., Martinelli L., Menzano A., Rossi L. 2017b. La mortalità del lupo in Piemonte e gli animali feriti recuperati. In: Marucco F. e Avanzinelli E. 2017: Lo Status del lupo in Regione Piemonte. In: Marucco et al. 2017. Lo Status della popolazione di lupo sulle Alpi Italiane e Slovene 2014-2016. Relazione tecnica, Progetto LIFE 12 NAT/IT/00080 WOLFALPS – Azione A4.
- Marucco F., L. Mattei, G., Papitto, R., Bionda, E., Ramassa, E., Avanzinelli, P., Pedrini, N., Bragalanti, L., Martinelli, G., Canavese, D., Sigaudò, L., Pedrotti, D., Righetti, B., Bassano, A., Agreiter, M., Stadler, C., Groff, U., Fattori, E., Tironi, E., Malenotti, S., Calderola, H., Potocnik, and T. Skrbinek. 2014. Strategia, metodi e criteri per il monitoraggio dello stato di conservazione della popolazione di lupo sulle Alpi italiane. Progetto LIFE 12 NAT/IT/00080 WOLFALPS – Azione A2.
- Massolo, A. Meriggi A. 1998. Factors affecting habitat occupancy by wolves in northern Apennines (northern Italy): a model of habitat suitability. *Ecography* 21:97–107 doi:10.1111/j.1600-0587.1998.tb00663.x.
- Mata, C., Hervas I., Herranz J., Suárez F. e Malo J.E. 2008. Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road -crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental management*. 88: 407-415 doi:10.1016/j.jenvman.2007.03.014.
- McCollister, M.F., Van Manen F.T. 2010. Effectiveness of Wildlife Underpasses and Fencing to Reduce Wildlife-Vehicle Collisions. *Journal of Wildlife Management* 74: 1722-1731 doi: 10.2193/2009-535.
- McLellan, B.N., Shackleton D.M. 1988. Grizzly bears and resource extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography. *Journal of Applied Ecology* 25 :451–460 doi:10.2307/2403836.
- Mech, L.D. 1977. Productivity, mortality and population trend of wolves in northeastern Minnesota. *Journal of Mammalogy* 58:559-574 doi:10.2307/1380004.
- Mech, D. 1989. Wolf population survival in an area of high road density. *The American Midland Naturalist*. 121: 387-389 doi:10.2307/2426043.
- Mech, L.D. 1995. The challenge and opportunity of recovering wolf populations. *Conservation Biology* 9:270–278 doi:10.1046/j.1523-1739.1995.9020270.x.
- Mech, D., Boitani L. 2003. Wolf social ecology. In: Mech D.L., Boitani L. (Eds.) 2003. Wolves. Behavior, ecology and conservation. The University of Chicago Press, Chicago. Pp. 11-34.

- Meriggi, A., Rosa P., Brangi A., Matteucci C. 1991. Habitat use and diet of the wolf in northern Italy. *Acta Theriologica* 36:141–151 doi:10.4098/AT.arch.91-11.
- Merow, C., Smith M.J., Silander J.A. 2013. Practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36: 1058–1069 doi:10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x.
- Merrill, S.B., Mech D.L. 2000. Details of extensive movements by Minnesota Wolves. *The American Midland Naturalist*. 144: 428-433 doi:10.1674/0003-0031(2000)144[0428:DOEMBM]2.0.CO;2.
- Milakovic, B., Parker K. L., Gustine D.D., Lay R.J., Walker A.B D., Gillingham, M.P. 2011. Habitat selection by a focal predator (*Canis lupus*) in a multiple prey ecosystem of the northern Rockies. *Journal of Mammalogy*. 92: 568-582 doi:10.1644/10-MAMM-A-040.1.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2004. Incidencias y mortalidad de Lince Ibérico encontradas en el Área de Doñana. Disponible su: http://www.catsg.org/iberianlynx/04_library/4_6_materialandmethods/Grupo_Asesor_de_Aspectos_Sanitarios_2004_Ta bla_Mortalidad_Linces_1982-2004.pdf
- Mladenoff, D.J., Sickley T.A. 1998. Assessing potential gray wolf restoration in the northeastern United States: a spatial prediction of favorable habitat and potential population levels. *Journal of Wildlife Management* 62:1–10 doi:10.2307/3802259.
- Mladenoff, D.J., Sickley T.A., Haight R.G., Wydeven A.P. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the Northern Great Lakes region. *Conservation Biology*. 9:279–294 doi:10.1046/j.1523-1739.1995.9020279.x.
- Mladenoff, D.J., Sickley T.A., Wydeven A.P. 1999. Predicting gray wolf landscapes recolonization: logistic regression models vs. new field data. *Ecological Application* 9:37–44 doi:10.1890/1051-0761(1999)009[0037:PGWLR]2.0.CO;2.
- Modafferi, R.D. 1991. Train-moose kill in Alaska: characteristics and relationship with snowpack depth and moose distribution in lower Susitna Valley. *Alces* 27:193-207.
- Mortelliti, A. 2013. La perdita e la frammentazione dell'habitat. In: Primack R., Boitani L. 2013. *Biologia della Conservazione*. Zanichelli, Bologna. Pp 96-97.
- Musiani, M., Boitani L., Paquet P. 2010. *The world of wolves. New perspectives on ecology, behaviour and management*. University of Calgary Press, Calgary, AB, Canada. 352 pp.
- Musiani, M., Okarma H., Jędrzejewski W. 1998. Speed and actual distances travelled by radiocollared wolves in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Acta Theriologica*. 43:409–416.
- Nellemann, C., Vistnes I., Jordhoy P., Strand O., Newton, A. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation* 113:307–317 doi:10.1016/S0006-3207(03)00048-X.
- Nielsen, S.E., Stenhouse G.B., Boyce, M.S. 2006. A habitat-based framework for grizzly bear conservation in Alberta. *Biological Conservation* 130:217–229 doi:10.1016/j.biocon.2005.12.016.
- Norman, T., Finegan A., Lean B., 1998. The role of fauna underpasses in New South Wales. In: Evink G., Zeigler D., Garrett P., Berry J. (Eds.) 1998. *Transportation and Wildlife: Reducing Wildlife Mortality and Improving Wildlife Passageways Across Transportation Corridors*. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL. Pp. 195–208.
- Noss, R.E, Quigley H.B., Hornocker M.G., Merrill T., Paquet P.C. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:949-963 doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10040949.x.
- Oakleaf, J.K., Murray D.L., Oakleaf J.R., Bangs E.E., Mack C.M., Smith D.W., Fontaine J.A., Jimenez M.D., Meier T.J., Niemeyer C.C. 2006. Habitat selection by recolonizing wolves in the Northern Rocky

- Mountains of the United States. *Journal of Wildlife Management* 70:554-563.
- Okarma, H., Jedrzejewski W., Schmidt K., Sniezko S., Bunevich A.N. 1998. Home ranges of wolves in Bialowieza Primeval Forest, Poland, compared with other Eurasian populations. *Journal of Mammology* 79: 842-852 doi:10.2307/1383092.
- Olsson, M., Seiler A. 2012. The use of a moose and roe deer permeability index to develop performance standards for conventional road bridges. In: IENE 2012 International Conference, 21-24 October 2012. Swedish Biodiversity Center, Berlin-Postdam Germany. p. 195.
- Osservatorio per il collegamento ferroviario Torino-Lione. 2007. Quaderno 1 - Linea storica - Tratta di valico (PDF). System Graphic Srl, Roma.
- Papeş M., Gaubert P. 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distribution* 13: 890-902 doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00392.x.
- Paquet, P.C., Alexander S., Donelon S., Callaghan C. 2010. Influence of anthropogenically modified snow conditions on wolf predatory behaviour. In: Musiani M., Boitani L., P.C. Paquet (Eds.) 2010. *The World of Wolves: New Perspectives on Ecology, Behaviour, and Management*. University of Calgary Press, Calgary, Alberta. Pp. 157–174.
- Paquet, P.C., Callaghan C. 1996. Effects of linear developments on winter movements of gray wolves in the Bow River Valley of Banff National Park, Alberta. In: Evink D., Zeigler D., Berry J. (Eds.) 1996. *Trends in addressing transportation related wildlife mortality*. Florida Department of Transportation, Environmental Office, Orlando, Florida.
- Paquet, P.C., Wierzchowski J., Callaghan C. 1996. Summary report on the effects of human activity on gray wolves in the Bow River Valley. Banff National Park, Alberta. In: Green J., Pacas C, Bayley S. e Cornwell L. (Eds.). 1996. *A cumulative effects assessment and futures outlook for the Banff Bow Valley*. Prepared for the Banff Bow Valley Study, Department of Canadian Heritage, Ottawa, On. Capitolo 7.
- Parsons, K., Crompton R., Graves R., Markham S., Matthews J., Oxoford M., Shepherd P., Sawler S. 2007. *Bat Surveys. Good Practice Guidelines*. Bat Conservation Trust, London, pp. 82.
- Peterson, R.O., 1988. The pit or the pendulum: issues in large carnivore management in natural ecosystems. In: Agee J.K., Johnson, D.R. (Eds.). *Ecosystem Management for Parks and Wilderness*. University of Washington Press, Seattle, WA, USA. pp. 105–117.
- Peterson, A.T., Papeş M., Eaton M., 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modelling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30: 550- 560 doi:10.1111/j.0906-7590.2007.05102.x.
- Peterson, R.O., Thomas J.M., Vucetich J.A. Waite T.A. 1998. *Population limitation and the wolves of Isle Royale*. *Journal of Mammology* 79:828-41 doi:10.2307/1383091.
- Phillips, S.J., Anderson R.P., Schapire R.E., 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distribution. *Ecological Modelling* 190: 231-259 doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.
- Phillips, S.J., Dudík M. 2008. Modelling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175 doi:10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x.
- Phillips, S., Dudík M., Elith J., Graham C.H, Lehmann A., Leathwick J., Ferrier S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudoabsence data. *Ecological Applications* 19:181–197 doi:10.1890/07-2153.1.
- Phillips, S.J., Dudík M., Schapire R.E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*, ACM Press, New York, pp. 655–662.
- Pletscher, D.H, Ream R.R., Boyd D.K., Fairchild D.M., Kunkel K.E. 1997. Population Dynamics of a

- recolonizing wolf population. *Journal of Wildlife Management* 61: 459-465 doi:10.2307/3802604.
- Potvin, M.J., Drummer T.D., Vucetich J.A., Beyer D.E., Peterson R.O., Hammill J.H. 2005. Monitoring and habitat analysis for wolves in upper Michigan. *Journal of Wildlife Management* 69:1660–1669 doi:10.2193/0022-541X(2005)69[1660:MAHAFW]2.0.CO;2.
- Pouille, M-L., Houard T., Dahier T. 1995. Le suivides loups dans le Parc National du Mercantour. *Bulletin mensuel del l'Office National del la Chasse* 201:36-45.
- Primack, R.B, Boitani L. 2013. *Biologia della Conservazione*. Zanichelli, Bologna. 403 pp.
- Promberger, C., e Shroeder W. 1993. *Wolves in Europe. Status and perspectives*. Munich Wildlife Society, Ettal, Germania.
- Promberger, C., Ionescu O., Petre L., Roschak P., Surth P., Fupab B., Todicesu L. Sandor A., Minca M., Stan T., Homm H., Predoiu G., Scurtu M. 1997. *Carpathian large carnivore project: Annual report 1996/1997*. Munich Wildlife Society, Ettal, Germany.
- Provincia di Torino - Servizio Tutela della Fauna e della Flora. 2013. *Fauna selvatica e viabilità in provincia di Torino. Anno 2011-2012*. Torino.
- Puig, J., Sanz L., Serrano M., Elosegui J. 2012. Wildlife roadkills and underpass use in northern Spain. *Environmental Engineering and Management Journal*. 11: 1141-1147.
- Radosavljevic, A., Anderson R.P. 2014. Making better MaxEnt models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography* 41:629–643 doi:10.1111/jbi.12227.
- Raes, N., Ter Steege H. 2007. A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography* 30: 727-736 doi:10.1111/j.2007.0906-7590.05041.x.
- Ramp, D., Caldwell J.K.A., Edwards D., Warton D., Croft D.B. 2005. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126: 474-490 doi:10.1016/j.biocon.2005.07.001.
- Ramp, D., Croft D.B. 2006. Do wildlif warning reflectors elicit aversion in captive macropods? *Wildlife Research* 33:583-590 doi:10.1071/WR05115.
- Randi, E., Lucchini V., Christensen M.F., Mucci N., Funk M., Dolf G., Loeschcke Gaudenz. 2000. Mitochondrial DNA variability in Italian and east European wolves: detecting the consequences of small population size and hybridization. *Conservation Biology* 14:464–473 doi:10.1046/j.1523-1739.2000.98280.x.
- Reed, D.F., Ward A.L. 1985. Efficacy of method advocated to reduce deer-vehicle accident: research and rationale in the USA. *Route et faune sauvage. Service d'etudies Techniques de Routes et Autorutes*. Bagneaux, France. Pp. 285-293.
- Reed, D.F, Woodard T.N., Pojar T.M. 1975. Behavioral responsal of mule deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management* 39:361-367 doi:10.2307/3799915.
- Reeve, A.F, Anderson S.H. 1993. Ineffectiveness of Swareflex reflectors at reducing deer-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 21:127-132. doi.org/10.1071/WR05115.
- Regione Piemonte - A1613A - Sistema informativo territoriale e ambientale. 2005. CTRN vettoriale 1:10.000 (1991-2005) - singole sezioni.
- Regione Piemonte - DB0800 - Programmazione strategica, Politiche territoriali ed Edilizia - DB0830 - Infrastruttura geografica, strumenti e tecnologie per il governo del territorio. 2010. Land Cover Piemonte: C lassificazione uso del suolo 2010 (raster).
- Regione Piemonte - DB0800 - Programmazione strategica, Politiche territoriali ed Edilizia/DB0830 – Infrastruttura geografica, strumenti e tecnologie per il governo del territorio. 2005. CTRN vettoriale

1:10.000 (1991-2005) - singole sezioni (Servizio Cartografico Regionale)

Regione Piemonte - Direzione Trasporti, Infrastrutture, Mobilità e Logistica. 2009. IL Traffico Delle Merci Attraverso L'arco Alpino Occidentale 2000-2009

Rhodes, J., Lunney D., Callaghan J. E, McAlpine C.A. 2014. A few large roads or many small ones? How to accomodate growth in vehicle numbers to minimise impacts on wildlife. *PLoS One* 9:e91093 doi:10.1371/journal.pone.0091093.

Riley, S.P.D., Pollinger J.P., Sauvajot R.M., York E.C., Bromley C., Fuller T.K., Wayne R.K. 2006. A Southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15:1733–1741 doi:10.1111/j.1365-294X.2006.02907.x.

Rodriguez, A., Crema G., Delibes M. 1996. Use of nonwildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology* 33:1527–1540 doi:10.2307/2404791.

Salvatori, V., Okarma H., Ionescu O., Dovhanych Y., Findo S., Boitani L. 2002. Hunting legislation in the Carpathian Mountains: implications for the conservation and management of large carnivores. *Wildlife Biology* 8:3–10.

Santos, S.M., Lourenço R., Mira A., Beja P. 2013. Relative Effects of Road Risk, Habitat Suitability, and Connectivity on Wildlife Roadkills: The Case of Tawny Owls (*Strix aluco*). *PLoS ONE* 8: e79967 doi:10.1371/journal.pone.0079967.

Saunders, D.A., Hobbs R.J., Margules C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18–32 doi:10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x.

Sawaya, M.A., Kalinowski S.T, Clavenger A.P. 2014. Genetic connectivity for two bear species at wildlife crossing structures in Banff National Parck. *Proceedings of the Royal Society B* 280:1780 doi:10.1098/rspb.2013.1705.

Scandura, M., Apollonio M., Mattioli L. 2001. Recent recovery of the Italian wolf population: a genetic investigation using microsatellites. *Mammalian Biology* 66: 321-331.

Schenone, L., Aristarchi A., Meriggi A. 2004. Ecologia del lupo (*Canis lupus*) in provincia di Genova: distribuzione, consistenza, alimentazione e impatto sulla zootecnia. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 15:13-30 doi:10.4404/hystrix-15.2-4333.

Schwartz M.K, Luikart G, Waples R.S. 2007. *Genetic monitoring as a promising tool for conservation and management*. Trends Ecol Evol 22:25–33

Seiler, A. 2011. Klövviltolyckor på järnväg: kunskapsläge, problemanalys och åtgärdsförslag (in Svedese). Ungulate train collision in Sweden - literature review, GIS-analyses of mortality data and train drivers' experiences (in Inglese). Trafikverket rapport 2011:048.

Skölving, H. 1985. Wildlife fences: cost and effectiveness of different fence types. Report TU 1985:2. Swedish National Road Administration, Borlänge, Sweden.

Smith, D., van der Ree R. 2015. Field method to evaluate the impacts of roads on wildlife. In: van der Ree R., Smith D., e Grilo C. (Eds.) 2015. Handbook of road ecology. John Wiley & Sons, Ltd. Pp. 82-95.

Smith, D., van der Ree R., Rosell C. 2015. Wildlife crossing structures: an effective strategy to restore or mantain wildlife connectivity across roads. In: van der Ree, Smith D., Grilo C. (Eds) 2015. Handbook of road ecology. John Wiley & Sons, Ltd. Pp- 172-183.

Spellerberg, I.F. 1998. Ecological Effects of Roads and Traffic: A Literature Review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7:317-333 doi:10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x.

Steen, D.A., Gibbs J.P. 2004. Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology* 18:1143–1148 doi: 10.1111/j.1523-1739.2004.00240.x.

- Taberlet, P., Waits L., Luikart G. 1999. Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends, Ecology and Evolution* 14 :323-327 doi:10.1016/S0169-5347(99)01637-7
- Tarquini S., Vinci S., Favalli M., Doumaz F., Fornaciai A., Nannipieri L. 2012. Release of a 10-m-resolution DEM for the Italian territory: Comparison with global-coverage DEMs and anaglyph-mode exploration via the web. *Computers & Geosciences* 38:168–170 doi:10.1016/j.cageo.2011.04.018.
- Telfer, E.S., Kelsall J.P. 1984. Adaptation of some large North American Mammals for survival in snow. *Ecology* 65:1828-1834 doi:10.2307/1937779.
- Theuerkauf J. 2009. What drives wolves: fear or hunger? Humans, diet, climate and wolves activity patterns. *Ethology* 115:649-657.
- Theuerkauf, J., Gula R., Pirga B., Tsunoda H., Eggermann J., Brzezowska B., Rouys S., Radler S. 2007. Human impact on wolf activity in the Bieszczady mountains, SE Poland. *Annales Zoologici Fennici*44:225–231
- Theuerkauf, J., Jedrzejewski W., Schmidt K., Gula R. 2003a. Spatiotemporal segregation of wolves from humans in the Bialowieza Forest (Poland). *Journal of Wildlife Management* 67:706-716 doi:10.2307/3802677.
- Theuerkauf, J., S. Rouys, and W. Jedrzejewski. 2003. Selection of den, rendezvous, and resting sites by wolves in the Bialowieza Forest, Poland. *Canadian Journal of Zoology* 81:163-167 doi:10.1139/z02-190.
- Thiel, R.P. 1985. Relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *The American Midland Naturalist* 113:404–407 doi:10.2307/2425590
- Thurber, J.M., Peterson R.O., Drummer T.D., Thomas S.A. 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin* 22:61–68
- Tigas, L.A., Van Vuren D.H., Sauvajot R.M. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation* 108:299–306 doi:10.1016/S0006-3207(02)00120-9.
- Toso, S., Apollonio M., Ottin M., Rosselli D., Guberti V., Giovannini A. 1991. Biologia e conservazione degli ungulati alpini. Casa Editrice Parco Naturale della Val Tronca, Pragelato.
- Trombulak, S.C., Frissell C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18–30 doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.
- Tsoar, A., Allouche O., Steinitz O., Rotem D., Kadmon R., 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13: 397-405 doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00346.x.
- Ujvári, M., Baagoe H.L., Madsen A.B. 1998. Effectiveness of wildlife warning reflectors in reducing deer-vehicle collisions: a behavioral study. *Journal of Wildlife Management* 62: 1094-1099 doi:10.2307/3802562.
- Valière, N., Fumagalli L., Gielly L., Miquel C., Lequette B., Poulle M.L., Weber J.M., Arlettaz R., Taberlet P. 2003. Long-distance wolf recolonization of France and Switzerland inferred from noninvasive genetic sampling over a period of 10 years. *Animal Conservation* 6:83–92 doi:10.1017/S1367943003003111.
- van der Grift, E.A., Ottburg F., Pouwels R. e Dirksen J. 2012. Multiuse overpasses: does human use impact the use by wildlife? Proceedings of the 2011 International Conference on Ecology and Transportation. 21-25 August 2011, Seattle, Washington, USA, 1080 pp. Disponibile su http://www.icoet.net/ICOET_2011/proceedings.asp.
- van der Ree, R., Gagnon J. W. E Smith D. 2015a. Fencing: a valuable tool for reducing wildlife-vehicle collisions and funnelling fauna to crossing structures. In: van der Ree, Smith D., Grilo C. (Eds.) 2015. Handbook of road ecology. John Wiley & Sons, Ltd. Pp 159-171.

- van der Ree, R., Smith D. e Grilo C. 2015b. Handbook of Road Ecology. Wiley & Sons, Ltd.
- Vaschetto, M., Camusso R. 1983. Il Gran Bosco di Salbertrand. Cavalieri d'Oro Editore, Torino.
- Veenbas, G., Brandjes G.J. 1999. The use of fauna passages along waterways under motorways. In: Dover J.W., Bunce R.G. (Eds.) 1999. Key concepts in landscape ecology. Proceedings of the 1998 European Congress of the International Association for Landscape Ecology held at the Myerscough College. Iale. Pp. 315-320.
- Vila, C., Castroviejo J., Urios V. 1993. The Iberian wolf in Spain. In: Promberger C., Schroder W. (Eds.) 1993. Wolves in Europe - current status and perspectives. Pp. 105-109 Munich Wildlife Society, Ettal, Germany.
- Villava, P., Reto D., Santos-Reis E., Grilo C. 2013. Do dry lodges reduce the barrier effect of roads? *Ecological Engineering* 57:143-148 doi:10.1016/j.ecoleng.2013.04.005.
- Wabakken, P., Sand H., Liberg O., Bjarvall A. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology* 79:710-725 doi: 10.1139/z01-029.
- Waller, J.S., Servheen C. 2005. Effects of transportation infrastructure on grizzly bears in northwestern Montana. *Journal Wildlife Management* 69: 985-1000 doi:10.2193/0022-541X(2005)069[0985:EOTIOG]2.0.CO;2.
- Ward, A.L. 1982. Mule deer behavior in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Board* 859:8-13.
- Weaver, J.L., Paquet P.C., Ruggiero L. F. 1996. Resilience and conservation of large carnivores in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:964-9 10.1046/j.1523-1739.1996.10040964.x.
- Whittaker, D., Knight R.L. 1998. Understanding wildlife responses to humans. *Wildlife Society Bulletin* 26:312-317.
- Whittington, J., Hebblewhite M., DeCesare N.J., Neufeld L., Bradley M., Wilmshurst J., Musiani M. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48:1535-1542 doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02043.x.
- Whittington J., St Clair C.C., Mercer G. 2004. Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. *Ecology and Society* 9:4 doi:10.7939/R3NC5SP8S.
- Whittington J., St Clair C.C., Mercer G. 2005. Spatial responses of wolves to roads and trails in mountain valleys. *Ecological Applications* 15 : 543-553 doi:10.1890/03-5317.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J.R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126-2128 doi: 10.1126/science.280.5372.2126.
- Yanes, M., Velasco J.M. e Suarez F. 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation* 71: 217-222 doi:10.1016/0006-3207(94)00028-O.
- Zimen, E., Boitani L. 1979. Status of the wolves in Europe and the possibilities of conservation and reintroduction. In: Klinghammer E. (Ed.) 1979. The behavior and ecology of wolves. Garland STPM Press, New York. Pp. 43-83.
- Zimmermann, B., Nelson L., Wabakken P., Sand H, Liberg O. 2014. Behavioral responses of wolves to roads: scale-dependent ambivalence. *Behavioral Ecology* 25:1353-1364. doi: 10.1093/beheco/aru134.
- Zub, K., Theuerkauf J., Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Schmidt K., Kowalczyk R. 2003. Wolf pack territory marking in the Białowieża Primeval Forest (Poland). *Behaviour* 140:635-648 doi: 10.1163/156853903322149478.

<http://geomap.reteunitaria.piemonte.it>

http://geomap.reteunitaria.piemonte.it/ws/taims/rp-01/taimsortoregp/wms_ortoregp2010

http://ibis.colostate.edu/webcontent/ws/coloradoview/tutorialsdownloads/a_maxent_model_v7.pdf

<http://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0076308&type=printable>

http://presidenza.governo.it/osservatorio_torino_lione/quaderni/Quaderno1.pdf

<http://unieco.netribe.it/uniecoferroviario/Sezione.jsp?idSezione=12>

<http://web2.uconn.edu/cyberinfra/module3/Downloads/Day%20-%20Maxent.pdf>

http://www.catsg.org/iberianlynx/04_library/4_6_materialandmethods/Grupo_Asesor_de_Aspectos_Sanitarios_2004_Tabla_Mortalidad_Linces_1982-2004.pdf

http://www.adbpo.it/PAI/3%20-%20Linee%20generali%20di%20assetto%20idraulico%20e%20idrogeologico/3.3%20-%20Elaborato%20Piemonte/Dora_Riparia.pdf

<http://www.cato2.it/>

<http://www.earthskysea.org/!ecology/sdmShortCourseKState2012/grinnellExercise/exercise-tuning-maxent-using-feature-functions.html>

<http://www.esri.com/arcgis/trial>

<http://www.geoportale.piemonte.it/geocatalogorp/>

<http://www.geoportale.piemonte.it/geocatalogorp/index.jsp>

http://www.icoet.net/ICOET_2011/proceedings.asp

http://www.icoet.net/icoet_2013/documents/papers/ICOET2013Paper402A_Cramer_Formatted.pdf

http://www.icoet.net/ICOET_2013/proceedings.asp

http://www.istat.it/it/files/2011/01/Elenco_comuni_italiani_01012015.xls?title=Codici+delle+unit%C3%A0+amministrative+-+28%2Fapr%2F2017+-+Elenco_comuni_italiani_01012015.xls

<http://www.lifewolfalps.eu/download/>

<http://www.qgis.org/it/site/>

<http://www.regione.piemonte.it/sit/>

http://www.regione.piemonte.it/trasporti/dati_valichi_alpini/

<http://www.regione.piemonte.it/trasporti/dwd/datitraffico/relaz2009.pdf>

<http://www.sitaf.it/>

https://roadecology.ucdavis.edu/files/content/projects/DOT-FHWA_Wildlife_Crossing_Structures_Handbook.pdf

<https://www.scribd.com/document/136817022/Tutorial-Maxent>

www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/

Ringraziamenti

Rivolgo un ringraziamento sentito ad Elisa Avanzinelli, guida fondamentale durante tutto il percorso, dalla lunga fase del lavoro di campo, alla definizione degli obiettivi e delle elaborazioni dei dati. Nonostante i miei tempi, ha creduto e valorizzato questa ricerca e i suoi risvolti applicativi.

Ringrazio tutti i collaboratori del Progetto Lupo Piemonte che, a vario titolo (tecnici, tesisti, ricercatori, guardiaparco ecc.), hanno contribuito al monitoraggio del lupo in Alta Valle di Susa, per il fondamentale contributo nella raccolta dei dati sul campo, in particolare Elisa Avanzinelli che ha coordinato il nostro lavoro, Andrea Gazzola, Marco Costamagna, Paola Bertotto, Laura Colla, Luca Anselmo, il Servizio Tutela Flora e Fauna della Provincia di Torino (oggi Città Metropolitana), il Corpo Forestale dello Stato (specialmente le stazioni di Bardonecchia e di Oulx) il Consorzio Forestale Alta Valle Susa, e i guardiaparco del Parco Naturale del Gran Bosco di Salbertrand (ora oggi Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie), specialmente Massimo Rosso ed Elisa Ramassa. Tra i collaboratori del Progetto Lupo Piemonte, un ringraziamento particolarmente caloroso va a Luca Anselmo e Laura Colla, non solo per l'aiuto e la collaborazione, ma anche per aver condiviso con spirito di amicizia un'importante parte del mio percorso, rendendo il lavoro più piacevole nei momenti di stanchezza, attenuando il senso di solitudine che conosce bene solo chi vive la montagna "vera" per lunghi periodi, trasformando le esperienze in divertenti aneddoti. L'indelebile ricordo che rimarrà da questi due anni di lavoro condiviso lo devo anche alla loro compagnia, alla loro simpatia, e soprattutto alla condivisione della stessa passione.

Devo il mio ringraziamento anche a Francesca Marucco per la disponibilità di aver accettato di supervisionare questo elaborato, nonostante il grande impegno legato al ruolo di responsabile scientifico del Progetto Life WolfApls.

Un grazie ai miei genitori per il fondamentale sostegno nei due anni di lavoro intensivo in montagna, a mio cognato Gianluca per il supporto logistico offertomi durante il lavoro invernale, attraverso la messa a disposizione del suo alloggio di Beaulard, e a mia cognata Simonetta, che spesso si è amorevolmente occupata del piccolo Daniele, offrendomi la possibilità di avere un po' di tempo per dedicarmi alla redazione di questo elaborato.

Infine, ringrazio Edo, per avermi sostenuto e incoraggiato nei tanti anni che hanno preceduto il raggiungimento di questo traguardo. Dal duro lavoro in montagna alle ultime elaborazioni, mi è stato sempre vicino, credendo in me e in questa appassionante ricerca, condividendone le gioie, le fatiche, e spesso sacrificando sé stesso, il suo tempo e il tempo trascorso insieme. Se ho potuto conquistare questo obiettivo, dopo così tanti anni e nonostante le numerose avventure e disavventure della vita, lo devo a lui che, al mio fianco in tanti modi, ha iniziato la salita, e con me ha raggiunto questa vetta, regalandomi, nel frattempo, i doni più preziosi: Daniele e Zoe (che aspettiamo di conoscere...).

La persona che sono oggi è anche il frutto di questa indimenticabile esperienza "into the wild".