

**ATTIVITÀ SPERIMENTALE DI TELERILEVAMENTO E DI MAPPATURA  
DI DETTAGLIO FUNZIONALE AL MONITORAGGIO EVOLUTIVO DI  
ALCUNI HABITAT NATURA 2000 DELLA VALLE D'AOSTA  
NELL'AMBITO DEL PROGETTO N. 3896 "COBIODIV- COMPRENDERE  
LA BIODIVERSITA' E GLI ECOSISTEMI PER PROTEGGERLI MEGLIO  
INSIEME", FINANZIATO DAL PROGRAMMA DI COOPERAZIONE  
TRANSFRONTALIERA ITALIA-FRANCIA ALCOTRA 2014/2020 (FESR).**

**CUP B59E19000650007**

**METODOLOGIA DI MONITORAGGIO BASATA SULL'IMPIEGO DI  
TECNICHE DI TELERILEVAMENTO TRAMITE SISTEMI AEROMOBILI A  
PILOTAGGIO REMOTO**

(lettera A, art. 1 della Convenzione sottoscritta in data 14 ottobre 2020)



## Sommario

Premessa.....	3
Principi generali del rilievo aerofotogrammetrico tramite APR.....	4
Principali prodotti della fotogrammetria.....	5
Necessità informative e selezione dei siti.....	7
SIC IT1204032 - Talweg della Val Ferret.....	7
SIC IT1203030 - Riserva naturale Côte de Gargantua.....	7
SIC IT1205082 - Stagno di Lo Ditor.....	8
SIC/ZPS IT1205070 - Riserva Naturale zona umida di Les Iles di Saint-Marcel.....	8
SIC IT1203020 - Riserva Naturale Lago di Lolair.....	8
Metodologia di rilievo.....	9
Piattaforme e sensori.....	9
Parametri di acquisizione.....	9
Geolocalizzazione.....	10
Parametri di processamento.....	10

## Premessa

Nel presente documento si definisce una prima proposta metodologica per la mappatura di dettaglio di ambienti naturali e semi-naturali a supporto del monitoraggio evolutivo di alcuni habitat Natura 2000 della Valle d'Aosta, nell'ambito delle attività previste dal progetto n. 3896 "COBIODIV - COMPRENDERE LA BIODIVERSITA' E GLI ECOSISTEMI PER PROTEGGERLI MEGLIO INSIEME", finanziato dal Programma di cooperazione transfrontaliera Italia-Francia ALCOTRA 2014/2020 (FESR).

L'estensione degli habitat (superficie) è uno dei parametri fondamentali indicati da ISPRA<sup>1</sup> per la valutazione del loro stato di conservazione e per la conseguente individuazione di specifici obiettivi e misure di conservazione.

Pertanto la verifica periodica della superficie occupata dall'habitat permette di valutarne la stabilità nel tempo oppure di individuare eventuali processi di contrazione o espansione, anche in risposta a pressioni negative in atto. Lo stesso manuale individua nella fotointerpretazione da immagini aeree o satellitari lo strumento preferenziale per la delimitazione degli habitat e per una loro accurata restituzione cartografica.

In alcuni siti Natura 2000 della Valle d'Aosta, sono presenti habitat con superfici estremamente ridotte, spesso in formazioni a mosaico; pertanto la definizione accurata dello spazio occupato da ognuno di essi richiede risoluzioni geometriche tecnicamente incompatibili o economicamente non sostenibili da ottenere tramite velivoli tradizionali (aereo o elicottero). Viceversa le nuove tecniche basate su riprese aeree effettuate da aeromobili a pilotaggio remoto (APR, UAV – *Unmanned Aerial Vehicle* o droni) offrono un'interessante alternativa e aprono nuove possibilità di monitoraggio sia dal punto di vista geometrico (altissima risoluzione), sia sotto l'aspetto semantico (qualità e tipologia di informazione), massimizzando l'efficacia dell'osservazione.

Di seguito si presentano gli aspetti metodologici connessi all'impiego di APR per le specifiche finalità sopra indicate e si fornisce il quadro operativo all'interno del quale si sviluppano le attività.

---

<sup>1</sup>Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: Habitat. (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2016 - ISBN: 978-88-448-0789-4)

## Principi generali del rilievo aerofotogrammetrico tramite APR

La fotogrammetria applicata a immagini acquisite da APR consente la caratterizzazione della forma e del colore dell'oggetto del rilievo assegnando ad ogni punto dello spazio osservato la posizione (coordinata X, Y e Z) e le caratteristiche cromatiche. Per mezzo di tale metodologia è possibile pertanto ricostruire il modello digitale della superficie (DSM) e realizzare l'ortomosaico (composizione geometricamente corretta e proiettata verticalmente).

In linea di principio è possibile ottenere, pianificando ad hoc il rilievo rispetto alle condizioni della superficie (morfologia del terreno, caratteristiche del soprassuolo arboreo e arbustivi se presente, stato fenologico, condizioni di illuminazione), tutte le informazioni di quanto è visibile dall'alto senza riuscire a caratterizzare, se non in particolari contesti e con specifici accorgimenti, quanto presente sotto un'eventuale copertura vegetale. Per superare tale limite è necessario impiegare sensori attivi e fare quindi riferimento ad altre tecniche di rilievo quali, ad esempio, il LIDAR (*Light Detection and Ranging*).

Alla base della applicazione della tecnica fotogrammetrica vi è la necessità di acquisire immagini del punto di interesse da più punti di vista in modo da stimarne la posizione sulla base di principi di trigonometria. E' quindi fondamentale che il punto sul terreno sia riconosciuto in modo inequivocabile su diverse immagini. La geometria di acquisizione, che si traduce nella pianificazione della missione di volo, è uno degli elementi basilari per la corretta ricostruzione dell'oggetto a terra.

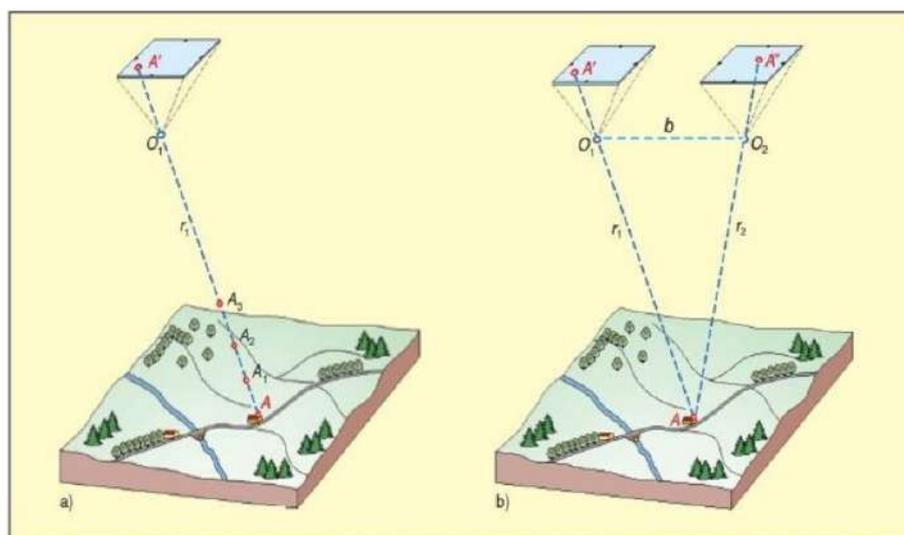


Fig. 1: schema esemplificativo della tecnica fotogrammetrica

## Principali prodotti della fotogrammetria

L'elaborazione delle immagini acquisite da APR permette di ottenere differenti prodotti, coerenti nel loro contenuto geometrico e radiometrico in quanto derivanti dal modello del terreno restituito con la fotogrammetria, le cui caratteristiche salienti sono sinteticamente di seguito descritte:

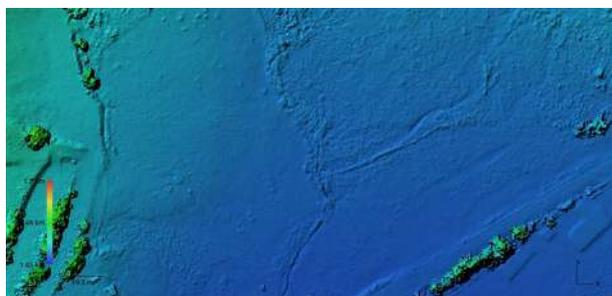
- nuvola di punti: è il prodotto principale dell'elaborazione fotogrammetrica, costituito dall'insieme dei punti che descrivono il terreno e che sono correttamente collocati nello spazio tridimensionale. Ad ogni punto, oltre alle coordinate spaziali, sono associate anche le informazioni radiometriche;
- mesh triangolare: è una rappresentazione semplificata della nuvola di punti che consente di disegnare l'oggetto attraverso facce triangolari di dimensione e forma variabili;
- modello digitale della superficie (formato raster): griglia regolare a maglia quadrata che riporta, per ogni cella, il valore di quota del terreno;
- ortomosaico a colori RGB (formato raster): è la composizione (mosaico) delle diverse porzioni delle immagini a valle del processo di rettificazione (riduzione delle deformazioni degli oggetti contenuti nei fotogrammi). Sull'ortoimmagine è possibile effettuare accurate misurazioni planimetriche di distanze ed aree.



(a)



(b)



(c)



(d)

Fig 2: esempi di prodotti derivanti dall'elaborazione fotogrammetrica: a) vista prospettica di nuvola di punti, b) vista prospettica di mesh triangolare. c) modello digitale della superficie, d) ortomosaico a colori. ZSC IT1204032 – Talweg della Val Ferret (lat 45,841267° lon 7,004806°).

Fra le peculiarità operative degli APR vi è la possibilità di realizzare riprese a quota ridotta, elemento che si traduce, se combinato alle caratteristiche dei sensori montati sulla piattaforma di volo, nella elevatissima risoluzione geometrica. Quest'ultimo parametro (GSD – *Ground Sampling Distance*, espresso in cm/pixel) rappresenta il dettaglio con cui possono essere riconosciuti e descritti gli oggetti a terra. Nel caso della mappatura di ambienti naturaliformi, quali gli habitat di interesse per il monitoraggio dei siti Natura 2000, è importante riuscire a definire correttamente le caratteristiche dimensionali degli oggetti di interesse al fine di adattare il rilievo alle finalità.



*Fig. 3: esempio di ortomosaico (colori RGB) derivato da ripresa APR (ZSC IT1204032 – Talweg della Val Ferret) e prodotto con risoluzione pari a 2,5 cm/pixel. La possibilità di effettuare misure sul supporto digitale è l'elemento qualificante del metodo.*

## **Necessità informative e selezione dei siti**

La grande varietà degli habitat Natura 2000 che costituiscono patrimonio naturale delle ZSC della Valle d'Aosta è il primo elemento da considerare in relazione sia agli aspetti fisici dei diversi ambienti (estensione, dimensione e forma degli elementi caratterizzanti, articolazione spaziale e relazione con altri habitat), sia in relazione agli aspetti funzionali che determinano evidenze significative (fenologia).

E' pertanto importante definire quali sono gli habitat di interesse e verificare che questi possano essere vantaggiosamente rilevati, come presenza ed estensione, tramite un sistema basato su immagini acquisite dall'alto. E' evidente che per specifici habitat caratteristici degli ambienti di sottobosco il metodo appare da subito poco efficace, così come non risulta particolarmente vantaggioso per mappare le grandi superfici boscate omogenee o gli ambienti monotoni facilmente osservabili con immagini satellitari ad (almeno) alta risoluzione.

Nel caso specifico, trattandosi di sperimentare tecniche di rilievo e monitoraggio oramai consolidate, l'oggetto della ripresa rappresenta l'elemento centrale nella definizione degli aspetti metodologici. Da una prima ricognizione e sulla base delle indicazioni fornite dalla Struttura Biodiversità e aree naturali protette le attività saranno condotte nelle seguenti aree naturali protette.

### **ZSC IT1204032 – Talweg della Val Ferret**

Sito caratterizzato da un mosaico di habitat molto diversi tra loro, ma sempre strettamente dipendenti dall'elemento acqua. Greti e rive, paludi, torbiere e ambienti di sorgiva sono serbatoi importanti per la conservazione di specie igrofile molto rare o in pericolo di estinzione e, alimentati da risorgive e torrenti laterali, si estendono lungo la piana alluvionale della Val Ferret, da Tronchey ad Arp Nouva, passando per Pra Sec, Lavachey, Frebougé e Ferrachet. Si tratta di piccolissime aree, dove il delicato e precario equilibrio dipende dalla presenza dell'acqua e dove le torbiere sono gli ambienti più rappresentati con un 35% di copertura. Per tali ambienti risulta quindi importante riuscire a definire il quadro altimetrico di dettaglio e la distribuzione e la morfologia delle varie formazioni (cuscinetti, praterie compatte, altezza della vegetazione ripariale, ...).

### **ZSC IT1203030 - Riserva naturale Côte de Gargantua**

La peculiarità e l'interesse del sito sono connessi alla presenza unica e variegata di numerose specie animali e vegetali tipiche degli ambienti steppici. Significativa, inoltre, è la differenza della vegetazione (composizione, densità e struttura) fra i due versanti del deposito morenico. Nel caso

specifico l'interesse è la caratterizzazione generale degli ecosistemi con particolare riferimento alla distinzione fra le macro categorie di vegetazione.

### **ZSC IT1205082 - Stagno di Lo Ditor**

Nella zona acquitrinosa è presente un ricco mosaico di specie e habitat, tipici degli ambienti umidi, che, se pur diffusi sul territorio regionale, raramente si presentano tutti insieme in pochi ettari di territorio. In particolare si tratta di specie erbacee presenti in modo distribuito sul terreno o costituenti formazioni più compatte caratterizzate da morfologie facilmente riconoscibili. Di particolare interesse è pertanto verificare la potenzialità del metodo nel fornire un supporto cartografico utile per la distinzione e la mappatura delle diverse formazioni.

### **ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Naturale zona umida di Les Iles di Saint-Marcel**

La zona umida di Les Iles rappresenta il più importante sito regionale di sosta e alimentazione per l'avifauna migratrice e accoglie anche diverse specie nidificanti. Lungo le sponde domina il paesaggio ripario, ormai raro, con la *Phragmites australis*, la *Typha latifolia*, oltre a varie specie dei generi *Juncus* e *Carex*. Inoltre il sito è soggetto da alcuni anni ad una dinamica di progressivo interrimento e proliferazione di vegetazione acquatica e significativa riduzione della superficie libera. Pertanto il primo elemento da sottoporre a monitoraggio è proprio costituito dal controllo dell'evoluzione della vegetazione flottante sugli specchi d'acqua.

### **ZSC IT1203020 - Riserva Naturale Lago di Lolair**

Il lago, alimentato da tre sorgenti, è circondato da un esteso canneto e dalle caratteristiche rocce montonate di origine glaciale. Elemento saliente dell'area è il ricco paesaggio, caratterizzato dal contrasto tra il versante arido, la zona lacustre e il fitto bosco. L'area, per questa sua varietà di ambienti, offre una vegetazione molto ricca e diversificata: dalle numerose specie natanti che popolano il lago, alle specie igrofile lungo le sue rive, agli ambienti più aridi; sono questi gli elementi ai quali si indirizza l'attività di mappatura e monitoraggio effettuata con APR.

Sintetizzando quanto sopra esposto si evidenzia come, quanto meno in prima battuta, l'attività sperimentale sia rivolta **agli habitat acquatici e umidi**, e alle specie a questi connessi, e **agli ambienti xerici caratterizzati da vegetazione steppica** più o meno rada.

## Metodologia di rilievo

Sulla base di una prima sessione di rilievi effettuati su ZSC/ZPS IT1205070, ZSC IT1205082, ZSC IT1204032 e ZSC IT1203030, si riportano di seguito alcune note metodologiche e alcuni elementi tecnico-operativi da considerare per l'impiego di APR nelle attività di mappatura e monitoraggio degli habitat. Un ulteriore aspetto che sarà da considerare nello sviluppo del metodo, è rappresentato dalla scelta ottimale del periodo di rilievo che, se opportunamente individuato, può costituire un elemento particolarmente efficace a supporto della individuazione di habitat e specie in relazione alle caratteristiche fenologiche della vegetazione presente: colore del fogliame, densità della chioma, ...).

## Piattaforme e sensori

Per le attività di mappatura si intendono impiegare, a seconda dell'estensione delle aree da sottoporre a rilievo, APR afferenti alla categoria multirotores (quadricotteri) o alla categoria ala fissa. In entrambi i casi si tratta di mezzi aerei dotati di motori ad alimentazione elettrica, 4 propulsori nel primo caso e un solo motore nel secondo, caratterizzati da impatto acustico limitatissimo. I quadricotteri saranno impiegati per i rilievi di elevatissimo dettaglio, per i quali la quota relativa di volo dovrà essere inferiore a 90 m, o per le aree di estensione minore (in generale superficie < 30 ha) o morfologicamente molto articolate, mentre l'ala fissa consentirà il rilievo delle aree più estese a quota di volo compresa fra 100 e 120 m dal suolo.

In entrambi i casi il sensore utilizzato sarà una fotocamera digitale nel visibile (RGB) a 20 Mpix, CMOS 1" con ottica fissa 8,8 mm/24 mm (formato 35 mm equivalente). In un secondo momento, solo dopo l'analisi dei risultati ottenuti con sensore RGB, sarà sperimentato un sensore multispettrale (6 bande, Blu (B): 450 nm  $\pm$  16 nm, verde (G): 560 nm  $\pm$  16 nm, rosso (R): 650 nm  $\pm$  16 nm, Red-Edge (RE): 730 nm  $\pm$  16 nm, vicino infrarosso (NIR): 840 nm  $\pm$  26 nm) in grado di enfatizzare, in alcuni casi e su determinate tipologie di copertura, la differenza fra singole specie o formazioni complesse.

## Parametri di acquisizione

Le acquisizioni con APR (camera RGB) saranno pianificate tenendo conto del tipo di copertura del suolo e di ecosistemi presenti in ogni diversa area; in particolare è definita la seguente parametrizzazione:

- quota relativa di volo: variabile da 50 a 80 m (multirotores) o compresa fra 100 e 120 m (ala fissa), in grado assicurare un GSD medio compreso fra i 2 e i 3 cm;

- ricoprimento laterale: fra le strisciate adiacenti è previsto un ricoprimento dei fotogrammi mai inferiore al 60%; in presenza di vegetazione arborea tale valore potrà essere aumentato fino all'80%;
- ricoprimento longitudinale: lungo la strisciata il ricoprimento potrà essere aumentato fino al 90% in caso di vegetazione arborea densa o attestarsi attorno al 70-75% in condizioni medie;
- la velocità di crociera è funzione unicamente delle condizioni di luminosità al momento del rilievo e dovrà consentire l'acquisizione di immagini nitide.

Sarà infine da considerare, nel definire il piano di volo in area a morfologia articolata, l'orientazione delle strisciate: questa dovrà consentire di ottenere immagini acquisite con il lato lungo del sensore parallelo alle curve di livello (per ridurre al massimo l'eterogeneità del fattore di scala nella singola immagine), così come si dovrà considerare l'ora ottimale del rilievo e le condizioni meteorologiche idonee per ridurre al massimo le ombre e ottenere la migliore qualità radiometrica delle immagini (in termini di contrasto e luminosità). In generale è da preferire l'acquisizione in condizioni di luce diffusa.

## **Geolocalizzazione**

Nella prima fase dell'attività sperimentale non è prevista la realizzazione di attività aggiuntiva a terra per l'accurato posizionamento assoluto del rilievo. Sarà definita in un secondo momento la migliore soluzione per affrontare la tematica e contenere l'onerosità delle eventuali operazioni di appoggio a terra (materializzazione di punti di controllo e misura topografica). E' comunque previsto l'impiego di APR dotati di sistema di correzione RTK per la georeferenziazione diretta dei centri di presa e dei prodotti elaborati.

## **Parametri di processamento**

Si rimanda integralmente alla seconda fase della sperimentazione la definizione delle modalità ottimali di processamento delle immagini RGB e (eventualmente) multispettrali.

Tuttavia, sulla base delle prime acquisizioni effettuate a livello sperimentale su alcuni dei siti individuati si riportano in allegato i risultati delle elaborazioni finora condotte che costituiranno la base per una analisi delle potenzialità e dell'effettiva utilità ai fini del monitoraggio degli habitat Natura 2000.

Il tecnico incaricato  
Umberto Morra di Cella

**ATTIVITÀ SPERIMENTALE DI TELERILEVAMENTO E DI MAPPATURA  
DI DETTAGLIO FUNZIONALE AL MONITORAGGIO EVOLUTIVO DI  
ALCUNI HABITAT NATURA 2000 DELLA VALLE D'AOSTA  
NELL'AMBITO DEL PROGETTO N. 3896 "COBIODIV- COMPRENDERE  
LA BIODIVERSITA' E GLI ECOSISTEMI PER PROTEGGERLI MEGLIO  
INSIEME", FINANZIATO DAL PROGRAMMA DI COOPERAZIONE  
TRANSFRONTALIERA ITALIA-FRANCIA ALCOTRA 2014/2020 (FESR).**

**CUP B59E19000650007**

**ALLEGATI CARTOGRAFICI**

(lettera A, art. 1 della Convenzione sottoscritta in data 14 ottobre 2020)





Fig. 4: ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Naturale zona umida di Les Iles di Saint-Marcel. Ortoimmagine RGB dell'intera area (ottobre 2020)



Fig. 5: ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Naturale zona umida di Les Iles di Saint-Marcel. Ortoimmagine RGB di dettaglio della porzione occidentale del lago (ottobre 2020)



Fig. 6: ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Naturale zona umida di Les Iles di Saint-Marcel. Ortoimmagine RGB di ulteriore dettaglio della porzione occidentale del lago (ottobre 2020)

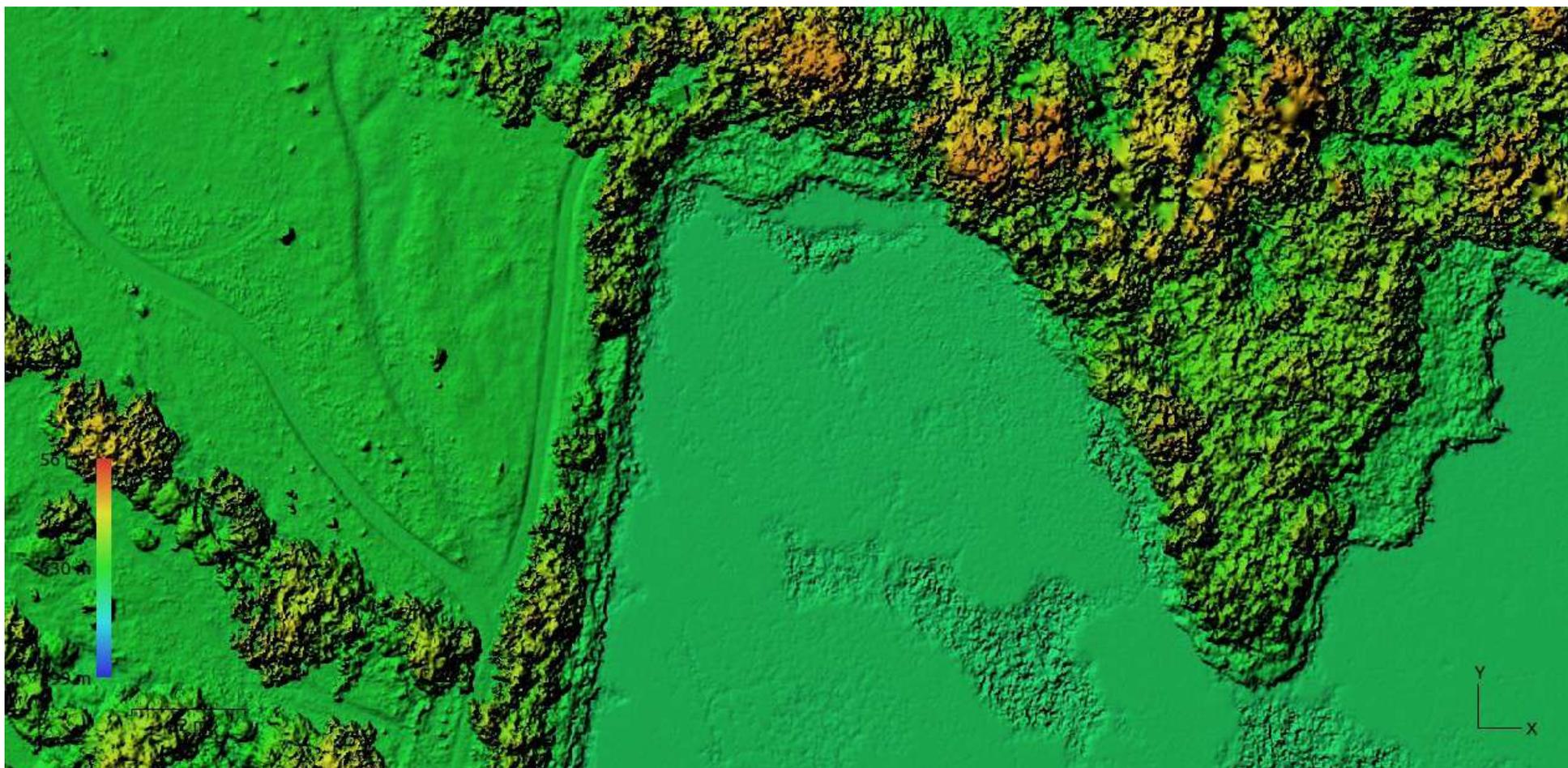


Fig. 7: ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Naturale zona umida di Les Iles di Saint-Marcel. DSM della porzione occidentale del lago e della prateria xerica da cui si può estrarre la struttura verticale della vegetazione arborea e ripariale (ottobre 2020)

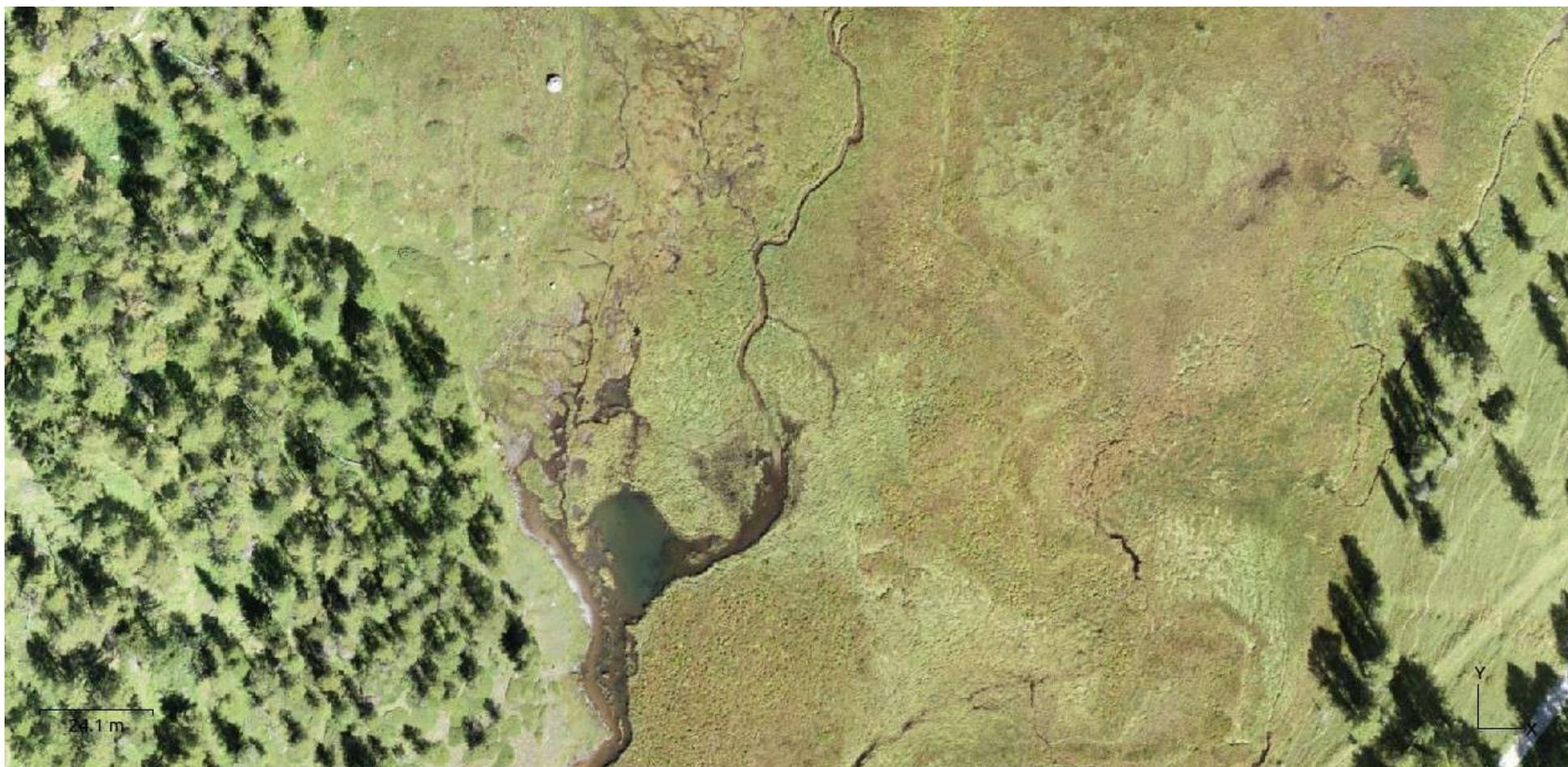


Fig. 8: ZSC IT1205082 - Stagno di Lo Ditor. Ortoimmagine della porzione pianeggiante dell'area umida (settembre 2020)



Fig. 9: ZSC IT1205082 - Stagno di Lo Ditor. Dettaglio di una porzione di ortoimmagine dell'area umida (settembre 2020)



Fig. 10: ZSC IT1205082 - Stagno di Lo Ditor. Estratto da ortoimmagine della porzione centrale dell'area umida (settembre 2020)

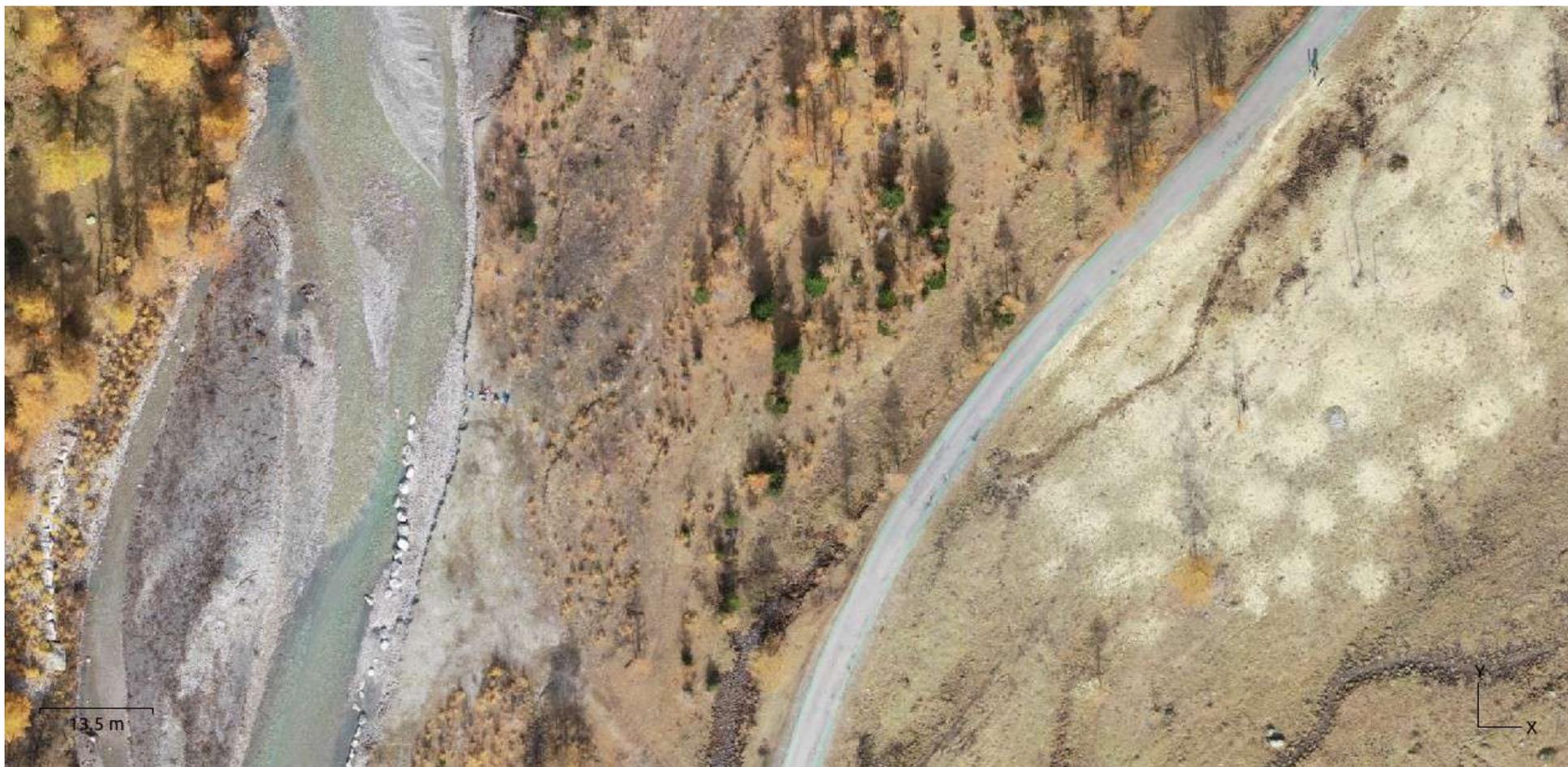


Fig. 11: ZSC IT1204032 – Talweg della Val Ferret. Ortoimmagine della porzione pianeggiante dell'area umida (settembre 2020)



Fig. 12: ZSC IT1204032 – Talweg della Val Ferret. Ortoimmagine di porzione di una delle aree umide – Pra Sec (settembre 2020)

**ATTIVITÀ SPERIMENTALE DI TELERILEVAMENTO E DI MAPPATURA  
DI DETTAGLIO FUNZIONALE AL MONITORAGGIO EVOLUTIVO DI  
ALCUNI HABITAT NATURA 2000 DELLA VALLE D'AOSTA  
NELL'AMBITO DEL PROGETTO N. 3896 "COBIODIV- COMPRENDERE  
LA BIODIVERSITA' E GLI ECOSISTEMI PER PROTEGGERLI MEGLIO  
INSIEME", FINANZIATO DAL PROGRAMMA DI COOPERAZIONE  
TRANSFRONTALIERA ITALIA-FRANCIA ALCOTRA 2014/2020 (FESR).**

**CUP B59E19000650007**

**REALIZZAZIONE DI RIPRESE AEREE TRAMITE APR, ELABORAZIONE  
FOTOGRAMMETRICA E REALIZZAZIONE DI ORTOMOSAICI RGB  
GEOREFERENZIATI**

(lettera B e C, art. 1 della Convenzione sottoscritta in data 14 ottobre 2020)



## Sommario

Premessa.....	3
ZSC IT1205082 - Stagno di Lo Ditor (ortomosaico RGB).....	4
ZSC IT1205082 - Stagno di Lo Ditor (DSM - ombreggiatura).....	5
ZSC IT1203020 - Riserva Naturale Lago di Lolair (ortomosaico RGB).....	6
ZSC IT1203020 - Riserva Naturale Lago di Lolair (DSM - ombreggiatura).....	7
ZSC IT1203030 - Riserva naturale Côte de Gargantua (ortomosaico RGB).....	8
ZSC IT1203030 - Riserva naturale Côte de Gargantua (DSM - ombreggiatura).....	9
ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Nat. zona umida di Les Iles di Saint Marcel (ortomosaico RGB).....	10
ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Nat. zona umida di Les Iles di Saint Marcel (ortomosaico NIR).....	11
ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Nat. zona umida di Les Iles di Saint Marcel (ortomosaico NIR).....	12
ZSC IT1204032 - Talweg della Val Ferret (aree oggetto di ripresa).....	13
ZSC IT1204032 - Talweg della Val Ferret (ortomosaico RGB area 1).....	14

## Premessa

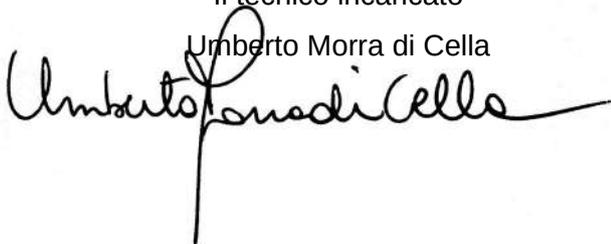
Nel presente documento si riportano, in forma cartografica, i risultati della prima campagna di rilievo effettuata per i 5 siti Natura 2000 della Valle d'Aosta, nell'ambito delle attività previste dal progetto n. 3896 "COBIODIV - COMPRENDERE LA BIODIVERSITA' E GLI ECOSISTEMI PER PROTEGGERLI MEGLIO INSIEME", finanziato dal Programma di cooperazione transfrontaliera Italia-Francia ALCOTRA 2014/2020 (FESR).

Tali risultati costituiscono il primo elemento necessario per la valutazione del metodo di lavoro sui siti individuati rispetto all'accuratezza geometrica e alla capacità informativa, nonché alla definizione dei limiti di applicabilità per i diversi habitat di interesse. Allo stesso modo consentiranno di approfondire gli aspetti connessi alla definizione dell'epoca ottimale di rilievo al fine di massimizzare la capacità di osservazione delle diverse componenti degli ecosistemi.

Di seguito sono riprodotti gli ortomosaici RGB e i modelli digitali (sotto forma di carta delle ombreggiature) delle aree, fatta eccezione per la ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Naturale zona umida di Les Iles di Saint Marcel per la quale non si riporta il DSM, vista la scarsa significatività rispetto alla scala di rappresentazione, e si propone un confronto, su una porzione di limitata estensione, fra lo stato 2015 (aprile) e il 2020 (settembre). Similmente, per la ZSC IT1204032 – Talweg della Val Ferret si fornisce evidenza dell'insieme delle aree oggetto di ripresa ed elaborazione e si allega ortomosaico dell'area 1.

Il tecnico incaricato

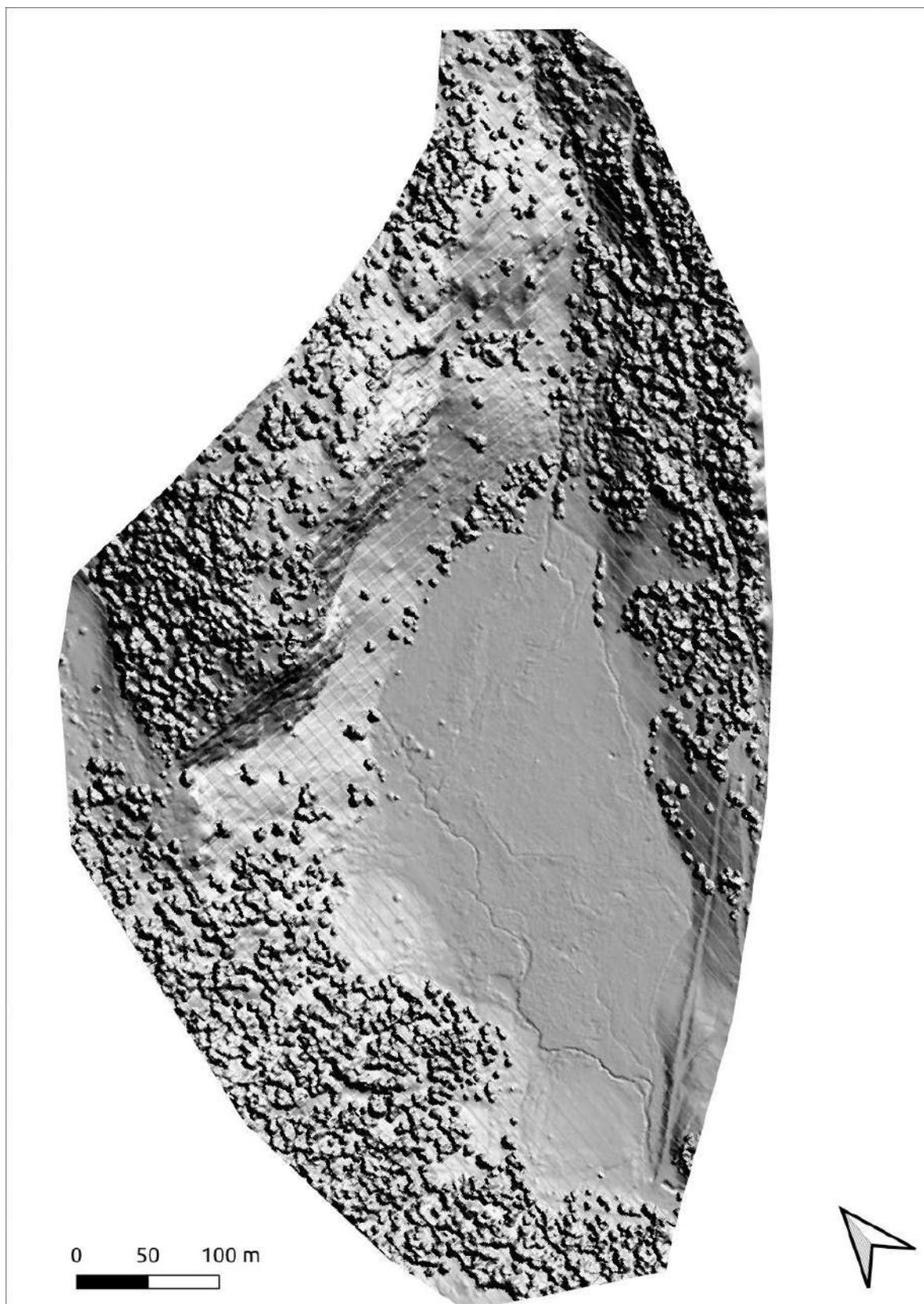
Umberto Morra di Cella



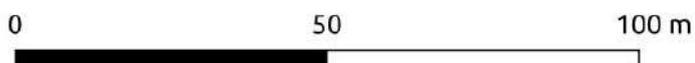
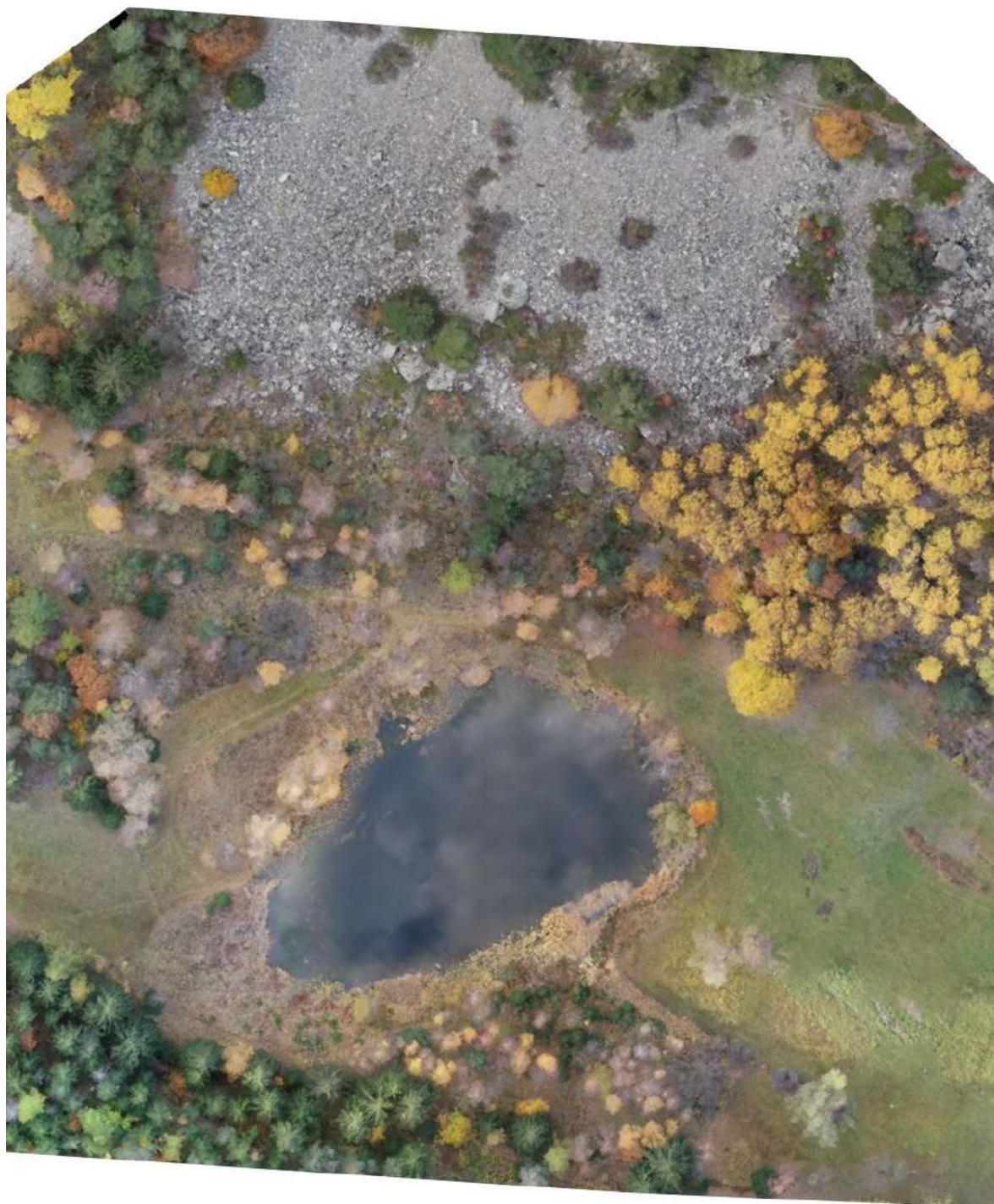
## ZSC IT1205082 - Stagno di Lo Ditor (ortomosaico RGB)



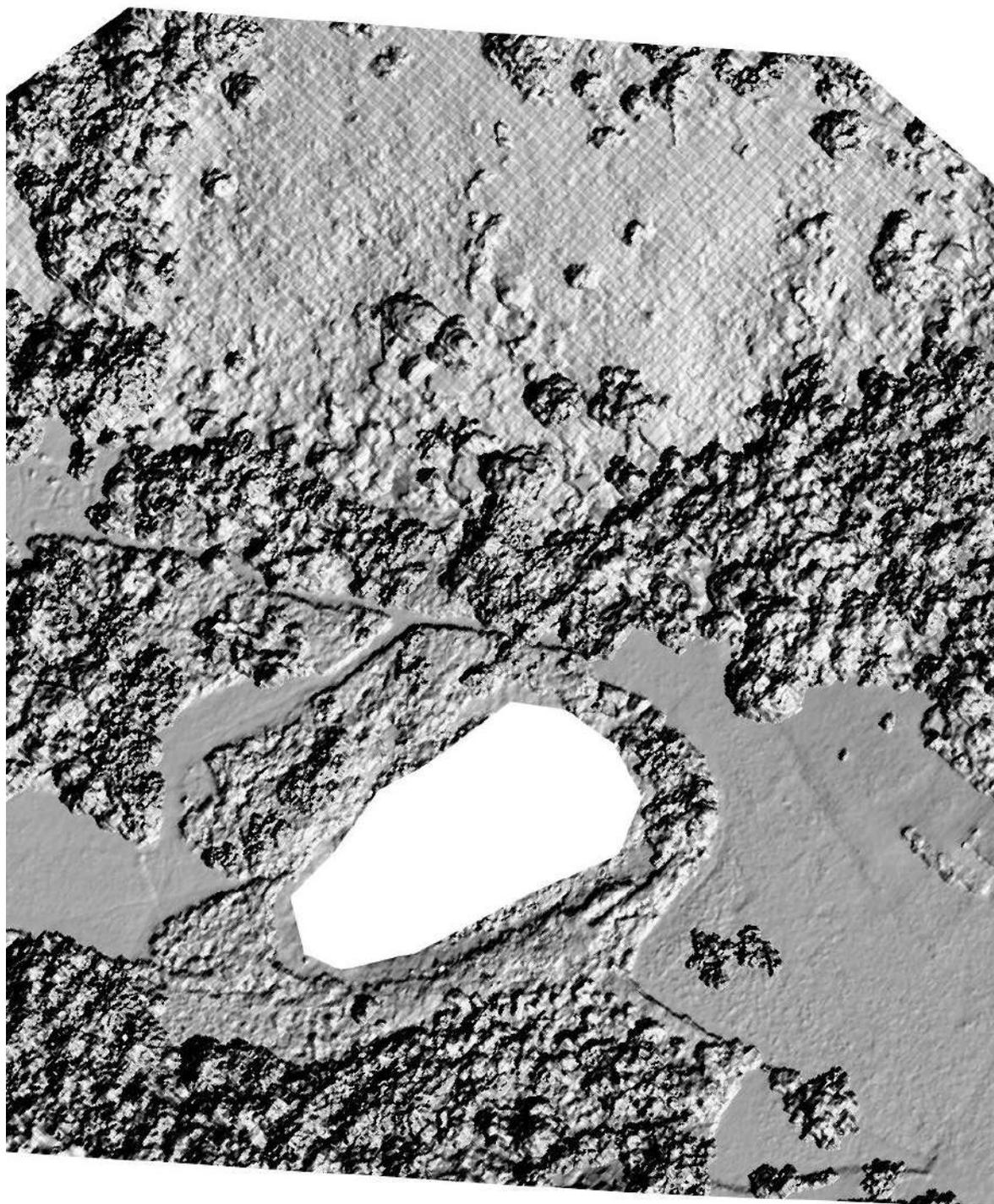
## ZSC IT1205082 - Stagno di Lo Ditor (DSM - ombreggiatura)



## ZSC IT1203020 - Riserva Naturale Lago di Lolair (ortomosaico RGB)



## ZSC IT1203020 - Riserva Naturale Lago di Lolair (DSM - ombreggiatura)



0 50 100 m



## ZSC IT1203030 - Riserva naturale Côte de Gargantua (ortomosaico RGB)



0 50 100 m



## ZSC IT1203030 - Riserva naturale Côte de Gargantua (DSM - ombreggiatura)



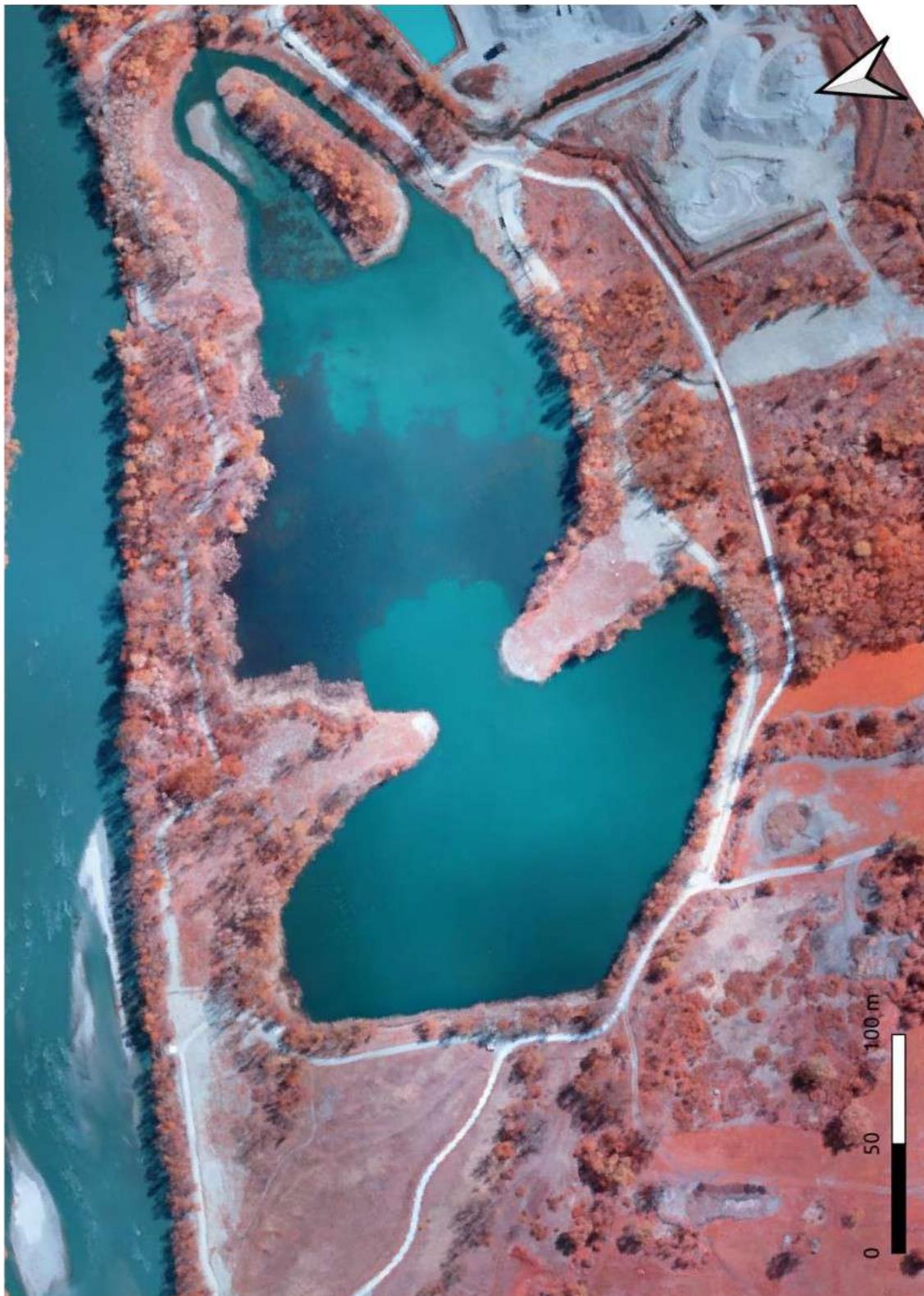
0 50 100 m



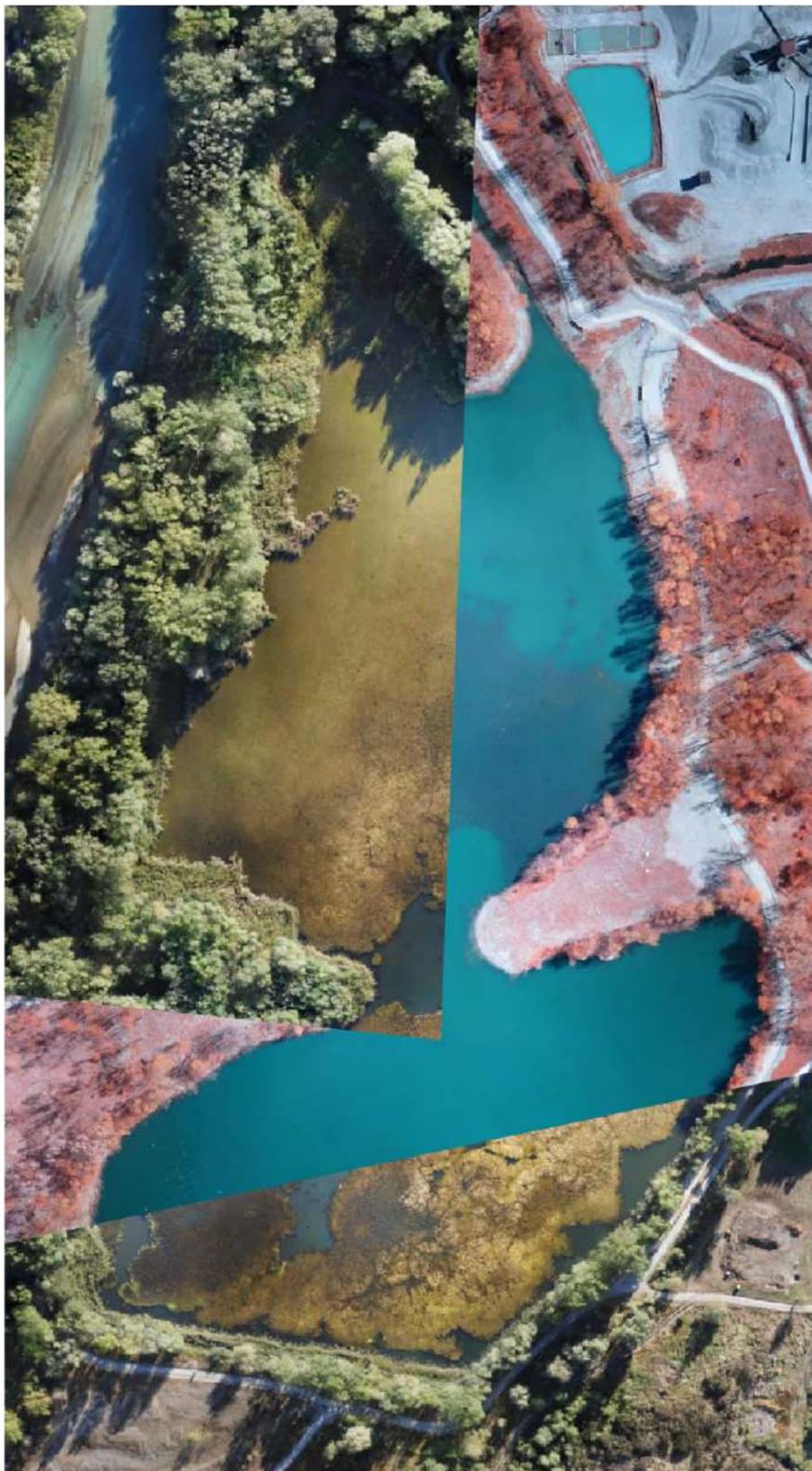
## ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Nat. zona umida di Les Iles di Saint Marcel (ortomosaico RGB)



**ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Nat. zona umida di Les Iles di Saint Marcel (ortomosaico NIR)**  
(ripresa da APR in data 15 aprile 2015)



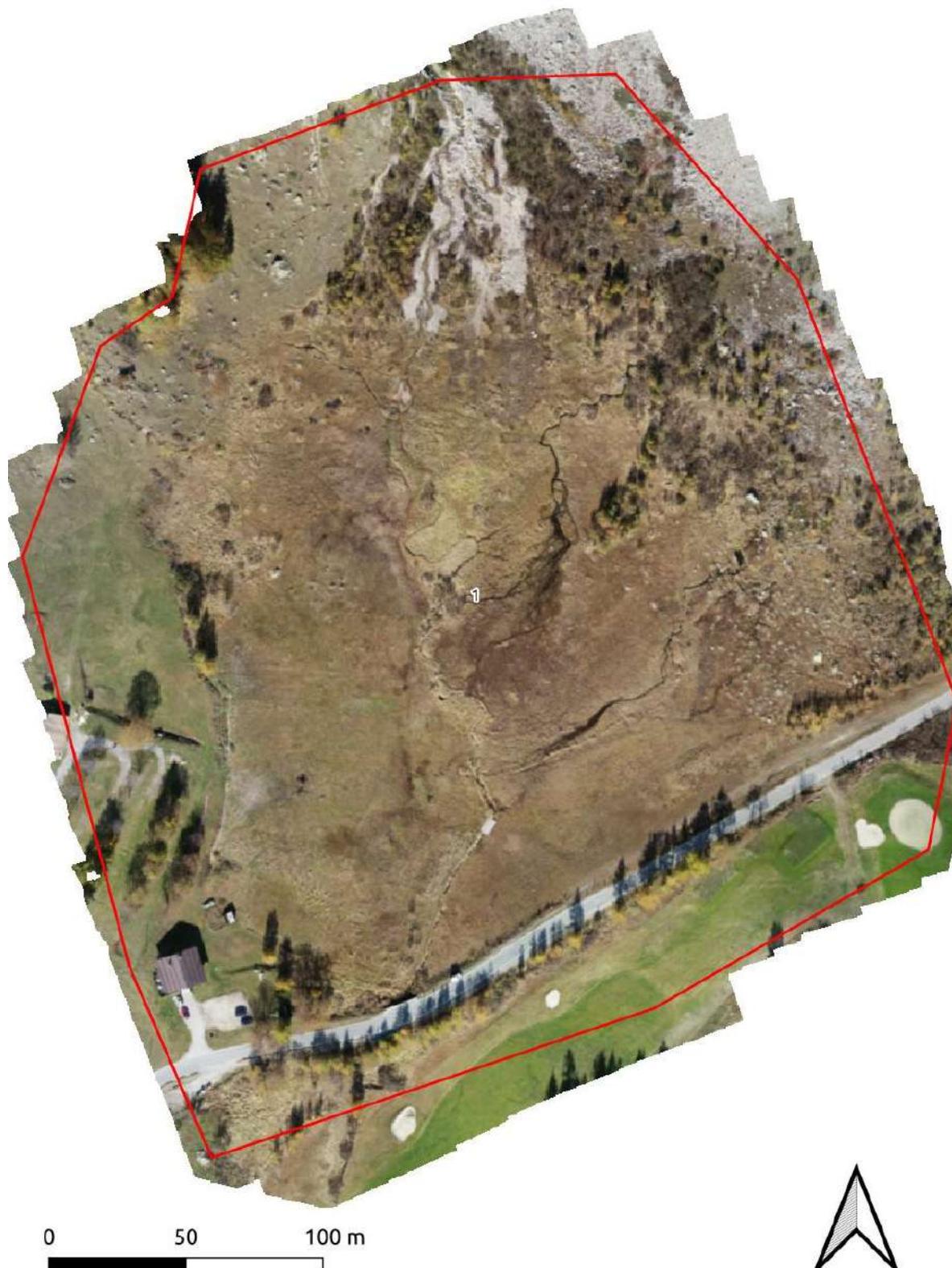
**ZSC/ZPS IT1205070 - Riserva Nat. zona umida di Les Iles di Saint Marcel (ortomosaico NIR)**  
(esempio di confronto parziale dell'estensione della vegetazione flottante nel periodo 2015-2020)



## ZSC IT1204032 – Talweg della Val Ferret (aree oggetto di ripresa)



## ZSC IT1204032 – Talweg della Val Ferret (ortomosaico RGB area 1)



**ATTIVITÀ SPERIMENTALE DI TELERILEVAMENTO E DI MAPPATURA  
DI DETTAGLIO FUNZIONALE AL MONITORAGGIO EVOLUTIVO DI  
ALCUNI HABITAT NATURA 2000 DELLA VALLE D'AOSTA  
NELL'AMBITO DEL PROGETTO N. 3896 "COBIODIV- COMPRENDERE  
LA BIODIVERSITA' E GLI ECOSISTEMI PER PROTEGGERLI MEGLIO  
INSIEME", FINANZIATO DAL PROGRAMMA DI COOPERAZIONE  
TRANSFRONTALIERA ITALIA-FRANCIA ALCOTRA 2014/2020 (FESR).**

**CUP B59E19000650007**

**PROPOSTA DI METODOLOGIA DI MONITORAGGIO DI ALCUNI HABITAT  
BASATA SU ORTOMOSAICI RGB E MODELLI DIGITALI DELLA  
SUPERFICIE DERIVATI DA RILIEVI APR**

(lettera D, art. 1 della Convenzione sottoscritta in data 14 ottobre 2020)



## Premessa

Nel presente documento vengono descritte in forma sintetica le attività finalizzate alla definizione dei protocolli di monitoraggio basati sui prodotti ottenuti tramite elaborazione fotogrammetrica di rilievi APR (ortomosaici a colore e modelli digitali della superficie ad altissima risoluzione geometrica). Tali protocolli si riferiscono ai 5 siti Natura 2000 della Valle d'Aosta, individuati di interesse per il progetto n. 3896 "COBIODIV - COMPRENDERE LA BIODIVERSITA' E GLI ECOSISTEMI PER PROTEGGERLI MEGLIO INSIEME", finanziato dal Programma di cooperazione transfrontaliera Italia-Francia ALCOTRA 2014/2020 (FESR).

Per la definizione dei metodi di monitoraggio ci si è avvalsi delle competenze specifiche del personale del Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi dell'Università degli Studi di Torino sia per la parte di verità in campo, utile all'applicazione delle tecniche di classificazione e fotointerpretazione, sia per gli aspetti più generali di funzionamento e struttura degli ecosistemi presenti nei diversi siti.

Le attività svolte hanno riguardato una prima fase di raccolta di materiale bibliografico, cartografico e relativo a immagini satellitari, al fine di svolgere un'indagine preliminare (e delle condizioni pregresse) sui cinque SIC oggetto d'indagine. Sono stati inoltre realizzati, nei mesi di maggio e giugno, alcuni sopralluoghi nelle cinque aree protette con l'obiettivo di descrivere le condizioni attuali delle aree di interesse e, in particolare, lo stadio fenologico dei tipi vegetazionali presenti, facendo riferimento alle specie con copertura dominante o con caratteristiche cromatiche e/o morfologiche tali da renderle facilmente visibili e classificabili nelle immagini ad alta risoluzione acquisite tramite APR.

Sono pertanto state definite le caratteristiche strutturali e funzionali degli habitat di interesse per identificare lo stato fenologico più adatto alla mappatura basata su immagini derivate da riprese tramite APR (ottimizzazione e massimizzazione dell'efficacia dell'interpretazione).

A seguire, la combinazione e integrazione di tutte le informazioni acquisite, si è proceduto alla definizione di una proposta di protocollo di monitoraggio per l'analisi delle variazioni areali degli habitat di interesse.

L'esito del lavoro viene fornito in cinque schede, una per ciascun sito, organizzate sulla base del modello Ispra per il monitoraggio degli Habitat, e così strutturate:

- caratteristiche generali del sito e relative immagini;
- tabella degli Habitat Natura 2000 presenti nel sito con relativo codice e copertura in ettari;
- mappa di tutti gli habitat presenti nel sito secondo mappature precedenti il presente lavoro;
- descrizione del sito e degli habitat;
- struttura, funzione e specie tipiche degli habitat;

- criticità e impatti;
- tecniche di monitoraggio;
- indicazioni operative;
- supporto alla fotointerpretazione degli habitat.

Nella sezione relativa alla “Struttura, funzione e specie tipiche degli habitat”, vengono descritte le caratteristiche vegetazionali dei siti con un nuovo approccio, ovvero tenendo conto della possibilità di svolgere il monitoraggio attraverso la fotointerpretazione di immagini acquisite tramite APR. Pertanto, il lavoro si è svolto evidenziando, per ciascuna area, le specie arboree, arbustive ed erbacee dominanti o che, per caratteristiche morfologiche, fenologiche, cromatiche e/o di tessitura, siano più facilmente visibili e classificabili nelle immagini ad alta/altissima risoluzione.

Si vuole precisare che tale tipo di monitoraggio, il cui uso è in rapido consolidamento per le attività di ricerca naturalistica e monitoraggio ambientale, rappresenta uno strumento particolarmente utile in ragione della sua risoluzione geometrica e della versatilità del momento di acquisizione, in quanto l'elevato dettaglio offre una maggiore efficienza nella classificazione e monitoraggio della vegetazione anche su piccola scala, fino addirittura a livello di specie. Questi vantaggi permettono di studiare, non solo la distribuzione della vegetazione ad elevato dettaglio, ma di apprezzarne il dinamismo su scala temporale ridotta. Quest'ultimo aspetto è fondamentale per individuare con anticipo processi di degradazione degli habitat, come la diffusione di specie alloctone e/o invasive. Inoltre, rispetto al monitoraggio in campo, il metodo della fotointerpretazione è indubbiamente meno oneroso e più rapido da attuare. A completamento di quanto indicato, si ritiene doveroso precisare che entrambi i metodi di monitoraggio necessitano di competenze specifiche nello studio della vegetazione e di una buona conoscenza dei territori oggetto di indagine.

In linea generale, si evidenzia la necessità, in tutti i siti, di effettuare un monitoraggio con sopralluogo in campo (al massimo) ogni 6 anni, per i siti di alta quota, e ogni 3 anni, per i siti di bassa quota, nei quali i processi di dinamica vegetazionale avvengono più rapidamente anche a causa dell'elevata pressione antropica. Si consiglia, inoltre, di effettuare il monitoraggio tramite APR possibilmente ogni 3 anni in tutti i siti, acquisendo le immagini durante fasi fenologiche il più possibile simili per ciascun sito.

In calce ad ogni scheda vengono fornite delle immagini rappresentative degli habitat di maggiore interesse ed estensione, che possono fornire un supporto all'operatore incaricato di eseguire la classificazione delle immagini tramite fotointerpretazione.

Si procederà nel prossimo futuro, alla sperimentazione e applicazione di metodi di classificazione e/o segmentazione disponibili in letteratura per la mappatura di habitat naturali.

Infine, si propone di procedere nel corso dell'estate 2021 ad un confronto specifico su quanto proposto al fine di meglio definire gli elementi connessi alla frequenza e tempistica delle attività di monitoraggio tramite APR e in campo, sulla base delle necessità informative della struttura regionale competente in materia e delle reali possibilità operative.

Il tecnico incaricato

Umberto Morra di Cella



## IT1203030 - Formazioni Steppiche della Côte de Gargantua

**Comuni:** Gressan

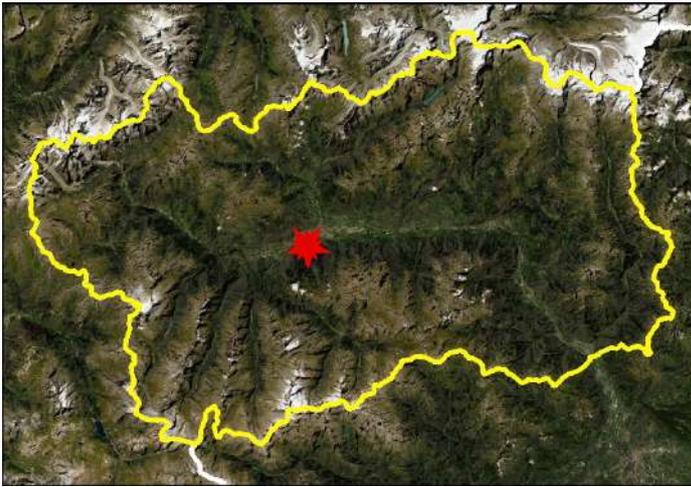
**Superficie:** 19 ha

**Altitudine minima:** 607 m s.l.m.

**Altitudine massima:** 776 m s.l.m.

**Longitudine:** 7.294167

**Latitudine:** 45.717778

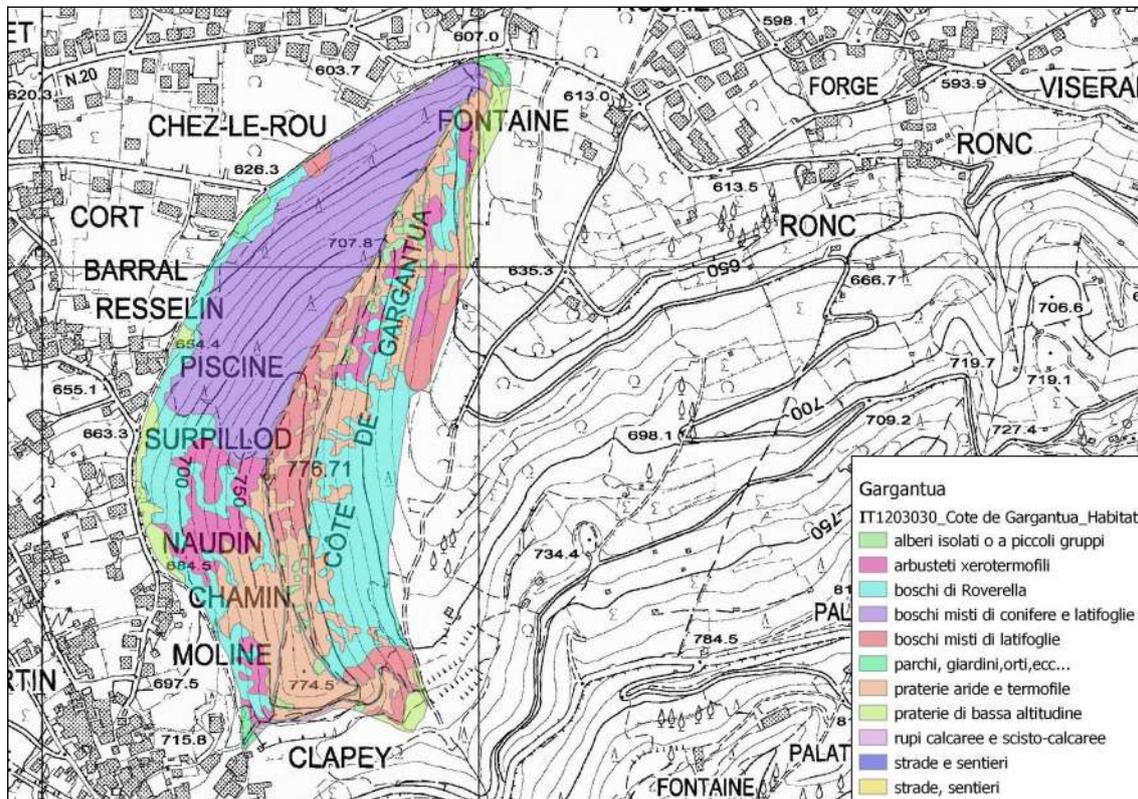


### Habitat presenti nel sito:

Codice	Habitat	Copertura [ha]
6110	Formazioni erbose calcicole rupicole o basofile dell <i>Alyso-Sedion albi</i>	0.1
6210	Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo ( <i>Festuco-Brometalia</i> )	2.01
6240	Formazioni erbose sub-pannoniche	2.01
6510	Praterie magre da fieno a bassa altitudine	0.52

n.d.	Rimboschimento	
n.d.	Vigneti, frutteti, ecc.	

### Mappa degli Habitat Presenti nel sito:



**Descrizione del sito e degli habitat:** La Côte de Gargantua è un rilievo caratteristico a forma di sperone allungato, posto nel comune di Gressan. Addossato al versante orografico destro della vallata principale, ha un'origine ancora dibattuta: secondo le ipotesi è una morena rimaneggiata o una porzione residua di delta glaciolacustre. La matrice di depositi sciolti che formano il rilievo include un ricco campionario di blocchi rocciosi di varia origine, che comprendono anche numerosi massi erratici.

Grazie alla sua posizione e alla sua morfologia, il sito è caratterizzato da un ambiente pseudostepico, caratterizzato da aridità climatica accentuata, dai ripidi versanti e dai materiali sciolti e drenanti che formano il rilievo. Di conseguenza, la flora è ricca di elementi xerotermofili che formano habitat molto interessanti in quanto limitati, nelle Alpi, ai distretti geografici endalpici, tra cui la Valle d'Aosta, con la Valle di Susa e il Vallese, rappresenta uno degli esempi più rari, caratteristici e pregiati.

Ampi settori di questo Sic sono stati interessati nel passato da ripetuti interventi di rimboschimento allo scopo di ridurre i fenomeni erosivi. Questi rimboschimenti hanno avuto pieno successo solo nel settore nord-occidentale dove sono densamente presenti popolamenti di *Betula pendula*, *Castanea sativa*, *Celtis australis*, *Corylus avellana*, *Fraxinus excelsior*, *Laburnum anagyroides*, *Larix decidua*, *Ostrya carpinifolia*, *Picea abies*, *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*, *Populus nigra*, *Prunus dulcis*, *Quercus pubescens* e *Ulmus minor*. Ai piedi del rilievo sono presenti alcuni vigneti e coltivi.

Due sono gli habitat d'interesse comunitario costituiti da vegetazione erbacea xerotermofila, ricca di elementi di origine mediterranea e steppica: le "Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo" (cod. 6210) e le "Formazioni erbose steppiche sub-pannoniche" (cod. 6240\*). Entrambi gli ambienti ricoprono superfici estese sui versanti orientali e sud-occidentali. Tra le specie osservate citiamo *Artemisia campestris*, *Bromus erectus*, *Centaurea scabiosa*, *Euphorbia seguieriana*, *Fumana procumbens*, *Koeleria macrantha*, *Medicago minima*, *Onosma helvetica*, *Stipa eriocalis*. Queste due formazioni necessitano di un monitoraggio costante, al fine di rilevare segnali di inar bustamento o di rimboschimento da parte della roverella, già ampiamente diffusa nell'area.

Infine, ristretti lembi di "Praterie magre da fieno a bassa altitudine" (cod. 6510) sono localizzati ai piedi del pendio.

**Struttura, funzione e specie tipiche degli habitat:** Essendo un sito a bassa quota con caratteristiche xerotermofile, a metà giugno gli habitat presentano già caratteristiche morfologiche differenti che ne permettono un riconoscimento rapido tramite la fotointerpretazione di immagini ad alta risoluzione, soprattutto con il supporto di modelli digitali della superficie. Infatti, le distinzioni tra vegetazione arborea, arbustiva ed erbacea possono essere eseguite sfruttando la diversa altezza e morfologia delle specie presenti nei vari habitat.

Per quanto riguarda lo strato arboreo, latifoglie e conifere possono essere distinte tra di loro in maniera ottimale durante il periodo autunnale, grazie al cambiamento cromatico delle latifoglie nella fase di senescenza. Tale cambiamento non si verifica per le conifere, ad eccezione del larice, che resta comunque facilmente identificabile per la morfologia e la tessitura della sua chioma. Qualora si volesse compiere un approfondimento sulla presenza del castagno, si consiglia di sfruttare le infiorescenze di colore bianco-giallastro ben visibili durante il mese di giugno.

Lo strato arbustivo, essendo composto in gran parte da giovani esemplari di *Quercus pubescens*, *Celtis australis*, *Robinia pseudoacacia* e *Juniperus communis*, può essere facilmente monitorato sia all'inizio del periodo estivo (giugno) sia in autunno (ottobre-novembre), in quanto presenta caratteristiche cromatiche e di altezza che permettono di distinguerlo facilmente dalle praterie e dai boschi circostanti.

Infine, le praterie xeriche, spesso intervallate da piccole zone di detrito e/o suolo nudo, già all'inizio della stagione estiva possono presentare biomassa epigea senescente, a causa della scarsa disponibilità idrica che caratterizza la zona. Le specie che producono fiori vistosi, come *Centaurea scabiosa*, *Fumana procumbens*, *Dianthus sylvestris*, possono aiutare nell'identificazione di tali habitat, ma, considerate le piccole dimensioni, la loro presenza può essere di supporto solo nel caso di immagini a risoluzione molto elevata (1-2 cm) o nel caso di densi popolamenti.

**Criticità, impatti e specie tipiche:** Una delle criticità del sito è legata alla presenza di alcune specie alloctone e/o invasive quali *Robinia pseudoacacia*, ampiamente osservata in tutto il comparto boschivo dell'area, e *Ailanthus altissima*. Ai piedi del rilievo, la presenza antropica influisce in minima parte con coltivi e vigneti.

La minaccia più importante alla conservazione delle formazioni erbacee steppiche è la dinamica della vegetazione arborea, che sta completamente colonizzando le zone a prateria, causando la riduzione della copertura delle specie steppiche. Nella gran parte del Sic, infatti, sono già presenti arbusti e giovani alberi. Nelle zone a substrato più drenante il dinamismo della vegetazione è molto lento, ma la diffusione delle arbustive e delle arboree è comunque prevedibile in tempi brevi. Le oasi xerotermiche di Foresto e Chianocco in Val di Susa, che rappresentano un'area simile a questo Sic, sono state ampiamente studiate nel Progetto Life "Xerograzing", nell'ambito del quale l'habitat

“Praterie steppiche sub-pannoniche” è stato oggetto di pascolamento ovino e di taglio della roverella, ai fini della sua conservazione.

La presenza turistica è limitata ai sentieri tracciati e quindi non minaccia gli habitat presenti.

**Tecniche di monitoraggio:** mappatura della vegetazione tramite l’analisi di immagini ad alta risoluzione (1-10 cm) acquisite tramite drone e analisi del cambiamento della copertura dei diversi tipi di vegetazione a intervalli temporali regolari. Si consiglia inoltre di eseguire, contemporaneamente all’acquisizione delle immagini, il rilievo di punti di controllo a terra da utilizzare sia come supporto alla classificazione delle immagini sia come validazione della stessa. Il rilievo dovrà servire all’identificazione in campo del tipo di vegetazione e/o dell’habitat presente nei punti di controllo.

**Indicazioni operative:** si consiglia di eseguire l’acquisizione delle immagini e il rilievo a terra ogni tre anni, durante la fase di senescenza, tra metà ottobre e novembre. Poiché in questo Sic l’azione di monitoraggio riguarda prevalentemente l’espansione di specie arboree e arbustive, il periodo di acquisizione delle immagini tramite drone risulta meno vincolante, in quanto alberi e arbusti sono ben visibili sia nella stagione tardo-primaverile sia in quella autunnale. A ogni modo, per una mappatura di maggiore dettaglio si consiglia di sfruttare il periodo autunnale.

Per quanto riguarda la raccolta dei punti di controllo a terra, si raccomanda di utilizzare un campionamento random stratificato, al fine di rilevare tutti gli habitat presenti nella cartografia da aggiornare, con un numero di repliche minimo di tre punti per tipologia vegetazionale. Infine, durante l’attività di campionamento è consigliabile registrare le coordinate di aree colonizzate da specie indicatrici di dinamismo vegetazionale e specie alloctone e/o invasive, secondo quanto riportato in *Criticità e impatti*.

#### Supporto alla fotointerpretazione degli habitat:



Parchi, giardini, orti, ecc.



Boschi misti di latifoglie.



Boschi misti di conifere e latifoglie.



Boschi di Roverella.



Arbusteti xerotermofili.



Praterie di bassa altitudine.

## IT1205070 - Zona Umida di Les Iles di Saint - Marcel

**Comuni:** Saint-Marcel, Brissogne, Quart, Nus

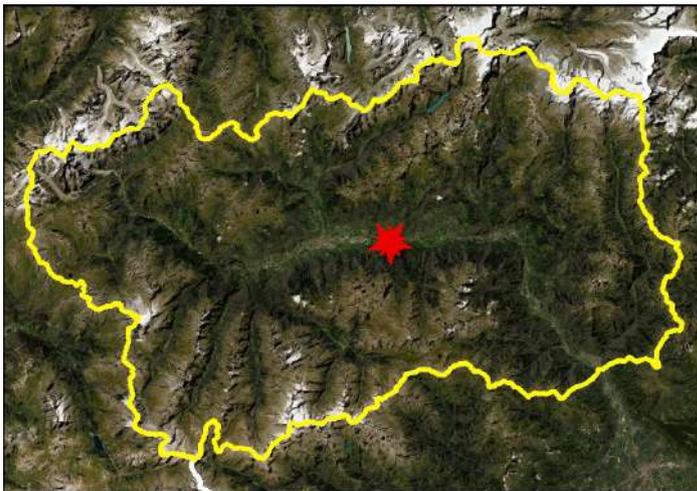
**Superficie:** 35 ha

**Altitudine minima:** 526 m s.l.m.

**Altitudine massima:** 530 m s.l.m.

**Longitudine:** 7.433056

**Latitudine:** 45.737222

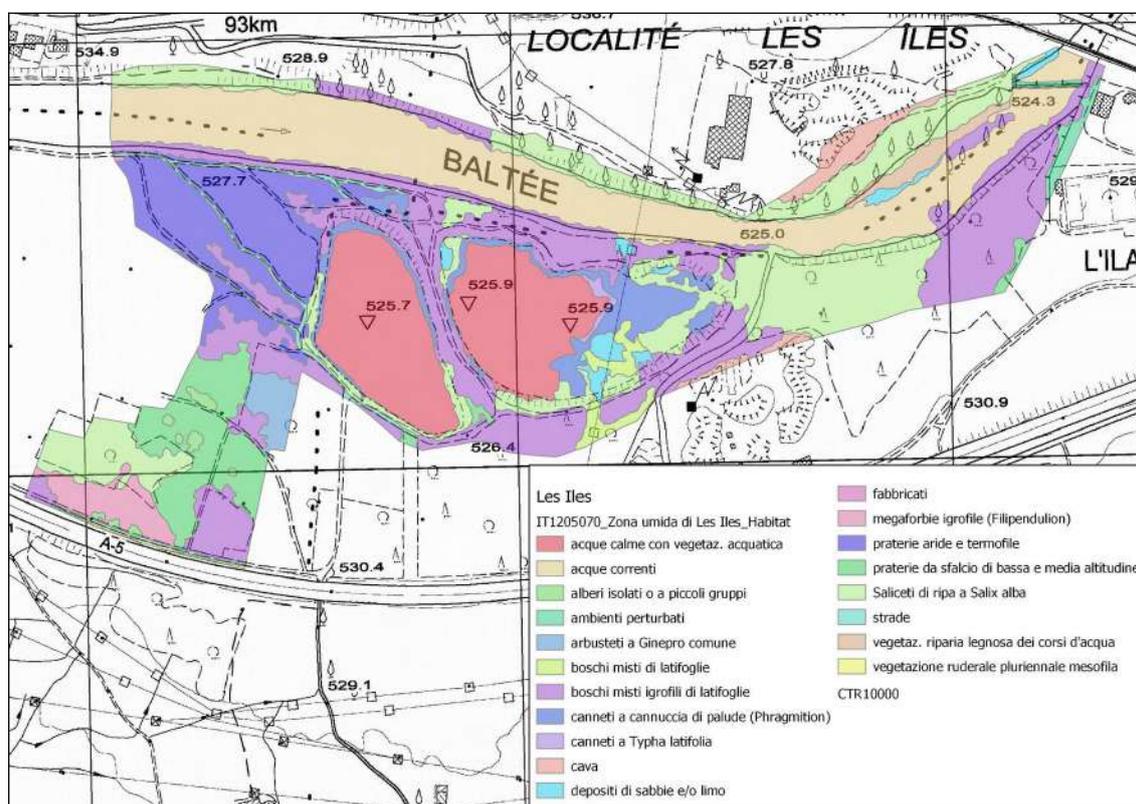


### Habitat presenti nel sito:

Codice	Habitat	Copertura [ha]
3130	Acque stagnanti, da oligotrofiche a mesotrofiche, con vegetazione dei <i>Littorelletea uniflorae</i> e/o degli <i>Isoëto-Nanojuncetea</i>	0.7
3150	Laghi eutrofici naturali con vegetazione del tipo <i>Magnopotamion</i> o <i>Hydrocharition</i>	4.38
3220	Fiumi alpini e loro vegetazione riparia erbacea	1.75
3230	Fiumi alpini e loro vegetazione riparia legnosa di <i>Myricaria</i>	0.33

	<i>germanica</i>	
5130	Formazioni di <i>Juniperus communis</i> su lande o prati calcicoli	0.36
6210	Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo ( <i>Festuco-Brometalia</i> )	2.99
6430	Bordure planiziali, montane e alpine di megaforbie idrofile	0.63
6510	Praterie magre da fieno a bassa altitudine	1.88
7230	Torbiere basse alcaline (paludi a piccole carici basofile)	0.7
91E0	Foreste alluvionali di <i>Alnus glutinosa</i> e <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i> )	14.82

### Mappa degli Habitat Presenti nel sito:



**Descrizione del sito e degli habitat:** Les Îles de Saint-Marcel ospitano uno degli ultimi lembi di bosco ripario di fondo valle che si possono trovare in Valle d'Aosta, sebbene gli interventi antropici e gli eventi alluvionali abbiano modificato notevolmente il paesaggio. Questo habitat rientra nei "Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)" (cod. 91E0\*) ed è costituito da essenze arboree dalle elevate esigenze idriche, soprattutto *Alnus glutinosa*, *Alnus incana* e *Salix alba*. Tra le altre specie presenti, si segnalano *Betula pubescens*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Equisetum* spp., *Humulus lupulus*, *Populus alba*, *P. tremula*, *Prunus avium*, *Rubus caesius*, *Sambucus nigra*, *Robinia pseudoacacia* e *Urtica dioica*.

La parte centrale del SIC è occupata da due laghi di ridotte dimensioni in corso di interrimento, appartenenti all'habitat "Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*" (cod. 3150). Lungo le loro sponde, sono presenti densi popolamenti di *Phragmites australis* e *Typha latifolia*.

La parte occidentale, invece, è occupata da prati da sfalcio ("Praterie magre da fieno a bassa altitudine - *Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*", cod. 6510), da praterie aride su substrato calcareo della *Festuco-Brometalia* (cod. 6210\*) e da una formazione a *Juniperus communis* (cod. 5130). Va segnalata, inoltre, la presenza lungo le rive della Dora Baltea dell'habitat "Fiumi alpini e loro vegetazione riparia legnosa di *Myricaria germanica*" (cod. 3230).

Tra le specie dell'habitat 6210 *Festuco-Brometalia*, sono state osservate *Bromus squarrosus*, *Lappula squarrosa*, *Isatis tinctoria*, *Elymus repens*, *Asparagus acutifolius*.

**Struttura, funzione e specie tipiche degli habitat:** La vegetazione arborea, così come la formazione a *Juniperus communis* (cod. 5130), sono facilmente riconoscibili da immagini ad alta risoluzione acquisite tramite drone, in tutte le stagioni, per via delle loro caratteristiche morfologiche. In primavera, all'interno delle foreste alluvionali, è possibile distinguere le chiome argentate del salice bianco. Tuttavia, la distinzione tra i diversi habitat arborei e arbustivi è ulteriormente facilitata durante la fase di senescenza, che permette di distinguere senza ambiguità la chioma sempreverde dei ginepri. La limitazione delle zone acquatiche è facilitata dalla presenza di *Phragmites australis*, che assume colorazioni giallo-brune durante il periodo autunnale (ottobre - novembre).

Le praterie xeriche presentano una spiccata colorazione verde chiaro a metà giugno; alcune parti, tuttavia, possono essere già senescenti a seguito di scarsa disponibilità idrica e/o ciclo vitale terminato e presentare, quindi, colorazioni più tendenti al giallo/ocra già in luglio. Non si registrano fioriture importanti e vistose.

**Criticità e impatti:** Gli ambienti ripari lungo i grandi corsi d'acqua sono per loro natura sottoposti a innumerevoli fattori dinamici. La vicinanza di questo sito a un impianto di estrazione di inerti, all'autostrada e ai coltivi e i numerosi fenomeni alluvionali, nonché le correzioni artificiali della Dora durante l'ultimo secolo, hanno contribuito a rendere maggiormente critica la naturale dinamica evolutiva del sito e anche a facilitare l'arrivo e la diffusione di specie esotiche.

Tra le specie presenti, durante un sopralluogo sono state segnalate due specie altamente invasive, *Solidago gigantea* e *Reynoutria japonica*, oltre a *Robinia pseudoacacia*.

Il sito è attraversato da piste ciclabili e sentieri, costruiti in seguito a regolamentazione della fruizione turistica. Tuttavia le zone acquatiche maggiormente vulnerabili sono protette da reti metalliche che ne impediscono l'accesso.

**Tecniche di monitoraggio:** mappatura della vegetazione tramite l'analisi di immagini ad alta risoluzione (1-10 cm) acquisite tramite drone e analisi del cambiamento della copertura dei diversi tipi di vegetazione a intervalli temporali regolari. Si consiglia inoltre di eseguire, contemporaneamente all'acquisizione delle immagini, il rilievo di punti di controllo a terra da utilizzare sia come supporto alla classificazione delle immagini sia come validazione della stessa. Il rilievo dovrà servire all'identificazione in campo del tipo di vegetazione e/o dell'habitat presente nei punti di controllo.

**Indicazioni operative:** si consiglia di eseguire l'acquisizione delle immagini e il rilievo a terra ogni tre anni, durante la fase di senescenza, tra metà ottobre e metà novembre. Qualora l'obiettivo fosse quello di monitorare la presenza di specie esotiche o di mappare la vegetazione a una scala di maggiore dettaglio, si consiglia l'utilizzo di un'immagine primaverile (maggio-giugno) oltre a quella

autunnale. La fenologia primaverile del sito, infatti, permette di distinguere la fioritura delle specie alloctone presenti e di monitorarne l'area di copertura.

La raccolta di punti di controllo a terra è indispensabile in particolare per questo sito di bassa quota, nel quale il disturbo antropico è intenso e può generare forti cambiamenti della dinamica vegetazionale. In particolare si consiglia di monitorare la presenza di specie esotiche invasive con sopralluoghi in campo, poiché la fotointerpretazione delle immagini acquisite tramite drone è in grado di rilevare la diffusione e l'espansione di tali specie quando i loro popolamenti interessano già aree di medie-grandi dimensioni, in particolare per le erbacee.

Per quanto riguarda la raccolta dei punti di controllo a terra, si raccomanda di utilizzare un campionamento random stratificato, al fine di rilevare tutti gli habitat presenti nella cartografia da aggiornare, con un numero di repliche minimo di tre punti per tipologia vegetazionale. Infine, durante l'attività di campionamento è consigliabile registrare le coordinate di aree colonizzate da specie indicatrici di dinamismo vegetazionale, secondo quanto riportato in Criticità e impatti.

### **Supporto alla fotointerpretazione:**



Saliceti di ripa a *Salix alba*.



Praterie da sfalcio di bassa e media altitudine.



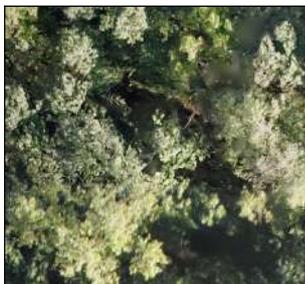
Praterie aride e termofile.



Megaforbie igrofile (Filipendulion).



Canneti a cannuccia di palude (Phragmition).



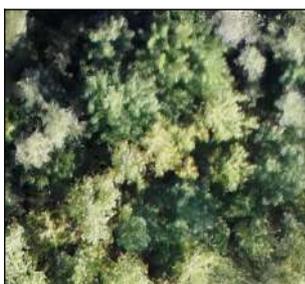
Boschi misti igrofilo di latifoglie.



Acque correnti.



Acque calme con vegetazione acquatica.



Vegetazione riparia legnosa dei corsi d'acqua.

# IT1205082 - Stagno di Lo Ditor

**Comuni:** Torgnon

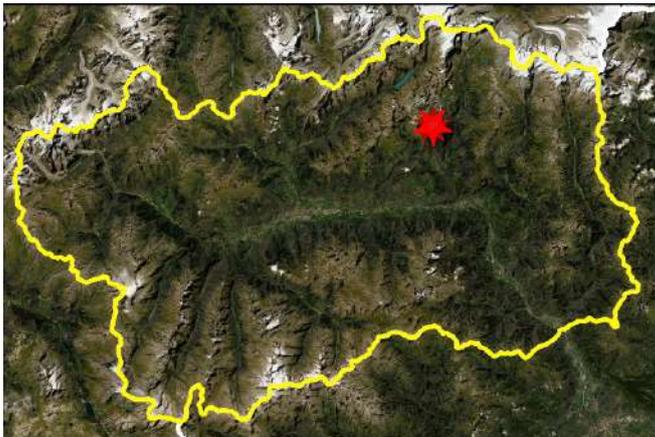
**Superficie:** 22 ha

**Altitudine minima:** 1920 m s.l.m.

**Altitudine massima:** 2083 m s.l.m.

**Longitudine:** 7.564722

**Latitudine:** 45.848333

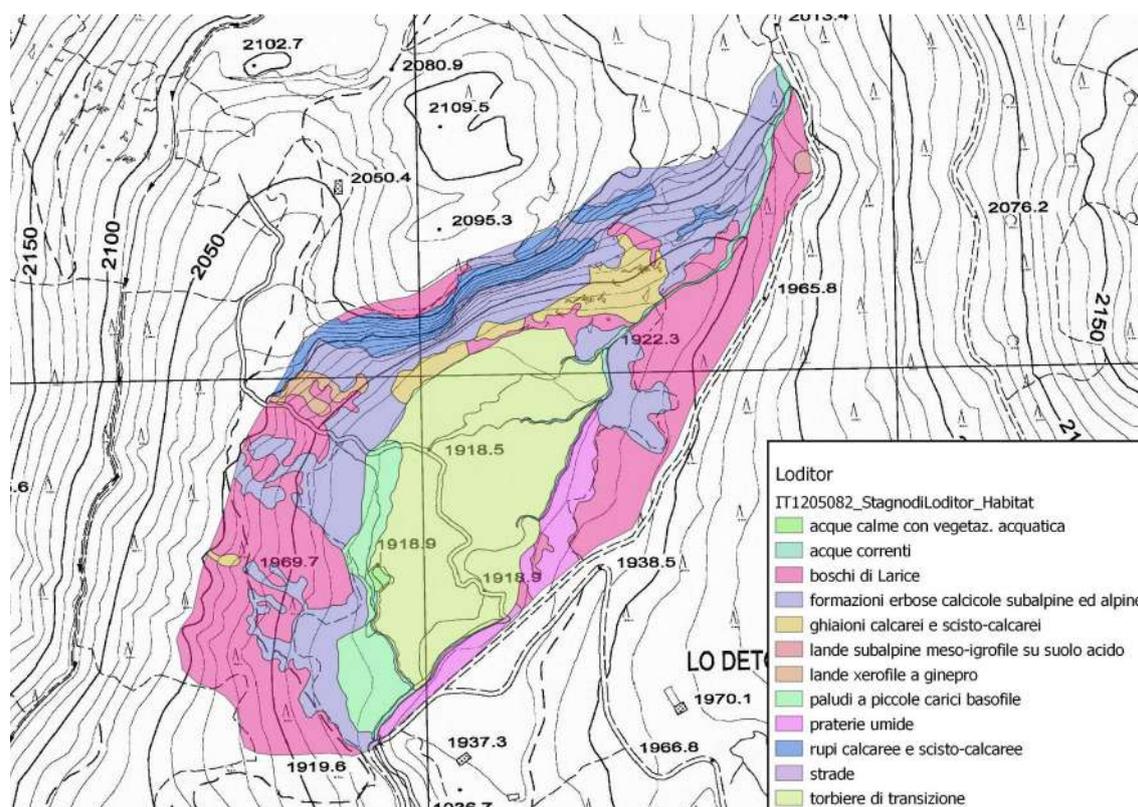


## Habitat presenti nel sito:

Codice	Habitat	Copertura [ha]
4060	Lande alpine e boreali	0.22
6170	Formazioni erbose calcicole alpine e subalpine	5.54
7140	Torbiere di transizione e instabili	5.31
7220	Sorgenti pietrificanti con formazione di travertino ( <i>Cratoneurion</i> )	0.22
7230	Torbiere basse alcaline (paludi a piccole carici basofile)	1.03

8120	Ghiaioni calcarei e scistocalcarei montani e alpini ( <i>Thlaspietea rutundifolii</i> )	0.86
8210	Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica	1.17
9420	Foreste alpine di <i>Larix decidua</i> e/o <i>Pinus cembra</i>	6.82

### Mappa degli Habitat presenti nel sito:



**Descrizione del sito e degli habitat:** il sito, localizzato nel comune di Torgnon, è caratterizzato da una piana piuttosto estesa che ospita un'area caratterizzata da diversi habitat palustri, circondata da boschi di larice e sormontata a nord da una parete rocciosa di calcescisti e prasiniti (habitat classificato come “Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica”, cod. 8210). La piana è attraversata da un torrente che, insieme a sorgenti calcaree laterali, garantisce l’apporto idrico allo stagno ormai in fase avanzata di interrimento e in gran parte impaludato.

Gli habitat più interessanti dal punto di vista conservazionistico sono quelli legati alla presenza dell’acqua. Le sorgenti di acque calcaree sono colonizzate da un’associazione di Briofite (*Cratoneurion*) che determina l’habitat delle “Sorgenti petrificanti con formazioni di travertino” (cod. 7240\*). Ai piedi della parete rocciosa sono visibili ghiaioni calcarei e scisto-calcarei (cod. 8120) colonizzati da densi cespi di *Festuca* sp. Gran parte della palude è occupata da “Torbiere di transizione” (cod. 7140), con presenza di vaste estensioni di cuscini di sfagni, numerose carici igrofile e numerosi esemplari di *Deschampsia cespitosa*. Dove l’acqua libera forma pozze e rigagnoli,

compaiono specie acquatiche come *Ranunculus peltatus*, *Groenlandia densa* e *Utricularia minor*. Nel settore occidentale della piana umida è presente invece l'habitat "Torbiere basse alcaline" (cod. 7230), composto da piccole carici basofile, numerose orchidee e specie dei generi *Pinguicula* ed *Equisetum*, oltre ad esemplari di *Juncus triglumis* e *Primula farinosa*. Nel settore sud-orientale sono presenti praterie umide caratterizzate da equiseti e numerosi esemplari di *Trollius europaeus*. Questa specie si ritrova anche nelle "Formazioni erbose calcicole subalpine ed alpine" (cod. 6170) che occupano una grande estensione nella parte occidentale e settentrionale del sito, insieme a *Gentiana acaulis* e *Asphodelus albus*.

Nelle zone di ecotono tra tali formazioni erbose e le "Foreste alpine di *Larix decidua*" (cod. 9420) sono osservabili numerosi arbusti di *Juniperus communis*, *Rosa* sp. e *Salix* sp. Nei boschi di larice, altre specie presenti sono *Homogyne alpina*, *Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium myrtillus* e *Veronica officinalis*.

**Struttura, funzione e specie tipiche degli habitat:** Gli habitat **arborei** rientrano nelle "Foreste alpine di *Larix decidua*" (cod. 9420). Il periodo migliore per poterli monitorare da remoto è quello autunnale (fine settembre-ottobre), poiché il caratteristico ingiallimento delle foglie in fase di senescenza (da verde a giallo-arancio) ne permette una marcata e rapida identificazione e distinzione da altre conifere sempreverdi presenti nell'area. Allo stesso modo, ma per ragioni opposte, gli habitat **arbustivi** facenti capo alle formazioni a *Juniperus* (cod. 4060) sono facilmente distinguibili nel periodo autunnale essendo sempreverdi.

Durante la prima fase della stagione vegetativa (fino a metà giugno), gli habitat **erbacei** sono ancora in fase di rinverdimento. La torbiera di transizione e le praterie a basse carici basofile presentano una colorazione gialla dovuta alle foglie senescenti dell'anno precedente (fenomeno osservato in particolare in tutte le specie di *Carex* spp. e in *Deschampsia cespitosa*). Le formazioni erbose calcicole e le praterie umide, invece, nello stesso periodo, sono caratterizzate da una colorazione verde acceso, in quanto la vegetazione si trova in uno stato più avanzato dello sviluppo vegetativo. Sebbene le fasi primaverili delle diverse comunità vegetali offrano un'eterogeneità cromatica vantaggiosa ai fini della classificazione della vegetazione, è importante tenere conto della variabilità temporale sia dell'inizio sia della durata di questa fase fenologica, che dipende strettamente dalla fusione del manto nevoso e dalle condizioni climatiche. Inoltre, l'aumento del livello dell'acqua in torbiera, che si verifica a primavera inoltrata (giugno), in conseguenza dell'apporto idrico dovuto alla fusione del manto nevoso ad altitudini maggiori rispetto al sito, riduce la visibilità dell'habitat umido e quindi la possibilità di identificarne correttamente la vegetazione presente al suo interno. Il periodo autunnale e la fase di senescenza della vegetazione, all'incirca da metà settembre a fine ottobre, sono caratterizzati da una maggiore eterogeneità cromatica, all'interno della quale i colori caratteristici delle carici e delle graminacee idrofile e igrofile permettono di identificarle e delinearne facilmente le aree di copertura, rispetto alle altre formazioni erbacee. Infine, i ghiaioni calcarei e scisto-calcarei sono facilmente distinguibili durante tutte le fasi fenologiche della vegetazione, grazie alle loro caratteristiche morfologiche e cromatiche uniche e costanti.

**Criticità e impatti:** la criticità principale per la conservazione del sito è legata all'interramento della zona paludosa con conseguente perdita di biodiversità dovuta alla dinamica vegetazionale della successione secondaria, che in tale sito può determinare l'ingresso di specie arbustive e arboree, quali *Salix* sp., *Rosa* sp. e specie acidofile caratteristiche delle vegetazioni di brughiera. Un ulteriore fattore da tenere in considerazione è il pascolamento delle praterie umide circostanti, che può causare un

arricchimento in azoto e quindi un'accelerazione della dinamica vegetazionale dovuta all'aumento della produttività primaria netta.

**Tecniche di monitoraggio:** mappatura della vegetazione tramite l'analisi di immagini ad alta risoluzione (1-10 cm) acquisite tramite drone e analisi del cambiamento della copertura dei diversi tipi di vegetazione a intervalli temporali regolari. Si consiglia inoltre di eseguire, contemporaneamente all'acquisizione delle immagini, il rilievo di punti di controllo a terra da utilizzare sia come supporto alla classificazione delle immagini sia come validazione della stessa. Il rilievo dovrà servire esclusivamente all'identificazione in campo del tipo di vegetazione e/o dell' habitat presente nei punti di controllo.

**Indicazioni operative:** si consiglia di eseguire l'acquisizione delle immagini e il rilievo a terra ogni tre anni, durante la fase di senescenza, tra fine settembre e ottobre. Infatti, alle quote della fascia subalpina e alpina, rispetto al periodo primaverile, le fasi fenologiche autunnali presentano, oltre che una notevole eterogeneità cromatica della vegetazione, una ridotta variabilità temporale e una maggiore durata, rendendo l'organizzazione delle azioni di monitoraggio più flessibile. Per quanto riguarda la raccolta dei punti di controllo a terra, si raccomanda di utilizzare un campionamento random stratificato, al fine di rilevare tutti gli habitat presenti nella cartografia da aggiornare, con un numero di repliche minimo di tre punti di controllo per habitat e una dimensione del campione correlata all'estensione della superficie dei singoli habitat. Infine, durante l'attività di campionamento è consigliabile registrare le coordinate di aree colonizzate da specie indicatrici di dinamismo vegetazionale, secondo quanto riportato in *Criticità e impatti*, al fine di monitorare il tasso di cambiamento di copertura causato dalle dinamiche della vegetazione.

#### Supporto alla fotointerpretazione degli habitat:



**9420:** Foreste alpine di *Larix decidua* e/o *Pinus cembra*.



**6170:** Formazioni erbose calcicole alpine e subalpine.



**8120:** Ghiaioni calcarei e scistocalcarei montani e alpini.



**7230:** Torbiere basse alcaline (paludi a piccole carici basofile).



**Cod.** Praterie umide.



**8210:** Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica.



**7140:** Torbiere di transizione e instabili.

## IT1203020 - Lago di Lolair

**Comuni:** Arvier

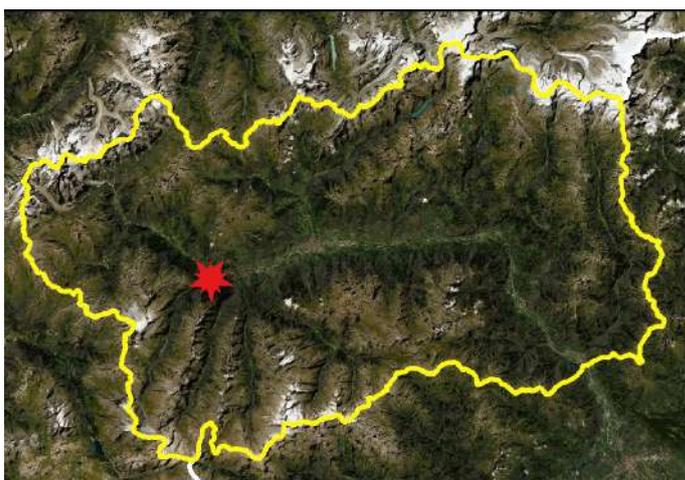
**Superficie:** 28 ha

**Altitudine minima:** 1180 m s.l.m.

**Altitudine massima:** 1500 m s.l.m.

**Longitudine:** 7.136111

**Latitudine:** 45.694722

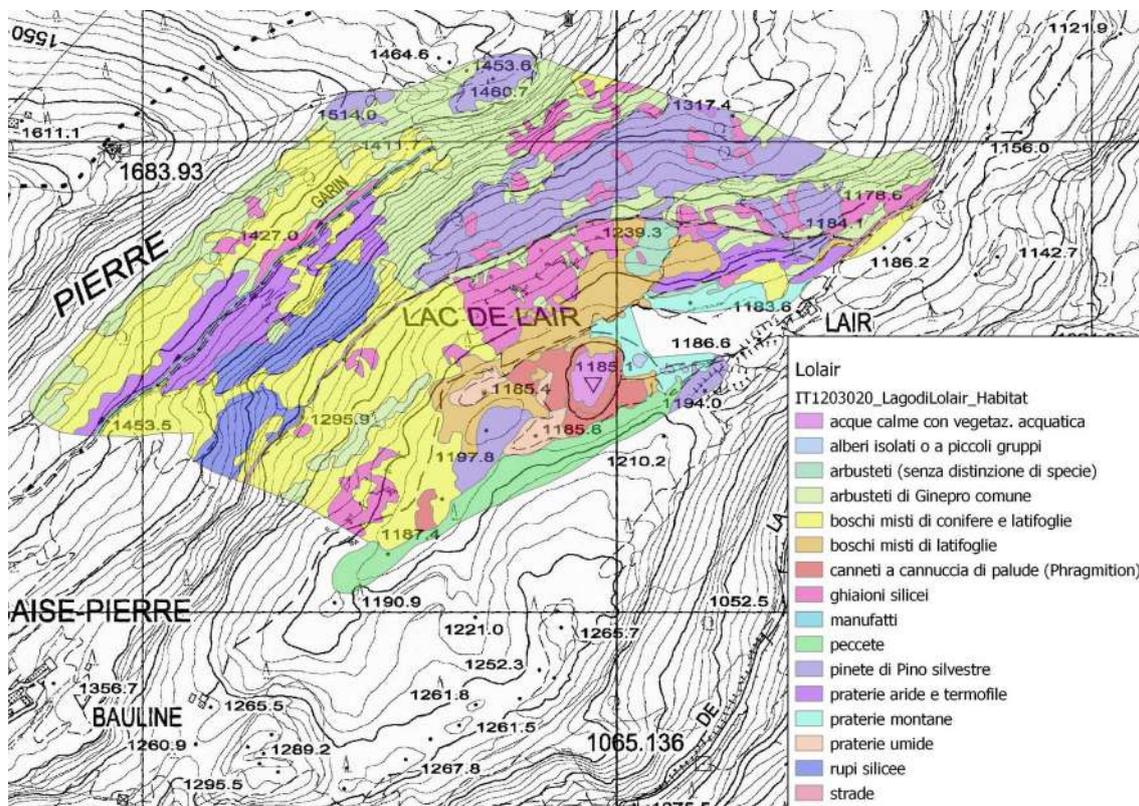


### Habitat presenti nel sito:

Codice	Habitat	Copertura [ha]
3150	Laghi eutrofici naturali con vegetazione del tipo <i>Magnopotamion</i> o <i>Hydrocharition</i>	0.19
4060	Lande alpine boreali	1.96
5130	Formazioni di <i>Juniperus communis</i> su lande o prati calcicoli	5.59
6210	Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo ( <i>Festuco-Brometalia</i> )	0.91

6240	Formazioni erbose sub-pannoniche	0.91
6430	Bordure planiziali, montane e alpine di megaforbie idrofile	0.28
6520	Praterie montane da fieno	0.67
7210	Paludi calcaree con <i>Cladium mariscus</i> e specie del <i>Caricion davallianae</i>	0.14
7230	Torbiere basse alcaline (paludi a piccole carici basofile)	0.28
8110	Ghiaioni silicei dei piani montano fino a nivale ( <i>Androsacetalia alpinae</i> e <i>Galeopsietalia ladani</i> )	2.73
8210	Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica	0.28
8220	Pareti rocciose silicee con vegetazione casmofitica	1.3
8230	Rocce silicee con vegetazione pioniera di <i>Sedo-Scleranthion</i> o di <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i>	0.01
9410	Foreste acidofile montane e alpine di <i>Picea</i> ( <i>Vaccinio-Piceetea</i> )	1.15

### Mappa degli Habitat Presenti nel sito:



**Descrizione del sito e degli habitat:** Il sito comprende un piccolo lago oggi in gran parte colmato, inserito in una conca derivante da fenomeni di sovraescavazione glaciale. Il lago è alimentato solamente da acqua meteorica e da tre sorgenti, non è infatti presente un vero e proprio immissario. A nord-ovest sono presenti numerose balze rocciose, caratterizzate da un ambiente arido e soleggiato e da vegetazione xerofila erbacea, arbustiva ed arborea, mentre a sud-est è presente un fitto bosco di abete rosso interrotto da rocce montonate.

Il lago rientra nell'habitat "Laghi eutrofici naturali con vegetazione del tipo *Magnopotamion* o *Hydrocharition*" (cod. 3150) e ospita piccole specie come *Utricularia australis*. Le sponde del lago sono colonizzate da un denso popolamento di *Phragmites australis* in espansione verso i pascoli adiacenti. Tali pascoli rientrano nell'habitat "Praterie montane da fieno" (cod. 6520) e sono composti da numerose specie erbacee quali *Agropyron repens*, *Rhinanthus alectorolophus*, *Trisetum flavescens*, *Colchicum autumnale*, *Leucanthemum vulgare*, *Gymnadenia conopsea*, *Geum rivale*, *Festuca ovina*, *Phleum bertolonii*. Proseguendo verso sud-est, in direzione dell'habitat "Foreste acidofile montane e alpine di *Picea* (*Vaccinio-Piceetea*)" (cod. 9410), il terreno diviene più umido ed è colonizzato da sfagni ed equiseti. Risalendo verso le pendici della conca in direzione nord, l'ambiente diviene man mano più arido. La zona è caratterizzata da porzioni di "Formazioni erbose secche seminaturali" (cod. 6210) e "Formazioni erbose steppiche sub-pannoniche" (cod. 6240), e da un'alternanza di zone di detrito ("Ghiaioni silicei dei piani montano fino a nivale", cod. 8110) con formazioni a *Juniperus sabina* e con lembi di boschi di specie arboree (*Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Castanea sativa*, *Quercus pubescens*, *Larix decidua*, *Fraxinus excelsior*, *Populus tremula*, *Prunus avium*, *Rhamnus cathartica*, *Acer campestre*). Tra le specie arbustive, oltre al già citato *Juniperus sabina*, sono presenti anche vari esemplari di *Rosa* spp., *Berberis vulgaris*, *Prunus mahaleb* e *Vaccinium myrtillus*. Infine, nell'area più settentrionale del sito sono localizzati densi popolamenti di *Pinus sylvestris*.

**Struttura, funzione e specie tipiche degli habitat:** I limiti dell'ambiente lacustre (cod. 3150) sono facilmente evidenziabili con immagini da drone non solo per le caratteristiche morfologiche e cromatiche del lago stesso ma anche per la presenza del popolamento di *Phragmites australis*. Tale specie presenta una colorazione verde-grigiastra durante la stagione vegetativa, che vira verso il giallo-arancione in autunno (fine settembre-ottobre), permettendo un'immediata identificazione e un'ottimale delimitazione della sua copertura tramite la fotointerpretazione delle immagini. *Phragmites australis*, presenta inoltre un'altezza vegetativa e riproduttiva maggiore rispetto alle specie erbacee delle praterie circostanti, e tale tratto funzionale fornisce un ulteriore supporto nel caso di utilizzo di modelli digitali della superficie.

Le praterie montane da fieno (cod. 6520), nella prima fase della stagione di crescita (giugno), presentano una colorazione verde-giallo che differisce leggermente dalle specie erbacee adiacenti. Questo è dovuto alla presenza di numerose graminacee e di numerosi esemplari di *Rhinanthus alectorolophus*.

Le formazioni erbose di ambiente arido (cod. 6210 e 6240), sono invece caratterizzate da una colorazione maggiormente tendente al giallo per via della ridotta disponibilità idrica. Tuttavia, all'interno di queste comunità si trovano molte specie con fioriture visibili e classificabili grazie alla loro colorazione. Il periodo di fioritura di queste specie può fornire un valido supporto nella mappatura dei limiti dell'habitat.

Le zone a *Juniperus sabina* possono essere identificate in ogni stagione essendo questa una specie sempreverde. Gli habitat composti da conifere e latifoglie, così come gli arbusti del genere *Rosa*, possono essere classificati con efficienza alla fine del periodo vegetativo (fine settembre - ottobre): infatti, mentre le specie sempreverdi, come *Pinus sylvestris*, non cambiano colore, sia il larice sia le latifoglie decidue mutano il colore della chioma, mostrando *pattern* fenologici e cromatici

caratteristici. Per quanto riguarda le specie del genere *Rosa*, spesso in questa stagione sono già visibili i caratteristici cinorodi rossi. Per *Castanea sativa*, si segnala la possibilità di effettuare un monitoraggio durante il periodo di fioritura (giugno), durante il quale la specie produce infiorescenze giallo-biancastre visibili a distanza. Infine si consiglia di tenere conto dello *shift* temporale presente tra le curve fenologiche delle diverse specie. Questo infatti può essere un ottimo supporto alla fotointerpretazione e si può ricavare tramite una ricerca bibliografica. Il castagno, ad esempio, rispetto alle altre specie presenti nel sito, è caratterizzato da un ritardo sia nella foliazione sia nella senescenza della chioma.

**Criticità e impatti:** Il lago è soggetto a un interrimento progressivo e all'aumento della copertura di *Phragmites australis* sulle sponde e nei pascoli circostanti. Inoltre, si assiste a un'espansione di latifoglie (*Salix alba*, *Betula pendula*) nei pascoli. La presenza di alcune specie come *Arrhenatherum elatius* e *Centaurea cyanus*, *Trifolium pratense*, insieme ad arboree coltivate come il noce, testimoniano che in passato l'area, ricca di terrazzamenti fino in aree quasi inaccessibili è stata coltivata con cereali, patate e arboree da frutto.

**Tecniche di monitoraggio:** mappatura della vegetazione tramite l'analisi di immagini ad alta risoluzione (1-10 cm) acquisite tramite drone e analisi del cambiamento della copertura dei diversi tipi di vegetazione a intervalli temporali regolari. Considerare tra i tipi vegetazionali gli habitat elencati nella Direttiva 92/43/CEE, ma anche la presenza di aree colonizzate da specie indicatrici di dinamismo vegetazionale non facenti capo a una specifica comunità. Si consiglia inoltre di eseguire, contemporaneamente all'acquisizione delle immagini, il rilievo di punti di controllo a terra da utilizzare sia come supporto alla classificazione delle immagini sia come validazione della stessa. Il rilievo dovrà servire all'identificazione in campo del tipo di vegetazione e/o dell'habitat presente nei punti di controllo.

**Indicazioni operative:** si consiglia di eseguire l'acquisizione delle immagini e il rilievo a terra ogni tre anni, durante la fase di senescenza, tra fine settembre e ottobre. Infatti, alle quote da 1000 a oltre 1500 m s.l.m., rispetto al periodo primaverile, le fasi fenologiche autunnali presentano, oltre che una notevole eterogeneità cromatica della vegetazione, una ridotta variabilità temporale e una maggiore durata, rendendo l'organizzazione delle azioni di monitoraggio più flessibile. Per quanto riguarda la raccolta dei punti di controllo a terra, si raccomanda di utilizzare un campionamento random stratificato, al fine di rilevare tutti gli habitat presenti nella cartografia da aggiornare, con un numero di repliche minimo di tre punti di controllo per ogni habitat e una dimensione del campione correlata all'estensione della superficie dei singoli habitat. Infine, durante l'attività di campionamento è consigliabile registrare le coordinate di aree colonizzate da specie indicatrici di dinamismo vegetazionale, secondo quanto riportato in *Criticità e impatti*, al fine di monitorare il tasso di cambiamento della copertura causato dalle dinamiche della vegetazione.

**Supporto alla fotointerpretazione degli habitat:**



Boschi misti di conifere e latifoglie.



Boschi di latifoglie.



Cannetti a cannuccia di palude (Phragmition).



Ghiaioni silicei dei piani montano fino a nivale.



Foreste acidofile montane e alpine di *Picea*.



Praterie montane da fieno.



Praterie umide.

## IT1204032 - Talweg della Val Ferret

**Comuni:** Courmayeur

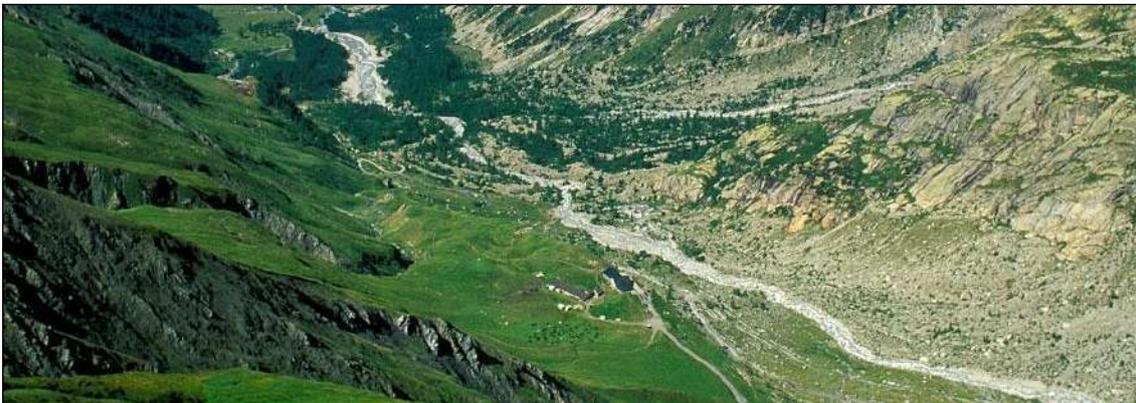
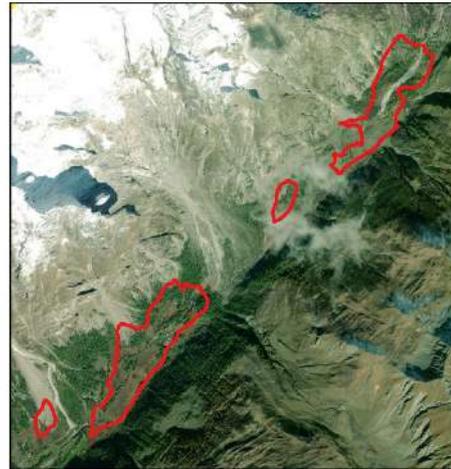
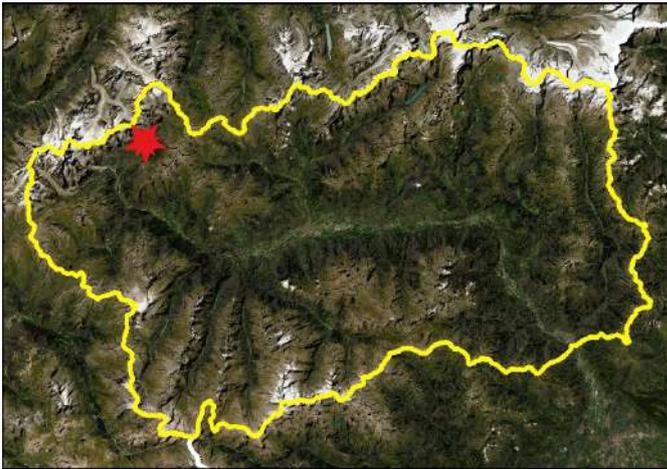
**Superficie:** 120 ha

**Altitudine minima:** 1623 m s.l.m.

**Altitudine massima:** 1790 m s.l.m.

**Longitudine:** 7.018119

**Latitudine:** 45.847735

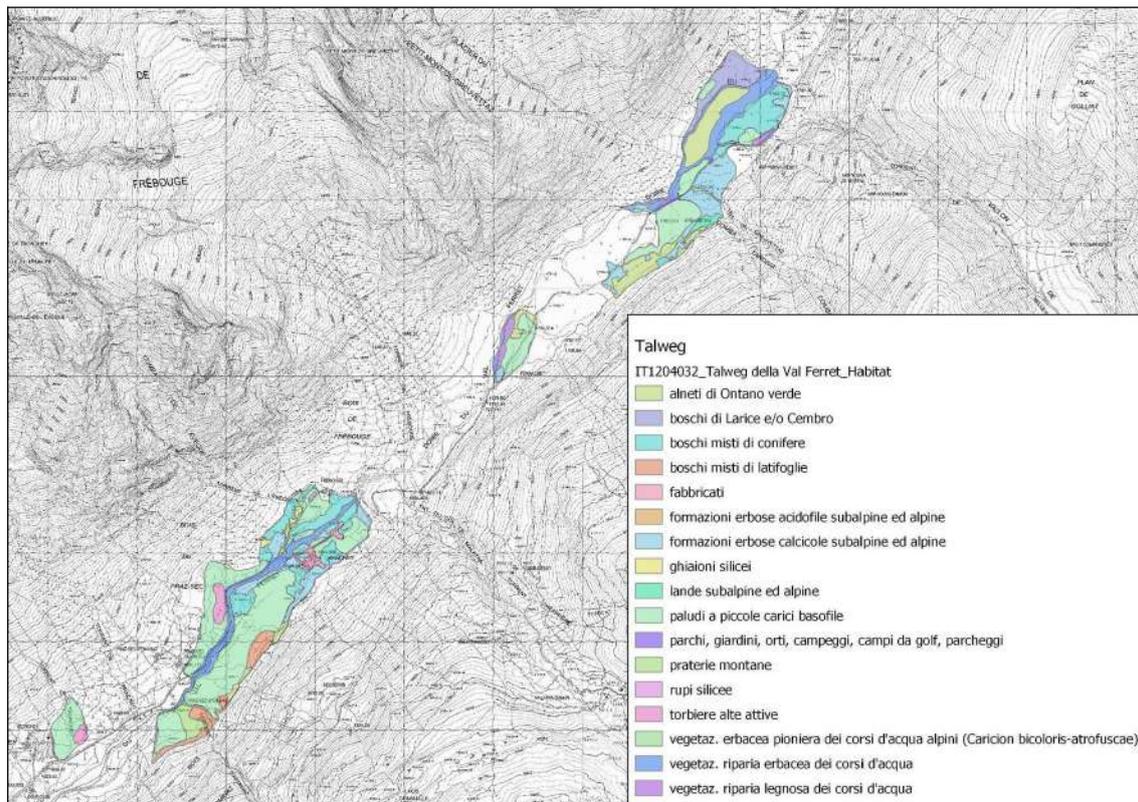


**Tipi di habitat presenti nel sito:**

Codice	Habitat	Copertura [ha]
3160	Laghi e stagni distrofici naturali	0.1
3220	Fiumi alpini e loro vegetazione riparia erbacea	13.46
3230	Fiumi alpini e loro vegetazione riparia legnosa di <i>Myricaria germanica</i>	1.06
3240	Fiumi alpini e loro vegetazione riparia legnosa a <i>Salix elaeagnos</i>	0.37

4060	Lande alpine boreali	0.87
4080	Boscaglie subartiche a <i>Salix</i> spp.	0.81
6150	Formazioni erbose boreo-alpine silicee	0.19
6170	Formazioni erbosa calcicole alpine e subalpine	14.15
6410	Praterie con <i>Molinia</i> su terreni calcarei, torbosi o argilloso-limosi ( <i>Molinion caeruleae</i> )	0.6
6430	Bordure planiziali, montane e alpine di megafornie idrofile	0.6
6520	Praterie montane da fieno	1.73
7110	Torbiere alte attive	0.1
7140	Torbiere di transizione instabili	6.0
7230	Torbiere basse alcaline (paludi a piccole carici basofile)	36.0
7240	Formazioni pioniere alpine del <i>Caricion bicoloris-astrofuscae</i>	0.1
8110	Ghiaioni silicei dei piani montano fino a nivale ( <i>Androsacetalia alpinae</i> e <i>Galeopsietalia ladani</i> )	1.04
9410	Foreste acidofile montane e alpine di <i>Picea</i> ( <i>Vaccinio-Piceetea</i> )	1.1
9420	Foreste alpine di <i>Larix decidua</i> e/o <i>Pinus cembra</i>	21.22

## Mappa degli Habitat Presenti nel sito:



**Descrizione del sito e degli habitat:** la flora e la vegetazione del Sic sono state descritte in modo dettagliato nella pubblicazione di Vanacore Falco e Venanzoni (2009) da cui emerge chiaramente l'eccezionale valore floristico-vegetazionale e ambientale di quest'area. Il sito comprende quattro aree distinte situate nel fondovalle della Val Ferret, lungo la Dora di Ferret. Tali aree sono localizzate a diversa altitudine su due piane delimitate da soglie, testimoni di antichi passaggi glaciali e dei successivi rimodellamenti dovuti ai processi geomorfologici superficiali. Gli habitat presenti risultano frammentati non solo per le attività antropiche presenti, ma anche per le dinamiche geomorfologiche del sito. Risulta infatti evidente che i due siti a più bassa altitudine (Bassa Val Ferret) presentano una stabilità molto più marcata rispetto ai due del piano superiore (Alta Val Ferret), più soggetto alle azioni dei processi superficiali (valanghe, erosione del corso d'acqua, crolli di roccia, *debris flow*) e caratterizzati nella maggioranza delle zone da granulometria più grossolana con presenza di detriti eterogenei ma anche caratterizzati da massi di grandi dimensioni.

La particolarità di questo sito è certamente legata agli ambienti umidi. Tali ambienti sono alimentati da torrenti laterali, risorgive, acqua di fusione dei ghiacciai e falde freatiche superficiali.

**Struttura, funzione e specie tipiche degli habitat:** gli habitat arborei rientrano nelle formazioni "Foreste acidofile montane e alpine di *Picea (Vaccinio-Piceetea)*" (cod. 9410) e nelle "Foreste alpine di *Larix decidua* e/o *Pinus cembra*" (cod. 9420). Boschi misti di latifoglie sono presenti nella Bassa Val Ferret. Lungo le sponde della Dora, sono invece presenti zone di vegetazione riparia legnosa dei corsi d'acqua (cod. 3230 e 3240). Tutti questi ambienti sono facilmente identificabili con immagini da drone durante il periodo autunnale. Le conifere, infatti, mantengono la loro chioma invariata, ad eccezione del larice che prosegue verso un ingiallimento e una successiva perdita degli aghi, così

come le latifoglie. In fase di senescenza, nonostante la colorazione sia simile, quest'ultime possono essere facilmente distinte dai larici grazie alla morfologia e la tessitura della chioma.

Per quanto riguarda lo strato arbustivo, nell'Alta valle sono presenti estese superfici ad *Alnus viridis*, per le quali valgono le indicazioni fornite precedentemente.

Le formazioni erbose (cod. 6150, 6170) e le zone di torbiera (torbiere basse alcaline - paludi a piccole carici basofile, cod. 7230, e torbiere alte attive, cod. 7110) presentano elementi interessanti che ne permettono il riconoscimento immediato sia nella stagione estiva sia in quella autunnale. Per quanto riguarda le fioriture si segnalano *Caltha palustris* e *Ranunculus aconitifolius*, molto abbondanti in particolare nelle aree dell'Alta Valle, in quanto i loro fiori risultano facilmente osservabili su immagini ad alta risoluzione, così come le fioriture di orchidee (*Dactylorhiza sambucina* e *D. majalis*) durante il mese di giugno. Inoltre, i numerosi esemplari di *Phragmites australis* ivi presenti, assumendo colorazioni brune durante l'autunno, permettono una migliore identificazione della loro area di copertura durante la fase di senescenza.

**Criticità e impatti:** gli impatti maggiori sono legati al pascolamento bovino durante la stagione estiva. Quest'attività deve essere tenuta sotto controllo sia per il numero degli animali pascolanti sia per la durata del pascolamento, perché un eccesso di azoto rilasciato attraverso le deiezioni bovine porta ad un aumento della produzione di biomassa vegetale e ad una trasformazione della vegetazione con aumento delle specie nitrofile. L'attività antropica e il turismo, seppur marcati, non influiscono eccessivamente sugli habitat protetti in quanto la sentieristica è molto ben sviluppata e permette una corretta conservazione e protezione degli ambienti umidi. Le delimitazioni recentemente migliorate, con tronchi posti su supporti e massi lungo la strada, permettono ora il confinamento delle aree umide verso la strada carrozzabile, e limitano o escludono completamente il parcheggio in prossimità delle zone umide. Il divieto di transito con le auto nel periodo di più elevata pressione turistica estiva risulta assolutamente indispensabile e quindi da continuare e forse da estendere, se possibile anche ai mesi estivi in cui non ancora esistente, per limitare il numero delle auto che transitano nell'area.

Tra le criticità del sito si segnala un'elevata presenza di *Phragmites australis*, attualmente in espansione, nelle torbiere basse alcaline (cod. 7230).

**Tecniche di monitoraggio:** mappatura della vegetazione tramite l'analisi di immagini ad alta risoluzione (1-10 cm) acquisite tramite drone e analisi del cambiamento della copertura dei diversi habitat a intervalli temporali regolari, almeno una volta ogni 5 anni. Considerare tra i tipi vegetazionali gli habitat elencati nella Direttiva 92/43/CEE, ma anche la presenza di aree colonizzate da specie indicatrici di dinamismo vegetazionale non facenti capo a una specifica comunità, come *Phragmites australis*. Si consiglia inoltre di eseguire, contemporaneamente all'acquisizione delle immagini, il rilievo di punti di controllo a terra da utilizzare sia come supporto alla classificazione delle immagini sia come validazione della stessa. Il rilievo dovrà servire all'identificazione in campo del tipo di vegetazione e/o dell'habitat presente nei punti di controllo.

**Indicazioni operative:** si consiglia di eseguire l'acquisizione delle immagini e il rilievo a terra ogni tre anni, durante la fase di senescenza, tra fine settembre e ottobre. Infatti, alle quote da 1000 a oltre 1500 m s.l.m., rispetto al periodo primaverile, le fasi fenologiche autunnali presentano, oltre che una notevole eterogeneità cromatica della vegetazione, una ridotta variabilità temporale e una maggiore durata, rendendo l'organizzazione delle azioni di monitoraggio più flessibile. In presenza di diverse formazioni di foresta, in particolare nel caso di habitat misti, la fenologia della senescenza permette di distinguere facilmente conifere e latifoglie. Inoltre, per quanto riguarda lo strato erbaceo, il periodo autunnale permette di massimizzare la differenza tra la vegetazione di torbiera che appare di un colore

bruno e le formazioni erbose gestite a sfalcio, ancora giallo-verdi. Per quanto riguarda la raccolta dei punti di controllo a terra, si raccomanda di utilizzare un campionamento random stratificato, al fine di rilevare tutti gli habitat presenti nella cartografia da aggiornare, con un numero di repliche minimo di tre punti di controllo per ogni habitat e una dimensione del campione correlata all'estensione della superficie dei singoli habitat. Infine, durante l'attività di campionamento è consigliabile registrare le coordinate di aree colonizzate da specie indicatrici di dinamismo vegetazionale, secondo quanto riportato in *Criticità e impatti*, al fine di monitorare il tasso di cambiamento della copertura causato dalle dinamiche della vegetazione. Vista la eccezionalità del valore vegetazionale e, più in generale, naturalistico dell'area, si suggerisce fortemente il monitoraggio a terra di alcune zone degli habitat 7110, 7140, 7230, 7240, sulla base di un protocollo di monitoraggio della vegetazione che tenga conto della peculiarità delle diverse associazioni vegetali descritte nel lavoro di Vanacore Falco e Venanzoni. Tale suggerimento viene fatto considerando anche la possibile evoluzione di tali associazioni vegetali in particolare in relazione al pascolamento.

Vanacore Falco I, Venanzoni R (2009) Indagine floristico-vegetazionale nel Sito d'Importanza Comunitaria "Talweg della Val Ferret" (IT 1204032) (Courmayeur, Aosta). *Rev. Valdotaine Hist. Nat.* 63: 23-62.

#### **Supporto alla fotointerpretazione degli habitat:**



Praterie montane.



Paludi a piccole carici basofile.



Boschi misti di latifoglie.



Alneti di Ontano verde.



Torbiere alte attive.

**PITEM 'BIODIVALP'**  
**PROGETTO SEMPLICE 'COBIODIV'**

Progetto n. 3896



In ordine: *Trifolium saxatile*, *Astragalus alopecurus* e *Myricaria germanica*

Descrizione sintetica delle attività svolte per la flora e gli habitat dal personale incaricato dal Parco Nazionale Gran Paradiso nell'ambito del WP 3.5 del progetto

L'Ente Parco, per poter rispondere adeguatamente ai report Direttiva Habitat richiesti a livello ministeriale ogni sei anni e per monitorare le principali emergenze naturalistiche del proprio territorio, ha voluto individuare delle metodologie efficaci, basate o concordi con quanto indicato sui Manuali ISPRA (Ercole et al. 2016; Angelini et al. 2016) di monitoraggio delle specie floristiche e degli habitat o su altre metodologie già in uso e validate in contesti simili. A tal proposito il CBNA sperimenta da diversi anni dei monitoraggi definiti *emboîtée*, ossia strutturati a diverse scale, rispettivamente da quello a scala più grande verso una scala minore: *suivi individu* (SI), *suivi station* (SS), *suivi territoire* (ST), *bilan stationnel* (BS). Dopo svariati confronti ed alcuni adattamenti si è convenuto che adeguando i monitoraggi del tipo SS e ST alle esigenze di reporting N2000 si possa rispondere alle esigenze del Parco, in particolar modo per l'*assessment* delle specie vegetali. Il SS prevede lo studio di dettaglio di singole stazioni delle specie, prevalentemente tramite l'individuazione di plot fissi di dimensioni variabile. Per le specie, tra i parametri rilevati, vengono sempre effettuati conteggi precisi degli individui e il relativo stadio vegetativo o riproduttivo. Trattandosi di un monitoraggio oneroso non è sempre applicabile, per esempio quando le specie occupano aree vaste e con coperture rade. Per ottenere le informazioni sull'intero areale delle specie può essere effettuato a complemento un monitoraggio di tipo ST che prevede principalmente l'annotazione della presenza o l'assenza della specie di interesse (eventualmente con altri parametri adattati alle diverse specie) su una griglia di 25 o 50 m di passo su di un'area vasta, possibilmente l'intera area occupata dalla specie in un dato territorio. Trattandosi di un rilievo più speditivo può essere condotto su superfici maggiori e va a completare il pool di informazioni necessarie per realizzare l'*assessment* delle specie poiché si presta, in combinazione con il SS, ad estrapolazioni statistiche. Si è quindi scelto di attuare il monitoraggio ST per *T. saxatile*, *A. alopecurus* e *M. germanica* (specie guida dell'habitat 3230) con griglie di passo 25 m per le prime due specie e 50 per *M. germanica* (in accordo con CBNA e Regione Piemonte). Tali griglie sono state realizzate a partire dalle maglie ufficiali Natura 2000 di 1x1 km utilizzate per il reporting. Impiegando il software QGIS sono quindi stati realizzati dei progetti cartografici completi e adeguati all'utilizzo in campo tramite l'applicazione Qfield. Tali progetti sfruttano numerose funzionalità (Map Themes, stili dinamici categorizzati, mappe valori, etc.) in modo da renderli estremamente efficaci e di immediato utilizzo in campo. Per habitat e specie sono stati in totale realizzati sei progetti cartografici. Per i database per la raccolta dati è stato scelto il formato GeoPackage, gestibile sui software GIS e facilmente elaborabile per la realizzazione di cartografie e per l'esportazione in fogli elettronici.



Tre diversi screenshot dell'app QField con il progetto cartografico impiegato per il ST di *Trifolium saxatile*

## Attività su *Trifolium saxatile* All.

Nei mesi di giugno e luglio 2020 sono stati condotti diversi monitoraggi su tutti i siti noti di presenza della specie e quindi in valle di Cogne (Vaille e Valnontey), in Valsavarenche (Orvieille) e in valle di Rhemes (Pechoud). In particolare, nei siti di Valnontey e Pechoud è stato eseguito il SS mediante installazione di plot permanente con conteggio degli individui e la rilevazione di diversi parametri utili ai fini del reporting per ulteriori elaborazioni utili per la conservazione della specie (vegetativo/riproduttivo, altezza/lunghezza, numero di infiorescenze, principali parametri geomorfologici). Tali dati saranno integrati al database per la valutazione della nicchia ecologica realizzato dal CBNA.



Suivi station realizzato nel sito di versante di Rhêmes-Pechoud



Suivi station realizzato nel sito di greto di Cogne-Valnontey

Nel 2021 sono stati replicati i SS negli stessi plot permanenti. In tutti i siti è stato poi realizzato il ST, tali indagini hanno permesso di migliorare la conoscenza sull'area occupata dalla specie nelle tre valli e di acquisire informazioni più precise sulla consistenza numerica di tutte le popolazioni. In Valnontey è stato possibile individuare un sito di presenza su una morfologia diversa dal greto, ossia su delle cenge presenti alla confluenza tra il vallone del Gran Val e la Valnontey. Tale

ritrovamento ha incentivato nuove ricerche in tale vallone effettuate nel 2021, senza tuttavia permettere di individuare nuove popolazioni. Grazie al supporto del Servizio di Sorveglianza dell'Ente, è stato possibile individuare nel 2021 in Valle di Rhêmes nuove popolazioni in corrispondenza di scarpate e ghiaioni. In particolare, sono state trovate due nuove popolazioni lungo il canale del Money e una ancor più numerosa su una scarpata morenica del vallone dell'Orguibet (Rhêmes).



Individui in forte stress idrico, rilevati ai margini del torrente Valnontey in tardo luglio. In queste condizioni gli individui non sono in grado di produrre semi maturi, condizione particolarmente critica per una specie prevalentemente annuale.



Stazione di versante di Rhemes-Pechoud, la più abbondante in termini di individui del Parco assieme alla popolazione dell'Orguibet.

Sempre nel 2021 sono inoltre state rivisitate le stazioni già monitorate nel 2020 e sono stati effettuati complessivamente 16 rilievi fitosociologici (2x2 m) volti a descrivere la vegetazione a cui

si accompagna la specie nel territorio del PNGP. Tale attività si configura come un approfondimento inedito per il territorio del PNGP e per la numerosità e la distribuzione dei rilievi potrà essere valorizzato a livello di pubblicazione scientifica in quanto può fornire numerose nuove informazioni a riguardo dell'ecologia della specie e per una più mirata conservazione.



Area oggetto di rilievo fitosociologico sulla popolazione dell'Orguibet



Area particolarmente ricca di giovani individui (popolazione dell'Orguibet)

## Attività su *Astragalus alopecurus* Pall.

Nei mesi di giugno e luglio 2020 sono stati condotti i monitoraggi su tutti i siti noti di presenza della specie e quindi in valle di Cogne e in Valtournenche. Alcuni sopralluoghi sono quindi stati effettuati fuori dai confini del PNGP, in accordo con il partner RAVA che a sua volta ha indirizzato un consulente tecnico esperto di briofite (Dott. Luca Miserere) incaricato sul progetto, a effettuare dei monitoraggi su briofite di interesse conservazionistico nel territorio del PNGP.

Poiché *A. alopecurus* si presenta nella maggior parte dei casi con coperture rade e disperse su superfici molto vaste si è deciso, al fine di ottenere dati sulla consistenza numerica, di utilizzare un approccio ibrido rispetto al ST tipico: ossia un ST in cui al posto di annotare esclusivamente presenza/assenza si stimasse l'abbondanza della specie nelle griglie per classi di abbondanza e assenza.

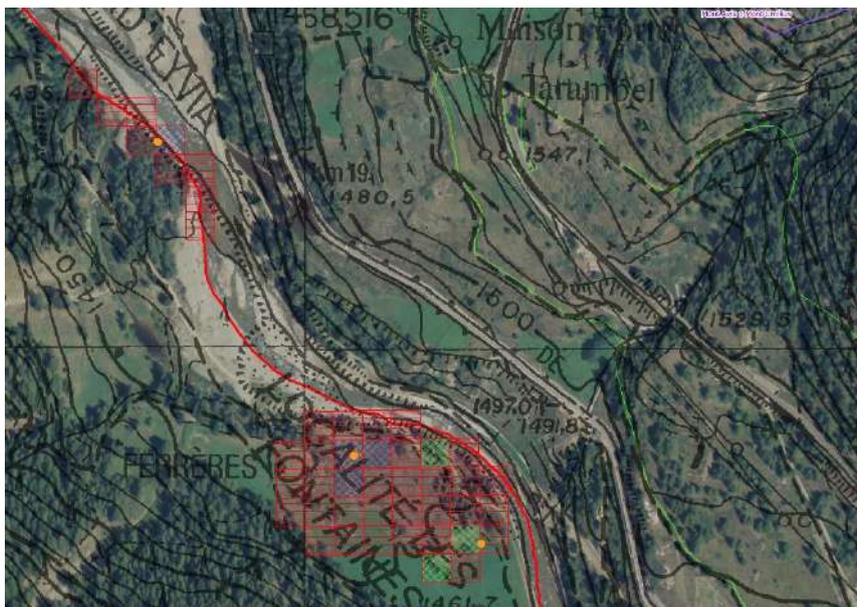
Sono quindi stati visitati diversi siti nel PNGP e fuori dal confine del Parco, in particolare a Cogne presso: Les Gollies, Epinel-Plan François, Epinel-Plan des Suches, Epinel-Lexert (ZSC "Stazione di *Astragalus alopecurus* di Cogne"), Mougne e Valnontey. A Torgnon presso la stazione storica ritrovata nel 2019 a Saint-Evence.



Individui di *Astragalus alopecurus* sul sentiero Epinel-Gimillan



Individui di *Astragalus alopecurus* della stazione storica ritrovata di Torgnon



Esempio di distribuzione rilevata di *Astragalus alopecurus* a Cogne a Mougne (sopra) e alle Gollies (sotto). In rosso i quadrati di assenza e in scala verde/blu la presenza della specie con abbondanze crescenti verso il blu.

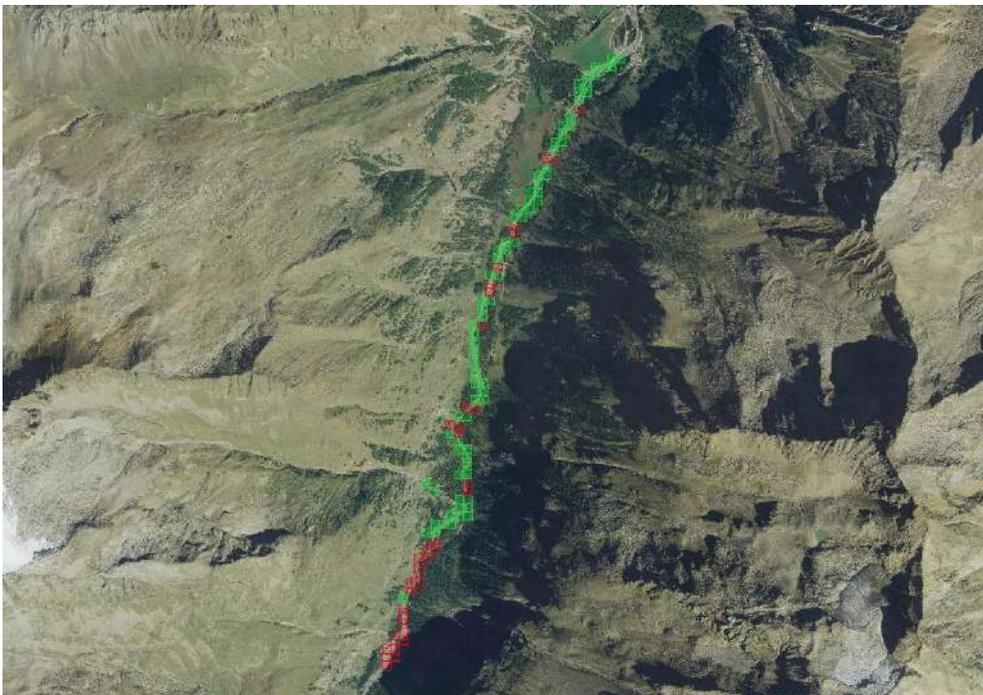
Il ritrovamento della stazione di Valtournenche è stata l'occasione per la redazione di un articolo scientifico pubblicato sulla rivista scientifica *Revue Valdôtaine d'Histoire Naturelle* (Mainetti 2021-22) curata dalla storica associazione *Société de la Flore Valdôtaine*. Tale articolo, non legato alle attività di progetto, descrive il nuovo ritrovamento e fa il punto della situazione sulla specie in Valle d'Aosta, dalle prime segnalazioni alla situazione tassonomico-nomenclaturale.

*Myricaria germanica* (L.) Desv.

Per la specie in oggetto è stata compiuto un rilievo simile al ST francese con metodologia concordata con Alberto Selvaggi (botanico IPLA-Regione Piemonte), poiché promotore del monitoraggio di *M. germanica* in Piemonte. I dati raccolti sul torrente Valnontey potranno implementare il database piemontese realizzato da diversi soggetti operanti sul territorio, tra cui i tecnici del Parco Regionale Alpi Cozie. Il monitoraggio ha previsto il rilievo di presenza/assenza, estensione del popolamento e stadio vegetale (vegetativo, riproduttivo, misto) in maglie da 50x50 m lungo il torrente Valnontey.



*Myricaria germanica*, abbondante sul greto del torrente Valnontey



Presenza (verde) e assenza (rosso) di *Myricaria germanica* lungo il tratto del torrente Valnontey interessato dalla specie

## Attività sull'Habitat N2000

### 7240\* - Formazioni pioniere alpine del *Caricion bicoloris-atrofuscae*.

In accordo con i partner di progetto si è deciso di testare due differenti protocolli per il monitoraggio: il metodo fitosociologico classico su una superficie di 4 mq e il metodo SS di Flore Sentinelle. In particolare, a Ceresole Reale, poco sotto il lago Serrù, è stato effettuato insieme ai botanici di Regione Piemonte/IPLA un rilievo fitosociologico classico. Mentre in due siti della Valle di Rhêmes (Vaudalettaz nel PNGP e Tsanteleina fuori PNGP) sono stati effettuati per ciascuno dei rilievi fitosociologici classici da 4 mq e un rilievo flore sentinelle su 15 m lineari con censimento floristico in 30 plot di 50x50 cm.

I dati ottenuti con il metodo SS francese andranno ad implementare la banca dati della rete Flore Sentinelle, mentre i dati ottenuti con i rilievi fitosociologici classici andranno a implementare i rilievi effettuati da Regione Piemonte e Valle d'Aosta per un'analisi fitosociologica più corposa a scala di arco alpino occidentale italiano. Nel 2021 sono poi stati effettuati ulteriori sei rilievi fitosociologici sull'habitat nel territorio della Valsavarenche (Plan Borgnoz).

Le elaborazioni fitosociologiche e sullo stato di conservazione dell'habitat saranno coordinate con i Regione Piemonte e IPLA prossimamente.



Rilievo Flore Sentinelle-Suivi Station presso la Vaudalettaz



Rilievo fitosociologico classico presso la Vaudalettaz



In primo piano *Carex microglochin* entità caratteristica dell'habitat 7240



Rilievo Flore Sentinelle-Suivi Station presso la Tsanteleina



Rilievo fitosociologico classico presso la Tsanteleina



Palude a *Carex bicolor* (Plan Borgnoz) sulla quale sono stati effettuati due rilievi fitosociologici



Area oggetto di esondazione da parte del torrente (Plan Borgnoz) oggetto di rilievi fitosociologici



Zona umida di sorgente (Plan Borgnoz) oggetto di rilievi fitosociologici

## Attività sull'Habitat N2000

### 6230\* Formazioni erbose a *Nardus*, ricche di specie, su substrato siliceo delle zone montane (e delle zone submontane dell'Europa continentale)

Nel territorio del PNGP sono stati effettuati 6 rilievi fitosociologici su nardeto: 2 nell'alto vallone di Campiglia Soana, 2 a Cogne e 2 a Valsavarenche). Tali rilievi andranno a implementare il database realizzato da Regione Piemonte su tutto l'arco alpino piemontese e saranno effettuate analisi vegetazionali e statistiche al fine di inquadrare in modo più preciso l'habitat Natura 2000, di ottenere indicatori dello stato di conservazione e di esplorare la variabilità di queste formazioni su un ampio gradiente latitudinale e altitudinale in cui risulta ben rappresentato il territorio del PNGP. Inoltre, è stata testata la metodologia semplificata del PN Vanoise per la valutazione dello stato di conservazione dell'habitat 6230\* nei pascoli di Orvieille (Valsavarenche) in occasione della giornata tecnica di scambio tra partner. Tale metodologia, sebbene debba essere adattata prima di poter essere impiegata nel PNGP, risulta promettente a livello gestionale, in quanto eseguibile anche in fase di realizzazione di cartografie pastorali. Le elaborazioni fitosociologiche e sullo stato di conservazione dell'habitat saranno coordinate con i rilievi effettuati da Regione Piemonte/IPLA.



Rilievo fitosociologico presso la Grangia Giardino del Rancio (vallone di Campiglia Soana)



Rilievo fitosociologico su 6230 con forte componente di *Deschampsia caespitosa* presso l'Alpe Gran Nomenon (Cogne)



Test della metodologia semplificata del PN Vanoise per la valutazione dello stato di conservazione dell'habitat 6230 svolto nei pascoli attorno all'Orvieille (Valsavarenche)

## Attività sugli Habitat N2000

### 8110 Ghiaioni silicei dei piani montano fino a nivale (*Androsacetalia alpinae* e *Galeopsietalia ladani*) e 8120 Ghiaioni calcarei e scisto-calcarei montani e alpini (*Thlaspietea rotundifolii*)

Gli habitat di ghiaione e in particolare di morena proglaciale rappresentano un soggetto di particolare interesse per il PNGP. Diversi anni fa il Servizio di Sorveglianza aveva iniziato un'attività qualitativa di analisi della flora più prossima alla fronte proglaciale anno dopo anno. Successivamente attività svolte con l'Università di Torino hanno indagato in modo sistematico il processo di successione primaria e formazione del suolo. Nel 2020 sono stati eseguiti 37 rilievi fitosociologici sui detriti proglaciali di Lauson (Cogne) e 40 a Lavassey (Rhêmes-Nôtre-Dame), questi arricchiscono il database dell'Ente. Nel 2021, a distanza di 5 anni dai primi rilievi effettuati dall'Università di Torino, sono stati effettuati nuovamente i rilievi della composizione vegetazionale su plot permanenti, al fine di valutare l'ingresso e l'aumento del numero e della copertura delle specie a seconda dell'età dalla deglaciazione.



Aree di rilievo della vegetazione dei detriti proglaciali del Lauson (Cogne)



Aree Protette  
Alpi Cozie

## Monitoraggio di *Salamandra lanzai* nella Rete Natura 2000 dell'area geografica delle Alpi Cozie – stagioni 2019-2020

### Relazione Finale



**Stazione Appaltante:**

Ente di gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie  
Via Fransuà Fontan, 1 - 10050 Salbertrand (TO)  
CF 94506780017; Tel. 0122.854720; Fax 0122.854421;  
Email: [alpicozie@cert.ruparpiemonte.it](mailto:alpicozie@cert.ruparpiemonte.it)

**Data:**

20 Dicembre 2020

**Autore:**

Dott. Daniele Seglie

**Collaboratori:**

(per le ricerche in Val Sangone)  
Giulia Tessa, Alessandra Gallian

**Stazione Appaltante:**

Ente di gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie.

**Riferimenti:**

MEPA: Stipula Trattativa Diretta 983918-562258; Riferimento determinazione dirigenziale N°166 del 25.06.2018; Descrizione: Servizio di monitoraggio della specie *Salamandra lanzai*; CIG: Z9428E7FFF; CUP: I85D19000030007

**Programma:**

Programma Interreg V-A Italia-Francia Alcotra 2014-2020 Obiettivo specifico 3.2 "Biodiversità" PITEM BIODIVALP

**Progetto:**

Progetto 2 n. 3896 COBIODIV "Comprendere la biodiversità e gli ecosistemi per proteggerli meglio insieme"

**WP:**

WP 3.5 Attività di sperimentazione dei protocolli I.S.P.R.A. per il monitoraggio della specie *Salamandra Lanzai* in alcuni siti della Rete Natura 2000 dell'area geografica delle Alpi Cozie.

**Elenco allegati:**

Allegato 1 - Dati originali (Open Document)

Allegato 2 - Dati GIS originali (GeoPackage)

Allegato 3 - Transetti RN2000 Salamandra lanzai (GeoPackage)

**Si invita a citare la presente relazione come segue:** Seglie, D. (2020). Monitoraggio di *Salamandra lanzai* nella Rete Natura 2000 dell'area geografica delle Alpi Cozie. Relazione finale (stagioni 2019-2020). Ente di gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie. Salbertrand. 50 pp.

*Tutte le foto, se non diversamente indicato, sono dell'autore.*

# Indice

<b>1</b>	<b>Premessa.....</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>La salamandra di Lanza.....</b>	<b>6</b>
<b>3</b>	<b>Metodologie.....</b>	<b>8</b>
<b>3.1</b>	<b>L'Area di Studio.....</b>	<b>8</b>
<b>3.2</b>	<b>Metodologie.....</b>	<b>9</b>
3.2.1	<i>Transetti.....</i>	9
3.2.2	<i>Studio Cattura Marcatatura Ricattura.....</i>	11
3.2.2.1	<i>Vallone di Massello (stagione 2019).....</i>	11
3.2.2.2	<i>Val Sangone (stagione 2020).....</i>	13
3.2.3	<i>Raccolta di campioni genetici.....</i>	14
3.2.4	<i>Prelievo dei campioni per la Chitridiomicosi.....</i>	14
<b>3.3</b>	<b>Rilievi.....</b>	<b>14</b>
3.3.1	<i>Stagione 2019.....</i>	14
3.3.2	<i>Stagione 2020.....</i>	15
<b>3.4</b>	<b>Informatizzazione e analisi dei dati.....</b>	<b>15</b>
<b>4</b>	<b>Risultati.....</b>	<b>17</b>
<b>4.1</b>	<b>Ricerche per l'individuazione dei transetti.....</b>	<b>17</b>
4.1.1	<i>LQ48 - Vallone di Massello (ZSC IT1110080 Val Troncea).....</i>	17
4.1.2	<i>LQ55 - Vallone di Luserna.....</i>	19
4.1.3	<i>LQ59 - Vallone del Ricciavrè (ZSC/ZPS IT1110006 Orsiera Rocciavrè).....</i>	21
4.1.4	<i>Valle Argentera.....</i>	24
4.1.5	<i>LQ56 - Valle Angrogna.....</i>	26
4.1.6	<i>LQ57 - Valle Germanasca.....</i>	29
<b>4.2</b>	<b>Studio CMR nel Vallone di Massello.....</b>	<b>31</b>
4.2.1	<i>Morfometria.....</i>	31
4.2.2	<i>Risultati dello studio CMR.....</i>	33
<b>4.3</b>	<b>Studio CMR nel Vallone del Ricciavrè.....</b>	<b>35</b>
4.3.1	<i>Morfometria.....</i>	35
4.3.2	<i>Risultati dello studio CMR.....</i>	37
<b>4.4</b>	<b>Considerazioni sui protocolli di monitoraggio.....</b>	<b>39</b>
4.4.1	<i>Protocolli I.S.P.R.A. su Transetto o Poligono definito.....</i>	39
4.4.2	<i>Abbondanza di Popolazione utilizzando tecniche di C-M-R.....</i>	40
4.4.3	<i>Confronto delle metodologie di monitoraggio tra Italia e Francia.....</i>	41
<b>4.5</b>	<b>Campioni Genetici e Chitridiomicosi.....</b>	<b>42</b>
<b>4.6</b>	<b>Citizen Science e condivisione dei protocolli.....</b>	<b>43</b>
<b>5</b>	<b>Prospettive.....</b>	<b>47</b>

<b>6 Ringraziamenti.....</b>	<b>48</b>
<b>7 Bibliografia.....</b>	<b>48</b>

# 1 Premessa

La presente relazione illustra l'attività svolta nel 2019 e 2020 nell'ambito dell'incarico "Attività di sperimentazione dei protocolli I.S.P.R.A. per il monitoraggio della specie *Salamandra lanzai* in alcuni siti della Rete Natura 2000 dell'area geografica delle Alpi Cozie", commissionato dall'Ente di gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie; l'attività è stata svolta nell'ambito del Programma PITEM BIODIVALP (Programma Interreg V-A Italia-Francia Alcotra 2014-2020 Obiettivo specifico 3.2 "Biodiversità"); in particolare è inserito nel Progetto 2 n. 3896 COBIODIV "Comprendere la biodiversità e gli ecosistemi per proteggerli meglio insieme".

Il progetto ha per obiettivo di migliorare le conoscenze sulla biodiversità e sugli ecosistemi alpini in un contesto transfrontaliero. Il conseguimento di questo obiettivo si basa sulla costruzione di un elenco comune di specie faunistiche e floristiche e sulla condivisione di metodi di monitoraggio, metodologie di protocollo d'inventario e procedure di valutazione dei siti NATURA 2000; ciò consentirà di creare strumenti di lavoro comuni e piani d'azione condivisi. Il progetto ha un valore trasversale a livello di PITEM BIODIVALP in quanto questi strumenti saranno utilizzati negli altri progetti singoli.

Le attività oggetto dell'incarico, declinate su due stagioni (2019-2020), consistono principalmente in:

- Indagini sull'abbondanza di popolazione con metodi di Cattura, Marcatura con PIT Tag e Ricattura (CMR), seguendo il protocollo I.S.P.R.A.;
- Indagini utilizzando il protocollo I.S.P.R.A. su Transetto in Val Pellice, Val Sangone, Val Germanasca e Val Susa;
- Raccolta di campioni genetici (tamponi buccali) per analisi volte a valutare la connettività tra le popolazioni, svolte attraverso la collaborazione con la Réserve naturelle nationale de Ristolas Mont Viso e l'Ecole Pratique des Hautes Etudes (EPHE);
- Raccolta di campioni per rilevare l'eventuale presenza del fungo del genere *Batrachochytrium*, potenziale causa della Chitridiomicosi, infezione che colpisce, spesso con conseguenze letali, la cute degli anfibi (analisi svolte attraverso la collaborazione con la Réserve naturelle nationale de Ristolas Mont Viso e l'Ecole Pratique des Hautes Etudes - EPHE);
- Analisi dei dati, stima dei modelli di abbondanza di popolazione, modelli di distribuzione potenziale, condivisione protocolli, implementazione dei progetti di Citizen Science, con i partner di progetto Italiani e Francesi;
- Analisi critica dei protocolli di monitoraggio I.S.P.R.A. applicati con eventuali proposte per rendere più efficaci e significativi le metodologie applicate; valutazione dell'applicazione di modelli N-Mixture e Site Occupancy;
- Partecipazione a riunioni e sopralluoghi con personale del Settore Regionale "Biodiversità e aree naturali", con il personale degli Enti gestori dei Siti Natura 2000 in cui è presente la specie.
- Partecipazione ad eventuali riunioni con i partner di progetto italiani e francesi per la condivisione dei protocolli di monitoraggio.

Il presente *report* costituisce la relazione finale delle attività svolte durante la stagione 2019 e 2020.

Infine è da sottolineare come le attività oggetto della presente relazione si inseriscano in un programma

di obiettivi più vasto, che coinvolge anche gli altri enti di tutela (Parco del Monviso e Ente di gestione delle aree protette dei Parchi Metropolitani della Città Metropolitana di Torino e la Réserve naturelle nationale de Ristolas Mont Viso, afferente al Parc naturel régional du Queyras) gestori delle aree protette ove è presente la Salamandra di Lanza e che copre quasi tutto l'areale di questo ristretto endemismo delle Alpi Cozie.



Figura 1 - Giovane di Salamandra di Lanza, Pian Reale, 26-06-2020

## 2 La salamandra di Lanza

La salamandra di Lanza (*Salamandra lanzai* Nascetti, Andreone, Capula, Bullini, 1988) è una specie presente unicamente nelle Alpi Cozie sud-occidentali. In Italia, dove ricade la maggior parte del suo areale, *Salamandra lanzai* è nota per la Val Po, la Val Pellice e la Val Germanasca (Andreone et al., 2007); recentemente la specie è stata rinvenuta anche in Val Sangone (Tessa et al., 2007). In Francia la specie è presente principalmente nel Queyras, Haute-Alpes (AA.VV., 1995; Deliry, 1996; Ribéron, 2003). Per la sua limitata distribuzione questa specie risulta uno degli endemismi più ristretti tra gli anfibi europei.

La Salamandra di Lanza è una specie prettamente montana di alta quota: allo stato attuale delle conoscenze i limiti altitudinali sono compresi tra i 1200 m s.l.m. (frazione Villanova, comune di Bobbio Pellice) e i 2650 m s.l.m. (Vallée du Guil, Francia). La specie colonizza principalmente praterie alpine e, a quote più basse, lariceti; in genere si tratta di ambienti con elevata umidità e piovosità, caratterizzati da un esteso sviluppo di nascondigli superficiali (tane di arvicole, crepacci sotterranei, anfratti tra le rocce), dove la specie sembra condurre vita ipogea (Ribéron & Miaud, 2000).

Il periodo di attività può iniziare a maggio ed estendersi fino ad ottobre; in genere sono preferite le ore intorno all'alba o al tramonto, ma, in caso di precipitazioni, la si può osservare anche durante il giorno (Andreone et al., 1996; Andreone et al., 1999). Gli animali mostrano una notevole fedeltà al rifugio che utilizzano quando non sono in attività epigea e una ridotta distanza di spostamento (Ribéron & Miaud, 2000)

La Salamandra di Lanza è una specie che partorisce piccoli già atti alla vita terrestre; la gestazione è lunga e pluriennale (2-4 anni) e le larve si sviluppano all'interno del corpo della madre; il numero di larve è più elevato all'inizio della gravidanza, mentre al momento del parto il numero di piccoli varia da 1 a 6 (Eusebio Bergò, 2001).

*Salamandra lanzai* è una specie assai longeva: gli individui delle popolazioni a quote più basse hanno un'età media di circa 11 anni, mentre quelli di popolazioni a quote più elevate possono arrivare a 24 anni di età (Andreone et al., 2004; Miaud et al., 2001).

Per quanto concerne l'alimentazione, la Salamandra di Lanza è una specie generalista che si nutre di un'ampia varietà di invertebrati, con prevalenza di insetti (Andreone et al., 1990; Andreone et al., 1999).

La salamandra di Lanza è considerata minacciata (EN - endangered) nella Lista rossa nazionale (Bulgarini et al., 1998). Tale status è stato determinato principalmente dalla limitata estensione dell'areale e dalla sua frammentazione. Nelle liste rosse nazionale e internazionale dell'IUCN la specie è considerata vulnerabile (VU - vulnerable; Sindaco et al., 2009; Rondinini et al., 2013). Inoltre, *Salamandra lanzai* è anche inserita (come *S. atra lanzai*) nell'Allegato II della Convenzione di Berna (Legge 503/1981) fra le specie di fauna rigorosamente protette.

Per il suo critico stato conservazionistico la specie è stata inserita nell'allegato IV della Direttiva Habitat, fra le specie per le quali si rende necessaria una protezione rigorosa.

## 3 Metodologie

### 3.1 L'Area di Studio

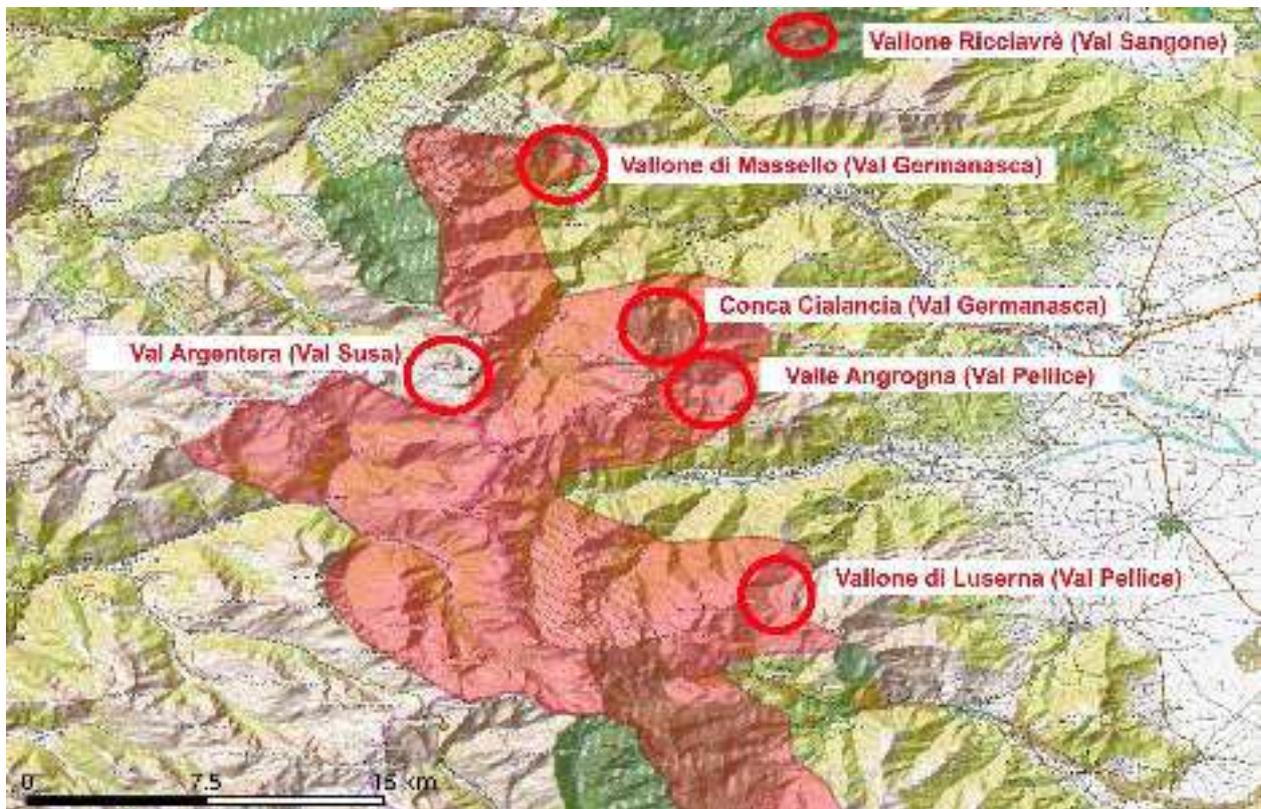


Figura 2 - Mappa che mostra l'areale della Salamandra di Lanza (poligono rosso in trasparenza) e le aree di indagine (cerchi rossi)

Le attività hanno interessato sei aree disgiunte all'interno dell'Areale di *Salamandra lanzai*; in particolare durante la stagione 2019 le aree interessate dalle attività di indagini sono state:

- Vallone di Massello (ZSC IT1110080 Val Troncea), dove durante la stagione 2019 è stato condotto uno studio Cattura, Marcatura e Ricattura su una popolazione, sono proseguite le indagini sulla distribuzione, sono stati effettuati i transetti secondo la metodologia I.S.P.R.A. e sono stati raccolti i campioni genetici e quelli per rilevare la presenza di Chitridiomicosi;
- Val Argentera, dove sono state effettuate ricerche in un'area di presenza potenziale;
- Vallone di Luserna in Val Pellice, dove la distribuzione della specie non era mai stata indagata in dettaglio, dove sono stati raccolti i campioni genetici e quelli per rilevare la presenza di Chitridiomicosi, e dove è stato definito il transetto per i monitoraggi RN2000;
- Vallone di Ricciavrè, in Val Sangone (ZSC/ZPS IT1110006 Orsiera Rocciavrè), dove la specie era stato oggetto unicamente di osservazioni sporadiche dal momento della sua scoperta (Tessa, 2007), dove sono stati raccolti i campioni genetici e quelli per rilevare la presenza di Chitridiomicosi, e dove è stato definito il transetto per i monitoraggi RN2000.

Nel 2020 l'attività di ricerca si è concentrata nelle seguenti aree:

- Vallone di Ricciavrè, in Val Sangone (ZSC/ZPS IT1110006 Orsiera Rocciavrè), dove si è deciso di intraprendere uno studio Cattura, Marcatura e Ricattura per stimare la densità di questa

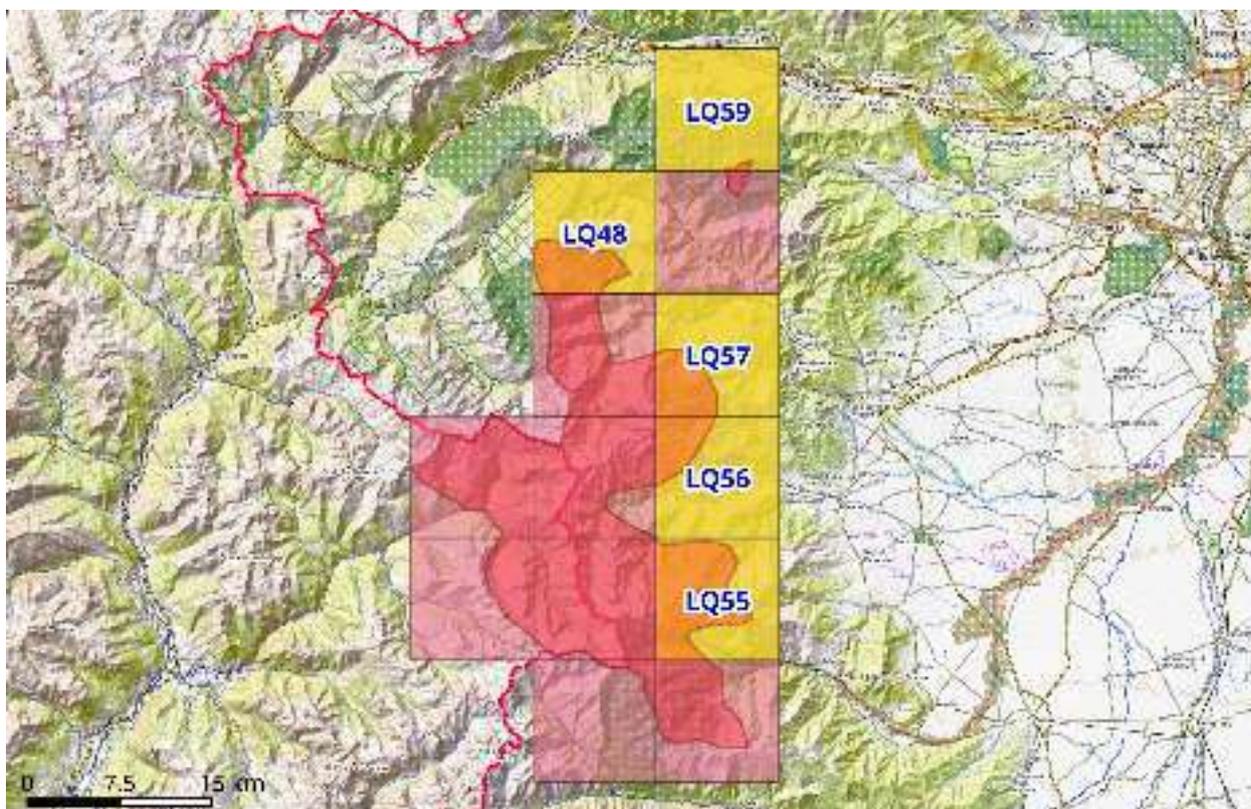
interessante popolazione, isolata dal resto dell'areale.

- Valle Angrogna, dove la distribuzione della specie non era mai stata indagata in dettaglio, dove sono stati raccolti i campioni genetici e quelli per rilevare la presenza di Chitridiomicosi, e dove è stato definito il transetto per i monitoraggi RN2000.
- Conca Cialancia, dove è stato definito il transetto per i monitoraggi RN2000.

## 3.2 Metodologie

### 3.2.1 Transetti

Ai fini dei rapporti nazionali sullo stato della specie elencate negli allegati II, IV e V e della D.H., secondo quanto previsto dall'Art. 17, nel volume "Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali" per la Salamandra di Lanza è richiesto verificare periodicamente la presenza della specie in tutte le particelle UTM 10x10 km incluse nell'areale. Tra le attività di monitoraggio previste dal presente studio sono stati effettuati i transetti di monitoraggio nei seguenti quadrati UTM 10x10: LQ48, LQ55, LQ59 (2019), LQ57 ed LQ56 (2020).



*Figura 3 - Mappa che mostra i quadrati UTM oggetto dei transetti effettuati (in giallo) in relazione ai quadrati di presenza della specie (in rosso)*

La metodologia applicata è quella descritta sui manuali I.S.P.R.A. (Seglie & Eusebio Bergò, 2016): per rilevare la specie è necessario un censimento in transetti lineari della lunghezza di almeno 1 km (verificando una fascia di 10 metri di larghezza, preferibilmente scelti lungo piste, sentieri o tracce) o su poligoni di circa 10.000 mq, in cui è nota la presenza della specie. Tutti i transetti sono stati schedati e cartografati, per permettere ripetizioni standardizzate negli anni. Sulle schede è stato sempre annotato:

l'ora di inizio e fine del campionamento, il numero di individui osservati, il sesso e l'età (giovane o adulto), non solo della specie oggetto di indagine, ma anche di altri anfibi e rettili presenti.

La metodologia prevede la ricerca di tutti gli adulti e giovani di *S. lanzai* in attività, visibili percorrendo il transetto o rinvenuti all'interno di rifugi superficiali ispezionabili. I VES (*Visual Encounter Surveys*) sono stati condotti percorrendo un transetto lineare e cercando visivamente gli animali nelle aree ritenute più vocate o in quelle per cui vi fossero dati pregressi di particolare interesse.

In ogni area, prima della definizione del transetto sono state effettuate ricerche esplorative su un'area più vasta al fine di identificare i transetti migliori per il monitoraggio.



*Figura 4 - Habitat della Salamandra di Lanza in valle Angrogna*

## 3.2.2 Studio Cattura Marcatura Ricattura

### 3.2.2.1 Vallone di Massello (stagione 2019)

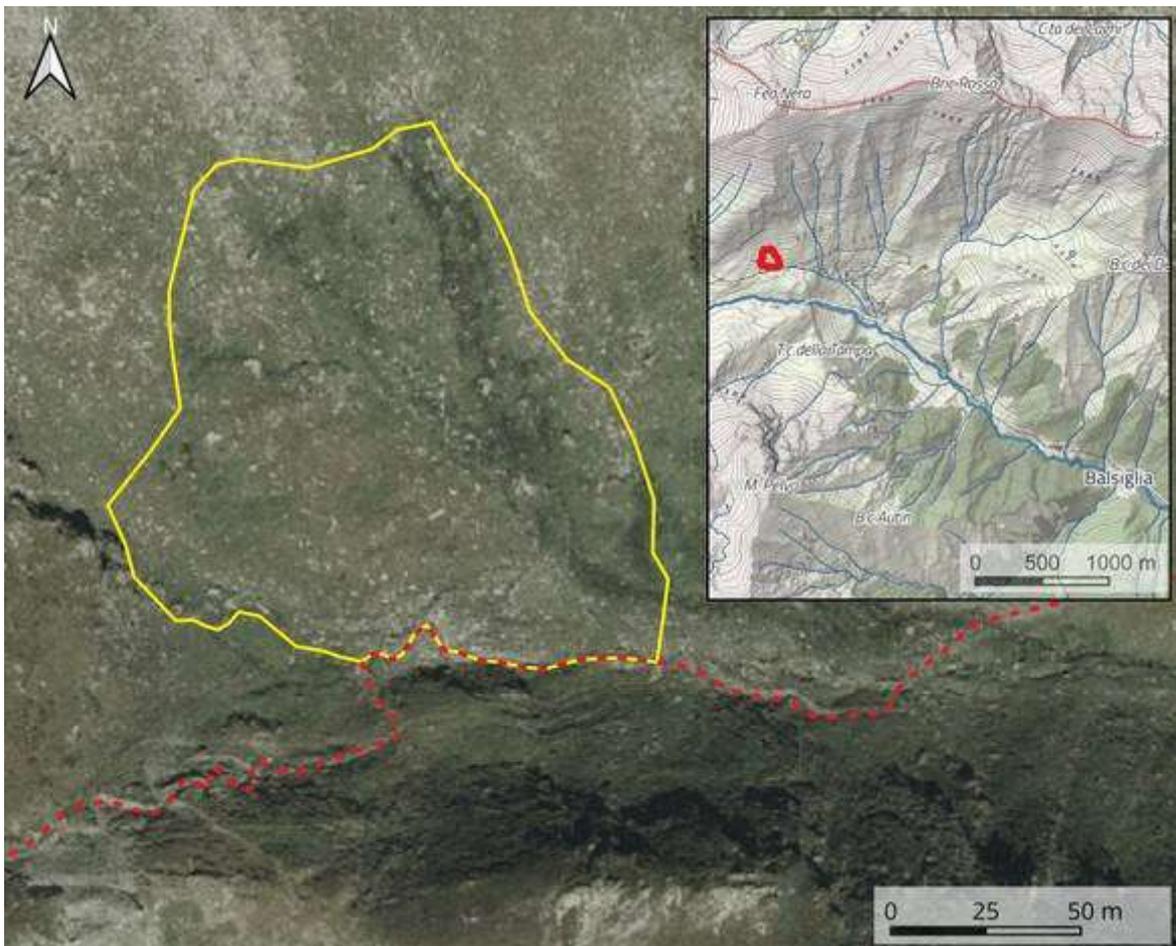


Figura 5 - Area scelta per il monitoraggio CMR sulla Salamandra di Lanza (in giallo): il tratteggio rosso indica il sentiero GTA tra le bergerie del Lausoun e Fun la Plà

La scelta dell'area è avvenuta dopo alcuni sopralluoghi preliminari volti alla selezione della zona più idonea allo studio; i criteri per la scelta sono stati: 1) elevata densità di individui per ottenere un numero sufficiente di catture; 2) facilità di accesso e di perlustrazione in notturna.

Per lo studio è stato selezionato un pendio umido, in sinistra orografica del vallone di Massello, tra le bergerie Lausoun e Fun la Plà (Figura 5); il margine inferiore dell'area di studio è tangente al sentiero GTA, mentre il limite superiore si trova poco a monte delle sorgenti che affiorano lungo il pendio. L'area di studio si trova ad una quota compresa tra 2145 e 2226 m e ha una superficie di circa 1,5 ettari. Si tratta di una prateria alpina in gran parte occupata da una torbiera di versante; sono presenti numerose pietre e massi dovuti allo sgretolamento della montagna sovrastante. La zona è soggetta a pascolamento moderato, principalmente da bovini.

L'area definita viene percorsa a piedi cercando visivamente gli animali presenti. La sessione viene iniziata di regola al crepuscolo e prosegue fino al rinvenimento di individui (indicativamente fino alle 24:00 circa); la sessione è ripresa all'alba e proseguita fino verso le 9:00 a.m.. La posizione Gps viene rilevata con errore inferiore ai 5 m. Gli animali catturati, sono stati fotografati, pesati (con bilancia digitale o analogica, Figura 6) e misurati (con un righello in acciaio, rilevando la lunghezza del corpo e della coda, Figura 6).



*Figura 6 - Operazioni di misura della lunghezza e di un individuo di S. lanzai*



*Figura 7 - Inserimento del PIT in un individuo di Salamandra lanzai*

Per la marcatura sono stati utilizzati PIT Tag (134.2 kHz, certificati ISO 11784) della dimensione 7 x 1,35 mm (Loligo System mod. AB10320) e un lettore di microchip (RealTrace mod. PetScan RT100 v5). Il Passive Integrate Transponder (PIT) è costituito da un chip microprocessore e un'antenna racchiusi in una piccolissima capsula di vetro; quando viene stimolato da un apposito lettore, trasmette in frequenze radio un codice univoco che viene decodificato e visualizzato dal detector. Il vantaggio dei PIT-Tag è la loro lunga durata e la facilità di lettura. Il transponder è stato inserito sotto la pelle nel margine inferiore della coda (Figura 7), utilizzando un iniettore a siringa; terminate queste operazioni, della durata complessiva di circa 15-20 minuti, gli individui sono stati rilasciati nello stesso punto di cattura. Tale tecnica è già stata applicata con successo negli studi precedenti (Seglie, 2015).

### 3.2.2.2 Val Sangone (stagione 2020)

La scelta dell'area è avvenuta in base ai rilievi effettuati nel 2019 per la raccolta dei campioni genetici e di quelli per la Chitridiomicosi, che hanno permesso di identificare l'unica area di presenza della specie nel Vallone Ricciavrè (Figura 8). Le metodologie di studio sono le stesse utilizzate per il vallone di Massello (paragrafo precedente). L'area di studio si trova ad una quota compresa tra 2150 e 2300 m ed ha una superficie di circa 8 ettari. Si tratta di una prateria alpina in gran parte occupata da pietraie. La zona è soggetta a pascolamento da bovini.



Figura 8 - Area scelta per il monitoraggio CMR sulla Salamandra di Lanza (in giallo): il tratteggio rosso indica il sentiero GTA tra il colletto Ciarmgranda (a Sud), l'alpe Ricciavrè (verso Est) e il sentiero dei Picchi (a Nord)

### 3.2.3 Raccolta di campioni genetici

La raccolta dei campioni genetici è avvenuta tramite prelievo di un tampone buccale (secondo la tecnica già utilizzata con successo durante gli studi precedenti); dopo aver lievemente aperto la bocca della salamandra, al suo interno viene inserita l'estremità di un bastoncino cotonato; il bastoncino viene fatto ruotare lentamente lungo il suo asse per circa 8 secondi, in modo che il cotone igrofilo strusci sulla mucosa del palato (conviene evitare di interessare la lingua e le labbra, assai delicate nella specie); infine, si trasferisce il campione all'interno di una provetta con alcol al 90%. Questa procedura viene effettuata indossando guanti sterili che sono sostituiti ad ogni prelievo per evitare la contaminazione tra i diversi campioni. I tamponi sono stati tenuti a temperatura ambiente durante il trasporto e poi stoccati in frigo fino all'estrazione del DNA.

Per ogni campione sono state registrate le seguenti informazioni: Data, ora, posizione geografica ( $\pm 5$  m), nome del rilevatore, sesso e/o stadio dell'individuo, codice univoco del campione.

Le analisi sono svolte volte presso l'Ecole Pratique des Hautes Etudes (EPHE), grazie alla collaborazione con la Réserve naturelle nationale de Ristolas Mont Viso (Parc du Queyras);

### 3.2.4 Prelievo dei campioni per la Chitridiomicosi

Il prelievo di muco cutaneo è stato effettuato con la metodologia standard. Il tampone sterile a secco viene sfregato per circa 30 volte sul ventre, sull'inguine, sulla parte ventrale delle zampe dell'animale. Questa procedura viene effettuata indossando guanti sterili che sono sostituiti ad ogni prelievo per evitare la contaminazione tra i diversi campioni. Il tampone viene quindi conservato in frigo in una provetta identificata con un codice corrispondente in modo univoco all'animale campionato.

Per ogni campione sono state registrate le seguenti informazioni: Data, ora, posizione geografica ( $\pm 5$  m), nome del rilevatore, sesso e/o stadio dell'individuo, codice univoco del campione.

Le analisi sono svolte volte presso l'Ecole Pratique des Hautes Etudes (EPHE), grazie alla collaborazione con la Réserve naturelle nationale de Ristolas Mont Viso (Parc du Queyras).

## 3.3 Rilievi

### 3.3.1 Stagione 2019

Le date dei rilievi effettuati nel 2019, divise per aree sono le seguenti: Vallone di Massello, 5 luglio, 6 luglio, 10 luglio, 11 luglio, 1 agosto, 2 agosto, 12 agosto, 13 agosto, 19 agosto, 5 settembre; Vallone di Luserna, 15 luglio, 10 agosto, 16 agosto; Val Sangone, 27 agosto, 3 agosto, 3 settembre (i rilievi del 3 agosto e 3 settembre sono stati effettuati da Giulia Tessa), Val Argentera, 29 luglio e 30 agosto.

Il 25 e 26 luglio, inoltre, è stata effettuata una trasferta in Francia, presso la Riserva di Ristolas, dove sono state condivise e sperimentate sul campo le metodiche dello studio CMR insieme ai partner Francesi (Parc du Queyras).

Le 6 sessioni di cattura, marcatura e ricattura di *Salamndra lanzai* nell'area di Fun la Plà considerate per la stima di abbondanza sono state effettuate nelle seguenti date: 5-6, 10-11 luglio, 1-2, 12-13 agosto, 19 agosto e 5 settembre.

### 3.3.2 Stagione 2020

Le date dei rilievi effettuati nel 2020, divise per aree sono le seguenti: Val Sangone, 25 e 26 giugno, 3 e 4 luglio, 10 e 11 luglio, 2 e 3 agosto, 10 e 11 agosto, 17 e 18 agosto, 24 e 25 agosto, 31 agosto e 1 settembre (rilievi effettuati da Giulia Tessa), 19 settembre; Valle Angrogna, 13 agosto; Val Germanasca, 22 e 23 luglio, 27 e 28 agosto.

Il 28 e 29 luglio, inoltre, è stata effettuata una trasferta in Francia, presso la Riserva di Ristolas (Parc du Queyras), dove è stato condotto insieme ai tecnici della Riserva un corso di formazione sulla Salamandra di Lanza per i guardiaparco francesi (Parc national du Mercantour) e per gli addetti ai lavori (i responsabili del sito Natura 2000 Haute Ubaye-Massif du Chambeyron e i tecnici dell'Office français de la biodiversité).

Le 9 sessioni di cattura, marcatura e ricattura di *Salamandra lanzai* nel vallone Ricciavrè considerate per la stima di abbondanza sono state effettuate nelle seguenti date: 25-26 giugno, 3-4 luglio, 10-11 luglio, 2-3 agosto, 10-11 agosto, 17-18 agosto, 24-25 agosto, 31 agosto-1 settembre e 19 settembre.

## 3.4 Informatizzazione e analisi dei dati

Tutte le osservazioni sono state inserite sulla piattaforma online iNaturalist.org attraverso l'omonima applicazione Android, che automaticamente rileva la georeferenziazione (con un margine di errore inferiore ai 5 m), la data e l'orario di osservazione; all'inserimento viene generato anche un ID univoco dell'osservazione utilizzato per il relativo URL (nella forma <https://www.inaturalist.org/observations/<NUMEROID>>), che può essere utilizzato per visualizzare l'osservazione da qualsiasi browser. Nel caso dei rettili e degli anfibi in fase terrestre ogni record corrisponde ad un individuo osservato; nel caso delle larve e delle ovature il singolo record corrisponde alla zona umida utilizzata quale sito di riproduzione.

Per tutti i record sono stati compilati anche i seguenti campi: 1) "Descrizione", con le note e i dettagli dell'osservazione; 2) "Monitoring Methods", il metodo di monitoraggio utilizzato (*Visual Encounter Survey*, *Dip-netting*, *Egg mass survey*, *Transect Sampling*), 3) "Abundance Estimation Code (<, stimato; >, conteggio parziale; = conteggio totale; 4) "Total count", numero di individui riferito al codice di abbondanza; 5) "Site Code", codice univoco della stazione di ritrovamento (solo per *S. lanzai*); 6) "Genetic Sample ID", codice del campione del campione genetico eventualmente prelevato; 7) "FDX-B PIT Tag", codice PIT Tag a 15 cifre; 8) "SVL", lunghezza in mm dalla punta del muso al margine posteriore della cloaca; 9) "TL", lunghezza della coda in mm; 10) "Weight", peso in grammi; 11) "chytridiomycosis sample id", codice del campione per la Chitridiomicosi eventualmente prelevato; 12) "sesso-stadio", J = giovane, A = adulto. SA = subadulto; M = maschio, F = femmina.

Sul totale delle 325 osservazioni raccolte (170 nel 2019 e 155 nel 2020), 293 sono corredate da fotografie, accessibili dall'Ente sempre tramite la piattaforma iNaturalist.org. Tutti i dati sono stati anche inseriti al progetto dell'Ente "Aree Protette delle Alpi Cozie" (<https://www.inaturalist.org/projects/aree-protette-delle-alpi-cozie>).

Dall'esportazione dei dati (in formato CSV) sono state generate le tabelle riassuntive (foglio elettronico in formato OpenDocument, con estensione .odt) utilizzando il software LibreOffice Calc v6.0.7.3 (The Document Foundation, 2018) e i file GIS (ESRI Shapefile). I dati sono forniti con coordinate in formato di gradi decimali (WGS84).



Figura 9 - Maschio di Salamandra lanzai

Per le elaborazioni cartografiche è stato utilizzato il software QuantumGIS v3.4.13 (QGIS Development Team, 2019).

L'analisi statistica dei dati è stata svolta utilizzando il software R 3.4.4 (R Development Core Team, 2018).

La stima di abbondanza è stata effettuata utilizzando il software MARK v9.0 (White & Burnham, 1999).

Per la stima di abbondanza sono stati utilizzati i modelli di cattura-ricattura per popolazioni chiuse. È stata impostata in MARK la tipologia di dati denominata 'Full Likelihood  $p$  and  $c$ ' che corrisponde ai modelli standard di Otis et al. (1978). Questi sono basati sulla parametrizzazione completa della *likelihood* con tre tipi di parametri;  $p_i$  è la probabilità di prima cattura (e.g., la probabilità che l'individuo della popolazione sia catturato e marcato la prima volta),  $c_i$  è la probabilità di ricattura (e dipende dall'essere stato catturato almeno una volta in precedenza), e  $N$  è l'abbondanza. Sia  $p_i$  che  $c_i$  possono dipendere dal tempo, a meno che non sia stato specificato diversamente ( $p_i$  e  $c_i$  costanti nel tempo).

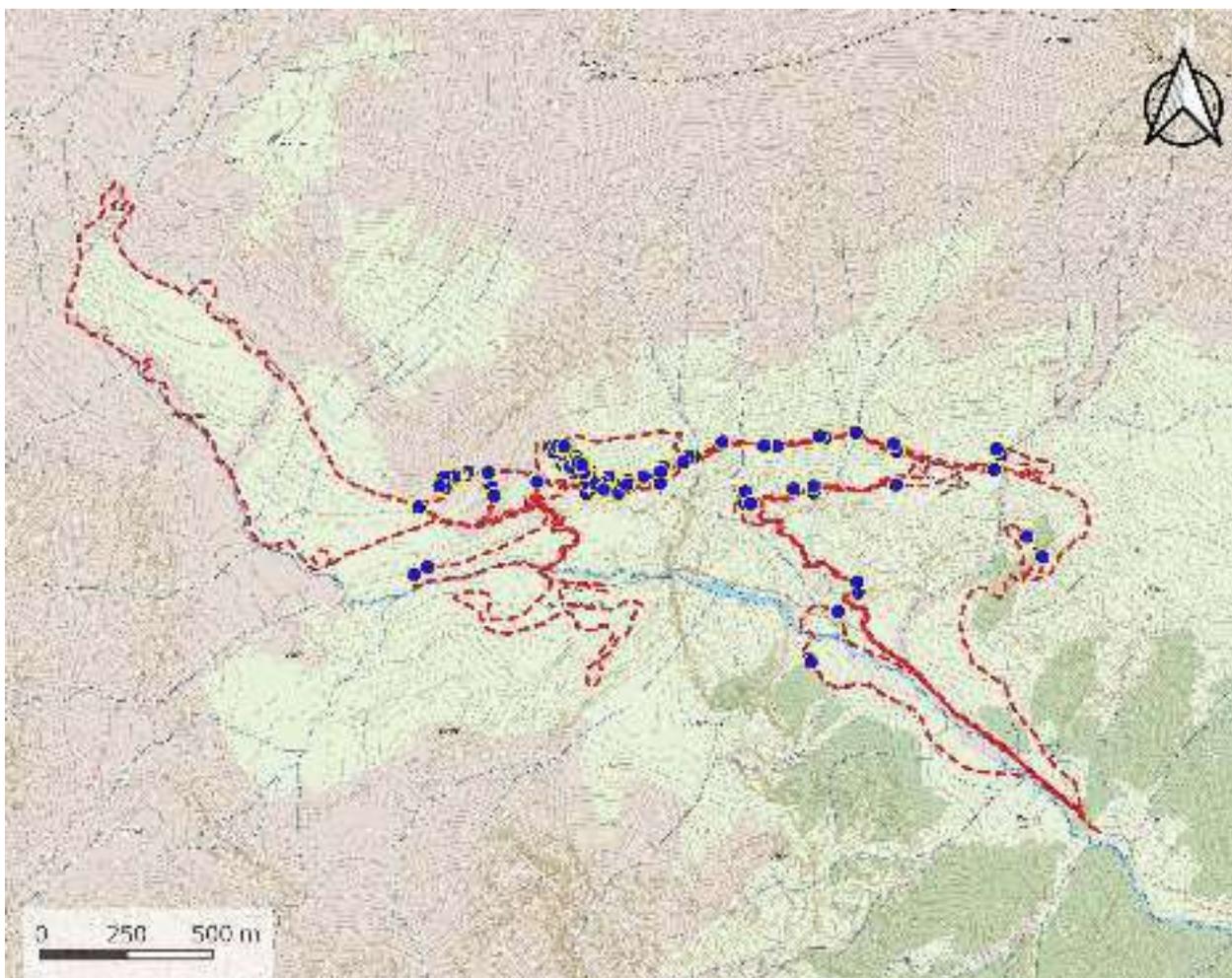
Qui di seguito è mostrata la corrispondenza tra i modelli di Otis et al. e i nomi dei modelli in MARK.

Otis	MARK	Descrizione
$M_0$	{N, $p(\cdot) = c(\cdot)$ }	$p$ costante e uguale a $c$
$M_t$	{N, $p(t) = c(t)$ }	$p$ e $c$ uguali e dipendenti dal tempo
$M_b$	{N, $p(\cdot), c(\cdot)$ }	Probabilità variabile di incontrare l'animale dopo la prima cattura (comportamentale)

## 4 Risultati

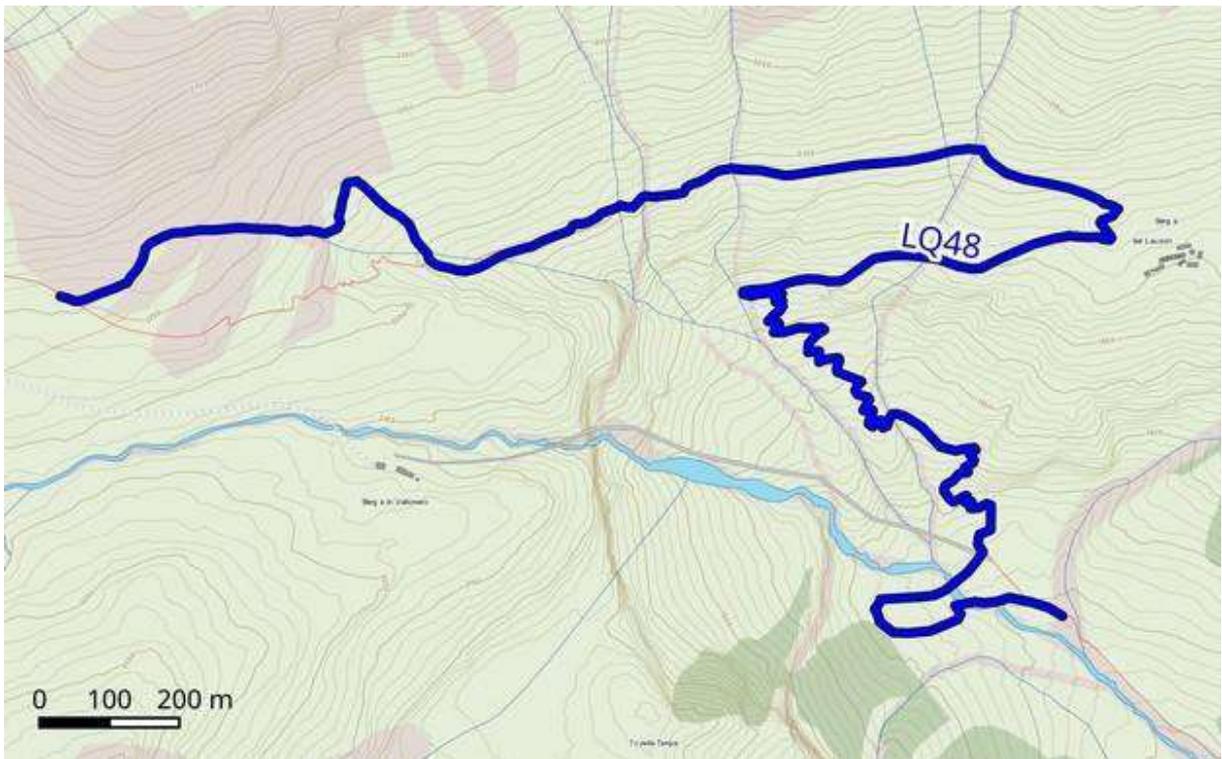
### 4.1 Ricerche per l'individuazione dei transetti

#### 4.1.1 LQ48 - Vallone di Massello (ZSC IT1110080 Val Troncea)



*Figura 10 - Percorsi effettuati e punti di presenza di Salamandra lanzai nel Vallone di Massello*

In Figura 10 sono indicati i percorsi effettuati a piedi per il rilievo dei punti di presenza; in base ai risultati ottenuti è stato individuato il transetto di monitoraggio (denominato LQ48, dal quadrante UTM 10x10 in cui ricade) da ripetere negli anni ai fini della reportistica prevista dalla D. H. (Art. 17); la scelta del transetto è determinata principalmente dalla necessità di intersecare le aree a maggior densità di salamandre e in base a valutazioni operative (facile accessibilità e percorribilità anche in periodo notturno e in condizioni di forte piovosità). Il transetto scelto è raffigurato in Figura 11. I risultati ottenuti confermano a grandi linee quanto emerso delle indagini per il Piano di Gestione della ZSC Val Troncea (Seglie 2018), in cui si indicava il versante tra le Bergerie Lausoun e Fun La Plà, come l'area a maggior densità di Salamandra. Da rilevare, però, il ritrovamento nel 2019 di piccoli nuclei popolazionali a valle della Cascata del Pis e a monte di Fun La Plà che non erano stati identificati durante le indagini per il Piano di Gestione.

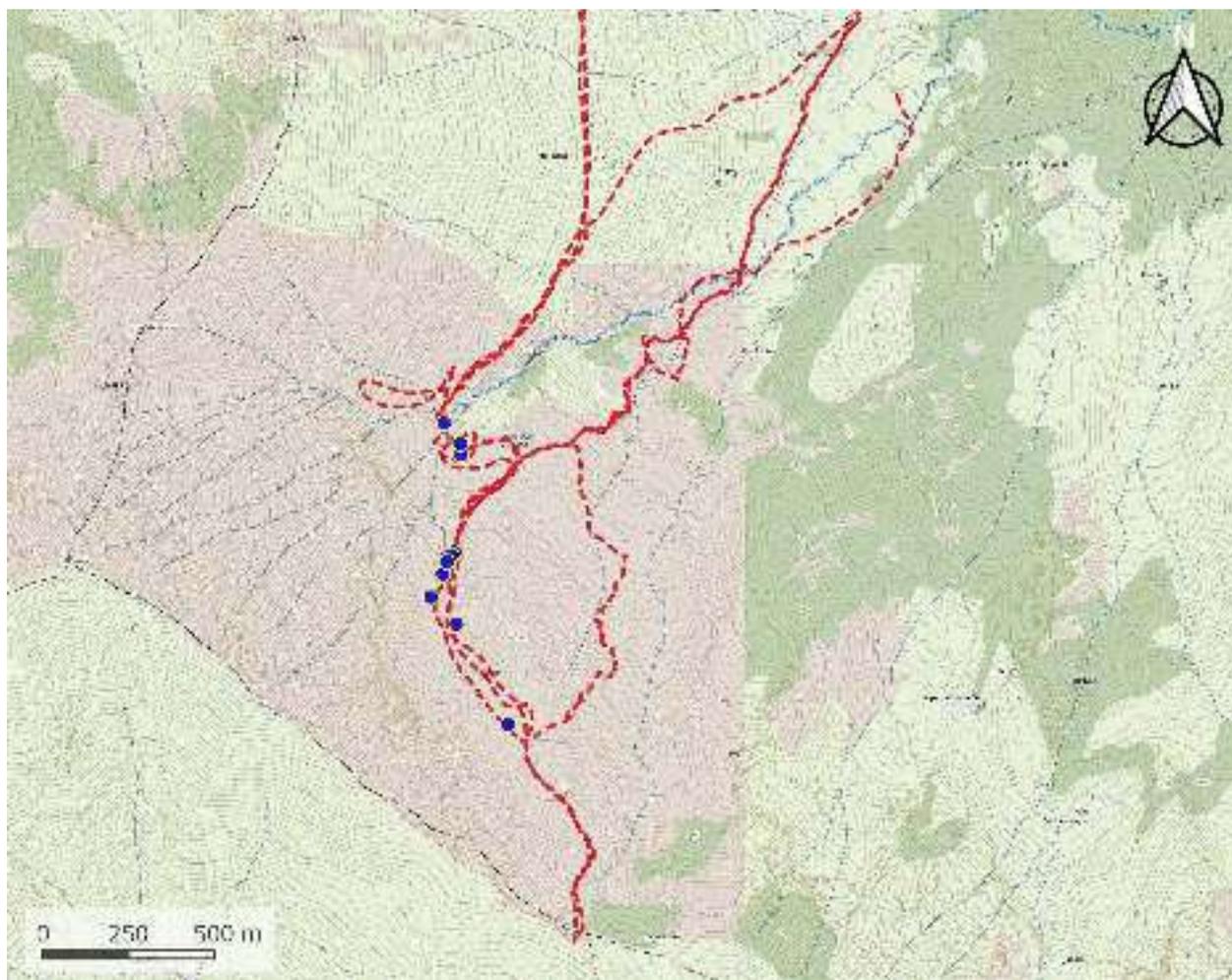


*Figura 11 -Transetto LQ48 scelto nel Vallone di Massello (lunghezza circa 3 Km)*



*Figura 12 - Vallone di Massello*

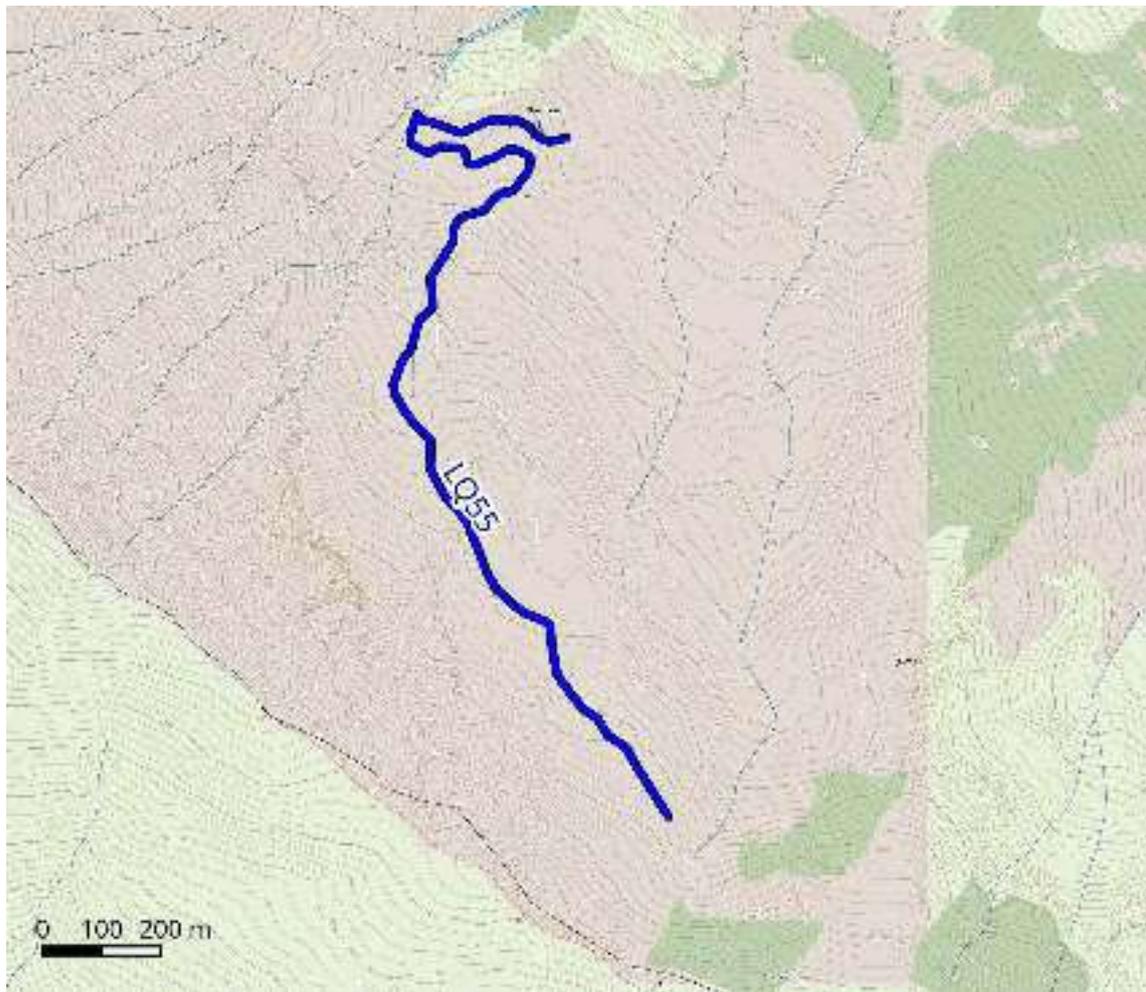
#### 4.1.2 LQ55 - Vallone di Luserna



*Figura 13 - Percorsi effettuati e punti di presenza di Salamandra lanzai nel Vallone di Luserna*

La Figura 13 mostra i percorsi effettuati a piedi per la ricerca della specie e per l'identificazione del transetto migliore per il monitoraggio nel Vallone di Luserna; in quest'area la presenza era nota ma non vi erano dati puntuali di presenza, se non i pochi dati raccolti dall'autore nell'ambito del Progetto GouvMAB, per la stagione 2015. I risultati ottenuti indicano, al momento, due nuclei di presenza, uno poco ad Ovest dei ruderi di Alpe Uvert (circa 1'800 m), in corrispondenza dei rii che scendono dal monte Frioland e di alcune sorgenti che permettono la formazione di una piccola torbiera, l'altro nell'impluvio a Sud-Ovest del Bric Pairan, verso il Colle delle Porte (2'000 m circa).

In base alla distribuzione della specie nel vallone e alla facilità di accesso e percorribilità anche in periodo notturno, il transetto definito è indicato in figura 14; la quota di partenza è a circa 1'800 m, presso i ruderi di Alpe Uvert, dopo un anello lungo il pianoro di Alpe Uvert, si segue il sentiero per il colle delle Porte, lasciandolo nel pressi del Bric Pairan, dove si percorre l'impluvio a Sud-Ovest, sempre in direzione del colle delle Porte.



*Figura 14 -Transetto LQ55 scelto nel Vallone di Luserna (lunghezza circa 2 Km)*



*Figura 15 - Pianoro di alpe Uvert*

#### 4.1.3 LQ59 - Vallone del Ricciavrè (ZSC/ZPS IT1110006 Orsiera Rocciavrè)

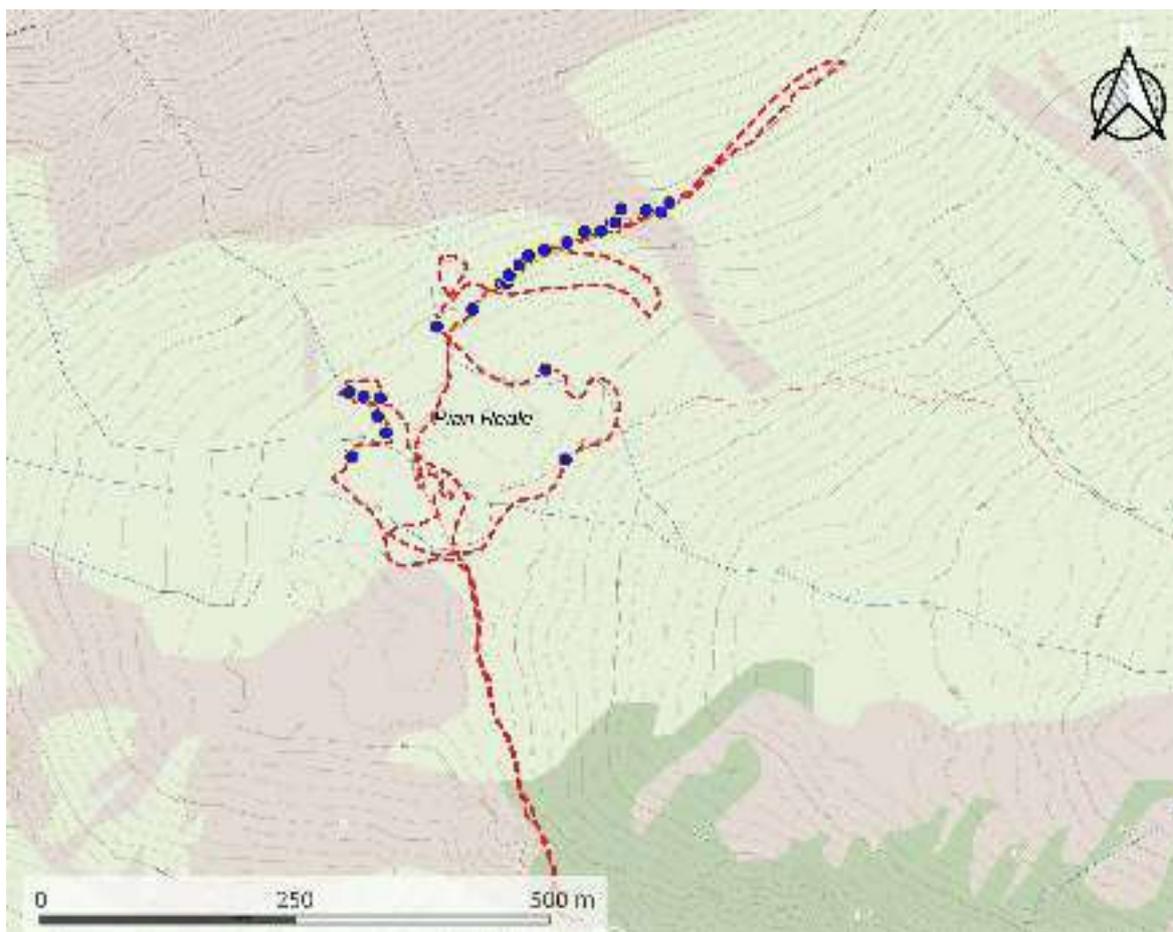


Figura 16 - Percorsi effettuati e punti di presenza di Salamandra lanzai nel Vallone del Ricciavrè nel 2019

La figura 16 mostra i transetti effettuati e i punti di avvistamento della salamandra di Lanza nel Vallone del Ricciavrè, in Val Sangone. Il ritrovamento di una trentina di individui è di notevole interesse per la posizione isolata della popolazione rispetto all'areale della specie: le popolazioni più vicine sono quelle del vallone di Massello, a circa 14 Km di distanza. Inoltre, i dati raccolti testimoniano la presenza di una popolazione riproduttiva, molto più consistente di quanto era stato ipotizzato dai pochissimi avvistamenti noti in precedenza per l'area; infatti, dopo il ritrovamento iniziale di una sola femmina il 31 luglio 2006 (Tessa et al., 2007) la specie non era stata più confermata durante le campagne di rilievo mirate negli anni successivi; solo più recentemente 2 individui erano stati nuovamente osservati nel vallone di Ricciavrè (Mauro Lussiana pers. Comm.).

Al momento, l'area indagata corrisponde al pianoro di Pian Reale ed ai versanti in corrispondenza dei sentieri per il colletto Ciarmgranda e il colle del Vento del Forno, tra 2'200 e 2'300 m (Figura 16): il transetto (di circa 1,8 Km) è stato definito in base ai pochi dati di distribuzione disponibili in modo da intercettare le aree a maggior densità (Figura 17). In quest'area nel 2020 è stato condotto lo studio CMR (si veda paragrafo 3.2.2.2 e 4.3).

Uno dei volontari del Rifugio della Balma riporta di aver avvistato recentemente un individuo di *S. lanzai* anche nel Vallone della Balma (dintorni del Lago Sottano), ma le indagini effettuate non hanno ancora potuto confermarne la presenza.

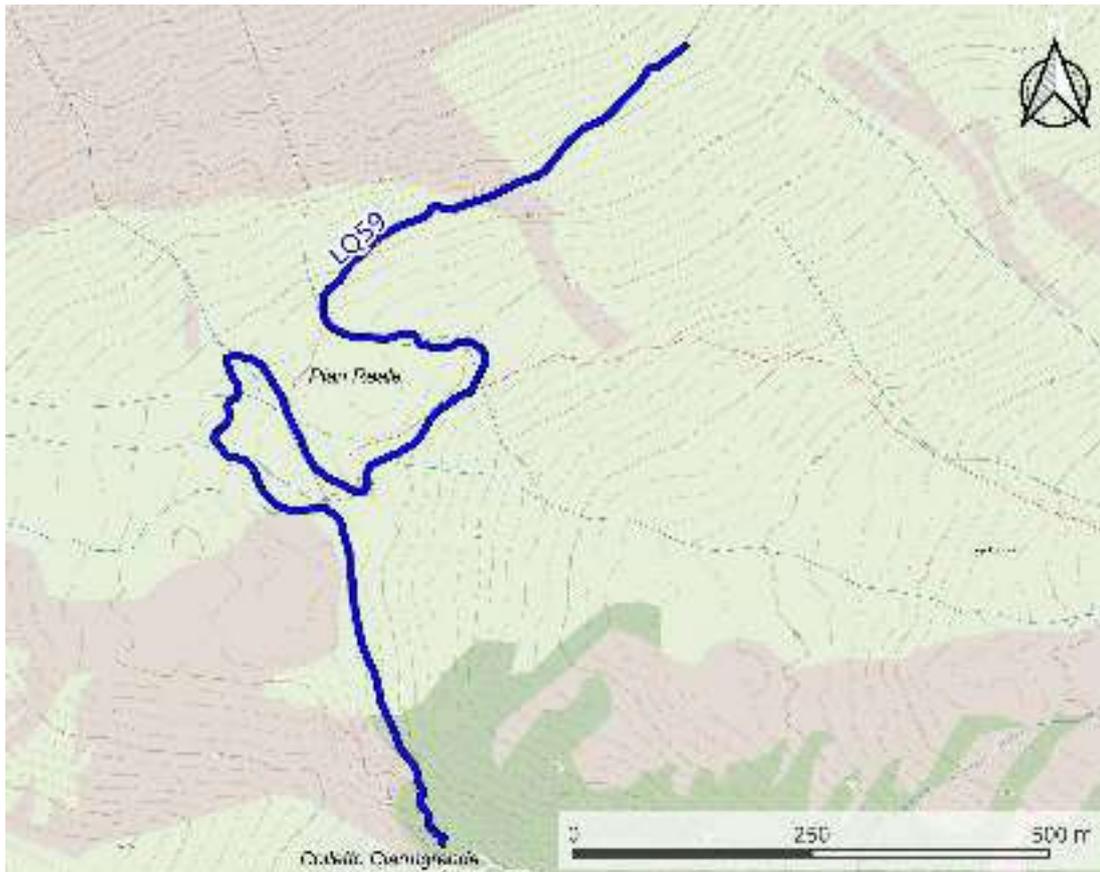


Figura 17 -Transetto LQ59 scelto nel Vallone del Ricciavrè (lunghezza circa 1,8 Km)



Figura 18 -Pian Reale, Vallone di Ricciavrè, habitat della Salamandra di Lanza in Val Sangone

Durante le ricerche, infine, è stata anche aggiornata la *checklist* delle specie erpetologiche presenti in Val Sangone, che risultano essere:

- ✓ *Vipera aspis* – Vipera comune
- ✓ *Podarcis muralis* – Lucertola muraiola
- ✓ *Coronella austriaca* – Colubro liscio
- ✓ *Zootoca vivipara* – Lucertola vivipara
- ✓ *Rana temporaria* – Rana temporaria
- ✓ *Salamandra lanzai* – Salamandra di Lanza
- ✓ *Salamandra salamandra* – Salamandra pezzata

Dati di un certo interesse sono la conferma della presenza di una piccola popolazione di Lucertola vivipara (specie assai rara e localizzata nel Piemonte occidentale) e il ritrovamento di alcuni individui di Salamandra pezzata a una quota molto elevata (prossime al limite altitudinale della specie in Piemonte).



Figura 19 - Giovane di *Lucertola vivipara*, Pian Reale (a sinistra); individuo di *Vipera comune*, sentiero dei Picchi (a destra)



Figura 20 - *Colubro liscio* (a sinistra); *Rana temporaria* (a destra)

#### 4.1.4 Valle Argentera

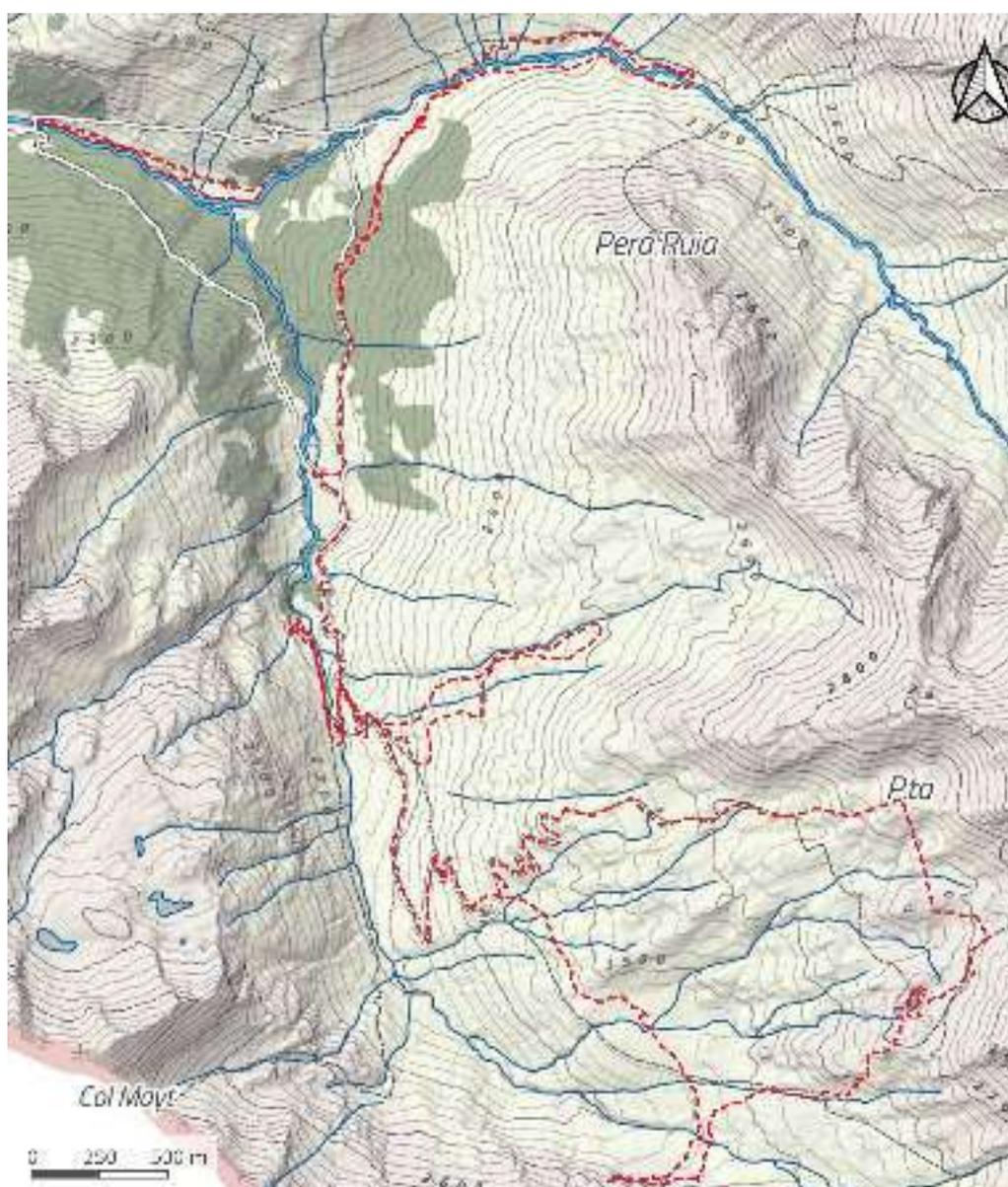


Figura 21 - Percorsi effettuati in alta Val Argentera, indagata in quanto area di distribuzione potenziale della Salamandra di Lanza

La Figura 21 mostra i transetti percorsi in Alta Val Argentera; nonostante le ricerche la specie non è stata confermata in questo Vallone. La presenza in tale area era considerata potenziale per la vicinanza ai bacini idrografici di presenza (Vallone di Rodoretto e Germanasca di Prali) e per la mancanza di ricerche approfondite. Pur non potendo escludere del tutto la presenza della specie nel vallone, la mancanza di segnalazioni pregresse, l'assenza di riscontri nonostante le indagini effettuate in condizioni climatiche particolarmente idonee all'attività epigea delle salamandre e la scarsità di habitat particolarmente idonei rafforzano l'ipotesi che la salamandra di Lanza **non sia effettivamente presente in Val Argentera**. Per quanto concerne l'habitat è da rilevare come alle quote migliori per la specie (1'800-2'400 m) scarseggino superfici caratterizzate da un elevato numero di rifugi ipogei (cumuli di massi e pietre derivati dallo sgretolamento dei massicci sovrastanti, spesso associati alla presenza della Salamandra di Lanza).



*Figura 22 -Val Argentera, sopra Alpe Gran Miol; si noti il suolo relativamente compatto e l'assenza di di pietre e massi che forniscono rifugio ipogeo per la specie e che sono spesso associati alla presenza della Salamandra di Lanza (si veda, invece, per confronto, la figura 16, che mostra un habitat particolarmente idoneo nel Vallone di Ricciavrè)*



*Figura 23 -Val Argentera, poco a valle di Alpe Gran Miol*

#### 4.1.5 LQ56 - Valle Angrogna

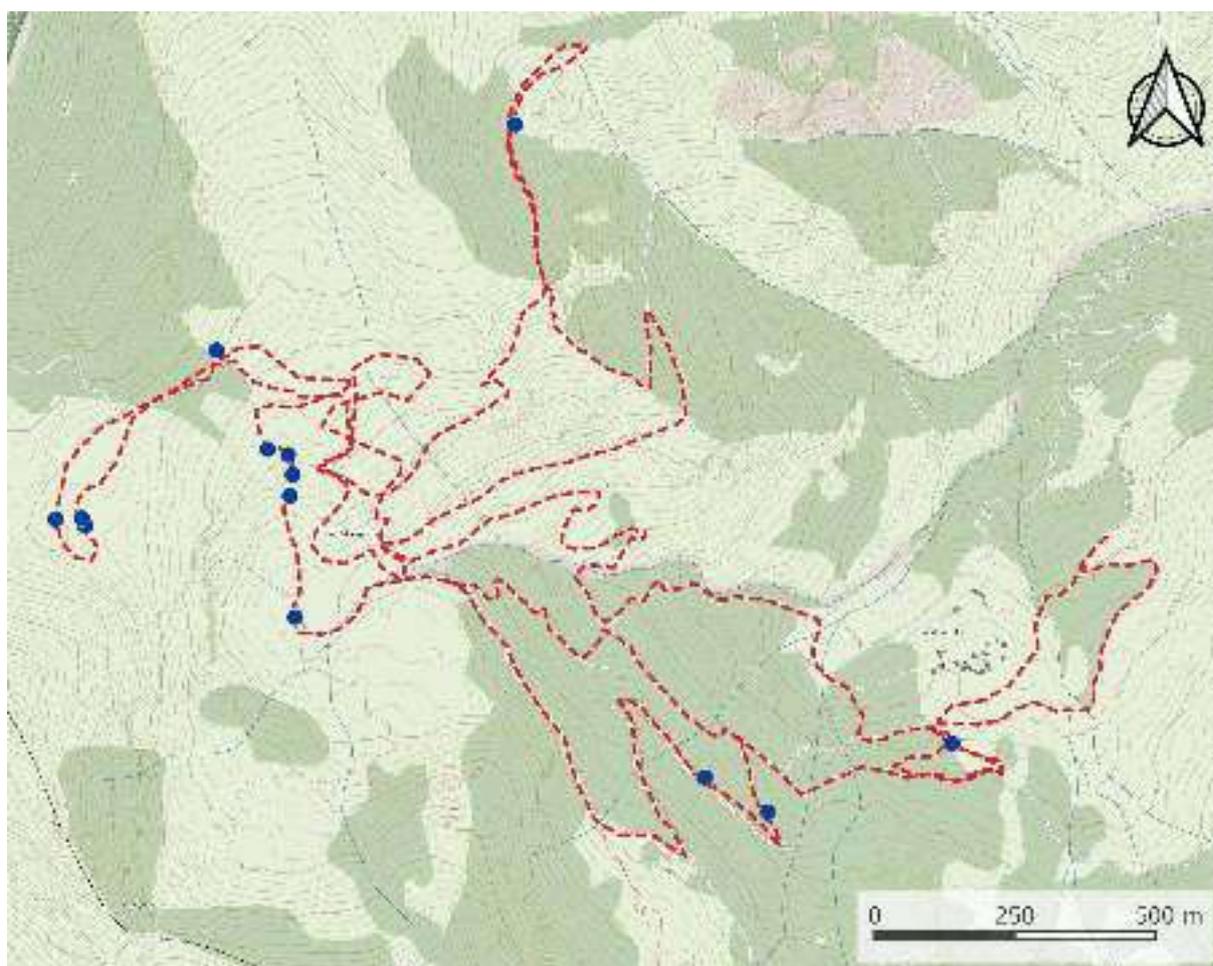
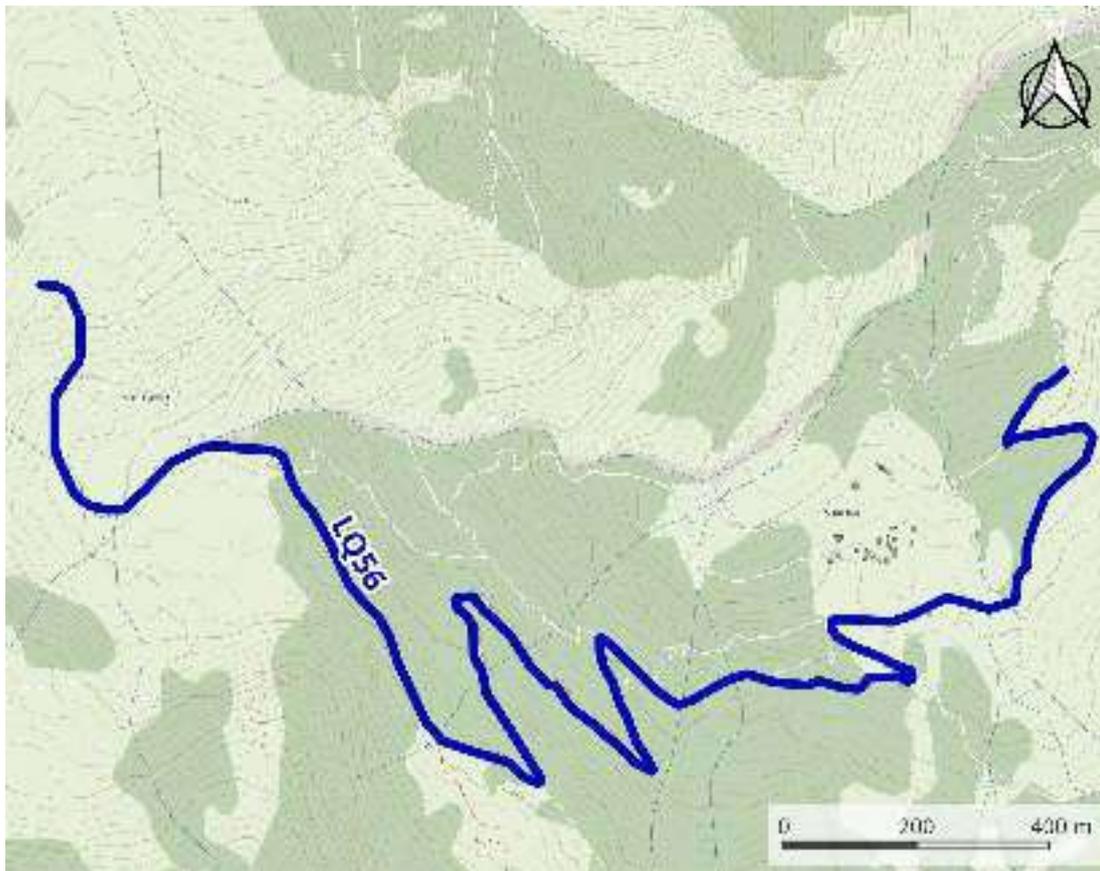


Figura 24 - Percorsi effettuati e punti di presenza di Salamandra lanzai in valle Angrogna

La figura 24 mostra i transetti effettuati e i punti di avvistamento della salamandra di Lanza nel Vallone di Alpe Sella, in Valle Angrogna. Tale valle è poco indagata per quanto riguarda la distribuzione di *S. lanzai*; i primi dati puntuali sono stati raccolti nel 2019 nell'ambito delle indagini finanziate dalla Città Metropolitana di Torino per l'ipotesi di estensione del Parco Naturale Conca Cialancia; i rilievi effettuati avevano indicato come la specie fosse presente in un'ampia porzione del vallone ed su un esteso range altitudinale. I dati raccolti nel 2020 hanno esteso l'intervallo altitudinale di presenza confermando l'ampia diffusione della specie nella valle (tra 1740 e 2290 m a.s.l.).

Il transetto scelto per questo quadrante UTM è dunque quello mostrato in figura 25 e coincide in gran parte con la pista per Alpe Sella Vecchia (dove talvolta si osservano individui schiacciati dal traffico veicolare, consentito solo ai pochi aventi diritto).



*Figura 25 -Transetto LQ56 scelto in valle Angrogna (lunghezza circa 3,5 Km)*



*Figura 26 - Valle Angrogna, sopra Alpe Sella Vecchia, habitat della Salamandra di Lanza*



*Figura 27 - Valle Angrogna, individuo schiacciato lungo la pista per Alpe Sella Vecchia*



*Figura 28 - Lucertola vivipara, sopra Alpe Sella Vecchia*

#### 4.1.6 LQ57 - Valle Germanasca

In valle Germanasca il transetto scelto, percorso nel 2020, è quello riportato in figura 29; la definizione del transetto deriva dei dati di osservazioni effettuate nell'ambito di uno specifico studio sulla distribuzione e sulla abbondanza della specie, finanziato dalla città Metropolitana di Torino, effettuato nel 2018 e 2019 (a cui si rimanda per ulteriori dettagli – Seglie, 2018; 2019). Il transetto è lungo circa 2,2 Km e coincide in parte con la pista tra il Lago Lausoun e l'Alpe Cialancia, per poi proseguire nel pianoro sotto l'Alpe (dove la densità di salamandre è relativamente elevata); raggiunto il pianoro si consiglia di percorrere la sponda in sinistra idrografica del rio verso monte, per poi ridiscendere verso valle ai piedi del pendio dove sorge Alpe Cialancia; l'ultimo tratto del transetto costeggia i ruderi dei muretti a secco utilizzati quali recinzioni per il bestiame.



Figura 29 -Transetto LQ57 scelto nel Parco di Conca Cialancia, Valle Germanasca (lunghezza circa 2,2 Km)



*Figura 30 - Un tratto della pista tra il Lago Lausoun e Alpe Cialancia, transetto scelto per il monitoraggio*



*Figura 31 - Maschio di Salamandra lanzai*

## 4.2 Studio CMR nel Vallone di Massello

### 4.2.1 Morfometria

Nel 2019 nell'area di studio, la torbiera tra le bergerie Lausoun e Fun La Plà, sono stati effettuati 78 avvistamenti di salamandre (26 maschi, 12 femmine, 9 sub-adulti e 5 giovani); in Tabella 1 è riportata la statistica descrittiva relativa ai parametri misurati per un campione di 20 individui (11 maschi e 8 femmine). I maschi di *Salamandra lanzai* misurano in media  $151,7 \pm 5,02$  mm, le femmine  $147,7 \pm 9,21$  mm. Il maschio più grande ha una lunghezza totale di 162 mm, mentre il più piccolo misura 145 mm; la femmina di maggiori dimensioni ha una lunghezza totale di 164 mm, la più piccola di 136 mm. La lunghezza corporea (SVL) dei maschi è in media  $87,8 \pm 02,56$  mm, quella delle femmine  $84,7 \pm 5,99$  mm. La coda dei maschi misura  $66,9 \pm 3,3$  mm, quella delle femmine  $62,9 \pm 4,12$  mm. In media i maschi pesano  $13,5 \pm 1,9$  g, mentre le femmine  $18,8 \pm 2,9$  g. Il maschio più pesante ha un peso di 18,0 g, il più piccolo solo 11,0 g, la femmina più grossa pesa 20,0 g, mentre la più piccola 12,0 g (figura 14).

Lunghezza totale (mm)				
	Media	sd	cv	n
Femmine	147,63	9,21	0,06	9
Maschi	151,73	5,02	0,03	11

Peso (g)				
	Media	sd	cv	n
Femmine	14,88	2,94	0,20	9
Maschi	13,59	1,96	0,14	11

SVL (mm)				
	Media	sd	cv	n
Femmine	84,75	5,99	0,07	9
Maschi	87,82	2,56	0,03	11

Lunghezza coda (mm)				
	Media	sd	cv	n
Femmine	62,88	4,12	0,07	9
Maschi	63,91	3,30	0,05	11

Tabella 1 – Statistica descrittiva per le variabili considerate

Le ANOVA (Analisi di Varianza) ad una via condotte per confrontare le differenze nei parametri tra i due sessi hanno rivelato come maschi e femmine non mostrino differenze statisticamente significative per tutte le variabili considerate (ANOVA, Fattore = Sesso, Peso:  $df = 1, 18, F = 1,31, P = 0,268$ ; SVL:  $df = 1, 18, F = 2,33, P = 0,145$ ; Lunghezza coda:  $df = 1, 18, F = 0,37, P = 0,551$ ; Lungh. totale:  $df = 1, 18, F = 1,56, P = 0,228$ ).

Per valutare la relazione tra taglia e peso è stata condotta un'analisi di regressione lineare per entrambi i sessi (Figura 33). Questa ha evidenziato una relazione significativa tra taglia (SVL) e peso, sia per i maschi ( $R^2 = 0,5251$ ;  $df = 1, 9; F = 12,6, P = 0,007$ ), che per le femmine ( $R^2 = 0,7472$ ;  $df = 1, 7; F = 21,69, P = 0,003$ ).

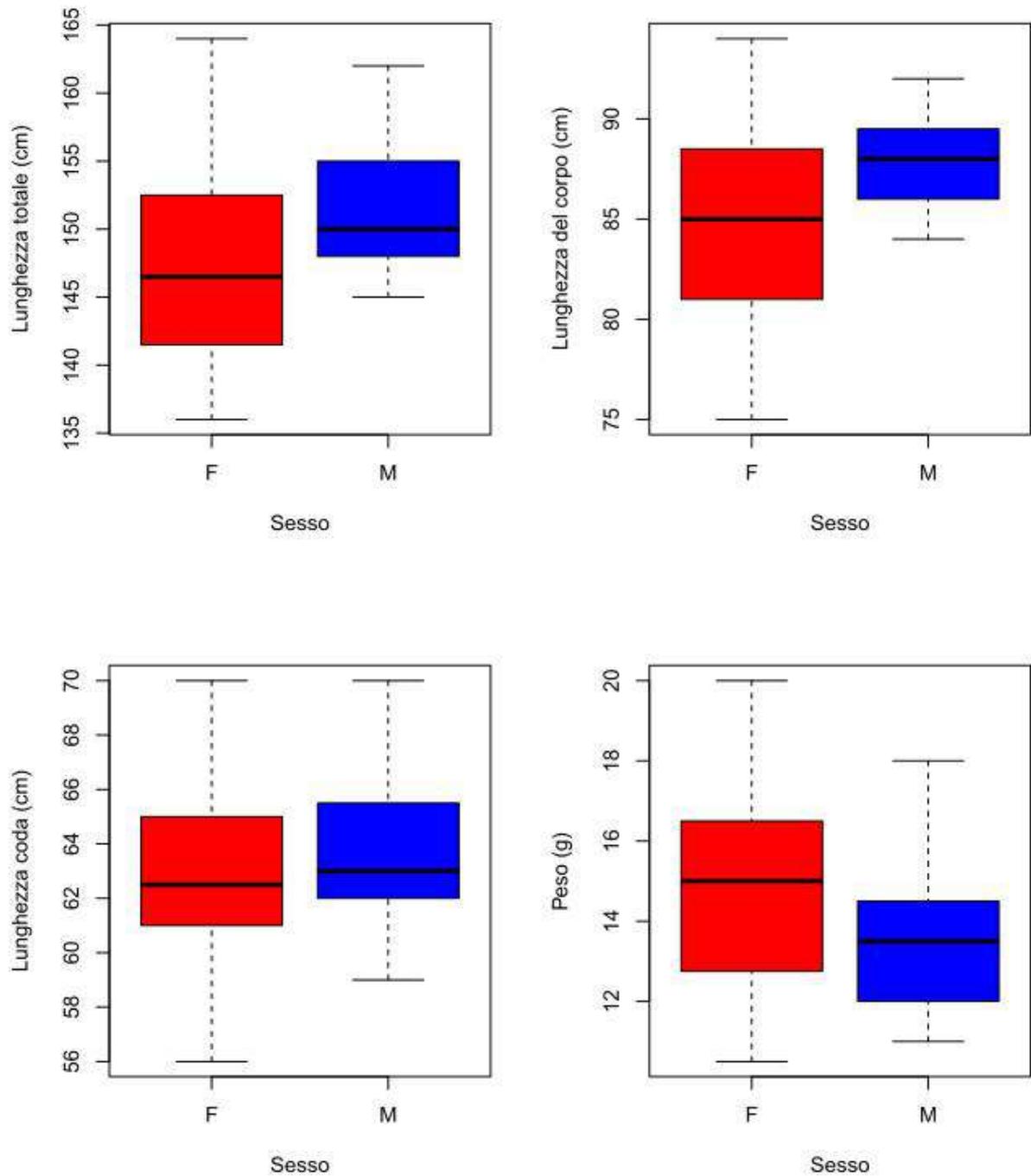


Figura 32 - Boxplot dei maschi (in blu) e delle femmine (in rosso) per tutte le variabili considerate

Successivamente, l'Analisi di Covarianza (ANCOVA) è stata utilizzata per confrontare le rette di regressione tra i due sessi. Il risultato, ha evidenziato come le due rette di regressione, non differiscano significativamente per quanto concerne il coefficiente angolare, quanto per l'intercetta ( $df = 2, 18; F = 18,53, P < 0,001$ ).

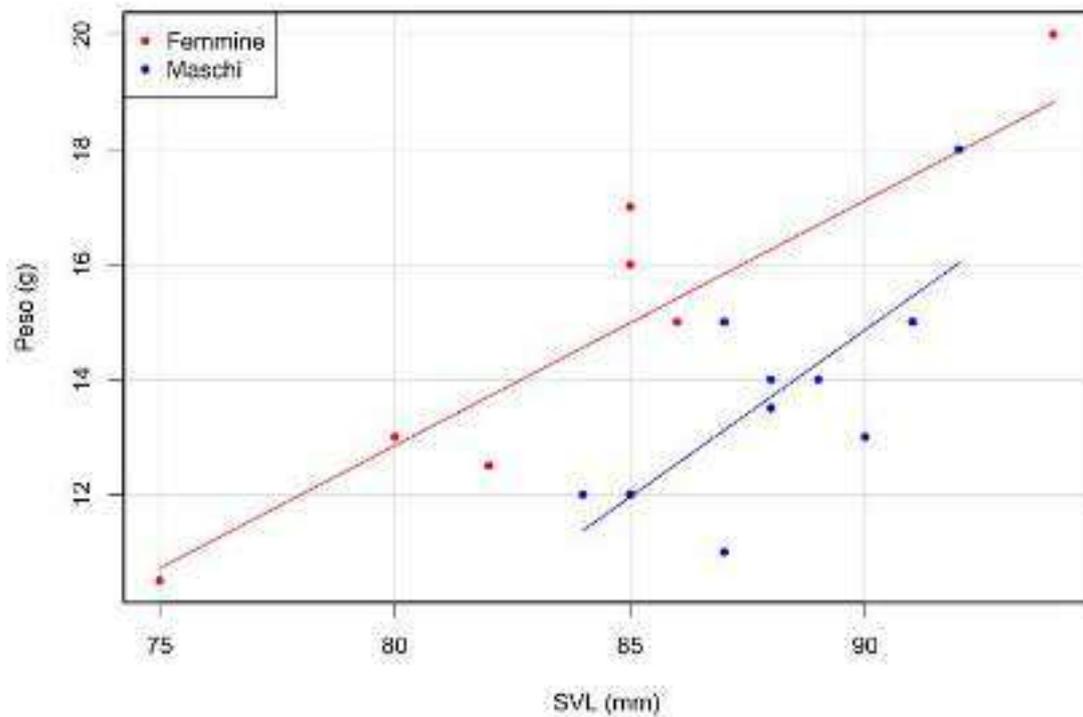


Figura 33 - Relazione tra la taglia (SVL) e il peso nei maschi e nelle femmine

#### 4.2.2 Risultati dello studio CMR

Il Dataset 2019 è composto da 48 individui catturati e 4 ricatture intra-stagionali. Si tratta di 23 maschi, 22 femmine, 8 sub-adulti e 5 giovani; in totale nel 2019 sono stati marcati con PIT 36 individui, mentre 12 non sono stati marcati (4 adulti incontrati prima della definizione dell'area di studio, e 5 giovani e 3 sub-adulti che risultavano troppo piccoli per la marcatura). Le sessioni di cattura sono state 6 e gli individui catturati nelle singole sessioni sono variati da un minimo di 1 (il 13 agosto) a un massimo di 27 (il 19 agosto).

In base alle informazioni disponibili e alle esperienze pregresse sulla specie, per la stima dell'abbondanza di popolazione sono stati ritenuti validi i seguenti assunti:

1. La popolazione è composta da un numero fisso, ma ignoto di individui ( $N$ ), e la popolazione è chiusa rispetto alle variazioni nel numero (per immigrazione, emigrazione, reclutamento e mortalità) nel tempo considerato.
2. La marcatura è sempre riscontrabile senza errori di identificazione e non è persa nel tempo.
3. Ogni animale ha la stessa probabilità di essere visto e ogni avvistamento è indipendente.

Il modello che si adatta meglio ai dati raccolti include una probabilità di cattura ( $p$ ) variabile nel tempo/sessione di cattura ( $M_t$ ).

Nessun altro modello è risultato avere una differenza di AICc minore di 2 (Tabella 2); pertanto i parametri stimati non sono stati mediati con altri modelli.

Model	AICc	Delta AICc	Peso AICc	Model Likelihood	Parametri	Devianza	-2log(L)
$p(t) = c(t)$	-63,055	0,00	0,99999	1,0000	7	16,744	-77,5503
$p(\cdot), c(\cdot)$	-38,920	24,13	0,00001	0,0000	2	51,323	-42,9722
$p(\cdot) = c(\cdot)$	-37,231	25,82	0,00000	0,0000	2	53,012	-41,2830

Tabella 2 – Primi 3 modelli applicati al dataset di Salamandra lanzai ordinati per AICc crescente: numero di parametri (Parametri);  $QAICc$  (Akaike Information Criterion); Delta  $QAICc$  (differenza nel valore di AICc); Peso del  $QAICc$  (che indica la forza dell'evidenza a supporto del dato modello).  $p(\cdot) = c(\cdot)$  = probabilità di cattura/ricattura costante nel tempo ( $M_0$ );  $p(t) = c(t)$  = variazione nella probabilità di cattura/ricattura dipendente dal tempo ( $M_t$ );  $p(\cdot), c(\cdot)$  = probabilità di cattura e ricattura dipendente dal comportamento imputabile alle catture precedenti.

La stima dei parametri del modello migliore sono elencati in Tabella 3. **L'abbondanza è risultata pari a 144 individui per un'area di 1,46 ettari, ovvero 98 individui per ettaro** (dove l'alto Errore Standard è dovuto al basso numero di ricatture).

Questi risultati indicano una densità inferiore al range dei valori noti in letteratura per le maggiori popolazioni studiate, che forniscono stime comprese tra i 200 e i 733 individui per ettaro (Eusebio Bergò, 2011; Seglie, 2017; Seglie, 2019).

**Nonostante la densità relativamente bassa (probabilmente dovuta alla sua posizione marginale rispetto l'areale della specie), la popolazione del vallone di Massello appare ben strutturata e riproduttiva; sarebbe opportuno ripetere uno studio C-M-R in futuro al fine di valutare il trend della popolazione, anche in relazione al cambiamento climatico.**

Parametri	Stima	SE	95% Confidence Interval	
			Lower	Upper
$p_1$	0,0109417	0,0096	0,0019	0,0590
$p_2$	0,0382959	0,0245	0,0107	0,1280
$p_3$	0,0273542	0,0187	0,0070	0,1003
$p_4$	0,0054708	0,0062	0,0006	0,0481
$p_5$	0,1203585	0,0673	0,0379	0,3221
$p_6$	0,0273542	0,0187	0,0070	0,1003
<b>N</b>	<b>144</b>	<b>95</b>	<b>44</b>	<b>470</b>

Tabella 3 – Stima dei parametri, Errore Standard e intervallo di confidenza 95% dal modello migliore per il dataset considerato; N = abbondanza di popolazione;  $p_i = c_i$  probabilità di cattura e ricattura al tempo i

## 4.3 Studio CMR nel Vallone del Ricciavrè

### 4.3.1 Morfometria

Nel 2020 nell'area di studio, Pian Reale, sono stati contattati 60 individui (42 maschi, 15 femmine, 1 sub-adulto e 2 giovani); al conteggio di individui si possono aggiungere le 14 salamandre (12 maschi e 2 femmine) marcate nel 2019 e non più ricatturate, che portano il conteggio totale a 74 individui totali. In Tabella 4 è riportata la statistica descrittiva relativa ai parametri misurati per un campione di 57 individui (42 maschi e 15 femmine). I maschi di *Salamandra lanzai* misurano in media  $155,9 \pm 6,93$  mm, le femmine  $157,7 \pm 3,99$  mm. Il maschio più grande ha una lunghezza totale di 169 mm, mentre il più piccolo misura 127 mm; la femmina di maggiori dimensioni ha una lunghezza totale di 163 mm, la più piccola di 149 mm. La lunghezza corporea (SVL) dei maschi è in media  $88,2 \pm 3,88$  mm, quella delle femmine  $89,7 \pm 2,43$  mm. La coda dei maschi misura  $67,6 \pm 3,75$  mm, quella delle femmine  $6,8 \pm 0,18$  mm. In media i maschi pesano  $14,8 \pm 1,9$  g, mentre le femmine  $17,8 \pm 3,9$  g. Il maschio più pesante ha un peso di 18,0 g, il più piccolo solo 9,0 g, la femmina più grossa pesa 23,5 g, mentre la più piccola 12,5 g (figura 34).

Lunghezza totale (mm)				
	Media	sd	cv	n
Femmine	157,67	3,99	0,03	15
Maschi	155,90	6,93	0,04	42

Peso (g)				
	Media	sd	cv	n
Femmine	17,77	2,86	0,16	15
Maschi	14,83	1,95	0,13	42

SVL (mm)				
	Media	sd	cv	n
Femmine	89,73	2,43	0,03	15
Maschi	88,19	3,88	0,04	42

Lunghezza coda (mm)				
	Media	sd	cv	n
Femmine	67,93	2,19	0,03	15
Maschi	67,71	3,75	0,06	42

Tabella 4 – Statistica descrittiva per le variabili considerate

Le ANOVA (Analisi di Varianza) ad una via condotte per confrontare le differenze nei parametri tra i due sessi hanno rivelato come maschi e femmine non mostrino differenze statisticamente significative per tutte le variabili considerate, ad eccezione per il peso, con femmine più pesanti dei maschi (ANOVA, Fattore = Sesso, Peso: df = 1, 55, F = 19.35, P < 0.001; SVL: df = 1, 55, F = 2.069, P = 0.156; Lunghezza coda: df = 1, 55, F = 0.045, P = 0.832; Lungh. totale: df = 1, 55, F = 0.861, P = 0.358).

Per valutare la relazione tra taglia e peso è stata condotta un'analisi di regressione lineare per entrambi i sessi (Figura 37). Questa ha evidenziato una relazione significativa tra taglia (SVL) e peso, sia per i maschi ( $R^2 = 0,466$ ; df = 1, 40; F = 34,9, P < 0,001), che per le femmine ( $R^2 = 0,4664$ ; df = 1, 13; F = 11,36, P = 0,005).

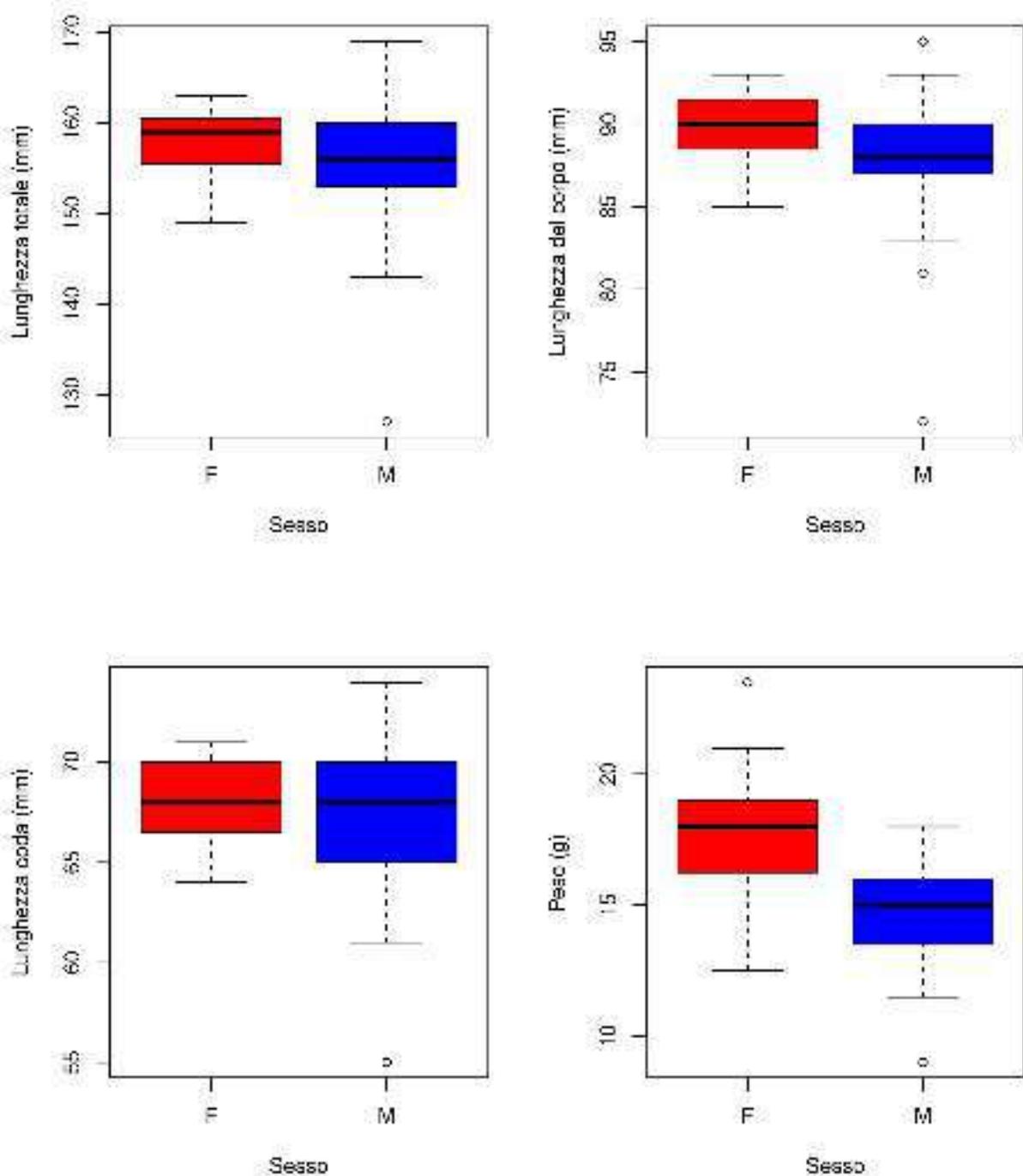


Figura 34 - Boxplot dei maschi (in blu) e delle femmine (in rosso) per tutte le variabili considerate

Successivamente, l'Analisi di Covarianza (ANCOVA) è stata utilizzata per confrontare le rette di regressione tra i due sessi. Il risultato, ha evidenziato come le due rette di regressione, differiscano significativamente per quanto concerne il coefficiente angolare ( $df = 2, 54; F = 31,98, P < 0,001$ ).

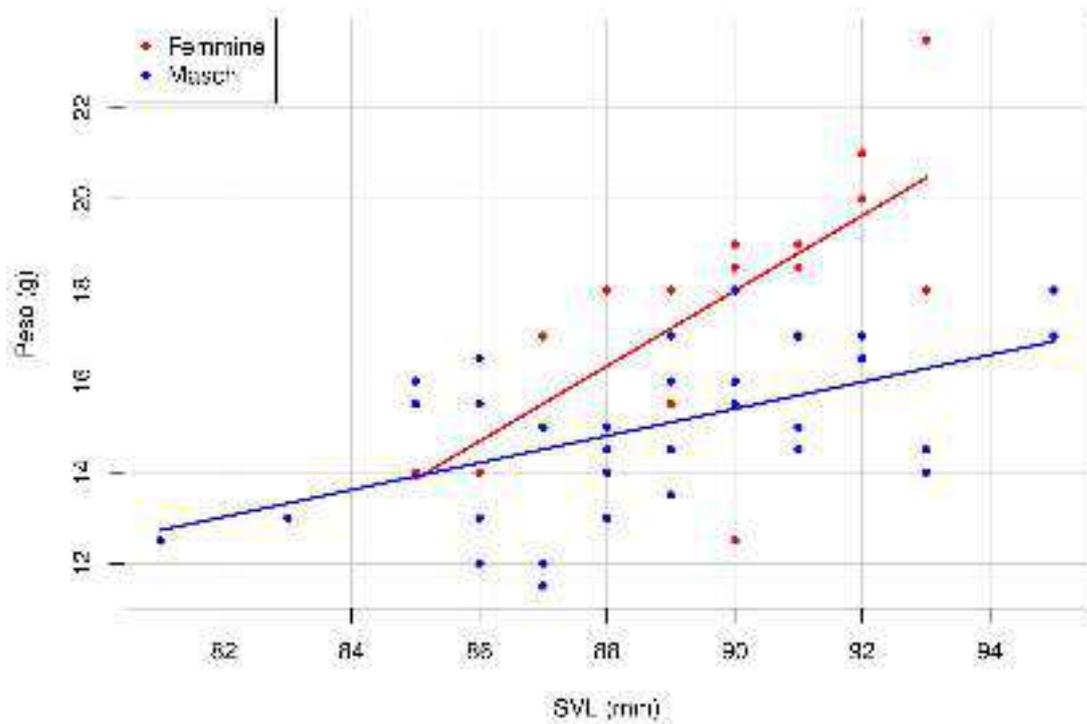


Figura 35 - Relazione tra la taglia (SVL) e il peso nei maschi e nelle femmine

#### 4.3.2 Risultati dello studio CMR

Il Dataset è composto da 70 individui catturati per 9 occasioni di cattura (alle 8 occasioni del 2020 è stata aggiunta l'unica sessione del 27/08/2019 in cui erano stati marcati 13 individui, considerando che l'inclusione di tale sessione non varia gli assunti di seguito esposti). Si tratta di 53 maschi, 16 femmine e 1 sub-adulto; in totale nel 2019 sono stati marcati con PIT 60 individui, mentre 10 non sono stati marcati (gli individui catturati durante l'ultima sessione di cattura). Le sessioni di cattura sono state 9 e gli individui catturati nelle singole sessioni sono variati da un minimo di 4 (il 13 agosto) a un massimo di 18 (il 19 agosto).

Il modello che si adatta meglio ai dati raccolti include una probabilità di cattura ( $p$ ) variabile nel tempo/sessione di cattura ( $M_t$ ).

Nessun altro modello è risultato avere una differenza di AICc minore di 2 (Tabella 5); pertanto i parametri stimati non sono stati mediati con altri modelli.

Model	AICc	Delta AICc	Peso AICc	Model Likelihood	Parametri	Devianza	-2log(L)
$p(t) = c(t)$	-27,101	0,00	0,99791	1,0000	10	56,701	-47,4565
$p(.) = c(.)$	-13,817	13,28	0,00130	0,0013	2	86,321	-17,8362
$p(.), c(.)$	-12,810	14,29	0,00079	0,0008	3	85,309	-18,8485

Tabella 5 – Primi 3 modelli applicati al dataset di Salamandra lanzai ordinati per AICc crescente: numero di parametri (Parametri); QAIc (Akaike Information Criterion); Delta QAIc (differenza nel valore di AICc); Peso del QAIc (che indica la forza dell'evidenza a supporto del dato modello).  $p(.) = c(.)$  = probabilità di cattura/ricattura costante nel tempo ( $M_0$ );  $p(t) = c(t)$  = variazione nella probabilità di cattura/ricattura dipendente dal tempo ( $M_t$ );  $p(.), c(.)$  = probabilità di cattura e ricattura dipendente dal comportamento imputabile alle catture precedenti.

La stima dei parametri del modello migliore sono elencati in Tabella 6.

**L'abbondanza è risultata pari a 166 individui per un'area di 8,00 ettari, ovvero 20 individui per ettaro** (con un Errore Standard di 32 individui).

Questi risultati indicano una densità decisamente inferiore al range dei valori noti in letteratura per le maggiori popolazioni studiate, che forniscono stime comprese tra i 200 e i 733 individui per ettaro (Eusebio Bergò, 2011; Seglie, 2017; Seglie, 2019), e 4 volte minore di quella del Vallone di Massello.

Parametri	Stima	SE	95% Confidence Interval	
			Lower	Upper
$p_1$	0,0784208	0,0260	0,0404	0,1468
$p_2$	0,1146151	0,0335	0,0635	0,1982
$p_3$	0,0180971	0,0110	0,0055	0,0581
$p_4$	0,0361942	0,0162	0,0149	0,0852
$p_5$	0,048259	0,0192	0,0219	0,1031
$p_6$	0,0603237	0,0220	0,0291	0,1207
$p_7$	0,0241295	0,0128	0,0084	0,0671
$p_8$	0,0361942	0,0162	0,0149	0,0852
$p_9$	0,1085827	0,0323	0,0596	0,1897
<b>N</b>	<b>166</b>	<b>32</b>	<b>121</b>	<b>251</b>

Tabella 6 – Stima dei parametri, Errore Standard e intervallo di confidenza 95% dal modello migliore per il dataset considerato; N = abbondanza di popolazione;  $p_i = c_i$  probabilità di cattura e ricattura al tempo  $i$

Considerando l'Errore Standard relativamente basso (soprattutto se confrontato con quello degli altri studi C-M-R), si può quindi concludere la stima di abbondanza ottenuta (166 individui) è relativamente solida; infine, nonostante la bassa densità rispetto alle popolazioni precedentemente studiate, la popolazione di Pian Reale appare consistente e vitale (sono state infatti rinvenute femmine gravide, sub-adulti e giovani), nonché di estrema importanza conservazionistica per il suo isolamento dal resto dell'areale.

## 4.4 Considerazioni sui protocolli di monitoraggio

### 4.4.1 Protocolli I.S.P.R.A. su Transetto o Poligono definito

Relativamente all'applicazione delle metodologie indicate nei protocolli I.S.P.R.A. per Transetti o Poligoni (si veda il paragrafo 3.2.1), si ritiene fare le seguenti considerazioni:

- Le metodologie sono efficaci all'ottenimento di dati semi-quantitativi unicamente se: 1) il transetto scelto attraversa aree dove sono presenti densità medio-alte di individui (ovvero è necessario di disporre di una buona base dati sulla distribuzione locale degli individui prima di definire il transetto/poligono); 2) i transetti sono percorsi nelle condizioni ottimali per l'attività epigea delle salamandre (in condizioni di elevata umidità e negli orari dove si registrano i picchi di attività, tipicamente a cavallo del tramonto e dell'alba);
- In ogni caso, per ogni considerazione sull'abbondanza di popolazione è necessario considerare che: 1) anche in condizioni ottimali la percentuale di individui in attività è in genere meno del 10% dell'effettivo di popolazione (stimato con metodi C-M-R); 2) La percentuale di individui visibili, oltre che dalle condizioni climatiche, dipende dal contesto ambientale (densità di rifugi ipogei, vegetazione fitta, etc.); 3) La ricerca sotto i rifugi è efficace solo in zone ad elevate densità di salamandre, e quando le temperature non sono troppo rigide e l'umidità è elevata (se le temperature sono troppo basse o il clima è secco, gli individui si rifugiano in cavità più profonde difficilmente ispezionabili); 4) Il numero di individui attivi non dipende unicamente dalle condizioni meteo nel momento del rilievo ma anche dalle condizioni dei giorni precedenti e dalle medie stagionali: bisogna, infatti, considerare che stagioni molto piovose smorzano i picchi di attività e che il picco massimo si raggiunge il primo giorno di pioggia dopo un periodo siccitoso (per poi calare rapidamente i giorni successivi anche se la piovosità rimane costante).

Considerando l'importanza della scelta del transetto, si ritiene utile fornire qui ulteriori consigli per la sua localizzazione ottimale:

- si consiglia di effettuare almeno una stagione di rilievi per definire la distribuzione degli individui nel quadrato UTM (o ZSC) dove definire il transetto per ottenere delle mappe densità aggiornate sulla distribuzione della specie nell'area (servono almeno tre occasioni di raccolta dati in condizioni ottimali);
- se possibile, scegliere un transetto in modo tale da massimizzare il *range* altitudinale di presenza nell'area scelta (che includa quindi il minimo e il massimo altitudinale noto per il vallone scelto, in modo da poter registrare eventuali variazioni negli anni imputabili al *Climate Change*).
- Per ogni Transetto sarebbe opportuno effettuare almeno uno studio Cattura-Marcatura-Ricattura della durata di un anno per rapportare il numero di individui attivi (durante i picchi di attività) alla densità ottenuta con lo studio C.M-R.

#### 4.4.2 Abbondanza di Popolazione utilizzando tecniche di C-M-R

Tale tecnica, descritta nel dettaglio nel paragrafo 3.2.2, risulta uno dei metodi più affidabili per ottenere delle stime realistiche di abbondanza; questo è dovuto al fatto che la percentuale di individui attivi in rapporto alla reale abbondanza di popolazione risulta sempre molto bassa (anche durante i picchi di attività) e molto variabile a seconda delle condizioni climatiche, tale da rendere difficile stimare la densità degli animali senza la marcatura individuale. La metodologia di marcatura applicata durante lo studio presenta molteplici vantaggi in quanto:

- E' facilmente realizzabile in campo con una minima manipolazione dell'animale (direttamente in loco senza traslocazione dell'animale);
- Non sono note controindicazioni derivanti dall'applicazione sottocutanea;
- Dura tutta per tutta la vita dell'animale (gli individui di Salamandra di Lanza possono superare i 26 anni di età);
- Permette di ottenere altre importanti informazioni sulla biologia della specie, essenziali per la tutela delle popolazioni (tassi di mortalità, longevità, *home range*, distanze di dispersione);
- E' relativamente poco costoso (circa 1,5 € a PIT) e poco dispendioso in termini di giornate/uomo (può essere sufficiente un operatore per almeno 5 occasioni di cattura valide durante la stagione).

Recentemente, alcuni studiosi (Ficetola et al., 2018) hanno suggerito di utilizzare i modelli N-Mixture quale metodo alternativo di stima di abbondanza per la specie, rilevando come tali modelli forniscano risultati di densità simili a quelli ottenuti con metodi C-M-R, con un minor sforzo di campionamento e senza la necessità di manipolare gli animali; i rilievi in campo, secondo quanto descritto nell'articolo, hanno previsto la definizione di 28 *plot* rettangolari (10x20 m) da esaminare per 15 min, 2-3 volte nel corso della stagione, da un gruppo di 6-8 persone.

In base alle esperienze effettuate in campo durante gli studi C-M-R di *S. lanzai* e all'esame delle metodologie descritte nell'articolo di Ficetola e coll., si evidenziano alcune criticità nell'utilizzo dei modelli N-Mixture, da valutare prima della scelta del metodo da applicare:

- Possibili difficoltà nella delimitazione dei *plot* (scarsa ricezione dei satelliti per la delimitazione in GIS e necessità di investire tempo per delimitare i *plot* con paletti o pietre);
- Possibile condizione di scarsa attività in una o più delle sole due/tre occasioni di campionamento tale da inficiare la raccolta dei dati e la necessità di ripetere il rilievo;
- Sforzo di campionamento comunque elevato (infatti se si riducono gli operatori dai 6-8 indicati, aumenta il tempo necessario a esaminare tutti i *plot*) e non molto inferiore a quello da applicare in uno studio C-M-R (minimo 1 operatore per 5 gg di campo).

Considerando quindi i molteplici vantaggi della metodologia di C-M-R elencati e in attesa di ulteriori confronti tra le due metodologie, si suggerisce di preferire gli studi C-M-R rispetto ai metodi indicati per i modelli N-Mixture che, a fronte di uno sforzo di campionamento lievemente inferiore, forniscono un minor numero di informazioni e una stima di abbondanza potenzialmente più fallace.

#### 4.4.3 Confronto delle metodologie di monitoraggio tra Italia e Francia

Come accennato, uno degli obiettivi del PITEM è quello di uniformare le tecniche di monitoraggio tra Italia e Francia; a questo fine sono stati effettuati alcuni incontri tra i partner sia in Francia che in Italia per la condivisione dei protocolli.

Le tecniche di monitoraggio che utilizzano il sistema Cattura-Marcatura-Ricattura sono state condivise in modo da uniformare totalmente i protocolli, compreso il sistema di marcatura con Passive Integrated Transponder.

Analogamente, anche le tecniche semi-quantitative su Transetti ed Poligoni sono quasi totalmente comparabili, con alcune differenze dovute alla diversa estensione dell'areale della specie nei due stati. In Italia il protocollo prevede di utilizzare come area campione un Transetto di 1 Km per una larghezza di 10 m (10'000 mq) o Poligono definito di circa 10'000 mq (almeno uno per ogni quadrato UTM 10x10 Km di presenza). In Francia l'area di rilievo corrisponde a dei quadrati con il lato di 100x100 m (10'000 mq). Per ogni stagione, il protocollo prevede almeno due sessioni di rilievo per stagione, mentre quello italiano, tre occasioni di rilievo. I dati ottenuti sono quindi perfettamente comparabili, forniscono un indice di abbondanza e possono essere utilizzati anche in modelli di Site Occupacy.



*Figura 36 - Monitoraggio cattura ricattura presso la popolazione di Salamandra di Lanza in località la Faïto (25 e 27 luglio 2019, Réserve naturelle Ristolas-Mont-Viso, Parc naturel régional du Queyras)*

## 4.5 Campioni Genetici e Chitridiomicosi

Il campionamento genetico ha raggiunto gli obiettivi prefissati; in totale sono stati raccolti 45 campioni provenienti dalle seguenti località: Vallone di Massello (12 campioni), Val Sangone (22 campioni), Vallone di Luserna (11 campioni); di particolare rilievo è il campionamento di 22 individui della Val Sangone, popolazione estremamente interessante per il suo isolamento nello studio della genetica di popolazione e della connettività tra i nuclei popolazionali.

I campioni per valutare la presenza di Chitridiomicosi, oltre che sulla Salamandra di Lanza, sono stati raccolti anche sulla Rana temporaria, possibile vettore del fungo *Batrachochytrium dendrobatidis*; in totale nel 2019 sono stati raccolti 68 campioni, 6 su Rana temporaria (5 nel vallone di Luserna e 1 in Val Sangone) e 62 sulla Salamandra di Lanza (18 in Val Sangone, 33 nel Vallone di Massello, 11 nel vallone di Luserna); nel 2020 sono stati aggiunti 7 campioni per la Valle Angrogna, .

I 68 campioni per la verifica della presenza di Chitridiomicosi e i 45 campioni genetici (più i 50 campioni per il Chitridio e i 36 campioni genetici raccolti da Paolo Eusebio Bergò in Val Po per conto del Parco del Monviso) sono stati consegnati al partner francese (Parc du Queyras) a Pontechianale il 17-10-2019. I 7 campioni per la Chitridiomicosi sono stati spediti all'Ecole Pratique des Hautes Etudes (EPHE) nel dicembre 2020.

Tutti i campioni per la Chitridiomicosi raccolti nel 2019 nell'ambito della ricerca sono stati già analizzati dall'EPHE: fortunatamente, **nessuno dei 118 campioni italiani raccolti fin'ora è risultato positivo alla Chitridiomicosi.**

Le analisi genetiche degli 86 campioni e quelle per la Chitridiomicosi degli ultimi 7 campioni della Valle Angrogna, sono ancora in corso.

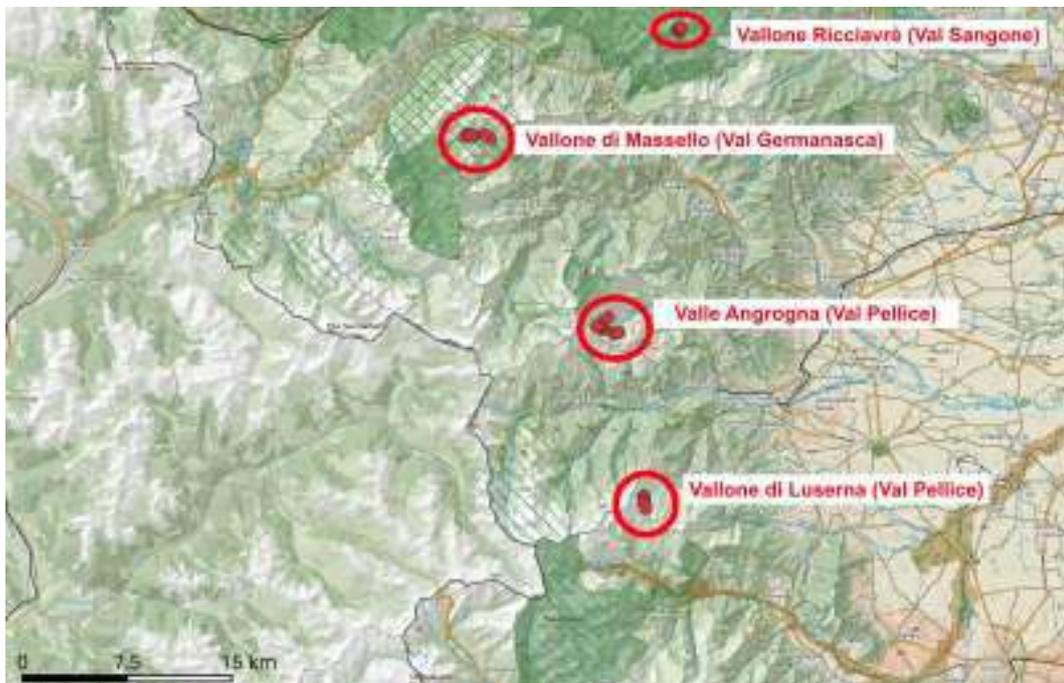


Figura 37 - La figura mostra le 4 aree in cui sono stati raccolti i campioni genetici e i tamponi per rilevare la presenza di Chitridiomicosi

## 4.6 Citizen Science e condivisione dei protocolli

Per quanto riguarda il contributo della Citizen Science per la raccolta dei dati distributivi, è stato aggiornato ed implementato il progetto iNaturalist ALCOTRA (già creato nell'ambito del Progetto Interreg GouvMAB Monviso) che al momento contiene circa 1800 dati di presenza della specie e 60 membri (Figura 38). Il progetto è accessibile all'indirizzo URL: <https://www.inaturalist.org/projects/alcotra-salamandra-di-lanza>.

Per quanto riguarda la condivisione dei protocolli di ricerca su *Salamandra lanzai* con i Partner, oltre ad aver uniformato le metodologie con i partner italiani (Parco del Monviso, Ente di Gestione delle Aree Protette della Città metropolitana), nelle date 25, 26 e 27 luglio è stata effettuata una trasferta in Francia presso la popolazione di *Salamandra lanzai* in località la Faïto (Réserve naturelle Ristolas-Mont-Viso, Parc naturel régional du Queyras), dove è stata effettuata una sessione di Cattura-Marcatura-Ricattura insieme ai tecnici della Riserva.



Figura 38 - Pagina del Progetto "ALCOTRA Salamandra di Lanza" attivo sulla piattaforma iNaturalist.org (<https://www.inaturalist.org/projects/alcotra-salamandra-di-lanza>)

Infine, il 28 e 29 luglio 2020 a Ristolas è stato condotto insieme ai tecnici della Riserva un corso di formazione sulla Salamandra di Lanza per i guardiaparco francesi (Parc national du Mercantour) e per gli addetti ai lavori (i responsabili del sito Natura 2000 Haute Ubaye-Massif du Chambeyron e i tecnici dell'Office français de la biodiversité). Gli obiettivi del corso è stato quello di illustrare lo stato delle popolazioni di *S. lanzai* sia in Francia che in Italia e quello di spiegare le metodologie di indagine.



*Figura 39 - Monitoraggio cattura ricattura presso la popolazione di Salamandra di Lanza in località la Faïto (25 e 27 luglio 2019, Réserve naturelle Ristolas-Mont-Viso, Parc naturel régional du Queyras)*



*Figura 40 - Monitoraggio cattura ricattura presso la popolazione di Salamandra di Lanza in località la Faïto (25 e 27 luglio 2019, Réserve naturelle Ristolas-Mont-Viso, Parc naturel régional du Queyras)*



*Figura 41 - Corso di formazione effettuato a Ristolas il 28 e 29 luglio 2020: ricerca delle salamandre*



*Figura 42 - Corso di formazione effettuato a Ristolas il 28 e 29 luglio 2020: metodi di indagine*



*Figura 43 - Corso di formazione effettuato a Ristolas il 28 e 29 luglio 2020: metodi di indagine*



*Figura 44 - Corso di formazione effettuato a Ristolas il 28 e 29 luglio 2020: aggiornamento sullo stato delle popolazioni in Francia ed Italia*

## 5 Prospettive

Considerando l'importanza conservazionistica di questo endemismo ristretto e i notevoli risultati fin'ora ottenuti, vengono suggerite alcune ipotesi di proseguimento delle ricerche sulla specie, indispensabili a colmare alcune lacune conoscitive ed ottemperare alle attività di monitoraggio ai fine del *reporting* ex art. 17 della D.H.

- Ricerche nella ZSC/ZPS IT1110006 Orsiera Rocciavré: come accennato l'importanza della popolazione della Val Sangone è dovuta al suo completo isolamento dal resto dell'areale; in attesa che i risultati genetici chiariscano i rapporti di tale popolazione con quelle dell'areale disgiunto, si suggerisce di approfondire le ricerche negli altri valloni (Vallone Sangonetto e della Balma); in particolare sarebbe prioritario identificare l'area di presenza nel Vallone della Balma, dove la specie è segnalata ma mancano dati puntuali e stime di abbondanza; altrettanto utile sarebbe la verifica dell'assenza dalla limitrofa Val Chisone (Vallone Rouen).
- Ricerche nel Vallone di Massello: si consiglia di proseguire le ricerche per la ZSC T1110080 Val Troncea (già indicate tra le schede azione del PdG del Sito "Ricerche sulla Salamandra di Lanza") al fine di approfondire la distribuzione della specie nelle aree marginali e in quelle più vocate, così come indicato nella Scheda Azione del PdG.
- Definizione dei Transetti nei quadrati UTM ancora scoperti: le linee guida ministeriali per il monitoraggio delle specie Natura 2000 indica la definizione di un Transetto/Poligono per ogni quadrato UTM di presenza; al momento alcuni quadranti non sono stati indagati a sufficienza per definire un transetto efficace (LQ46 e LQ47, in Val Germanasca, ed LQ58, Vallone della Balma in Val Sangone), ed è quindi necessario intraprendere una campagna di rilievi a tal fine.
- Raccolta dei campioni per la presenza di Chitridio: anche se i risultati delle analisi dei campioni hanno dato esito negativo sulla specie, un dato di positività è noto per la Salamandra pezzata (*Salamandra salamandra*) della Val Pellice (Villanova) a pochi Km dall'areale di *S. lanzai*; per questa ragione (e considerando la disponibilità dei partner francesi di continuare a realizzare le analisi di laboratorio) si suggerisce di campionare le potenziali aree di contatto tra le due specie. Inoltre sarebbe opportuno continuare a raccogliere campioni per i valloni non precedentemente campionati.

## 6 Ringraziamenti

Autore e collaboratori desiderano ringraziare: Bruno Aimone, Silvia Alberti e Barbara Rizzioli per la disponibilità e l'interessamento; Nicolò Seglie per l'aiuto durante l'attività sul campo; Anne-Laure Bonato e Alain Bloc per l'aiuto e la disponibilità e l'ospitalità.

## 7 Bibliografia

AA. VV. (1995). Faune sauvage des Alpes du Haut-dauphiné. Atlas des Vertébrés. Tome I (p. 303). Gap: Parc National des Ecrins et le Centre Recherches Alpin sur les Vertébrés.

Andreone, F., Clima, V., & De Michelis, S. (1999). On the ecology of *Salamandra lanzai* Nascetti, Andreone, Capula & Bullini, 1988. Number and movement of individuals, and influence of climate on activity in a population of the upper Po Valley (Caudata: Salamandridae). *Herpetozoa*, 12(1/2), 3–10.

Andreone, F., Corti C, Ficetola F, Romano A, Sindaco R, Razzetti, E. (2013). *Salamandra lanzai*. In: Rondinini, C., Battistoni, A., Peronace, V. & Teofili, C. (2013) Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.

Andreone, F., Eusebio Bergò, P., & Mercurio, V. (2007). La salamandra di Lanza *Salamandra lanzai*. Biologia, ecologia, conservazione di un anfibio esclusivo delle Alpi (p. 95). Saluzzo: Regione piemonte e Parco del Po Cuneese, Fusta Editore.

Andreone, F., Miaud, C., Eusebio Bergò, P., Doglio, S., Stocco, P., Riberon, A., & Gautier, P. (2004). Living at high altitude: testing the effects of life history traits upon the conservation of *Salamandra lanzai* (Amphibia, Salamandridae). *Italian Journal of Zoology*, 71(sup1), 35–43.

Andreone, F. & Sindaco, R., Editors. (1998). Erpetologia del Piemonte e della Valle d'Aosta. Atlante degli Anfibi e Rettili. Monografie XXVI. Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino.

Andreone, F., Sindaco, R., & Morisi, A. (1990). Dati sull'alimentazione di *Salamandra lanzai* (Amphibia: Salamandridae). *Rivista Piemontese di Storia Naturale*. *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, 11, 135–140.

Bertea, G. (1998). Piano di Fattibilità: Analisi territoriale e proposta piano di fattibilità - ott. 1998. Realizzato dal Dott. Giorgio Bertea - Studio Tecnico Forestale Bertea, Clapier e Glauco.

Bovero S., (2012). Segnalazione n. R068: Lucertola vivipara - *Zootoca vivipara*. In: Seglie D. & Sindaco R. (Eds.). Segnalazioni Faunistiche Piemontesi e Valdostane, V. *Riv. Piem. St. Nat.*, 33: 466.

Cornetti, L., Belluardo, F., Ghielmi, S., Giovine, G., Ficetola, G.F., Bertorelle, G., Vernesi, C., Hauffe, H.C. (2015): Reproductive isolation between oviparous and viviparous lineages of the Eurasian common lizard *Zootoca vivipara* in a contact zone. *Biol. J. Linn. Soc.* 114: 566-573.

Cox, N.A. and Temple, H.J. 2009. European Red List of Reptiles. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Deliry, C. (1996). Donnée ancienne de Grande Salamandre noire (*Salamandra lanzai* Nascetti et al., 1988) dans les Hautes-Alpes. *Le Bièvre*, 14, 87–89.

The Document Foundation (2018). LibreOffice 6.0.6.2. Berlin, Germany. [http:// www.libreoffice.org](http://www.libreoffice.org).

Eusebio Bergò, P. (2001). Biologia di popolazione di *Salamandra lanzai* e sue implicazioni conservazionistiche. Tesi di Laurea. Università di Torino.

Ficetola, G. F., Barzaghi, B., Melotto, A., Muraro, M., Lunghi, E., Canedoli, C., ... Manenti, R. (2018). N-mixture models reliably estimate the abundance of small vertebrates. *Scientific Reports*, 8(1), 10357. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28432-8>

I.P.L.A. S.p.A. (2007). DBFaunaRP.exe v6.3. [http:// www.ipla.org](http://www.ipla.org).

I.P.L.A. S.p.A. (2010). Manuale tecnico per la redazione dei Piani di Gestione dei Siti Natura 2000. Regione Piemonte

Miaud, C., Andreone, F., Ribéron, A., De Michelis, S., Clima, V., Castanet, J., Francillon-Viellet, H., et al. (2001). Variations in age, size at maturity and gestation duration among two neighbouring populations of the alpine salamander (*Salamandra lanzai*). *Journal of Zoology*, London, 254, 251–260.

QGIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.

Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C., Anderson, D. R. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs*, 62:1-135.

R Core Team (2018). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>

Ribéron, A. (2003). La Salamandre de Lanza. In A. Coll., R. Duguet, & F. Melki (Eds.), *Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg* (pp. 286–289). Mèze: Pathénope Collection.

Ribéron, A., & Miaud, C. (2000). Home range and shelter use in *Salamandra lanzai* (Caudata, Salamandridae). *Amphibia-Reptilia*, 21, 255–260.

Rondinini, C., Battistoni, A., Peronace, V. & Teofili, C. (2013) Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.

Seglie, D. (2017). Monitoraggio della popolazione di *Salamandra lanzai* nell'area attraversata dalla pista Villanova-Conca del Prà. Relazione finale (2012-2016). Comune di Bobbio Pellice (TO). 43 pp.

Seglie, D., & Eusebio Bergò, P. (2016). *Salamandra lanzai* Nascetti, Andreone, Capula & Bullini, 1988 (Salamandra di Lanza). In F. Stoch & P. Genovesi (Eds.), *Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali* (pp. 199–200). Roma: I.S.P.R.A., Serie Manuali e linee guida, 141/2016.

Seglie D., Sindaco R. (Associazione Naturalistica Piemontese) (2012). Segnalazioni faunistiche piemontesi e valdostane, V. (Amphibia, Reptilia, Mammalia). - *Rivista Piemontese di Storia Naturale* 33: 457-472.

Seglie, D., & Sindaco, R. (2013). Segnalazioni Faunistiche Piemontesi e Valdostane, VI. *Rivista Piemontese Di Storia Naturale*, 34, 439–452.

Seglie, D. (2018). Studio sugli anfibi e sui rettili nel Parco Naturale di Conca Cialancia e stima di abbondanza di popolazione di *Salamandra lanzai*. Torino.

Seglie, D. (2019). Ricerca e monitoraggio dell'Erpetofauna nel Parco Naturale di Conca Cialancia e nelle aree limitrofe - stagione 2019. Torino.

Stoch, F. & Genovesi, P. (2016), Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. Roma: I.S.P.R.A., Serie Manuali e linee guida, 141/2016.

Sindaco, R., Romano, A., Andreone, F., Miaud, C., Cheylan, M., Corti, C., Geniez, P. (2009). *Salamandra lanzai*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. [Http://www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Downloaded on 19 October 2018.

Temple, H.J. and Cox, N.A. 2009. European Red List of Amphibians. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Tessa, G., Crottini, A., & Andreone, F. (2007). A New Finding of *Salamandra lanzai* in the Upper Sangone Valley (NW Italy) marks the species' most disjunct population (Amphibia: Urodela: Salamandridae). *Acta Herpetologica*, 2(1), 53–58.

White, G.C., and Burnham, K.P. (1999) Program MARK Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46, S120-S139.



Aree Protette  
Alpi Cozie

## Committente

Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie

Via Fransuà Fontan, 1  
10050 Salbertrand (TO)

MONITORAGGIO DEGLI HABITAT DELLA DIRETTIVA 92/43/CEE  
6210\*E 6240\* NELLA ZSC IT1110030. OASI XEROTERMICHE DELLA  
VAL DI SUSA - ORRIDO DI CHIANOCCO

ALCOTRA 2014 - 2020 PITEM BIODIVALP: Progetto 2 n. 3896 COBIODIV  
Comprendere la biodiversità e gli ecosistemi per proteggerli meglio insieme  
WP 3.2 "Inventario dei metodi di monitoraggio della flora e degli habitat"

## RELAZIONE

9 dicembre 2021

Giampaolo BRUNO

Dottor agronomo  
Via Susa 21  
10050 Chiusa di San Michele (TO)  
P.I.: 07624680018  
PEC g.bruno@epap.conafpec.it  
Tel. 3398220984

## Sommario

INCARICO E OBIETTIVI .....	2
COLLABORATORI.....	2
METODOLOGIA.....	2
Plot e localizzazione dei rilievi .....	2
Modalità di conduzione dei rilievi nel 2021 .....	7
Schede di rilievo 2021.....	8
Determinazione degli esemplari incogniti nel 2021.....	8
Date di rilevamento nel 2021 .....	8
Informatizzazione dei dati raccolti nel 2021 .....	9
Archivio fotografico 2021 .....	9
Reperimento e armonizzazione dei Database del Life Xero-grazing.....	10
Indici di diversità ed ecologici.....	12
Elaborazione statistiche.....	12
Picchettamento dei plot nel 2021 .....	14
RISULTATI.....	15
Presenza sulla vegetazione di segni dell'incendio nel 2021 .....	15
Copertura del suolo .....	15
Fitomassa.....	18
Confronto della vegetazione tra gli anni .....	19
Numerosità delle specie .....	21
Forme biologiche.....	23
Indici di diversità ed ecologici.....	24
Analisi delle Specie Indicatrici (Indicator species Analysis – ISA) .....	26
Orchidee .....	27
Stenomediterranee perenni .....	32
Stenomediterranee annuali.....	37
SINTESI CONCLUSIVA.....	40
FILE ALLEGATI ALLA RELAZIONE .....	41
BIBLIOGRAFIA FLORA E VEGETAZIONE .....	42
BIBLIOGRAFIA METODI STATISTICI .....	42
SITOGRAFIA FLORA.....	43
ALLEGATI TABELLARI ALLA RELAZIONE.....	44

## INCARICO E OBIETTIVI

Il sottoscritto dottor agronomo Giampaolo BRUNO iscritto all'ordine dei Dottori Agronomi e Dottori Forestali di Torino con il n. 626 sez. A, nato a Avigliana il 29/07/1971, CF BRNGPL71L29A518F in qualità di libero professionista titolare dello studio con sede in Via Susa, 21 in Chiusa di San Michele (TO), assicurato per la responsabilità civile professionale per eventuali danni provocati nell'esercizio della propria attività ovvero nell'espletamento dell'incarico conferito, di idonea copertura assicurativa (attraverso la polizza "Collettiva" CONAF - Consiglio dell'Ordine Nazionale dei Dottori Agronomi e dei Dottori Forestali/AIG N. IFL0006723 in ottemperanza all'art. 5, comma 1, del D.P.R. n. 137 del 7/08/2012 valida sino al 15 10 2022), è stato incaricato in data 5 giugno 2021 dall'Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie, Codice Fiscale 94506780017, rappresentato dal Direttore Dr. Michele Ottino, Codice Fiscale, TTNMHL57M08M014R nato a Villar Perosa il 08/08/1957 e domiciliato, ai fini della procedura in oggetto presso la sede legale dell'Ente in Salbertrand, via Fransuà Fontan 1 a mezzo di Contratto di incarico professionale (Registro Ufficiale.U.0002327.05-07-2021) per il servizio di monitoraggio degli Habitat della Direttiva 92/43/CEE 6210\*e 6240\* nella ZSC IT1110030. Oasi xerothermiche della Val di Susa - Orrido di Chianocco. (CUP\_I85D19000030007; CIG ZF4312832D).

L'oggetto del contratto è il seguente: "l'incarico da svolgersi nel corso della primavera 2021 prevede il monitoraggio /rilevamento dell'habitat 6210\* e 6240\* con rilievo vegetazionale quali - quantitativo condotto nel territorio della ZSC IT1110030. Oasi Xerothermiche della Val di Susa - Orrido di Chianocco, secondo i contenuti dell'allegato disciplinare tecnico prestazionale".

L'obiettivo dell'incarico è la "Valutazione dello stato della vegetazione sui Plot permanenti del Progetto LIFE12 NAT/IT/000818 XERO-GRAZING "Conservazione e recupero delle praterie xero-termiche della Valle di Susa mediante la gestione pastorale" – Azione A5 "Impianto di una rete di monitoraggio naturalistico" in seguito al passaggio dell'incendio del 2017".

A seguito di motivata richiesta dello scrivente, l'Ente ha concesso la proroga della consegna della Relazione conclusiva al 10 dicembre 2021.

## COLLABORATORI

Hanno collaborato:

- Elisa Davì, dottoressa naturalista: collaborazione nell'impostazione metodologica, redazione schede di campo, collaborazione nei rilievi di campo;
- Barbara Rizzoli, dottoressa naturalista e referente scientifico dell'Ente di Gestione: collaborazione nell'impostazione metodologica;
- Elena Barni, ricercatrice DBios UniTO: supervisione scientifica e collaborazione nell'impostazione metodologica;
- Simone Ravetto Enri, dottore forestale PhD e Marco Pittarello, dottore forestale PhD: collaborazione nell'elaborazione statistica dei dati;
- Laura Paschetto, tirocinante del DBios UniTO presso l'Ente di Gestione: collaborazione nel conteggio delle orchidee, imputazione dei dati (fitosociologici del 2018; stenomediterranee annue, perenni e orchidee del 2021);
- Sabrina Pognant Viù, tirocinante del DBios UniTO presso l'Ente di Gestione: collaborazione nel conteggio delle orchidee, imputazione dei dati (fitosociologici del 2021).

## METODOLOGIA

### Plot e localizzazione dei rilievi

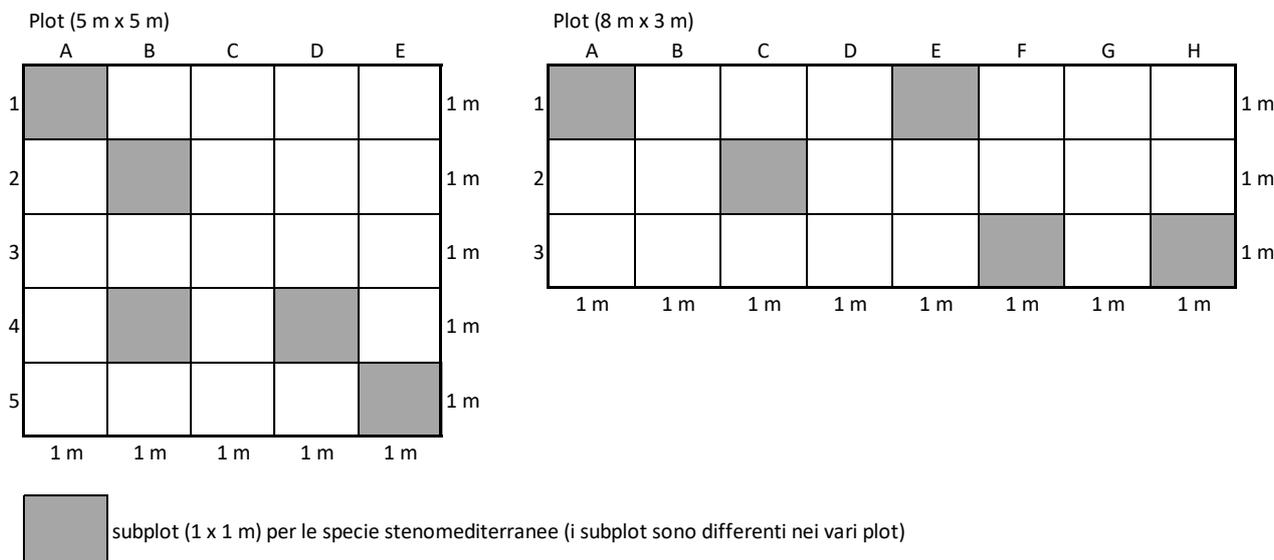
Sono stati condotti rilievi in n. 40 plot perimetrati nel 2014 con il Progetto Life Progetto LIFE12 NAT/IT/000818 XERO-GRAZING "Conservazione e recupero delle praterie xero-termiche della Valle di Susa mediante la gestione pastorale – Azione A5 Impianto di una rete di monitoraggio naturalistico" distribuiti nel Settore di

pascolamento n. 1 (Comune di Mompantero e Bussoleno) e nel Settore di pascolamento n. 2 (Comune di Bussoleno).

La superficie dei plot è di 25 m<sup>2</sup> (5 m x 5 m), con l'eccezione di n. 4 plot di 24 m<sup>2</sup> (8 m x 3 m) in cui la morfologia del terreno e/o ostacoli non hanno permesso di adottare la forma quadrata (**Figura 1**).

Ogni plot è stato suddiviso, nel corso dei rilevamenti, in 25 (o 24) subplot di 1 m<sup>2</sup>, mediante tracciatura con un filo trattenuto da picchetti temporaneamente infissi sul perimetro esterno del plot.

**Figura 1 – Schemi sperimentali dei plot permanenti.**



Gli Habitat presenti nei plot, individuati dal Progetto Life Xero-grazing ai sensi della Direttiva Habitat 92/43/CEE, sono i seguenti:

- 6210\*: Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*) con stupenda fioritura di orchidee. Frase diagnostica per l'Italia: "Praterie polispecifiche perenni a dominanza di graminacee emicriptofitiche, generalmente secondarie, da aride a semimesofile, diffuse prevalentemente nel Settore Appenninico ma presenti anche nella Provincia Alpina, dei Piani bioclimatici Submeso-, Meso-, Supra-Temperato, riferibili alla classe *Festuco-Brometea*, talora interessate da una ricca presenza di specie di *Orchidaceae* ed in tal caso considerate prioritarie (\*). Per individuare il carattere prioritario deve essere soddisfatto almeno uno dei seguenti criteri: (a) il sito ospita un ricco contingente di specie di orchidee; (b) il sito ospita un'importante popolazione di almeno una specie di orchidee ritenuta non molto comune a livello nazionale; (c) il sito ospita una o più specie di orchidee ritenute rare, molto rare o di eccezionale rarità a livello nazionale".
- 6240\*: Formazioni erbose steppiche sub-pannoniche. Frase diagnostica per l'Italia: "Praterie steppiche, spesso arricchite in camefite e specie arbustive, sviluppate su suoli molto superficiali, con sottili strati di humus poggianti sul substrato roccioso, generalmente in corrispondenza di stazioni ventose e molto esposte, delle vallate alpine a clima continentale, riferibili all'ordine *Festucetalia valesiaca* e sintaxa correlati".

I plot sono ripartiti tra i settori e gli Habitat come indicato in **Tabella 1** (gli Habitat di appartenenza sono stati desunti dalla carta del Habitat del Progetto Life Xero-grazing).

**Tabella 1 Riparto dei plot tra i Settori e gli Habitat.**

Rilievi (n)	Settore 1 (Ovest)	Settore 2 (Est)	Totale
Habitat 6210*	7	10	17
Habitat 6240*	17	6	23
Totale	24	16	40

La localizzazione dei plot nei Settori e la loro appartenenza agli Habitat è indicata in **Figura 2** e in **Figura 3**.

Figura 2 Mappa con la localizzazione dei rilievi fitosociologici nel Settore 1 (Ovest), delimitato dalla linea di colore blu. Sfondo di colore arancio: Habitat 6210\*, sfondo di colore viola: Habitat 6240\* (base cartografica: CTRN e Ortofoto Agea 2018).

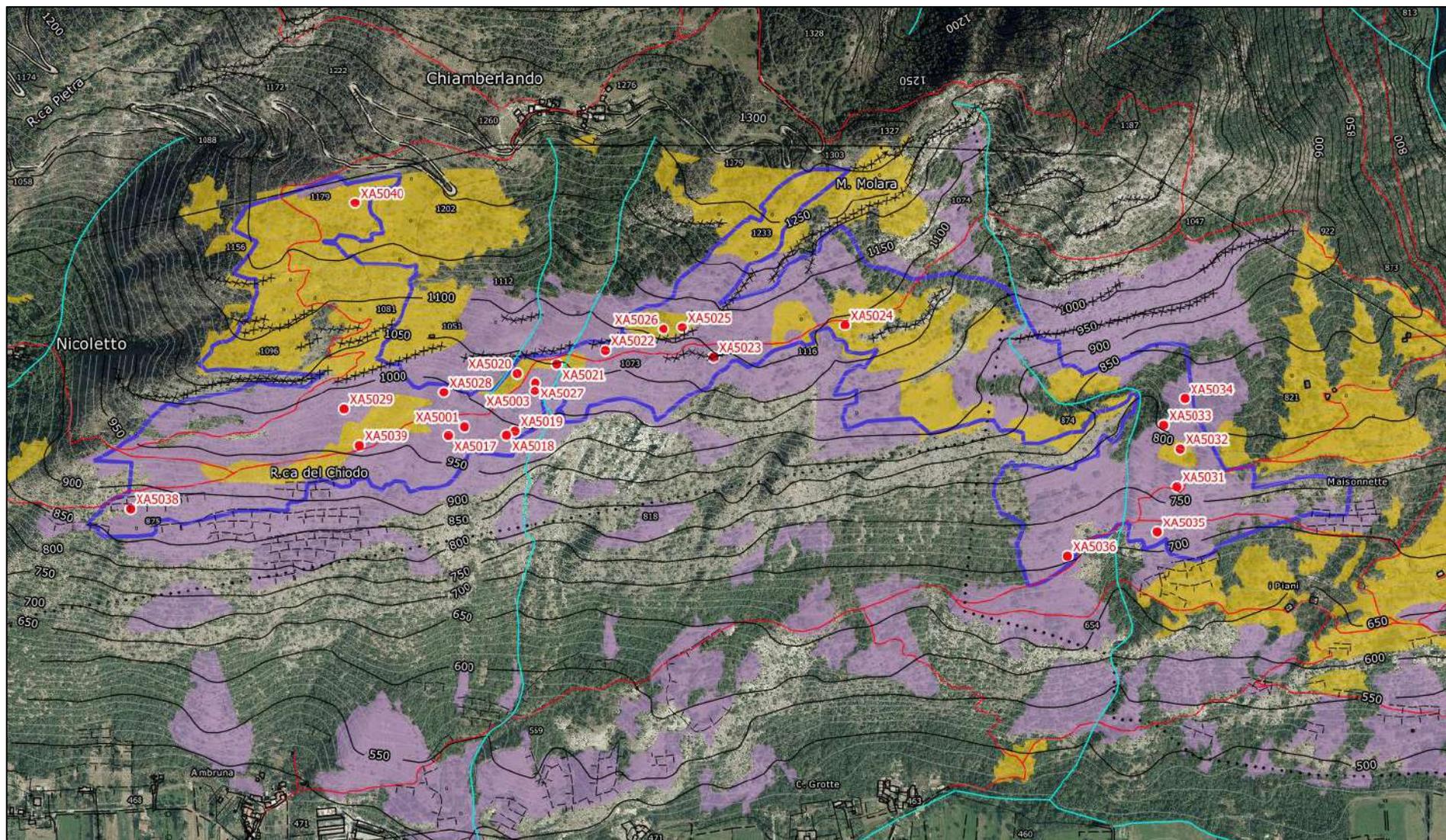
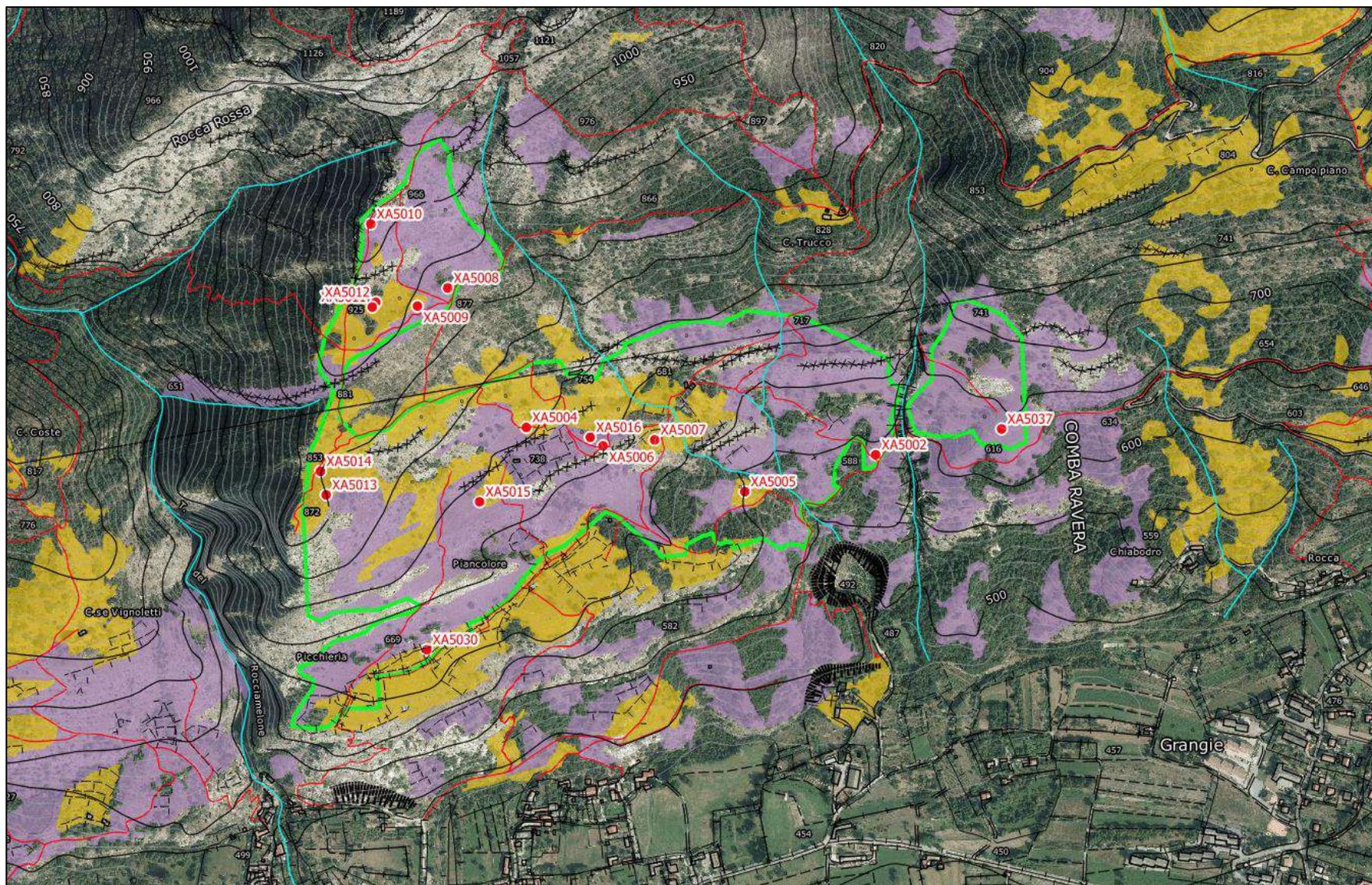


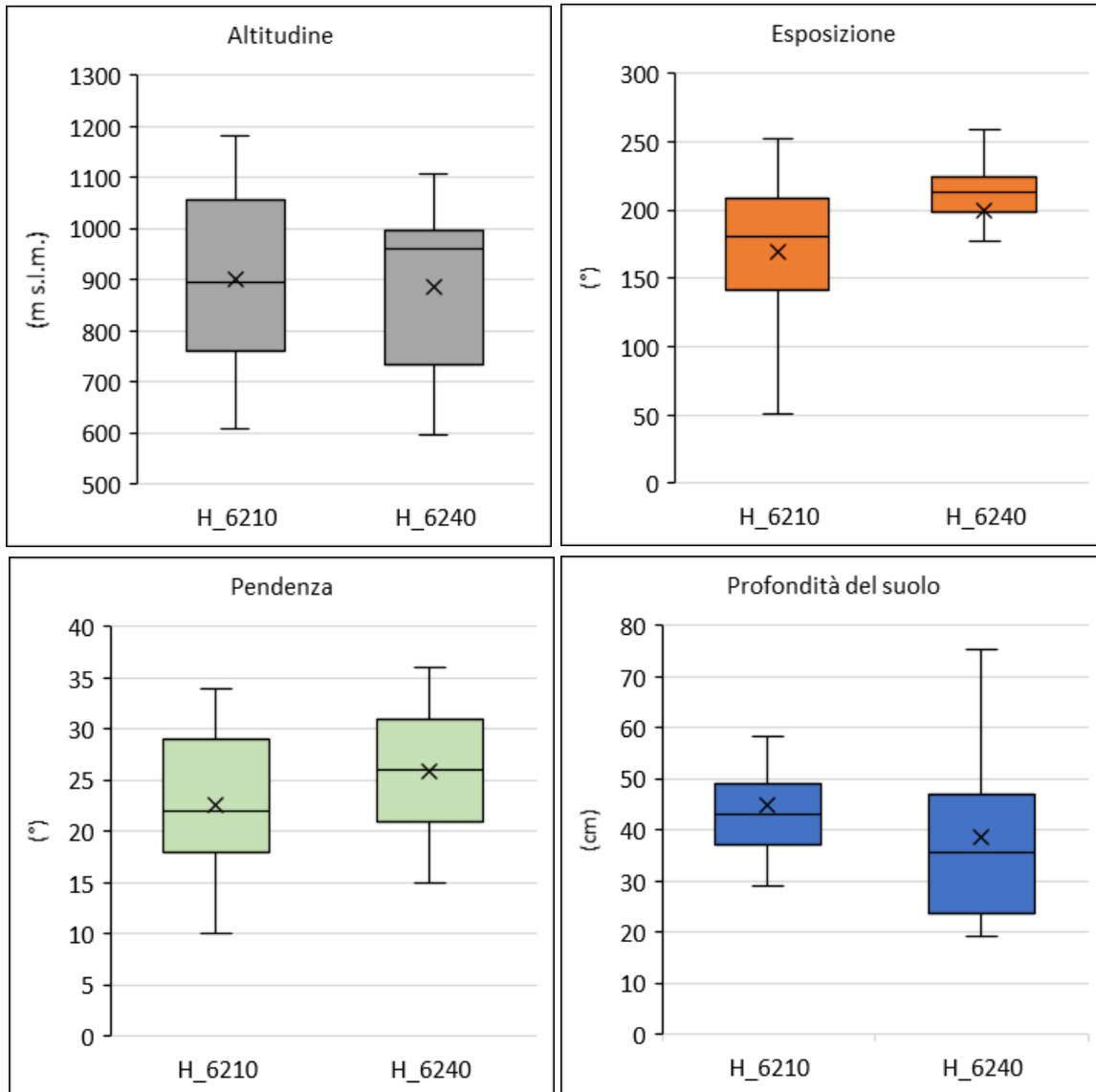
Figura 3 Mappa con la localizzazione dei rilievi fitosociologici nel Settore 2 (Est), delimitato dalla linea di colore verde. Sfondo di colore arancio: Habitat 6210\*, sfondo di colore viola: Habitat 6240\* (base cartografica: CTRN e Ortofoto Agea 2018).



Le caratteristiche stazionali dei plot, suddivisi per Habitat, sono descritte in **Figura 4** (i dati stazionali sono tratti dal Progetto Life Xero grazing), il dettaglio è riportato nell'**Allegato 4**.

La distribuzione altitudinale dei rilievi varia tra i 600 e 1200 m s.l.m. (media 892 m), l'esposizione prevalente è Sud, la pendenza è compresa tra 10° e 36° (media 24°) e la profondità del suolo è compresa tra 19 e 77 cm (media 41 cm). Le caratteristiche stazionali dei due Habitat sono tra loro paragonabili.

*Figura 4 Caratteristiche stazionali dei plot (altitudine, esposizione, pendenza, profondità del suolo) suddivisi per Habitat.*



## Modalità di conduzione dei rilievi nel 2021

Il “Disciplinare tecnico prestazionale” allegato all’incarico prevede il rilievo fitosociologico del plot e, all’interno di alcuni di essi, un approfondimento sulla presenza di orchidee e di alcune stenomediterranee (a ciclo vitale perenne e a ciclo vitale annuale) rare o vulnerabili secondo la normativa IUCN.

Per maggiori dettagli sulla modalità di localizzazione dei plot, la scelta delle specie da indagare e dei metodi di rilievo si rimanda al deliverable Azione A5 “Impianto di una rete di monitoraggio naturalistico” del Progetto Life Xero-grazing.

Nel 2021 è stato adottato il seguente protocollo di rilievo (la sintesi metodologica è in **Tabella 3**):

- Rilevamento fitosociologico: il rilevamento vegetazionale quali-quantitativo è stato condotto con il metodo fitosociologico (Braun-Blanquet, 1964, 1932) in 40 plot. Il rilievo ha compreso un elenco floristico esaustivo della flora vascolare. La dominanza delle specie è stata rilevata effettuando la stima della copertura percentuale assoluta, successivamente convertita nella scala Braun-Blanquet.
- Attribuzione a vista della copertura % degli strati arboreo (> 3 m), arbustivo e/o suffruticoso (1,5 – 3 m), erbaceo (< 1,5 m), suolo e substrato in 40 plot.
- Stima a vista della fitomassa totale in 40 plot, utilizzando la scala nominale impiegata nella metodologia LIFE Xero-grazing (scala da “1, fitomassa molto ridotta” a “5, fitomassa molto abbondante”; il valore “0” indica fitomassa assente, ma non è stato utilizzato nei plot esaminati). Le “fitomassa molto ridotta” e “fitomassa molto abbondante” fanno riferimento alla validazione eseguita nel corso del progetto Life Xero-grazing e sono, rispettivamente, i valori minimo e massimo di fitomassa ottenuta da prelievi eseguiti nei pressi di alcuni plot (t s.s. ha<sup>-1</sup>). La fitomassa totale (considerata pari al 100%) è stata poi ripartita, con stima a vista, tra fitomassa verde (%) e in fitomassa secca (%).
- Stima a vista dei danni da incendio per gli strati arboreo, arbustivo ed erbaceo con scala 0 – 5 in 40 plot. Si tratta di una scala introdotta ex-novo che si rifà alla severità dell’incendio utilizzato in ambito forestale. Il valore “0” indica l’assenza di qualunque segno sulla vegetazione che possa testimoniare di passaggio di incendio nel 2017. Il valore “5” indica che tutti gli individui sono morti nell’incendio e non hanno, in seguito, ricacciato. L’attribuzione è stata fatta con riferimento al poligono di vegetazione omogenea in cui è inserito il plot. Per gli strati arbustivo ed arboreo l’attribuzione del danno è stata agevole, anche a distanza di anni, più incerta quella per le erbacee (nel 2021 sono visibili solamente alcune bruciature nella parte basale di cespi di graminacee perenni).
- Stima a vista dei segni di pascolamento ovino considerando le tracce di brucatura e le restituzioni al suolo in 40 plot. La scala è 0-5: il valore “0” indica l’assenza di segni; il valore “5” descrive la brucatura di tutta l’offerta della risorsa erbacea ed arbustiva commestibile e la presenza al suolo di elevate quantità di restituzioni su superficie estese. L’attribuzione è stata fatta nel plot e nel suo immediato intorno (indicativamente in un raggio di 10-15 metri dal centro del plot).
- Conteggio degli individui di tutte (n. 8) le specie di Orchidacee rinvenute nei plot (*Anacamptis morio* = *Orchis morio*; *Anacamptis pyramidalis*; *Cephalanthera longifolia*; *Epipactis atrorubens*; *Gymnadenia conopsea*; *Neotinea tridentata* = *Orchis tridentata*; *Ophrys fuciflora* = *Ophrys holosericea*; *Platanthera chlorantha*), mediante la puntatura con spillone dei singoli individui in tutti i subplot di 1 m<sup>2</sup> e successivo conteggio delle diverse specie in ogni subplot (è lo stesso metodo utilizzato nel progetto Life Xero-grazing) Sono stati indagati 36 plot (i medesimi già indagati nel Progetto Life Xero-grazing). Si è inoltre provveduto, contestualmente al conteggio, all’attribuzione della fase fenologica ad ogni individuo, con distinzione tra gli stadi riproduttivo (“ri”) e vegetativo distinguendo ulteriormente, per quest’ultimo, tra vegetativo giovane (“vg”) e vegetativo adulto (“va”):
  - *Anacamptis pyramidalis*: è stato definito “vegetativo giovane” quando la foglia media ha una lunghezza inferiore a 5 cm, “vegetativo adulto” quando la foglia media con lunghezza superiore a 5 cm (e quindi, verosimilmente, ha raggiunto il massimo sviluppo allo stadio vegetativo).

- altre orchidee: è stato definito “vegetativo giovane” quando la rosetta con diametro è inferiore a 5 cm; “vegetativo adulto” quando la rosetta ha un diametro maggiore di 5 cm (e quindi, verosimilmente, ha raggiunto il massimo sviluppo allo stadio vegetativo).
- Conteggio degli individui di 5 specie stenomediterranee perenni (*Coronilla minima*, *Linum suffruticosum* = *Linum appressum*, *Lavandula angustifolia*, *Echinops ritro*, *Ononis minutissima*) in 5 subplot (i medesimi in cui sono stato conteggiati nel progetto Life-Xero-grazing) all’interno di 17 plot (i medesimi indagati nel progetto Life Xero-grazing). È stato anche misurato il diametro massimo dei singoli individui.
- Conteggio degli individui di 4 specie di stenomediterranee annuali individuate nel progetto Life Xero-grazing (*Asterolinum linum-stellatum*, *Linum strictum*, *Euphorbia sulcata*, *Ononis reclinata*) in 5 subplot (i medesimi in cui sono stato contati nel progetto Life-Xero-grazing) di 16 plot (i medesimi indagati nel progetto Life Xero-grazing).

## Schede di rilievo 2021

Le schede di rilievo utilizzate nel 2021 sono riportate negli **Allegato 1; Allegato 2; Allegato 3**. La scheda di rilievo fitosociologico e quella delle stenomediterranee sono simili a quella utilizzate nel progetto Life Xero-grazing. La scheda per le orchidee è stata messa a punto nel 2021 in funzione della tipologia di rilievo prevista dal Disciplinare tecnico prestazionale.

## Determinazione degli esemplari incogniti nel 2021

La determinazione degli esemplari, quando non già effettuata sul campo, è stata eseguita raccogliendo i campioni e provvedendo alla loro determinazione utilizzando i seguenti testi:

- Aeschimann D., Lauber K., Moser D. M., Theurillat J. P. (2004). Flora alpina. Zanichelli. Bologna.
- Eggenberg, S., Möhl A. (2008). Flora Vegetativa. ISBN: 978-2-940365-17-3.
- Pignatti S. (1982). Flora d'Italia. Edagricole, Bologna, 1: 790 pp., 2: 732 pp., 3: 780.
- Pignatti S., Guarino R., La Rosa M. (2017-2019). Flora d'Italia, 2<sup>a</sup> edizione. Edagricole di New Business Media, Bologna.
- Guarino R, La Rosa M, Pignatti S. (2019). Flora d'Italia digitale. In Pignatti S, Guarino R, La Rosa M. (eds). Flora d'Italia, 2<sup>a</sup> edizione. Edagricole, Bologna.

Per la tassonomia si è fatto riferimento a Flora indicativa di Landolt *et al.* (2010).

## Date di rilevamento nel 2021

In alcuni plot nel 2021 le date di rilevamento sono state differenziate per poter rilevare le specie nel momento fenologico ottimale. Per cercare di minimizzare l’effetto “stagione” i rilievi sono stati concentrati nel periodo compreso tra il 27 aprile e il 26 maggio (**Tabella 2**).

Il periodo di rilievo 2021 è sovrapponibile con quello degli anni del progetto Life Xero-grazing.

Tabella 2 Date di esecuzione dei rilevamenti nel 2021.

Rilievo	Fitosociologico	Orchidee	Steno. annue	Steno. perenni
XA5001	13-mag-21	13-mag-21	13-mag-21	-
XA5002	27-apr-21	27-apr-21	-	-
XA5003	20-mag-21	-	-	20-mag-21
XA5004	7-mag-21	27-apr-21	-	-
XA5005	5-mag-21	5-mag-21	-	-
XA5006	7-mag-21	27-apr-21	-	-
XA5007	7-mag-21	27-apr-21	-	-
XA5008	18-mag-21	7-mag-21	-	-
XA5009	18-mag-21	7-mag-21	-	7-mag-21
XA5010	18-mag-21	18-mag-21	-	18-mag-21
XA5011	18-mag-21	18-mag-21	-	-
XA5012	18-mag-21	18-mag-21	-	-
XA5013	5-mag-21	5-mag-21	-	-
XA5014	5-mag-21	5-mag-21	-	5-mag-21
XA5015	5-mag-21	5-mag-21	-	-
XA5016	7-mag-21	27-apr-21	-	-
XA5017	13-mag-21	13-mag-21	13-mag-21	-
XA5018	13-mag-21	13-mag-21	-	13-mag-21
XA5019	13-mag-21	13-mag-21	13-mag-21	13-mag-21
XA5020	26-mag-21	26-mag-21	-	-
XA5021	20-mag-21	20-mag-21	20-mag-21	-
XA5022	20-mag-21	20-mag-21	-	-
XA5023	20-mag-21	20-mag-21	-	20-mag-21
XA5024	20-mag-21	20-mag-21	-	-
XA5025	20-mag-21	20-mag-21	-	20-mag-21
XA5026	20-mag-21	20-mag-21	-	20-mag-21
XA5027	20-mag-21	20-mag-21	-	-
XA5028	26-mag-21	26-mag-21	26-mag-21	26-mag-21
XA5029	13-mag-21	13-mag-21	13-mag-21	-
XA5030	5-mag-21	5-mag-21	5-mag-21	5-mag-21
XA5031	12-mag-21	12-mag-21	12-mag-21	-
XA5032	21-mag-21	-	12-mag-21	12-mag-21
XA5033	12-mag-21	12-mag-21	12-mag-21	12-mag-21
XA5034	12-mag-21	12-mag-21	12-mag-21	12-mag-21
XA5035	12-mag-21	-	12-mag-21	-
XA5036	12-mag-21	-	12-mag-21	-
XA5037	27-apr-21	27-apr-21	27-apr-21	27-apr-21
XA5038	18-mag-21	18-mag-21	18-mag-21	-
XA5039	13-mag-21	13-mag-21	13-mag-21	13-mag-21
XA5040	26-mag-21	26-mag-21	-	26-mag-21

### Informatizzazione dei dati raccolti nel 2021

I dati raccolti sul campo nel 2021 sono stati inseriti in fogli di calcolo elettronici strutturati per consentire l'elaborazione statistica.

### Archivio fotografico 2021

Le foto del 2021 sono organizzate in cartelle suddivise per giorni di rilievo. Per ogni rilievo sono state scattate quattro foto rivolte dagli angoli del quadrato verso il centro del medesimo. Il codice della foto è composto dalla sigla del plot nel progetto Life Xero-grazing composta da "XA5" seguita dalla codifica del rilievo (3 numeri progressivi) e da una lettera. Nella foto è ripresa una lavagnetta riportante la codifica del plot.

## Reperimento e armonizzazione dei Database del Life Xero-grazing

I database messi a punto da DBios per il progetto Life Xero-grazing sono stati forniti dall'Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie sotto forma di fogli di calcolo. I rilievi fitosociologici del 2018 sono stati forniti sotto forma di schede cartacee di campo, pertanto è stato necessario provvedere alla loro digitalizzazione. Nelle schede del 2018 vi erano delle incognite, determinate al livello di Genere (e non erano disponibili i campioni di erbario): pertanto sono state attribuite ad un epiteto specifico esclusivamente le incognite per cui non vi erano alternative rispetto alle specie rinvenute negli altri anni o negli altri rilievi dell'anno, mentre per le restanti è stato mantenuto il nome del Genere (*spp.* o *sp.*).

Per poter eseguire le analisi statistiche è stato necessario armonizzare i database del progetto Life Xero-grazing con il database 2021. L'accorpamento è stato eseguito relativamente ai parametri rilevati nel 2021. La sintesi dei parametri misurati nel 2021 e nel progetto Life Xero-grazing (e le metodiche di misurazione) sono sintetizzate in **Tabella 3**, mentre il dettaglio dei parametri monitorati per i singoli plot è riportato in **Tabella 4**.

*Tabella 3 Parametri rilevati nel 2021 e disponibili anche per gli anni dal 2014 al 2018 (Fonte: progetto Life Xero-grazing) e sintesi della metodologia di rilievo.*

Indagine	Specie indagate	Descrizione del rilievo	Plot rilevati (n)	Plot utilizzati per le analisi statistiche (n)	Anni di monitoraggio
Rilievo fitosociologico	tutte	Braun-Blanquet (%) intero plot. Dati di copertura del suolo, fitomassa, segni di incendio e di pascolamento	40	39	2014;2018;2021
Orchidee	<i>Anacamptis morio</i> (= <i>Orchis morio</i> ) <i>Anacamptis pyramidalis</i> <i>Cephalanthera longifolia</i> <i>Epipactis atrorubens</i> <i>Gymnadenia conopsea</i> <i>Neotinea tridentata</i> (= <i>Orchis tridentata</i> ) <i>Ophrys fuciflora</i> (= <i>Ophrys holosericea</i> ) <i>Platanthera chlorantha</i>	Conteggio individui in tutto il plot (entro subplot di 1 m x 1 m). Nel 2021: fenologia (3 classi)	36	35	2014 <sup>°</sup> ; 2015; 2016; 2017; 2018; 2021
Steno - mediterranee perenni	<i>Coronilla minima</i> <i>Lavandula angustifolia</i> <i>Linum suffruticosum</i> (= <i>Linum appressum</i> )  <i>Ononis minutissima</i> <sup>°</sup>	Conteggio individui in n. 5 subplot di 1 m x 1 m entro il plot. Nei medesimi subplot: misura del diametro massimo di ciascun individuo	17	17	2014; 2015; 2016; 2017; 2018; 2021
Steno - mediterranee annue	<i>Asterolinon linum-stellatum</i> <i>Echinops ritro</i> <i>Euphorbia sulcata</i> <i>Linum strictum</i> <i>Ononis reclinata</i>	Conteggio individui in n. 5 subplot di 1 m x 1 m entro il plot	16	16	2014; 2015; 2016; 2017; 2018; 2021

<sup>°</sup> anni 2014 e 2018: rilievo non eseguito.

<sup>°°</sup> anno 2014: rilievo tardivo non utilizzabile per l'analisi statistica.

Tabella 4 Dettaglio per singoli plot dei dati disponibili negli anni dal 2014 al 2021 (relativamente ai parametri rilevati nel 2021; x = dato disponibile).

Dati	XA5001	XA5002	XA5003	XA5004	XA5005	XA5006	XA5007	XA5008	XA5009	XA5010	XA5011	XA5012	XA5013	XA5014	XA5015	XA5016	XA5017	XA5018	XA5019	XA5020	XA5021	XA5022	XA5023	XA5024°	XA5025	XA5026	XA5027	XA5028	XA5029	XA5030	XA5031	XA5032	XA5033	XA5034	XA5035	XA5036	XA5037	XA5038	XA5039	XA5040	Fonte dati
Fitosoc. '14	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	DBios	
Fitosoc. '18	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	DBios
Fitosoc. '21	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	G. Bruno	
Orch. '14°°	(x)	(x)	.	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	.	(x)	(x)	.	.	(x)	(x)	(x)	(x)	DBios																						
Orch. '15	x	x	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	x	x	.	.	x	x	x	x	DBios		
Orch. '16	x	x	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	x	x	.	.	x	x	x	x	DBios		
Orch. '17	x	x	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	x	x	.	.	x	x	x	x	DBios		
Orch. '18	x	x	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	x	x	.	.	x	x	.	.	x	x	DBios	
Orch. '21	x	x	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	x	x	.	.	x	x	x	x	x	G. Bruno		
Ste. per. '14	.	.	x	.	.	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	x	x	.	x	.	x	x	x	.	.	x	.	x	x	x	DBios	
Ste. per. '15	.	.	x	.	.	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	x	x	.	x	.	x	x	x	.	.	x	.	x	x	x	DBios	
Ste. per. '16	.	.	x	.	.	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	x	x	.	x	.	x	x	x	.	.	x	.	x	x	x	DBios	
Ste. per. '17	.	.	x	.	.	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	x	x	.	x	.	x	x	x	.	.	x	.	x	x	x	DBios	
Ste. per. '18	.	.	x	.	.	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	x	x	.	x	.	x	x	x	.	.	x	.	x	x	x	DBios	
Ste. per. '21	.	.	x	.	.	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	x	x	.	x	.	x	x	x	.	.	x	.	x	x	x	G. Bruno	
Ste. an. '14	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	x	.	.	.	.	.	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	DBios
Ste. an. '15	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	x	.	.	.	.	.	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	DBios
Ste. an. '16	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	x	.	.	.	.	.	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	DBios
Ste. an. '17	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	x	.	.	.	.	.	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	DBios
Ste. an. '18	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	.	.	.	.	.	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	DBios	
Ste. an. '21	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	x	.	.	.	.	.	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	G. Bruno	

° rilievo con elevata copertura arborea, pertanto escluso dall'analisi statistica

°° rilievo eseguito tardivamente, pertanto escluso dall'analisi statistica

## Indici di diversità ed ecologici

Per ogni singolo rilievo e per tutti gli anni disponibili sono stati calcolati degli indici sintetici partendo dai dati dei rilievi fitosociologici:

- Numero di specie;
- Forma biologica (Emicriptofite, Geofite, Terofite, Camefite, Fanerofite). In accordo con il referente dell'Ente di Gestione, si è analizzata la forma biologica (anziché il tipo corologico, indicato nel "disciplinare tecnico prestazionale") perché è un indicatore che potrebbe fornire maggiori informazioni sui possibili effetti del passaggio dell'incendio sulla vegetazione;
- Shannon-Wiener Index (diversità);
- Equitabilità (Evenness o Equiripartizione);
- Indice ecologico relativo ai nutrienti- nitrofilia (secondo Landolt, 2010 con range da 1 a 5).

Per il calcolo dei contributi delle forme biologiche le coperture in percentuale delle specie rilevate in campo sono state convertite nelle classi di Braun-Blanquet; queste ultime sono poi state ulteriormente convertite secondo la scala di Tappeiner e Tasser (2005).

Per il calcolo degli indici di Shannon e dell'Evenness i valori dei contributi delle singole specie secondo Tappeiner e Tasser sono stati ri-proporzionati in modo che il contributo totale di tutte le specie del rilievo fosse pari al 100%.

L'indice ecologico di Landolt dei singoli rilievi è stato calcolato ponderando il valore dell'indice della singola specie per il CS% utilizzato per il calcolo dell'Indice di Shannon.

## Elaborazione statistiche

Le variabili oggetto di analisi sono state studiate effettuando modelli misti lineari generalizzati (GLMM) al fine di testare le differenze tra anni e tra habitat.

L'anno, l'habitat e la loro interazione sono stati impostati come fattori fissi, mentre il sito è stato impostato come fattore casuale per considerare la struttura di misure ripetute nel tempo.

Le variabili continue sono state modellizzate con la distribuzione Gaussiana mentre quelle di conteggio con la distribuzione Poissoniana.

Le variabili percentuali invece sono state ri-scalate all'intervallo 0-1 e modellizzate con la distribuzione Beta, ma siccome i valori estremi (0 e 1) non sono ammissibili, è stata applicata la correzione di Smithson and Verkuilen (2006) prima di effettuare l'analisi.

In **Tabella 5** è riportata la famiglia di distribuzione per ciascuna variabile oggetto di analisi.

Il test post-hoc di Tukey è stato eseguito ogni qual volta è stato trovato un effetto significativo dell'anno, dell'Habitat o (nel caso di interazione significativa) dell'anno entro Habitat o dell'Habitat entro anno (Wei et al. 2012).

I GLMM sono stati eseguiti in ambiente R (versione 4.0.3, R Core Team 2020) utilizzando il pacchetto 'glmmTMB' (Brooks et al. 2017), mentre i post-hoc sono stati eseguiti utilizzando i pacchetti 'Emmeans' e 'Multcomp' (Hothorn et al. 2008; Lenth 2020).

È stata inoltre condotta un'analisi PERMANOVA multivariata "specie x rilievi" per indagare se la composizione vegetazione è differente tra i tre anni indagati (2014, 2018, 2021).

È stato eseguito un confronto tra i Cluster dei rilievi negli anni ante incendio con Cluster degli anni post incendio (2014, 2018, 2021). Le coperture percentuali delle singole specie vegetali sono state convertite nelle classi di Braun-Blanquet e queste ultime, successivamente, ulteriormente convertite secondo la scala di Van der Maaler (1972). I rilievi sono stati classificati mediante Cluster Analysis gerarchica con il software open source PAST 4.05 con Similarity Index di Bray- Curtis. La metodologia di analisi Cluster non consente l'esame

comparato dei Cluster dei 3 anni indagati (2014, 2018, 2021), è però possibile utilizzarla per un confronto descrittivo dei gruppi gerarchici superiori (a livello, incirca, dell'Habitat).

Al fine di indagare i mutamenti della composizione vegetazionale nello spazio multivariato, è stata condotta l'Indicator Species Analysis (ISA) tra anni (2014, 2018, 2021). L'ISA è un'analisi che consente di evidenziare la presenza di specie significativamente associate ai gruppi in esame che sono considerate indicatrici di quel gruppo. Siccome la variazione delle frequenze specifiche influenza sensibilmente l'esito dell'ISA, l'analisi è stata condotta sulla medesima matrice realizzata per il calcolo degli indici di biodiversità, ovvero considerando anche le specie occasionali.

Tabella 5 Famiglia di distribuzione utilizzata nei modelli misti lineari generalizzati (GLMM) per le variabili oggetto di analisi.

Variabile, Cod.	Famiglia di distribuzione	Variabile, descrizione
Cop_roc	beta_family	Copertura di roccia, pietre e ghiaia del plot (%)
Cop_arbo	beta_family	Copertura arborea del plot, altezza superiore a 3,0 m (%)
Cop_arbu	beta_family	Copertura arbustiva del plot, altezza compresa tra 1,5 e 3,0 m (%)
Cop_suolo	beta_family	Copertura di suolo nudo del plot (%)
Cop_erba	beta_family	Copertura erbacea del plot (%)
Cop_veg_t	beta_family	Copertura vegetale totale del plot (arborea, arbustiva, erbacea (%))
Fito_sec	beta_family	Fitomassa secca (% della fitomassa totale)
Fito_ver	beta_family	Fitomassa verde (% della fitomassa totale)
Fito_tot	gaussian	Fitomassa totale (scala 1-5)
FB_Ch	beta_family	Camefite, forma biologica (%)
FB_G	beta_family	Geofite, forma biologica (%)
FB_H	beta_family	Emicriptofite, forma biologica (%)
FB_P	beta_family	Fanerofite, forma biologica (%)
FB_T	beta_family	Terofite, forma biologica (%)
Specie	poisson	Ricchezza specifica (n specie)
Shan	gaussian	Indice di Shannon (0 - ...)
Equitab	gaussian	Indice di equitabilità (0-1)
Land_N	gaussian	Indice di nitrofilia di Landolt (1-5)
Orchi_tot	poisson	Orchidee, totale delle specie (n)
Ana_mor	poisson	<i>Anacamptis morio</i> (= <i>Orchis morio</i> ) (n)
Ana_pyr	poisson	<i>Anacamptis pyramidalis</i> (n)
Cep_lon	poisson	<i>Cephalanthera longifolia</i> (n)
Epi_atr	poisson	<i>Epipactis atrorubens</i> (n)
Gym_con	poisson	<i>Gymnadenia conopsea</i> (n)
Neo_tri	poisson	<i>Neotinea tridentata</i> (= <i>Orchis tridentata</i> ) (n)
Oph_fuc	poisson	<i>Ophrys fuciflora</i> (= <i>Ophrys holosericea</i> ) (n)
Pla_clo	poisson	<i>Platanthera chlorantha</i> (n)
Steno_per_tot	poisson	Stenomediterranee perenni, totale delle specie (n)
Cor_min_N	poisson	<i>Coronilla minima</i> (n)
Lav_ang_N	poisson	<i>Lavandula angustifolia</i> (n)
Lin_suf_N	poisson	<i>Linum suffruticosum</i> (= <i>Linum appressum</i> ) (n)
Ono_min_N	poisson	<i>Ononis minutissima</i> (n)
Cor_min_Dm	gaussian	<i>Coronilla minima</i> (diametro massimo, cm)
Lav_ang_Dm	gaussian	<i>Lavandula angustifolia</i> (diametro massimo, cm)
Lin_suf_Dm	gaussian	<i>Linum suffruticosum</i> (= <i>Linum appressum</i> ) (diametro massimo, cm)
Ono_min_Dm	gaussian	<i>Ononis minutissima</i> (diametro massimo, cm)
Steno_ann_tot	poisson	Stenomediterranee annuali, totale delle specie (n)
Ast_lin	poisson	<i>Asterolinon linum-stellatum</i> (n)
Ech_rit	poisson	<i>Echinops ritro</i> (n)
Eup_sul	poisson	<i>Euphorbia sulcata</i> (n)
Lin_str	poisson	<i>Linum strictum</i> (n)
Ono_rec	poisson	<i>Ononis reclinata</i> (n)

Di seguito alcuni casi particolari e avvertenze utilizzate nell'analisi dei dati rilevati:

- l'analisi statistica, sentito il referente scientifico dell'Ente di Gestione, è stata condotta confrontando i rilievi tra gli Habitat (e non tra i Settori, come indicato nel "disciplinare tecnico prestazionale") per i seguenti motivi:
  - i due Settori hanno una valenza esclusivamente gestionale, ma non ecologica perché distano poche centinaia di metri, sono accomunati dalle medesime esposizioni, pendenze, suoli (vedasi **Figura 4**), uso del suolo pregresso e gestione pastorale attuale;
  - per le superfici a prevalente copertura erbacea non è disponibile l'informazione relativa della severità dell'incendio del 2017, necessaria per verificare preliminarmente se i due Settori fossero stati colpiti in modo differente dall'incendio (l'informazione della severità è disponibile solo per le superfici boscate).
- Non è stato possibile confrontare i plot bruciati con i plot non incendiati nell'ultima decade del mese di ottobre 2017 perché 38 dei 40 plot sono compresi entro il perimetro percorso dal fuoco e due sono posti sul confine dell'incendio (XA5002 e XA5037): per questi ultimi sussiste, però, il dubbio che siano stati in realtà percorsi, almeno marginalmente. Per questi motivi tutti i plot sono stati analizzati in unico gruppo, senza distinzione tra incendiati e non.
- Il plot XA5024 differisce dagli altri per la copertura pressoché totale di roverella arborea, la presenza di copertura arborea potrebbe aver influenzato il dato rilevato e per questo motivo è stato escluso dalle elaborazioni.
- Per l'analisi del numero medio di orchidee nei plot è stato preliminarmente verificato se i 4 plot di 24 m<sup>2</sup> potessero essere trattati al pari di quelli di 25 m<sup>2</sup>: è emerso che i valori medi dei dati sono assolutamente paragonabili, pertanto tutti i plot sono stati considerati come se avessero una superficie di 25 m<sup>2</sup>.
- I dati delle Orchidee del 2014 non sono stati utilizzati nell'analisi statistica perché il rilievo è stato eseguito tardivamente (e alcuni individui potrebbero essere sfuggiti al conteggio).
- Nel 2014 e nel 2018 la specie *Ononis minutissima* non è stata indagata.
- Nel 2018 i plot XA5039 e XA5040 non sono stati indagati.
- Nel 2018 nel plot XA5028 non sono state indagate le specie stenomediterranee perenni.
- Nel Disciplinare era previsto il Confronto della presenza di specie pirofite tra gli anni di rilevamento. A tal fine è stata eseguita un'analisi bibliografica (condotta a livello esplorativo e non esaustivo) per l'individuazione delle specie pirofile tra quelle rinvenute nei rilievi: è emersa una sostanziale carenza di informazioni riferite alle formazioni xeriche dell'arco alpino e che nei plot non vi sono specie riconosciute come tali.

### **Picchettamento dei plot nel 2021**

Nel 2021 sono stati sostituiti i picchetti di legno rotti, bruciati o mancanti nei 40 plot posizionati con l'Azione A5 del progetto Life Xero-grazing da DBios. I vecchi picchetti, se in buone condizioni, sono stati riverniciati di colore rosso. Si è provveduto ad abbinare i picchetti di legno con picchetti di metallo in tutti i plot. I nuovi picchetti di legno e di metallo sono stati forniti dall'Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie.

## RISULTATI

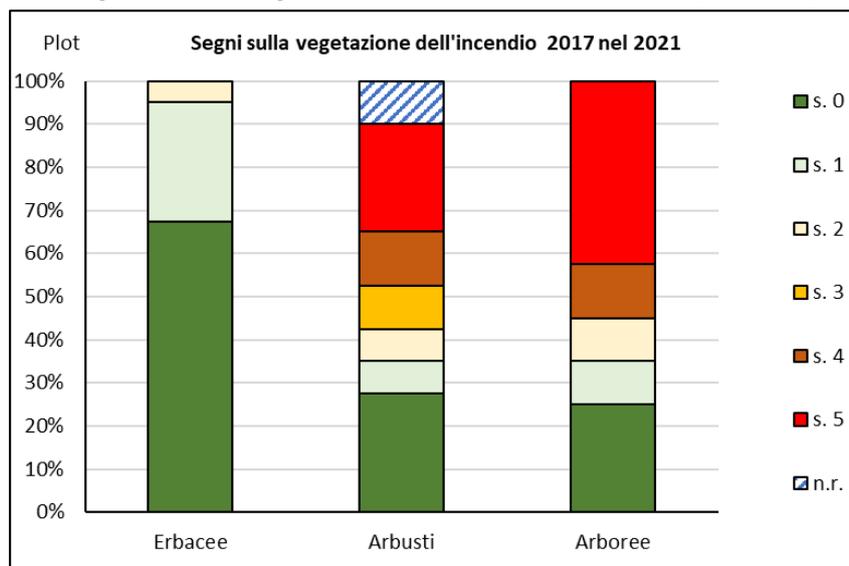
I risultati dei monitoraggi e le elaborazioni sino al 2019 sono riportati dettagliatamente nei Prodotti del Progetto Life Xero-grazing, cui si rimanda per approfondimenti:

- Azione D1 “Monitoraggio degli effetti delle azioni concrete sulla vegetazione”. Deliverable di chiusura dell’azione Effetti del pascolamento e dell’incendio sulla vegetazione delle praterie xerothermiche della Valle di Susa.
- Azione D2 “Monitoraggio degli effetti delle azioni concrete su orchidee e specie stenomediterranee rare”. Deliverable di chiusura dell’azione Effetti del pascolamento e dell’incendio su orchidee e specie stenomediterranee rare.

### Presenza sulla vegetazione di segni dell’incendio nel 2021

Nel 2021 i segni di incendio del 2017 sono poco visibili sulle erbacee (si ravvisano esclusivamente bruciature alla base dei grandi cespi di graminacee perenni), sono invece ancora ben leggibili su arbusti e arboree. Queste ultime in particolare sono state severamente danneggiate dal fuoco: l’incendio, al di fuori del plot, ha ucciso la maggior parte dei pini e dei ginepri ed ha compromesso molte roverelle (che però, in alcuni siti, stanno iniziando a ricacciare dalle ceppaie) (**Figura 5**).

*Figura 5 Presenza sulla vegetazione di segni dell’incendio del 2017 nel 2021 (scala 0-5; media di 40 plot).*



Nel corso dei rilievi del 2021, nei plot, non si sono rinvenuti segni di pascolamento riconducibili agli ovini.

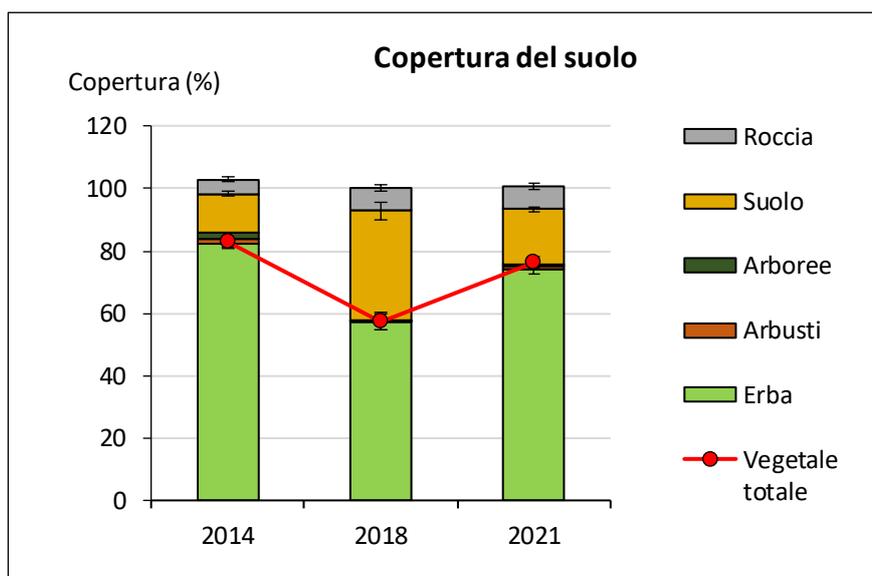
### Copertura del suolo

I parametri di copertura dei singoli plot del 2021 sono riportati nell’**Allegato 5**, i dati di sintesi sono raffigurati in **Figura 6**.

L’impatto dell’incendio sulla copertura del suolo è stato molto marcato nel 2018 (immediato post incendio): la copertura erbacea si è ridotta a poco oltre il 50% a favore del suolo nudo. Nel 2021 l’erba ha recuperato la copertura del 2014, mentre il suolo nudo è ancora presente in modo più marcato rispetto al pre-incendio. Rocce e pietre, inizialmente coperte dalla necromassa, sono state messe a vista dall’incendio. Il grado di copertura di arboree e arbustive, poco presenti nei plot sin dal momento del loro impianto, non ha avuto variazioni significative nel tempo.

I 3 strati di vegetazione nel loro insieme (erbaceo, arboreo e arbustivo) hanno avuto una significativa riduzione nel post incendio e una successiva ripresa (che però non ha ancora raggiunto la consistenza pre-incendio).

Figura 6 Tipologia di copertura del suolo negli anni 2014, 2018 e 2021 (media di 39 plot).



Copertura (%)	2014	2018	2021	sign
Erba	C	A	B	***
Arbusti	.	.	.	ns
Arboree	.	.	.	ns
Suolo	A	C	B	***
Roccia	A	B	B	***
Vegetale totale	C	A	B	***

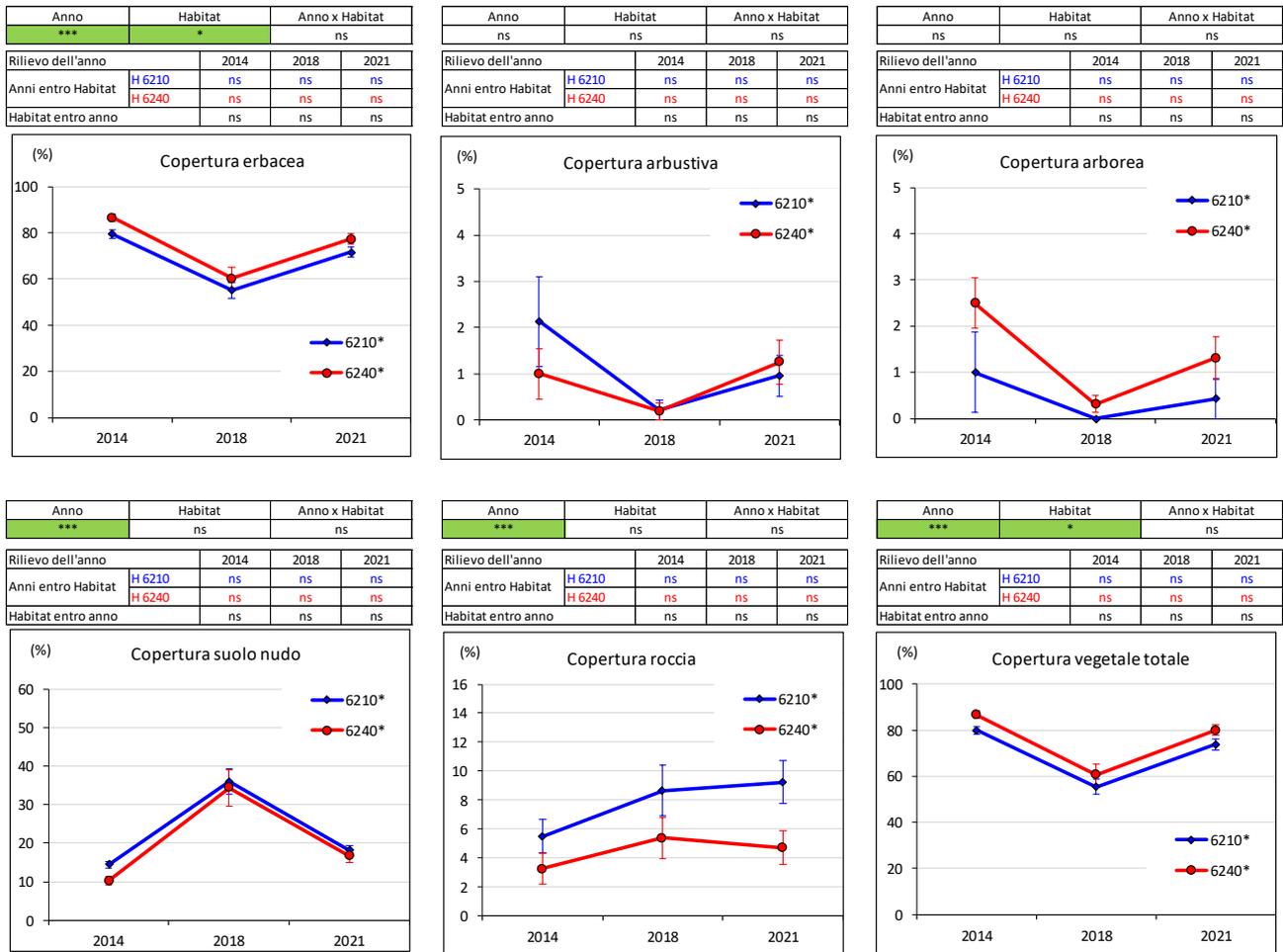
Dal confronto tra i due Habitat (**Figura 7**) si evidenzia che la presenza di copertura erbacea ed arborea è più elevata nei brometi.

Le coperture arbustiva ed arborea non sono statisticamente differenziabili, neppure tra gli Habitat.

Negli stipeti la presenza di roccia e pietre e suolo nudo è mediamente superiore rispetto ai brometi, ma non raggiunge un livello statisticamente probante.

La copertura vegetale totale è superiore nei brometi, per tutto gli anni dell'indagine.

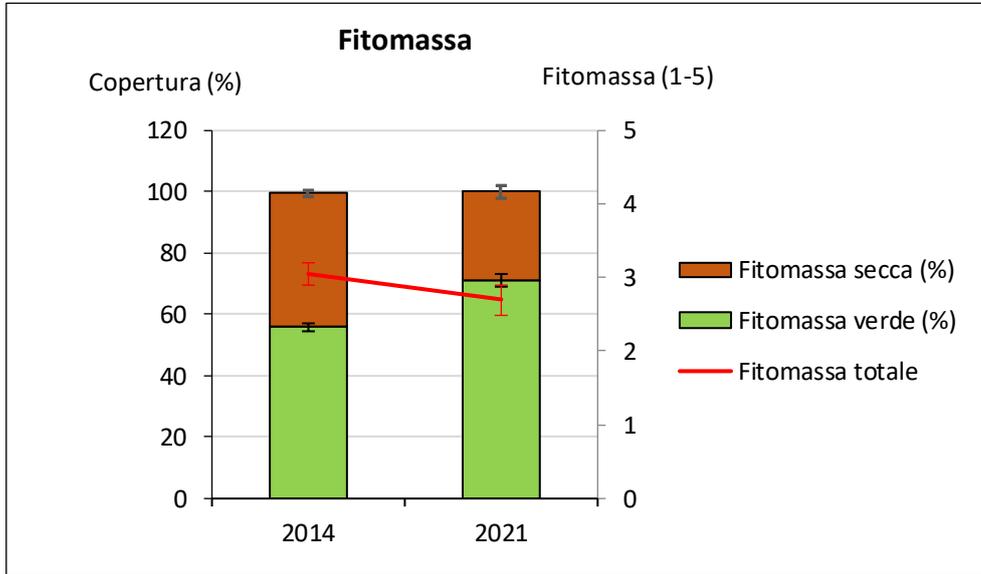
Figura 7 Andamento della copertura del suolo negli anni 2014, 2018 e 2021 (media di 39 plot di 25 m<sup>2</sup>) negli Habitat 6210\* e 6240\*.



## Fitomassa

La fitomassa totale dal 2014 non si differenzia significativamente da quella stimata nel 2021 (dunque, a livello quantitativo, le formazioni erbacee sono tornate ai livelli di produttività del 2014), ma nel 2021 è presente più fitomassa verde rispetto al 2014 (non si è ancora ricostituito lo stock di necromassa ante-incendio).

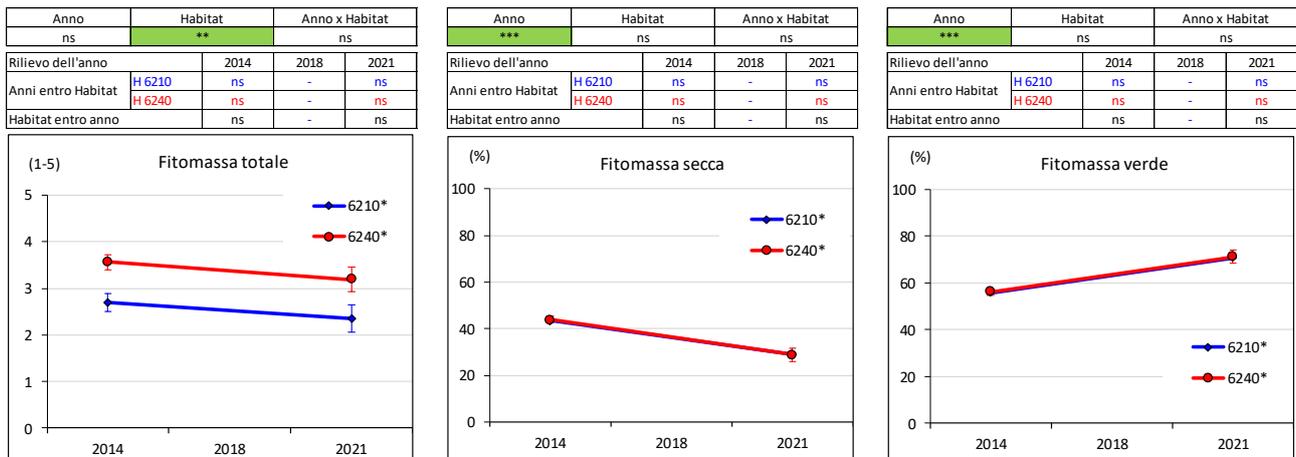
Figura 8 Fitomassa totale (scala 1-5) e riparto tra fitomassa verde e necromassa negli anni 2014 e 2021 (media di 39 plot).



Fitomassa	2014	2021	sign
Fitomassa totale (1-5)	.	.	ns
Fitomassa secca (%)	A	B	***
Fitomassa verde (%)	A	B	***

Nel periodo tra il 2014 il 2021 la fitomassa totale (Figura 9) è sempre più abbondante nell'Habitat 6210; il riparto tra fitomassa verde e secca è analogo nei due Habitat.

Figura 9 Andamento della fitomassa negli anni 2014 e 2021 (media di 39 plot di 25 m<sup>2</sup>) negli Habitat 6210\* e 6240\*.



## Confronto della vegetazione tra gli anni

I rilievi vegetazionali completi dei singoli plot con le classi di Braun-Blanquet del 2021 sono riportati nell'**Allegato 6**.

L'analisi PERMANOVA consente di affermare che la composizione della vegetazione è significativamente differente nel 2018 rispetto al 2014 e al 2021, mentre non si differenzia tra il 2014 e il 2021 (**Tabella 6**). L'analisi parrebbe indicare che l'incendio ha avuto un effetto perturbativo significativo sulla vegetazione, ma che, con il passare del tempo, il disturbo è stato superato (si tratta cioè di una vegetazione resiliente all'incendio).

*Tabella 6 PERMANOVA per il confronto della composizione della vegetazione negli anni 2014, 2018 e 2021 (media di 39 plot).*

Anno	
2014	A
2018	B
2021	A
p	***

I gruppi in cui sono stati suddivisi i rilievi nei dendrogramma dell'analisi Cluster non sono del tutto sovrapponibili agli Habitat individuati dal Progetto Life Xero-grazing perché in quest'ultimo gli Habitat sono stati individuati considerando una matrice più ampia comprendente anche altri rilievi vegetazionali (realizzati da DISAFA e Dbios, anche al di fuori dei Settori di pascolamento) e con una scala di lavoro ampia, non riferibile al singolo plot. I Cluster relativi ai 3 anni sono riportati in: **Allegato 11; Allegato 12 e Allegato 13**.

Come illustrato nei metodi, il confronto dei dendrogrammi dei Cluster dei tre anni non ha valore statistico, ma permette comunque di evidenziare variazioni nella collocazione di alcuni rilievi in gruppi differenti negli anni di indagine. In particolare 3 rilievi (XA5002; XA5007; XA5040) hanno subito spostamenti rilevanti nella loro collocazione gerarchica in seguito al passaggio dell'incendio: nel 2018 sono collocati in un Gruppo differente rispetto al 2014, poi tornano alla collocazione originaria nel 2021. Il rilievo XA5030 è invece collocato in tre gruppi differenti negli anni di rilevamento, ad indicare che l'incendio potrebbe aver determinato effetti irreversibili sulla sua composizione vegetazionale. Sono considerazioni che richiedono cautela perché:

- il metodo di rilevamento di Braun Blanquet, pur condotto con rigore, concede al rilevatore un ampio margine di soggettività nell'attribuzione delle coperture delle specie;
- si verificano notevoli variazioni inter-annuali delle coperture delle singole specie legate all'andamento meteo;
- il periodo di rilevamento tra gli anni dei singoli plot può essere sfasato di 10-20 giorni e ciò può aver determinato variazioni importanti nell'attribuzione della copertura delle specie a rapido accrescimento.

Tabella 7 Confronto dei Gruppi derivanti dalla partizione dei dendrogrammi negli anni 2014, 2018 e 2021 (media di 40 plot).

Ril_cod	Hab_14	Hab_18	Hab_21	Carta Habitat
XA5001	II	II	II	6240
XA5002	IV	III	IV	6240
XA5003	II	II	II	6240
XA5004	III	III	III	<b>6210</b>
XA5005	III	III	III	<b>6210</b>
XA5006	III	III	III	6240
XA5007	II	III	II	<b>6210</b>
XA5008	III	III	III	6240
XA5009	III	III	III	<b>6210</b>
XA5010	III	III	III	6240
XA5011	III	III	III	<b>6210</b>
XA5012	III	III	III	<b>6210</b>
XA5013	III	III	III	<b>6210</b>
XA5014	III	III	III	<b>6210</b>
XA5015	III	III	III	<b>6210</b>
XA5016	III	III	III	6240
XA5017	II	II	II	6240
XA5018	II	II	II	6240
XA5019	II	II	II	6240
XA5020	II	II	II	<b>6210</b>
XA5021	II	II	II	<b>6210</b>
XA5022	II	II	II	6240
XA5023	II	II	II	6240
XA5024	I	I	I	<b>6210</b>
XA5025	II	II	II	<b>6210</b>
XA5026	II	II	II	<b>6210</b>
XA5027	II	II	II	6240
XA5028	II	II	II	6240
XA5029	II	II	II	6240
XA5030	IV	III	II	<b>6210</b>
XA5031	II	II	II	6240
XA5032	II	II	II	<b>6210</b>
XA5033	II	II	II	6240
XA5034	II	II	II	6240
XA5035	II	II	II	6240
XA5036	II	II	II	6240
XA5037	III	III	III	6240
XA5038	II	II	II	6240
XA5039	II	II	II	6240
XA5040	II	III	II	<b>6210</b>

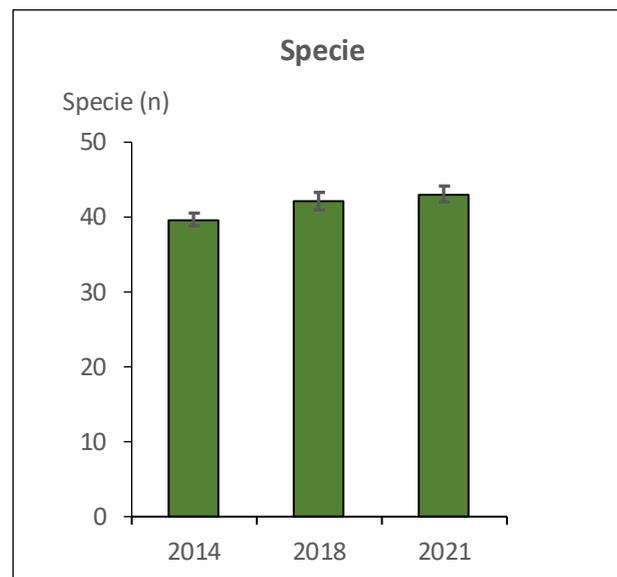
## Numerosità delle specie

I rilievi vegetazionali completi dei singoli plot del 2021, con le classi di Braun-Blanquet, sono riportati nell'**Allegato 6**.

Nel 2021 sono state individuate 167 specie botaniche (erano 172 nel 2014). Le seguenti specie sono state rinvenute per la prima volta entro i 40 plot nel 2021: *Erodium cicutarium*; *Erucastrum nasturtifolium*; *Galium pusillum*; *Plantago serpentina*; *Sedum album*; *Verbascum lychnitis*; *Verbascum thapsus*; *Viola hirta*.

Il numero di specie medio per plot è cresciuto tra il 2014 e il 2021 passando da 40 a 43 specie (**Figura 10**), l'incremento è però appena al disotto della significatività statistica ( $p: 0,058$ ). Si consideri che il numero di specie del 2018 è condizionato, seppure marginalmente, dal fatto che alcune entità sono state determinate a livello di Genere e non di Specie.

Figura 10 Numero medio di specie per plot negli anni 2014, 2018 e 2021 (media 39 plot).

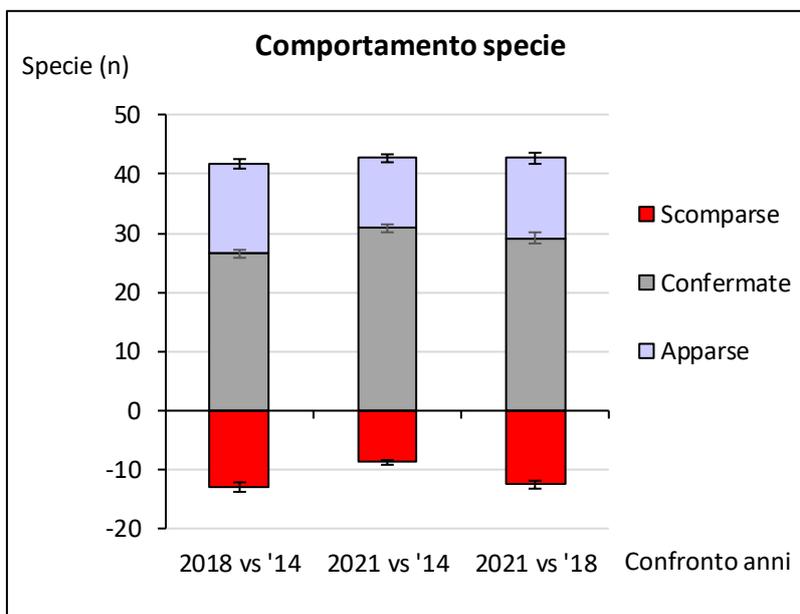


	2014	2018	2021	sign
Specie (n)	.	.	.	ns

Confrontando le specie presenti nei plot (in termini di presenza-assenza) negli intervalli temporali compresi tra i tre anni di rilevamento si evidenzia un notevole dinamismo nel ricambio di specie (**Figura 11**). In particolare un consistente numero di specie compare e scompare tra il 2014 e il 2018 (ad indicare un probabile effetto immediato dell'incendio su alcune specie: alcune sono state penalizzate, altre favorite). Nel 2021, con il passare del tempo dall'incendio, il numero di specie presenti diviene simile a quello del 2014 (le specie comparse e scomparse in detto lasso temporale sono meno numerose rispetto agli altri periodi di riferimento e le specie confermate sono significativamente più numerose) a dimostrare, si ipotizza, che l'effetto perturbativo dell'incendio sul numero di specie si esaurisca con il passare del tempo dal passaggio dell'incendio. Il periodo tra il 2018 e il 2021 parrebbe essere un periodo transitorio, "di riassetto", del numero di specie (con la progressiva riduzione del numero di specie pioniere e ruderali apparse nel post incendio).

A proposito della variazione del numero di specie e dell'ingresso di nuove si conviene su quanto riportato a pag. 20 del Deliverable di chiusura dell'azione D1 "L'incendio ha stimolato la presenza di alcune specie ruderali presenti nella banca semi e probabilmente legate alla gestione antropica storica del sito, non rinvenute durante i monitoraggi effettuati negli anni precedenti all'incendio".

Figura 11 Numero medio di specie per plot: comparse, scomparse, negli anni 2014, 2018 e 2021 (media 39 plot).

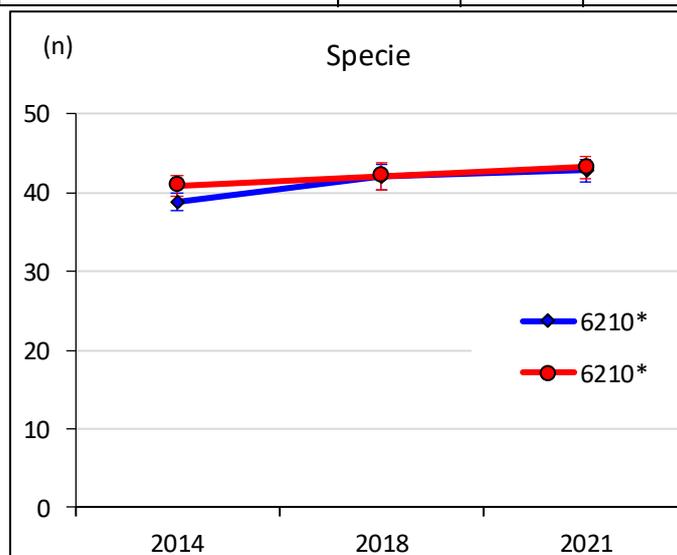


Apparse	A	B	AB	*
Scomparse	A	B	AB	***
Confermate	B	A	AB	***

Il numero medio di specie rinvenute è analogo nei due Habitat (**Figura 12**).

Figura 12 Andamento del numero di specie negli anni 2014, 2018 e 2021 (media di 39 plot di 25 m<sup>2</sup>) negli Habitat 6210\* e 6240\*.

Anno	Habitat	Anno x Habitat		
ns	ns	ns		
Rilievo dell'anno	2014	2018	2021	
Anni entro Habitat	H 6210	ns	ns	ns
	H 6240	ns	ns	ns
Habitat entro anno	ns	ns	ns	



## Forme biologiche

Il contributo specifico delle specie raggruppate per le forme biologiche del 2021 dei singoli plot è riportato nell'Allegato 5. L'andamento del contributo specifico delle specie negli anni indagati, raggruppate per forme biologiche, è raffigurato in Figura 13.

Le Emicriptofite sono, in tutti e 3 gli anni di rilevamento, il contingente più cospicuo (il maggior apporto è dato dalle Graminoidi): nel 2018 sono state significativamente ridimensionate dal passaggio dell'incendio, ma poi si sono riportate ai livelli di copertura del 2014.

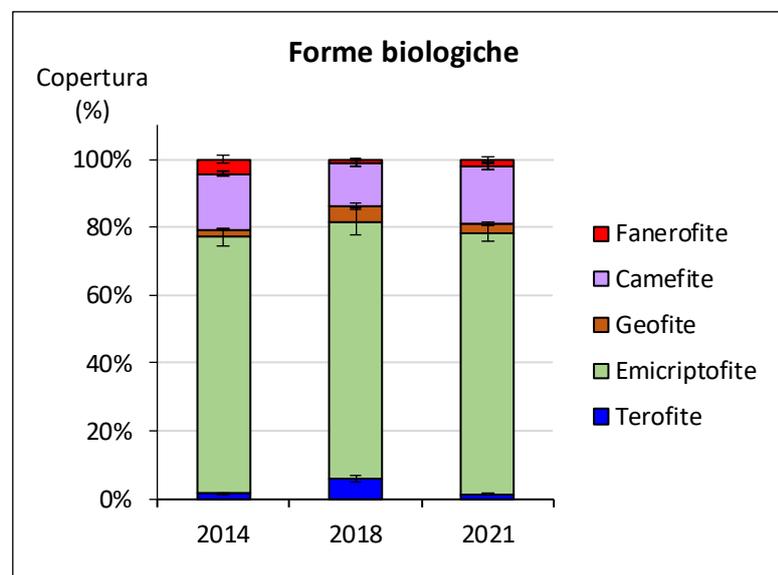
Seguono, per importanza di contributo specifico, le Camefite con un andamento analogo alle precedenti e una ripresa post incendio che le ha ricondotte alle coperture del 2014 (si rimanda all'approfondimento sulle specie stenomediterranee perenni).

Opposto, invece, è l'andamento delle Terofite il cui rapido ciclo biologico ha consentito di avvantaggiarsi occupando lo spazio lasciato libero da Camefite ed Emicriptofite nell'immediato post incendio, per poi tornare nel 2021 ai livelli di copertura del 2014 (vedasi l'approfondimento sulle specie stenomediterranee annuali).

Le Fanerofite hanno una copertura assai limitata nei plot: pertanto, pur essendo state in buona parte uccise dell'incendio, non evidenziano differenze significative di presenza tra gli anni. Le coperture tra il 2014 e il 2018 delle Fanerofite risentono, inoltre, dei tagli di sfoltimento attuati nel 2015 per liberare spazio al pascolo nel corso del Progetto Life Xero-grazing che ha coinvolto anche alcuni plot (interessando cespi di *Amelanchier ovalis*, ceppaie di *Quercus pubescens* e alcuni esemplari adulti di *Pinus sylvestris*).

Le Geofite, grazie ai loro bulbi interrati, non paiono aver subito oscillazioni significative a seguito dell'incendio (si tratta però di coperture molto ridotte le cui variazioni sono difficilmente percepibili con il rilievo fitosociologico; maggiori dettagli su questo gruppo sono forniti nell'approfondimento sulle orchidee).

Figura 13 Contributo specifico delle forme biologiche negli anni 2014, 2018 e 2021 (media di 39 plot).



Copertura (%)	2014	2018	2021	sign
Camefite	B	A	B	***
Geofite	.	.	.	ns
Emicriptofite	B	A	B	***
Fanerofite	.	.	.	ns
Terofite	A	B	A	***

I rilievi afferenti ai due Habitat si differenziano per il contributo delle forme biologiche: nei brometi le Camefite e le Terofite sono più abbondanti rispetto agli stipeti, mentre in questi ultimi sono più diffuse le Emicriptofite (**Figura 14**).

Per le Geofite vi è un'interazione significativa "Habitat x anno": nell'Habitat stipeto la loro presenza si è ridotta nel 2018 e pare essere in lieve ripresa nel 2021 (mentre è costante nei brometi).

Le Fanerofite, seppure interessate dai tagli di diradamento e duramente colpite dall'incendio, non si differenziano tra gli Habitat per i motivi sopra descritti.

**Figura 14** Andamento del contributo specifico delle forme biologiche negli anni 2014, 2018 e 2021 (media di 39 plot di 25 m<sup>2</sup>) negli Habitat 6210\* e 6240\*.



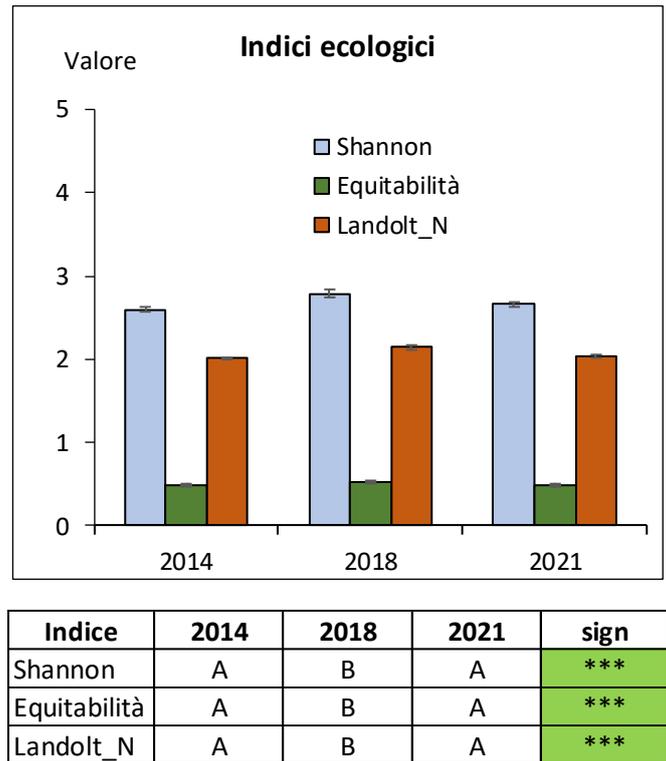
## Indici di diversità ed ecologici

Gli indici sintetici dei singoli plot nel 2021 sono riportati nell'Allegato 5, la sintesi è in **Figura 15**.

L'incendio ha avuto effetti significativi sugli indici ecologici e di diversità: l'indice di Shannon ponderato e l'equitabilità ponderata sono aumentati significativamente nell'anno post-incendio (seppure con variazioni dei valori medi assai contenute), per poi tornare ai valori pre incendio nel 2021. L'andamento dei valori degli indici di diversità potrebbero indicare che l'incendio ha determinato, nel brevissimo periodo, l'aumento della biodiversità, ma poi, probabilmente, le severe condizioni edafico-climatiche del sito hanno ricondotto la vegetazione ai livelli ante-perturbazione.

Anche l'indice della nitrofilia è aumentato nel 2018 rispetto ai rilievi antecedenti (seppure di poco), probabilmente ad indicare che le specie con più elevata capacità di assorbimento dell'azoto hanno approfittato rapidamente degli elementi minerali resisi disponibili dall'incenerimento della fitomassa. L'effetto è stato transitorio e l'indice nel 2021 è tornato ai livelli pre-incendio (si veda, più oltre, l'interazione "Habitat x anno").

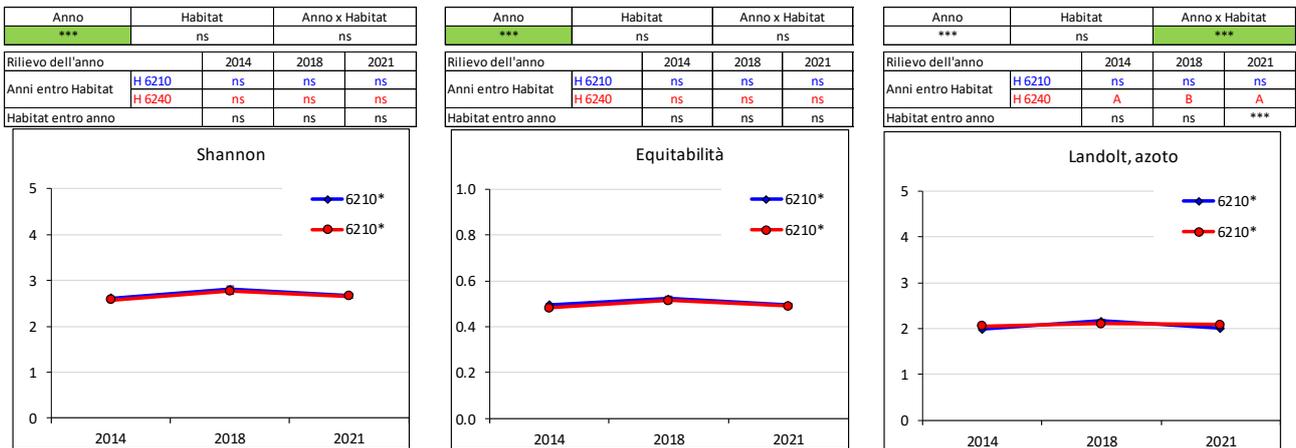
Figura 15 Indici di diversità ed ecologici negli anni 2014, 2018 e 2021 (media 39 plot).



L'indice di Shannon e l'equitabilità non sono statisticamente differenti nei due Habitat (Figura 16).

Vi un'interazione "Habitat x anno" nell'indice Landolt N: le specie dell'Habitat 6240 hanno risposto più rapidamente alla disponibilità nutrienti derivante dal passaggio dell'incendio, ma si tratta di un effetto transitorio di breve durata (e con variazioni assai contenute del valore dell'indice).

Figura 16 Andamento degli indici ecologici negli anni 2014, 2018 e 2021 (media di 39 plot di 25 m<sup>2</sup>) suddiviso negli Habitat 6210\* e 6240\*.



## Analisi delle Specie Indicatrici (Indicator species Analysis – ISA)

L'Analisi ISA ha consentito di evidenziare le specie significativamente associate a ciascun anno di rilievo (**Tabella 8**). Il contingente più numeroso di specie indicatrici è quello nel 2018, a segnalare che vi sono state delle significative variazioni nella composizione vegetazionale a seguito del passaggio del fuoco.

Restringendo l'analisi alle sole specie oggetto di approfondimento nei plot si evidenzia che *Linum appressum* perde importanza subito dopo il passaggio dell'incendio (a conferma di quanto evidenziato anche dal rilievo numerico della specie) e che *Euphorbia sulcata*, invece, se ne giova (in linea con il dato di conteggio della specie).

Molte specie indicatrici individuate sono diverse rispetto a quelle individuate dell'ISA condotta sui rilievi fito-pastorali DISAFA (pagina 35 del Deliverable di chiusura dell'Azione D1). Nel 2014 sono comuni alle due ricerche *Orobanche* spp. (tipica di praterie aride) e *Sempervivum tectorum* (tipica di comunità pioniere annuali). Nel post incendio (2018) sono comuni a quelle individuate da DISAFA (nel 2019) le specie indicatrici *Arenaria serpyllifolia*, *Linaria simplex* (tipica di comunità pioniere annuali), *Reseda phyteuma* e *Reseda lutea* (tipiche di comunità ruderali). Probabilmente la stima a vista delle coperture del metodo Braun-Blanquet non è del tutto idonea a questo tipo di analisi statistica che richiede, invece, grande precisione nell'attribuzione delle variazioni dei CS% delle singole specie.

Tabella 8 Sintesi dell'Analisi delle Specie indicatrici negli anni 2014, 2018 e 2021 (39 plot).

2014		
Specie	stat	p
<i>Linum appressum</i>	0.648	***
<i>Dianthus sylvestris</i>	0.58	***
<i>Bupleurum baldense</i>	0.524	**
<i>Sempervivum tectorum</i>	0.514	*
<i>Thesium divaricatum</i>	0.447	*
<i>Orobanche</i> spp.	0.387	*
<i>Briza media</i>	0.374	*
<i>Juniperus oxycedrus</i>	0.342	*

2021		
Specie	stat	p
<i>Fumana procumbens</i>	0.647	**
<i>Helianthemum apenninum</i>	0.645	**
<i>Festuca ovina</i>	0.644	*
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0.639	*
<i>Hippocrepis comosa</i>	0.608	*
<i>Helianthemum italicum</i>	0.56	*
<i>Carex liparocarpos</i>	0.559	**
<i>Erysimum rhaeticum</i>	0.365	**
<i>Verbascum thapsus</i>	0.354	*

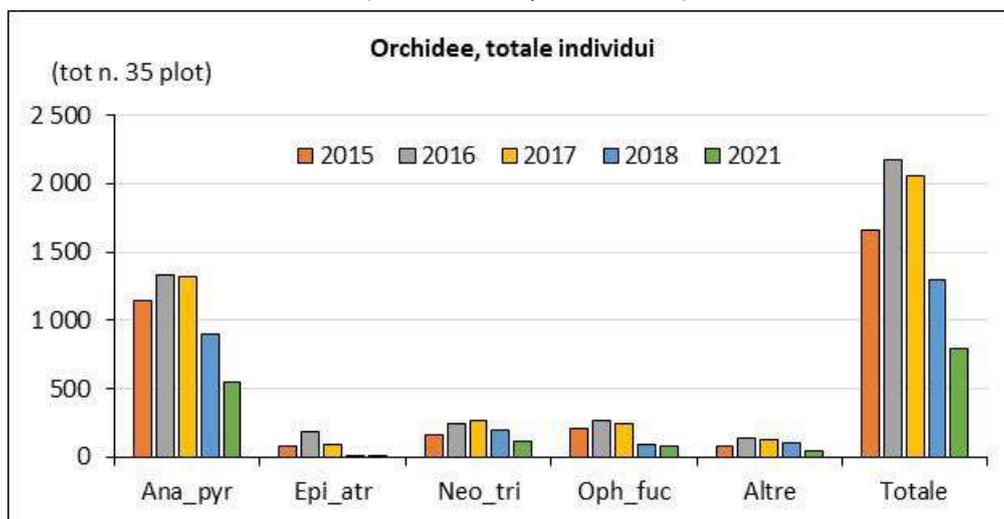
2018		
Specie	stat	p
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0.815	***
<i>Alyssum alyssoides</i>	0.767	***
<i>Thymus serpyllum</i>	0.704	**
<i>Dactylis glomerata</i>	0.693	***
<i>Trinia glauca</i>	0.671	**
<i>Allium sphaerocephalon</i>	0.658	***
<i>Silene otites</i>	0.649	**
<i>Eryngium campestre</i>	0.645	*
<i>Lactuca perennis</i>	0.629	**
<i>Euphorbia sulcata</i>	0.615	***
<i>Linaria simplex</i>	0.582	***
<i>Centaurea scabiosa</i>	0.552	*
<i>Reseda phyteuma</i>	0.53	***
<i>Hornungia petraea</i>	0.524	***
<i>Reseda lutea</i>	0.521	***
<i>Hieracium piloselloides</i>	0.5	**
<i>Acinos arvensis</i>	0.486	*
<i>Stachys pradica</i>	0.447	***
<i>Micropus erectus</i>	0.444	**
<i>Saponaria ocymoides</i>	0.43	*
<i>Ononis procurrens</i>	0.422	*
<i>Arabis auriculata</i>	0.407	*
<i>Ajuga chamaepitys</i>	0.395	**
<i>Cirsium arvense</i>	0.349	*
<i>Prunella grandiflora</i>	0.332	*
<i>Calamintha nepeta</i>	0.316	*
<i>Chaenorrhinum minus</i>	0.316	*

## Orchidee

La sintesi del conteggio delle orchidee dei singoli plot nel 2021, suddiviso per stadio fenologico, è riportata nell'**Allegato 7** e nell'**Allegato 8**.

Il numero totale di individui di orchidee rinvenute nei monitoraggi è riportato in **Figura 17**. Per la maggior parte delle specie si evidenzia un lieve incremento prima dell'incendio, cui fa seguito un importante decremento numerico. Per valutare l'andamento negli anni l'analisi statistica è stata eseguita sul numero medio di individui di orchidee nei plot.

*Figura 17 Andamento del numero totale di individui in tutti i plot di: orchidee totali, Anacamptis pyramidalis, Epipactis atrorubens, Neotinea tridentata (= Orchis tridentata), Ophrys fuciflora (= Ophrys holosericea) e altre (Anacamptis morio = Orchis morio, Cephalanthera longifolia, Gymnadenia conopsea, Platanthera chlorantha) negli anni 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (totale dei 35 plot di 25 m<sup>2</sup>).*



Il numero medio per plot di individui di tutte le specie di orchidee rinvenute nei plot esaminati indica un andamento crescente tra il 2015 e il 2016, stazionario tra il 2016 e il 2017 e un decremento marcato tra il 2017 e il 2018 (a seguito dell'incendio) che si accentua ulteriormente nel 2021 (**Figura 18**).

L'andamento del totale delle orchidee è condizionato soprattutto dall'*Anacamptis pyramidalis*, la specie più abbondante, che ha un comportamento del tutto sovrapponibile a quello sopra descritto.

*Neotinea tridentata (= Orchis tridentata)* ha un trend in crescita sino al 2017, poi la presenza si riduce con il passaggio dell'incendio e la contrazione numerica prosegue sino al 2021.

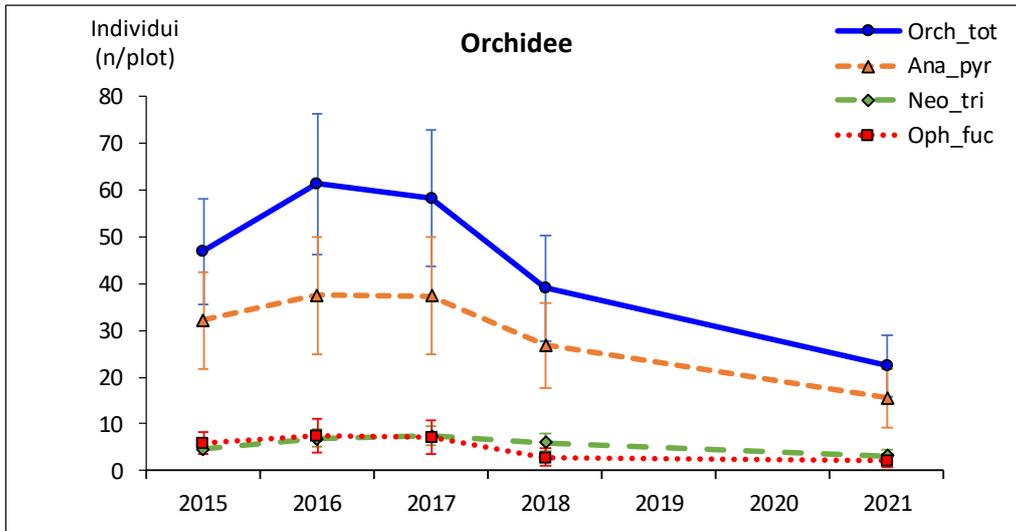
*Ophrys fuciflora (= Ophrys holosericea)* è numericamente stabile sino al 2017, poi nel 2018 ha un calo significativo ad un livello che si mantiene stabile sino al 2021.

*Epipactis atrorubens* (**Figura 19**) ha avuto un picco di individui nel 2017, probabilmente per un andamento ciclico pluriennale (non vi sono infatti elementi che consentano l'attribuzione dell'incremento all'effetto del pascolamento) per poi tornare nel 2018 ai livelli del 2015; la riduzione post incendio è significativa, il numero di individui rimane poi costante sino al 2021.

*Anacamptis morio (= Orchis morio)*, seppure con qualche fluttuazione negli anni, rimane sostanzialmente stabile.

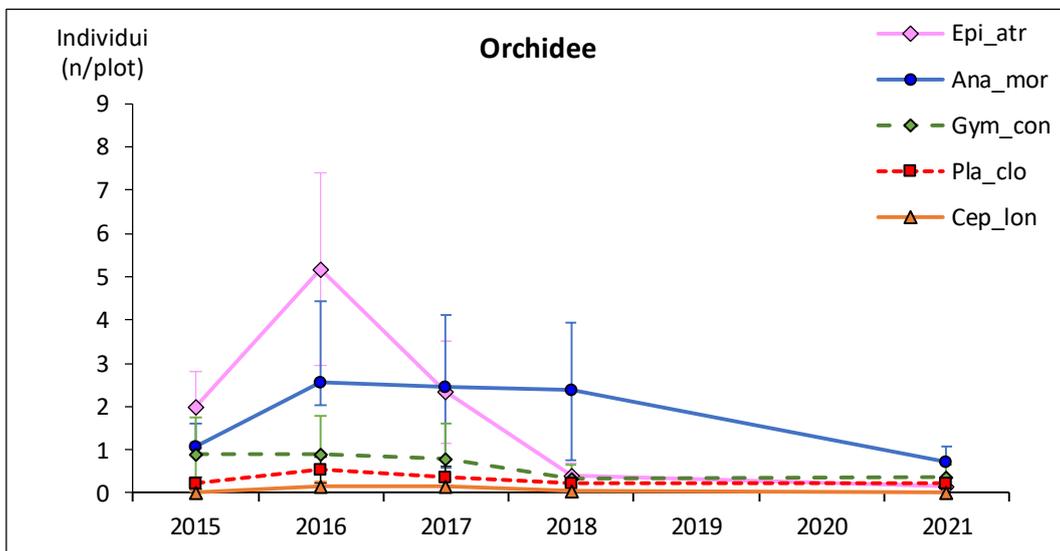
Le restanti specie di orchidee sono numericamente poco rappresentate per cui i loro andamenti negli anni sono basati su casistiche poco robuste (non paiono comunque aver subito un'importante riduzione numerica post-incendio).

Figura 18 Andamento del numero medio per plot di individui di: orchidee totali, *Anacamptis pyramidalis*, *Neotinea tridentata* (= *Orchis tridentata*), *Ophrys fuciflora* (= *Ophrys holosericea*) negli anni 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (media di 35 plot di 25 m<sup>2</sup>).



Individui (n)	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	p
Orch_tot	C	D	D	B	-	-	A	***
Ana_pyr	C	D	D	B	-	-	A	***
Neo_tri	B	CD	D	BC	-	-	A	***
Oph_fuc	B	B	B	A	-	-	A	***

Figura 19 Andamento del numero medio per plot di: *Anacamptis morio* (= *Orchis morio*), *Cephalanthera longifolia*, *Epipactis atrorubens*, *Gymnadenia conopsea*, *Platanthera chlorantha* negli anni 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (media di 35 plot di 25 m<sup>2</sup>).



Individui (n)	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	p
Ana_mor	A	B	B	B	-	-	A	***
Cep_lon°	.	.	.	.	-	-	.	ns
Epi_atr	B	C	B	A	-	-	A	***
Gym_con	B	B	AB	A	-	-	AB	**
Pla_clo	.	.	.	.	-	-	.	ns

° specie con un numero ridotto di individui

Nel periodo pre-incendio l'effetto pascolamento sulle orchidee non è valutabile perché i plot pascolati e non pascolati sono cambiati tra gli anni e anche i carichi unitari di bestiame entro plot sono mutati sensibilmente: parrebbe comunque che, nel complesso, il pascolamento non abbia determinato variazioni rilevanti del numero totale di orchidee.

Il numero medio di orchidee nei plot si è dimezzato in 5 anni, tra le possibili cause si citano:

- l'incendio ha avuto, localmente, un'elevata intensità che ha bruciato anche la sostanza organica dell'orizzonte più superficiale del terreno danneggiando, verosimilmente, anche gli organi sotterranei delle geofite, tra cui le orchidee;
- i cinghiali (e, in minor misura, i tassi) hanno rivoltato le zolle su superfici via via crescenti nel tempo, in particolare da quando la caccia è stata vietata a seguito dell'incendio;
- periodi di siccità e ondate anomale di calore si sono susseguiti con una certa frequenza e durata nel periodo esaminato e potrebbero aver interagito con i danni arrecati alla vegetazione dall'incendio. Potrebbe aver inciso anche il fatto che nel 2021 la primavera è stata piuttosto fredda, a differenza di quelle degli anni precedenti (che invece sono state sempre più calde della media).

Verosimilmente il calo è imputabile all'effetto combinato dei predetti fattori: l'incendio potrebbe aver indebolito gli individui sopravvissuti che poi sono morti negli anni successivi per l'andamento meteo sfavorevole o perché i rizotuberi sono stati mangiati dai cinghiali. La presenza di più fattori di disturbo (pascolamento, incendio, danni da selvatici) renderebbe assai complicata l'analisi dell'andamento del numero di orchidee in relazione ai parametri climatici.

In definitiva non c'è stata, nel medio periodo, una resilienza delle popolazioni di orchidee dopo l'incendio.

Vi è un'interazione significativa "Habitat x anno" relativamente a: numero di orchidee totale, le due *Anacamptis*, *Neotinea tridentata*, *Epipactis atrorubens* e *Ophrys fuciflora* (**Figura 20**). Seppure la presenza dell'interazione precluda l'analisi del singolo effetto "Habitat", si evidenzia che quest'ultimo non è mai significativo.

Il numero medio di orchidee totali è significativamente differente tra gli Habitat nel 2015 (più basso negli stipeti).

*Anacamptis morio* è numericamente costante nei brometi, mentre negli stipeti cresce nel 2016 e poi decresce tra il 2018 e il 2021, tornando ai livelli del 2015.

*Anacamptis pyramidalis* decresce progressivamente nei brometi, mentre negli stipeti dapprima aumenta e poi si riduce a numeri inferiori rispetto al 2015.

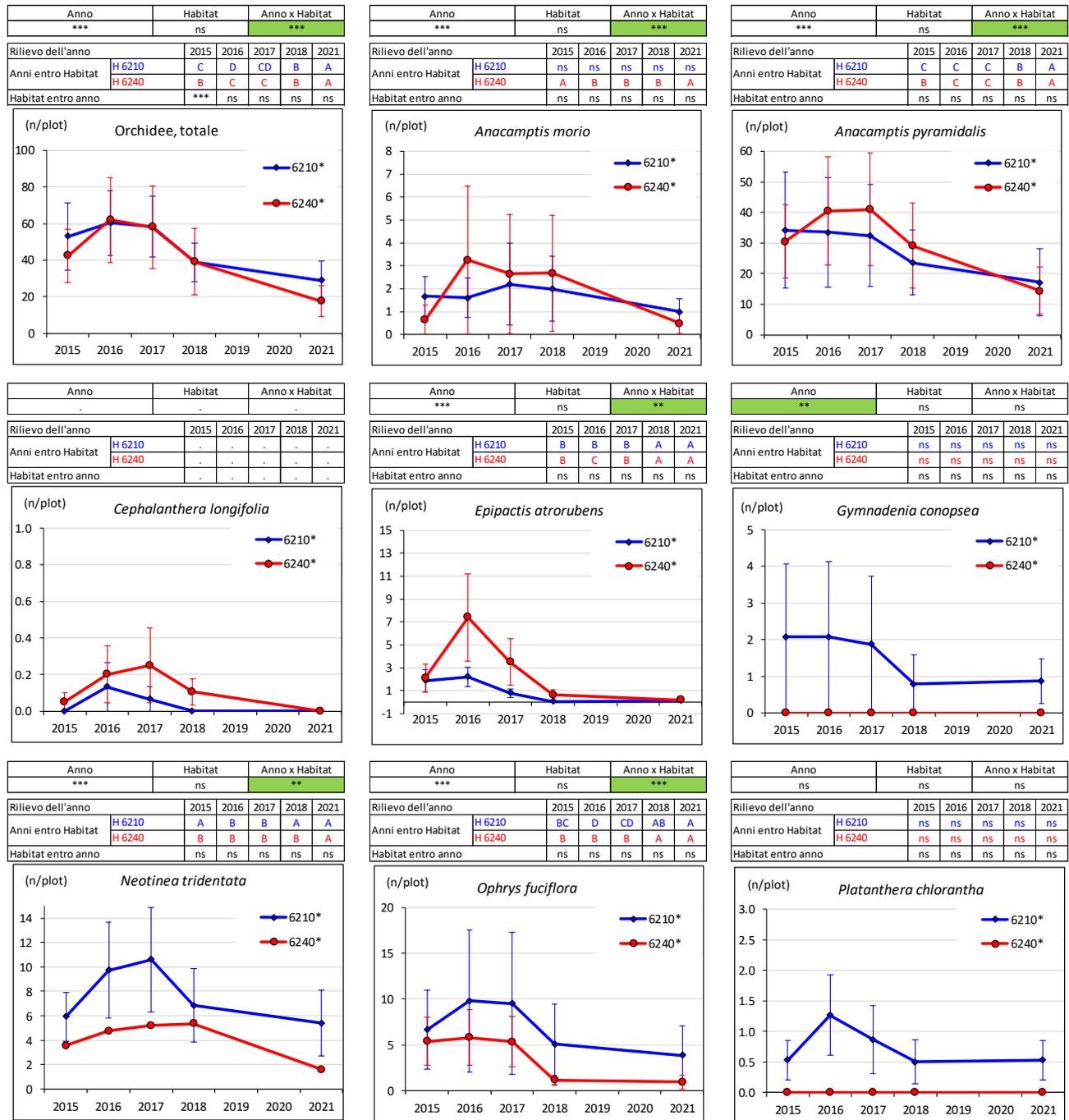
*Epipactis atrorubens* ha picco di rialzo negli stipeti nel 2016, poi si riduce a livelli inferiori rispetto al 2015; nei brometi il picco è meno marcato, ma la riduzione numerica rispetto all'inizio del rilevamento è analoga.

*Neotinea tridentata* e *Ophrys fuciflora* hanno andamenti paragonabili nei due Habitat: crescono nei primi anni e, in seguito, decrescono in seguito arrivando nel 2021 a densità più basse del 2015.

Non vi sono differenze significative tra Habitat nel numero di individui di *Gymnadenia conopsea* e *Platanthera chlorantha* (seppure le ultime due siano esclusive dei brometi, probabilmente a causa del ridotto numero di individui monitorati).

Per *Cephalanthera longifolia* non è stato possibile eseguire l'analisi statistica per l'assenza di varianza; la specie è comunque pressoché esclusiva dei brometi.

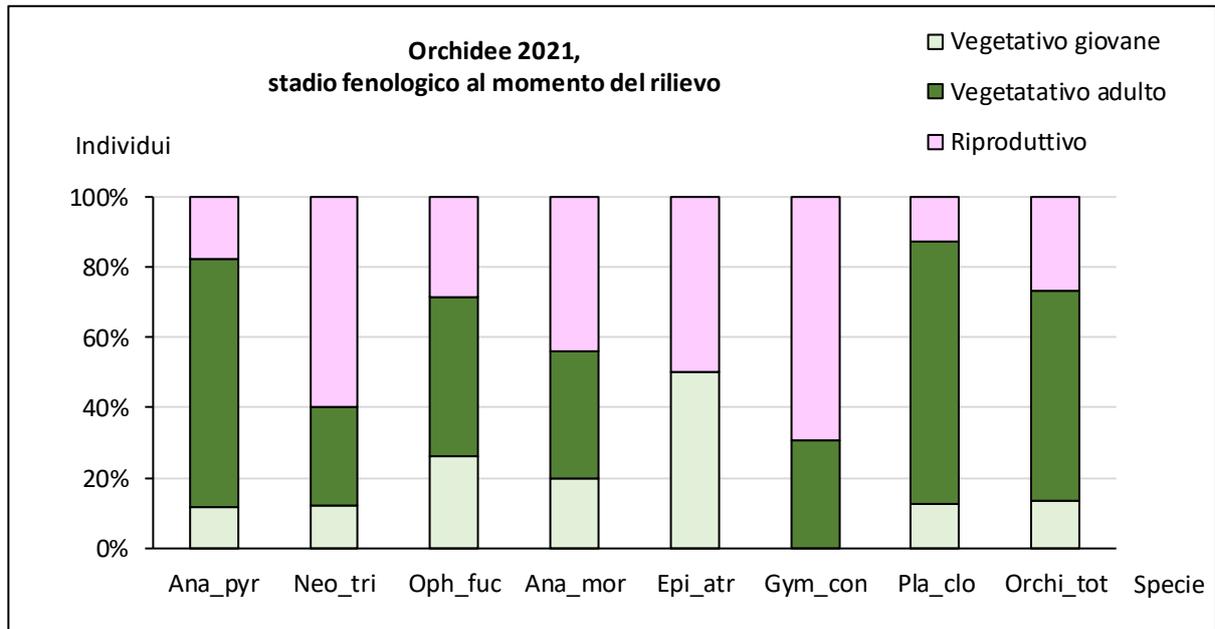
Figura 20 Andamento del numero di individui di orchidee (totali e singole specie) negli anni 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (media di 35 plot di 25 m<sup>2</sup>) suddiviso negli Habitat 6210\* e 6240\*.



Nel 2021 è stato monitorato lo stadio fenologico delle orchidee (Figura 21): limitando l'analisi alle specie presenti con un cospicuo numero di individui, emerge che *Neotinea tridentata* è la specie più precoce (oltre la metà degli individui sono fioriti alla data del rilievo), *Ophrys fuciflora* è un poco più tardiva, mentre *Anacamptis pyramidalis* va a fiore più tardi.

Il rilievo della fenologia delle orchidee presenta parecchie criticità perché lo stadio evolve rapidamente e alcune settimane di scostamento nella data di rilievo possono cogliere il medesimo individuo in stadi fenologici mutati (le orchidee passano rapidamente dallo stato "vegetativo adulto" a quello "riproduttivo"). Ancora più aleatorio è il confronto tra gli anni in considerazione della notevole variabilità inter-annuale della fenologia delle orchidee dovuta all'andamento termo-pluviometrico e alla complessità del loro ciclo vitale con stadi di sviluppo e di dormienza vegetativa sotterranei in cui gli individui sono presenti e vitali per più anni, ma non rilevabili (si rimanda a quanto descritto a pagina 5 del deliverables Azione A5).

Figura 21 Stadio fenologico delle specie di orchidee al momento del rilievo 2021 (media di 36 plot 25 m<sup>2</sup>).



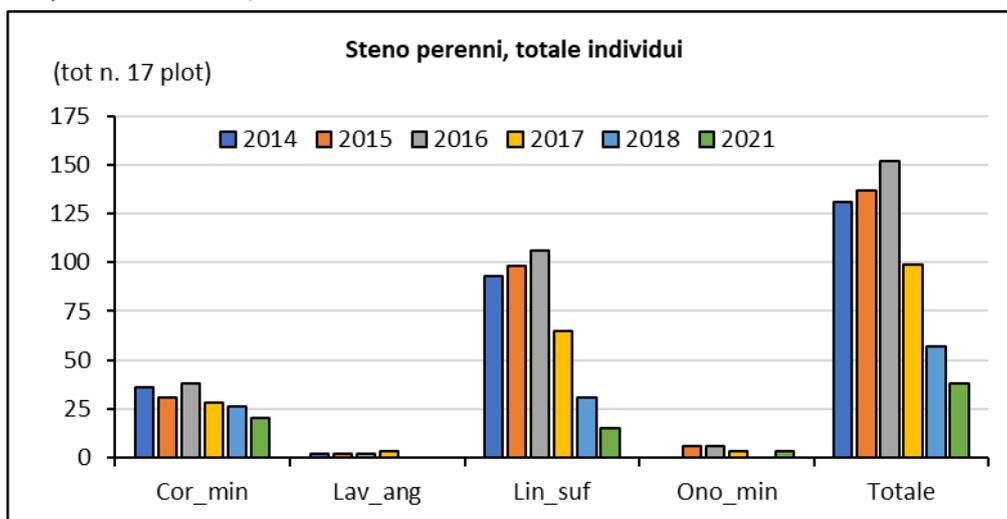
Individui (n)	553	114	77	25	6	13	8	796
---------------	-----	-----	----	----	---	----	---	-----

## Stenomediterranee perenni

La sintesi del conteggio e il diametro massimo dei cespi di stenomediterranee perenni dei singoli plot nel 2021 sono riportati nell'**Allegato 9**.

Il numero totale di individui di stenomediterranee perenni conteggiati in tutti i plot (5 subplot ciascuno) è riportato in **Figura 22**. Alcune specie hanno un andamento costante nel tempo mentre altre, come il *Linum suffruticosum*, sono in calo già dal 2017. Per valutare l'andamento negli anni l'analisi statistica è stata eseguita sul numero medio di individui di stenomediterranee perenni nei plot.

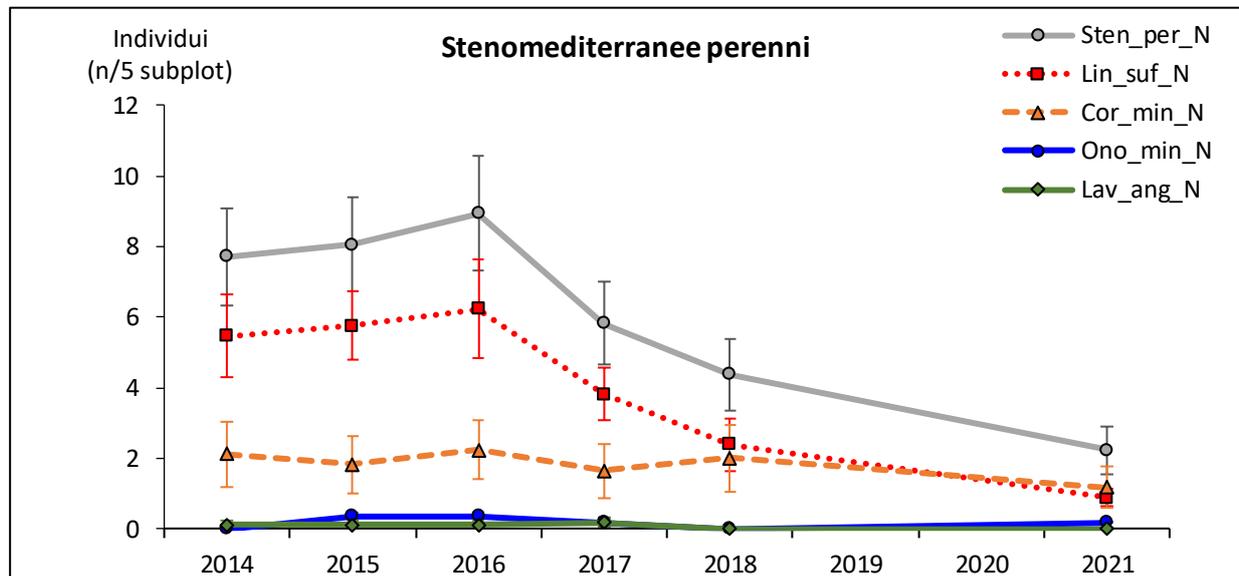
*Figura 22 Andamento del numero totale di individui in tutti i plot di specie stenomediterranee perenni: totale delle specie, Coronilla minima, Lavandula angustifolia, Linum suffruticosum (= Linum appressum), Ononis minutissima negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (totale di 17 plot al cui interno sono stati analizzati 5 subplot di 1 m<sup>2</sup>/cad.).*



L'andamento numerico delle stenomediterranee nel loro insieme (**Figura 23**) ricalca quello del *Linum suffruticosum*, specie più abbondante nei subplot rilevati. Il *Linum suffruticosum* è entrato in sofferenza già nel 2017 (prima dell'incendio) probabilmente a causa del pascolamento in quanto ha rami basali lignificati estremamente fragili che, se calpestati, tendono a spezzarsi (dunque anche il solo passaggio del gregge potrebbe aver influito negativamente sulla persistenza). Le gemme poste lungo i rami legnosi, se indisturbate, dovrebbero produrre in tarda primavera i rami erbacei con foglie e fiori: se viene distrutta la banca delle gemme, invece, l'individuo rimane ridotto alla sola porzione di rami legnosi e non ha più meristemi per produrre nuovi rami l'anno successivo. Di sicuro non ha la capacità di ricaccio dalla base, come anche le altre camefite monitorate.

Le stenomediterranee perenni monitorate sono Camefite suffruticose (con la sola eccezione di *Lavandula angustifolia* che, nei plot in esame, è una Fanerofita cespugliosa) e il grado di lignificazione dei tessuti ha avuto effetti rilevanti nel passaggio dell'incendio: sono state molto penalizzate quelle totalmente lignificate alla base (la *Lavandula* è morta e non ha ricacciato) e quelle parzialmente lignificate, come il *Linum suffruticosum* che dopo l'incendio ha ulteriormente ridotto la sua presenza numerica. L'andamento delle altre 3 specie, numericamente poco rilevanti, è stabile nel tempo.

Figura 23 Andamento del numero medio di individui per plot di specie stenomediterranee perenni: totale, *Coronilla minima*, *Lavandula angustifolia*, *Linum suffruticosum* (= *Linum appressum*), *Ononis minutissima* negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (media di 17 plot al cui interno sono stati analizzati 5 subplot di 1 m<sup>2</sup>/cad.).

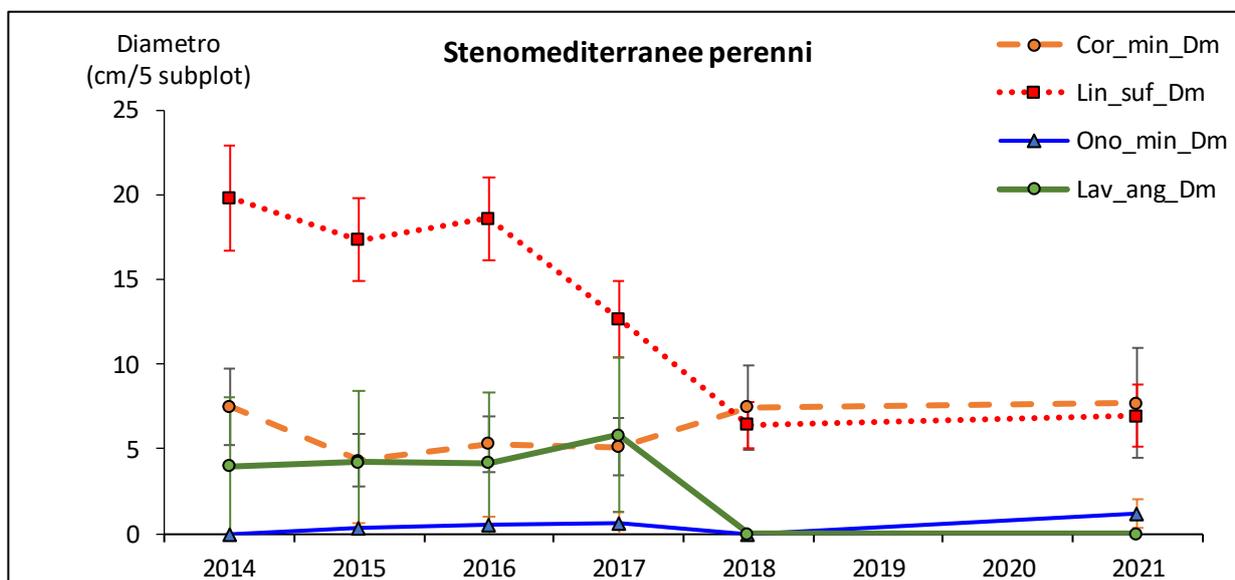


Individui (n)	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	sign
Sten_per	CD	CD	D	BC	AB	-	-	A	***
Cor_min	.	.	.	.	.	-	-	.	ns
Lav_ang°	.	.	.	.	.	-	-	.	ns
Lin_suf	CD	CD	D	BC	AB	-	-	A	***
Ono_min°	.	.	.	.	.	-	-	.	ns

° specie con un numero ridotto di individui

La media del diametro massimo dei cespi ha avuto fluttuazioni significative esclusivamente in *Linum suffruticosum*, il cui andamento è sovrapponibile a quello del numero di individui. In conclusione, dal 2017 in poi, gli individui di detta specie sono diminuiti di numero e quelli sopravvissuti hanno avuto uno sviluppo più contenuto.

Figura 24 Andamento della media del diametro massimo dei cespi di specie stenomediterranee perenni *Coronilla minima*, *Lavandula angustifolia*, *Linum suffruticosum* (= *Linum appressum*), *Ononis minutissima* negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (media di 17 plot al cui interno sono stati analizzati 5 subplot di 1 m<sup>2</sup>/cad.).



Individui (n)	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	sign
Cor_min	.	.	.	.	.	-	-	.	ns
Lav_ang°	.	.	.	.	.	-	-	.	ns
Lin_suf	B	B	B	AB	A	-	-	A	***
Ono_min°	.	.	.	.	.	-	-	.	ns

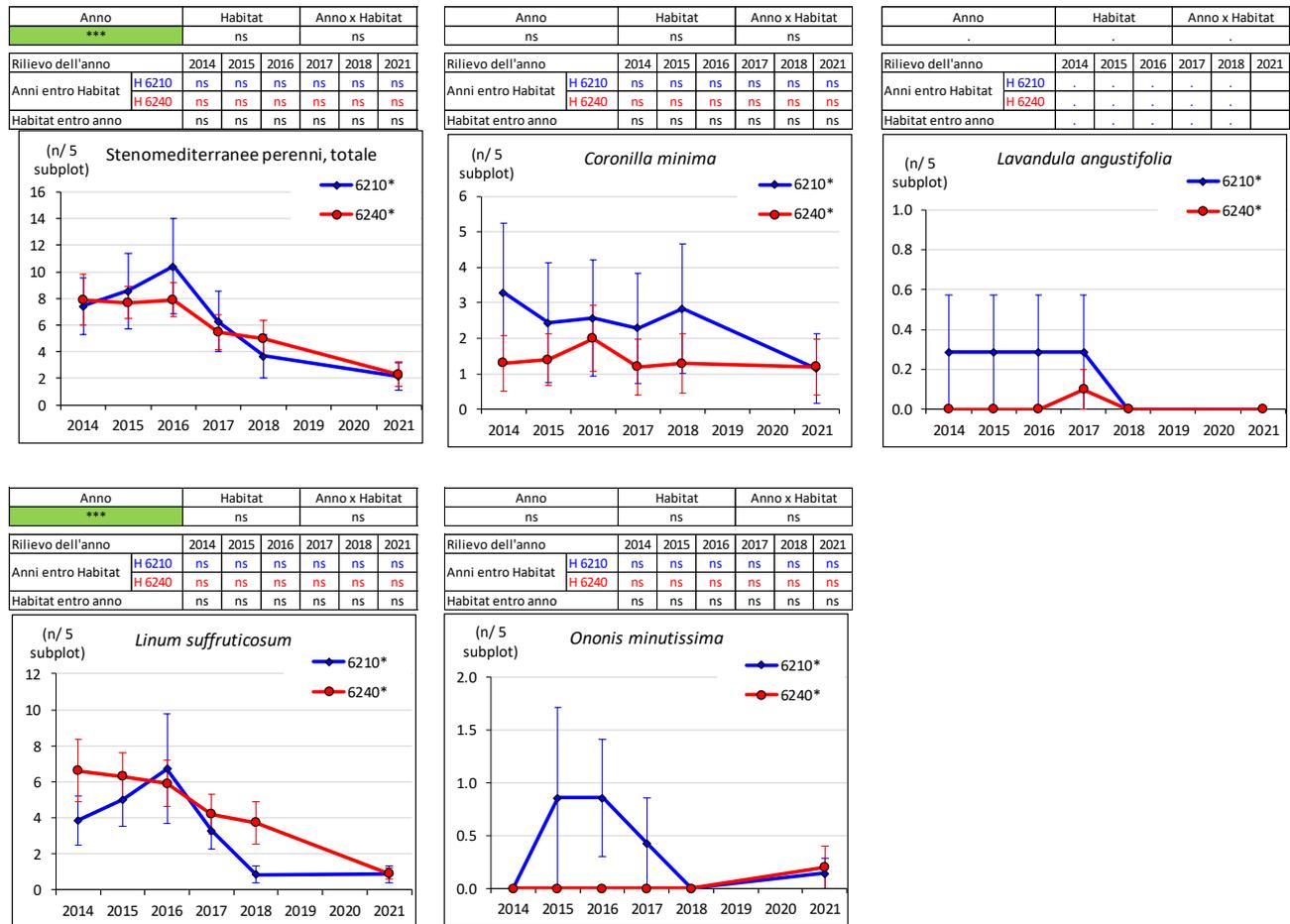
° specie con un numero ridotto di individui

*Linum suffruticosum* e *Coronilla minima* non si differenziano, in termini di presenza numerica, nei due Habitat (Figura 25).

*Ononis minutissima* è pressoché esclusiva dell'Habitat 6210, ma essendo numericamente poco rappresentata, non è possibile evidenziare differenze tra i due Habitat.

Per *Lavandula angustifolia* non è stato possibile eseguire l'analisi statistica per l'assenza di varianza; la specie è comunque pressoché esclusiva dei brometi.

Figura 25 Andamento del numero di individui di stenomediterranee perenni (totali e singole specie) negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (media di 17 plot al cui interno sono stati analizzati 5 subplot di 1 m<sup>2</sup>/cad.) suddiviso negli Habitat 6210\* e 6240\*.

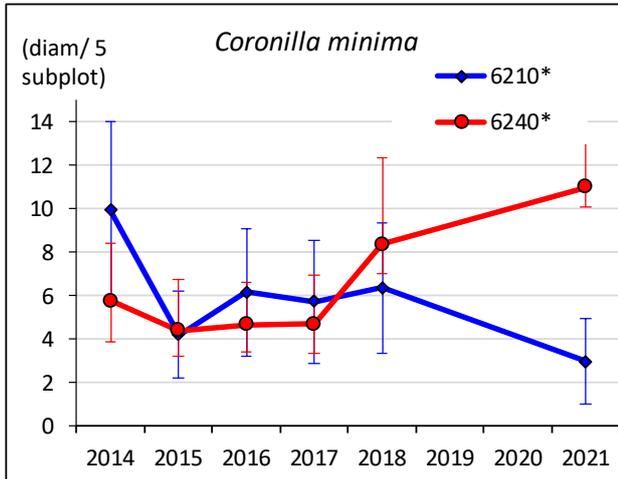


La media dei diametri massimi dei cespi (Figura 26) non consente di differenziare i due Habitat per nessuna delle specie indagate.

Figura 26 Andamento della media del diametro massimo degli individui di stenomediterranee perenni (totali e singole specie) negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (media di 17 plot al cui interno sono stati analizzati 5 subplot di 1 m<sup>2</sup>/cad.) suddiviso negli Habitat 6210\* e 6240\*.

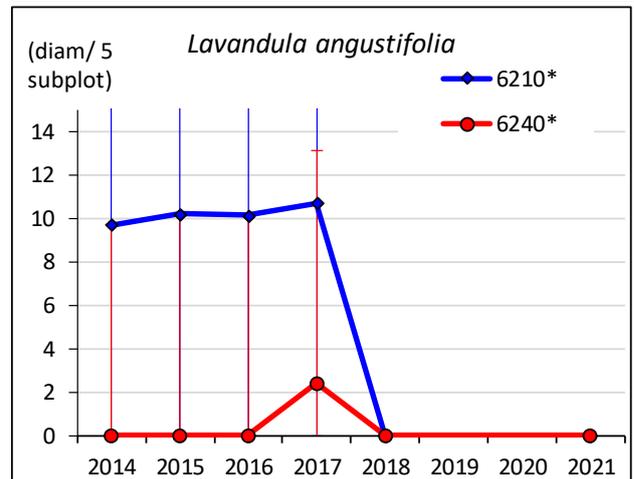
Anno	Habitat	Anno x Habitat
ns	ns	ns

Rilievo dell'anno	2014	2015	2016	2017	2018	2021
Anni entro Habitat H 6210	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Anni entro Habitat H 6240	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Habitat entro anno	ns	ns	ns	ns	ns	ns



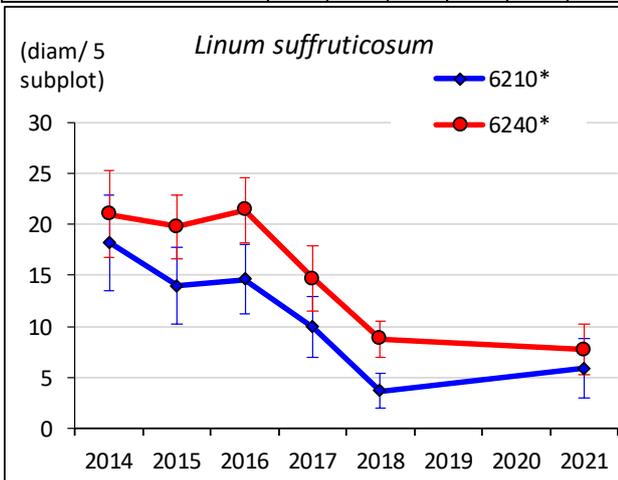
Anno	Habitat	Anno x Habitat
ns	ns	ns

Rilievo dell'anno	2014	2015	2016	2017	2018	2021
Anni entro Habitat H 6210	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Anni entro Habitat H 6240	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Habitat entro anno	ns	ns	ns	ns	ns	ns



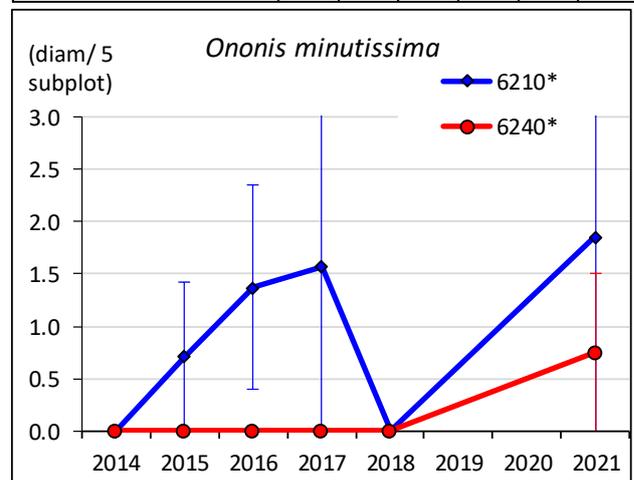
Anno	Habitat	Anno x Habitat
***	ns	ns

Rilievo dell'anno	2014	2015	2016	2017	2018	2021
Anni entro Habitat H 6210	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Anni entro Habitat H 6240	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Habitat entro anno	ns	ns	ns	ns	ns	ns



Anno	Habitat	Anno x Habitat
ns	ns	ns

Rilievo dell'anno	2014	2015	2016	2017	2018	2021
Anni entro Habitat H 6210	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Anni entro Habitat H 6240	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Habitat entro anno	ns	ns	ns	ns	ns	ns

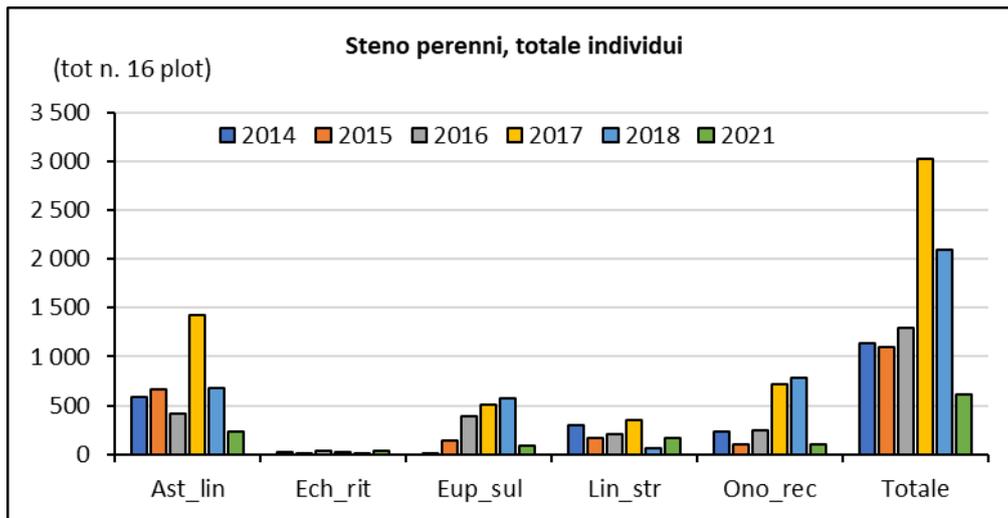


## Stenomediterranee annuali

La sintesi del conteggio delle stenomediterranee annue dei singoli plot nel 2021 è riportata nell'**Allegato 10**.

Il numero totale di individui di stenomediterranee annue conteggiati in tutti i plot (5 subplot ciascuno) è riportato in **Figura 27**, esse hanno un andamento incostante negli anni. Per valutare l'andamento negli anni l'analisi statistica è stata eseguita sul numero medio di individui di stenomediterranee annue nei plot.

*Figura 27 Andamento del numero totale di individui in tutti i plot di specie stenomediterranee annuali: totali, Asterolinon linum-stellatum, Echinops ritro, Euphorbia sulcata, Linum strictum, Ononis reclinata negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (totale dei 16 plot al cui interno sono stati analizzati 5 subplot di 1 m<sup>2</sup>/cad.).*



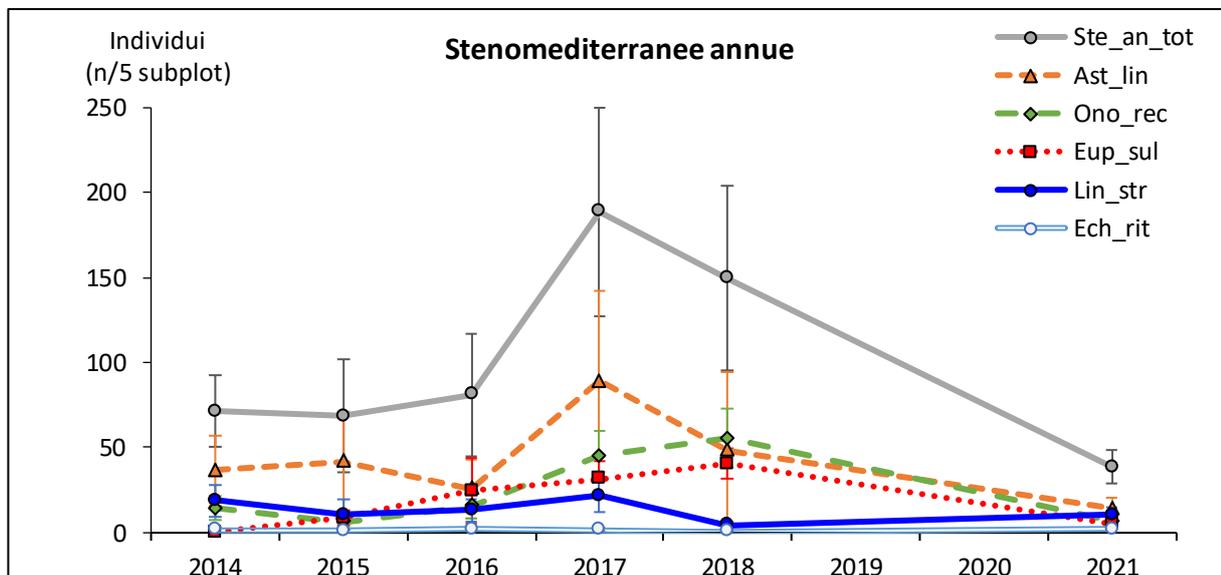
Il numero delle specie con ciclo annuale, incluse dunque le stenomediterranee, varia di anno in anno in funzione dell'andamento termo-pluviometrico e dello sviluppo delle specie perennanti che le circondano (poiché, grazie alla loro banca semi, si avvantaggiano della presenza di suolo nudo). Inoltre, trattandosi per lo più di specie con un ciclo vitale effimero e con taglia minuta (in particolare *Asterolinon linum-stellatum*, *Euphorbia sulcata*, *Ononis reclinata*), il periodo di rilevamento è dirimente nel conteggio degli individui: le specie compiono l'intero ciclo vitale in poche settimane, dopo di che disseccano e divengono difficilmente individuabili.

La specie numericamente più abbondante nei subplot esaminati è *Asterolinon linum-stellatum*, il cui andamento influenza anche il numero totale delle stenomediterranee annuali. La specie nei primi anni di rilievo è numericamente stabile e poi ha un picco in aumento nel 2017, in seguito all'incendio il numero di individui torna ad essere simile a quello dei primi anni di monitoraggio. È significativa, invece, la riduzione nel 2021 imputabile alla ritrovata competitività delle specie perenni.

Anche *Euphorbia sulcata* e *Ononis reclinata* non paiono aver subito decrementi in seguito all'incendio (ma neppure se ne sono avvantaggiate significativamente), mentre nel 2021 hanno una contrazione, probabilmente per le medesime cause descritte a proposito di *Asterolinon*.

Il *Linum strictum* è l'unica stenomediterranea annuale che mostra una contrazione numerica nel 2018, poi recuperata nel 2021.

Figura 28 Andamento del numero medio di individui per plot di specie stenomediterranee annuali: totali, *Asterolinon linum-stellatum*, *Echinops ritro*, *Euphorbia sulcata*, *Linum strictum*, *Ononis reclinata* negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (media di 16 plot al cui interno sono stati analizzati 5 subplot di 1 m<sup>2</sup>/cad.).



Individui (n)	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	sign
Ste_an_tot	B	B	C	E	D	-	-	A	***
Ast_lin	C	CD	B	E	D	-	-	A	***
Ech_rit°	AB	AB	AB	AB	A	-	-	B	*
Eup_sul	A	C	D	E	F	-	-	B	***
Lin_str	C	B	B	C	A	-	-	B	***
Ono_rec	B	A	B	C	C	-	-	A	***

° specie presente con un numero ridotto di individui

Circa gli Habitat vi è un'interazione significativa con l'anno per il numero totale di stenomediterranee annue, per *Euphorbia sulcata* e per *Ononis reclinata* (Figura 29).

Il numero totale non si differenzia tra gli habitat entro gli anni. Entro Habitat, tra anni, si registra un aumento significativo negli stipeti nel 2017, cui segue un ridimensionamento numerico (anche rispetto al 2014). Nei brometi il picco di crescita, assai meno marcato, si registra nel 2018, cui segue il ritorno ai livelli numerici del 2014.

*Euphorbia sulcata* si differenzia tra gli Habitat solo nel 2016 (quando è più abbondante negli stipeti). Entro gli Habitat ha un picco di crescita marcata nel 2018 nei brometi, mentre è più progressiva la crescita negli stipeti sino al 2018, cui segue una riduzione numerica a livelli inferiori al 2014.

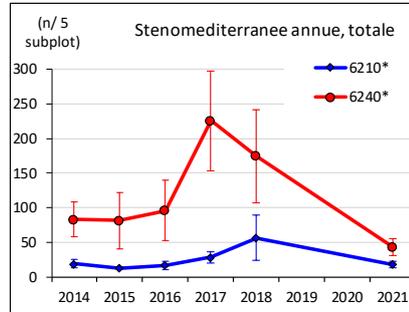
*Asterolinum* e *Linum strictum* non presentano differenze significative tra gli Habitat, seppure siano pressoché esclusivi degli stipeti (probabilmente per l'assenza di varianza).

*Ononis reclinata* non mostra differenze numeriche tra gli Habitat negli anni, ma entro Habitat registra un progressivo aumento sino al picco nel 2018, cui segue una significativa decrescita che la riporta ai livelli del 2015. Simile, ma con massimi più contenuti, l'andamento nei brometi.

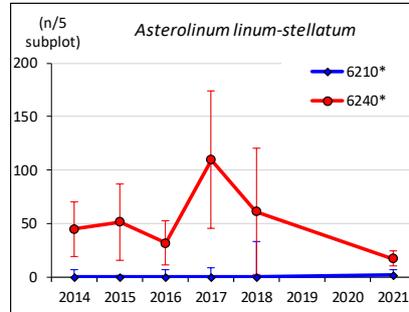
Per *Echinops ritro* non è stato possibile eseguire l'analisi statistica per il ridotto numero di repliche disponibili; la specie è, comunque, pressoché esclusiva dei brometi.

Figura 29 Andamento del numero di individui di stenomediterranee annuali (totali e singole specie) negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 e 2021 (media di 16 plot al cui interno sono stati analizzati 5 subplot di 1 m<sup>2</sup>/cad.) suddiviso negli Habitat 6210\* e 6240\*.

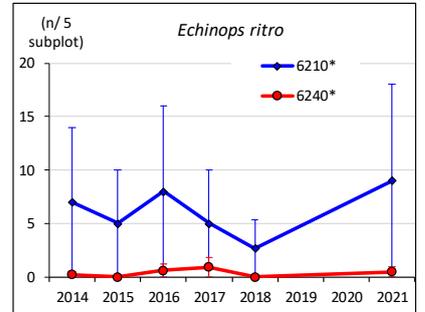
Anno	Habitat		Anno x Habitat				
***	ns		***				
Rilievo dell'anno	2014	2015	2016	2017	2018	2021	
Anni entro Habitat	H 6210	AB	A	A	B	C	AB
	H 6240	B	B	C	E	D	A
Habitat entro anno	ns	ns	ns	ns	ns	ns	



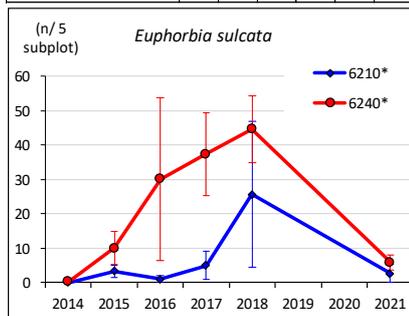
Anno	Habitat		Anno x Habitat			
***	ns		ns			
Rilievo dell'anno	2014	2015	2016	2017	2018	2021
Anni entro Habitat	H 6210	ns	ns	ns	ns	ns
	H 6240	ns	ns	ns	ns	ns
Habitat entro anno	ns	ns	ns	ns	ns	ns



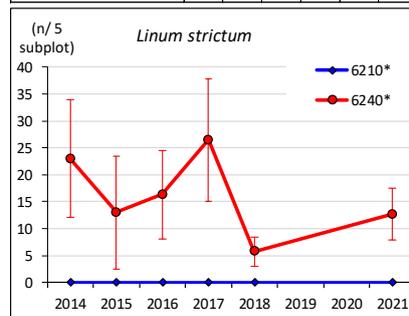
Anno	Habitat		Anno x Habitat			
..	..		..			
Rilievo dell'anno	2014	2015	2016	2017	2018	2021
Anni entro Habitat	H 6210	..	..	..	..	..
	H 6240	..	..	..	..	..
Habitat entro anno	..	..	..	..	..	..



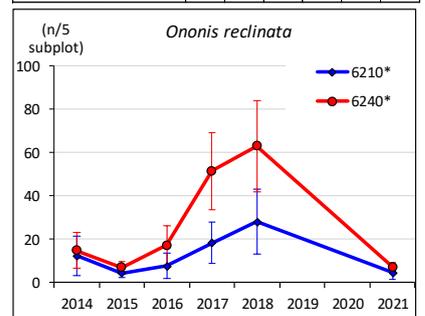
Anno	Habitat		Anno x Habitat			
***	***		***			
Rilievo dell'anno	2014	2015	2016	2017	2018	2021
Anni entro Habitat	H 6210	AB	A	A	B	A
	H 6240	A	C	D	E	B
Habitat entro anno	ns	ns	***	ns	ns	ns



Anno	Habitat		Anno x Habitat			
***	ns		ns			
Rilievo dell'anno	2014	2015	2016	2017	2018	2021
Anni entro Habitat	H 6210	ns	ns	ns	ns	ns
	H 6240	ns	ns	ns	ns	ns
Habitat entro anno	ns	ns	ns	ns	ns	ns



Anno	Habitat		Anno x Habitat			
***	ns		**			
Rilievo dell'anno	2014	2015	2016	2017	2018	2021
Anni entro Habitat	H 6210	BC	A	AB	CD	A
	H 6240	B	A	B	C	A
Habitat entro anno	ns	ns	ns	ns	ns	ns



## SINTESI CONCLUSIVA

Nella ZSC Oasi Xerothermiche della Val di Susa - Orrido di Chianocco, nel 2021 è stato condotto il monitoraggio della vegetazione (con approfondimenti su alcune specie rare o vulnerabili) e di altri parametri ed indici all'interno di 40 plot, già indagati a partire dal 2014 con il Progetto Life Xero-grazing, con la finalità di valutare lo stato della vegetazione in seguito al passaggio dell'incendio nell'ottobre 2017.

Il pascolamento e, soprattutto, l'incendio 2017 hanno determinato impatti sulla vegetazione monitorata, con effetti di durata ed entità differenti sui gruppi di specie vegetali:

- La vegetazione, nel suo complesso, si è mostrata resiliente all'incendio e le Emicriptofite (principalmente rappresentate da graminacee dominanti quali stipa, bromo e festuca ovina) hanno ri-colonizzando gran parte del suolo nudo tornando, dopo il calo di copertura nell'immediato post incendio, a livelli simili a quelli precedenti al passaggio del fuoco.
- L'incendio, come evidenziato dal momentaneo innalzamento degli indici di biodiversità nel 2018, ha innescato un notevole ricambio di specie (alcune sono comparse, altre scomparse) di durata transitoria. Con il passare del tempo sono tornate, in larga parte, le specie presenti nell'ante-incendio (con la progressiva riduzione del numero di specie pioniere e ruderali apparse fugacemente nel post incendio), probabilmente a causa delle severe condizioni edafico-climatiche del sito.
- Le 8 specie di orchidee rinvenute nei plot, nel loro insieme, paiono non essere state danneggiate dal pascolamento in quanto specie eliofile, mentre sono diminuite numericamente dopo il passaggio dell'incendio e il trend di decrescita parrebbe essere tuttora in corso (nel 2021 sono meno della metà di quelle rilevate nel 2017 prima dell'incendio). I motivi del calo potrebbero essere molteplici e di non semplice interpretazione, si citano: indebolimento conseguente al passaggio del fuoco per alterazioni chimico-fisiche del suolo e del corteggio floristico, andamenti climatici anomali, fluttuazioni pluriennali peculiari delle orchidee, danni da selvatici. In definitiva le orchidee si sono mostrate poco resilienti al passaggio del fuoco.
- *Linum suffruticosum*, la specie più rappresentativa tra le 4 stenomediterranee perenni indagate, è stata danneggiata sia dal pascolamento che dal passaggio dell'incendio.
- Le 5 specie stenomediterranee annuali, considerate nella loro totalità, hanno avuto fluttuazioni annuali notevoli e non sembrano essersi avvantaggiate, come era invece atteso, dal passaggio dell'incendio.
- Gli Habitat 6210\* e 6240\*, relativamente alla risposta all'incendio, non si sono differenziati tra di loro per i parametri e gli indici analizzati.

Nel complesso dal monitoraggio 2021 emerge che gli Habitat delle praterie 6210\* e 6240\* paiono mostrare una buona resilienza al passaggio del fuoco, tornando ad assumere in pochi anni una composizione vegetazionale paragonabile (per la copertura totale e per le specie a maggior copertura) a quella pre-incendio. Le specie rare o vulnerabili (orchidee e stenomediterranee perenni) peculiari della ZSC IT1110030, invece, con il passaggio dell'incendio si sono numericamente ridotte in modo significativo e il trend in diminuzione pare essere tuttora in atto.

Le suddette considerazioni necessitano di essere confermate in futuro e a tal fine si auspica la prosecuzione del monitoraggio ad intervalli regolari negli anni a venire.

## FILE ALLEGATI ALLA RELAZIONE

### Database informatizzati

Il file "DB Oasi Xero dal 2014 al 2021" (formato .xlsx) contiene i seguenti fogli di calcolo:

- "Decodifica specie". Riporta le specie indagate e la relativa codifica utilizzata nei database.
- "DB dati disponibili anni 2014, 2015; 2016; 2017; 2018; 2021". Riporta il database dei parametri misurati nei singoli anni, i motivi dell'eventuale assenza e la fonte dei dati.
- "DB parametri e indici 2014; 2018; 2021". Contiene il database dei dati stazionali e i parametri sintetici e gli indici dei singoli plot (es. copertura dei singoli strati di vegetazione, ...) negli anni 2014, 2018, 2021.
- "DB fitosociologici % di campo 2014; 2018; 2021". Contiene il database della copertura (in %) delle singole specie rilevate in campo dei singoli plot negli anni 2014, 2018, 2021.
- "DB Orchidee 2014; 2015; 2016; 2017; 2018; 2021". Contiene il database del numero di individui di tutte le 8 specie di Orchidee rinvenute nei singoli subplot, relativamente ai plot in cui il parametro è stato rilevato negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2021.
- "DB Orchidee con fenologia 2021". Contiene il database del numero di individui di tutte le 8 specie di Orchidee rinvenute, con la suddivisione in 3 fasi fenologiche, nei singoli subplot relativamente ai plot in cui il parametro è stato rilevato nel 2021.
- "DB Stenomediterranee perenni 2014; 2015; 2016; 2017; 2018; 2021". Contiene il database del numero di individui delle 4 specie di stenomediterranee perenni nei singoli subplot, relativamente ai plot in cui il parametro è stato rilevato e la somma dei diametri massimo degli individui (in cm) negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2021.
- "DB Stenomediterranee annuali 2014; 2015; 2016; 2017; 2018; 2021". Contiene il database del numero di individui delle 5 specie di stenomediterranee annuali nei singoli subplot in cui il parametro è stato rilevato negli anni 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2021.

### Fotografie 2021

Le fotografie sono allegate come file .pdf, suddivise per data di scatto, nella cartella "Album foto Oasi Xero 2021". I file suddetti sono compressi in un unico file, riportante il medesimo nome, in formato .zip.

Le fotografie georiferite dei plot scattate nel 2021 sono inoltre fornite (nel solo DVD) come file in formato .jpg, nella cartella "Foto Oasi Xero 2021" contenente le sottocartelle delle date di scatto.

### Schede di campo 2021

Le schede di campo del 2021 sono contenute nella cartella "Schede campo Oasi Xero 2021" in 4 file in formato .pdf. ("Schede campo Oasi Xero 2021"). I file suddetti sono compressi in un unico file, riportante il medesimo nome, in formato .zip.

### Coordinate dei plot XA5

I file shape (.shp, .dbf, .shx, .prj, .cpg, .qpj) dei 40 plot XA5 sono contenuti nella cartella "Shape plot Oasi Xero XA5" (SR UTM WGS84 32N). Il nome del plot è riportato nella colonna "NOME" e "name". È presente anche il file in formato .gpx (SR WGS 84) per il trasferimento su GPS. I file suddetti sono compressi in un unico file, riportante il medesimo nome, in formato .zip.

## BIBLIOGRAFIA FLORA E VEGETAZIONE

- Aeschimann D., Lauber K., Moser D. M., Theurillat J. P. (2004). Flora alpina. Zanichelli. Bologna.
- AA.VV. (2014) LIFE12 NAT/IT/000818 Conservazione e recupero delle praterie xero-termiche della Valle di Susa mediante la gestione pastorale. Azione A1 "Aggiornamento dello stato di conservazione dell'habitat 6210\*" Deliverable di chiusura dell'azione Stato di conservazione degli Habitat 6210\* e 6240\* nel Sic It1110030 "Oasi Xerothermiche della Valle di Susa –Orrido di Chianocco e Foresto"
- AA.VV. (2014) LIFE12 NAT/IT/000818 Conservazione e recupero delle praterie xero-termiche della Valle di Susa mediante la gestione pastorale. Azione A5 "Impianto di una rete di monitoraggio naturalistico" Sintesi dei deliverables di chiusura dell'azione Composizione vegetazionale delle praterie Xerothermiche e status delle popolazioni di Orchidee e specie stenomediterranee rare nei Settori oggetto di interventi di conservazione del Sic It1110030 "Oasi Xerothermiche della Valle di Susa – Orrido di Chianocco e Foresto"
- AA.VV. (2019) LIFE12 NAT/IT/000818 Conservazione e recupero delle praterie xero-termiche della Valle di Susa mediante la gestione pastorale. Azione D1 "Monitoraggio degli effetti delle azioni concrete sulla vegetazione". Deliverable di chiusura dell'azione Effetti del pascolamento e dell'incendio sulla vegetazione delle praterie xerothermiche della Valle di Susa.
- AA.VV. (2020) LIFE12 NAT/IT/000818 Conservazione e recupero delle praterie xero-termiche della Valle di Susa mediante la gestione pastorale. Azione D2 "Monitoraggio degli effetti delle azioni concrete su orchidee e specie stenomediterranee rare". Deliverable di chiusura dell'azione Effetti del pascolamento e dell'incendio su orchidee e specie stenomediterranee rare.
- Eggenberg, S., Möhl A. (2008). Flora Vegetativa. ISBN: 978-2-940365-17-3.
- Isaja A., Dotti L. (2003). Le orchidee spontanee della Valle di Susa. Taccuini del Rocciavrè. Alzani Arti Grafiche, Pinerolo (TO).
- Isaja A., Dotti L., Bombonati D. (2017). Orchidee del Piemonte- Atlante e guida al riconoscimento. Edizioni boreali.
- Landolt E, Bäumler B, Erhardt A, Hegg O, Klötzli F, Lämmler W, Nobis M, Rudmann-Maurer K, Schweingruber FH, Theurillat J-P, Urmi E, Vust M & Wohlgemuth T (2010). Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Ecological indicators values and biological attributes of the flora of Switzerland and the Alps (2nd ed.).
- Pignatti S. (1982). Flora d'Italia. Edagricole, Bologna, 1: 790 pp., 2: 732 pp., 3: 780.
- Pignatti S., Guarino R., La Rosa M. (2017-2019). Flora d'Italia, 2a edizione. Edagricole di New Business Media, Bologna.

## BIBLIOGRAFIA METODI STATISTICI

- Brooks ME, Kristensen K, van Benthem KJ, Magnusson A, Berg CW, Nielsen A, Skaug HJ, Maechler M, Bolker BM (2017) glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. The R Journal 9(2): 378-400. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000240890>
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., Heiberger, R. M., Schuetzenmeister, A., Scheibe, S., & Hothorn, M. T. (2016). Package 'multcomp'. Simultaneous inference in general parametric models. Project for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Lenth, R. Emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means, R Package Version 1.3.0; 2018. Available online: <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans> (accessed on 10 September 2019).

R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Smithson M, Verkuilen J (2006) A better lemon squeezer? Maximum-likelihood regression with beta-distributed dependent variables. *Psychological Methods* 11: 54–71. <https://doi.org/10.1037/1082-989X.11.1.54>

Wei J, Carroll RJ, Harden KK, Wu G (2012) Comparisons of treatment means when factors do not interact in two-factorial studies. *Amino Acids* 42: 2031-2035. <https://doi.org/10.1007/s00726-011-0924-0>

## **SITOGRAFIA FLORA**

Manuale Italiano di interpretazione degli Habitat della Direttiva 92/43/CEE

<http://vnr.unipg.it/habitat/>

Progetto Life Xero-grazing

<http://www.lifexerograzing.eu/it/progetto/documenti-di-progetto-e-prodotti.html>

## **ALLEGATI TABELLARI ALLA RELAZIONE**



Allegato 2. Scheda di rilievo in campo orchidee.

XA50 \_\_\_

\_\_\_ / \_\_\_ / '21

Rilevatori: \_\_\_\_\_ ; \_\_\_\_\_

		A				B				C				D				E			
1		(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr
		An py				An py				An py				An py				An py			
		Ne tr				Ne tr				Ne tr				Ne tr				Ne tr			
		Op fu				Op fu				Op fu				Op fu				Op fu			
2		(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr
		An py				An py				An py				An py				An py			
		Ne tr				Ne tr				Ne tr				Ne tr				Ne tr			
		Op fu				Op fu				Op fu				Op fu				Op fu			
3		(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr
		An py				An py				An py				An py				An py			
		Ne tr				Ne tr				Ne tr				Ne tr				Ne tr			
		Op fu				Op fu				Op fu				Op fu				Op fu			
4		(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr
		An py				An py				An py				An py				An py			
		Ne tr				Ne tr				Ne tr				Ne tr				Ne tr			
		Op fu				Op fu				Op fu				Op fu				Op fu			
5		(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr	(n)	ve gi	ve ad	ripr
		An py				An py				An py				An py				An py			
		Ne tr				Ne tr				Ne tr				Ne tr				Ne tr			
		Op fu				Op fu				Op fu				Op fu				Op fu			
		A				B				C				D				E			

Altre \_\_\_\_\_

Allegato 3. Scheda di rilievo in campo stenomediterranee (i subplot riportati sono un esempio).

XA50 \_\_\_

\_\_\_ / \_\_\_ / '21

Rilevatori:

\_\_\_\_\_ ; \_\_\_\_\_

**Quadri (subplot) 2014**

	A	B	C	D	E	
1			x			1
2		x				2
3					x	3
4		x		x		4
5						5
	A	B	C	D	E	

Cespo	Subplot	<i>Linum suffruticosum</i>			<i>Coronilla minima</i>			<i>Lavandula angustifolia</i>			<i>Ononis minutissima</i>		
		X 14 (cm)	Y 14 (cm)	D. max	X 14 (cm)	Y 14 (cm)	D. max	X 14 (cm)	Y 14 (cm)	D. max	X 14 (cm)	Y 14 (cm)	D. max
1													
2													
3													
4													
5													
6													
7													
8													
9													
10													
11													
12													
13													
14													
15													

Subplot	<i>Asterolinum linum-stel.</i>	<i>Linum strictum</i>	<i>Euphorbia sulcata</i>	<i>Ononis reclinata</i>	<i>Echinops ritro</i>

## Allegato 4. Dati stazionali dei plot.

Rilievo (cod.)	Superficie (m <sup>2</sup> )	Forma (m x m)	Comune Comune	Settore (1= W, 2 = E)	Habitat	Altitudine (m slm)	Esposizione (°N)	Pendenza (°)	Profondità suolo (cm)	Incendio 2017	Coord. UTMWGS84	
											Nord	Est
XA5001	25	5x5	Mompantero	Ovest	6240*	985	220	17	20.8	si	5001028	349703
XA5002	25	5x5	Bussoleno	Est	6240*	596	204	25	35.6	(no ?)	5001122	352764
XA5003	25	5x5	Mompantero	Ovest	6240*	1036	247	30	64.2	si	5001083	349821
XA5004	24	8x3	Bussoleno	Est	6210*	761	181	26	37.8	si	5001166	352213
XA5005	25	5x5	Bussoleno	Est	6210*	610	51	26	44	si	5001561	352550
XA5006	24	3x8	Bussoleno	Est	6240*	727	100	18	25.8	si	5001135	352332
XA5007	25	5x5	Bussoleno	Est	6210*	682	196	28	56.2	si	5001145	352409
XA5008	25	5x5	Bussoleno	Est	6240*	894	142	21	47	si	5001375	352092
XA5009	25	5x5	Bussoleno	Est	6210*	894	115	19	29	si	5001402	352122
XA5010	25	5x5	Bussoleno	Est	6240*	964	157	18	36.4	si	5001476	351977
XA5011	25	5x5	Bussoleno	Est	6210*	932	141	19	41.8	si	5001390	352015
XA5012	25	5x5	Bussoleno	Est	6210*	920	141	19	35.4	si	5001353	351978
XA5013	25	5x5	Bussoleno	Est	6210*	853	82	30	39.8	si	5001061	351907
XA5014	25	5x5	Bussoleno	Est	6210*	867	147	13	43.2	si	5001097	351889
XA5015	25	5x5	Bussoleno	Est	6210*	741	154	24	41.8	si	5001049	352144
XA5016	25	5x5	Bussoleno	Est	6240*	724	48	26	33.6	si	5001147	352315
XA5017	25	5x5	Mompantero	Ovest	6240*	969	224	21	30.8	si	5001017	349677
XA5018	25	5x5	Mompantero	Ovest	6240*	1003	233	28	51.2	si	5001019	349776
XA5019	25	5x5	Mompantero	Ovest	6240*	997	212	20	59.4	si	5001201	349786
XA5020	25	5x5	Mompantero	Ovest	6210*	1038	252	21	45	si	5001113	349795
XA5021	25	5x5	Mompantero	Ovest	6210*	1056	216	10	77.2	si	5001131	349854
XA5022	25	5x5	Mompantero	Ovest	6240*	1080	213	31	27.2	si	5001153	349936
XA5023	25	5x5	Mompantero	Ovest	6240*	1108	210	29	45.2	si	5001162	350116
XA5024	25	5x5	Bussoleno	Ovest	6210*	1095	202	31	58.4	si	5001205	350336
XA5025	25	5x5	Mompantero	Ovest	6210*	1119	150	22	46.8	si	5001201	350067
XA5026	25	5x5	Mompantero	Ovest	6210*	1111	216	30	35.8	si	5001192	350034
XA5027	25	5x5	Mompantero	Ovest	6240*	1040	199	24	20.4	si	5001095	349822
XA5028	25	5x5	Mompantero	Ovest	6240*	997	259	25	22.2	si	5001077	349672
XA5029	25	8x3	Mompantero	Ovest	6240*	970	202	32	19.2	si	5001051	349507
XA5030	25	5x5	Bussoleno	Est	6210*	671	187	17	43.4	si	5000821	352063
XA5031	25	5x5	Bussoleno	Ovest	6240*	741	222	27	22.4	si	5000918	350894
XA5032	25	5x5	Bussoleno	Ovest	6210*	787	245	34	51.2	si	5000986	350888
XA5033	25	5x5	Bussoleno	Ovest	6240*	802	223	34	44.2	si	5001018	350857
XA5034	25	5x5	Bussoleno	Ovest	6240*	834	233	33	41.2	si	5001070	350892
XA5035	25	5x5	Bussoleno	Ovest	6240*	724	227	27	47	si	5000861	350846
XA5036	25	5x5	Bussoleno	Ovest	6240*	705	204	36	23.6	si	5000818	350695
XA5037	25	5x5	Bussoleno	Est	6240*	638	219	35	31.6	(no ?)	5001166	352955
XA5038	24	8x3	Mompantero	Ovest	6240*	870	223	22	75.2	si	5000896	349148
XA5039	25	5x5	Mompantero	Ovest	6240*	961	177	15	61	si	5001001	349538
XA5040	25	5x5	Mompantero	Ovest	6210*	1183	196	14	36.6	si	5001392	349521

## Allegato 5. Parametri sintetici misurati nei plot e indici calcolati nel 2021.

Ril_cod	Copertura arboree > 3m (%)	Copertura arbusti 1,5-3 m (%)	Copertura erbacee (%)	Copertura roccia e pietre (%)	Copertura suolo nudo (%)	Copertura vegetale totale (%)	Fitomassa totale (1-5)	di cui fitomassa secca (%)	di cui fitomassa verde (%)	Segni di incendio arboree (0-5)	Segni di incendio arbusti (0-5)	Segni di incendio erbacee (0-5)	Forma biologica_Ch (%)	Forma biologica_G (%)	Forma biologica_H (%)	Forma biologica_P (%)	Forma biologica_T (%)	Specie (n)	Shannon	Equitabilita	Landolt_N
XA5001	0	0	60	20	15	65	1	20	80	5	5	1	25.2	3.1	52.7	0.3	3.9	52	2.9	0.5	2.1
XA5002	10	0	85	0	15	95	5	60	40	0	0	0	11.5	5.9	86.1	10.0	0.6	31	2.4	0.5	1.9
XA5003	0	0	90	0	10	90	4	30	70	4	5	1	17.4	0.6	103.5	0.3	0.9	43	2.6	0.5	2.1
XA5004	0	0	80	10	10	80	4	40	60	0	0	0	23.6	6.8	69.0	0.3	0.6	46	2.9	0.5	2.1
XA5005	15	5	75	3	15	97	4	30	70	0	0	0	10.5	1.8	85.9	29.5	1.5	53	2.8	0.5	2.2
XA5006	0	5	75	2	18	80	3	40	60	4	1	0	11.8	4.9	74.5	3.1	0.6	41	2.7	0.5	2.0
XA5007	5	1	75	5	19	81	2	30	70	0	0	0	19.0	3.1	77.6	10.0	1.5	39	2.7	0.5	2.0
XA5008	0	7	88	2	10	95	5	30	70	3	1	0	8.0	0.6	96.8	10.3	0.6	46	2.6	0.5	2.1
XA5009	1	3	75	7	15	79	3	40	60	1	4	0	13.6	1.5	83.6	3.1	0.0	50	3.0	0.5	2.0
XA5010	0	5	85	0	15	90	4	20	80	5	4	0	27.4	0.3	77.4	2.8	0.0	36	2.6	0.5	2.0
XA5011	0	0	80	0	20	80	3	10	90	2	1	0	18.0	0.9	83.5	0.0	0.6	45	2.7	0.5	2.1
XA5012	0	3	65	7	25	68	2	20	80	1	1	1	7.4	0.9	70.7	2.8	0.6	41	2.5	0.5	2.0
XA5013	0	3	80	1	15	84	4	20	80	0	0	0	9.6	3.7	99.1	3.1	0.6	46	2.5	0.4	2.0
XA5014	0	0	95	0	5	95	4	10	90	0	0	0	6.2	0.6	105.8	0.0	0.0	31	2.4	0.5	2.3
XA5015	0	0	90	0	10	90	5	30	70	0	0	0	12.4	2.1	99.4	0.0	1.2	42	2.6	0.5	2.0
XA5016	0	0	64	13	20	67	1	50	50	5	0	1	11.4	0.9	69.3	0.3	0.6	44	2.7	0.5	2.0
XA5017	0	0	65	15	20	65	2	20	80	-	5	1	16.1	3.4	73.9	0.0	2.7	44	2.3	0.4	2.0
XA5018	0	0	75	5	20	75	3	30	70	5	5	0	13.0	0.3	80.6	0.0	0.9	39	2.4	0.5	2.0
XA5019	0	0	50	15	35	50	1	20	80	5	5	2	16.1	0.9	59.6	0.0	1.5	45	2.8	0.5	2.0
XA5020	0	0	75	12	13	75	4	30	70	4	5	0	20.2	10.6	75.6	0.3	0.6	41	2.5	0.5	1.9
XA5021	0	5	76	4	15	81	4	50	50	5	4	1	10.8	2.8	84.3	5.6	0.6	46	2.5	0.5	2.3
XA5022	0	0	70	8	22	70	1	40	60	-	5	1	16.7	3.1	73.6	0.0	1.5	52	2.9	0.5	2.1
XA5023	0	0	68	8	24	68	3	40	60	4	5	1	20.5	0.6	76.1	0.0	0.6	44	2.5	0.5	2.0
XA5024	95	0	90	8	2	100	5	30	70	3	5	0	3.7	0.6	97.8	88.3	0.0	32	1.8	0.4	2.3
XA5025	0	0	70	5	25	70	3	30	70	4	5	0	12.4	0.6	79.4	0.0	0.3	42	2.7	0.5	2.3
XA5026	0	0	65	15	20	65	3	40	60	3	5	0	12.7	0.6	94.2	0.3	0.3	50	2.7	0.5	2.2
XA5027	0	0	63	17	20	63	3	40	60	5	5	0	23.0	0.9	58.9	0.0	0.3	45	2.8	0.5	2.1
XA5028	0	0	65	18	15	67	1	10	90	5	5	0	28.0	3.4	68.5	0.0	3.0	51	2.9	0.5	2.0
XA5029	0	0	65	17	15	68	1	10	90	0	5	0	20.8	3.1	66.1	0.0	8.3	52	2.8	0.5	2.0
XA5030	0	0	85	0	15	85	2	20	80	0	0	0	12.4	3.4	71.0	0.0	1.8	45	2.6	0.5	2.0
XA5031	0	0	63	12	20	68	1	30	70	-	2	0	19.9	10.0	48.4	0.0	5.8	40	2.8	0.5	2.0
XA5032	0	0	85	0	15	85	3	40	60	3	5	0	14.6	5.6	87.2	0.0	0.9	34	2.6	0.5	2.0
XA5033	0	5	80	0	20	85	3	30	70	5	4	0	20.8	0.9	67.6	2.8	1.5	44	2.8	0.5	2.0
XA5034	0	0	75	0	25	75	3	35	65	1	5	0	24.6	3.1	63.0	0.0	2.1	43	2.5	0.5	2.0
XA5035	0	0	75	15	10	75	2	10	90	2	5	1	12.4	3.1	73.7	0.0	2.4	41	2.8	0.5	2.0
XA5036	0	0	60	20	20	60	1	10	90	2	2	2	24.9	3.1	45.3	0.0	2.4	37	2.6	0.5	2.0
XA5037	0	0	70	10	20	70	1	50	50	0	0	0	20.2	0.0	69.0	0.0	0.9	26	2.4	0.5	2.0
XA5038	0	0	72	10	18	72	1	15	85	-	2	1	18.3	3.4	68.0	0.0	2.7	51	3.0	0.5	1.9
XA5039	0	0	85	5	10	85	4	30	70	0	2	0	15.5	3.1	87.5	0.0	0.6	38	2.5	0.5	2.1
XA5040	0	0	65	6	29	65	1	20	80	5	4	1	20.8	3.4	64.6	0.3	0.3	41	2.9	0.5	1.9

## Allegato 6. Rilievi fitosociologici 2021 (classi di Braun Blanquet). (2 pagine)

Taxon	XA5001	XA5002	XA5003	XA5004	XA5005	XA5006	XA5007	XA5008	XA5009	XA5010	XA5011	XA5012	XA5013	XA5014	XA5015	XA5016	XA5017	XA5018	XA5019	XA5020	XA5021	XA5022	XA5023	XA5024	XA5025	XA5026	XA5027	XA5028	XA5029	XA5030	XA5031	XA5032	XA5033	XA5034	XA5035	XA5036	XA5037	XA5038	XA5039	XA5040		
<i>Achillea millefolium</i> aggr.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Achillea tomentosa</i>	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Achnatherum calamagrostis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Acinos arvensis</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Aethionema saxatile</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Ajuga chamaepitys</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Allium sphaerocephalon</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Alyssoides utriculata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Alyssum alyssoides</i>	+	.	+	.	+	+	.	.	.	.	+	+	+	.	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
<i>Amelanchier ovalis</i>	.	.	.	.	1	1	.	2a	1	1	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	.	1	.	+	.	+	+	+	+	+	+	+	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
<i>Anthriscum liliago</i>	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Anthyllis vulneraria</i>	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+
<i>Arabis auriculata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Arabis ciliata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Arabis hirsuta</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	+	.	.	.	+	+	+	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Artemisia campestris</i>	1	.	1	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Asperula aristata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Aster linosyris</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Asterolinon linum-stellatum</i>	+	.	.	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Astragalus monspessulanus</i>	.	.	+	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	
<i>Astragalus onobrychis</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	1	.	1	.	+	1	+	1	1	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Brachypodium rupestre</i>	.	.	2a	1	2b	.	.	1	1	1	2a	1	1	2b	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Brassica repanda</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Briza media</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Bromus erectus</i>	.	2b	2a	2b	2b	2b	2b	2b	2b	1	2b	2b	2a	2b	2b	2a	.	+	+	2b	2b	2a	1	1	2a	1	1	1	1	2b	+	2b	+	+	.	.	.	.	2b	2a		
<i>Bunium bulbocastanum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Bupleurum baldense</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Bupleurum ranunculoides</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Campanula sibirica</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Carduus nutans</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Carex humilis</i>	.	.	1	2a	1	2b	1	2b	2a	2a	2a	2a	2a	2b	2b	2a	.	2b	2a	2a	2a	2a	2a	2b	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a		
<i>Carex liparocarpos</i>	1	1	+	.	+	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Centaurea jacea</i> aggr.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Centaurea scabiosa</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Centaurea valesiaca</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Centaurium erythraea</i>	.	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Chamaecytisus hirsutus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Chrysopogon gryllus</i>	.	3	.	1	1	1	+	2b	1	1	1	1	.	.	2a	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Cleistogenes serotina</i>	1	+	.	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Cornus sanguinea</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Coronilla minima</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	+	1	1	+	+	+	+	+	1	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Crataegus monogyna</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Crepis foetida</i>	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Crupina vulgaris</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Dactylis glomerata</i>	+	1	+	1	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Dianthus carthusianorum</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Dianthus sylvestris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Echinops ritro</i>	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Echium vulgare</i>	+	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Elymus repens</i>	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Epipactis atrorubens</i>	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Erodium cicutarium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Eryngium campestre</i>	+	+	.	+	+	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Erysimum rhaeticum</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Euphorbia sulcata</i>	+	.	+	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Euphrasia stricta</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Festuca ovina</i> aggr.	2b	.	3	2a	2b	2a	2b	+	1	1	+	+	+	1	2a																											

Taxon	XA5001	XA5002	XA5003	XA5004	XA5005	XA5006	XA5007	XA5008	XA5009	XA5010	XA5011	XA5012	XA5013	XA5014	XA5015	XA5016	XA5017	XA5018	XA5019	XA5020	XA5021	XA5022	XA5023	XA5024	XA5025	XA5026	XA5027	XA5028	XA5029	XA5030	XA5031	XA5032	XA5033	XA5034	XA5035	XA5036	XA5037	XA5038	XA5039	XA5040					
<i>Leontodon crispus</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Leuzea conifera</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Linaria simplex</i>	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Linum appressum</i>	.	.	1	.	+	.	.	+	+	1	+	+	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+			
<i>Linum strictum</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Linum tenuifolium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Lotus corniculatus</i>	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Medicago minima</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Melica ciliata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Micropus erectus</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Minuartia rubra</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Minuartia viscosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Muscari comosum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Odontites luteus</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Onobrychis arenaria</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+		
<i>Ononis minutissima</i>	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Ononis natrix</i>	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	1	1	+	.	.	.	.	1	+	+	.	1	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.			
<i>Ononis procurrens</i>	.	.	.	1	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Ononis pusilla</i>	.	.	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Ononis reclinata</i>	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Ophrys holosericea</i>	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Orchis morio</i>	.	+	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Orchis tridentata</i>	+	.	.	.	+	+	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+		
<i>Origanum vulgare</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Orobanche spp.</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+		
<i>Oxytropis pilosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	+	+	+	+	.	+	+	.	.	.	.	+	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Peucedanum cervaria</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	1	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Peucedanum oreoselinum</i>	.	.	.	1	+	.	1	+	+	.	+	+	.	+	1	.	+	1	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Phleum phleoides</i>	.	.	+	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	+	.	+	.	+	.	.	.	.	2a	1	1	1	1	.	.	.	.	1	1	.	.		
<i>Pimpinella saxifraga</i>	.	+	.	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Pinus sylvestris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Plantago lanceolata</i>	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	+	+	+	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	+	.			
<i>Plantago serpentina</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Platanthera chlorantha</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Poa perconcinna</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+		
<i>Potentilla pusilla</i>	+	1	1	.	+	1	.	+	+	1	+	1	1	1	1	1	+	+	+	1	+	+	+	.	1	1	+	1	1	1	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
<i>Prunella grandiflora</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Prunella vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	1	+	1	+	+	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Prunus mahaleb</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Prunus spinosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Pseudolysimachion spicatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Quercus pubescens</i>	.	2a	.	+	2b	+	2a	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+		
<i>Ranunculus bulbosus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Reseda lutea</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Reseda phyteuma</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+		
<i>Rosa agrestis</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Rosa canina aggr.</i>	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Sanguisorba minor</i>	+	+	+	1	+	+	.	+	1	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
<i>Saponaria ocymoides</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
<i>Scabiosa vestita</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	
<i>Scorzonera austriaca</i>	.	.	.	.	.	.	+	+	+	1	1	+	+	1	+	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Sedum album</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Sedum montanum</i>	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+		
<i>Sempervivum tectorum</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
<i>Sesleria caerulea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	1	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Silene otites</i>	+	+	+	.	+	+	+	.	.	+	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	1	+
<i>Silene vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Stachys officinalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Stachys recta</i>	.	.	1	.	.																																								

Allegato 7. Conteggio delle orchidee, distinte per stadio fenologico nel 2021 (da plot XA5001 a plot XA5019).

Orchidee	XA5001			XA5002			XA5004			XA5005			XA5006			XA5007			XA5008			XA5009			XA5010			XA5011			XA5012			XA5013			XA5014			XA5015			XA5016			XA5017			XA5018			XA5019					
	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri
Ana_pyr	0	0	0	24	97	17	0	1	0	0	4	0	7	47	22	4	15	0	0	4	4	1	11	2	4	6	14	0	4	0	3	14	4	16	143	9	1	2	1	1	6	4	1	19	8	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neo_tri	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	8	0	1	0	0	0	0	0	0	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	4	9
Oph_fuc	0	0	0	0	0	0	6	28	14	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2			
Ana_mor	0	0	0	4	4	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Cep_lon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Epi_atr	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Gym_con	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Pla_clo	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Totale	0	1	1	28	101	18	6	33	14	2	5	7	9	47	31	4	15	0	0	4	4	1	15	9	4	6	14	3	9	14	3	15	4	17	143	9	1	2	7	1	14	10	11	25	9	1	2	0	0	0	0	4	4	11			

Allegato 8. Conteggio delle orchidee distinte per stadio fenologico nel 2021 (da plot XA5020 a plot XA5040).

Orchidee	XA5020			XA5021			XA5022			XA5023			XA5024			XA5025			XA5026			XA5027			XA5028			XA5029			XA5030			XA5031			XA5033			XA5034			XA5037			XA5038			XA5039			XA5040								
	vg	va	ri	vg	va	ri	vg	va	ri																																																			
Ana_pyr	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	4	2	0	0	0	0	2	5	0	0	0	0	2	2	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Neo_tri	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	17	15	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Oph_fuc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Ana_mor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cep_lon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Epi_atr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Gym_con	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Pla_clo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Totale	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	1	2	1	5	2	0	0	2	0	3	8	0	0	1	0	2	2	0	5	0	10	17	21	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	5			

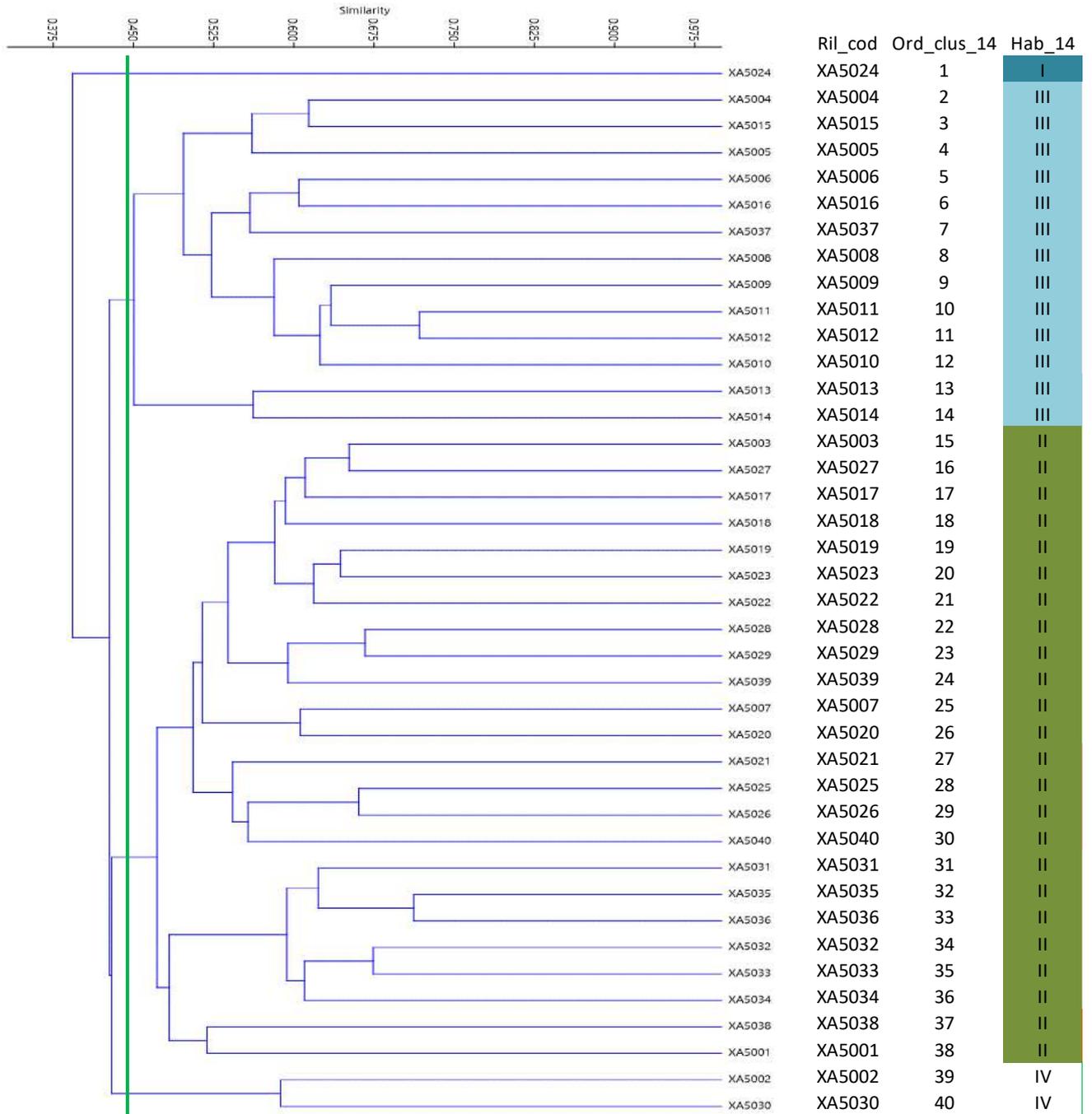
*Allegato 9. Conteggio delle specie stenomediterranee perenni e somma del diametro massimo degli individui entro i subplot nel 2021.*

Steno per.	XA5003		XA5009		XA5010		XA5014		XA5018		XA5019		XA5023		XA5025		XA5026		XA5028		XA5030		XA5032		XA5033		XA5034		XA5037		XA5039		XA5040		
	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	n	∅	
Lin_suf	1	20	0	0	1	13	0	0	3	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	26	2	31	1	10	0	0	2	37	1	5	1	17
Cor_min	0	0	7	62	8	76	0	0	2	51	0	0	0	0	1	12	0	0	1	30	0	0	0	0	0	0	1	45	0	0	0	0	0	0	
Lav_ang	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ono_min	0	0	1	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	25	0	0	0	0	
Totale	1	20	8	75	9	89	0	0	5	83	0	0	0	0	1	12	0	0	1	30	3	26	2	31	1	10	1	45	5	62	1	5	1	17	

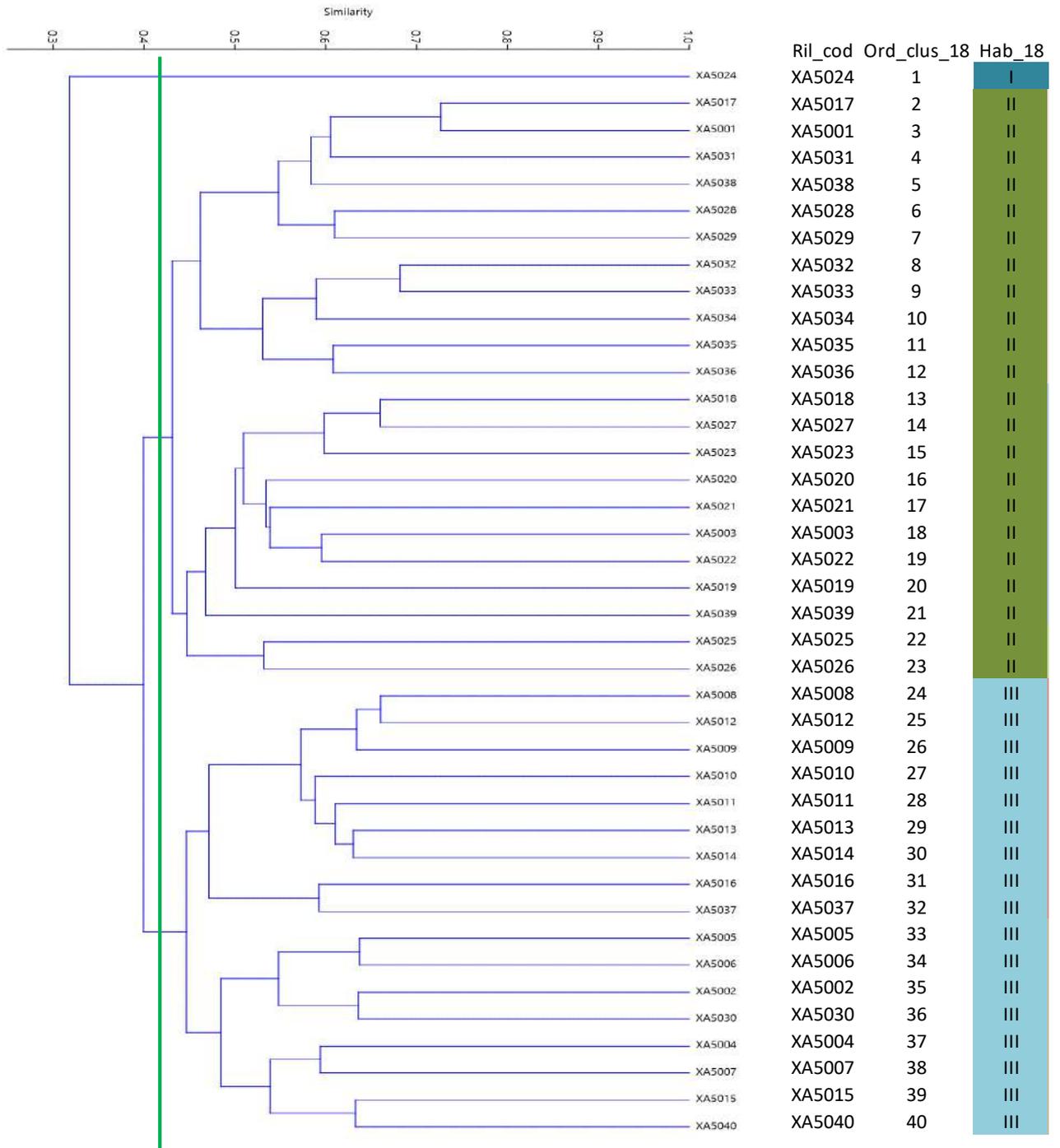
*Allegato 10. Conteggio delle specie stenomediterranee annue entro i subplot nel 2021.*

Steno ann.	XA5001	XA5017	XA5019	XA5021	XA5028	XA5029	XA5030	XA5031	XA5032	XA5033	XA5034	XA5035	XA5036	XA5037	XA5038	XA5039
Ast_lin	41	41	0	0	48	0	5	76	0	0	0	0	0	0	16	0
Lin_str	30	49	0	0	3	43	0	2	0	0	0	11	5	0	22	0
Eup_sul	4	16	4	0	0	6	8	4	0	0	8	7	1	0	27	0
Ono_rec	4	26	5	0	3	6	3	24	11	3	9	9	0	0	3	0
Ech_rit	0	0	0	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Totale	79	132	9	27	54	55	16	106	11	3	17	27	6	0	68	6

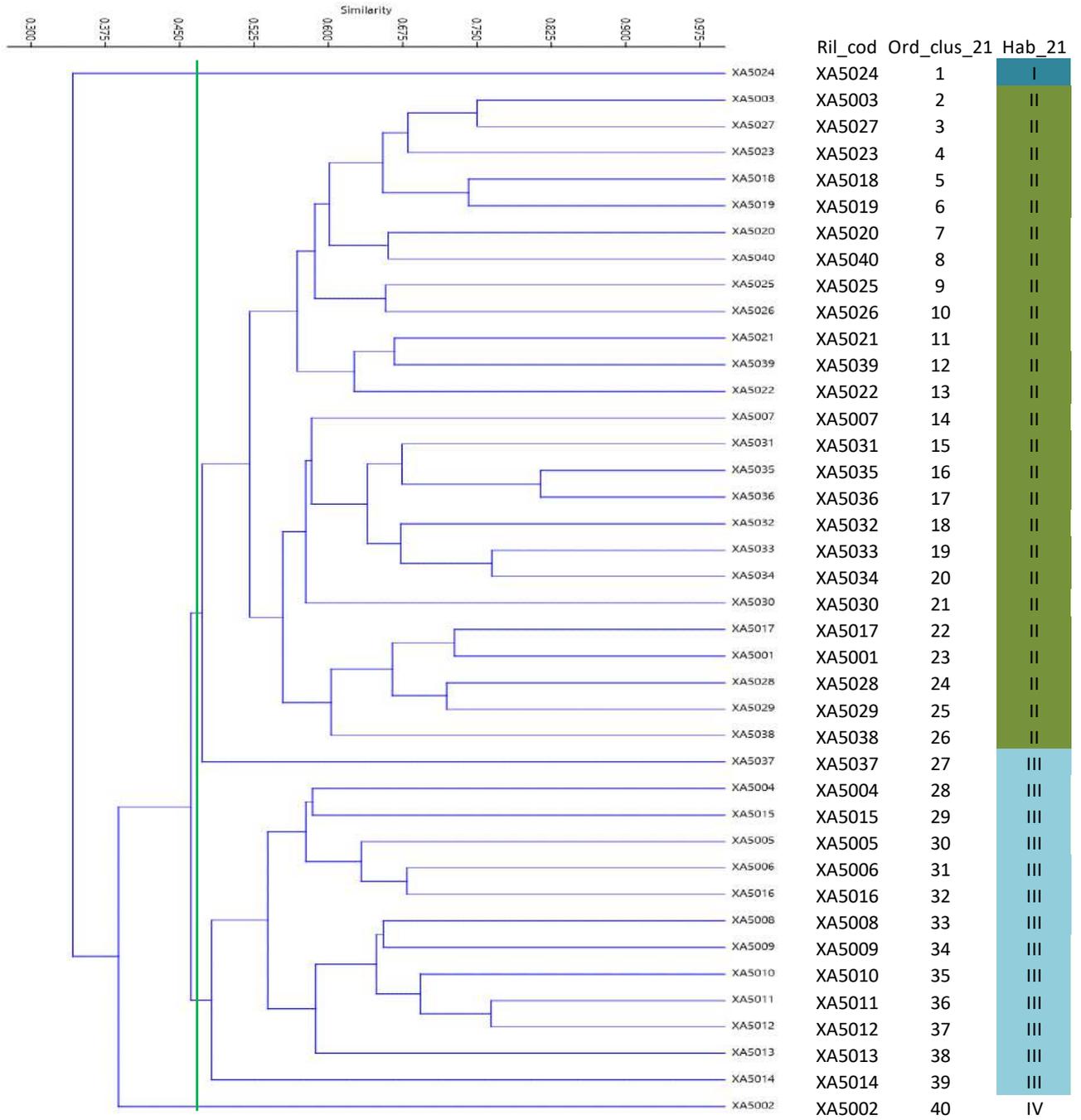
Allegato 11. Dendrogramma 2014 con le partizioni in Gruppi (linea verde).



Allegato 12. Dendrogramma 2018 con le partizioni in Gruppi (linea verde).



Allegato 13. Dendrogramma 2021 con le partizioni in Gruppi (linea verde).



# RELAZIONE CONCLUSIVA

DICEMBRE 2020

## MONITORAGGIO HABITAT NATURA 2000 7240\* “FORMAZIONI PIONIERE ALPINE DEL CARICION BICOLORIS-ATROFUSCAE”.



**Relazione conclusiva:**

Ilaria Pozzi, Alberto Selvaggi\*

**Coordinamento dell'incarico:**

Alberto Selvaggi\*

IPLA - Istituto Piante da legno e Ambiente

**Crediti cartografici:**

Ilaria Pozzi, Alberto Selvaggi

**Crediti fotografici:**

Ilaria Pozzi, Alberto Selvaggi, Nanni Villani ( Parco Alpi Marittime)

PROGRAMMA FINANZIATO DAL PROGETTO ALCOTRA  
2014 –  
2020 PITEM BIODIVALP COBIODIV

IN COLLABORAZIONE TECNICA CON REGIONE  
PIEMONTE E IL PARCO REGIONALE ALPI COZIE



Aree Protette  
Alpi Cozie

**Ringraziamenti:**

analisi pedologiche e chimico-fisiche

Fabio Petrella\*, Nicoletta Alliani\*, Cinzia Pertusio\*

collaborazione ai rilievi, scambi di materiali e dati, supporto scientifico, tecnico e logistico nel 2020

Giampaolo Bruno, Bruno Gallino (Parco Alpi Marittime), Alessandra Gorlier (Università Arizona), Anna Gaggino (Parco Monviso), Bruno Aimone, Noémie Fort (CBNA), Anne Goussot (Parc naturel régional du Queyras) Domenico Rosselli (Parco Alpi Cozie), Paolo Varese

## Sommario:

<i>I. INTRODUZIONE</i> .....	4
1.1 Contesto dello studio.....	4
1.2 Obiettivi dello studio.....	4
<i>II. MATERIALI E METODI</i> .....	6
2.1 Scelta dei siti: fase preparatoria alla campagna di rilevamento tramite l'analisi delle conoscenze pregresse .....	6
2.2 Metodi di indagine: fase di rilevamento sul campo e analisi dei dati .....	7
2.2.1 Monitoraggio: fase di rilevamento sul campo .....	7
2.2.1.1 Rilievo fitosociologico.....	8
2.2.1.2 Rilievo pedologico.....	11
2.2.2 Monitoraggio ultradecennale di dinamica di popolazione di stazioni di specie tipiche dell'habitat 7240* .....	13
2.2.3 Analisi dei dati.....	15
2.2.3.1 Determinazione degli esemplari raccolti sul campo.....	15
2.2.3.2 Informatizzazione dei dati di campagna .....	15
2.2.3.3 Cluster analysis (CA).....	15
2.2.3.4 Spettro ecologico secondo LANDOLT.....	16
<i>III RISULTATI</i> .....	19
3.1 Attualizzazione delle conoscenze pregresse .....	19
3.2 Monitoraggio ultradecennale di dinamica di popolazione di stazioni di specie tipiche: descrizione delle stazioni e risultati ottenuti sulla base degli obiettivi predefiniti.....	21
3.3 Analisi fitosociologica .....	38
3.3.1 Indagini preliminari .....	38
3.3.2 Cluster analysis (CA) .....	40
<i>IV DISCUSSIONE</i> .....	50
4.1 I Limiti dello studio di dinamica di popolazioni .....	50
4.2 Prospettive per monitoraggi futuri delle specie caratteristiche .....	51
4.3 Classificazione fitosociologica .....	52
<i>IV CONCLUSIONI</i> .....	53
5.1 Proposte di nuovi protocolli di monitoraggio per l'habitat 7240*a livello dell'arco alpino italo-francese.....	53
5.2 Esempio di applicazione del monitoraggio territoriale nel settore geografico della Valle d'Ala.....	56
5.3 Pressioni e minacce .....	59
5.4 Proposte di misure di gestione per la conservazione dell'habitat 7240*.....	61
<i>VI BIBLIOGRAFIA</i> .....	62

## I. INTRODUZIONE

### 1.1 Contesto dello studio

Oggetto dello studio è l'habitat di interesse comunitario prioritario 7240\* "Formazioni pioniere alpine del *Caricion bicoloris-atrofuscae*". Il riferimento alla sintassonomia fitosociologica contenuta nel nome dell'habitat è l'indicazione principale che permette di individuare l'habitat, da cui la necessità di effettuare uno studio che utilizzi l'approccio fitosociologico. La nomenclatura fitosociologica è più volte cambiata nel tempo: attualmente le comunità legate all'habitat devono essere riferite all'All. *Caricion atrofusco-saxatilis* Nordhagen 1943. L'habitat è rappresentato da una cenosi igrofila pioniera dominata da piccole Cyperaceae e Juncaceae che colonizzano substrati a prevalente tessitura limoso-sabbiosa di origine glaciale, alluvionale o perilacustre situati in ambiente alpino, poveri di materia organica e alimentati da acque neutro-alcaline ma povere in calcare di ruscelli, laghi, zone umide e sorgive periglaciali (Selvaggi et al., 2012). È importante ricordare che il *Caricion atrofusco-saxatilis* è una comunità vegetale presente nelle zone fredde dell'emisfero boreale (Bressoud, 1989) e che quindi non tollera temperature superiori ai 25 °C. Per questa ragione, sulle Alpi si trova solo al di sopra dei 1.600 m di altitudine (Selvaggi et al., 2012). Bressoud (1989) indica come specie caratteristiche dell'alleanza: *Carex atrofusca*, *C. bicolor*, *C. maritima*, *C. microglochin*, *Juncus arcticus*, *Kobresia simpliciuscula*, *Tofieldia pusilla*, *Trichophorum pumilum*, *Typha minima* e *T. shuttleworthii*, indicate da alcuni autori (Oberdorfer, 1977, 1979) come specie caratteristiche dell'All. *Caricion atrofusco-saxatilis*, sono viceversa da considerare estranee a tale alleanza nelle Alpi (Selvaggi et al., 2012; Prunier et al., 2010). Le otto specie possiedono un elevato interesse biogeografico, filogeografico e conservazionistico in quanto caratterizzate da una distribuzione relitta e disgiunta, artica (circumpolare, eurosibirica o europea) e alpina (oltre che alpica, a seconda delle specie, anche pirenaica, carpatica, altaica) (Meusel et al., 1965, 1978; Hultén, Fries, 1986; Bressoud, 1989; Schönswetter et al., 2006; Englisch et al., 2007).

### 1.2 Obiettivi dello studio

Uno degli obiettivi dello studio è l'attualizzazione e l'acquisizione di nuove conoscenze sull'habitat 7240\* nel territorio delle Alpi sud-occidentali piemontesi. La finalità è quella di ottenere un quadro conoscitivo aggiornato sulla distribuzione e sullo stato di conservazione dell'habitat. La valutazione dello stato di conservazione permetterà, in un secondo tempo, di proporre misure gestionali appropriate e mettere in atto una strategia di conservazione dell'habitat sia a livello regionale che sitospecifico. Il *Caricion atrofusco-saxatilis* è una cenosi tutelata ai sensi della Direttiva 92/43/CEE "Habitat" (All. 1) in quanto "habitat di interesse comunitario prioritario" ovvero un "tipo di habitat naturale che rischia di scomparire nel territorio europeo e per la cui conservazione la Comunità ha una responsabilità particolare". La presenza di habitat o specie di interesse prioritario impone la designazione di Zone Speciali per la Conservazione (attualmente Siti di Importanza Comunitaria). In Piemonte la presenza dell'habitat è già stata segnalata in alcuni Siti di Importanza Comunitaria (Sindaco et al., 2009) ma il quadro conoscitivo aggiornato dal presente progetto, potrà eventualmente suggerire l'incremento della rete Natura2000 includendo nuove aree di presenza dell'habitat rilevate. Un secondo obiettivo, legato al carattere transfrontaliero del progetto PITEM BIODIVALP COBIODIV, è quello di condividere le metodologie di monitoraggio e di valutazione dell'habitat 7240\* con gli altri partner italiani e francesi, in particolare con

il Parco Nazionale del Gran Paradiso, il Conservatoire Botanique National Alpin (CBNA) e il Musée National d'Histoire Naturelle (MNHN).

## II. MATERIALI E METODI

### 2.1 Scelta dei siti: fase preparatoria alla campagna di rilevamento tramite l'analisi delle conoscenze pregresse

Al fine di realizzare il monitoraggio dell'habitat 7240\* è stata svolta sull'insieme dell'arco alpino piemontese occidentale un'analisi cartografica e una ricerca bibliografica sulla distribuzione delle specie caratteristiche del *Caricion atrofusco-saxatilis*. Le stazioni da riconfermare sono state scelte sulla base di osservazioni pregresse, possibilmente georeferenziate con precisione, prendendo in considerazione con priorità i dati rilevati e/o pubblicati negli ultimi 20 anni. In particolare sono stati presi in considerazione i dati già oggetto di precedenti analisi (Selvaggi et al. 2012) e le recenti segnalazioni floristiche pubblicate sulla rivista piemontese di Storia naturale. Sono state quindi selezionate 21 località, in un'area compresa tra le Alpi Graie e le Alpi Marittime. Le località principali individuate sono riassunte nella tabella sottostante. In fase preparatoria si è scelto di selezionare almeno due località di presenza per ognuna delle specie tipiche in modo da realizzare idealmente almeno due rilievi fitosociologici per ogni specie.

SETTORE GEOGRAFICO	LOCALITÀ	SPECIE TIPICHE HABITAT 7240* RILEVATE DOPO IL 2000
Valle Orco	Alpe Pratorotondo, sotto il lago Serrù	<i>Tofieldia pusilla</i>
Valle Ala	Pian della Mussa, Canalino delle Capre	<i>Carex atrofusca</i>
Valle Ala	Pian della Mussa, pascoli di Arnas	<i>Carex atrofusca</i>
Valle Ala	Pian Ciamarella	<i>Carex bicolor</i> , <i>Carex maritima</i> , <i>Carex simpliciuscula</i>
Valle Ala	Sorgenti sotto il Rif. Gastaldi	<i>Carex atrofusca</i>
Valle Ala	Pian della Mussa, presso Trattoria Alpina	<i>Carex microglochin</i>
Valle Viù	Rio Medagliere	<i>Carex simpliciuscula</i>
Valle Viù	"Ripiani" presso Lago della Rossa	<i>Carex simpliciuscula</i>
Valle Susa	Rocciamelone	<i>Carex atrofusca</i> , <i>Carex simpliciuscula</i>
Valle Susa	Vallone dell'Argentera	<i>Trichophorum pumilum</i>
Valle Chisone	Torbiera sotto il Colle del Pis, versante di Pragelato	<i>Carex bicolor</i>
Valle Chisone	Lago dell'Albergian	<i>Tofieldia pusilla</i> , <i>Carex bicolor</i>
Valle Germanasca	Vallone di Massello, zona sorgenti del T. Germanasca	<i>Carex atrofusca</i> , <i>Carex bicolor</i> , <i>Juncus arcticus</i>
Val Pellice	Vallone della Gianna, F.te Caussinat	<i>Carex bicolor</i>
Val Pellice	Lago Arbancie	<i>Trichophorum pumilum</i>
Valle Po	Tra Cumbal del Rio e Pian Grande dei Fons	<i>Carex atrofusca</i>
Valle Po	Lago Fiorenza, sentiero per Quintino Sella	<i>Carex bicolor</i>
Val Varaita	Rifugio Vallanta	<i>Carex atrofusca</i>
Val Varaita	Pontechianale, Lago del Pic d'Asti	<i>Carex atrofusca</i>
Valle Stura di Demonte	Comba della Sagna	<i>Carex microglochin</i> , <i>Carex bicolor</i>
Valle Stura di Demonte	Bassa di Colombart	<i>Juncus arcticus</i>

Tabella 2.1.1. Località scelte in fase preparatoria sulla base di osservazioni pregresse

## 2.2 Metodi di indagine: fase di rilevamento sul campo e analisi dei dati

### 2.2.1 Monitoraggio: fase di rilevamento sul campo

Nelle 21 località preselezionate, una volta confermata la presenza delle specie tipiche, sono stati effettuati dei rilevamenti vegetazionali di tipo quali-quantitativo al fine di descrivere le cenosi e verificare l'appartenenza all'Alleanza *Caricion atrofusco-saxatilis*. I rilievi vegetazionali sono stati condotti utilizzando il metodo fitosociologico (Braun-Blanquet, 1964, 1932); sono stati inoltre rilevati i dati stazionali associati a ciascun rilievo. La nomenclatura delle specie segue l'ultima lista aggiornata della flora nativa d'Italia per quanto riguarda la flora vascolare (Bartolucci et al.2018) e successivi aggiornamenti ( Portale della Flora d'Italia: <http://dryades.units.it/floritaly/>) e , per quanto riguarda le briofite, ad Aleffi et al (2020); quando sono stati utilizzati altri testi, i riferimenti sono stati indicati in bibliografia.

Per meglio descrivere il contesto ecologico, sono stati rilevati parametri e caratteristiche idrologiche, litologiche e edafiche delle stazioni, riassunte nella tabella sottostante:

Dati stazionali associati al rilievo fitosociologico	Idrologia, alimentazione idrica e caratteristiche delle acque	Caratteristiche edafiche
	Umidità	Profondità delle radici
Località	Alluvione	Profondità utile alle radici
Data e ora	Biotopo	Reazione all'HCl
Dimensione del plot di rilievo	Bilancio idrico (in)	Profondità dei differenti orizzonti
	Bilancio idrico (out)	Pietrosità superficiale
Coordinate (precisione inferiore ai 3m)	Drenaggio	
Quota (precisione inferiore ai 5m)	pH del suolo o delle acque di alimentazione	
Esposizione		
Pendenza		
Descrizione dell'ambiente		
morfologia del substrato		
tipo litologico prevalente		
Tipo di deposit0		
Forme di gestione del suolo		
Minacce (quantificabili e non)		

Tabella 2.2 1 Tabella riassuntiva dei parametri rilevati in fase di campagna

### 2.2.1.1 Rilievo fitosociologico

I rilievi fitosociologici sono stati realizzati, dove possibile, su superfici omogenee di 4 m<sup>2</sup> (Chytrý e Otýpková, 2003) e, per le stazioni di limitate dimensioni, su una superficie di 1m<sup>2</sup> (Bressoud, 1986). In ogni *plot* è stata rilevata la copertura degli strati arbustivo e/o suffruticoso (quando presente), erbaceo, muscinale, lichenico, come anche la superficie occupata da suolo nudo, roccia, pietre o acque superficiali. Il rilievo comprende un elenco floristico esaustivo della flora vascolare e delle briofite presenti nell'area di campionamento, per i quali si è rilevata la dominanza mediante una stima della loro copertura percentuale assoluta. Per gli esemplari che necessitavano di ulteriori verifiche e conferme di determinazione, sono stati raccolti campioni, essiccati e conservati in fogli di giornale o in buste di carta, in attesa dell'allestimento finale su adeguato supporto. Nelle 21 località visitate, nel corso dell'estate 2020 sono stati realizzati complessivamente 54 rilievi. I rilievi sono stati indirizzati in siti dove la presenza delle specie tipiche dell'habitat era stata già stata registrata in tempi recenti (< 20 anni). Oltre alle stazioni già note nuove stazioni di presenza dell'habitat sono state scoperte e rilevate nuove stazioni. La tabella n. 2.2.1.1 riassume il numero di rilievi per località e la mappa successiva ne mostra la localizzazione.

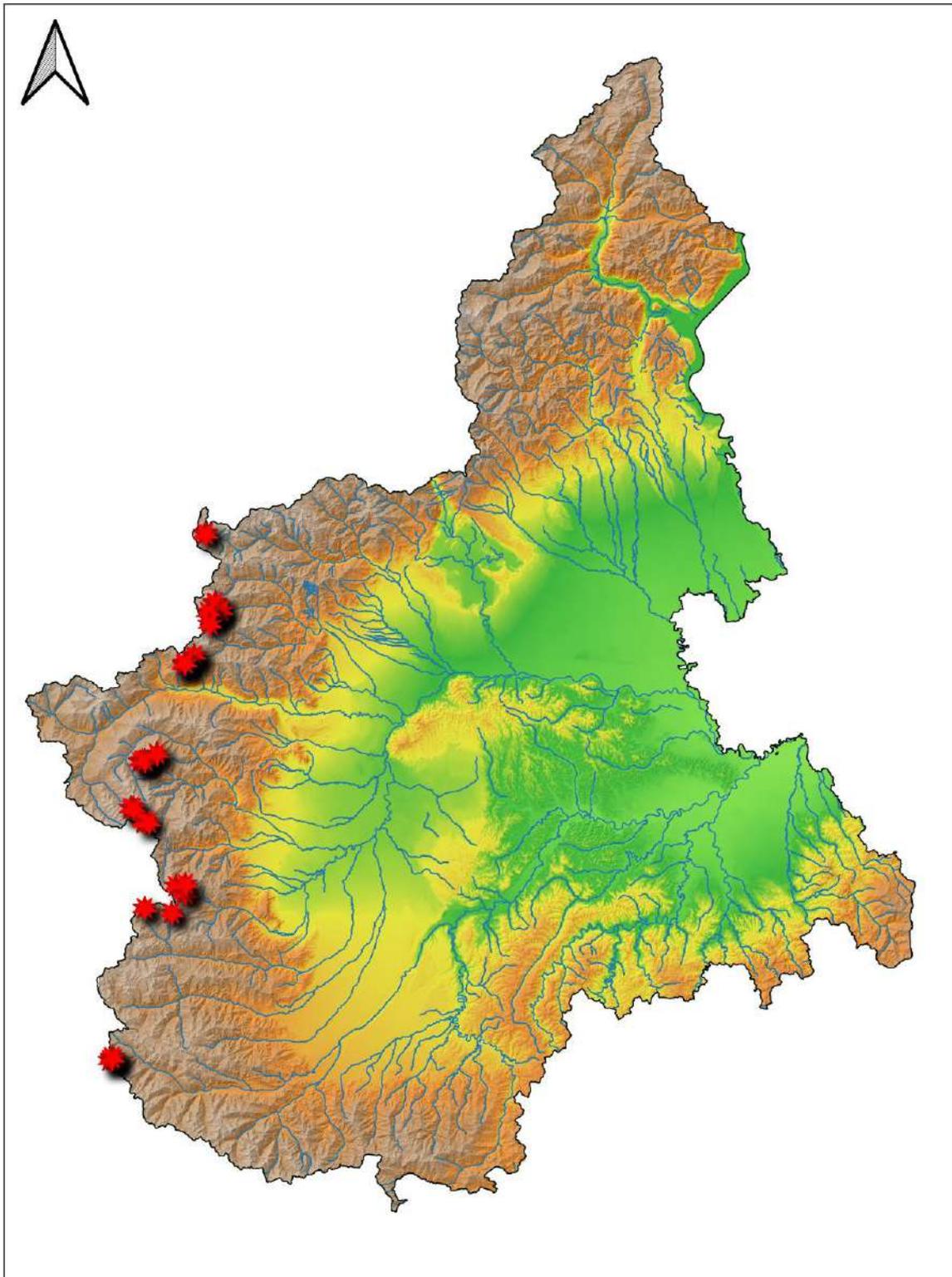


Foto 2.2.1.1. Rilievo fitosociologico e interpretazione del contesto geomorfologico Foto ©Nanni Villani

<b>SETTORE GEOGRAFICO</b>	<b>LOCALITA</b>	<b>NUMERO DI RILIEVI FITOSOCIOLOGICI</b>
<b>Valle Orco</b>	Alpe Pratorotondo, sotto il lago Serrù	2
<b>Valle Ala</b>	Pian della Mussa, Canalino delle Capre	-
<b>Valle Ala</b>	Pian della Mussa, pascoli di Arnas	4
<b>Valle Ala</b>	Pian Ciamarella	3.
<b>Valle Ala</b>	Sorgenti sotto il Rif. Gastaldi	2
<b>Valle Ala</b>	Pian della Mussa, presso Trattoria Alpina	2
<b>Valle Viù</b>	Rio Medagliere	3
<b>Valle Viù</b>	"Ripiani" presso Lago della Rossa	1
<b>Valle Susa</b>	Rocciamelone	6
<b>Valle Susa</b>	Vallone dell'Argentera	5
<b>Valle Susa</b>	Vallone dell'Argentera, Alpe di Mioul	3
<b>Valle Chisone</b>	Torbiera sotto il Colle del Pis, versante di Pragelato	1
<b>Valle Chisone</b>	Lago dell'Albergian	2
<b>Valle Germanasca</b>	Vallone di Massello ,zona sorgenti del T. Germanasca	5
<b>Val Pellice</b>	Vallone della Gianna, F.te Caussinat	1
<b>Val Pellice</b>	Lago Arbancie	1
<b>Valle Po</b>	Tra Cumbal del Rio e Pian Grande dei Fons	2
<b>Valle Po</b>	Lago Fiorenza, sentiero per Quintino Sella	-
<b>Val Varaita</b>	Rifugio Vallanta	2
<b>Val Varaita</b>	Pontechianale, Lago del Pic d'Asti	2
<b>Valle Stura di Demonte</b>	Comba della Sagna	3
<b>Valle Stura di Demonte</b>	Bassa di Colombart	2

Tabella 2.2.1.1. Numero di rilievi fitosociologici realizzati per ogni località

LOCALIZZAZIONE DEI RILIEVI FITOSOCIOLOGICI REALIZZATI  
NEL 2020



Fonti: IFLA, Regione Piemonte  
Map Scala della mappa: 1:1070000  
Formato Pagina: 211,438 x 292,047 mm  
Creato da Ilaria Pozzi, Settembre 2020  
nell'ambito del progetto ALCOTRA 2014 - 2020 PITEM  
BIODIVALP

0 40 80 km

### 2.2.1.2 Rilievo pedologico



Foto 2.2.1.1 Esempio di un profilo pedologico  
Foto © Ilaria Pozzi

Il rilievo pedologico è stato realizzato attraverso il prelievo di campioni di suolo e di acqua e il rilevamento di parametri fisico-chimici al fine di ottenere una caratterizzazione utile a comprendere l'ecologia delle comunità riconducibili all'habitat 7240 in almeno 20 delle 54 stazioni di campionamento floristico-vegetazionale i rilevati. I siti sono stati scelti allo scopo di rilevare un campione rappresentativo delle differenti comunità vegetali riconducibili all'habitat, quindi in base alla quota e alle caratteristiche ecologiche della stazione.

Il rilievo di campagna è stato suddiviso in tre fasi:

- campionamento di una frazione di suolo finalizzato ad analisi di laboratorio
- campionamento delle acque (di alimentazione e/o di falda affiorante) finalizzato all'analisi del PH e della conducibilità elettrica
- profilo pedologico per individuare gli orizzonti pedologici

Il campionamento del suolo, quando le condizioni lo hanno permesso, ha comportato lo scavo di almeno 30cm di suolo, facendo attenzione a separare i campioni provenienti da orizzonti diversi. Si è cercato quindi di prelevare almeno 300g per campione, corrispondenti indicativamente a 3-4 trivellate. Ogni

sacchetto di suolo raccolto è stato identificato con un codice stabilito in fase preparatoria e conservato in frigorifero. Per limitare l'impatto del rilievo sull'area, il campionamento è stato condotto in punti esterni al *plot* di rilevamento fitosociologico ma analoghi dal punto di vista morfo-eco-pedologico.

È stato effettuato un prelievo delle acque di alimentazione dell'area umida o, quando possibile, della falda affiorante nel punto di rilievo; le acque campionate, conservate in provetta, sono state conservate per le analisi successive nel laboratorio IPLA.

Un profilo pedologico è stato scavato, fotografato e descritto allo scopo di classificare il tipo di suolo in base al colore, tessitura e composizione chimica degli orizzonti e di misurarne la profondità. Quando le condizioni lo hanno permesso, si è cercato di scavare a una profondità minima di 30 cm e in ogni caso fino all'affioramento della roccia madre. In fase di rilievo sono stati rilevati, inoltre, alcuni parametri come la profondità delle radici, la pietrosità superficiale e il tipo litologico, allo scopo di caratterizzare successivamente i suoli. I parametri rilevati e i campioni raccolti saranno oggetto di un'analisi più approfondita, in seguito alle analisi di laboratorio realizzate all'IPLA e all'interpretazione da parte di un pedologo.

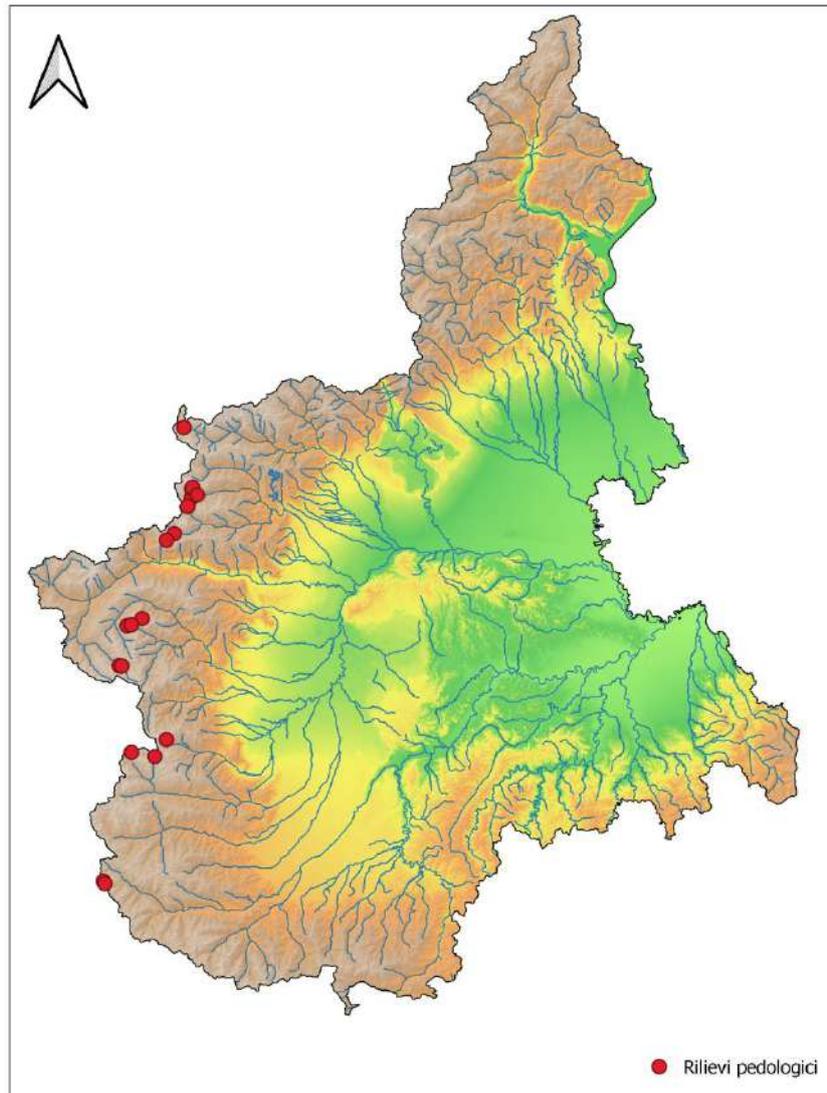


Foto 2.2.1.2.2. Campionamento di suolo mediante trivella manuale. Foto © Ilaria Pozzi



Foto 2.2.1.2.3 Campioni di suolo e acque Foto © Ilaria Pozzi

LOCALIZZAZIONE DEI RILIEVI PEDOLOGICI REALIZZATI NEL  
2020



Fonti: IFLA, Regione Piemonte.  
Map Scala della mappa: 1:1070000  
Formato Pagina: 211,438 x 292,047 mm  
Creato da Ilaria Pozzi, Settembre 2020  
nell'ambito del progetto ALCOTRA 2014 - 2020 PITEM  
BIODVALP

0 40 80 km

## 2.2.2 Monitoraggio ultradecennale di dinamica di popolazione di stazioni di specie tipiche dell'habitat 7240\*

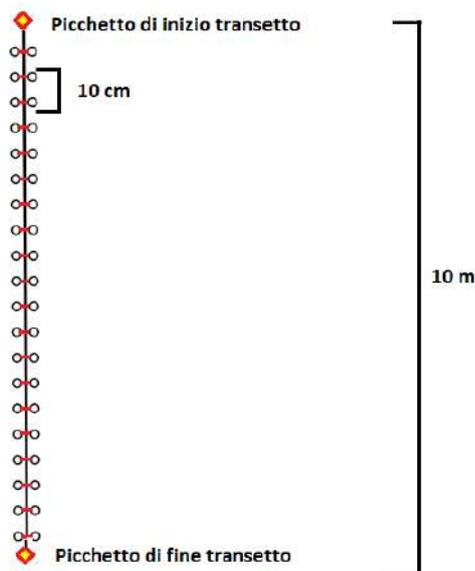
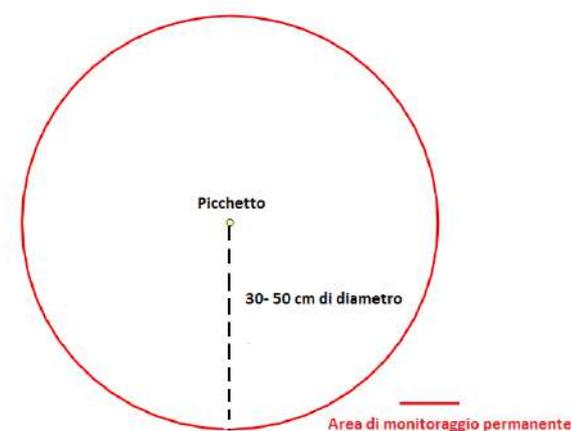
Allo scopo di realizzare un monitoraggio ultradecennale di dinamica di popolazione delle specie tipiche dell'habitat 7240, sono state ricercate alcune stazioni monitorate nel 2004 e nel 2005 nell'ambito del Progetto Interreg IIIA "Flora e Habitat della Alpi occidentali" (Vivat et al. 2005). Una volta individuate, si è cercato di applicare gli stessi protocolli di monitoraggio allo scopo di rilevare dinamiche di popolazione conseguenti a variazioni della gestione o all'alterazione delle caratteristiche idrologiche o climatiche a distanza di 15 anni.

Per poter confrontare i dati attuali con quelli rilevati in passato, si è deciso di riprendere la medesima metodologia proposta e applicata da CBNA, IPLA e Parchi naturali piemontesi (Vivat et al., 2005), laddove il ritrovamento dei *plot* di monitoraggio originali (attraverso il reperimento di picchetti di localizzazione posti in loco) è stato possibile. Sono state

utilizzate due tecniche di monitoraggio di aree permanenti di cui una utilizza plot di forma prevalentemente circolare e una transetti lineari:

**Plot circolari:** in corrispondenza del punto centrale di un nucleo di presenza di una specie tipica è inserito un picchetto a partire dal quale è individuato il plot di monitoraggio. Utilizzando un cordino lungo 30 cm o 50 cm (in base alla specie), si definisce un'area circolare il cui centro è definito dal picchetto. In essa sono conteggiati cespi o individui presenti e fusti fioriti/fruttificati. Questa tecnica è adattabile alle zone a copertura erbacea bassa e necessita di poco materiale, fattore indispensabile quando l'avvicinamento alle zone da rilevare è impegnativo. Nel corso del primo monitoraggio (effettuato nel 2004-2005), sono state presi punti GPS e foto dei plot per poter localizzare in maniera molto precisa il gruppo di individui e la posizione dei picchetti. Quest'ultimi misurano circa 60 cm di lunghezza e hanno 3-4 cm di diametro. Sono stati infossati profondamente nel terreno per evitare che fossero troppo visibili e che potessero attirare la curiosità dei passanti (Vivat et al., 2005).

**Transetto lineare:** I transetti sono individuati mediante picchetti (uno ad ogni estremità). Hanno lunghezza variabile, adatta ai micro-siti, al fine di includere una o più aree di presenza delle specie tipiche di 7240 e la vegetazione contigua (zone umide con vegetazione di torbiera, zone di soliflussione, prateria alpina, vallette nivali). Tra i due picchetti viene posto un decametro con il quale si definisce una lunghezza del transetto di circa dieci metri (lunghezza adattata alla maggior parte delle circostanze). Il transetto è diviso in sezioni lunghe 10 cm. Per ciascuna di queste sezioni



viene definita un'area rettangolare su entrambi i lati del transetto (15-20 cm su ciascun lato) in cui si annota la presenza/assenza della specie oggetto del monitoraggio, nonché il tipo di vegetazione. Il numero di segmenti di 10 cm in

cui è presente la specie è il parametro di monitoraggio delle specie. Nella tabella sottostante sono riassunte le specie oggetto del monitoraggio, le località e il protocollo di studio applicato a ogni specie.

Specie tipiche del 7240*	Settore geografico	Località	Protocollo di monitoraggio
<i>Carex atrofusca</i>	Val d'Ala	Rocca Turale	Plot circolari
<i>Carex microglochin</i>	Val d'Ala	Pian della mussa	Transetto lineare
<i>Carex maritima</i>	Val d'Ala	Pian Ciamarella	Plot e transetto
<i>Carex microglochin</i>	Valle Stura di Demonte	Vallone del Puriac (comba della Sagna)	Transetto lineare
<i>Juncus arcticus</i>	Valle Stura di Demonte	Vallone del Puriac (Bassa di Colombart, ruscello Tuiscia)	Plot circolari

Tabella 2.2.2.1 specie e località oggetto dello studio di dinamica

Inoltre nel corso della campagna, nel caso del ritrovamento di nuove stazioni di specie tipiche, si è deciso, dov'era possibile, di effettuare un conteggio e una localizzazione degli individui mediante GPS al fine di poter continuare a monitorare le stazioni in futuro.



Foto 2.2.2.1 Conteggio di *Carex maritima* nella località Alpe Ciamarella mediante plot. Foto © Ilaria Pozzi



Foto 2.2.2.2 Conteggio di *Carex microglochin* nel vallone del Puriac mediante transetto lineare. Foto © Nanni Villani

## 2.2.3 Analisi dei dati

### 2.2.3.1 Determinazione degli esemplari raccolti sul campo



È in corso la fase di determinazione o verifica degli esemplari raccolti sia delle specie della flora vascolare che della flora crittogamica, in particolare le briofite. I campioni sono stati opportunamente essiccati e, successivamente alla determinazione, una parte di essi sarà montata su fogli d'erbario e opportunamente cartellinata e, nel caso delle briofite, conservata in apposite buste e altrettanto cartellinata. Ci si è avvalso della collaborazione di specialisti per la determinazione o la conferma delle specie o i gruppi che necessitano di un approccio specialistico.

Foto 2.2.3.1 Fase di verifica di campioni raccolti per mezzo di stereomicroscopio e microscopio ottico.  
Foto ©Ilaria Pozzi

### 2.2.3.2 Informatizzazione dei dati di campagna

I dati stazionali, ecologici, pedologici e quelli inerenti alle minacce rilevati su ogni sito, sono stati informatizzati in tabelle excel e sono presentati in allegato alla relazione. Serviranno come base per caratterizzare dal punto di vista ecologico i Syntaxa e le stazioni indagate, individuare i fattori di rischio e proporre delle misure di gestione sito-specifiche.

I dati fitosociologici sono stati invece informatizzati nella banca dati INTEFLOR, sviluppata da IPLA e afferente alle BDNR della Regione Piemonte. Nella fase di analisi, i rilievi della campagna 2020 ed ulteriori rilievi provenienti da fonti bibliografiche (Bressoud, 1989) sono stati importati in software specifici per lo svolgimento di analisi al fine di interpretarli e di individuare i *syntaxa* di appartenenza.

### 2.2.3.3 Cluster analysis (CA)

I metodi di analisi dei gruppi (clustering) consistono in un insieme di tecniche statistiche atte ad individuare gruppi di unità tra loro simili rispetto ad un insieme di caratteri presi in considerazione e secondo uno specifico criterio.

L'obiettivo posto è quello di riunire unità tra loro eterogenee (i singoli rilievi), in più sottoinsiemi, rappresentanti unità di vegetazione omogenee sulla base della composizione floristica.

A questo scopo la tabella grezza dei rilievi è stata sottoposta ad un'indagine esplorativa attraverso cluster analysis col programma di analisi statistica *PAST* (<http://folk.uio.no/ohammer/past>).

In una prima fase, sono state elaborate due matrici continue in cui compaiono i valori di copertura delle specie. Gli oggetti dell'analisi numerica, i rilievi fitosociologici, sono correlati in base alla copertura delle specie al loro interno. Per il trattamento numerico dei dati fitosociologici, Van Der Maarel (1979) ha proposto una scala ordinale che tiene conto dell'esigenza di correggere le deviazioni dalla linearità della scala Braun-Blanquet. Questa conversione consente di

ottenere una stima più o meno accurata del CSP (contributo specifico di presenza della specie) a partire dai valori di abbondanza dominanza attribuiti con la scala di Braun-Blanquet: copertura sporadica = 1; copertura  $\leq 1\%$  = 2; copertura dall'1%-5% = 3; copertura 5-25 % = 5; copertura 25-50% = 7; copertura 50-75 % = 8; copertura 75-100% = 9) (Roggero et al. 2002).

L'individuazione dei syntaxa si è basata sul concetto di associazione, quindi, principalmente sulla presenza delle specie caratteristiche e differenziali del raggruppamento secondo le definizioni di BRAUN-BLANQUET & PAVILLARD (1928).

Le matrici risultanti sono state inserite in *PAST*, scegliendo come indice di similarità la distanza della corda e come algoritmo il legame medio (UPGMA), con i quali si è ottenuto il raggruppamento migliore e il più elevato coefficiente di correlazione cofenetica ( $> 0.65$ ).

Nella prima gli oggetti dell'analisi numerica sono i rilievi fitosociologici realizzati durante la campagna 2020. Nella seconda si è deciso di correlare quest'ultimi con altri rilievi provenienti da fonti bibliografiche (Bressoud, 1989). rappresentativi delle associazioni descritte per il *Caricion atrofusco-saxatilis*.

Il risultato sono due dendrogrammi che visualizzano secondo ordinate crescenti il livello di aggregazione delle unità o cluster, individuando gruppi di unità con caratteristiche distintive che, nel nostro caso, sono le unità di vegetazione.

#### 2.2.3.4 Spettro ecologico secondo LANDOLT

Ogni specie vegetale ha nei confronti di ciascun fattore ecologico un ambito di tolleranza entro il quale può svolgere le proprie funzioni vitali. Data questa stretta relazione tra le singole specie e i fattori ecologici da cui dipendono per la sopravvivenza, si può dire che la presenza/abbondanza di una specie in un determinato ambiente è in grado di fornire informazioni su uno o più fattori ecologici dell'ambiente stesso. Ogni singola specie riflette le caratteristiche dell'ambiente in cui vive: questo sta alla base del concetto di bioindicazione (PIGNATTI *et al.*, 2001).

Esistono diversi sistemi di bioindicazione che hanno previsto l'assegnazione a ciascuna specie vegetale di valori indicativi che ne quantifichino il carattere di indicatore per una determinata variabile ambientale (es: temperatura, umidità...).

Nel presente studio, si è fatto riferimento al sistema di bioindicazione di LANDOLT (LANDOLT *et al.*, 2010) adatto all'analisi della flora alpina come i siti oggetto del nostro monitoraggio.

Nel sistema di LANDOLT per ciascuna specie sono riportati 10 indici espressi numericamente in una scala da 1 a 5:

- F = Indice di umidità (Feuchtezahl): esprime il valore medio di umidità del suolo da suoli aridi (1) a suoli inondati (5)
- R = indice di pH (Reaktionszahl): valuta la reazione ionica del suolo e varia da substrati molto acidi (1) a substrati alcalini (5)
- N = indice di nitrofilia (N-zahl): si basa sul contenuto di azoto assimilabile ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ) e varia da suoli molto poveri in azoto (1) a suoli fertilizzati con eccesso di azoto (5)
- H = indice di humus (Humuszahl): indica la quantità di humus nella rizosfera e varia da suoli poveri (1) a suoli pingui (5)

- **D** = indice di granulometria (Dispersitätszahl): prende in considerazione la granulometria del substrato e conseguentemente il suo grado di aerazione. Varia da rocce, scogliere e muri (1) a ghiaie incoerenti (2) a suoli sabbiosi (3), limosi (4), argillosi (5)
- **S** = indice di salinità (Saltzahl): ha solo due termini + (piante che possono crescere su suoli salati) e – (piante che evitano suoli salati)
- **L** = indice di luminosità (Lichtzahl): varia da situazioni di piena ombra in sottoboschi chiusi (1) a piena luce in aperta campagna (5)
- **T** = indice di temperatura (Temperaturzahl): descrive un gradiente termico che va dalle specie di clima freddo, delle zone boreali e delle montagne (1) a specie di clima caldo mediterraneo (5)
- **K** = indice di continentalità (Kontinentalitätszahl): è basato sulla corologia delle specie indagate variando da specie oceaniche delle coste atlantiche (1) a specie continentali delle zone interne dell'Eurasia (5)
- **W** = Forme biologiche e di crescita (Wuchs- oder Lebensform): P (fanerofite decidue), I (fanerofite sempreverdi), N (nanofanerofite decidue), J (nanofanerofite sempreverdi), Z (camefite legnose), C (camefite erbacee), E (epifite), H (emicriptofite), G (geofite), T (terofite), U (terofite/emicriptofite), A (idrofito)

Sulla base dello scopo del lavoro e dei tipi di ambienti valutati, sono cinque, dei dieci indici sopracitati, quelli adatti a interpretare il *Caricion atrofusco-saxatilis* e precisamente: **F** = Indice di umidità; **R** = indice di pH; **N** = indice di nitrofilia; **H** = indice di humus, **D** = indice di granulometria in quanto ritenuti maggiormente indicativi.

Lo scopo dell'analisi è quella di ottenere un valore medio per ogni indice che sia in grado di descrivere il profilo ecologico del popolamento vegetale valutato.

Va ricordato che i sistemi di bioindicazione hanno dei limiti dati dal fatto che si tratta di una scala empirica, quindi i valori numerici non sono del tutto affidabili e possono portare ad errori di interpretazione se applicati in maniera assoluta. Tuttavia essi trovano un impiego sicuro ed attendibile nella comparazione tra vari tipi di vegetazione, allo scopo di evidenziare gradienti ecologici (PIGNATTI, 2011).

## Schema sintassonomico delle vegetazioni citate nel testo secondo Prodromo della vegetazione italiana

Classe: *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* nom. mut. propos. ex Steiner 1992  
torbiere alcaline parvocariceti

Ordine: *Caricetalia davallianae* Br.-Bl. 1949  
torbiere alcaline e torbiere di transizione

Alleanza: *Caricion atrofusco-saxatilis* Nordhagen 1943  
Vegetazione igrofila pioniera di sorgenti, ruscelli, torbiere, laghi, zone umide periglaciali

Associazione: *Caricetum microglochinis* Nordhagen 1928

Sub-associazione: *Caricetum microglochinis kobresietosum simpliciusculae* (Nordh. 1928) Bressoud 1989  
Zone alluviali pianeggianti

Sub-associazione: *Caricetum microglochinis kobresietosum simpliciusculae* (Nordh. 1928) Bressoud 1989  
Terrazze alluviali leggermente in pendenza

Sub-associazione *Caricetum microglochinis scirpetosum pumili* Bressoud 1989

Associazione: *Caricetum atrofusco-vaginatae* Nordhagen ex Bressoud 1989  
Zone in pendenza associate a sorgenti e localizzate ad altitudini elevate

Associazione: *Juncetum arctici* Gams ex Bressoud 1989  
Zone torbose

*Junco triglumis-Caricetum bicoloris* Doyle 1952

Sub-associazione: *Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum maritimae* Bressoud 1989  
Zone alluvionali pianeggianti

Sub-associazione: *Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum bicoloris* (Lid 1954) Bressoud 1989  
Zone alluvionali pianeggianti

### III RISULTATI

#### 3.1 Attualizzazione delle conoscenze pregresse

Delle 21 località selezionate per effettuare i monitoraggi, in 17 è stata confermata la presenza delle specie tipiche segnalate in passato. Nelle quattro restanti, le specie segnalate o non sono state ritrovate o si sono scoperte altre specie tipiche differenti da quelle pregresse. Si ipotizza che queste variazioni possano essere dovute a diversi fattori quali:

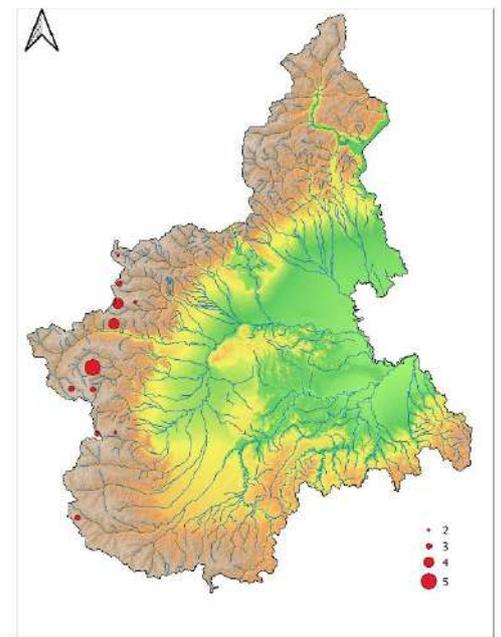
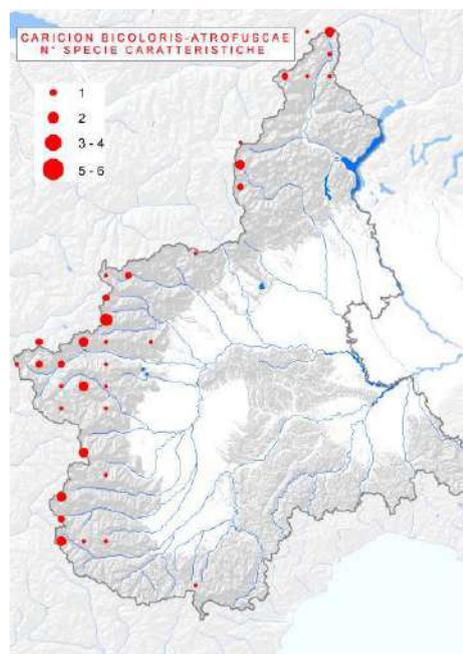
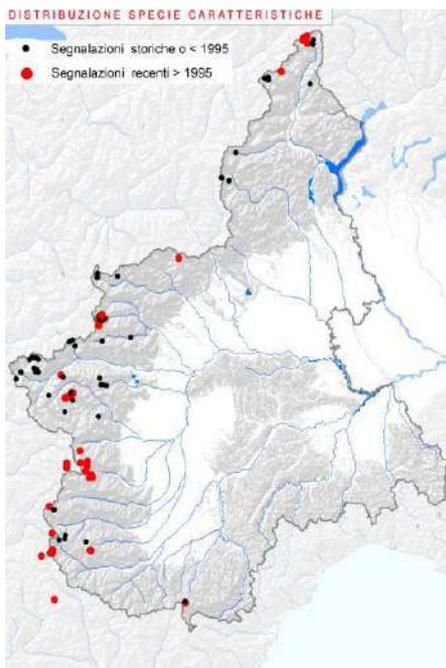
- la scomparsa o l'alterazione subita dall'habitat,
- una errata localizzazione della stazione originariamente segnalata,
- errori di determinazione delle specie tipiche.

Nella pagina successiva i cartogrammi illustrano le conoscenze pregresse sull'habitat in Piemonte: a *sx* la presenza delle specie tipiche è rappresentata per punti tematizzati in base alla data di segnalazione, al centro entro in quadranti di 10 x 10 km la densità (numero/quadrante) di specie tipiche è tematizzata con simboli di dimensioni differenti, a *dx* è rappresentata la densità delle specie caratteristiche in base ai soli dati rilevati nel 2020. Le zone in cui si concentrano il maggior numero di specie tipiche sono la Valle Germanasca, in particolare il Vallone di Massello con un numero totale di 5 specie, e la Valle Ala, con 4 specie tipiche.

SETTORE GEOGRAFICO	LOCALITA	SPECIE TIPICHE HABITAT 7240* RILEVATE DOPO IL 2000
Valle Orco	Alpe Pratorotondo, sotto il lago Serrù	<i>Tofieldia pusilla</i> , <i>Carex bicolor</i>
Valle Ala	Pian della Mussa, Canalino delle Capre	NO RITROVAMENTO DI SPECIE TIPICHE
Valle Ala	Pian della Mussa, pascoli di Arnas	<i>Carex atrofusca</i> , <i>Carex bicolor</i> , <i>Carex simpliciuscula</i> , <i>Carex microglochin</i>
Valle Ala	Pian Ciamarella	<i>Carex bicolor</i> , <i>Carex maritima</i> , <i>Carex simpliciuscula</i>
Valle Ala	Sorgenti sotto il Rif. Gastaldi	<i>Carex atrofusca</i>
Valle Ala	Pian della Mussa, presso Trattoria Alpina	<i>Carex microglochin</i> , <i>Carex simpliciuscula</i>
Valle Viù	Rio Medagliere	<i>Carex simpliciuscula</i> , <i>Carex bicolor</i> , <i>Tofieldia pusilla</i>
Valle Viù	"Ripiani" presso Lago della Rossa	<i>Carex simpliciuscula</i>
Valle Susa	Rocciamelone	<i>Carex atrofusca</i> , <i>Carex simpliciuscula</i>
Valle Susa	Vallone dell'Argentera	<i>Trichophorum pumilum</i> , <i>Carex bicolor</i> , <i>Juncus arcticus</i>
Valle Susa	Vallone dell'Argentera, Alpe di Mioul	<i>Trichophorum pumilum</i> , <i>Carex bicolor</i> , <i>Juncus arcticus</i>
Valle Chisone	Torbiera sotto il Colle del Pis, versante di Pragelato	<i>Carex bicolor</i>
Valle Chisone	Lago dell'Albergian	<i>Tofieldia pusilla</i> , <i>Carex bicolor</i> , <i>Trichophorum pumilum</i>
Valle Germanasca	Vallone di Massello ,zona sorgenti del T. Germanasca	<i>Carex atrofusca</i> , <i>Carex bicolor</i> , <i>Juncus arcticus</i> , <i>Carex simpliciuscula</i> , <i>Trichophorum pumilum</i>
Val Pellice	Vallone della Gianna, F.te Caussinat	<i>Carex bicolor</i>
Val Pellice	Lago Arbancie	<i>Trichophorum pumilum</i> (NON RITROVATO), <i>Carex bicolor</i>
Valle Po	Tra Cumbal del Rio e Pian Grande dei Fons	<i>Carex atrofusca</i> (NON RITROVATA), <i>Trichophorum pumilum</i>

SETTORE GEOGRAFICO	LOCALITA	SPECIE TIPICHE HABITAT 7240* RILEVATE DOPO IL 2000
Valle Po	Lago Fiorenza, sentiero per Quintino Sella	<i>NO RITROVAMENTO DI SPECIE TIPICHE</i>
Val Varaita	Rifugio Vallanta	<i>Carex atrofusca</i>
Val Varaita	Pontechianale, Lago del Pic d'Asti	<i>Carex atrofusca, Carex bicolor, Carex microglochin</i>
Valle Stura di Demonte	Comba della Sagna	<i>Carex microglochin., Carex bicolor</i>
Valle Stura di Demonte	Bassa di Colombart	<i>Juncus arcticus</i>

Tabella n. 3.1: attualizzazione delle conoscenze nelle località oggetto del rilevamento



Cartogramma n.3.1 Distribuzione delle specie caratteristiche con segnalazioni storiche

Cartogramma n.3.2 Distribuzione dell'associazione secondo dati progressi

Cartogramma n.3.1 Distribuzione delle specie caratteristiche sulla base dei rilievi realizzati nel 2020

### 3.2 Monitoraggio ultradecennale di dinamica di popolazione di stazioni di specie tipiche: descrizione delle stazioni e risultati ottenuti sulla base degli obiettivi predefiniti

#### Val d'Ala

##### Carex atrofusca (località Rocca Turale)



Foto 3.2.1 Zona di presenza di *Carex atrofusca* a Rocca Turale.

Foto ©A. Selvaggi

La popolazione di riferimento si trova nelle Valli di Lanzo, ai piedi della Rocca Turale su una zona pianeggiante a valle della Costa Gurin, situata ad un'altitudine di 2096 m. L'ambiente è composto da un mosaico di *facies* umide che presentano elevata variabilità e comprende cenosi riconducibili in parte all'*All. Caricion davallianae* in parte all'*All. Caricion atrofusco-saxatilis* (Figura 3.2.1).

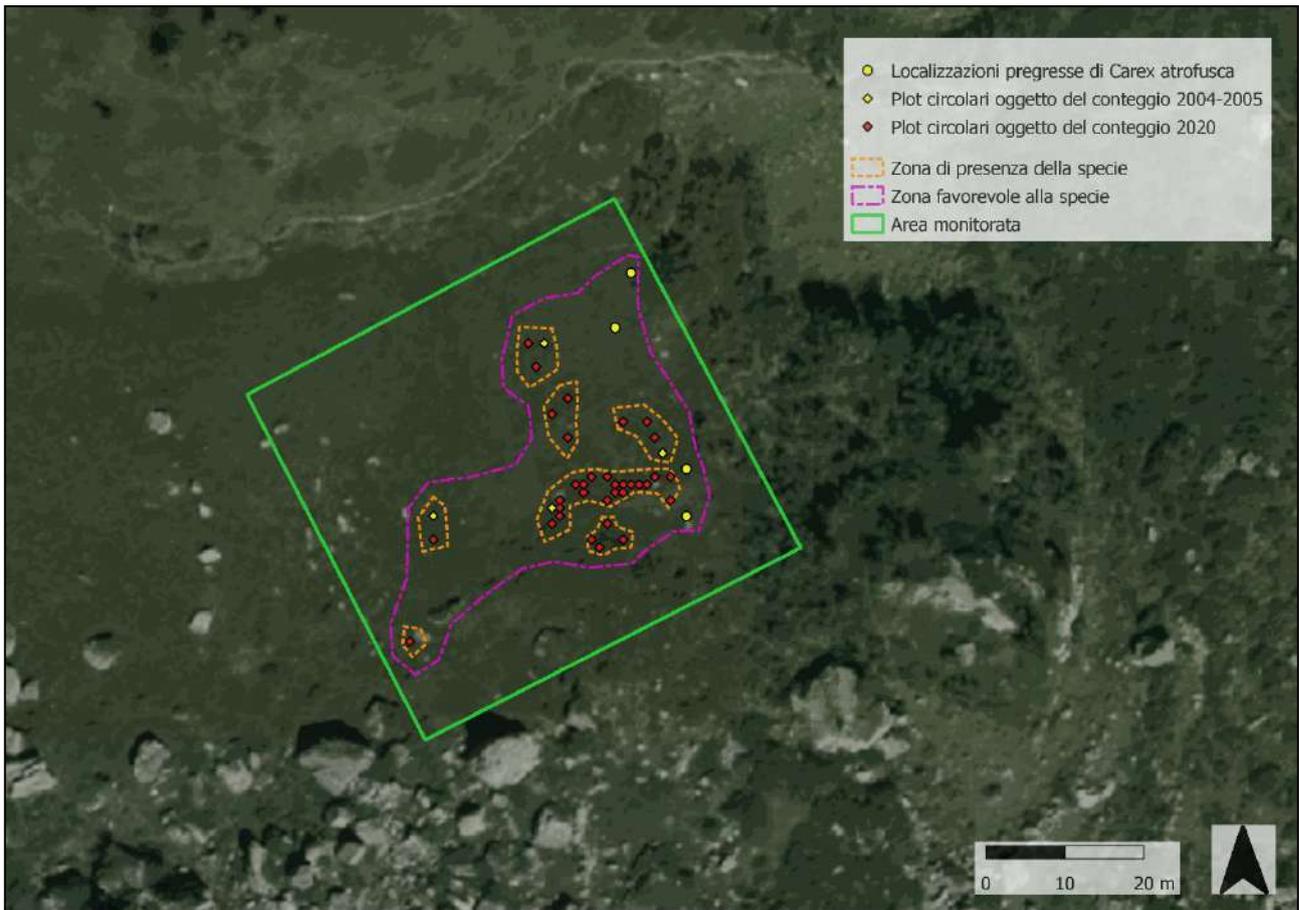
La pendenza è debole e l'alluvionamento molto raro. Il suolo è umido e in alcuni settori inzuppato d'acqua (Vivat et al., 2005). Le analisi pedologiche derivanti dai campioni prelevati nel 2020 permetteranno una descrizione più approfondita delle caratteristiche idrologiche e pedologiche dell'area di studio.

Un sentiero escursionistico, poco frequentato si trova ai bordi della stazione. Nel 2004 e nel 2005 la zona era pascolata da una piccola mandria di bovini che nel 2020 non è stata osservata sul settore ma di cui sono state rilevate alcune tracce (calpestio e deiezioni).

Nel corso dei primi due anni di monitoraggio, era stato stimato che *Carex atrofusca* occupasse una superficie di all'incirca 250 m<sup>2</sup>. Nel 2020, per definire l'andamento della popolazione, l'area oggetto del monitoraggio è stata suddivisa in differenti unità di superficie:

- Area monitorata: superficie nella quale si stima che la specie possa essere presente sulla base di osservazioni pregresse e sull'osservazione di altre specie caratteristiche del *Caricion atrofusco-saxatilis*.
- Zona di presenza della specie: aree nella quale è stata osservata la specie oggetto del rilevamento.
- Zona potenziale di presenza favorevole alla specie: zona inclusa nell'area monitorata comprendente l'insieme delle zone di presenza della specie e gli ambienti favorevoli al suo sviluppo.
- Plot circolari oggetto del conteggio degli individui: aree permanenti nelle quali è stato effettuato il conteggio dei cespi e dei fusti.

## MONITORAGGIO DEL POPOLAMENTO DI CAREX ATROFUSCA NELLA LOCALITA' "ROCCA TURALE"



Superficie dell'area monitorata (m <sup>2</sup> )	Superficie approssimativa occupata dalla specie (m <sup>2</sup> )	Superficie della zona di potenziale presenza della specie (m <sup>2</sup> )	Numero dei plot circolari realizzati nel 2004-2005	Numero dei plot circolari realizzati nel 2020	Numero totale dei cespi contati nel 2020	Numero totale dei fusti contati nel 2020
2560	220	983	4	40	103	118

Come è possibile constatare nella tabella sovrastante, la stima della superficie occupata da *Carex atrofusca* corrisponde all'incirca a 220 m<sup>2</sup> pressoché la stessa definita nel corso dei monitoraggi precedenti. Un'informazione supplementare, importante per seguire l'evoluzione del popolamento ed applicare una corretta gestione, è la definizione della zona di potenziale presenza e dell'area monitorata. La prima corrisponde a un'area che può essere considerata favorevole alla specie sulla base delle osservazioni pregresse e attuali, e di una valutazione delle condizioni ecologiche favorevoli. L'area monitorata è definita come una superficie omogenea (quadrante di 50 m x 50 m), all'interno della quale si è svolto il monitoraggio.

### Risultati del confronto temporale tra plot di monitoraggio

Nel corso dei precedenti monitoraggi erano stati realizzati un totale di 4 plot a ciascuno dei quali erano associati un conteggio dei cespi e dei fusti fioriti. Nel 2020 sono stati effettuati 40 plot al fine di ottenere un'idea più precisa della densità del popolamento.

Se il conteggio complessivo dei cespi contati nel 2005 (103) e quello dei fusti contati nel 2020 (118) non differisce di molto bisogna tuttavia evidenziare che si tratta di due unità di monitoraggio differenti in quanto ai cespi possono essere associati più fusti. Il confronto, per essere paragonabile, ha potuto essere effettuato, esclusivamente, tra i 4 plot di monitoraggio rilevati nel 2004-2005 e nel 2020.

Sono stati ritrovati tutti e quattro i picchetti identificanti i monitoraggi precedenti sebbene non si sia potuto risalire alla loro identificazione precisa (ovvero quale picchetto corrisponde al numero 1, quale al numero 2 ecc...). Per questo motivo il confronto tra i singoli plot non è stato possibile e si è deciso di interpretare l'evoluzione del popolamento sulla base del numero dei cespi e dei fusti fioriti sull'insieme dei plot di monitoraggio.

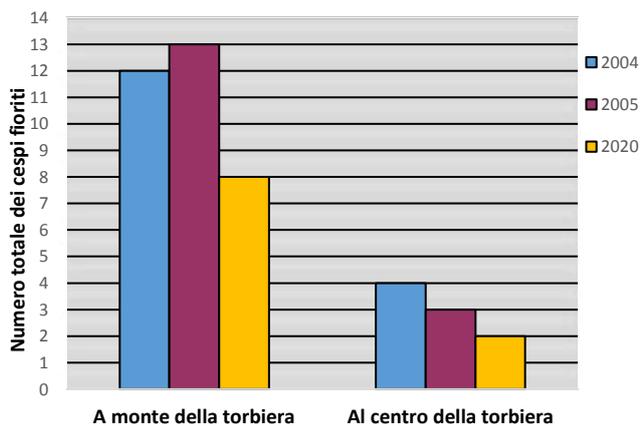


Grafico 3.2.1. Evoluzione del numero di cespi di *Carex atrofusca* a monte della zona umida e al centro della torbiera

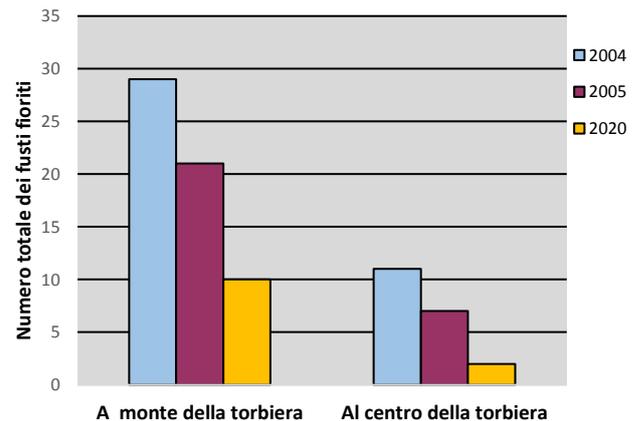


Grafico 3.2.2. Evoluzione del numero di fusti fioriti di *Carex atrofusca* a monte della zona umida e al centro della torbiera

Il declino del numero totale dei cespi di *Carex atrofusca* nei quattro plot è paragonabile a quella del numero totale di fusti fioriti (Grafico 3.2.1, Grafico 3.2.2) sebbene sia possibile notare una regressione più importante nei fusti fioriti.

Tra il 2004 e il 2005 si erano riscontrate delle differenze significative tra i plot disposti a monte della torbiera e quello al centro della zona umida. Infatti sembrava che i settori localizzati a monte subissero meno perturbazioni rispetto a quelli a valle (al centro della zona umida) (Vivat et al., 2005).

Come già osservato durante i primi due anni di monitoraggio, il settore a monte sembra meno influenzato da calpestio e pascolo e più favorevole allo sviluppo della specie. Un altro fattore causale potrebbe essere la variazione dell'umidità. Infatti nel corso della prima fase di monitoraggio, si era osservato un calo del livello di umidità nel 2005 rispetto al 2004 particolarmente accentuato nella zona umida.

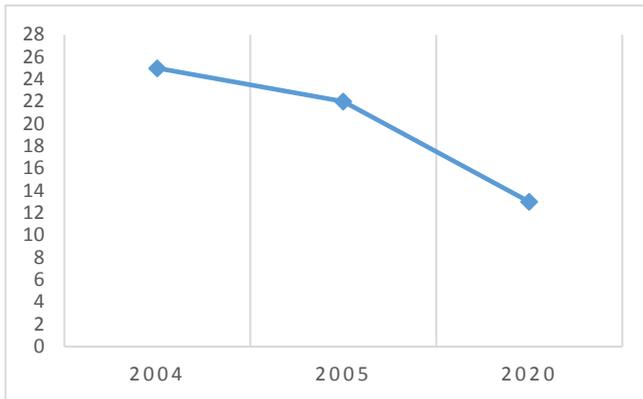


Grafico 3.2.3. Evoluzione del numero di cespi di *Carex atrofusca* rilevati sull'insieme del plot di monitoraggio

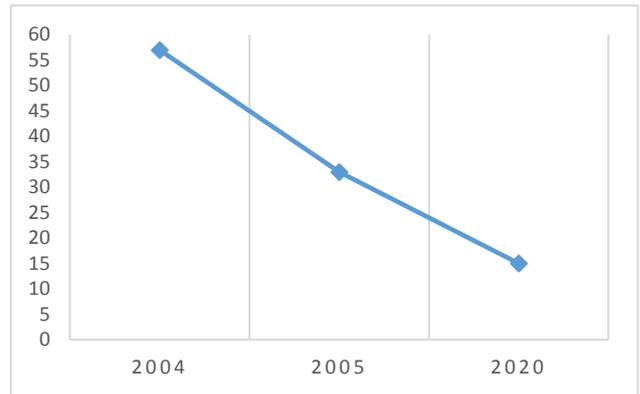


Grafico 3.2.4. Evoluzione del numero di fusti fioriti di *Carex atrofusca* rilevati sull'insieme dei plot di monitoraggio

Nel periodo complessivo tra il 2004-2020, possiamo notare una diminuzione importante degli effettivi dei cespi e dei fusti fioriti di *Carex atrofusca* sull'insieme dei plot osservati. La regressione sembra più importante tra il 2004 e il 2005 per quanto riguarda i fusti fioriti e più significativa tra il 2005 e il 2020 sul numero di cespi. Tra il 2004 e il 2020 gli effettivi di cespi fioriti sembra essersi dimezzata, mentre si è osservato  $\frac{1}{4}$  dei fusti rispetto al totale rilevato nel 2004.

### *Carex microglochin* (località Pian della Mussa)



Foto 3.2.2 Zona di presenza di *Carex microglochin* a Pian della Mussa. Foto © A. Selvaggi

La popolazione di *Carex microglochin* si trova in corrispondenza di una zona umida riconducibile prevalentemente al *Caricion davallianae*. La zona di presenza della specie è situata ai bordi del torrente Stura di Ala su un'area sub-pianeggiante ad un'altitudine di circa 1750 m. L'area è soggetta a fenomeni di alluvionamento che tuttavia non sembrano essere ricorrenti (Foto 3.3.2).

Nel corso dei primi monitoraggi (2004-2005) la stazione era frequentata da una mandria di bovini ed era stata rilevato un moderato fenomeno di eutrofizzazione nel corso del mese di luglio con tracce di calpestio dalle zone torbose e impregnate d'acqua (Vivat et al., 2005).

Nel 2020, un gruppo limitato di bovini è stato rinvenuto poco più a monte della zona umida e tracce di calpestio e deiezioni sono state osservate in corrispondenza dell'area di studio.

Nel corso dei primi due anni di monitoraggio, era stato stimato che *Carex microglochin* occupasse una superficie di circa 1000 m<sup>2</sup>. Quindi, per circoscrivere la zona di presenza si è fatto riferimento alle localizzazioni pregresse e si sono ricercati i picchetti inerenti ai monitoraggi precedenti. Un quadrante di 50 m x 50 è stato definito come area oggetto del

monitoraggio. Nel 2020 non è stato possibile stimare la superficie occupata dalla specie a causa dell'avanzamento del periodo di fioritura (in seguito alla caduta degli otricelli non è possibile il riconoscimento della specie).

Un solo picchetto è stato rilevato nel quadrante ed è stato identificato come l'inizio del transetto n°1. Da questo punto, si è realizzato un transetto di 10 m per calcolare il numero di segmenti di presenza di *Carex microglochin* al fine di fare un confronto con i dati precedenti.

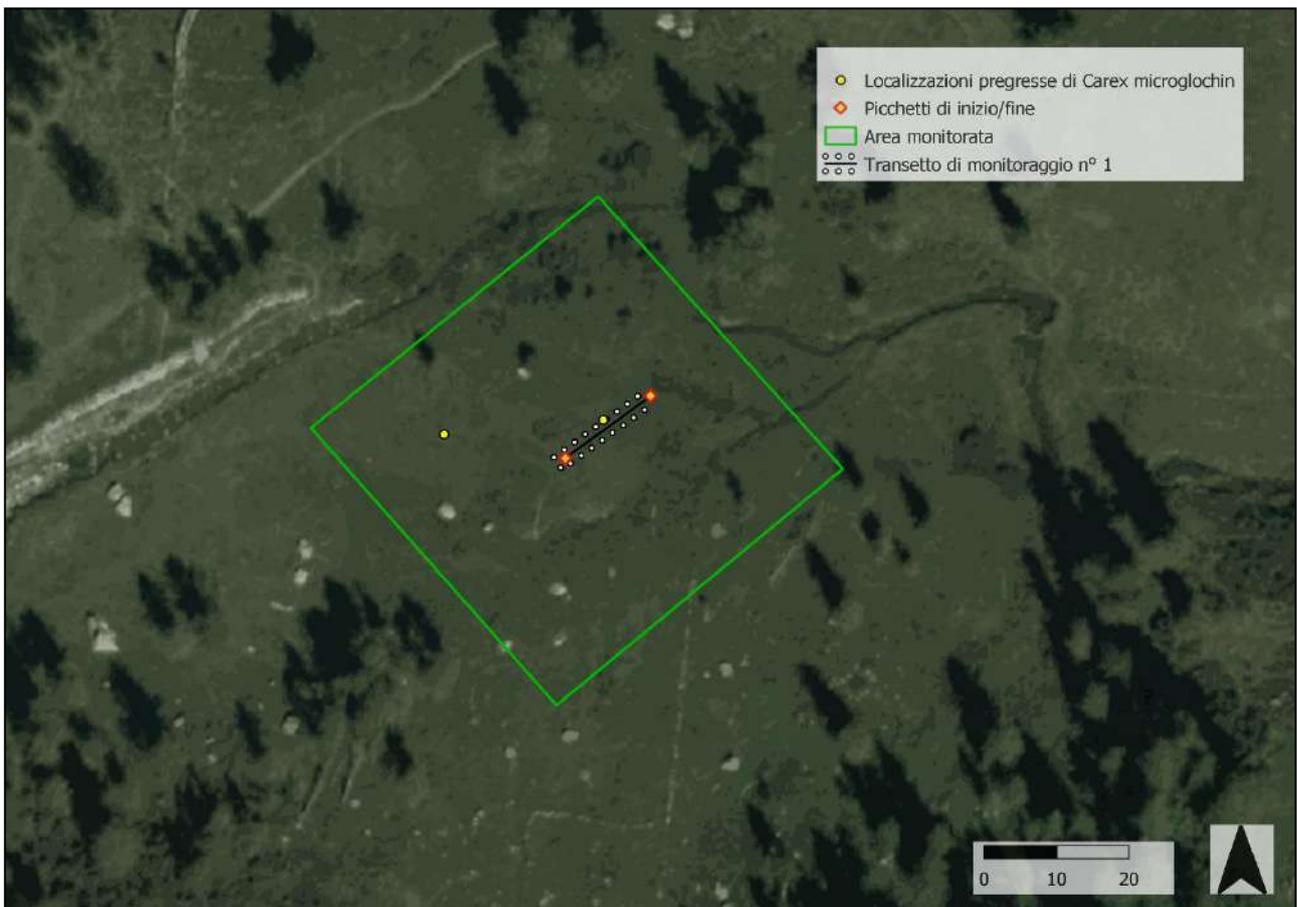


Foto.3.2.3 Inizio transetto n° 1 direzione Sud-ovest Foto©  
Ilaria Pozzi



Foto 3.2.4 Inizio transetto n° 1 direzione Nord-est Foto©  
Ilaria Pozzi

### MONITORAGGIO DEL POPOLAMENTO DI CAREX MICROGLOCHIN NELLA LOCALITA' "PIAN DELLA MUSSA"



Superficie dell'area monitorata (m2)	Superficie occupata dalla specie (m2)	Superficie della zona potenziale di presenza della specie (m2)	Numero dei transetti realizzati nel 2004-2005	Numero dei transetti realizzati nel 2020	Numero totale dei segmenti occupati dalla specie nel 2004	Numero totale dei segmenti occupati dalla specie nel 2005	Numero totale dei segmenti occupati dalla specie nel 2020
2500	Non rilevata	300	2	1	15	12	14

Risultati del confronto temporale tra plot di monitoraggio

Com'è già stato accennato precedentemente, non è stato possibile stimare la superficie occupata della specie sull'area monitorata a causa del periodo tardivo del rilevamento. L'unico parametro per valutare l'evoluzione della popolazione è quindi il numero di segmenti lungo il transetto n°1. La superficie della zona potenziale occupata dalla specie è stata definita come il rapporto tra la lunghezza del transetto (10 cm) e la larghezza dei segmenti su ciascuno lato (in totale 30 cm), area nella quale è stata ricercata la specie.

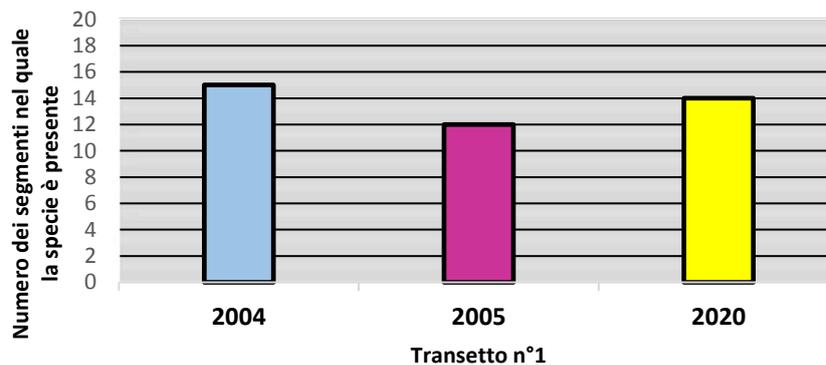


Grafico 3.2.5. Evoluzione del popolamento di *Carex microglochin* in base del numero di segmenti rivelati nel transetto n°1

Il grafico n. 3.2.5 mostra che non è riscontrabile una differenza significativa nel numero totale di segmenti nei tre anni di monitoraggio. La popolazione sembra quindi mantenersi costante. Un leggero calo da 15 a 12 segmenti si è riscontrato tra il 2005 e il 2004, dovuto probabilmente a condizioni climatiche più secche che si sono manifestate nel secondo anno di monitoraggio (Vivat et al., 2005). Lungo il transetto è stata rilevata la presenza anche di *Carex simpliciuscula* altra specie caratteristica del *Caricion atrofusco-sxatilis*, non segnalata in precedenza.

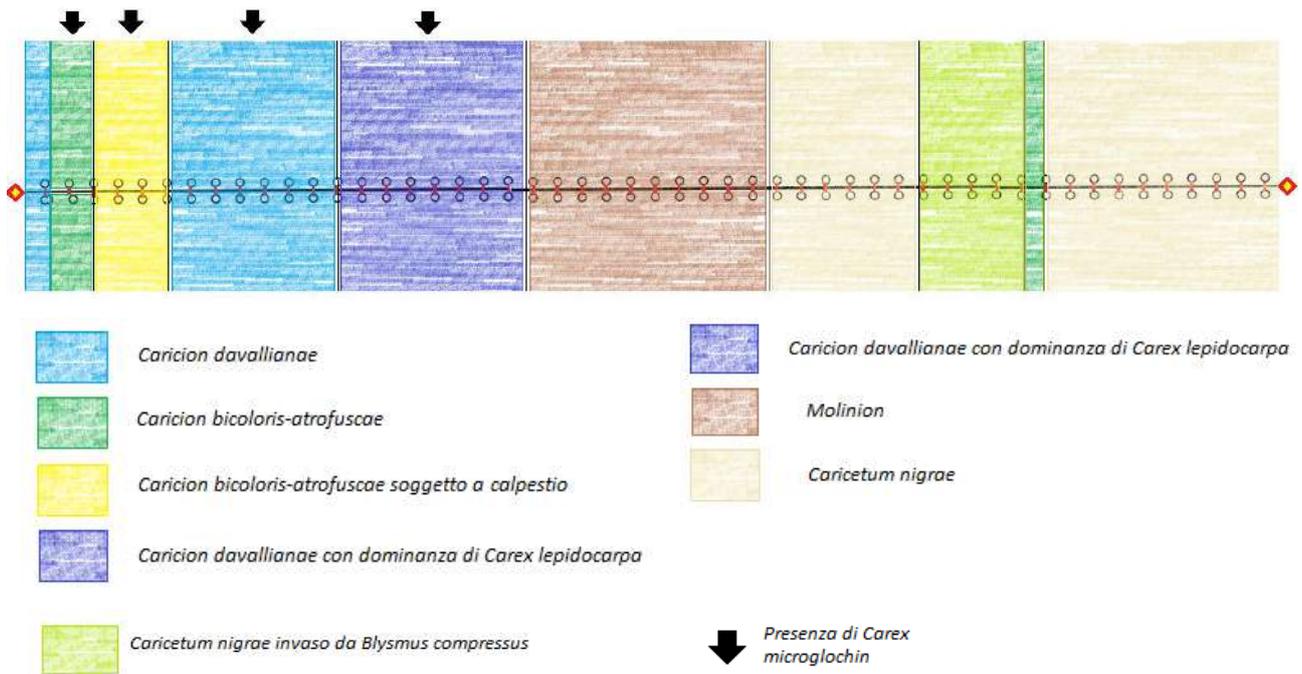


Fig. 3.2.1 Tipologie di vegetazione rilevate lungo il transetto e localizzazione di *Carex microglochin*

La vegetazione che è stata rilevata lungo il transetto è caratterizzata da un alternarsi di habitat di torbiera e di molinieto strettamente in mosaico tra di loro. In diversi casi una sola specie tende ad essere dominante come nel caso di *Carex lepidocarpa* nel *Caricion davallianae* e o di *Carex panicea* e *Blysmus compressus* nel *Caricetum nigrae*. Alcune specie possono essere indicatrici di forme di degrado più o meno intenso dovuto al pascolamento o all' eutrofizzazione. È il caso per esempio di *Blysmus compressus*, specie adattata a zone soggette a forte calpestio.

*Carex microglochin* è stata osservata nei primi 4 m del transetto in corrispondenza di una vegetazione di torbiera bassa alcalina rappresentata da un *Caricion davallianae* povero in angiosperme ma ricco di briofite e particolarmente perturbato dal calpestio bovino. Quando la fisionomia della vegetazione cambia passando da una torbiera rasa a una vegetazione più di prato umido caratterizzato dal molinieto, *Carex microglochin* scompare.

**Carex maritima (località “Alpe Ciamarella”)**



Foto 3.2.5 Zona di presenza di *Carex maritima* nella località dell'Alpe Ciamarella. Foto ©I. Pozzi 2020

L'Alpe Ciamarella ospita una popolazione di *Carex maritima* che è stata scoperta casualmente nel corso del primo monitoraggio del 2004. a circa 2150m d'altitudine. La specie è stata descritta in corrispondenza di zone da fortemente umide a impregnate d'acqua, situate in prossimità di zone a ruscellamento diffuso (Foto 3.2.5).

L'alluvionamento sembra principalmente primaverile, legato allo scioglimento delle nevi e non particolarmente importante. La pendenza dell'area di presenza della specie è debole (3 à 5°circa) e l'esposizione è prevalentemente orientata a sud.

Nel corso dei primi rilievi, l'area era pascolata da bovini che frequentavano l'area dell'alpeggio nel suo complesso. A fine luglio 2020, il settore era sempre pascolato da qualche bovino e qualche equino che sono stati osservati presso le stazioni di *Carex maritima*, intenti a brucarne le infiorescenze. Il pascolo può essere considerato quindi un fattore di forte disturbo per la popolazione della specie, poiché influisce negativamente sulla fruttificazione degli individui, induce calpestio nella zona di presenza e causa l'eutrofizzazione dei suoli.

Nel corso dei rilevamenti sono state rilevate nell'area altre specie caratteristiche del *Caricion atrofusco-saxatilis*, rispettivamente *Carex bicolor* e *Carex simpliciuscula*.

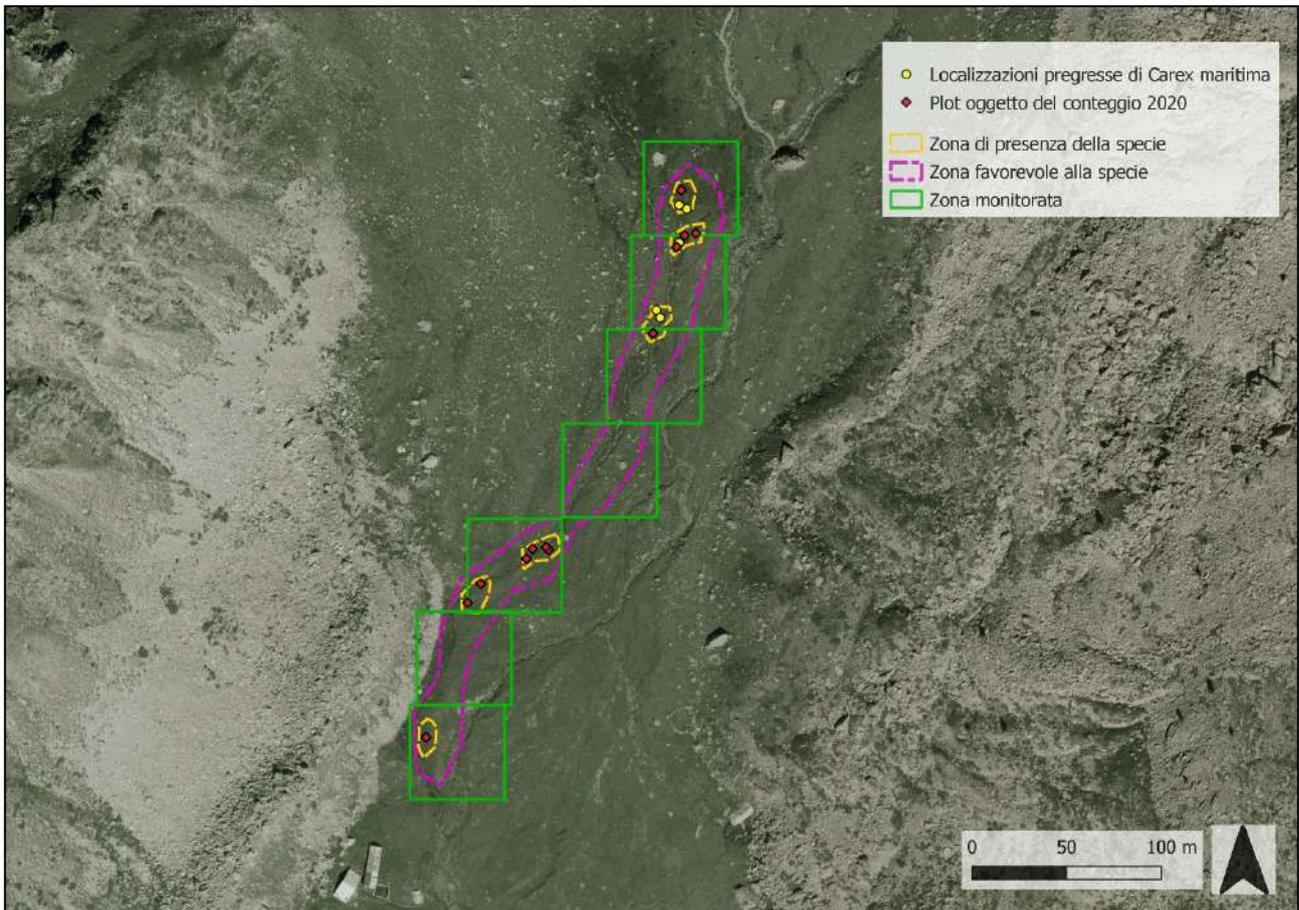
Nel corso del primo ritrovamento (2004) erano state conteggiate 171 infiorescenze distribuite su circa 100 m lineari al bordo dei ruscelli che costituiscono il Rio della Ciamarella. Nel 2004 e 2005 sono stati realizzati 7 plot di monitoraggio nei quali sono stati conteggiati i fusti fioriti di *Carex maritima*.

Nel 2020, per definire l'andamento della popolazione, non avendo la localizzazione precisa dei plot di monitoraggio si è deciso di ripercorrere il corso d'acqua ai bordi del quale la specie era stata osservata e cercando le localizzazioni pregresse mediante GPS. Si è dunque realizzato un conteggio degli individui fioriti e una stima al m<sup>2</sup> nel caso in cui questi superassero le centinaia per plot di monitoraggio.

In una fase successiva l'area oggetto del monitoraggio è stata suddivisa in differenti unità di superficie:

- Area monitorata: superficie nella quale si stima che la specie possa essere presente sulla base di osservazioni pregresse e sulla presenza di altre specie caratteristiche del *Caricion atrofusco-saxatilis*.
- Zona di presenza della specie: aree nella quale la specie oggetto del monitoraggio è stata osservata.
- Zona potenziale di presenza favorevole alla specie: zona inclusa nell'area monitorata comprendente l'insieme delle zone confermate di presenza della specie e gli ambienti favorevoli al suo sviluppo.
- Plot oggetto del conteggio o della stima degli individui per metro quadrato: aree nelle quali è stato effettuato il conteggio dei fusti fioriti.

**MONITORAGGIO DEL POPOLAMENTO DI CAREX MARITIMA NELLA LOCALITA' "ALPE  
CIAMARELLA**



Superficie approssimativa occupata dalla specie (m2)	Superficie della zona potenziale di presenza della specie (m2)	Numero delle zone di conteggio realizzate nel 2004-2005	Numero delle zone di conteggio realizzate nel 2020	Numero totale dei fusti fioriti nel 2004	Numero totale dei fusti fioriti nel 2005	Stima del numero dei fusti fioriti nel 2020
1070	8850	7	12	216	329	> 431

Nel 2020 si è percorso un tragitto lineare di 380 m lungo il quale sono stati localizzati 12 nuclei di presenza di *Carex maritima*. Successivamente, in base ai dati rilevati e a quelli pregressi, si è definita un'area di presenza potenziale della specie. Si suggerisce di individuare nell'area monitorata maglie di monitoraggio di 50 m x 50 m al fine di semplificare un protocollo di monitoraggio per gli anni a venire. Nell'esempio le maglie di 50x50 m sono individuate ai fini di minimizzarne il numero e massimizzare la loro efficacia nel monitoraggio di *Carex maritima*; altre griglie di monitoraggio di 50x50 m possono essere utilizzate (ad es. coerenti con le maglie EEA)

Nel corso dei precedenti monitoraggi il conteggio dell'insieme dei fusti fioriti era stato realizzato in 7 zone diverse. Non stato possibile ricostruire la localizzazione precisa di queste aree, si è deciso di ricercare *Carex maritima* lungo tutto il corso d'acqua e di fare successivamente un confronto tra il totale degli individui osservati nel 2004, quindi nel 2005 e nel 2020.

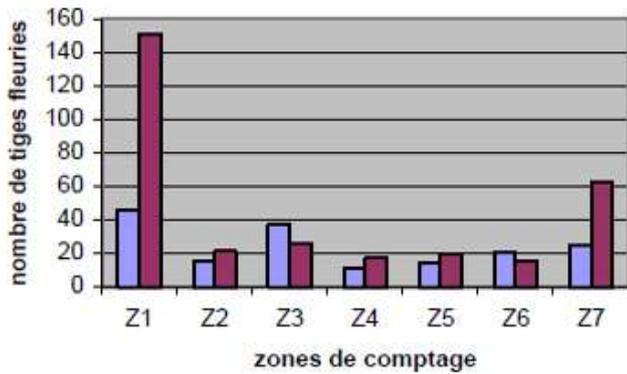
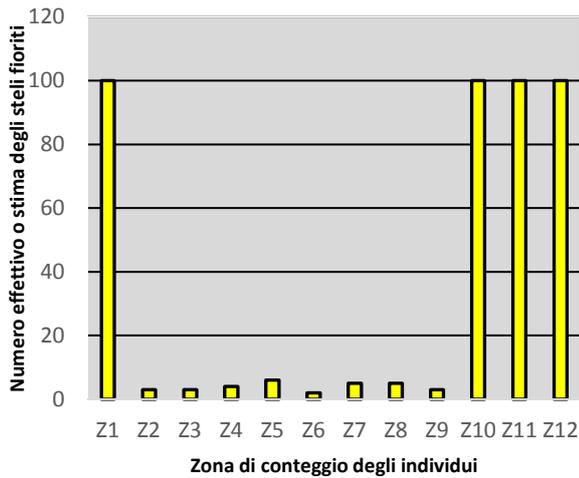


Grafico n.3.2.6 Conteggio dei fusti fioriti di *Carex maritima* nel 2004 e nel 2005



N° Plot	Numero individui per m2	Area oggetto della stima (m2)
Z1	100	7
Z2	3	1
Z3	3	1
Z4	4	1
Z5	6	1
Z6	2	1
Z7	5	1
Z8	5	1
Z9	3	1
Z10	100	1
Z11	100	1
Z12	100	1
	STIMA DEGLI INDIVIDUI FIORITI	>. 931

Grafico n.3.2.7: Stima dei fusti fioriti di *Carex maritima* nel 2020 e tabella corrispondente

Come specificato precedentemente quando i fusti fioriti superavano le centinaia al m<sup>2</sup>, si è proceduto a fare una stima degli individui per zona di conteggio (nel caso di Z1 Z10, Z11, Z12 stimata in 100 individui per m<sup>2</sup>)

In Z1 per esempio si sono contati 100 individui fioriti al m<sup>2</sup> su un lineare di 7 m. Si è stimata quindi la presenza di 700 individui di *Carex maritima* su una zona di conteggio di 7 m<sup>2</sup>.

#### Risultati del confronto temporale tra plot di monitoraggio

Nel 2004 è stato contato un totale di 216 individui fioriti con un aumento nel 2005 fino a 329 fusti fioriti. Analizzando il grafico n.7 possiamo constatare che l'evoluzione del numero delle infiorescenze è molto variabile da una zona all'altra con una fioritura più marcata in corrispondenza delle zone 1 e 7 (Vivat et al., 2005). Sebbene un confronto tra le singole zone non sia stato possibile, possiamo osservare un andamento molto variabile nel 2020 con un numero più alto nelle zone 1, 10, 11, 12.

Benché sulla base di dati approssimativi, possiamo affermare che il numero di individui di *Carex maritima* dell'Alpe Ciamarella è in netto aumento rispetto agli anni precedenti. Inoltre, nuovi nuclei di presenza della specie sono stati censiti lungo il ruscello più a valle, fattore che conferma la colonizzazione di nuovi settori favorevoli e l'espansione del popolamento.

Va inoltre osservato che in tutte le aree monitorate, il pascolo è stato individuato come un importante fattore di minaccia per la sopravvivenza della specie, soprattutto per le stazioni situate in prossimità della baita, ovvero dove la pendenza è inferiore e gli animali possono stazionare più facilmente. Il calpestio frequente, l'azione di brucare gli steli fioriti e l'eutrofizzazione causata dagli animali al pascolo, sono tutti fattori che potrebbero portare a una modificazione dell'habitat originale e concorrere a determinare la scomparsa o rarefazione della specie nel sito. Un'attenzione particolare dovrà essere quindi applicata nei prossimi anni per sorvegliare l'evoluzione del popolamento e mettere in atto azioni di gestione.

## Valle Stura di Demonte

### Carex microglochyn (località Vallone del Puriac lungo la Comba della Sagna)



Puriac Foto ©I. Pozzi 2020

La specie è presente in corrispondenza della riva sinistra e destra della Comba della Sagna tra 2320 e 2340 m di altitudine (Foto 3.2.6). *Carex microglochyn* colonizza dei terrazzi alluviali o zone in diretto contatto con il ruscellamento, in settori caratterizzati da umidità variabile e più o meno frequentemente soggetti a fenomeni di alluvionamento. La pendenza dell'area è molto debole (all'incirca 2,5°) (Vivat et al., 2005).

Nel 2004, il vallone era pascolato da una mandria di bovini che frequentavano l'insieme della zona provocando delle perturbazioni associate al brucare delle infiorescenze, al calpestio e all'eutrofizzazione.

Sul settore erano stati osservati diversi individui di *Carex bicolor*.

Nel corso del monitoraggio realizzato a fine luglio del 2020, la mandria non era ancora salita al vallone ma stanziana circa 500 m più a valle. Il pastore ha informato che avrebbe fatto salire le vacche la prima settimana di agosto. Tracce di pascolo degli anni precedenti (deiezioni e calpestio) erano comunque ben evidenti al momento del monitoraggio. La zona è inoltre interessata da un percorso di trekking equestre frequente nel periodo estivo



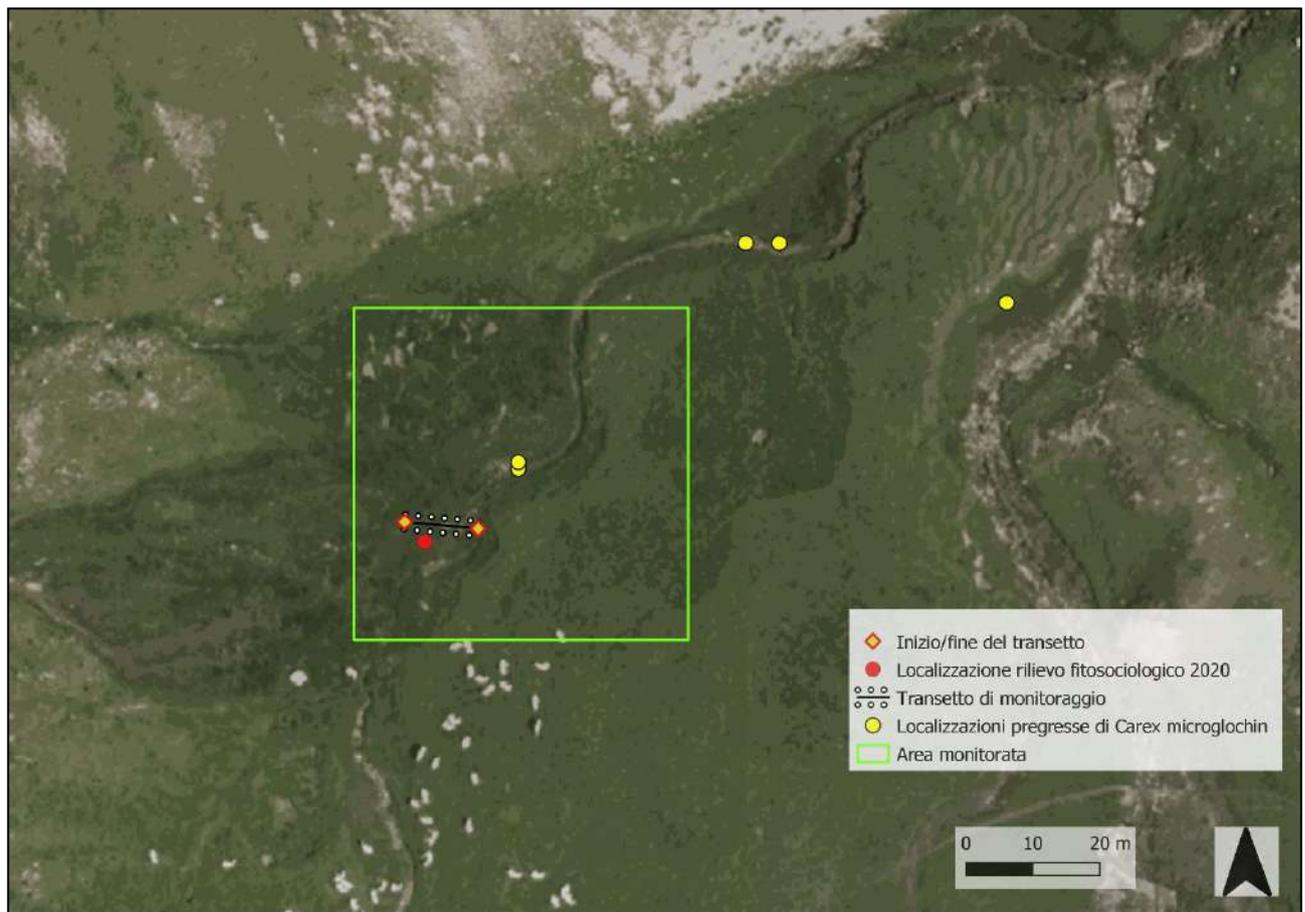
Foto.3.2.7 Inizio transetto n° 1 direzione Sud-est  
Foto ©I. Pozzi



Foto.3.2.8 Inizio transetto n° 1 direzione Nord-ovest Foto ©I  
Pozzi

Per circoscrivere l'area di presenza della specie si è fatto riferimento alle localizzazioni pregresse e si sono ricercati i picchetti inerenti ai monitoraggi precedenti. In questo caso le localizzazioni precise di inizio e fine dei transetti non sono state ritrovate. Si è quindi deciso di effettuarne uno nuovo transetto in un'area potenzialmente favorevole alla specie e dove nel 2020 sono stati osservati diversi individui di *Carex microglochyn*.

## MONITORAGGIO DEL POPOLAMENTO DI CAREX MICROGLOCHIN NEL VALLONE DEL PURIAC



Superficie dell'area monitorata (m2)	Superficie occupata dalla specie (m2)	Superficie della zona potenziale di presenza della specie (m2)	Numero dei transetti realizzati nel 2004-2005	Numero dei transetti realizzati nel 2020	Media dei segmenti occupati dalla specie nel 2004	Media dei segmenti occupati dalla specie nel 2005	Numero dei segmenti occupati dalla specie nel 2020
2500	Non rilevata	400	3	1	43	54	40

L'unico parametro per valutare l'evoluzione della popolazione è quindi il numero di segmenti lungo il nuovo transetto. Un confronto diretto con quelli rilevati nel 2004 nel 2005 non sarà possibile tenendo in conto che il conteggio non è stato effettuato sullo stesso transetto. Il nuovo monitoraggio verrà quindi considerato a sé stante. La superficie della zona potenziale occupata dalla specie è stata definita come il rapporto tra la lunghezza del transetto (10 cm) e la larghezza dei segmenti su ciascuno lato (in totale 40 cm) nei quali è stata ricercata la specie.

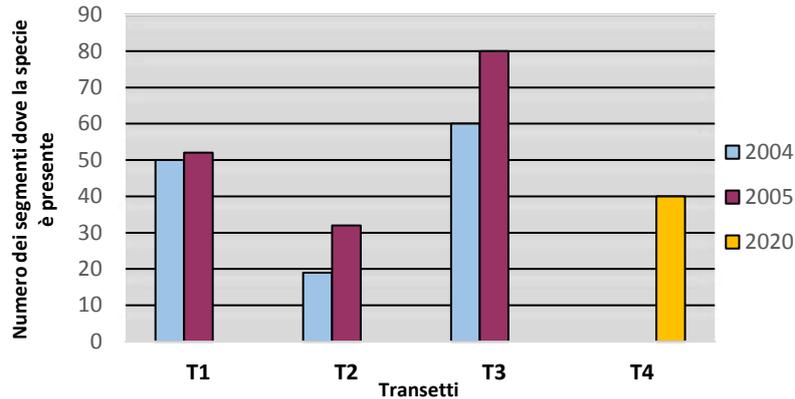


Grafico 3.2.8. Evoluzione del popolamento di *Carex microglochis* tra il 2004 e il 2005 e transetto supplementare 2020

### Risultati del confronto temporale tra plot di monitoraggio

I primi risultati mostrano un incremento del numero dei segmenti di presenza della specie sui tre transetti tra il 2004 e il 2005. Questo aumento è più o meno evidente (limitata sul primo transetto, molto netta sul secondo). È probabile che diversi fenomeni correlati tra di loro possano spiegare questo andamento. Sembra che nel 2005 sia maggiore a seguito di buone condizioni di germinazione e di crescita. Inoltre sembra esistere una distorsione nell'osservazione tra i due anni dovuta al fatto che la fioritura di *Carex microglochis* era meno avanzata durante il monitoraggio nel 2005 rispetto al 2004 (Vivat et al., 2005).

Sul transetto realizzato nel 2020 si è contato un totale di 40 segmenti nel quale la specie è presente lungo il transetto. Sebbene non possiamo confrontare il dato con quello rivelato nei monitoraggi precedenti, possiamo constatare che la somma dei segmenti è mediamente inferiore a quelle dei transetti realizzati nel 2004 e nel 2005.

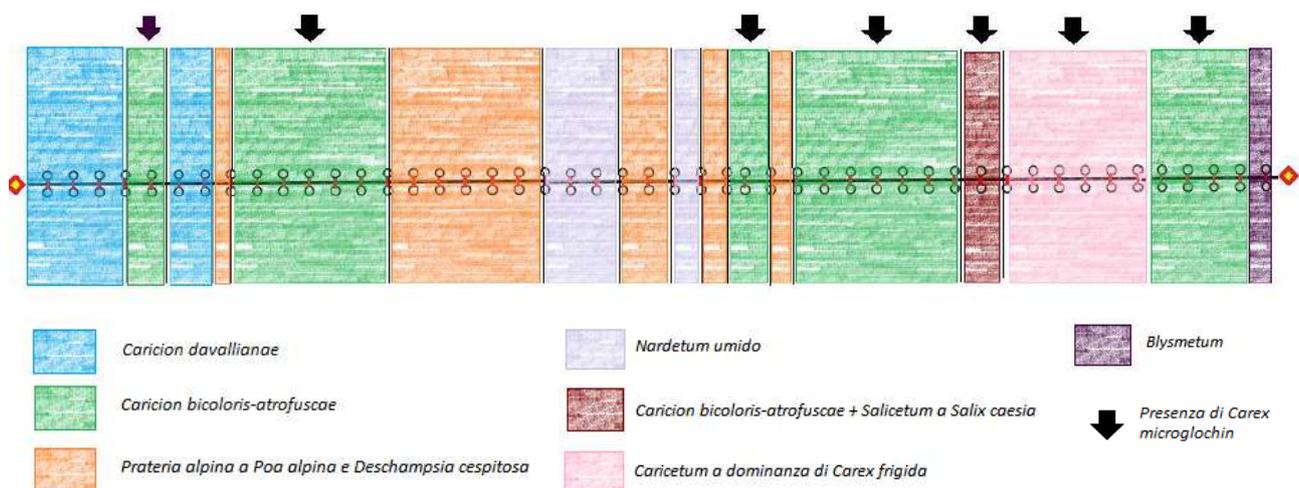


Fig. 3.2.2 Tipologie di vegetazione rilevate lungo il transetto e localizzazione di *Carex microglochis*

La vegetazione che è stata rilevata lungo il transetto è caratterizzata da un alternarsi di habitat di torbiera (*Caricion davallianae* e parvocariceti a *Carex frigida*) e di prateria alpina (prateria a *Poa alpina* e *Deschampsia caespitosa* e nardeto) strettamente in mosaico tra di loro. Alcune specie possono essere indicatrici di forme di degrado più o meno

intenso dovuto al pascolamento o all' eutrofizzazione. È il caso per esempio di *Blysmus compressus*, specie adattata a zone soggette a forte calpestio che è stata rilevata principalmente nella parte terminale del transetto.

Si può osservare come *Carex microglochin* sia presente lungo tutto il transetto ma localizzata in corrispondenza dei settori più umidi, scomparendo invece nel momento in cui le condizioni diventano più secche e le specie di prateria cominciano ad entrare in competizione. In un tratto invece possiamo notare che il *Caricion bicoloris-atrofuscae* si trova in compresenza di una vegetazione arbustiva caratterizzata da un saliceto a *Salix caesia*.

Sulla base alle osservazioni nei tre anni di monitoraggio, si può notare che la specie è fortemente minacciata dalla frequentazione antropica nel vallone. Diverse attività come il passaggio frequente di quad o l'attività equestre, possono causare un deterioramento della zona umida a causa del calpestio e della forte pressione sul suolo. Questi fattori infatti causano la formazione di depressioni profonde e la modifica delle condizioni idrologiche e pedologiche.

***Juncus arcticus* (località Vallone del Puriac, in prossimità del ruscello Tuiscia)**



Foto 3.2.10 Vallone di presenza di *Juncus arcticus* nella località della Bassa di Colombart. Foto © I. Pozzi 2020

*Juncus arcticus* è presente in prossimità della riva sinistra della Tuiscia a 2735 m di altitudine. La presenza della specie è localizzata in soli due punti, relativamente lontani dal corso d'acqua e formanti due nuclei ben distinti dal resto della vegetazione e estesi solo qualche metro quadrato. L'ambiente nel quale si localizzano si situa in un contesto di habitat di valletta nivale a contatto con vegetazione di prati pascolo, in ogni caso in assenza di substrato torboso o umido. (Foto 3.2.10). La pendenza è debole (circa 6°) e l'orientamento è sudest.

Nel corso di rilievi effettuati in anni precedenti, *Carex bicolor* era stata osservata in questo settore ma la presenza però non è stata confermata del 2020.

Il vallone, come già detto precedentemente per la stazione di *Carex microglochin*, è pascolato da una mandria di bovini ed è interessato da una forte frequentazione antropica. Questi due fattori determinano calpestio, eutrofizzazione deterioramento delle zone umide dove è presente la specie.

Nei primi due anni di monitoraggio, per stimare il *trend* del popolamento di *Juncus arcticus*, sono stati conteggiati gli steli fioriti per ciascun nucleo presente in due zone distinte, per un totale di 4 *plot* di monitoraggio.

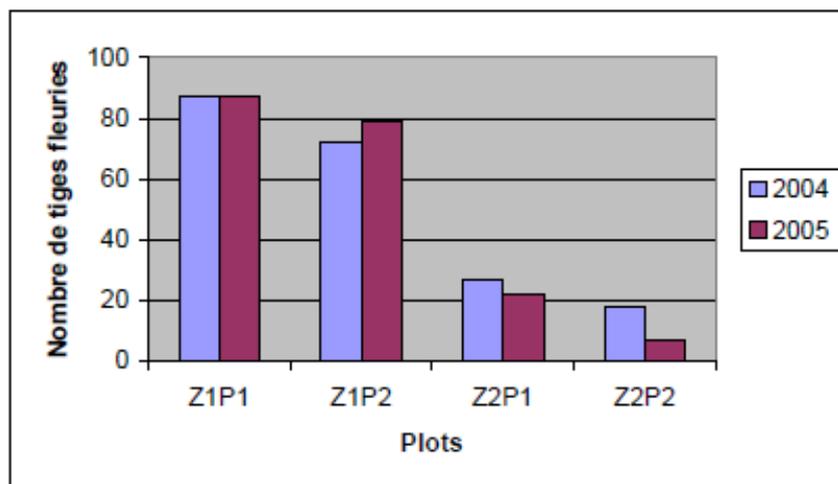


Grafico 3.2.9. Evoluzione del popolamento di *Juncus arcticus* tra il 2004 e il 2005 in corrispondenza dei *plot* di monitoraggio



Foto. 3.2.11 Conteggio dei fusti fioriti di *Juncus arcticus*. Foto ©Nanni Villani, 2020

Osservando il grafico sovrastante è possibile notare che nei due anni rilievo (2004e 2005) non sono state registrate variazioni significative del numero di individui nei 4 plot individuati nel popolamento di *Juncus arcticus* del Vallone di Puriac,..

Nel 2020 sono stati identificati due nuclei di presenza della specie, corrispondenti all'incirca ai nuclei principali individuati nel 2004-2005, per ciascuno di essi è stato conteggiato il numero di dei fusti fioriti su una superficie di 1 m<sup>2</sup>. La stima del totale degli individui presenti in ogni nucleo, è stata ottenuta moltiplicata la superficie occupata da ogni nucleo per il numero di individui/ m<sup>2</sup> risultante dal conteggio.

Sono stati contati un totale di 312 individui / m<sup>2</sup> nel primo nucleo e di 593 individui/m<sup>2</sup> nel secondo; è stata conseguentemente

stimata la presenza di 5537 individui nel primo nucleo e di 3558 nel secondo. Anche se il conteggio del 2020 è stato realizzato prendendo in considerazione tutti gli steli e non solo quelli fioriti è evidente un incremento significativo del numero di individui presenti nei due nuclei che sono passati da circa 200 individui(fioriti) a circa 9000. L'incremento degli individui di *Juncus arcticus* del vallone del Puriac rispetto agli anni precedenti, è confermato anche dal tecnico Bruno Gallino del Parco Alpi Marittime, che monitora periodicamente la progressione dei nuclei della specie e che ha partecipato al monitoraggio. Un'attenzione particolare dovrà quindi essere applicata all'impatto che il pascolo può avere sulla zona di presenza, essendo quest'ultima molto circoscritta e quindi più a rischio.

### 3.3 Analisi fitosociologica

#### 3.3.1 Indagini preliminari

Un primo approccio alla classificazione è stato avviato cercando di classificare i rilievi effettuati nel 2020 in base al solo confronto tra di essi, ponendosi anche l'obiettivo di individuare la presenza di eventuali specie diagnostiche sensu Chytrý et al. (2002) e Chytrý e Tichý (2003). Secondo questi autori le specie diagnostiche sono specie caratteristiche o differenziali di cui possono essere determinate statisticamente la fedeltà ed abbondanza nei rilievi appartenenti a una data unità di vegetazione e, viceversa, la loro corrispondente scarsità o assenza in altre unità; le specie che superano una soglia di fedeltà impostata sono considerate diagnostiche.

Le prime analisi effettuate con il software Juice portano a classificare i rilievi in parte nell'All. *Caricion atrofusco-saxatilis* e in parte nell'All. *Caricion davallianae* o a individuare comunità intermedie. Emerge inoltre una difficoltà a separare comunità dell'All. *Caricion atrofusco-saxatilis* dall'All. *Caricion davallianae*.

Un secondo approccio alla classificazione è stato avviato effettuando un confronto tra una selezione di rilievi pubblicati in Bressoud (1989) e i rilievi effettuati nel 2020 nelle alpi piemontesi utilizzando una metodologia di *cluster analysis*.

#### Analisi TWINSpan

L'analisi con TWINSpan (Hill 1979) separa principalmente due gruppi di cui uno (Ass. *Juncetum arctici*) è caratterizzato da una maggiore frequenza di *Juncus arcticus* associato a specie del *Caricion davallianae* e un altro gruppo, più ampio, caratterizzato dalla presenza di altre specie caratteristiche del *Caricion atrofusco-saxatilis* e da una notevole variabilità

Relevés 54	422 11	53545333334445444454111211	1 222223321133
Species 182	1349865567	49203213867680932415324091213046578210497857	
<i>Juncus arcticus</i>	6	222+...221.....1.....	
<i>Kobresia simpliciuscula</i>	6	....2....2.....2.....11...1.31...1.....222..22	
<i>Carex bicolor</i>	6	...1+.....1...2...+21+21+...+...+++1++++.....	
<i>Carex maritima</i>	6	.....11.....	
<i>Trichophorum pumilum</i>	6	...2.....2.2.2...+.22.....	
<i>Carex atrofusca</i>	6	.....31...1...2121.1+.....1...+.....1...12..	
<i>Tofieldia pusilla</i>	6	.....+.....+.....+.....1...+.....+.....	
<i>Carex microglochin</i>	6	.....+.....1...1+2...1.2.....	
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	6	.1+2222++1...2.2.2...1+11+...+...1212..+111.131+..1+1.....	
<i>Blysmus compressus</i>	6	.212+1.122.....1.....	
<i>Carex davalliana</i>	6	.1...11.1...22.1...233+2...2...2...+.....222.212.....	
<i>Carex lepidocarpa</i>	6	.....+1.+.....+.....22.2.....	
<i>Carex panicea</i>	6	.....122++1.....3.+.....2.+.....	
<i>Triglochin palustris</i>	6	...11+.....+.....+.....+.....+.....	
<i>Ranunculus montanus</i>	6	+...+++++1...++.....+.....++.....	
<i>Polygonum viviparum</i>	6	.11+++..+1.12.1+11+2.111+1212++11111..+11+11+1122++112++	
<i>Carex capillaris</i>	6	...+.....+1+++..+1...++..1...++..+2++..+1++++12+...+++..	
<i>Carex frigida</i>	6	...+.....+2...++1+23+1+...+2.232.2...++11+2+32.2+3....	
<i>Juncus triglumis</i>	6	.....+++11++..+...+1.1+3+1+...1+...+++1+1+...+...+	
<i>Bartsia alpina</i>	6	.1+.....+++..+...+...+...+1.1..+1+...+++11...+++1++..+	
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	6	+...21+...+1...1...+...+...1.3+2...+122...+++11+...32.1.22....	
<i>Selaginella selaginoides</i>	6	.....+...+++..+...++..+...+...1++..+++..++..+++..+	
<i>Pedicularis kernerii</i>	6	.....+...++1...++..+...+...+++11...+1...++..+++	
<i>Parnassia palustris</i>	6	.1...+...+++..+...1+...+...+...+1+...+...+++..+++1+..+1	
<i>Saxifraga aizoides</i>	6	+...+++..+...1+...+++1++..+...1+...+...+...+...+...+11..2+	
<i>Primula farinosa</i>	6	...+...++1+...21+...+...+1...+...+...+...+...+...+...+1++1...++	
<i>Sesleria caerulea</i>	6	.....+...++..+...+...+...+...+...+...+...+...+...+...+...+1...21	
<i>Equisetum variegatum</i>	6	.....2+121.3...2.+3.1...223..122.222+2+1.2.....	
<i>Leontodon helveticus</i>	6	.112...+++..21.+1...+...1...+...+2...+...+++2+.....	
<i>Pinquicula alpina</i>	6	.....++1.1...+...+...+...+...+++..+...+...+.....	

Specie:

in blu specie caratteristiche dell'All. *Caricion atrofusco-saxatilis*

in rosso specie caratteristiche dell'All. *Caricion davallianae*

**Analisi Expert System EUNIS- Esy**

L’approccio Expert system EUNIS-Esy (Chytrý et al. 2020) mostra come la classificazione automatica basata sull’utilizzo di specie diagnostiche porti a risultati complessi da interpretare e mette in dubbio la stessa appartenenza di almeno 1/3 dei rilievi all’All. *Caricion atrofusco-saxatilis*, nonostante la presenza in tutti i rilievi di almeno una delle specie caratteristiche.

	<i>Caricion davallianae</i>	H 3 1	<i>Caricion atrofusco-saxatilis</i>
Relevés 54	000000000000000000000000		000000000000000000000000
Species 182	4444444444444444444444444444		4444444444444444444444444444
	1111111111111111111111111111	??RR?R??RRbR?RRR	55555555555555555555555555
Carex bicolor	6 11...+. +1+++. +...+. +...1...12...+. +...+. +2+...+. +		
Kobresia simpliciuscula	6 .1.2..11...2...2...1...2.22..13...222...+. +...+. +		
Carex atrofusca	6 ...+. +1...+. +...1...2...1.1...11...2...12+ 13		
Trichophorum pumilum	6 2.2.2...2...2...2...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +		
Carex microglochin	6 ...+. +...1.2.2+...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +		
Juncus arcticus	6 +...+. +...1221...22...2...+. +...+. +...+. +...+. +		
Carex maritima	6 ...1...1...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +		
Tofieldia pusilla	6 ...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +		
Polygonum viviparum	6 +11++111.1+1112+1. +1+1. +21111+ .+2.2+++ .12111+212111++1		
Eleocharis quinqueflora	6 21212111.213221212111++12. 1+...+. +...+. +...+. +...+. +		
Juncus alpinoarticulatus	6 2++2+2++113.2.1+1.3...+11...+. +...+. +...+. +...+. +		
Carex capillaris	6 ++++. +. 1.1++++1...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +		
Carex frigida	6 +2.2+21+232+. 2.+ +3...2...1.+ +. 1...+33+++. +2+12		
Bartsia alpina	6 .1.++1+++ .+...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +		
Juncus triglumis	6 ...+. +...1+1.1+ .+. 1.+ .+. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +		
Parnassia palustris	6 .+++1+. 1+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +		
Primula farinosa	6 ++. +. +++2...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +		
Equisetum variegatum	6 .2.2.322.2+2...12+. 121...3...221. 2+. 2. 3+1...		
Selaginella selaginoides	6 ++++. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +		
Pedicularis kernerii	6 +++1. 1. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +. +		
Saxifraga aizoides	6 .+++...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +		
Leontodon helveticus	6 2++...22+++12...+++...111...+. +...+. +...+. +...+. +		
Carex davalliana	6 .12...2.222221.1+3.1...1...+. +...+. +...+. +...+. +		
Poa alpina	6 ++. +. +. +. 1.1.+...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +...+. +		

Rilievi:

**in blu** rilievi attribuiti a Q41 – Alkaline, calcareous, carbonate-rich small-sedge spring fen (All. *Caricion davallianae* Klika 1934)

**in rosso** rilievi attribuiti a Q45 – Arctic-alpine rich fen (All. *Caricion atrofusco-saxatilis* Nordhagen 1943)

Specie:

in blu specie caratteristiche dell’All. *Caricion atrofusco-saxatilis*

La frequenza e la fedeltà delle specie caratteristiche delle All. *Caricion atrofusco saxatilis* e all’All. *Caricion davallianae* (in base a Bressoud, 1989; Landolt et al. 2010) non evidenziano una univoca correlazione con i rispettivi gruppi individuati dall’analisi EUNIS-Esy (Chytrý et al. 2020).

Synoptic table with percentage frequency and modified fidelity index (phi coefficient) (3 columns)

Number of relevés:	<i>Caricion davallianae</i>	L6	<i>Caricion atrofusco - saxatilis</i>
relevés 54	1	2	3
Species 182			
Eleocharis quinqueflora	95 91.8	38	44
Carex lepidocarpa	30 38.9	6	
Juncus alpinoarticulatus	80 85.0	25	61 81.2
Carex davalliana	60 33.5	12	39 2.8
Deschampsia cespitosa	15 32.4		
Carex frigida	75 91.3	25	61 81.3
Juncus arcticus	10	38 82.0	
Prunella vulgaris	5	31 81.6	
Blasmus compressus	15	38 81.2	
Bizia media	5	25 35.4	
Rhinanthus alectorolophus	5	31 35.4	6
Carex rosae		25 34.6	6
Rhinanthus minor	10	31 30.5	6
Selaginella selaginoides	40	12	78 89.0
Salix reticulata	10	6	44 42.6
Salix retusa	5	12	39 34.4
Saxifraga aizoides	30	31	67 34.4
Leucanthemum coronopifolium	5		17 30.4
Tofieldia pusilla	5		22 30.2
Bartsia alpina	50	38	78 30.2
Carex capillaris	65 82.9	25	78 31.1
Carex sempervirens		19 2.8	33 29.8
Carex atrofusca	15	19	44 29.6
Oxytropis helvetica			11 27.7
Epilobium alsinifolium			11 27.7
Arabis subcoriacea			11 27.7
Chamorchis alpina	15 1.5		28 27.3
Pinguicula leptoceras	15 1.5		28 27.3
Juncus triglumis	50	38	72 24.8
Pinguicula vulgaris	5	6	22 19.4
Gentiana brachyphylla			6 19.4
Eriophorum scheuchzeri			6 19.4
Vaccinium myrtillus			6 19.4
Rhododendron ferrugineum			6 19.4

Specie: in blu specie caratteristiche dell’All. *Caricion atrofusco-saxatilis*

### 3.3.2 Cluster analysis (CA)

Si ricorda che la *Cluster analysis* è stata realizzata mediante in software PAST scegliendo come indice di similarità la distanza della corda e come algoritmo il legame medio (UPGMA). Una prima analisi svolta a partire dai 54 rilievi fitosociologici effettuati nel 2020, ha definito sette gruppi distinti, evidenziati nel grafico sottostante (Fig.3.3.3.1) da colori diversi, all'interno dei quali sono stati individuati due ulteriori sottogruppi rappresentati da linee di separazione. I rilievi che non sono correlati a nessun altro rilievo sono stati colorati in rosa e evidenziati di rosso.

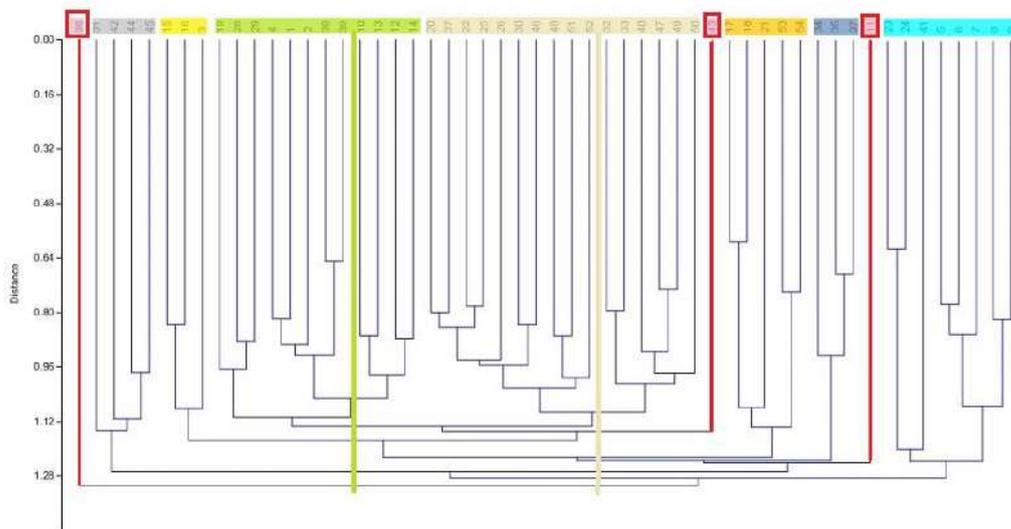


Fig.3.3.2 Dendrogramma dei rilievi fitosociologici realizzati nel 2020 basato sulla copertura delle specie

Al fine di interpretare correttamente i gruppi definiti dalla *cluster analysis*, ovvero le e cercare di identificare il *syntaxon* di appartenenza delle unità di vegetazione così separate, si è deciso di avviare una seconda analisi aggiungendo anche rilievi provenienti da fonte bibliografica (Bressoud, 1989). In particolare sono stati inclusi nell'analisi i rilievi di Bressoud (1989) realizzati nel settore geografico della Valle d'Aosta, del Canton Vallese e del Cantone dei Grigioni. Il lavoro di Bressoud (1989) è a tutt'oggi lo studio di riferimento per l'Alleanza *Caricion atrofuscae-saxatilis* nelle Alpi; in questo lavoro i rilievi effettuati dall'autore sono stati classificati con un approccio fitosociologico classico accompagnato ad un'analisi accurata dei parametri ecopedologici. Basandosi sull'analisi dei numerosi rilievi effettuati nelle Alpi Bressoud (1989) individua e descrive associazioni e sub-associazioni appartenenti all'All. *Caricion atrofusco-saxatilis*. I rilievi effettuati nel 2020 nelle Alpi piemontesi sono stati dunque comparati alla classificazione di Bressoud (1989). a.

Di seguito un breve glossario indicante le abbreviazioni che sono state utilizzate da Bressoud (1989) per identificare le associazioni e le sub-associazioni del *Caricion atrofusco-saxatilis* di cui si è fatto uso nell'analisi dei dati e nella presentazione dei risultati. Nella tabella sottostante si indicano inoltre la numerazione originale di Bressoud (1989) e quella utilizzata nell'analisi cluster.

<i>Abbreviazioni in Bressoud 1989</i>	<i>Numerazione dei rilievi in Bressoud 1989</i>	<i>Numerazione nella cluster analysis</i>
<i>Ja = Juncetum arctici</i>	23-45	144-165
<i>Cj: Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum maritimae</i>	172-164	116-143
<i>Cb = Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum bicoloris</i>	Da 334 a 346	55-86
<i>Ca= Caricetum atrofusco-vaginatae</i>	853-852	166-170
<i>Cm = Caricetum microglochinis caricetosum microglochinis</i>	57-60	87-105
<i>Sp = Caricetum microglochinis scirpetosum pumili</i>	800-20	106-115
<i>Ks = Caricetum microglochinis kobresietum simpliciusculae</i>	899-919	171-191
<i>Rilievi realizzati nel 2020 (R2020)</i>	-	1-54
<i>Rilievi provenienti da fonti bibliografiche ( R1989)</i>		

Tab..3.3.2 Glossario delle abbreviazioni dei termini usati nella fase di analisi dei dati e numerazione di riferimento

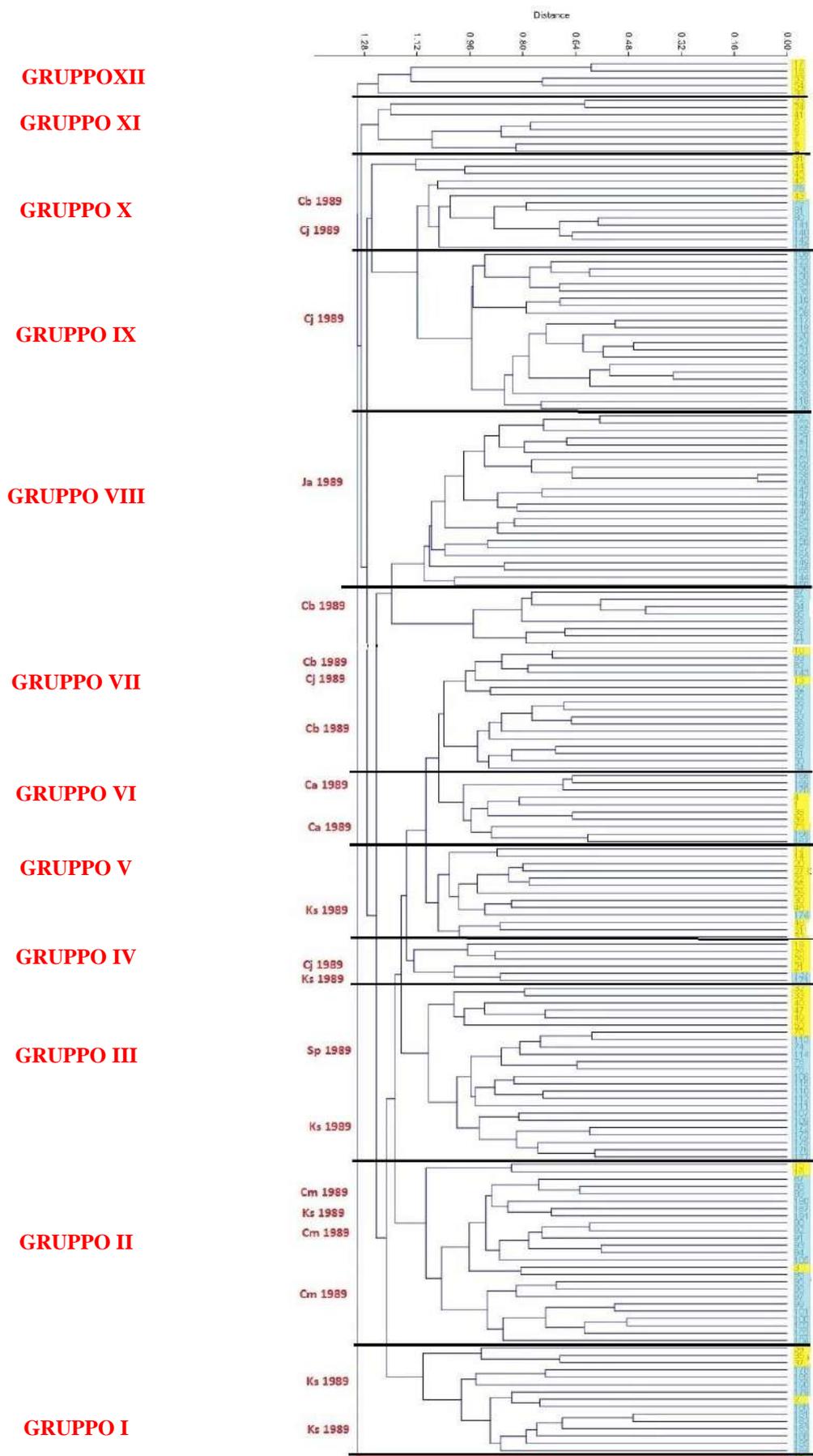


Fig. 3.3.2 Dendrogramma complessivo dei rilievi fitosociologici del 2020 e di quelli bibliografici del 1989

La seconda *cluster analysis*, realizzata a partire da una matrice di 191 rilievi, ha definito un maggior numero di gruppi rispetto alla precedente. Sono stati individuate 12 unità principali, evidenziate nella figura 3.3.3.2 da linee di separazione nere. Per comprendere il posizionamento dei rilievi bibliografici (R1989) rispetto a quelli del 2020 (R2020), i primi sono stati evidenziati nel grafico in giallo mentre i secondi in azzurro.

Qui di seguito sono sintetizzate le principali interpretazioni del dendrogramma:

- 7 dei 12 gruppi includono al loro interno sia R1989 sia R2020 evidenziando quindi una somiglianza floristica tra i rilievi effettuati in Piemonte nelle Alpi Sudoccidentali nel 2020 quelli tratti da Bressoud (1989) e rilevati nelle Alpi occidentali;
- Due gruppi individuano unità di vegetazione omogenee e distinte formate da soli rilievi R2020 ed altri due gruppi sono formati solo da rilievi R1989. Per i due gruppi R2020 la composizione floristica è distante da quella di tutti i *syntaxa* associati all'All. *Caricion atrofusco-saxatilis* descritti in Bressoud (1989) quindi un'analisi più approfondita si rende necessaria per poterli correttamente associare ad altre unità di vegetazione;
- La clusterizzazione dei soli rilievi R2020 derivante dalla prima analisi, si rispecchia anche nella seconda analisi, dove i rilievi R2020 sono analizzati insieme a R1989.
- Solo un rilievo sembra non essere correlato a nessun altro rilievo, creando un gruppo a sé stante. Quest'ultimo corrisponde al rilievo 11 evidenziato nel grafico con una linea rossa.
- I R2020, associati in un primo momento all'associazione *Juncetum arctici*, caratterizzata dalla dominanza di *Juncus arcticus*, si mostrano distanti floristicamente dai R1989 del *Juncetum arctici* identificati da Bressoud.
- I R2020 che includono *Carex atrofusca* sono divisi in due gruppi di cui solo una parte è incluso nello stesso gruppo dell'Ass. *Caricetum atrofusco-vaginatae*, mentre l'altro è molto distante e riconducibile più a vegetazioni di stillicidio.

## Associazioni e sub-associazioni:

### **GRUPPO I: *Caricetum microglochinis kobresietosum simpliciusculae* (Nordh. 1928) Bressoud 1989**

Secondo Bressoud (1989) questo *syntaxon* si trova nell'arco alpino in corrispondenza di terrazze, senza alluvionamento e aventi un suolo da debolmente umido a impregnato di acqua. Predilige litologie prettamente calcaree e suoli idromorfi organici rispetto a suoli idromorfi minerali.

Da un punto di vista fitosociologico, la sub-associazione è inclusa nell'associazione del *Caricetum microglochinis Nordhagen 1928* che vede come specie caratteristiche *Carex microglochin*, *Carex simpliciuscula*, *Trichophorum pumilum* e *Tofieldia pusilla*. *Carex simpliciuscula* sembra essere dominante nella sub-associazione.

Dei rilievi realizzati nel 2020, rientrano in questo gruppo il n° 2, il 34, il 35 e il 37. Il primo coincide con un rilevamento effettuato nella località di Rocca Turale nelle Valli di Lanzo in corrispondenza di una zona di transizione tra una torbiera bassa e un conoide di deiezione, su un suolo permanentemente inondato, debolmente umido e caratterizzato da un drenaggio abbastanza lento. Ritroviamo in esso la presenza di due delle tre specie caratteristiche dell'associazione: *Carex microglochin* e *Carex simpliciuscula*, quest'ultima con una percentuale più alta.

Gli altri tre rilievi sono stati realizzati nel Vallone Comba la Pala presso il Rocciamelone in Valle Susa su detriti di roccia e sfasciumi di calcescisti ai margini di zone di ruscellamento. Il suolo si presenta da umido a debolmente umido ma sempre permanentemente inondato. Una sola specie caratteristica è presente in tutti e tre i rilievi: *Carex simpliciuscula*.

### **GRUPPO II: *Caricetum microglochinis caricetosum microglochinis* (Nordh. 1928) Bressoud 1989**

Secondo Bressoud (1989), questo *syntaxon* si trova nell'arco alpino su alluvioni e terrazze ad alluvionamento nullo o primaverile (inondazione durante il periodo di scioglimento delle nevi) a suolo umido, raramente impregnato d'acqua, acido a mediamente calcareo di tipo alluvionale o idromorfo organico. Nello spettro biologico le emicriptofite eguagliano le geofite.

Da un punto di vista fitosociologico, la sub-associazione è inclusa nell'associazione del *Caricetum microglochinis Nordhagen 1928* che vede come specie caratteristiche *Carex microglochin*, *Carex simpliciuscula*, *Trichophorum pumilum* e *Tofieldia pusilla*. Questa sub-associazione si differenzia dalla precedente poiché *Carex microglochin* può formare dei densi popolamenti quasi puri (BljCHER 1963).

Dei rilievi realizzati nel 2020 rientrano in questo gruppo il n° 3, il n° 15 e il n° 16. Il primo coincide con un rilevamento effettuato nella località di Rocca Turale nelle Valli di Lanzo in corrispondenza di un ambiente di torbiera con un suolo permanentemente inondato, impregnato di acqua e a drenaggio molto lento. Ritroviamo in esso un denso popolamento di *Carex microglochin*. Gli altri due sono stati effettuati sempre nelle Valli di Lanzo ma ad altitudini inferiori a Pian della Mussa in un mosaico di ambienti umidi tra i quali torbiere basse alcaline, molinieti e saliceti a *Salix foetida*. Il suolo da umido a impregnato d'acqua sembra essere permanentemente inondato con un drenaggio quasi impedito o molto lento. Per quanto riguarda le specie caratteristiche, nel rilievo n° 15 è stata rilevata la presenza di *Carex microglochin*, mentre nel n° 16 di *Carex simpliciuscula*.

### GRUPPO III: *Caricetum microglochinis scirpetosum pumili* Bressoud 1989

Sulle Alpi questo *syntaxon* si instaura, secondo Bressoud (1989), su terrazze non interessate da alluvionamento e caratterizzati da un suolo da debolmente umido a impregnato di acqua, poco calcareo, di tipo alluvionale o idromorfo. Il numero e la percentuale di ricoprimento delle Pteridofite e delle Spermatofite sono elevati. Nello spettro biologico le emicriptofite dominano nettamente sulle geofite.

Dal punto di vista fitosociologico la sub-associazione fa parte dell'associazione del *Caricetum microglochinis* Nordhagen 1928 da cui si distingue per una dominanza di *Trichophorum pumilum*.

È da notare la presenza all'interno del medesimo gruppo di diversi rilievi appartenenti al *Caricetum microglochinis kobresietosum simpliciusculae* evidenziando quindi una forte somiglianza tra le due sub-associazioni.

Dei rilievi realizzati nel 2020, rientrano nel gruppo III il n° 32, il n°33, il n° 40, il n° 47, il n° 49 e il 50.

I primi due sono stati effettuati a pochi metri di distanza in Valle Po tra le località Cumbal del Rio e Pian Grande dei Fons in corrispondenza di una torbiera di versante e di un'area alluvionale non attiva. Il suolo debolmente umido è caratterizzato da alluvionamento nullo o primaverile. La litologia del substrato è complessa ed è costituita da una combinazione di calcescisti e pietre verdi. *Trichophorum pumilum* è presente in entrambi i rilievi, senza tuttavia essere accompagnato da altre specie caratteristiche dell'associazione.

Il rilevamento n° 40 è stato realizzato in Valle Susa nei pressi della località Alpe Gran Mioul in una zona di alternanza tra aree pianeggianti umide fortemente pascolate e zone rilevate percorse da ruscellamenti. Il suolo è debolmente umido e interessato da un alluvionamento primaverile. Le rocce in posto sono calcescisti e anche in questo caso solo *Trichophorum pumilum* è stato rilevato come specie caratteristica con un indice di ricoprimento importante.

I rilievi 47, 49 e 50 sono stati effettuati a pochi metri di distanza in Valle Germanasca presso il vallone di Massello in corrispondenza di una zona di transizione tra una torbiera bassa e una torbiera di versante. L'umidità del suolo sembra però essere variabile da debolmente umido a impregnato d'acqua per il rilievo n°50 mentre la roccia in posto è caratterizzata ancora una volta da calcescisti. Per quanto riguarda la sociologia, in quest'ultimi tre rilevamenti un'altra specie caratteristica del *Caricion atrofusco-saxatilis*, *Carex atrofusca* si trova associata a *Trichophorum pumilum*

### GRUPPO IV:

In questo quarto gruppo ritroviamo due rilievi bibliografici appartenenti a due sub-associazioni distinte e 4 rilievi realizzati nel 2020. Il rilievo n° 171 rappresenta la sub-associazione del *Caricetum microglochinis kobresietosum simpliciusculae* (Nordh. 1928) Bressoud 1989, mentre il rilievo n° 137 a quella del *Junco-triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum maritimae* Bressoud 1989.

### GRUPPO V

L'interpretazione dei rilievi appartenenti al gruppo V si mostra complessa essendo quest'ultimo costituito da un unico rilievo bibliografico di riferimento e da 12 rilievi realizzati nel 2020. Il primo appartiene alla sub-associazione del *Caricetum microglochinis kobresietosum simpliciusculae*. I restanti sembrano poco riconducibili all'alleanza del *Caricion atrofusco-saxatilis* per la presenza di una o al massimo due specie caratteristiche per rilievo e con un indice di abbondanza-dominanza relativamente basso.

I rilievi n° 51 e 52 sono stati realizzati in Val Chisone ai margini di uno dei laghi alpini dell'Albergian. Il suolo si presenta da umido a impregnato d'acqua permanentemente inondato per la stagione ai bordi del lago e ad alluvionamento primaverile per quella più a monte. Da un punto di vista fitosociologico ritroviamo in entrambi una sola specie caratteristica del *Caricion atrofusco-saxatilis* *Tofieldia pusilla*, con qualche individuo poco rappresentativo di *Carex bicolor* nel primo rilievo.

Il rilievo 48 e il rilievo 46 sono stato effettuati in Valle Germanasca nel vallone di Massello ai bordi del torrente Germanasca il primo in un'area alluvionale attiva derivante dal debordamento del corso d'acqua, il secondo in una zona debolmente umida meno influenzata dall'azione del torrente. Dal punto di vista fitosociologico nel rilievo n° 48 è stata rilevata una sola specie caratteristica del *Caricion atrofusco-saxatilis*, *Juncus arcticus*, mentre nel secondo due specie rispettivamente *Carex bicolor* e *Carex atrofusca*.

Anche il rilievo n° 30 (Valle Viù ai bordi del Rio Medagliere), il 27, il 26, il 25 (Valle Stura di Demonte ai bordi della Comba della Sagna) il 12 e il 14 (Valli di Lanzo ai margini del Rio Ciamarella) sono stati effettuati ai bordi di torrenti alpini con suoli da debolmente umidi a impregnati d'acqua in situazioni di alluvionamento permanente o solo primaverile. Per quanto riguarda le specie caratteristiche nel rilievo n° 30 è stata rilevata *Carex simpliciuscula*, nel rilievo 27 *Carex bicolor* e *Carex microglochin* con basse percentuali di ricoprimento, nel 26 e nel 27 solo *Carex bicolor*. Nel rilievo n° 12 *Carex bicolor* e *Carex maritima* e nel n° 14 solo *Carex maritima*. In base alla loro composizione floristica e al biotopo occupato, si ipotizza che i R2020 appartenenti al gruppo V potrebbero rappresentare situazioni intermedie tra vegetazioni appartenenti al *Caricion atrofusco-saxatilis* e vegetazioni di alluvioni (*Epilobion fleischeri* G. Braun-Blanquet ex Br.-Bl. 1949) o vegetazioni di torbiere basse alcaline (*Caricion davallianae* Klika 1934).

Infine il rilievo n° 20 è stato realizzato ai bordi del Lago del Pic d'Asti in Val Varaita sotto il colle dell'Agnello su suolo umido permanentemente inondato con caratteristiche simili a quelle rilevate in Val Chisone. *Carex microglochin* è l'unica specie che è stata rilevata appartenente al *Caricion atrofusco-saxatilis*.

#### **GRUPPO VI: *Caricetum atrofusco-vaginatae* Nordhagen ex Bressoud 1989**

Secondo Bressoud (1986) questo *syntaxon* si sviluppa esclusivamente sulle Alpi dove si incontra in media ad un'altitudine superiore di 130 m rispetto a quella dove si sviluppano le altre associazioni. Predilige le torbiere di versante (11.9° di inclinazione media) con esposizione N, NE o NW. L'alluvionamento è nullo o eccezionale, il suolo è impregnato d'acqua, di tipo colluviale o idromorfo e organico. Il ricoprimento dello strato erbaceo è scarso, mentre il numero e la percentuale delle briofite sono elevati. Nello spettro biologico le emicriptofite dominano sulle geofite. Per quanto riguarda la sociologia, *Carex atrofusca* è la sola specie caratteristica dell'associazione e sulla catena alpina è esclusiva del *syntaxon*. Dei rilievi realizzati nel 2020, rientrano in questo gruppo il n° 1, il n° 4 il n° 38 il n° 39. I primi due sono stati realizzati a pochi metri di distanza nelle Valli di Lanzo presso la località Rocca Turale. La comunità si sviluppa in corrispondenza di un suolo da umido a impregnato d'acqua e permanentemente inondato in un ambiente di transizione tra una torbiera bassa e una torbiera di versante (inclinazione media 6°) ai piedi di una conoide di deiezione. Il ricoprimento dello strato erbaceo è tra il 50 e il 60%, mentre il numero delle briofite è elevato e con una percentuale intorno al 60%. *Carex atrofusca* è stata rilevata in entrambi i rilievi ed è accompagnata da altre specie caratteristiche dell'alleanza. Nel rilievo n° 1 ritroviamo *Carex microglochin* e *Carex simpliciuscula*; nel rilievo n° 4 *Carex bicolor* e *Carex simpliciuscula*.

I rilievi n° 38 e n° 39 sono stati effettuati in Valle Susa in prossimità del Rocciamelone lungo il vallone Comba la Pala. Anch'essi, realizzati a pochi metri di distanza, sono localizzati in una zona di transizione tra una torbiera bassa e una torbiera di versante (inclinazione media 2°) su un suolo debolmente umido ad alluvionamento primaverile. In questo caso

il ricoprimento dello strato erbaceo è elevato (tra il 65 e il 90%) mentre il numero delle briofite è relativamente basso con una percentuale di ricoprimento intorno al 55%. *Carex atrofusca* è stata rilevata in entrambi i rilievi e accompagnata da *Carex simpliciuscula*.

#### **GRUPPO VII: *Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum bicoloris* (Lid 1954) Bressoud 1989**

Secondo Bressoud (1989), sulle Alpi il *syntaxon* si ritrova in corrispondenza delle alluvioni e delle terrazze alluvionali interessate da alluvionamento nullo o primaverile (durante lo scioglimento delle nevi). Il suolo si presenta umido, ma soggetto a prosciugarsi temporaneamente, da acido a mediamente calcareo a scheletro superficiale spesso importante, di tipo alluvionale o idromorfo minerale. Il ricoprimento dello strato erbaceo è scarso e nello spettro biologico le emicriptofite dominano sulle geofite. La sub-associazione si può ritrovare anche ai margini di laghi alpini o in corrispondenza di vallette nivali (BEGUIN & THEURILLAT 1982). Solo eccezionalmente il *Junco-triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum bicoloris* può occupare substrati torbosi. Da un punto di vista fitosociologico, la sub-associazione è inclusa nell'associazione del *Junco triglumis-Caricetum bicoloris Doyle 1952* che vede come specie caratteristiche *Carex maritima* e *Carex bicolor*.

Dei rilievi realizzati nel 2020 rientrano in questi gruppo il n° 10 e il n° 13. Il primo è stato effettuato in Valle Orco tra le località Prato Rotondo e Madonna della Neve su un versante roccioso a forte inclinazione (20°) ai bordi di un ruscello. Il suolo è impregnato d'acqua e permanentemente inondato sul quale si sviluppa un tipo di vegetazione basifila in ambiente acidofilo (dovuto a una probabile infiltrazione dell'acqua in calcescisti più a monte). Lo strato erbaceo è scarso (30%). Dal punto di vista fitosociologico, è stata rilevata una specie caratteristica di associazione (*Carex bicolor*) e una di alleanza (*Tofieldia pusilla*).

Il rilievo n° 13 è stato realizzato nelle Valli di Lanzo in prossimità del Rio Ciamarella su suolo debolmente umido e interessato da un alluvionamento primaverile. In questo caso il ricoprimento erbaceo è abbondante (80%) e ancora una volta è stata rilevata una specie caratteristica di associazione (*Carex bicolor*) insieme ad una di alleanza (*Carex simpliciuscula*).

#### **GRUPPO VIII: *Juncetum arctici* Gams ex Bressoud 1989**

In questo gruppo rientrano 24 rilievi bibliografici di cui 23 sono riconducibili all'associazione del *Juncetum arctici* Gams ex Bressoud 1989.

Secondo Bressoud (1989) sull'arco alpino l'associazione si sviluppa ad un'altitudine media inferiore di 190 m rispetto agli altri *syntaxon*. La si ritrova principalmente ai margini dei fiumi su delle alluvioni o su delle terrazze alluvionali sottomesse a alluvionamento nullo o solamente primaverile (durante il periodo di scioglimento delle nevi). Predilige suoli umidi, più raramente impregnati di acqua, da acidi a debolmente calcarei di tipo alluvionale o idromorfo minerali. Nello spettro biologico le emicriptofite sono presenti in egual misura delle geofite. L'associazione si sviluppa a volte in corrispondenza di torbiere di versante calcaree, come in Savoia (Bressoud & Trotereau, 1984) o nell'Oberland bernese (Welten, 1967) o nei Grigioni (Braun Blanquet et al., 1964). Da un punto di vista fitosociologico, *Juncus arcticus* è la sola specie caratteristica dell'associazione. Bressoud indica come rilievo tipo dell'associazione il n° 155 del dendrogramma risultante dalla seconda analisi.

**GRUPPO IX: *Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum maritimae* Bressoud 1989**

In questo gruppo rientrano 22 rilievi bibliografici tutti riconducibili alla sub-associazione del *Junco-triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum maritimae* Bressoud 1989.

Secondo Bressoud (1989) sulle Alpi a parte l'altitudine media superiore e il ricoprimento dello strato muscinale più importante, le caratteristiche ecologiche di questa sub-associazione sono le stesse del *Juncetum arctici*. Dal punto di vista fitosociologico, il *syntaxon* rientra nell'associazione del *Junco triglumis-Caricetum bicoloris* Doyle 1952 che vede come specie caratteristiche *Carex maritima* e *Carex bicolor*. Una dominanza di *Carex maritima* si osserva nei rilievi associati alla sub-associazione.

**GRUPPO X: *Junco triglumis-Caricetum bicoloris* Doyle 1952**

In questo gruppo rientrano sia rilievi bibliografici appartenenti alla sub-associazione del *Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum maritimae* Bressoud 1989, sia rilievi bibliografici associati al *Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum bicoloris* e cinque rilievi realizzati nel 2020. Non essendoci quindi in questo gruppo una distinzione floristica evidente tra i rilievi delle due sub-associazioni, si è deciso di identificare i R2020 a livello di associazione.

Per la descrizione ecologica del *Junco triglumis-Caricetum bicoloris* Doyle 1952 si rimanda ai capitoli precedenti.

Dei cinque R2020 rientranti in questo gruppo due sono stati realizzati ai margini di laghi alpini (rilievo n° 31 e n° 42), uno in corrispondenza di una sorgente (rilievo n° 43) e due in zone prevalentemente torbose (rilievo n° 44 e 45).

Il rilievo n° 31 è stato effettuato ai margini del lago di Arbancie in Val Pellice su suolo umido a alluvionamento primaverile. Dal punto di vista fitosociologico, solo *Carex bicolor* è stata rilevata come specie caratteristica dell'associazione. Situazione simile per il rilievo n° 42 realizzato in Valle Argentera ai bordi di un lago alpino sotto la cima Roudel dove è stata rilevata solo *Carex bicolor* ma in un contesto di maggior umidità rispetto al precedente.

Il rilievo n° 44 e il 45 sono localizzati in due zone torbose sotto il Colle del Pis, il primo sul lato della Val Chisone, il secondo sul lato della Val Germanasca. In entrambi i casi il suolo si presenta umido soggetto a un alluvionamento primaverile legato allo scioglimento delle nevi. Dal punto di vista sociologico nel rilievo n° 44 è stata rilevata solo *Carex bicolor*, nel secondo quest'ultima è associata a *Carex simpliciuscula*.

Qui di seguito verranno presentati gli ultimi due gruppi identificati mediante la *Cluster analysis*. Essi includono solo rilievi realizzati nel 2020, distanti floristicamente dai rilievi bibliografici e quindi difficilmente riconducibili alle associazioni e alle sub-associazioni del *Caricion atrofusco-saxatilis*.

Per un'interpretazione più approfondita, si consiglia quindi una nuova analisi comparativa comprendente nuovi rilievi fitosociologici associati questa volta a differenti tipologie di vegetazione (Ex. *Caricion davallianae* Klika 1934 *Poion alpinae* Gams 1927 ex Oberd. 1950, *Oxytropo-Elyinion* Br. -Bl. 1948, etc...).

**GRUPPO XI:**

In questo gruppo rientrano cinque rilievi realizzati in Valle Susa nel fondo valle della Valle Argentera in corrispondenza di una zona torbosa lungo il fiume Ripa (n° 5, n° 6, n°7) e ai margini di un torrente alimentato da risorgiva (n°8 e n°9).

Nella prima zona, si sono rilevate delle caratteristiche ecologiche e floristiche riconducibili a una vegetazione di torbiera bassa alcalina con suolo impregnato di acqua a dominanza di *Carex rostrata*, *Carex nigra* e zone di transizione verso un

saliceto a *Salix caesia*. In un secondo caso (R n° 6), in un contesto meno umido, l'infiltrazione di specie di pascolo impoveriscono ulteriormente la vegetazione di torbiera. Dal punto di vista fitosociologico, *Juncus arcticus* è la sola specie caratteristica osservata lungo il fiume Ripa. Ai margini del torrente in prossimità dell'ex rifugio Montenero, è stata rilevata una vegetazione igrofila pioniera associabile al *Caricion atrofusco-saxatilis* ma fortemente degradata dal pascolo e dall'avanzamento di saliceti arbustivi. Tre specie caratteristiche dell'alleanza sono state osservate: *Carex bicolor*, *Juncus arcticus* e *Trichophorum pumilum*.

Anche il rilievo n° 41 è stato realizzato in Valle Argentera ma ad una quota superiore di 500 m rispetto ai rilevamenti precedenti presso la località dell'Alpe Grand Mioul. In un'area pianeggiante ai bordi di un ruscello permanentemente inondata si è osservato un nucleo di diverse decine di fusti di *Juncus arcticus*.

Il contesto ecologico e floristico rilevato in quest'ultimo rilievo è molto simile a quello ritrovato in Valle Stura di Demonte presso il Vallone dei Puriac (rilievi n° 24 e n° 23). Anche in questi due rilevamenti, in prossimità della riva sinistra della Tuischia, si sono osservati due nuclei isolati di *Juncus arcticus* di diverse centinaia di individui in un ambiente di prateria alpina mesofila.

## **GRUPPO XII:**

In quest'ultimo gruppo rientrano 5 rilievi riconducibili a vegetazioni sviluppatasi su roccia stillicidiosa, ricoperta di muschi e per lo più in ambienti di risorgiva. I rilievi con queste caratteristiche sono stati rilevati tutti a quote superiori a 2300 m e *Carex atrofusca* è l'unica specie caratteristica esclusiva.

## ***IV DISCUSSIONE***

### **4.1 I Limiti dello studio di dinamica di popolazioni**

Nell'ambito del monitoraggio del *Caricion bicoloris-atrofuscae* realizzato nel Parco Naturale Regionale del Queyras (Magnet V., Vivat A., 2000), sono stati ipotizzati diversi fattori per poter spiegare la regressione del numero degli individui di una stazione di una specie tipica. Qui di seguito vengono elencati in ordine crescente di probabilità:

- La localizzazione delle stazioni pregresse è imprecisa e rende la ricerca di queste piante discrete molto difficile
- La specie segnalata sulla banca dati è stata determinata male e confusa con una specie del *Caricion bicoloris-atrofuscae*. La stazione è scomparsa per dei fattori antropici come la distruzione dell'habitat, il calpestio, il prelievo da parte di botanici ecc...
- La stazione è scomparsa a causa di eventi naturali legati all'evoluzione degli ambienti, l'erosione, il rimaneggiamento naturale dei suoli o a seguito di un cambiamento climatico a cui la specie non è riuscita ad adattarsi.
- La stazione esiste ma non è stato possibile ritrovarla a causa della mancata fioritura della specie (perturbazioni fisiologiche legate a delle condizioni climatiche annuali non favorevoli).

Per quanto riguarda l'attuale monitoraggio ultradecennale di dinamica di popolazione realizzato sulle Alpi piemontesi sudoccidentali, le problematiche legate allo studio delle popolazioni non sembra essere legata alla scomparsa della stazione o alla determinazione errata della specie, ma piuttosto a difficoltà nel ritrovamento delle aree oggetto dei monitoraggi. Qui di seguito vengono elencate le difficoltà riscontrate nel corso della campagna e i limiti che ne sono derivati nell'interpretazione dei dati:

- La localizzazione precisa dei plot e dei transetti di rilevamento realizzati nel 2004-2005 non è conosciuta (assenza di coordinate GPS di precisione né polaroid)
- I picchetti in legno che ne segnalavano la posizione in parte sono stati rimossi
- Nei casi in cui i picchetti sono stati ritrovati, è stato difficile associarli ai plot o al transetto corrispondente non avendo a disposizione le polaroid che ne descrivevano il posizionamento o un codice identificativo riconducibile al monitoraggio precedente
- Le metodologie di conteggio degli individui applicate nel 2020 hanno avuto come obiettivo secondario anche quello di stimare il totale degli individui presenti in una stazione (conteggio di tutti di individui al m<sup>2</sup>). Per questo motivo le metodologie di conteggio non corrispondono sempre con quelle applicate precedentemente (conteggio dei fusti e cespi in un plot circolare) e quindi il confronto non è sempre stato possibile.

## 4.2 Prospettive per monitoraggi futuri delle specie caratteristiche

Quattro delle otto specie caratteristiche del *Caricion bicoloris-atrofuscae* sono state oggetto dello studio ultradecennale di dinamica di popolazione: *Carex atrofusca*, *Carex microglochin*, *Carex maritima* e *Juncus arcticus*. Si sono ricercate le stazioni di monitoraggio pregresse in due settori geografici delle Alpi piemontesi sudoccidentali: Val d'Ala e Valle Stura di Demonte.

L'andamento delle singole popolazioni sembra molto variabile e si registra un aumento anche importante del numero di individui e la colonizzazione di nuove aree da parte di alcune specie. È il caso di *Carex maritima* a Pian Ciamarella. Al contrario a Rocca Turale si è constatata una regressione importante del numero di fusti e cespi fioriti di *Carex atrofusca* nei plot di monitoraggio. In alcuni casi invece l'andamento sembra rimasto invariato come mostra il conteggio del numero dei segmenti di presenza di *Carex microglochin* nel transetto n°1 a Pian della Mussa

L'obiettivo di un monitoraggio è innanzitutto quella di capire l'impatto che delle minacce potenziali dirette possono avere a breve termine sulle specie. La continuità del rilevamento su diversi anni consecutivi (5,10,15 anni) serve a delineare delle tendenze evolutive nel medio termine (Magnet V., Vivat A., 2000). Per esempio il monitoraggio di *Carex atrofusca* (nel 1980, 1992, 1993) e di *Carex microglochin* (dal 1980 al 1993) in Scozia nella Riserva Naturale di Ben Lawers (GEDDES, 1996) ha mostrato una grande variabilità nelle capacità di fioritura annuale delle due specie (per esempio da 43 fusti fioriti nel 1992 a 1928 nel 1993 per *Carex atrofusca*). Sembra quindi essenziale rilevare ad ogni passaggio la presenza o l'assenza di tracce di calpestio e di pascolamento o di altre perturbazioni al fine di individuare le minacce e favorire l'interpretazione delle variazioni annuali della fioritura.

Il rilevamento delle minacce sui siti oggetto dello studio è stato quindi uno dei parametri osservati nel corso di tutti i monitoraggi. Possiamo constatare che nel corso di dieci anni alcune di queste sembrano mantenersi e impattare ancora i popolamenti senza che delle misure di gestione siano state messe in atto. Le più preoccupanti sembrano essere il pascolo e l'attività turistica. Il pascolo, quando è troppo intenso o interessa un'area di limitate dimensioni, può causare l'eutrofizzazione delle acque, un'alterazione dei suoli e la mancata fruttificazione delle specie perché gli animali ne brucano gli steli fioriti prima della fruttificazione. La frequentazione turistica invece sembra essere un fattore di minaccia significativo soprattutto nel vallone del Puriac a causa del passaggio frequente sulle zone umide di mezzi a motore e di cavalli che provocano un deterioramento progressivo delle comunità.

L'obiettivo è di continuare a monitorare l'evoluzione dei popolamenti e possibilmente anche di altre stazioni di specie caratteristiche individuate nel 2020. Per i motivi sopracitati, il monitoraggio dev'essere svolto nel medio-lungo termine su diversi anni consecutivi e a intervalli variabili (n+5, n+10, n+15). Si consiglia l'applicazione di una metodologia standardizzata, di facile applicazione, rapida e non troppo costosa. A causa della difficoltà nel riconoscimento delle specie tipiche e della fragilità dell'habitat a pressioni quali il calpestio, i monitoraggi dovranno essere realizzati da personale formato al riconoscimento delle specie e sensibilizzato sulla minaccia che il monitoraggio stesso rappresenta per la conservazione dell'habitat e delle specie associate. Al fine di impostare correttamente ogni tipologia di monitoraggio occorre sempre tenere in considerazione i seguenti presupposti deontologici:

- tutte le specie tipiche di 7240\* sono vulnerabili
- si devono evitare monitoraggi a medio-breve termine (< 6 anni) effettuando rilievi fitosociologici completi in quanto troppo impattanti
- Rilevatori inesperti devono essere formati per evitare di danneggiare i siti durante il monitoraggio

- Evitare la raccolta di esemplari ai fini della determinazione.
- È opportuno formare botanici anche non esperti al riconoscimento delle specie tipiche allo scopo di effettuare rilevamenti speditivi
- le minacce o le evidenze di danni dovranno essere individuate ad ogni ciclo di monitoraggio e dovrà essere proposta una gestione appropriata e adattabile all'evoluzione delle stazioni

Per questo motivo, per coerenza con il principio di condivisione o l'uniformazione delle tecniche di monitoraggio sull'arco alpino italo-francese, nel capitolo delle conclusioni verranno proposte nuove metodologie di monitoraggio dell'habitat 7240\* che prendono spunto quella applicate dai colleghi del CBNA sulle Alpi francesi.

### 4.3 Classificazione fitosociologica

La *cluster analysis* ha permesso di identificare unità di vegetazione omogenee sulla base della loro composizione floristica. Un confronto con i rilievi bibliografici riconducibili alle associazioni e alle sub-associazioni del *Caricion atrofusco-saxatilis*, ha permesso di individuare preliminarmente i *syntaxa* subordinati di appartenenza dei rilievi di campagna. Questo tipo di analisi ha permesso di individuare ulteriori comunità vegetali non riconducibili al *Caricion atrofusco-saxatilis*. Come precisato anche da Bressoud (1989), alcune specie caratteristiche non sono a particolarmente fedeli dell'alleanza: È il caso per esempio di *Kobresia simpliciuscula* e di *Tofieldia pusilla* che si rilevano anche nel *Caricion davallianae* e nel *Carici rupestris-Kobresietea myosuroidis*. *Tofieldia pusilla* inoltre possiede uno spettro ecologico nettamente più ampio di quello dell'alleanza, trovandosi associata anche a praterie alpine più xerofile ovallette nivali (Bressoud, 1989).

Infine la clusterizzazione ha dimostrato che la distinzione delle sub-associazioni del *Junco triglumis-Caricetum bicoloris* e di quelle del *Caricetum microglochinis* non è sempre facile e, come sostiene anche Bressoud, dipende solo da leggere "sfumature" sia dal punto di vista floristico che ecologico.

## **IV CONCLUSIONI**

Alle analisi fitosociologiche ed ecologiche preliminari illustrate nel paragrafo relativo ai risultati dovranno seguire analisi più approfondite e definitive dopo avere concluso la verifica e l'inserimento delle briofite nell'analisi e dei parametri eco-pedologici. Queste analisi si pongono l'obiettivo di:

- definire meglio i criteri differenziali con altre Alleanze e in particolare con l'All. *Caricion davallianae*
- valutare criticamente la preliminare associazione dei rilievi effettuata tramite *Cluster analysis* a syntaxa subordinati (associazioni e sub associazioni)
- individuare parametri di monitoraggio speditivo dell'habitat o della dinamica di popolazione di specie tipiche
- definire criteri per la valutazione dello stato di conservazione

La conclusione delle analisi pedologiche effettuate a partire dai dati rilevati nel 2020 e delle successive analisi di laboratorio in corso di conclusione si pone l'obiettivo di verificare la relazione tra le comunità individuate dal punto di vista floristico e specifiche unità di classificazione del suolo e individuare eventuale fattori pedogenetici causali e necessari alla sopravvivenza delle comunità stesse.

### **5.1 Proposte di nuovi protocolli di monitoraggio per l'habitat 7240\*a livello dell'arco alpino italo-francese**

Nel corso di tre giornate di scambio con i partner francesi nel Queyras a fine luglio 2020, le differenti strutture si sono confrontate sulle modalità di monitoraggio di habitat e specie di interesse comunitario. Per quanto riguarda l'habitat 7240 il Conservatoire Botanique National Alpin (CBNA) da diversi anni applica due metodologie a due scale geografiche diverse e associate a due problematiche distinte (Bonnet V. 2011; Bonnet V. 2012; Bonnet V. 2014; Fort N. et al. 2016):

- Il monitoraggio a livello di territorio
- Il monitoraggio a livello di stazione

### **Monitoraggio territoriale (estratto da CARICION INCURVAE Guide d'identification des espèces végétales caractéristiques, CBNA)**

Questo primo protocollo di studio ha come obiettivo quello di mettere in evidenza delle eventuali evoluzioni significative dell'età di conservazione del *Caricion bicoloris-atrofuscae* su tutto l'arco alpino francese. Per raggiungere questo obiettivo, un totale di 150 quadranti di 100 m x 100 m sono stati selezionati casualmente dalla banca dati del CBNA sull'insieme dei quadranti di presenza dell'habitat. Il monitoraggio consiste nel ricercare e rilevare su ognuno di questi quadranti la presenza o l'assenza delle 8 specie caratteristiche e, in caso in cui queste siano presenti, per ogni nucleo ritrovato viene preso un punto GPS per facilitarne il ritrovamento nei monitoraggi successivi. Un indice d'interesse floristico è stato definito per ognuna di queste specie prendendo in conto la rarità delle specie. Quest'ultimo attribuisce ad ogni specie caratteristica un punteggio il cui valore dipenderà dalla loro rarità. Più alto è il grado di rarità, più alto sarà il valore attribuito.

<i>Specie caratteristica</i>	<b>Indice d'interesse floristico secondo il CBNA</b>
<i>Carex atrofusca</i>	3
<i>Carex microglochin</i>	3
<i>Juncus arcticus</i>	2
<i>Tofieldia pusilla</i>	2
<i>Carex maritima</i>	2
<i>Trichophorum pumilum</i>	2
<i>Carex bicolor</i>	1
<i>Carex bipartita</i>	1

Tab.5.1 Indice d'interesse floristico attribuito alle specie caratteristiche del *Caricion bicoloris-atrofuscae* dal CBNA

Il mese di agosto è il periodo ottimale per effettuare il monitoraggio. I primi due passaggi dovranno essere realizzati a una distanza di cinque anni, successivamente ogni 10 anni. A partire dei dati raccolti su ogni quadrante, si estrapoleranno due valori:

- Il numero delle specie caratteristiche presenti in ogni quadrante
- L'indice d'interesse floristico

I parametri riguardanti l'utilizzazione del sito, principalmente legati al pascolo, saranno rilevati se è possibile nel quadrante stesso o in caso contrario a livello del vallone.

### Monitoraggio stazionale

Il secondo approccio è applicato a una scala più locale con la finalità di rilevare cambiamenti di vegetazione a livello di sito e di spiegarli attraverso un insieme di variabili ambientali (perturbazioni antropiche e di gestione). Questo protocollo è realizzato ogni 3 anni e consiste in un transetto che attraversa l'habitat ai lati del quali vengono posizionate 30 griglie di 0.5 m X 0.5 m. In corrispondenza di ogni griglia, i dati che bisogna rilevare sono:

- Una lista esaustiva della flora vascolare
- Un elenco delle variabili ecologiche definite secondo un valore di copertura percentuale (elementi fini, pietre, detrito, roccia)
  - Un elenco delle variabili legate alle perturbazioni causate dal pascolo definite secondo un valore di copertura percentuale (calpestio, deiezioni, brucamento)
  - Una lista delle variabili legate all'utilizzo del suolo

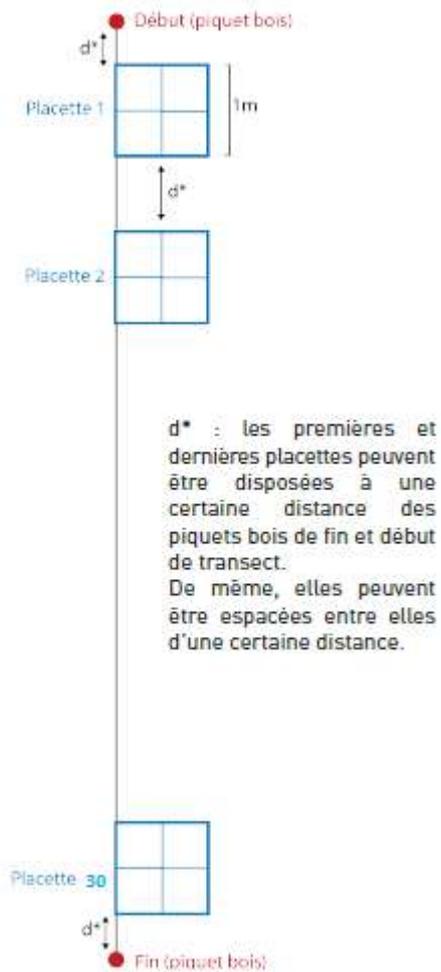


Fig. 5.1 Schema esplicativo del protocollo transecto applicato dal CBNA per lo studio locale dell'habitat 7240\* e applicazione del protocollo sul campo. Foto ©F. PETENIAN – ARBE

## 5.2 Esempio di applicazione del monitoraggio territoriale nel settore geografico della Valle d'Ala

Come esempio di applicazione della metodologia del CBNA sul monitoraggio territoriale si è deciso di riprendere i dati raccolti durante i monitoraggi di dinamica di popolazione in Val d'Ala e di riutilizzarli per mettere in evidenza delle possibili evoluzioni significative del *Caricion atrofusco-saxatilis*. È importante ricordare che l'obiettivo di questo protocollo in Francia è comprendere l'evoluzione dell'habitat a livello dell'arco alpino. Si può quindi ipotizzare di adattare tale metodologia anche in Italia sulle Alpi piemontesi.

Si è deciso di adattare il protocollo alle caratteristiche proprie dei siti monitorati e all'indice di interesse floristico delle specie tipiche in Italia:

### Adattamenti per i siti italiani:

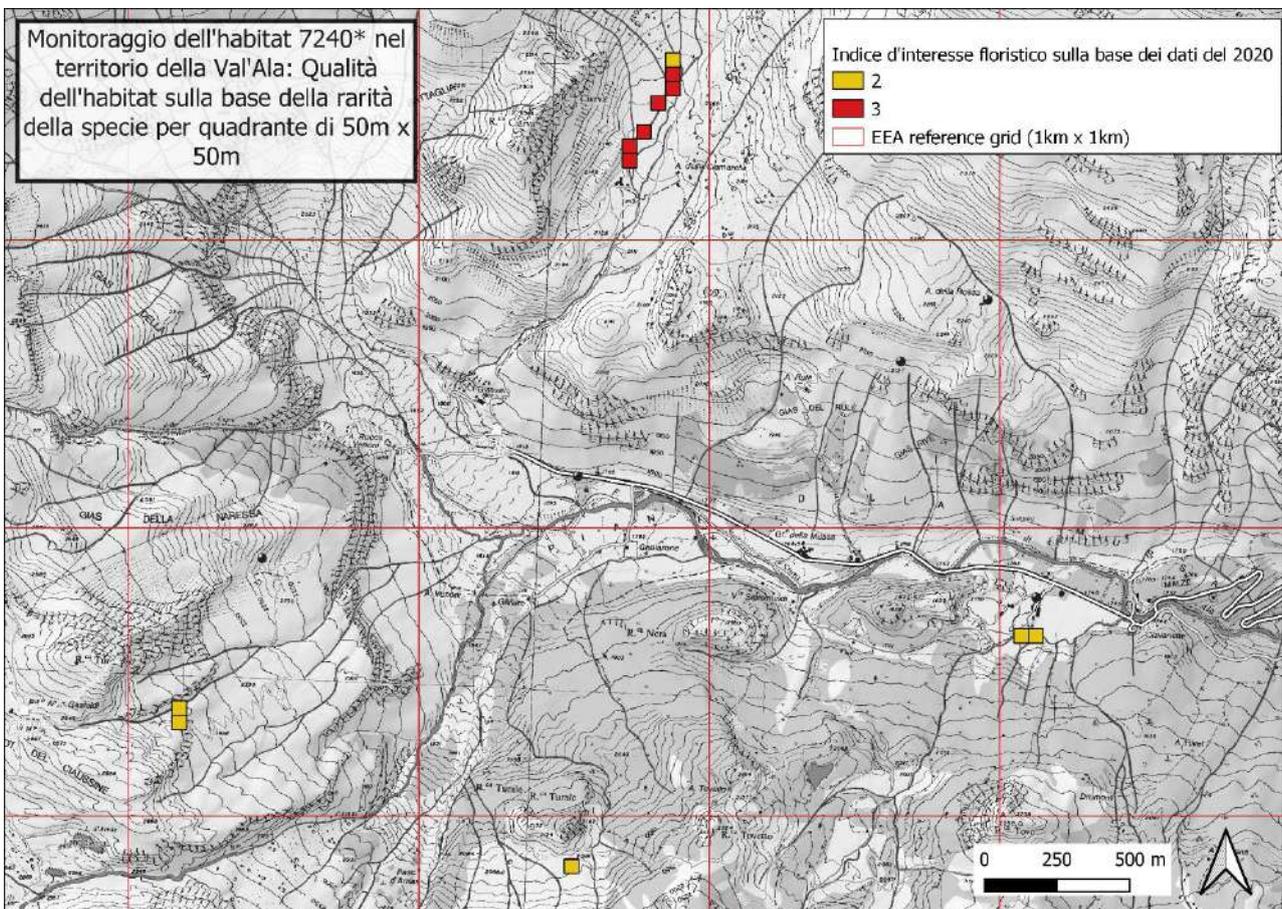
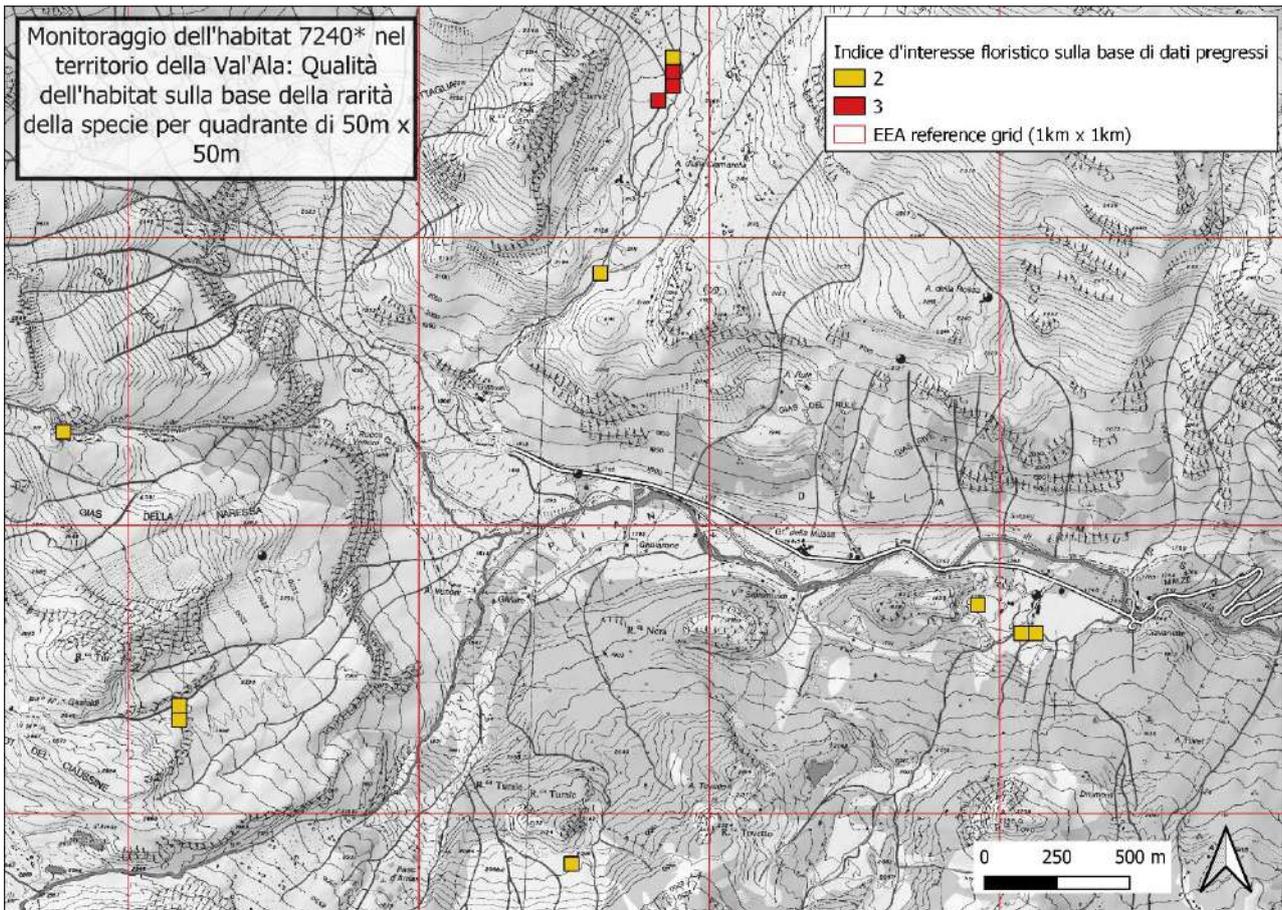
*Rarità delle specie del Caricion bicoloris-atrofuscae espressa come numero di quadranti di 10x10 km occupati dopo il 1950. Tra parentesi la categoria di rarità secondo SELVAGGI et al. (in stampa).*  
*Rarity of the characteristics species of Caricion bicoloris-atrofuscae alliance expressed as the number of quadrants 10x10 km occupied after 1950. In brackets categories of rarity according with SELVAGGI et al. (in press).*

Specie	Italia (Piemonte)	Francia (Alpi SW)
<i>Carex atrofusca</i>	3 (RR)	2 (RRR)
<i>Carex bicolor</i>	13 (RR)	30 (-)
<i>Carex maritima</i>	2 (RRR)	1 (RRR)
<i>Carex microglochin</i>	5 (RR)	6 (RR)
<i>Juncus arcticus</i>	5 (RR)	32 (-)
<i>Kobresia simpliciuscula</i>	6 (RR)	3 (RR)
<i>Tofieldia pusilla</i>	5 (RR)	1 (RRR)
<i>Trichophorum pumilum</i>	9 (RR)	33 (-)

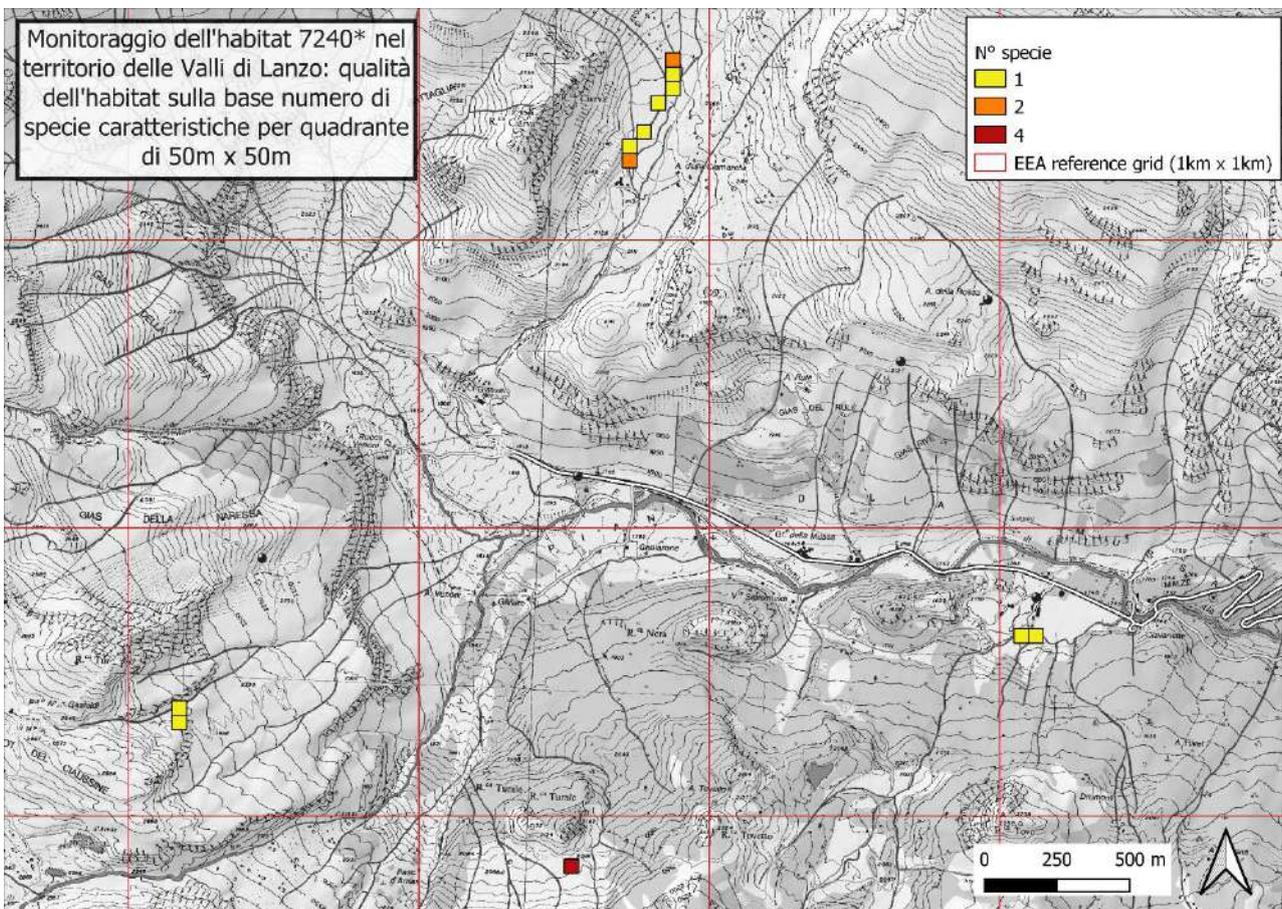
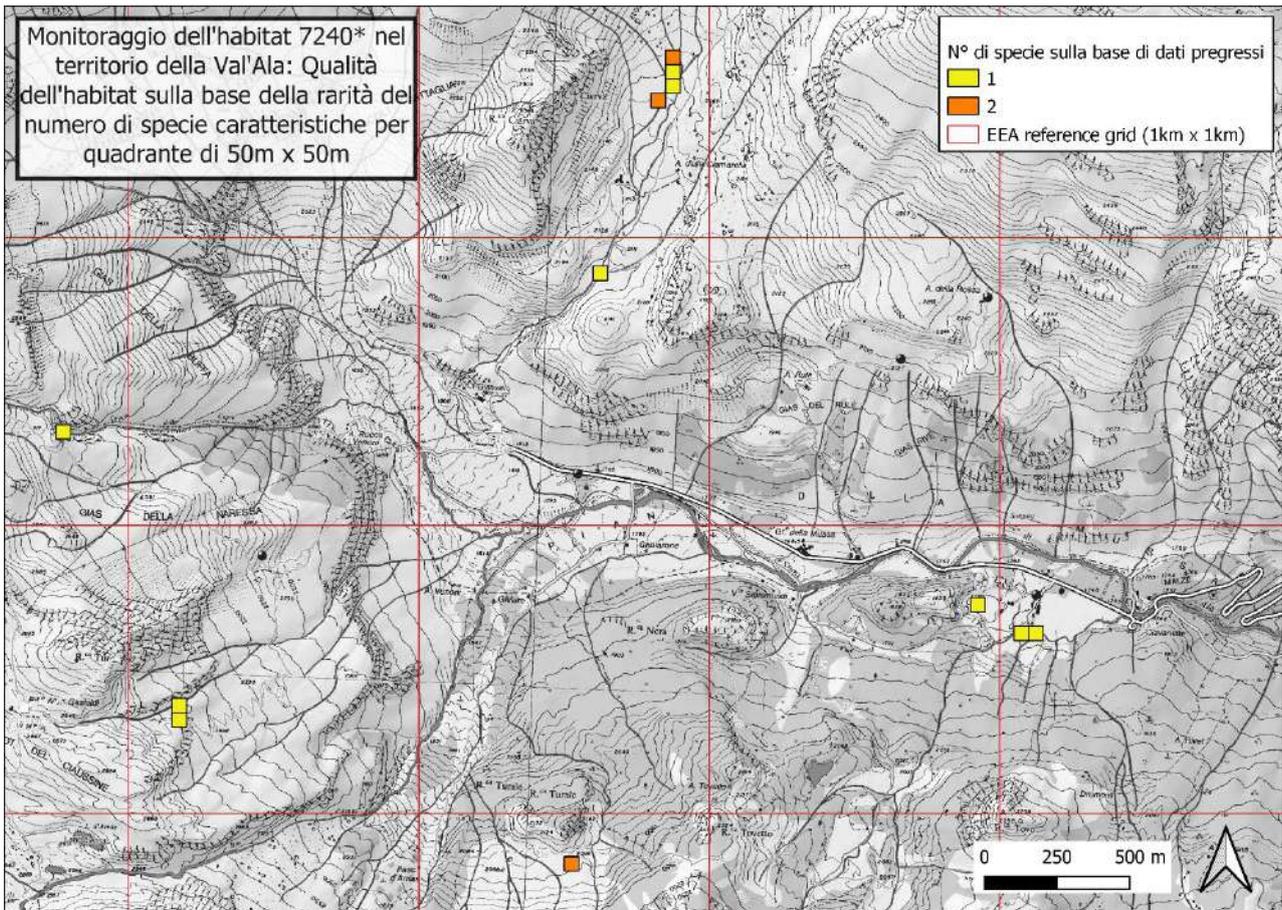
Le maglie di monitoraggio sono di 50 m x 50 m

- L'indice d'interesse floristico delle specie caratteristiche si basa sulla categoria di rarità presentata per l'Italia (Piemonte) in Selvaggi et Al. 2012 e ripresa nella tabella 5.2.

Tab.5.2 Indice d'interesse floristico attribuito alle specie caratteristiche del *Caricion atrofusco-saxatilis* per l'Italia da Selvaggi et Al, 2012



Cartogramma 5.2 Confronto degli indici floristici



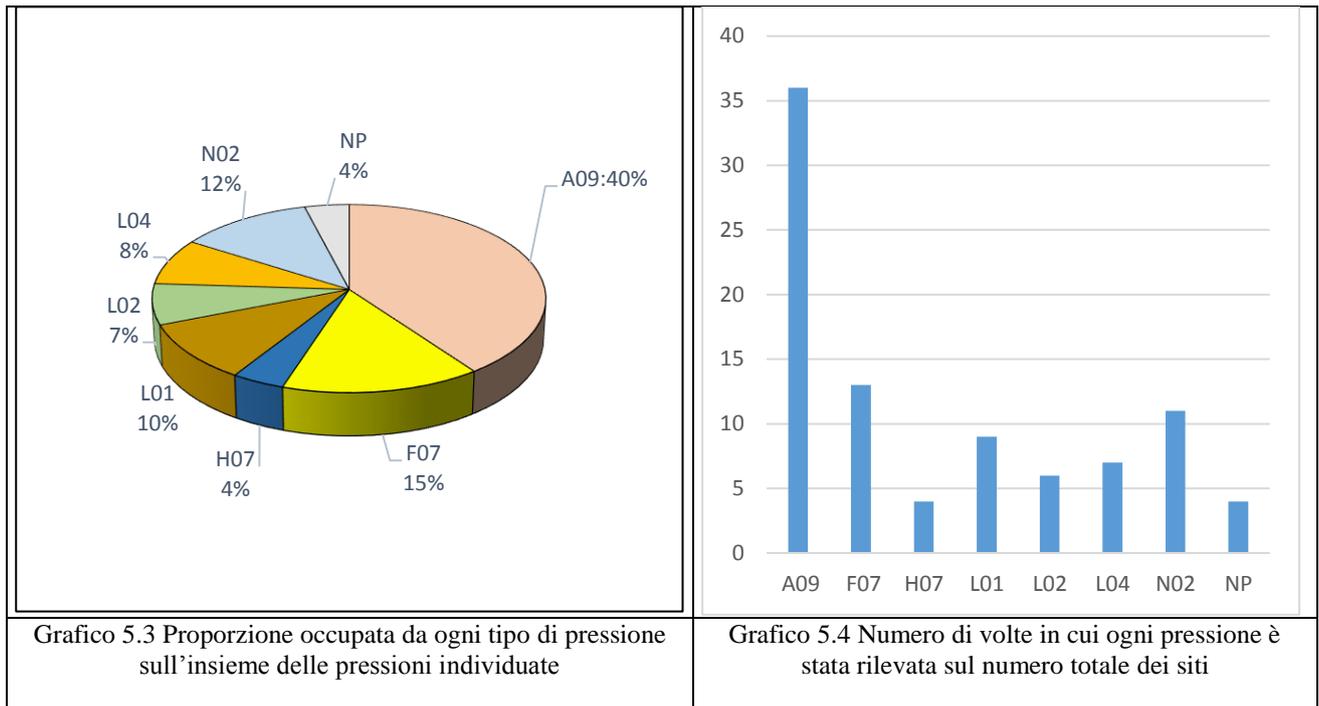
Cartogramma 5.3 Confronto del numero di specie caratteristiche presenti in ogni quadrante

### 5.3 Pressioni e minacce

Per ogni sito monitorato nel corso del 2020, si sono rilevate anche le minacce che impattano l'habitat 7240\* e le sue specie tipiche e che a breve e a lungo termine potrebbero causarne la scomparsa. La tabella sottostante riassume le minacce identificate, classificate come quantificabili o non quantificabili e le traduce secondo i codici proposti dall'Agenzia europea dell'ambiente.

Minacce quantificabili	Minacce non quantificabili	Codice EEA	Descrizione della pressione
Sovra-pascolo		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>
	Calpestio antropico	F07	<b>Attività sportive, turistiche e per il tempo libero</b>
	Attività di monitoraggio	H07	<b>Ricerche ed attività di monitoraggio intrusive e dannose</b>
	Erosione	L01	<b>Processi naturali abiotici</b>
Inarbustimento e infiltrazioni di specie estranee al 7240*		L02	<b>Successioni naturali che inducono cambiamenti nella composizione delle specie</b>
Eutrofia		L04	<b>Processi naturali di eutrofizzazione o acidificazione</b>
	Disseccamento	N02	<b>Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici</b>
		NP	<b>No pressioni</b>

Tabella 5.3 Pressioni e minacce rilevate durante la campagna 2020



La pressione che impatta maggiormente i siti rilevati sembra essere il sovra-pascolo (A09) che si presenta sotto forma di deiezioni animali, di eutrofizzazione delle acque, di tracce di calpestio e di brucamento. Segue il calpestio antropico (F07) che è nella maggior parte dei casi è associato alle attività turistiche, sportive e del tempo libero. Per esempio, i margini dei laghi alpini (lago Arbancie in Val Pellice, lago dell'Albergian in Val Chisone e il Lago del Pic d'Asti in Val Varaita) sono frequentati assiduamente da escursionisti e turisti durante la stagione estiva che con il loro passaggio degradano il manto erboso e compattano il suolo.

Per delle specie associate ad ambienti umidi d'altitudine, diversi processi abiotici (L01), come l'erosione possono causare una modifica permanente dell'habitat e causarne la scomparsa, come anche il disseccamento del biotopo. Questo fenomeno può essere la conseguenza di diversi anni consecutivi di siccità ma è ipotizzabile anche di essere conseguenza sul lungo termine dei cambiamenti climatici globali (N02) (Vivat et al. 2006).

#### **5.4 Proposte di misure di gestione per la conservazione dell'habitat 7240\***

##### **ESEMPIO DEL VALLON DE BOUCHOUSE (PNR Queyras)**

Durante le giornate di scambio con i partner francesi nel Queyras, si sono realizzate delle visite di siti Natura2000 gestiti dal Parco Naturale Regionale del Queyras come per esempio il Vallon de Bouchoise. Sul sito sono presenti diverse aree nelle quali è stato rilevato l'habitat 7240\* per la cui conservazione il Parco ha messo in atto diverse misure di gestione. Qui di seguito è proposta la loro messa in atto in ordine cronologico (fonte: Anne Goussot Chargée de mission biodiversité, 2020):

- 1) Identificazione delle aree sensibili e inventario delle specie protette
- 2) Attualizzazione e applicazione di una “arrêté de protection de biotope” (legge emessa dal prefetto del dipartimento) che prevede di limitare l'accesso ad alcune zone. Le aree sono state definite dopo una consultazione con gli operatori che lavorano sul territorio (accompagnatori in montagna, uffici del turismo, comuni, cacciatori, pescatori, servizi statali) in funzione della presenza della specie e delle esigenze di ciascuno. Si tratta quindi di un compromesso tra esigenze e priorità di conservazione, ma la maggior parte delle specie protette è inclusa nelle zone ad accesso vietato. Queste zone sono delimitate dalla presenza di picchetti e corde che ne definiscono i limiti.
- 3) Realizzazione di uno studio sull'impatto del pascolo sull'habitat 7240\*. A seguito di quest'ultimo, un contratto Natura 2000 con l'applicazione di una misura agroambientale è stato sottoscritto con l'allevatore che ha accesso al sito. Esso prevede la possibilità di attraversare il torrente, abbeveraggio e un pascolamento leggero (viceversa lo stazionamento e il passaggio frequente degli animali è vietato).
- 4) Presenza di personale apposito a luglio e agosto per sensibilizzare i frequentatori sul sito. Non restano fissi nel vallone ma cercano di essere presenti il più possibile entro i suoi confini
- 5) Cartelli informativi inerenti alla misura di divieto d'accesso
- 6) Supporti didattici per sensibilizzare il pubblico sulle vulnerabilità del sito (non solo sul 7240\* ma per esempio sulla presenza di altre specie sensibili alla presenza antropica e alle attività sul sito).
- 7) Cartello informativo presso il parcheggio o al punto di inizio di un sentiero per informare sugli aspetti legislativi applicabili sul sito e sulle sue vulnerabilità
- 8) Giornate di scambio e di formazione con gli operatori che lavorano sul territorio

## VI BIBLIOGRAFIA

- BARTOLUCCI F, PERUZZI L, GALASSO G, ALBANO A, ALESSANDRINI A, ARDENGHI NMG, ASTUTI G, BACCHETTA G, BALLELLI S, BANFI E, et al. (2018a). An updated checklist of the vascular flora native to Italy. *Plant Biosyst.* 152(2): 179–303.
- BEGUIN, C. & THEURILLAT, J.-P. (1982): Une association végétale des zones humides périglaciaires de l'étage alpin sur silice: le Salici herbaceae-Caricetum lachenalii. *Bull. Murith.* 99: 33-60.
- BIONDI E., BLASI C., et al., 2014. Plant communities of Italy: The Vegetation Prodrôme. *Plant Biosystems*, 148(4): 728-- 814.
- BONNET V., FORT N., SCHUMPP U. 2017. Caricion Incurvae, Guide d'identification des espèces végétales caractéristiques.
- BRAUN-BLANQUET (J.) et PAVILLARD (J.) — Vocabulaire de Sociologie végétale. Montpellier 1928.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964 *Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde*. 3rd Edition, Springer-Verlag, Berlin, 631.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1932 *Plant Sociology. The Study of Plant Communities*. First Ed.
- BRESSOUD B., 1986 – Chorologie, écologie, sociologie du Caricion maritimae dans les Alpes. Thèse doctorat. Fac. Sci. Univ. Lausanne.
- BRESSOUD B., 1989 – Contribution à la connaissance du Caricion atrofusco - saxatilis dans les Alpes. *Phytocoenologia*, 17 (2): 145-270.
- CHYTRÝ M., & TICHÝ L., 2003 - Diagnostic, constant and dominant species of vegetation classes and alliances of the Czech Republic: a statistical revision. *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis Biologia*. Masaryk Univ, Brno.
- CHYTRÝ M., et al. , 2020 - EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Applied Vegetation Science*.
- CHYTRÝ M., et al., 2002 - Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science* 13(1): 79–90.
- CHYTRY, Milan, e ZDENKA OTYPKOVA. «Plot Sizes Used for Phytosociological Sampling of European Vegetation». *Journal of Vegetation Science* 14, n. 4 (2003): 563–70. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02183.x>.
- DIERBEN K., & DIERBEN B., 1985 - Corresponding Caricion bicolori-atrofuscae communities in western Greenland, northern Europe and the central European mountains *Vegetatio* 59(1): 151–7.
- ENGLISCH T., AHLMER W., COLDEA G., DALMAS J.-P., ERTL S., GARRAUD L., JOGAN N., KAGALO A. LEQUETTE B., LETZ R., MARHOLD K., MARTINI F., MIREK Z., NIKLFELD H., PIEKOS-MIRKOWA H., PROSSER F., SCHEUERER M., SCHRATT-EHRENDORFER L., SELVAGGI A., WILHALM T., WOHLGEMUTH T., INTRABIODIV CONSORTIUM, 2007 – The IntraBioDiv Floristic Database, version 4.0, (unpublished data).
- GEDDES, C., 1996. – Monitoring of rare montane vascular plants on Ben Lawers NNR and Caenlochan NNR. – *Scottish Natural Heritage Review*, N° 44 – ISSN 1350-3111.
- HILL M.O., 1979 - TWINSpan-a FORTRAN program for multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. *Ecology and Systematics*.
- HULTÉN E., FRIES M., 1986 – Atlas of North European vascular plants: north of the Tropic of Cancer. Voll. I-III. Koeltz Scientific Books, Königstein.

- LANDOLT E., et al., 2010 - Flora indicativa: Okologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Haupt.
- MAGNET V., VIVAT A., 2000 – Le Caricion bicoloris-atrofuscae dans le Queyras: cartographie, phytosociologie, suivi et conservation. Conservatoire Botanique National Alpin: 24 + annexes.
- MEUSEL H., JÄGER E.J., RAUSCHERT S.W., WEINERT E., 1978 – Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Text und Karten. Band 2. Fischer, Jena.
- MEUSEL H., JÄGER E.J., WEINERT E., 1965 – Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Text und Karten. Band 1. – VEB Fischer, Jena.
- MUCINA L., et al., 2016 - Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. Applied Vegetation Science 19: 3–264.
- OBERDORFER E. (Ed.), 1977 – Süddeutsche Pflanzengesellschaften. I, 2nd ed. Fischer, Jena —, 1979 – Pflanzensoziologische Excursion Flora. 4 ed. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- PRUNIER P., KÖHLER C., LAMBELET C., FROSSARD P.-A., 2010 – Espèces caractéristiques et positionnement syntaxonomique des communautés à petite massette (*Typha minima*): une contribution au choix des sites de réintroduction d'une espèce alluviale menacée. Botanica Helvetica, 120(2): 95-103.
- SCHÖNSWETTER P., POPP M., BROCHMANN C., 2006 – Central Asian origin of and strong genetic differentiation among populations of the rare and disjunct *Carex atrofusca* (Cyperaceae) in the Alps. J. Biogeogr., 33: 948-956.
- SELVAGGI A, B. GALLINO B., GARRAUD L., PASCAL R.†, VAN ES J., VIVAT A., 2012 – Stato delle conoscenze sulle *Carex* a priorità di conservazione in Piemonte e nelle Alpi Occidentali: le specie artico-alpine del *Caricion bicoloris-atrofuscae*. INFORMATORE BOTANICO ITALIANO, 44 SUPPL. 2, Atti Riunione Scientifica Sezione Piemonte - Valle d'Aosta.
- SELVAGGI A., et al., 2016 - Habitat 7240 \* Formazioni pioniere alpine del *Caricion bicoloris-atrofuscae* in: Angelini P, Casella L, Grignetti A, Genovesi P (2016). Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 142/2016.
- SINDACO R., MONDINO G.P., SELVAGGI A., EBONE A., DELLA BEFFA G., 2003 – Guida all'identificazione di Ambienti e Specie della Direttiva Habitat in Piemonte. Regione Piemonte.
- SINDACO R., SAVOLDELLI P., SELVAGGI A., 2009 – La Rete Natura 2000 in Piemonte - I Siti di Importanza Comunitaria. Regione Piemonte
- VAN ES,J., VIVAT,A., 2003, Etude des marécages arctico-alpins (*Caricion incurvae*) du vallon de Bouchouse, site Natura 2000 PR 08 « Haut-Guil -Mont-Viso - Valpreveyre ». Cartographie des groupements végétaux. Suivi des milieux et des espèces, Conservatoire botanique national alpin, Rapport d'étude, Parc naturel régional du Queyras (PNR), 43 p. + annexes.
- VIVAT A., FORT N., GALLINO B., GARRAUD L., PASCAL R., SELVAGGI A., VAN ES J., 2005a – Bilan des travaux franco-italiens sur le suivi du *Caricion incurvae*. Progetto Interreg IIIA “Conservazione e gestione della Flora e degli Habitat nelle Alpi Occidentali del Sud”, Allegato FR-IT n. 1
- VIVAT A., FORT N., GALLINO B., GARRAUD L., PASCAL R., SELVAGGI A., VAN ES J., 2005a – Bilan des travaux franco-italiens sur le suivi du *Caricion incurvae*. Progetto Interreg IIIA “Conservazione e gestione della Flora e degli Habitat nelle Alpi Occidentali del Sud”, Allegato FR-IT n. 1.

## VIII: ALLEGATI

### ALLEGATO 1: Tabella riassuntiva dei dati stazionali

ID Rilievo	Settore geografico	Località	DATA	QUOTA (m)
1	Val d'Ala	Rocca Turale Pascoli di Arnas	07/10/2020	2095
2	Val d'Ala	Rocca Turale Pascoli di Arnas	07/11/2020	2104
3	Val d'Ala	Rocca Turale Pascoli di Arnas	07/11/2020	2100
4	Val d'Ala	Rocca Turale Pascoli di Arnas	07/11/2020	2104
5	Valle Susa	Valle Argentera fondo valle lungo il fiume Ripa alpeggio Gaces	07/14/2020	1900
6	Valle Susa	Valle Argentera fondo valle lungo il fiume Ripa alpeggio Gaces	07/15/2020	1902
7	Valle Susa	Valle Argentera fondo valle lungo il fiume Ripa alpeggio Gaces	07/16/2020	1901
8	Valle Susa	Valle Argentera fondo valle ex rifugio Montenero	07/16/2020	1907
9	Valle Susa	Valle Argentera fondo valle ex rifugio Montenero	07/16/2020	1907
10	Valle Orco	Tra Prato Rotondo e Madonna della neve	07/17/2020	2210
11	Valle Orco	Prato Rotondo	07/17/2020	2200
12	Val d'Ala	Pian Ciamarella in prossimità dell'Alpe della Ciamarella	07/21/2020	2210
13	Val d'Ala	Pian Ciamarella lungo il Rio	07/21/2020	2155
14	Val d'Ala	Pian Ciamarella lungo il Rio	07/21/2020	2140
15	Val d'Ala	Pian della Mussa dietro trattoria alpina	07/22/2020	1750
16	Val d'Ala	Pian della Mussa dietro trattoria alpina	07/22/2020	1761
17	Val d'Ala	Sotto il rifugio Castaldi Crot del Ciaussinè	07/23/2020	2515
18	Val d'Ala	Sotto il rifugio Castaldi Crot del Ciaussinè	07/23/2020	2510
19	Valle di Viù	Ripiani nell'Alto Vallone di Arnas a Est del Lago della Rossa	07/24/2020	2540
20	Val Varaita	Lago del Pic d'Asti Pontechianale	07/28/2020	2550
21	Val Varaita	Lago del Pic d'Asti Pontechianale	07/28/2020	2560
22	Valle Stura di Demonte	Vallone del Puriac Comba della Sagna	07/31/2020	2350
23	Valle Stura di Demonte	Vallone del Puriac sotto bassa di Colombart	07/31/2020	2375
24	Valle Stura di Demonte	Vallone del Puriac sotto bassa di Colombart	07/31/2020	2387
25	Valle Stura di Demonte	Vallone del Puriac Comba della Sagna	08/01/2020	2466

ID Rilievo	Settore geografico	Località	DATA	QUOTA (m)
26	Valle Stura di Demonte	Vallone del Puriac Comba della Sagna	08/01/2020	2455
27	Valle Stura di Demonte	Vallone del Puriac Comba della Sagna	08/01/2020	2365
28	Valle di Viù	Tra il lago Malciaussia ed il Rif. Tazzetti lungo il Rio Medagliere (a monte del ponte)	08/03/2020	2210
29	Valle di Viù	Tra il lago Malciaussia ed il Rif. Tazzetti lungo il Rio Medagliere (a monte del ponte)	08/03/2020	2090
30	Valle di Viù	Tra il lago Malciaussia ed il Rif. Tazzetti lungo il Rio Medagliere (a valle del ponte)	08/03/2020	2078
31	Val Pellice	Lago di Malciussia	08/04/2020	2450
32	Valle Po	Tra Culbal del Rio e Pian Grande dei Fons	08/05/2020	2250
33	Valle Po	Tra Culbal del Rio e Pian Grande dei Fons	08/05/2020	2240
34	Valle Susa	Roccia Melone vallone Comba la Pala	08/06/2020	2260
35	Valle Susa	Roccia Melone vallone Comba la Pala	08/06/2020	2270
36	Valle Susa	Roccia Melone vallone Comba la Pala	08/06/2020	2340
37	Valle Susa	Roccia Melone vallone Comba la Pala	08/06/2020	2400
38	Valle Susa	Roccia Melone vallone Comba la Pala	08/06/2020	2440
39	Valle Susa	Roccia Melone vallone Comba la Pala	08/06/2020	2440
40	Valle Susa	Vallone dell' Argentera, Alpe- Mioul	08/07/2020	2525
41	Valle Susa	Vallone Argentera, Alpe- Mioul	08/07/2020	2468
42	Valle Susa	Valle Argentera, Alpe- Mioul	08/08/2020	2676
43	Val Pellice	Vallone della Gianna, Fonte Caussinias	08/10/2020	2145
44	Valle Chisone	Torbiera sotto il colle del Pis	08/13/2020	2492
45	Valle Germanasca	Vallone di Massello, sotto il colle del Pis	08/13/2020	2625
46	Valle Germanasca	Vallone di Massello zona sorgenti del torrente Germanasca	08/13/2020	2444
47	Valle Germanasca	Vallone di Massello zona sorgenti del torrente Germanasca	08/13/2020	2440
48	Valle Germanasca	Vallone di Massello zona sorgenti del torrente Germanasca	08/14/2020	2445
49	Valle Germanasca	Vallone di Massello zona sorgenti del torrente Germanasca	08/14/2020	2442
50	Valle Germanasca	Vallone di Massello zona sorgenti del torrente Germanasca	08/14/2020	2440
51	Valle Chisone	Lago dell'Albergian	08/14/2020	2360
52	Valle Chisone	Lago dell'Albergian	08/14/2020	2370
53	Val Varaita	Zona umida sopra il rifugio Vallante sotto il colle di Vallanta	08/19/2020	2520
54	Val Varaita	Zona umida sopra il rifugio Vallante sotto il colle di Vallanta	08/19/2020	2525

**ALLEGATO 2: Tabella riassuntiva dei dati fitosociologici**

ID_Rilievo	Superfici e	Rilevatori	Specie caratteristica 1	Specie caratteristica 2	Specie caratteristica 3	Classificazione fitosociologica
1	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex atrofusca</i>	<i>Carex simpliciuscula</i>	<i>Carex microglochin</i>	<i>Caricetum atrofusco-vaginatae</i>
2	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>	<i>Carex microglochin</i>		<i>Caricetum microglochinis kobresietum simpliciusculae</i>
3	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex microglochin</i>			<i>Caricetum microglochinis caricetosum microglochinis</i>
4	1 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>	<i>Carex bicolor</i>	<i>Carex atrofusca</i>	<i>Caricetum atrofusco-vaginatae</i>
5	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Juncus arcticus</i>			<i>Juncetum arctici *Caricion davallianae</i>
6	4 m2	POZZI I.	<i>Juncus arcticus</i>			<i>Juncetum arctici *Caricion davallianae</i>
7	4 m2	POZZI I.	<i>Juncus arcticus</i>			<i>Juncetum arctici *Caricion davallianae</i>
8	2 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>			<i>Caricion atrofusco-saxatilis*Poion alpinae</i>
9	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>	<i>Juncus arcticus</i>	<i>Trichophorum pumilum</i>	<i>Caricion atrofusco-saxatilis*Poion alpinae</i>
10	1 m2	SELVAGGI A., POZZI I. Poggio L., Mainetti A.	<i>Carex bicolor</i>	<i>Tofieldia pusilla</i>		<i>Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum bicoloris</i>
11	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Tofieldia pusilla</i>			<i>Loiseleurio procumbentis-Vaccinion microphylli</i>
12	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex maritima</i>	<i>Carex bicolor</i>		<i>Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum maritimae</i>
13	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>	<i>Carex bicolor</i>		<i>Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum bicoloris</i>
14	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex maritima</i>			<i>Junco triglumis-Caricetum bicoloris caricetosum maritimae</i>
15	4 m2	POZZI I.	<i>Carex microglochin</i>			<i>Caricetum microglochinis caricetosum microglochinis</i>
16	1 m2	POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>			<i>Caricetum microglochinis caricetosum microglochinis</i>
17	1 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex atrofusca</i>			<i>Caricetum atrofusco-vaginatae*Caricetum curvulae</i>
18	1 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex atrofusca</i>			<i>Caricetum atrofusco-vaginatae*Caricetum curvulae</i>
19	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>			
20	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex microglochin</i>	<i>Carex bicolor</i>		
21	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex atrofusca</i>	<i>Carex bicolor</i>		
22	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex microglochin</i>			

ID_Rilievo	Superficie	Rilevatori	Specie caratteristica 1	Specie caratteristica 2	Specie caratteristica 3	Classificazione fitosociologica
23	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I. Gallino B.	<i>Juncus arcticus</i>			<b><i>Juncetum arctici*Alchemillo xantochlorae-Cynosurenion cristati</i></b>
24	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I. Gallino B.	<i>Juncus arcticus</i>			<b><i>Juncetum arctici*Alchemillo xantochlorae-Cynosurenion cristati</i></b>
25	4 m2	POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>			Caricetum microglochinis
26	1 m2	POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>			Caricetum microglochinis
27	4 m2	POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>	<i>Carex microglochin</i>		Caricetum microglochinis
28	4 m2	POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>	<i>Tofieldia pusilla</i>		Caricetum microglochinis
29	1 m2	POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>			Caricetum microglochinis
30	4 m2	POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>			Caricetum microglochinis
31	4 m2	POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>			<b><i>Junco triglumis-Caricetum bicoloris</i></b>
32	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Trichophorum pumilum</i>			<b><i>Caricetum microglochinis scirpetosum pumili</i></b>
33	1 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Trichophorum pumilum</i>			<b><i>Caricetum microglochinis scirpetosum pumili</i></b>
34	1 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>			<b><i>Caricetum microglochinis kobresietum simpliciusculae</i></b>
35	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>			<b><i>Caricetum microglochinis kobresietum simpliciusculae</i></b>
36	1 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex atrofusca</i>			<b><i>Caricetum atrofusco-vaginatae*</i></b>
37	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>			<b><i>Caricetum microglochinis kobresietum simpliciusculae</i></b>
38	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex atrofusca</i>	<i>Carex simpliciuscula</i>		<b><i>Caricetum atrofusco-vaginatae</i></b>
39	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex simpliciuscula</i>	<i>Carex atrofusca</i>		<b><i>Caricetum atrofusco-vaginatae</i></b>
40	1 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Trichophorum pumilum</i>			<b><i>Caricetum microglochinis scirpetosum pumili</i></b>
41	4 m2	POZZI I.	<i>Juncus arcticus</i>			<b><i>Juncetum arctici-Poion alpinae</i></b>
42	4 m2	POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>			<b><i>Junco triglumis-Caricetum bicoloris</i></b>
43	4 m2	POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>			<b><i>Junco triglumis-Caricetum bicoloris</i></b>
44	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I. Rosselli D.	<i>Carex bicolor</i>			<b><i>Junco triglumis-Caricetum bicoloris</i></b>
45	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>	<i>Carex simpliciuscula</i>		<b><i>Junco triglumis-Caricetum bicoloris</i></b>
46	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex bicolor</i>	<i>Carex atrofusca</i>		

<b>ID_Rilievo</b>	<b>Superficie</b>	<b>Rilevatori</b>	<b>Specie caratteristica 1</b>	<b>Specie caratteristica 2</b>	<b>Specie caratteristica 3</b>	<b>Classificazione fitosociologica</b>
<b>47</b>	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex atrofusca</i>	<i>Trichophorum pumilum</i>		<i>Caricetum microglochinis scirpetosum pumili</i>
<b>48</b>	1 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Juncus arcticus</i>			
<b>49</b>	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Trichophorum pumilum</i>	<i>Carex atrofusca</i>		<i>Caricetum microglochinis scirpetosum pumili</i>
<b>50</b>	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Trichophorum pumilum</i>	<i>Carex atrofusca</i>		<i>Caricetum microglochinis scirpetosum pumili</i>
<b>51</b>	1 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Tofieldia pusilla</i>	<i>Carex bicolor</i>		
<b>52</b>	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Tofieldia pusilla</i>	<i>Trichophorum pumilum</i>		
<b>53</b>	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex atrofusca</i>			<i>Caricetum atrofusco-vaginatae*</i>
<b>54</b>	4 m2	SELVAGGI A., POZZI I.	<i>Carex atrofusca</i>			<i>Caricetum atrofusco-vaginatae*</i>

### ALLEGATO 3: Tabella riassuntiva dei dati ecologici

ID Rilievo	Umidità	Alluvionamento	Biotopo	Bilancio idrico IN	Bilancio idrico OUT	Rilievo pedologico	P. radici	P. U. radici	Drenaggio
1	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	4-tra torbiera bassa e torbiera di versante	3-falda	4-evaporazione	SI	9	0	5-Lento
2	2-debolmente umido	5-suolo permanentemente inondato	4-tra torbiera bassa e torbiera di versante	3-falda	4-evaporazione				5-Lento
3	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	3-torbiera bassa	3-falda	4-evaporazione				6-Molto lento
4	3-umido	5-suolo permanentemente inondato	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	4-evaporazione				5-Lento
5	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	3-torbiera bassa	2-sorgente	4-evaporazione	SI	8	6	7-Impedito
6	3-umido	1-nullo	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	2-sorgente	3-falda	SI	11	13	3-Buono
7	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	3-torbiera bassa	2-sorgente	4-evaporazione				7-Impedito
8	3-umido	5-suolo permanentemente inondato	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	2-sorgente	3-falda	SI	12		3-Buono
9	2-debolmente umido	5-suolo permanentemente inondato	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	2-sorgente	3-falda				3-Buono
10	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	5-torbiera di versante	2-sorgente	6-ruscellamento diffuso	SI	9	5	6-Molto lento
11	2-debolmente umido	5-suolo permanentemente inondato	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	2-sorgente	3-falda				3-Buono
12	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	non rilevato	1-corso d'acqua	4-evaporazione	SI	13		3-Buono
13	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	non rilevato	1-corso d'acqua	4-evaporazione	SI	6		3-Buono

ID Rilievo	Umidità	Alluvionamento	Biotopo	Bilancio idrico IN	Bilancio idrico OUT	Rilievo pedologico	P. radici	P. U. radici	Drenaggio
14	3-umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	non rilevato	1-corso d'acqua	4-evaporazione				3-Buono
15	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	3-torbiera bassa	3-falda	4-evaporazione	SI	13	18	7-Impedito
16	3-umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	3-torbiera bassa	2-sorgente	3-falda				6-Molto lento
17	non rilevato	non rilevato	non rilevato	non rilevato	non rilevato				
18	3-umido	5-suolo permanentemente inondato	5-torbiera di versante	6-ruscellamento diffuso	6-ruscellamento diffuso				2-Moderatamente rapido
19	3-umido	5-suolo permanentemente inondato	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	6-ruscellamento diffuso	4-evaporazione	SI	6		2-Moderatamente rapido
20	3-umido	5-suolo permanentemente inondato	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	4-evaporazione	SI	24		3-Buono
21	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	4-evaporazione				non rilevato
22	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	2-area alluvionale attiva (deposito alluvionale vegetato o no)	6-ruscellamento diffuso	4-evaporazione	SI	18		7-Impedito
23	2-debolmente umido	1-nullo	non rilevato	3-falda	4-evaporazione	SI	13		6-Molto lento
24	2-debolmente umido	1-nullo	non rilevato	3-falda	4-evaporazione				
25	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	1-corso d'acqua	4-evaporazione				4-Mediocre
26	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	4-evaporazione				2-Moderatamente rapido
27	3-umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	4-tra torbiera bassa e torbiera di versante	3-falda	4-evaporazione				4-Mediocre
28	3-umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	4-evaporazione				4-Mediocre
29	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	5-torbiera di versante	6-ruscellamento diffuso	6-ruscellamento diffuso				3-Buono

ID Rilievo	Umidità	Alluvionamento	Biotopo	Bilancio idrico IN	Bilancio idrico OUT	Rilievo pedologico	P. radici	P. U. radici	Drenaggio
30	5-ruscellament o continuo	5-suolo permanentemente inondato	5-torbiera di versante	6-ruscellamento diffuso	6-ruscellamneto diffuso	SI	7		3-Buono
31	3-umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	4-evaporazione				3-Buono
32	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	5-torbiera di versante	3-falda	3-falda	SI	12		2-Moderatamente rapido
33	2-debolmente umido	1-nullo	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	3-falda				3-Buono
34	3-umido	5-suolo permanentemente inondato	non rilevato	2-sorgente	6-ruscellamneto diffuso				2-Moderatamente rapido
35	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	non rilevato	2-sorgente	6-ruscellamneto diffuso				2-Moderatamente rapido
36	5-ruscellament o continuo	5-suolo permanentemente inondato	non rilevato	2-sorgente	6-ruscellamneto diffuso				6-Molto lento
37	2-debolmente umido	5-suolo permanentemente inondato	non rilevato	2-sorgente	6-ruscellamneto diffuso				
38	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	4-tra torbiera bassa e torbiera di versante	2-sorgente	4-evaporazione	SI	14		3-Buono
39	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	4-tra torbiera bassa e torbiera di versante	2-sorgente	4-evaporazione				
40	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	3-torbiera bassa	6-ruscellamento diffuso	4-evaporazione				3-Buono
41	3-umido	5-suolo permanentemente inondato	non rilevato	3-falda	4-evaporazione				3-Buono
42	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	4-evaporazione				5-Lento
43	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	2-sorgente	6-ruscellamneto diffuso				

ID Rilievo	Umidità	Alluvionamento	Biotopo	Bilancio idrico IN	Bilancio idrico OUT	Rilievo pedologico	P. radici	P. U. radici	Drenaggio
44	3-umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	4-evaporazione	SI	11		4-Mediocre
45	3-umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	4-evaporazione				5-Lento
46	2-debolmente umido	4più <sup>1</sup> volte per anno (alluvioni dovute a forti precipitazioni)	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	7-alluvionamento	3-falda				4-Mediocre
47	3-umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	4-tra torbiera bassa e torbiera di versante	3-falda	4-evaporazione		9		
48	4-impregnato di acqua	4più <sup>1</sup> volte per anno (alluvioni dovute a forti precipitazioni)	2-area alluvionale attiva (deposito alluvionale vegetato o no)	2-sorgente	1-corsod'acqua				
49	2-debolmente umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	4-tra torbiera bassa e torbiera di versante	3-falda	4-evaporazione	SI	13		3-Buono
50	4-impregnato di acqua	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	4-tra torbiera bassa e torbiera di versante	3-falda	4-evaporazione				
51	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	5-specchiod'acqua permanente	5-specchiod'acqua ferma				
52	3-umido	3-primaverile (scioglimento delle nevi)	1-area alluvionale non attiva (terrazzo o margine di lago alpino)	3-falda	5-specchiod'acqua ferma	SI	21		6-Molto lento
53	5-ruscellament o continuo	5-suolo permanentemente inondato	5-torbiera di versante	6-ruscellamento diffuso	6-ruscellamneto diffuso	SI	8	16	5-Lento
54	4-impregnato di acqua	5-suolo permanentemente inondato	5-torbiera di versante	2-sorgente	6-ruscellamneto diffuso				5-Lento

**ALLEGATO 4: Tabella riassuntiva delle pressioni e delle minacce**

<b>ID Rilievo</b>	<b>LOCALITA'</b>	<b>Minacce quantificabili</b>	<b>Minacce non quantificabili</b>	<b>Codice EEA</b>	<b>Tipo di pressione (EEA)</b>	<b>Note</b>
1	Rocca Turale Pascoli di Arnas		Calpestio antropico	F07	Attività sportive, turistiche e per il tempo libero	Presenza di un sentiero che passa vicina alla zona umida. Sembra poco frequentato
			Attività di monitoraggio	H07	Ricerche ed attività di monitoraggio intrusive e dannose	Terreno umido e soggetto a perturbazioni legate al calpestio prolungato
2	Rocca Turale Pascoli di Arnas		Calpestio antropico	F07	Attività sportive, turistiche e per il tempo libero	
		Sovrapascolo (1)		A09	Pascolo intensivo o sopra-pascolo	Tracce di deiezioni e di calpestio bovino
			Attività di monitoraggio	H07	Ricerche ed attività di monitoraggio intrusive e dannose	
3	Rocca Turale Pascoli di Arnas	Sovrapascolo (1)		A09	Pascolo intensivo o sopra-pascolo	Tracce di deiezioni e di calpestio bovino
4	Rocca Turale Pascoli di Arnas	Sovrapascolo (2)		A09	Pascolo intensivo o sopra-pascolo	
			Attività di monitoraggio	H07	Ricerche ed attività di monitoraggio intrusive e dannose	
		Inarbustimento (1)		L02	Successioni naturali che inducono cambiamenti nella composizione delle specie (diverse dai cambiamenti diretti indotti da pratiche agricole e forestali)	
5	Valle Argentera fondo valle lungo il fiume Ripa alpeggio Gaces	Sovrapascolo (1)		A09	Pascolo intensivo o sopra-pascolo	
		Inarbustimento (1)		L02	Successioni naturali che inducono cambiamenti nella composizione delle specie (diverse dai cambiamenti diretti indotti da pratiche agricole e forestali)	
		Eutrofia (1)		L04	Processi naturali di eutrofizzazione o acidificazione	
6	Valle Argentera fondo valle lungo il fiume Ripa alpeggio Gaces	Sovrapascolo (1)		A09	Pascolo intensivo o sopra-pascolo	
		Inarbustimento (2)		L02	Successioni naturali che inducono cambiamenti nella composizione delle specie (diverse dai	

<b>ID Rilievo</b>	<b>LOCALITA'</b>	<b>Minacce quantificabili</b>	<b>Minacce non quantificabili</b>	<b>Codice EEA</b>	<b>Tipo di pressione (EEA)</b>	<b>Note</b>
					<b>cambiamenti diretti indotti da pratiche agricole e forestali)</b>	
7	Valle Argentera fondo valle lungo il fiume Ripa alpeggio Gaces	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
		Inarbustimento (1)		L02	<b>Successioni naturali che inducono cambiamenti nella composizione delle specie (diverse dai cambiamenti diretti indotti da pratiche agricole e forestali)</b>	
		Eutrofia (1)		L04	<b>Processi naturali di eutrofizzazione o acidificazione</b>	
8	Valle Argentera fondo valle ex rifugio Montenero	Sovrapascolo (2)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	transizione con una vegetazione di pascolo alpino
			Calpestio antropico	F07	<b>Attività sportive, turistiche e per il tempo libero</b>	calpestio e tende in prossimità del ruscello
		Eutrofia (2)		L04	<b>Processi naturali di eutrofizzazione o acidificazione</b>	specie di pascolo
9	Valle Argentera fondo valle ex rifugio Montenero	Sovrapascolo (2)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
			Calpestio antropico	F07	<b>Attività sportive, turistiche e per il tempo libero</b>	
		Eutrofia (2)		L04	<b>Processi naturali di eutrofizzazione o acidificazione</b>	
10	Tra Prato Rotondo e Madonna della neve		Calpestio antropico	F07	<b>Attività sportive, turistiche e per il tempo libero</b>	Prossimità di un sentiero
11	Prato Rotondo	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
12	Pian Ciamarella in prossimità dell'Alpe della Ciamarella	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	Animali che brucano gli steli fioriti prima della fruttificazione e calpestano la zona in prossimità del ruscello
13	Pian Ciamarella lungo il Rio			NO MINACCIE		
14	Pian Ciamarella lungo il Rio	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
15	Pian della Mussa dietro trattoria alpina	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
16	Pian della Mussa dietro trattoria alpina	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	

<b>ID Rilievo</b>	<b>LOCALITA'</b>	<b>Minacce quantificabili</b>	<b>Minacce non quantificabili</b>	<b>Codice EEA</b>	<b>Tipo di pressione (EEA)</b>	<b>Note</b>
17	Sotto il rifugio Castaldi Crot del Ciaussinnet		Erosione	L01	Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti, prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)	
			Disseccamento	N02	Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici	
18	Sotto il rifugio Castaldi Crot del Ciaussinnet		Erosione	L01	Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti, prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)	
			Disseccamento	N02	Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici	
19	Ripiani nell'Alto Vallone di Arnas a Est del Lago della Rossa	Sovrapascolo (2)		A09	Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti, prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)	
			Disseccamento	N02	Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici	
20	Lago del Pic d'Asti Pontechianale	Sovrapascolo (1)		A09	Pascolo intensivo o sovra-pascolo	
			Calpestio antropico	F07	Attività sportive, turistiche e per il tempo libero	Frequentazione turistica intorno al lago
21	Lago del Pic d'Asti Pontechianale	Sovrapascolo (1)		A09	Pascolo intensivo o sovra-pascolo	
			Calpestio antropico	F07	Attività sportive, turistiche e per il tempo libero	Frequentazione turistica intorno al lago
			Disseccamento	N02	Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti, prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)	
22	Vallone del Puriac Comba della Sagna	Sovrapascolo (2)		A09	Pascolo intensivo o sovra-pascolo	Deiezioni e tracce di calpestio
23	Vallone del Puriac sotto bassa di Colombart	Sovrapascolo (1)		A09	Pascolo intensivo o sovra-pascolo	
		Eutrofia (2)		L04	Processi naturali di eutrofizzazione o acidificazione	
24	Vallone del Puriac sotto bassa di Colombart	Sovrapascolo (1)		A09	Pascolo intensivo o sovra-pascolo	

<b>ID Rilievo</b>	<b>LOCALITA'</b>	<b>Minacce quantificabili</b>	<b>Minacce non quantificabili</b>	<b>Codice EEA</b>	<b>Tipo di pressione (EEA)</b>	<b>Note</b>
		Eutrofia (1)		L04	<b>Processi naturali di eutrofizzazione o acidificazione</b>	
25	Vallone del Puriac Comba della Sagna	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
			Disseccamento	N02	<b>Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici</b>	
26	Vallone del Puriac Comba della Sagna	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
27	Vallone del Puriac Comba della Sagna	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
			Turismo equestre	F07	<b>Attività sportive, turistiche e per il tempo libero</b>	Passaggio sulla zona umida a Carex microglochis di cavalli
28	Tra il lago Malciaussia ed il Rif. Tazzetti lungo il Rio Medagliere (a monte del ponte)			A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
29	Tra il lago Malciaussia ed il Rif. Tazzetti lungo il Rio Medagliere (a monte del ponte)			NO MINACCIE		
30	Tra il lago Malciaussia ed il Rif. Tazzetti lungo il Rio Medagliere (a valle del ponte)		Calpestio antropico	F07	<b>Attività sportive, turistiche e per il tempo libero</b>	sentiero passa in prossimità della stazione
31	Lago di Malciaussia		Calpestio antropico	F07	<b>Attività sportive, turistiche e per il tempo libero</b>	Frequentazione turistica ai bordi del lago
32	Tra Culbal del Rio e Pian Grande dei Fons			A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
			Inaridimento	N02	<b>Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici</b>	Dipendenza da presenza di un ruscellamento continuo
33	Tra Culbal del Rio e Pian Grande dei Fons	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
			Inaridimento	N02	<b>Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici</b>	
34	Roccia Melone vallone Comba la Pala		Erosione	L01	<b>Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti, prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)</b>	
			Disseccamento	L01	<b>Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti, prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)</b>	
35	Roccia Melone vallone Comba la Pala		Disseccamento	L01	<b>Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti,</b>	

<b>ID Rilievo</b>	<b>LOCALITA'</b>	<b>Minacce quantificabili</b>	<b>Minacce non quantificabili</b>	<b>Codice EEA</b>	<b>Tipo di pressione (EEA)</b>	<b>Note</b>
					prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)	
36	Roccia Melone vallone Comba la Pala		Disseccamento	L01	Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti, prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)	
37	Roccia Melone vallone Comba la Pala		Disseccamento	L01	Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti, prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)	
38	Roccia Melone vallone Comba la Pala			NO MINACC E		
39	Roccia Melone vallone Comba la Pala		Cambiamento climatico	N02	Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici	
40	Vallone dell' Argentera, Alpe- Mioul	Sovrapascolo (2)		A09	Pascolo intensivo o sovra-pascolo	Tracce di deiezioni, calpestio bovino e brucazione
			Disseccamento	L01	Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti, prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)	
41	Vallone Argentera, Alpe- Mioul	Sovrapascolo (2)		A09	Pascolo intensivo o sovra-pascolo	Tracce di deiezioni, calpestio bovino e brucazione
42	Valle Argentera, Alpe- Mioul	Sovrapascolo (1)		A09	Pascolo intensivo o sovra-pascolo	Tracce di calpestio
			Disseccamento	N02	Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici	
			Calpestio antropico	F07	Attività sportive, turistiche e per il tempo libero	Frequentazione antropica intorno al lago
43	Vallone della Gianna, Fonte Caussinas		Disseccamento della sorgente	N02	Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici	
44	Torbiera sotto il colle del Pis		Attività di monitoraggio	H07	Ricerche ed attività di monitoraggio intrusive e dannose	
45	Vallone di Massello, sotto il colle del Pis		Disseccamento	N02	Siccità e diminuzioni delle precipitazioni causate da cambiamenti climatici	
46	Vallone di Massello zona sorgenti del torrente Germanasca	Sovrapascolo (1)		A09	Pascolo intensivo o sovra-pascolo	

<b>ID Rilievo</b>	<b>LOCALITA'</b>	<b>Minacce quantificabili</b>	<b>Minacce non quantificabili</b>	<b>Codice EEA</b>	<b>Tipo di pressione (EEA)</b>	<b>Note</b>
			Erosione	L01	<b>Processi naturali abiotici (es. erosioni, insabbiamenti, prosciugamenti, allagamenti, salinizzazioni)</b>	
47	Vallone di Massello zona sorgenti del torrente Germanasca	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
48	Vallone di Massello zona sorgenti del torrente Germanasca			NO MINACCIE		
49	Vallone di Massello zona sorgenti del torrente Germanasca	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
50	Vallone di Massello zona sorgenti del torrente Germanasca	Sovrapascolo (1)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
51	Lago dell'Albergian	Sovrapascolo (2)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	Deiezioni e tracce di calpestio e brucatura intensa
			Calpestio antropico	F07	<b>Attività sportive, turistiche e per il tempo libero</b>	Frequentazione antropica intorno al lago
52	Lago dell'Albergian	Sovrapascolo (2)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	Deiezioni e tracce di calpestio e brucatura intensa
			Calpestio antropico	F07	<b>Attività sportive, turistiche e per il tempo libero</b>	
53	Zona umida sopra il rifugio Vallante sotto il colle di Vallanta	Sovrapascolo (2)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
			Successione vegetale per disseccamento	L02	<b>Successioni naturali che inducono cambiamenti nella composizione delle specie (diverse dai cambiamenti diretti indotti da pratiche agricole e forestali)</b>	
54	Zona umida sopra il rifugio Vallante sotto il colle di Vallanta	Sovrapascolo (2)		A09	<b>Pascolo intensivo o sovra-pascolo</b>	
			Successione vegetale per disseccamento	L02	<b>Successioni naturali che inducono cambiamenti nella composizione delle specie (diverse dai cambiamenti diretti indotti da pratiche agricole e forestali)</b>	
		Eutrofia (1)		L04	<b>Processi naturali di eutrofizzazione o acidificazione</b>	

## ALLEGATO 1

- **Monitoraggio mammiferi: Applicazione modelli di occupancy**
- **ZSC IT1313712 Cima di Piano Cavallo - Bric Cornia**

Le attività di monitoraggio tramite fototrappole nella ZSC Cima di Pian Cavallo - Bric Cornia sono iniziate il giorno 26/02/2020 e sono terminate il giorno 11/09/2020. Il territorio della ZSC è stato suddiviso in 16 quadranti (2 km x 2 km) al cui interno è stata collocata una foto trappola in prossimità del centroide, e, ove non possibile, collocata nella zona più prossima a questo compatibilmente con la raggiungibilità dei luoghi e con la sicurezza degli operatori.

L'assenza di dati pregressi riguardanti le tre specie target (Martora, Gatto selvatico e Puzzola) ha indirizzato lo studio verso la necessità di effettuare il monitoraggio in tutti i principali ambienti forestati dell'area Natura 2000, al fine di poter ottenere una stima del loro utilizzo nell'arco del periodo di monitoraggio. Questo approccio può permettere di estrapolare delle considerazioni generali sull'*occupancy* delle aree boscate da parte delle specie target, anche in relazione delle altre covariate considerate. In ogni sito è stata collocata una fototrappola in prossimità di camminamenti o di aree potenzialmente utilizzate dalle specie target a discrezione dell'esperto per massimizzare le probabilità di contatto (O'Connell et al., 2011). Sono state indagate anche le aree ripariali vista la nota preferenza della Puzzola per questi tipi di ambienti. L'osservazione è stata di tipo passivo senza l'utilizzo di attrattivi specifici. Le fototrappole sono state installate ad una distanza superiore ai 2 km lineari l'una dall'altra al fine di evitare effetti di autocorrelazione spaziale, in base alla biologia nota delle specie target (Pandolfi et al., 1997; Brandt e Lambin, 2007; Anile et al., 2012). In alcuni casi si è reso necessario lo spostamento di una fototrappola all'interno del sito di campionamento. Spostamenti della fototrappola inferiori ai 2 km sono stati ricondotti al medesimo sito mentre spostamenti superiori sono stati esclusi dall'analisi. Le fototrappole sono state controllate all'incirca ogni due settimane per verificare la carica delle batterie e per effettuare il download delle foto.

Lo studio ha avuto una durata temporale di 199 giorni e le fototrappole sono state installate in modo da coprire le due stagioni di maggiore attività delle specie target. Per lo studio dell'*occupancy* è stato considerato un arco temporale di 100 giorni.

**Tabella 1** – Localizzazione delle fototrappole nella ZSC Cima di Pian Cavallo - Bric Cornia

ID	Località	X	Y	Quota
FT01	Confluenza Negrone-Tanarello	404906	4886404	856
FT02	Affluente Tanarello c/o Schiarante	404509	4885311	961
FT03	Tanarello dopo Campo Scout	403329	4884862	960
FT04	Confluenza Rio Colla Bassa-Tanarello	401785	4884516	1012
FT05	Confl. Regioso-Negrone Valle	402506	4887869	999
FT06	Confl. Regioso-Negrone Monte	401619	4888202	1014
FT07	Gola delle Fascette	398954	4886810	1285
FT08	Colletta delle Salse	398045	4885196	1632
FT09	Colletta delle Salse 2	398269	4883850	1653
FT10	Negrone c/o M.te dei Cancelli	406234	4886100	918
FT11	Rio Nava	409467	4884473	911
FT12	Poggio Possanghi	408725	4882901	1011
FT13	Tetti la Teglia	407255	4883133	1265
FT14	Colla Rinella	404927	4883117	1290

<b>FT15</b>	Poggio San Martino	403379	4882793	1269
<b>FT16</b>	Monesi	401148	4881690	1270

In totale sono stati ottenuti 1068 fotogrammi contenenti immagini di animali selvatici (sono stati escluse immagini di bovini, equini e cani). Sono stati osservati in totale 32 taxa di cui 6 (Mustellide, *Martes* sp., Passeriforme, Micromammifero, Chiroterro e Canide) comprendono individui per cui non è stato possibile effettuare un'attribuzione a livello specifico. Le immagini attribuite con certezza ad uno stesso individuo riprese ad una distanza temporale inferiore ai 10 minuti non sono state considerate nell'analisi.

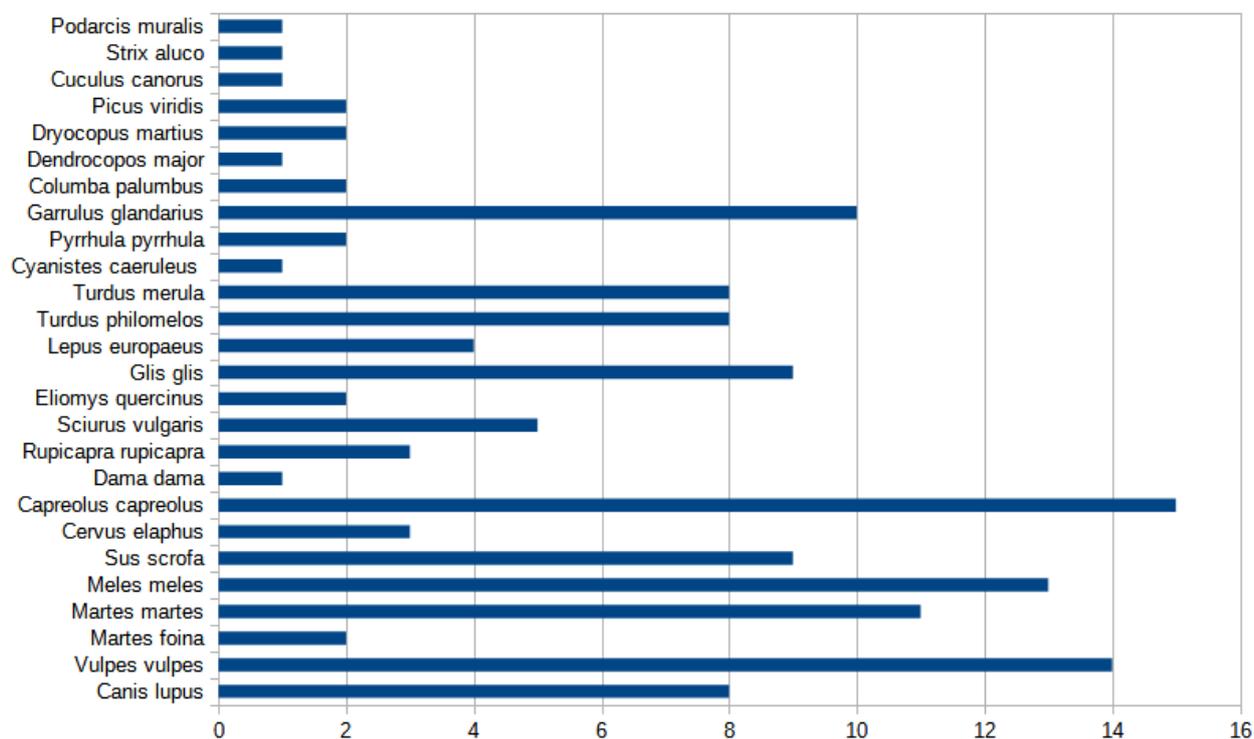
**Tabella 2** – Elenco delle specie osservate con fototrappole nella ZSC Cima di Pian Cavallo - Bric Cornia

CLASSE	Ordine	Famiglia	Specie	Nome comune
Mammalia	Carnivora	Canidae	<i>Canis lupus</i>	Lupo
			<i>Vulpes vulpes</i>	Volpe
		Mustelidae	<i>Martes foina</i>	Faina
			<i>Martes martes</i>	Martora
			<i>Meles meles</i>	Tasso
		Artiodactyla	Suidae	<i>Sus scrofa</i>
	Cervidae		<i>Cervus elaphus</i>	Cervo
			<i>Capreolus capreolus</i>	Capriolo
			<i>Dama dama</i>	Daino
			<i>Rupicapra rupicapra</i>	Camoscio
	Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus vulgaris</i>	Scoiattolo rosso
		Gliridae	<i>Eliomys quercinus</i>	Quercino
			<i>Glis glis</i>	Ghiro
Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	Lepre comune	
Aves	Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus philomelos</i>	Tordo bottaccio
			<i>Turdus merula</i>	Merlo
		Paridae	<i>Cyanistes caeruleus</i>	Cinciarella
		Fringillidae	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Ciuffolotto
	Columbiformes	Columbidae	<i>Garrulus glandarius</i>	Ghiandaia
			<i>Columba palumbus</i>	Colombaccio
	Piciformes	Picidae	<i>Dendrocopos major</i>	Picchio rosso maggiore
			<i>Dryocopus martius</i>	Picchio nero
			<i>Picus viridis</i>	Picchio verde
	Cuculiformes	Cuculidae	<i>Cuculus canorus</i>	Cuculo
Strigiformes	Strigidae	<i>Strix aluco</i>	Allocco	
Reptilia	Squamata	Lacertidae	<i>Podarcis muralis</i>	Lucertola muraiola

La specie maggiormente diffusa è risultata essere il Capriolo (contattato in 15 siti su 16 di monitoraggio) seguita da Volpe, Tasso, Martora e Ghiandaia. Altrettanto diffusi ovvero osservati in almeno metà dei siti sono stati il Ghiro, il Merlo, il Tordo bottaccio, il Cinghiale e il Lupo. Tra i mammiferi sono invece risultate più localizzate le osservazioni di Cervo (limitate al fondovalle del Negrone), di Camoscio e di Daino con una sola osservazione nei pressi di Colla Rinella.

Allo stesso modo, tra i mammiferi, le specie maggiormente ritratte nei fotogrammi sono state il Capriolo (48,5%), la Volpe (15,2%), il Ghiro (8,7%) e il Tasso (5,8%). Per quanto riguarda le specie appartenenti al genere *Martes* è stato possibile arrivare alla determinazione a livello specifico di solo il 28,4% dei fotogrammi esaminati, rispettivamente attribuiti a

Martora (n = 28) e Faina (n = 3). Per i restanti 78 fotogrammi (pari al 71,6%) non è stato possibile arrivare ad una determinazione certa.



Numero di siti in cui è stata osservata ciascuna specie

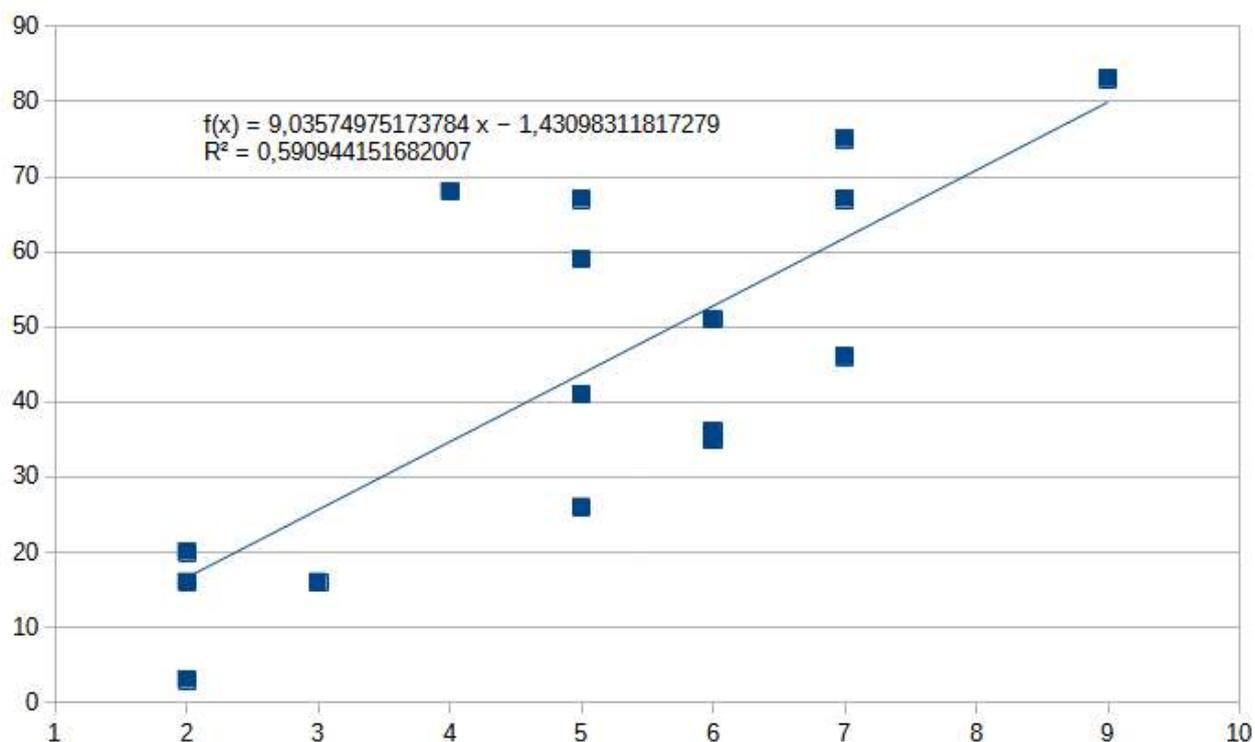
I siti di monitoraggio con più contatti sono risultati la **FT14** (11,7%) in cui è stato contattato un numero elevato di **caprioli**, la **FT02** (10,6%) in cui influisce un'alta frequenza di contatti di **volpe** e **capriolo**, la **FT11** (9,6%) con un numero maggiore di contatti attribuiti al **capriolo** e la **F12** (9,4%), che presenta un elevato numero di osservazioni di **ghiro**. Il sito con maggiore abbondanza di **specie** contattate è sempre la **FT14** (n = 9), seguito dalle **FT02**, **FT05** e **FT08** (n = 7).

**Tabella 3** – Elenco riassuntivo dei fotogrammi per specie (mammiferi) e fototrappola

ID	Località	Camoscio	Capriolo	Cervo	Daino	Cinghiale	Lepre	Ghiro	Quercino	Sciattolo	Lupo	Volpe	Tasso	Martora	Faina	N° specie	TOTALE	%
<b>FT01</b>	Confluenza Negrone-Tanarello	1	3								4	12	2	4		5	26	3,7
<b>FT02</b>	Affluente Tanarello Schiarante c/o		27		2	2					4	26	3	10	1	7	75	10,6
<b>FT03</b>	Tanarello dopo Campo Scout		7									6	3			2	16	2,3
<b>FT04</b>	Confluenza Rio Colla Bassa-Tanarello		5									5	4	2		3	16	2,3
<b>FT05</b>	Confl. Regioso-Negrone Valle		26	5	1		1				7	3	2	1		7	46	6,5
<b>FT06</b>	Confl. Regioso-Negrone Monte		7	4		3		2				11	4	5		6	36	5,1
<b>FT07</b>	Gola delle Fascette	1	16			1		4			6	4		1	2	6	35	4,9

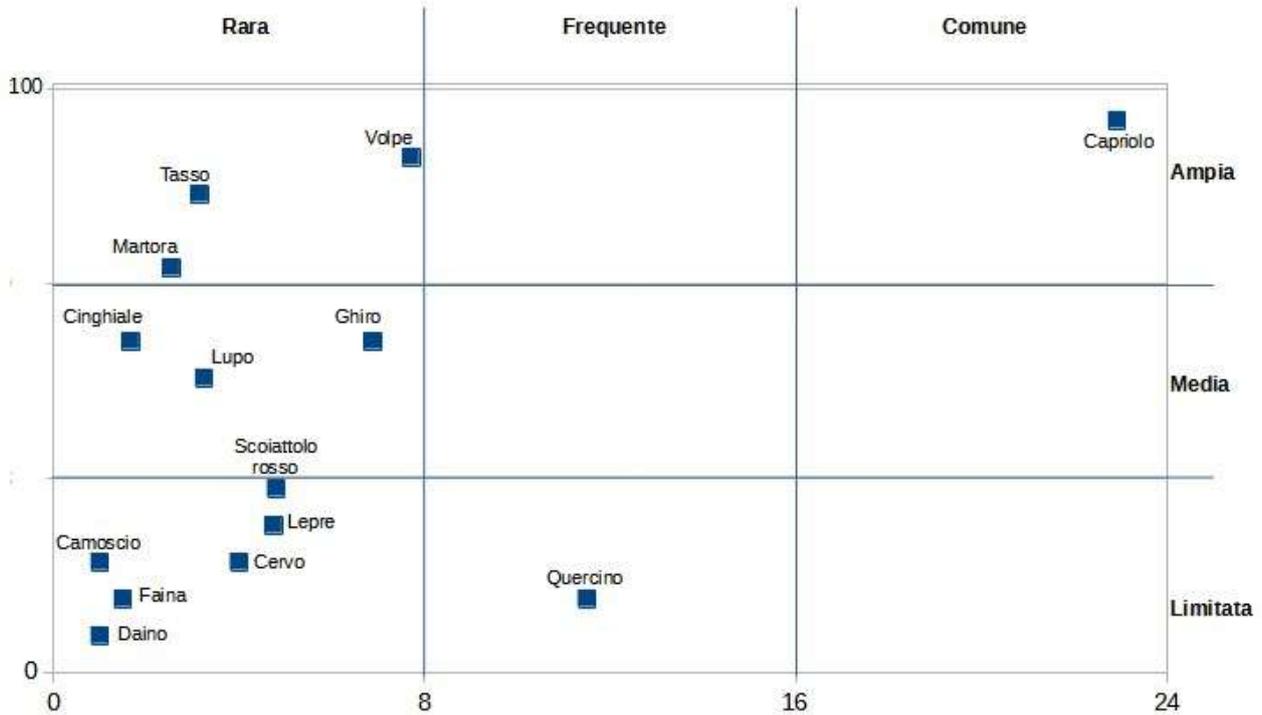
<b>FT08</b>	Colletta delle Salse		47		1	6			1	2	7	2	1	7	<b>67</b>	9,4	
<b>FT09</b>	Colletta delle Salse 2		21				4	8		1	2	5		5	<b>41</b>	5,8	
<b>FT10</b>	Negrone c/o M.te dei Cancelli		1							1			1	2	<b>3</b>	0,4	
<b>FT11</b>	Rio Nava	1	51		1	2					8	5		4	<b>68</b>	<b>9,6</b>	
<b>FT12</b>	Poggio Possanghi		15		2	28		4			12	6		5	<b>67</b>	9,4	
<b>FT13</b>	Tetti la Teglia		9			10		1						2	<b>20</b>	2,8	
<b>FT14</b>	Colla Rinella		47		1	3	1	9		13	1	5	2	1	9	<b>83</b>	<b>11,7</b>
<b>FT15</b>	Poggio Martino	San	53		1	1					2	1	1	5	<b>59</b>	8,3	
<b>FT16</b>	Monesi		12				11	15	5		5	2	1	6	<b>51</b>	7,2	
<b>TOTALE</b>			<b>3</b>	<b>344</b>	<b>12</b>	<b>1</b>	<b>15</b>	<b>19</b>	<b>62</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>26</b>	<b>108</b>	<b>41</b>	<b>28</b>	<b>3</b>	<b>709</b>
<b>%</b>			0,4	<b>48,5</b>	1,7	0,1	2,1	2,7	<b>8,7</b>	3,2	3,4	3,7	<b>15,2</b>	5,8	3,9	0,4	100

I dati evidenziano che all'aumentare del numero di fotogrammi aumenta anche il numero di specie osservate



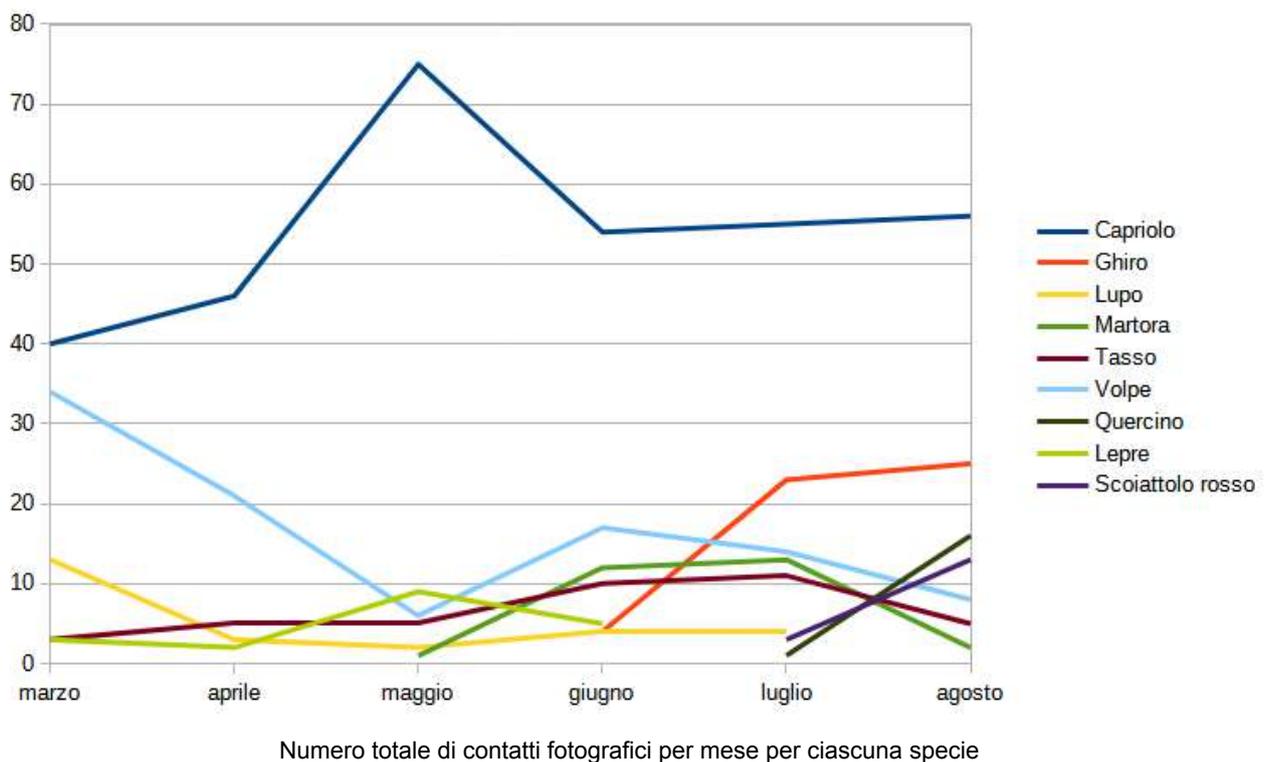
Relazione tra numero di specie osservate (asse x) e numero di fotogrammi (asse y) per ciascuna fototrappola

La specie più comune e con ampia diffusione è il capriolo mentre le specie più rare e con distribuzione limitata sono il daino e la faina. Tra i carnivori le specie maggiormente diffuse sono risultate essere la volpe, il tasso e la martora. Il quercino nonostante un numero alto di contatti ha mostrato una distribuzione localizzata.



Rappresentazione della distribuzione (asse y - % di Siti occupati dalla specie) e della frequenza (asse x – numero medio di osservazioni per Sito) delle specie in base ai contatti fotografici

Per quanto concerne l'attività (desunta dal numero totale di contatti per mese) dalla figura W si può osservare che varia a seconda delle specie considerate. I roditori mostrano un picco nei mesi di luglio e agosto, il Capriolo nel mese di maggio, i canidi nel mese di marzo con un secondo picco per la Volpe nel mese di giugno mentre i mustelidi nei mesi di giugno e luglio.



Numero totale di contatti fotografici per mese per ciascuna specie

Per quanto concerne l'*Occupancy*, visto l' arco temporale considerato si è optato di condurre l'analisi mediante l'utilizzo del modello "*single season occupancy*", disponibile nel pacchetto "*unmarked - Models for Data from Unmarked Animals*" (Fiske e Chandler, 2017) del software R (R Development Core Team, 2018) grazie alla funzione "*occu*".

Per ogni campionamento di un sito la specie target può essere osservata (1) o non osservata (0) e non è mai falsamente osservata quando è assente. La sequenza di osservazioni e non osservazioni che ne risulta per il sito  $i$ , rappresenta la storia delle osservazioni  $h_i$ . Pertanto tenendo in considerazione quanto riportato da MacKenzie et al. (2003) ovvero ridurre la quantità di dati, utilizzando soltanto quelli in cui la contattabilità della specie è ininterrotta, e da MacKenzie e Royle (2005) che suggeriscono di effettuare almeno tre osservazioni per sito si è optato di suddividere ciascun campionamento 10 sessioni di osservazioni di 10 giorni ciascuna ( $t$ ).

Questo modello è in grado di analizzare i dati anche quando si verificano mancate osservazioni; sia nel caso in cui ciò accada per alcuni siti durante una stagione, sia nel caso in cui tutti i siti non vengano osservati per un'intera stagione.

L'assunto implicito fatto dal modello è che tutti i parametri siano costanti tra i siti, ma non sempre ciò è verificato, a causa dell'eterogeneità. E' possibile includere informazioni sull'eterogeneità attraverso l'utilizzo di variabili, le covariate, che hanno un effetto sul valore di uno o più parametri.

In questo studio sono state utilizzate variabili descrittive del tipo di ambiente, relative alla tipologia forestale dominante, alla posizione topografica (impluvio vicino a corso d'acqua o crinale lontano da corso d'acqua) e alla presenza o assenza di un tronco caduto a terra dinnanzi alla fototrappola. (Tab. X). Tali valori sono quindi rimasti costanti durante tutta l'intero studio.

**Tabella 4** – Covariate ambientali per ciascun sito

<b>Sito</b>	<b>Tipologia forestale dominante</b>	<b>Posizione topografica</b>	<b>Tronco a terra</b>
Ft01	Latifoglie	Impluvio	Assente
Ft02	Latifoglie	Impluvio	Presente
Ft03	Latifoglie	Impluvio	Assente
Ft04	Latifoglie	Impluvio	Presente
Ft05	Latifoglie	Impluvio	Assente
Ft06	Latifoglie	Impluvio	Presente
Ft07	Latifoglie	Impluvio	Presente
Ft08	Conifere	Crinale	Assente
Ft09	Conifere	Impluvio	Assente
Ft10	Conifere	Crinale	Assente
Ft11	Latifoglie	Crinale	Presente
Ft12	Latifoglie	Crinale	Assente
Ft13	Latifoglie	Crinale	Assente
Ft14	Latifoglie	Crinale	Assente
F15	Conifere	Crinale	Presente
Ft16	Latifoglie	Crinale	Presente

Poiché *occupancy* e probabilità di osservazione possono variare a seconda delle variabili considerate per determinare la fitness delle ipotesi si devono pertanto comparare modelli con differenti valori delle covariate e selezionare il migliore.

Per la scelta del modello è stato utilizzato il criterio d'informazione Akaike's Information Criterion, indicato come AIC. Si tratta di un metodo per la valutazione e il confronto tra modelli statistici sviluppato dal matematico giapponese Hirotugu Akaike nel 1971 e presentato alla comunità matematica nel 1974. Fornisce una misura della qualità della stima di un modello statistico tenendo conto sia della capacità di adattamento che della complessità del modello. È basato sul

concetto sull'entropia dell'informazione ed offre una misura relativa di informazioni perse quando un dato modello è usato per descrivere la realtà.

$AIC = 2k - 2\ln(L)$  dove :

k = Numero di parametri nel modello statistico.

L = Valore massimizzato della funzione piu' simile rispetto al modello stimato.

La regola è quella di preferire i modelli con l'AIC più basso. E' infatti basato sulla verosimiglianza ed un altro concetto chiave è il principio di parsimonia, infatti sono favoriti i modelli con il minor numero di parametri necessari.

Per la selezione dei modelli è stato utilizzato quanto proposto da Burnham e Anderson (2002) secondo cui modelli con un  $\Delta AIC < 2$  sono sostanzialmente supportati, mentre valori tra 3 e 7 indicano modelli con minor evidenza e modelli con  $\Delta AIC > 10$  sono invece rigettati. Bisogna però sottolineare che l'AIC stima la qualità di ogni modello in relazione agli altri ma non testa però l'ipotesi nulla, per questo motivo non fornisce informazioni sulla qualità del modello in senso assoluto.

L'AIC non permette di valutare però la bontà del modello e pertanto per valutare quanto il modello descriva correttamente i dati osservati è stato pertanto utilizzata la funzione "*mb.gof.test*" del pacchetto "AICcmodavg" che esegue il *good-of-fit test* basato sul Pearson's chi-square test con 1000 interazioni come proposto da MacKenzie and Bailey (2004) per i modelli "single season occupancy". Tipicamente esprime la discrepanza tra valori osservati e valori attesi secondo il modello in questione. L'uso del *goodness of fit test* è importante anche nella selezione dei modelli per stimare la sovradisersione, ovvero la presenza, nei dati, di una maggiore variabilità rispetto a quello che ci si aspetterebbe dai modelli statistici, considerando che valori di  $\hat{c} > 1$  indicano overdispersione, ma valori più alti (es.  $> 4$ ) probabilmente indicano mancanza di fit.

I modelli di occupancy sono stati sviluppati solo per la Martora perché le altre due specie target (Gatto selvatico e Puzzola) non sono state contattate durante il periodo di campionamento.

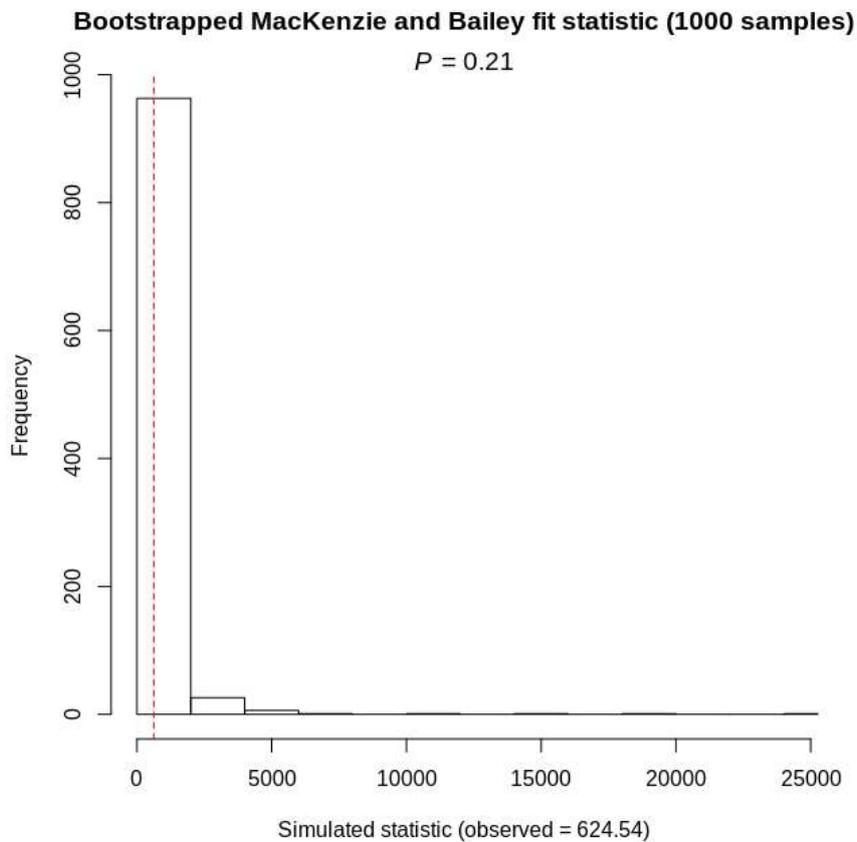
Numero massimo di osservazioni per sito	4
Numero medio di osservazioni per sito	1,1
Siti con almeno un'osservazione di presenza	10
Naive occupancy	0,6
Osservazioni di presunta assenza (0)	142
Osservazioni di presenza (1)	18
Osservazioni non disponibili (NA)	0

Le sessioni con contatti della specie sono state decisamente minori rispetto alle sessioni senza contatto, rappresentando il 11% delle osservazioni complessive di presenza/assenza della specie. Su questo ha sicuramente influito l'alta percentuale di individui assegnati al genere *Martes* per cui non è stato possibile arrivare ad una determinazione specifica.

Tra i modelli analizzati quello con la maggiore fitness - con valore AIC più basso - è risultato essere quello che presuppone che l'*occupancy (psi)* sia funzione della presenza di un tronco a terra all'interno del sito di campionamento e la *detection probability (p)* sia costante, sebbene il modello più parsimonioso ovvero quello in cui l'*occupancy (psi)* e la *detection probability (p)* sono costanti sia altrettanto supportato secondo il criterio proposto da Burnham e Anderson (2002) ovvero  $\Delta AIC < 2$ . Ugualmente supportati sono i modelli in cui l'*occupancy* sia condizionata dalla posizione topografica o da tutte le covariate nel loro insieme. I primi due modelli spiegano insieme il 60% della variabilità totale. La tipologia forestale non sembra avere invece una particolare influenza sull'*occupancy* della specie.

Modello	nPars	AIC	deltaAIC	AICwt	cumltvWt
psi(Tronco)p(.)	3	114,81	0,00	0,36	0,36
psi(.)p(.)	2	115,68	0,87	0,24	0,60
psi(Topografia)p(.)	3	116,60	1,79	0,15	0,75
psi(BoscoTip+Topografia+Tronco)p(.)	3	115,72	1,79	0,15	0,90
psi(BoscoTip)p(.)	3	117,31	2,50	0,10	1,00

Analizzando il *goodness-of-fit* (GOF) si evidenzia una minima sovradisersione (Total chi-square= 624,5383; P-value = 0,21; c-hat = 1,12). Essendo il valore di c-hat prossimo all'unità le analisi possono essere condotte senza alcuna correzione.



Il modello più parsimonioso con *psi* e *p* costanti restituisce una *occupancy* di 0,802 e una *detection probability* di 0,140.

Modello	Occupancy (psi)		Detection probability (p)	
	Estimate original scale	Std. error	Estimate original scale	Std. error
psi(.)p(.)	0,802	0,191	0,140	0,042

## - ZSC IT1315421 Gouta - Testa d'Alpe - Valle Barbaira

Le attività di monitoraggio tramite fototrappole nella ZSC Gouta - Testa d'Alpe - Valle Barbaira sono iniziate il giorno 02/03/2021 e sono terminate il giorno 29/10/2021. Il territorio della ZSC è stato suddiviso in 7 quadranti (2 km x 2 km) al cui interno è stata collocata una foto trappola in prossimità del centroide, e, ove non possibile, collocata nella zona più prossima a questo compatibilmente con la raggiungibilità dei luoghi e con la sicurezza degli operatori.

L'assenza di dati pregressi riguardanti le tre specie target (Martora, Gatto selvatico e Puzzola) ha indirizzato lo studio verso la necessità di effettuare il monitoraggio in tutti i principali ambienti forestati dell'area Natura 2000, al fine di poter ottenere una stima del loro utilizzo nell'arco del periodo di monitoraggio. Questo approccio può permettere di estrapolare delle considerazioni generali sull'*occupancy* delle aree boscate da parte delle specie target, anche in relazione delle altre covariate considerate. In ogni sito è stata collocata una fototrappola in prossimità di camminamenti o di aree potenzialmente utilizzate dalle specie target a discrezione dell'esperto per massimizzare le probabilità di contatto (O'Connell et al., 2011). Sono state indagate anche le aree ripariali vista la nota preferenza della Puzzola per questi tipi di ambienti. L'osservazione è stata di tipo passivo senza l'utilizzo di attrattivi specifici. Le fototrappole sono state installate ad una distanza superiore ai 2 km lineari l'una dall'altra al fine di evitare effetti di autocorrelazione spaziale, in base alla biologia nota delle specie target (Pandolfi et al., 1997; Brandt e Lambin, 2007; Anile et al., 2012). In alcuni casi si è reso necessario lo spostamento di una fototrappola all'interno del sito di campionamento. Spostamenti della fototrappola inferiori ai 2 km sono stati ricondotti al medesimo sito mentre spostamenti superiori sono stati esclusi dall'analisi. Le fototrappole sono state controllate all'incirca ogni due settimane per verificare la carica delle batterie e per effettuare il download delle foto.

Lo studio ha avuto una durata temporale di 242 giorni e le fototrappole sono state installate in modo da coprire le due stagioni di maggiore attività delle specie target. Per lo studio dell'*occupancy* sono stato considerato un arco temporale di 200 giorni.

**Tabella 5** – Localizzazione delle fototrappole nella ZSC Gouta - Testa d'Alpe - Valle Barbaira

ID	Località	X	Y	Quota
FT01	Pau	385068	4863393	1051
FT02	Testa d'Alpe	385668	4865151	1130
FT03	Monte Albano	386068	4865896	1207
FT04	Monte Paganaia	386862	4866602	1166
FT05	Gola di Gouta	388348	4866835	1182
FT06	Monte Gouta	388173	4865246	1209
FT07	Rocchetta Nervina	387849	4862381	524

In totale sono stati ottenuti 424 fotogrammi contenenti immagini di animali selvatici (sono state escluse immagini di gatti domestici). Sono stati osservati in totale 17 taxa di cui 2 (*Martes* sp. e *Chiroptero*) comprendono individui per cui non è stato possibile effettuare un'attribuzione a livello specifico. Le immagini attribuite con certezza ad uno stesso individuo riprese ad una distanza temporale inferiore ai 10 minuti non sono state considerate nell'analisi.

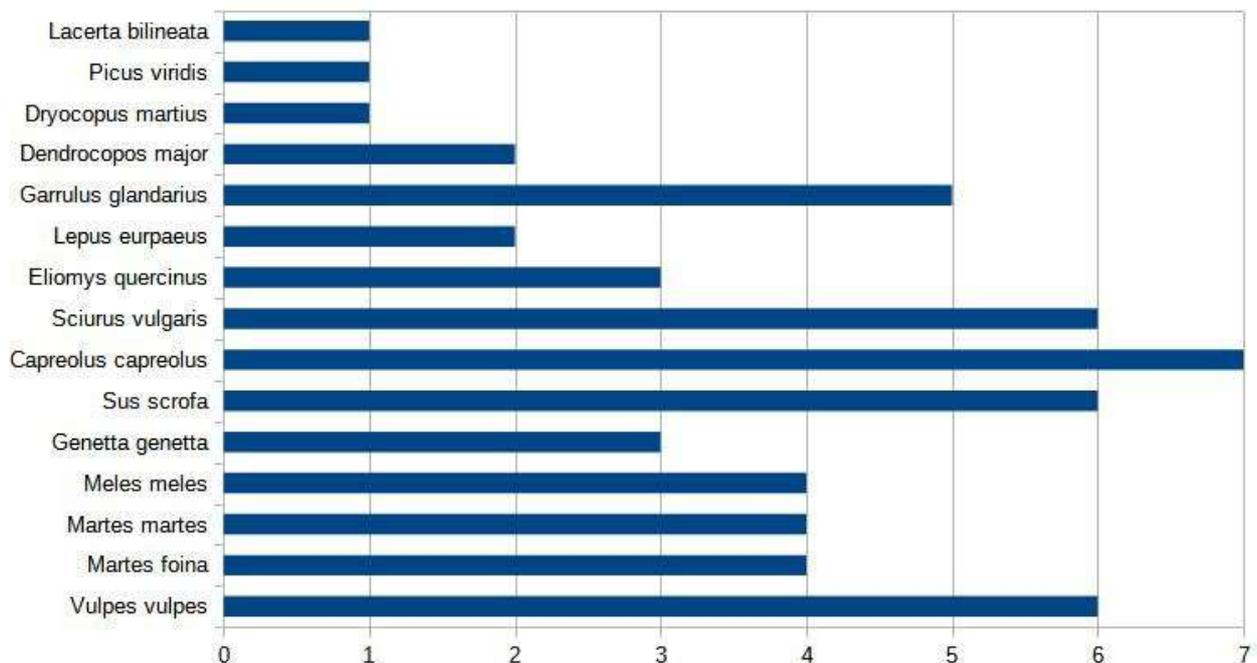
**Tabella 6** – Elenco delle specie osservate con fototrappole nella ZSC Gouta - Testa d'Alpe - Valle Barbaira

CLASSE	Ordine	Famiglia	Specie	Nome comune
		Canidae	<i>Vulpes vulpes</i>	Volpe
		Mustelidae	<i>Martes foina</i>	Faina
			<i>Martes martes</i>	Martora
			<i>Meles meles</i>	Tasso

CLASSE	Ordine	Famiglia	Specie	Nome comune
	Artiodactyla	Viverridae	<i>Genetta genetta</i>	Genetta
		Suidae	<i>Sus scrofa</i>	Cinghiale
		Cervidae	<i>Capreolus capreolus</i>	Capriolo
	Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus vulgaris</i>	Scoiattolo rosso
		Gliridae	<i>Eliomys quercinus</i>	Quercino
Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	Lepre comune	
	Passeriformes	Corvidae	<i>Garrulus glandarius</i>	Ghiandaia
	Piciformes	Picidae	<i>Dendrocopos major</i>	Picchio rosso maggiore
			<i>Dryocopus martius</i>	Picchio nero
			<i>Picus viridis</i>	Picchio verde
Reptilia	Squamata	Lacertidae	<i>Lacerta bilineata</i>	Ramarro occidentale

La specie maggiormente diffusa è risultata essere il Capriolo (contattato in tutti i siti) seguita da Cinghiale, Scoiattolo rosso e Volpe. Altrettanto diffusi ovvero osservati in almeno metà dei siti sono stati la Ghiandaia, la Faina, la Martora e il Tasso. Tra i mammiferi sono invece risultate più localizzate le osservazioni di Quercino e Genetta, mentre è da evidenziare la presenza in contesti naturali di individui di Gatto domestico.

Allo stesso modo, tra i mammiferi, le specie maggiormente ritratte nei fotogrammi sono state lo Scoiattolo rosso (27,1%), il Capriolo (23,6%) e il Cinghiale (19,9%). Per quanto riguarda le specie appartenenti al genere *Martes* è stato possibile arrivare alla determinazione a livello specifico il 53,6% dei fotogrammi esaminati, rispettivamente attribuiti a Martora (n = 26) e Faina (n = 4). Per i restanti 26 fotogrammi (pari al 46,4%) non è stato possibile arrivare ad una determinazione specifica certa.



Numero di siti in cui è stata osservata ciascuna specie

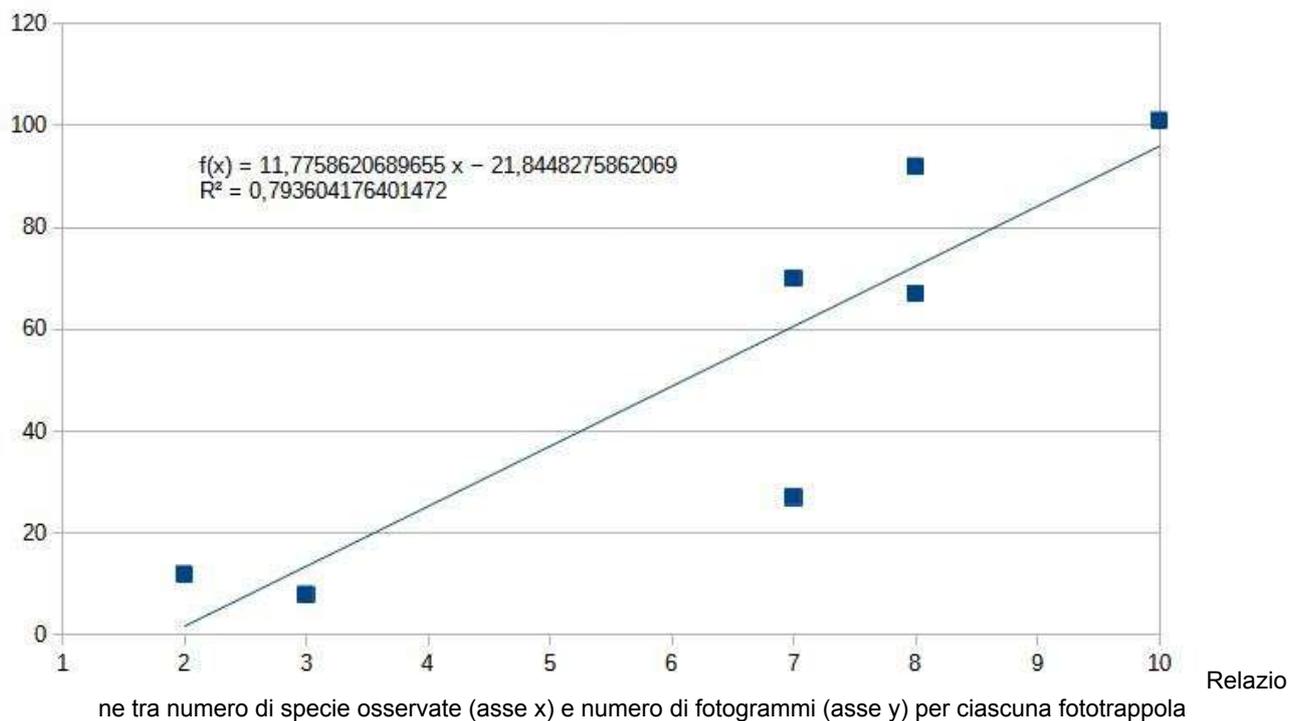
I siti di monitoraggio con più contatti sono risultati la **FT05** (26,8%) in cui è stato contattato un numero elevato di **scoiattoli rossi**, la **FT01**(24,4%) in cui influisce un alta frequenza di contatti di **capriolo**, le **FT06** (18,8%) e **FT07**

(17,8%) sempre con un numero maggiore di contatti di **capriolo**. Il sito con maggiore abbondanza di **specie** contattate è sempre la **FT05** (n = 10), seguito dalle **FT01** e **FT07** (n = 8).

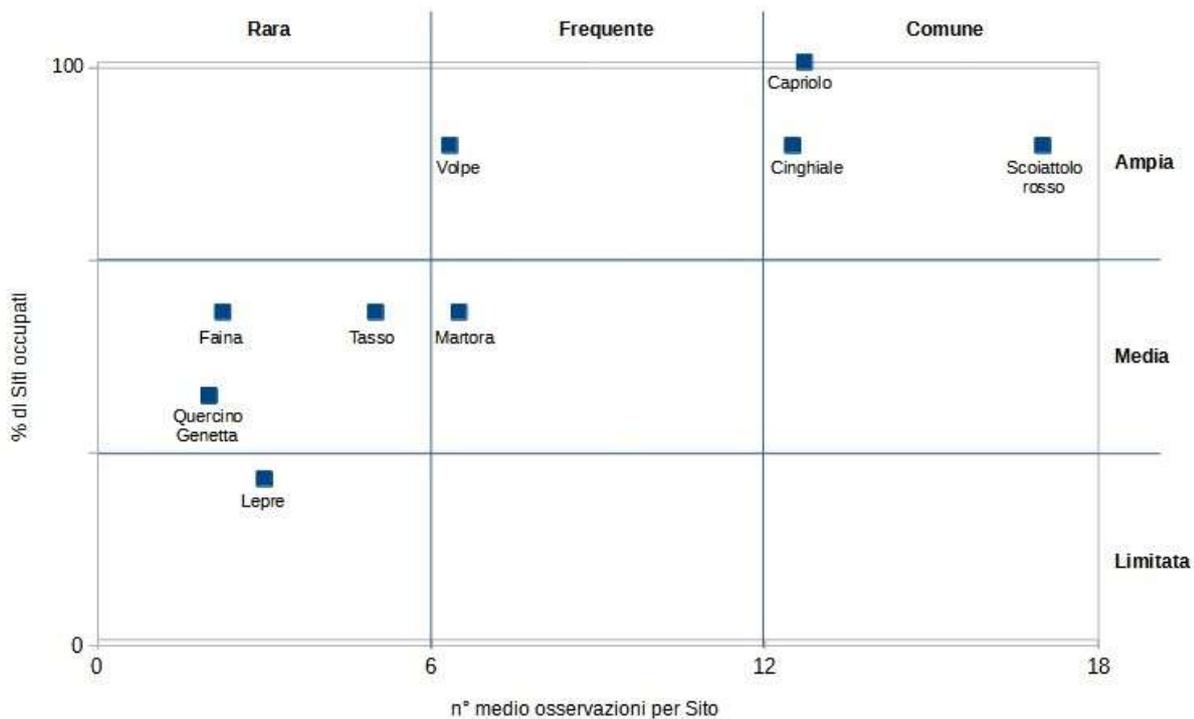
**Tabella 7** – Elenco riassuntivo dei fotogrammi per specie (mammiferi) e fototrappola

ID	Località	Capriolo	Cinghiale	Lepre	Quercino	Scoiattolo	Genetta	Volpe	Tasso	Martora	Faina	N° specie	TOTALE	%
FT01		47	18	5	1	11		5	2		3	8	92	24,4
FT02		4	1			12	3	4		1	2	7	27	7,2
FT03		6	1					1				3	8	2,1
FT04		1				11						2	12	3,2
FT05		8	8	1	2	53	1	7	4	15	2	10	101	26,8
FT06		5	26		3	11		9	8	8		7	70	18,6
FT07		18	21			4	2	12	6	2	2	8	67	17,8
<b>TOTALE</b>		<b>89</b>	<b>75</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>102</b>	<b>6</b>	<b>38</b>	<b>20</b>	<b>26</b>	<b>9</b>		<b>377</b>	
<b>%</b>		<b>23,6</b>	<b>19,9</b>	<b>1,6</b>	<b>1,6</b>	<b>27,1</b>	<b>1,6</b>	<b>10,1</b>	<b>5,3</b>	<b>6,9</b>	<b>2,4</b>			<b>100</b>

I dati evidenziano che all'aumentare del numero di fotogrammi aumenta anche il numero di specie osservate.



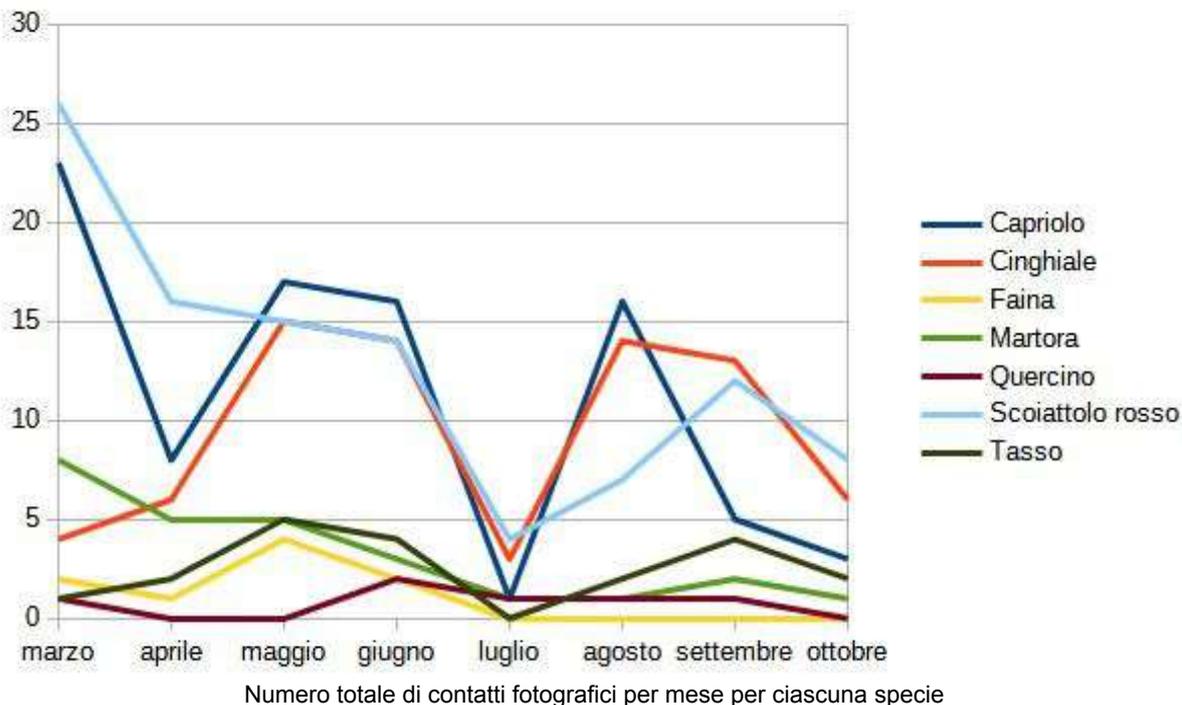
Le specie comuni con ampia diffusione sono lo scoiattolo rosso, il cinghiale e il capriolo mentre la specie più rara e con distribuzione limitata è la lepre. Tra carnivori la specie più frequente e diffusa è risultata la volpe, seguita da martora, tasso, faina e genetta.



Rapp

resentazione della distribuzione e della frequenza delle specie in base ai contatti fotografici

Per quanto concerne l'attività (desunta dal numero totale di contatti per mese) dalla figura seguente si può osservare che varia a seconda delle specie considerate, ma quasi la totalità ha presentato una notevole riduzione dei contatti nel mese di luglio. Gli ungulati mostrano un andamento simile, fatta eccezione per marzo, con due picchi maggio-giugno e agosto-settembre. I mustellidi presentano una maggiore attività nei mesi primaverili, marzo per la martora e maggio per tasso e faina con un secondo picco a settembre per tasso e martora.



Numero totale di contatti fotografici per mese per ciascuna specie

Per quanto concerne l'*Occupancy*, visto l'arco temporale considerato si è optato di condurre l'analisi mediante l'utilizzo del modello "*single season occupancy*", disponibile nel pacchetto "*unmarked - Models for Data from Unmarked Animals*" (Fiske e Chandler, 2017) del software R (R Development Core Team, 2018) grazie alla funzione "*occu*".

Per ogni campionamento di un sito la specie target può essere osservata (1) o non osservata (0) e non è mai falsamente osservata quando è assente. La sequenza di osservazioni e non osservazioni che ne risulta per il sito *i*, rappresenta la storia delle osservazioni *h<sub>i</sub>*. Pertanto tenendo in considerazione quanto riportato da MacKenzie et al. (2003) ovvero ridurre la quantità di dati, utilizzando soltanto quelli in cui la contattabilità della specie è ininterrotta, e da MacKenzie e Royle (2005) che suggeriscono di effettuare almeno tre osservazioni per sito si è optato di suddividere ciascun campionamento 10 sessioni di osservazioni di 20 giorni ciascuna (*t*).

Questo modello è in grado di analizzare i dati anche quando si verificano mancate osservazioni; sia nel caso in cui ciò accada per alcuni siti durante una stagione, sia nel caso in cui tutti i siti non vengano osservati per un'intera stagione.

L'assunto implicito fatto dal modello è che tutti i parametri siano costanti tra i siti, ma non sempre ciò è verificato, a causa dell'eterogeneità. E' possibile includere informazioni sull'eterogeneità attraverso l'utilizzo di variabili, le covariate, che hanno un effetto sul valore di uno o più parametri.

In questo studio sono state utilizzate variabili descrittive del tipo di ambiente, relative alla tipologia forestale dominante, alla posizione topografica (impluvio vicino a corso d'acqua o crinale lontano da corso d'acqua) e alla presenza o assenza di un tronco caduto a terra dinnanzi alla fototrappola. Tali valori sono quindi rimasti costanti durante tutta l'intero studio.

**Tabella 8** – Covariate ambientali per ciascun sito

Sito	Tipologia forestale dominante	Posizione topografica	Tronco a terra
Ft01	Latifoglie	Impluvio	Assente
Ft02	Conifere	Impluvio	Assente
Ft03	Conifere	Versante	Assente
Ft04	Conifere	Impluvio	Assente
Ft05	Conifere	Impluvio	Presente
Ft06	Latifoglie	Versante	Assente
Ft07	Latifoglie	Impluvio	Assente

Poiché *occupancy* e probabilità di osservazione possono variare a seconda delle variabili considerate per determinare la fitness delle ipotesi si devono pertanto comparare modelli con differenti valori delle covariate e selezionare il migliore.

Per la scelta del modello è stato utilizzato il criterio d'informazione Akaike's Information Criterion, indicato come AIC. Si tratta di un metodo per la valutazione e il confronto tra modelli statistici sviluppato dal matematico giapponese Hirotugu Akaike nel 1971 e presentato alla comunità matematica nel 1974. Fornisce una misura della qualità della stima di un modello statistico tenendo conto sia della capacità di adattamento che della complessità del modello. È basato sul concetto sull'entropia dell'informazione ed offre una misura relativa di informazioni perse quando un dato modello è usato per descrivere la realtà.

$AIC = 2k - 2\ln(L)$  dove :

*k* = Numero di parametri nel modello statistico.

*L* = Valore massimizzato della funzione più simile rispetto al modello stimato.

La regola è quella di preferire i modelli con l'AIC più basso. E' infatti basato sulla verosimiglianza ed un altro concetto chiave è il principio di parsimonia, infatti sono favoriti i modelli con il minor numero di parametri necessari.

Per la selezione dei modelli è stato utilizzato quanto proposto da Burnham e Anderson (2002) secondo cui modelli con un  $\Delta AIC < 2$  sono sostanzialmente supportati, mentre valori tra 3 e 7 indicano modelli con minor evidenza e modelli con  $\Delta AIC > 10$  sono invece rigettati. Bisogna però sottolineare che l'AIC stima la qualità di ogni modello in relazione agli altri ma non testa però l'ipotesi nulla, per questo motivo non fornisce informazioni sulla qualità del modello in senso assoluto.

L'AIC non permette di valutare però la bontà del modello e pertanto per valutare quanto il modello descriva correttamente i dati osservati è stato pertanto utilizzata la funzione “*mb.gof.test*” del pacchetto “AICcmodavg” che esegue il *good-of-fit test* basato sul Pearson's chi-square test con 1000 interazioni come proposto da MacKenzie and Bailey (2004) per i modelli “single season occupancy”. Tipicamente esprime la discrepanza tra valori osservati e valori attesi secondo il modello in questione. L'uso del *goodness of fit test* è importante anche nella selezione dei modelli per stimare la sovradisersione, ovvero la presenza, nei dati, di una maggiore variabilità rispetto a quello che ci si aspetterebbe dai modelli statistici, considerando che valori di  $\hat{c} > 1$  indicano overdispersione, ma valori più alti (es.  $> 4$ ) probabilmente indicano mancanza di fit.

I modelli di occupancy sono stati sviluppati solo per la Martora perché le altre due specie target (Gatto selvatico e Puzzola) non sono state contattate durante il periodo di campionamento.

Numero massimo di osservazioni per sito	7
Numero medio di osservazioni per sito	2,1
Siti con almeno un osservazione di presenza	3
Naive occupancy	0,4
Osservazioni di presunta assenza (0)	55
Osservazioni di presenza (1)	15
Osservazioni non disponibili (NA)	0

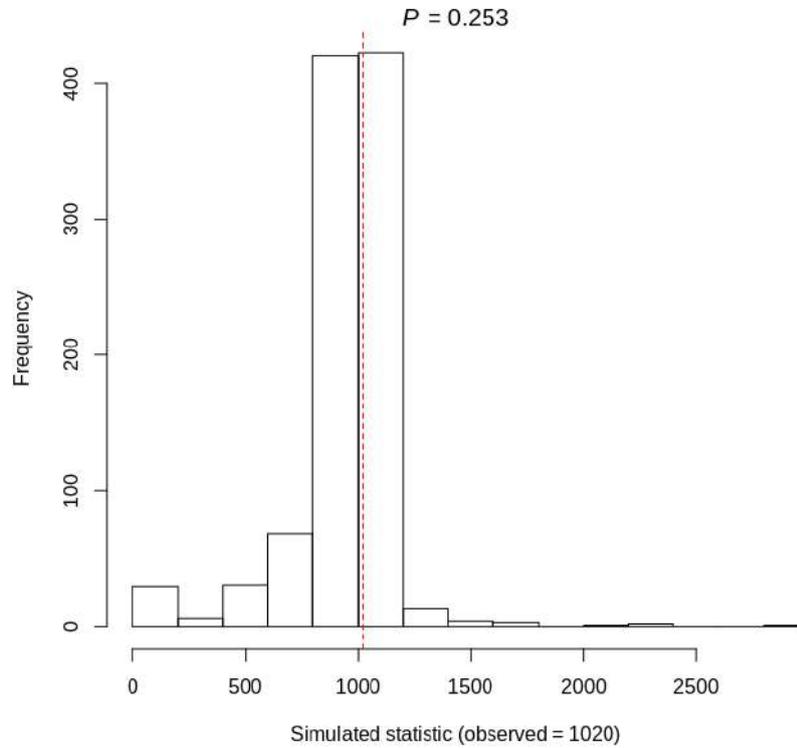
Le sessioni con contatti della specie sono state decisamente minori rispetto alle sessioni senza contatto, rappresentando il 21% delle osservazioni complessive di presenza/assenza della specie. Su questo ha sicuramente influito l'alta percentuale di individui assegnati al genere *Martes* per cui non è stato possibile arrivare ad una determinazione specifica.

Tra i modelli analizzati quello con la maggiore fitness - con valore AIC più basso - è risultato essere quello più parsimonioso con *occupancy* ( $\psi$ ) e *detection probability* ( $p$ ) costanti, anche il modelli che presuppongono che l'*occupancy* ( $\psi$ ) sia funzione della tipologia di bosco presenza di un tronco a terra all'interno del sito di campionamento o della tipologia di copertura forestale dominante sono altrettanto supportato secondo il criterio proposto da Burnham e Anderson (2002) ovvero  $\Delta AIC < 2$ . I primi due modelli spiegano insieme il 58% della variabilità totale. La posizione topografica (in prossimità di un corso d'acqua all'interno di un impluvio o lontano da un corso d'acqua lungo un versante) non sembra avere invece una particolare influenza sull'*occupancy* della specie.

Modello	nPars	AIC	deltaAIC	AICwt	cumltvWt
<b>psi(.)p(.)</b>	2	55,14	0,00	0,29	0,29
<b>psi(Tronco)p(.)</b>	3	55,22	0,08	0,28	0,58
<b>psi(BoscoTip)p(.)</b>	3	55,90	0,76	0,20	0,78
psi(Topografia)p(.)	3	57,16	2,02	0,11	0,89
psi(BoscoTip+Topografia+Tronco)p(.)	3	57,16	2,02	0,11	1,00

Analizzando il *goodness-of-fit* (GOF) si evidenzia una minima sovradisersione (Total chi-square= 1019,999; P-value = 0,253;  $\hat{c} = 1,1$ ). Essendo il valore di  $\hat{c}$  prossimo all'unità le analisi possono essere condotte senza alcuna correzione.

**Bootstrapped MacKenzie and Bailey fit statistic (1000 samples)**



Il modello più parsimonioso con  $\psi$  e  $p$  costanti restituisce una *occupancy* di 0,429 e una *detection probability* di 0,5.

Modello	Occupancy ( $\psi$ )		Detection probability ( $p$ )	
	Estimate original scale	Std. error	Estimate original scale	Std. error
psi(.)p(.)	0,429	0,187	0,5	0,092

# Conclusioni

## Vantaggi

La stima dell'occupancy permette di ottenere con un metodo standardizzato dei valori che sono confrontabili nel tempo anche attraverso l'applicazione di modelli "single-species, multi-season occupancy", del pacchetto "unmarked - Models for Data from Unmarked Animals" (Fiske e Chandler, 2017) del software R (R Development Core Team, 2018) grazie alla funzione "colext". Questo tipo di analisi permette infatti sia di stimare il tasso di variazione dell'occupancy rispetto al valore assoluto dell'occupancy per un determinato momento temporale sia di conoscere o interpretare i cambiamenti nell'uso dei differenti habitat nel tempo da parte di una specie o di una popolazione. È pertanto una metodologia che se replicata negli anni con protocolli standardizzati può fornire informazioni sul trend di una specie all'interno del territorio considerato, anche in funzione delle variazioni delle variabili considerate.

Una volta stabilita la localizzazione delle fototrappole e del metodo di analisi dei dati non richiede personale particolarmente specializzato per il controllo periodico delle fototrappole.

## Svantaggi

1. Per specie molto elusive (bassa *detection probability*) o rare (bassa *occupancy*) è difficile ottenere dei modelli robusti. Field et al. (2005) sostengono che per le specie rare è meglio effettuare campionamenti in un maggior numero di siti, ma meno intensamente; mentre per le specie comuni è preferibile selezionare un numero ridotto di siti ed effettuare osservazioni in maniera più intensa. Per le specie rare (sempre che ne sia verificata l'effettiva presenza nel territorio indagato) si ritiene che al momento l'applicazione dei modelli di *occupancy* non sia possibile con l'utilizzo delle sole fototrappole, ma dovranno essere sostituiti o integrati con dei metodi di osservazione differenti (tracce, feci, trappolaggio, etc).

2. Per il genere *Martes* è difficile l'attribuzione specifica dell'individuo e questo può portare ad una sottostima dei valori estrapolati.

In questo caso si consiglia di utilizzare due fototrappole per sito di campionamento posizione una di fronte all'altra per aumentare la probabilità di ottenere un'inquadratura idonea al riconoscimento della specie. E' inoltre sicuramente da preferire la modalità video rispetto a quella fotografica

3. La scelta del sito di fototrappolaggio può condizionare i valori di occupancy

In questo caso è necessaria un'ottima conoscenza del territorio e delle esigenze ecologiche e abitudini della specie. Si consiglia di scegliere siti di monitoraggio stabili nel tempo in modo che i valori ottenuti siano confrontabili negli anni

4. In territori molto frequentati vi è un alto rischio di furto delle fototrappole

In questo caso è necessario un'ottima conoscenza del territorio e della sua frequentazione da parte dei fruitori sia a livello spaziale che temporale (cacciatori, raccoglitori di funghi, escursionisti) al fine di scegliere i momenti e i luoghi più adatti per minimizzare le possibilità di furto. I controlli devono essere frequenti (almeno ogni due settimane) al fine di ridurre il numero di dati persi in caso di furto o malfunzionamento delle fototrappole. Il modello di occupancy del pacchetto R utilizzato permette comunque di introdurre un *imperfect detection* nel caso di mal funzionamento o furto della fototrappola.

## ANNEXE 1

- **- Suivi des mammifères : Application des modèles occupancy**
- **ZSC IT1313712 Cima di Piano Cavallo - Bric Cornia**

Les activités de surveillance par pièges photographiques dans la ZSC Cima di Pian Cavallo Bric Cornia ont commencé le 26/02/2020 et se sont terminées le 11/09/2020. Le territoire du CAS a été divisé en 16 quadrants (2 km x 2 km) à l'intérieur desquels un piège photographique a été placé près du barycentre, et, lorsque cela n'est pas possible, placé dans la zone la plus proche de celui-ci, de manière compatible avec l'accessibilité du lieux et avec la sécurité des opérateurs.

L'absence de données préalables concernant les trois espèces cibles (Martre, Chat sauvage et Putois) a orienté l'étude vers la nécessité d'effectuer des suivis dans tous les principaux milieux forestiers de la zone Natura 2000, afin d'obtenir une estimation de leur utilisation au cours la période de surveillance. Cette approche peut permettre d'extrapoler des considérations générales sur l'occupation des espaces boisés par les espèces cibles, également en relation avec les autres covariables considérées. Sur chaque site, un piège photographique a été placé près des passerelles ou des zones potentiellement utilisées par les espèces cibles à la discrétion de l'expert afin de maximiser la probabilité de contact (O'Connell et al., 2011). Les zones riveraines ont également été étudiées compte tenu de la préférence connue du Putois pour ces types de milieux. L'observation était passive sans l'utilisation d'attractifs spécifiques. Les pièges photographiques ont été installés à une distance supérieure à 2 km linéaires les uns des autres afin d'éviter les effets d'auto-corrélation spatiale, en fonction de la biologie connue de l'espèce cible (Pandolfi et al., 1997 ; Brandt et Lambin, 2007 ; Anile et al., 2012). Dans certains cas, il a été nécessaire de déplacer un piège photographique à l'intérieur du site d'échantillonnage. Les mouvements du piège photographique de moins de 2 km ont été retracés jusqu'au même site tandis que les mouvements plus importants ont été exclus de l'analyse. Les pièges photographiques ont été vérifiés environ toutes les deux semaines pour vérifier la charge de la batterie et télécharger les photos.

L'étude a duré 199 jours et les pièges photographiques ont été installés pour couvrir les deux saisons de plus grande activité de l'espèce cible. Une période de 100 jours a été considérée pour l'étude d'occupation.

**Tableau 1** - Localisation des pièges photographiques dans ZSC Cima di Pian Cavallo - Bric Cornia

<b>ID</b>	<b>Localité</b>	<b>X</b>	<b>Y</b>	<b>altitude</b>
<b>FT01</b>	Confluenza Negrone-Tanarello	404906	4886404	856
<b>FT02</b>	Affluente Tanarello c/o Schiarante	404509	4885311	961
<b>FT03</b>	Tanarello dopo Campo Scout	403329	4884862	960
<b>FT04</b>	Confluenza Rio Colla Bassa-Tanarello	401785	4884516	1012
<b>FT05</b>	Confl. Regioso-Negrone Valle	402506	4887869	999
<b>FT06</b>	Confl. Regioso-Negrone Monte	401619	4888202	1014
<b>FT07</b>	Gola delle Fascette	398954	4886810	1285
<b>FT08</b>	Colletta delle Salse	398045	4885196	1632
<b>FT09</b>	Colletta delle Salse 2	398269	4883850	1653
<b>FT10</b>	Negrone c/o M.te dei Cancelli	406234	4886100	918
<b>FT11</b>	Rio Nava	409467	4884473	911
<b>FT12</b>	Poggio Possanghi	408725	4882901	1011

<b>FT13</b>	Tetti la Teglia	407255	4883133	1265
<b>FT14</b>	Colla Rinella	404927	4883117	1290
<b>FT15</b>	Poggio San Martino	403379	4882793	1269
<b>FT16</b>	Monesi	401148	4881690	1270

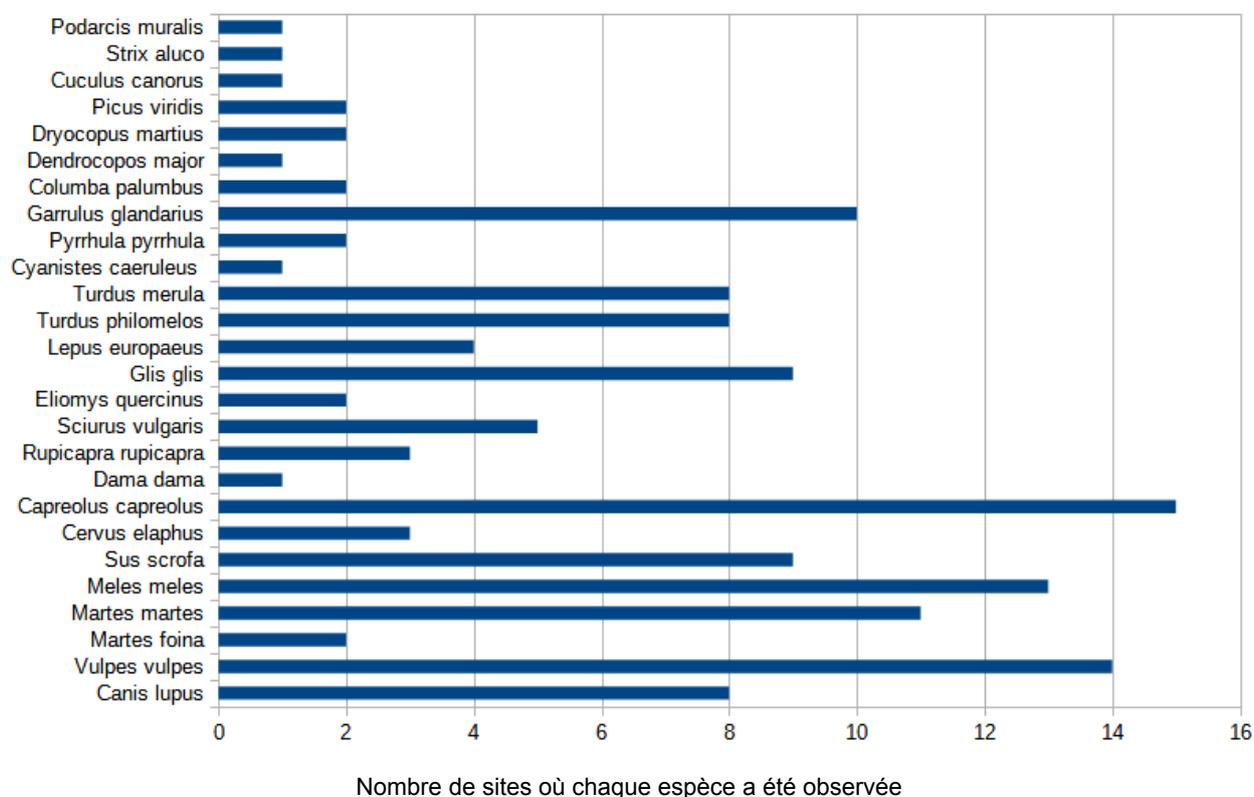
Un total de 1068 cadres contenant des images d'animaux sauvages ont été obtenus (les images de bovins, de chevaux et de chiens ont été exclues). Au total, 32 taxons ont été observés, dont 6 (Mustellid, Martes sp., Passeriforme, Micromammalus, Chiroptera et Canid) comprennent des individus pour lesquels il n'a pas été possible de faire une attribution à un niveau spécifique. Les images attribuées avec certitude au même individu prises à une distance temporelle inférieure à 10 minutes n'ont pas été prises en compte dans l'analyse.

**Tableau 2** – Liste des espèces observées avec des pièges photographiques dans le ZSC Cima di Pian Cavallo - Bric Cornia

CLASSE	Ordine	Famiglia	Specie	Nome comune
Mammalia	Carnivora	Canidae	<i>Canis lupus</i>	Lupo
			<i>Vulpes vulpes</i>	Volpe
		Mustelidae	<i>Martes foina</i>	Faina
			<i>Martes martes</i>	Martora
			<i>Meles meles</i>	Tasso
		Artiodactyla	Suidae	<i>Sus scrofa</i>
	Cervidae		<i>Cervus elaphus</i>	Cervo
			<i>Capreolus capreolus</i>	Capriolo
			<i>Dama dama</i>	Daino
		<i>Rupicapra rupicapra</i>	Camoscio	
	Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus vulgaris</i>	Scoiattolo rosso
		Gliridae	<i>Eliomys quercinus</i>	Quercino
			<i>Glis glis</i>	Ghiro
Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	Lepre comune	
Aves	Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus philomelos</i>	Tordo bottaccio
			<i>Turdus merula</i>	Merlo
		Paridae	<i>Cyanistes caeruleus</i>	Cinciarella
		Fringillidae	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Ciuffolotto
	Columbiformes	Columbidae	<i>Garrulus glandarius</i>	Ghiandaia
			<i>Columba palumbus</i>	Colombaccio
	Piciformes	Picidae	<i>Dendrocopos major</i>	Picchio rosso maggiore
			<i>Dryocopus martius</i>	Picchio nero
			<i>Picus viridis</i>	Picchio verde
	Cuculiformes	Cuculidae	<i>Cuculus canorus</i>	Cuculo
Strigiformes	Strigidae	<i>Strix aluco</i>	Allocco	
Reptilia	Squamata	Lacertidae	<i>Podarcis muralis</i>	Lucertola muraiola

L'espèce la plus répandue était le Chevreuil (contacté dans 15 des 16 sites de suivi) suivi de Volpe, Tasso, Martora et Ghiandaia. Également répandus ou observés dans au moins la moitié des sites, le loir, le merle noir, la grive musicienne, le sanglier et le loup. Parmi les mammifères, cependant, les observations de Cervo (limité au fond de la vallée de Negrone), de Chamois et de Daino ont été plus localisées avec une seule observation près de Colla Rinella.

De même, parmi les mammifères, les espèces les plus représentées dans les cadres étaient le Chevreuil (48,5%), le Renard (15,2%), le Loir (8,7%) et le Blaireau (5,8%). En ce qui concerne les espèces appartenant au genre Martes, il a été possible d'arriver à la détermination à un niveau spécifique de seulement 28,4% des cadres examinés, respectivement attribués à Martora (n = 28) et Faina (n = 3). Pour les 78 trames restantes (égales à 71,6%), il n'a pas été possible d'arriver à une certaine détermination.



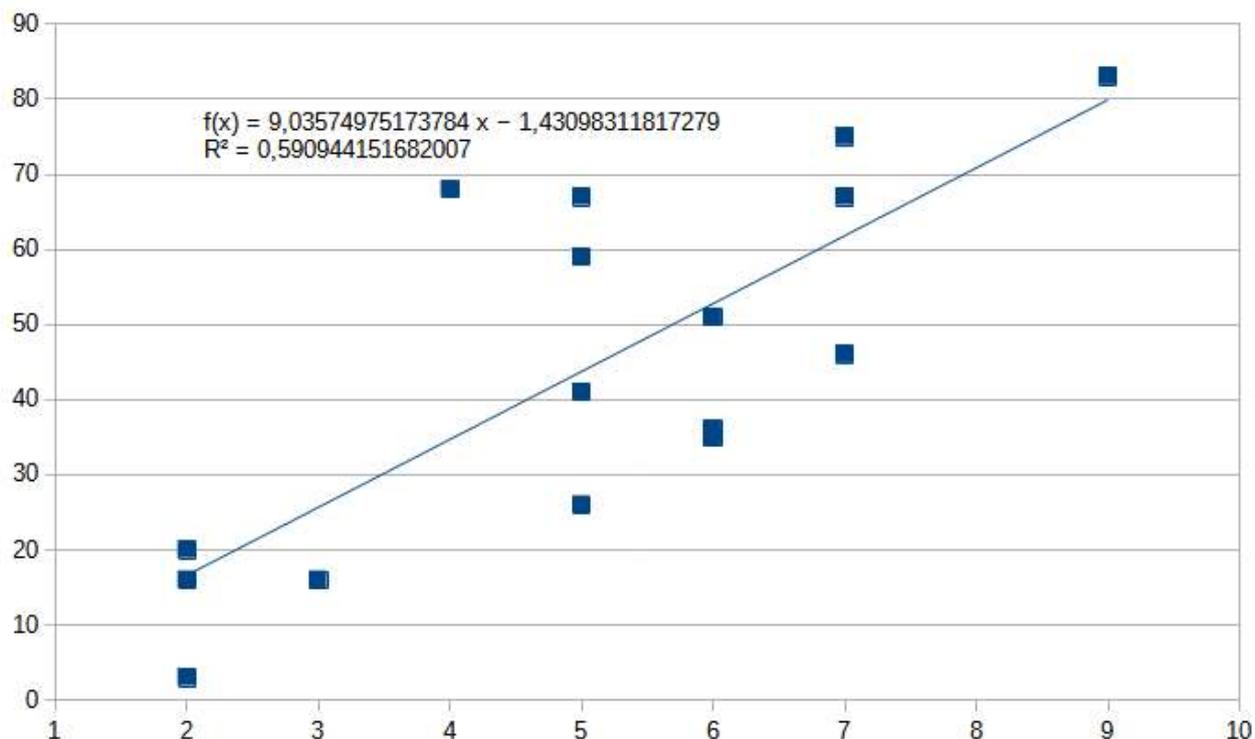
Les sites de surveillance avec plus de contacts se sont avérés être le FT14 (11,7%) dans lequel un nombre élevé de chevreuils ont été contactés, le FT02 (10,6%) dans lequel une fréquence élevée de contacts renards et chevreuils affecte, le FT11 (9,6%) avec un nombre plus élevé de contacts attribués aux chevreuils et la F12 (9,4%), qui compte un nombre élevé d'observations de loirs. Le site avec la plus grande abondance d'espèces contactées est toujours FT14 (n = 9), suivi de FT02, FT05 et FT08 (n = 7).

**Tableau 3** – Liste récapitulative des cadres par espèce (mammifères) et pièges photographiques

ID	Località	Camoscio	Capriolo	Cervo	Daino	Cinghiale	Lepre	Ghiro	Quercino	Sciattolo	Lupo	Volpe	Tasso	Martora	Faina	N° specie	TOTALE	%
FT01	Confluenza Negrone-Tanarello	1		3							4	12	2	4		5	26	3,7
FT02	Affluente Tanarello Schiarante c/o		27			2	2				4	26	3	10	1	7	75	10,6
FT03	Tanarello dopo Campo Scout		7									6	3			2	16	2,3
FT04	Confluenza Rio Colla Bassa-Tanarello		5									5	4	2		3	16	2,3
FT05	Confl. Regioso-Negrone Valle		26	5		1		1			7	3	2	1		7	46	6,5

<b>FT06</b>	Confl. Regioso-Negrone Monte		7	4		3	2				11	4	5		<b>6</b>	<b>36</b>	5,1	
<b>FT07</b>	Gola delle Fascette	1	16			1	4			6	4		1	2	<b>6</b>	<b>35</b>	4,9	
<b>FT08</b>	Colletta delle Salse		47			1	6			1	2	7	2	1	<b>7</b>	<b>67</b>	9,4	
<b>FT09</b>	Colletta delle Salse 2		21				4	8		1	2	5			<b>5</b>	<b>41</b>	5,8	
<b>FT10</b>	Negrone c/o M.te dei Cancelli		1							1			1		<b>2</b>	<b>3</b>	0,4	
<b>FT11</b>	Rio Nava	1	51			1	2				8	5			<b>4</b>	<b>68</b>	<b>9,6</b>	
<b>FT12</b>	Poggio Possanghi		15			2	28			4	12	6			<b>5</b>	<b>67</b>	9,4	
<b>FT13</b>	Tetti la Teglia		9				10			1					<b>2</b>	<b>20</b>	2,8	
<b>FT14</b>	Colla Rinella		47		1	3	1	9		13	1	5	2	1	<b>9</b>	<b>83</b>	<b>11,7</b>	
<b>FT15</b>	Poggio San Martino		53			1	1				2	1	1		<b>5</b>	<b>59</b>	8,3	
<b>FT16</b>	Monesi		12				11	15	5		5	2	1		<b>6</b>	<b>51</b>	7,2	
<b>TOTALE</b>			<b>3</b>	<b>344</b>	<b>12</b>	<b>1</b>	<b>15</b>	<b>19</b>	<b>62</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>26</b>	<b>108</b>	<b>41</b>	<b>28</b>	<b>3</b>	<b>709</b>	
<b>%</b>			0,4	<b>48,5</b>	1,7	0,1	2,1	2,7	<b>8,7</b>	3,2	3,4	3,7	<b>15,2</b>	5,8	3,9	0,4		100

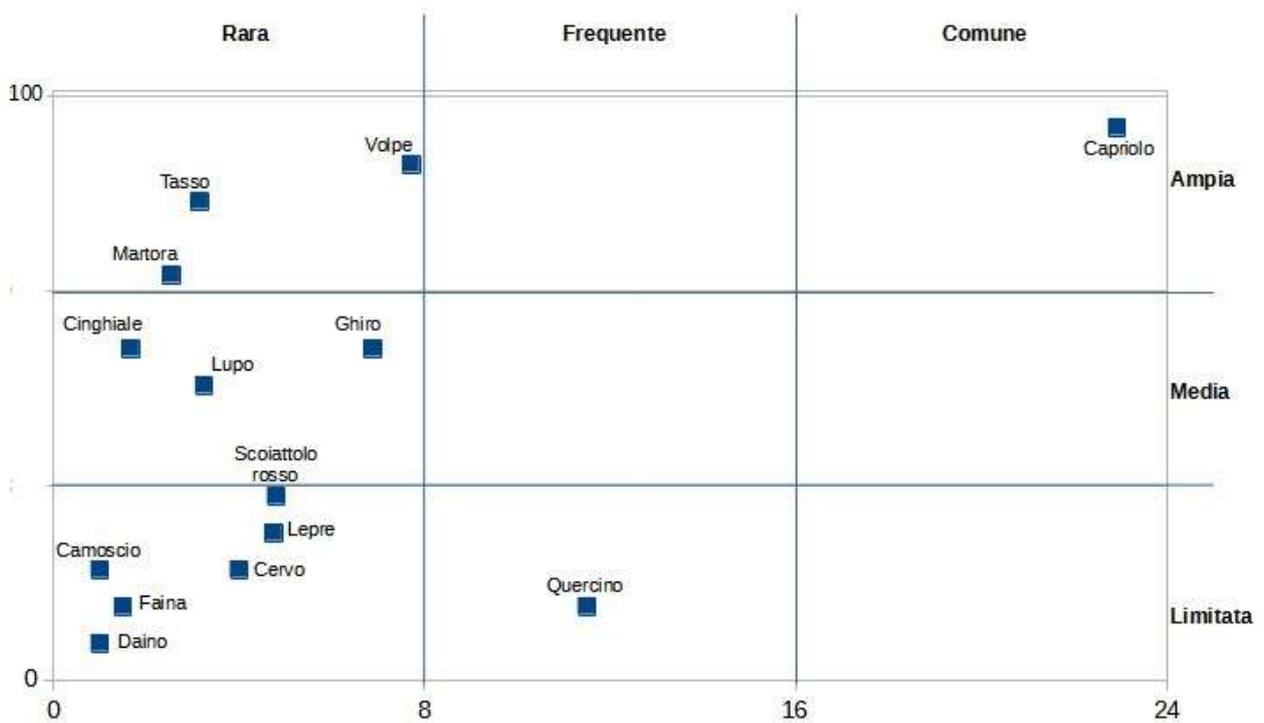
Les données montrent qu'à mesure que le nombre de cadres augmente, le nombre d'espèces observées augmente également



Relation entre le nombre d'espèces observées (axe des x) et le nombre d'images (axe des y) pour chaque piège photographique

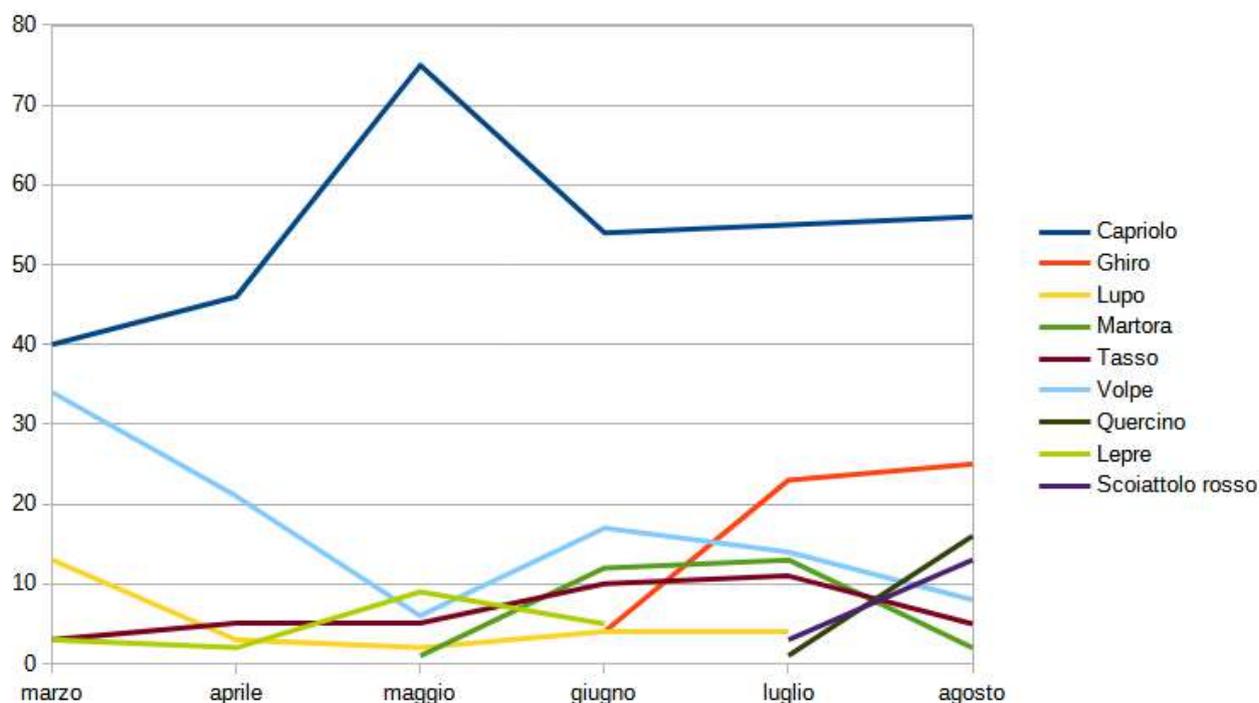
L'espèce la plus commune et la plus répandue est le chevreuil, tandis que les espèces les plus rares et à distribution limitée sont le daim et la fouine. Parmi les carnivores, les espèces les plus communes étaient le renard, le blaireau et la

martre. Le chêne malgré un nombre élevé de contacts a montré une distribution localisée.



Représentation de la répartition (axe y - % de Sites occupés par l'espèce) et de la fréquence (axe x - nombre moyen d'observations par Site) de l'espèce à partir de contacts photographiques

Quant à l'activité (déduite du nombre total de contacts par mois) de la figure W on constate qu'elle varie selon les espèces considérées. Les rongeurs présentent un pic en juillet et août, les chevreuils en mai, les canidés en mars avec un deuxième pic pour le renard en juin et les mustélidés en juin et juillet.



Nombre total de contacts photographiques par mois pour chaque espèce

En ce qui concerne l'Occupation, compte tenu de l'horizon temporel considéré, il a été décidé de conduire l'analyse à l'aide du modèle « single season occupancy », disponible dans le package « unmarked - Models for Data from Unmarked Animals » (Fiske et Chandler, 2017) du R logiciel (R Development Core Team, 2018) grâce à la fonction « occu ».

Pour chaque site d'échantillonnage, l'espèce cible peut être observée (1) ou non observée (0) et n'est jamais faussement observée lorsqu'elle est absente. La séquence résultante d'observations et de non-observations pour le site  $i$  représente l'historique des observations  $h_i$ . Par conséquent, compte tenu de ce qui est rapporté par MacKenzie et al. (2003) ou pour réduire la quantité de données, en n'utilisant que celles où la contactabilité de l'espèce est ininterrompue, et par MacKenzie et Royle (2005) qui suggèrent de faire au moins trois observations par site, il a été décidé de diviser chaque échantillonnage 10 séances d'observations de 10 jours chacune ( $t$ ).

Ce modèle est capable d'analyser les données même lorsqu'il n'y a pas d'observations ; à la fois dans le cas où cela se produit pour certains sites au cours d'une saison, et dans le cas où tous les sites ne sont pas observés pendant une saison entière.

L'hypothèse implicite faite par le modèle est que tous les paramètres sont constants entre les sites, mais ce n'est pas toujours le cas, en raison de l'hétérogénéité. Il est possible d'inclure des informations sur l'hétérogénéité grâce à l'utilisation de variables, les covariables, qui ont un effet sur la valeur d'un ou plusieurs paramètres.

Dans cette étude, des variables descriptives du type de milieu ont été utilisées, relatives à la typologie forestière dominante, à la position topographique (impluvium près d'un ruisseau ou crête éloignée d'un ruisseau) et à la présence ou non d'une grume tombée au sol. devant le piège photographique. (Tab. X). Ces valeurs sont donc restées constantes tout au long de l'étude.

**Tableau 4** – Covariables environnementales pour chaque site

Sito	Tipologia forestale dominante	Posizione topografica	Tronco a terra
Ft01	Latifoglie	Impluvio	Assente
Ft02	Latifoglie	Impluvio	Presente
Ft03	Latifoglie	Impluvio	Assente
Ft04	Latifoglie	Impluvio	Presente
Ft05	Latifoglie	Impluvio	Assente

Ft06	Latifoglie	Impluvio	Presente
Ft07	Latifoglie	Impluvio	Presente
Ft08	Conifere	Crinale	Assente
Ft09	Conifere	Impluvio	Assente
Ft10	Conifere	Crinale	Assente
Ft11	Latifoglie	Crinale	Presente
Ft12	Latifoglie	Crinale	Assente
Ft13	Latifoglie	Crinale	Assente
Ft14	Latifoglie	Crinale	Assente
F15	Conifere	Crinale	Presente
Ft16	Latifoglie	Crinale	Presente

L'occupation et la probabilité d'observation pouvant varier selon les variables considérées, afin de déterminer la fitness des hypothèses, il est donc nécessaire de comparer des modèles avec différentes valeurs des covariables et de sélectionner la meilleure.

Le critère d'information d'Akaike, appelé AIC, a été utilisé pour choisir le modèle. C'est une méthode d'évaluation et de comparaison de modèles statistiques développée par le mathématicien japonais Hirotugu Akaike en 1971 et présentée à la communauté mathématique en 1974. Elle permet de mesurer la qualité d'estimation d'un modèle statistique en tenant compte à la fois de l'adaptabilité et de la complexité du modèle. Il est basé sur le concept d'entropie de l'information et offre une mesure relative de l'information perdue lorsqu'un modèle donné est utilisé pour décrire la réalité.

$AIC = 2k - 2\ln(L)$  où :

k = Nombre de paramètres dans le modèle statistique.

L = Valeur maximisée de la fonction la plus similaire par rapport au modèle estimé.

La règle est de privilégier les modèles avec l'AIC le plus bas. Il est en fait basé sur la vraisemblance et un autre concept clé est le principe de parcimonie, en effet on privilégie les modèles avec le moins de paramètres nécessaires.

Pour la sélection des modèles, il a été utilisé ce que proposent Burnham et Anderson (2002) selon lesquels les modèles avec un  $\Delta AIC < 2$  sont substantiellement pris en charge, tandis que les valeurs entre 3 et 7 indiquent des modèles avec moins de preuves et des modèles avec  $\Delta AIC > 10$  sont plutôt rejetés. Cependant, il faut souligner que l'AIC estime la qualité de chaque modèle par rapport aux autres mais ne teste pas l'hypothèse nulle, pour cette raison il ne fournit pas d'information sur la qualité du modèle au sens absolu.

L'AIC ne permet cependant pas d'évaluer la qualité du modèle et donc d'évaluer dans quelle mesure le modèle décrit correctement les données observées, la fonction "mb.gof.test" du package "AICcmodavg" a été utilisée, qui effectue le test d'ajustement basé sur le test du chi carré de Pearson avec 1000 interactions tel que proposé par MacKenzie et Bailey (2004) pour les modèles d'occupation d'une seule saison. Typiquement il exprime l'écart entre les valeurs observées et attendues selon le modèle en question. L'utilisation du test de qualité d'ajustement est également importante dans la sélection des modèles pour estimer la surdispersion, c'est-à-dire la présence, dans les données, d'une plus grande variabilité que ce à quoi on pourrait s'attendre des modèles statistiques, étant donné que les valeurs  $c-hat > 1$  indiquent une surdispersion, mais des valeurs plus élevées (par exemple  $> 4$ ) indiquent probablement un manque d'ajustement.

Des modèles d'occupation n'ont été développés que pour la martre car les deux autres espèces cibles (Chat sauvage et Mouffette) n'ont pas été contactées pendant la période d'échantillonnage.

Numero massimo di osservazioni per sito	4
Numero medio di osservazioni per sito	1,1

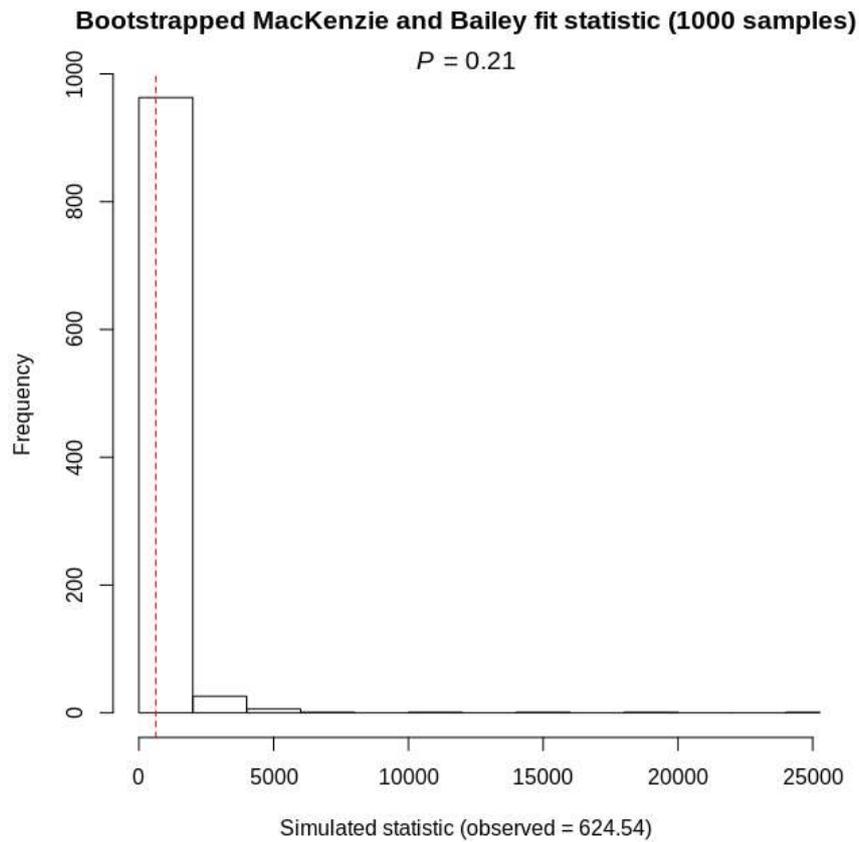
Siti con almeno un'osservazione di presenza	10
Naive occupancy	0,6
Osservazioni di presunta assenza (0)	142
Osservazioni di presenza (1)	18
Osservazioni non disponibili (NA)	0

Les sessions avec contacts de l'espèce étaient significativement moins nombreuses que les sessions sans contact, représentant 11% des observations globales de présence / absence de l'espèce. Cela a certainement été influencé par le pourcentage élevé d'individus attribués au genre *Martes* pour lesquels il n'a pas été possible d'arriver à une détermination précise.

Parmi les modèles analysés, celui présentant la plus grande fitness - avec la valeur AIC la plus faible - s'est avéré être celui qui suppose que l'occupation ( $\psi$ ) est fonction de la présence d'un tronc au sol dans le site d'échantillonnage et de la probabilité de détection ( $p$ ) est constante, bien que le modèle le plus parcimonieux, c'est-à-dire celui dans lequel l'occupation ( $\psi$ ) et la probabilité de détection ( $p$ ) sont constantes, est également supporté selon le critère proposé par Burnham et Anderson (2002) ou  $\Delta AIC < 2$ . Sont également soutenus les modèles dans lesquels l'occupation est conditionnée par la position topographique ou par l'ensemble des covariables. Les deux premiers modèles expliquent ensemble 60 % de la variabilité totale. La typologie forestière ne semble pas avoir une influence particulière sur l'occupation de l'espèce.

Modello	nPars	AIC	deltaAIC	AICwt	cumltvWt
<b>psi(Tronco)p(.)</b>	3	114,81	0,00	0,36	0,36
<b>psi(.)p(.)</b>	2	115,68	0,87	0,24	0,60
<b>psi(Topografia)p(.)</b>	3	116,60	1,79	0,15	0,75
<b>psi(BoscoTip+Topografia+Tronco)p(.)</b>	3	115,72	1,79	0,15	0,90
psi(BoscoTip)p(.)	3	117,31	2,50	0,10	1,00

En analysant la qualité de l'ajustement (GOF), une surdispersion minimale est mise en évidence (Total chi carré = 624,5383 ; P-value = 0,21 ; c-hat = 1,12). La valeur c-hat étant proche de l'unité, les analyses peuvent être réalisées sans aucune correction.



Le modèle plus parcimonieux avec psi et p constants donne une occupation de 0,802 et une probabilité de détection de 0,140.

Modello	Occupancy (psi)		Detection probability (p)	
	Estimate original scale	Std. error	Estimate original scale	Std. error
psi(.)p(.)	0,802	0,191	0,140	0,042

## - **ZSC IT1315421 Gouta - Testa d'Alpe - Valle Barbaira**

Les activités de surveillance à l'aide de pièges photographiques dans le CAS Gouta - Testa d'Alpe - Valle Barbaira ont commencé le 02/03/2021 et se sont terminées le 29/10/2021. Le territoire du CAS a été divisé en 7 quadrants (2 km x 2 km) à l'intérieur desquels un piège photographique a été placé près du barycentre, et, lorsque cela n'est pas possible, placé dans la zone la plus proche de celui-ci, de manière compatible avec l'accessibilité du lieux et avec la sécurité des opérateurs.

L'absence de données préalables concernant les trois espèces cibles (Martre, Chat sauvage et Putois) a orienté l'étude vers la nécessité d'effectuer des suivis dans tous les principaux milieux forestiers de la zone Natura 2000, afin d'obtenir une estimation de leur utilisation au cours la période de surveillance. Cette approche peut permettre d'extrapoler des considérations générales sur l'occupation des espaces boisés par les espèces cibles, également en relation avec les autres covariables considérées. Sur chaque site, un piège photographique a été placé près des passerelles ou des zones potentiellement utilisées par les espèces cibles à la discrétion de l'expert afin de maximiser la probabilité de contact (O'Connell et al., 2011). Les zones riveraines ont également été étudiées compte tenu de la préférence connue du Putois pour ces types de milieux. L'observation était passive sans l'utilisation d'attractifs spécifiques. Les pièges photographiques ont été installés à une distance supérieure à 2 km linéaires les uns des autres afin d'éviter les effets d'auto-corrélation spatiale, en fonction de la biologie connue de l'espèce cible (Pandolfi et al., 1997 ; Brandt et Lambin, 2007 ; Anile et al., 2012). Dans certains cas, il a été nécessaire de déplacer un piège photographique à l'intérieur du site d'échantillonnage. Les mouvements du piège photographique de moins de 2 km ont été retracés jusqu'au même site tandis que les mouvements plus importants ont été exclus de l'analyse. Les pièges photographiques ont été vérifiés environ toutes les deux semaines pour vérifier la charge de la batterie et télécharger les photos.

L'étude a duré 242 jours et les pièges photographiques ont été installés pour couvrir les deux saisons de plus grande activité de l'espèce cible. Une période de 200 jours a été considérée pour l'étude d'occupation.

**Tableau 5** – Emplacement des pièges photographiques nella ZSC Gouta - Testa d'Alpe - Valle Barbaira

ID	Localité	X	Y	Altitude
<b>FT01</b>	<b>Pau</b>	385068	4863393	1051
<b>FT02</b>	Testa d'Alpe	385668	4865151	1130
<b>FT03</b>	Monte Albano	386068	4865896	1207
<b>FT04</b>	Monte Paganaia	386862	4866602	1166
<b>FT05</b>	Gola di Gouta	388348	4866835	1182
<b>FT06</b>	Monte Gouta	388173	4865246	1209
<b>FT07</b>	Rocchetta Nervina	387849	4862381	524

Au total, 424 cadres contenant des images d'animaux sauvages ont été obtenus (les images de chats domestiques ont été exclues). Au total, 17 taxons ont été observés, dont 2 (Martes sp, et Chiroterro) comprennent des individus pour lesquels il n'a pas été possible de faire une attribution à un niveau spécifique. Les images attribuées avec certitude au même individu prises à une distance temporelle inférieure à 10 minutes n'ont pas été prises en compte dans l'analyse.

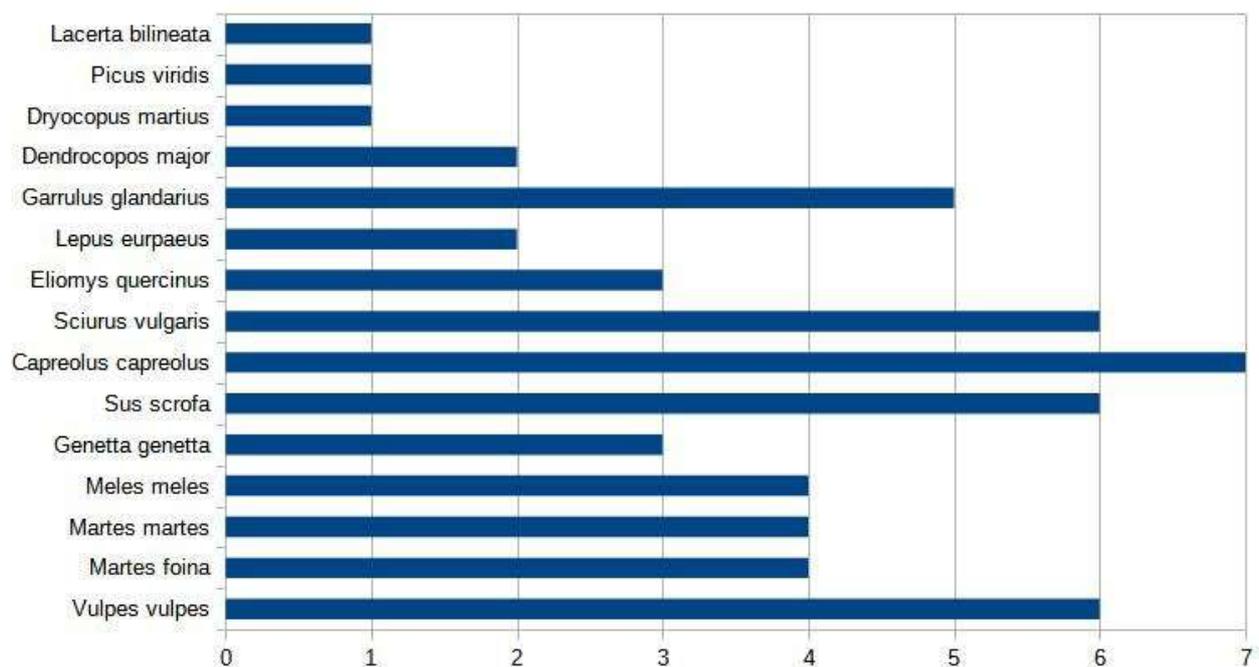
**Tableau 6** – Liste des espèces observées avec des pièges photographiques dans le ZSC Gouta - Testa d'Alpe - Valle Barbaira

CLASSE	Ordine	Famiglia	Specie	Nome comune
		Canidae	<i>Vulpes vulpes</i>	Volpe

CLASSE	Ordine	Famiglia	Specie	Nome comune	
		Mustelidae	<i>Martes foina</i>	Faina	
			<i>Martes martes</i>	Martora	
			<i>Meles meles</i>	Tasso	
		Viverridae		<i>Genetta genetta</i>	Genetta
	Artiodactyla	Suidae	<i>Sus scrofa</i>	Cinghiale	
		Cervidae	<i>Capreolus capreolus</i>	Capriolo	
	Rodentia		Sciuridae	<i>Sciurus vulgaris</i>	Scoiattolo rosso
Gliridae			<i>Eliomys quercinus</i>	Quercino	
Lagomorpha		Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	Lepre comune	
	Passeriformes	Corvidae	<i>Garrulus glandarius</i>	Ghiandaia	
	Piciformes	Picidae	<i>Dendrocopos major</i>	Picchio rosso maggiore	
			<i>Dryocopus martius</i>	Picchio nero	
			<i>Picus viridis</i>	Picchio verde	
Reptilia	Squamata	Lacertidae	<i>Lacerta bilineata</i>	Ramarro occidentale	

L'espèce la plus répandue était le Chevreuil (contacté dans tous les sites) suivi du Sanglier, de l'Écureuil roux et du Renard. Le geai, la martre, la martre et le blaireau étaient également répandus ou observés dans au moins la moitié des sites. Chez les mammifères, cependant, les observations de Quercino et de Genetta sont plus localisées, alors qu'il convient de souligner la présence dans des contextes naturels d'individus de chats domestiques.

De même, parmi les mammifères, les espèces les plus représentées dans les cadres sont l'écureuil roux (27,1%), le chevreuil (23,6%) et le sanglier (19,9%). En ce qui concerne les espèces appartenant au genre *Martes*, il a été possible d'arriver à la détermination à un niveau spécifique de 53,6% des cadres examinés, respectivement attribués à Martora (n = 26) et Faina (n = 4). Pour les 26 trames restantes (égales à 46,4%), il n'a pas été possible d'arriver à une certaine détermination spécifique.



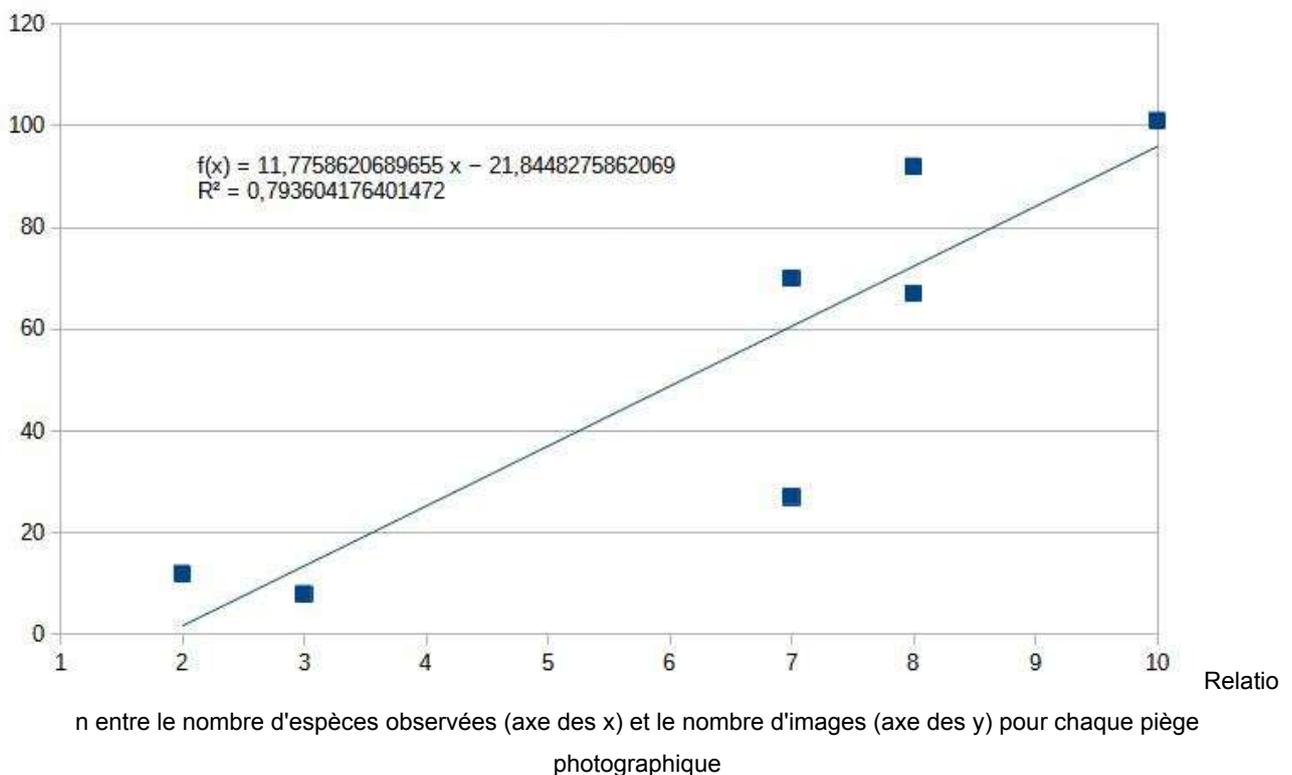
Nombre de sites où chaque espèce a été observée

Les sites de surveillance avec plus de contacts se sont avérés être FT05 (26,8%) dans lequel un nombre élevé d'écureuils roux ont été contactés, FT01 (24,4%) dans lequel une fréquence élevée de contacts avec des chevreuils affecte, FT06 (18,8%) et FT07 (17,8%) toujours avec un nombre de contacts chevreuil plus élevé. Le site avec la plus grande abondance d'espèces contactées est toujours FT05 (n = 10), suivi de FT01 et FT07 (n = 8).

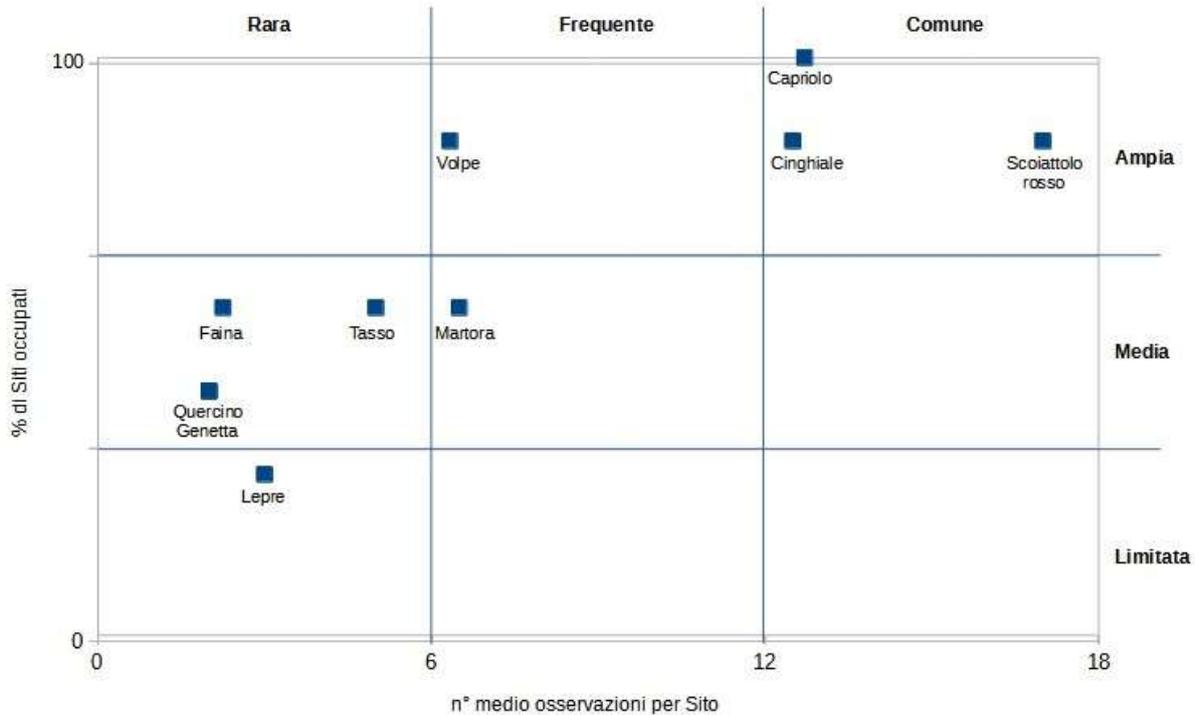
**Tableau 7** – Liste récapitulative des cadres par espèce (mammifères) et pièges photographiques

ID	Località	Capriolo	Cinghiale	Lepre	Quercino	Sciattolo	Genetta	Volpe	Tasso	Martora	Faina	N° specie	TOTALE	%
FT01		47	18	5	1	11		5	2		3	8	92	24,4
FT02		4	1			12	3	4		1	2	7	27	7,2
FT03		6	1					1				3	8	2,1
FT04		1				11						2	12	3,2
FT05		8	8	1	2	53	1	7	4	15	2	10	101	26,8
FT06		5	26		3	11		9	8	8		7	70	18,6
FT07		18	21			4	2	12	6	2	2	8	67	17,8
<b>TOTALE</b>		<b>89</b>	<b>75</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>102</b>	<b>6</b>	<b>38</b>	<b>20</b>	<b>26</b>	<b>9</b>		<b>377</b>	
<b>%</b>		<b>23,6</b>	<b>19,9</b>	<b>1,6</b>	<b>1,6</b>	<b>27,1</b>	<b>1,6</b>	<b>10,1</b>	<b>5,3</b>	<b>6,9</b>	<b>2,4</b>			<b>100</b>

Les données montrent qu'à mesure que le nombre de cadres augmente, le nombre d'espèces observées augmente également.

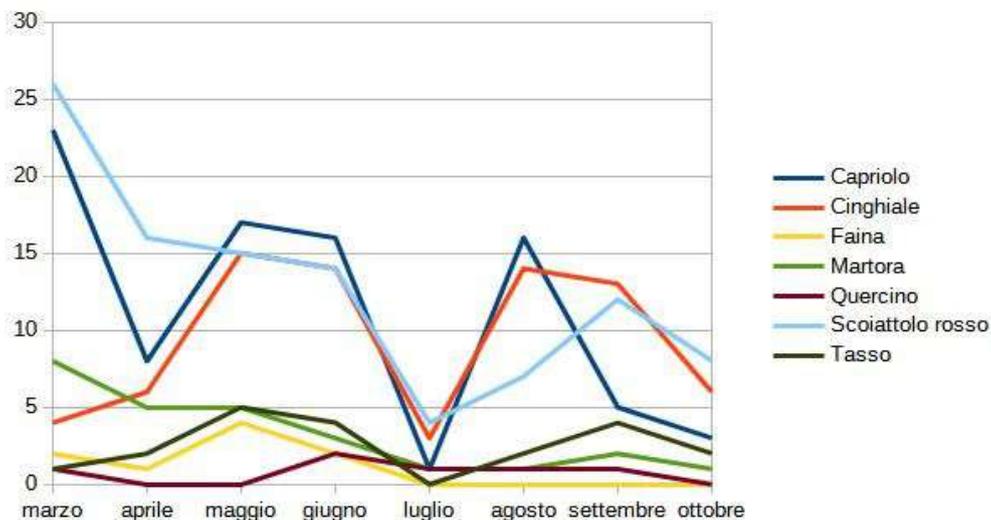


Les espèces communes à large diffusion sont l'écureuil roux, le sanglier et le chevreuil tandis que l'espèce la plus rare à distribution limitée est le lièvre. Parmi les carnivores, l'espèce la plus fréquente et la plus répandue était le renard, suivi de la martre, du blaireau, de la fouine et de la genette.



Représentation de la distribution et de la fréquence des espèces à partir de contacts photographiques

En ce qui concerne l'activité (déduite du nombre total de contacts par mois) de la figure suivante, on peut voir qu'elle varie selon les espèces considérées, mais presque toutes ont montré une réduction significative des contacts en juillet. Les ongulés présentent un schéma similaire, à l'exception de mars, avec deux pics en mai-juin et août-septembre. Les mustélidés présentent une plus grande activité au printemps, en mars pour la martre et en mai pour l'if et la martre pierre avec un deuxième pic en septembre pour le blaireau et la martre.



Nombre total de contacts photographiques par mois pour chaque espèce

En ce qui concerne l'Occupation, compte tenu de l'horizon temporel considéré, il a été décidé de conduire l'analyse à l'aide du modèle « single season occupancy », disponible dans le package « unmarked - Models for Data from

Unmarked Animals » (Fiske et Chandler, 2017) du R logiciel (R Development Core Team, 2018) grâce à la fonction « occu ».

Pour chaque site d'échantillonnage, l'espèce cible peut être observée (1) ou non observée (0) et n'est jamais faussement observée lorsqu'elle est absente. La séquence résultante d'observations et de non-observations pour le site  $i$  représente l'historique des observations  $h_i$ . Par conséquent, compte tenu de ce qui est rapporté par MacKenzie et al. (2003) ou de réduire la quantité de données, en n'utilisant que celles où la contactabilité de l'espèce est ininterrompue, et par MacKenzie et Royle (2005) qui suggèrent de faire au moins trois observations par site, il a été décidé de diviser chaque échantillonnage en 10 séances d'observations de 20 jours chacune ( $t$ ).

Ce modèle est capable d'analyser les données même lorsqu'il n'y a pas d'observations ; à la fois dans le cas où cela se produit pour certains sites au cours d'une saison, et dans le cas où tous les sites ne sont pas observés pendant une saison entière.

L'hypothèse implicite faite par le modèle est que tous les paramètres sont constants entre les sites, mais ce n'est pas toujours le cas, en raison de l'hétérogénéité. Il est possible d'inclure des informations sur l'hétérogénéité grâce à l'utilisation de variables, les covariables, qui ont un effet sur la valeur d'un ou plusieurs paramètres.

Dans cette étude, des variables descriptives du type de milieu ont été utilisées, relatives à la typologie forestière dominante, à la position topographique (impluvium près d'un ruisseau ou crête éloignée d'un ruisseau) et à la présence ou non d'une grume tombée au sol. devant le piège photographique. Ces valeurs sont donc restées constantes tout au long de l'étude.

**Taleau 8 – Covariables environnementales pour chaque site**

Sito	Tipologia forestale dominante	Posizione topografica	Tronco a terra
Ft01	Latifoglie	Impluvio	Assente
Ft02	Conifere	Impluvio	Assente
Ft03	Conifere	Versante	Assente
Ft04	Conifere	Impluvio	Assente
Ft05	Conifere	Impluvio	Presente
Ft06	Latifoglie	Versante	Assente
Ft07	Latifoglie	Impluvio	Assente

Étant donné que l'occupation et la probabilité d'observation peuvent varier en fonction des variables considérées pour déterminer la fitness des hypothèses, il est donc nécessaire de comparer des modèles avec différentes valeurs des covariables et de sélectionner la meilleure.

Le critère d'information d'Akaike, appelé AIC, a été utilisé pour choisir le modèle. C'est une méthode d'évaluation et de comparaison de modèles statistiques développée par le mathématicien japonais Hirotugu Akaike en 1971 et présentée à la communauté mathématique en 1974. Elle permet de mesurer la qualité d'estimation d'un modèle statistique en tenant compte à la fois de l'adaptabilité et de la complexité. du modèle. Il est basé sur le concept d'entropie de l'information et offre une mesure relative de l'information perdue lorsqu'un modèle donné est utilisé pour décrire la réalité.

$AIC = 2k - 2\ln(L)$  où :

$k$  = Nombre de paramètres dans le modèle statistique.

$L$  = Valeur maximisée de la fonction la plus similaire par rapport au modèle estimé.

La règle est de privilégier les modèles avec l'AIC le plus bas. Il est en fait basé sur la vraisemblance et un autre concept clé est le principe de parcimonie, en effet on privilégie les modèles avec le moins de paramètres nécessaires.

Pour la sélection des modèles, il a été utilisé ce que proposent Burnham et Anderson (2002) selon lesquels les modèles avec un  $\Delta AIC < 2$  sont substantiellement pris en charge, tandis que les valeurs entre 3 et 7 indiquent des modèles avec moins de preuves et des modèles avec  $\Delta AIC > 10$  sont plutôt rejetés. Cependant, il faut souligner que l'AIC

estime la qualité de chaque modèle par rapport aux autres mais ne teste pas l'hypothèse nulle, pour cette raison il ne fournit pas d'information sur la qualité du modèle au sens absolu.

L'AIC ne permet cependant pas d'évaluer la qualité du modèle et donc d'évaluer dans quelle mesure le modèle décrit correctement les données observées, la fonction "mb.gof.test" du package "AICcmodavg" a été utilisée, qui effectue le test d'ajustement basé sur le test du chi carré de Pearson avec 1000 interactions tel que proposé par MacKenzie et Bailey (2004) pour les modèles d'occupation d'une seule saison. Typiquement il exprime l'écart entre les valeurs observées et attendues selon le modèle en question. L'utilisation du test de qualité d'ajustement est également importante dans la sélection des modèles pour estimer la surdispersion, c'est-à-dire la présence, dans les données, d'une plus grande variabilité que ce à quoi on pourrait s'attendre des modèles statistiques, étant donné que les valeurs  $c\text{-hat} > 1$  indiquent une surdispersion, mais des valeurs plus élevées (par exemple  $> 4$ ) indiquent probablement un manque d'ajustement.

Des modèles d'occupation n'ont été développés que pour la martre car les deux autres espèces cibles (Chat sauvage et Mouffette) n'ont pas été contactées pendant la période d'échantillonnage.

Nombre maximum d'observations par site	7
Nombre moyen d'observations par site	2,1
Sites avec au moins une observation de présence	3
Occupation naïve	0,4
Constats d'absence présumée (0)	55
Remarques de présence (1)	15
Observations non disponibles (NA)	0

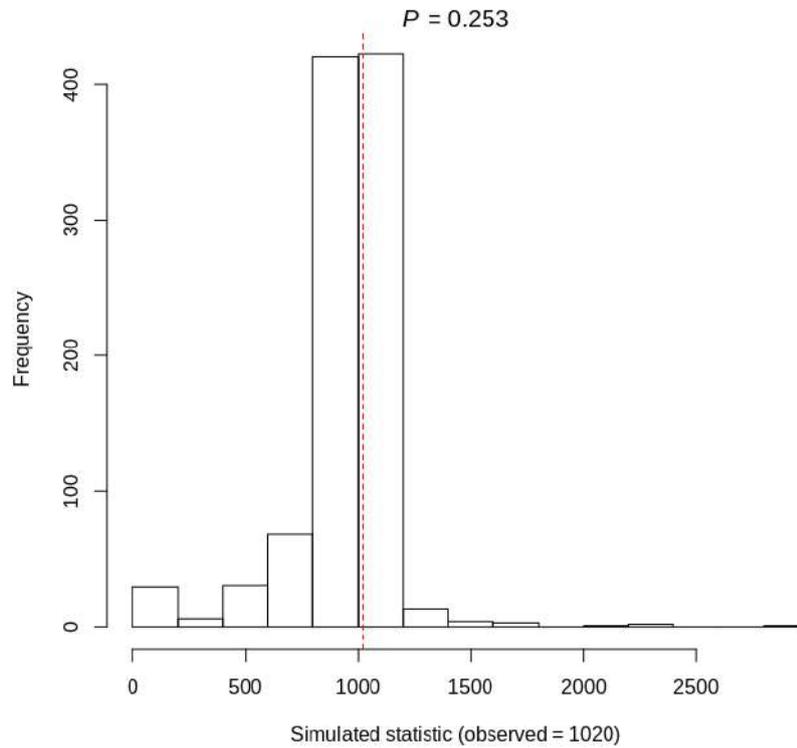
Les sessions avec contacts de l'espèce étaient significativement moins nombreuses que les sessions sans contact, représentant 21% des observations globales de présence / absence de l'espèce. Cela a certainement été influencé par le pourcentage élevé d'individus attribués au genre Martes pour lesquels il n'a pas été possible d'arriver à une détermination précise.

Parmi les modèles analysés, celui avec la plus grande fitness - avec la valeur AIC la plus faible - s'est avéré le plus parcimonieux avec une détection d'occupation constante (psi) et de probabilité (p), également les modèles qui supposent que l'occupation (psi) est une fonction de la typologie forestière présence d'un tronc au sol au sein du site d'échantillonnage ou la typologie dominante du couvert forestier sont également supportées selon le critère proposé par Burnham et Anderson (2002) ou  $\Delta AIC < 2$ . Les deux premiers modèles expliquent ensemble les 58 % de la variabilité totale. La position topographique (à proximité d'un cours d'eau dans un impluvium ou à l'écart d'un cours d'eau le long d'un talus) ne semble pas avoir d'influence particulière sur l'occupation de l'espèce.

Modello	nPars	AIC	deltaAIC	AICwt	cumltvWt
<b>psi(.)p(.)</b>	2	55,14	0,00	0,29	0,29
<b>psi(Tronco)p(.)</b>	3	55,22	0,08	0,28	0,58
<b>psi(BoscoTip)p(.)</b>	3	55,90	0,76	0,20	0,78
psi(Topografia)p(.)	3	57,16	2,02	0,11	0,89
psi(BoscoTip+Topografia+Tronco)p(.)	3	57,16	2,02	0,11	1,00

En analysant la qualité de l'ajustement (GOF), une surdispersion minimale est mise en évidence (Total chi carré = 1019,999 ; P-value = 0,253 ;  $c\text{-hat} = 1,1$ ). La valeur  $c\text{-hat}$  étant proche de l'unité, les analyses peuvent être réalisées sans aucune correction.

**Bootstrapped MacKenzie and Bailey fit statistic (1000 samples)**



Le modèle le plus parcimonieux avec psi et p constants donne une occupation de 0,429 et une probabilité de détection de 0,5.

<b>Modello</b>	<b>Occupancy (psi)</b>		<b>Detection probability (p)</b>	
	<b>Estimate original scale</b>	<b>Std. error</b>	<b>Estimate original scale</b>	<b>Std. error</b>
psi(.)p(.)	0,429	0,187	0,5	0,092

# Conclusion

## Avantages

L'estimation de l'occupation permet d'obtenir, avec une méthode standardisée, des valeurs comparables dans le temps également grâce à l'application de modèles "mono-espèce, occupation multi-saisons", des "non marqués - Modèles pour les données d'animaux non marqués" ( Fiske et Chandler, 2017) du logiciel R (R Development Core Team, 2018) grâce à la fonction « colext ». Ce type d'analyse permet à la fois d'estimer le taux d'évolution de l'occupation par rapport à la valeur absolue de l'occupation à un instant donné et de connaître ou d'interpréter les évolutions de l'utilisation des différents habitats au cours du temps par une espèce ou un population. Il s'agit donc d'une méthodologie qui, si elle est répliquée au fil des années avec des protocoles standardisés, peut fournir des informations sur la tendance d'une espèce au sein du territoire considéré, également en fonction des variations des variables considérées.

Une fois l'emplacement des pièges photographiques et la méthode d'analyse des données établis, il ne nécessite pas de personnel particulièrement spécialisé pour l'inspection périodique des pièges photographiques.

## Désavantages

1. Pour les espèces très insaisissables (faible probabilité de détection) ou rares (faible occupation), il est difficile d'obtenir des modèles robustes.

Champ et al. (2005) soutiennent que pour les espèces rares, il est préférable d'échantillonner dans un plus grand nombre de sites, mais de manière moins intensive ; tandis que pour les espèces communes, il est préférable de sélectionner un nombre réduit de sites et d'effectuer des observations plus intenses. Pour les espèces rares (à condition que leur présence réelle dans la zone étudiée soit vérifiée), on pense qu'à l'heure actuelle l'application de modèles d'occupation n'est pas possible avec l'utilisation de pièges photographiques seuls, mais ils doivent être remplacés ou intégrés avec des méthodes différentes observations (traces, excréments, piégeage, etc.).

2. L'attribution spécifique de l'individu est difficile pour le genre Martes et cela peut conduire à une sous-estimation des valeurs extrapolées.

Dans ce cas, il est conseillé d'utiliser deux pièges photographiques pour chaque site d'échantillonnage face à face afin d'augmenter la probabilité d'obtenir un cadre approprié pour la reconnaissance de l'espèce. Le mode vidéo est également définitivement à privilégier par rapport au mode photographique

3. Le choix du site du piège photographique peut affecter les valeurs d'occupation

Dans ce cas, une excellente connaissance de la zone et des besoins et habitudes écologiques de l'espèce est requise. Il est conseillé de choisir des sites de suivi stables dans le temps afin que les valeurs obtenues soient comparables au fil des années

4. Dans les zones très fréquentées, le risque de vol de pièges photographiques est élevé

Dans ce cas il est nécessaire d'avoir une excellente connaissance du territoire et de sa fréquentation par les usagers tant au niveau spatial que temporel (chasseurs, cueilleurs de champignons, randonneurs) afin de choisir les moments et lieux les plus adaptés pour minimiser les risques de vol . . Les contrôles doivent être fréquents (au moins toutes les deux semaines) afin de réduire le nombre de données perdues en cas de vol ou de dysfonctionnement des pièges photographiques. Le modèle d'occupation du forfait R utilisé permet tout de même d'introduire une détection imparfaite dans en cas de dysfonctionnement ou de vol du piège photographique.



## Bibliographie

- Anile S., Amico C., Ragni B. (2012). Population Density Estimation of the European Wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Sicily Using Camera Trapping. *Wildlife Biology in Practice* 8:1–12.
- Brandt M.J., Lambin X. (2007). Movement patterns of a specialist predator, the weasel *Mustela nivalis* exploiting asynchronous cyclic field vole *Microtus agrestis* populations. *Acta Theriologica* 52: 13–25.
- Burnham K.P., Anderson D.R. (2002). *Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. 2nd Edition, Springer-Verlag, New York.
- Dail D., Madsen L. (2011). Models for estimating abundance from repeated counts of an open metapopulation. *Biometrics* 67:577-587.
- Field S.A., Tyre A.J., Thorn K.H., O'Connor P.J., Possingham H.P. (2005). Improving the efficiency of wildlife monitoring by estimating detectability: a case study of foxes (*Vulpes vulpes*) on the Eyre Peninsula, South Australia. *Wildl Res* 32:253–258.
- Fiske I., Chandler R.B. (2011). unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43: 1-23.
- GIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- O'Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. (2011). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. New York City, New York: Springer.
- MacKenzie D.I., Bailey L.L. (2004). Assessing the Fit of Site-Occupancy Models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9: 300-318.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Hines J.E, Knutson M.G, Franklin A.B (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200-2207.
- MacKenzie D.I, Royle A. (2005). Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105–1114.
- Pandolfi M., Forconi P., Montecchiari L. (1997). Spatial behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a rural area of central Italy, *Italian Journal of Zoology*, 64:351-358.
- R Development Core Team (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Royle, J.A. (2004). N-Mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60:108–105.