



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI SASSARI



SCUOLA DI DOTTORATO DI RICERCA

Scienze e Biotecnologie dei Sistemi Agrari e Forestali e delle Produzioni Alimentari

Indirizzo: Monitoraggio e controllo degli ecosistemi forestali in ambiente mediterraneo

Ciclo XXV

Valutazione degli effetti sul suolo di interventi di ripristino e gestione forestale in aree a rischio di desertificazione

Dott.ssa Fiori Valeria

<i>Direttore della Scuola</i>	prof. Alba Pusino
<i>Referente di Indirizzo</i>	prof. Ignazio Floris
<i>Docente Guida</i>	prof. Salvatore Madrau
<i>Docente Tutor</i>	dott. Claudio Zucca

Anno accademico 2011- 2012

INDICE

RIASSUNTO	3
ABSTRACT	4
1. INTRODUZIONE	5
1.1. Interventi di ripristino in ambienti forestali	7
1.2. Un metodo per la valutazione della funzionalità ecologica del suolo, la <i>Landscape Function Analysis (LFA)</i>	9
1.3. Indicatori pedologici a integrazione del metodo LFA per i suoli mediterranei sardi	14
2. SCOPO DELLA TESI E OBIETTIVI	20
3. AREA DI STUDIO	22
3.1. Inquadramento geografico	22
3.2. Aspetti Vegetazionali	23
3.3. Aspetti climatici	24
3.4. Caratteristiche pedologiche	25
4. MATERIALI E METODI	27
4.1. Piano di Campionamento	27
4.2. Descrizione dei profili	30
4.3. Metodo LFA	30
4.4. Campionamento e analisi chimico-fisiche del suolo	37
4.5 Determinazione della densità apparente	39
4.6. Calcolo dello stock di carbonio	39
4.7. Analisi statistica	40

5. RISULTATI	41
5.1. Caratteristiche pedologiche	41
5.2. Differenze tra aree sottoposte a diverse tipologie di gestione forestale	43
5.2.1 Indicatori fisico-chimici	43
5.2.2 Indicatori LFA	50
5.3. Differenze tra patch e interpatch dell'area di studio	52
5.4. Differenze tra patch e interpatch nelle aree sottoposte a differenti tipologie di gestione forestale	55
5.5. Differenze tra le tipologie di patch e interpatch individuate nell'area di studio	59
5.6. Rapporti tra gli indici LFA e gli indicatori fisico-chimici della qualità del suolo	64
6. DISCUSSIONE	67
7. CONCLUSIONI	72
BIBLIOGRAFIA	74
APPENDICE A	83

Riassunto

Sono stati valutati gli effetti sul suolo di differenti strategie di ripristino ambientale per il recupero di un'area forestale degradata a rischio di desertificazione situata nel Sud della Sardegna (CA, Pula, Pixinamanna). Le principali aree oggetto di studio sono state: area non gestita ancora sotto l'effetto dei fattori di degrado; area di riforestazione naturale dove sono in corso i processi di ricolonizzazione spontanea a seguito della rimozione dei fattori di pressione; riforestazione spazialmente uniforme costituita da *Pinus pinea*; riforestazione di *Pinus pinea* e *Quercus suber* realizzata nel 2000 in area incendiata nel 1995; riforestazione di *Pinus sp.* in cui sono seguiti interventi selvicolturali di diradamento. La valutazione della funzionalità dei suoli è stata condotta attraverso l'approccio noto come *Landscape Function Analysis (LFA)* determinando zone di accumulo di elementi nutritivi (*patch*) e delle zone in cui tali elementi si perdono (*interpatch*). Parallelamente sono stati determinati il C organico, il C attivo, l'N totale, i fosfati assimilabili, il pH, la CSC e le basi di scambio cationica. In riferimento agli indicatori LFA emerge che nell'area incendiata sono presenti i valori medi più bassi di RI e NC evidenziando che il suolo ha una capacità inferiore di trattenere l'acqua e gli elementi nutritivi. Ciò è stato confermato anche dalle analisi degli indicatori chimici. L'area a ricolonizzazione vegetale spontanea presenta valori medi di RI e NC leggermente inferiori ma non statisticamente differenti rispetto al sito sottoposto a riforestazione di *Pinus pinea*. Nell'ambito degli indicatori chimici, l'area a ricolonizzazione vegetale spontanea registra il maggior accumulo di N totale, C organico, C attivo, P assimilabile e Ca scambiabile negli strati superficiali del suolo. I risultati hanno evidenziato differenze significative in riferimento agli indicatori LFA per i quali, i valori medi delle patch risultano superiori a quelli delle interpatch. Gli altri indicatori fisico-chimici non hanno evidenziato differenze tra le due. Dallo studio di correlazione l'indice RI risulta correlato con l'indice NC. Entrambi sono risultati correlati positivamente con N totale, C organico, C attivo, SCO, CSC, Ca scambiabile, Mg scambiabile, Na scambiabile, K scambiabile e negativamente con la densità apparente. In conclusione l'integrazione delle conoscenze fornite dagli indici LFA con le informazioni fornite dagli indicatori fisico-chimici permette di monitorare lo stato di ambienti degradati dove sono state adottate azioni di ripristino ambientale. Infatti, la combinazione dei dati ottenuti con i diversi indicatori permette di avere un quadro di conoscenze più completo.

Abstract

The effects on soil of different environmental strategies used for recovering a forest degraded area, located in south Sardinia (CA, Pula, Pixinamanna), at risk desertification, were assessed. The main characteristic of areas of study are: no managed area; self restoration; recent stone pine and cork oak plantation in areas affected by forest fire; reforestation of pine thinned. The assessment of capabilities of soils was carried out through the approach known as Landscape Function Analysis (LFA), based on the study of areas of accumulation of nutrients (patch) and areas with no nutrients accumulation (interpatch). Texture, bulk density, organic C, active C, total N, phosphates, pH, CSC and exchangeable cations were also determined. Both LFA indices and chemical indicators showed lower values in the burnt area. Self restoration area compared with *Pinus* sp. planted area showed lower but not statistically different LFA indices and higher accumulation of total N, organic C, active C, phosphates and exchangeable Ca. Comparing patch and interpatch LFA indices, the results showed significant statistically differences. The other physico-chemical indicators did not revealed differences from patch and interpatch. All LFA indices were correlated and with physico-chemical. While they were negatively correlated with bulk density. In conclusion, the integration of the two methods provides useful information to monitoring the soil status in different management areas.

1. INTRODUZIONE

La desertificazione, intesa come *Land degradation in drylands*, è considerata a livello globale un importante problema sia dal punto di vista ambientale, che socio-economico (UNEP, 1997; UNCCD, 1994; Thomas and Middleton, 1994; MEA-Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Safriel, 2007). Gran parte delle regioni che rischiano di trasformarsi in terre aride, si trovano in prossimità delle cinque principali aree desertiche mondiali:

- il Deserto di Sonora nel Messico Nord-occidentale e la sua continuazione nella parte sud occidentale degli Stati Uniti;
- il Deserto di Atacama, una sottile striscia costiera desertica del Cile;
- una larga area desertica che dall'Oceano Atlantico corre verso oriente in direzione della Cina e che comprende il Deserto del Sahara, il Deserto Arabico, i deserti dell'Iran e dell'ex-Unione Sovietica, il Gran Deserto Indiano (Thar) nel Rajasthan ed infine i deserti del Taklamakan e del Gobi, che si trovano rispettivamente in Cina ed in Mongolia;
- il Deserto del Kalahari in Sud Africa;
- gran parte delle aree interne dell'Australia.

Il fenomeno e le sue problematiche assumono particolare rilevanza anche per alcune regioni mediterranee europee (Perez-Trejo, 1994; Thornes, 1998; Enne *et al.*, 2004; Roxo, 2009) e italiane (CNLD, 1999; Iannetta *et al.*, 2005; Enne *et al.*, 2006; Corona *et al.* 2006). Tuttora manca una metodologia globalmente condivisa per la valutazione del rischio di desertificazione, ne esiste però una messa appunto specificatamente per le regioni europee (Kosmas *et al.*, 1999). Questa è stata applicata, con qualche adattamento locale, ad alcune regioni dell'Italia meridionale ed alla Sardegna (Motroni *et al.*, 2004; Madrau *et al.*, 2007; Santini *et al.*, 2010).

Costantini (2007) ha sviluppato e applicato a livello nazionale un metodo diverso, secondo il quale il 21.3% del territorio italiano sarebbe interessato da fenomeni di degrado delle terre in aree a rischio potenziale di desertificazione.

Nello specifico, il 4.3% del territorio nazionale (1.286.056 ha) avrebbe già caratteristiche di sterilità funzionale, il 4.7% (1.426.041 ha) sarebbe sensibile a fenomeni di desertificazione e il 12.3% (3.708.525 ha) potrebbe essere considerato vulnerabile alla desertificazione.

In Sardegna il rischio desertificazione è da mettere in relazione ad una gestione territoriale in molti casi non sostenibile (d'Angelo e Zanolla 1997; d'Angelo *et al.*, 1998; d'Angelo *et al.*, 2001; Enne *et al.*, 2002).

Nei contesti rurali e forestali, tra i processi maggiormente responsabili della degradazione dei suoli si annoverano:

- l'alterazione degli equilibri idrologici e l'accentuazione dei processi erosivi determinati da attività agro-zootecniche;
- la perdita e la degradazione di aree ricoperte da boschi e/o da macchia mediterranea, ad opera di attività antropiche e di incendi;
- il compattamento e la riduzione della fertilità del suolo a causa del sovrappascolamento.

La degradazione del suolo costituisce la premessa al processo di desertificazione. Il fenomeno può essere reversibile solo se l'intensità della pressione da parte dei fattori di degrado non supera l'intrinseca capacità degli ecosistemi di ripristinare lo stato di equilibrio.

Per prevenire tali fattori è indispensabile una razionale gestione del territorio supportata, in primo luogo, da un'adeguata conoscenza delle sue risorse.

Inoltre, sempre per prevenire il fenomeno risulta fondamentale il miglioramento dei processi di valutazione e di monitoraggio degli interventi finalizzati al suo contrasto, con particolare riguardo a quelli riguardanti la riforestazione e la difesa del suolo.

Trascurare o sottovalutare tali processi equivale a compromettere la diffusione e l'adozione delle buone pratiche di prevenzione e ripristino (Sommer *et al.*, 2011).

1.1 Interventi di ripristino in ambienti forestali

Il ripristino degli ambienti forestali è definito come l'insieme degli interventi che mirano al recupero dei processi ecologici di un ecosistema. Questi interventi hanno lo scopo di portare il sistema forestale, il più rapidamente possibile, allo stadio di climax, attraverso il ripristino della struttura dell'ecosistema, del funzionamento ecologico e dei livelli di biodiversità.

Il recupero degli ambienti forestali è un processo globale, che dipende dalla collaborazione di una vasta gamma di parti interessate, comprese le comunità locali, i funzionari governativi, le organizzazioni non governative, gli scienziati e le agenzie di finanziamento. Il suo successo ecologico si misura in termini di aumento della diversità biologica, della biomassa, della produttività primaria, della materia organica e della capacità del suolo di trattenere l'acqua, mentre indici economici di successo includono il valore dei prodotti e dei servizi forestali generati (Mansourian *et al.*, 2005).

Dopo una storia millenaria di eccessivo sfruttamento, la maggior parte delle foreste del bacino del Mediterraneo sono scomparse o degradate (Vallejo *et al.*, 1998).

La strategia tradizionale di recupero di questi ambienti degradati prevedeva interventi di rimboschimento che miravano all'introduzione di specie a rapido accrescimento, definite pioniere, come il *Pinus sp.* (Gil *et al.*, 1993). Queste specie, successivamente, avrebbero dovuto facilitare l'introduzione (o artificiale o naturale) delle specie tipiche degli ambienti mediterranei (Barbero *et al.*, 1998). Tuttavia, l'introduzione artificiale delle specie mediterranee era raramente applicata a causa degli elevati costi selvicolturali, mentre la ricolonizzazione naturale delle latifoglie mediterranee con bassa capacità di dispersione, tende a verificarsi solo quando le condizioni ambientali sono favorevoli (Vázquez *et al.*, 1998). Gli effetti del rimboschimento di *Pinus sp.* sulle proprietà del suolo sono altamente dipendenti dalla tecnica di impianto utilizzata. In generale, in questo tipo di rimboschimenti, si ha un maggiore deflusso e si osservano maggiori perdite di suolo rispetto agli arbusteti naturali. Inoltre essi danno luogo ad un limitato

miglioramento delle caratteristiche fisiche e chimiche del suolo, che raramente raggiungono i valori riportati per gli arbusteti naturali (Maestre *et al.*, 2004 a). Infine, grandi superfici rimboschite a *Pinus sp.* presentano un elevato rischio di incendio.

L'obiettivo principale di questa strategia era quella di aumentare la produttività delle foreste, ma anche proteggere i bacini idrografici e fissare i sistemi di dune costiere. Inoltre si mirava a creare occupazione nelle aree rurali.

Sebbene un aumento della produzione forestale sia ancora uno degli obiettivi, oggi le azioni di recupero delle foreste mediterranee sono principalmente finalizzate al rispetto degli obblighi internazionali (ad esempio Convenzione sulla Biodiversità, Convenzione sulla Lotta alla Desertificazione, Convenzione sui Cambiamenti Climatici) e mirano all'aumento dello stock di Carbonio organico del suolo, all'aumento della biodiversità, alla diminuzione del rischio di incendi, alla riduzione del rischio di erosione e al rafforzamento dello sviluppo rurale. Per questi motivi si sono sviluppate altre strategie di recupero degli ambienti mediterranei degradati, come ad esempio rimboschimenti combinati di *Pinus sp.* e *Quercus sp.* (Pausas *et al.*, 2004).

La combinazione tra conifere e latifoglie (soprattutto *Quercus sp.*) sfrutta le caratteristiche complementari di entrambi i gruppi di specie, ossia la crescita più rapida per il *Pinus sp.* (Castro-Díez *et al.*, 1998) e la alta resilienza al fuoco del *Quercus sp.*. Questa combinazione permette una maggiore sopravvivenza della vegetazione nei periodi secchi e offre il vantaggio di avviare la successione naturale, minimizzando così l'impatto nella comunità vegetali (Castro *et al.*, 2004). Lo scopo è aumentare le probabilità di successo e raggiungere il più rapidamente possibile lo stadio di climax. Rispetto al rimboschimento monocolturale di *Pinus sp.* questa strategia garantisce maggiore diversità e eterogeneità del paesaggio.

Questa tecnica presenta, inoltre, vantaggi sia economici (risparmio di materiali e di manodopera) che ecologici (ridotto impatto sulla vegetazione preesistente) (Castro *et al.* 2002).

1.2 Un metodo per la valutazione della funzionalità ecologica del suolo, la *Landscape Function Analysis (LFA)*

Lo sviluppo di metodi di valutazione dello stato del suolo ha una storia relativamente recente. Essi sono per lo più dipendenti dalla natura e dalla struttura del suolo e ne valutano il rischio di erosione. Tra gli indicatori di qualità del suolo più utilizzati figura la sostanza organica (Gregorich *et al.*, 1994, Wander e Drinkwater, 2000) insieme ad altre proprietà pedologiche, sia di natura chimico-fisica che strutturale.

Recentemente molti studi per la valutazione dello stato della superficie del suolo si sono basati su indicatori del suolo stimati direttamente in campo (Mott *et al.*, 1979; Tongway e Smith, 1989; Tongway, 1994; Tongway e Hindley, 1995).

Questi metodi di valutazione, applicati a scala di unità di paesaggio e di versante, sono stati sviluppati partendo dai concetti della *Landscape Function Analysis (LFA)* e sono stati calibrati e confrontati con variabili normalmente misurate in laboratorio (Tongway e Hindley, 2000).

La LFA è una tecnica di monitoraggio ambientale riconosciuta a livello internazionale. Viene usata per valutare il funzionamento dell'ecosistema e gli effetti delle azioni di ripristino di ecosistemi degradati (Tongway e Ludwig, 2006).

La LFA è la sintesi di diversi metodi utilizzati per la valutazione di singoli aspetti di un ecosistema e considera, principalmente, i processi idrologici superficiali, come ad esempio: l'infiltrazione e il ruscellamento dell'acqua, l'erosione, il ciclo dei nutrienti, ecc. (Tongway e Hindley, 2003).

La LFA viene utilizzata per monitorare azioni di ripristino ambientale di aree degradate sulla base dell'ipotesi che in un ecosistema la variabilità spaziale dei processi ecologici superficiali sia studiabile secondo un approccio che considera distinte unità ecologiche definite come patch e interpatch.

Per definizione le *patch* sono zone in cui le risorse, acqua e elementi nutritivi, si accumulano grazie alla presenza di un ostacolo fisico permanente, sia esso rappresentato dalla vegetazione o da roccia affiorante, che ostacola e limita il deflusso idrico superficiale. Le *interpatch* sono zone in cui tali risorse vengono perse dal sistema.

Il monitoraggio del tipo, del grado di copertura vegetale e delle condizioni pedologiche di superficie a livello delle patch e delle interpatch fornisce informazioni relative al successo delle azioni di recupero ed alla sostenibilità di tali interventi.

Un paesaggio dove le risorse sono ben conservate e utilizzate è detto *funzionale*, mentre quello che perde risorse è detto *non funzionale*.

Su una scala dettagliata, la LFA valuta anche la qualità delle patch e interpatch. Essa è raccomandata per la valutazione e il monitoraggio degli interventi di recupero degli ecosistemi in quanto offre una serie di vantaggi, tra cui:

- in fase di pre-intervento permette di individuare i processi specifici che necessitano di miglioramento;
- può essere applicata a tutti i tipi di ecosistemi.
- offre una visione dettagliata del funzionamento di un ecosistema sottoposto ad azioni di recupero nel corso del tempo e facilita il confronto tra siti recuperati e siti di riferimento.
- è un metodo semplice e veloce da applicare e fornisce chiari indicatori del progresso e dello stato delle zone di recupero.

La LFA opera studiando lo stato di superficie di un suolo attraverso la misura, in campo, di undici indicatori di superficie. Tali indicatori forniscono informazioni sia sui processi fisici, che biologici dell'area presa in esame. Ogni indicatore osservato si riferisce ad un processo specifico relativo al flusso o all'uso di risorse vitali da parte delle piante.

Gli indicatori che il metodo LFA determina sono:

1. *Rain-splash protection*, valuta l'effetto dell'impatto della pioggia sulla superficie del suolo;

2. *Perennial Vegetation Cover*, valuta il contributo al ciclo dei nutrienti e ai processi di infiltrazione della biomassa sotterranea della vegetazione perenne;
3. *Litter*, valuta l'effetto della quantità, origine e grado di incorporazione della lettiera sulla stabilità del suolo e sul ciclo dei nutrienti;
4. *Cryptogam Cover*, la presenza di alghe, funghi, muschi e licheni sulla superficie del suolo indicano stabilità di superficie e disponibilità di nutrienti;
5. *Crust Brokenness*, la formazione e la frammentazione di croste indica superfici instabili che possono essere facilmente erose;
6. *Soil Erosion Type and Severity*, indica la relativa stabilità di un suolo;
7. *Deposited Materials Detects*, è un indicatore di stabilità di un pendio basato sulla presenza di materiale di deposito;
8. *Microtopography*, valuta la presenza di irregolarità della superficie che possono avere influenza sul deflusso idrico a microscala;
9. *Surface Nature*, indica la facilità con cui il suolo è in grado di rilasciare materiale erodibile quando meccanicamente disturbato. Indica anche il potenziale di infiltrazione e dilavamento;
10. *Slake Test*, valuta la stabilità degli aggregati superficiali del suolo quando bagnati;
11. *Soil Surface Texture*, stima della tessitura del suolo, che a sua volta influenza la permeabilità.

Dalla combinazioni degli undici indicatori misurati in campo si ricavano tre indici:

1. lo *stability index* (SI), indica la capacità di resistenza di un suolo all'erosione;
2. l'*infiltration/runoff index* (RI), indica la capacità di un suolo di trattenere o perdere l'acqua;
3. il *nutrient cycling index* (NC), indica la capacità di un suolo di trattenere e rendere disponibili gli elementi nutritivi.

Nel complesso, questi indici possono essere interpretati per valutare se le risorse naturali del luogo oggetto di indagine si stanno perdendo, accumulando o si mantengono stabili nel tempo.

La LFA è stata sviluppata per la valutazione degli ecosistemi in ambiente australiano. In queste aree infatti la coltivazione dei suoli e l'allevamento del bestiame hanno avuto un impatto negativo sul paesaggio con conseguente perdita e degrado del suolo (Tongway e Hindley, 1995; Ludwig *et al.*, 1997; Read, 2008).

Successivamente, è stata impiegata soprattutto in relazione al ripristino di siti minerari in tutto il mondo (Kearns e Barnett, 1998; Lau *et al.*, 2009; Setyawan *et al.*, 2011).

Deve essere sottolineato che molti Autori affiancano i risultati derivanti da questa tecnica con quelli ottenute attraverso analisi biologiche, chimiche e fisiche dei suoli, al fine di ottenere valutazioni maggiormente esaustive dei problemi presentati dagli ecosistemi indagati.

Read (2008), nel contesto di aziende agro-pastorali australiane, ai risultati del metodo LFA ha affiancato quelli di alcune proprietà chimiche, fisiche e biologiche del suolo al fine di determinare se, a parità di produttività, le fasce di vegetazione in posizioni strategiche erano in grado di mitigare il degrado, l'erosione e la salinità dei suoli delle zone studiate.

Sempre in Australia, Lau *et al.* (2009) in uno studio effettuato in un'area forestale ripristinata dopo l'estrazione di bauxite, hanno determinato le relazioni tra le misurazioni di campo del metodo LFA con i dati derivanti dall'uso di uno spettrometro di campo e di un sensore iperspettrale aereo. Lo scopo del lavoro è stato quello di generare delle mappe del paesaggio dell'area di estrazione di bauxite.

In un altro studio effettuato in suoli tropicali degradati a causa della presenza di siti minerari, Setyawan *et al.* (2011) hanno valutato quattro siti sottoposti ad interventi di recupero effettuati in diversi archi temporali. Per la loro ricerca hanno utilizzato il *nutrient cycling index* e la respirazione del suolo, studiando la correlazione tra i due parametri e mettendo in evidenza che tra il *nutrient cycling index* e la respirazione del suolo non c'era correlazione.

In una ricerca effettuata nelle steppe semiaride del sud-est della Spagna, in siti con diverso tasso di degrado, Maestre *et al.* (2004 b) hanno studiato diversi indicatori superficiali del

suolo (*stability index*, *nutrient cycling index*, *infiltration/runoff index*) per valutare il funzionamento degli ecosistemi e hanno riportato i valori delle principali caratteristiche abiotiche e biotiche dei siti indagati.

Gli stessi autori in uno studio successivo (Maestre *et al.*, 2009), sempre nelle steppe semi-aride della Spagna, hanno osservato una forte correlazione tra il *nutrient cycling index* e l'attività microbica, il pH, l'azoto totale, il fosforo, la respirazione del suolo e l'attività della fosfatasi e della β -glucosidasi. In riferimento all'*infiltration/runoff index* gli stessi autori hanno osservato la sua correlazione con la compattazione del suolo e la sua capacità di trattenere l'acqua.

In uno studio sulla qualità del suolo dei pascoli di montagna nel Nord dell'Iran, Rezaei *et al.* (2006 a) hanno studiato le interrelazioni tra proprietà del suolo e crescita delle piante in diverse unità di paesaggio. In particolare, le variabili prese in considerazione sono state: *nutrient cycling index*; spessore del profilo del suolo; spessore del primo orizzonte; azoto totale; *slake test*; ritenzione idrica e punto di appassimento.

Un altro caso di studio (Yary, 2012) ha riguardato l'area di Sarchah Amari Birjand (Iran). Questo ricercatore ha indagato gli effetti delle attività di gestione dei pascoli mediante gli indicatori superficiali LFA e gli attributi funzionali pascolo.

Per identificare il funzionamento del sistema suolo-paesaggio e i suoi effetti sulla crescita delle piante nei pascoli dell'Iran, Rezaei *et al.* (2006 b) hanno studiato le relazioni tra alcune proprietà del suolo (contenuto in carbonio organico e di azoto) e gli indici LFA riscontrando che i valori del *nutrient cycling index* sono coerenti con quanto messo in evidenza dal contenuto in azoto totale e dalla percentuale di carbonio organico.

Infine, Furniss (2010) in uno studio effettuato nei siti minerari del Sud Africa ha testato il telerilevamento iperspettrale per prevedere i diversi indici LFA.

1.3 Indicatori pedologici a integrazione del metodo LFA per i suoli mediterranei sardi

In analogia agli esempi discussi sopra si ritiene che, in ambienti forestali mediterranei come quelli studiati nel presente lavoro, gli indici LFA possono essere opportunamente integrati mediante altri parametri fisico-chimici e in particolare i seguenti:

- sostanza organica;
- carbonio attivo;
- azoto totale;
- fosfati assimilabili;
- capacità di scambio cationico e basi di scambio;
- pH;
- tessitura;
- densità apparente;
- *stock di carbonio organico*.

La conoscenza della tessitura dei suoli è di fondamentale importanza per definire alcune caratteristiche degli stessi. In particolare, la capacità di ritenzione idrica e il rischio di erosione, due fattori centrali nei processi di desertificazione.

La tessitura è la proprietà fisico-meccanica che quantifica prescindendo dalla natura chimica e mineralogica le diverse frazioni granulometriche dei suoli. Si tratta di una delle più importanti proprietà del terreno perché ha riflessi diretti o indiretti su altre proprietà fisiche e meccaniche e su quelle chimiche e biologiche (Pinzari F. *et al.*; 2000).

La densità apparente è un importante indicatore di qualità del suolo e la sua misura permette di valutare il grado di compattazione del suolo. La densità apparente del suolo, rappresenta il rapporto tra la massa del suolo e il suo volume totale pari al volume occupato dalle particelle solide più il volume degli spazi vuoti fornendo un'indicazione indiretta della porosità totale.

Valori elevati di densità apparente indicano l'esistenza di problemi di compattazione, di scarsa stabilità strutturale e tendenza a formare croste superficiali, con conseguente ridotta infiltrazione e areazione.

La densità apparente fornisce informazioni utili per valutare il rischio potenziale di lisciviazione dei nutrienti, di perdite di suolo per erosione e di riduzione della produttività delle colture.

La densità apparente viene influenzata da un certo numero di fattori in grado di modificare nel tempo la struttura e le modalità di aggregazione del suolo. Questi fattori sono: le caratteristiche delle matrici minerali e organiche, l'andamento termo-pluviometrico e le pratiche di gestione colturale.

Il suolo è la componente ambientale che costituisce la più grande riserva di carbonio organico negli ecosistemi terrestri. Questa enorme massa di carbonio, da un lato è indice delle potenzialità che il suolo ha come *sink* di carbonio e dall'altro rappresenta un potenziale rischio di emissioni di CO₂, se una gestione inappropriata e i cambiamenti climatici dovessero portare al depauperamento di tale *stock*. Lo *stock di carbonio organico* (SCO) degli orizzonti di superficie è quello che riveste la maggiore importanza, perché in questa porzione del suolo esso è maggiormente soggetto ai processi dinamici di trasformazione, come quelli di mineralizzazione e sintesi, e quindi all'influenza dei fattori ambientali ed antropici esterni.

Lo SCO presente in profondità è invece più stabile e meno suscettibile a trasformazioni.

Il carbonio organico (C organico) ha effetti benefici sulla struttura e sull'attenuazione degli scompensi derivanti da una tessitura non equilibrata. Fra le funzioni fisico-meccaniche svolte dalla frazione organica del suolo Pinzari *et al.* (2000) segnalano:

- la formazione di aggregati strutturali primari di dimensioni ottimali e tali da far evolvere la struttura verso il tipo grumoso;
- il miglioramento della capacità di ritenzione idrica;
- il miglioramento della permeabilità e del rapporto fra macro e micropori;

- la riduzione della predisposizione all'erosione superficiale, sia per l'eventuale presenza di una lettiera, sia per la formazione di aggregati strutturali più stabili;
- l'aumento della capacità portante del suolo.

Il contenuto in C organico varia con i tipi di suolo, le zone climatiche e gli interventi antropici. Il C organico nel suolo è costituito da una frazione recalcitrante o umificata, più abbondante e stabile, e da una frazione labile, caratterizzata da un basso tempo di turnover e quindi suscettibile di variazione nel breve termine (Coleman *et al.*, 1983).

Piccoli cambiamenti del C organico derivanti dalla gestione del suolo sono spesso difficili da misurare, ma possono avere effetti marcati sul comportamento microbico e sui processi biochimici. Secondo Sikora *et al.* (1996) potrebbero essere necessari molti anni per recuperare le sensibili perdite di C organico causate dalle pratiche di gestione del suolo.

Piccoli cambiamenti della frazione del C organico labile possono fornire una prima indicazione relativamente al degrado del suolo o al suo miglioramento in risposta alle pratiche di gestione. Lo studio della frazione del C organico labile è importante in quanto esso condiziona il ciclo dei nutrienti e quindi può influenzare notevolmente le proprietà biologicamente correlate al suolo.

La frazione di C organico labile del suolo è spesso identificata con il C attivo (Weil *et al.*, 2003; Blair *et al.*, 1995) per distinguerlo dal resto della massa di carbonio, che appartiene ad un *pool* molto recalcitrante o passivo, solo molto lentamente alterato dalle attività microbiche.

La frazione di C organico rappresentata da quello attivo è un indicatore di mutamenti della qualità del suolo indotti dalla gestione. Questa frazione include il carbonio della biomassa microbica (Islam e Weil, 2000, Kennedy e Papendick, 1995), della sostanza organica particolata (Janzen *et al.*, 1992, Wander e Bidart, 2000) e dei carboidrati nel suolo come antrone-reativi C (De Luca e Keeney, 1993; Saviozzi *et al.*, 1999).

L'azoto (N) nel suolo si può trovare sotto forma organica o minerale. La forma organica è quasi sempre di gran lunga prevalente e costituisce una vera e propria riserva per il rifornimento

azotato delle piante. Questa frazione segue le complesse vicende della sostanza organica e viene perciò gradualmente rinnovata attraverso i processi di mineralizzazione nel suolo e di sintesi da parte delle piante e dei microrganismi. La mineralizzazione porta alla formazione di composti ammoniacali e nitrici che possiedono caratteristiche e comportamento diverso.

I composti nitrici vengono facilmente assorbiti dalle piante e non sono trattenuti dai colloidali del suolo, pertanto essendo questi composti in soluzione sono facilmente dilavati dalle acque di percolazione.

L'azoto ammoniacale viene fissato nel suolo come catione NH_4^+ condizione questa che stabilisce un equilibrio dinamico tra i cationi fissati e quelli in soluzione, limitando pertanto le perdite per dilavamento di questa forma.

L'analisi dell'N totale consente la determinazione delle frazioni di N organiche e ammoniacali presenti nel suolo. Il valore di N totale può essere considerato un indice di dotazione azotata del suolo, ma tale indicatore non è correlato alla sua capacità di rendere questo elemento disponibile per le piante. Il contenuto in N del suolo è condizionato dalle proprietà biologiche, fisiche e chimiche del suolo. Fra le proprietà chimiche hanno un ruolo fondamentale il tenore in sostanza organica e il potenziale di ossidoriduzione. La disponibilità di azoto nel suolo è infatti strettamente correlata al tenore in sostanza organica e al rapporto fra mineralizzazione e umificazione. I suoli poveri in sostanza organica o soggetti a intensa mineralizzazione, sono infatti sistematicamente poveri in N (Sequi, 1991).

Il fosforo disponibile per la vegetazione in condizioni naturali si origina a spese di minerali primari o di neoformazione. Anche per questo elemento sono presenti nel suolo diverse forme che possiedono un diverso significato biologico. La forma solubile è presente sotto forma anionica ed è prontamente assorbita dalle piante. La forma scambiabile è rappresentata da anioni fosforici adsorbiti sui colloidali e può entrare più o meno prontamente in soluzione a seconda delle condizioni ambientali (umidità temperatura, pH, presenza di altri anioni) e della quantità di

fosforo complessivamente presente. I fosfati precipitati sono dei composti non disponibili per la vegetazione in quanto non solubili. Una frazione molto variabile del fosforo è quella organica presente nei residui vegetali nell'humus e nelle biomassa microbica. Di norma anche il fosforo organico non è assorbito dalle piante come tale ma, deve prima subire il processo di mineralizzazione. Si deve infine segnalare il fosforo inerte costituito da composti cristallini appartenenti alla roccia madre.

Il fosforo è uno dei fattori limitanti della crescita nell'ecosistema.

La determinazione del fosforo assimilabile è indicativa della quantità di fosfati disponibili per le piante. Il fosforo disponibile ai fini della nutrizione della vegetazione dipende dalla concentrazione di fosfati solubili nella fase liquida, dall'equilibrio tra quello solubile e quello labilmente adsorbito dagli scambiatori del suolo, da processi biologici e dal potere tampone del suolo. L'equilibrio dinamico tra i fosfati solubili e i fosfati scambiabili è fortemente influenzato dal pH. Secondo Sequi (1991) e Giardini (2002) il pH influisce sulla quota di fosforo assimilabile in quanto questa è funzione dell'attività dei microrganismi responsabili dei processi di mineralizzazione del fosforo organico.

La capacità di scambio cationico (CSC) è la capacità del suolo di assorbire reversibilmente cationi ed è dovuta alla presenza di cariche nei minerali argillosi e nelle molecole organiche. I cationi più comuni presenti nel complesso di scambio sono calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), potassio (K^+) e sodio (Na^+). Lo scambio cationico è un processo che avviene continuamente tra fase solida e fase liquida del suolo in quanto i cationi tendono a ristabilire qualsiasi alterazione dell'equilibrio delle due fasi attraverso i processi di *adsorbimento* e *desorbimento*. Questa proprietà è molto importante per la vita delle piante in quanto esplica una funzione equilibratrice nei riguardi delle disponibilità alimentari e permette il costituirsi di riserve nutrizionali fondamentali per l'intero processo ecosistema. La CSC può essere considerata come un

magazzino in cui sono riposti i cationi di scambio (calcio, magnesio, sodio, potassio) in una forma prontamente utilizzabile dalle piante e dai microrganismi.

La conoscenza della CSC è di notevole importanza per tutti i suoli in quanto fornisce un'indicazione sulla fertilità potenziale e sulla natura dei minerali argillosi. La CSC è determinata come la quantità di cationi scambiabili, espressa in milliequivalenti per 100 grammi (meq/100g), che uno scambiatore, dotato di proprietà di adsorbimento, può trattenere per scambio ionico.

Il pH del suolo è determinato dal rapporto quantitativo fra ioni idrogeno e ioni ossidrilici nella soluzione circolante, rapporto che a sua volta è il risultato di una dinamica complessa in cui concorrono i composti chimici disciolti nell'acqua e materiali che arrivano al suolo, l'attività biologica delle piante e dei microrganismi e, infine, i fenomeni fisico-chimici che si sviluppano nell'interfaccia di separazione tra frazione solida e soluzione circolante. Il pH dipende dalla natura della matrice litologica, dalle condizioni climatiche e dalle tecniche colturali.

Il pH condiziona in modo particolare la solubilità e, quindi, la disponibilità degli elementi nutritivi in forma direttamente assimilabile per la vegetazione. Influenza altresì l'attività biologica dei microrganismi che intervengono direttamente nei cicli degli elementi nutritivi. Infine, il pH ha riflessi più o meno rilevanti sulla struttura del suolo, influenzando lo stato di flocculazione dei colloidi. Le piante manifestano differenti adattamenti al pH del suolo e in condizioni naturali si sviluppano associazioni vegetali spontanee che sono indice di una reazione del suolo acida, basica o neutra.

2. SCOPO DELLA TESI E OBIETTIVI

La presente ricerca è stata svolta in sinergia con le attività condotte nell'ambito del progetto PRACTICE (*Prevention and Restoration Actions to Combat Desertification. An Integrated Assessment – 2009-2012*), del quale il presente lavoro costituisce un approfondimento e un'integrazione. Il progetto PRACTICE, finanziato dal programma EC-FP7 e attivo presso il Nucleo Ricerca Desertificazione di Sassari (NRD) riguarda la valutazione dell'efficacia differenti strategie di ripristino ambientale adottate nel sito forestale di Pixinamanna in agro di Pula (Cagliari).

L'area di studio è stata in passato sottoposta a diversi fattori di pressione che hanno portato ad una situazione di elevato degrado quali:

- sovrapascolamento;
- sfruttamento eccessivo della risorsa legname;
- incendi boschivi.

In questo sito forestale, a partire dagli anni 50, è stato intrapreso un intenso programma di interventi di rimboschimento e di ripristino della vegetazione spontanea, tuttora in corso ad opera dell'Ente Foreste della Sardegna (EFS).

Il rimboschimento delle aree fortemente degradate è stato effettuato con la finalità di promuovere una riattivazione funzionale dell'ecosistema e di generare nuclei di disseminazione atti a favorire la successiva ricolonizzazione dell'area da parte delle specie vegetali autoctone.

La strategia a lungo termine prevedeva, infatti, la riduzione progressiva della densità delle piante arboree aventi funzione di baliatico fino alla loro totale rimozione e/o sostituzione con specie vegetali autoctone.

Lo scopo della tesi è stato quello di valutare gli effetti sul suolo di differenti strategie di ripristino attuate nell'area forestale di Pixinamanna attraverso indicatori di stato e qualità dei suoli forestali.

Sono state oggetto di studio del presente lavoro:

- le caratteristiche pedologiche dei siti analizzati;
- la valutazione delle differenze nelle aree sottoposte a differenti tipologie di gestione forestale;
- la valutazione delle differenze tra le tipologie di patch e interpatch individuate nell'area di studio;
- la valutazione delle differenze tra patch e interpatch dell'area di studio;
- la valutazione delle differenze tra patch e interpatch nelle aree sottoposte a differenti tipologie di gestione forestale;
- le correlazioni tra gli indici LFA e gli indicatori fisico chimici della qualità del suolo.

3.2 Aspetti Vegetazionali

Questa zona in passato è stata oggetto di diversi fattori di degrado:

- sfruttamento del legname (fino al 1950),
- eccessivo pascolamento prevalentemente caprino (fino al 1960),
- incendi boschivi.

Tali fattori sono stati causa di una diminuzione della copertura vegetale e della biodiversità e di un aumento dei processi di erosione del suolo. Tali fattori di pressione hanno portato negli anni ad una progressiva alterazione dell'ecosistema forestale che si caratterizzava per la presenza di una macchia bassa dominata da *Cistus sp.* e *Pistacia lentiscus*.

Nelle aree maggiormente degradate sono state messe in atto strategie di riforestazione volte al recupero e al ripristino della copertura forestale e alla prevenzione e mitigazione dei fenomeni di degrado secondo due fasi temporali:

- 1950, 1960, e 1970: azioni di rimboschimento (*Pinus pinea* L., *Pinus halepensis* Mill, *Quercus suber* L.) per mitigare l'erosione idrica (protezione e mitigazione delle alluvioni). La tradizionale strategia di riforestazione adottata nelle zone mediterranee degradate era quella di introdurre specie pioniere a crescita veloce (*Pinus* sp.), assumendo che queste specie avrebbero facilitato l'introduzione artificiale o naturale di specie tipiche dell'ambiente mediterraneo (Scotti *et al.*, 2004). Tale strategia limita il fenomeno di erosione idrica dovuta allo scorrimento dell'acqua superficiale e all'azione battente delle piogge.
- 1980, 1990, e 2000: pratiche selvicolturali tramite diradamento selettivo su supporti di conifere, per facilitare l'introduzione di specie naturali al fine di aumentare la complessità e migliorare la funzionalità degli ecosistemi. La rinaturalizzazione è vista come un approccio selvicolturale e di gestione che tende a favorire i processi evolutivi naturali

grazie alla capacità del sistema di aumentare autonomamente la sua complessità e la biodiversità.

Attualmente l'azienda forestale di Pixinamanna si estende su 4.796 ha. Gli ecosistemi più rappresentati sono:

- Macchia mediterranea e gariga,
- Foresta mista di conifere e latifoglie.
- foresta di pini.

La macchia mediterranea è il tipo di ecosistema più rappresentativo nel cantiere forestale ed è presente nelle sue diverse fasi fisionomiche, che vanno dalla macchia bassa, dominata da arbusti come *Cistus sp.* e *Pistacia lentiscus*, alla macchia alta e fitta costituita da una foresta bassa multi-stratificato dove le specie più rappresentative sono l'*Arbutus unedo*, l'*Erica arborea* e il *Quercus ilex*.

La macchia è sostituita dalla gariga, dominata da *Cistus sp.* e *Lavandula sp.*, nelle aree soggette a pressione antropica o caratterizzate da terreni rocciosi .

Le pinete di conifere (*Pinus pinea* e *Pinus halepensis*) si trovano nella parte orientale dell'area del cantiere e sono state introdotte artificialmente tra il 1950 e il 1970.

Il più naturale tipo di copertura vegetale, oltre la macchia mediterranea, è la foresta mista di conifere e latifoglie, ben rappresentata nella parte occidentale del sito di Pixinamanna, generalmente multi-stratificato, con uno strato superiore dominato da *Quercus ilex* e *Pinus sp.*.

3.3 Aspetti climatici

Nel comune di Pula esiste una stazione di rilevamento climatico a quota 716 m s.l.m.

La temperatura media annua è pari a 13.1°C. La media del mese più freddo, febbraio, è di 1.7 °C; la media del mese più caldo, luglio, è di 29.2 °C. L'escursione termica annua è di 8.2 °C; le

massime e le minime assolute, registrate nei mesi di febbraio e luglio sono rispettivamente di 8.9 °C e 17.2 °C.

Le precipitazioni seguono un regime caratterizzato da massimi invernali (dicembre-febbraio) ed autunnali (ottobre-novembre) per un totale di 1172 mm di pioggia caduta (media annua totale). Secondo la classificazione climatica del Pavari si può supporre che la foresta ricada nel suo complesso nella zona fitoclimatica del *Lauretum* - sottozona calda e fredda, con siccità estiva. Alla sottozona calda appartengono quelle fasce con altitudine che varia dai 200 ai 600 m, mentre alla sottozona fredda quelle con altitudine variabile dai 600 ai 1000 m.

Secondo l'Atlante Nazionale Italiano di Desertificazione (CRA-INEA, 2007), l'area di indagine è classificata come secca (figura 2). Sulla base della mappa dell'indice di aridità Regionale per l'Ambiente (ARPA), l'area si trova tra il semi-arido (giallo) e sub-umido-secco (verde) (figura 3).

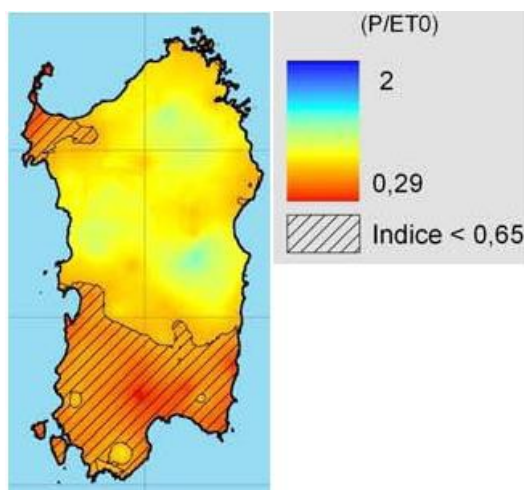


Figura 2 Indice idrometeorologico

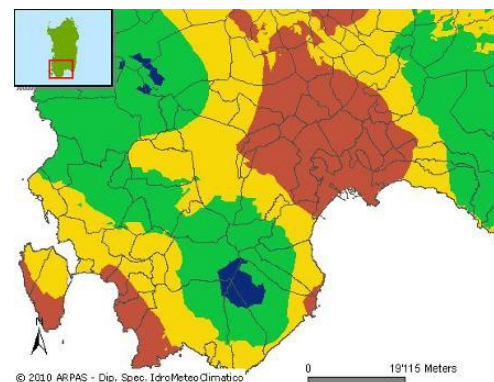


Figura 3. Indice di aridità

3.4 Caratteristiche pedologiche

I suoli presenti nella AFD di Pixinamanna si originano dai graniti del complesso granitoide Paleozoico del Sulcis-Arburese.

Il substrato pedologico è costituito, pertanto, da graniti alterati in profondità e friabili, caratterizzati da tipica *arenizzazione* alla superficie. Nelle aree a valle sono presenti limitate coperture di sedimenti del Pleistocene e dell'Olocene.

L'altitudine dell'area di studio va da un minimo di 40 m s.l.m. al massimo di 864 m s.l.m. di Punta Sa Gresia. L'altitudine media della area della AFD è di circa 36 m s.l.m.. La pendenza media dei versanti è di 22 gradi e la maggior parte dei rilievi sono esposti verso il quadrante meridionale.

I suoli sono poco profondi, in media da 15 a 25 cm. Il profilo è di tipo A-C o A-Bw-C, con scheletro abbondante, tessitura franco-sabbiosa o sabbioso-franca, grossolano-media e struttura poliedrica subangolare o grumosa, debole, pH sub-acido, e di un colore che va dal giallo marrone scuro al marrone scuro. La loro classificazione secondo il sistema WRB è: Haplic Leptosols (Dystric, Episkeletic) per i suoli a profilo A-C, Haplic Cambisols (Dystric, Episkeletic) nel caso di profili A-Bw-C.

4. MATERIALI E METODI

4.1 Piano di Campionamento

Il piano sperimentale della ricerca è stato progettato al fine di confrontare lo stato del suolo nelle le seguenti tipologie di “azioni” o unità gestionali:

- Azione 0 – area non gestita ancora sotto l’effetto dei fattori di degrado (figura 4);



Figura 4. Azione 0

- Azione 1 – area di riforestazione naturale (*self restoration*) dove sono in corso i processi di ricolonizzazione spontanea a seguito della rimozione dei fattori di pressione (figura 5);



Figura 5. Azione 1

- Azione 2 – riforestazione spazialmente uniforme in differenti condizioni di pendenza, costituita da *Pinus pinea*, realizzata tra gli anni 50 e 60 (figura 6);



Figura 6. Azione 2

- Azione 3 – riforestazione di *Pinus pinea* e *Quercus suber* realizzata nel 2000 in area incendiata nel 1995 (figura 7);



Figura 7. Azione 3

- Azione 4 – riforestazione di *Pinus sp.* in cui sono seguiti interventi selvicolturali di diradamento. Le aree sottoposte a questo tipo di gestione sono caratterizzate da un avanzato processo di rinaturalizzazione caratterizzato da un impianto forestale più complesso (figura 8).



Figura 8. Azione 4

4.2 Descrizione dei profili

Per la caratterizzazione pedologica dell'area di studio sono stati aperti e descritti 10 minipit. Per ogni azione sono stati considerati due punti di campionamento associati ai transetti e tipologie di patch e interpatch più rappresentative (tabella 1).

Tabella 1: Localizzazione dei profili descritti

n°profilo	azione	transetto	tipologia di patch
1	0	4	BS
2	0	4	NRS
3	1	5	L
4	1	5	RTS
5	2	4	RTS
6	2	4	L
7	3	4	NRS
8	3	4	BS
9	4	4	L
10	4	4	RTS

Per la loro descrizione sono state utilizzate le definizioni riportate nelle Guidelines for Soil Profile Description della FAO (2006).

4.3 Metodo LFA

I dati sono stati raccolti lungo transetti lineari di 40 metri, orientati nella direzione della massima pendenza.

Per ogni azione sono stati presi in considerazione 4 transetti per un totale di 20 transetti (tabella 2)

Tabella 2: Coordinate (WGS 84), pendenza (%) ed esposizione (°) dei transetti

Azione	Transetto	Coordinata X	Coordinata Y	Pendenza (%)	Esposizione (°)
0	1	494506	4317976	41	170
0	2	494359	4318289	44	140
0	3	494829	4318848	49	170
0	4	494514	4317697	45	150
1	2	493094	4318547	54	170
1	3	492950	4316110	43	150
1	4	492360	4316090	63	130
1	5	493797	4314489	55	150
2	1	494046	4314947	47	110
2	2	493529	4317133	44	175
2	3	493503	4318411	33	150
2	4	494554	4319888	56	220
3	1	495132	4316557	44	115
3	2	494527	4316485	52	185
3	3	494526	4316530	52	163
3	4	494566	4316525	36	144
4	1	494210	4315993	31	180
4	2	493813	4316464	44	185
4	3	493491	4316251	39	185
4	4	493447	4318100	44	180

In ciascun transetto sono state identificate sequenze di patch e di interpatch secondo il metodo LFA (tabella 3).

Tabella 3: Tipologie di patch e interpatch campionate

AZIONE	TIPOLOGIA DI PATCH	TIPOLOGIA DI INTERPATCH
Azione 0	4 NRS 1 RTS	6 BS
Azione 1	3 NRS 4 RTS	2 BS 5 L
Azione 2	4 RTS	6 L
Azione 3	6 NRS 5 RTS	5 BS
Azione 4	2 NRS 5 RTS	2 BS 5 L

NRS: Specie che non ricacciano

RTS: specie che ricacciano

L: Lettieria

BS: Suolo nudo

Sono state differenziate due tipologie principali di patch in base alla capacità della vegetazione di adattarsi a vivere in ambienti caratterizzati dalla presenza degli incendi. Alcune specie rispondono al fuoco mediante pronta rigenerazione, secondo due principali strategie adattative:

- la capacità di ricaccio a seguito del passaggio del fuoco per mezzo di polloni radicali;
- la stimolazione del processo di rinnovazione per esposizione al calore o al fumo (dispersione del seme, germinazione, fioritura...).

Quest'ultima categoria di specie viene definita delle *pirofite attive*, e rispettivamente delle pirofite attive vegetative in cui ricadono le specie che ricacciano e delle pirofite attive generative ovvero piante stimolate nella germinazione o nei processi di rinnovazione in genere. Le specie che ricacciano mantengono sempre una certa quantità di biomassa viva spesso sotterranea e ricostituiscono velocemente la vegetazione dopo il fuoco. Le specie che non ricacciano, invece, hanno tempi di ricostituzione più lenti (Pausas, 1999; Bernetti 1995).

Tra le specie che ricacciano, prevalentemente da organi sotterranei, si possono menzionare l'erica arborea (*Erica arborea*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), mirto (*Myrtus communis*), fillirea (*Phillyrea sp.*) e il corbezzolo (*Arbutus unedo*). Tra le specie che generano polloni da gemme basali si ricorda il leccio (*Quercus ilex*) e la quercia da sughero (*Quercus suber*) (Pausas, 1997). Le piante che risultano stimolate dall'incendio nei processi di rinnovazione, in particolare nella germinazione in massa dei semi, sono rappresentate dal cisto (*Cistus sp.*), lavanda (*Lavandula sp.*), euforbia (*Euphorbia sp.*), elicriso (*Helichrysum microphyllum*) (Arianoutsou e Thanos, 1996, Camarda e Satta, 1995).

Sono state differenziate anche due diverse tipologie di interpatch in base alla presenza o meno di lettiera. L'interpatch è stata definita suolo nudo quando la sua superficie è priva di vegetazione oppure la vegetazione è rappresentata da specie erbacee annuali, o infine quando la superficie presenta un accumulo di lettiera inferiore al 50%.

La tipologia lettiera presenta, invece, un accumulo di lettiera maggiore del 50% della sua superficie.

Per la valutazione degli indici di superficie del suolo è stato posto nelle patch e nelle interpatch più rappresentative, un quadrato di 50x50 cm, suddiviso in griglie di 5x5 cm, per delimitare l'area di misura degli indicatori relativi alla superficie del suolo.

Complessivamente, sono stati presi in considerazione 65 quadrati di cui 11 per l'azione 0, 14 per l'azione 1, 10 per l'azione 2, 16 per l'azione 3, 14 per l'azione 4.

Per ciascun quadrato sono stati misurati i seguenti 7 indicatori:

- *Perennial cover*: stima la densità di copertura di piante erbacee perenni, di alberi ed arbusti. Questo indicatore valuta il contributo dato dalla vegetazione perenne al ciclo dei nutrienti ed ai processi di infiltrazione. La copertura vegetale di specie erbacee perenni è stata valutata come percentuale della superficie del quadrato coperta dalle piante. La copertura arborea e arbustiva è stata valutata in base alla superficie percentuale del quadrato intercettata dalle chiome sovrastanti.

- *Litter*: Questo indicatore valuta la quantità, origine e grado di decomposizione della lettiera vegetale. La lettiera è costituita da piante erbacee annuali, foglie secche, steli, rami, frutta, sterco, ecc. L'accumulo di lettiera è fortemente legato al contenuto di carbonio, di azoto e di altri elementi degli strati superficiali del suolo acquisiti tramite i processi di decomposizione. La lettiera viene valutata stimando in campo:

- la superficie percentuale del quadrato coperta dalla lettiera;
- l'origine della lettiera, che può essere locale, cioè derivata da piante che crescono vicino al quadrato, questo tipo di lettiera non mostra segni di trasporto e deposito dovuti all'azione del vento e dell'acqua, o trasportata, derivata dal trasporto di materiale per opera del vento e dell'acqua;

- il grado di decomposizione e incorporazione. Questo parametro individua 4 classi di decomposizione:

- i- *nessuna*, la lettiera è liberamente diffusa sulla superficie con pochi segni di decomposizione e incorporazione;
- ii- *leggera*, la lettiera è costituita da materiale organico frammentato intimamente a contatto con il terreno e alcuni frammenti possono presentarsi parzialmente incorporati nel suolo;
- iii- *moderata*, la lettiera si presenta divisa in diversi strati distinti, il suolo sottostante presenta umificazione;
- iiii- *estesa*, la lettiera ha almeno tre strati o fasi che vanno dall'accumulo di lettiera non decomposta, alla lettiera frammentata e all'accumulo in un orizzonte minerale molto scuro di materia organica per più di 10 mm.

- *Biocrust cover*: con questo parametro si valuta la copertura percentuale di crittogame (alghe, funghi, licheni, muschi ed epatiche), visibili sulla superficie del suolo all'interno del quadrato. La loro presenza indica una superficie del suolo più stabile e ricca di nutrienti. Le crittogame sono i primi colonizzatori in un suolo degradato, ma la loro concentrazione può diminuire con l'aumentare della copertura vegetale.

- *Microtopography*: stima la rugosità della superficie del suolo. La rugosità superficiale del suolo influenza la sua capacità di catturare e trattenere risorse come acqua, propaguli, terriccio e sostanza organica.

- *Compaction*: valuta la facilità con cui il suolo può essere disturbato dall'azione erosiva di vento e acqua. Questa valutazione deve essere effettuata solo su suoli asciutti. Una superficie del suolo molto dura implica elevata resistenza meccanica, ma velocità di infiltrazione ridotta a causa sia della minima porosità, sia per la formazione di croste superficiali. Per la sua valutazione sono state individuate 5 classi:

- *molto duro*, il suolo non si frammenta se premuto e sottoposto a pressione;
- *duro*, la superficie del suolo richiede la pressione di uno strumento in metallo per essere rotta, formando frammenti amorfi o polvere;
- *moderatamente duro*, la superficie del suolo necessita di un strumento di plastica per essere rotta;
- *fragile*, la superficie del suolo è facilmente forata dalla pressione esercitata da un dito (prima falange);
- *molto fragile*, la superficie non presenta croste superficiali, risulta facilmente penetrato con le dita (seconda falange).

- *Slake test*: permette di valutare la stabilità degli aggregati di suolo quando sono bagnati. Il test viene effettuato immergendo, delicatamente in acqua per un periodo di circa un minuto, un aggregato di circa 1 cm³ prelevato dalla superficie del suolo e osservando la risposta. Se gli aggregati si mantengono stabili significa che si ha un basso potenziale di erosione idrica.

- *Tessitura*. Questo parametro, secondo il metodo LFA, si stima in campo. In questo lavoro di tesi si è ritenuto opportuno procedere alla sua determinazione in laboratorio.

Le osservazioni individuali degli indicatori sopra descritti, sono combinate attraverso il calcolo di due indici, figura 9. Ciascun indice nell'analisi della superficie del suolo ha un significato distinto. Tali indici sono:

1. *infiltration /runoff index (RI)*: l'*infiltration* è definita come l'acqua disponibile per le piante, mentre il *runoff* è l'acqua che viene persa dal suolo. Questo indice viene calcolato usando la seguente formula:

$$RI = [57 / (\text{perennial cover} + \text{litter} + \text{microtopography} + \text{slake test} + \text{compaction} + \text{soil texture})] * 100$$

Se tutti gli indicatori di campo sono stati determinati RI può assumere valori compresi tra 6 e 57; più il valore di RI calcolato si avvicina 57 maggiore è la capacità di un suolo di trattenere

l'acqua e renderla disponibile per le piante. Se tale valore si avvicina a 6 l'acqua viene persa e con essa suolo e nutrienti.

2. *nutrient cycling index* (NC): questo indice valuta lo stato di accumulo di sostanza organica del suolo e i processi di decomposizione e viene calcolato applicando la seguente formula:

$$NC = [43/(\text{perennial cover} + \text{litter} + \text{microtopography} + \text{Biocrust cover})] * 100$$

Se tutti gli indicatori di campo sono stati determinati NC può assumere valori compresi tra 4 e 43. Più il valore di NC calcolato si avvicina a 43 maggiore è l'accumulo di sostanza organica e nutrienti, viceversa valori di NC prossimi a 4 sono indice di un minore accumulo.

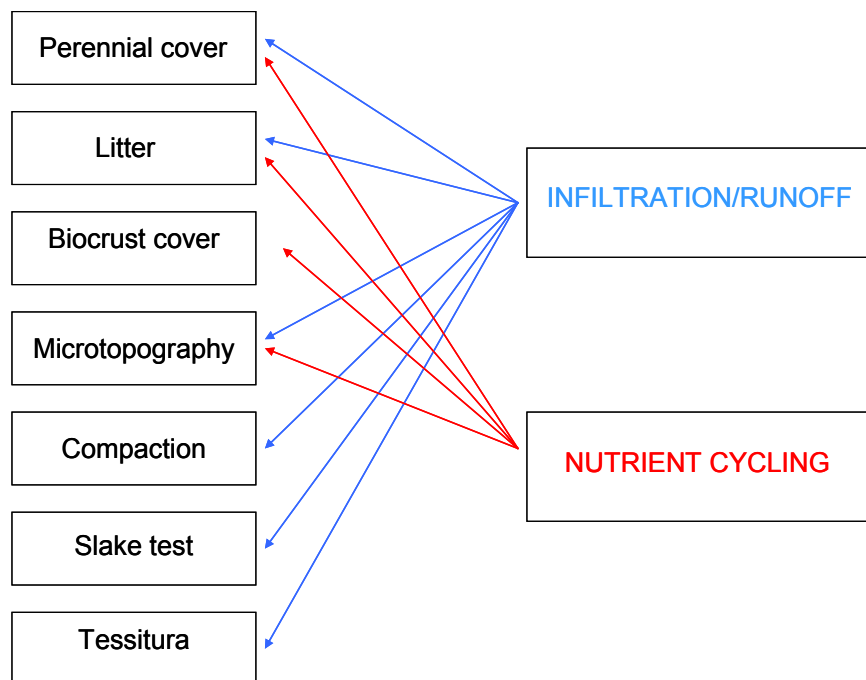


Figura 9. Indicatori di campo e indici LFA

4.4 Campionamento e analisi chimico-fisiche del suolo

In prossimità dei 65 quadrati sono stati prelevati, altrettanti campioni di suolo corrispondenti agli orizzonti minerali A. Per rendere i campioni confrontabili i valori delle singole analisi sono stati riportati mediante una media ponderata alla profondità di 10 cm.

I campioni prelevati in campo sono stati sottoposti alle seguenti analisi fisico chimiche:

- Tessitura: per la determinazione dello scheletro e delle particelle sabbiose molto grossolane (1-2 mm), grossolane (0.50-1 mm) e medie (0.20-0.50 mm), si sono pesati 200 g di campione tal quale. La separazione delle diverse fasi granulometriche avviene per setacciatura ad umido. Le diverse frazioni, dopo essiccazione in stufa a 40°C, sono pesate in bilancia analitica con precisione fino al centesimo grammo.

Per la determinazione delle particelle più fini quali argilla (<0.002 mm), limo (0.002-0.10 mm) e sabbie fini (0.10-0.05 mm), è stato adottato il metodo della pipetta (Indorante *et al* 1990, Moshrefi, 1993) utilizzando un campione di 10 g, vagliato a 2 mm, previo trattamento per l'eliminazione del carbonio organico e dei sali minerali.

- pH: per la determinazione del pH sono stati pesati 10 g di campione vagliato a 2 mm ai quali sono stati aggiunti 25 ml di acqua distillata. Il campione così preparato è stato posto in agitazione per 10 minuti e successivamente la lettura è stata eseguita con pHmetro.

- Carbonio organico totale (C organico): il carbonio organico totale è stato analizzato seguendo il Metodo Walkley-Black (1934). Il suolo è stato, preventivamente, vagliato a 2 mm e passato in mortaio. Per l'analisi sono stati pesati 0.1-0.5 g di suolo in funzione del presunto contenuto di sostanza organica. Il campione è stato trattato con bicromato di potassio e acido solforico. La reazione dopo 30 minuti è stata bloccata con acqua distillata e il campione è stato titolato con una soluzione di ferro solfato ammonio.

- Carbonio attivo (C attivo): per la sua determinazione si è utilizzato il metodo Blair (1995) successivamente modificato da Weil (2003). Un grammo di campione vagliato a 2 mm è agitato

per 2 minuti con il permanganato di potassio. Il campione è successivamente posto in centrifuga per 5 minuti a 3000 rpm. 0.2 ml di surnatante, portato a volume fino a 10 ml con acqua distillata, è stato sottoposto ad analisi con spettrofotometro a fibra ottica.

- Azoto totale (N totale): il metodo Kjeldahl (Bremner, 1960) è stato utilizzato per la determinazione dell'azoto totale. Il metodo si basa sulla trasformazione dell'azoto organico in ammoniaca mediante digestione in acido solforico e catalizzatore. Si procede al dosaggio dell'ammoniaca previa distillazione. Ai 2 g di suolo vagliato a 2 mm posti in provettoni da mineralizzazione sono aggiunti perossido di idrogeno e acido solforico H_2SO_4 al 96%. Il campione così preparato successivamente posto per 30 minuti in una piastra riscaldante a $300^\circ C$. A mineralizzazione avvenuta si procede alla distillazione con idrossido di sodio e successiva titolazione con acido solforico 0.02 N.

- Fosfati assimilabili (P assimilabili): il fosforo assimilabile è stato determinato secondo il metodo Olsen (1954) che si basa sulla capacità di una soluzione di bicarbonato sodico di estrarre dal suolo i fosfati, che in ambiente acido si trasformano in acido fosforico. Quest'ultimo in presenza di un indicatore solfomolibdico forma dei complessi fosfo-molibdici che ridotti con acido ascorbico danno luogo a dei complessi di colore blu. L'intensità del colore blu è proporzionale alla quantità di fosforo presente. Per l'analisi si utilizzano 2 g di campione vagliato a 2 mm e 0.5 g di carbone, a cui si aggiunge bicarbonato di sodio 0.5 molare a pH 8.5 in un rapporto di 1:20. Il campione è successivamente agitato per 30 minuti e centrifugato per 10 minuti a 3500 rpm. Al surnatante si aggiunge acido solforico 2.5 N per neutralizzare il bicarbonato e, successivamente, l'indicatore solfomolibdico. La lettura allo spettrofotometro a fibra ottica è possibile dopo 60 minuti.

- CSC e basi di scambio: la CSC e le basi di scambio sono state determinate con bario cloruro e trietanolamina. Per l'analisi si sono pesati 2 g di suolo vagliato a 2 mm ai quali si sono aggiunti 30 ml di una soluzione di cloruro di bario a pH 8.2. Il campione così preparato è stato sottoposto

a tre cicli di agitazione e centrifugazione. Il surnatante è stato filtrato ed è stato portato a volume con acqua distillata. La lettura delle basi di scambio è stata fatta all'assorbimento atomico previa preparazione di opportune diluizioni (1:10 per Ca e Mg e 1:25 per Na e K).

Per la determinazione della CSC si sono aggiunti al suolo, preventivamente trattato con bario cloruro a pH 8.2, 25 ml di magnesio solfato 0.05 N. Successivamente il campione è stato agitato per 30 minuti e centrifugato a 3000 giri per 10 minuti. 5 ml di surnatante, ai quali sono stati aggiunti 100 ml di acqua distillata, 5 ml di una soluzione tampone di bario cloruro a pH 10 e l'indicatore, sono stati titolati con EDTA 0.025 M.

4.5 Determinazione della densità apparente

Non essendo disponibili campioni per la determinazione della densità apparente (Bd) questa è stata stimata con l'impiego di formule predefinite o *pedofunzioni*, che forniscono una stima basata su dati misurati di altre caratteristiche fisico-chimiche. Tra le molte pedofunzioni disponibili si è fatto ricorso a quella di Manrique e Jones (1991) considerata valida per la stima della densità apparente in tutti i tipi di suolo.

$$Bd = 1.660 - 0.318 * OC^{0.5}$$

La pedofunzione stima il valore di densità apparente in funzione del contenuto di C organico.

4.6 Calcolo dello stock di carbonio

Per la determinazione dello stock di carbonio organico (SCO) a 10 cm di profondità si è utilizzata la seguente formula:

$$SCO = \sum_{1}^n co * bd * sp * ((100 - sch) / 100)$$

che tiene conto della densità apparente (bd), della concentrazione di carbonio organico (co), del contenuto in scheletro (sch) e dello spessore (sp) del campione (Vladimir *et al.*, 2005).

4.7 Analisi statistica

I dati sono stati analizzati utilizzando il software Minitab. Per la valutazione delle differenze tra le aree sottoposte a differenti tipologie di gestione forestale, tra patch e interpatch e tra le tipologie di patch e interpatch è stata effettuata l'analisi della varianza a un fattore e la significatività delle differenze fra le medie è stata valutata con il test di Tukey- Kramer ($p < 0.05$). Si ricorre a questo metodo quando si mettono a confronto, a seguito delle conclusioni tratte dall'analisi della varianza, medie di gruppi che non hanno la stessa dimensione.

Le relazioni tra gli indici LFA sono state osservate con uno studio delle regressioni lineari, mentre il grado di relazione lineare tra gli indici LFA e gli indicatori chimico-fisici della qualità del suolo è stato valutato utilizzando il coefficiente di correlazione di Pearson.

5. RISULTATI

5.1 Caratteristiche pedologiche

Nella tabella 4 sono riportate alcune statistiche descrittive relative ai 65 orizzonti A campionati.

Dalla descrizione dei minipit, appendice A, gli epipedon sono risultati poco profondi, in media 15 cm. Il profilo è di tipo A-C, con scheletro abbondante (44%), tessitura franco-sabbiosa o sabbioso-franca, con quantità medie di argilla pari al 6%, limo totale 14% e infine sabbia totale per il restante 80% e struttura poliedrica subangolare o grumosa, debole, pH sub-acido, e di un colore che variabile dal giallo marrone scuro al marrone scuro. i suolo sono poveri in carbonio organico, fosforo e azoto. Essi presentano capacità di scambio cationico media e grado di saturazione in basi dell'85%. La loro classificazione secondo il sistema WRB (2007) è: Haplic Leptosols (Dystric, Episkeletic) per i suoli a profilo A-C.

Tabella 4: Statistiche descrittive per parametri chimico-fisici relativi ai 65 orizzonti A campionati

	SCH (%)	ST (%)	LT (%)	A (%)	pH	C org. (g/kg)	P ass. (mg/Kg)	N tot. (g/kg)	C att. (mg/kg)	Ca scamb. (meq/100g)	Mg scamb. (meq/100g)	Na scamb. (meq/100g)	K scamb. (meq/100g)	Somma basi (meq/100g)	C.S.C. (meq/100g)	G.S.B. (%)	Acidità di scambio (meq/100g)	Bd (g/cmc)
Media	44	80	14	6	6.4	34	3.1	1.4	1324.3	8.10	2.19	0.32	0.44	11.04	12.69	85	1.65	1.15
Mediana	44	80	14	6	6.5	17	2.1	0.8	971.8	5.24	1.54	0.27	0.38	7.31	9.40	91	0.75	1.25
dev.st	12	5	3	2	0.4	44	3.9	1.6	870.0	7.82	2.17	0.46	0.23	9.95	9.67	19	2.61	0.29
max	71	90	23	17	7.6	216	28.3	11.3	3491.3	48.27	13.84	4.87	1.62	60.90	60.90	101	17.48	1.49
min	9	65	8	2	5.3	3	0.0	0.2	243.0	2.30	0.26	0.00	0.10	3.86	4.30	30	0.00	0.18

5.2 Differenze tra aree sottoposte a diverse tipologie di gestione forestale

5.2.1 Indicatori fisico-chimici

Dall'analisi degli indicatori chimici e fisici emergono differenze significative tra le aree sottoposte a diverse tipologie di gestione forestale. Nelle tabelle 5 e 6 e nei grafici relativi sono riportate le differenze tra le azioni. In particolare sono risultati significativi (p-value <0.05) gli indicatori pH, N totale, C organico, C attivo, SCO, P assimilabile, Ca scambiabile, K scambiabile e Bd (tabella 6).

Tabella 5: Differenze non significative delle medie degli indicatori fisico-chimici tra aree sottoposte a diverse tipologie di gestione forestale ($p < 0.05$)

	n° campioni	CSC mq/100g	Mg scamb. meq/100g	Na scamb. meq/100g
Azione 0	11 a	8.83 a	1.67 a	0.35 a
Azione 1	14 a	13.03 a	2.00 a	0.31 a
Azione 2	10 a	10.73 a	1.83 a	0.40 a
Azione 3	16 a	10.32 a	1.36 a	0.18 a
Azione 4	14 a	9.83 a	2.08 a	0.28 a

Tabella 6: Differenze significative delle medie degli indicatori fisico-chimici tra aree sottoposte a diverse tipologie di gestione forestale ($p < 0.05$)

	n° campioni	pH	N totale g/kg	C organico %	C attivo mg/kg	SCO t/ha	P ass. mg/kg	Ca scamb. meq/100g	K scamb. meq/100g	Bd g/cmc
Azione 0	11	6.2 b	1.03 ab	2.17 ab	1312.1 ab	14.67 ab	3.22 ab	5.56 b	0.59 a	1.21 ab
Azione 1	14	6.5 a	1.51 a	3.07 a	1547.2 a	18.31 a	3.69 a	9.34 a	0.45 ab	1.10 b
Azione 2	10	6.4 ab	0.81 b	1.93 ab	1301.4 ab	9.15 b	1.73 b	6.49 ab	0.48 ab	1.24 ab
Azione 3	16	6.5 ab	0.61 b	1.33 b	826.4 b	9.21 b	2.69 ab	4.44 b	0.33 b	1.27 a
Azione 4	14	6.3 ab	0.74 b	2.01 ab	1231.7 ab	7.34 b	2.20 ab	5.38 b	0.38 ab	1.21 ab

Il pH, dell'azione 1 risulta differente da quello dell'azione 0, mentre le azioni 2, 3 e 4 non si discostano significativamente dai valori riscontrati nelle azioni 0 e 1 (figura 10).

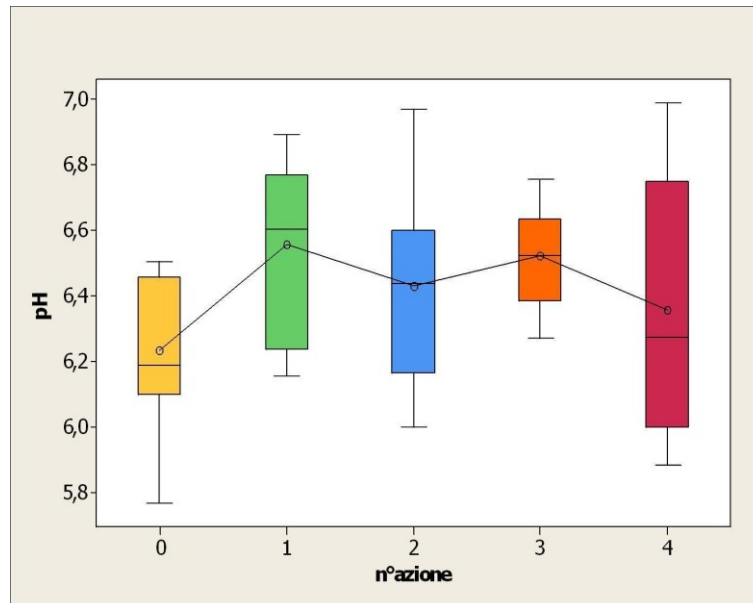


Figura 10. pH delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

Per quanto riguarda N totale, il valore medio più elevato si riscontra nell'azione 1. Esso risulta differente dai valori medi delle azioni 2, 3 e 4. L'azione 0 non si discosta significativamente da tutte le altre azioni (figura 11).

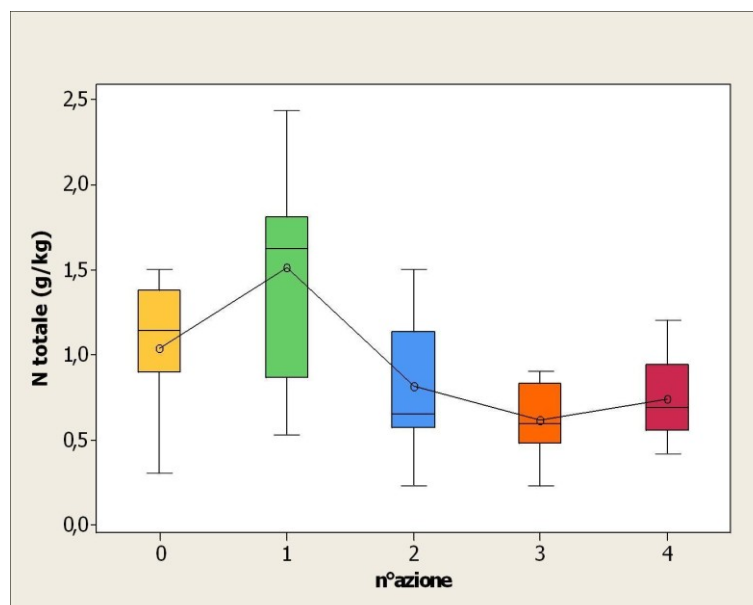


Figura 11. N totale delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

I valori del C organico più alti sono stati rilevati nell'azione 1. Differenze significative sono riscontrabili tra l'azione 1 e 3 mentre i valori delle altre azioni non sono risultati diversi (figura 12).

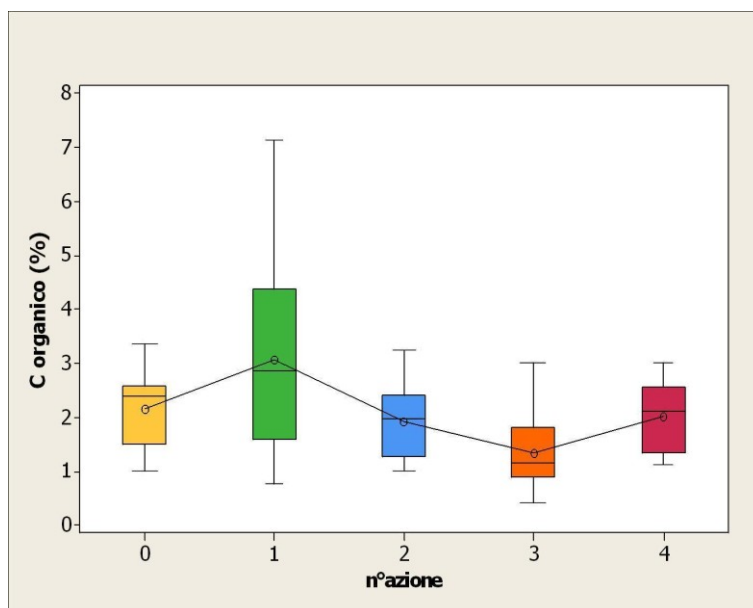


Figura 12. C organico delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

Anche i valori del C attivo mostrano differenze significative solo tra l'azione 1 e l'azione 3. I valori più alti sono sempre stati rilevati nell'azione 1. I valori delle azioni 0, 2 e 4 non sono risultati differenti (figura 13).

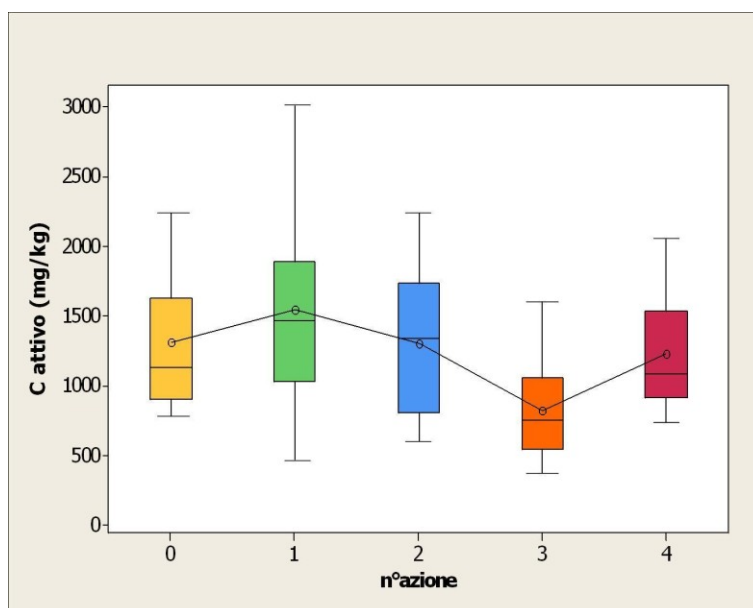


Figura 13. C attivo delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

L'azione 1 presenta i valori medi più alti anche per lo SCO. Esso si discosta dalle azioni 2, 3 e 4 mentre i valori dell'azione 0 non mostrano differenze significative rispetto alle altre azioni (figura 14).

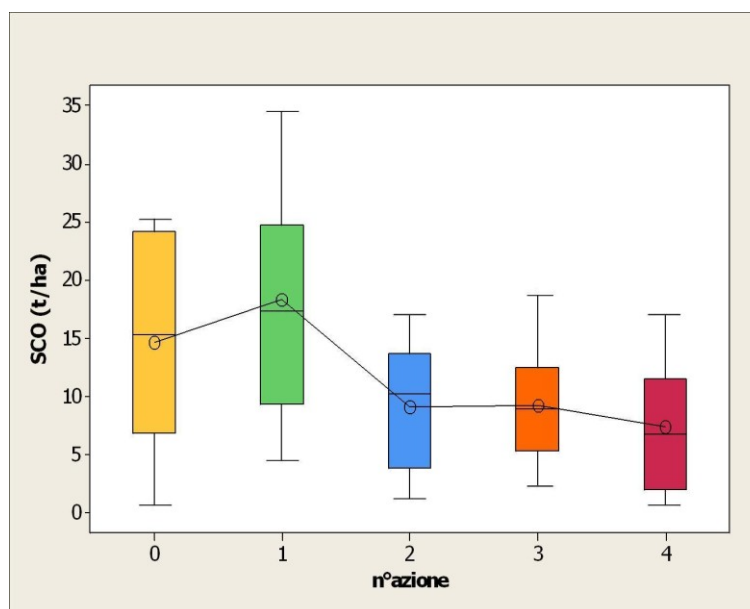


Figura 14. SCO delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

I valori più alti P assimilabile sono stati rilevati nell'azione 1 mentre i più bassi (e significativamente diversi dalla 1) sono riferibili all'azione 2; quelli rilevati nelle altre azioni (0, 3 e 4) non sono risultati diversi (figura 15).

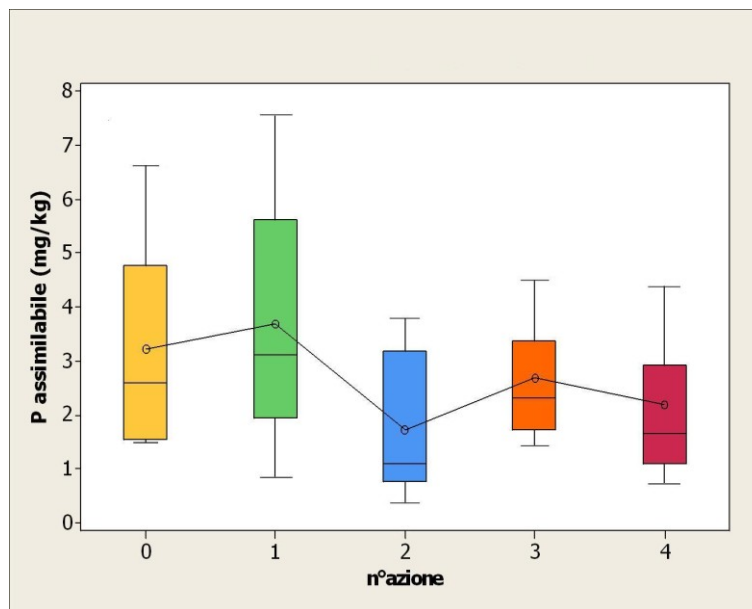


Figura 15. P assimilabile delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

Tra le basi di scambio il solo Ca e il K hanno mostrato differenze tra le azioni.

I valori più alti di Ca sono stati registrati nell'azione 1. Differenze significative si rilevano tra l'azione 1 e le azioni 0, 3 e 4 (figura 16).

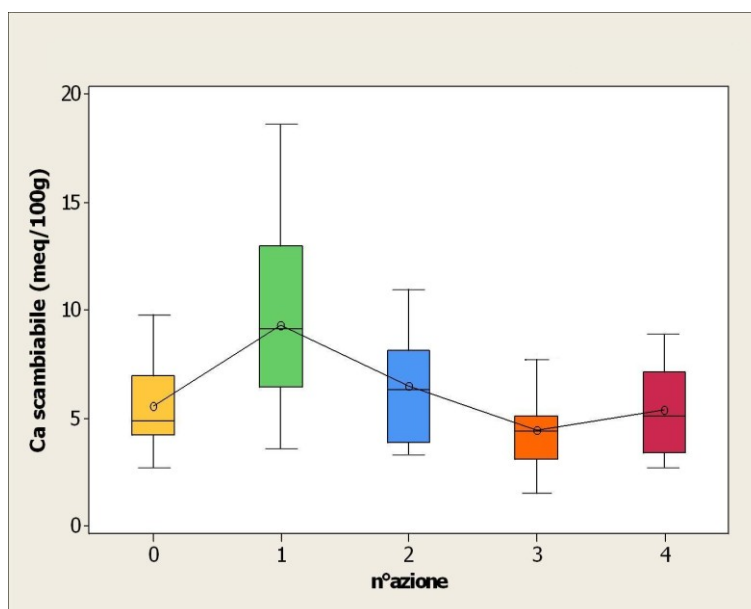


Figura 16. Ca scambiabile delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

Per quanto riguarda i valori medi del K, differenze maggiori si riscontrano tra l'azione 0 e l'azione 3; mentre i valori rilevati nelle azioni 1, 2 e 4 non hanno evidenziato differenze (figura 17).

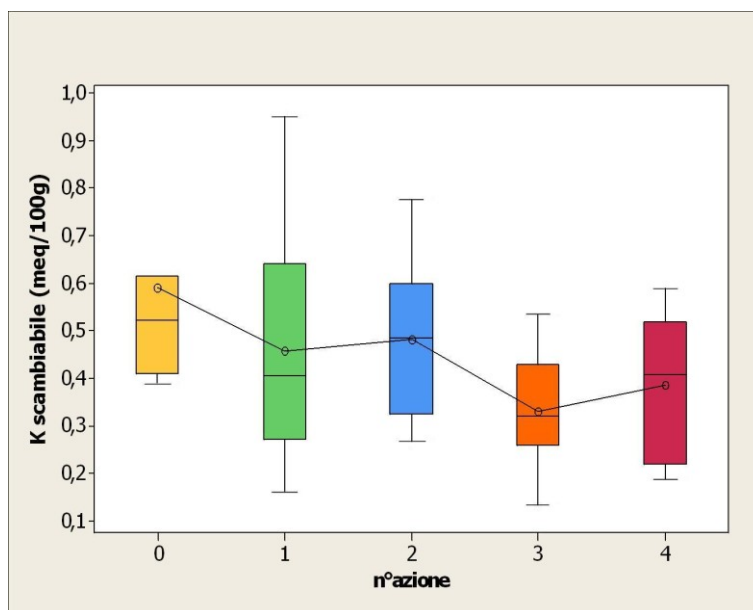


Figura 17. K scambiabile delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

Dall'analisi delle medie di densità apparente si evince che l'azione 3, presentando i valori più elevati, si discosta significativamente solo dall'azione 1 (figura 18).

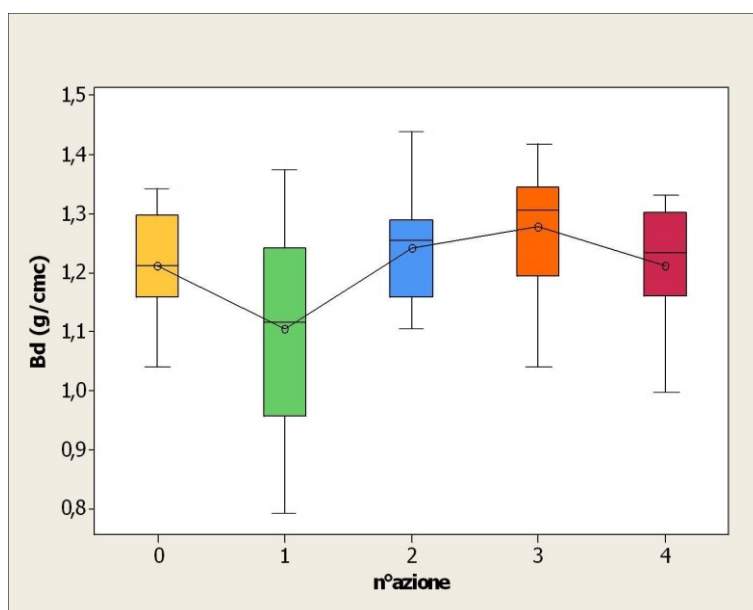


Figura 18. Bd delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

5.2.2 Indicatori LFA

Gli indicatori LFA, RI e NC presentano lo stesso andamento rispetto alle diverse tipologie di gestione considerate. In tabella 7 sono riportati i valori medi degli indicatori per le diverse azioni e le loro differenze.

Tabella 7: Differenze significative delle medie degli indici LFA tra aree sottoposte a diverse tipologie di gestione forestale ($p < 0.05$)

	n° campioni	RI (%)	NC (%)
Azione 0	11	36.52 bc	30.03 bc
Azione 1	14	48.11 ab	42.31 ab
Azione 2	10	52.85 a	47.80 a
Azione 3	16	33.80 c	28.66 c
Azione 4	14	47.56 ab	41.94 ab

In particolare l'azione 2 è caratterizzata da valori medi di RI e NC più alti, seguita dalle azioni 1, 4, 0; mentre l'azione 3 presenta i valori medi di RI e NC più bassi. Differenze significative si riscontrano tra l'azione 2 e le azioni 0 e 3. le azioni 1 e 4 non sono differenti dalle azioni 2 e 0 mentre differiscono dall'azione 3 (figure 19 e 20).

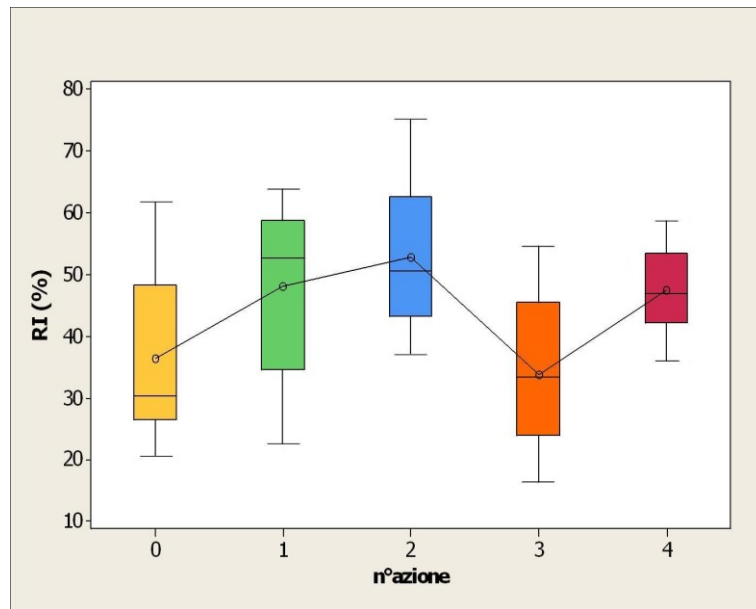


Figura 19. RI delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

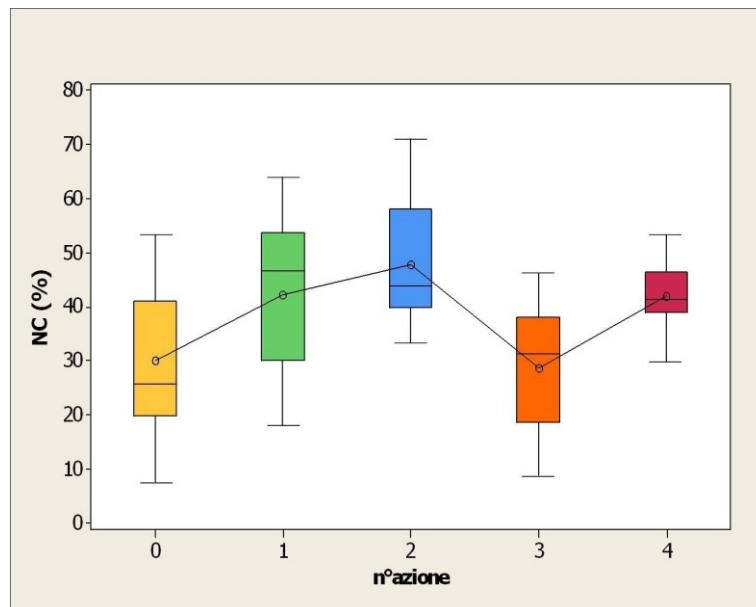


Figura 20. NC delle differenti tipologie di gestione forestale. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

5.3 Differenze tra patch e interpatch dell'area di studio

Nell'area di studio sono stati analizzati 65 campioni relativi a 34 patch (RTS e NRS) e 31 interpatch (BS e L).

Per valutare l'effettivo funzionamento, in campo forestale, delle patch come aree di accumulo degli elementi nutritivi e delle interpatch come aree in cui le risorse si perdono, si sono calcolate le medie degli indicatori di qualità del suolo per tutti i campioni appartenenti alle patch e alle interpatch, indipendentemente dal tipo di gestione forestale e se ne sono studiate le differenze (tabella 8 e 9).

Dall'analisi dei dati sono emerse differenze significative in riferimento agli indicatori LFA, per i quali i valori medi delle patch risultano superiori a quelli delle interpatch (tabella 9). Gli altri indicatori fisico-chimici (pH, N totale, C organico, C attivo, SCO, P assimilabile, CSC, Ca scambiabile, Mg scambiabile, Na scambiabile, K scambiabile e Bd) non hanno evidenziato differenze tra le due.

Tabella 8: Differenze non significative delle medie degli indicatori fisico-chimici delle patch e interpatch ($p < 0.05$)

	n° campioni	pH	N totale g/kg	C organico %	C attivo mg/kg	SCO t/ha	P ass. mg/kg	CSC meq/100g	Ca scamb. meq/100g	Mg scamb. meq/100g	K scamb. meq/100g	Na scamb. meq/100g	Bd g/cmc
I	31	6.3 a	0.93 a	2.08 a	1198.1 a	10.28 a	2.79 a	10.13 a	6.02 a	1.75 a	0.31 a	0.40 a	1.21 a
P	34	6.4 a	0.94 a	2.09 a	1248.0 a	12.96 a	2.70 a	11.04 a	6.37 a	1.79 a	0.29 a	0.46 a	1.21 a

Tabella 9: Differenze significative delle medie degli indici LFA delle patch e interpatch ($p < 0.05$)

	n° campioni	RI (%)	NC (%)
I	31	38.16 b	31.96 b
P	34	47.86 a	42.82 a

Nelle figure sottostanti sono riportati i valori individuali di RI e NC. I valori minimi e massimi di RI delle interpatch sono rispettivamente 16.04% e 74.73%; mentre i valori minimi e massimi di RI delle patch sono 24.52% e 64.21%. Questo evidenzia che i valori di RI delle interpatch sono compresi in un range più ampio rispetto ai valori delle patch con una netta differenza tra i valori misurati in corrispondenza di lettiera (L) e suolo nudo (BS) (figura 21).

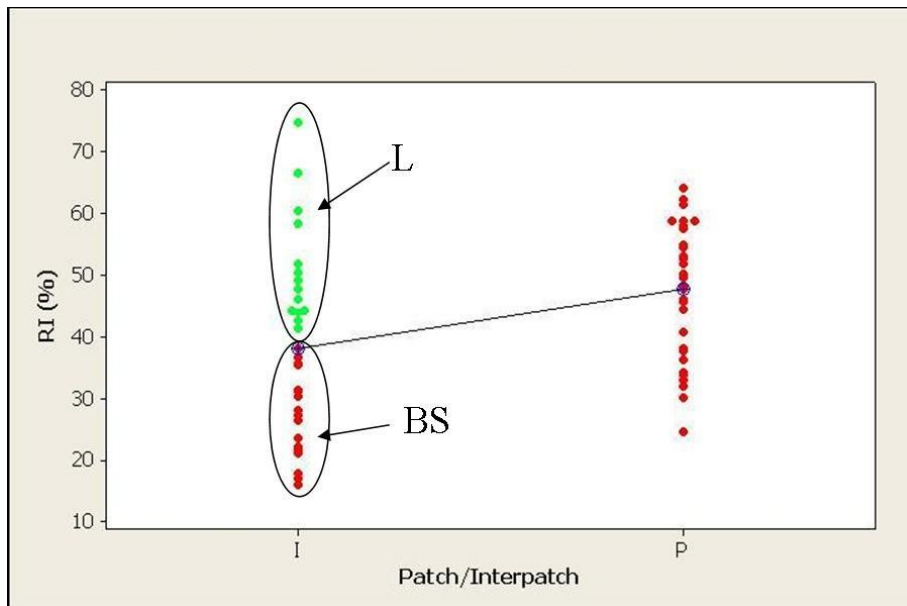


Figura 21. Individual value plot di RI delle patch e interpatch

I dati registrati per il parametro NC sono coerenti con i dati dell'indicatore RI. I valori minimi e massimi delle interpatch sono 7.69% e 71.79% e quelli delle patch sono 25.58% e 64.10% (figura 22).

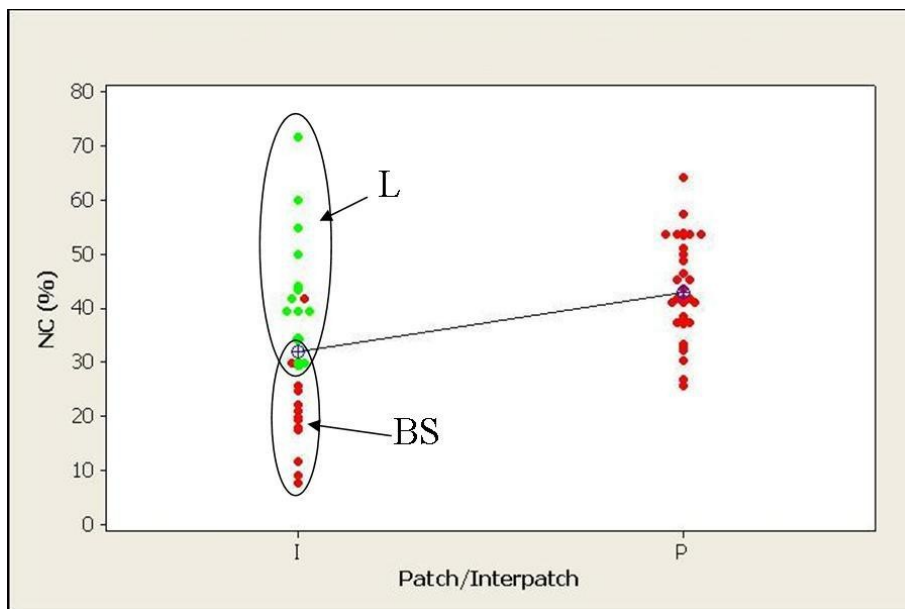


Figura 22. Individual value plot di NC delle patch e interpatch

5.4 Differenze tra patch e interpatch nelle aree sottoposte a differenti tipologie di gestione forestale

I dati rilevati permettono di evidenziare le differenze tra patch e interpatch osservate all'interno di ciascuna delle 5 tipologie di gestione considerate.

I dati registrati nelle azioni 1 e 2 non hanno evidenziato differenze significative tra i valori delle patch e interpatch per gli indicatori considerati (pH, N totale, C organico, C attivo, SCO, P assimilabile, CSC, Ca scambiabile, Mg scambiabile, Na scambiabile, K scambiabile, Bd, NC e RI) (tabella 10 e 11).

Questi risultati indicano che nei siti dove l'azione dei fattori di degrado è cessata e gli apporti sono abbondanti (prevalentemente nelle interpatch di tipo L), le interpatch assumono un comportamento non significativamente differente da quello delle patch.

Tabella 10: Differenze non significative delle medie degli indicatori fisico-chimici e degli indici LFA delle patch e interpatch dell'azione 1 (p<0.05)

	n ° camponi	pH	N totale g/kg	C organico %	C attivo mg/kg	SCO t/ha	P ass. mg/kg	CSC meq/100g	Ca scamb. meq/100g	Mg scamb. meq/100g	Na scamb. meq/100g	K scamb. meq/100g	Bd g/cm ^c	RI (%)	NC (%)
I	7	6.5 a	1.48 a	3.24 a	1454.6 a	17.07 a	4.13 a	12.15 a	8.79 a	1.83 a	0.30 a	0.42 a	1.07 a	42.39 a	35.85 a
P	7	6.5 a	1.54 a	2.90 a	1639.9 a	19.55 a	3.25 a	13.91 a	9.89 a	2.17 a	0.33 a	0.49 a	1.13 a	53.82 a	48.78 a

Tabella 11: Differenze non significative delle medie degli indicatori fisico-chimici e degli indici LFA delle patch e interpatch dell'azione 2 (p<0.05)

	n ° camponi	pH	N totale g/kg	C organico %	C attivo mg/kg	SCO t/ha	P ass. mg/kg	CSC meq/100g	Ca scamb. meq/100g	Mg scamb. meq/100g	Na scamb. meq/100g	K scamb. meq/100g	Bd g/cm ^c	RI (%)	NC (%)
I	6	6.3 a	0.92 a	2.07 a	1342.4 a	7.01 a	1.72 a	10.79 a	6.88 a	2.16 a	0.48 a	0.51 a	1.23 a	54.65 a	48.03 a
P	4	6.5 a	0.65 a	1.71 a	1239.9 a	12.36 a	1.74 a	10.65 a	5.90 a	1.34 a	0.28 a	0.43 a	1.24 a	50.15 a	47.47 a

Tabella 12: Differenze delle medie degli indicatori fisico-chimici e degli indici LFA delle patch e interpatch dell'azione 0 (p<0.05)

	n ° camponi	pH	N totale g/kg	C organico %	C attivo mg/kg	SCO t/ha	P ass. mg/kg	CSC meq/100g	Ca scamb. meq/100g	Mg scamb. meq/100g	Na scamb. meq/100g	K scamb. meq/100g	Bd g/cm ^c	RI (%)	NC (%)
I	6	6.1 a	0.94 a	1.85 a	1216.7 a	13.04 a	2.97 a	8.04 a	5.00 a	1.49 a	0.26 a	0.48 a	1.23 a	25.78 b	19.78 b
P	5	6.3 a	1.14 a	2.55 a	1426.4 a	16.62 a	3.53 a	9.78 a	6.23 a	1.88 a	0.45 a	0.71 a	1.18 a	49.38 a	42.32 a

Tabella 13: Differenze delle medie degli indicatori fisico-chimici e degli indici LFA delle patch e interpatch dell'azione 4 (p<0.05)

	n ° camponi	pH	N totale g/kg	C organico %	C attivo mg/kg	SCO t/ha	P ass. mg/kg	CSC meq/100g	Ca scamb. meq/100g	Mg scamb. meq/100g	Na scamb. meq/100g	K scamb. meq/100g	Bd g/cm ^c	RI (%)	NC (%)
I	7	6.3 a	0.73 a	2.02 a	1239.8 a	7.99 a	2.17 a	9.45 a	4.95 a	1.90 a	0.25 a	0.32 a	1.18 a	42.53 b	37.33 b
P	7	6.3 a	0.75 a	2.01 a	1223.6 a	6.69 a	2.22 a	10.21 a	5.81 a	2.26 a	0.31 a	0.44 a	1.23 a	52.57 a	46.54 a

Tabella 14: Differenze delle medie degli indicatori fisico-chimici e degli indici LFA delle patch e interpatch dell'azione 3 (p<0.05)

	n ° camponi	pH	N totale g/kg	C organico %	C attivo mg/kg	SCO t/ha	P ass. mg/kg	CSC meq/100g	Ca scamb. meq/100g	Mg scamb. meq/100g	Na scamb. meq/100g	K scamb. meq/100g	Bd g/cm ^c	RI (%)	NC (%)
I	5	6.4 a	0.45 b	0.86 a	585.3 a	4.57 a	2.85 a	10.00 a	3.84 a	1.29 a	0.20 a	0.26 a	1.36 a	21.17 b	14.33 b
P	11	6.5 a	0.69 a	1.55 a	936.0 a	11.33 b	2.62 a	10.46 a	4.71 a	1.39 a	0.18 a	0.36 a	1.23 b	39.53 a	35.17 a

Nel caso delle azioni 0 e 4, dove i fattori di disturbo sono dovuti rispettivamente al pascolo e agli interventi di diradamento delle conifere i risultati ottenuti non evidenziano differenze significative per gli indicatori fisico-chimici, mentre risultano discriminanti RI e NC (tabella 12 e 13) (Figure 23, 24, 25 e 26).

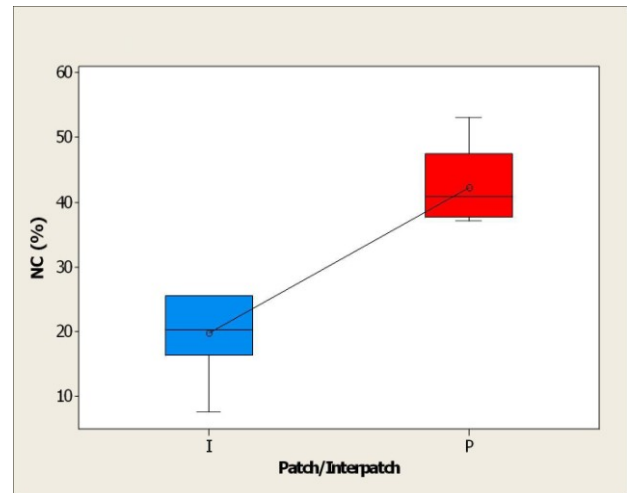
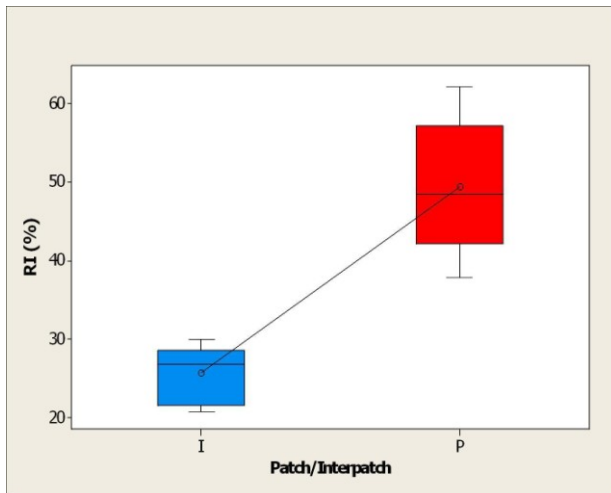


Figura 23. RI delle patch e interpatch dell'azione 0 **Figura 24.** NC delle patch e interpatch dell'azione 0

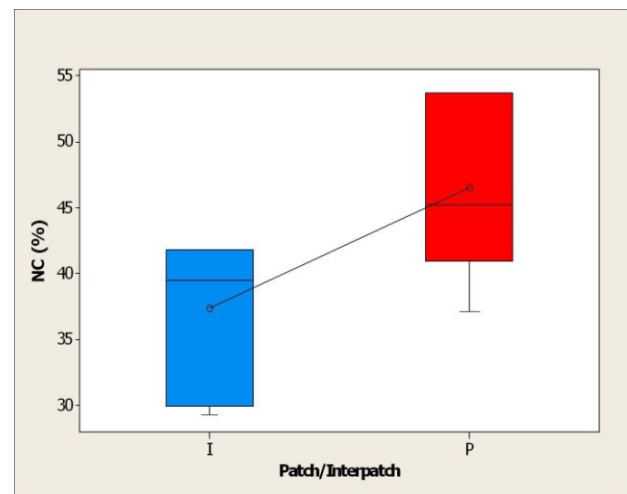
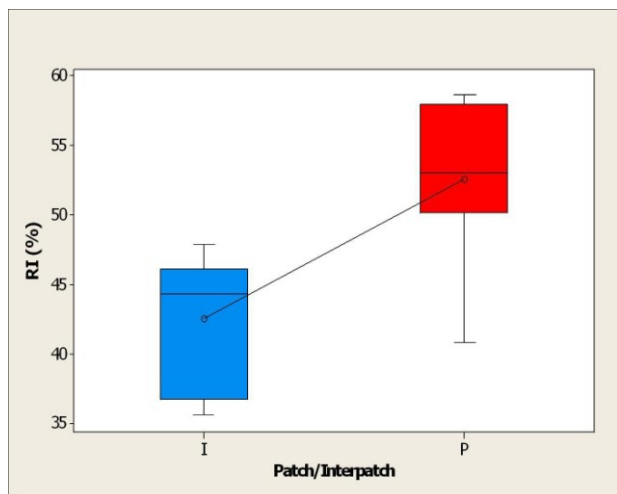


Figura 25. RI delle patch e interpatch dell'azione 4 **Figura 26.** NC delle patch e interpatch dell'azione 4

Per quanto riguarda l'azione 3, dove i fattori di disturbo sono ascrivibili agli effetti dell'incendio del 1995 e al successivo intervento di impianto di *Pinus pinea* e *Quercus suber* gli indicatori chimico-fisici che hanno mostrato differenze significative tra patch e interpatch sono i seguenti: N totale; SCO; Bd.

Anche in questo caso, come rilevato nelle azioni 0 e 4, gli indicatori LFA sono risultati discriminanti. Tali risultati sono evidenziati nella tabella 14 e nelle figure 27, 28, 29, 30 e 31.

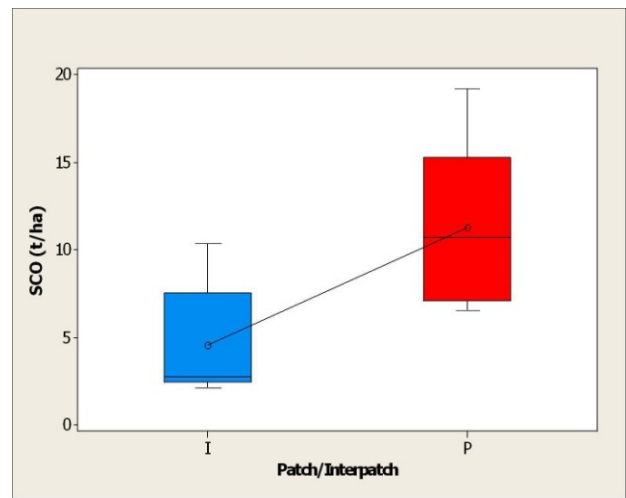
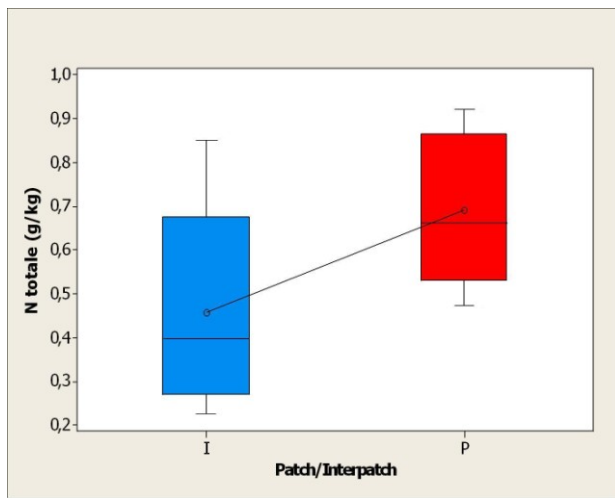


Figura 27. N tot. delle patch e interpatch dell'azione 3 **Figura 28.** SCO delle patch e interpatch dell'azione 3

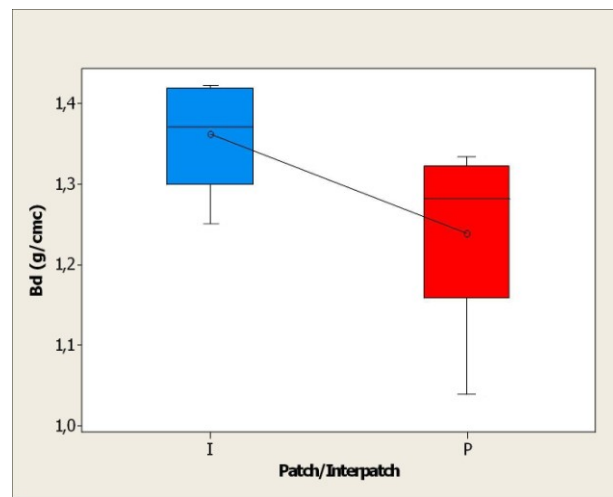


Figura 29. Bd delle patch e interpatch dell'azione 3

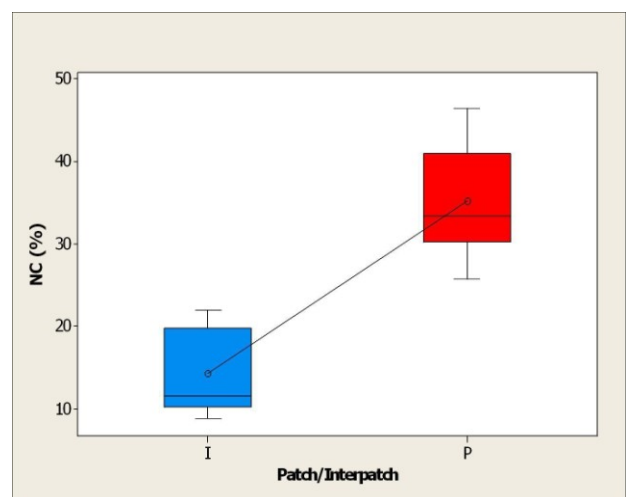
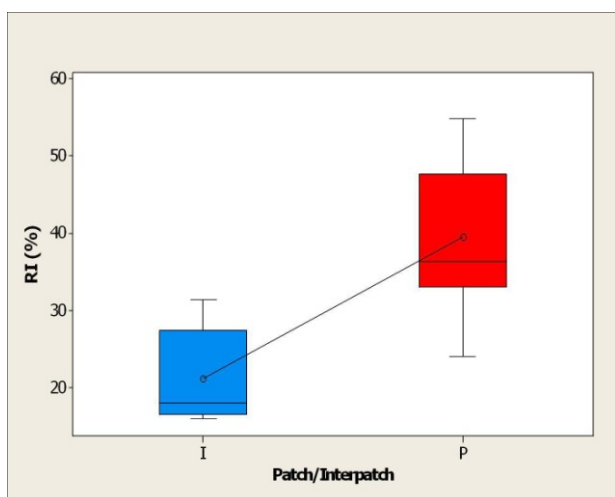


Figura 30. RI delle patch e interpatch dell'azione 3 **Figura 31.** NC delle patch e interpatch dell'azione 3

5.5 Differenze tra le tipologie di patch e interpatch individuate nell'area di studio

Come già spiegato le patch individuate sono state:

- *Resprouting Tall Shrub* (RTS)
- *Not Resprouting Shrub* (NRS).

La prima si caratterizza per la presenza di *Arbutus unedo*, *Pistacia lentiscus*, *Erica arborea* e *Phyllirea sp.* mentre nella seconda prevalgono *Cistus sp.* e *Lavandula sp.*.

Le interpatch individuate sono:

- *Bare Soil* (BS)
- *Litter* (L).

La prima si caratterizza per la presenza di suolo nudo o specie erbacee annuali, mentre la seconda è caratterizzata dalla presenza di lettiera (su almeno il 50% della superficie), con apporti prevalentemente ascrivibili a *Pinus sp.* e *Arbutus unedo*.

I risultati ottenuti si riferiscono allo studio delle differenze tra le tipologie di patch e interpatch campionate. In generale BS presenta i valori più bassi per tutti gli indicatori analizzati (tabella 15 e 16).

In tabella 16 sono riportati i risultati più significativi. In essa si evidenzia che BS si differenzia da L per il contenuto in C organico, C attivo, Bd, CSC, Ca scambiabile, RI e NC. RTS si differenzia da BS per RI, NC e CSC; mentre NRS mostra differenze rispetto a BS solo per RI e NC.

Tabella 15: Differenze non significative delle medie degli indicatori fisico chimici delle diverse tipologie di patch e interpatch ($p < 0.05$)

	n° campioni	pH	N totale g/kg	SCO t/ha	P ass. mg/kg	Mg scamb. meq/100g	Na scamb. meq/100g	K scamb. meq/100g
BS	15	6.3 a	0.70 a	8.81 a	2.88 a	1.29 a	0.25 a	0.36 a
L	16	6.5 a	1.13 a	11.64 a	2.70 a	2.19 a	0.36 a	0.44 a
NRS	15	6.4 a	0.87 a	11.51 a	3.16 a	1.69 a	0.26 a	0.42 a
RTS	19	6.5 a	1.00 a	14.11 a	2.33 a	1.88 a	0.31 a	0.50 a

Tabella 16: Differenze significative delle medie degli indicatori fisico chimici e degli indici LFA delle diverse tipologie di patch e interpatch ($p < 0.05$)

	n° campioni	C organico %	C attivo mg/kg	CSC mq/100g	Ca scamb. meq/100g	Bd g/cmc	RI%	NC%
BS	15	1.35 b	927.8 b	8.25 b	4.36 b	1.28 a	26.62 b	20.28 b
L	16	2.77 a	1451.6 a	11.90 a	7.58 a	1.13 b	48.97 a	42.91 a
NRS	15	1.98 ab	1125.8 ab	10.15 ab	6.00 ab	1.21 ab	44.64 a	40.61 a
RTS	19	2.17 ab	1344.5 ab	11.74 a	6.66 ab	1.20 ab	50.40 a	44.55 a

I valori medi di C organico e di C attivo più alti si sono riscontrati in L con differenza significativa rispetto alle quantità riscontrate in BS, mentre i valori di NRS e RTS non sono significativamente diversi (figura 33 e 34).

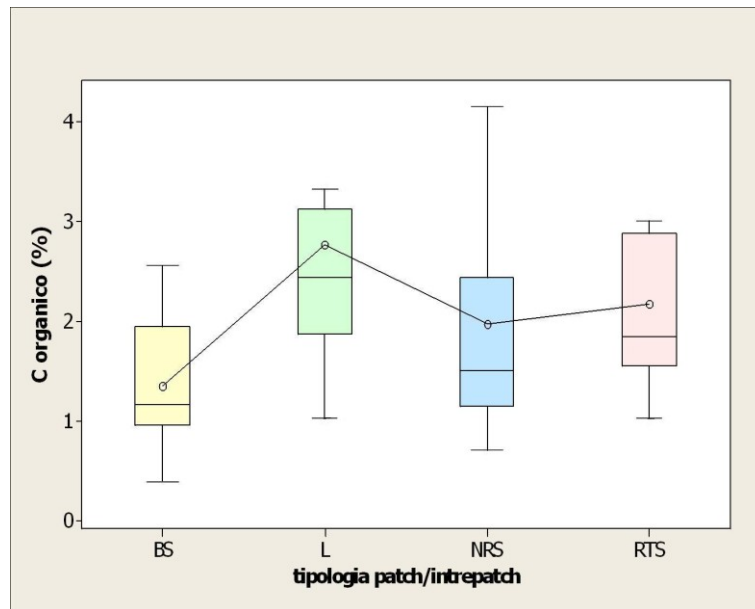


Figura 33. C organico delle differenti tipologie di patch e interpatch. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

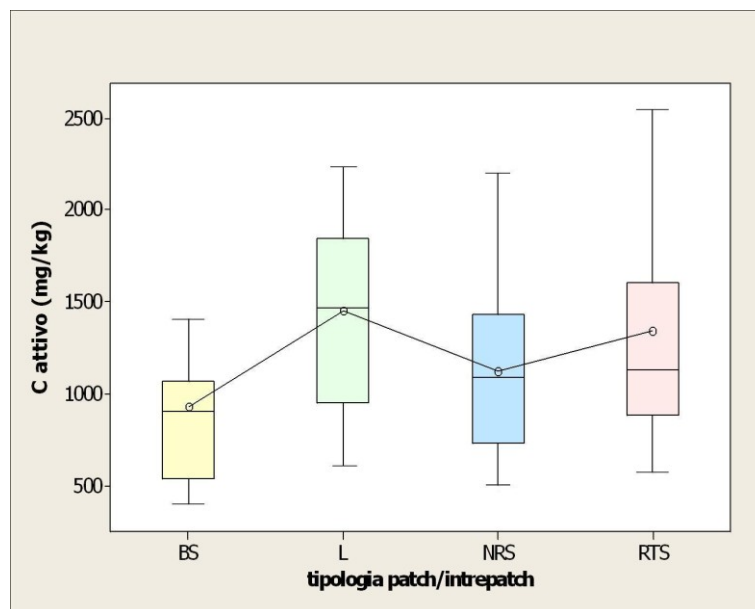


Figura 34. C attivo delle differenti tipologie di patch e interpatch. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

Per quanto riguarda la CSC i valori relativi a L e RTS non sono differenti mentre ambedue lo sono rispetto a BS. Il valore registrato per NRS non è differente da i valori medi delle altre tipologie (figura 35).

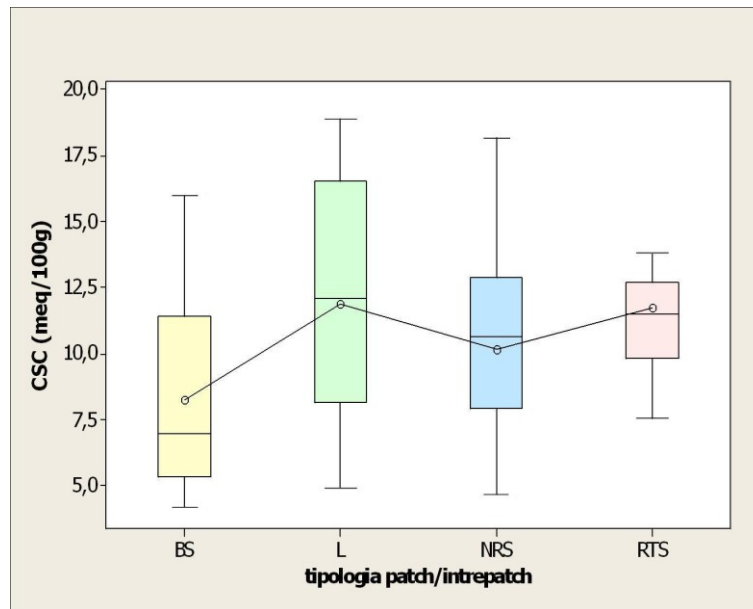


Figura 35. CSC delle differenti tipologie di patch e interpatch. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

Nel caso invece del Ca scambiabile i risultati più alti sono stati ottenuti nella tipologia L. Differenze significative si sono riscontrate tra L e BS, mentre i valori medi di NRS e RTS non sono risultati significativamente diversi rispetto alle altre due tipologie (figura 36).

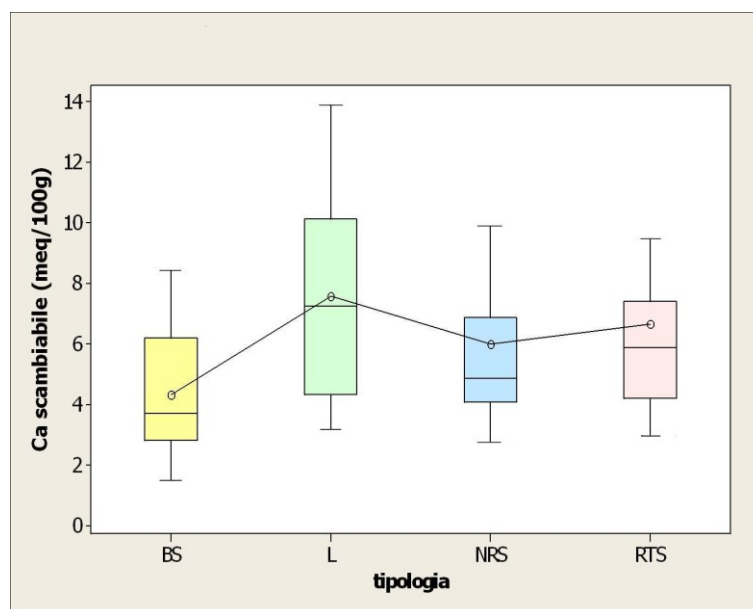


Figura 36. Ca scambiabile delle differenti tipologie di patch e interpatch. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

Per quanto riguarda Bd i risultati più alti sono stati ottenuti nella tipologia BS. Significativa è risultata la differenza tra i valori di BS e L, mentre i valori medi di NRS e RTS non sono risultati diversi dalle altre due tipologie (figura 37).

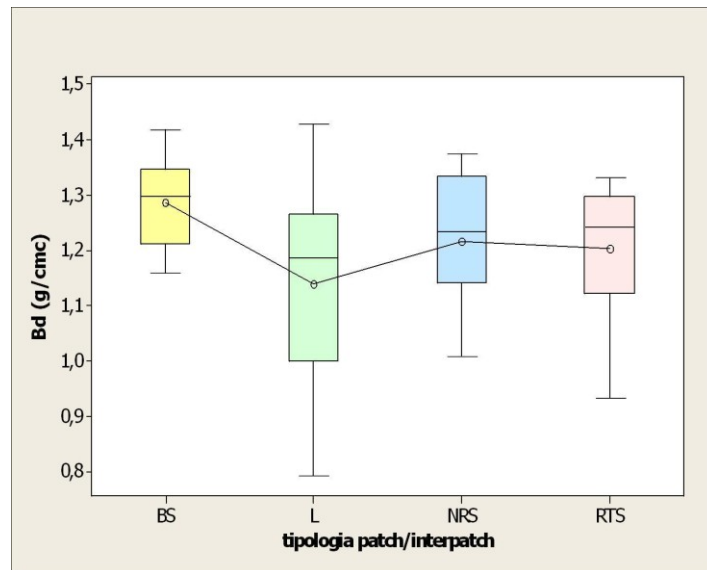


Figura 37. Bd delle differenti tipologie di patch e interpatch. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

Gli indicatori LFA (RI e NC) hanno dato anche in questo caso gli stessi risultati. In particolare le tipologie L, NRS e RTS sono caratterizzate da valori medi più alti e significativamente differenti rispetto al valore medio di BS (Figure 38 e 39).

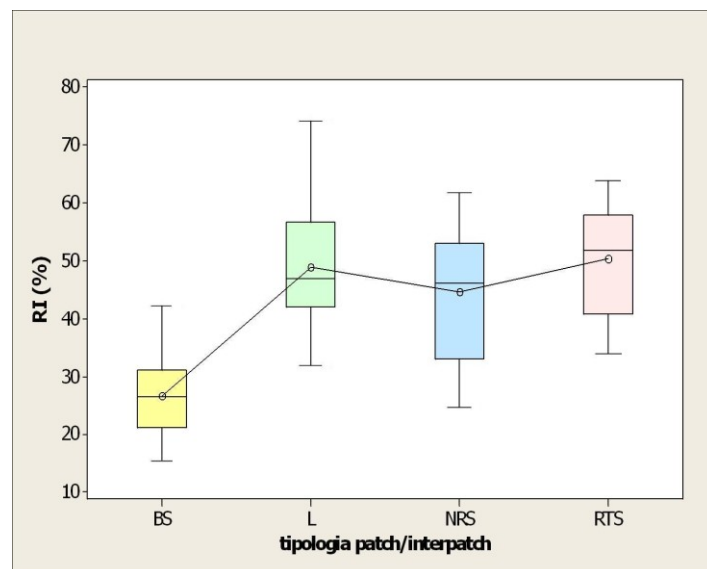


Figura 38. RI delle differenti tipologie di patch e interpatch. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi e minimi, 1° e 3° quartile

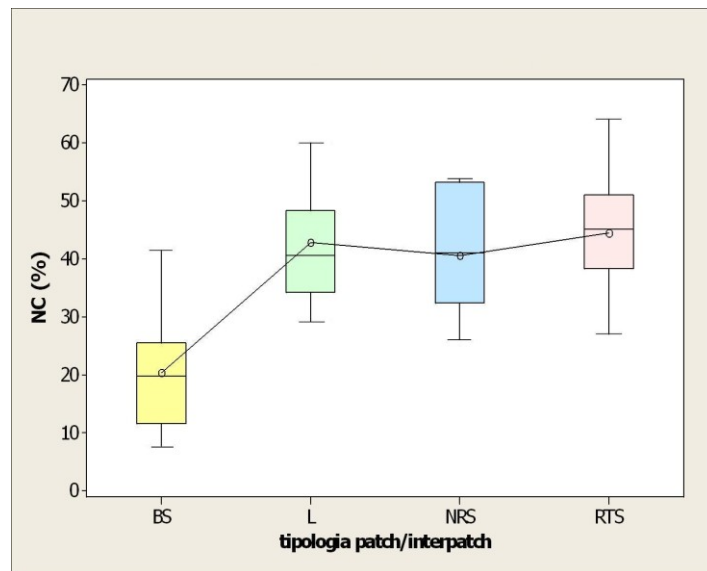


Figura 39. RI delle differenti tipologie di patch e interpatch. Nei boxplot sono riportati valori: medi, mediani, massimi. e minimi, 1° e 3° quartile

5.6 Rapporti tra gli indici LFA e gli indicatori fisico-chimici della qualità del suolo

Sull'intero dataset di 65 campioni è stata studiata la correlazione tra le variabili pH, N totale, C organico, C attivo, SCO, P assimilabile, CSC, Ca scambiabile, Mg scambiabile, Na scambiabile, K scambiabile, Bd, RI e NC.

Nella tabella 17 è riportata la matrice di correlazione tra le variabili studiate.

Risultano interessanti le correlazioni tra gli indici LFA e gli indicatori fisico-chimici. In particolare RI e NC risultano ben correlati con le variabili N totale, C organico, C attivo, CSC, Ca scambiabile e Na scambiabile, mentre per quanto riguarda il solo indicatore RI risultano ben correlati anche le variabili K scambiabile e Bd. Per questi ultimi due indici la significatività della correlazione mostra a valori inferiori o uguali al 99%.

Tabella 17: Matrice di correlazione degli indici LFA e gli indicatori fisico-chimici.

	pH	N totale	C organico	C attivo	SCO	P assimilabile	CSC	Ca scambiabile	Mg scambiabile	Na scambiabile	K scambiabile	Bd	RI	NC
pH														
N totale	-0.028 N.S.													
C organico	0.014 N.S.	0.767 ***												
C attivo	-0.233 N.S.	0.771 ***	0.731 ***											
SCO	0.277 *	0.698 ***	0.758 ***	0.503 ***										
P assimilabile	0.200 N.S.	0.287 *	0.312 *	0.018 N.S.	0.286 *									
CSC	-0.119 N.S.	0.677 ***	0.620 ***	0.665 ***	0.413 ***	0.229 N.S.								
Ca scambiabile	-0.051 N.S.	0.842 ***	0.766 ***	0.802 ***	0.557 ***	0.231 N.S.	0.837 ***							
Mg scambiabile	-0.275 *	0.598 ***	0.554 ***	0.749 ***	0.235 N.S.	0.041 N.S.	0.676 ***	0.735 ***						
Na scambiabile	-0.255 *	0.285 *	0.146 N.S.	0.345 **	-0.086 N.S.	-0.05 N.S.	0.281 *	0.386 **	0.451 ***					
K scambiabile	-0.285 *	0.560 ***	0.534 ***	0.592 ***	0.366 **	0.122 N.S.	0.458 ***	0.524 ***	0.561 ***	0.526 ***				
Bd	-0.287 *	-0.533 ***	-0.796 ***	-0.446 ***	-0.730 ***	-0.306 *	-0.265 *	-0.479 ***	-0.233 N.S.	0.197 N.S.	-0.193 N.S.			
RI	0.135 N.S.	0.374 **	0.491 ***	0.533 ***	0.316 *	0.014 N.S.	0.380 **	0.527 ***	0.437 ***	0.356 **	0.340 **	-0.366 **		
NC	0.116 N.S.	0.342 **	0.392 **	0.436 ***	0.275 *	-0.05 N.S.	0.334 **	0.456 ***	0.375 **	0.358 **	0.275 *	-0.269 *	0.943 ***	

N.S. = valori non significativi per $p > 0.05$

* = valori significativi per $0.05 > p > 0.01$

** = valori significativi per $0.01 > p > 0.001$

*** = valori significativi per $p < 0.001$

Come si può evincere dalle formule di calcolo riproposte, gli indici RI e NC vengono influenzati dagli stessi indicatori di campo e risultano, perciò, fortemente correlati tra loro ($\rho=0,943$, $p\text{-value}=0,001$).

$$NC = [43/(\text{perennial cover}+\text{litter} +\text{microtopography} +\text{Biocrost cover})]*100$$

$$RI = [57/(\text{perennial cover}+\text{litter} +\text{microtopography}+\text{slake test} +\text{compaction} +\text{soil texture})]*100$$

Pertanto è possibile derivare l'uno in funzione dell'altro attraverso un'equazione lineare di primo grado (tabella 18 e figura 40). Si può quindi affermare che, in condizioni ecologiche simili a quelle considerate nel presente lavoro, si potrebbe misurare il solo NC (e quindi rilevare in campo solo gli indicatori perennial cover, litter, microtopography e Biocrost cover), e calcolare RI utilizzando la regressione proposta. Questo renderebbe più rapido il lavoro di campo.

Tabella 18: Parametri della regressione per valutare l'indice RI partendo dall'indice NC

	coefficiente	termine noto	n°sample	DF	r²	p-value *
RI	0.94	7.84	65	64	0.88	0.000

significativo al livello di probabilità di 0,001

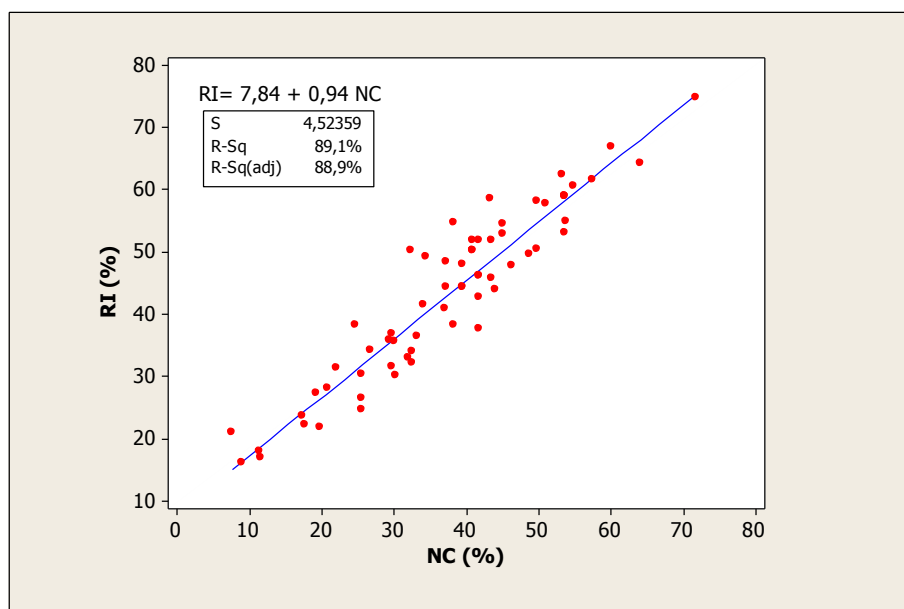


Figura 40. Regressione tra RI e NC

6. DISCUSSIONE

Nelle presente tesi, ai fini della valutazione dello stato dei suoli e degli effetti indotti su di essi dalle diverse tipologie di gestione forestale l'approccio pedologico tradizionale basato sui rilievi puntuali di campo e analisi di laboratorio è stato integrato con il metodo LFA. Le unità ecologiche considerate nel metodo LFA sono diventate unità di campionamento per la misura delle proprietà pedologiche, così come riportato da altri autori (Rezaei *et al.*, 2006 a; Rezaei *et al.*, 2006 b; Read, 2008; Maestre *et al.*, 2004 b; Maestre *et al.*, 2009).

Nel lavoro di tesi, attraverso indicatori specifici di stato, sono stati valutati gli effetti indotti sui suoli dalle differenti strategie di gestione e ripristino ambientale messe in atto a partire dagli anni '50 nell'area forestale di Pixinamanna (CA).

Il metodo LFA, in questo studio applicato in ambiente forestale, è stato originariamente sviluppato per la valutazione dei processi di ripristino dei suoli in aree degradate per la presenza di siti minerari (Kearns e Barnett, 1998; Lau *et al.*, 2009; Setyawan *et al.*, 2011) o per lo sfruttamento del suolo a seguito della pressione esercitata dalle colture o dall'eccessivo pascolamento (Tongway e Hindley, 1995; Ludwig *et al.*, 1997; Read, 2008). Successivamente è stato usato anche per studi ecologici e idrologici in aree caratterizzate da coperture vegetali con i tipici pattern discontinui ("patchy vegetation cover") delle regioni aride e semi-aride (Bautista, 2007)

Dall'analisi dei risultati emerge che, nell'ambito degli indicatori chimici, la *self restoration* (azione1) è l'azione di ripristino che negli anni ha portato, tramite processi di ricolonizzazione vegetale spontanea, a seguito della rimozione dei fattori di pressione, a un maggior accumulo di N totale, C organico, C attivo, P assimilabile e Ca scambiabile negli strati superficiali del suolo. Questo risultato è in accordo con quanto riportato da Maestre *et al.* (2004 a). Il risultato di tale azione in termini vegetazionali è lo sviluppo di una formazione

caratterizzata dalla presenza di *Arbutus unedo*, *Pistaccia lentiscus*, *Erica arborea* e, sporadicamente, *Quercus ilex*.

Confrontando l'area ancora sottoposta a fattori di degrado, in particolare soggetta a pascolamento (azione 0), con le aree relative alle azioni 2, 3 e 4, in cui la riforestazione è stata fatta con l'impianto di *Pinus sp.* e altre essenze forestali, si nota che l'azione 0 presenta un accumulo maggiore di C organico, C attivo, P assimilabile, N totale, K scambiabile, nonostante tali differenze siano risultate significativamente differenti solo per il K scambiabile.

Questo comportamento è da imputare sia ad interventi agronomici molto invasivi di preparazione del suolo effettuati prima della messa a dimora delle piante, che hanno verosimilmente portato ad un consistente impoverimento del suolo, sia allo sviluppo delle conifere, la cui presenza è comunemente accompagnata da un aumento del consumo di acqua ed elementi nutritivi, così come osservato anche da Maestre *et al.* (2004 a) e da Pausas *et al.* (2004).

In generale, l'accumulo minore di N totale, C organico, C attivo, K scambiabile e Ca scambiabile è stato riscontrato nell'area sottoposta a riforestazione combinata di conifere e latifoglie dopo l'incendio, azione 3, contrariamente a quanto osservato da diversi Autori (Pausas *et al.* 2004; Castro-Díez *et al.*, 1998, Castro *et al.*, 2004; Castro *et al.*, 2009). In queste aree l'impianto di *Pinus pinea* e *Quercus suber* effettuato nel 2000 non ha ancora mitigato gli effetti del degrado ambientale derivanti dall'incendio e dalle tecniche agronomiche utilizzate per effettuare l'impianto.

In riferimento agli indicatori LFA emerge che nell'azione 3 sono presenti i valori medi più bassi anche di RI e NC, evidenziando che la capacità del suolo di trattenere l'acqua e gli elementi nutritivi è inferiore in queste aree rispetto agli altri siti, a conferma di quanto evidenziato dall'analisi degli indicatori chimici.

Le azioni 1 e 2 presentano i valori medi di RI e NC più alti. Da questi risultati emerge che alla maggiore copertura vegetale, presente nelle aree a ricolonizzazione spontanee e a

rimboschimento uniforme di *Pinus sp.* è associata una maggiore capacità del suolo di trattenere l'acqua e gli elementi nutritivi. Questo è in accordo con quanto evidenziato da Bautista *et al.* (2004).

La valutazione condotta, in riferimento al funzionamento delle patch come aree di accumulo dell'acqua e degli elementi nutritivi e le interpatch come aree in cui le risorse non vengono trattenute consente di affermare che gli indicatori fisico-chimici non hanno evidenziato differenze nel ruolo funzionale tra le due; come invece evidenziato con chiarezza dagli indicatori LFA. Nel nostro studio i valori delle interpatch sono compresi in un range più ampio rispetto a quelli delle patch. Ciò è dovuto al fatto che nelle interpatch è stata inclusa la tipologia delle lettiere, caratterizzata da abbondanti apporti organici.

È importante rilevare come gli indici LFA mettono in evidenza il ruolo ben definito delle patch e interpatch soprattutto nelle aree ancora sottoposte a fattori di pressione, azione 0, o dove gli interventi di ripristino recenti (impianto e diradamento) hanno comportato impatti maggiori sui suoli (azione 3 e in misura minore 4). Inoltre, si evidenzia un comportamento diverso dalle azioni 0, 3 e 4, in riferimento al ruolo delle patch e interpatch, per le azioni 1 e 2 nelle quali si è apparentemente raggiunto uno stato di equilibrio per cui, anche in relazione al forte e generalizzato accumulo di lettiera organica, la differenza tra patch e interpatch così come definite dal metodo LFA perdono di significato.

I risultati riferiti alle differenze tra le tipologie di patch e interpatch campionate hanno permesso di affermare che la tipologia di interpatch L si comporta, come atteso, in modo diverso dall'interpatch BS per ciò che riguarda gli indicatori C organico, C attivo, Bd, CSC, Ca scambiabile, avvicinandosi e superando i valori ottenuti per le patch, confermando il ruolo ecopedologico svolto dai consistenti apporti di lettiera osservati negli ecosistemi forestali considerati.

Lo studio della correlazione tra gli indicatori fisico-chimici e gli indicatori LFA ha mostrato una buona correlazione di N totale con RI e NC. Questo è in accordo con quanto riportato da altri Autori tra cui Maestre *et al.* (2009) e Rezaei *et al.* (2006 a e b). Contrariamente a quanto evidenziato da Maestre *et al.* (2009) il pH e il P assimilabile non sono risultati, nel nostro caso, correlati con gli indicatori LFA presi in esame. Invece, i risultati relativi a C organico, a C attivo e a SCO sono in linea con quanto riportato, per quanto riguarda le relazioni tra NC e il C organico, da Rezaei *et al.* (2006 b).

In aggiunta gli indici RI e NC sono risultati correlati con le variabili CSC, Ca scambiabile e Na scambiabile e, per quanto riguarda il solo indicatore RI, una buona correlazione è stata osservata per le variabili K scambiabile e Bd.

Quanto sopra affermato risulta in linea con la definizione di NC riportata da Tongway e Hindley (2004) “*l’indice valuta lo stato di accumulo di sostanza organica del suolo e i processi di decomposizione*”. Infatti, i dati riportati (tabella 7) evidenziano correlazioni positive tra NC e il N totale, C organico, C attivo, SCO, Ca scambiabile e Na scambiabile.

In coerenza con la definizione di RI riportata dagli stessi Autori (“*valutazione dell’acqua disponibile per le piante*”) si hanno correlazioni positive tra RI e N totale, C organico, C attivo, SCO, Ca scambiabile, Na scambiabile e K scambiabile e una correlazione negativa con Bd. Quest’ultima correlazione è in linea con quanto atteso infatti, la densità apparente viene usata per valutare il grado di compattazione del suolo, il quale ne influenza negativamente le proprietà idrologiche.

Lo studio della correlazione tra RI e NC ha evidenziato la forte relazione tra i due indici i quali del resto sono influenzati dagli stessi indicatori di campo.

In ultimo lo studio di regressione ha permesso di determinare un’equazione lineare di primo grado che consente di calcolare RI partendo dalla misura di NC. Tale equazione potrebbe essere utilizzata in ambienti dove è difficoltoso operare (come ad esempio aree con forti

pendenze), in quanto può rendere più rapido il lavoro di campo, permettendo di effettuare minori rilievi, purché le condizioni ecologiche e pedologiche siano confrontabili a quelle del presente studio.

7. CONCLUSIONI

L'integrazione delle conoscenze fornite dagli indici LFA con le informazioni fornite dagli indicatori fisico-chimici ha consentito di monitorare efficacemente lo stato di ambienti degradati dove sono state adottate azioni di ripristino ambientale. La combinazione dei dati ottenuti con i diversi indicatori permette di avere un quadro di conoscenze più completo. Si può affermare che, nel caso studiato, gli interventi di riforestazione hanno degli effetti sui suoli.

Le lavorazioni per la messa a dimora delle piante e la scelta delle specie hanno avuto un notevole impatto sul suolo. In particolare, nelle aree impiantate con conifere si registra un impoverimento, mentre le specie tipiche della macchia mediterranea si sono dimostrate efficaci nel ripristino delle caratteristiche funzionali dei suoli. Inoltre, gli indici LFA mettono in evidenza il ruolo ben definito delle patch e interpatch soprattutto nelle aree ancora sottoposte a fattori di pressione o dove gli interventi di ripristino sono recenti.

Resta comunque necessario il monitoraggio nel tempo a partire dal momento della messa in atto delle azioni di ripristino al fine di valutare l'evoluzione degli interventi tesi a superare il degrado ambientale e portare un ecosistema al suo stato ottimale.

Per concludere si auspica una maggiore diffusione/adozione della combinazione delle metodologie utilizzate soprattutto quando si renda necessario avere un quadro di riferimento, anche distribuito nel tempo, dei risultati degli interventi di ripristino ambientale.

La buona correlazione mostrata tra i due indici LFA ha consentito di ottenere un'equazione di regressione, la quale, necessita di ulteriori studi per poter essere utilizzata anche in ambienti diversi da quelli prettamente forestali quali ad esempio aree ex minerarie o discariche.

In prospettiva i parametri presi in considerazione potrebbero essere ulteriormente, e validamente integrati mediante lo studio di indicatori biologici di qualità dei suoli, i quali sono

particolarmente sensibili alle variazioni indotte dall'attività antropica e dall'ambiente rispetto alle proprietà chimico-fisiche del suolo.

BIBLIOGRAFIA

- Arianoutsou M., Thanos C., 1996. Legumes in the fire prone Mediterranean regions: an example from Greece. *International Journal of Wildland Fire* 6(2), pp.77-82.
- Bernetti G., 1995. *Selvicoltura speciale*. UTET, Torino.
- Blair G.J., Lefroy R.D.B., Lisle L., 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural Systems. *Aust. J., Agric. Res.* 46, pp. 1459-1466.
- Barbéro M., Loisel R., Quézel P., Richardson D.M. and Romane F., 1998. Pines of the Mediterranean Basin. In: Richardson D.M. (eds.), *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge, pp. 153-170.
- Bremner J.M., 1960. Determination of nitrogen in soil by Kjeldahl method. *J. Agri. Sci.* 55, pp. 11-33.
- Camarda I., Satta V., 1995. Degradation of vegetation and desertification processes in Is Olias (Southern Sardinia). In (Aru A., Enne G., Pulina G., eds.) *Land use and soil degradation, MEDALUS in Sardinia*. Proceedings of the Conference held in Sassari, 25 May, 1994, pp. 201-209.
- Castro-Díez P., Puyravaud J.P., Cornelissen J.H.C., Villar-Salvador P., 1998. Stem anatomy and relative growth rate in seedlings of a wide range of woody plant species and types. *Ecologia* 116, pp. 57-66.
- Castro J., Zamora R., Hódar J.A. and Gómez J.A., 2002. Use of shrubs as nurse plants: A new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10, pp. 297-305.
- Castro J., Zamora R., Hódar J.A., Gómez J.M., Gómez-Aparicio L., 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. *Restor. Ecol.* 12, pp. 352-358.

- Comitato Nazionale per la Lotta alla Desertificazione, 1999. Comunicazione Nazionale per la Lotta alla Siccità ed alla Desertificazione. A cura del Ministero dell'Ambiente.
- Corona P., Ferrari B., Marchetti M., Barbati A., 2006. Risorse forestali e rischio di desertificazione in Italia : standard programmatici di gestione. Comitato nazionale per la lotta alla desertificazione, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Università della Tuscia, Roma.
- Costantini E.A.C., Urbano F., Bonati G., Nino P., Fais A., 2007. Atlante Nazionale delle Aree a Rischio di Desertificazione. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, INEA 2007.
- Coleman D.C., Reid C.P.P., Cole C.V., 1983. Biological strategies of nutrient cycling in soil systems. *Adv. Ecol. Res.*, 13, pp. 1-55.
- De Luca T.H., Keeney D.R., 1993. Soluble organics and extractable nitrogen in paired prairie and cultivated soil of central Iowa. *Soil Sci.* 155, pp. 219-228.
- D'Angelo M., Zanolla C., 1997. Il contesto istituzionale della lotta alla desertificazione. *Genio Rurale*, LX, 6, pp. 30-35.
- D'Angelo M., Enne G., Madrau S., Zucca C., 1998. Land use and desertification in a Mediterranean context: the Baronie Region, Sardinia (Italy). *Desertificação. Mediterrâneo* 12/13. Instituto Mediterrânico, Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, pp. 243-268. Dep.Legal n. 77543/94.
- D'Angelo M., Enne G., Madrau., Zucca C, 2001. Land cover changes at landscape-scale in Sardinia (Italy): the role of agricultural policies on land degradation. In A. Conacher *Land Degradation* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands, pp. 127-140
- FAO, 2007. Guidelines for soil profile the description . Terza edizione, FAO, Roma.
- Enne G., Pulina G., d'Angelo M., Previtali F., Madrau S., Caredda S., Francesconi A.H., 2002. Agropastoral activities and land degradation in Mediterranean areas: the case study of

- Sardinia. In: Geeson N.A., Brandt C.J., Thornes J.B. Mediterranean Desertification: a Mosaic of Processes and Responses. Wiley. Chichester.
- Enne G., Peter D., Zanolla C., Zucca C., 2004. The MEDRAP Concerted Action to support the Northern Mediterranean Action Programme to Combat Desertification. Workshops results and proceedings. NRD. Sassari, pp. 938.
- Enne G., Iannetta M., Zucca C., 2006. Caratterizzazione tipologica dei fenomeni di desertificazione nell'Italia meridionale ed insulare.. ENEA, Roma, pp. 502. ISBN 88-8286-144-9.
- Furniss D.G., 2010. Can indices of landscape function analysis (LFA) be derived from ground-based spectroscopy? A case study from gold mines on the Highveld of South Africa. URI: <http://hdl.handle.net/10539/7711>.
- Giardini L., 2002. Agronomia generale ambientale e aziendale; Patron Editore.
- Gil L., Prada M.A., 1993. Los pinos como especies básicas en la restauración forestal en el medio mediterráneo. *Ecología* 7, pp. 113-125.
- Gregorich E.G., Carter M.R., Angers D.A., Monreal C.M., Ellert B.H., 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian J. Soil Sci.* 74, pp. 367-385.
- Iannetta M., Enne G., Zucca C., Colonna N., Innamorato F., Di Gennaro A., 2005. Il progetto RIADE: i processi di degrado delle risorse naturali in Italia ed i possibili interventi di mitigazione. *Geotema*, 25. Lotta alla siccità ed alla desertificazione. Gennaio-aprile 2005. Pàtron Editore, Bologna, pp. 99-108. ISSN 1126-7798.
- Indorante S.J., Follmer L.R., Hammer R.D., Koenig P.G., 1990. Particle-Size Analysis by a modified Pipette procedure. *Soil Sci. Soc. AM.J.*, March-April 1990, Vol 54.
- Islam K.R., Weil R.R., 2000. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. *Soil and Water Conserv.* 55, pp. 69-78.

- Kosmas C., Kirkby M., Geeson N., 1999. The MEDALUS project. Mediterranean Desertification and land use. Manual on key indicators of Desertification and mapping environmentally sensitive areas to desertification, European Commission, Brussels.
- Lau I.C., Hewson R.D., Ong C.C.H., Tongway D.J., 2009. Remote mine site rehabilitation monitoring using airborne hyperspectral imaging and Landscape Function Analysis (LFA). The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Vol. XXXVII. Part B7. Beijing 2008.
- Ludwig J., Tongway D., Freudenberger, D., Noble J., Hodgkinson K., 1997. 'Landscape Ecology, Function and Management: Principles from Australia's Rangelands'. CSIRO, Melbourne, Australia.
- Madrau M., Deroma M.A., Pittalis D., Putzu G., Zucca C., 2007. Il modello di valutazione del rischio di desertificazione ESAs. Il caso della Sardegna nord-occidentale: i territori dei comuni di Alghero, Porto Torres, Sassari e Stintino. NRD e DIT. Università degli Studi di Sassari. Sassari, pp 73.
- Santini M., Caccamo G., Laurenti A., Noce S., Valentini R., 2010. A multi-component GIS framework for desertification risk assessment by an integrated index. Applied Geography 30 (2010), pp. 394-415.
- Maestre F.T., Cortina J.; 2004 a. Are Pinus halepensis plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? Forest Ecology and Management 198 (2004), pp.303-317.
- Maestre F.T., Cortina J., 2004 b. Insights into Ecosystem Composition and Function in a Sequence of Degraded Semiarid Steppes. Restoration Ecology Volume 12, Issue 4, pp. 494-502.
- Maestre F.T., Puche M.D., 2009. Indices based on surface indicators predict soil functioning in Mediterranean semi-arid steppes. Applied Soil Ecology 2009 Vol. 41 N. 3, pp. 342-350.

- Manrique L.A., Jones C.A., 1991. Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, pp. 476-481.
- Mansourian S., Vallauri D., Dudley N.; (eds.) (in co-operation with WWF International), 2005. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*. Springer, New York.
- MEA-Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: Desertification Synthesis*. Island Press: Washington, DC, USA.
- Moshrefi N., 1993. "A New Method of Sampling Soil Suspension for Particle-Size Analysis," *Soil Science*, Vol. 155, No. 4, pp. 245-248.
- Motroni A., Canu S., Bianco G., Loj G., 2003. Carta delle aree sensibili alla desertificazione in Sardegna. N. 16 Fogli in scala 1:100.000, 3 ottobre 2003, Cagliari. Stampa in proprio ERSAT Geoesplora, Roma 27 maggio 2004.
- Mott J., Bridge B.J., Arndt W., 1979. Soil seals in tropical tall grass pastures of northern Australia. *Aust. J. Soil Res.* 30, pp. 483-94.
- Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., Dean L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular 939. Washington DC.
- Pausas, J.G., 1997. Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. *J. Veg. Sci.* 8, pp. 703-706.
- Pausas J.G., Blad´e C., Valdecantos A., Seva J.P., Fuentes D., Alloza J.A., Vilagrosa A., Bautista S., Cortina J., Vallejo R., 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review; *Plant Ecology* 171, pp. 209-220, 2004.
- Pausas J.G., Marañón T., Caldeira M, Pons J., 2009. Natural regeneration. In: Aronson et al. (eds). Chapter 10, pp. 115-124.
- Perez-Trejo (1994). *Desertification and land degradation in the European Mediterranean*. Report EUR 14850. European Commission, Luxemburg.

- Pinzari F., Trincherà, A., Benedetti, A., 2000. Indicatori di qualità del suolo in ecosistemi mediterranei. Atti del Convegno "Indicatori per la qualità del suolo. Prospettive ed applicabilità". Piacenza, 29 marzo. Rendiconti Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Memorie di Scienze Fisiche e Naturali. 118, Serie V, (XXIV), Parte II, pp. 299-308.
- Read Z.J., 2008. Direct seeded native vegetation belts on the Southern Tablelands, NSW: Their effects on soils. Australian National University.
- Rezaei S.A., Gilkes R.J., Andrews S.S., 2006, a. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. *Geoderma*, 136, pp. 229-234.
- Rezaei S.A., Arzani H., Tongway D., 2006, b. Assessing rangeland capability in Iran using landscape function indices based on soil surface attributes. *Journal of Arid Environments* 65(2006).
- Roxo M., 2009. Lucinda. Land care in desertification affected areas. From science towards application. <http://geografia.fcsh.unl.pt/lucinda/default.html>.
- Safriel U.N., 2007. The assessment of global trends in land degradation. In *Climate and land degradation*; Sivakumar, M.V.N.; Ndiang'ui, N., Eds.; Springer-Verlag: Berlin, pp.1-38.
- Santini M., Caccamo G., Laurenti A., Noce S., Valentini R., 2010. A multi-component GIS framework for desertification risk assessment by an integrated index. *Applied Geography* 30 (2010), pp. 394-415.
- Saviozzi A., Biasci A., Riffaldi R., Levi Minzi R., 1999. Long-term effects of farmyard manure and sewage sludge on some soil biochemical characteristics. *Biol. and Fert. Soils* 30, pp. 100-106.
- Sequi P., 1991. *Chimica del suolo*; Patron Editore.
- Setyawan D., Gilkes R., Tongway D., 2011. Nutrient Cycling Index in Relation to Organic Matter and Soil Respiration of Rehabilitated Mine Sites in Kelian, East Kalimantan.

Available online at: <http://journal.unila.ac.id/index.php/tropicalsoil> DOI: 10.5400/jts.2011.16.3.219.

- Sikora, L.J., V. Yakovchenko, C.A. Cambardella, and J.W. Doran, 1996. Assessing soil quality by testing organic matter. In F.R. Magdoff, M.A. Tabatabai, E.A. Hanlon, Jr (eds.). *Soil Organic Matter: Analysis and Interpretations*. SSSA Spec. Publ. N. 46. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 41-50.
- Sommer S., Zucca C., Grainger A., Cherlet M., Zougmore R., Sokona Y., Hill J., Della Peruta R., Roehrig J., Wang G., 2011. Application of indicator systems for monitoring and assessment of desertification from national to global scales. *Land Degradation and Development*, 22, pp. 184-197.
- Thomas, D.S.G.; Middleton, N.J., 1994 *Desertification; exploding the myth*. John Wiley & Sons: Chichester.
- Thornes J.B. (1998). Mediterranean desertification. In: Mairota P., Thornes J.B., Geeson N. [eds] *Atlas of Mediterranean Environments in Europe: the Desertification Context* . John Wiley & Sons, Chichester, pp. 2-4.
- Tongway D., 1994. *Rangeland Soil Condition Assessment Manual*. CSIRO Australia.
- Tongway D.J., Hindley N.L., 1995. *Manual for Soil Condition Assessment of Tropical Grasslands*. CSIRO Wildlife & Ecology, Canberra.
- Tongway D.J., Hindley N.L., 2000. *Ecosystem Function Analysis of Rangeland Monitoring Data or Rangelands Audit Project 1.1*. CSIRO Wildlife & Ecology, Canberra.
- Tongway D.J., Hindley N.L., 2003. *Indicators of Ecosystem Rehabilitation Success. Stage Two. Verification of EFA Indicators Final Report*. Canberra: CSIRO Sustainable Ecosystems.
- Tongway D.J., Ludwig J., 2006. *Assessment of landscape function as an information source for Mine Closure*. Proceedings of the 1st International Seminar on Mine Closure, Australian Centre for Geomechanics, Perth, Australia.

- Tongway D.J., Smith E.L., 1989. Soil Surface Features as Indicators of Rangeland Site Productivity. *Aust. Rangel. J.* 14, pp. 15-20.
- Tongway D.J., Hindley N., 2004. *Landscape Function Analysis: Procedures for Monitoring and Assessing Landscapes*. CSIRO, Brisbane, Australia.
- UN, 1977. Draft plan of action to combat desertification. United Nations Conference on Desertification, Nairobi, 29 August - 9 September 1977. Document A/CONF.74/L.36. UNEP, Nairobi.
- UNCCD, 1994. United Nations Convention to Combat Desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. Interim Secretariat for the Convention to Combat Desertification, Geneva. 71.
- Vallejo V.R. and Alloza J.A., 1998. The restoration of burned lands: the case of Eastern Spain. In: Moreno J.M. (ed), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 91-108.
- Vladimir S., Montanarella L., Filippi N., Selvaradjou S., Panagos P., Gallego J., 2005. Soil Sampling Protocol to Certify the Changes of Organic Carbon Stock in Mineral Soils of European Union. EUR 21576 EN, 12 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Vázquez F.M., 1998. *Semillas de Quercus: Biología, Ecología y Manejo*. Junta de Extremadura, Badajoz.
- Wander M.M., Drinkwater L.E., 2000. Fostering soil stewardship through soil quality assessment. *Applied Soil Ecol.* 15, pp. 61-73.
- Weil R.R., Islam K.R., Stine M.A., Gruver J.B., Samson-Liebig S.E., 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for lab and field use. *Am J Altern Agric* 18, pp. 3-17.

- Walkley A., Black I.A., 1934. An Examination of Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Sci.* 37, pp. 29-37.
- Kearns A., Barnet G., 1998. Use of Ecosystem Function Analysis in the mining industry. Indicators of ecosystem rehabilitation success, Proceedings of Workshop on Indicators of Ecosystem Rehabilitation Success (Eds. Asher, C. J. & Bell, L. C.) Melbourne, Victoria, 23-24 October 1998, pp. 31-46.
- Yari R., Tavili A., Zare S., 2012. Investigation on soil surface indicators and rangeland functional attributes by Landscape Function Analysis (LFA) (case study: Sarchah Amari Birjand). *Iranian Journal of Range and Desert Research* winter, 18(4 (45)), pp. 624-636.
- Kennedy A.C., Papendick R.I., 1995. Microbial characteristics of soil quality. *J. Soil and Water Conserv.* 50, pp. 243-248.
- Janzen H.H., Campbell C.A., Brandt S.A., Lafond G.P., Townle Smith L., 1992. Light fraction organic matter in soils from long term crop rotations. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 56, pp. 1799-1806.
- Wander M.M., Bidart M.G., 2000. Tillage practice influences on the physical protection, bioavailability and composition of particulate organic matter. *Biol. and Fert. Soils* 32, pp. 360-367.

ALLEGATO A

Profilo 1 (0.4 BS2)

Data rilievo: 2/05/2012.

Comune: Pula.

Località: Pixinamanna.

Coordinate: 32S494514-4317697.

Uso del suolo: pascolo.

Quota: 139 m s.l.m.

Pendenza del versante: 45%.

Esposizione del versante: 150° N.

Origine: fluviale.

Morfologia: collinare.

Pietrosità: 2-3% per blocchi di 5-10 cm di diametro.

Rocciosità: 20%.

Litologia del substrato: graniti.

Drenaggio: ben drenato.

Vegetazione: macchia mediterranea bassa costituita da *Cistus sp.*, *Lavandula sp.* e sporadicamente *Arbutus unedo*.

Orizzonte A: da 0 a 8/16 cm. Colore da asciutto 10YR 5/2 (bruno grigiastro). Scheletro abbondante, spigoloso e minuto. Tessitura sabbioso franca. Aggregazione poliedrica subangolare tendente all'angolare, grossolana e forte. Radici scarse, piccole e verticali. Limite abrupto ad andamento irregolare.

Orizzonte R: oltre 8/16 cm. Graniti non alterati.



<i>Analisi fisiche</i>		A
Scheletro	g/kg	290
Sabbio molto grossa	g/kg	148
Sabbia grossa	g/kg	164
Sabbia media	g/kg	137
Sabbia fine	g/kg	365
Sabbia totale	g/kg	814
Limo	g/kg	120
Argilla	g/kg	66
<i>Analisi chimiche</i>		
pH H ₂ O		6.49
Carbonio	g/kg	22
Sostanza organica	g/kg	37
Carbonio attivo	mg/kg	754.4
Azoto totale	g/kg	1.2
C/N		19
Fosfati assimilabili	mg/Kg	2.7
<i>Complesso di scambio</i>		
Ione Calcio	meq/100gr	3.93
Ione Magnesio	meq/100gr	1.27
Ione Sodio	meq/100gr	0.16
Ione Potassio	meq/100gr	0.44
Somma basi	meq/100gr	5.80
C.S.C.	meq/100gr	5.80
G.S.B.	%	100
Acidità di scambio	meq/100gr	0.00

Profilo 2 (0.4 NRS1)

Data rilievo: 2/05/2012

Comune: Pula.

Località: Pixinamanna.

Coordinate: 32S494514-4317697.

Uso del suolo: pascolo.

Quota: 139 m s.l.m..

Pendenza del versante: 45%.

Esposizione del versante: 150° N.

Origine: fluviale.

Morfologia: collinare.

Pietrosità: 2-3% per blocchi di 5-10 cm di diametro.

Rocciosità: 20%.

Litologia del substrato: graniti.

Drenaggio: ben drenati.

Vegetazione: macchia mediterranea bassa costituita da *Cistus sp.*, *Lavandula sp.* e sporadicamente *Arbutus unedo*.



Orizzonte A: da 0 a 9 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 4/3 (intermedio tra il bruno e il bruno scuro). Scheletro frequente, spigoloso e minuto. Tessitura sabbioso-franca, grossolana. Aggregazione poliedrica subangolare, da media a grossolana, debole, consistenza allo stato asciutto friabile. Radici comuni, oblique e piccole. Limite chiaro ad andamento irregolare.

Orizzonte R: oltre 9 cm. Graniti non alterati.

<i>Analisi fisiche</i>		A
Scheletro	g/kg	276
Sabbia molto grossa	g/kg	145
Sabbia grossa	g/kg	166
Sabbia media	g/kg	134
Sabbia fine	g/kg	363
Sabbia totale	g/kg	808
Limo	g/kg	133
Argilla	g/kg	58
<i>Analisi chimiche</i>		
pH H ₂ O		6.5
Carbonio	g/kg	27
Sostanza organica	g/kg	46
Carbonio attivo	mg/kg	1258.4
Azoto totale	g/kg	1.3
C/N		21
Fosfati assimilabili	mg/Kg	7.4
<i>Complesso di scambio</i>		
Ione Calcio	meq/100gr	5.57
Ione Magnesio	meq/100gr	2.04
Ione Sodio	meq/100gr	0.27
Ione Potassio	meq/100gr	0.44
Somma basi	meq/100gr	8.32
C.S.C.	meq/100gr	10.60
G.S.B.	%	78
Acidità di scambio	meq/100gr	2.28

Profilo 3 (1.5 L1)

Data rilievo: 3/05/2012.

Comune: Pula.

Località: Pixinamanna.

Coordinate: 32S493797-4314489.

Uso del suolo: forestale.

Quota: 301 m s.l.m..

Pendenza del versante: 55%.

Esposizione del versante: 150° N.

Origine: fluviale.

Morfologia: collinare.

Pietrosità: 2% per blocchi di 5-10 cm di diametro.

Rocciosità: 10%.

Litologia del substrato: graniti.

Drenaggio: ben drenato.

Vegetazione: macchia mediterranea composta da *Quercus ilex*, *Arbutus Unedo*, *Erica arborea*, *Cistus sp.*, *Lavandula sp.*.



Orizzonte A1: da 0 a 8 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 4/3 (intermedio tra il bruno e il bruno scuro). Scheletro abbondante per elementi minuti e spigolosi. Tessitura sabbioso franca, grossolana. Aggregazione grumosa grossolana, da moderata a debole. Radici abbondanti, piccole ad andamento obliquo. Limite abrupto ad andamento lineare.

Orizzonte A2: da 8 a 17 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 6/3 (bruno chiaro). asciutto. Scheletro abbondante per elementi minuti e spigolosi. Aggregazione grumosa, fine, debole. Radici abbondanti, oblique, piccole e medie. Limite abrupto ad andamento lineare.

Orizzonte R: oltre 17 cm. Graniti non alterati.

<i>Analisi fisiche</i>		A1	A2
Scheletro	g/kg	402	404
Sabbia molto grossa	g/kg	140	129
Sabbia grossa	g/kg	109	109
Sabbia media	g/kg	102	116
Sabbia fine	g/kg	467	443
Sabbia totale	g/kg	819	797
Limo	g/kg	128	156
Argilla	g/kg	53	47
<i>Analisi chimiche</i>			
pH H ₂ O		6.8	6.7
Carbonio	g/kg	26	6
Sostanza organica	g/kg	45	11
Carbonio attivo	mg/kg	1830.6	668.0
Azoto totale	g/kg	1.4	0.5
C/N		18	12
Fosfati assimilabili	mg/Kg	1.9	2.8
<i>Complesso di scambio</i>			
Ione Calcio	meq/100gr	8.76	3.25
Ione Magnesio	meq/100gr	2.57	1.53
Ione Sodio	meq/100gr	0.38	0.27
Ione Potassio	meq/100gr	0.29	0.25
Somma basi	meq/100gr	12.00	5.30
C.S.C.	meq/100gr	12.00	6.70
G.S.B.	%	100	79
Acidità di scambio	meq/100gr	0.00	1.40

Profilo 4 (1.5 RTS1).

Data rilievo: 3/05/2012.

Comune: Pula.

Località: Pixinamanna.

Coordinate: 32S493797-4314489.

Uso del suolo: forestale.

Quota: 301m s.l.m..

Pendenza del versante: 55%.

Esposizione del versante: 150° N.

Origine: fluviale.

Morfologia: collinare.

Pietrosità: 2% per blocchi di 5-10 cm di diametro.

Rocciosità: 10%.

Litologia del substrato: graniti.

Drenaggio: ben drenato.

Vegetazione: macchia mediterranea composta da *Quercus ilex*, *Arbutus Unedo*, *Erica arborea*, *Cistus sp.*, *Lavandula sp.*.

Osservazioni: orizzonte C non campionato.

Orizzonte A: da 0 a 10 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 4/3 (intermedio tra il bruno scuro e il bruno). Scheletro abbondante, per elementi minuti e spigolosi. Tessitura sabbiosa, grossolana. Aggregazione grumosa, fine e debole. Radici comuni, piccole a andamento verticale. Limite chiaro e ondulato.

Orizzonte C: oltre 10 cm.



<i>Analisi fisiche</i>		A
Scheletro	g/kg	413
Sabbia molto grossa	g/kg	185
Sabbia grossa	g/kg	113
Sabbia media	g/kg	90
Sabbia fine	g/kg	488
Sabbia totale	g/kg	876
Limo	g/kg	81
Argilla	g/kg	42
<i>Analisi chimiche</i>		
pH H ₂ O		6.8
Carbonio	g/kg	17
Sostanza organica	g/kg	30
Carbonio attivo	mg/kg	1218.1
Azoto totale	g/kg	0.9
C/N		19
Fosfati assimilabili	mg/Kg	3.0
<i>Complesso di scambio</i>		
Ione Calcio	meq/100gr	6.57
Ione Magnesio	meq/100gr	1.51
Ione Sodio	meq/100gr	0.27
Ione Potassio	meq/100gr	0.19
Somma basi	meq/100gr	8.54
C.S.C.	meq/100gr	12.60
G.S.B.	%	68
Acidità di scambio	meq/100gr	4.06

Profilo 5 (2.4 RTS 1)

Data rilievo: 04/05/2012.

Comune: Pula.

Località: Pixinamanna.

Coordinate: 32S494554-4319888.

Uso del suolo: forestale.

Quota: 229 m s.l.m..

Pendenza del versante: 56 %.

Esposizione del versante: 220° N.

Origine: fluviale.

Morfologia: collinare.

Pietrosità: 20% per blocchi di 10-20 cm di diametro.

Rocciosità: 10%.

Litologia del substrato: graniti.

Drenaggio: ben drenati.

Vegetazione: rimboschimento a *Pinus pinea*, non diradato. sesto 1.5x1.5. Con distribuzione irregolare di *Phyllirea sp.* e *Olea europea*.

Orizzonte A: da 0 a 10 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 4/3 (intermedio tra il bruno scuro e il bruno). Scheletro abbondante, per elementi minuti e spigolosi. Tessitura sabbioso franco, grossolana. Aggregazione poliedrica subangolare, media e debole. Radici abbondanti, oblique e medie. Limite abrupto e irregolare.

Orizzonte R: oltre 10 cm. Graniti non alterati.



<i>Analisi fisiche</i>		A
Scheletro	g/kg	434
Sabbia molto grossa	g/kg	148
Sabbia grossa	g/kg	98
Sabbia media	g/kg	93
Sabbia fine	g/kg	457
Sabbia totale	g/kg	797
Limo	g/kg	149
Argilla	g/kg	54
<i>Analisi chimiche</i>		
pH H ₂ O		6.6
Carbonio	g/kg	13
Sostanza organica	g/kg	22
Carbonio attivo	mg/kg	879.3
Azoto totale	g/kg	0.6
C/N		21
Fosfati assimilabili	mg/Kg	2.2
<i>Complesso di scambio</i>		
Ione Calcio	meq/100gr	5.13
Ione Magnesio	meq/100gr	0.77
Ione Sodio	meq/100gr	0.49
Ione Potassio	meq/100gr	0.45
Somma basi	meq/100gr	6.84
C.S.C.	meq/100gr	9.90
G.S.B.	%	69
Acidità di scambio	meq/100gr	3.06

Profilo 6 (2.4 L1)

Data rilievo: 04/05/2012.

Comune: Pula.

Località: Pixinamanna.

Coordinate: 32S494554-4319888.

Uso del suolo: forestale

Quota: 229 m s.l.m..

Pendenza del versante: 56 %.

Esposizione del versante: 220° N.

Origine: fluviale.

Morfologia: collinare.

Pietrosità: 20% per blocchi di 10-20 cm di diametro.

Rocciosità: 10%.

Litologia del substrato: graniti.

Drenaggio: ben drenati.

Vegetazione: rimboschimento a *Pinus pinea*, non diradato. sesto 1.5x1.5. Con distribuzione irregolare di *Arbutus unedo*.

Orizzonte A: da 0 a 8 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 5/2 (bruno grigiastro). Scheletro abbondante, per elementi minuti e spigolosi. Tessitura franco sabbiosa. Aggregazione poliedrica subangolare, media e moderata. Radici comuni, verticali e piccole. Limite chiaro con andamento lineare.

Orizzonte C: oltre 8 cm. Graniti alterati



<i>Analisi fisiche</i>		A
Scheletro	g/kg	590
Sabbia molto grossa	g/kg	107
Sabbia grossa	g/kg	65
Sabbia media	g/kg	69
Sabbia fine	g/kg	502
Sabbia totale	g/kg	744
Limo	g/kg	180
Argilla	g/kg	76
<i>Analisi chimiche</i>		
pH H ₂ O		6.5
Carbonio	g/kg	31
Sostanza organica	g/kg	53
Carbonio attivo	mg/kg	1517.8
Azoto totale	g/kg	1.2
C/N		26
Fosfati assimilabili	mg/Kg	3.0
<i>Complesso di scambio</i>		
Ione Calcio	meq/100gr	9.44
Ione Magnesio	meq/100gr	2.05
Ione Sodio	meq/100gr	0.11
Ione Potassio	meq/100gr	0.8
Somma basi	meq/100gr	12.40
C.S.C.	meq/100gr	12.40
G.S.B.	%	100
Acidità di scambio	meq/100gr	0.00

Profilo 7 (3.2 NRS1)

data rilievo: 3/05/2012.

Comune: Pula.

Località: Pixinamanna.

Coordinate: 32S 494527-4316485.

Uso del suolo: forestale.

Quota: 195 m s.l.m..

Pendenza del versante: 17,6°.

Esposizione del versante: 185° N.

Origine: fluviale.

Morfologia: collinare.

Pietrosità: 2% per blocchi di 5 cm di diametro.

Rocciosità: 20%.

Litologia del substrato: graniti.

Drenaggio: ben drenato.

Vegetazione : impianto di *Pinus pinea* e *Quercus suber* in area incendiata, sporadica presenza di *Acacia saligna* e macchia bassa composta da *Cistus sp.*, *Asphodelus sp.*.

Orizzonte A: da 0 a 11 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 6/4 (bruno giallastro chiaro). Scheletro abbondante, per elementi minuti e spigolosi. Tessitura sabbioso franca, grossolana. Aggregazione grumosa, molto fine e debole. Radici comuni, piccole, ad andamento verticale. Limite chiaro e irregolare.

Orizzonte C: oltre 11 cm. Graniti alterati



<i>Analisi fisiche</i>		A
Scheletro	g/kg	491
Sabbia molto grossa	g/kg	115
Sabbia grossa	g/kg	100
Sabbia media	g/kg	104
Sabbia fine	g/kg	485
Sabbia totale	g/kg	804
Limo	g/kg	149
Argilla	g/kg	47
<i>Analisi chimiche</i>		
pH H ₂ O		6.6
Carbonio	g/kg	10
Sostanza organica	g/kg	18
Carbonio attivo	mg/kg	633.4
Azoto totale	g/kg	0.5
C/N		22
Fosfati assimilabili	mg/Kg	2.1
<i>Complesso di scambio</i>		
Ione Calcio	meq/100gr	3.35
Ione Magnesio	meq/100gr	2.04
Ione Sodio	meq/100gr	0.32
Ione Potassio	meq/100gr	0.29
Somma basi	meq/100gr	6.00
C.S.C.	meq/100gr	6.00
G.S.B.	%	100
Acidità di scambio	meq/100gr	0.00

Profilo 8 (AZIONE 3.4 BS1)

Data rilievo: 4/05/2012.

Comune: Pula.

Località: Pixinamanna.

Coordinate: 32S 494566-4316525.

Uso del suolo: forestale.

QUOTA: 210 m s.l.m..

Pendenza del versante: 36,7%.

Esposizione del versante: 144° N.

Origine: fluviale.

Morfologia: collinare.

Pietrosità: 2% per blocchi di 5 cm di diametro-

Rocciosità: 20%-

Litologia del substrato: graniti.

Drenaggio: ben drenato-

Vegetazione: impianto di *Pinus pinea* e *Quercus suber* in area incendiata, sporadica presenza di *Acacia saligna* e macchia bassa composta da *Cistus sp.*, *Asphodelus sp.*.

Orizzonte A: da 0 a 5 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 6/3 (bruno chiaro). Scheletro abbondante, per elementi minuti e spigolosi. Tessitura franco sabbiosa, Aggregazione laminare, grossolana e forte. Radici assenti. Limite abrupto e lineare.

Orizzonte C: oltre 5 cm.



<i>Analisi fisiche</i>		A
Scheletro	g/kg	356
Sabbia molto grossa	g/kg	113
Sabbia grossa	g/kg	120
Sabbia media	g/kg	136
Sabbia fine	g/kg	396
Sabbia totale	g/kg	764
Limo	g/kg	165
Argilla	g/kg	71
<i>Analisi chimiche</i>		
pH H ₂ O		6.5
Carbonio	g/kg	8
Sostanza organica	g/kg	14
Carbonio attivo	mg/kg	760.1
Azoto totale	g/kg	0.5
C/N		18
Fosfati assimilabili	mg/Kg	3.1
<i>Complesso di scambio</i>		
Ione Calcio	meq/100gr	3.1
Ione Magnesio	meq/100gr	0.77
Ione Sodio	meq/100gr	0.11
Ione Potassio	meq/100gr	0.25
Somma basi	meq/100gr	4.23
C.S.C.	meq/100gr	11.90
G.S.B.	%	36
Acidità di scambio	meq/100gr	7.67

Profilo 9 (4.4 L1)

Comune: Pula.

Località: Pixinamanna.

Coordinate: 32S 493447-4318100.

Uso del suolo: forestale

Quota: 190 m s.l.m..

Pendenza del versante: 27°.

Esposizione del versante: 180°N.

Origine: fluviale.

Morfologia: collinare.

Pietrosità: 30% per blocchi di 10-50 cm di diametro.

Rocciosità: 5%.

Litologia del substrato: graniti.

Drenaggio: ben drenati.

Vegetazione: rimboschimento di *Pinus pinea* diradato.



Orizzonte A: da 0 a 6 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 4/3 (intermedio tra il bruno scuro e il bruno). Scheletro abbondante per elementi minuti e spigolosi. Tessitura sabbioso franca, grossolana. Aggregazione poliedrica subangolare, media e debole tendente alla grumosa, fine e moderata. friabile. Radici comuni, piccole e medie ad andamento verticale . Limite abrupto e lineare.

Orizzonte C: oltre 6 cm . Colore allo stato asciutto 10YR 6/3 (bruno chiaro). Scheletro abbondante, per elementi minuti e spigolosi. Tessitura sabbioso franca, grossolana. Radici comuni, verticali, piccole e medie.

<i>Analisi fisiche</i>		A	C
Scheletro	g/kg	274	320
Sabbia molto grossa	g/kg	154	134
Sabbia grossa	g/kg	135	139
Sabbia media	g/kg	124	130
Sabbia fine	g/kg	361	350
Sabbia totale	g/kg	774	754
Limo	g/kg	172	194
Argilla	g/kg	54	52
<i>Analisi chimiche</i>			
pH H ₂ O		6.8	6.9
Carbonio	g/kg	44	7
Sostanza organica	g/kg	76	13
Carbonio attivo	mg/kg	1579.0	432.0
Azoto totale	g/kg	0.9	0.4
C/N		50	19
Fosfati assimilabili	mg/Kg	1.9	1.8
<i>Complesso di scambio</i>			
Ione Calcio	meq/100gr	7.15	2.62
Ione Magnesio	meq/100gr	2.05	1.02
Ione Sodio	meq/100gr	0.22	0.22
Ione Potassio	meq/100gr	0.35	0.19
Somma basi	meq/100gr	9.77	4.05
C.S.C.	meq/100gr	10.80	6.70
G.S.B.	%	90	60
Acidità di scambio	meq/100gr	1.03	2.65

Profilo 10 (4.4 RTS1)

Data rilievo: 2/05/2012.

Comune: Pula.

Località: Pixinamanna.

Coordinate: 32S 493447-4318100.

Uso del suolo: forestale.

Quota: 190 m s.l.m..

Pendenza del versante: 27°.

Esposizione del versante: 180°N.

Origine: fluviale.

Morfologia: collinare.

Pietrosità: 30% per blocchi di 10-50 cm di diametro.

Rocciosità: 5%.

Litologia del substrato: graniti.

Drenaggio: ben drenati.

Vegetazione: rimboschimento di *Pinus pinea* diradato.



Orizzonte A: da 0 a 7/8 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 4/3 (intermedio tra il bruno scuro e il bruno). Scheletro abbondante per elementi minuti e spigolosi. Tessitura franco sabbiosa. Aggregazione primaria poliedrica subangolare, media, debole, tendente alla grumosa, fine e debole. Radici abbondanti. medie e grandi ad andamento obliquo. Limite abrupto ad andamento lineare.

Orizzonte C: oltre 8 cm. Colore allo stato asciutto 10YR 6/3 (bruno chiaro). Scheletro abbondante, per elementi minuti e spigolosi. Tessitura franco sabbiosa. Radici abbondanti. medie e grandi ad andamento obliquo.

<i>Analisi fisiche</i>		A	C
Scheletro	g/kg	414	405
Sabbia molto grossa	g/kg	120	112
Sabbia grossa	g/kg	107	98
Sabbia media	g/kg	89	100
Sabbia fine	g/kg	425	411
Sabbia totale	g/kg	741	721
Limo	g/kg	187	224
Argilla	g/kg	72	55
<i>Analisi chimiche</i>			
pH H ₂ O		7.0	6.8
Carbonio	g/kg	38	16
Sostanza organica	g/kg	66	28
Carbonio attivo	mg/kg	1735.7	744.1
Azoto totale	g/kg	1.4	0.6
C/N		27	25
Fosfati assimilabili	mg/Kg	1.5	2.0
<i>Complesso di scambio</i>			
Ione Calcio	meq/100gr	8.27	4.81
Ione Magnesio	meq/100gr	2.79	1.79
Ione Sodio	meq/100gr	0.7	0.27
Ione Potassio	meq/100gr	0.54	0.45
Somma basi	meq/100gr	12.30	7.32
C.S.C.	meq/100gr	12.30	8.70
G.S.B.	%	100	84
Acidità di scambio	meq/100gr	0.00	1.38