



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE

DOTTORATO DI RICERCA IN
GESTIONE SOSTENIBILE DELLE RISORSE AGRARIE, FORESTALI E
ALIMENTARI

CICLO XXVIII

COORDINATORE Prof. Casini Leonardo

**RELAZIONE TRA GESTIONE FORESTALE E SERVIZI
ECOSISTEMICI DELLE FORESTE MEDITERRANEE**

Settore Scientifico Disciplinare AGR/05

Dottorando

Dott. Antonello Leonardo

Tutore

Prof.ssa Nocentini Susanna

Prof. Travaglini Davide

Coordinatore

Prof. Casini Leonardo

Anni 2013/2015

SOMMARIO

1. INTRODUZIONE	3
2. STRUTTURA DELLA TESI	6
3. SERVIZI ECOSISTEMICI	8
3.1 Importanza degli ecosistemi.....	8
3.2 Definizioni e cenni storici	9
3.3 Servizi ecosistemici e loro classificazione.....	12
3.4 Stato degli ecosistemi: pressioni e cambiamenti.....	15
3.4.1 Cambiamenti climatici	16
3.4.2 Cambiamenti degli ecosistemi	19
3.5 Valutazione dei servizi ecosistemici	22
3.5.1 Mappatura e stima	23
3.5.3 Analisi dei <i>trade-off</i>	26
3.5.4 Modelli per l'analisi e la previsione dei servizi ecosistemici	28
4. FORESTE E SERVIZI ECOSISTEMICI	31
4.1 Stato degli ecosistemi forestali nel mondo.....	31
4.2 Stato degli ecosistemi forestali in Italia	33
4.3 Ruolo delle foreste nella produzione di beni e servizi	35
4.4 Ruolo delle foreste italiane nella produzione di servizi ecosistemici	36
4.4.1 Ruolo delle foreste nella fornitura di prodotti legnosi	36
4.4.2 Ruolo delle foreste nella riduzione delle emissioni di CO ₂	39
4.4.3 Ruolo delle foreste per il turismo e lo svago.....	41
4.5 La gestione forestale delle foreste mediterranee	43
5. OBIETTIVI	46
6. MATERIALI E METODI.....	48
6. 1 Area di studio	48
6.1.1 Generalità	48
6.1.2 Il clima	49
6.1.3 Uso e copertura del suolo	51
6.1.4 Patrimonio forestale	52
6.1.5 Aree protette.....	56

6.2 Dati.....	56
6.3 Approccio MiMoSe.....	58
6.4 Scenari gestionali	59
6.5 Descrizione del modello e parametrizzazione.....	66
6.5.1 Modellizzazione della produzione legnosa	67
6.5.2 Modellizzazione dell'assorbimento di CO ₂	68
6.5.3 Modellizzazione del servizio turistico-ricreativo.....	70
6.6 Analisi	72
6.6.1 Analisi dei <i>trade-off</i>	72
6.6.2 Analisi multicriteriale	73
7. RISULTATI.....	74
7.1 Caratteristiche delle foreste al 2015	74
7.2 Questionario sull'attitudine all'idoneità turistico ricreativa dei soprassuoli forestali.....	76
7.3 Scenari gestionali e fornitura di servizi ecosistemici	79
7.3.1 Caratteristiche delle foreste al 2034.....	79
7.3.2 Provvigione legnosa	80
7.3.3 Sequestro di carbonio	85
7.3.4 Funzione turistico-ricreativa	88
7.4 Analisi dei <i>trade-off</i>	94
7.5 Analisi multicriteriale.....	97
7.6 Valore totale dei servizi ecosistemici a scala regionale	100
7.6.1 Valori economici	100
7.6.2 Valori standardizzati	102
8. DISCUSSIONE.....	104
9. CONCLUSIONI.....	115
10. BIBLIOGRAFIA.....	118

1. INTRODUZIONE

Gli ecosistemi naturali rappresentano un elemento di estrema importanza per il benessere e la salute dell'uomo, così come per la vitalità dell'ambiente che ci circonda, grazie alla capacità di produrre un'ampia gamma di beni e servizi complessivamente definiti Servizi Ecosistemici (SE) (Costanza et al. 1997; MEA, 2005a; TEEB, 2010) o Servizi Ambientali.

Nel corso degli ultimi decenni, la costante crescita delle attività antropiche ha determinato enormi impatti sull'ambiente influenzando l'evoluzione degli ecosistemi, la loro consistenza e capacità di generare servizi ed esternalità (TEEB, 2008). A questo riguardo, il *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) ha concentrato l'attenzione sulla complessità delle interazioni tra i sistemi naturali ed i sistemi antropici e, in particolare, sui benefici ambientali, sociali ed economici derivanti dal mantenimento dei SE (MEA, 2005a).

Comprendere le relazioni che si instaurano tra risorse ambientali, sistemi economici ed essere umano è una tematica molto importante, che dovrebbe essere definita da specifici modelli di *governance* del territorio (Tomao et al., 2013). La comprensione delle interazioni fra SE, dei *trade-off* o sinergie, come dei fattori che influenzano queste interazioni, rappresenta un cambiamento fondamentale per la gestione ambientale che consentirebbe di identificare in maniera più efficace le migliori pratiche gestionali da adottare (Rodriguez et al., 2006; Bennet et al., 2009; Garcia-Gonzalo et al., 2015).

Nell'ambito degli ecosistemi naturali le foreste, secondo quanto riportato dalla FAO nel *Global Forest Resources Assessment*, sono state definite come la più importante fonte terrestre di SE. Gli alberi e le foreste hanno inoltre un ruolo decisivo nel contenere l'effetto serra e nella lotta alla fame, alla desertificazione e alla perdita di biodiversità degli ecosistemi (FAO, 2010).

I beni e servizi erogati dalle foreste sono molteplici e hanno un ruolo determinante sul benessere dei cittadini. Il legname risulta il SE più rilevante, ma anche prodotti non legnosi come funghi, tartufi, selvaggina e frutti selvatici hanno un ruolo significativo. Molti beni prodotti dalle foreste e soprattutto servizi non hanno un valore di mercato, ma rappresentano un valore aggiunto molto importante. Le foreste risultano determinanti nella gestione delle risorse idriche, nel mantenimento della biodiversità e

nella mitigazione dei cambiamenti climatici grazie alla loro capacità di sequestro e stoccaggio del carbonio. Inoltre i boschi sono una componente importante del paesaggio, del nostro patrimonio culturale e hanno un grande valore ricreativo (Thorsen et al., 2014).

La crescita culturale e l'aumento della sensibilità ambientale nella collettività hanno fatto emergere sempre di più il ruolo degli ecosistemi forestali, compresi quelli in ambito urbano e periurbano, come beni di interesse pubblico. Ciò si manifesta con un aumento dei fruitori delle aree boscate, con un aumento della complessità della gestione, finalizzata a valorizzare la multifunzionalità, e con il riconoscimento di nuovi valori etici e socio-economici, il tutto all'interno di un quadro che assicuri il loro sviluppo sostenibile (Tomao et al., 2013).

Il concetto di multifunzionalità delle foreste può essere tradotto nella possibilità degli ecosistemi forestali di produrre molteplici SE. Per massimizzare la produzione di tali servizi è necessario modificare la gestione forestale tradizionale, basata prevalentemente sul prelievo legnoso e della selvaggina, per avvicinarsi al concetto di Gestione Forestale Sostenibile (GFS). Tale approccio, di tipo olistico, è contraddistinto da caratteri di interdisciplinarietà legati alla sfera ambientale.

A livello di pianificazione forestale, l'importanza di includere i SE nei piani di gestione e di sviluppo rurale è riconosciuta già da diversi anni. Di contro la quantificazione di beni e servizi e le interazioni che si generano fra di loro, nonostante i molti progetti condotti su questa tematica, rimangono piuttosto incerte e complesse da realizzare soprattutto in ecosistemi forestali dell'area mediterranea scarsamente indagati (Bottalico et al., 2015). Le foreste mediterranee, nonostante l'intenso impatto antropico (utilizzazioni frequenti, pascolo, incendi) protrattosi per secoli, rappresentano cenosi con un elevato grado di biodiversità e complessità della struttura arborea.

Analizzare i SE prodotti da foreste in ambiente mediterraneo, tenendo conto degli effetti che i sistemi di gestione possono avere sulla produzione di beni e servizi a livello di singola unità gestionale, è una tematica cruciale per integrare i SE nella gestione forestale, soprattutto riuscendo a combinare il rigore dell'analisi a scala di unità gestionale con la visione d'insieme a scala comprensoriale o regionale. Questo

soprattutto in ambiente mediterraneo, caratterizzato da una frammentazione delle proprietà molto elevata e da una scala spaziale ridotta (Bottalico et al., 2015).

In quest'ottica il bosco non deve essere più visto solamente come una fonte di legname o di altri prodotti non legnosi, ma come un ecosistema in grado di fornire una moltitudine di beni e servizi che garantiscono il benessere dell'uomo. Pertanto conoscere come i diversi interventi selvicolturali interagiscono con i SE a livello di unità gestionale, rappresenta un elemento chiave per l'integrazione dei SE nella pianificazione forestale a scala locale e regionale.

2. STRUTTURA DELLA TESI

Questa ricerca affronta la tematica dei servizi ecosistemici, trattando inizialmente l'argomento in generale, per poi analizzare nello specifico il ruolo degli ecosistemi forestali nella produzione di beni e servizi, e il caso di studio delle foreste della regione Molise.

Dopo la parte introduttiva (capitolo 1 e 2), nel terzo capitolo viene messa in risalto l'importanza degli ecosistemi nella produzione di beni e servizi riportando alcuni cenni storici e definizioni presenti nella letteratura internazionale relativa ai servizi ecosistemici. Viene illustrata brevemente la classificazione dei SE e si analizza lo stato degli ecosistemi in seguito alle forti pressioni antropiche degli ultimi decenni e i relativi cambiamenti introdotti negli ecosistemi a livello di struttura, processi, specie e geni. Nell'ultima parte del capitolo vengono riportate le principali tecniche di valutazione dei SE, con particolare riferimento alla stima, alla mappatura e all'analisi dei *trade-off*.

Il quarto capitolo analizza lo stato degli ecosistemi forestali a livello internazionale e nazionale mettendo in risalto il ruolo delle foreste nella produzione di beni e servizi. A tale proposito viene esaminato a livello nazionale il ruolo delle foreste per la fornitura di prodotti legnosi, il sequestro di carbonio, il turismo e le attività ricreative. Infine viene analizzata la gestione delle foreste mediterranee, evidenziando le modifiche verificatesi nel tempo in funzione dei cambiamenti sociali ed economici.

Nel capitolo cinque vengono riportati i principali obiettivi della ricerca per poi presentare nel sesto capitolo materiale e metodi dello studio. Qui vengono descritte le caratteristiche geografiche, dell'uso del suolo e del patrimonio forestale dell'area di studio (regione Molise). Successivamente sono descritti i dati utilizzati e l'approccio metodologico seguito. Per quest'ultimo viene ampiamente trattata la costruzione degli scenari gestionali impiegati per la simulazione (A - *Business as usual*, B - *Nature conservation*, C - *Wood production*), i modelli utilizzati per la stima dei SE (produzione legnosa, sequestro del carbonio e servizio turistico ricreativo) e le analisi utilizzate per il confronto dei SE e degli scenari gestionali.

Nel capitolo sette sono esposti i risultati della tesi. Inizialmente vengono riportate le caratteristiche delle foreste molisane prima della simulazione e poi i risultati relativi

al questionario proposto per individuare le caratteristiche delle foreste ritenute più importanti dagli *stakeolder* affinché risultino idonee alle attività turistiche e ricreative.

Dopodiché vengono descritte le caratteristiche delle foreste molisane alla fine del periodo di simulazione e i risultati relativi alla stima della produzione legnosa (e del relativo NPV), del sequestro del carbonio (e del relativo SCC) e dell'indice turistico ricreativo (e del relativo ITR). Per ciascun SE sono stati riportati i risultati per le diverse categorie forestali, forme di governo e classi di età e un estratto cartografico con la distribuzione spaziale del relativo servizio.

Infine sono esposti i risultati dell'analisi dei *trade-off* e dell'analisi multicriteriale con la relativa distribuzione spaziale, e il valore totale dei SE analizzati suddiviso per categorie forestale, forma di governo e classe di età.

Nell'ottavo capitolo si riporta l'analisi dei risultati concentrando l'attenzione sulle modalità gestionali che consentono di massimizzare il singolo SE, per poi valutare complessivamente i tre scenari gestionali alternativi e i *trade-off* fra SE.

3. SERVIZI ECOSISTEMICI

3.1 Importanza degli ecosistemi

Il benessere umano dipende dagli ecosistemi e dai benefici che questi forniscono (Costanza et al., 1997). Nel corso degli ultimi decenni, come conseguenza dell'aumento della prosperità economica e sociale, gli ecosistemi e le risorse naturali sono stati molto sfruttati, degradati e in casi estremi distrutti (MEA, 2005a). Contemporaneamente all'aumento della consapevolezza delle perdite naturali, è cresciuta la comprensione in termini ecologici dell'intricata relazione tra ricchezza e benessere dell'uomo e biodiversità, ecosistemi e servizi annessi (TEEB, 2008).

Nel 2001 ha preso il via un'importante progetto denominato *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA), concluso nel 2005, con l'obiettivo di valutare l'impatto del mutamento degli ecosistemi per il benessere umano oltre a fornire delle solide basi scientifiche a supporto delle azioni di conservazione e per l'uso sostenibile degli ecosistemi e i servizi prodotti per il benessere umano (MEA, 2005b). Il progetto si inserisce fra le azioni regionali ed internazionali volte alla salvaguardia e all'uso sostenibile dell'ambiente per rispondere a richieste governative poste a livello internazionale.

A partire dagli anni '70 le problematiche ambientali hanno raggiunto una posizione di centralità all'interno del dibattito internazionale. I primi passi a livello politico verso la presa di coscienza del problema sono stati mossi nel 1972 con la Conferenza di Stoccolma sull'ambiente umano svoltasi su iniziativa dell'ONU (Organizzazione delle Nazioni Unite), durante la quale è stata approvata la dichiarazione omonima (*Dichiarazione dell'ambiente umano*), ratificata da parte dei capi delle 110 delegazioni partecipanti.

Sempre nel 1972, a conferma della crescente importanza delle tematiche ambientali a livello mondiale, venne istituito il Programma delle Nazioni Unite per l'Ambiente (*United Nations Environment Programme* – UNEP) che risulta un organo sussidiario dell'Assemblea generale delle Nazioni Unite (*United Nations General Assembly* – UNGA). All'UNEP sono affidate funzioni di studio e operative, per fornire assistenza tecnica ai paesi in via di sviluppo, e rientra fra i compiti di tale Organo

l'adozione di atti non vincolanti (linee guida) e progetti di convenzioni ambientali. A partire dalla fine degli anni ottanta l'operato dei gruppi di lavoro UNEP portò alla presentazione del testo della Convenzione sulla Diversità Biologica (*Convention on Biological Diversity – CBD*) durante la Conferenza di Rio (1992). Nella stessa sede venne anche presentata la Convenzione contro la Desertificazione (*Convention to Combat Desertification – CCD*) e la Convenzione Quadro delle Nazioni Unite sui Cambiamenti Climatici (*United Nation Framework Convention on Climate Change – UNFCCC*) ratificate, rispettivamente, a partire dal 1994 e dal 1992. La UNFCCC per monitorare i risultati delle iniziative e continuare le negoziazioni riunisce annualmente i rappresentanti di tutti i paesi firmatari con incontri che prendono il nome di *Conference Of Parties (COP)*.

Il MEA ha fornito importanti risposte alle richieste governative ricevute attraverso Convenzioni Internazionali, alcune delle quali riportate in precedenza, partendo dal presupposto che tutti nel mondo dipendiamo completamente dagli ecosistemi e dai servizi che questi producono, come ad esempio cibo, acqua, regolazione del clima e controllo delle malattie (MEA, 2005a). Pertanto valutare lo stato degli ecosistemi e come i loro cambiamenti possono influenzare la fornitura di beni e servizi risulta di fondamentale importanza.

3.2 Definizioni e cenni storici

Il termine “ecosistema” fu introdotto negli anni '30 del XX secolo dall'ecologo vegetale inglese Arthur George Tansley il quale diede la prima definizione formale, ma di ecosistemi si discuteva da tempo pur etichettandoli con altri nomi (comunità ecologica, biosistema, ecc.).

Un ecosistema è un complesso dinamico di comunità vegetali, animali e di microrganismi e dell'ambiente non biotico che le circonda, che interagiscono come un'unità funzionale. Tra gli esempi di ecosistema includiamo i deserti, le barriere coralline, le zone umide, le foreste pluviali, le foreste boreali, le praterie, i parchi urbani e le terre coltivate. I biosistemi possono essere modificati o meno per mano dell'uomo (TEEB, 2008).

Gli ecosistemi forniscono innumerevoli benefici sotto forma di beni e servizi fondamentali per il benessere, la salute, il sostentamento e la sopravvivenza dell'uomo, generalmente definiti servizi ecosistemici (Costanza et al., 1997; MEA, 2005a; TEEB, 2010).

Il concetto di SE, sviluppato a partire dagli anni '70, ha assunto un ruolo di primo piano solo dopo le pubblicazioni di de Groot (1992) e Costanza et al. (1997). L'interesse verso questa tematica è cresciuto rapidamente fino alla pubblicazione del MEA (2005a) e dell'iniziativa nominata "*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*" (TEEB) (2010) da parte delle Nazioni Unite (Costanza et al., 2014).

Esistono molte definizioni e classificazioni per i SE, ma la più ricorrente è sicuramente quella del MEA (2005a) che li descrive come "*i benefici che l'uomo ottiene dagli ecosistemi*". Altra definizione più complessa viene data da Daily (1997) nel libro "*Nature's services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*" nel quale i SE sono definiti come "*condizioni e processi attraverso i quali gli ecosistemi naturali e le specie che li compongono sostengono e soddisfano la vita umana. Essi mantengono la biodiversità e la produzione di beni ecosistemici come cibo, foraggio, legname, combustibili, e prodotti industriali e parafarmaceutici*".

Nel 1997 la capacità dell'economista statunitense Robert Costanza è stata soprattutto quella di contabilizzare per la prima volta il valore economico dei servizi prodotti dagli ecosistemi, portandolo al cospetto dei *policy makers*. Ciò ha comportato una progressiva divulgazione dell'enorme valore degli ecosistemi fino ad arrivare ad uno scenario globale dove si sente sempre di più parlare di salvaguardia ambientale per ridurre il consumo di suolo, l'inquinamento atmosferico, l'inquinamento delle falde acquifere ecc. (Gaglioppa, 2013).

Costanza (1997) definisce beni ecosistemici (per esempio il cibo) e servizi ecosistemici (per esempio l'assimilazione dei rifiuti) *i benefici che le popolazioni umane traggono direttamente o indirettamente dalle funzioni degli ecosistemi*. I SE identificati da Costanza sono riportati nella tabella seguente (Tab. 3.1) e per ciascun servizio viene riportata la funzione ecosistemica corrispondente.

Tabella 3.1 – Servizi Ecosistemici e relative funzioni (Costanza, 1997).

SERVIZIO ECOSISTEMICO	FUNZIONE ECOSISTEMICA	ESEMPI
Regolazione dei gas	Regolazione della composizione chimica dell'atmosfera	Bilanciamento della CO ₂ /O ₂ per protezione UVB
Regolazione del clima	Regolazione della temperatura globale, delle precipitazioni e altri processi climatici	Regolazione dei gas serra
Regolazione dei disturbi	Capacità, smorzamento e integrità delle risposte dell'ecosistema alle fluttuazioni ambientali	Controllo alluvioni, siccità e altre risposte alla variabilità ambientale controllate dalla struttura vegetale
Regolazione dell'acqua	Regolazione dei flussi idrologici	Fornitura di acqua per processi agricoli, industriali
Fornitura di acqua	Stoccaggio e conservazione dell'acqua	Fornitura di acqua da dispiuvi, serbatoi
Controllo dell'erosione	Conservazione del suolo in un ecosistema	Prevenzione della perdita di suolo da vento, deflussi
Formazione del suolo	Processi di formazione del suolo	Corrosione della roccia e accumulo di materiale organico
Ciclo dei nutrienti	Stoccaggio, elaborazione, acquisizione di sostanze nutritive	Fissazione dell'azoto
Trattamento dei rifiuti	Recupero di nutrienti, rimozione o rottura di eccessi di nutrienti	Controllo dell'inquinamento, disintossicazione
Impollinazione	Movimentazione di gameti floreali	Impollinatori per la riproduzione delle piante
Controllo biologico	Regolazione delle popolazioni	Controllo dei predatori da parte delle prede, riduzione degli erbivori
Rifugi	Habitat per popolazioni residenti e transitorie	Habitat per specie migratorie, per svernamento a terra
Produzione di cibo	Parte della produzione primaria lorda estraibile come cibo	Produzione di pesce, selvaggina, colture
Materie prime	Parte della produzione primaria lorda estraibile come materie prime	Produzione di legname, carburante, foraggio
Risorse energetiche	Fonti di materiali e prodotti biologici unici	Medicine, geni resistenti ai patogeni delle colture
Divertimento, servizi ricreativi	Possibilità di attività ricreative	Ecoturismo, pesca sportiva
Servizi culturali	Fornitura di opportunità per usi non commerciali	Valori estetici, artistici, spirituali degli ecosistemi

L'Unione Europea, data l'importanza di conoscere lo stato degli ecosistemi e il valore dei servizi prodotti, attraverso l'Azione 5 della *"EU Biodiversity Strategy"* (valida fino al 2020) ha previsto che ciascuno stato membro, con l'assistenza della Commissione, realizzi la mappatura e la valutazione degli ecosistemi (forestali, agricoli, di acqua dolce e marini) e dei servizi da essi prodotti sul territorio nazionale entro il 2020 (Maes et al., 2014).

L'inclusione dei SE nelle politiche di conservazione ha determinato un crescente interesse verso la tematica dei SE (Egoh et al. 2012).

3.3 Servizi ecosistemici e loro classificazione

I SE, generalmente definiti come i benefici che le persone ottengono dagli ecosistemi, sono stati classificati in quattro categorie principali (MEA, 2005a):

1. I *Provisioning service* sono i prodotti ottenuti dagli ecosistemi di cui l'uomo si serve per soddisfare le proprie esigenze. Fa parte di questa categoria il cibo, sia ottenuto da sistemi organizzati (agricoltura, zootecnia e acquacoltura), sia quello derivante dalla pesca, la caccia o dalla raccolta di prodotti selvatici. Un importante bene di questa categoria è l'acqua, che diventa un servizio di supporto per esempio quando utilizzata per la produzione di energia idroelettrica. Altro bene importante è il legname, che grazie alla sua versatilità consente di ottenere materiale per edilizia, combustibile e fibre (seta, cotone, canapa);
2. I *Regulating service* sono i benefici ottenuti dalla regolazione dei processi ambientali come la regolazione climatica, il controllo dell'erosione, il trattamento dei rifiuti, l'impollinazione. Gli ecosistemi possono influenzare in più modi la qualità dell'aria producendo ed assorbendo sostanze chimiche dall'atmosfera, regolare la diffusione delle malattie modificando la presenza dei loro vettori (come per esempio le zanzare per la malaria), ridurre l'entità dell'erosione grazie alla copertura vegetale che ha un ruolo determinante anche nella prevenzione delle frane.
3. I *Cultural service* sono benefici immateriali che le persone ottengono dagli ecosistemi attraverso l'arricchimento spirituale, la riflessione, la ricreazione. Ad esempio con l'incremento dell'urbanizzazione sono sempre più richiesti paesaggi naturali piacevoli o aree naturali dove potersi recare per svolgere attività *outdoor*.
4. I *Supporting service* sono quei servizi necessari per la produzione di tutti gli altri SE come la formazione del suolo, la fotosintesi, il ciclo dei nutrienti, il ciclo dell'acqua e i restanti cicli dei nutrienti che consentono lo sviluppo degli organismi.

Gli ecosistemi possono anche essere definiti come capitale naturale (*natural capital*). Generalmente per capitale si intende uno *stock* di materiale o di informazioni disponibile in uno specifico momento, che genera un flusso di servizi utilizzabili per accrescere il benessere umano. L'utilizzo da parte dell'uomo del flusso di servizi generato può alterare o meno lo *stock* di capitale originale (Costanza et al., 1997). Ne consegue che gli ecosistemi naturali possono influenzare il benessere umano, ma allo stesso tempo l'uomo può condizionare lo stato degli ecosistemi.

E' comunque importante notare come gli ecosistemi non possano fornire nessun tipo di beneficio alle persone senza la presenza delle persone stesse (*human capital*), delle loro comunità (*social capital*) e del territorio urbanizzato in cui vivono (*built capital*) (Fig. 3.1). Nella figura successiva si può osservare come i SE prodotti dal capitale naturale non producano direttamente benessere per le persone senza prima interagire con le altre tre forme di capitale (*social capital*, *built capital* e *human capital*) (Costanza et al., 2014).

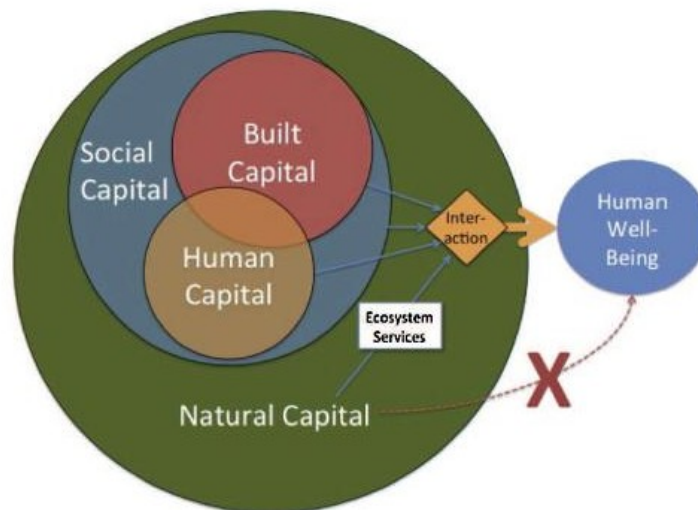


Figura 3.1 – Interazioni fra *built*, *social* e *human capital* affinché gli ecosistemi possano generare benefici per le persone (Costanza et al., 2014).

L'uomo è parte integrante degli ecosistemi e per valutare come i cambiamenti nella fornitura di SE possono influenzare il benessere umano, devono essere analizzati i rapporti che si generano fra di essi (MEA, 2005a). Per compiere questa analisi, il benessere delle persone può essere suddiviso in più componenti: la sicurezza (*security*), intesa come la sicurezza personale, il sicuro accesso alle risorse naturali;

le cose elementari per una buona vita (*basic material for a good life*), come ad esempio cibo e mezzi di sussistenza adeguati; la salute (*health*), cioè sentirsi bene o vivere in ambiente sano; le buone relazioni sociali (*good social relations*). Tutte queste componenti del benessere umano influenzano la libertà di scelta e di azione (*freedom of choice and action*) (MEA, 2005a). Le relazioni fra SE e le componenti del benessere umano vengono riportate nella figura seguente (Fig. 3.2).



Figura 3.2 – Equilibrio fra servizi ecosistemici e benessere umano (Fonte: MEA, 2005a).

Appurato lo stretto legame fra ecosistemi e benessere umano, la componente antropica ha un ruolo primario sull'attuale degrado dei sistemi naturali, dovuto alla crescente richiesta di beni e servizi da parte delle società. Pertanto risulta essenziale assicurare che lo sviluppo economico e tecnologico tengano in debita considerazione il valore reale degli ecosistemi naturali, un aspetto centrale sia della gestione economica sia di quella ambientale. I SE non risultano sempre riconducibili ad un mercato commerciale o quantificabili in modo da poter essere comparabili con beni che producono un reddito e per tale ragione hanno uno scarso peso nelle decisioni politiche (Costanza et al., 1997). Comprendere l'autentico valore economico dei SE

fornirebbe quindi ai responsabili politici degli strumenti fondamentali per integrare il valore reale dei servizi nel processo decisionale (TEEB, 2008).

3.4 Stato degli ecosistemi: pressioni e cambiamenti

Lo sviluppo delle società umane è stato contraddistinto da una storia di cambiamenti dei sistemi naturali della terra per sostenere modi di vivere sempre più complessi e confortevoli e una popolazione in continua espansione.

Nel corso dei millenni, aree incontaminate in tutto il pianeta furono adattate per permettere alle comunità che vi si erano stanziate di ottenere approvvigionamenti sicuri di cibo, acqua, energia e materiali. Bisogna però tenere di conto che la domanda di beni voluttuari in una parte del mondo potrebbe influenzare sistemi naturali posti anche a migliaia di chilometri di distanza.

Nella seconda metà del XX secolo, l'avvento dell'industrializzazione, ha comportato un'accelerazione dei cambiamenti relativi ai sistemi naturali come mai avvenuto prima nella storia. Tale incremento è imputabile ai progressi tecnologici che hanno permesso la sopravvivenza di nuclei urbani sempre più popolosi (MEA, 2005b) ed esigenti. I cambiamenti dei sistemi naturali hanno contribuito a migliorare la vita di miliardi di persone ma, allo stesso tempo, hanno ridotto la capacità della natura di fornire altri servizi essenziali, come ad esempio la depurazione dell'acqua e dell'aria, la protezione da eventi catastrofici e la produzione di medicinali naturali (MEA, 2005a).

Eppure, malgrado i processi tecnologici avvenuti negli ultimi decenni risultino straordinari, la vita degli esseri umani dipende molto di più di quanto non ci si possa rendere conto dalla complessa rete biologica di cui facciamo parte.

L'esempio più eclatante dei cambiamenti causati dalle attività antropiche nell'ultimo cinquantennio sono i cambiamenti climatici (*global change*), che hanno avuto impatti diffusi sui sistemi naturali e su quelli umani (IPCC, 2014), strettamente correlati fra di loro.

3.4.1 Cambiamenti climatici

I cambiamenti del sistema climatico sono inequivocabili, e dal 1950, molti dei cambiamenti osservati non hanno precedenti. Gli effetti maggiori riguardano principalmente il riscaldamento globale (*global warming*), che negli ultimi anni è continuato senza mostrare segni di rallentamento, evidenziando al contrario una significativa accelerazione: l'atmosfera e l'oceano hanno subito un aumento delle temperature, la quantità di neve e ghiaccio sono diminuiti, e il livello del mare è aumentato (IPCC, 2014) (Fig. 3.3).

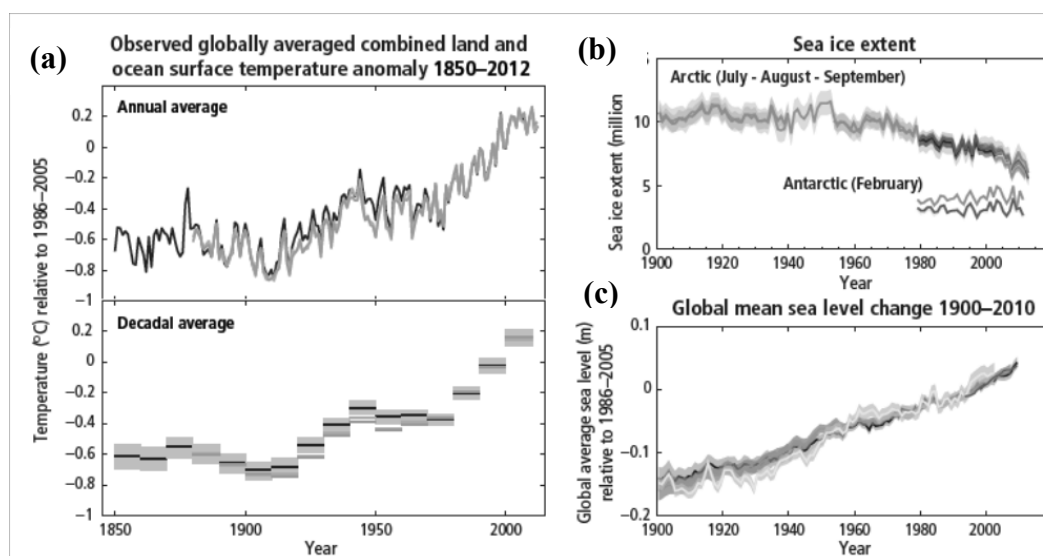


Figura 3.3 – Osservazioni multiple riguardanti le anomalie di temperatura riguardanti la terra e gli oceani (a), l'estensione dei ghiacci Artici (media luglio-settembre) e Antartici (febbraio) (b) e il livello medio globale del mare (c) (Fonte: IPCC, 2014).

L'aumento delle temperature è imputabile prevalentemente alla maggiore concentrazione in atmosfera di alcuni gas, definiti gas a effetto serra (*Green House Gas* - GHG) (IPCC, 2014). I gas serra sono così denominati perché intrappolano il calore del sole nell'atmosfera allo stesso modo in cui il vetro di una serra cattura il calore.

L'atmosfera terrestre è composta principalmente da vapore acqueo (H_2O), anidride carbonica (CO_2), protossido di azoto (N_2O), metano (CH_4) e altri gas presenti allo stato naturale, che consentono il passaggio dei raggi solari per raggiungere la superficie terrestre. Parte della radiazione solare viene riflessa dal suolo verso l'alto (albedo) assumendo la forma di raggi infrarossi (energia termica), dopodiché una

minima parte si disperde nello spazio (circa il 6%) o viene assorbita dai composti atmosferici e la restante viene irradiata nuovamente verso il suolo da parte dei gas a effetto serra. Questo processo naturale, detto appunto “effetto serra”, mantiene la temperatura della terra a un livello tale da consentire la vita sul pianeta. Senza di esso, la temperatura media globale sarebbe infatti insopportabile raggiungendo valori di $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Le crescenti attività antropiche hanno determinato l’incremento dei livelli atmosferici dell’anidride carbonica e di altri gas che “intrappolano” il calore. L’aumento di tali gas determina un effetto serra artificiale che si aggiunge a quello naturale, rendendo la terra più calda e modificandone il clima.

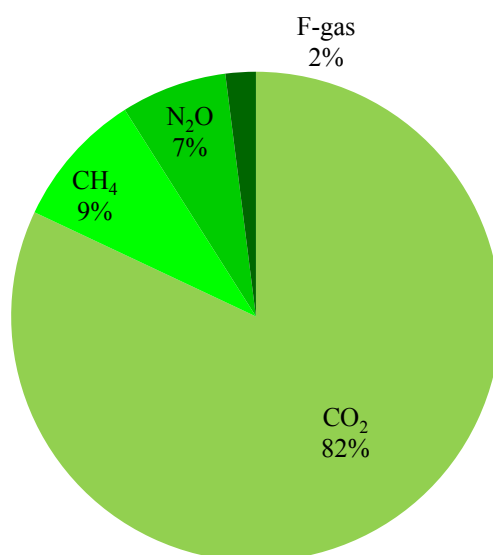


Figura 3.4 – Emissioni di gas serra da parte degli stati membri dell’UE (UE-28) per tipologia di gas nell’anno 2012 (gli F- gas comprendono l’esafluoruro di zolfo (SF₆), gli idrofluorocarburi (HFCs) e i perfluorocarburi (PFCs) (Fonte dati: EEA, 2014).

I principali gas serra prodotti, come è possibile verificare in Fig. 3.4, risultano essere il biossido di carbonio (CO₂), il metano (CH₄), il protossido di azoto (N₂O) e quattro tipi di gas fluorurati sviluppati specificamente per uso industriale: idrofluorocarburi (HFC), perfluorocarburi (PFC), esafluoruro di zolfo (SF₆) e trifluoruro di azoto (NF₃).

Il biossido di carbonio è prodotto dalla combustione di legno, rifiuti solidi e soprattutto combustibili fossili (Fig. 3.5), i principali motori dello sviluppo economico degli ultimi tre secoli. A queste emissioni si aggiunge poi l’impatto

della deforestazione, che gioca un ruolo molto importante nel ciclo del carbonio e di conseguenza nel bilancio di CO₂ emessa/assorbita.

Il metano, anche se meno presente della CO₂ in atmosfera, produce un effetto 21 volte superiore ed è responsabile per circa il 20% dell'innalzamento dell'effetto serra. Il metano viene prodotto durante la produzione e il trasporto di carbone, gas naturali e petrolio, ma è anche il risultato della decomposizione di rifiuti organici e dell'allevamento di bestiame.

Il protossido di azoto è prodotto dalle attività agricole e industriali, ma soprattutto dai processi microbiologici di nitrificazione e denitrificazione. Le emissioni di N₂O sono inferiori rispetto a quelle di CO₂, ma 300 volte più potenti nel trattenere calore.

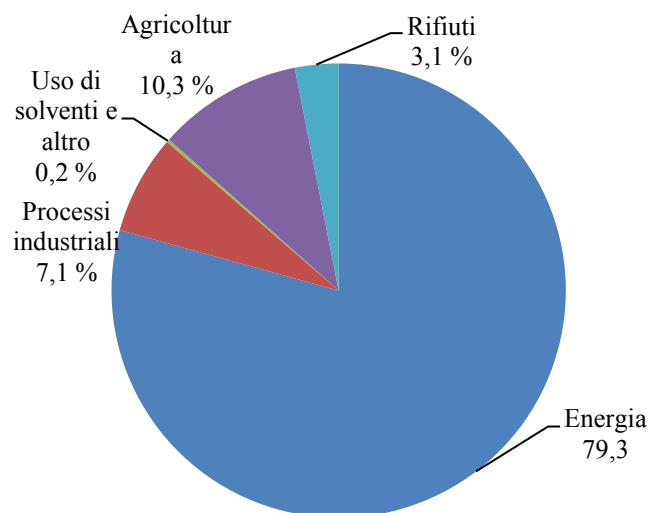


Figura 3.5 - Emissioni di gas serra da parte degli stati membri dell'UE (UE-28) per settore nell'anno 2012 (Fonte dati: EEA, 2014).

In Fig. 3.4 non è presente il vapore acqueo perché in generale le attività umane hanno un basso impatto sui livelli di vapore acqueo in atmosfera. Nonostante questo l'acqua presente allo stato gassoso in atmosfera è la maggior responsabile dell'effetto serra naturale del nostro pianeta e può essere un elemento determinante anche per i processi di cambiamento climatico (effetto serra artificiale). Le temperature più calde, registrate negli ultimi anni, possono attirare quantità di acqua maggiori verso l'atmosfera e determinare di conseguenza l'aumento del vapore acqueo globale.

I cambiamenti del clima determinano numerose problematiche per gli ecosistemi terrestri pesantemente modificati negli ultimi anni.

3.4.2 Cambiamenti degli ecosistemi

Nel corso del tempo gli ecosistemi hanno subito numerose modifiche che verranno analizzate separatamente per quanto riguarda: la struttura, i processi, le specie e la diversità genetica.

Struttura

La *struttura* degli ecosistemi terrestri ha subito modifiche sostanziali a causa dell'azione umana, la più significativa delle quali è la trasformazione di circa un quarto (24%) delle superfici terrestri in aree coltivate dal 1945 ad oggi (MEA, 2005a). L'aumento delle superfici agricole ha comportato un aumento del prelievo di risorse idriche da laghi e corsi d'acqua per fini irrigui o per scopi industriali e un aumento della capacità di stoccaggio di acqua (la capacità degli invasi è quadruplicata). Gli uomini utilizzano ad oggi fra il 40% ed il 50% delle acque correnti accessibili alla maggior parte della popolazione e in alcune regioni le falde acquifere non riescono a ricaricarsi a causa dello sfruttamento eccessivo (MEA, 2005a).

Le aree forestali globali si sono drasticamente ridotte nell'ultimo secolo e dal 1990 al 2015, secondo quanto stimato dalla FAO (2015b), si è verificata una riduzione delle superfici forestali di 129 milioni di ettari. Le foreste di mangrovie, ecosistema unico ed essenziale, continuano a diminuire (FAO, 2015a) a causa della conversione all'acquacoltura, dell'eccessivo sfruttamento e delle tempeste. Il 30% delle barriere coralline, che spesso mostrano livelli di biodiversità addirittura superiori a quelli delle foreste tropicali, è stato seriamente danneggiato dalla pesca, dall'inquinamento e da episodi di sbancamento del corallo.

I cambiamenti più rapidi riguardano attualmente i paesi in via di sviluppo, ma tassi di trasformazione comparabili si sono verificati precedentemente anche nei paesi storicamente industriali (Europa, Nord America e Unione Sovietica). Attualmente a livello globale il tasso di trasformazione degli ecosistemi ha cominciato a diminuire, soprattutto per la riduzione dell'espansione delle aree coltivate, e in particolar modo nelle zone temperate gli ecosistemi stanno tornando a quelle che erano le condizioni

e la composizione di specie antecedente la conversione avvenuta. Tuttavia per alcuni ecosistemi ed alcune regioni specifiche il tasso di conversione degli ecosistemi rimane elevato (MEA, 2005a).

Processi

I processi relativi agli ecosistemi includono il ciclo dell'acqua, dell'azoto, del carbonio e del fosforo, i quali sono cambiati molto rapidamente nella seconda metà del XX secolo come mai registrato prima nella storia. La pressione antropica sugli ecosistemi oltre a modificare la loro struttura ha comportato delle modifiche anche per quanto riguarda i processi biogeochimici e il loro funzionamento (MEA, 2005a). Alcuni dei cambiamenti più importanti relativi ai cicli biologici vengono di seguito analizzati.

Ciclo dell'acqua. L'acqua è un elemento essenziale per la vita e un'indispensabile risorsa per gli ecosistemi e per tutte le attività umane strettamente legata all'andamento climatico (EEA, 2012). Dal 1960 al 2000 il prelievo di acqua per le attività agricole (70% del consumo mondiale) o per l'utilizzo domestico o industriale è duplicato. A livello globale l'acqua dolce rinnovabile utilizzata dall'uomo è di poco superiore al 10%, ma per alcune regioni come ad esempio il Medio Oriente e il Nord Africa si utilizza fino al 120%. Questo eccesso è dovuto al prelievo dalle falde freatiche con ritmi superiori al tempo necessario per la loro ricarica (MEA, 2005a).

Ciclo del carbonio. La concentrazione atmosferica di anidride carbonica, a partire dalla rivoluzione industriale, è incrementata del 40% e dal 2002 al 2011 si è verificato un aumento di $2,0 \pm 0,1$ ppm/anno. Dal 1750 al 2011 sono state emesse in atmosfera 2.040 ± 310 GtCO₂, di cui $1'880 \pm 35$ GtCO₂ (40%) sono rimaste nell'atmosfera (IPCC, 2014).

Il ruolo degli ecosistemi nel ciclo del carbonio è sempre stato determinante, ma nell'ultimo cinquantennio ha subito modifiche sostanziali. Gli ecosistemi da essere mediamente una fonte netta di CO₂ fino agli inizi del XX secolo, sono diventati un fondamentale serbatoio di carbonio dalla metà del XX secolo, anche se le perdite di carbonio derivanti dal cambiamento di uso del suolo continuano ad alti livelli (MEA, 2005a).

Ciclo dell'azoto. La quantità di azoto biologicamente disponibile o reattivo prodotto dalle attività umane è aumentato di nove volte tra il 1980 e il 1990, e

prevalentemente si è verificato nella seconda metà del secolo in coincidenza con l'aumento dell'uso di fertilizzanti. Più della metà di tutti i fertilizzanti azotati di sintesi mai utilizzati sul pianeta sono stati impiegati a partire dal 1985. Le attività umane hanno ormai raddoppiato il tasso di produzione di azoto reattivo sulla terra e il flusso di azoto reattivo verso gli oceani di quasi l'80% (1860-1990) (MEA, 2005a).

Ciclo del fosforo. L'uso di fertilizzanti fosfati e il tasso di accumulo di fosforo nei suoli agricoli sono aumentati di quasi tre volte dal 1960 al 1990, per poi diminuire un po' dopo questo periodo. L'attuale flusso di fosforo verso gli oceani è triplicato (MEA, 2005a).

Specie

Gli ecosistemi terrestri risultano costituiti da numerose specie, le quali influiscono sui processi ecosistemici e risultano influenzate dai cambiamenti degli ecosistemi stessi.

La distribuzione delle specie sulla terra è divenuta sempre più omogenea negli ultimi anni (MEA, 2005a). Questo sta a significare che i processi naturali di evoluzione, in particolar modo la combinazione di barriere naturali alla mitigazione e l'adattamento delle specie alle condizioni di un determinato luogo, stanno determinando cambiamenti sempre minori. Ciò si traduce in una minore differenziazione fra un *set* di specie localizzato in una determinata area geografica del pianeta e un *set* localizzato in un'altra area. Questo *trend* negativo è dovuto principalmente a due fattori, l'estinzione di numerose specie e il tasso di invasione/introduzione di specie aliene, dovuto principalmente all'incremento dei trasporti e al commercio.

Negli ultimi tempi all'interno di alcuni gruppi tassonomici si è verificata una riduzione delle popolazioni, sia in termini dimensionali che di diffusione, relativamente alla maggior parte delle specie (MEA, 2005a).

Ad oggi numerose specie di mammiferi (23%), uccelli (12%) e anfibi (32%) risultano a rischio estinzione con un buon grado di sicurezza, e generalmente gli habitat di acqua dolce risultano avere la più alta percentuale di specie minacciate. A ciò va aggiunto che nel corso degli ultimi 100 anni, l'uomo ha comportato un incremento di ben 1.000 volte del tasso di estinzione delle specie rispetto al normale tasso verificatosi durante la storia del pianeta. Tali stime devono tenere di conto che molti taxa risultano ancora sconosciuti e alcune specie sono poco conosciute.

Geni

La diversità genetica è una caratteristica degli ecosistemi che consente una maggiore capacità di adattamento e sopravvivenza in caso di particolari eventi o cambiamenti ambientali. L'estinzione di molte specie e la scomparsa di popolazioni uniche ha comportato una drastica riduzione della diversità genetica, la quale si è globalmente ridotta soprattutto fra le specie coltivate. Fra le specie selvatiche sensibili cali della diversità genetica si sono verificati per specie molto sfruttate da parte dell'uomo.

3.5 Valutazione dei servizi ecosistemici

Come riportato anche in precedenza, molti studi a livello mondiale hanno evidenziato l'uso insostenibile dei SE e il conseguente loro declino. Riconoscere il valore degli ecosistemi, dei paesaggi che ci circondano, delle specie e di altri aspetti della biodiversità è una caratteristica di tutte le comunità e società umane, e in alcuni casi è sufficiente a garantire la conservazione e l'uso sostenibile di tali risorse (TEEB, 2010).

Tuttavia riconoscere il valore degli ecosistemi e dei SE non è sufficiente per gestire e conservare tali risorse, ma è necessario conoscere la loro distribuzione spaziale e il loro valore materiale e immateriale affinché queste informazioni vengano integrate nei processi decisionali (Daily e Matson, 2008).

Negli ultimi anni molti studi e diverse metodologie sono state sviluppate per la mappatura, la stima e la modellizzazione dei SE a diverse scale spaziali (globale, nazionale, regionale e locale) e per i diversi biomi presenti (Egoh et al., 2008; Burkhard et al., 2012; Egoh et al., 2012; Crossman et al., 2013; Chirici et al., 2014). La quantificazione biofisica risulta essere uno *step* fondamentale per l'implementazione delle strategie di salvaguardia dei SE, spesso più importante sia di una valutazione economica sia di un'analisi dei *trend* e/o dei *trade-off*. Sfortunatamente molti SE non possono essere direttamente quantificati, rendendo indispensabile l'uso di indicatori specifici (Egoh et al., 2012).

Il crescente interesse del settore della ricerca verso la tematica dei SE è in parte dovuto alla progressiva inclusione di quest'ultimi nelle politiche di conservazione, ma anche per l'interesse da parte delle imprese di rispettare le politiche ambientali in

vigore e di sapere come le nuove potranno influenzare le loro attività (Egoh et al., 2012).

I SE maggiormente mappati risultano essere in ordine decrescente: lo stoccaggio di carbonio (19%), il sequestro di carbonio (16%), la produzione di cibo (16%), la ricreazione (13%), la provvigione di acqua (10%) e la qualità dell'acqua (10%) (Crossman et al., 2013) . Per quanto riguarda la scala spaziale, la maggior parte degli studi sono stati condotti a scala regionale (Martinez-Harms e Balvanera, 2012).

3.5.1 Mappatura e stima

La mappatura consente di ottenere informazioni riguardo l'estensione e la distribuzione spaziale delle principali tipologie di ecosistemi, importante per avere una stima delle condizioni di ciascun biosistema. Mappare le condizioni degli ecosistemi è utile anche per avere informazioni aggiuntive riguardo la quantità e la qualità dei servizi che ciascun ecosistema può produrre, tenendo in considerazione le specifiche condizioni climatiche, geologiche e di altri fattori naturali presenti in una determinata area geografica (Maes et al., 2014). I SE risultano infatti strettamente correlati con il luogo in cui un determinato bene o servizio è stato generato (Chirici et al., 2014, Fisher et al., 2009).

Grazie alla diffusione dei GIS (*Geographic Information Systems*) e alla disponibilità pubblica di *data set* di elevata qualità riguardanti l'uso del suolo e la presenza di entità bio-geografiche (foreste, zone umide, spiagge ecc.), la stima e la mappatura della fornitura/domanda di SE è divenuta sempre più agevole (Troy e Wilson, 2006). Tuttavia, nonostante il gran numero di lavori riguardanti queste tematiche, pochi risultano gli studi che realizzano un confronto diretto fra SE prodotti e fabbisogno di SE (Burkard et al., 2012).

Gli approcci utilizzati per mappare i SE possono cambiare a seconda delle categorie di SE analizzate (*Provisioning, Regulating* ecc.) e dei dati a disposizione (Fig. 3.6) (Eigenbrod et al., 2010; Martinez-Harms e Balvanera, 2012). I dati secondari (dati già disponibili, utili per la ricerca che si vuole intraprendere, anche se non esplicitamente costruiti per tale scopo) sono quelli maggiormente utilizzati per la mappatura, mentre l'utilizzo di dati primari consente risultati migliori dal momento che vengono raccolti specificatamente per la finalità della ricerca. Questione fondamentale nell'ottica del continuo monitoraggio dei sistemi naturali è la

riproducibilità dei metodi di mappatura, che consentirebbe un'analisi spazio-temporale delle variazioni nella fornitura di SE (Chirici et al., 2014).

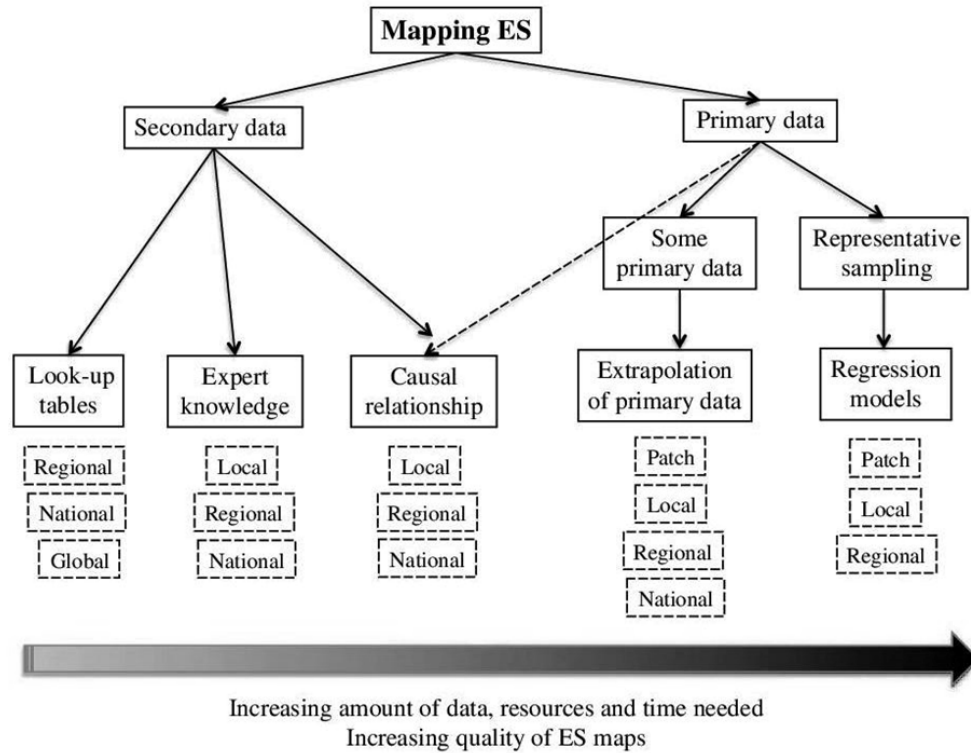


Figura 3.6 – Albero decisionale delle metodologie di mappatura utilizzate in base alla disponibilità di dati (Fonte: Martinez-Harms e Balvanera, 2012).

Gli approcci utilizzati per mappare la distribuzione spaziale dei SE sono molteplici ma quelli maggiormente impiegati possono essere distinti in tre tipologie:

- *Benefit-transfer*. La metodologia consente di stimare e mappare il valore monetario dei SE a diverse scale utilizzando informazioni raccolte in un determinato luogo e momento per fare inferenza sul valore economico di beni e servizi ambientali in luoghi e tempi diversi. Con tale metodo viene assegnato un valore monetario a ciascun *habitat* sulla base di studi precedentemente condotti in zone con una simile copertura del suolo (Costanza et al., 1997; Troy e Wilson, 2006). Questa tecnica si presta ad analisi ad ampia scala (da regionale a globale), ma attribuisce erroneamente gli stessi valori ad ogni ettaro di un determinato tipo di habitat, indipendentemente dalla qualità, rarità, dimensioni o vicinanza a centri abitati (Nelson et al., 2009).

- *Community value*. Questo metodo include misure spaziali dei valori sociali e di come vengono percepiti determinati luoghi dagli *stakeholder* (ruolo culturale svolto

da una foresta, ruolo paesistico di una determinata area geografica), ottenuti attraverso sondaggi sulle preferenze (questionari e interviste) con il fine di mappare determinati SE. I dati derivanti da tali analisi vengono sistematicamente integrati con dati biofisici (Scherrouse et al., 2011).

- *Social-ecological assessment*. Questa tecnica di valutazione sfrutta le relazioni presenti fra variabili ecologiche (clima, uso del suolo, dati telerilevati (*remote-sensing*)) e sociali (popolazione, dati relativi a censimenti, *layer* di strade) misurabili per la produzione di modelli che consentano di mappare e quantificare i SE (Nelson et al., 2009; Eigenbrod et al., 2010; Maes et al., 2012).

Come accennato in precedenza, non tutti i SE possono essere direttamente valutati, ma risulta necessario l'uso di indicatori specifici che hanno una determinata relazione con il servizio oggetto di analisi (soprattutto per la maggior parte dei servizi di supporto, di regolazione e culturali). Gli indicatori possono essere distinti in primari e secondari, dove i primi riflettono il *proxy* utilizzato per misurare il SE (ad es. fruibilità turistica), mentre i secondi servono per fornire le informazioni necessarie per costituire un indicatore primario (ad es. per la fruibilità turistica, gli indicatori secondari potrebbero essere l'accessibilità e la naturalità) (Egoh et al., 2012).

Tabella 3.2 – Esempio di indicatori utilizzati per la mappatura di alcuni SE (Fonte: Egoh et al., 2012 - modificato).

Servizio Ecosistemico	Indicatori secondari
Funzione estetica	Distanza da punti panoramici; Aree protette.
Regolazione della qualità dell'aria	Velocità di deposizione; Concentrazione di inquinanti; Copertura arborea.
Controllo biologico	Presenza di parassiti.
Regolazione del clima	Biomassa epigea o ipogea; Biomassa forestale; Copertura del suolo; NPP; Flusso di nutrienti; Carbonio nel suolo.
Prevenzione dell'erosione	Erodibilità; Uso del suolo; Pendenza; Caratteristiche del terreno; Ritenzione del suolo; Mappa della vegetazione.
Fornitura di cibo	Parametri climatologici; Resa delle colture; Copertura del suolo; Bestiame; NPP.
Risorse genetiche	Copertura del suolo.
Ispirazione per cultura, arte e <i>design</i>	Copertura del suolo, Uso del suolo; Valore del paesaggio.
Mantenimento della diversità genetica	Copertura del suolo.
Mantenimento della fertilità del suolo	Lombrichi; Copertura del suolo; Lettieria; Mantenimento dei nutrienti; Caratteristiche del terreno.
Impollinazione	Costo delle api; Resa delle colture; Habitat.
Ricreazione e turismo	Accessibilità; Alloggio; Eredità culturale; Abbondanza di pesce; Sentieri; Spazi verdi in ambiente urbano; Numero di visitatori.

Regolazione del deflusso delle acque	Acque sotterranee; Mantenimento dei nutrienti; Precipitazioni; Mantenimento del sedimento; Caratteristiche del terreno; Ruscellamento; Topografia.
Trattamento dei rifiuti	Escrementi umani; Deposizione dei nutrienti; Prezzo dell'urea.
Provvigione di acqua	Evapotraspirazione; Acque sotterranee Contenimento da parte della lettiera; Densità demografica; Precipitazioni; Salinità dei fiumi.

La maggior parte delle modalità di mappatura e stima precedentemente riportate, data la difficoltà di stima diretta di alcuni SE si basano: 1) su variabili *proxy* in grado di spiegare l'andamento di un servizio utilizzando funzioni matematiche, e 2) sull'utilizzo di modelli di calcolo ad ampia scala, basati su mappe di uso del suolo, da cui è possibile ricavare una serie di informazioni delle condizioni degli ecosistemi a livello locale (Costanza et al., 1997; Nelson et al., 2009).

La prima metodologia consente di ottenere un elevato contenuto informativo, insufficiente ai fini della gestione territoriale poiché consente l'analisi dei singoli SE, perdendo di vista l'insieme delle relazioni alle diverse scale spaziali e temporali (Laforteza et al., 2013).

La seconda modalità, basandosi sull'ipotesi che ogni porzione territoriale nell'ambito di una tipologia di ecosistema sia identica alle altre, non considera la variabilità strutturale dell'ecosistema in rapporto alle condizioni locali (forma, struttura, dimensione ecc.) e alle condizioni dell'intorno (configurazione spaziale, vicinanza e connettività con altri ecosistemi simili). Questo tipo di analisi preclude la possibilità di analizzare eventuali relazioni fra SE, che non dipendano esclusivamente dalla concorrenza/condivisione di una stessa superficie (Bennet et al., 2009).

Le metodologie di stima prima elencate rendono difficile l'analisi delle interazioni presenti fra SE, che risultano un aspetto chiave per l'implementazione definitiva dei SE nella pianificazione paesaggistica, la gestione e i processi decisionali (de Groot et al., 2010).

3.5.3 Analisi dei trade-off

Gli ecosistemi producono simultaneamente numerosi beni e servizi che interagiscono fra di loro in maniera complessa (Rodriguez et al., 2006). Il MEA (2005a) ha introdotto il termine *trade-off* per indicare il legame di contrasto e/o sinergia tra due o più SE.

Il *trade-off* emerge in situazioni in cui la provvigione di un servizio aumenta a spese di un secondo servizio e può essere classificato in base alla scala spaziale e temporale, e al grado di reversibilità (Rodriguez et al., 2006). La sinergia è definita come quella situazione in cui entrambi i servizi aumentano o diminuiscono (Bennet et al., 2009).

I *trade-off* tra SE scaturiscono dalle scelte gestionali operate dall'uomo, che possono determinare cambiamenti della tipologia, della rilevanza e mescolanza dei beni, e dei servizi prodotti dagli ecosistemi.

Il ruolo dell'uomo nella produzione di *trade-off* fra SE viene messo in risalto in Maass et al. (2005) dove si fa riferimento ai *trade-off* fra *stakeholders*. Tali contrasti si vengono a creare quando più persone utilizzano gli stessi SE di approvvigionamento (ad es. l'acqua dolce dei pozzi può essere consumata dagli agricoltori, dall'industria del turismo e dagli insediamenti urbani). Altra tipologia di *trade-off* fra *stakeholders* si ha quando le decisioni prese da un gruppo di persone modificano la capacità dell'ecosistema di generare beni e servizi per altri gruppi di persone (Maas et al., 2005). Ad esempio la gestione di una foresta per incrementare la produzione di legname (SE di approvvigionamento), può influenzare la qualità dell'acqua (SE di regolazione) o diminuire il valore della foresta per le attività turistico ricreative (SE culturale) (Rose e Chapman 2003, Maass et al. 2005). Ciò determina dei vantaggi per chi trae dei benefici economici dal legname, ma può comportare delle complicazioni a chi "sfrutta" il bosco come attrattiva turistica.

Sebbene le relazioni esistenti fra SE siano evidenti e che queste necessitano di essere meglio comprese per migliorare la gestione degli ecosistemi, gli studi che prendono in considerazione tali relazioni restano limitati.

Nei casi in cui si è tentato di mettere in evidenza le relazioni presenti fra più servizi, ciò è stato realizzato prevalentemente per non più di due servizi per volta (Garcia-Gonzalo et al., 2015). Inoltre, data la difficoltà di stimare direttamente alcuni SE, molti studiosi li valutano sulla base di mappe di uso del suolo, ipotizzando la presenza una relazione lineare tra la struttura degli ecosistemi e la provvigione di beni e servizi. Ciò preclude la possibilità di analizzare eventuali relazioni fra SE, che non dipendano esclusivamente dalla concorrenza/condivisione di una stessa superficie (Bennet et al., 2009).

L'analisi dei *trade-off* richiede pertanto la predisposizione di nuovi approcci scientifici e modelli innovativi in grado di quantificare il rapporto di contrasto e/o sinergia tra SE (Rose e Chapman, 2003; Maas et al., 2005; Rodriguez et al., 2006) e di prevedere le conseguenze di determinate scelte di pianificazione e gestione ambientale a diverse scale spaziali e temporali.

Dai risultati di Briner et al. (2013) emerge l'importanza di considerare l'eterogeneità spaziale dei *trade-off* e delle sinergie, come anche il ruolo dei cambiamenti climatici ed economici nell'indurre modifiche nella fornitura di SE commerciabili e non. Tali risultati sono emersi dalla realizzazione di (i) uno scenario di analisi dove sono emersi i *trade-off* e le sinergie dipendenti da comuni *driver* economici e ambientali e da (ii) un'analisi sensitiva per ciascun SE aumentando la quantità di un SE e osservando gli effetti su tutti i SE analizzati.

La necessità di integrare i *trade-off* nei processi decisionali rappresenta un obiettivo determinante per la pianificazione ambientale che può sensibilmente facilitare la scelta delle pratiche gestionali da attuare (Rodriguez et al., 2006; Bennet et al., 2009; Garcia-Gonzalo et al., 2015). Per facilitare ulteriormente le scelte gestionali molti studiosi si sono concentrati sullo sviluppo di DSS (*Decision Support System*) e modelli per l'analisi di SE e dei relativi *trade-off*.

3.5.4 Modelli per l'analisi e la previsione dei servizi ecosistemici

La necessità di integrare la mappatura, la stima e la valutazione dei SE da differenti punti di vista (ecologico, paesaggistico, economico e sociale), per supportare il processo decisionale, ha portato ad un crescente sviluppo di strumenti di analisi (Daily et al., 2009; Nelson et al., 2009; Bagstad et al., 2013). Questi possono essere semplici fogli di calcolo o complessi pacchetti *software* (Lafortezza et al., 2013), alcuni dei quali valutano i *trade-off* che influiscono nella fornitura di SE (Briner et al., 2013) o determinano i *trade-off* che possono scaturire da piani gestionali o indirizzi politici diversi (Garcia-Gonzalo et al., 2015).

Al contrario delle metodologie sviluppate *ad hoc* per quantificare i SE, la nuova generazione di strumenti ha l'obiettivo di rendere replicabile la valutazione e la quantificazione dei SE a diverse scale spaziali, con un certo grado di affidabilità (Bagstad et al., 2013).

Di seguito si riportano alcuni modelli sviluppati per l'analisi dei SE (Tab. 3.3), molti dei quali risultano *open source* e interfacciabili con *software* GIS di comune utilizzo.

Tabella 3.3 – Alcuni modelli di analisi e previsione di servizi eco sistemici (Fonte modificata: Waage et al., 2011).

ABBREVIAZIONE	NOME DELLA METODOLOGIA	SVILUPPATORI
InVEST	<i>Integrate Valuation of Ecosystem Services and Trade-off</i>	Natural Capital Project
ARIES	<i>ARtificial Intelligence for Ecosystem Services</i>	»University of Vermont (U.S.A.) »Basque Centre for Climate Change (Spagna) »Conservation International (U.S.A.) »Earth Economics (U.S.A.) »Instituto de Ecologia (Messico)
ESValue	<i>Ecosystem Services Value</i>	Cardno ENTRIX
EcoAIM	<i>Ecological Asset Inventory and Management</i>	-
EcoMetrix		Parametrix
SolVES	<i>Social Values for Ecosystem Services</i>	USGS (U.S.A.)

InVEST e ARIES sono gli strumenti più utilizzati a supporto dei processi decisionali ed utilizzano dati spaziali come *input* applicando una serie di equazioni di calcolo in modelli deterministici (InVEST e ARIES) e probabilistici (ARIES). Entrambi gli strumenti producono come *output* mappe e tabelle a cui possono essere assegnati valori monetari.

Il *toolset* di InVEST include attualmente diciotto moduli indipendenti progettati per ecosistemi terrestri, di acqua dolce, marini e costieri per stimare: l'energia delle onde, la vulnerabilità costiera, la protezione delle coste, le produzioni derivanti dall'acquacoltura marina, la qualità estetica degli ambienti marini, la biodiversità terrestre (qualità e rarità degli habitat), stoccaggio e sequestro del carbonio, depurazione delle acque, produzione di legname ecc. (Tallis et al., 2013).

ARIES è attualmente in grado di analizzare otto SE (sequestro e stoccaggio del carbonio, regolamentazione fluviale e costiera, fornitura di acqua dolce, regolamentazione dei sedimenti, pesca di sussistenza, ricreazione, valori estetici e valori in prossimità di spazi aperti) utilizzando tecniche di intelligenza artificiale che consentono di abbinare localmente appropriati modelli per l'analisi di SE con dati spaziali basandosi su regole codificate (Bagstad et al., 2013).

EcoAIM e ESValue sono stati sviluppati per mappare e quantificare i SE a scala di paesaggio (Waage et al., 2011). EcoAIM è stato progettato per: (i) inventariare SE ecologici e come strumento di supporto alle decisioni riguardanti lo sviluppo, le transazioni e il restauro ecologico; (ii) stime specifiche di SE in contesti geografici rilevanti; e (iii) fornire i mezzi per valutare come diverse scelte gestionali possono determinare cambiamenti nella fornitura di SE (Waage et al., 2011). ESValue unisce informazioni scientifiche ed economiche esistenti con il valore che gli *stakeholder* interessati vogliono raggiungere per valutare le variazioni economiche derivanti da strategie di gestione differenti (Waage et al., 2011).

EcoMetrix analizza i SE a scala sito-specifica combinando la raccolta di dati di campagna con funzioni di produzione codificate per quantificare i cambiamenti dei SE a scala di area di studio, utilizzando delle metriche specifiche non economiche per ciascun servizio (Parametrix, 2010). Il primo utilizzo di questo strumento è stato per la stima di crediti ambientali nell'ambito di scenari di ripristino o di degrado.

SOLVES, contrariamente agli strumenti fin qui descritti, è stato sviluppato per quantificare il valore sociale degli ecosistemi calcolato sulla base di indagini di preferenza sottoposte a diversi gruppi di *stakeholders* (Sherrouse et al., 2011). Questo *tool* consente di mappare e quantificare SE di tipo culturale ed estetico che non hanno un valore di mercato. SOLVES calcola un indice quantitativo (*value index*) attraverso combinazioni spaziali e non spaziali delle risposte acquisite mediante sondaggi sulle preferenze e successivamente calcola delle metriche che caratterizzano l'ambiente sottostante (es. distanza dall'acqua, tipologia di copertura, altitudine).

Altri modelli più dettagliati sono stati sviluppati per simulare ad esempio gli effetti di cambiamenti di uso del suolo in regioni montane della Svizzera (Briner et al., 2012). Il modello ALUAM (*Alpine Land Use Allocation Model*) consente di quantificare in maniera spazialmente esplicita la provvigione di beni e servizi (attuale e futura) combinando gli effetti dei cambiamenti climatici e i cambiamenti economici a diverse scale (Briner et al., 2012).

4. FORESTE E SERVIZI ECOSISTEMICI

4.1 Stato degli ecosistemi forestali nel mondo

Le foreste così come la gestione forestale hanno subito molti cambiamenti negli ultimi venticinque anni e complessivamente è stato possibile osservare alcuni risultati positivi. Nonostante l'ulteriore riduzione della superficie forestale mondiale, la crescita della popolazione e l'aumento della richiesta di cibo e di terreni da coltivare, si è verificato un calo di circa il 50% della perdita netta di superfici boscate (FAO, 2015a). Allo stesso tempo le tematiche relative alla gestione forestale sostenibile¹ sono divenute sempre più importanti e hanno coinvolto un numero crescente di *stakeholder*, così da innalzare le tematiche forestali in un'ottica universale.

Le foreste occupano attualmente il 30,6% della superficie terrestre mondiale (3.999 milioni di ha). Dal 1990 al 2015 la superficie forestale mondiale, costituita da foreste naturali e da piantagioni, ha subito una riduzione di 129 milioni di ha che corrispondono ad un perdita annuale media dello 0,13%. Si può comunque notare un rallentamento delle perdite annuali, che da -0,18% nel periodo 1990-2000 passano a -0,08% nel corso degli ultimi cinque anni.

Tabella 4.1 – Cambiamento delle superfici forestali mondiali (1990 – 2015) (Fonte: FAO, 2015b).

Anno	Sup. (000 ha)	Cambiamento annuale (000 ha)	Cambiamento annualizzato
1990	4.128.269		
2000	4.055.602	-7.267	-0,18
2005	4.032.743	-4.572	-0,11
2010	4.015.673	-3.414	-0,08
2015	3.999.134	-3.308	-0,08

Questi cambiamenti derivano dalla combinazione della riduzione del tasso di conversione delle foreste in altri usi per alcuni stati e dall'espansione delle superfici

¹ La gestione forestale sostenibile fa riferimento ad un approccio di tipo olistico contraddistinto da caratteri di interdisciplinarietà legati alla sfera ambientale, sociale ed economico-finanziaria. Questa tipologia di gestione ha come obiettivo principale quello di mantenere un costante flusso di beni e servizi per le attuali e le future generazioni, preservando il capitale naturale.

forestali in altri. Le aree con il più elevato tasso di *land use change* tra il 1990 e il 2015 risultano situate ai tropici (soprattutto in Africa e Sud-America) e hanno fatto registrare delle riduzioni di superficie forestale in tutti i periodi di misurazione a partire dal 1990. Al contrario nei paesi dell'area temperata si è verificato un aumento costante delle superfici forestali (FAO, 2015a).

La superficie forestale mondiale risulta essere prevalentemente costituita da foreste naturali (93%), che possono essere suddivise in “foreste primarie” (35%) e “altre foreste rigenerate naturalmente” (65%). Le foreste naturali dal 2010 al 2015 hanno subito una perdita netta annua di 6.6 milioni di ha, inferiore rispetto agli 8,5 milioni di ha del periodo 1990-2000. La restante superficie forestale mondiale (7%) risulta occupata da piantagioni, la cui superficie è aumentata di 110 milioni di ha dal 1990. Per questa classe il tasso medio di crescita annuo risultava di 3,6 milioni di ha fra il 1990-2000, è passato a 5,2 milioni di ha nel 2000-2010 e risulta attualmente di 3,1 milioni (2010-2015) (FAO, 2015a).

Il prelievo di legname nel 2011 è stato di circa 3 miliardi di m³, corrispondenti a circa lo 0,65% dell'incremento totale, e mediamente dal 1990 al 2011 si è registrato un aumento del prelievo legnoso di circa 250 milioni di m³. Attualmente la domanda di legname e le aree destinate alla sua produzione hanno subito un incremento rispetto al 1990. La domanda di legname da 2,75 miliardi di m³ per anno nel 1990 è aumentata a circa 3,0 miliardi di m³ per anno nel 2011 (FAO, 2015a).

Le foreste, secondo quanto riportato dalle ultime stime, riescono a stoccare nella biomassa legnosa (epigea ed ipogea) circa 296 Gt di carbonio (circa la metà del carbonio stoccato dalle foreste), corrispondenti a circa 75 t per ettaro. Negli ultimi 25 anni si è verificata una riduzione del carbonio stoccato nella biomassa forestale di circa 17,4 Gt. Tali perdite hanno comunque subito una riduzione da 1,2 Gt per anno nel 1990 a 0,4 Gt per anno dal 2000 al 2010, a 0,2 Gt per anno fra il 2010 e il 2015. Questa riduzione è determinata principalmente dalle modifiche indotte dalla conversione di terreni forestali per l'agricoltura e gli insediamenti, e dal degrado delle aree forestali (FAO, 2015a).

4.2 Stato degli ecosistemi forestali in Italia

L'Italia, dalle stime dell'inventario forestale nazionale e della FAO, rientra fra i paesi in cui è stato registrato un aumento delle superfici forestali. Questa tendenza positiva è dovuta principalmente all'abbandono di terreni agricoli e alla successiva riconquista di tali superfici da parte del bosco e delle formazioni arbustive (Marchetti et al., 2012).

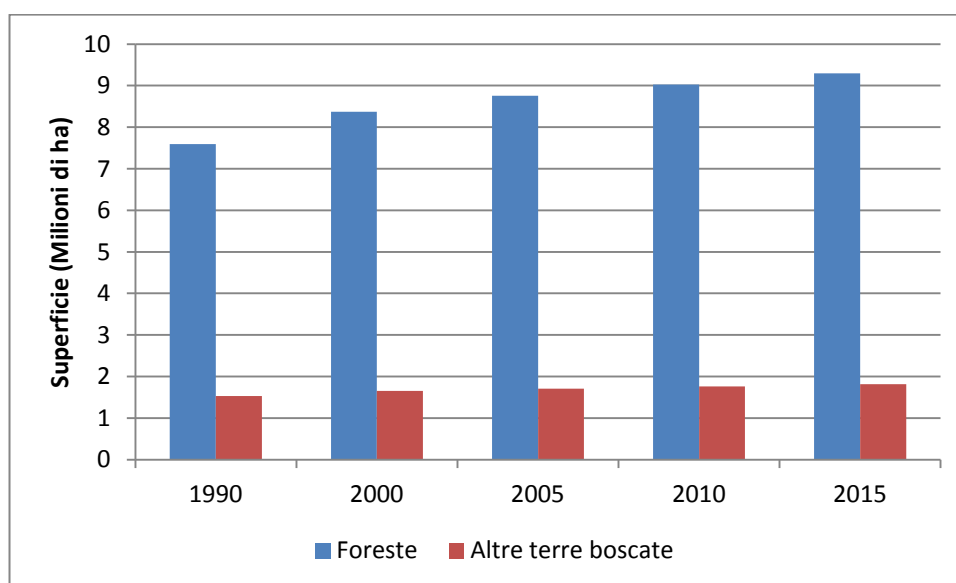


Figura 4.1 – Cambiamento della superficie forestale italiana (1990 – 2015) (Fonte dati: FAO, 2015b).

La superficie forestale nazionale italiana, secondo quanto emerso dalle stime preliminari basate sulla sola fotointerpretazione del terzo inventario forestale nazionale (INFC 2015) e dai dati del *Forest Resources Assessment* (FAO, 2015b), ammonta a circa il 36,5% dell'intero territorio (circa 11 milioni di ha) e negli ultimi 10 anni (2005-2015) si è verificato un aumento delle aree boscate pari a circa il 5,8% (esclusi gli impianti di arboricoltura). Come è possibile osservare in Fig. 4.1 e in Tab. 4.2 anche nei periodi precedenti si può osservare l'aumento delle superfici boscate, soprattutto per le fustaie e per gli altri tipi colturali (impianti di arboricoltura, arbusteti ecc.).

Tabella 4.2 – Cambiamento delle superfici forestali nazionali (1985 – 2005)².

Tipo colturale	Superficie IFNI 1985		Superficie INFC 2005	
	ha	%	ha	%
Cedui	3.674.000	42,35	3.663.143	35,00
Fustaie	2.179.000	25,12	3.157.965	30,17
Altro	2.822.000	32,53	3.646.425	34,84
Totale	8.675.000		10.467.533	

Secondo i dati FAO (2015b) la superficie forestale italiana è prevalentemente classificata come “altre foreste rigenerate naturalmente” (92,1%) e “piantagioni” (6,9%), mentre solo l’1% della superficie è occupato da foreste “primarie”.

Contestualmente all’aumento delle superfici forestali si è verificato un incremento dello *stock* di materiale legnoso in foresta, cresciuto da 855 milioni di m³ del 1990 a 1.385 milioni di m³ attuali (2015). Lo *stock* attuale risulta prevalentemente concentrato in foreste di latifoglie (841 milioni di m³) rispetto a quelle di conifere (544 milioni di m³). L’aumento delle superfici forestali non è stato accompagnato da un aumento dei prelievi legnosi che si sono ridotti negli ultimi anni (FAO 2015b).

Conoscere le modalità e le cause dei cambiamenti della superficie forestale è molto importante per poter realizzare una gestione forestale sostenibile, poiché alcuni cambiamenti possono causare perdite di superficie per periodi prolungati (es. taglio delle foreste per ottenere superfici coltivabili) o l’ampliamento delle aree forestali (es. rimboschimenti). Conoscere la quantità di aree boscate è inoltre fondamentale per stimare i cambiamenti del flusso di beni e servizi (ecologici, ambientali e sociali) prodotti dalle foreste (FAO, 2015a).

² Il primo inventario forestale (IFNI-Inventario Forestale Nazionale Italiano) è stato realizzato nel 1983-85, mentre il secondo (INFC-Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi di Carbonio) nel 2004. I due inventari hanno utilizzato una diversa definizione di bosco da tenere in dovuta considerazione quando si confrontano i rispettivi dati: il primo inventario utilizzava una soglia di copertura minima del 10% e un’estensione minima di 2.000 m², che nell’inventario del 2005 sono passate rispettivamente a 20% e 5.000 m². L’attuale definizione di bosco adottata fa riferimento alla definizione prevista dalla FAO.

4.3 Ruolo delle foreste nella produzione di beni e servizi

Gli ecosistemi forestali sono un'importante rifugio per la biodiversità terrestre, una componente fondamentale per i cicli biogeochimici terrestri e una fonte di SE essenziale per il benessere umano (MEA, 2005c). Tuttavia il valore di una foresta è spesso misurato solo sulla base del legname e del combustibile che può essere ricavato dall'abbattimento dei suoi alberi. Per molte nazioni è stato comunque appurato che questo valore ammonta a meno di un terzo del valore economico totale (MEA, 2005b) . L'innalzamento di questo valore include servizi quali il controllo climatico mediante l'assorbimento (sequestro) del biossido di carbonio, protezione delle risorse di acqua dolce (bacini) e le attività ricreative. Visto che non esiste una compravendita di mercato di molti di questi servizi, spesso se ne causa la perdita od il degrado nonostante il loro valore sia estremamente elevato per gli uomini.

Nella Fig. 4.2 successiva vengono riportate le principali categorie di SE prodotti dalle foreste.

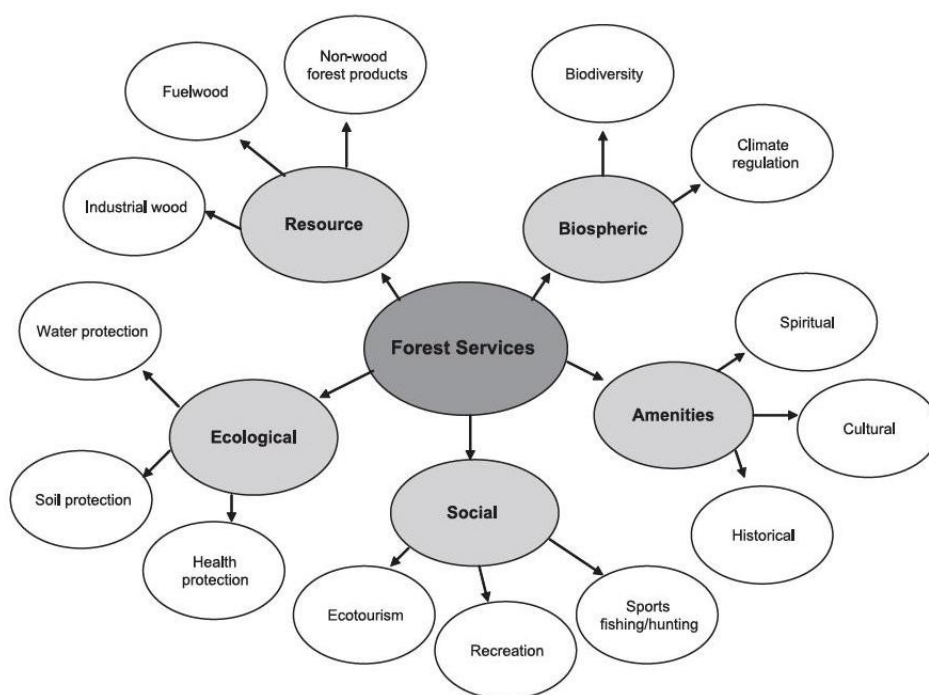


Figura 4.2 – Servizi Ecosistemici prodotti dalle foreste (Fonte: MEA, 2005c).

Le foreste come si può intuire dall'immagine precedente hanno un ruolo multifunzionale ampiamente riconosciuto, e in particolare modo gli ecosistemi forestali:

- I. Forniscono un habitat alla metà, o più, delle specie animali e forestali presenti sulla terra (soprattutto nelle aree tropicali).
- II. Hanno un ruolo significativo nel ciclo del carbonio e conseguentemente sull'accelerazione o la diminuzione dei cambiamenti climatici in atto.
- III. Forniscono più di tre quarti dell'acqua dolce disponibile, la cui qualità dipende dallo stato e dalla copertura delle foreste stesse.
- IV. Attenuano il manifestarsi di eventi calamitosi come alluvioni, frane e impatti elevati di fenomeni erosivi.
- V. Producono beni con un considerevole valore economico (legname, carbone e prodotti non legnosi).
- VI. Consentono la sussistenza e la sopravvivenza di un considerevole numero di persone nelle aree rurali.
- VII. Hanno un'importante ruolo culturale, spirituale e ricreazionale per gran parte delle società.

4.4 Ruolo delle foreste italiane nella produzione di servizi ecosistemici

4.4.1 Ruolo delle foreste nella fornitura di prodotti legnosi

Le foreste hanno storicamente rappresentato per l'Italia una delle principali componenti economiche. Dalla metà del secolo scorso la storica funzione produttiva si è progressivamente ridotta, principalmente a causa dello spopolamento delle aree rurali e montane e del conseguente abbandono delle attività più intensive legate alla gestione forestale. Nonostante ciò le attività connesse alla filiera foresta-legno, legate sia alle foreste di origine naturale che alle produzioni legnose fuori foresta (arboricoltura), rappresentano un'importante realtà produttiva e occupazionale (MIPAAF, 2012).

Come anticipato, più di un terzo della superficie nazionale è ricoperta da boschi e negli ultimi anni si è assistito ad un progressivo incremento delle superfici boscate e della relativa provvigione legnosa. L'aumento delle superfici boscate non ha

registrato però un adeguato livello di gestione attraverso interventi selvicolturali finalizzati sia alla coltura e raccolta dei prodotti legnosi sia alla tutela dell'assetto idrogeologico e salvaguardia del territorio (Pettenella, 2009).

A livello nazionale secondo le stime dell'INFC (2007) l'81,3% della superficie forestale risulta disponibile al prelievo legnoso³ e per i singoli distretti regionali l'aliquota di superficie forestale potenzialmente utilizzabile per la produzione di legname è sempre superiore al 50%. La minore disponibilità si spiega quasi esclusivamente con una maggiore parte di superfici inaccessibili (INFC, 2007).

Nonostante l'elevata disponibilità teorica di materia prima, il prelievo legnoso annuale degli ultimi anni (2002-2012) risulta mediamente di 8 milioni di m³ annui pari a circa il 20% dell'incremento legnoso annuo, contro una media europea del 65%. Mediamente il 66% circa del materiale legnoso prelevato è costituito da legna da ardere, mentre la restante quota risulta legname da lavoro (tondame da lavoro, legname per pasta e pannelli ecc.) (dati ISTAT). Inoltre, il prelievo legnoso rimane disomogeneo, episodico e in alcuni casi distante dai centri di trasformazione industriale (MIPAF, 2012).

Tabella 4.3 – Utilizzazioni legnose (in foresta e fuori foresta) per assortimento in metri cubi (2002 – 2012) (dati ISTAT).

Anno	Legname da lavoro			Totale	Legna per combustibili	Totale
	Tondame grezzo	Legname per pasta e pannelli	Altri assortimenti			
2001	1.626.871	589.035	857.890	3.073.796	5.150.762	8.224.558
2002	1.622.704	651.479	900.531	3.174.714	4.883.273	8.057.987
2003	1.637.900	594.285	999.613	3.231.798	5.580.796	8.812.594
2004	1.475.535	548.012	918.626	2.942.173	6.043.448	8.985.621
2005	1.340.170	766.619	910.603	3.017.392	5.673.463	8.690.855
2006	1.307.761	809.534	946.505	3.063.800	5.656.332	8.720.132
2007	1.243.847	718.992	996.288	2.959.127	5.490.193	8.449.320
2008	1.300.308	643.443	1.049.928	2.993.679	5.673.342	8.667.021
2009	1.235.985	594.106	897.989	2.728.080	5.352.259	8.080.339
2010	1.549.298	370.204	727.726	2.647.228	5.196.559	7.843.787
2011	1.000.373	644.907	710.695	2.355.975	5.388.488	7.744.463
2012	848.229	684.342	535.038	2.067.609	4.279.280	6.346.889

³ Per disponibile al prelievo si intende una superficie forestale non soggetta a limitazioni significative delle attività selvicolturali dovute a norme o vincoli (es. riserve integrali) o a cause di tipo fisico (aree inaccessibili) (INFC, 2007).

La filiera foresta-legno nazionale coinvolge numerose competenze scientifiche, tecnologiche, industriali, mercantili e culturali fortemente differenziate e la sua struttura viene tradizionalmente suddivisa in quattro macro entità strettamente connesse fra di loro:

- la **produzione forestale** (fase di raccolta), effettuata da imprese, singole ed associate di utilizzazione;
- la **prima trasformazione** che comprende la produzione di materiali semilavorati, le imprese del comparto dei pannelli a base di legno e dell'imballaggio;
- la **seconda lavorazione**, formata dall'industria della carta, del mobile, e altre produzioni in legno;
- la **filiera energetica della biomassa legnosa**.

La filiera del legname si stima coinvolga circa 80.000 imprese e oltre 500.000 addetti. Tale filiera risulta prevalentemente trainata dalla filiera legno-arredo, che grazie all'efficacia dell'industria del mobile garantisce un saldo commerciale positivo nonostante la dipendenza dall'estero di materie prime legnose. Con il 15% delle imprese è il secondo settore dell'industria manifatturiera italiana e il volume d'affari complessivo è pari a 32,4 miliardi di € (20,5 miliardi di € dal settore mobile e 11,9 miliardi di € dal settore legno). Altro importante segmento della filiera foresta-legno che si approvvigiona di materia prima legnosa, fino agli scarti di lavorazione e materiale ligneo di riciclo è quella della trasformazione in pasta di cellulosa per uso cartario (MIPAF, 2012).

Attualmente molti stimoli all'interno della filiera del legno sono stati apportati dalla crescente attenzione nell'utilizzo di risorse energetiche alternative a quelle di origine fossile. Ciò ha determinato un sensibile sviluppo della filiera legno-energia, che se correttamente pianificata sul territorio potrebbe comportare indubbi benefici dal punto di vista ambientale e la valorizzazione del patrimonio forestale nazionale.

Per tale filiera (pellet, cippato e legna da ardere) le stime dei consumi nazionali hanno fatto registrare per l'anno 2013 un consumo di pellet intorno alle 1,5 Mt e un consumo di legna da ardere di circa 17,7 Mt (dati ISTAT), a cui va sommato il consumo di cippato (circa 4,7 Mt secondo i dati AIEL – *Associazione Italiana Energie Agroforestali*). Per soddisfare tale fabbisogno energetico secondo la banca

dati *Comtrade* l'Italia ha importato una quantità di legname potenzialmente destinabile a fini energetici prossima a 3,8 Mt.

La Filiera foresta-legno italiana, per la sua complessa struttura, presenta in primo luogo un grave deficit nell'integrazione e nel coordinamento fra i diversi segmenti che la compongono, caratterizzati da gradi di sviluppo diversi. Oggi l'anello più debole della Filiera è rappresentato dalla sua base produttiva, ossia i settori delle utilizzazioni e della prima trasformazione, a causa dello scarso utilizzo del patrimonio forestale nazionale e della conseguente dipendenza dall'estero per l'approvvigionamento di materia prima (MIPAF, 2012).

4.4.2 Ruolo delle foreste nella riduzione delle emissioni di CO₂

Lo *stock* di biomassa legnosa e carbonio nelle foreste è un'importante indicatore della capacità produttiva, del potenziale energetico e della capacità di stoccaggio di carbonio. Il ruolo delle foreste come serbatoio e fonte di carbonio ha ricevuto una crescente attenzione solo dopo la sottoscrizione del *Protocollo di Kyoto* da parte dell'UNFCCC (FAO, 2015a). Tale accordo di natura volontaria è stato sottoscritto nel 1997 ed è entrato in vigore solo nel 2005 in seguito alla ratifica del Protocollo da parte della Russia. Infatti per divenire operativo era necessaria la ratifica da parte di almeno 55 nazioni responsabili di almeno il 55% delle emissioni inquinanti.

I paesi aderenti al Protocollo di Kyoto (paesi industrializzati e paesi ad economia in transizione) si sono impegnati ad operare una drastica riduzione delle emissioni di elementi inquinanti nel periodo 2008-2012 in misura non inferiore al 5,2% (obiettivo generale) rispetto alle emissioni registrate nel 1990 (anno base).

Per ciò che riguarda l'Unione Europea l'obiettivo generale di riduzione era dell'8% entro il 2012, nell'ambito del quale l'Italia si era impegnata a ridurre le emissioni di gas serra del 6,5%. Attualmente sono in fase di negoziazione i nuovi obiettivi per l'Unione Europea e i relativi stati membri.

Le foreste hanno un ruolo determinante nel bilancio del carbonio perché scambiano grandi masse di CO₂ con l'atmosfera. Le piante assorbono anidride carbonica attraverso la fotosintesi clorofilliana e rilasciano CO₂ e altri gas serra (metano, ossidi di carbonio e ossidi di azoto) con il processo di respirazione delle piante e del suolo e

i vari tipi di perturbazione a cui sono soggette (incendi, uragani, attacchi di patogeni e parassiti, pascolo, prelievi legnosi e interventi selvicolturali).

L'assorbimento di biossido di carbonio consente alle piante, attraverso la fotosintesi di elaborare zuccheri e altri composti necessari per la crescita e il metabolismo. In questo modo il carbonio assorbito viene immagazzinato nei tessuti del legno fino alla morte degli alberi; in seguito alla decomposizione del legno il carbonio viene nuovamente rilasciato nell'atmosfera sotto forma di CO₂ o altri gas, oppure viene incorporato nel suolo sotto forma di sostanza organica, dove può permanere per periodi più o meno lunghi prima di essere liberato nell'atmosfera.

Le foreste italiane secondo quanto riportato nei dati FAO (2015b) sono in grado di immagazzinare complessivamente 1.460 Mt di C, la maggior parte del quale nel suolo e nella biomassa vivente (epigea e ipogea).

Facendo riferimento alla sola biomassa vivente possiamo inoltre osservare come dal 1990 al 2015 vi sia stato un progressivo incremento del carbonio stoccato, che risulta parallelo all'incremento di superficie boscata avvenuto nel medesimo periodo.

Tabella 4.4 – Stock di Carbonio in milioni di tonnellate e percentuale suddiviso nelle varie componenti (anno 2015) e andamento dello stock di carbonio nella sola biomassa forestale vivente in milioni di tonnellate (1990-2015) per le foreste italiane (FAO, 2015b).

Biomassa epigea	Biomassa ipogea	Legno morto	Lettiera	Suolo
514	127	29	30	760
35,2%	8,7%	2,0%	2,1%	52,0%
Biomassa vivente (ipogea ed epigea)				
1990	2000	2005	2010	2015
400	496	545	593	641

Facendo riferimento alla suddivisione in *carbon pool* (Penman et al., 2003) (Tab. 4.4) possiamo facilmente verificare come il suolo risulti la componente più importante per l'accumulo di carbonio (52%) seguito dalla biomassa epigea (35%) ed ipogea (9%). Il suolo comprende il carbonio organico presente negli strati organici e minerali, incluse le radici più fini, fino ad una profondità convenzionale di 30 cm dello strato minerale.

4.4.3 Ruolo delle foreste per il turismo e lo svago

La ricreazione ed il turismo sono una componente fondamentale per molte economie nazionali e locali e contribuiscono in molti modi alla qualità della vita, al senso di pace, alla connessione sociale, al benessere psicologico, all'apprendimento e ad altre attività immateriali (Wood et al., 2013).

Le foreste, sia nelle aree rurali che in ambito urbano, sono considerate uno degli ambienti naturali più attrattivi e risultano per i paesi europei un'importante luogo dove svolgere attività *outdoor*, ricreative e turistiche, di vario genere (Thorsen et al., 2014). Nonostante ciò, le superfici forestali europee dedicate alla produzione di servizi utili per la società (ricreazione, turismo ecc.) risultano solo il 3% (FAO, 2010).

Le esperienze maggiormente ricercate da chi frequenta i boschi risultano essere la possibilità di godere di paesaggi naturali, la pace e la tranquillità, così come la possibilità di svolgere dell'esercizio fisico. I benefici per la salute derivanti da tali attività risultano molto importanti per le società moderne, per le quali l'accumulo di stress comporta effetti sulla salute a lungo termine (Thorsen et al., 2014).

Secondo un lavoro sviluppato da Clawson et al. (1960) è possibile categorizzare il ruolo dei boschi all'interno dei processi ricreativi e turistici. Le risorse forestali possono in alcuni casi essere (i) totalmente o (ii) parzialmente indirizzate allo svolgimento di queste funzioni, mentre in altri casi possono svolgere (iii) una semplice funzione di scenario che contribuisce a rafforzare il pregio di una determinata area. Nel primo caso (i) il bosco ha un ruolo primario di attrazione dell'interesse turistico-ricreativo. Può essere un esempio quello dei parchi avventura, per i quali l'area dedicata a tale attività risulta relativamente ristretta rispetto all'intera area forestale. Nel secondo caso (ii) il bosco rappresenta una risorsa generica per la fruizione turistico-ricreativa, anche se difficilmente rimpiazzabile in altro modo. E' il caso dei sentieri natura o delle attività ricreative che vengono svolte in bosco. In questo caso l'area forestale interessata può essere anche molto estesa, ma risulta comunque delimitata da confini ben precisi entro i quali tale funzione viene svolta. Nel terzo caso (iii) la risorsa forestale non è un elemento decisivo dell'offerta turistica o ricreativa, ma risulta un fattore determinante per l'immagine e il *marketing* del territorio. In questo caso si può parlare anche di aree molto estese, spesso lontane da dove la funzione turistico-ricreativa viene realmente svolta. Queste tre categorie

di ruoli delle foreste offrono la possibilità di definire delle strategie idonee a tradurre il potenziale turistico-ricreativo di un'area forestale in un reale contributo all'economia del territorio.

In Italia questa “nuova” dimensione economica, sociale e ambientale del bosco prende forma in un momento in cui l'uso tradizionale delle risorse forestali, legato alla produzione di legname, vive un periodo di forte difficoltà determinando un diffuso abbandono delle pratiche selvicolturali tradizionali (Paci, 2002). Tale abbandono sta creando diffusi problemi di governo del territorio, ma invita a cercare nuove forme di reddito che siano in grado anche di sostenere necessari percorsi di crescita economica e sociale delle aree rurali. I paesaggi forestali e le opportunità di ricreazione in foresta costituiscono infatti una possibilità di promozione turistica e di sviluppo economico, sia nelle aree rurali che nelle aree urbane (Thorsen et al., 2014).

L'evoluzione dell'economia forestale italiana, concentrata esclusivamente sulla produzione legnosa, dagli anni '90 ha preso atto delle potenzialità derivanti dalla valorizzazione economico-finanziaria dei Prodotti Forestali Non Legnosi (PFNL) (funghi, tartufi, attività turistico ricreativa, principi attivi, caccia ecc.) mediante l'introduzione di appositi strumenti di mercato (permessi di raccolta, biglietti ecc.) (Merlo, 1995). La vendita di servizi turistici ad esempio comprende una vasta gamma di tipologie di servizi che vanno dal semplice accesso al bosco ad attività strutturate quali i posteggi al limite delle aree naturali, le attività sportive e relativi impianti turistici e la didattica naturalistico-ambientale (Pettenella, 2011).

Un tipo di servizio ricreativo affermatosi recentemente in Italia a partire da un'esperienza condotta nel 2001 è quello dei Parchi Avventura. Si tratta generalmente di percorsi aerei posti fra le piante di una foresta, costituiti da piattaforme in legno, reti e passerelle che permettono passaggi acrobatici fra una pianta e l'altra in tutta sicurezza. La gestione dei parchi è perlopiù privata, anche se la proprietà forestale può essere pubblica e ceduta al gestore del Parco tramite contratti di concessione.

Questo di tipo di attività può costituire una buona opportunità di reddito per il proprietario forestale privato, tuttavia per un numero ristretto di siti e di imprenditori. Produzione legnosa e gestione a fini ricreativi sono tra l'altro obiettivi mutuamente escludibili e la competizione insorge per i siti migliori, i più pianeggianti ed

accessibili, non per i siti marginali, con piante piccole o troppo distanti dalla viabilità. Difficile quindi che questi parchi possano offrire una risposta per il recupero a media scala di aree forestali altrimenti abbandonate. Il Parco Avventura può però rappresentare per il proprietario forestale pubblico uno strumento per creare occupazione, di richiamo turistico e di avvicinamento all'attività sportiva e all'educazione ambientale (Pettenella, 2011).

4.5 La gestione forestale delle foreste mediterranee

Le foreste mediterranee sono costituite da comunità vegetali diffuse nelle regioni costiere, collinari e montane dell'Europa meridionale, dell'Asia sud occidentale e dell'Africa settentrionale, caratterizzate da clima mediterraneo e sub-mediterraneo e riunite a formare l'area isoclimatica mediterranea (Gualdi e Tartarino, 2005).

Queste comunità hanno rappresentato per l'uomo un'importante fonte di provenienza di molteplici beni, quali il legname, la resina e la corteccia, oltre ai frutti e alla fitomassa da foraggio.

La gestione forestale, sin dalla seconda metà del XVIII secolo, ha definito le funzioni delle foreste per poter successivamente fornire le azioni colturali e non da attuare. Ciò ha portato all'identificazione di foreste definite di produzione, essenzialmente destinate a quella di beni (principalmente legname), e di foreste di protezione, alle quali sono state riconosciute funzioni naturalistiche (regimazione delle acque e della difesa del suolo) per l'ambiente in cui vegetano: la sommità di rilievi montuosi, le zone latitanti i crinali, i versanti molto acclivi, le fasce spondali di corsi d'acqua (Gualdi e Tartarino, 2005).

La forma di governo maggiormente diffusa nell'area mediterranea è quella del ceduo, che si è affermato non solo nella proprietà privata ma anche nelle proprietà comunali, per la necessità delle popolazioni locali di soddisfare le loro esigenze primarie (principalmente legna da ardere). Nelle diverse situazioni socio-economiche questa forma di governo si è andata consolidando secondo consuetudini e metodologie di gestione differenti (Ciancio et al., 2002).

Il prelievo di beni dalle foreste mediterranee ha riguardato (Gualdi e Tartarino, 2005):

- numerosi impianti di pino domestico (*Pinus pinea* L.) destinati alla produzione del frutto;
- numerose foreste e macchie di sughera (*Quercus suber* L.), coltivate per il prelievo della corteccia, e altrettante numerose macchie di sclerofille sempreverdi dominate dal leccio (*Quercus ilex* L.) ridotte a ceduo, matricinato e non, per il prelievo da esse di legna da ardere e da carbonizzare;
- cospicui impianti di castagno (*Castanea sativa* Miller), da paleria o da frutto, e non poche macchie di specie platifille decidue, generalmente rappresentate da querce, come il cerro (*Quercus cerris* L.), rivolte a fornire legna con ricorrenti ceduzioni;
- svariate foreste di pino nero (*Pinus nigra* Arnold) e svariate altre di faggio (*Fagus sylvatica* L.) interessate dal prelievo legnoso per la fornitura di molteplici assortimenti.

A partire dagli anni '70 del secolo scorso si è verificata una parziale inversione di tendenza per ciò che riguarda gli interessi rivolti alle foreste mediterranee europee meridionali e in particolar modo a quelle italiane. Questo ha determinato una riduzione del prelievo legnoso e non dalle formazioni forestali prima elencate e la scomparsa di pratiche come il prelievo della resina e della corteccia dalle pinete mediterranee.

La raccolta dei frutti, è addirittura scomparsa, anche in conseguenza della sporadicità nelle foreste interessate delle specie che assicurano la sua produzione (ad esempio amarena (*Prunus cerasus* L.), ciliegio (*P. avium* L.), del mandorlo (*P. dulcis* L.), del susino (*P. domestica* L.), del melo selvatico (*Malus sylvatica* Mill.) ecc.).

Infine, l'esercizio del pascolo nelle foreste considerate ha subito un considerevole contenimento, cosicché le sottrazioni di fitomassa dalle stesse sono state molto minori.

Quanto evidenziato è dovuto alla marginalità economica del bosco che ha interessato, dagli anni '50 in poi del secolo scorso, le regioni collinari e montane dell'Europa meridionale. Questo ha coinciso con la crisi dell'agricoltura che ha determinato lo sgretolamento della mezzadria e di altre forme di colonia parziale che avevano nel podere la loro unità funzionale, in cui accanto ai seminativi si avevano colture arboree e boschi (Ciancio et al., 2002).

Alla contrazione della funzione produttiva di beni, svolta dalla foresta mediterranea europea, ha fatto però seguito nel tempo il progressivo riconoscimento della foresta come serbatoio di biodiversità e di altri fondamentali SE di supporto, approvvigionamento, regolazione e culturali.

Come riportato da Garfi e Marchetti (2011) per la regione Molise, il 1970 è considerato l'anno discriminante del passaggio da una gestione forestale più marcatamente produttiva, legata ad una società prettamente rurale, ad una gestione più articolata, funzione della crisi del mercato della legna da ardere e del legname da opera e della mutata percezione del bosco da parte della società.

5. OBIETTIVI

Lo studio ha l'obiettivo di analizzare le relazioni tra gestione forestale e servizi ecosistemici in foreste mediterranee utilizzando una metodologia spazialmente esplicita basata su un approccio multiscala su base GIS, utile per indirizzare la pianificazione forestale verso una gestione multifunzionale del bosco che massimizzi la produzione di beni e servizi. Come caso di studio è stato scelto il territorio della regione Molise, caratterizzato prevalentemente da formazioni forestali tipiche dell'area mediterranea come i querceti caducifogli di cerro (*Quercus cerris* L.) e roverella (*Quercus pubescens* Willd).

Gli ecosistemi forestali mediterranei sono stati esposti frequentemente a fenomeni di pressione antropica rilevante quali incendi, sovrapascolamento, sovrasfruttamento delle produzioni legnose ecc., che hanno compromesso le funzionalità e l'evoluzione di tali ecosistemi. Pertanto la gestione sostenibile di queste aree forestali risulta un aspetto chiave, anche in funzione degli ulteriori fattori di disturbo introdotti dai cambiamenti climatici in atto.

L'approccio multiscala utilizzato è stato scelto per fornire risultati: i) a livello di unità gestionale (particella forestale), per coloro che operano la gestione forestale attiva del bosco; e ii) a livello regionale come strumento di supporto ai decisori pubblici nella pianificazione forestale. Tale approccio consente di combinare il rigore dell'analisi a scala di unità gestionale con la visione d'insieme a scala regionale. La scelta dell'unità gestionale come unità elementare dello studio è dovuta alla reale frammentazione della proprietà e alla piccola scala tipica dell'area mediterranea.

I risultati dell'indagine consentono di valutare come varia la fornitura dei SE applicando scenari gestionale differenziati e di analizzare i *trade-off* tra i diversi SE, aiutando a definire le modalità di pianificazione e gestionali che consentono di compensare la fornitura dei SE esaminati. L'utilizzo di sistemi GIS consente inoltre di visualizzare la distribuzione spaziale di beni e servizi, in modo da poter individuare eventuali aree prioritarie sulle quali concentrare l'attenzione.

Gli obiettivi specifici di questa ricerca vengono di seguito riassunti:

- Mappare e stimare la distribuzione dei SE analizzati: produzione legnosa, fissazione del carbonio, funzione turistico-ricreativa;

- Analizzare i cambiamenti introdotti nella fornitura di beni e servizi dall'applicazione dei tre diversi scenari gestionali;
- Analizzare i *trade-off* fra SE nei diversi scenari gestionali prospettati;
- Identificare le modalità gestionali migliori per minimizzare i contrasti fra SE;
- Proporre una metodologia di ricerca da poter replicare in contesti forestali regionali simili a quelli considerati nello studio, anche per l'analisi di un numero maggiore di beni e servizi.

6. MATERIALI E METODI

6.1 Area di studio

6.1.1 Generalità

La regione Molise, localizzata nell'Italia centro meridionale, copre una superficie di 443.758 ha ed è bagnata ad est dal Mare Adriatico. Il *range* altitudinale va dal livello del mare ai 2.050 m s.l.m. del Monte Miletto, sul massiccio del Matese. Il territorio regionale risulta prevalentemente montuoso (78,68% della superficie dell'intera regione) (Regione Molise, 2002) e caratterizzato dalla presenza di quattro sistemi vallivi principali che vengono drenati rispettivamente dal fiume Volturno che sfocia nel Mar Tirreno e dai fiumi Trigno, Biferno e Fortore che sfociano nel Mare Adriatico (Fig. 6.1).

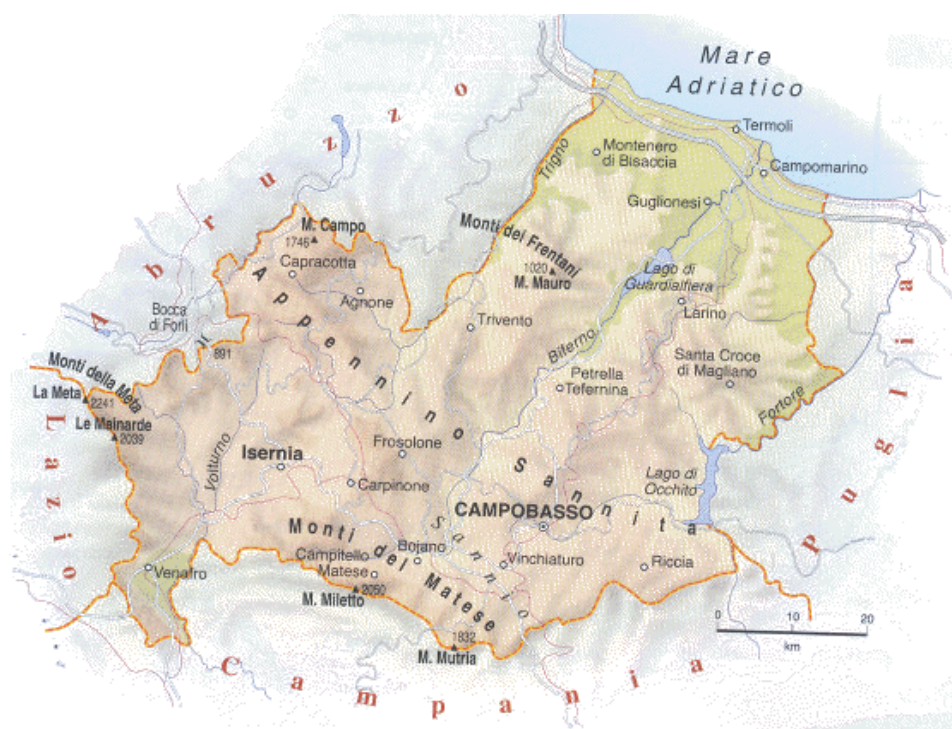


Figura 6.1 – Carta fisica della regione Molise.

Il territorio molisano si estende dalle coste bagnate dall'Adriatico al crinale appenninico, spingendosi per un buon tratto anche sul versante tirrenico, comprendendo anche gli alti bacini imbriferi del Volturno e del Tamarro. A nord il

corso d'acqua del Trigno segna il confine con l'Abruzzo, il Fortone delimita il confine sud-est con la Puglia, mentre i massicci della Meta, delle Mainarde e del Matese lo dividono amministrativamente dal Lazio e dalla Campania.

Nelle zone montuose ed alto collinari è concentrata la gran parte dei boschi, la cui estensione è favorita dalle caratteristiche fisiografiche dell'area. La porzione basso-collinare del territorio che dal Mar Adriatico arriva all'invaso di Guardialfiera (Basso Molise), ospita attualmente solo rade boscaglie, perché le foreste igrofile sopravvissute all'intensa opera di bonifica attuata in regione, sono oramai scomparse o sono state ridotte a piccoli lembi (bosco Ramitelli, bosco Tanassi) (Regione Molise, 2011).

6.1.2 Il clima

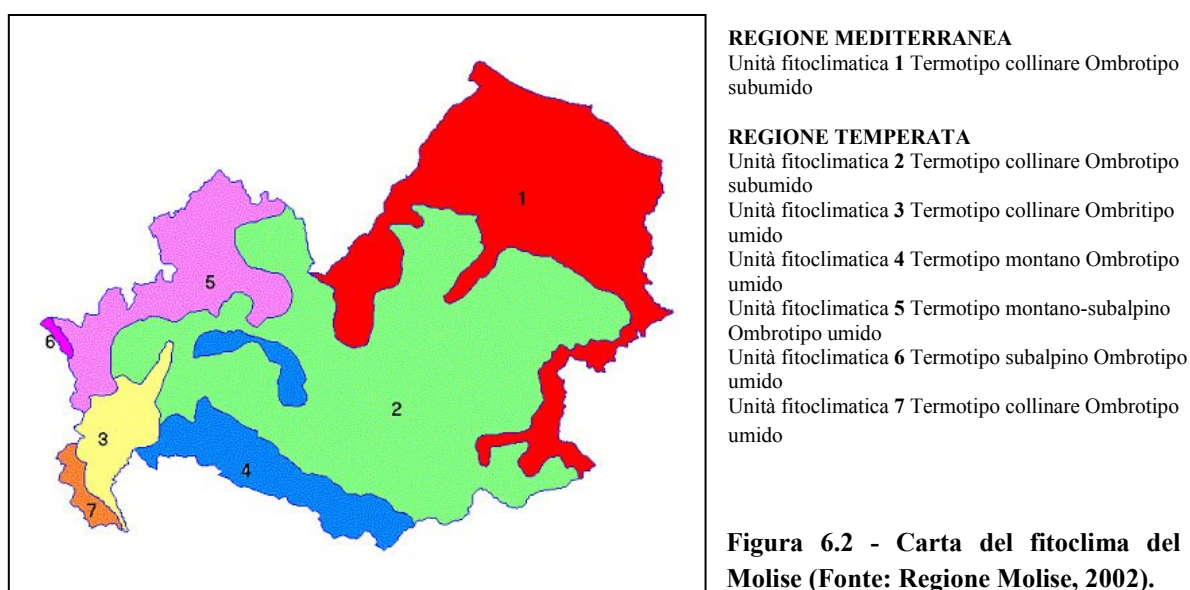
Per clima si intende l'insieme delle condizioni medie atmosferiche calcolate in una certa area geografica per un periodo di tempo piuttosto lungo (solitamente 30 anni). Il clima dipende dalle condizioni geografiche di un territorio (altitudine, latitudine, presenza di mari o laghi ecc.) e agisce direttamente come fattore discriminante la vita della flora e della fauna, nonché sui processi pedogenetici, sulle caratteristiche chimico-fisiche dei suoli e sulla disponibilità idrica dei terreni.

Il clima del Molise è fortemente condizionato dall'orografia, risultando *mediterraneo* lungo le coste e *continentale* procedendo verso l'interno, dove sui rilievi maggiori della regione assume caratteristiche tipiche dell'alta montagna.

Le piogge risultano un fattore piuttosto sensibile all'eterogeneità territoriale e condizionate dalla disposizione dei rilievi. Procedendo dalla costa verso le zone interne della regione, si osserva in media un graduale incremento delle precipitazioni. Questa tendenza generale all'incremento delle piogge mostra tuttavia una struttura più complessa, legata alle caratteristiche territoriali specifiche (Aucelli et al., 2007). Un fattore determinante per il livello di precipitazioni risulta essere la vicinanza al massiccio del Matese nel Molise occidentale, che determina l'intercettazione delle correnti umide provenienti da est e da ovest; ciò determina elevati valori di precipitazioni a quote non elevate anche nelle stazioni delle zone pedemontane. In tale area le piogge ammontano a circa 2.000 mm annui. Oltrepassando l'Appennino le precipitazioni decrescono rapidamente attestandosi sui 900-1.000 mm (Aucelli et al., 2007).

La distribuzione regionale delle temperature, come per le piogge, riflette quella delle morfostrutture principali. Le temperature medie annue diminuiscono procedendo dalla costa adriatica verso l'interno per aumentare nuovamente nel settore sud-occidentale del Molise. I valori massimi della temperatura media annua (intorno ai 16 °C) si registrano nella fascia costiera e nell'area basso-collinare che si trova immediatamente alle sue spalle. La progressiva diminuzione della temperatura non si sviluppa in maniera perfettamente parallela alla linea di costa. Infatti in corrispondenza dei tre sistemi vallivi principali, le fasce più calde tendono a incunarsi maggiormente verso l'interno della regione. Un'ampia fascia termica è quella caratterizzata da valori di temperatura media annua compresi tra 12 °C e 14 °C nell'area centrale del Molise interrotta solamente da alcuni abbassamenti localizzati. Immediatamente a ridosso di questa fascia centrale, si sviluppa un'area a temperatura sensibilmente più bassa, che occupa la zona centro-occidentale del Molise, spingendosi più a ovest in corrispondenza delle Mainarde e dei rilievi al confine con il Lazio. Gli estremi termici inferiori vengono raggiunti proprio all'interno di questa area e sono centrati sul Matese (7,2 °C di Campitello Matese), sui territori montuosi dell'Alto Molise (8,2 °C di Capracotta e 8,7 °C di S. Pietro Avellana) e sulle Mainarde (Aucelli et al., 2007).

Facendo riferimento alla classificazione di Rivas-Martinez (2004) la regione Molise può essere suddivisa in sette unità fitoclimatiche appartenenti alla Regione *mediterranea* e a quella *temperata* (Regione Molise, 2002), come riportato in Fig. 6.2.



In tabella 6.1 vengono inoltre riportati i dati climatici di riferimento (precipitazioni annue, precipitazioni durante la stagione estiva, temperature medie annue e le medie del mese più freddo) per le diverse unità fitoclimatiche.

Tabella 6.1 - Dati topografici e climatici delle unità fitoclimatiche presenti in Molise (Fonte: Regione Molise, 2002).

Unità fitoclimatica	Range Altitudine (m.s.l.m.)	Prec. annue (mm)	Prec. estive (mm)	Temp. med. annua (°C)	Temp. med. mese più freddo (°C)
1	0 - 550	674	109	14,9	2,7 - 5,3
2	300 - 850	858	131	< 10	0,4 - 2,1
3	120 - 550	1.319	140	14,7	1,2 - 1,6
4	700 - 1.300	1.614	142	11,5	> 0
5	805 - 1.400	1.040	142	9,8	-
6	1.500 - 2.400	1.614	277	-	- 4

6.1.3 Uso e copertura del suolo

La vocazione vegetazionale della regione Molise è prevalentemente di tipo forestale. L'attuale limitata estensione delle cenosi boschive è imputabile alla forte pressione antropica sin dall'epoca romana (Regione Molise, 2002).

Fonti storiche informano sul preoccupante degrado boschivo cui, nel Settecento e nell'Ottocento, spingevano le pessime condizioni socio-economiche della popolazione molisana. Successivamente al lungo periodo caratterizzato dalla tendenza di mettere a coltura tutte le terre coltivabili, che ha determinato un estremo impoverimento dell'estensione e della qualità del patrimonio forestale regionale, si è registrata, a partire dal secondo dopoguerra del Novecento, un'inversione di tendenza che ha caratterizzato tutta l'Italia.

Il XX secolo è stato caratterizzato da un progressivo spopolamento delle campagne e da un conseguente abbandono delle pratiche agricole (vedi Tab. 6.2), che ha comportato la riforestazione spontanea dei terreni abbandonati determinando modifiche sostanziali dal punto di vista paesaggistico.

Tabella 6.2 – Numero di aziende agricole e SAU (Superficie Agricola Utilizzata) per la regione Molise (Fonte dati: VI° Censimento Generale dell’Agricoltura 2010).

	Anno			
	1982	1990	2000	2010
Aziende agricole (n°)	44.636	39.967	31.536	26.272
SAU (ha)	256.203	250.474	214.601	197.516

I processi di successione secondaria, verificatosi prevalentemente nell’Alto Molise e nel Molise centrale, tuttora in atto (Garfi e Marchetti, 2011), hanno determinato la scomparsa delle specie coltivate per lasciare il posto a specie pioniere e successivamente a specie maggiormente esigenti dal punto di vista edafico. Questo ha determinato l’aumento dei cespuglieti di ricolonizzazione, che con strategie di vario tipo (frontale, di nucleazione, di dispersione), preparano il suolo all’instaurarsi dei querceti misti. Al contrario nel basso Molise le distese agricole continuano a prevalere nell’intera area (Regione Molise, 2002).

La riduzione del suolo agricolo ha determinato degli effetti sicuramente positivi, poiché in passato il territorio molisano era sovra sfruttato.

Del resto le attuali politiche agricole (PAC) stanno indirizzando verso una diversificazione delle colture e una valorizzazione delle aree di interesse ecologico (*greening* previsto nella PAC 2014-2020) per raggiungere: una maggiore protezione del suolo, un miglior controllo del ciclo dell’acqua, una maggiore fissazione dell’anidride carbonica, la ricostituzione di habitat favorevoli alla vita animale, la crescita di un capitale che nel tempo fornirà dei redditi sicuri ai rispettivi proprietari.

Tuttavia, perché tali effetti si mantengano nel tempo è necessari il monitoraggio degli ambienti di neoformazione e una gestione forestale secondo criteri naturalistici, che determinino un miglioramento delle cenosi boschive incentivando il ruolo multifunzionale delle foreste.

6.1.4 Patrimonio forestale

La superficie forestale molisana facendo riferimento all’Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC, 2007) ammonta a 148.641 ha, che corrispondono al 33,5% dell’intero territorio regionale. Tale superficie può essere distinta in boschi (132.564 ha) e altre terre boscate (16.079); quest’ultima

classe comprende i boschi bassi e radi, le boscaglie, gli arbusteti e le aree boscate inaccessibili o non classificate.

Tabella 6.3 – Superficie forestale regionale in ettari secondo fonti varie. (*Per la Carta Forestale come per l'INFC sono state classificate bosco tutte le aree rispondenti alla definizione della FAO).

IFN 1985	IFNC 2005*	Carta Forestale 2011*
129.600	148.641	157.609

Facendo riferimento ai dati utilizzati per la realizzazione della Carta Forestale (Regione Molise, 2011) la superficie boscata totale risulta essere 157.609 ha (35,5% della superficie regionale). La forma di governo prevalente risulta essere il ceduo, con il 53% della superficie boscata (79.613 ha), mentre i boschi governati a fustaia occupano il 10% della superficie forestale. La restante superficie è costituita da popolamenti a struttura composita (21%), rappresentati in gran parte dalla vegetazione presente lungo i corsi d'acqua e da popolamenti infraperti (16%); questi soprassuoli, costituiti da querceti e da latifoglie miste e varie, sono caratteristici soprattutto di coltivi e pascoli abbandonati negli ultimi decenni in cui il bosco si sta spontaneamente re insediando (Garfi e Marchetti, 2011).

Tabella 6.4 – Superfici (ha) della proprietà forestale regionale della macrocategoria inventariale Bosco (Fonte dati: INFC, 2007).

BOSCO DI PROPRIETA' PRIVATA				
Proprietà privata individuale	Proprietà privata di società, imprese, industrie	Altri enti privati	Proprietà privata di tipo non noto o non definito	Totale
78.434	1.687	0	0	80.121
BOSCO DI PROPRIETA' PUBBLICA				
Proprietà statale o regionale	Proprietà comunale o provinciale	Altri enti pubblici	Proprietà pubblica di tipo non noto o non definito	Totale
7.934	43.727	781	0	52.441

Analizzando la ripartizione della superficie forestale regionale in base al tipo di proprietà si può notare come quest'ultima risulti prevalentemente di proprietà privata (60,4% della categoria boschi), riconducibile soprattutto a proprietari privati

individuali (97,9% della proprietà privata) (Tab. 6.4). Le superfici boscate pubbliche (39,6 %) risultano prevalentemente di proprietà comunale e provinciale (83,4%), mentre le foreste statali e regionali occupano solo il 15,1% della proprietà pubblica.

Il Molise, nonostante il ridotto sviluppo territoriale, raccoglie ambienti fisici molto eterogenei che si esprimono con una ricchezza floristica e un buon grado di complessità fitocenotica (Regione Molise, 2002).

Molto numerose risultano anche le categorie e le tipologie forestali in cui possono essere distinti i boschi molisani (Tab. 6.5). Le tipologie forestali sono frutto di una classificazione dei boschi e degli arbusteti in unità distinte su basi floristiche, ecologiche, dinamiche e selvicolturali, utilizzabile ai fini pratici di pianificazione degli interventi forestali e, più in generale, di quelli territoriali. La classificazione in tipologie forestali è stata sviluppata in Italia circa venticinque anni fa da Del Favero (1990) e risulta ad oggi ampiamente utilizzata come sistema di nomenclatura (Regione Molise, 2011). Le diverse tipologie possono essere raggruppate in categorie, unità puramente fisionomiche spesso caratterizzate dalla dominanza di una sola specie. In alcune situazioni vi è invece la necessità di introdurre il concetto di variante, che risulta una unità caratterizzata da una peculiarità floristica rispetto al tipo entro il quale si evidenzia.

Facendo riferimento alla Tab. 6.5 si può osservare come le categoria forestali maggiormente rappresentate risultino le *cerrete* (62.245,39 ha) e i *querceti caducifogli di roverella* (34.308,18 ha), che assieme coprono circa il 61% della superficie forestale regionale. All'interno delle categorie prima menzionate i tipi forestali che occupano più superficie sono la *cerreta mesoxerofila* (31.094,03 ha pari al 19,73%), la *cerreta mesofila* (29.336,04 ha pari al 18,61%) e il *querceto a roverella mesoxerofilo* (27.671,91 ha pari al 17,56%). Tali popolamenti risultano perlopiù governati a ceduo (circa il 70%) e il prodotto principale è la legna da ardere, mentre il restante 30% circa è occupato da boschi in conversione all'alto fusto e da boschi con struttura infraperta dovuta al passato pascolamento effettuato in alcuni boschi per la produzione di ghianda (Garfi e Marchetti, 2011).

Tabella 6.5 – Superfici delle diverse categorie e tipi forestali mappati nella carta forestale su basi tipologiche del Molise (Fonte: Garfi e Marchetti, 2011).

CATEGORIA	TIPO	Tipo		Categoria	
		Sup. (ha)	Sup. (%)	Sup. (ha)	Sup. (%)
LECCETE	Lecceta primitiva	89,16	0,06	1.733,09	1,1
	Lecceta termofila	274,96	0,17		
	Lecceta mesoxerofila	1.368,97	0,87		
QUERCETI CADUCIFOGLI DI ROVERELLA	Querceto a roverella secondario	2.300,82	1,46	34.308,18	21,77
	Querceto a roverella termofilo	3.715,78	2,36		
	Querceto a roverella termofilo <i>var. Carpinella</i>	353,39	0,22		
	Querceto a roverella mesoxerofilo	2.7671,91	17,56		
	Querceto a roverella mesoxerofilo <i>var. Carpinella</i>	266,28	0,17		
CERRETE	Cerreta mesoxerofila	31.094,03	19,73	62.245,39	39,48
	Cerreta mesoxerofila <i>var. Farnetto</i>	212,11	0,13		
	Cerreta mesofila	29.336,04	18,61		
	Cerreta mesofila <i>var. Farnetto</i>	941,82	0,6		
	Cerreta mesofila <i>var. Abete bianco</i>	661,39	0,42		
ACERI-TIGLIETI	Acero tiglieti primitivi	11,71	0,01	11,71	0,01
OSTRIETI	Orno ostrieto primitivo	843,73	0,54	8.874,57	5,63
	Orno ostrieto secondario	1.596,56	1,01		
	Ostrieto mesoxerofilo	3.434,21	2,18		
	Ostrieto mesoxerofilo <i>var. Carpinella</i>	1.135,08	0,72		
	Ostrieto mesofilo	1.864,99	1,18		
CASTAGNETI	Castagneto	356,67	0,23	356,67	0,23
ABETINE	Abetina pura autoctona	343,02	0,22	343,02	0,22
FAGGETE	Faggeta submontana	3.122,11	1,98	14.993,56	9,52
	Faggeta submontana <i>var. abete bianco</i>	88,9	0,06		
	Faggeta montana	10.589,67	6,72		
	Faggeta alto montana	1.192,88	0,76		
FORMAZIONI RIPARIE	Pioppo saliceto ripariale	8.927,38	5,66	8.927,38	5,66
BOSCHI SINANTROPICI	Robineto ailanteto	517,86	0,33	517,86	0,33
FORMAZIONI DI LATIFOGIE PIONIERE	Latifoglie di invasione miste e varie	13.647,51	8,66	14.244,56	9,04
	Pioppeto a pioppo tremulo	50,01	0,03		
	Boscaglia pioniera calanchiva	547,04	0,35		
RIMBOSCHIMENTI	Rimboschimento basale a prevalenza di conifere	1.811	1,15	4.912,06	3,11
	Rimboschimento submontano di conifere	2.434,44	1,54		
	Rimboschimento montano di conifere	649,47	0,41		
	Eucalipteti	17,15	0,01		
ARBUSTETI	Macchia mediterranea a fillirea	427,62	0,27	6.141,29	3,9
	Arbusteto submontano a rose prugnolo e rovo	1.794,34	1,14		
	Arbusteto submontano a ginepro comune e agazzino	94,69	0,06		
	Arbusteto altomontano a ginepro nano	814,74	0,52		
	Arbusteto a ginestre secondario	3.009,9	1,91		

6.1.5 Aree protette

Facendo riferimento all'elenco ufficiale disponibile sul sito del Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare (VI° aggiornamento pubblicato nella G.U. n. 125 del 31.05.2010) le aree protette presenti in Molise sono sette: parte del territorio del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, tre Riserve Naturali Statali (Collemeluccio, Montedimezzo e Pesche), una Riserva Naturale Regionale (Riserva Naturale Torrente Callora) e due altre aree naturali protette regionali (Oasi di bosco casale e Oasi di Guardiaregia-Campochiaro).

In Molise sono inoltre presenti 88 siti facenti parte della Rete Natura 2000 per complessivi 118.724 ha di superficie, di cui 3 siti classificati come Zona di Protezione Speciale (ZPS), 76 come Siti di Interesse Comunitario/Zone Speciali di Conservazione (SIC/ZSC) e i restanti 9 siti come SIC-ZSC/ZPS.

6.2 Dati

Lo studio è stato condotto utilizzando i seguenti dati già disponibili per la Regione Molise in forma di banche dati geografiche:

- Carta particellare;
- Carta della provvigione legnosa;
- Carta delle età;
- Carta della pendenza;
- Carta della viabilità;
- Carta delle aree protette.

La carta particellare in formato vettoriale in scala 1:10.000 è stata prodotta da Chirici et al. (2014) sulla base di una elaborazione della mappa delle categorie forestali e gestionali del Molise (Garfi e Marchetti, 2011; Vizzarri et al., 2015). Per soddisfare gli obiettivi del presente lavoro, la carta particellare è stata modificata per ottenere particelle forestali di superficie non superiore a 15 ha. Tale requisito è stato introdotto allo scopo di tenere in considerazione sia le modalità di gestione dei soprassuoli molisani (Garfi e Marchetti, 2011; Regione Molise, 2002) sia la superficie massima delle tagliate prevista dalla normativa regionale vigente (L. R. 18 gennaio 2000, n. 6). La carta particellare così ottenuta contiene 54.049 particelle con

superficie compresa tra 0,5 e 15 ha. La superficie media delle particelle è di 2,7 ha (SD = $\pm 2,8$).

La carta della provvigione legnosa dei boschi del Molise è stata ottenuta combinando i dati di provvigione (304 plots) di un inventario forestale locale con immagini satellitari multispettrali IRS LISS III (pixel = 20m) ed applicando il metodo di stima non parametrico *K-Nearest Neighbors* (K-NN) (Chirici et al., 2014; Chirici et al., 2008). La carta, in formato *raster* con risoluzione spaziale di 20 m, è caratterizzata da un errore quadratico medio (RMSE) di 81,5 m³, pari a circa il 3% dei volumi realmente osservati nelle particelle forestali (Chirici et al., 2014).

La mappa delle età è stata derivata per ciascuna particella forestale dalla mappa della provvigione legnosa e dalla mappa dei tipi forestali applicando le equazioni di conversione elaborate da Frate et al. (2015) per le diverse categorie forestali.

La carta delle pendenze (%) è stata derivata da una elaborazione del Modello Digitale del Terreno con risoluzione spaziale di 40 m.

La carta della viabilità in formato vettoriale è stata derivata estraendo la viabilità dalle Carte Tecniche Regionali (CTR) in scala 1:10.000. Ai fini di questo studio sono stati considerati i seguenti tipi di strade: strade extraurbane, urbane, locali e strade campestri.

La carta in formato vettoriale delle aree appartenenti all'Elenco Ufficiale delle Aree naturali Protette (EUAP) incluso le aree della Rete Natura 2000 è stata acquisita dal sito del Ministero dell'Ambiente.

In definitiva, le informazioni a disposizione per ciascuna delle 54.049 particelle forestali sono (Tab. 6.6):

- *categoria forestale* (lecceta, cerreta, castagneto, ecc.);
- *struttura* (ceduo, fustaia e boschi infraperti);
- *presenza/assenza di un'area protetta e relativa tipologia* (Parco Nazionale, SIC, ZPS, ecc.);
- *pendenza (%)*;
- *superficie* (ha);
- *volume medio* (m³ ha⁻¹);
- *età* (anni).

Tabella 6.6 –Principali variabili quantitative relative alle particelle forestali.

Variabili	Unità di misura	Valore medio (\pm DS)
Altitudine	m.s.l.m.	686 (\pm 294)
Pendenza	%	26,8 (\pm 14,7)
Età	anni	27,3 (\pm 20)
Volume legnoso	m ³ ha ⁻¹	117 (\pm 86,9)

6.3 Approccio MiMoSe

MiMoSe è un approccio di modellistica spaziale sviluppato in ambiente GIS, basato sullo sviluppo di scenari gestionali forestali e sulla valutazione (economica e non) di SE e dei relativi *trade-off*. MiMoSe è stato strutturato in tre *step* operativi principali (Fig. 6.3). Nello *step 1* sono stati implementati gli scenari gestionali alternativi e tali scenari sono stati applicati a livello di singola particella forestale sulla base delle variabili/informazioni a disposizione. Nello *step 2* sono stati quantificati e mappati i SE utilizzando gli algoritmi del modello InVEST parzialmente modificati per adattarli allo specifico caso di studio per stimare la produzione legnosa e il sequestro del carbonio in termini biofisici ed economici, e un indice qualitativo per valutare il servizio turistico ricreativo. Nel terzo *step* è stata realizzata un'analisi dei *trade-off* per valutare le interazioni fra SE e scenari gestionali e un'analisi multicriteriale per verificare quale scenario gestionale massimizza la produzione di beni e servizi per ciascuna particella forestale.

MiMoSe può essere considerato un approccio multi scala dal momento che: i) da un lato viene applicato a scala di particella forestale come unità operativa di riferimento per i gestori forestali e successivamente può essere aggregato a scala regionale, dove vengono prese le decisioni relative alla pianificazione forestale e del paesaggio; e ii) dall'altro lato, la validazione e l'interpretazione dei risultati possono essere riportati a scale di maggior dettaglio con processi a ritroso, aumentando l'idoneità di questo approccio per applicazioni a livello di paesaggio forestale, dove la gestione forestale deve tenere di conto sia delle esigenze ecologiche sia dei bisogni delle persone.

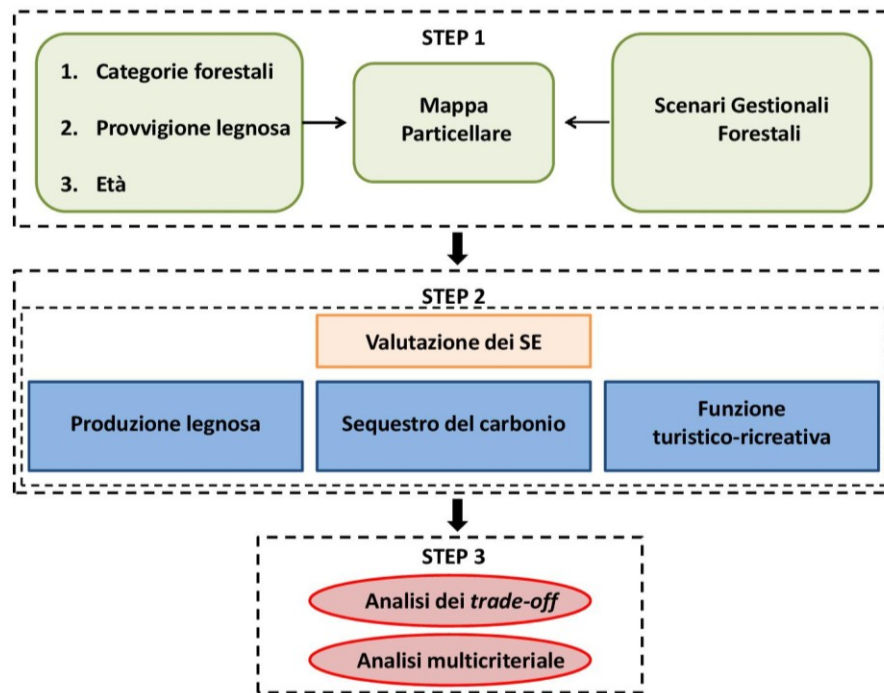


Figura 6.3 –Approccio MiMoSe riferito ai servizi ecosistemici considerati.

6.4 Scenari gestionali

Gli scenari gestionali forestali sono stati elaborati a partire dalle normative forestali vigenti in Molise (Legge Forestale e Prescrizioni di Massima e di Polizia Forestale della Provincia di Campobasso e di Isernia), dai “Criteri e buone pratiche selvicolturali da adottare nei siti della rete Natura 2000” (Allegato alla D.G.R. n. 1233 del 21.12.2009) e dalle indicazioni reperite dalla letteratura nazionale di settore (Piuksi, 1994; Ciancio, 2009; Garfi e Marchetti, 2011; Bernetti et al., 2012).

Sono stati elaborati tre scenari gestionali alternativi come indicato di seguito:

- Scenario A** *Business as Usual*
- Scenario B** *Nature protection*
- Scenario C** *Wood production*

Lo scenario A, indirizzato alla prosecuzione dell’attuale gestione forestale, è stato elaborato a partire dalla normativa forestale vigente, analizzando per ogni singola categoria forestale gli interventi selvicolturali applicabili in funzione dell’età del popolamento stesso. I due scenari gestionali alternativi, scenari B e C, sono stati rispettivamente sviluppati per esaltare gli approcci gestionali più attenti alle esigenze

di protezione e di conservazione dell'ambiente forestale e del territorio (B) e alla produzione legnosa (C), rispetto allo scenario A di riferimento.

Nello scenario B, viene attuata una gestione forestale più attenta alle esigenze di protezione e conservazione dell'ambiente forestale e del territorio in genere. Tale indirizzo gestionale può contribuire al mantenimento e all'incremento del livello di biodiversità e alla mitigazione dei cambiamenti climatici, preservando lo *stock* di carbonio rappresentato dalle foreste. Ciò può essere raggiunto favorendo la naturale evoluzione dei soprassuoli forestali o realizzando una gestione forestale sostenibile utilizzando approcci selvicolturali basati sulla gestione adattativa, in modo da definire moduli colturali adeguati alla complessità dei sistemi naturali (Ciancio, 2011; Nocentini, 2011).

Lo scenario C, è maggiormente orientato alla produzione legnosa e come è possibile osservare in Tab. 6.7 viene favorito l'incremento della superficie del bosco ceduo aumentando l'età massima per la ceduzione e riducendo il turno minimo. Per le fustaie, al contrario dello scenario B, nel quale si adottano tecniche colturali più capillari che favoriscono la mescolanza di specie, la rinnovazione naturale e la rinaturalizzazione, nello scenario C si prevede l'utilizzo di tecniche colturali più semplificate come il taglio raso per le conifere e i tagli successivi per le latifoglie.

Gli scenari B e C verranno confrontati con lo scenario A per calcolare i costi e benefici potenziali in relazione alla prosecuzione dell'attuale gestione forestale. Per gli scenari A e C si ipotizza che tutti i soprassuoli sono trattati come boschi coetanei, mentre per lo scenario B si ipotizza che tutte le fustaie sono gestite con lo scopo di ottenere boschi con struttura disetanea.

Di seguito si riportano i criteri principali fissati per l'applicazione degli scenari gestionali A, B e C (Tab. 6.7).

Tabella 6.7 –Principali criteri da adottare negli scenari gestionali A (*Business as Usual*), B (*Nature Conservation*) e C (*Wood production*).

Forma di governo	Parametri gestionali	Scenario A	Scenario B	Scenario C
Ceduo	Restrizioni	I cedui con età superiore a 30 anni devono essere convertiti all'alto fusto	All'interno di aree protette tutti i cedui devono essere convertiti all'alto fusto. I cedui al di fuori di aree protette con età superiore a 30 anni devono essere convertiti all'alto fusto	I cedui con età superiore a 50 anni devono essere convertiti all'alto fusto
	Sistema selvicolturale	Ceduo semplice Ceduo matricinato	Ceduo matricinato	Ceduo semplice Ceduo matricinato
	Turno	Età minima: 20 anni. Età massima: 30 anni	Età minima: 20 anni. Età massima: 30 anni	Età minima: 15 anni. Età massima: 50 anni
Ceduo in conversione all'alto fusto	Restrizioni	Periodo di attesa per i soprassuoli con età compresa fra 30 e 50 anni	Periodo di attesa per i soprassuoli con età compresa fra 30 e 50 anni	Nessuna
	Sistema selvicolturale	Tagli successivi	Taglio a scelta culturale	Tagli successivi
	Età per i tagli di rinnovazione	100 anni	Non considerato	80 anni
Fustaia	Restrizioni	Non effettuare diradamenti in soprassuoli con età compresa fra 70 e 100 anni	Non effettuare diradamenti in soprassuoli di latifoglie con età compresa fra 70 e 100 anni	Non effettuare diradamenti in soprassuoli con età compresa fra 70 e 80 anni
	Sistema selvicolturale	Tagli successivi (latifoglie) Taglio raso (conifere)	Taglio a scelta culturale	Tagli successivi (latifoglie) Taglio raso (conifere)
	Età di taglio	100 anni	Non considerato	80 anni

Per ogni scenario gestionale sono state inserite delle limitazioni, oltre a quelle riportate in Tab. 6.7, che tengono conto della presenza di terreni con pendenze elevate, della presenza di riserve integrali e di aree forestali degradate come i boschi infraperti; in queste aree è vietato qualsiasi tipo di intervento e l'indirizzo gestionale è l'evoluzione naturale. Per quanto riguarda la pendenza, i boschi situati su terreni con valori di pendenza superiori al 60%, 70% e 80% sono stati considerati inaccessibili per il prelievo di legname rispettivamente per gli scenari B, A e C.

Per le latifoglie sono stati considerati tre sistemi selvicolturali: il ceduo (ceduo semplice e ceduo matricinato), il ceduo in conversione all'alto fusto e la fustaia. Per il ceduo sono state inserite alcune restrizioni sulla base dell'età e della presenza di aree protette: il governo a ceduo è consentito nei boschi con età inferiore a 30 e 50 anni rispettivamente negli scenari A e C, mentre non può essere effettuato il taglio di ceduzione nelle aree protette dello scenario B, dove si deve procedere con l'avviamento all'alto fusto. In base all'età, la pratica del ceduo semplice è stata limitata alle formazioni riparie e ad alcune categorie forestali minori, come i popolamenti di robinia (*Robinia pseudoacacia* L.) e di ailanto (*Ailanthus altissima* Mill.) negli scenari A e C, e i castagneti nello scenario C. Queste limitazioni sono dettate dal fatto che nel ceduo semplice la continuità del popolamento è affidata alla sola capacità di rigenerazione delle ceppaie; per tale motivo viene riservato a specie con elevata capacità pollonifera e a specie capaci di emettere polloni radicali come la robinia (Bernetti et al., 2012).

I cedui in conversione all'alto fusto sono caratterizzati da diradamenti gradualmente dei polloni per preparare il popolamento al taglio di rinnovazione (Ciancio e Nocentini, 2004), dopo il quale si completa la conversione da ceduo a fustaia (Bernetti et al., 2012). Negli scenari A e B è stato considerato un periodo di attesa per i boschi di età compresa fra 30 e 50 anni, mentre non sono state previste restrizioni nello scenario C più indirizzato alla produzione di legname.

Per le fustaie (conifere e latifoglie), le limitazioni riguardano gli anni che separano i diradamenti dal taglio di rinnovazione: i diradamenti sono permessi per tutti gli scenari in popolamenti di età inferiore a 70 anni, mentre il taglio di rinnovazione è attuabile in popolamenti con età superiore ad 80 anni nello scenario C e 100 anni negli scenari A e B.

Facendo riferimento al tipo di taglio di utilizzazione finale, il taglio raso è attuato per tutti i cedui, indipendentemente dallo scenario gestionale, e per le fustaie di conifere negli scenari A e C. Per i cedui il turno varia da 20 a 30 anni negli scenari A e B e fra 15 e 50 anni nello scenario C. Per le fustaie di conifere è stato fissato un turno compreso fra 80 e 100 anni seguito da rinnovazione artificiale posticipata, rispettivamente negli scenari C e A. In accordo con le PMPF delle Province molisane è stata fissata una superficie massima delle tagliate a raso di 15 ha per i cedui in tutti gli scenari gestionali e di 3 ha per le fustaie dello scenario A. I tagli

successivi uniformi sono stati utilizzati per le fustaie di latifoglie con turno di 80 e 100 anni rispettivamente per lo scenario C e lo scenario A. Questa modalità di intervento consiste nella graduale rimozione di tutto il soprassuolo con una successione di tagli (taglio di preparazione, di sementazione, secondario e di sgombero) con l'obiettivo di aumentare la quantità di seme presente nell'area d'intervento e creare le condizioni per lo sviluppo della rinnovazione naturale (Bernetti et al., 2012). In A e C, i tagli successivi uniformi sono stati impiegati anche come modalità di taglio per la rinnovazione dei cedui in conversione. In B, il taglio a scelta colturale è stato utilizzato per i cedui in conversione e per le fustaie.

Tabella 6.8 – Intensità di prelievo (in percentuale rispetto alla provvigione forestale) e percentuale dei residui delle utilizzazioni forestali rimossi negli scenari gestionali A (*Business as Usual*), B (*Nature Conservation*) e C (*Wood production*).

Forma di governo	Scenario A	Scenario B	Scenario C
Ceduo semplice	100%	-	100%
Ceduo matricinato	60-70% in funzione della Categoria Forestale	40-65% in funzione della Categoria Forestale	70-80% in funzione della Categoria Forestale
Ceduo in conversione all'alto fusto	Diradamenti: 50% per il primo taglio e successivamente il 20% Taglio di sementazione: 30% Taglio secondario: 30% Taglio di sgombero: 30%	Diradamenti: 50% per il primo taglio e successivamente il 15% Taglio a scelta colturale: 10-30% in base al concetto della provvigione minimale (Ciancio, 2011)	Diradamenti: 50% per il primo taglio e successivamente il 25% Taglio di sementazione: 30% Taglio secondario: 30% Taglio di sgombero: 30%
Fustaia	Diradamenti: 20% <u>Latifoglie</u> Taglio di sementazione: 30% Taglio secondario: 30% Taglio di sgombero: 30% <u>Conifere</u> Taglio raso: 100% (massimo 3 ha)	Diradamenti: 15% Taglio a scelta colturale: 10-30% in base al concetto della provvigione minimale (Ciancio, 2011)	Diradamenti: 25% <u>Latifoglie</u> Taglio di sementazione: 30% Taglio secondario: 30% Taglio di sgombero: 30% <u>Conifere</u> Taglio raso: 100%
Percentuale di residui delle utilizzazioni forestali rimossi rispetto al totale	75%	0-75% in funzione della pendenza del terreno (EEA, 2006)	90%

Infine è stata definita l'intensità di prelievo e la percentuale di residui delle utilizzazioni forestali rimossi (Tab. 6.8). Il prelievo legnoso relativo a ciascuna tipologia d'intervento, espresso come percentuale del volume presente in foresta, è

stato definito facendo riferimento alla letteratura nazionale (Piussi, 1994; Ciancio, 2009, 2011; Bernetti et al., 2012) in collaborazione con i gestori forestali locali. Per i cedui matricinati il volume delle matricine rilasciate al momento del taglio per le diverse categorie forestali è stato ricavato dai dati dell'Inventario forestale nazionale (MAF/ISAF, 1998). I residui delle utilizzazioni forestali sono stati presi in considerazione perché hanno un ruolo importante nella protezione del terreno dall'erosione idrogeologica e per contenere le perdite dei cicli biogeochimici. I residui forestali sono stati stimati prendendo in considerazione che circa il 77% del volume legnoso utilizzato (m^3) può essere considerato commerciabile e il resto un residuo (23% circa) (Bernetti e Fagarazzi, 2003). I coefficienti di prelievo dei residui forestali sono stati fissati fra 75% e 90% dei residui totali rispettivamente per gli scenari A e C. Per lo scenario B, la percentuale di residui rimossi varia fra 0% e 75% in base alla pendenza del terreno, come proposto dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA) (2006).

Gli scenari gestionali sono stati applicati a scala di singola particella forestale simulando l'applicazione del metodo planimetrico per un intervallo di tempo di 20 anni (2015-2034). Per considerare l'accrescimento nel periodo esaminato si è utilizzato l'incremento corrente annuo di volume (IC, $m^3 ha^{-1} anno^{-1}$) come riportato dall'Inventario Forestale Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio (INFC) (Gasparini e Tabacchi, 2011). Durante il periodo di simulazione, in alcuni casi le operazioni di diradamento sono state realizzate due volte nel ventennio esaminato, ogni dieci anni, a seconda della forma di governo e degli interventi selvicolturali programmati.

Di seguito vengono riportati i diagrammi di flusso realizzati per gli scenari A, B e C (Fig. 6.4, 6.5 e 6.6).

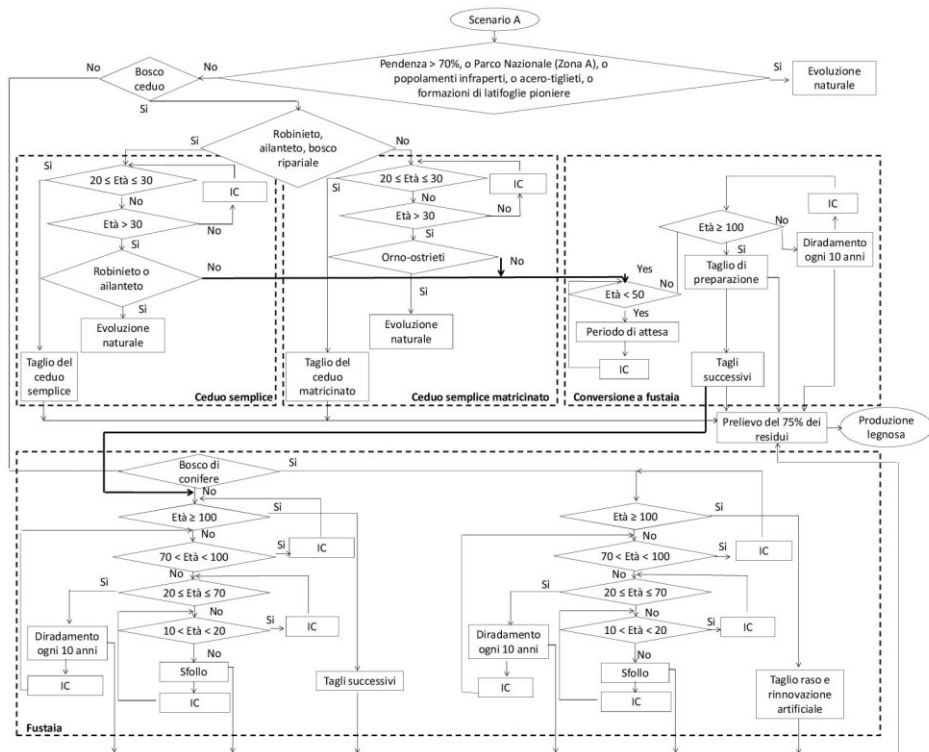


Figura 6.4 – Diagramma di flusso per lo scenario gestionale A (*Business as usual*) (IC = Incremento Corrente di volume).

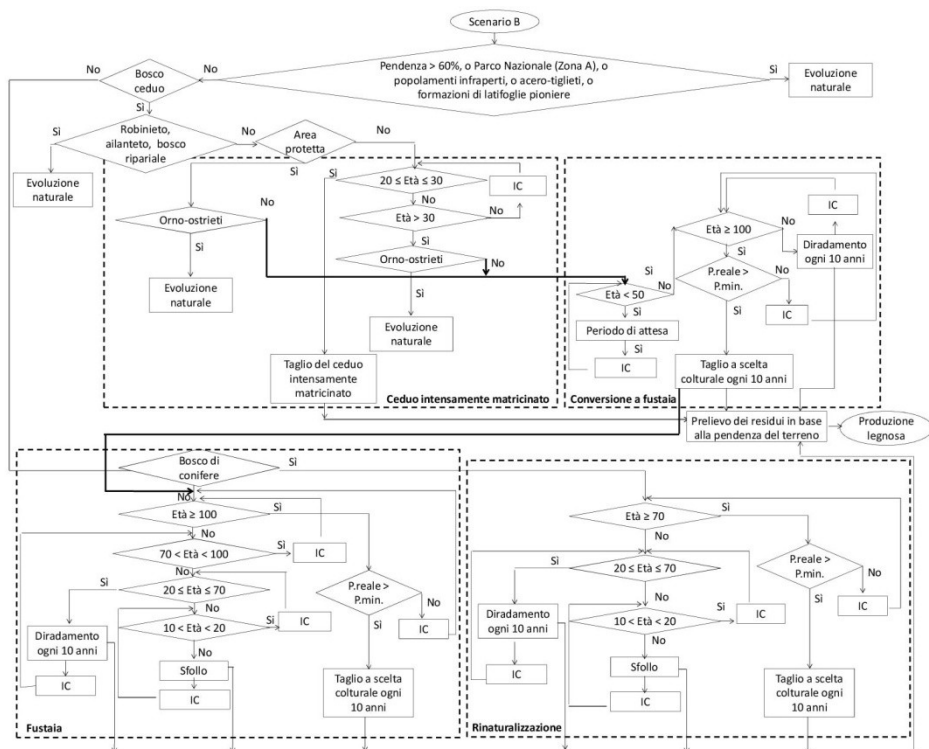


Figura 6.5 – Diagramma di flusso per lo scenario gestionale B (*Nature protection*) (IC = Incremento Corrente di volume).

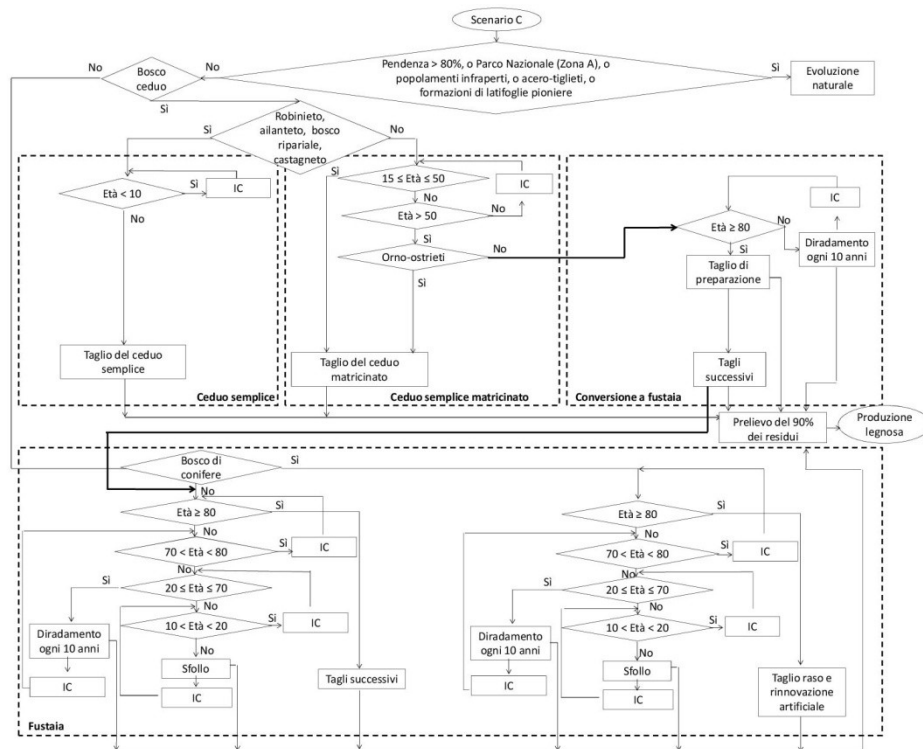


Figura 6.6 – Diagramma di flusso per lo scenario gestionale C (Wood production) (IC = Incremento Corrente di volume).

6.5 Descrizione del modello e parametrizzazione

Per modellizzare la produzione di legname e lo *stock* di carbonio in termini biofisici ed economici per ciascuna particella forestale sono stato utilizzati i modelli InVEST per i due rispettivi SE. Sono stati scelti i modelli proposti dal software InVEST per i seguenti motivi: 1) sono liberamente disponibili (*open-source*) e adatti per una vasta gamma di beni ambientali; 2) sono strutturati in più livelli che richiedono dati di *input* differenti; e 3) utilizzano “funzioni di produzione” adatte a fornire risultati molto accurati e rilevanti per le politiche gestionali.

Per modellizzare la funzione turistico-ricreativa è stato utilizzato un indice proposto da Köchli e Brang (2005) basato sulle caratteristiche delle aree forestali e sulle preferenze soggettive dedotte da un questionario sottoposto ad un campione di *stakeholder*.

La carta delle particelle forestali è stata utilizzata come strato di input principale.

6.5.1 Modellizzazione della produzione legnosa

Per simulare il volume di legname asportato con le utilizzazioni forestali è stato utilizzato il modello *InVEST Managed Timber Production*. Questo modello quantifica il volume legnoso utilizzato in base all'intensità di prelievo e alla frequenza degli interventi, ai turni e ai valori monetari basati sui prezzi di mercato. Il modello originale è stato parzialmente adattato per poter applicare a scala di particella forestale le differenti intensità di prelievo e frequenze degli interventi basate sui tre scenari gestionali.

Per il calcolo del valore attuale netto (*Net Present Value* - NPV) relativo a ciascuna particella forestale sono state utilizzate una serie di equazioni. Il valore netto di ciascuna utilizzazione, attuata nel periodo analizzato nella *x-esima* particella forestale è stato stimato con l'equazione (1):

$$VH_x = Harv_mass_x \cdot (Price_x - Harv_cost_x)[\text{€ ha}^{-1}] \quad (1)$$

dove VH_x è il valore monetario (€ ha^{-1}) generato nel periodo analizzato nella *x-esima* particella; $Harv_mass_x$ è la quantità di legname rimossa nella *x-esima* particella nel periodo analizzato basata sull'intensità di prelievo codificata per ciascun scenario gestionale (Mg ha^{-1}); $Price_x$ è il prezzo di mercato del legname prelevato nella *x-esima* particella (€ Mg^{-1}); $Harv_cost_x$ sono i costi relativi all'utilizzazione e al trasporto del legname ($Harv_mass_x$) fino ad un impianto di trasformazione o ad un punto di compravendita (€ Mg^{-1}).

I prezzi di mercato del legname utilizzati sono di 95 € Mg^{-1} per le latifoglie e 65 € Mg^{-1} per le conifere, basandosi sulla letteratura tecnica di settore (<http://www.rivistasherwood.it/tecnico-e-pratiko.html>) e consultando alcuni esperti del settore legnoso locale. Sulla base dei dati ISTAT (2003) e di altri dati disponibili a livello locale, è stato ipotizzato che tutto il legname prelevato venisse utilizzato come legna da ardere. Ciò è dovuto al fatto che in regione Molise altri impieghi del legname si possono considerare trascurabili. Per i costi relativi alle utilizzazioni forestali, considerata la difficoltà di stima e la variabilità dei prezzi su scala regionale (dovuta all'impatto di diversi fattori come la pendenza, la distanza dalle strade, l'accessibilità ecc.), si è deciso di utilizzare come valori 45 € Mg^{-1} e 60 € Mg^{-1} rispettivamente per i boschi cedui e per le fustaie. Quindi l'unica variabile per la simulazione degli scenari gestionali risulta essere la frequenza/intensità dei prelievi

legnosi, che dipende dal tipo di governo e dall'intervento selvicolturale programmato negli scenari gestionali.

Il flusso dei ricavi netti prodotti nelle *x-esime* particelle sono stati aggregati con un appropriato tasso di sconto utilizzando l'equazione (2):

$$NPV_x = \sum_0^t \frac{VH_x}{(1+r)^n} \quad [€ \text{ ha}^{-1}] \quad (2)$$

dove r è il tasso di sconto, n è l'anno in cui verrà realizzata l'utilizzazione forestale e t sono gli anni relativi al periodo di simulazione. Il tasso di sconto adottato per la produzione legnosa risulta del 4% e tiene conto dell'analisi di sensitività descritta in Bottalico et al. (2015).

Infine, per ciascuna particella forestale è stato calcolato il Valore Attuale Netto Totale (*TNPV*) utilizzando l'equazione seguente (3):

$$TNPV_x = FMU_area_x \cdot VAN_x \quad [€] \quad (3)$$

dove FMU_area_x è l'area della *x-esima* particella forestale espressa in ettari e NPV_x è il NPV per ettaro della *x-esima* particella.

6.5.2 Modellizzazione dell'assorbimento di CO₂

Per valutare la quantità di carbonio (CO₂) sequestrato dalle foreste nel periodo di simulazione è stato utilizzato il modello *InVEST Carbon Storage and Sequestration model* (Daily et al., 2009; Tallis et al., 2013). Questo modello stima la quantità netta di CO₂ sequestrata in una determinata area forestale in uno specifico intervallo temporale, la biomassa prelevata con le utilizzazioni forestali per ciascuna particella, e il valore sociale del carbonio sequestrato stoccato nella biomassa non oggetto di utilizzazioni. Per realizzare tali stime il modello richiede come dati di *input* la quantità di carbonio stoccato per ciascun *pool* di carbonio, in accordo con la classificazione e le definizioni proposte nella guida "*Good Practices Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry*" (GPG-LULUCF): la biomassa epigea ed ipogea, la necromassa (compreso il legno morto e la lettiera) e il suolo (Penman et al., 2003). Il carbonio immagazzinato al 2034 è stato stimato per differenza fra l'incremento corrente annuo di volume (IC) (Gasparini and Tabacchi, 2011), con il quale è stato simulato la crescita della foresta, e la biomassa asportata con le

utilizzazioni forestali per i diversi scenari gestionali applicati. Per la stima del valore del carbonio sequestrato (€) è stata utilizzata l'equazione seguente (4):

$$value_seq_x = V \frac{sequest_x}{year_fut-yr_cur} \cdot \sum_{t=0}^{yr_fut-yr_cur-1} \frac{1}{(1+\frac{r}{100})^t} \text{ [€]} \quad (4)$$

dove V è il valore di una tonnellata di carbonio sequestrata espressa in € per Mg^3 di carbonio elementare (C); $sequest_x$ è il carbonio sequestrato (C) da ciascun *pool* nella x -esima particella; $year_fut-yr_cur$ è l'intervallo di tempo (anni) relativo al periodo di simulazione; r è il tasso di sconto; e t sono gli anni relativi al periodo di simulazione. Il tasso di sconto adottato per il carbonio sequestrato è del 7% e tiene conto dell'analisi di sensitività descritta in Bottalico et al. (2015).

Il valore V riportato precedentemente rappresenta il *Social Cost of Carbon* (SCC) utilizzato per calcolare il valore economico del carbonio sequestrato. Il SCC è una metodologia di misurazione dei danni economici causati dai cambiamenti climatici e rappresenta il valore totale dell'incremento dei danni dovuti ad un aumento delle emissioni di biossido di carbonio (danno per tonnellata di carbonio - tCO_2) (Tol, 2009). La valutazione economica degli impatti del cambiamento climatico è una questione molto complessa e dibattuta che ha determinato un'ampia gamma di valori di SCC riportati in letteratura (van den Bergh and Botzen, 2015). Stimare il corretto valore di SCC è importante per l'applicazione di corrette politiche climatiche, ma per evitare complicazioni e speculazioni economiche si è deciso di utilizzare un unico valore di $37\$ Mg^{-1}$ di CO_2 (circa $109 € Mg^{-1}$ di C elementare) (OIRA, 2013), ipotizzando che questo valore rimanga stabile per l'intero periodo di simulazione. Infine, il SCC è stato calcolato per ciascuna unità gestionale utilizzando l'equazione successiva (5).

$$TSCC_x = FMU_area_x \cdot SCC_x \text{ [€]} \quad (5)$$

dove FMU_area_x è l'area della x -esima particella espressa in ettari e SCC_x è il $TSCC_x$ per ettaro della x -esima particella.

6.5.3 Modellizzazione del servizio turistico-ricreativo

Per stimare il servizio turistico-ricreativo è stato utilizzato un indice qualitativo che consente di descrivere le potenzialità di un popolamento forestale per la fornitura del servizio suddetto (Köchli e Brang, 2005).

Le foreste risultano un ambiente molto apprezzato per molte attività *outdoor* (*mountain bike*, ricerca di funghi, passeggiate a cavallo ecc.), che indirettamente possono diventare il motore per lo sviluppo turistico di molte aree rurali (Thorsen et al., 2014).

Le caratteristiche di un'area forestale affinché risulti idonea alla fruizione turistica e ricreativa possono essere molte e controverse. L'accessibilità ha sicuramente un ruolo cruciale (de Vries e Grossen, 2002; Köchli e Brang, 2005), così come la diversità paesaggistica prodotta dalla presenza di più tipologie forestali (Köchli e Brang, 2005). Risultano appropriati popolamenti di latifoglie (Ode e Fry, 2006), di conifere (Grebe, 1996), ma anche popolamenti con una maggiore varietà di specie e strutture (Thorsen et al., 2014). Molti *stakeholder* preferiscono boschi maturi rispetto a quelli giovani costituiti da piante di piccola taglia, ma non quando gli alberi di piccole dimensioni fanno parte di una struttura pluristratificata (Thorsen et al., 2014). Idonei alla svago e al turismo risultano i popolamenti forestali inclusi in aree protette, che hanno generalmente come maggiore opportunità di sviluppo economico le attività turistico-ricreative (Bernetti e Marinelli, 1995).

Nel presente lavoro si è deciso di utilizzare come parametri per la stima dell'idoneità turistico-ricreativa delle foreste molisane l'accessibilità, la diversità specifica, la struttura e la diversità strutturale, l'età e la presenza/assenza di un'area protetta. Ad ognuna di queste caratteristiche è stato attribuito un punteggio compreso fra 0 e 1 che denota la minore (0) o la maggiore (1) attitudine. L'attribuzione dei punteggi è stata realizzata utilizzando i dati derivanti da un questionario sottoposto a esperti (professori, ricercatori, dottorandi, dipendenti pubblici ecc.) e non esperti del settore forestale. Il questionario, sottoposto a 390 persone mediante Modulo *on-line* Google, ha permesso di avere una stima delle preferenze riguardo i parametri oggetto d'interesse.

Le caratteristiche forestali scelte per il calcolo dell'indice di Idoneità Turistico-Ricreativa (ITR) sono state combinate come riportato nell'equazione seguente (6) per il calcolo dell'indice per ciascuna particella forestale:

$$ITR_x = Acc \cdot (Div + Div_Str + Str + Et + AP) \quad (6)$$

dove *Acc* è l'accessibilità [0;1]; *Div* è la diversità di tipologie forestali esistente tra particelle contigue [0;1]; *Div_Str* esprime la diversità di strutture esistente tra particelle contigue [0;1]; *Str* è la struttura del popolamento [0;1]; *Et* è l'età del popolamento [0;1]; *AP* è la presenza/assenza di un'area protetta [0=assente;0.5=SIC, ZPS, AANP; 1=PNZ, RNS, RNR]. L'equazione per il calcolo dell'ITR attribuisce un peso maggiore all'accessibilità e un peso minore a tutte le altre componenti. L'indice è stato calcolato per le 54.049 particelle forestali all'inizio del periodo di simulazione (2015) e alla fine del ventennio considerato.

L'accessibilità (*Acc*) è stata calcolata a partire dal DTM e dallo *shape file* della viabilità utilizzando una metodologia in ambiente GIS per il calcolo della Frazione di Fascia Massima (FFM) (Brachetti Montorselli, 2005; Laschi, 2011) in base alla definizione fornita da Hippoliti (1976) in merito all'accessibilità dei boschi. La FFM è un buffer che indica le zone accessibili la cui ampiezza varia a seconda della pendenza del terreno. Il calcolo dell'accessibilità definitivo è stato stimato mediante un algoritmo *Cost-Distance* che effettua il calcolo accumulando i valori assunti dai pixel in una determinata "carta degli attriti" (FFM) fino ad un valore massimo stabilito (Laschi, 2011). La mappa ottenuta presentava valori compresi fra 0 e 9133 ed è stata riclassificata in tre classi di accessibilità buona (0-1000), media (1001-2000) e scarsa (< 2000). Tali classi sono state successivamente riclassificate con valori compresi fra 0 e 1 in base ai risultati del questionario.

La diversità relativa alle tipologie forestali (*Div*) e alla struttura (*Div_Str*) è stata calcolata per ciascun pixel (risoluzione 20m x 20m), rispettivamente per le categorie forestali e per le strutture presenti nella mappa delle unità gestionali, utilizzando un *Context Operator* a finestra mobile del software IRDISI (*Pattern – Diversity H*). I valori ottenuti con queste procedure sono stati riclassificati fra 0 e 1.

Infine i valori riferiti alla struttura (*Str*), all'età del popolamento (*Et*) e alla presenza/assenza di un'area protetta (*AP*) sono stati attribuiti sulla base del

questionario. Per le diverse aree protette sono stati attribuiti pesi differenti sulla base della maggiore visibilità che hanno i parchi nazionali, le riserve statali e quelle regionali rispetto alle aree di protezione della rete NATURA 2000.

6.6 Analisi

6.6.1 Analisi dei trade-off

Per valutare i *trade-off* fra produzione legnosa e assorbimento di carbonio è stato utilizzato lo scenario A (*Business as Usual*) come riferimento. Lo scenario migliore risulterà quello che produrrà più benefici economici e un maggior prelievo di legname senza influenzare il bilancio o l'equilibrio fra i SE esaminati (Bottalico et al., 2015).

Per comprendere l'interdipendenza fra SE, anche se il concetto di equilibrio risulta dinamico, è stato esaminato il punto di equilibrio (Costanza et al, 1997; Tschirhart, 2000; Finnoff e Tschirhar, 2008). Per calcolare il valore limite di legname rimosso è stato calcolato il valore totale prodotto dai SE (*TESV – Total Ecosystem Service Value*) come somma del *NPV* e del *SCC* per ciascuna particella forestale. Il *TESV* rappresenta la capacità di una determinata area di produrre più SE (Maes et al., 2012). Nel caso in cui il *TESV* risulti uguale a zero non vengono prodotti benefici per la società ma solamente costi.

Per l'analisi dei *trade-off* è stato valutato il punto di equilibrio (E) tra *NPV* (€ ha⁻¹) e *SCC* (€ ha⁻¹), ed è stata analizzata la fornitura di SE quando il *TESV* risulta uguale a zero (Farber et al., 2002). Per contribuire al processo decisionale e visualizzare la capacità di una determinata area di produrre beni e servizi multipli, sono state prodotte delle mappe del *TESV* per ciascuna particella forestale (de Groot et al., 2010; Maes et al., 2012).

Per ogni scenario è stato applicato un approccio basato sull'analisi di regressione per descrivere la relazione tra *NPV*, *SCC* e *TESV* in funzione del prelievo legnoso. *SCC* e *TESV* presentano una relazione lineare con il prelievo legnoso, pertanto il modello è stato espresso nella forma $Y = \beta_0 + \beta_1 X$. Per *NPV* dal momento che presenta eteroscedasticità in relazione con il legname rimosso, è stato adottato un modello moltiplicativo espresso nella forma $Y = \beta_0 X^{\beta_1}$ (Baskerville, 1972). I parametri del

modello sono stati stimati in forma lineare utilizzando una trasformazione logaritmica: $\ln(Y) = \ln(\beta_0) + \beta_1 \ln(X)$. Per facilitare il confronto tra ipotesi gestionali è stato necessario riconvertire il modello NPV ai valori iniziali (non trasformati). La riconversione ha introdotto un errore, il qual è stato compensato aggiungendo metà della varianza residua all'intercetta prima della conversione (Goldberger, 1968).

Per poter confrontare i tre SE si è proceduto con una seconda analisi.

6.6.2 *Analisi multicriteriale*

Per valutare lo scenario che massimizza la produzione dei tre SE considerati è stato utilizzato un modello multicriteriale attribuendo lo stesso peso ai tre SE analizzati (produzione legnosa, assorbimento di carbonio e servizio turistico-ricreativo).

Per poter confrontare i SE è stata realizzata la normalizzazione del *TNPV*, *TSCC* e del *ITR* in una scala di valori compresi fra 0 (nessuna produzione del servizio) e 1 (produzione massima del servizio) (Dobbs et al., 2014). Il *TESV* relativo a ciascuna particella forestale è stato calcolato realizzando una somma pesata del *TNPV*, *TSCC* e *ITR* utilizzando l'operatore *WLC* (*Weighted Linear Combination*) del software IDRISI, che realizza un somma pesata per ciascun *pixel* dell'immagine utilizzando l'equazione seguente (7):

$$TESV_j = \sum_{i=1}^n c_{ij} \cdot p_i \quad (7)$$

dove $TESV_j$ è il *TESV* del j-esimo *pixel*; c_{ij} è il valore del SE j-esimo del j-esimo *pixel*; e p_i è il peso attribuito al SE j-esimo ($\sum p_i = 1$). Per la somma è stato attribuito lo stesso peso a ciascun SE (0.33).

Per poter confrontare i *TESV* relativi ai tre scenari alternativi A, B e C è stato utilizzato l'operatore *MDCHOICE* (*Multi Dimensional Choice*) del software IDRISI. L'*output* finale è un immagine che per ciascun *pixel* indica quale dei tre scenari massimizza la produzione di SE. Per ottenere un *output* relativo a ciascuna particella forestale non sono state necessarie ulteriori elaborazioni dal momento che i valori di *TNPV*, *TSCC* e *ITR* relativi ai pixel della x-esima particella risultavano uniformi.

7. RISULTATI

7.1 Caratteristiche delle foreste al 2015

I risultati di seguito riportati consentono di inquadrare le caratteristiche dei boschi oggetto d'indagine per meglio comprendere i risultati relativi alla simulazione riportata successivamente.

Come è possibile osservare in Tab. 7.1 le categorie forestali maggiormente rappresentate sia in termini di superficie che di volume risultano essere le cerrete (41-42% in termini di superficie e volume) e i querceti di roverella (23% di superficie e 14% in volume), seguiti dalle faggete (10% di sup. e 23% di volume).

Tabella 7.1 – Suddivisione delle aree boscate in categorie forestali (fra parentesi le abbreviazioni di seguito utilizzate per identificare le diverse categorie forestali).

Categoria	Superficie (ha)	Superficie (%)	Volume totale (m³)	Volume totale (%)
Altre Foreste di Latifoglie (AFL)	12.958,45	8,89	999.945,31	5,02
Castagneti (CA)	358,60	0,25	60.305,17	0,30
Cerrete (CE)	60.215,77	41,32	8.514.231,69	42,71
Faggete (FA)	14.904,87	10,23	4.736.509,29	23,76
Foreste di Conifere Indigene (FCI)	4.986,74	3,42	667.307,93	3,35
Formazioni Riparie (FR)	7.861,94	5,39	613.941,39	3,08
Leccete (LE)	1.751,17	1,20	205.738,61	1,03
Ostietti (OS)	8.663,13	5,94	1.225.825,49	6,15
Piantagioni di Eucalipto (PE)	17,55	0,01	1.292,72	0,01
Piantagioni di Latifoglie (PL)	467,24	0,32	36.795,62	0,18
Querceti di Roverella (QR)	33.561,21	23,03	2.874.150,61	14,42
Totale	145.746,7		19.936.043,83	

Le superfici governate a ceduo (75,6%) risultano essere prevalenti sui boschi infraperti (14%) e sulle fustaie (10,4%), e risultano distribuite fra le diverse categorie forestali come riportato in Fig. 7.1.

L'età dei soprassuoli risulta essere prevalentemente inferiore ai 50 anni (83,9%), con il 33,7% dei boschi con età compresa fra 0 e 20 anni e il 50,2% con età fra 21 e 50 anni. I boschi con età compresa fra 51 e 100 anni (15,3%) sono riconducibili a fustaie di faggio e a boschi di querce caducifoglie (cerro e roverella) in avviamento all'alto

fusto. Scarsamente rappresentata risulta la classe di età con boschi di età superiore a 100 anni (0,76%).

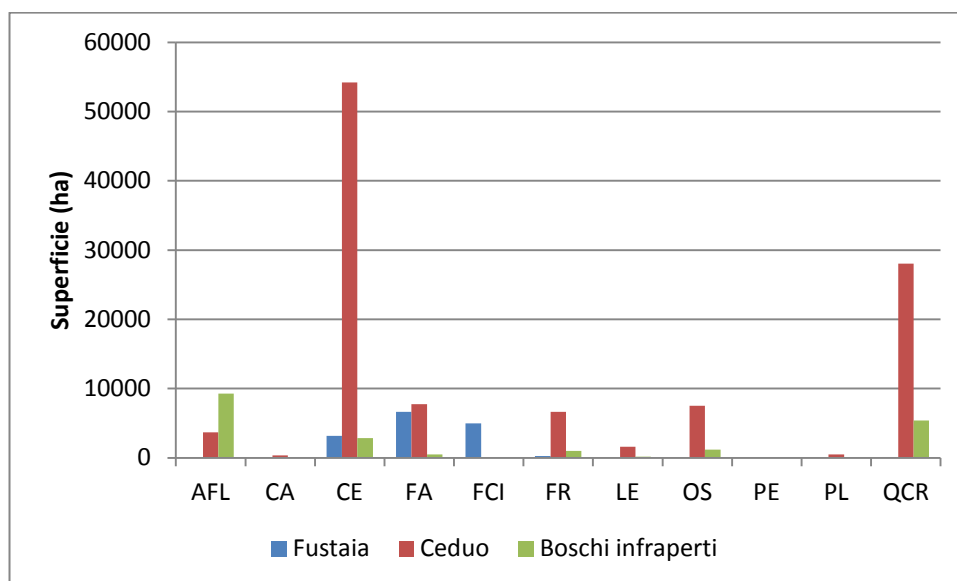


Figura 7.1 – Superficie delle aree boscate suddivisa in base alla struttura delle diverse categorie forestali (per la decodifica delle categorie forestali si veda la Tab. 7.1).

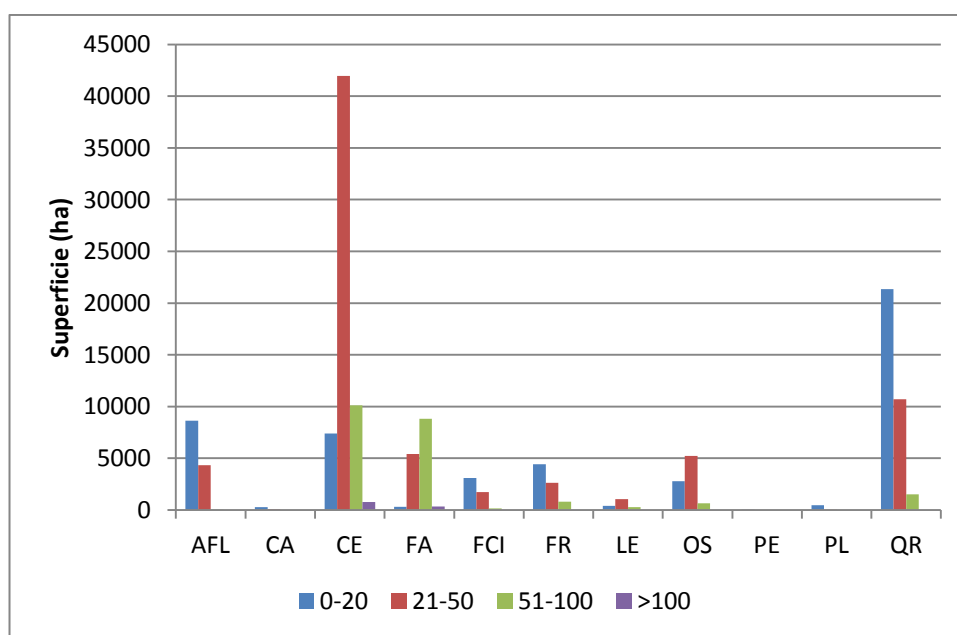


Figura 7.2 – Superficie delle aree boscate suddivisa in categorie forestali per le diverse classi di età (per la decodifica delle categorie forestali si veda la Tab. 7.1).

In Fig. 7.3 viene riportata la percentuale di boschi non soggetti a nessun vincolo di protezione e quelli inclusi in aree protette. Per i boschi all'interno delle aree protette si riporta la relativa distribuzione nelle diverse aree di protezione (Parchi nazionali,

Riserve Naturali Statali o Regionali, Siti di Interesse Comunitario, Zone di Protezione Speciale e Altre Aree Naturali Protette).

I boschi della Regione Molise risultano essere inclusi in aree protette per il 32,1% della loro superficie e prevalentemente ricadono in aree della rete Natura 2000 (SIC e ZPS) (91,5%) e nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (6%).

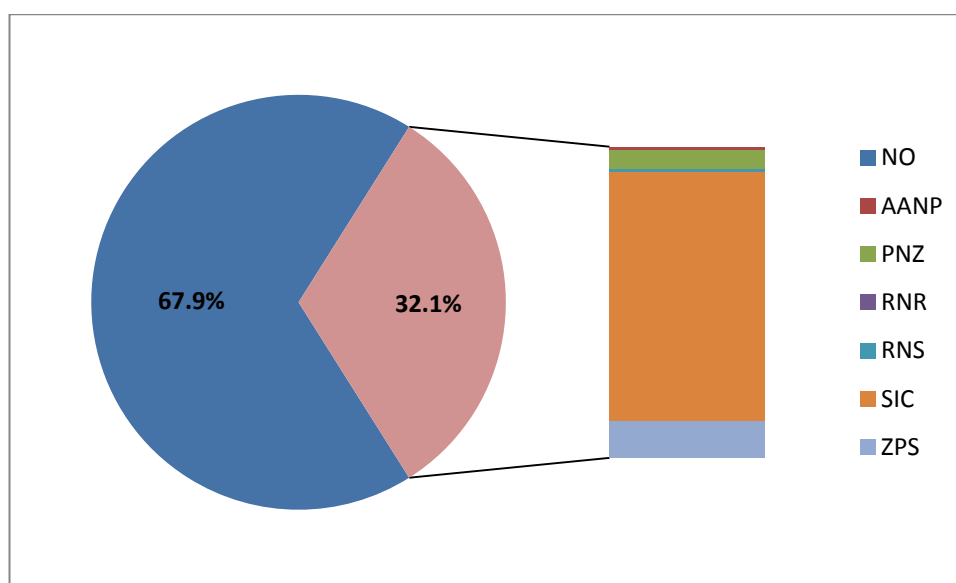


Figura 7.3 – Distribuzione della superficie boscata in aree non soggette ad alcun vincolo di protezione e in aree protette con riportata la relativa tipologia. No (No area protetta), AANP (Altre Aree Naturali Protette), PNZ (Parco Nazionale), RNR (Riserva Naturale Regionale), RNS (Riserva Naturale Statale), SIC (Sito d'Interesse Comunitario), ZPS (Zona Protezione Speciale).

7.2 Questionario sull'attitudine all'idoneità turistico ricreativa dei soprassuoli forestali

Il questionario rivolto a 390 potenziali *stakeholder* esperti e non esperti del settore forestale è stato compilato da 79 soggetti (percentuale di risposte del 20%), ma bisogna tenere conto delle problematiche relative alla mancata ricezione della posta elettronica per motivazioni di vario genere (indirizzo di posta elettronica inesatto, identificazione della mail come spam, ecc.). Il 91% dei questionari è stato compilato da esperti del settore forestale con ruoli di varia natura, mentre il restante 9% da persone non esperte del settore forestale (Fig. 7.4).

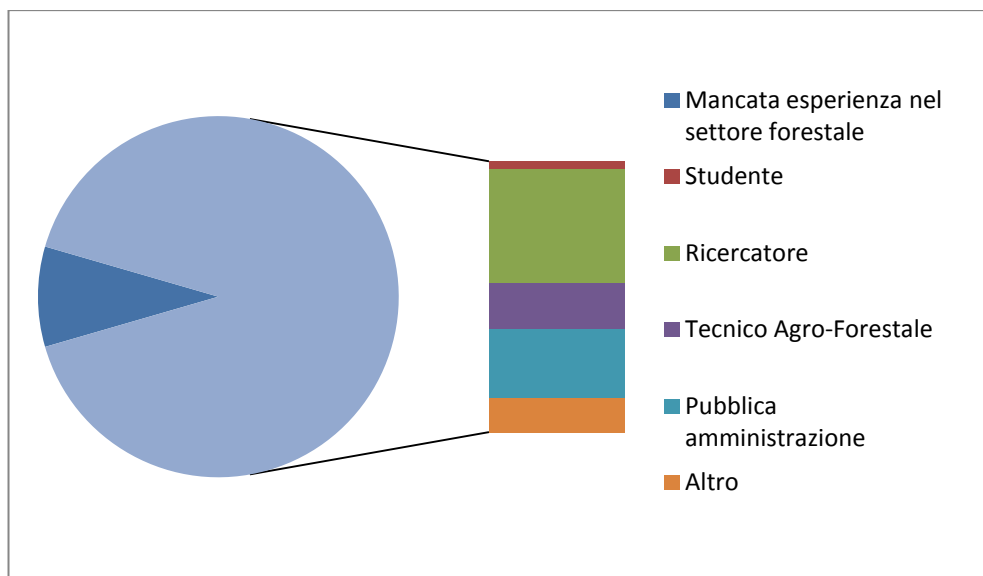


Figura 7.4 – Suddivisione degli *stakeholder* che hanno partecipato al questionario in base all’esperienza nel settore forestale.

Dall’analisi delle risposte del campione interrogato (Fig. 7.5), è stato possibile identificare le caratteristiche dei boschi ritenuti più idonei per la ricreazione ed il turismo. I boschi maggiormente idonei risultano essere fustaie di età avanzata, con diversità elevata (di specie e strutturale), ben accessibili e all’interno di aree protette.

Per alcune caratteristiche del bosco sono state attribuite risposte piuttosto uniformi, come ad esempio per l’accessibilità, l’età e la presenza di aree protette. Per altre caratteristiche dei boschi, quali la struttura (boschi infraperti) e la diversità specifica le risposte risultano più eterogenee (Fig. 7.5).

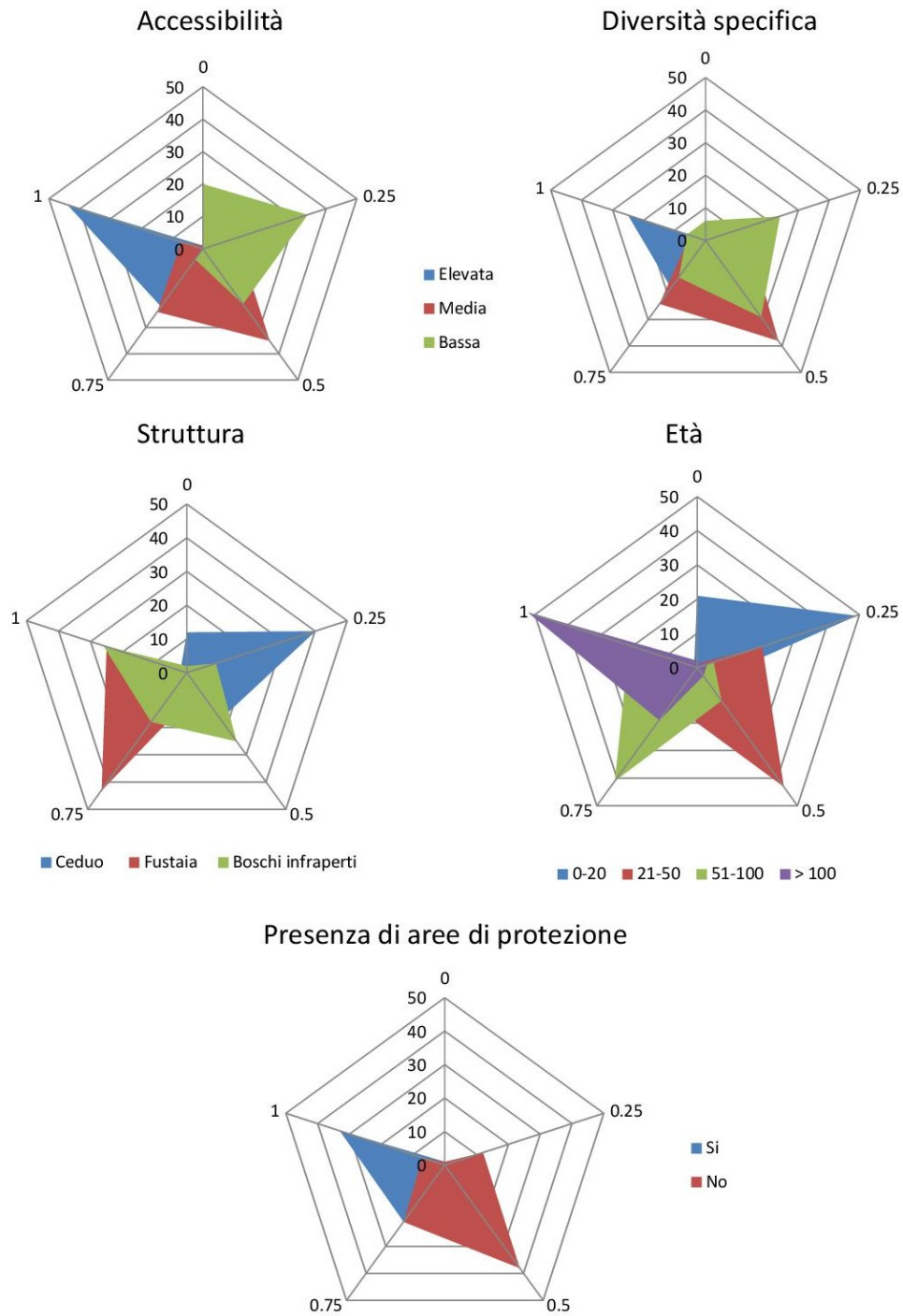


Figura 7.5 – Numero di risposte ai punteggi per la valutazione delle diverse caratteristiche del bosco (i punteggi da 0 a 1 denotano la minore (0) o la maggiore (1) attitudine della caratteristica indagata).

7.3 Scenari gestionali e fornitura di servizi ecosistemici

7.3.1 Caratteristiche delle foreste al 2034

La superficie forestale suddivisa nelle diverse modalità di gestione per le singole categorie forestali nei diversi scenari gestionali è riportata in Fig. 7.6.

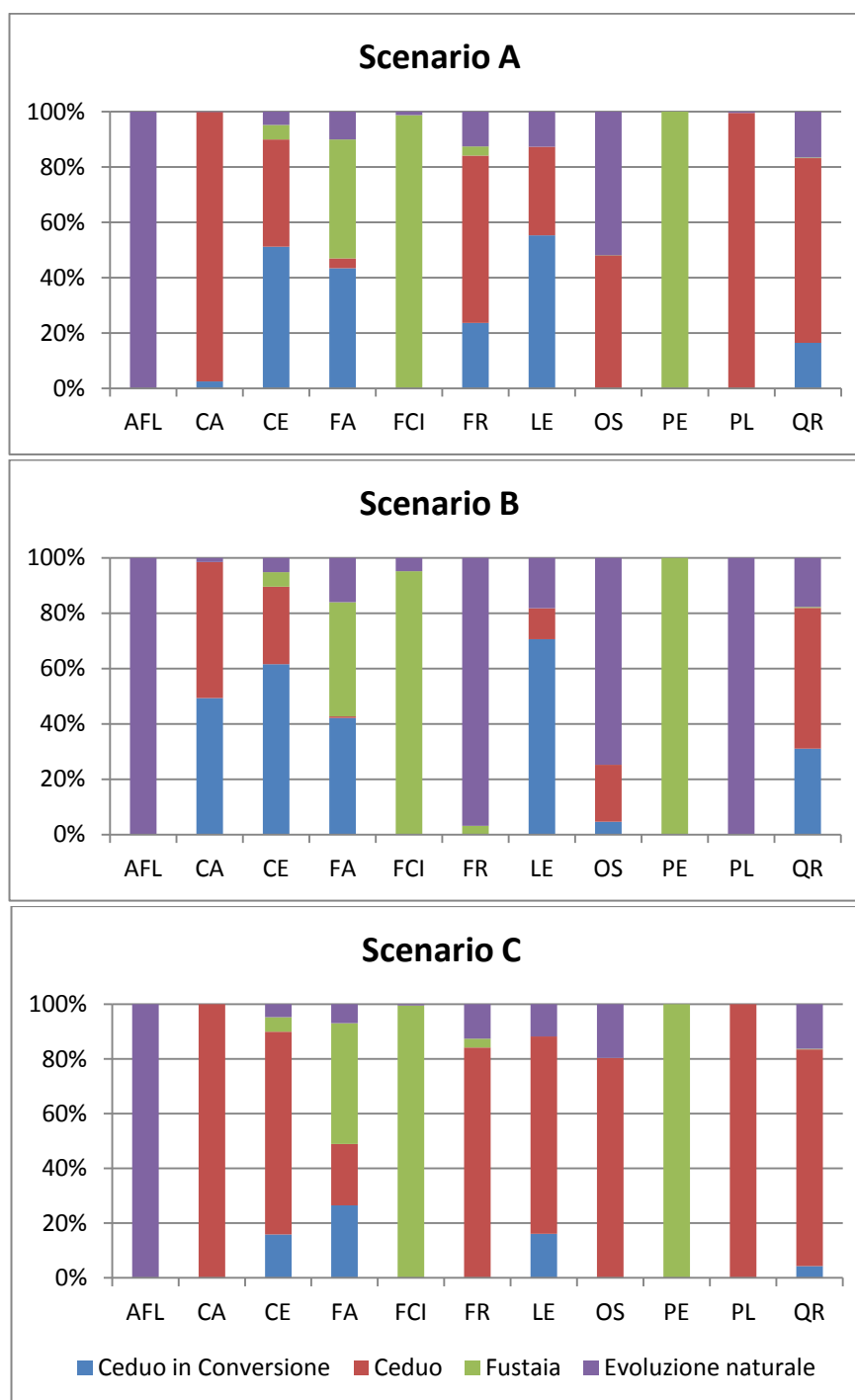


Figura 7.6 – Superficie forestale (espressa in percentuale) suddivisa in sistemi di gestione per ciascuna categoria forestale nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*) (per la decodifica delle categorie forestali si veda la Tab. 7.1).

Mediamente la superficie a ceduo ammonta al 39%, 25% e 62% della superficie forestale complessiva, rispettivamente negli scenari A, B e C. I cedui in conversione all'alto fusto coprono il 31%, 38% e il 10% della superficie forestale totale, rispettivamente per gli scenari A, B e C. Le fustaie risultano il 10% della superficie boscata in tutti gli scenari gestionali. Le foreste non gestite, ovvero lasciate all'evoluzione naturale, sono il 20%, 27% e 17% della superficie forestale complessiva rispettivamente negli scenari A, B e C.

La superficie forestale suddivisa nelle diverse classi di età viene riportata in Fig. 7.7 e risulta molto eterogenea fra i diversi scenari gestionali. I boschi con età inferiore ai 20 anni risultano il 39%, 25% e 62% della superficie forestale totale, rispettivamente negli scenari A, B e C. La seconda classe di età (21-50 anni) è rappresentata dal 20%, 34% e 18% delle superfici forestali complessive, rispettivamente negli scenari A, B e C. I boschi di età compresa fra 51 e 100 anni risultano il 38% della superficie complessiva per gli scenari A e B, e il 17% nello scenario C. I boschi con età superiore a 100 anni risultano il 3% della superficie complessiva in tutti gli scenari gestionali.

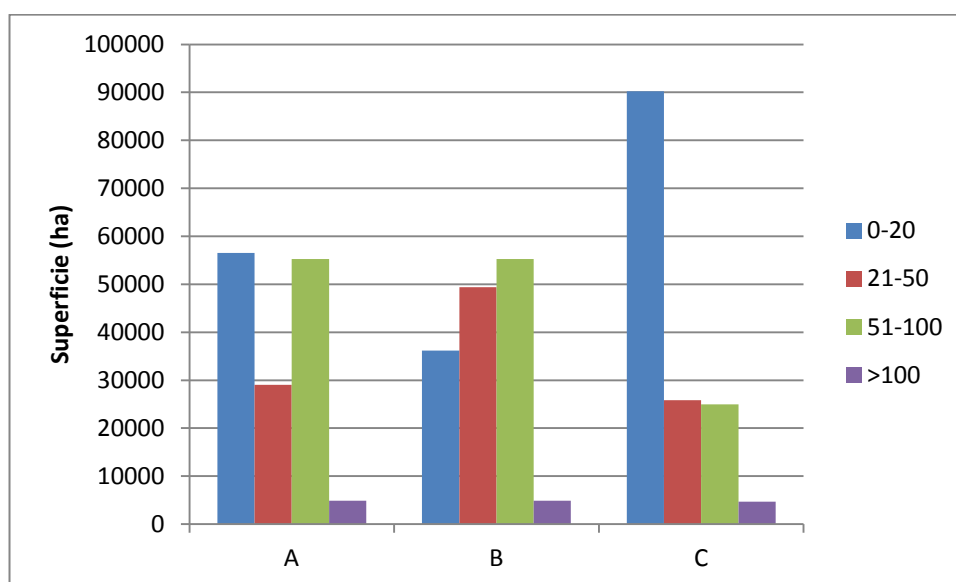


Figura 7.7 – Superficie forestale (espressa in ettari) suddivisa in classi di età nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

7.3.2 Provvigione legnosa

La provvigione legnosa asportata nei diversi scenari gestionali è riportata in Fig. 7.8. Facendo riferimento allo scenario A è possibile osservare come la produzione

legnosa ritraibile nel periodo di simulazione (2015-2034) ammonta a circa 8,5 milioni di m³ e i residui totali asportati a circa 2,5 milioni di m³. Confrontando lo scenario B con lo scenario A, la produzione legnosa e di residui si riduce rispettivamente di circa il 28% e l'85%, mentre, paragonando lo scenario C con lo scenario A, il prelievo legnoso e di residui aumenta rispettivamente del 45% e del 31%.

Facendo riferimento alla provvigione presente all'inizio del periodo di simulazione (2015), la percentuale di prelievo legnoso risulta del 46%, 28% e 65% rispettivamente per gli scenari A, B e C. Mediamente il prelievo legnoso (legna e residui), calcolato sulle superfici forestali oggetto di utilizzazioni nel periodo di simulazione, ammonta a 89 m³ ha⁻¹, 63 m³ ha⁻¹ e 120 m³ ha⁻¹ rispettivamente per gli scenari A, B e C.

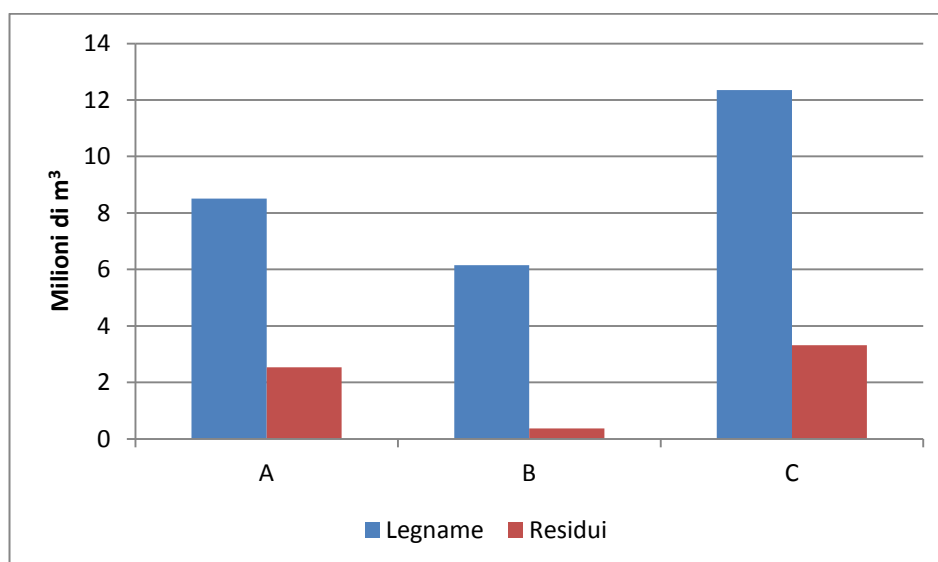


Figura 7.8 – Provvigione legnosa e residui legnosi asportati (milioni di m³) nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

In Fig. 7.9 è possibile osservare da quale tipo di intervento derivano i volumi legnosi relativi ai diversi scenari gestionali. Nello scenario C, che presenta i prelievi maggiori, il 75% del legname deriva dal taglio del bosco ceduo, il 16% dall'avviamento di cedui all'alto fusto e il restante 8% dall'utilizzazione di fustaie. Per gli scenari A e B, anche se i volumi prelevati risultano differenti, la maggior parte del legname deriva da tagli di avviamento all'alto fusto (54% e 67% rispettivamente) e dal taglio di cedui semplici o matricinati (40% e 26%

rispettivamente), mentre solo una piccola percentuale di legname (circa 6%) riguarda l'utilizzazione di fustaie.

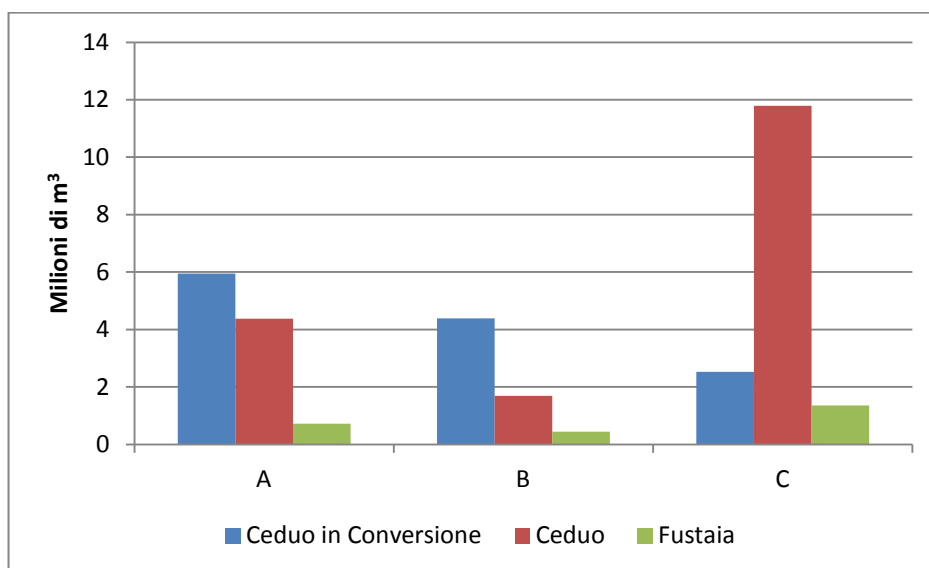


Figura 7.9 – Provvigione legnosa e residui legnosi asportati (milioni di m³) nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

Nella figura successiva (Fig. 7.10) si riportano i valori del TNPV riferiti ai prelievi legnosi riportati in precedenza. Il valore maggiore risulta essere di 237.804.380 € per lo scenario C e in ordine decrescente lo scenario A ammonta ad un valore di 171.977.453 € e lo scenario B a 122.320.060 €.

Il TNPV nei tre diversi scenari gestionali in funzione delle diverse modalità di intervento (conversione all'alto fusto, ceduo e fustaia) ha il solito andamento della provvigione legnosa riportata in Fig. 7.9, ad eccezione dei valori del ceduo per lo scenario A che superano quelli dell'avviamento all'alto fusto. Per l'avviamento all'alto fusto i valori maggiori di TNPV si registrano nello scenario A (circa 79 milioni di €), mentre per il ceduo e la fustaia i valori più elevati di TNPV risultano rispettivamente di circa 189 milioni di € e circa 16 milioni di € nello scenario C.

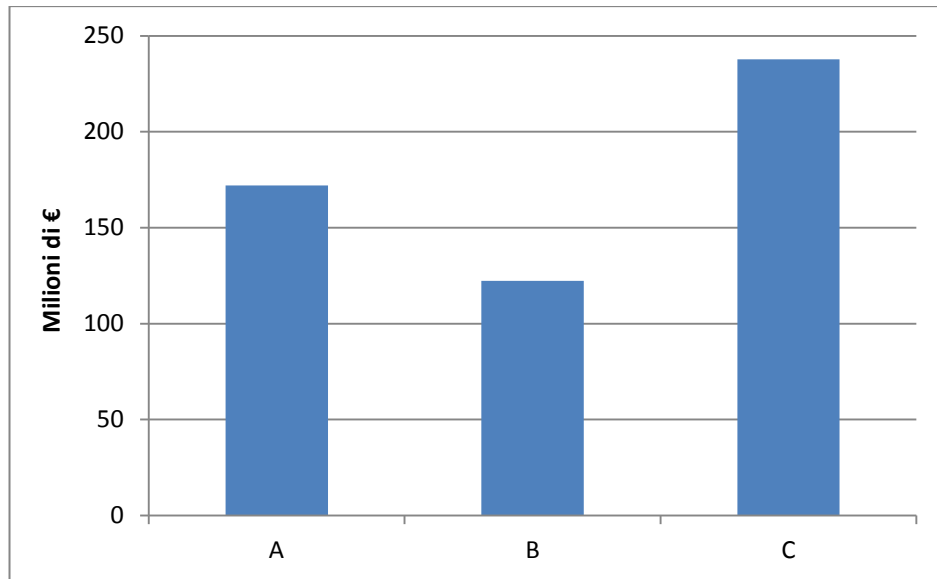


Figura 7.10 – Total Net Present Value (TNPV) (€) nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

In Fig. 7.11 è riportato un estratto della distribuzione spaziale del NPV (€ ha⁻¹), che presenta valori sempre positivi ad eccezione per le aree in cui non vi sono prelievi legnosi.

I valori medi di NPV ammontano a 1.367 € ha⁻¹ per lo scenario C, 990 € ha⁻¹ per lo scenario A e a 622 € ha⁻¹ nello scenario B.

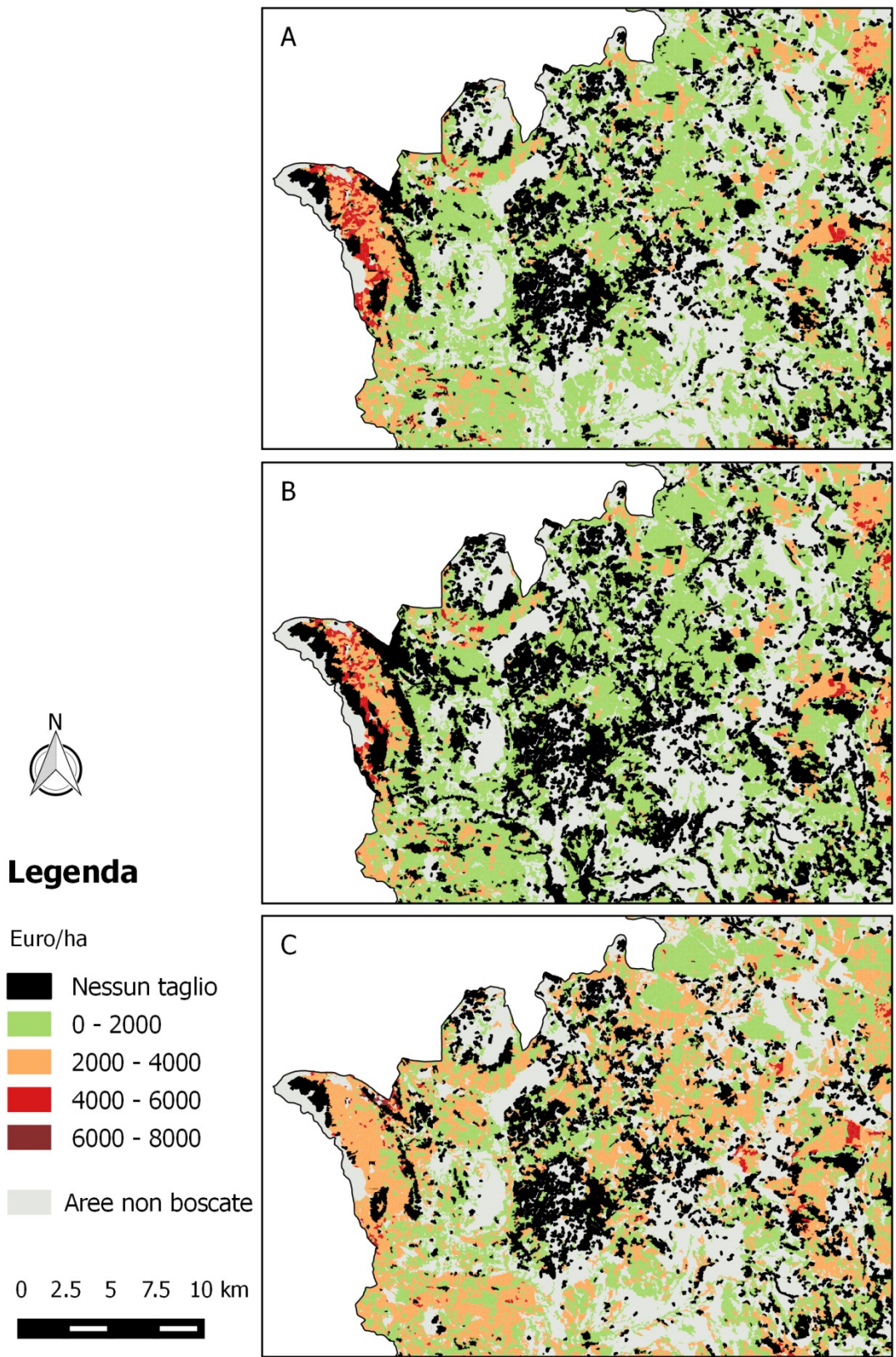


Figura 7.11 – Mappe della distribuzione spaziale del *Net Present Value* (NPV) nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

7.3.3 Sequestro di carbonio

La quantità di carbonio sequestrata varia in funzione dell'intensità di taglio e di conseguenza presenta valori differenti per i tre scenari gestionali. Il carbonio sequestrato passa da un valore netto di 3.306.309 Mg per lo scenario B a 39.301 Mg per lo scenario A (*Business-as-Usual*), fino a diventare una fonte di carbonio (*carbon source*) per 3.435.231 Mg nello scenario C. Un *trend* simile è stato registrato per il carbonio sequestrato da ciascuna particella forestale al 2034, con un valore complessivo che risulta di 22.982.058 Mg e 16.240.486 Mg rispettivamente per gli scenari B e C, e di 19.675.718 Mg per lo scenario A di riferimento.

Il valore di TSCC, in linea con la quantità di carbonio sequestrato, risulta di circa 199 milioni di € nello scenario B, circa 2 milioni di € nello scenario A e diventa negativo nello scenario C, con un valore di -207 milioni di €.

In Fig. 7.12 si riportano i valori di TSCC per i diversi sistemi di gestione nei tre scenari gestionali considerati. Dal momento che i valori di TSCC dipendono strettamente dall'intensità di taglio, i valori maggiori di TSCC si registrano per i soprassuoli ad evoluzione naturale (boschi non gestiti), con valori di circa 143 milioni di €, 94 milioni di € e 84 milioni di € rispettivamente negli scenari B, A e C. Valori sempre positivi si hanno anche per le fustaie dove il TSCC ammonta a circa 52 milioni di €, 40 milioni di € e 6 milioni di € rispettivamente negli scenari B, A e C. Di contro l'avviamento all'alto fusto e il ceduo fanno registrare valori sempre negativi di TSCC ad eccezione del ceduo per lo scenario B. Per l'avviamento all'alto fusto i valori di TSCC sono di circa -122 milioni di €, -61 milioni di € e -21 milioni di €, rispettivamente negli scenari A, C e B. Per il ceduo si registra il valore negativo maggiori di TSCC che ammontano a -236 milioni di € nello scenario C.

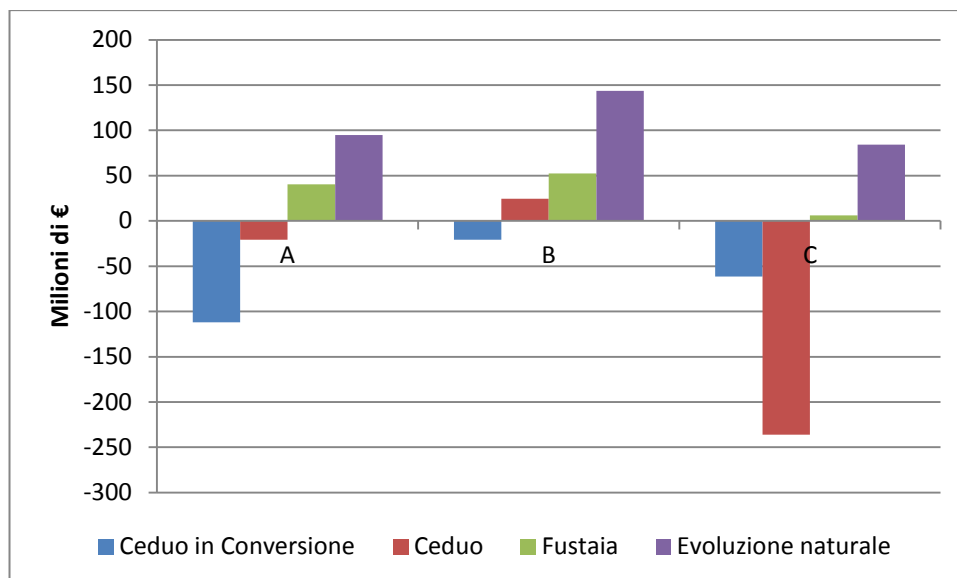


Figura 7.12 – Total Social Cost of Carbon (TSCC) (€) in funzione dei diversi sistemi di gestione nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*), e C (*Wood production*).

In Fig. 7.14 si riporta un estratto della distribuzione spaziale del SCC (€ ha⁻¹). Mediamente tali valori risultano positivi per gli scenari A e B e negativi per lo scenario C. I valori medi di SCC ammontano a 1.907 € ha⁻¹ per lo scenario B, a 521 € ha⁻¹ per lo scenario A e a -710 € ha⁻¹ nello scenario C (Fig. 7.13).

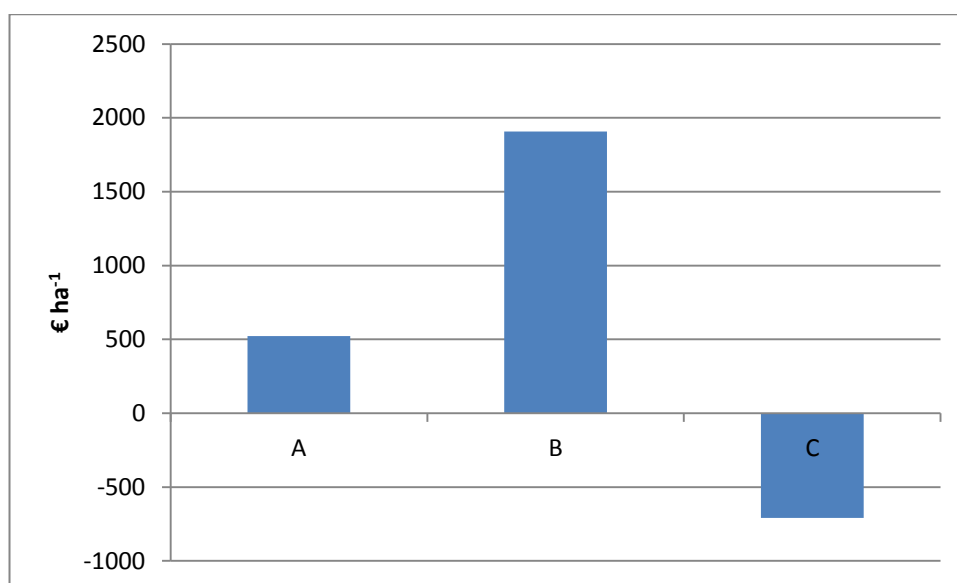


Figura 7.13 – Social Cost of Carbon (SCC) medio (€ ha⁻¹) nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

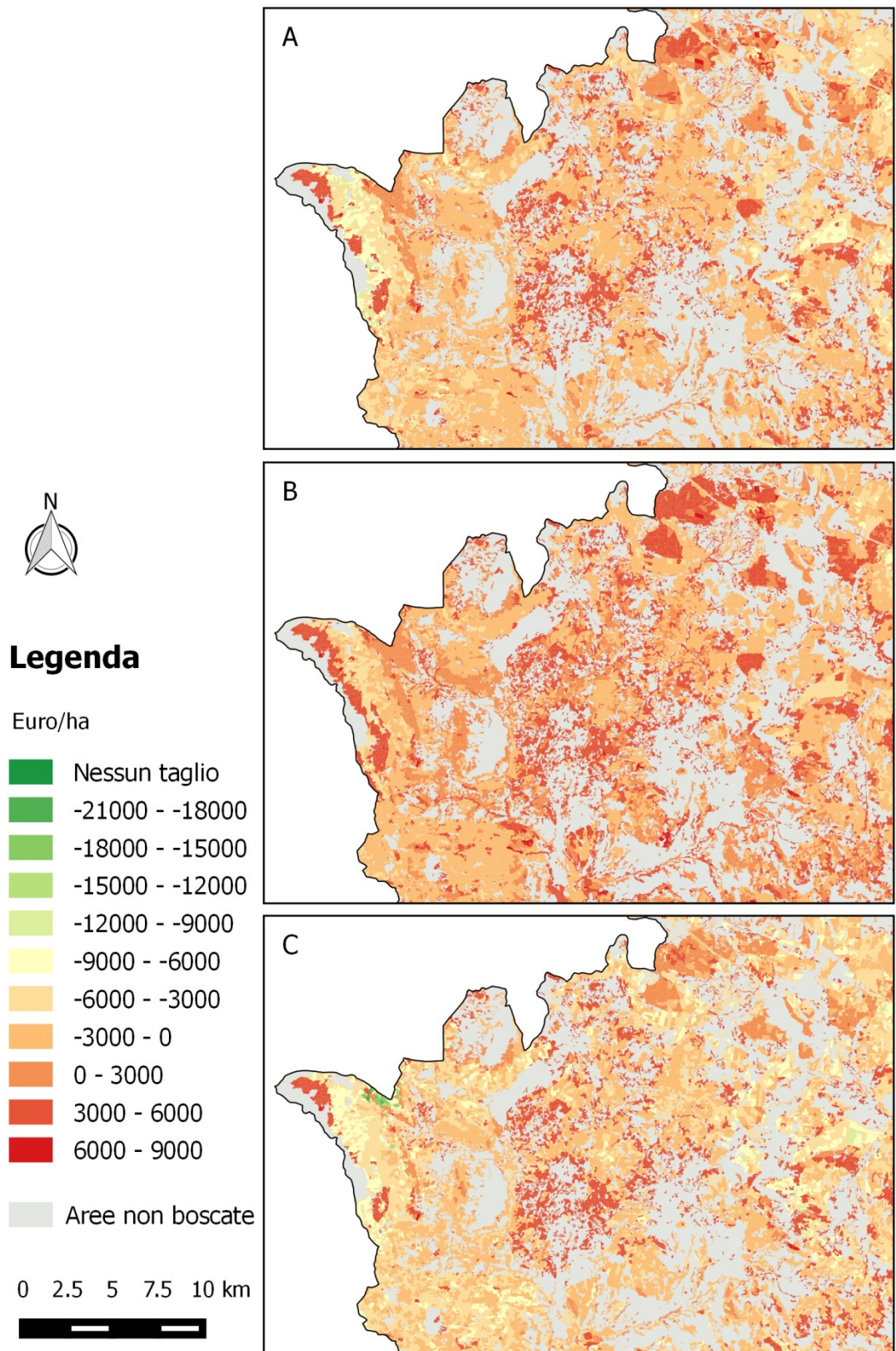


Figura 7.14 – Mappe della distribuzione spaziale del *Social Cost of Carbon* (SCC) nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

7.3.4 Funzione turistico-ricreativa

In Fig. 7.15 sono riportati i valori medi dell'Indice Turistico Ricreativo calcolati al 2015 e alla fine del periodo di simulazione dei tre scenari gestionali. Come si evince dalla figura, l'indice risulta avere mediamente un valore di 1,84 all'inizio del periodo di simulazione. Dopo l'applicazione degli scenari gestionali il valore medio aumenta del 14%, 13% e 2% rispettivamente per gli scenari B, A e C. Il valore medio più elevato risulta quello dello scenario B, con un valore di 2,10, di poco superiore allo scenario A (2,08).

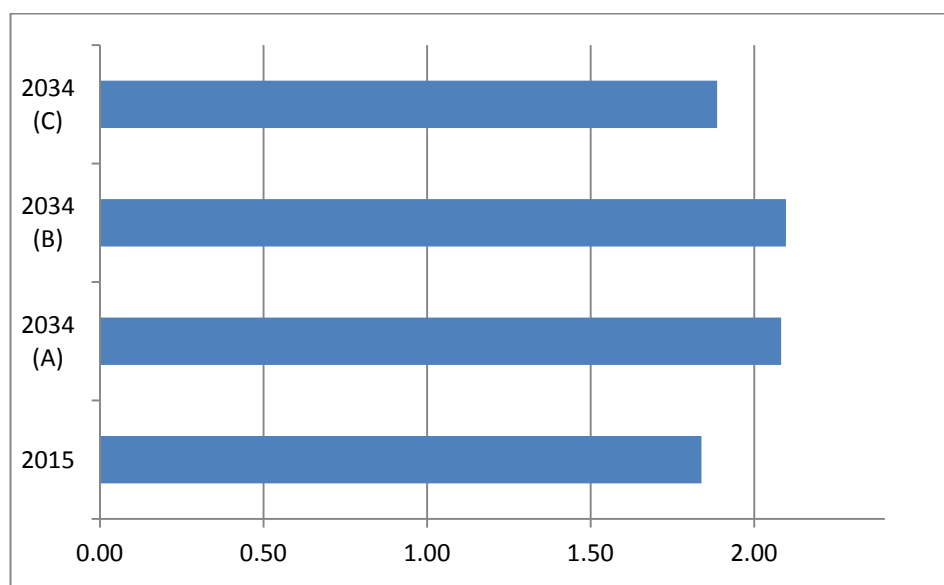


Figura 7.15 – Valori medi dell'ITR all'inizio (2015) e alla fine del periodo di simulazione nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

Per meglio descrivere i risultati relativi al servizio turistico ricreativo dei boschi è stato utile riclassificare i valori dell'ITR in tre classi di idoneità: scarsa, media e elevata. La suddivisione è stata realizzata facendo riferimento alle risposte del questionario (paragrafo 7.2) con lo scopo di individuare il valore limite fra boschi scarsamente idonei, moderatamente idonei e idonei al turismo e alla ricreazione. Tali valori limite sono stati stabiliti calcolando l'ITR utilizzando un valore di 0,5 per tutti i parametri considerati nel calcolo dell'indice stesso, ovvero supponendo che tutti i parametri abbiano un valore intermedio, e poi calcolando l'ITR con un valore di 0,75 per tutti i parametri per stabilire la soglia fra boschi con idoneità media e boschi con idoneità elevata. Le classi di idoneità con il relativo *range* di valori dell'indice ITR sono riportate in Tab. 7.2.

Tabella 7.2 – Classi di idoneità al servizio turistico-ricreativo stabilite per i valori dell’ITR.

Classe idoneità	Range dei valori
1 (Scarsa)	$\leq 1,25$
2 (Media)	$1,26 \leq X \leq 2,81$
3 (Elevata)	$\geq 2,82$

In Fig. 7.16 si riporta la distribuzione in classi di idoneità delle superfici forestali all’inizio e alla fine del periodo di simulazione.

Dalla suddivisione delle particelle forestali in classi di idoneità emerge come la maggior parte dei boschi risultino mediamente idonei (classe 2) sia prima (2015) che dopo l’applicazione degli scenari gestionali. Al 2015 l’82% dei boschi risultano mediamente idonei alla funzione turistico-ricreativa, il 14% scarsamente idonei (classe 1) e il restante 4% idonei (classe 3). In seguito all’applicazione degli scenari gestionali, i boschi mediamente idonei risultano sempre dominati, mentre quelli con idoneità scarsa (1) ed ottima (3) presentano una maggiore variabilità nei tre scenari gestionali. Alla fine del periodo di simulazione è possibile apprezzare un aumento delle superfici altamente idonee e una diminuzione dei boschi con idoneità intermedia per tutti gli scenari gestionali, rispetto al 2015.

Analizzando le differenze per gli scenari gestionali alternativi, le superfici boscate ricadenti nella classe “scarsamente idonea” risultano il 12%, 11% e 20% della superficie forestale regionale, rispettivamente per gli scenari A, B e C. La classe “mediamente idonei” include il 73%, 75% e 68% della superficie forestale, rispettivamente per gli scenari A, B e C, e la classe “idonei” il 15%, 14% e 12% della superficie forestale, rispettivamente per gli scenari A, B e C.

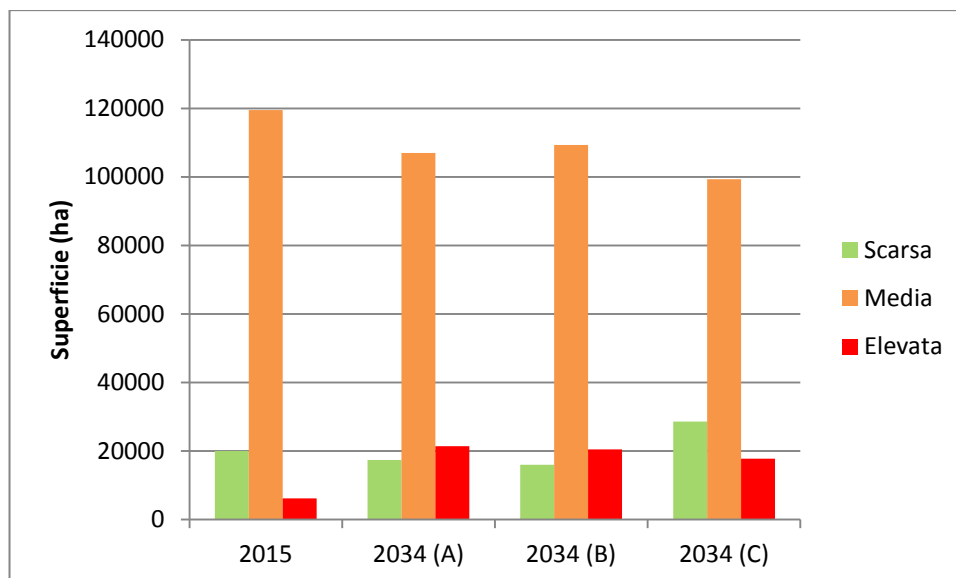


Figura 7.16 – Superficie forestale suddivisa in classi di idoneità 1 (scarsa), 2 (media) e 3 (elevata) per lo svolgimento di attività turistico-ricreative all’inizio (2015) e alla fine del periodo di simulazione nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

In Fig. 7.17 si riporta la distribuzione in classi di idoneità delle superfici forestali ricadenti in aree di protezione. Le aree protette, come meglio descritto nel paragrafo 7.1, rappresentano il 32% della superficie forestale della regione Molise. La distribuzione delle superfici forestali relative alle sole aree protette al 2015 (Fig. 7.17) presenta differenze significative se confrontata con la situazione al 2034 per i tre scenari gestionali. Analizzando la situazione ante e post si può notare un decremento delle superfici moderatamente idonee e un aumento delle superfici con idoneità elevata, mentre le superfici boscate scarsamente idonee diminuiscono negli scenari A e B, e aumentano di poco per lo scenario C rispetto alla situazione antecedente (2015). Per i boschi con idoneità elevata la superficie passa dal 7% nel 2015 al 20% negli scenari A e B e al 18% nello scenario C alla fine del periodo di simulazione.

Analizzando le differenze delle superfici boscate in aree protette fra gli scenari A e B non vi sono differenze apprezzabili, mentre maggiori risultano le diversità fra gli scenari A e B e lo scenario C. In quest’ultimo scenario, rispetto agli scenari A e B, è possibile notare un aumento delle aree scarsamente idonee, un decremento delle aree moderatamente idonee e una leggera diminuzione delle aree idonee. Le aree scarsamente idonee risultano l’11% e il 13% rispettivamente negli scenari B e A, e il

19% in C, mentre le superfici moderatamente idonee risultano il 67%, 69% e 63%, rispettivamente negli scenari A, B e C.

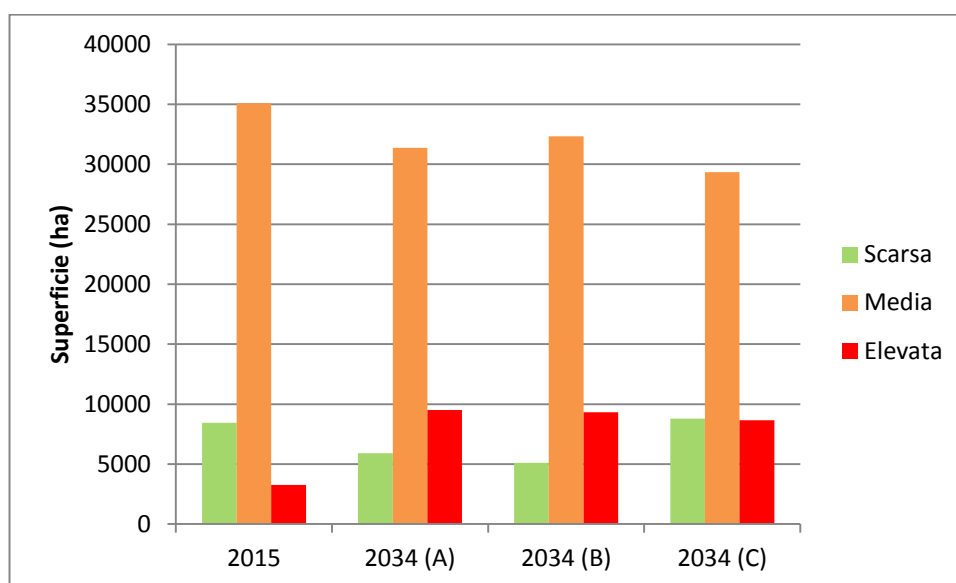


Figura 7.17 – Superficie forestale relativa alle aree protette (Parchi Nazionali, Riserve Naturali Statali, Riserve Naturali Regionali, aree della rete Natura2000 (SIC e ZPS) e Altre Aree Naturali Protette) suddivisa in classi di idoneità per lo svolgimento di attività turistico-ricreative all’inizio del periodo di simulazione (2015) e alla fine del periodo nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

In Fig. 7.18 la superficie forestale è suddivisa in classi di idoneità in funzione dei diversi sistemi di gestione. Utilizzando lo scenario A come scenario di riferimento, nello scenario B è possibile osservare un aumento dei cedui in conversione e dei boschi non gestiti (evoluzione naturale), e una riduzione dei cedui relativamente alle sole aree classificate come mediamente idonee per le attività turistico-ricreative.

Confrontando lo scenario A con lo scenario C non sono presenti grandi differenze per le fustaie e i boschi lasciati alla libera evoluzione, mentre vi è una contrazione dei cedui in conversione nelle classi di idoneità 2 e 3 e un aumento dei cedui (semplici o matricinati) per le classi di idoneità 1 e 2.

Infine in Fig. 7.18 è possibile osservare come per il governo a ceduo in tutti gli scenari gestionali non vi sono superfici boscate che rientrano della classe di idoneità 1.

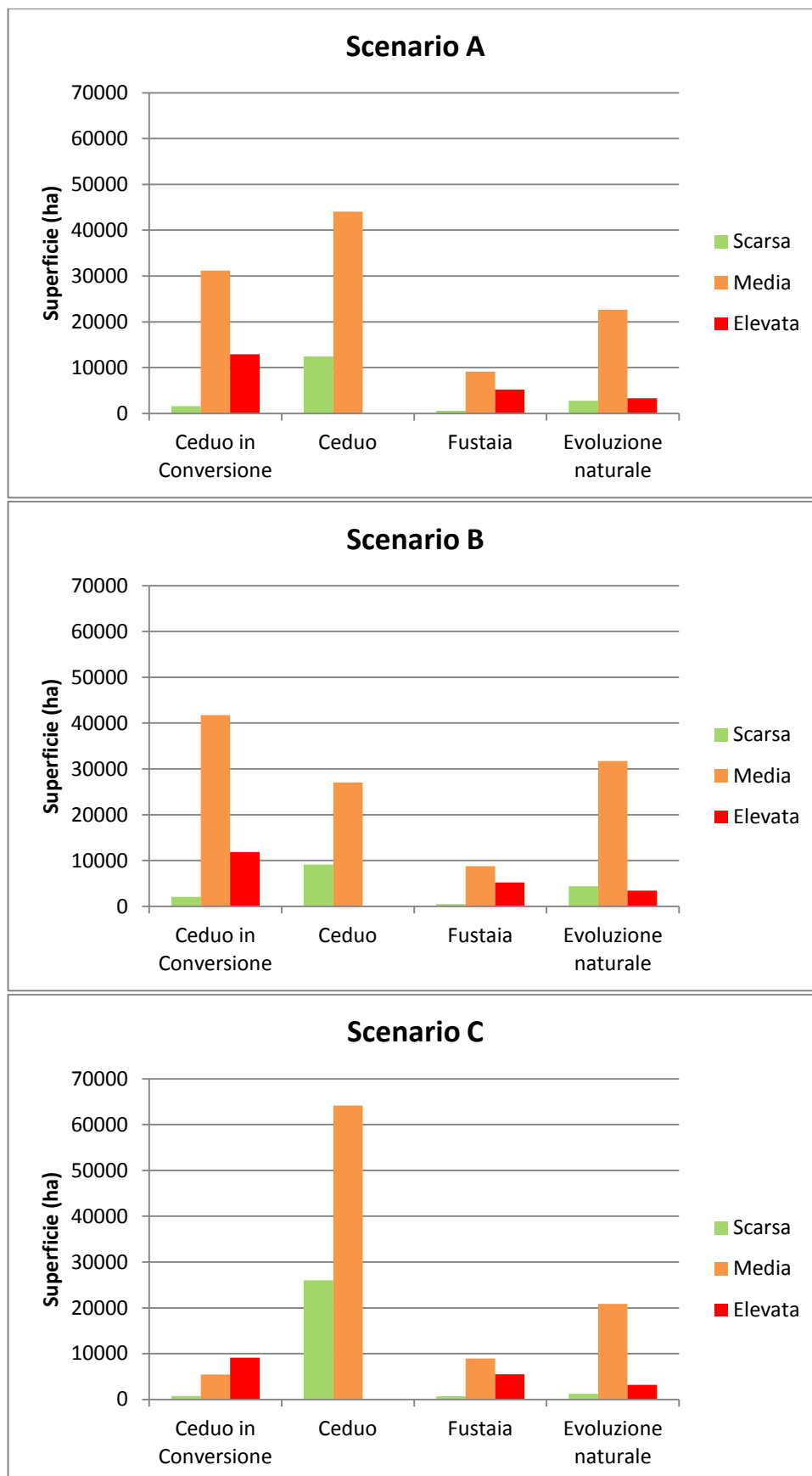


Figura 7.18 – Superficie forestale suddivisa in sistemi di gestione e classi di idoneità per lo svolgimento di attività turistico-ricreative nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

In Fig. 7.19 si riporta, come esempio, un estratto delle mappe di idoneità alla funzione turistico/ricreativa all'inizio del periodo di simulazione e alla fine del periodo per i tre scenari gestionali.

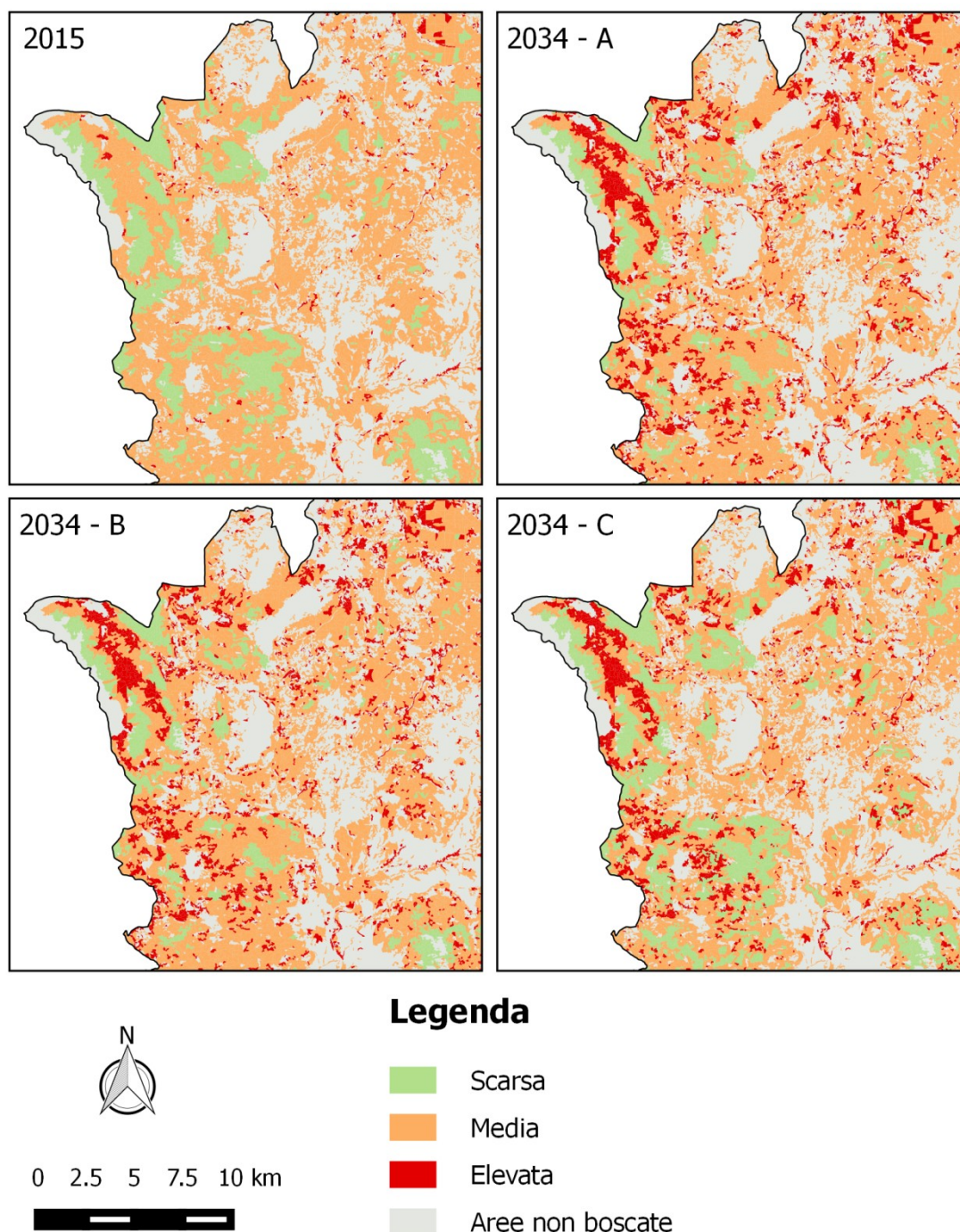


Figura 7.19 – Mappe con riportata la distribuzione spaziale delle classi relative all'Indice Turistico Ricreativo (ITR) nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*), e C (*Wood production*).

In Fig. 7.19 è possibile osservare per l'area riportata quali sono le aree boscate con idoneità maggiore per lo svolgimento di attività turistico/ricreative. Inoltre dall'analisi della Fig. 7.19 è possibile osservare un incremento dei boschi ricadenti in classe 3 (idonei) alla fine del periodo di simulazione rispetto al 2015. Osservando la situazione dopo l'applicazione dei tre diversi scenari gestionali è possibile invece apprezzare solamente un sensibile aumento dei boschi della classe 1 (scarsamente idonei) per lo scenario C, sia rispetto allo scenario A che allo scenario B.

7.4 Analisi dei *trade-off*

L'analisi dei *trade-off* condotta fa riferimento ai soli valori monetari della produzione legnosa e del sequestro di carbonio. Pertanto i valori del TESV (€ ha⁻¹) non includono il servizio turistico-ricreativo, a cui non è stato possibile attribuire un valore monetario.

I risultati mostrano come nei diversi scenari gestionali forestali sia i *trade-off* sia i valori del TESV cambiano nel corso del periodo di simulazione. In Fig. 7.20 è possibile osservare come per tutti gli scenari gestionali i *trade-off* in funzione del legname rimosso comportano un aumento del NPV e ad una diminuzione del SCC. Pertanto, aumentando di un'unità il legno rimosso aumentano i benefici privati (NPV), mentre si riducono i benefici sociali del sequestro di carbonio (SCC).

La Fig. 7.20 mostra come nello scenario A il valore E viene raggiunto a 50,7 m³ ha⁻¹ di legname rimosso, corrispondente ad un valore economico di 685 € ha⁻¹. Il valore E aumenta fino a 51,5 m³ ha⁻¹ (536 € ha⁻¹) e 58,9 m³ ha⁻¹ (901 € ha⁻¹) negli scenari C e B, rispettivamente. Il valore di equilibrio E tra NPV e SCC è simile negli scenari gestionali A e C, mentre cambiano i valori economici. Nello scenario B il valore di E aumenta leggermente insieme al valore economico.

Il secondo parametro importante da considerare è il punto in cui il TESV è uguale a zero, che può essere considerato come il valore massimo di legname da poter rimuovere sostenibilmente. In Fig. 7.20 è possibile osservare come ogni scenario abbia una soglia di sostenibilità differente. Nello scenario A, la soglia del TESV è stata raggiunta a 131 m³ ha⁻¹ di legname asportato, mentre facendo riferimento allo scenario A la soglia aumentata nello scenario B (163 m³ ha⁻¹) e si è riduce nello

scenario C ($116 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Di conseguenza, la quantità di legname rimosso sostenibilmente è maggiore nello scenario B e minore nello scenario C. Tuttavia, vale la pena far presente che questi risultati si basano su dati medi calcolati per tutte le foreste senza distinguere tra cedui e fustaie.

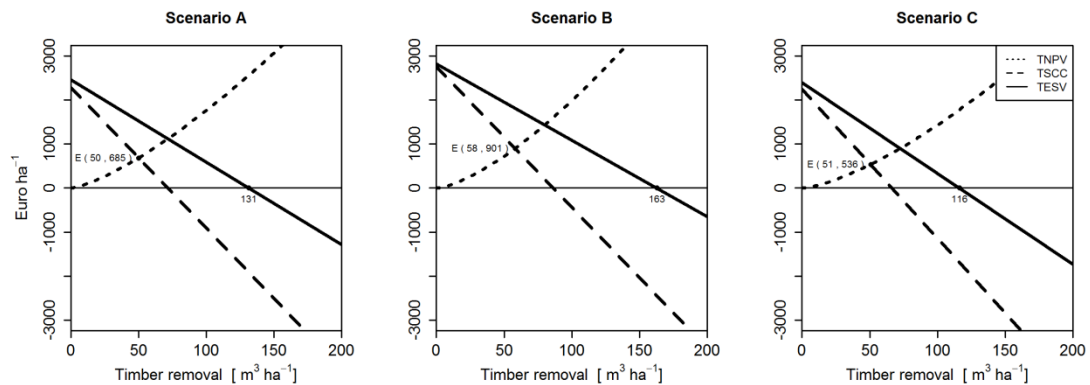


Figura 7.20 – NPV e SCC nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

In Fig. 7.21 si riporta un esempio della distribuzione spaziale del TESV (€ ha^{-1}) e dei relativi valori di NPV (€ ha^{-1}) e SCC (€ ha^{-1}) utilizzati per l'analisi dei *trade-off*.

Lo scenario A presenta valori sempre positivi ad eccezione delle particelle forestali dove il prelievo è nullo. In A valori positivi di NPV sono associati a valori negativi di SCC fino ad un massimo di -8.000 € ha^{-1} nel TESV. Nello scenario B, i benefici totali aumentano rispetto allo scenario A grazie all'approccio meno votato alla produzione legnosa, tuttavia per alcune particelle forestali i valori minimi di TESV risultano di -7.000 € ha^{-1} . Lo scenario C presenta un *trend* opposto rispetto allo scenario B, e i valori negativi del TESV raggiungono i $-23.000 \text{ € ha}^{-1}$. Inoltre, negli scenari A e B i valori di NPV e SCC sono più bilanciati rispetto allo scenario C, dato che in quest'ultimo scenario l'aumento della produzione legnosa comporta minori benefici sociali.

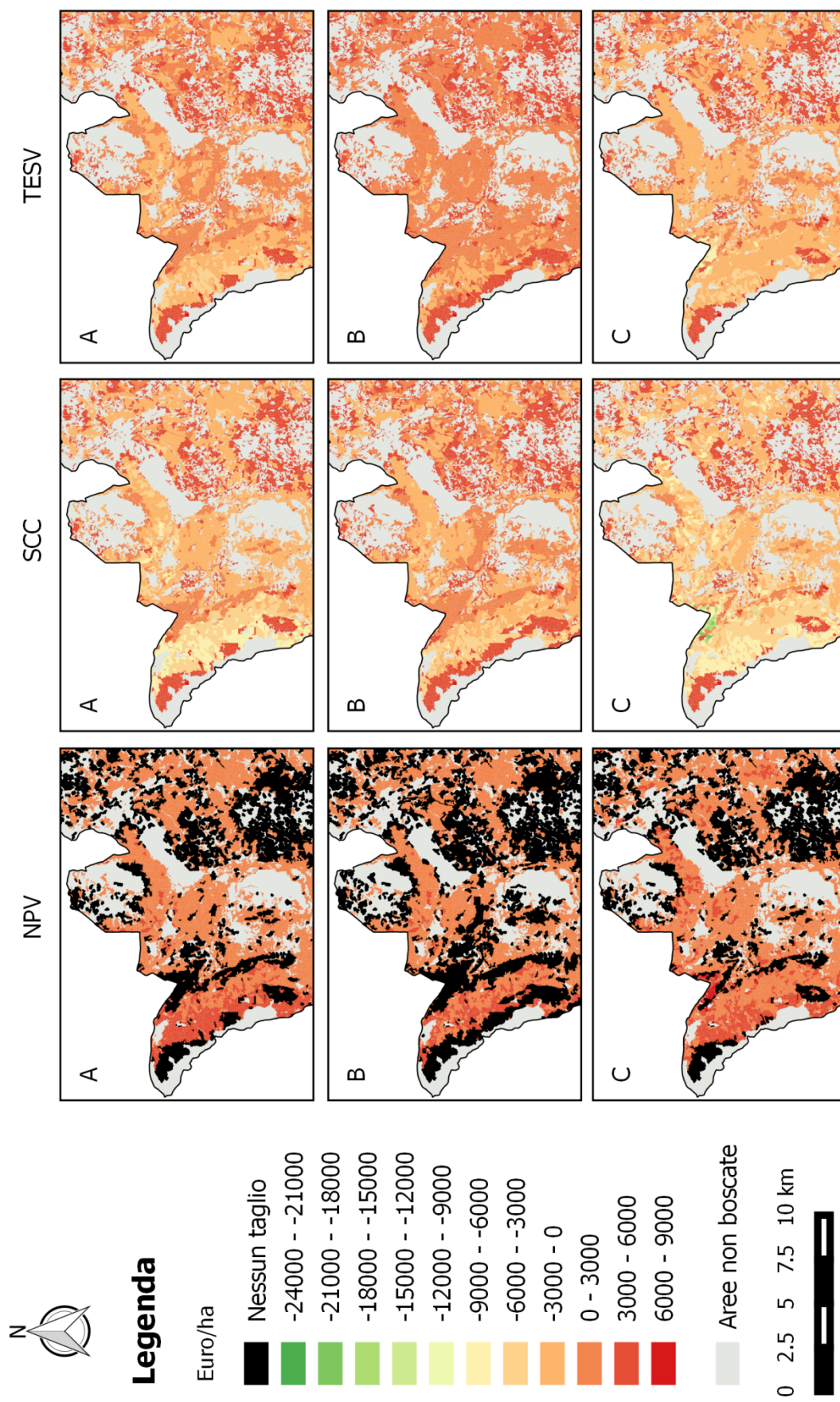


Figura 7.21 – Mappe con riportata la distribuzione spaziale delle classi relative all'Indice Turistico Ricreativo (ITR) nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature Conservation*) e C (*Wood Production*).

7.5 Analisi multicriteriale

Dai risultati dell'analisi multicriteriale è stato possibile valutare per ciascuna particella forestale quale dei tre scenari gestionali consente di massimizzare la produzione di SE. Il risultato dell'analisi è riportato in Fig. 7.23, dove è possibile osservare la distribuzione spaziale delle aree forestali con evidenziato lo scenario gestionale che consente di massimizzare la produzione di beni e servizi.

Dalle Fig. 7.23 e 7.24 è possibile osservare come lo scenario B, più improntato verso la protezione della natura, consenta di massimizzare maggiormente la produzione di SE per la maggior parte delle aree forestali. Lo scenario B consente di massimizzare la fornitura di SE per il 72% delle superfici forestali, mentre il 24% e il 5% delle superfici forestali ottimizzano la produzione di SE applicando rispettivamente gli scenari A e C.

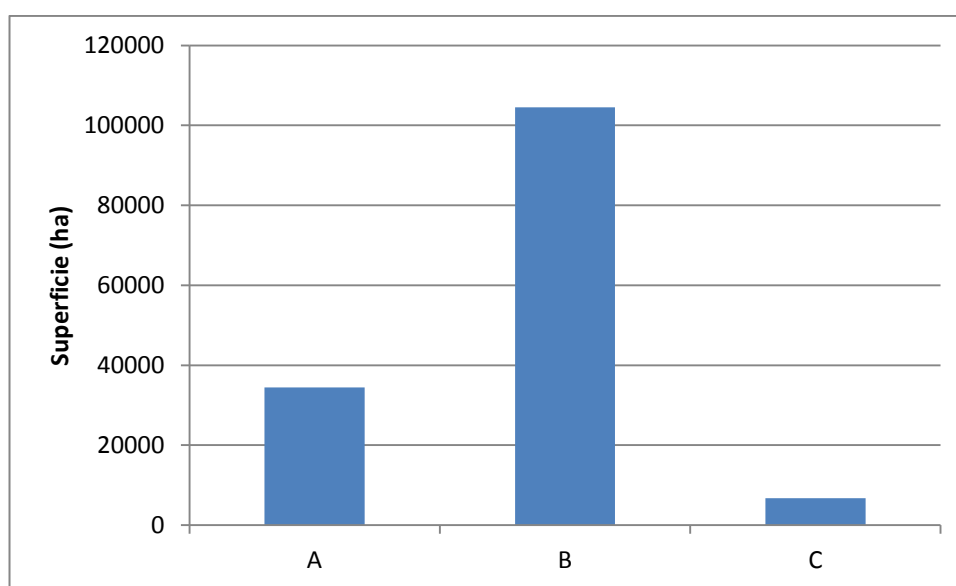


Figura 7.22 – Superficie forestale suddivisa in scenari gestionali (A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*)) in base alla capacità di massimizzare la produzione di SE.

Successivamente si riporta la distribuzione delle superfici forestali in base alla capacità di massimizzare la produzione di SE, con l'applicazione dello scenario scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*), per i boschi all'interno o meno di aree protette (Fig. 7.24) e per le diverse categorie forestali (Fig. 7.25).

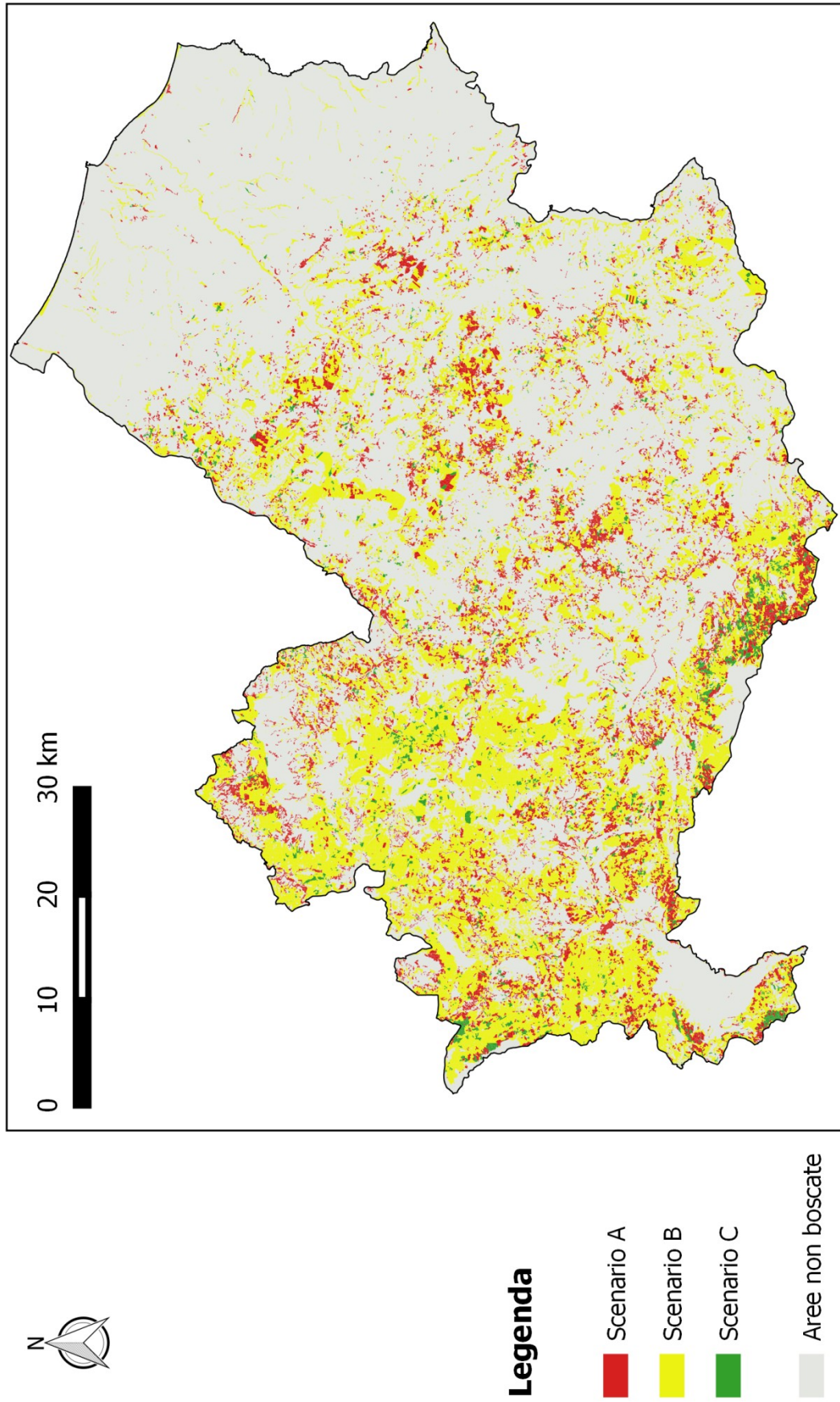


Figura 7.23 – Mappa con riportata la distribuzione spaziale degli scenari gestionali che consentono di massimizzare la produzione di servizi ecosistemici per ciascuna particella forestale.

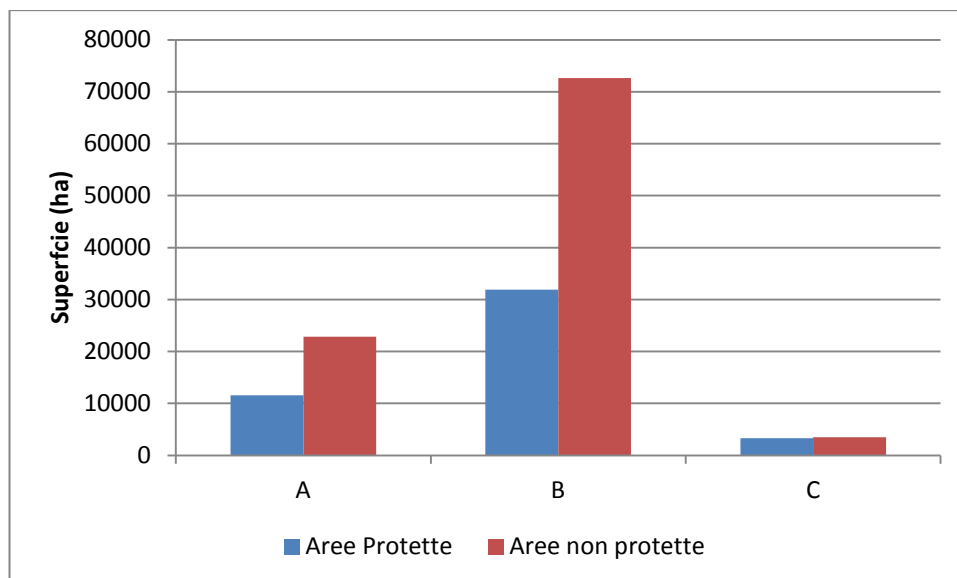


Figura 7.24 – Superficie forestale suddivisa in scenari gestionali (A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*)) in base alla capacità di massimizzare la produzione di SE per i boschi ricadenti e non in aree protette (Parchi Nazionali, Riserve Naturali Statali, Riserve Naturali Regionali, aree della rete Natura2000 (SIC e ZPS) e Altre Aree Naturali Protette).

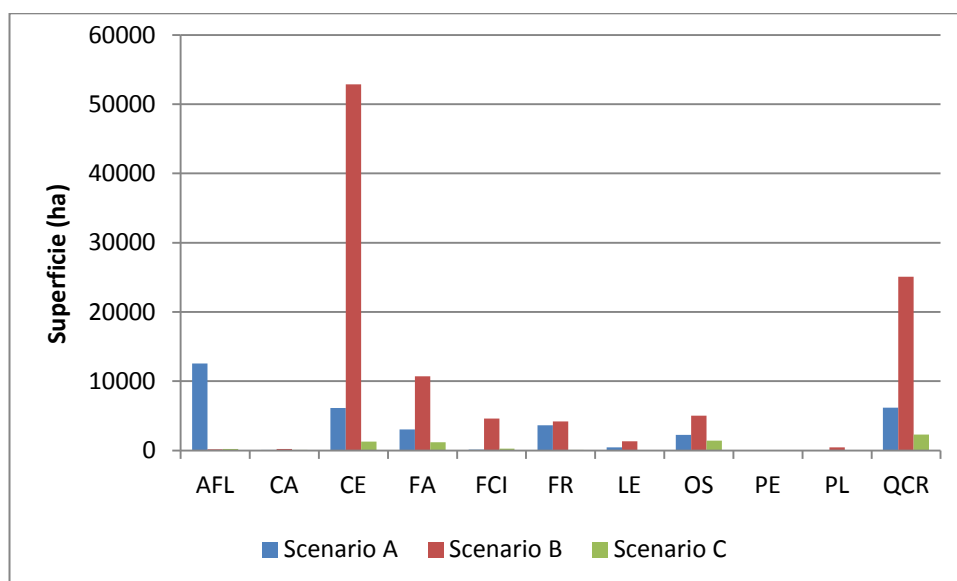


Figura 7.25 – Superficie forestale suddivisa in scenari gestionali (A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*)) in base alla capacità di massimizzare la produzione di SE per le diverse categorie forestali (per la decodifica delle categorie forestali si veda la Tab. 7.1).

7.6 Valore totale dei servizi ecosistemici a scala regionale

7.6.1 Valori economici

Nelle tabelle successive (Tab. 7.3, 7.4 e 7.5) vengono riportati i soli valori economici totali (milioni di €) per la produzione legnosa e il sequestro del carbonio, nonché la somma dei due servizi (TESV) nei tre diversi scenari gestionali. Ciò consente di mettere in risalto quale dei tre scenari gestionali consente di massimizzare la produzione di SE in termini economici per le diverse categorie forestali, forme di governo e classi di età. Nelle tabelle successive è possibile inoltre osservare come i valori massimi di TESV per le diverse categorie forestali, forme di governo e classi di età, si registrano con l'applicazione dello scenario B.

Analizzando i valori delle diverse categorie forestali nei tre scenari gestionali è possibile osservare come lo scenario C risulti quello con la maggiore variabilità tra i valori di TNPV e TSCC. In Tab. 7.3 è possibile osservare che nello scenario C le cerrete, le faggete e i querceti di roverella sono le categorie forestali che consentono maggiori guadagni in termini economici (TNPV) e rispettivamente maggiori perdite dal punto di vista sociale (TSCC). Per queste categorie forestali i valori di TESV sono negativi dal momento che i valori del TSCC superano quelli del TNPV. Per le cerrete i valori del TNPV, TSCC e TESV dello scenario C sono rispettivamente di 121,2 milioni di €, -138,5 milioni di € e -17,3 milioni di €.

Per le cerrete, le faggete e i querceti di roverella i valori di TSCC risultano negativi anche per lo scenario A, ma risultano compensati dal TNPV, senza determinare valori negativi di TESV. Lo scenario B presenta valori positivi per tutti i SE ed è quello che consente di ottenere valori di TSCC più elevati. Le categorie forestali che consentono di ottenere valori più elevati di TSCC sono le formazioni riparie, le altre foreste di latifoglie e le faggete, con valori rispettivamente di 40,7 milioni di €, 38,3 milioni di € e 26,5 milioni di €.

In Tab. 7.4 si riportano i valori relativi ai diversi scenari gestionali per le diverse forme di governo, dove è possibile osservare come gli interventi previsti negli scenari A e C per il governo a ceduo determinino valori positivi di TNPV associati a valori negativi di TSCC. Lo scenario C comporta inoltre per i boschi cedui valori negativi del TESV.

Le fustaie e i boschi infraperti comportano valori sempre positivi di TNPV, TSCC e TESV ad esclusione del TNPV dei boschi infraperti che risulta 0 per tutti gli scenari per l'assenza di interventi selvicolturali.

Dai risultati suddivisi nelle diverse classi di età (Tab. 7.5) si osserva come a valori positivi di TNPV si associano valori negativi di TSCC per la classe di età 0-30 anni nello scenario C, per le classi 31-60 anni e 61-90 anni negli scenari A e C e per le classi di età 91-120 anni, 121-150 anni e >150 anni in tutti gli scenari gestionali. In Tab. 7.5 è possibile inoltre osservare che valori positivi per tutti gli scenari gestionali sono presenti solamente per la classe di età 0-30 anni.

La classe di età che consente maggiori profitti dal punto di vista sociale (TSCC) ed economico (TNPV) è la classe 0-30 anni, con valori rispettivamente di 176,6 milioni di € e 103,8 milioni di €. La classe di età che comporta le maggiori perdite dal punto di vista sociale è la classe 31-60 anni con un valore di TSCC di -141,1 milioni di € (Tab. 7.5).

Tabella 7.3 – Total Net Present Value (TNPV), Total Social Cost of Carbon (TSCC) e Total Ecosystem Service Value (TESV) (milioni di €) per le diverse categorie forestali nello scenario A (Business-as-Usual), B (Nature conservation) e C (Wood production) (per la decodifica delle categorie forestali si veda la Tab. 7.1).

Categorie forestali	Scenario A			Scenario B			Scenario C		
	TNPV	TSCC	TESV	TNPV	TSCC	TESV	TNPV	TSCC	TESV
AFL	0,0	38,3	38,3	0,0	38,3	38,3	0,0	38,3	38,3
CA	0,9	-0,4	0,6	0,4	1,1	1,5	1,3	-1,5	-0,2
CE	89,8	-46,9	42,9	75,5	22,7	98,2	121,2	-138,5	-17,3
FA	24,6	-0,8	23,8	19,7	26,5	46,2	34,6	-40,3	-5,7
FCI	0,3	6,4	6,7	0,2	8,7	8,9	0,3	4,7	5,0
FR	10,3	4,1	14,4	0,0	40,7	40,8	12,7	-5,8	6,9
LE	2,7	1,2	3,9	1,8	5,6	7,3	4,0	-3,7	0,3
OS	10,9	4,0	14,9	4,0	19,4	23,5	21,6	-28,6	-7,0
PE	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PL	0,9	-1,7	-0,9	0,0	1,5	1,5	0,9	-1,8	-0,9
QR	31,7	-1,8	29,9	20,7	35,2	55,8	41,3	-29,9	11,4
Totale	172,0	2,5	174,4	122,3	199,6	321,9	237,8	-207,2	30,6

Tabella 7.4 – Total Net Present Value (TNPV), Total Social Cost of Carbon (TSCC) e Total Ecosystem Service Value (TESV) (milioni di €) per le diverse forme di governo nello scenario A (Business-as-Usual), B (Nature conservation) e C (Wood production).

Forma di governo	Scenario A			Scenario B			Scenario C		
	TNPV	TSCC	TESV	TNPV	TSCC	TESV	TNPV	TSCC	TESV
Fustaia	7,5	42,1	49,6	5,4	56,7	62,1	16,1	6,6	22,7
Ceduo	164,4	-111,1	53,4	116,9	71,4	188,3	221,7	-285,2	-63,5
BI	0,0	71,5	71,5	0,0	71,5	71,5	0,0	71,5	71,5
Totale	172,0	2,5	174,4	122,3	199,6	321,9	237,8	-207,2	30,6

Tabella 7.5 – Total Net Present Value (TNPV), Total Social Cost of Carbon (TSCC) e Total Ecosystem Service Value (TESV) (milioni di €) per le diverse classi di età nello scenario A (Business-as-Usual), B (Nature conservation) e C (Wood production).

Classi di età	A			B			C		
	TNPV	TSCC	TESV	TNPV	TSCC	TESV	TNPV	TSCC	TESV
0-30	87,5	56,6	144,1	46,1	176,6	222,6	103,8	-8,7	95,1
31-60	52,5	-30,7	21,8	48,3	19,1	67,5	97,7	-141,1	-43,5
61-90	24,0	-11,0	13,0	21,2	8,7	29,9	28,2	-43,5	-15,3
91-120	6,8	-10,3	-3,6	5,3	-3,0	2,3	6,7	-11,1	-4,4
121-150	0,7	-1,2	-0,5	0,7	-0,9	-0,1	0,8	-1,5	-0,7
> 150	0,5	-1,0	-0,5	0,7	-1,0	-0,3	0,6	-1,2	-0,6
Totale	172,0	2,5	174,4	122,3	199,6	321,9	237,8	-207,2	30,6

7.6.2 Valori standardizzati

Per poter confrontare i dati relativi a tutti i SE analizzati è stato necessario standardizzare i valori economici (TNPV e TSCC) e dell'indice turistico ricreativo (ITR), con cui è stata realizzata anche l'analisi multicriteriale.

Successivamente si riportano i valori standardizzati di TNPV, TSCC e ITR per le diverse categorie forestali (Tab. 7.6), forme di governo (Tab. 7.7) e classi di età (Tab. 7.8), con i quali è possibile mettere a confronto tutti i SE.

In Tab. 7.6 è possibile osservare come il TESV relativo alle diverse categorie forestali venga massimizzato prevalentemente con l'applicazione dello scenario B ad eccezione della categoria Altre foreste di latifoglie, Castagneti, Ostrieti e Foreste di conifere indigene. Per queste tre categorie il TESV maggiore si registra con l'applicazione dello scenario A.

Dall'analisi delle diverse forme di governo e classi di età (Tab. 7.7 e 7.8) lo scenario B è quello che consente valori maggiori del TESV, ad eccezione dei boschi infraperti che presentano un TESV leggermente maggiore con l'applicazione dello scenario A.

Tabella 7.6 – Total Net Present Value (TNPV), Total Social Cost of Carbon (TSCC), Indice Turistico Ricreativo Totale (ITRT) e Total Ecosystem Service Value (TESV) per le diverse categorie forestali nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

Categorie forestali	A				B				C			
	TNPV	TSCC	ITRT	TESV	TNPV	TSCC	ITRT	TESV	TNPV	TSCC	ITRT	TESV
AFL	0	10.914	5.902	16.816	0	10.914	5.897	16.811	0	10.914	5.877	16.791
CA	95	259	104	459	41	302	112	455	132	225	97	454
CE	9.138	43.973	25.571	78.682	7.686	46.060	25.907	79.653	12.335	41.223	20.759	74.317
FA	2.507	11.207	6.686	20.400	2.003	12.027	6.672	20.702	3.521	10.024	6.252	19.797
FCI	27	3.950	2.579	6.556	22	4.018	2.581	6.621	34	3.898	2.592	6.524
FR	1.044	6.048	3.313	10.405	4	7.146	3.266	10.416	1.294	5.750	2.811	9.855
LE	273	1.357	637	2.267	180	1.486	650	2.317	410	1.207	495	2.113
OS	1.108	6.649	2.435	10.192	412	7.111	2.519	10.042	2.197	5.670	2.192	10.058
PE	0	14	9	23	0	14	9	23	0	14	9	23
PL	89	300	148	538	0	397	171	568	87	298	146	531
QR	3.227	25.236	12.212	40.676	2.106	26.347	12.433	40.885	4.200	24.396	11.131	39.727
Totale	17.509	109.908	59.597	18.7014	12.453	115.821	60.217	188.492	24.210	103.620	52.360	180.190

Tabella 7.7 – Total Net Present Value (TNPV), Total Social Cost of Carbon (TSCC), Indice Turistico Ricreativo Totale (ITRT) e Total Ecosystem Service Value (TESV) per le diverse forme di governo nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

Forma di governo	A				B				C			
	TNPV	TSCC	ITRT	TESV	TNPV	TSCC	ITRT	TESV	TNPV	TSCC	ITRT	TESV
Fustaia	766	12.699	7.686	21.151	553	13.137	7.694	21.384	1.641	11.634	7.739	21.015
Ceduo	16.742	79.727	42.148	138.617	11.900	85.201	42.762	139.863	22.569	74.503	34.877	131.949
BI	0	17.483	9.764	27.247	0	17.483	9.761	27.244	0	17.483	9.744	27.227
Totale	17.509	109.908	59.597	187.014	12.453	115.821	60.217	188.492	24.210	103.620	52.360	180.190

Tabella 7.8 – Total Net Present Value (TNPV), Total Social Cost of Carbon (TSCC), Indice Turistico Ricreativo Totale (ITRT) e Total Ecosystem Service Value (TESV) per le diverse classi di età nello scenario A (*Business-as-Usual*), B (*Nature conservation*) e C (*Wood production*).

Classi di età	A				B				C			
	TNPV	TSCC	ITRT	TESV	TNPV	TSCC	ITRT	TESV	TNPV	TSCC	ITRT	TESV
0-30	8.910	66.183	29.580	104.672	4.689	69.782	30.475	10.4946	10.568	64.222	28.603	103.393
31-60	5.343	33.253	22.642	61.237	4.920	34.746	22.422	62.089	9.944	29.938	16.327	56.209
61-90	2.444	8.855	6.010	17.309	2.162	9.447	5.958	17.566	2.871	7.881	6.043	16.795
91-120	687	1.401	1.146	3.234	541	1.620	1.142	3.304	685	1.378	1.163	3.225
121-150	70	139	137	346	74	148	137	360	82	130	140	351
> 150	53	78	83	214	67	77	83	228	61	71	85	217
Totale	17.509	109.908	59.597	187.014	12.453	115.821	60.217	188.492	24.210	103.620	52.360	180.190

8. DISCUSSIONE

Lo studio, attraverso lo sviluppo di un approccio spazialmente esplicito (MiMoSe – *Multiscale Mapping of eco.System services*) ha permesso di fornire nuove conoscenze riguardo le modalità con cui la gestione forestale influenza la produzione di SE a scala regionale (Bottalico et al., 2015). Il modello è stato testato per analizzare in un periodo di simulazione di 20 anni la produzione legnosa, il sequestro di carbonio e il servizio turistico-ricreativo dei boschi in tre scenari gestionali alternativi (scenari A, B e C). Inoltre utilizzando i valori monetari della produzione legnosa e del sequestro di carbonio, sono stati analizzati i *trade-off* tra NPV e SCC per ogni scenario, stimando il punto di equilibrio tra NPV e SCC. Infine, per stabilire lo scenario gestionale che consente di massimizzare la produzione dei SE analizzati (NPV, SCC e ITR) per ciascuna particella forestale è stato utilizzato un modello multicriteriale che impiega variabili standardizzate in una scala di valori compresi tra 0 e 1 (Dobbs et al., 2014).

Di seguito si discutono i principali risultati scaturiti dalla stima dei SE e dai modelli utilizzati.

Produzione legnosa

Come descritto nel capitolo 4, l'uso tradizionale delle risorse forestali è legato principalmente al prelievo legnoso (Paci, 2002) e alla filiera foresta-legno (MIPAAF, 2012). Il legname e le biomasse forestali risultano fra i più importanti beni ottenibili dalle foreste, insieme ad alcuni prodotti non legnosi (funghi, tartufi, castagne ecc.), ai quali è possibile attribuire un valore di mercato.

Nell'ultimo ventennio il modo di considerare la risorsa legno, e con essa la gestione forestale, ha subito profondi cambiamenti conseguenti a vari eventi. Il primo fra questi ultimi si può ricondurre all'aumentato interesse nei confronti dei problemi ambientali, stimolato inizialmente dal successo dei movimenti ambientalisti e poi consolidatosi dalla presa di coscienza dei cambiamenti climatici, fino al recente affermarsi della *green economy* (Bernetti et al., 2012).

Analizzando i risultati dello studio è facilmente intuibile come una gestione maggiormente improntata verso la produzione di legname consenta di massimizzare

il TNPV. Lo scenario di tipo produttivo (scenario C) consente di accrescere il volume di legname asportato del 42% e il relativo valore economico (TNPV) del 38% rispetto allo scenario *Business-as-usual* (scenario A). Quest'incremento è dovuto alle minori restrizioni gestionali simulate nello scenario C, che determinano un aumento delle utilizzazioni sia per il governo a ceduo che per la fustaia.

Come mostrato nelle tabelle riportate al capitolo 7.6, lo scenario C è quello che consente di ottenere valori più elevati di TNPV per le diverse categorie forestali, forme di governo e classi di età. I valori maggiori di TNPV si osservano per le cerrete, le faggete e querceti di roverella, popolamenti prevalentemente cedui per i quali, grazie ad un'età massima del turno più elevata (50 anni) (Tab. 6.6), è possibile proseguire la ceduzione per molte particelle forestali di età avanzata. Il TNPV delle faggete è in gran parte dovuto anche alle fustaie, che presentano un turno minimo ridotto con la possibilità di anticipare il taglio di sgombero.

Il ceduo, come riportato da Ciancio et al. (2002), è la forma di governo maggiormente diffusa nell'area mediterranea e quella che consente valori più elevati di TNPV per tutti gli scenari gestionali.

Lo scenario gestionale più orientato alla conservazione della natura e alla biodiversità (scenario B) presenta una riduzione del 41% del prelievo legnoso e del TNPV, rispetto allo scenario *Business-as-usual* (scenario A). Questo è dovuto ad una minore utilizzazione del ceduo, che non può essere proseguito nelle aree protette e per i cedui di età superiore ai 30 anni, e al conseguente avviamento a fustaia di molti dei popolamenti.

Sequestro di carbonio

In precedenza è stato evidenziato come la gestione forestale si sia modificata negli ultimi anni per andare incontro alle crescenti problematiche ambientali e agli obiettivi nazionali e internazionali per la lotta ai cambiamenti climatici.

Il ruolo delle foreste come fonte e serbatoio di carbonio (FAO, 2015a) e gli obiettivi imposti dal *Protocollo di Kyoto* per la lotta al *global change* hanno fatto sì che anche il mondo scientifico si attivasse per individuare le principali fonti di emissioni e le modalità con cui combatterle.

Il ruolo della gestione forestale nel regolare i livelli di CO₂ emessa/assorbita vengono confermati in questo lavoro di tesi, mettendo inoltre in risalto il tipo di gestione che consente di ottenere un maggior beneficio sociale legato all'assorbimento di anidride carbonica (TSCC). Dall'analisi dei risultati è possibile evincere come modalità di gestione più attente alla conservazione della natura (scenario B), consentano di massimizzare lo stoccaggio di CO₂ nei diversi *pool* di carbonio (biomassa epigea ed ipogea, necromassa e suolo) (Penman et al., 2003).

La maggiore efficacia dello scenario B nell'assorbimento di anidride carbonica è essenzialmente legata al minor prelievo legnoso, che consente di inglobare una quantità maggiore di CO₂ nella biomassa forestale. Lo scenario B rispetto allo scenario *Business-as-usual* (scenario A) consente di aumentare del 17% la CO₂ sequestrata e di massimizzare il valore netto di CO₂ assorbita, oltre ad incrementare il valore del TSCC (€).

Lo scenario C, che consente di raggiungere valori maggiori di TNPV, comporta invece un livello di emissioni più elevato rispetto allo scenario A.

Come mostrato dai valori riportati nel capitolo 7.6, lo scenario *Nature conservation* (scenario B) è quello che consente l'ottenimento dei valori più elevati di *Social Cost of Carbon* totale per le diverse categorie forestali, forme di governo e classi di età.

Le categorie forestali che consentono di ottenere valori più elevati di TSCC con l'applicazione dello scenario B sono le foreste riparie, le altre foreste di latifoglie e i querceti di roverella. Le prime due categorie consentono di ottenere elevati valori di TSCC perché non sottoposte ad utilizzazioni forestali, mentre l'elevato valore dei querceti di roverella è dovuto al fatto che in questa categoria forestale ricadono numerose superfici classificate come boschi infraperti, anch'essi esclusi dalle utilizzazioni forestali.

Per quanto riguarda i valori di TSCC delle diverse forme di governo, i valori sono più omogenei rispetto al TNPV e presentano valori pressoché identici per il ceduo e i boschi infraperti, mentre i valori più bassi si registrano per la fustaia. I boschi infraperti presentano valori elevati di TSCC per l'assenza di interventi, mentre il valore elevato del ceduo è dovuto alla riduzione delle superfici governate a ceduo semplice o matricinato a favore dell'avviamento a fustaia (previsto oltre i 30 anni di età). L'avviamento a fustaia determina una certa percentuale di prelievo legnoso, che

viene compensata dal rilascio del soprassuolo che andrà a costituire la futura fustaia. Questo, contrariamente allo scenario C, determina un bilancio attivo del TSCC.

I valori di TSCC relativi alle diverse classi di età sono positivi fino ai boschi di età inferiore o uguale a 90 anni. Questo è probabilmente dovuto alle maggiori superfici forestali per tali classi di età e al fatto che per i boschi di tale età le utilizzazioni forestali sono compensate dall'assenza d'interventi per alcune categorie forestali o forme di governo. I boschi di età superiore ai 90 anni, invece, determinano valori di TSCC sempre negativi, per le minori superfici forestali delle classi di età (91-120 anni, 121-150 anni e > 150 anni) e perché il prelievo legnoso derivante dal taglio di utilizzazione finale non è compensato dal rilascio di altrettanto volume legnoso. Questo si verifica anche con l'applicazione dello scenario B, che con il taglio a scelta colturale prevede un prelievo massimo del 30% della provvigione presente.

Servizio turistico-ricreativo delle foreste

Il valore delle foreste legato al turismo e alla ricreazione, è dovuto in parte a caratteri oggettivi, come ad esempio l'accessibilità e la presenza di un'area protetta, e in parte a caratteri soggettivi come la diversità specifica/paesaggistica e le specie vegetali presenti. Questi caratteri insieme ad altri possono determinare la maggiore o la minore appetibilità di una foresta a soddisfare il SE turistico e ricreativo.

I risultati derivanti dal questionario sull'attitudine turistico-ricreativa dei soprassuoli forestali hanno consentito di individuare le preferenze degli *stakeholder*. I dati derivanti dal questionario sono stati utili per il calcolo dell'ITR e la relativa simulazione, che ha permesso di verificare quale scenario gestionale consente di aumentare il SE turistico-ricreativo delle foreste.

Conoscere le preferenze dei frequentatori dei boschi è un punto di partenza fondamentale per impostare delle strategie gestionali che tengano conto della funzione turistico ricreativa svolta dalle foreste. Alcuni dei risultati ottenuti dal questionario per le caratteristiche che rendono più appetibile un'area boscata al turismo e alla ricreazione sono in linea con quanto già riportato in bibliografia, ad esempio per l'accessibilità (de Vries e Grossen, 2002; Köchli e Brang, 2005), la diversità (Köchli e Brang, 2005), le caratteristiche e la tipologia di popolamenti

(Ode e Fry, 2006; Grebe, 1996; Thorsen et al., 2014) e i vincoli di protezione presenti (Bernetti e Marinelli, 1995).

Analizzando i risultati relativi all'ITR, facendo riferimento alla situazione antecedente alla simulazione (2015), tutti gli scenari gestionali applicati (scenario A, B e C) determinano un aumento delle superfici boscate mediamente idonee e idonee per il servizio turistico ricreativo. L'applicazione dei tre diversi scenari gestionali determina l'aumento dei boschi di età superiore ai 51 anni, perché i diversi scenari gestionali prevedono che per i boschi cedui di età superiore a quella massima (30 anni per gli scenari A e B, e 50 anni per lo scenario C) non è possibile proseguire con la ceduzione ma è necessario procedere con l'avviamento a fustaia dei popolamenti. I cedui in conversione, assimilabili per fisionomia ad una fustaia, risultano dai questionari più apprezzati dagli *stakeholder*. Ciò determina anche una maggiore diversificazione strutturale dei boschi molisani.

In Molise, come per molte delle regioni italiane, molti boschi cedui superano il turno consuetudinario di utilizzazione a causa della crisi del mercato della legna da ardere successiva alla seconda guerra mondiale, dopo la quale legname e carbone sono stati rimpiazzati dai combustibili fossili (Ciancio e Nocentini, 2004), anche se è vero che negli ultimi anni si assiste ad una ripresa dell'utilizzo della legna da ardere.

Lo scenario B è quello che consente un maggior incremento del servizio turistico ricreativo delle foreste, mentre i valori minori si registrano con l'applicazione dello scenario C (rispetto allo scenario A). Lo scenario B, maggiormente incentrato sulla protezione della natura, consente l'aumento della diversità strutturale dei boschi molisani, grazie all'avviamento all'alto fusto dei cedui di età superiore a 30 anni e di quelli all'interno delle aree protette e al conseguente aumento dell'età media dei soprassuoli. Al contrario l'obiettivo più produttivo dello scenario C comporta la prosecuzione del ceduo per molti popolamenti di età avanzata e una conseguente minore diversificazione del paesaggio forestale che comporta il decremento dell'ITR (Köchli e Brang, 2005).

Un ruolo importante per il servizio turistico ricreativo è svolto anche dai boschi con struttura infraperta, per i quali è prevista la libera evoluzione dei popolamenti (nessun intervento) in tutti gli scenari gestionali prospettati. Questa forma di governo, apprezzata dagli *stakeholder*, non determina cambiamenti nei valori

dell'ITR e non presenta valori molto dissimili dell'ITRT nei tre scenari gestionali considerati, ma contribuisce alla diversità strutturale fra particelle forestali.

Per le fustaie, se non vengono presi in considerazione i cedui in conversione, l'idoneità di questa forma di governo non presenta variazioni significative fra scenari gestionali alternativi.

Lo scenario A consente di ottenere risultati dell'ITR simili allo scenario B. Pertanto proseguire la gestione forestale seguendo le modalità previste dalle PMPF consente di ottenere degli elevati valori dell'ITR, senza venir meno la funzione produttiva del bosco.

Prendendo in considerazione le diverse forme di governo (ceduo semplice, ceduo in conversione, fustaia) inclusa la categoria dei boschi infraperti, la maggiore variabilità del servizio turistico ricreativo è dovuta ai cedui semplici e in conversione. La prosecuzione del ceduo semplice o la conversione a fustaia introducono ulteriore variabilità del SE modificando l'età media dei popolamenti, che subisce un incremento quando una particella forestale viene avviata all'alto fusto e una diminuzione proseguendo con il taglio del ceduo.

Uno dei fattori più importanti per l'ITR è l'accessibilità di un'area forestale, ovvero la distanza dalla viabilità, che risulta essere un fattore correlato in maniera non lineare con il numero di visite (Ode e Fry, 2006). L'accessibilità in funzione della pendenza è il fattore più importante preso in considerazione nel calcolo del servizio turistico ricreativo.

Scenari gestionali e trade-off tra SE

In generale, come è possibile evincere dalla simulazione realizzata, la gestione forestale ha la capacità di modificare gli ecosistemi forestali attraverso gli interventi selvicolturali eseguiti in un determinata particella forestale. Le modificazioni introdotte dall'uomo con le pratiche selvicolturali determinano cambiamenti della struttura, della distribuzione in classi di età, della composizione specifica e della forma di governo, e ciò si ripercuote nella produzione di SE da parte delle foreste.

Per i gestori forestali non risulta facile prendere delle decisioni basandosi esclusivamente su simulazioni attuate con modelli matematici. Tuttavia conoscere i

potenziali cambiamenti delle foreste e dei SE nel tempo e nello spazio può essere uno strumento di supporto decisionale molto utile per indirizzare i futuri piani di gestione (Köchli e Brang, 2005).

Dai risultati emerge come una gestione forestale maggiormente incentrata sulla conservazione e la mitigazione dei cambiamenti climatici (scenario B) consenta di massimizzare la produzione dei SE analizzati per il 72% delle superfici forestali. Un approccio gestionale più interessato ai benefici economici derivanti dalla produzione di legname (scenario C) consente solo al 5% delle superfici forestali di massimizzare la produzione di SE.

Dall'analisi dei *trade-off* è possibile osservare come l'aumento del prelievo legnoso determini un aumento del NPV e una riduzione del SCC fino al raggiungimento del punto di equilibrio (E). Il valore E indica il livello ottimale dei due SE (produzione legnosa e sequestro di carbonio), che consente di massimizzare sia i benefici privati (NPV) che quelli sociali (SCC). Infatti, mentre il NPV rappresenta il valore economico associato all'utilizzazione della foresta, il SCC rappresenta i benefici sociali che derivano dalla riduzione delle emissioni di biossido di carbonio. Inoltre con lo scenario B il quantitativo massimo di legname che può essere prelevato in modo sostenibile (valore in cui il TESV è uguale a zero) è maggiore rispetto agli scenari A e C. Questo indica come lo scenario B possa potenzialmente fornire più legname rispetto agli scenari A e C prima che l'ecosistema si esaurisca e non possa più fornire beni e servizi. Ciò è probabilmente dovuto all'approccio gestionale meno invasivo dello scenario B, che consente di prolungare la fornitura di SE nel tempo (Bottalico et al., 2015).

In Europa alcuni studi hanno già analizzato gli effetti che modalità di gestione forestale (ad esempio Köchli e Brang, 2005; Seidl et al., 2007; Duncker et al., 2012) e dell'uso del suolo (ad esempio, Fürst et al., 2013) alternative possono avere sulla fornitura di SE. I risultati dello studio hanno dimostrato come interventi selvicolturali ridotti, o l'applicazione di scenari gestionali incentrati maggiormente sulla conservazione della natura, comportino l'aumento dei benefici legati al sequestro del carbonio e alla funzione turistico ricreativa delle foreste, mentre quelli legati alla produzione legnosa diminuiscono nel tempo.

Per rendere più facilmente confrontabili i valori economici della produzione legnosa (TNPV), del sequestro del carbonio (TSCC) e del servizio turistico ricreativo (ITR) sarebbe stato importante attribuire a quest'ultimo un valore economico. Purtroppo non tutti i SE sono riconducibili ad un mercato (Costanza et al., 2014) e ciò rende difficile attribuire loro un valore economico. Pertanto per confrontare i tre SE analizzati e valutare lo scenario gestionale che massimizza la produzione di servizi è stato necessario standardizzare i valori dei servizi stessi (Dobbs et al., 2014).

I risultati della nostra simulazione indicano che la gestione forestale influenza la fornitura di SE e dei benefici ad essi associati, soprattutto attraverso l'intensità e la frequenza degli interventi selvicolturali. Infatti gli scenari gestionali alternativi generano una certa variabilità tra i SE analizzati. In particolar modo i risultati dimostrano che stabilendo delle restrizioni gestionali, ad esempio prolungando i turni, riducendo l'intensità di prelievo (quantità di legname rimosso) e adottando tecniche selvicolturali più attente alla conservazione della natura, aumenta il sequestro del carbonio (e i valori associati di TSCC) e il servizio turistico ricreativo (e i valori associati di ITRT), mentre si riduce la produzione di legname (e i valori associati di TNPV) (confrontando lo scenario B con lo scenario A). Al contrario, riducendo i turni e aumentando il prelievo legnoso, si verifica l'aumento della produzione legnosa (e i valori associati di TNPV) a scapito del sequestro del carbonio (e i valori associati di TSCC) e del servizio turistico ricreativo (e i valori di ITRT associati) (scenario C a confronto con lo scenario A). Il servizio turistico ricreativo non è direttamente legato al prelievo legnoso come il sequestro del carbonio, ma è influenzato dall'effetto delle utilizzazioni in termini di struttura, età, diversità ecc.

L'andamento dei diversi indici (TNPV, TSCC, ITRT e TESV) varia in relazione alle diverse categorie forestali, forme di governo e classi di età. Le categorie forestali più diffuse nella regione Molise, le cerrete e i querceti di roverella (Vizzarri et al., 2015), contribuiscono maggiormente al TESV rispetto alle altre categorie, ma in maniera differenziata nei diversi scenari gestionali. I querceti di latifoglie decidue (cerro e roverella) contribuiscono al TESV dello scenario B con elevati valori di TSCC e ITRT, mentre per lo scenario C fanno registrare i più alti valori di TNPV e i più bassi di TSCC, rispetto allo scenario A. Le cerrete e i boschi di roverella risultano infatti le due categorie forestali che contribuiscono maggiormente alla produzione di legname,

attraverso il taglio del ceduo e con l'avviamento a fustaia dei cedui oltre turno massimo. Le maggiori intensità di taglio incidono negativamente sul sequestro del carbonio così come sul servizio turistico ricreativo, a causa del peggioramento qualitativo delle caratteristiche del bosco.

Altre foreste di latifoglie e formazioni riparie, meno importanti per la produzione di legname, contribuiscono al TESV con valori elevati di TSCC e ITRT dal momento che la scelta gestionale è stata quella dell'evoluzione naturale o comunque saranno oggetto di uno scarso prelievo legnoso (ad esempio le categorie forestali Altre foreste di latifoglie e Foreste di Conifere Indigene).

La forma di governo che contribuisce maggiormente al TESV è il ceduo. Questa forma di governo contribuisce perlopiù ad incrementare i redditi derivanti dalla produzione legnosa a scala regionale (TNPV), anche se le fustaie e i boschi infraperti contribuiscono positivamente al TESV andando a compensare i valori minori di TSCC e di ITRT, soprattutto nello scenario A. I Boschi infraperti contribuiscono al TESV solamente con il TSCC e l'ITRT dal momento che non sono oggetto di utilizzazioni, in quanto formazioni altamente sfruttate con struttura irregolare in cui è consigliabile un periodo di libera evoluzione per una regolarizzazione in termini strutturali/compositivi (Garfi e Marchetti, 2011).

L'età dei popolamenti ha un ruolo importante nella simulazione, soprattutto se relazionata con la forma di governo. Le classi di età maggiormente rappresentate in Regione Molise sono la classe 0-30 anni e la classe di età 31-60, costituite rispettivamente da cedui a regime e invecchiati. La classe di età 0-30 presenta valori del TESV sempre positivi, anche se per lo scenario C il TSCC è negativo ma risulta compensato dal TNPV, e l'ITRT si riduce rispetto allo scenario *Business-as-usual*. Lo scenario C per la classe 31-60 anni (cedui di età superiore al turno consuetudinario) e 61-90 anni (fustaie adulte) provoca una riduzione del TSCC e in seguito del TESV, a confronto con lo scenario *Business-as-usual*, mentre l'ITR si riduce molto solo per la classe di età 31-60 anni. Valori più elevati di TESV per i cedui oltre turno, dovuti a valori più elevati del TSCC, si hanno nello scenario B rispetto allo scenario A e risultano probabilmente dovuti al fatto che molte di queste formazioni sono state convertite a fustaia (approccio meno intensivo).

Affidabilità del modello

InVEST è stato utilizzato in lavori precedenti in contesti mediterranei con diversi obiettivi (ad esempio Garcia-Nieto et al., 2013), ma nessuno di questi studi ha valutato e mappato la fornitura di SE a scala regionale, né in Europa (ad esempio per la svizzera, Köchli e Brang, 2005, Gret-Regamey et al, 2013; per la Germania, Burkhard et al., 2012) né in Italia (ad esempio nella catena alpina Schirpke et al, 2014 e Hayha et al, 2015).

Considerando i risultati ottenuti con questo studio i modelli InVEST utilizzati consentono di simulare la produzione di SE in scenari gestionali alternativi. InVEST, rispetto ad altri modelli sviluppati per effettuare simulazioni a larga scala (ad esempio il modello ARIES), è più semplice da implementare e fornisce maggiori informazioni ai decisori politici (Bottalico et al., 2015).

Nel caso di studio qui esaminato InVEST è stato adattato, contrariamente alle finalità per il quale è stato sviluppato (Nelson et al., 2009), per correlare la fornitura di SE forestali in scenari gestionali alternativi, rivelando delle potenzialità per il suo utilizzo con un approccio multiscala (dalla particella forestale alla scala regionale) (Bottalico et al., 2015). I risultati ottenuti con la ricerca risultano comunque in linea con quanto ottenuto da altri studi che utilizzano InVEST in altri contesti geografici (Geneletti, 2013; Garrastazú et al, 2015).

Uno dei limiti per l'applicazione di InVEST in contesti forestali simili a quelli del presente studio risulta quello di dover supporre che il legname asportato e la frequenza con cui si interviene rimangono costanti in ciascuna particella forestale nell'intervallo di simulazione considerato. Tale ipotesi, rispetto a contesti forestali dominati da piantagioni, risulta molto restrittiva se utilizzata in ambienti forestali dell'area mediterranea.

Il modello InVEST è stato ampiamente utilizzato, ma mai impiegato a scala di particella forestale. Nel complesso, lo studio realizzato mostra che il modello utilizzato per la simulazione, combinato con l'analisi di regressione che descrive le relazioni tra NPV, SCC e TESV per ogni scenario, consente di descrivere come varia la fornitura di SE con l'applicazione dei diversi scenari gestionali. L'aggiunta dell'analisi multicriteriale consente di inserire nell'analisi anche il servizio turistico

ricreativo (ITR) e di valutare quale delle modalità gestionali consente di massimizzare la produzione di SE per ciascuna particella forestale.

Tuttavia è importante evidenziare che ci sono molte incertezze relative all'approccio di valutazione economico (Seidl et al., 2007). Nel caso di studio esaminato in questo lavoro gli indicatori economici impiegati fanno riferimento a due scale diverse, locale per l'indicatore del legname (TNPV) e globale per l'indicatore relativo al sequestro del carbonio (TSCC) (Farber et al., 2002).

9. CONCLUSIONI

E' ormai ampiamente riconosciuta la necessità di nuovi approcci e metodologie per comprendere le complesse relazioni tra disponibilità di risorse e loro utilizzo per garantire la perpetuazione nello spazio (dalla scala locale a quella globale) e nel tempo (dalla situazione attuale a quella futura) dei principali servizi ecosistemici (Costanza et al., 1997; MEA, 2005a).

L'utilizzo di modelli come strumenti di supporto per la pianificazione e la gestione dei sistemi forestali è divenuto sempre più frequente. La modellistica consente una rappresentazione semplificata di sistemi complessi, come gli ecosistemi terrestri e nello specifico gli ecosistemi forestali, e delle interazioni che intercorrono tra le diverse componenti ecosistemiche. Pertanto la modellistica viene sempre più spesso impiegata per analizzare le possibili risposte degli ecosistemi forestali a modalità differenti di gestione, a modifiche dell'ambiente (temperature, piogge ecc.), alla diffusione di patologie, all'inquinamento atmosferico e molto altro.

Lo studio sviluppato è un importante contributo per comprendere come la gestione forestale, attraverso interventi selvicolturali differenziati, possa agire sulla fornitura di SE. L'analisi fornisce un approccio per analizzare le relazioni fra più SE e per selezionare le modalità gestionali che consentono di massimizzare la produzione di beni e servizi. Inoltre viene fornito un'ulteriore contributo al dibattito in corso sui *trade-off* e sulle sinergie fra benefici associati ai sistemi socio-ecologici relativi alla produzione legnosa e al sequestro del carbonio.

L'approccio multiscala utilizzato per l'analisi dei beni e servizi delle foreste molisane fornisce ai pianificatori forestali e paesaggistici, e agli *stakeholders* uno strumento per ipotizzare l'effetto di diverse scelte gestionali, e verificarne l'impatto a scala locale (particella forestale), di comprensorio forestale e a scala regionale.

La distribuzione spaziale dei SE a scala regionale, grazie all'elaborazione di mappe specifiche, permette di identificare le aree prioritarie sulle quali è necessario intervenire per migliorare la fornitura di uno o di più servizi o per aumentare il valore complessivo dei SE a disposizione delle comunità locali. Ciò può essere di aiuto per differenziare gli interventi da attuare per massimizzare il reddito derivante dal taglio del bosco attraverso modifiche del turno (per i boschi cedui), per migliorare la fruibilità e le caratteristiche estetiche di un'area dedicata al turismo e alla ricreazione

(boschi all'interno di aree protette), o per contribuire alla salvaguardia della natura e alla mitigazione dei cambiamenti climatici (soprattutto per le fustaie e i popolamenti infraperti).

L'analisi dei *trade-off* ha fornito importanti informazioni su come bilanciare i redditi derivanti da servizi alternativi (produzione legnosa e sequestro del carbonio) in base alle strategie gestionali e alle caratteristiche degli ecosistemi e del paesaggio. Questo può essere utile per la gestione forestale, che può essere ottimizzata bilanciando i valori di NPV e SCC per ciascuna particella forestale, individuando le categorie forestali che consentono maggiori e minori redditi. L'ulteriore analisi compiuta, l'analisi multicriteriale, ha permesso di mettere in risalto l'opzione gestionale che consente maggiori benefici sia a scala di particella forestale sia a scala regionale. Questo consente di verificare se l'applicazione di tecniche selvicolturali differenziate comporti risultati differenti per le diverse categorie forestali.

I risultati del presente lavoro, sottolineano il ruolo fondamentale di una mappatura dettagliata delle diverse categorie forestali e dei diversi sistemi selvicolturali, fondamentale per realizzare modelli forestali sempre più affidabili. La qualità e la quantità dei dati di *input* risultano infatti un fattore determinante per la corretta quantificazione dei SE erogati dalle foreste.

L'approccio presentato in questa tesi si presta all'analisi di un numero maggiore di SE e può essere ulteriormente sviluppato per ottenere dati ancora più affidabili e di dettaglio: a) differenziando modalità gestionali ad hoc per ciascuna categoria forestale che tengano conto anche delle esigenze ecologiche e delle potenzialità produttive, specifiche delle diverse specie vegetali; b) attribuendo un valore economico al servizio turistico ricreativo che consenta di confrontare economicamente tutti i servizi analizzati; c) diversificando gli assortimenti legnosi per migliorare l'efficacia delle alternative gestionali in termini di ricavi e benefici previsti; d) migliorando la qualità e la quantità dei dati a disposizione che rendano più facilmente riproducibili i risultati e gli approcci testati; e) inserendo un ulteriore *carbon pool* costituito dal tipo di assortimento prodotto con il legname asportato per individuare pratiche forestali in linea con le strategie di mitigazione; f) tenendo conto delle modifiche che gli ecosistemi forestali possono subire a causa dei cambiamenti climatici e dei cambiamenti di uso del suolo; g) tenendo in considerazione l'influenza degli *stakeolder* nella scelta delle modalità gestionali da attuare.

Nonostante questo la metodologia proposta risulta applicabile a contesti forestali con caratteristiche simili e risulta facilmente adattabile anche a contesti ambientali differenti. Lo strumento proposto può essere utile per prevedere la provvigione di beni e servizi futuri e adattare le strategie gestionali in funzione delle priorità individuate. Ciò risulta molto importante soprattutto oggi, dove vi è un'esigenza sempre più marcata di intraprendere una gestione dei boschi più attenta alla conservazione del capitale naturale, soprattutto nell'area mediterranea, dove la resilienza degli ecosistemi forestali risulta da tempo minacciata da incendi, sfruttamento eccessivo, deforestazione e degrado, e attualmente accentuata dai cambiamenti climatici e di uso del territorio.

10. BIBLIOGRAFIA

- Aucelli P.P.C., Izzo M., Mazzarella A., Roskopf C.M. (2007). *La classificazione climatica della Regione Molise*. Bollettino della Società Geografica Italiana (Roma) Serie XII, vol. XII, pp.615-617.
- Bagstad K., Semmens D., Waage S., Winthrop R. (2013). *A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation*. Ecosystem Services (5): 27–39. [doi:10.1016/j.ecoser.2013.07.004](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004)
- Baskerville G.L. (1972). *Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass*. Can. J. Forest Res. 2, 49-53. <http://dx.doi.org/10.1139/x72-009>
- Bennett E.M., Peterson G.D., Gordon L.J. (2009). *Understanding relationships among multiple ecosystem services*. Ecology Letters (12): 1394–1404. [doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x)
- Bernetti G., Del Favero R., Pividori M. (2012). *Selvicoltura produttiva (manuale pratico)*. Edagricole 221-248. ISBN 9788850653249.
- Bernetti, I., Marinelli A. (1995). *Sviluppo sostenibile e pianificazione delle aree protette*. I GEORGOFILI. Atti dell'Accademia dei Georgofili. Settima serie 41 (1995): 170.
- Bernetti I., Fagarazzi C. (2003). *BIOSIT: una metodologia GIS per lo sfruttamento efficiente e sostenibile della "risorsa biomassa" a fini energetici*. DE, DEART, ETA.
- Bottalico F., Pesola L., Vizzarri M., Antonello L., Barbati A., Chirici G., Corona P., Cullotta S., Garfi V., Giannico V., Laforteza R., Lombardi F., Marchetti M., Nocentini S., Riccioli F., Travaglini D., Sallustio L. (2015). *Modeling the influence of alternative forest management scenarios on wood production and carbon storage: A case study in the Mediterranean region*. Environ. Res. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2015.10.025i>
- Brachetti Montorselli N. (2005). *Analisi in ambiente GIS per la valutazione e pianificazione della viabilità forestale. Il caso del comprensorio "Casone di Profecchia" (LU)*. Tesi di Dottorato in Economia, Pianificazione Forestale e Scienze del Legno (XVII Ciclo), a.a. 2004/2005, Università degli Studi di Firenze, Firenze.
- Briner S., Elkin C., Huber R., Grêt-Regamey A. (2012). *Assessing the impacts of economic and climate changes on land-use in mountain regions: a spatial dynamic modeling approach*. Agriculture, Ecosystems & Environment 149:50-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.011>
- Briner S., Huber R., Bebi P., Elkin C., Schmatz D. R., Grêt-Regamey A. (2013). *Trade-off between ecosystem services in a mountain region*. Ecology and Society 18(3): 35. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05576-180335>

- Burkhard B., Kroll F., Nedkov S., Muller F. (2012). *Mapping ecosystem service supply, demand and budgets*. *Ecological Indicators* 21, 17–29.
- Chirici G., Barbati a., Corona P., Marchetti M., travaglini D., Maselli F., Bertini R. (2008). *Non-parametric and parametric methods using satellite images for estimating growing stock volume in alpine and mediterranean forest ecosystems*. *Remote Sensing of environment* 112, 2686-2700.
- Chirici G., Sallustio L., Vizzarri M., Marchetti M., Barbati A., Corona P., Travaglini, D., Cullotta S., Laforteza R., Lombardi F. (2014). *Advanced earth observation approach for multi scale forest eco system services modeling and mapping (MIMOSE)*. *Annali di Botanica (Roma)*, 4, 2-34.
- Ciancio O. Clerici E.M., Iovino F., Menguzzato G., Nocentini S., Pettenella D. (2002). *I cedui quercini: aspetti selvicolturali e gestionali*. In: Ciancio O., Nocentini S. (ed.), *Il bosco ceduo in Italia*. Accademia Italiana di Scienze Forestali. Firenze (Italia): 165-197.
- Ciancio O., Nocentini S. (2004). *The coppiceforest. Silviculture, Regulation, Management*. In: Ciancio O., Nocentini S. (ed.), *Il bosco ceduo. Selvicoltura, assestamento, gestione*. Accademia Italiana di Scienze Forestali. Firenze (Italia): 679-701.
- Ciancio O. (2009). *Riserva Naturale Statale Biogenetica di Vallombrosa, Piano di Gestione e Silvomuseo 2006-2025*. Corpo Forestale dello Stato, UTB Vallombrosa. Tipografia Coppini, Firenze.
- Ciancio O. (2011). *Systemic silviculture: philosophical, epistemological and methodological aspects*. *L'Italia Forestale e Montana / Italian Journal of Forest and Mountain Environments* 66, 181-190. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2011.3.01>.
- Clawson M., Held B., Stoddard C.H. (1960). *Land for the future*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., Oneill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M. (1997). *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. *Nature* 387, 253–260.
- Costanza R., de Groot R., Sutton P.C., van der Ploeg S., Anderson S., Kubiszewski I., Farber S. and Turner R. K. (2014). *Changes in the global value of ecosystem services*. *Global Environmental Change* (26): 152-158.
- Crossman N.D., Burkhard B., Nedkov S., Willemen L., Petz K., Palomo I., Drakou E., Martin-Lopez B., McPhearson T., Boyanova K., Alkemade R., N Eghob B., Bonnet Dunbar M., Maes J. (2013). *A blueprint for mapping and modelling ecosystem services*. *Ecosystem Services* 4, 4-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

- Daily G. C. (1997). *Nature's service: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Daily G. C., Matson P.A. (2008). *Ecosystem services: from theory to implementation*. Proc Natl Acad Sci USA. 105(28): 9455–9456.
- Daily G. C., Polasky S., Goldstein J., Kareiva P. M., Mooney H. A., Pejchar L., Ricketts T. H., Salzman J., Shallenberger R. (2009). *Ecosystem services in decision making: time to deliver*. Front. Ecol. Environ. 7, 21-28. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0804960105>
- de Groot R.S. (1992). *Functions of nature, evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Wolters-Noordhoff, Groningen, The Netherlands.
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L. (2010). *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making*. Ecol. Complex. 7, 260-272. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Del Favero R., Andrich O., De Mas G., Lasen C., Poldini L. (1990). *La vegetazione forestale del Veneto. Prodromi di tipologia forestale*. Regione Veneto, Dipartimento Foreste, Mestre, Venezia, Italy, pp. 177.
- de Vries S., Goossen, M. (2002). *Modelling recreational visits to forests and nature areas*. Urban For. Urban Green. 1, 5–14.
- Dobbs C., Kendal D., Nitschke C.R. (2014). *Multiple ecosystem services and disservices of the urban forest establishing their connections with landscape structure and sociodemographics*. Ecological Indicators 43, 44–55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.007>
- Duncker P.S., Raulund-Rasmussen K., Gundersen P., Katzensteiner K., De Jong J., Ravn H.P., Smith M., Eckmullner O., Spiecker H. (2012). *How Forest Management affects Ecosystem Services, including Timber Production and Economic Return: Synergies and Trade-Off*. Ecol. Soc. 17. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05066-170450>
- EEA (2006). *How much bioenergy can Europe produce without harming the environment?* EEA Report n. 7/2006, Copenhagen, Denmark, 67 pp. http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_7
- EEA (2012). *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012*. EEA Report n. 12/2012, Copenhagen, Denmark, 300 pp. <http://www.eea.europa.eu/publications/climate-impacts-and-vulnerability-2012>
- EEA (2014). *Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2012 and inventory report 2014*. EEA Technical report n. 09/2014, Copenhagen, Denmark, 1264 pp. <http://www.eea.europa.eu/publications/european-union-greenhouse-gas-inventory-2014>

- Egoh B., Reyers B., Rouget M., Richardson D.M., Le Maitre D.C., van Jaarsveld A.S. (2008). *Mapping ecosystem services for planning and management*. *Agri Ecosyst Environ* 127: 135–40.
- Egoh B., Drakou E.G., Dunbar M.B., Maes J., Willemen L. (2012). *Indicators for mapping ecosystem services: a review*. Report EUR 25456 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Eigenbrod F., Armsworth P.R., Anderson B.J., Heinemeyer A., Gillings S., Roy B.D., Thomas C.D., Gaston K.J. (2010). *The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services*. *J. Appl. Ecol.* 47(2): 377–385.
- FAO (2010). *Forest Resources Assessment 2015 – Main report*. Food and Agriculture Organization, Roma. <http://www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e.pdf>
- FAO (2015a). *Forest Resources Assessment 2015 – How are the world's forests changing?* Food and Agriculture Organization, Roma. <http://www.fao.org/3/a-i4793e.pdf>
- FAO (2015b). *Forest Resources Assessment 2015 – Desk reference*. Food and Agriculture Organization, Roma. <http://www.fao.org/3/a-i4808e.pdf>
- Farber S. C., Costanza R., Wilson M. A. (2002). *Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services*. *Ecol. Econ.* 41, 375-392. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00088-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00088-5)
- Finnoff D., Tschirhart J. (2008). *Linking dynamic economic and ecological general equilibrium models*. *Resour. Energy Econ.* 30, 91-114. <http://dx.doi.org/10.1016/j.reseneeco.2007.08.005>
- Fisher B., Turner K., Morling, P. (2009). *Defining and classifying ecosystem services for decision making*. *Ecological economics* 68 (3), 643-653.
- Frate L., Carranza M. L., Garfi V., Di Febbraro M., Tonti D., Marchetti M., Ottaviano M., Santopuoli G., Chirici G. (2015). *Spatially explicit estimation of forest age by integrating remotely sensed data and inverse yield modeling techniques*. *iForest* (early view). [doi: 10.3832/ifor1529-008](https://doi.org/10.3832/ifor1529-008)
- Fürst C., Frank S., Witt A., Koschke L., Makeschin F. (2013). *Assessment of the effects of forest land use strategies on the provision of ecosystem services at regional scale*. *J. Environ. Manage.* 127, Supplement, S96-S116. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.020>
- Gaglioppa P. (2013). *La valutazione di efficacia nella governance delle aree naturali protette. Gli Ecosystem Services come indicatore di gestione*. Tesi di dottorato in ambiente e territorio, Università degli Studi del Molise.
- Garcia-Gonzalo J., Bushenkov V., Mc Dill M.E., Borges J.G. (2015). *A Decision Support System for Assessing Trade-Off between Ecosystem Management*

- Goals: An Application in Portugal.* Forests 6, 65-87.
<http://dx.doi.org/10.3390/f6010065>
- García-Nieto A.P., García-Llorente M., Iniesta-Arandia I., Martín-López B. (2013). *Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries.* Ecosystem Services 4, 126-138. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.03.003>
- Garfi V., Marchetti M. (2011). *Tipi forestali e preforestali della Regione Molise.* Alessandria: Edizioni dell'Orso S.r.l..
- Garrastazú M.C., Mendonça S.D., Horokoski T.T., Cardoso D.J., Rosot M.A., Nimmo E.R., Lacerda A.E. (2015). *Carbon sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil.* Land Use Policy. 42, 329-339.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.08.003>
- Gasparini, P., Tabacchi, G. (eds.) (2011). *L'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio INFC 2005. Secondo inventario forestale nazionale italiano. Metodi e risultati.* Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali; Corpo Forestale dello Stato. Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Edagricole - Il Sole 24 ore, Bologna. 653 pp.
- Geneletti D. (2013). *Assessing the impact of alternative land-use zoning policies on future ecosystem services.* Environ. Impact Asses. 40, 25-35.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2012.12.003>
- Goldberger A. S. (1968). *The interpretation and estimation of Cobb-Douglas functions.* Econometrica 36, 464-472. <http://dx.doi.org/10.2307/1909517>
- Grebe B. (1996). *GIS - Anwendung zur Erholungsfunktion des Waldes.* Diploma thesis, Institute of Geography, University of Zurich, Zurich.
- Grêt-Regamey A., Brunner S.H., Altwegg J., Christen M., Bebi P. (2013). *Integrating Expert Knowledge into Mapping Ecosystem Services Trade-off for Sustainable Forest Management.* Ecol. Soc. 18. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05800-180334>
- Gualdi V., Tartarino P. (2005). *Gestione della foresta mediterranea.* In: Corona P., Iovino F., Maetzke F., Marchetti M., Menguzzato G., Nocentini S., Portoghesi L. (ed.), *Foreste ricerca e cultura.* Accademia Italiana di Scienze Forestali. Firenze (Italia): 251-265.
- Häyhä T., Franzese P.P., Paletto A., Fath B.D. (2015). *Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests.* Ecosystem Services. 14, 12-23.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.001>
- Hippoliti G. (1976). *Sulla determinazione delle caratteristiche della rete viabile forestale.* L'Italia Forestale e Montana, pp. 241-255.

- INFC (2007). *Le stime di superficie 2005*. (Tabacchi G., De Natale F., Di Cosmo L., Floris A., Gagliano C., Gasparini P., Genchi L., Scrinzi G. e Tosi V.). Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio. MiPAF – Corpo Forestale dello Stato - Ispettorato Generale, CRA - ISAFA, Trento. <http://www.sian.it/inventarioforestale/jsp/documentazione.jsp>
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- ISTAT (2003). *Coltivazioni agricole, foreste e caccia - Anno 2000*. Istituto nazionale di statistica, Rome, Italy, pp. 267.
- Köchli D. A., Brang P. (2005). *Simulating effects of forest management on selected public forest goods and services: A case study*. Forest Ecology and Management 209: 57-68.
- Lafortezza R., Pesola L., Gioscia E., Elia M., Colangelo G., Sanesi G. (2013). *Approccio modellistico per l'analisi e previsione dei servizi eco sistemici*. Gazzetta Ambiente, Anno XIX n.6/2013.
- Laschi A. (2011). *Piano della viabilità nella foresta demaniale di Paneveggio (TN): applicazioni GIS per la valutazione e la definizione dell'esigenza di accessibilità delle aree boscate*. Tesi di laurea in Scienze e Tecnologie dei Sistemi Forestali, Università degli Studi di Firenze.
- Maass J., Balvanera P., Castillo A., Daily G., Mooney H., Ehrlich P., Quesada M., Miranda A., Jaramillo V., García-Oliva F., Martínez-Yrizar A., Cotler H., López-Blanco J., Pérez-Jiménez A., Búrquez A., Tinoco C., Ceballos G., Barraza L., Ayala R., Sarukhán J. (2005). *Ecosystem Services of Tropical Dry Forests: Insights from Long-term Ecological and Social Research on the Pacific Coast of Mexico*. Ecol. Soc. 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.016>
- MAF/ISAFA (1988). *I° Inventario forestale nazionale 1985*. Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste, Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e l'Alpicoltura, Trento.
- Maes J., Paracchini M. L., Zulian G., Dunbar M.B., Alkemade R. (2012). *Synergies and trade-off between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe*. Biol. Conserv. 155, 1-12.
- Maes J., Teller A., Erhard M, Murphy P., Paracchini M.L., Barredo J.I., Grizzetti B., Cardoso A., Somma F., Petersen J.E., Meiner A., Royo Gelabert E., Zal N., Kristensen P., Bastrup-Birk A., Biala K., Romao C., Piroddi C., Egoh B., Fiorina C., Santos F., Naruševičius V., Verboven J., Pereira H., Bengtsson J., Gocheva K., Marta-Pedroso C., Snäll T., Estreguil C., San Miguel J., Braat L., Grêt-Regamey A., Perez-Soba M., Degeorges P., Beaufaron G., Lillebø A., Abdul Malak D., Liqueste C., Condé S., Jon Moen J., Östergård H., Czúcz B., Drakou E.G., Zulian G., Lavallo C. (2014). *Mapping and Assessment of*

Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg, Luxembourg, pp. 80.

Marchetti M., Bertani R., Corona P., Valentini R. (2012). *Cambiamenti di copertura forestale e dell'uso del suolo nell'Inventario dell'uso delle terre in Italia.* Forest@ 9: 170-184. <http://www.sisef.it/forest@/pdf/?id=efor0696-009>

Martínez-Harms M. J., Balvanera P. (2012). *Methods for mapping ecosystem service supply: a review.* International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 8:1-2, 17-25. [doi:10.1080/21513732.2012.663792](https://doi.org/10.1080/21513732.2012.663792)

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005a). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Island Press, Washington, USA. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005b). *Living Beyond Our Means: Natural Assets and Human Well-being (Statement from the Board).* <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.429.aspx.pdf>

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005c). *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1.* Island Press, Washington, USA. <http://www.millenniumassessment.org/en/Condition.html>

Merlo M. (1995). *Dai vincoli al mercato: strumenti adottati nelle politiche agricolo-forestali-ambientali.* Rivista di Politica Agraria, 6: 3-13.

MIPAAF (Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali) (2012). *Piano della filiera legno 2012-2014 – Documento di sintesi.*

Nelson E., Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron R., Chan K.M., Daily G.C., Goldstein J., Kareiva P.M., Lonsdorf E., Naidoo R., Ricketts T. H., e Shaw M. R. (2009). *Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoff at landscape scales.* Front Ecol Environ. 7(1):4–11.

Nocentini S. (2011). *The forest as a complex biological system: theoretical and practical consequences.* L'Italia Forestale e Montana, 66 (3): 191-196. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2011.3.02>

Ode A. e Fry G. (2006). *A model for quantifying and predicting urban pressure on woodland.* Landscape and Urban Planning 77, 17–27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.01.003>

OIRA (Office of Information and Regulatory Affairs) (2013). *Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis (November 1, 2013).* <http://www.whitehouse.gov/blog/2013/11/01/refining-estimates-social-cost-carbon>

Paci M. (2002). *L'uomo e la foresta.* Meltemi editore, Roma, Italia.

- Parametrix (2010). *An introduction to EcoMetrix: measuring change in ecosystem performance at the site scale*. Parametrix, Portland, OR.
- Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F. (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Hayama, Kanagawa, Japan, pp. 590.
- Pettenella D. (2009). *Le nuove sfide per il settore forestale – Mercato, energia, ambiente e politiche*. Tellus, Roma, 151 pp.
- Pettenella D. (2011). *La gestione delle risorse forestali: verso una nuova economia delle risorse naturali della montagna*. Alpine space - man & environment, vol. 12.
- Piussi P. (1994). *Selvicoltura generale*. UTET, Torino, 421 pp.
- Regione Molise (2002). *Piano Forestale Regionale 2002-2006*. Regione Molise, Direzione generale III^a delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali. <http://www.regione.molise.it/pianoforestaleregionale/index.htm>
- Regione Molise (2011). *Carta forestale su basi tipologiche in scala 1:10000 - Relazione*. Regione Molise, Assessorato Agricoltura, Foresta e Pesca produttiva. <http://www3.regione.molise.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/737>
- Rivas - Marinez S. (2004). *Bioclimatic Map of Europe: Bioclimates, Scale 1:16 Mill*. Cartographic Service, University of Leon, Leon.
- Rodríguez J. P., Beard Jr. T. D., Bennett E.M., Cumming G.S., Cork S.J., Agard J., Dobson A.P., Peterson G.D. (2006). *Trade-off across Space, Time, and Ecosystem Services*. Ecol. Soc. 11, 28.
- Rose S.K., Chapman, D. (2003). *Timber harvest adjacency economies, hunting, species protection, and old growth value: seeking the dynamic optimum*. Ecol. Econ. 44, 325-344. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00268-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00268-9)
- Schirpke U., Tasser E., Tappeiner U. (2014). *Mapping Ecosystem Services supply in mountain regions: a case study from South Tyrol (Italy)*. Annali di Botanica. 4, 35-43. <http://dx.doi.org/10.4462/annbotrm-11599>
- Seidl R., Rammer W., Jäger D., Currie W.S., Lexer M.J. (2007). *Assessing trade-off between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria*. Forest Ecol. Manag. 248, 64-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.035>

- Sherrouse B.C., Clement J.M., Semmens D.J. (2011). *A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services*. *Appl Geogr.* 31(2):748–760.
- Tallis H.T., Ricketts T., Guerry A.D., Wood S.A., Sharp R., Nelson E., Ennaanay D., Wolny S., Olwero N., Vigerstol K., Pennington D., Mendoza G., Aukema J., Foster J., Forrest J., Cameron D., Arkema K., Lonsdorf E., Kennedy C., Verutes G., Kim C.K., Guannel G., Papenfus M., Toft J., Marsik M., Bernhardt J., Griffin R., Glowinski K., Chaumont N., Perelman A., Lacayo M., Mandel L., Griffin R., Hamel P., Chaplin-Kramer R. (2013). *InVEST 2.6.0 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, Stanford.
- TEEB (2008). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report*. European Communities, Bruxelles.
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.
- Thorsen B. J., Mavsar R., Tyrväinen L., Prokofieva I., & Stenger A. (2014). *The Provision of Forest Ecosystem Services. Volume I: Quantifying and valuing non-marketed ecosystem services*. European Forest Institute. ISBN: 978-952-5980-13-4. http://www.efi.int/files/attachments/publications/efi_wsctu_5_vol-1_en_net.pdf
- Tol R. S. J. (2009). *The Economic Effects of Climate Change*. *J. Econ. Perspect.* 23, 29-51. <http://dx.doi.org/10.1257/jep.23.2.29>
- Tomao A., Carbone F., Marchetti M., Santo puoli G., Angelaccio C., Agrimi M. (2013). *Boschi, alberi forestali, eternalità e servizi ecosistemici*. *L'Italia Forestale e Montana*, 68 (2): 57-73. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2013.2.01>
- Troy A., Wilson M.A. (2006). *Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer*. *Ecol Econ.* 60(2):435–445.
- Tschirhart J. (2000). *General Equilibrium of an Ecosystem*. *J. Theor. Biol.* 203, 13-32. <http://dx.doi.org/10.1006/jtbi.1999.1058>
- van den Bergh J.C.J.M., Botzen W.J.W. (2015). *Monetary valuation of the social cost of CO₂ emissions: A critical survey*. *Ecological Economics* 114: 33-46. doi: 10.1016/j.ecolecon.2015.03.015
- Vizzarri M., Chiavetta U., Chirici G., Garfi V., Bastrup-Birk A., Marchetti M. (2015). *Comparing multisource harmonized forest types mapping: a case study from central Italy*. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 8 (1), 59-66. doi:10.3832/for1133-007
- Waage S., Armstrong K., Hwang L. (2011). *New business decision-making aids in an era of complexity, scrutiny and uncertainty: tools for identifying, assessing and valuing ecosystem services*. BSR, San Francisco, California.

http://www.bsr.org/reports/BSR_ESTM_WG_Comp_ES_Tools_Synthesis3.pdf

Wood S.A., Guerry A.D., Silver J.M., Lacayo M. (2013). *Using social media to quantify nature-based tourism and recreation*. *Sci. Rep.*, (3), p. 2976. <http://www.nature.com/articles/srep02976>