

ENRICO MARONE¹, SANDRO SACCHELLI¹

Dalla Legge Serpieri alla valorizzazione e remunerazione delle utilità ecosistemiche nella visione del bosco quale sistema complesso

¹ Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agrarie, Alimentari, Ambientali e Forestali, Università degli Studi di Firenze

I PRESUPPOSTI ALLA FORMALIZZAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI FORESTALI CONTENUTI NELLA LEGGE FORESTALE DEL 1923

La lettura della legge forestale del 1923 (Regio Decreto-Legge 30 dicembre 1923, n. 3267), come più volte è stato rilevato (Gajo e Marone, 1995) evidenzia un profondo cambiamento nell'azione dello Stato in campo forestale. Nei sessanta anni che vanno dall'Unità d'Italia all'approvazione della legge del 1923, l'attenzione della politica, e di conseguenza del legislatore, era stata rivolta quasi esclusivamente verso l'attuazione di misure di tutela idrogeologica e di polizia forestale (legge Majorana-Calatabiano n. 3917 del 1877 nella quale prevale ancora una concezione privatistica del bosco). Il Regio Decreto del 1923 ha come tema quello del "Riordinamento e riforma della legislazione in materia di boschi e di terreni montani" e il Titolo I è dedicato ai "Provvedimenti per la tutela di pubblici interessi". Non c'è dubbio, quindi, che il prof. Arrigo Serpieri trasferisce in questo provvedimento legislativo quanto stava avvenendo nel dibattito scientifico dei primi del '900 che per la prima volta legava le scelte di politica forestale a quelle di politica economica. Il decreto, oltre a occuparsi della tutela dei pubblici interessi, come sopra ricordato, verte anche sulla "Sistemazione e rimboschimento di terreni montani", sugli "Incoraggiamenti a favore della silvicoltura e dell'agricoltura montana", sulla "Gestione dei patrimoni silvo-pastorali dello Stato, dei Comuni e di altri Enti" e dei "Diritti d'uso sui boschi e sui terreni vincolati" (dal Titolo II al Titolo V). Il tessuto comune di questo complesso sistema rappresentato dai boschi e dai terreni montani è individuabile in alcune parole chiave ricorrenti nell'articolazione del testo: gestione, piano economico, patrimonio silvo-pastorale, contributi e indennità.

In ognuno dei Titoli del Decreto emerge con chiarezza la necessità di garantire la presenza sul territorio degli operatori forestali al fine di uno sviluppo economico capace anche di assicurare la funzione ambientale del bosco che, a cento anni dall'emanazione della legge, possiamo ritrovare nel riferimento al "patrimonio silvo-pastorale" continuamente richiamato nell'articolato. La soluzione prospettata nel Decreto è quella di trovare un giusto equilibrio fra il bene comune e il bene particolare, attraverso la previsione di un approccio che vede la pianificazione economica e la gestione forestale come strumenti imprescindibili per una tutela degli interessi pubblici e privati.

Uno degli elementi, prima di conciliazione e poi di sinergia, tra i due interessi compare fin dalla Sezione I del Capo I del Titolo I relativa al vincolo per scopi idrogeologici in cui si indica che gli estimi dei terreni vincolati vanno rivisti e ridotti in proporzione della diminuzione del reddito causata dal vincolo stesso (art. 16). Tale previsione di compensazione per l'apposizione del vincolo idrogeologico si estende (Sezione II), sotto forma di previsione di un «congruo indennizzo» (art. 17), quando il vincolo è legato alla difesa del bosco nei confronti di terreni e/o fabbricati e a eventi che oggi definiremmo catastrofici (caduta di valanghe, rotolamento di sassi, furia dei venti). Interessante in questo articolo il riferimento al vincolo per tutti quei boschi che siano ritenuti utili per «le condizioni igieniche locali». Oggi diremmo che il riferimento è quello di un riconoscimento di un valore economico sempre più spostato verso il "non uso". Un'ultima annotazione riguarda la previsione di attribuire le spese per la realizzazione di questi interventi e gli indennizzi «a coloro che promuoveranno le limitazioni e ne trarranno vantaggio. Gli Enti ed i privati, di cui al primo comma, all'atto della domanda, dovranno dimostrare di avere i mezzi sufficienti per corrispondere l'indennizzo di cui sopra». Nel successivo art. 21 si indica che è sulla «base dei minori redditi derivanti dalle limitazioni imposte alla consuetudinaria utilizzazione del bosco» che sarà stabilito l'ammontare dell'indennizzo. Si tratterà nella seconda parte di questo articolo delle possibili soluzioni per stimare l'entità del valore delle utilità ecosistemiche funzionali a valorizzare il bosco quale sistema complesso. La Sezione I del Titolo I del Decreto si chiude con la previsione (artt. 27 e 29) di sanzioni nei riguardi di coloro che «taglino o danneggino piante o arrechino altri danni».

Nel Titolo II della legge forestale si passa a considerare le sistemazioni e i rimboschimenti di terreni montani nell'ambito sia delle sistemazioni idraulico-forestali dei bacini montani sia dei rimboschimenti e del rinsaldamento di terreni vincolati. Anche in questo caso (artt. 50 e 58) viene riconosciuta ai proprietari un'indennità legata alla «totale o parziale sospensione di godimento» o l'esenzione dall'imposta fondiaria se i proprietari contribuiscono al rimboschimento o mantenimento dei terreni montani. Molto interessante in

questa parte del Decreto (art. 59) la possibilità di esecuzione di questi interventi anche da parte di Provincie, Comuni, Enti morali e «proprietari interessati, da soli o riuniti in consorzio, nonché le società ed i privati imprenditori». Con questo articolo si estende alla sfera degli Enti territoriali, ma anche alle forme di associazioni tra privati, l'opportunità di svolgere azioni di interesse collettivo e di tutela del territorio a fronte di un riconoscimento economico (art. 60) per le opere eseguite. Quindi, anche le comunità locali assumono un ruolo importante nel progetto di difesa e valorizzazione del patrimonio silvo-pastorale. Se nel Capo I del Titolo II il riferimento era ancora limitato alle azioni nell'ambito delle sistemazioni idraulico-forestali, col Capo II dello stesso Titolo II della legge si estende il tutto anche al «Rimboschimento e rinsaldamento di terreni vincolati» allargando di fatto la sfera di interesse dei provvedimenti previsti dalla normativa e ribadendo, anche in questo Capo II (art. 79), la possibilità per i proprietari dei terreni vincolati di potersi riunire in consorzio al fine di provvedere al rimboschimento dei terreni stessi. Inoltre, quando da questi lavori di rimboschimento derivano vantaggi ad altri proprietari, pur lasciando ai medesimi la libertà di non aderire al consorzio, si prevede l'obbligo da parte dello stesso dell'acquisto dei loro terreni e, lì dove questo non avvenga, all'esproprio degli stessi, di fatto riconoscendo la prevalenza dell'interesse generale su quello particolare.

Con il Titolo III «Incoraggiamenti a favore della silvicoltura e dell'agricoltura montana» si passa a delineare la necessità di attuare un vero e proprio piano di intervento economico che deve essere seguito da chi opera con lavori di rimboschimento, anche su boschi non sottoposti a vincolo, in «conformità del piano di coltura e di conservazione stabilito dall'autorità forestale» (art. 91). Sempre nello stesso Titolo del Decreto, al Capo II, si introduce un altro elemento molto importante, quello dell'istruzione e dell'assistenza. In particolare, con l'art. 100 è il Ministero dell'economia nazionale che si assume l'onere di provvedere «all'istruzione forestale, all'assistenza ed alla consulenza nel campo della silvicoltura, della pastorizia e della agricoltura montana ed in quello delle industrie forestali».

Tutto il quadro delineato nei primi tre Titoli della legge confluisce poi nel IV Titolo dedicato alla «Gestione dei patrimoni silvo-pastorali dello Stato, dei Comuni e di altri Enti». In questa parte del Decreto, oltre a delineare le caratteristiche dell'Azienda del demanio forestale di Stato e delle aziende speciali, si indicano quali debbano essere le funzioni di tali istituti che, riportando direttamente quanto indicato nel Decreto, sono:

- a. la difesa della piccola proprietà montana e l'incoraggiamento alla costituzione di associazioni e consorzi di proprietari di boschi per l'esercizio

- dell'industria silvana, per la prevenzione e l'estinzione degli incendi; per la difesa contro i parassiti animali e vegetali, per il taglio e la vendita dei prodotti forestali;
- b. il miglioramento dei boschi e pascoli, l'impianto di nuovi boschi, le esperienze forestali di acclimazione di specie più redditizie e la creazione delle piccole industrie forestali;
 - c. il miglioramento razionale ed economico della utilizzazione dei boschi e l'incremento della produzione e del commercio dei prodotti forestali.

Il contesto all'interno del quale devono essere coltivati i boschi fa parte del piano economico che per ognuno di essi va predisposto. È proprio in questa parte del provvedimento che si può individuare il passaggio a una visione che per la prima volta lega le scelte di politica forestale a quelle di politica economica, come sopra accennato. L'approccio verso una visione di politica economica ha spinto il legislatore di allora a indicare, per i boschi demaniali elencati nell'art. 116, una destinazione che non è produttiva, ma ha principalmente funzione di stazione climatica. Anche nel caso dei patrimoni silvo-pastorali dei Comuni ed altri Enti (Capo II di questo Titolo II) questi debbono essere utilizzati in conformità di un piano economico. In questo contesto, la possibilità di avvalersi di aziende speciali è condizionata all'importanza economica dei beni in loro gestione e alla verifica della sostenibilità e "convenienza" di tale gestione. Nelle affermazioni contenute in questi ultimi articoli della legge, anche se non esplicitato, si può sicuramente leggere, visto che tutto l'impianto del Decreto è legato a un'azione mirata alla difesa dell'interesse generale e al governo del territorio, che la valorizzazione e difesa del bosco e dei territori montani non è legata alla loro sola funzione di beni di mercato, ma anche di beni di natura pubblica.

È forte l'investimento che in questo contesto si prevede di effettuare (art. 161) in quanto la legge prevede che, nel momento in cui il sistema della gestione separata dei boschi e dei pascoli da parte dei Comuni non trovi attuazione, sia il Ministro per l'economia nazionale a costituire i distretti amministrativi per la gestione dei beni stessi. L'art. 162 afferma che, nella definizione dei distretti amministrativi, si terrà conto dell'importanza economica dei boschi e dei pascoli in relazione alla loro "suscettibilità" a conferma dell'ampiezza che si vuole dare alle funzioni attribuibili ai boschi.

La tutela delle foreste è sicuramente il principale capisaldo della legislazione di Serpieri, ma dalla costruzione del Decreto-legge appare con evidenza che questa si può garantire solo attraverso la tutela dell'attività economica, riconoscendo ai proprietari giusti indennizzi nel momento in cui la limitazione alla loro attività contribuisca al raggiungimento di quegli obiettivi di utilità sociale ripetutamente evidenziati nel testo.

La legge forestale del 1923 lega lo sviluppo economico alla efficiente gestione del territorio che in quanto risorsa limitata, va tutelato dall'irrazionale sfruttamento attraverso la definizione di una gestione legata a Piani economici.

LA MONETIZZAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI FORESTALI E I MECCANISMI DI PAGAMENTO

Partendo da queste assunzioni, risulta interessante evidenziare il modo in cui il pensiero di A. Serpieri sia stato declinato all'interno degli strumenti di gestione del territorio, con particolare attenzione alla pianificazione integrata dei servizi ecosistemici ambientali e forestali. A tal riguardo verrà adesso effettuato un breve *excursus* su alcune delle metodologie di analisi sia consolidate che innovative, applicate nella prassi economico-estimativa e nella letteratura scientifica nazionale e internazionale per la quantificazione monetaria dei servizi ecosistemici (SE) forestali.

Il Millennium Ecosystem Assessment (MEA) definisce i SE come «benefici multipli forniti dagli ecosistemi al genere umano» (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Il MEA propone una suddivisione dei SE in *servizi di approvvigionamento*, che sono legati ai prodotti che gli ecosistemi possono fornire (produzione di cibo, acqua, legname, fibre, biocombustibili, risorse genetiche, medicine), *servizi di regolazione*, cioè i benefici derivanti dalla capacità degli ecosistemi di regolare i processi naturali (azione di mitigazione delle condizioni climatiche e degli eventi estremi, di regimazione e purificazione delle acque e dell'aria, di protezione dall'erosione, di regolazione della diffusione delle malattie, dei patogeni e dei loro vettori e della distribuzione, abbondanza ed efficacia degli impollinatori), i *servizi culturali*, che forniscono benefici che hanno a che fare con la ricreazione, il paesaggio, l'educazione, la spiritualità, e i *servizi di supporto*, che includono tutti quei servizi necessari alla produzione di altri servizi ecosistemici (processi di formazione del suolo, di fotosintesi, di produzione primaria, dei cicli dei nutrienti e dell'acqua).

Quello dei SE è un concetto unificante, che si riferisce alle relazioni che si instaurano tra risorse ambientali, sistemi socio-economici e azioni di governance; esso sottolinea l'interazione costante e in continua evoluzione tra uomo e ambiente e la dipendenza del benessere dai servizi forniti dalla natura. Inoltre, mentre una funzione ambientale si riferisce genericamente alla presenza di risorse ambientali, un SE è legato all'utilità che la comunità ha di queste, e dunque alle condizioni di benessere della comunità stessa (Giupponi et al., 2009). Tale concetto è strettamente legato alla nozione di esternalità

ovvero «gli effetti, sia vantaggiosi che svantaggiosi, provocati sull'attività di produzione e/o consumo di un individuo dall'attività di produzione e/o consumo di un altro individuo, che non si riflettono nei prezzi pagati o ricevuti» (Turner et al., 2003).

Concentrandoci sul settore forestale, possiamo dire come il bosco risulti un tipico esempio di bene misto, caratterizzato cioè da utilità pubbliche anche su fondi privati. La distinzione tra beni pubblici e privati risiede principalmente nella modalità di fruizione dei beni e dunque nella collocazione che si avrà del bene all'interno di un *continuum* fissato tra nulle (beni totalmente pubblici) e alte (beni tipicamente privati) rivalità ed esclusività (Bernetti e Romano, 2007). Le foreste risultano quasi esclusivamente produttrici di esternalità positive e la monetizzazione, nonché l'internalizzazione del mercato delle stesse, risulta una delle principali tematiche investigative della scienza economico-ambientale degli ultimi decenni. Difatti, se per beni privati il valore può essere determinato tramite l'incontro tra domanda e offerta che ne individua il prezzo di mercato (valore di scambio), i beni e i servizi ambientali, per la loro natura pubblica, sono per definizione *senza prezzo*, non scambiabili e quindi non inseriti in un sistema di mercato. Questo non significa però che non abbiano un valore e che non possano essere considerati come beni economici. Nel caso dei beni ambientali non è tanto l'esistenza di un valore, quanto l'assenza di una sua misura diretta che implica delle difficoltà (Gios e Notaro, 2001).

Viste le limitazioni nel riferirsi a un valore di scambio e i tentativi intrapresi dai ricercatori nel corso del tempo per misurare porzioni sempre più ampie dei benefici derivanti dai beni pubblici, superando la tradizionale valutazione economica basata essenzialmente sui benefici che essi producono direttamente per gli utilizzatori (come il solo valore commerciale del legname), il riferimento a cui spesso si ricorre anche in ambito forestale è quello del Valore Economico Totale (VET) (Merlo e Croitoru, 2005; Marinelli e Marone, 2013). Il VET è concettualmente la sommatoria tra valori d'uso e valori di non uso di un bene ambientale, legati alle molteplici forme di utilità che esso è in grado di fornire. Il valore d'uso si riferisce all'utilizzo effettivo del bene, dunque all'utilità percepita dai consumatori con la sua fruizione. Esso viene ulteriormente distinto in *valori d'uso diretto*, che implica la fruizione o un contatto con il bene e *valore d'uso indiretto*, relativo alle funzioni ecologiche regolatrici svolte dal bene (Bernetti e Romano, 2007). Il valore di non uso, invece, prescinde dall'utilizzo effettivo della risorsa ed è meno tangibile. Si distingue in *valore di opzione*, cioè l'utilità derivante dal mantenimento della possibilità di uso futuro della risorsa; *valore di esistenza*, cioè l'utilità derivante dalla semplice consapevolezza dell'esistenza di un bene, che si lega al desiderio

di preservarlo dalla possibile distruzione o deterioramento e *valore di lascito*, cioè l'utilità derivante dalla consapevolezza che le generazioni future avranno la possibilità di continuare a godere del bene (Bernetti e Romano, 2007).

L'introduzione del concetto di VET offre allora un solido supporto alla complessa attribuzione di un valore monetario ai beni e servizi non di mercato e alla loro internalizzazione. Il suo inserimento in processi decisionali è però complesso a causa di fattori limitanti quali lo scarso accesso alle informazioni relative ai beni/servizi, le potenziali distorsioni tra offerta e domanda, la difficoltà di stima di tutte le sue singole componenti e la non completa indipendenza tra le stesse, che porta alla difficoltà nell'effettuare una semplice sommatoria tra le componenti (Marone e Sacchelli, 2014).

Al fine di superare il cosiddetto fallimento del mercato e di favorire la già citata internalizzazione possono essere implementati diversi strumenti definiti nell'ambito delle politiche ambientali, quali gli strumenti di regolamentazione (c.d. *comando e controllo* come vincoli, soglie, obblighi, autorizzazioni, divieti e zone di protezione, permessi, licenze, quote massime di prelievo), gli strumenti basati su incentivi e meccanismi di mercato (sussidi, contributi, eco-tasse), gli strumenti di informazione e partecipazione degli attori locali (marchi ed ecocertificazioni) e gli strumenti quali i Pagamenti per i Servizi Ecosistemici (PES); in particolare i meccanismi di incentivazione e i PES possono favorire la determinazione di forme di remunerazione e mercati specifici connessi alle esternalità. Talvolta la creazione di meccanismi di internalizzazione, che già di per sé è un processo di difficile attuazione, risulta particolarmente difficoltosa; in tal caso l'adozione combinata di più strumenti può rivelarsi la soluzione più idonea (Marone e Sacchelli, 2014).

In Italia, così come in gran parte dei Paesi dell'Unione Europea, la tutela dei SE è stata condotta prevalentemente tramite strumenti di regolamentazione, almeno fino agli anni '80 del secolo scorso. A partire dall'inizio degli anni '90, la gamma di strumenti si amplia agli incentivi e alle compensazioni ad adesione volontaria, grazie allo sviluppo delle misure agro-ambientali e ad alcune misure forestali di accompagnamento della riforma della Politica Agricola Comunitaria (PAC) del 1992. Verso la fine degli anni '90 vengono introdotti criteri innovativi, che si diversificano ulteriormente anche con la creazione della rete Natura 2000 e l'offerta di compensazioni ai gestori delle aree tutelate, fino ad arrivare, in tempi più recenti, a strumenti economici come i PES (Giupponi et al., 2009).

In particolare i PES sono definiti come «una transazione volontaria in cui un servizio ambientale ben definito, o una forma di uso del terreno che possa garantire tale servizio è acquistato da almeno un fruitore e venduto da almeno un fornitore, se e solo se il fornitore garantisce la continuità del servizio stesso

(condizionalità)» (Wunder, 2005). Partendo da questa definizione, esistono sette principi chiave, che dovrebbero idealmente sostenere qualsiasi schema di PES. Lo schema dovrebbe essere basato su (Department for Environment Food and Rural Affairs, 2013):

- volontarietà: le parti interessate stipulano accordi su base volontaria;
- pagamento del beneficiario: i pagamenti sono effettuati dai beneficiari dei servizi ecosistemici (individui, comunità e imprese o governi che agiscono per conto di varie parti interessate);
- pagamento diretto: i pagamenti vengono effettuati direttamente ai fornitori di servizi ecosistemici (in pratica, spesso tramite un intermediario o mediatore);
- addizionalità: i pagamenti vengono effettuati per azioni ulteriori a quelle che i gestori intraprenderebbero solitamente; è importante in questo senso definire un corretto punto di partenza, ovvero una *baseline* di erogazione del servizio allo stato attuale;
- condizionalità: i pagamenti dipendono dall'effettiva erogazione dei benefici. In pratica, i pagamenti sono spesso basati su accordi relativi all'attuazione di pratiche di gestione che dovrebbero dar luogo a tali benefici;
- garanzia della permanenza: gli interventi di gestione devono fornire in modo continuativo i servizi;
- assenza di perdite: gli schemi PES dovrebbero essere impostati per evitare perdite di ecosistemi o servizi in loco o altrove. Inoltre, stabilendo il livello di erogazione di partenza (baseline), verrà garantita l'analisi della prestazione futura dell'ecosistema e il relativo monitoraggio dei PES.

I PES risultano essere sempre più diffusi dal contesto locale a quello globale. Tuttavia la loro effettiva attuazione è limitata da fattori quali la corretta localizzazione e fornitura degli effetti positivi e degli erogatori, la presenza di una concreta disponibilità a pagare da parte della domanda, un'errata applicazione del concetto di condizionalità, la difficoltà e i tempi insiti alla creazione di accordi di filiera e di adeguati livelli di fiducia tra gli stakeholders e, infine, la mancata analisi dei rischi nell'arco temporale di durata del progetto (Department for Environment Food and Rural Affairs, 2013; Wunder et al., 2019).

A livello nazionale i PES sono stati normati a partire dal cosiddetto Collegato Ambientale della Legge di Stabilità del 2015. L'art. 70 del Collegato Ambientale stabiliva la possibilità di remunerazione per i servizi di «fissazione del carbonio delle foreste e dell'arboricoltura da legno di proprietà demaniale, collettiva e privata; regimazione delle acque nei bacini montani; salvaguardia

della biodiversità delle prestazioni ecosistemiche e delle qualità paesaggistiche; utilizzazione di proprietà demaniali e collettive per produzioni energetiche». Recentemente la materia dei PES è stata ampiamente riassorbita dal Testo Unico in materia di Foreste e Filiera forestali (TUFF) che, tra gli altri aspetti, stabilisce l'importanza del ruolo della pubblica amministrazione come animatrice e garante dei meccanismi di pagamento che si vogliono favorire (Pettinella e Bottaro, 2019).

Concrete attivazioni di PES nell'ambito forestale si sono verificate in Italia per quanto riguarda: i) tariffe per la fornitura di acqua potabile (casi di studio in Piemonte ed Emilia Romagna); ii) vendita e acquisto di licenze e permessi per caccia, raccolta di funghi, tartufi e altri prodotti forestali non legnosi (in diverse zone montane); iii) offerta turistico-ricreativa, culturale, didattica e mercato del carbonio (parchi avventura, associazioni ambientaliste e aree periurbane); iv) certificazione per Gestione Forestale Sostenibile (GFS) (vari ambiti pubblici e privati) (Gatto et al., 2009). Nel contesto italiano sono stati inoltre implementati modelli a supporto delle decisioni per la localizzazione di aree potenzialmente idonee per la realizzazione di schemi PES nell'ambito della protezione dal rischio idrogeologico (Grilli et al., 2020; Sacchelli et al., 2021).

In questo quadro è intuibile l'importanza che riveste la quantificazione monetaria delle esternalità positive erogate dagli ecosistemi forestali. In assenza di un mercato a cui possa essere riferito, il valore economico dei beni e servizi ambientali può essere misurato dalla quantità di moneta corrispondente alla variazione del benessere individuale (utilità) causata da una modificazione nella sua disponibilità. In tale contesto diviene determinante il concetto di surplus del consumatore per la stima monetaria della variazione dell'utilità. Il surplus del consumatore si definisce come la differenza tra la massima quantità di denaro che i consumatori sono disposti a pagare per un bene o servizio – che corrisponde all'utilità totale di un bene e graficamente all'area sottesa alla curva di domanda – e la quantità di denaro che effettivamente spendono (prezzo di mercato) per ottenere quel bene o servizio (Turner et al., 2003). Il valore monetario di un bene senza mercato può quindi essere stimato attraverso la Disponibilità A Pagare (DAP o Willingness To Pay - WTP) o la Disponibilità Ad Accettare (DAA o Willingness To Accept - WTA) una somma di denaro per acquisirlo o cederlo (Stellin e Rosato, 1998).

Per studiare i beni ambientali che non sono inclusi in un sistema di mercato, spesso si ricorre ai beni surrogati o alle preferenze ipotetiche, cioè si creano dei mercati ipotetici e si studia il comportamento dei consumatori in questi scenari in cui si stimano la DAP o la DAA. La stima della DAP o della DAA può essere, infatti, effettuata tramite diversi metodi, che sono classificabili in

due grandi categorie in base alla modalità di elicitazione della domanda del bene (Gios e Notaro, 2001; Signorello, 2007):

- *metodi delle preferenze espresse (diretti)*, che si basano su indagini campionarie in cui, attraverso la simulazione di un mercato ipotetico, i soggetti intervistati sono chiamati ad attribuire un valore al cambiamento quantitativo o qualitativo del bene oggetto di valutazione, esprimendo la loro disponibilità a pagare per la conservazione della risorsa o la loro disponibilità ad accettare una compensazione per la rinuncia alla fruizione o all'esistenza della risorsa stessa. I metodi diretti vengono applicati quando si ha l'obiettivo di stimare valori non necessariamente associati all'effettiva fruizione del bene, oppure quando non è possibile far riferimento a beni simili che hanno un mercato. La metodologia che si distingue in questa categoria è la valutazione contingente (Contingent Valuation Method – CVM) (Hausman, 1993; Bishop e Romano, 1998). Questo approccio consente di stimare sia il valore d'uso che i valori di non uso della risorsa (opzione, esistenza, lascito), dunque tutte le componenti del VET. Tra i metodi diretti rientrano inoltre i *choice models*, che valutano un bene in base alle utilità parziali generate dai singoli attributi del bene stesso (Signorello, 2007). Questa categoria di modelli comprende i *choice experiments*, che possono essere considerati un'evoluzione della valutazione contingente, poiché con questa tecnica è possibile stimare il valore economico degli attributi di un bene ambientale, nel momento in cui esso comprende molteplici caratteristiche (Hensher et al., 2015). Considerare il prezzo come una caratteristica permette una valutazione basata sulle preferenze di tipo multidimensionale, da poter poi impiegare in analisi costi-benefici o in qualsiasi altra applicazione di valutazioni di beni senza mercato (Hanley et al., 1998). La valutazione contingente e i *choice experiments* hanno il vantaggio di essere metodologie applicabili a numerosi casi di studio e dunque piuttosto flessibili. Tuttavia la necessità di elicitazione di ipotetiche DAP o DAA implica la possibilità di stime distorte e risposte strategiche da parte degli intervistati (Carson, 2000).
- *Metodi delle preferenze rivelate (indiretti)*, che per arrivare a una stima del valore del bene in oggetto si servono dei beni e servizi privati coinvolti nella fruizione del bene; ciò avviene attraverso la rilevazione dei prezzi e la costruzione della funzione di domanda dei beni privati usufruiti ai fini del consumo del bene ambientale, tramite cui è possibile derivare la curva di domanda di quest'ultimo. A differenza dei metodi diretti, i metodi indiretti permettono di rilevare il solo valore d'uso della risorsa e non i valori

di non uso. Rientrano in questa categoria il metodo del costo di viaggio e il metodo edonimetrico:

- il *metodo del costo di viaggio* (Travel Cost Method – TCM) consiste nella stima del valore economico del bene ambientale in oggetto riferendosi ai costi sostenuti per fruirne (Parsons, 2003). Tali costi generalmente sono i costi legati al trasporto, ma possono essere presi in considerazione anche i costi relativi a biglietti di ingresso, pernottamenti e pasti; essi sono beni privati e hanno prezzi di riferimento; quindi fungono da surrogati del sistema di prezzi di mercato e attraverso l'analisi della loro domanda è possibile pervenire alla valutazione economica del bene o servizio ambientale fruito (Ward e Beal, 2000).
- Il *metodo edonimetrico* (Hedonic Pricing Method - HPM) si basa sull'ipotesi che i beni economici, dunque dotati di un prezzo di mercato, siano funzione delle diverse caratteristiche che li determinano, le quali non hanno dei prezzi individuali in quanto non possono essere vendute separatamente; di conseguenza, questo metodo si propone di stimare i prezzi impliciti di queste singole caratteristiche a partire dal prezzo del bene privato. Più che di metodo edonimetrico si può parlare di metodi edonimetrici, dal momento che possiamo distinguere diverse tecniche tra cui l'*hedonic wage* che parte dall'ipotesi che i lavoratori siano disposti ad accettare un salario più basso pur di lavorare in condizioni ambientali migliori e viceversa, l'*hedonic land price* e l'*hedonic housing price* che consentono di stimare il valore dei beni ambientali a partire dai prezzi di mercato dei beni immobili nelle vicinanze (rispettivamente terreni e case), i quali si ipotizza varino a seconda della qualità ambientale (Palmquist, 1991; Tyrväinen, 1997).

Tra i punti di forza dell'applicazione dei metodi indiretti abbiamo l'oggettività: essi non risentono pertanto degli errori relativi ad una simulazione di un mercato ipotetico. I principali limiti sono da ricercare in sottostime e sovrastime legate ad esempio a visite multiple, presenza/assenza di luoghi sostitutivi, fattore tempo non conteggiato e visitatore non pagante (costo di viaggio) oppure alla difficoltà di scelta di variabili e del modello statistico di analisi, all'influenza di variabili sito-specifiche del mercato immobiliare e alla stima per difetto del valore del bene ambientale (prezzi edonici) (Bolt et al., 2005).

Chiaramente esistono anche altre metodologie che possono essere applicate in quest'ambito, a cui tuttavia si ricorre meno frequentemente; tra di esse abbiamo i *Modelli di utilità casuale* (Random Utility Models - RUM), i quali si basano sull'analisi delle scelte discrete: con riferimento al sito da selezionare

come bene da fruire, consentono di stimare la probabilità di scelta di ciascun bene presente nel bacino d'utenza. Tuttavia i RUM producono stime relative a una determinata occasione di scelta e non all'intero periodo in cui si manifesta la domanda ricreativa (es. visite durante l'anno), pertanto per essere efficaci necessitano di essere inseriti in modelli più completi (Signorello, 2007).

Altra categoria che possiamo menzionare è quella del metodo *Benefit Transfer* (BT). Il BT viene utilizzato per stimare i valori economici per i SE adattando e trasferendo le informazioni disponibili da studi già completati in un'altra area e/o contesto (Desvougues et al., 1998). Il BT è usato quando la conduzione di un altro studio è troppo costosa e/o se c'è poco tempo a disposizione per la valutazione. È importante notare che l'applicazione dei valori derivanti dal BT non può essere più accurata rispetto allo studio iniziale. Un approccio di BT comporta quindi – letteralmente – il “trasferimento di una funzione di beneficio”. La funzione statistica mette in relazione la disponibilità a pagare delle persone con le caratteristiche dell'ecosistema di riferimento. Quando viene trasferita una funzione di beneficio, è possibile apportare delle modifiche in base alle differenze in queste caratteristiche, consentendo così una maggiore precisione nel trasferimento delle stime. Il BT è più affidabile quando il sito originale e il sito di studio sono molto simili in termini di fattori quali-quantitativi, ubicazione, caratteristiche della popolazione e quando lo studio originale è stato condotto con attenzione e con l'applicazione di tecniche di valutazione rigorose dal punto di vista scientifico (King e Mazzotta, 2000).

Tutte le metodologie di quantificazione monetaria, come abbiamo visto, presentano vantaggi e svantaggi. Inoltre, i sistemi forestali denotano le peculiarità tipiche dei cosiddetti sistemi complessi ovvero i caratteri di: i) non linearità delle relazioni tra le diverse componenti ecosistemiche e socio-economiche, ii) riflessività (lo stato di una variabile in un determinato momento temporale x dipende anche dallo stato della variabile stessa al momento $x-1$) e iii) emergenza del comportamento nell'insieme¹ (Chapman, 2009). Per questi motivi la quantificazione dei SE forestali ha recentemente integrato le tradizionali tecniche di valutazione economica all'interno di metodologie atte alla valutazione di sistemi complessi. In particolare la dinamica dei sistemi (o *System Dynamics* - SD) permette di analizzare e rappresentare anche graficamente le dinamiche

¹ Chapman (2009, p. 1) afferma che «i singoli parametri di un sistema hanno un modello cognitivo del loro ruolo e della posizione nel sistema stesso ma, poiché questi modelli cognitivi non possono pretendere di avere una conoscenza completa di sé stessi o del sistema, la parzialità della conoscenza è la ragione per cui il comportamento caratteristico dell'insieme è indicato come emergente».

spazio-temporali di strutture caratterizzate da cicli di feedback e non linearità (Seel, 2012). Diversi autori hanno utilizzato metodi di SD per il settore forestale, sia per un inquadramento dal punto di vista teorico (Heinimann, 2010; García, 2013), che applicativo e gestionale (Seidl et al., 2013). Ulteriori tecniche basate su reti relazionali e grafi orientati sono rappresentate dalle mappe cognitive (*cognitive maps*) e dalla Network Analysis, nelle loro varie declinazioni. Senza entrare nel dettaglio tecnico delle diverse metodologie (per il quale si rimanda ai testi specialistici) si vogliono qui evidenziare le interessanti applicazioni per l'analisi dei SE in ambito forestale (Schaubroeck et al., 2012; Bowditch et al., 2020; Marques et al., 2021), sottolineando tuttavia il numero ridotto di lavori presenti e la necessità di approfondimento in particolare per quanto riguarda l'analisi del *trade-off* e dell'ottimizzazione dei processi decisionali.

Specificamente, la valutazione del *trade-off* tra SE in diversi scenari di analisi basati su differenti pratiche operative e gestionali dei sistemi forestali, dovrebbe essere una delle linee di ricerca su cui focalizzare l'attenzione nell'immediato futuro. In questo senso la branca della modellizzazione matematica basata sulla Ricerca Operativa² (RO) e l'ottimizzazione dei processi decisionali può rappresentare un valido aiuto per tecnici e gestori della risorsa bosco. Con il termine *ottimizzazione* si possono qui intendere funzioni di massimizzazione (ad es. in termini di profitto legato alla vendita di materia prima legnosa), minimizzazione (ad es. di emissioni di carbonio legate al processo produttivo) o di raggiungimento di uno o più specifici obiettivi (superficie da destinare ad area protetta, soglia minima di biodiversità, ecc.). La RO, pur avendo trovato applicazioni in numerosi ambiti forestali – in particolare a livello nord Americano e centro-nord Europeo (Kaya et al., 2016; Bettinger et al., 2017), risulta poco diffusa sia come strumento per il supporto decisionale a livello nazionale che, più in generale, per la valutazione del *trade-off* tra SE (Yamada, 2020). La quantificazione di quest'ultimo aspetto dovrebbe basarsi su indicatori che permettano la valutazione (biofisica o economica³) delle diverse

² Per una trattazione più approfondita della tematica si veda ad esempio Hillier e Lieberman (2014).

³ Già la c.d. Legge Serpieri nel 1923 introduceva la problematica all'art. 17 stabilendo la necessità di compensare l'impatto sui SE di approvvigionamento nel caso di limitazioni all'utilizzazione per favorire i SE di regolazione: «I boschi, che per la loro speciale ubicazione, difendono terreni o fabbricati dalla caduta di valanghe, dal rotolamento di sassi, dal sorrenamento o dalla furia dei venti, e quelli ritenuti utili per le condizioni igieniche locali, possono, su richiesta delle Province, dei Comuni o di altri Enti e privati interessati, essere sottoposti a limitazioni nella loro utilizzazione. (...) Per la diminuzione di reddito derivante dalle limitazioni di cui al 1° e 2° comma del presente articolo sarà dovuto ai proprietari o possessori di boschi un congruo indennizzo. Questo, insieme con le spese per l'imposizione dei detti vincoli sarà a carico di coloro che promossero le limitazioni e ne trarranno vantaggio».

funzioni forestali in scenari di analisi (Rose e Chapman, 2003; Zhou, 2017; Pérez-Rodríguez et al., 2018; Sacchelli, 2018; Sacchelli e Bernetti, 2019). La RO potrebbe in tal caso coadiuvare il decisore nella scelta di modelli ottimizzati permettendo di integrare metodologie in grado di analizzare e gestire la risorsa bosco quale sistema complesso e adattativo (Messier et al., 2015).

Ad oggi infatti molti dei limiti legati alla possibilità d'impiego di RO in ambito forestale, quali le limitate capacità di calcolo degli elaboratori, la presenza di algoritmi di analisi non ottimali per la valutazione di sistemi complessi e la scarsità di dati, sembrano poter essere superati. Lo sviluppo hardware degli ultimi anni, la creazione di algoritmi evoluti (es. metaeuristiche) e l'incremento esponenziale delle informazioni – anche in ambito ambientale – connesse ad esempio ai Big Data e alla *citizen science* sembrano aprire nuove prospettive metodologiche e applicative nel solco della gestione integrata dei SE forestali.

RIASSUNTO

L'analisi della legge del 1923 mette subito in evidenza che l'azione dello Stato in campo forestale, nei sessanta anni che vanno dall'Unità d'Italia alla approvazione della legge del 1923, era stata rivolta quasi esclusivamente verso l'attuazione di misure di tutela idrogeologica e di polizia forestale (legge Majorana-Calatabiano n. 3917 del 1877 nella quale prevale ancora una concezione privatistica del bosco), debba tenere in considerazione anche il ruolo ambientale che il bosco può esercitare. Tale intuizione di Arrigo Serpieri coglie quanto stava avvenendo nel dibattito scientifico dei primi del '900 che per la prima volta lega le scelte di politica forestale a quelle di politica economica. Il Serpieri considera indispensabile lo sviluppo economico delle attività forestali e il ruolo produttivo del bosco, per garantire la presenza sul territorio degli operatori e assicurare allo stesso tempo la funzione ambientale. La ricerca di un giusto equilibrio fra il bene nazionale e il bene particolare, nonché il ruolo dello Stato in questa nuova visione del bosco (nella quale il valore ambientale non è più scindibile da quello produttivo così come lo sono la tutela del territorio e delle foreste), caratterizzano il nuovo indirizzo tracciato da A. Serpieri che ci accompagna fino all'approvazione del TUFF. Il coordinamento delle attività pubbliche e private, oltre alla ricerca di interessi economici ed extra-economici, sono altri punti fondamentali della sua azione che mirano ad un oculato bilanciamento tra i diversi benefici forniti dalle realtà forestali nazionali.

Partendo da queste assunzioni, risulta inoltre interessante evidenziare il modo in cui il pensiero di A. Serpieri sia stato declinato all'interno delle politiche forestali – anche nazionali – e degli strumenti di gestione del territorio, con particolare attenzione alla pianificazione integrata dei servizi ecosistemici ambientali e forestali. A tal riguardo un'ultima nota verte sulle metodologie di analisi, sia consolidate che innovative, derivanti da questo approccio di analisi e potenzialmente applicabili per la valutazione del *trade-off* tra i servizi ecosistemici considerando il bene "bosco" come un sistema complesso.

ABSTRACT

From the Serpieri Law to the enhancement and remuneration of ecosystem services in the framework of forest as a complex system. The analysis of the Serpieri Law highlights that the action of the State in the forestry sector – that in the 60 years from the unification of Italy to the approval of the law in 1923 had been directed almost exclusively towards the implementation of measures concerning hydrogeological protection and forest policies (Majorana-Calatabiano law n. 3917 of 1877 in which a private conception of the forest still prevails) – must also take into consideration the environmental role that forest can play. This intuition of Arrigo Serpieri captures what was happening in the scientific debate in early 1900s: a link between forest and economic policies. Serpieri considers the economic development of forestry chains and the productive role of the forest indispensable to guarantee the presence of operators on the territory and – at the same time – to ensure environmental function. The aim to balance national and the private interests, as well as the role of the State in this new vision of the forest (in which the environmental value is no longer separable from the productive one), characterize the new address traced by A. Serpieri until the recent approval of the TUFF. Moreover, the coordination of public and private activities and the balance of economic and extra-economic interests, are other fundamental points of his action.

Starting from these assumptions, it is also interesting to highlight the way in which A. Serpieri's thought has been declined within forestry policies - including national ones - and land management tools, with particular attention to the integrated planning of environmental ecosystem services and forestry. In this regard, a further note concerns both consolidated and innovative methods and techniques allowing the evaluation of trade-off between ecosystem services to fully considering the forest as a complex system.

BIBLIOGRAFIA

- BERNETTI I., ROMANO D. (1990): *Politica dei rimboschimenti a finalità produttiva*, «Studi di economia e diritto», anno XXXIX, serie quinta, n. 4, pp. 693-699.
- BERNETTI I., ROMANO S. (2007): *Economia delle risorse forestali*, Liguori editore, Napoli, vol. II, pp. 340-355.
- BETTINGER P., BOSTON K., SIRY J., GREBNER D.L. (2017): *Forest Management and Planning: Second Edition*, Academic Press, ISBN: 9780128094761.
- BISHOP R.C., ROMANO D. (1998): *Environmental Resource Valuation: Applications of the contingent valuation method in Italy*, Kluwer Academic Publishers.
- BOLT K., RUTA G., SARRAF M. (2005): *Estimating the cost of environmental degradation*, Paper n. 106, Environment Department Papers, The World Bank.
- BOWDITCH E., SANTOPUOLI G., BINDER F., DEL RÍO M., LA PORTA N., KLUVANKOVA T., LESINSKI J., MOTTA R., PACH M., PANZACCHI P., PRETZSCH H., TEMPERLI C., TONON G., SMITH M., VELIKOVA V., WEATHERALL A., TOGNETTI R. (2020): *What is Climate-Smart Forestry? A definition from a multinational collaborative process focused on mountain regions of Europe*, «Ecosystem Services», 43, 101113.
- CARSON R.T. (2000): *Contingent valuation: a user's guide*, «Environmental Science & Technology», 34, pp. 1413-1418.

- CHAPMAN G. (2009): *Chaos and complexity*, «International Encyclopedia of Human Geography», pp. 31-39.
- DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD AND RURAL AFFAIRS (2013): *Payments for Ecosystem Services: A Best Practice Guide*, URL: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/200920/pb13932-pes-bestpractice-20130522.pdf
- DESVOUGES W.H., JOHNSON F.R., BANZHAF H.S. (1998): *Environmental Policy Analysis with Limited Information*, Cheltenham, Edward Elgar Publishing.
- GAJO P., MARONE E. (1995): *La normativa sulle aree protette in Italia e la stima dei suoi possibili effetti economici*, «Aestimum», 32, pp. 19-34.
- GARCÍA O. (2013): *Forest stands as dynamical systems: An introduction*, «Modern Applied Science», 7 (5), pp. 32-38.
- GATTO P., PETTENELLA D., SECCO L. (2009): *Payments for forest environmental services: organisational models and related experiences in Italy*, «Forest - Biogeosciences and Forestry», 2, pp. 133-139.
- GIOS G., NOTARO S. (2001): *La valutazione economica dei beni ambientali: introduzione al metodo della valutazione contingente*, Cedam, ISBN: 8813234945.
- GIUPPONI C., GALASSI S., PETTENELLA D. (2009): *Definizione del metodo per la classificazione e quantificazione dei servizi ecosistemici in Italia*, Progetto MATTM – WWF ITALIA ONLUS “Verso la strategia nazionale per la biodiversità: i contributi della conservazione ecoregionale”.
- GRILLI G., FRATINI R., MARONE E., SACCHELLI S. (2020): *A spatial-based tool for the analysis of payments for forest ecosystem services related to hydrogeological protection*, «Forest Policy and Economics», 111, 102039.
- HANLEY N., WRIGHT R.E., ADAMOWICZ W. (1998): *Using Choice Experiments to Value the Environment*, «Environmental and Resource Economics», 11, pp. 413-428.
- HAUSMAN J.A. (1993): *Contingent Valuation - A Critical Assessment*, Elsevier, vol. 220, pp. 3-503.
- HEINIMANN H.R. (2010): *A concept in adaptive ecosystem management-An engineering perspective*, «Forest Ecology and Management», 259 (4), pp. 848-856.
- HENSHER D., ROSE J., GREENE W. (2015): *Experimental design and choice experiments*, in *Applied Choice Analysis*, (eds.) Hensher D., Rose J., Greene W., Cambridge, Cambridge University Press, pp. 189-319.
- HILLIER F.S., LIEBERMAN G.J. (2014): *Introduction to Operations, Research*, 10/ed, McGraw-Hill.
- KAYA A., BETTINGER P., BOSTON K., AKBULUT R., UCAR Z., SIRY J., MERRY K., CIESZEWSKI C. (2016): *Optimisation in Forest Management*, «Current Forestry Report», 2, pp. 1-17.
- KING D.M., MAZZOTTA M.J. (2000): *Ecosystem Valuation*, URL: <https://www.ecosystem-valuation.org/>.
- LANGNER A., IRAUSCHEK F., PEREZ S., PARDOS M., ZLATANOV T., NORDSTRÖM E.M., LEXER M.J. (2017): *Value-based ecosystem service trade-offs in multiobjective management in European mountain forests*, «Ecosystem Services», 26, pp. 245-257.
- MARINELLI A., ROMANO D. (1991): *La selvicoltura industriale fra crisi ed esistenze di rilancio*, Relazione tenuta all'Euroforesta 1991, Verona.
- MARINELLI A., MARONE E. (2013): *Il valore economico totale dei boschi della toscana*, Franco Angeli Editore, Milano, ISBN 9788820458157.
- MARONE E., SACCHELLI S. (2014): *Gestione forestale sostenibile e servizi ecosistemici: un*

- esempio di valutazione economico-finanziaria per i boschi toscani*, «L'Italia Forestale e Montana», 69 (1), pp. 23-35.
- MARQUES M., REYNOLDS K.M., MARTO M., LAKICEVIC M., CALDAS C., MURPHY P.J., BORGES J.G. (2021): *Multicriteria decision analysis and group decision-making to select stand-level forest management models and support landscape-level collaborative planning*, «Forests», 12 (4), 399.
- MERLO M., CROITORU L. (2005): *Valuing Mediterranean forests: Towards total economic value*, CABI, ISBN: 0851999972, pp. 1-406.
- MESSIER C., PUETTMANN K., CHAZDON R., ANDERSSON K.P., ANGERS V.A., BROTONS L., FILOTAS E., TITTLER R., PARROTT L., LEVIN S.A. (2015): *From management to stewardship: Viewing forests as complex adaptive systems in an uncertain world*, «Conservation Letters», 8, pp. 368-377.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and human well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, pp. 155.
- PALMQUIST R.B. (1991): *Hedonic Methods*, in *Measuring the Demand for Environmental Improvement* (eds.) Braden J.B. e Kolstad C.D., Amsterdam, Elsevier.
- PARSONS G.R. (2003): *The Travel Cost Model*, in *A Primer on Nonmarket Valuation*, (eds.) Champ P.A., Boyle K.J., Brown T.C., The Economics of Non-Market Goods and Resources, 3, Springer, Dordrecht.
- PÉREZ-RODRÍGUEZ F., NUNES L., AZEVEDO J.C. (2018): *Solving multi-objective problems for multifunctional and sustainable management in maritime pine forest landscapes*, «Climate», 6 (4), 81.
- PETTENELLA D., BOTTARO G. (2019): *Pagamenti per i servizi ecosistemici. I contributi della Gestione Forestale Sostenibile*, in *Rapporto sullo stato delle foreste e del settore forestale in Italia. RaF Italia 2017-2018*, Direzione generale delle foreste del MIPAAFT, Rete Rurale Nazionale 2014-2020, Centro di ricerca Politiche e Bioeconomia del Consiglio per la Ricerca in agricoltura e l'analisi dell'Economia Agraria, Compagnia delle Foreste, pp. 50-53, ISBN: 978-88-98850-34-1.
- ROMANO D. (1987): *I rimboschimenti nella politica forestale italiana*, «Quaderni di monti e boschi», n. 3, pp. 28-51.
- ROSE S.K., CHAPMAN D. (2003): *Timber harvest adjacency economies, hunting, species protection, and old growth value: seeking the dynamic optimum*, «Ecological Economics», 44, pp. 325-344.
- SACCHELLI S. (2018): *A Decision Support System for trade-off analysis and dynamic evaluation of forest ecosystem services*, «iForest - Biogeosciences and Forestry», 11, pp. 171-180.
- SACCHELLI S., BERNETTI I. (2019): *Integrated Management of Forest Ecosystem Services: An Optimization Model Based on Multi-objective Analysis and Metaheuristic Approach*, «Natural Resources Research», 28, pp. 5-14.
- SACCHELLI S., BORGHI C., GRILLI G. (2021): *Prevention of erosion in mountain basins: A spatial-based tool to support payments for forest ecosystem services*, «Journal of Forest Science», 67 (6), pp. 258-271.
- SCHAUBROECK T., STAELENS J., VERHEYEN K., MUYS B., DEWULF J. (2012): *Improved ecological network analysis for environmental sustainability assessment; a case study on a forest ecosystem*, «Ecological Modelling», 247, pp. 144-156.
- SEEL M.N. (2012): *Encyclopedia of the Sciences of Learning*, Springer, US, ISBN 978-1-4419-1427-1429.
- SEIDL R., EASTAUGH C.S., KRAMER K., MAROSCHEK M., REYER C., SOCHA J., VACCHIANO G., ZLATANOV T., HASENAUER H. (2013): *Scaling issues in forest ecosystem management*

- and how to address them with models*, «European Journal of Forest Research», 132 (5-6), pp. 653-666.
- SERPIERI A. (1926): *L'ambiente economico e sociale*, «L'Italia forestale».
- SIGNORELLO G. (2007): *La valutazione economica del paesaggio*, XXXVI Incontro di Studio Ce.S.E.T., pp. 83-102.
- SINATTI D'AMICO F. (1991): *Lo stato e le politiche agricole*, in *Storia dell'agricoltura italiana in età contemporanea*, vol. II, Marsilio Editori, Venezia 1991.
- STELLIN G., ROSATO P. (1998): *La valutazione economica dei beni ambientali-Metodologia e casi di studio*, Città studi edizioni, Torino.
- TURNER K.R., PEARCE D.W., BATEMAN I. (2003): *Economia ambientale*, il Mulino, Bologna, pp. 257, ISBN-10:8815095233.
- TYRVÄINEN L. (1997): *The amenity value of the urban forest: an application of the hedonic pricing method*, «Landscape and Urban Planning», 37 (3-4), pp. 211-222.
- WARD F.A., BEAL D. (2000): *Valuing Nature with Travel Cost Models*, Cheltenham, Edward Elgar Publisher.
- WUNDER S. (2005): *Payments for environmental services: Some nuts and bolts*, CIFOR Occasional Paper No. 42, URL: https://www.cifor.org/publications/pdf_files/OccPapers/OP-42.pdf.
- WUNDER S., FEDER S., PETTENELLA D., BOTTARO G., TORRALBA M. (2019): *Deliverable 1.4 "What works?" State-of-the-art synthesis report about best-practice design and implementation of PES and other IM in the European context*, H2020 project no. 773702 RUR05-2017, European Commission, pp. 66.
- YAMADA Y. (2020): *Optimization of regional forest planning with multiple decision-makers*, «Journal of Forest Research», 25 (6), pp. 379-388.
- ZHOU M. (2017): *Valuing environmental amenities through inverse optimization: Theory and case study*, «Journal of Environmental Economics and Management», 83, pp. 217-230.