

B.1 Modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota



Parte 1

Metodi di valutazione



Il progetto “Making Public Goods Provision the Core Business of Natura 2000” (n. di progetto LIFE+11 ENV/IT/000168, CUP B81H12000580004) è cofinanziato dal fondo europeo LIFE+. Gode inoltre dei fondi messi a disposizione dal Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare e dal Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali.

Il progetto è coordinato da:

Consorzio Universitario per la Ricerca Socioeconomica e per l'Ambiente (CURSA)

Via Palermo, 37, I-00184 Roma

www.lifemgn-serviziosistemici.eu

Report dell'azione B1:

Modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota

Parte 1: Metodi di valutazione

Report elaborato da:

Uta Schirpke, Rocco Scolozzi, Claudio De Marco

Accademia Europea di Bolzano (EURAC), Istituto per l'Ambiente Alpino

Viale Druso 1, I-39100 Bolzano

www.eurac.edu

© Bolzano, febbraio 2014

Citazione: Schirpke, U., Scolozzi, R., De Marco, C. (2014) Modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota. Parte1: Metodi di valutazione. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168), EURAC research, Bolzano, p. 75.

Partner del progetto:



Indice

1	Introduzione	3
1.1	Valutazione della fornitura e della domanda	3
1.2	Valutazione monetaria	4
1.3	Schede riassuntive dei metodi di valutazione	6
2	Metodi di valutazione dei servizi ecosistemici	7
2.1	F1 - Coltivazioni.....	7
2.2	F2 - Foraggio, pascolo	9
2.3	F3 - Specie cacciabili / pescabili.....	12
2.4	F4 - Legno, fibre	15
2.5	F5 - Funghi e tartufi	17
2.6	F6 - Piante medicinali	19
2.7	F7 - Risorse genetiche.....	21
2.8	F8 - Acqua potabile.....	23
2.9	R1 - Sequestro del carbonio	24
2.10	R2 - Regolazione del clima locale/ purificazione dell'aria	28
2.11	R3 - Regolazione delle acque (ricarica delle falde).....	31
2.12	R4 - Purificazione delle acque.....	33
2.13	R5 - Protezione dall'erosione e dissesti geologici (frane, instabilità dei versanti)	35
2.14	R6 - Protezione dai dissesti idrologici.....	37
2.15	R7 - Impollinazione	40
2.16	R8 - Controllo biologico	43
2.17	R9 - Habitat per la biodiversità	45
2.18	C1 - Valore estetico.....	47
2.19	C2 - Valore ricreativo	50
2.20	C3 - Ispirazione per cultura, arti, valori educativi e spirituali, senso di identità	53
3	Bibliografia.....	55
4	Allegati.....	63

Indice delle tabelle

Tabella 1: Tecniche più comuni di valutazione del Valore Economico Totale.	6
Tabella 2: Consumi alimentari kg pro capite 2010 (da INEA 2012).	8
Tabella 3: Produzione media di foraggio per regione (ISTAT 2003).	10
Tabella 4: Consumi alimentari kg pro capite 2010 (da INEA 2012).	10
Tabella 5: Riferimenti di letteratura (esempi) per densità potenziali.	13
Tabella 6: Consumi di legna per classi di grandezza del centro abitato (da Caserini et al. 2008).....	16
Tabella 7: Classificazione dei tipi forestali e corrispondenza con habitat NATURA 2000.	25
Tabella 8: Alcuni esempi dalla letteratura per la purificazione dell'aria.	29
Tabella 9: Coefficienti di sequestro PM ₁₀ per classe CORINE (III livello).	29
Tabella 10: Coefficienti di ritenzione in relazione alla gestione forestale (da Morri et al. 2014).	32
Tabella 11: Tassi di ritenzione secondo la letteratura (da Neddkov & Burkhard 2012).	38
Tabella 12: Capacità delle coperture di trattenere le acque meteoriche.	38

Indice delle figure

Figura 1: I diversi valori di beni e SE (ridisegnato da de Groot et al. 2002).	5
Figura 2: Classificazione delle foreste secondo l'INFC (2005).	25
Figura 3: Schema di valutazione proposta da Schulp et al. (2014).	41

Indice degli allegati

Allegato 1: Idoneità ambientale (1-3) e densità potenziale (capi/km ²) per CORINE III livello.	63
Allegato 2: Idoneità ambientale (1-3) e densità potenziale (capi/km ²) per CORINE IV-V livello.	64
Allegato 3: Corrispondenze tra classi CORINE IV liv. e categorie INFC e coefficienti usati (dati INFC 2005)	66
Allegato 4: Classi CORINE IV livello incremento corrente di fitomassa legnosa per regione (da INFC 2005)	68
Allegato 5: Specie di funghi commestibili regolamentati (da DPR 14.7.95 n.376).	69
Allegato 6: Valori per unità di superficie della fitomassa arborea epigea per le categorie forestali.	70
Allegato 7: Valori per unità di superficie dell'incremento corrente di volume per le categorie forestali.	71
Allegato 8: Coefficienti di base.	72
Allegato 9: Corrispondenze CORINE IV-V livello e categorie INFC	73
Allegato 10: Corrispondenze e coefficienti per i calcoli basati sui dati Habitat Natura 2000.	75

1 Introduzione

1.1 Valutazione della fornitura e della domanda

Il Capitale Naturale di un territorio - i diversi servizi ecosistemici (SE) - costituisce la base del benessere sociale e dello sviluppo economico durevole, perciò è essenziale conoscerlo e valorizzarlo. Tale conoscenza è indispensabile, ad esempio, per definire gli usi compatibili delle risorse naturali e le strategie di gestione che possano conservare ed eventualmente aumentarne la disponibilità e il valore nel medio e lungo periodo.

Le aree protette mondiali, attualmente il 12% delle terre emerse, sono tra le aree più produttive di SE. Gli ecosistemi naturali nelle aree protette, oltre al supporto alla conservazione della biodiversità e alla funzione ricreativa, assicurano risorse alimentari, regolare disponibilità di acqua pulita, mitigazione da eventi naturali estremi, serbatoi di anidride carbonica, infine “servizi” culturali e spirituali. Raramente la discussione sulle aree protette si focalizza sui SE che esse forniscono e dai quali le stesse potrebbero trarre beneficio economico. Piuttosto che guardare solo alle aree protette come riserve da cui tagliare fuori attività umane, è più produttivo riconoscere il loro ampio ruolo per le economie locali¹.

D'altra parte, i SE e il loro valore dipendono dalla domanda; perciò è fondamentale conoscere la distribuzione spaziale dei SE e la domanda (potenziale o reale) di ciascuno. Valutare la fornitura e la domanda di SE può supportare decisioni consapevoli di una prospettiva di lungo periodo, nella quale comprendere fattori e azioni che possono conservare e, in qualche caso, aumentare il capitale naturale locale. La valutazione di SE fornisce informazioni utili per stimare costi e benefici di determinate decisioni, definire scenari futuri, riconoscendo ed evitando conseguenze inattese. Inoltre, comunicare le diverse dimensioni del capitale naturale di un sito può strategicamente migliorarne l'immagine, aumentarne la rilevanza tra le altre risorse territoriali. Un benessere durevole dipende essenzialmente da istituzioni in grado di riconoscere e gestire le relazioni tra individui, comunità e SE (Berkes et al. 2000; Butler & Oluoch-Kosura 2006).

Di seguito si descrivono le caratteristiche principali di ciascun SE selezionato in precedenza e si propongono approcci alla quantificazione e valutazione monetaria. Le caratteristiche riportate sono: la tipologia, l'unità di misura per la quantificazione, la scala d'interesse, l'eventuale relazione del valore con la distanza, l'eventuale rivalità ed escludibilità, le fonti o tipologia di dati utilizzati per la quantificazione proposta, i beneficiari specifici e, infine, l'utilizzo più idoneo della valutazione (compatibile con l'incertezza associata al metodo). I metodi di quantificazione sono proposti e applicati utilizzando dati diretti esistenti o attraverso stime e/o modelli basati su dati disponibili. Altri approcci, in genere più esigenti in termini di dati di campo, sono possibili e possono offrire informazioni più precise, ma è bene ricordare che la ricerca nell'ambito del progetto *LIFE+ Making Good Natura* intende essere un punto di partenza per ulteriori e più sofisticati sviluppi.

¹ da “National parks with Benefit - How protecting the Planet's Biodiversity also provide Ecosystem Services” Solutions - For a sustainable and desirable future, 2011, 2, 87-95.

1.2 Valutazione monetaria

L'istituzione di aree protette costituisce una garanzia di conservazione dei SE e contemporaneamente rappresenta un investimento a più basso costo in alternativa a dispendiose soluzioni ingegneristiche. I casi più noti e storici sono di Seattle e New York: entrambe le città stanno evitando enormi costi in impianti di potabilizzazione confidando sui loro bacini imbriferi e gli ecosistemi naturali inclusi, migliorati e mantenuti funzionali proprio per questo scopo. Ad esempio, è stato stimato che la decisione di New York di investire 1.5 miliardi di \$ nel suo bacino imbrifero di Catskill ha fatto risparmiare 6 miliardi di \$ di capitale iniziale (costo di costruzione) e 300 milioni di \$ di costi annuali (funzionamento d'impianti di filtrazione). Anche Quito (Ecuador) e Malaga (Spagna) sono ben consapevoli del legame tra aree protette e fornitura di acqua potabile. A Quito gli utenti contribuiscono alla conservazione di oltre 500.000 ettari chiave per il regime idrico del bacino. Malaga ha eliminato il rischio di piena con tempi di ritorno pluri-secolare ri-naturalizzando e proteggendo una limitata area del suo bacino. Un terzo delle 100 città più grandi al mondo dipende per l'acqua potabile in modo significativo da foreste incluse in aree protette.

Il valore dei beni ambientali è controverso e oggetto di valutazioni non sempre esplicite. Il valore di un bene, e, a maggior ragione, di un bene ambientale, è sempre espressione di un giudizio soggettivo, molte volte basato su criteri poco espliciti (o addirittura non consapevoli). In genere, nella gestione di un territorio, le decisioni che riguardano gli ecosistemi contengono una valutazione e una scelta tra alternative in competizione, che implica che quella selezionata abbia il "valore" più alto. Aggregare e pesare differenti valori in un processo decisionale risulta una questione complessa, che richiede un quadro integrativo di conoscenze e un'ampia prospettiva di analisi. A tal proposito, la prospettiva dei SE permette di integrare diverse dimensioni e sistemi.

Per la teoria economica la definizione di valore di un bene dipende dal soggetto che lo definisce, dalle sue motivazioni (es. utilità marginale personale), dalle sue condizioni economiche e dalla presenza di altri soggetti che abbiano lo stesso desiderio di goderne (appropriandosene o dividerne l'uso). Il valore può essere legato all'uso diretto (valore dei prodotti degli ecosistemi, es. funghi, legno) o all'uso indiretto (valore di determinate funzioni ecologiche), o legato alla rilevanza di un determinato elemento per altri beni o valori (es. valore di una specie per l'equilibrio del suo ecosistema, il valore di una bellezza naturale per il turismo che promuove), infine, il valore può essere semplicemente intrinseco (valore d'esistenza, valore culturale o spirituale). Spesso questi valori sono concomitanti nello stesso bene, per cui non è semplice identificare sistematicamente tutti i valori di un sito protetto e degli ecosistemi inclusi.

Nonostante gli enormi sviluppi teorici dell'economia ambientale e dei dati disponibili (es. geo-database, spatial economic modelling), il valore di un bene o servizio ambientale ricade nel suo "prezzo", quando esiste un mercato, o nel suo "prezzo dedotto" da una disponibilità a pagare o "rivelato" in un mercato fittizio (es. simulato, ipotizzato). Questo valore-prezzo è per sua natura altamente volatile, in altre parole, grandemente variabile secondo condizioni contingenti della valutazione (es. luogo di valutazione, che può differire dal luogo di erogazione e da quello di beneficio) e dei soggetti valutatori e/o fruitori (o "compratori"). Anche il livello d'informazione sul bene o servizio ambientale e la stessa valutazione (es. intervista, questionario) possono alterare il valore attribuito. Così, ogni valutazione monetaria di SE è affetta inevitabilmente da errori (es. non simmetria tra valore attribuito e utilità marginale, errori metodologici) e da incertezze (es. variabilità campionaria, indeterminazione di variabili in sistemi complessi).

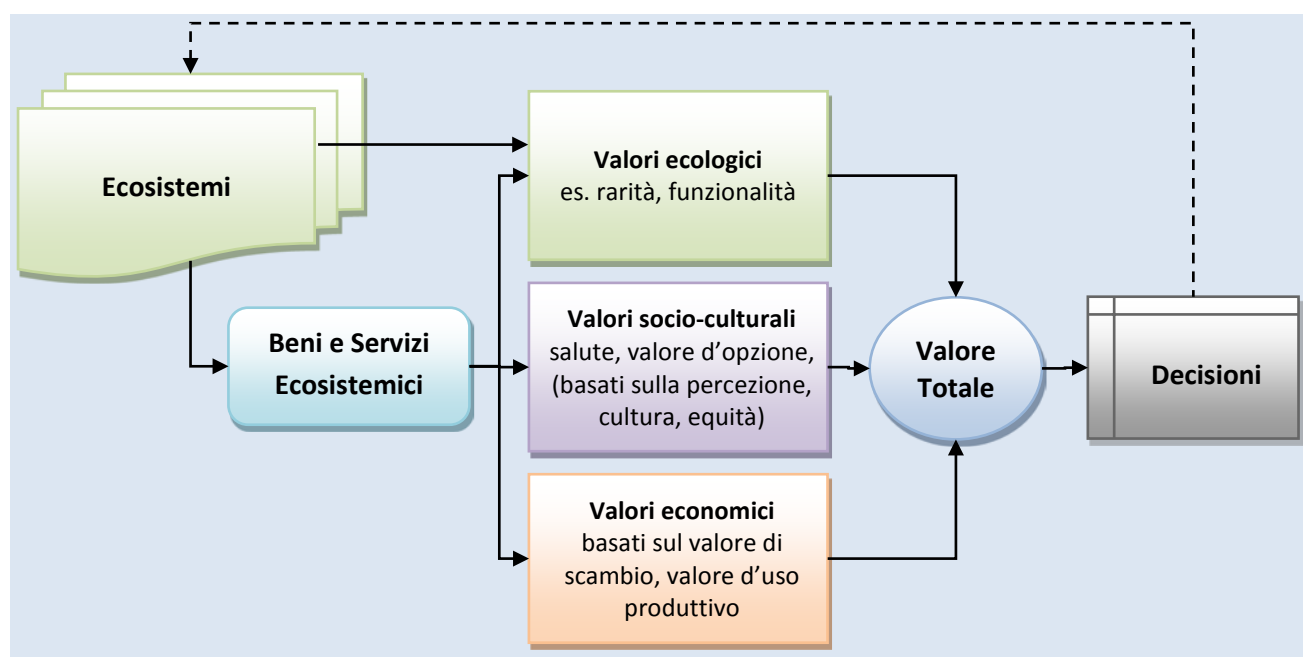
L'attribuzione di valori economici all'ambiente è anche oggetto di dibattito sull'utilità e sull'affidabilità di valutazioni inevitabilmente riduzioniste (Nunes & van den Bergh 2001). Il concetto di Valore Economico Totale

cattura molti dei benefici degli ecosistemi ma non tutti (Emerton & Bos 2004). Per esempio, la biodiversità ha un valore teoricamente infinito, poiché teoricamente infinito (o indeterminabile) è il prezzo per cui un soggetto sarebbe disposto a pagare per avere risorse necessarie alla sua sopravvivenza (es. cibo, acqua).

La valutazione dei SE in termini monetari non cerca di associare un prezzo a ecosistemi, processi o parte di essi per una reale (s-)vendita o scambio (Costanza et al. 1997). L'utilità di una valutazione monetaria di SE consiste nell'includerli in modo esplicito nella definizione di strategie e scelte tra costi e benefici attesi. Diversamente, il rischio è che le decisioni ambientali siano influenzate solo dai valori di mercato riconosciuti dai decisori e di conseguenza che i SE senza mercato possano essere del tutto trascurati, nonostante possano contribuire in modo significativo al Capitale Naturale. I valori monetari possono essere usati come indicatore per trasformare una questione ambientale in una politica di sviluppo territoriale (Bräuer 2003).

Le tecniche disponibili di valutazione economica di beni ambientali sono numerose e possono essere distinte per il tipo di valore, o componente del Valore Economico Totale, per il quale sono più adatte (Tabella 1). Negli ultimi anni il numero di studi e ricerche dedicate alla quantificazione e valutazione monetaria di SE sta crescendo ad un ritmo esponenziale (come illustrato nel report A.2); tuttavia a livello italiano sono ancora rare le valutazioni di SE a scala di paesaggio (Goio et al. 2008; Gatto et al. 2009; Scolozzi et al. 2012; Morri et al. 2014). Alla data odierna, gli autori non conoscono specifiche valutazioni centrate su aree protette.

Figura 1: I diversi valori di beni e SE (ridisegnato da de Groot et al. 2002).



Le metodologie proposte di seguito fanno riferimento agli approcci più idonei per ciascun SE e sono basate sui dati più facilmente ottenibili. Quando manca un mercato esplicito per i vari SE cui fare riferimento, i valori stimabili attraverso i metodi proposti sono da intendersi esclusivamente come valori potenziali.

Tabella 1: Tecniche più comuni di valutazione del Valore Economico Totale (elaborato da Bräuer 2003, MEA 2005).

Metodi	SE valutabili	Componenti del Valore Economico Totale	
Tecniche dirette di mercato quando è possibile definire un valore di scambio (commerciale)	Servizi di produzione (es. legname, altre materie prime, selvaggina, funghi)	Valore d'uso diretto	
Tecniche indirette di mercato si stimano i costi evitati (dei danni potenziali) o costi di sostituzione (di alternative ingegneristiche), oppure i costi che un soggetto affronta per godere del servizio (costi di viaggio, prezzo edonico).	Servizi di regolazione (es. impollinazione, protezione dalle inondazioni)	Valore d'uso indiretto	Valore d'uso
Tecniche non di mercato, es. valutazione contingente utilizzo di scenari ipotetici per valutare (attraverso interviste, questionari) disponibilità a pagare per mantenere e avere un miglioramento (es. aumento qualità d'acqua in un torrente, o quantità di pesci pescabili) o disponibilità a essere compensati per un'eventuale diminuzione di SE.	- Servizi di regolazione (es. auto-depurazione delle acque) - Valore ricreativo - Disponibilità risorse genetiche - Funzione ecologica di habitat o specie (es. key species)	Valore di opzione	
Valutazione partecipativa (approccio più recente) prevede la definizione collettiva di valori, che può coinvolgere pareri di esperti (conoscenza esperta) o/e pareri di attori locali (conoscenza locale), in sinergia.	- Servizi culturali (valori sociali) - Soddisfazione che la risorsa esista	Valore d'esistenza	Valore di non-uso

1.3 Schede riassuntive dei metodi di valutazione

Per ciascun SE, di seguito, sono proposte in modo sintetico alcune metodologie di valutazione. In ciascuna scheda, un riquadro iniziale riassume le principali caratteristiche del SE, a cui si fa riferimento nella definizione di metodi. In particolare si caratterizzano:

- Tipo di servizio: di fornitura, di regolazione, o culturale;
- Unità di misura: dimensione della quantificazione, sempre intesa in termini annuali, es. t (per anno);
- Scala d'interesse: la scala spaziale alla quale si realizza o è percepibile il beneficio relativo al servizio;
- Funzione distanza: specifica se il servizio varia in funzione della distanza dal beneficiario;
- Rivalità/escludibilità: specifica se il servizio costituisce un bene rivale e/o escludibile;
 - escludibilità si riferisce ai casi in cui alcuni soggetti possono essere esclusi dal godimento del bene,
 - rivalità caratterizza i casi ove il consumo (uso) di un bene da parte di un soggetto ne diminuisce la disponibilità per altri soggetti;
- Aree funzionali: gli ecosistemi o le coperture del suolo di riferimento (più funzionali) per la valutazione del servizio;
- Beneficiari: i principali beneficiari del servizio;
- Uso valutazione: uso più appropriato della valutazione per tipo di servizio, nell'ipotesi di valutazione possibile o di dati disponibili (es. pagamenti per servizio ecosistemico o PES).

2 Metodi di valutazione dei servizi ecosistemici

2.1 F1 - Coltivazioni

Tipo di servizio	Fornitura
Unità di misura	t
Scala d'interesse (beneficiari)	In situ
Funzione distanza	No
Rivalità/Escludibilità	Rivale (bene potenzialmente rivale su altri SE), escludibile (se proprietà privata)
Aree funzionali	Aree coltivabili
Beneficiari	Agricoltori
Uso valutazione	PES



La produzione alimentare è uno dei fondamentali servizi di fornitura erogati dagli ecosistemi: all'agricoltura è destinato il 38,7% per cento della superficie terrestre (FAO 2011). Nonostante gli agroecosistemi siano considerati (e mantenuti) per i loro servizi di fornitura, recentemente si riconosce il loro contributo ad altri tipi di SE (MEA 2005). Governati in modo opportuno, gli ecosistemi agricoli possono fornire anche servizi di regolazione e supporto, come impollinazione, controllo dei parassiti, diversità genetica, conservazione del suolo e mantenimento della sua fertilità (Power 2010). Le pratiche di gestione

condizionano i «disservizi» (esternalità negative) causati dalle attività agricole, come perdita di habitat, rilascio di nutrienti, erosione e trasporto solido nei corsi d'acqua, avvelenamento da pesticidi di esseri umani e specie non-bersaglio (Zhang et al. 2007).

Valutazione della fornitura

L'offerta di prodotti alimentari può essere determinata sulla base della produttività media delle superfici (per tipologia di prodotto), il cui dato è in genere ricavabile dalle statistiche (es. ISTAT Agricoltura) o da registri locali (associazioni o consorzi agricoli). In assenza di dati diretti, si possono ottenere delle stime in base alle rese medie di produzione (t/ha) su base provinciale o regionale (fonte ISMEA/ISTAT).

Valutazione della domanda

La domanda può essere quantificata utilizzando i dati nazionali sul consumo alimentare pro-capite (INEA 2012; EFSA 2011), moltiplicati per la popolazione nell'area di riferimento del sito.

Tabella 2: Consumi alimentari kg pro capite 2010 (da INEA 2012).

Prodotti	Consumo (kg/capite)
Cereali	160.0
Riso lavorato	10.4 *
Patate	44.1
Pomodori freschi	8.6
Pomodori trasformati	47.6
Mele	22.5
Pere	11.5
Pesche	15.9
Uva	14.0
Limone	40.7
Arance	21.5
Oli e grassi vegetali	35.0
Zucchero	43.6
Vino (l/pro capite)	35.9

* dati 2009

Valutazione monetaria

Il servizio ha un valore pari a quello dei prodotti forniti al prezzo medio di mercato (Power 2010), questo può essere ricavato dai relativi prezzi per gruppo alimentare (fonte ISMEA).

2.2 F2 - Foraggio, pascolo

Tipo di servizio	Fornitura
Unità di misura	t
Scala d'interesse (beneficiari)	In situ
Funzione distanza	No
Rivalità/Escludibilità	Rivale (bene potenzialmente rivale su altri SE), escludibile (in funzione della gestione e tipo di proprietà)
Aree funzionali	Praterie, pascoli naturali e semi-naturali
Beneficiari	Allevatori con attività di allevamenti in loco
Uso valutazione	PES (fornitura foraggio naturale)

Il foraggio è strettamente legato all'andamento della zootecnia poiché la produzione è destinata unicamente all'alimentazione del bestiame, direttamente o dopo la trasformazione industriale (ISTAT 2003). Il servizio di produzione del foraggio ha assunto negli ultimi decenni una crescente importanza, in special modo nei paesi sviluppati, in concomitanza con la crescente richiesta di carni: al 2010 l'allevamento rappresentava l'80 % della destinazione dei terreni mondiali e un terzo delle zone coltivabili era destinato alla produzione di foraggio (DGA 2010).

Cereti et al. (1987) hanno messo in evidenza l'utilità di disporre di modelli dell'andamento produttivo delle colture nel settore foraggero distinguendo fra modelli empirico-statistici e modelli deterministici. Nel primo caso lo stato idrico del suolo (ottenuto partendo dai dati idrologici caratteristici delle piogge e dell'evapotraspirazione) viene messo in relazione lineare con la temperatura dell'aria. Nel secondo caso viene proposto un metodo di calcolo previsionale della produzione che, sulla base dei dati stimati dal modello e della relazione con il tempo, consente, con differenti gradi di precisione,



di approssimare i successivi dati produttivi. Smith et al. (2008) hanno analizzato i dati spaziali di produttività delle praterie e dell'uso del suolo tra le regioni d'Europa (desunti da statistiche di vari censimenti regionali, nazionali e internazionali) estendendosi verso est fino agli Urali, osservando che la produttività del pascolo è aumentata negli ultimi decenni, e che il modello spaziale della produttività del latte in Europa è simile alla produttività dei pascoli, suggerendo che la produttività dei pascoli svolge un ruolo importante nella distribuzione della produttività latte.

Valutazione della fornitura

La quantificazione più precisa dell'offerta si basa sui dati di produzione media annuale di foraggio nelle superfici foraggere o a pascolo interne al sito. Nel caso non siano disponibili dati diretti, si può stimare una produzione potenziale utilizzando un modello che considera topografia, uso del suolo, produttività media per

tipologia di prati/pascoli e periodo di crescita sviluppato per le Alpi (Egger et al. 2005; Schirpke et al. 2013). In questo modello la produttività media viene corretta in base a inclinazione ed esposizione che accelerano o diminuiscono lo sviluppo della vegetazione, e in base alla quantità di acqua disponibile durante il periodo di crescita (Egger et al. 2005). Laddove non sia possibile applicare il modello o dove non adatto (es. pascoli magri in clima mediterraneo), si possono utilizzare i valori medi di produttività a livello regionale/provinciale (Tabella 3). Il progetto Forage promosso dalla Regione Lombardia (2004-2006, DG Agricoltura) ha rilevato i valori di produttività e i costi per i principali sistemi foraggeri lombardi. L'ISTAT fornisce i valori a livello regionale per varie tipologie di sementi di foraggiere distribuite al consumo.

Tabella 3: Produzione media di foraggio per regione (ISTAT 2003).

Regione	Prati (t/ha)	Pascoli (t/ha)
Piemonte	15.4	2.6
Valle-d'Aosta	20.0	3.5
Lombardia	29.9	3.3
Trentino-Alto-Adige	25.2	4.9
Veneto	26.0	4.8
Friuli-Venezia-Giulia	14.9	3.7
Liguria	11.8	3.4
Emilia-Romagna	13.8	7.6
Toscana	8.0	5.3
Umbria	4.8	3.7
Marche	9.7	6.8
Lazio	9.1	3.3
Abruzzo	9.6	2.4
Molise	5.3	2.9
Campania	10.5	4.5
Puglia	3.1	0.9
Basilicata	4.9	1.6
Calabria	5.1	2.3
Sicilia	3.3	2.1
Sardegna	11.8	2.8

Valutazione della domanda

La domanda intermedia può essere quantificata in base ai consumi medi per capo di bestiame (suddivisi per tipologia) e alle dimensioni degli allevamenti/aziende agricole presenti nell'area (numero medio di capi per tipologia). La domanda del consumatore finale può essere quantificata utilizzando i dati nazionali sul consumo alimentare pro-capite (INEA 2012; EFSA 2011), moltiplicati per la popolazione nell'area di riferimento del sito.

Tabella 4: Consumi alimentari kg pro capite 2010 (da INEA 2012).

Prodotti	Consumo (kg/capite)
Latte fresco	70.0
Burro	2.9*
Formaggi	22.6*
Carni totale	90.0
Carne bovina	23.0
Carne suina	38.0

* dati 2009

Valutazione monetaria

Il valore economico del servizio equivale al costo di sostituzione, nello specifico corrisponde al costo medio di un equivalente foraggio coltivato, il cui prezzo di mercato oscilla tra i 10 e 15€/quintale (esempio vedi <http://www.pratodiano.it/prodotti.php>, <http://www.forumdiagraria.org/cavalli-f17/prezzo-fieno-t4985.html>).

2.3 F3 - Specie cacciabili / pescabili

Tipo di servizio	Fornitura
Unità di misura	N° capi (di specie cacciabili/pescabili supportati dall'area)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale
Funzione distanza	Sì, come fattore di accessibilità; per la caccia, la distanza massima di beneficio è funzione dell'home range di prede
Rivalità/Escludibilità	Rivale, non escludibile (eventuale accesso limitato agli associati/paganti licenze)
Aree funzionali	Caccia: coperture naturali idonee come habitat delle specie target Pesca: corpi d'acqua idonei
Beneficiari	Cacciatori, pescatori; indiretti: operatori turismo
Uso valutazione	PES, definizione di priorità o azioni di conservazione, manutenzione e/o ripristino



Le aree protette possono ammettere le attività di caccia e pesca e in ogni caso possono offrire risorse (es. aree rifugio, siti di riproduzione, alimentazione) per specie cacciabili/pescabili. I benefici si estendono all'esterno del sito, a tutti i territori "ecologicamente connessi" (come definito nella sezione "Beneficiari"), ma per la quantificazione si considerano solo le aree incluse nei siti Natura 2000. La quantificazione del servizio è da intendersi come valutazione del potenziale, non dell'effettivo: una tale quantificazione dovrebbe considerare variabili specifiche dell'anno e del sito (es. disponibilità alimentari, produttività popolazioni locali).

Per la caccia si considerano caprioli, camosci e lepri, a rappresentanza di una varietà di ambienti e di altre specie cacciabili. Queste specie possono essere considerate specie "ombrello" e indicatori di qualità ambientale; azioni di conservazione e incremento naturale delle loro popolazioni possono avere ricadute su altre specie anche non cacciabili.

Valutazione della fornitura

Specie cacciabili

In mancanza di censimenti o registri di cattura, la quantificazione si basa su una stima delle aree idonee a supportare specie target e su una presunta densità potenziale in condizioni ottimali. Per la caccia, le specie target sono capriolo, lepre e camoscio per due distinti sistemi:

- collinari o di pianura, potenziali aree "source" per caprioli e lepri,
- montani-alpini, potenziali aree "source" per camosci.

La quantificazione consiste in una stima di superfici idonee, sulla base di una riclassificazione delle coperture CORINE, basata su letteratura nazionale (es. Bon et al. 1996; Spagnesi & Toso 1999; Grassi 2005; Vigorita & Cucè 2008), e nel calcolo del numero di capi potenzialmente “sostenuti” dai siti in base densità (capi/100 ha) registrate in aree idonee (Allegato 1 e Allegato 2). Tali densità sono definite in base alla letteratura disponibile, assumendo cautelativamente come valori guida il 50-75% delle densità massime registrate. Tale quantificazione è plausibile solo per mosaici di coperture naturali con superficie totale superiore ai 100 ha (o 1 km²). Inoltre, per il camoscio (assimilabile al muflone e stambecco, ove presenti) si considerano solo siti dove è registrata la sua presenza, mentre nel calcolo s’includono solo coperture a quota > 600 m.

Tabella 5: Riferimenti di letteratura (esempi) per densità potenziali.

Specie	Riferimenti
Capriolo	Provincia di Bergamo: 2-15 capi/km ² (Grassi 2005) Provincia di Varese (alto Luinese): 4-6 capi/km ² (Grassi 2005) Provincia di Lecco Bergamo: da 2-5 capi/km ² in ambienti scarsamente idonei a 10-15 capi/km ² in territori idonei (Grassi 2005) Provincia di Bologna (ATC): 13,2 capi/km ² , aree agricole (vigneti, frutteti) di bassa collina 7 capi/km ² (non pubblicati 2013) Provincia Trento: (densità media 1999-2001) 7,2 capi/km ² idoneo, Parco Adamello Brenta densità minima potenziale 6,2 capi/km ² (Piano Faunistico PNAB 2007)
Lepre	In Italia: fino >80 capi/km ² (Spagnesi & Toso 1999; Trocchi & Riga 2013) Monitoraggi provincia di Trento: 3-7 capi/km ² in montagna, 7-22 capi/km ² in fondovalle (non pubblicati, 2012) Monitoraggi provincia di Pavia: 20-45 capi/km ² ; Parco del Ticino: 44-119 capi/km ² (Grassi 2005) Zona di ripopolamento Provincia di Mantova: 25-70 capi/km ² (Grassi 2005) ATC Provincia di Lodi: 12,5-17,5 capi/km ² (Grassi 2005) Pianura Padana: 1/km ² (Grassi 2005)
Camoscio	Provincia di Lecco: massimo 10 capi/km ² (Grassi 2005) Provincia di Varese: 4 capi/km ² (Grassi 2005) Parco Val Tronca: 10-14 capi/km ² Provincia di Trento: consistenza e distribuzione nelle aree provinciali nelle quali è esercitata l’attività venatoria 11,17 capi/km ² (Piano Faunistico PAT 2003)

Specie pescabili

Per la pesca è essenziale avere dati diretti (es. n° licenze, n° catture), essendo la produttività ittica dei corpi d’acqua comunemente influenzata da immissioni (semine avannotti o adulti “pronta pesca”) e prelievi. Dai dati diretti si calcolerà il pescato medio annuo (es. per km² o km lineare di costa/riva). Un approccio indiretto (modellistico) richiederebbe conoscere variabili locali connessi all’idoneità ittica per le principali specie pescabili (es. profondità, velocità, tirante idraulico).

Valutazione della domanda

La domanda di specie cacciabili/pescabili dipende dal numero di cacciatori e pescatori interessati alla zona. Una quantificazione della domanda può essere derivata dal censimento degli iscritti alle associazioni locali, che solitamente contribuiscono anche alla manutenzione degli habitat e dello stock di prede. Con questi dati, però, non si conteggiano i pescatori/cacciatori di passaggio (es. turisti) che in alcuni ambiti possono costituire una quota importante dei beneficiari del servizio (es. siti di pesca-turismo) e della relativa domanda.

Valutazione monetaria

Al pari di altri servizi di fornitura, il valore di questo servizio può essere approssimato dal prezzo di mercato dei beni erogati. Tuttavia in Italia, nello specifico degli animali cacciati, la carne di selvaggina non può essere liberamente venduta, per cui il prezzo può essere ricavato da analoghi mercati in paesi vicini ove questo esiste (Slovenia, Austria), com'è stato fatto in uno studio per il Parco Naturale Adamello Brenta (De Marchi & Scolozzi 2012). Nei siti dove caccia e pesca non sono permesse, il valore così calcolato è da intendersi come valore potenziale.

Il prezzo del bene, però, non include i valori di non-uso né quelli indiretti, per esempio la caccia e la pesca generano un indotto in termini di spese per il viaggio, più vitto e alloggio nelle aree di esercizio, e per l'attrezzatura, più permessi o licenze. Si calcola, per esempio, che ogni cacciatore spenda ogni anno 1720€ per l'esercizio della caccia (Federaccia 2011, in De Marchi & Scolozzi 2012).

Un'approssimazione del valore monetario (totale) del servizio può ottenersi come segue:

$$\text{Spese}_{\text{tot}} \times \text{N}^{\circ} \text{ praticanti} + \text{Valore}_c \times \text{N}^{\circ} \text{ capi} (+ \text{Costo}_{\text{licenze}} \times \text{N}^{\circ} \text{ licenze})$$

con $\text{Spese}_{\text{tot}}$: spese totali medie annue di esercizio (es. attrezzatura, viaggio)

Valore_c : valore specifico per capo e tipo di selvaggina, a sua volta determinato dal prezzo medio della carne di selvaggina moltiplicato per il peso medio della specie in età cacciabile (€/kg), nel caso di caprioli e camosci questo valore deve sommarsi al prezzo medio per trofeo.

2.4 F4 - Legno, fibre

Tipo di servizio	Fornitura
Unità di misura	m ³
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale
Funzione distanza	Si (distanza come fattore di accessibilità e limitazione pratica al prelievo)
Rivalità/Escludibilità	Rivale, non escludibile (ma in genere con accesso regolamentato: es. usi civici, concessioni)
Aree funzionali	Coperture forestali
Beneficiari	Artigianato (trasformazione), residenti (per uso combustibile)
Uso valutazione	PES

Le aree protette possono ammettere attività di prelievo legnoso, e comunque in termini potenziali tutte le foreste forniscono biomassa legnosa. Ove disponibili dati diretti di prelievo medio annuo questi forniranno una valutazione precisa del servizio, altrimenti si propone una quantificazione del servizio in termini di **produttività annua potenziale di biomassa legnosa al netto delle limitazioni per l'accessibilità** sfruttando i dati dell'Inventario Nazionale Forestale (2005). Si tratta di stimare la quota di biomassa legnosa forestale annualmente prodotta nel sito che potrebbe essere usata entro i limiti della naturale rinnovabilità, senza distinguere la tipologia di prodotto forestale legnoso. Si considerano, inoltre, fattori locali di limitazione in un'ottica di convenienza economica, per non sovrastimare il valore dei boschi difficilmente utilizzabili (con valore quasi nullo in termini di prodotti legnosi). Tali limitazioni sono correlati alla distanza dalla viabilità.



Valutazione della fornitura

La quantificazione della produttività richiede dati concernenti:

- superfici per tipologia forestale,
- valori di incremento corrente per tipologia e per regione (INFC 2005).

L'informazione di riferimento per la stima della superficie forestale provinciale è stata derivata dalla cartografia CORINE di IV e V Livello (CLC2006); essa rappresenta il riferimento cartografico più dettagliato e recente per la mappatura delle principali tipologie di bosco presenti sul territorio nazionale. A queste classi sono fatte corrispondere le tipologie forestali del più recente Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi di Carbonio (INFC 2005) (Allegato 3). Per ciascun poligono di bosco della copertura CORINE 2006 si attribuisce una produttività annua potenziale, utilizzando dati INFC adattati alle classi CORINE (Allegato 4), come segue:

$$\text{Produttività annua} = \sum a_{i,r} \times Ic_{i,r}$$

dove:

a = area di bosco con prevalenza di specie *i* nella regione *r* inclusa nel sito

Ic = incremento corrente per specie/gruppi di specie *i* e per regione *r*

La valutazione delle limitazioni locali si basa sulla distanza da rete stradale (fino a 2500 m).

Valutazione della domanda

La domanda di biomassa legnosa può essere approssimata dal consumo medio nel comune o nella regione. Per il consumo di legname da opera (fustaie) si rimanda a dati diretti di prelievo derivabili dai piani di assestamento forestale, o statistiche locali. Per il consumo domestico (legna da ardere), considerato che:

- le famiglie che utilizzano la legna più di 4 volte all'anno (con consumo/domanda di legna significativo) sono il 19,9%, con significative differenze tra montagna (comuni > 600m s.l.m.) 35,3%, collina (300-600m) 20,5% e pianura (<300m) 14,9% (Caserini et al. 2008);
- i consumi variano notevolmente tra centri abitati di diversa grandezza (Tabella 6)

la domanda può essere stimata come segue:

$$\text{domanda (t/anno)} = \sum_i Fam_i \times Cons_i \times QuotaCons_i$$

dove

i : comune intersecante l'area del sito Natura 2000

Fam_i : famiglie del comune *i* (considerato 1 famiglia = 1 abitazione)

Cons_i : consumo medio per abitazione secondo le classi di popolazione del comune *i*

QuotaCons_i : % di famiglie che usano legna nel comune *i* secondo la sua classe altitudinale

Tabella 6: Consumi di legna per classi di grandezza del centro abitato (da Caserini et al. 2008)

	Consumi di legna (t)	Consumo medio per abitazione (t)
Totale Italia	19.111.481	4,3
Fino a 5.000 abitanti	9.416.914	5,3
5.001 - 20.000 abitanti	6.466.704	4,3
20.001 - 50.000 abitanti	1.281.647	2,4
50.001 - 100.000 abitanti	801.721	3,2
Oltre 100.000 abitanti	1.152.495	3,3

Valutazione monetaria

Il valore potenziale del servizio può essere approssimato dal prezzo sul mercato dei relativi prodotti, nel caso del legname da combustione i prezzi 2013 (fonte <http://www.centroconsumatori.it>) variano da 296 €/t (pellets) a 151 €/t (legna spezzata mista), con un valore medio di 223,5 €/t.

2.5 F5 - Funghi e tartufi

Tipo di servizio	Fornitura
Unità di misura	kg (fornitura potenziale, indistinta tra specie commestibili)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale
Funzione distanza	No
Rivalità/Escludibilità	Rivale, non escludibile (in qualche caso con accesso regolamentato per permessi/licenze raccolta)
Aree funzionali	Coperture forestali, praterie naturali, pascoli
Beneficiari	Raccoglitori professionisti, residenti, turisti,
Uso valutazione	PES



La produttività di funghi e tartufi può offrire una notevole ricaduta economica nel territorio, in termini di vendita diretta, uso nella ristorazione locale o come vendita di permessi. La raccolta e commercializzazione di funghi commestibili (Allegato 5) e tartufi è disciplinata da un decreto nazionale (D. P. R. 14 Luglio 1995, n. 376), a cui si rifanno i regolamenti regionali o provinciali. Sono quasi 50 le specie commerciabili. Tale gruppo di specie ha una grandissima varietà di habitat idonei, tanto che per ogni categoria di copertura si potrebbe elencare una o più specie potenzialmente presente, questo rende

inapplicabili i metodi di stima come quelli proposti per altri servizi.

Valutazione della fornitura

La produttività dei boschi per funghi e tartufi è molto variabile in funzione delle condizioni locali (es. micro-clima, suolo, vegetazione) ma anche dell'intensità di raccolta e altri disturbi; perciò, in mancanza di dati diretti (es. censimento raccoglitori o licenze) non sarebbe corretto generalizzare eventuali dati locali di produttività.

A solo titolo esemplificativo si può assumere una produzione media annua di 1,5 - 3 kg per ettaro di bosco (Croitoru & Gatto 2001; Goio 2006). Segue che una stima di fornitura del servizio si ottiene moltiplicando le superfici forestali utili (classi CORINE: 231, 243, 244, 311, 312, 313, 321, 322, 324, al di sotto dei 2000 m di quota con pendenze inferiori al 80%) per tale produttività media.

Valutazione della domanda

Non essendo funghi e tartufi un bene primario né una materia prima non esiste una domanda specifica; in termini approssimativi, si può quantificare una domanda potenziale in base ai possibili beneficiari, i raccoglitori, considerando la popolazione dei comuni interessati e il consumo massimo consigliabile settimanale (0,250 kg/persona → 13 kg/anno; fonte www.coldiretti.it).

Valutazione monetaria

Il valore del servizio può essere approssimato dal prezzo medio di mercato dei beni potenzialmente forniti. Considerando solo funghi, poiché il prezzo dei tartufi è enormemente variabile (es. per le caratteristiche singolo pezzo), il loro prezzo medio (tra secchi e freschi) di 22,50€/kg (De Marchi & Scolozzi 2012) si può stimare il valore monetario come segue:

$$\text{Valore (€)} = \text{Area}_{\text{funzionale}} \times \text{Produttività}_{\text{media}} \times \text{Prezzo}_{\text{medio}}$$

2.6 F6 - Piante medicinali

Tipo di servizio	Fornitura
Unità di misura	N° specie (utilizzabili)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale
Funzione distanza	No
Rivalità/Escludibilità	Potenziale rivalità ed escludibilità
Aree funzionali	Coperture naturali e semi-naturali
Beneficiari	Raccoglitori in attività nel sito, ricerca farmacologica
Uso valutazione	PES



Con il termine di piante medicinali (o erbe officinali) ci si riferisce a specie vegetali usate a scopi terapeutici o che contengono sostanze attive usate nella preparazione di farmaci. In uno studio condotto attraverso interviste in Toscana sono state registrate oltre 120 specie utilizzate tradizionalmente come piante (o alimenti) medicinali (Pieroni 2000). Le specie officinali conservate presso 15 Orti/Giardini botanici sono ca. 1250, ma la legislazione (tuttora risalente agli anni 1930) considera per raccolta e commercio solo 56 specie (in gran parte spontanee). In Italia solo origano e mirto sono ancora abbondantemente raccolti.

Valutazione della fornitura

Il Medicinal and Aromatic Working Group focalizza l'attenzione su 10 specie spontanee considerate prioritarie: *Achillea millefolium*, *Artemisia abstinthium*, *Carum carvi*, *Gentiana lutea*, *Hypericum perforatum*, *Melissa officinalis*, *Menthe piperita* e *Mentha spicata*, *Origanum sp.*, *Salvia officinalis*, *Thymus vulgaris*, *Thymus serpyllum*. Queste specie (eccetto *Gentiana lutea* minacciata a livello europeo) sono piuttosto comuni e non associabili a particolari habitat NATURA 2000. La valutazione dell'offerta richiede dati di censimento di piante medicinali (es. rilievi botanici).

Valutazione della domanda

Avendo le piante medicinali un'utilità teoricamente illimitata ma essendo anche facilmente sostituibili (e sostituite) da prodotti farmacologici di sintesi non è possibile quantificare una domanda specifica per questo servizio.

Valutazione monetaria

In alcuni casi sono rilasciate licenze di raccolta di piante medicinali, ma in genere nelle aree protette è esclusa la raccolta anche occasionale. Di conseguenza, un eventuale valore economico associato al servizio in aree protette non è associato all'uso attuale ma piuttosto al valore di di esistenza o di eredità (bequest value), che può essere definito, in una valutazione contingente, da una disponibilità a pagare per la possibilità di uso futuro.

2.7 F7 - Risorse genetiche

Tipo di servizio	Fornitura
Unità di misura	N° (varietà, razze locali)
Scala d'interesse (beneficiari)	In situ (globale)
Funzione distanza	No
Rivalità/Escludibilità	No, potenziale escludibilità (es. proprietà privata di varietà)
Aree funzionali	(Soprattutto) pascoli e coltivazioni
Beneficiari	Aziende agricole con allevamento o pascolo nel sito di tipi genetici autoctoni (TGA) o coltivazione di varietà/cultivar locali (risorse genetiche vegetali, RGV)
Uso valutazione	PES, pianificazione strategica (sviluppo e protezione)



Si definisce come “risorsa genetica” la ricchezza di geni e le informazioni genetiche di cui possono beneficiare l'allevamento, l'agricoltura e le biotecnologie (MEA 2005). La diversità biologica, biochimica nel caso specifico, fornita da ecosistemi e particolari popolazioni di organismi (plant and animal genetic resources, PAGR) permette il continuo miglioramento della produzione agricola, attraverso la possibilità di selezionare e creare nuove produzioni e soluzioni adattative a variabili condizioni ambientali (Hoisington et al. 1999). Il Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) considera le risorse genetiche al pari di un bene

culturale e dedica risorse al fine di salvaguardare e catalogare il patrimonio nazionale di tipi genetici autoctoni animali e vegetali (Matassino 1996). Nonostante l'importanza fondamentale delle risorse genetiche a livello globale, la varietà di risorse genetiche vegetali e animali è sempre più ridotta e minacciata nei paesaggi agricoli in tutto il mondo (Negri 2005; Gibson et al. 2006; Narloch et al. 2011).

Valutazione della fornitura

Il servizio di mantenimento di tipi genetici autoctoni (TGA) e risorse genetiche vegetali (RGV) è spesso locale e limitato a contesti tradizionali, mentre le ricadute dirette possono interessare il livello regionale, con benefici anche di tipo globale. Essendo un servizio risultante dall'insieme di pratiche e condizioni ambientali particolari la valutazione dell'offerta può essere fatta solo in presenza di specifici dati diretti derivanti da appositi registri di specie o varietà (es. Registri Anagrafici delle popolazioni ovine e caprine autoctone a limitata diffusione, a cura dell'Associazione Nazionale della Pastorizia).

Valutazione della domanda

Per questo servizio non è possibile valutare una domanda, in quanto a livello di attività produttiva o di singolo agente economico, la risorsa è facilmente sostituibile (es. con razze/varietà disponibili) con migliori rese; mentre a livello globale, la domanda di soluzioni adattative a problemi ambientali (es. cambiamento climatico) è teoricamente illimitata ma dispersa (come per altri beni pubblici).

Valutazione monetaria

La definizione del valore economico di questo servizio è complessa. Spesso TGA e RGV sono caratterizzate da rese modeste (es. in termini di carne o di raccolto) e perciò a rischio di estinzione per sostituzione con razze/varietà più produttive. Il loro valore di conservazione è più di tipo pubblico che privato. La comunità di beneficiari spesso non ha risorse può compensare i fornitori del servizio e soltanto i soggetti pubblici (es. agenzie di conservazione) che riconoscono l'importanza dell'agro-biodiversità possono svolgere il ruolo di acquirenti del servizio. In qualche caso, una certificazione specifica (eco-labelling) può arrivare a soddisfare una particolare domanda e incontrare una certa disponibilità a pagare per il prodotto (e il servizio collegato). In ogni caso le condizioni di domanda e offerta si riferiscono a meccanismi molto specifici (es. iniziative locali) per cui non è possibile stimare un valore generale per le risorse genetiche.

2.8 F8 - Acqua potabile

Tipo di servizio	Fornitura
Unità di misura	m ³
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale
Funzione distanza	Sì (flusso direzionale all'interno del bacino)
Rivalità/Escludibilità	Rivale, non escludibile
Aree funzionali	Coperture naturali o semi-naturali
Beneficiari	Popolazione residente nelle aree dei bacini interessati
Uso valutazione	PES; Pianificazione Strategica

Le coperture vegetali, soprattutto le foreste, hanno la capacità di trattenere l'acqua e rallentare il flusso delle precipitazioni, contribuendo alla disponibilità di acqua potabile anche nella stagione secca. Il servizio di fornitura di acqua potabile è connesso ai servizi di regolazione (MEA 2005) ma si differenzia da questi in quanto è inteso come produzione di un bene quantificabile.



Valutazione della fornitura

La valutazione dell'offerta può essere calcolata dall'analisi del bilancio idrologico dell'area in oggetto, tramite modelli idrologici o semplici stime della portata di bacino (precipitazioni - evapotraspirazione). Una quantificazione indiretta può essere basata sul totale dei prelievi di acqua potabile (per usi civili) nell'area.

Valutazione della domanda

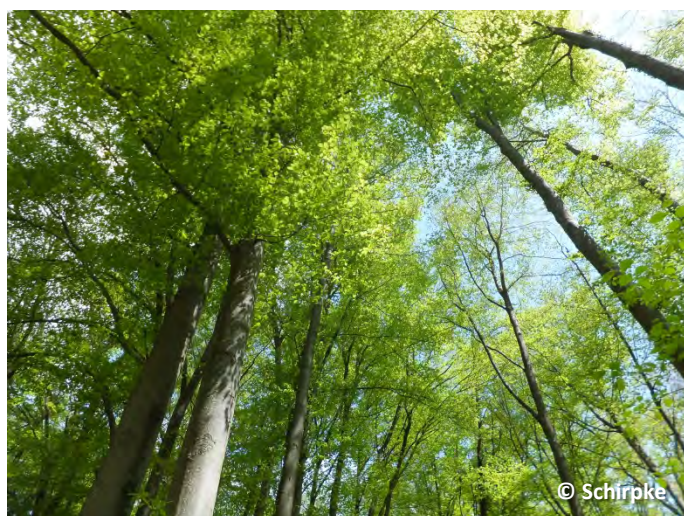
La domanda può essere calcolata, in funzione della popolazione residente nell'area di interesse, sulla base dei consumi medi pro-capite (fonti ISTAT).

Valutazione monetaria

Potendo individuare un mercato associato, il valore del servizio equivale al costo dell'acqua moltiplicato per i volumi erogati, approssimati dalla portata di bacino, o prelevati. Il costo dell'acqua può essere definito dai costi in bolletta (es. 0,4 €/m³, in Morri et al. 2014) o dai prezzi medi di mercato.

2.9 R1 - Sequestro del carbonio

Tipo di servizio	Regolazione
Unità di misura	kg (C assorbito per anno e C stoccato)
Scala d'interesse (beneficiari)	Globale
Funzione distanza	Nessuna
Rivalità/Escludibilità	Non rivale, non escludibile
Aree funzionali	Vegetazione (considerate solo foreste)
Beneficiari	Società in generale, emessori CO ₂
Uso valutazione	PES (es. mercato quote Emissioni Carbonio)



I siti della rete NATURA 2000 (SIC e ZPS) interessano complessivamente il 21.5% della superficie forestale nazionale (2.251.257 ha, INFC 2005). Gli strumenti riconosciuti dalla comunità scientifica per quantificare la fissazione del C nella fitomassa sono riconducibili a: 1) inventari forestali a piccola o a grande scala); 2) stime del cambio di superficie; 3) modelli empirici, ad esempio basate su tavole dendrometriche (regionali o locali), fattori di espansione della biomassa, relazioni allometriche; 4) modelli empirici di crescita e/o di produzione (a scala di ecosistema, di popolamento o del singolo individuo); 5) telerilevamento. Agli

estremi di un gradiente di risoluzione e quantità di dati richiesti si possono distinguere due macro-categorie approcci:

1. modellazione dei processi di base, dalla fisiologia delle piante ai flussi e scambi gassosi del suolo, con dati di campo o/e dati satellitari (Freibauer et al. 2004; Post & Kwon 2008; Scarfò & Mercurio 2009; Tenhunen et al. 2009; Strohbach et al. 2012; Ferréa et al. 2012). Esempi di modelli comunemente usati per la quantificazione della fissazione di CO₂ negli ecosistemi forestali sono: LANDIS II (1999), PROGNAUS (2004), GOTILWA+ (2005), CO2FIX 3.1 (2003), GORCAM (1996) (Scarfò & Mercurio 2009).
2. stime semplificate basate sulle coperture o uso del suolo (Eade & Moran 1996; Backéus et al. 2005; Tallis et al. 2013).
3. L'ultimo Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (2005) fornisce una serie di dati, basati su un esteso lavoro di campo, utili per una stima del servizio in mancanza di dati diretti. Nell'INFC le foreste sono classificate come illustrato in Figura 2 e i dati quantitativi e volumetrici disponibili riguardano solo i *Boschi Alti*, ulteriormente distinti in 17 categorie. Per utilizzare queste informazioni si approssimano gli habitat e le coperture CORINE incluse nei siti NATURA 2000 con i tipi forestali, secondo la Allegato 6.

Figura 2: Classificazione delle foreste secondo l'INFC (2005).

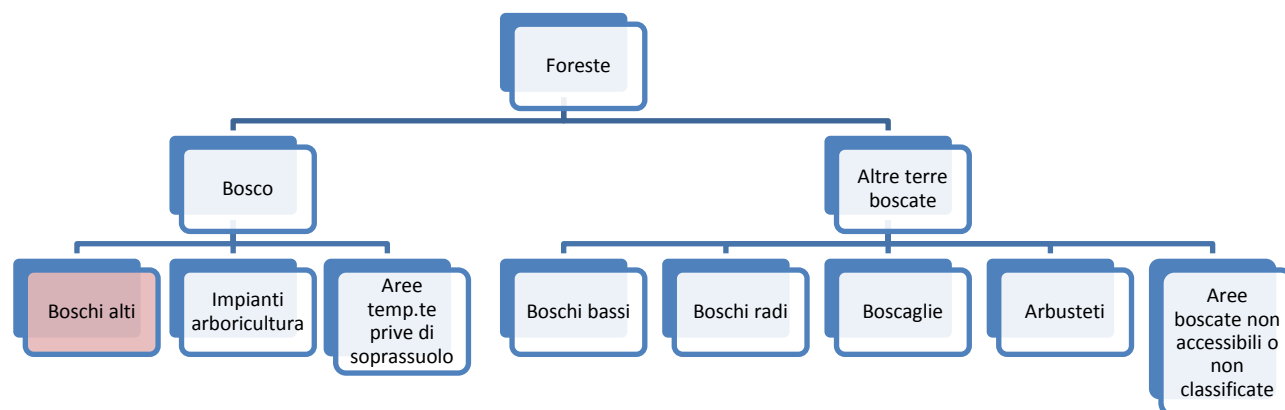


Tabella 7: Classificazione dei tipi forestali per la categoria *Boschi Alti* secondo l'INFC (2005) e corrispondenza con habitat NATURA 2000.

Tipi forestali	Habitat Natura 2000	
Boschi di larice e cembro	Foreste alpine di Larix decidua e/o Pinus cembra	9420
Boschi di abete rosso	Foreste acidofile montane e alpine di Picea (Vaccinio-Piceetea)	9410
Boschi di abete bianco		
Pinete di pino silvestre e montano		
Pinete di pino nero, laricio e loricato	Pinete alte oro-mediterranee	95A0
Pinete di pini mediterranei		
Altri boschi di conifere, pure o miste	Faggeti degli Appennini con <i>Abies alba</i> e faggeti con <i>Abies nebrodensis</i>	9220
Faggete	Faggeti del Luzulo-Fagetum	9110
	Faggeti calcicoli dell'Europa centrale del Cephalanthero-Fagion	9150
	Foreste illiriche di Fagus sylvatica (Aremonio-Fagion)	91K0
Querceti di rovere, roverella e farnia	Boschi orientali di quercia bianca	91AA
Cerrete, boschi di farnetto, fragno e vallonea	Foreste pannonico-balcaniche di quercia cerro-quercia sessile	91M0
Castagneti	Boschi di Castanea sativa	9260
Ostrieti, carpineti	Querceti di rovere illirici (Erythronio-Carpinion) (-)	91L0
Boschi igrofili	Foreste a galleria di Salix alba e Populus alba	92A0
	Foreste miste riparie di grandi fiumi a Quercus robur, Ulmus laevis e Ulmus minor, Fraxinus excelsior o Fraxinus angustifolia (Ulmion minoris)	91F0
	Foreste alluvionali di Alnus glutinosa e Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)	91E0
Altri boschi caducifogli	Foreste di versanti, ghiaioni e valloni del Tilio-Acerion (-)	9180
	Frassineti termofili a Fraxinus angustifolia (-)	91B0
Leccete	Foreste di Quercus ilex e Quercus rotundifolia	9340
Sugherete	Foreste di Quercus suber	9330
Altri boschi di latifoglie sempreverdi	Faggeti degli Appennini con Taxus e Ilex (-)	9210

(-) corrispondenza dubbia o parziale.

Valutazione della fornitura

Il servizio di sequestro di carbonio è calcolato solo per le categorie forestali dei Boschi Alti e separatamente come stock (quantità di C immobilizzato nella massa legnosa, carbon storage) e come processo (tasso annuo di sequestro, carbon sequestration).

Lo stock è calcolato sulla base della massa epigea media (fusti, rami grossi, ceppaie) per ettaro (per tipo forestale e per regione). Il metodo proposto consiste in un adattamento a quello utilizzato nella Contabilità Nazionale del Carbonio (Federici et al. 2008), a sua volta basato sulla metodologia IPCC (IPCC 2003), considerando tre dei cinque serbatoi forestali (massa epigea, massa ipogea e lettiera). I contributi del suolo forestale e della necromassa non sono considerati poiché significativamente dipendenti dalla gestione forestale, ad esempio dalle differenze tra fustaia e ceduo, che non è possibile differenziare tra gli habitat Natura 2000. La fitomassa è convertita in carbonio considerando un rapporto carbonio/fitomassa generalizzato (0.5).

Il processo di sequestro è stimato solo per la componente epigea delle foreste, non esistendo dati di espansione volumetrica della radici né del carbonio stoccato nel suolo o nella lettiera. Si utilizzano i dati relativi all'incremento corrente, in funzione della fitomassa arborea presente per ciascun tipo forestale, differenziata per regione. La fitomassa è convertita in carbonio considerando un rapporto carbonio/fitomassa generalizzato (0.5) e un rapporto peso fresco/peso secco specifico per tipo forestale.

Quantificazione stock (tC forestale nel sito):

dati INFC:

Mepi = Fitomassa epigea per ettaro, per regione e per tipo forestale (Allegato 6)

Rad = Rapporto root/shoot che converte la biomassa epigea in biomassa ipogea (Allegato 8)

Let = Relazioni C lettiera - C epigeo per ha converte la biomassa epigea in lettiera (Allegato 8)

tC (sito-i, regione-r) = massa epigea (tronchi, rami grossi, ramaglie) + massa ipogea + lettiera

$$tC = \left(\sum_t Mepi_{t,r} \times a_{t,i} + (Mepi_{t,r} \times a_{t,i}) \times Rad_t + (Mepi_{t,r} \times a_{t,i}) \times Let_t \right) \times 0.5$$

con

$a_{t,i}$ = area tipologia forestale t nel sito i

Quantificazione processo (tCa forestale per anno per sito):

dati INFC:

Incr = Incremento corrente di volume arboreo epigeo per ettaro, per regione e per tipo forestale (Allegato 7)

BEF = fattore di conversione BEF (biomassa epigea/growing stock, Biomass Expansion Factor)

WBD = densità basale del legno peso secco/peso fresco (t/m^3) (Allegato 8)

tC/anno (sito-i, regione-r) = Incr x BEF x WBD x 0.5

$$tC_a = \sum_t Incr_{t,r} \times a_{t,i} \times BEF_t \times WBD_t \times 0.5$$

Nota: in assenza di dati INFC, si utilizzano le coperture Habitat e Corine facendo riferimento ai valori e coefficienti corrispondenti Allegato 9 e Allegato 10.

Valutazione della domanda

Nonostante il sequestro del carbonio sia il servizio ecosistemico più riconosciuto a livello globale (es. è stata creata un'appropriata istituzione intergovernativa, l'IPCC), non è possibile definire una relazione semplice tra benessere e quantità CO₂ nell'atmosfera, risulta per cui impossibile quantificare una domanda, da parte dei beneficiari (la popolazione mondiale), per questo servizio. Nondimeno, il servizio "risponde" alla necessità di bilanciare le emissioni antropiche di CO₂ alle quali si associa il corrente cambiamento climatico.

Valutazione monetaria

Il valore del servizio è un valore sociale (per la comunità mondiale) ed è quantificabile in base ai danni sociali evitati con la non emissione o il sequestro di CO₂ nell'atmosfera (Stern, 2007). Il calcolo dei costi sociali è complicato dalla limitata conoscenza dei processi climatici (iper-complessi) e dalla difficile stima dei valori economici in condizioni d'incertezza. Diverse stime hanno portato a valori molto eterogenei: dai \$ 32 ai \$ 326 per tonnellata di C (InVEST User Guide, Carbon Storage and Sequestration, 2014).

In alternativa, un'approssimazione del valore del servizio può essere definita dal prezzo stabilito nel mercato dei permessi di emissione (emission trade). A titolo di esempio, nel maggio del 2008 per l'European Climate Exchange (ECX) il prezzo era di \$153 t C, ma nel 2012 il valore è sceso sotto i \$12 (10€), il valore ha un oscillazione ogni 10 minuti (<https://www.theice.com/emissions.jhtml>).

La direttiva europea 2003/87/CE prevede che dal 1° gennaio 2005 nessun impianto che ricada nel campo di applicazione della stessa (settore energia, industria siderurgica, dei prodotti minerali, ceramica e della carta), possa emettere gas a effetto serra, ossia possa continuare ad operare senza un'apposita autorizzazione. Ogni gestore che non restituisca un numero di quote di emissioni sufficienti a coprire le emissioni emesse durante l'anno precedente sarà obbligato a pagare un'ammenda per le emissioni in eccesso pari a 100 euro per tonnellata. Secondo questa indicazione, si può assumere che il valore massimo del sequestro di carbonio sia equivalente alla sanzione per eccesso di emissioni (eventualmente compensata dal sequestro). Così per aggirare la forte oscillazione del prezzo dei permessi, si può monetizzare il servizio riferendosi a un valore potenziale massimo di 100€/tC. In questo caso (come in genere nelle valutazioni monetarie), l'ideale sarebbe calcolare un intervallo di valori ("forbice") tra min e max.

2.10 R2 - Regolazione del clima locale/ purificazione dell'aria

Tipo di servizio	Regolazione
Unità di misura	kg (polveri sottili rimosse)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale prossimale
Funzione distanza	Si (distanza tra fonti inquinanti, beneficiari e aree funzionali)
Rivalità/Escludibilità	Non rivale, non escludibile
Aree funzionali	Aree con vegetazione arborea
Beneficiari	Residenti (emissori d'inquinanti atmosferici) vicino all'area studio
Uso valutazione	PES (pagamenti per SE)

Gli ecosistemi possono influenzare il clima locale e i cambiamenti di copertura del suolo possono condizionare la temperatura (soprattutto i valori estremi), l'umidità relativa e, più limitatamente, le precipitazioni. Gli ecosistemi sono anche in grado di influire sulla qualità dell'aria (MEA 2005), infatti la



vegetazione può rimuovere sostanze inquinanti disperse nell'aria. Un esempio è dato dal sequestro di particolato fine (es. PM_{10}) da parte della vegetazione che può portare a un miglioramento della qualità dell'aria ed una conseguente riduzione dell'incidenza di malattie respiratorie (Forest Research 2010). Yin et al. (2011), utilizzando dati di monitoraggio stagionali su particelle sospese, biossido di zolfo e biossido di azoto, hanno evidenziato come i parchi urbani, con varie tipologie di vegetazione, siano in grado di migliorare la qualità dell'aria rimuovendo grandi quantità di questi inquinanti. Analogamente, Alonso et al. (2011) hanno dimostrato come la

presenza della foresta di El Pardo nell'area peri-urbana di Madrid costituisca un sink per l'ozono e che la sua rimozione aumenterebbe fortemente i livelli di ozono. Uno dei primi studi in questa direzione (McPherson et al. 1997) ha quantificato questa capacità di miglioramento della qualità dell'area, stimando per gli alberi della regione di Chicago una quantità di rimozione di inquinanti atmosferici di oltre 5500 tonnellate, per un valore di purificazione dell'aria pari ad oltre 9 milioni di dollari.

Valutazione della fornitura

In alternativa a studi specifici (es. con raccolta dati atmosferici, stima superficie fogliare per specie o tipologia vegetale, stima della velocità di deposizione, calcolo cattura inquinanti per superfici vegetali), si propone un approccio applicabile ai siti Natura 2000: una stima del sequestro di PM_{10} basata su coefficienti medi di cattura annua per tipologie di vegetazione, in termini di kg/ha. La scelta dell'inquinante PM_{10} è giustificata dal fatto che la sua cattura da parte delle piante non è influenzata dalla loro attività metabolica (fotosintesi, respirazione), che a sua volta è legata in modo complesso a numerose variabili locali (es. microclima). D'altra

parte, le polveri sottili sono tra i maggiori e più dannosi inquinanti nelle aree urbane italiane, incluse quelle minori e quelle sparse (quindi non solo per città metropolitane).

I coefficienti di cattura non sono mai stati definiti per gli habitat Natura 2000, quindi si propone una prima approssimazione dai dati disponibili in letteratura (Beckett et al. 2000) per le classi di copertura CORINE. Moltiplicando le superfici di ciascuna copertura CORINE incluse nel sito per il relativo coefficiente di cattura si ottiene una grossolana stima della capacità di cattura di PM₁₀ da parte del sito. Dato che il processo di cattura delle polveri sottili è proporzionale alla quantità di polveri nell'aria (dati non disponibili), le stime sono da intendersi come puramente indicative e potenziali.

Tabella 8: Alcuni esempi dalla letteratura per la purificazione dell'aria.

Osservazioni	Fonte
"Maximum particle trapping efficiency Cp values ranged from 2.8% for Pinus nigra, to 0.12% and 0.06% for Populus trichocarpa x deltoides and Acer campestre , respectively"	Beckett et al. 2000
Area con: 100 alberi/ha, 25% copertura arborea, 35% degli alberi sempreverdi, PM ₁₀ (media annuale) 59.1: 7.5 (2.9–11.7) g/m ² = 75 (29-117) kg ha⁻¹ anno⁻¹	Escobedo & Nowak 2009
"1 ha of mixed forest can remove 15 t of particulates per year from the air while a pure spruce forest may filter two or three times as much."	Tolly 1988; Bramryd & Fransman, 1993 in Bolund & Hunhammar 1999
tassi di rimozione in 55 città US (media boschi 27% area tot) standardizzati per la concentrazione PM ₁₀ : intervallo medie 11-80 kg ha⁻¹ anno⁻¹ (intervallo estremi 90- 126 kg ha⁻¹ anno⁻¹)	Nowak et al. 2006
PM tra due conurbazioni UK (West Midlands, Glasgow), boschi 42% area tot, intervallo massimi: 4.5 - >8.0 kg ha⁻¹ anno⁻¹	McDonald et al. 2007
"particle-removal estimates for individual trees are 1.5 to 4.4 kg/day"	McPherson et al. 1994

Tabella 9: Coefficienti di sequestro PM₁₀ per classe CORINE (III livello).

Classi CORINE	Coefficiente ^a	Approccio
311. Latifoglie	160 kg ha ⁻¹ anno ⁻¹	1/3 del valore per conifere
312. Conifere	490 kg ha ⁻¹ anno ⁻¹	approx. media dei massimi valori di Escobedo & Nowak 2009, Nowak et al. 2006, rapportati a superfici interamente boscate (x 4)
313. Boschi misti	325 kg ha ⁻¹ anno ⁻¹	media dei precedenti

a. I coefficienti non tengono conto del contributo di arbusti e superfici erbose.

Valutazione della domanda

Per la quantificazione della domanda si utilizzano rilievi di emissioni (da monitoraggi ambientali) o emissioni potenziali per categorie di superfici o attività produttive (fabbriche, strade, agricoltura, ecc.). Questi dati sono considerati entro un'area buffer attorno al sito, per calcolare un inquinamento medio annuo (potenziale, nel caso di stime).

Valutazione monetaria

Un approccio adatto a questo SE, che corrisponde alla riduzione di un danno, è il metodo dei costi evitati, nel quale il valore del servizio equivale ai costi sociali, o esternalità negative sulla società, dell'emissione di PM₁₀ in misura corrispondente alla quota di PM₁₀ rimossa dalle piante. I valori delle esternalità negative sono ricavati dal lavoro di Nowak et al. (2008), in cui sono stimati costi medi di 4828,22 € (2007) per ogni tonnellata di PM₁₀ emessa in atmosfera (range: 2800 – 16200 \$1992/t, dati Matthews & Lave (2000)).

2.11 R3 - Regolazione delle acque (ricarica delle falde)

Tipo di servizio	Regolazione
Unità di misura	m ³
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale prossimale
Funzione distanza	No (flusso direzionale)
Rivalità/Escludibilità	Non rivale, non escludibile
Aree funzionali	Bacini imbriferi inclusi o sottesi dal sito
Beneficiari	Popolazione residente nelle aree dei bacini interessati
Uso valutazione	PES per disponibilità acqua (irrigazione o uso domestico o idroelettrico)



Nei bacini imbriferi gli ecosistemi contribuiscono a diversi processi idrologici, qui il servizio di regolazione fa riferimento solamente alla ricarica delle falde e assorbimento delle acque (water retention). La ritenzione di acqua nel bacino fornisce un effetto tampone tra possibili inondazioni e scarsità d'acqua, tagliando i picchi nelle ondate di piena nei fiumi e ampliando la disponibilità di acqua nei periodi secchi. La stima della ricarica degli acquiferi si basa su modelli idrologici e necessita di dati relativi a, ad esempio, precipitazioni, permeabilità dei suoli, velocità di flusso superficiale e sotterraneo (Anuraga et al. 2006), raramente disponibili e costosi da rilevare.

Valutazione della fornitura

Nel caso di disponibilità di dati sopra citati, la scelta tra i vari strumenti dedicati (es. ARIES, InVEST, SWAT, VIC) dipende dalla specifica questione da affrontare (es. indicazioni generali o quantificazioni precise); in ogni caso richiedono competenze specializzate (Vigerstol & Aukema 2011). Il modello e programma VIC (Variable Infiltration Capacity) potrebbe essere il più adatto (tra quelli citati) poiché è in grado di stimare i movimenti di volumi tra atmosfera, superficie e sottosuolo attraverso precipitazioni, evapotraspirazione, infiltrazione e scorrimento superficiale (runoff), includendo anche fenomeni locali come precipitazioni nevose, superfici ghiacciate e disgelo. Lo svantaggio principale di VIC, oltre alla complessità di applicazione e taratura al singolo caso, è la scala di applicazione: solitamente è usato su grandi bacini (da regionali a continentali) e a bassa risoluzione (tipicamente maglia di 1 km), risultando poco applicabile ai siti NATURA 2000 minori.

Un approccio più approssimativo è stato elaborato da Morri et al. (2014) sulla base di coefficienti di ritenzione per tipologia di copertura/gestione forestale nella regione Marche, secondo la Tabella 10. Moltiplicando questi coefficienti per le relative superfici si ottiene una stima approssimativa dei volumi di acqua trattenuti nel bacino (sottratti allo scorrimento superficiale).

Tabella 10: Coefficienti di ritenzione in relazione alla gestione forestale (da Morri et al. 2014).

Copertura forestale	Coefficiente di ritenzione (% di scorrimento superficiale trattenuto)
Ceppaia	88.4
Fustaia	83.5
Boschi in evoluzione	80.0
Boschi non gestiti	83.1
Riforestazione	89.6

Valutazione della domanda

Per la quantificazione della domanda di acqua si fa riferimento ai dati diretti di consumo dell'acqua da parte di utenze domestiche, industriali e agricole all'interno dei bacini intersecanti il sito.

Valutazione monetaria

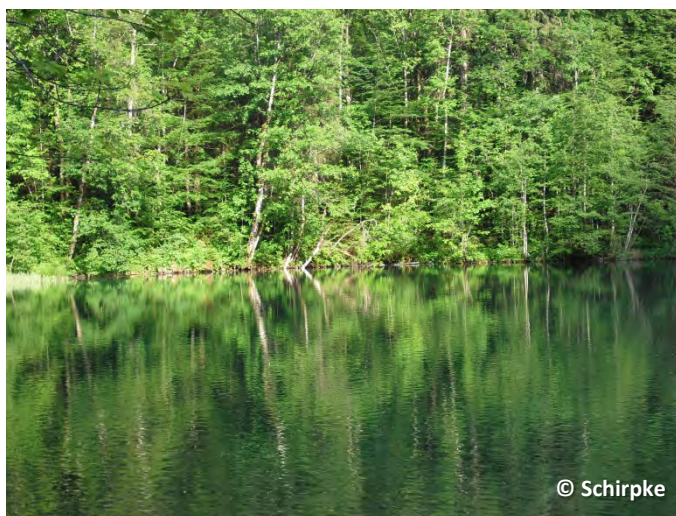
Il servizio è tra quelli meno visibili dai beneficiari finali (es. residenti) per cui i metodi della valutazione contingente (WTP/MTA) sono difficilmente fattibili o non significativi. Un indicatore di valore può essere costruito sulla base dei costi evitati per avere lo stesso servizio artificialmente. In questo caso, si tratta di calcolare il costo di un serbatoio artificiale con le stesse funzioni degli ecosistemi interessati, cioè con una capacità pari al volume (m^3) acqua assorbito nel sottosuolo. Nello studio sopra tale costo è stato stimato in 9.8€/m³ (Morri et al. 2014).

2.12 R4 - Purificazione delle acque

Tipo di servizio	Regolazione
Unità di misura	kg (nutrienti rimossi)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale proximale
Funzione distanza	Si (flusso direzionale)
Rivalità/Escludibilità	Non rivale, non escludibile
Aree funzionali	Principalmente aree con vegetazione arborea
Beneficiari	Residenti nelle aree (o a valle) di produzione di inquinamento diffuso
Uso valutazione	PES per funzione auto-depurazione e usi multipli delle acque

Gli ecosistemi acquatici e terrestri funzionali concorrono a filtrare e decomporre reflui organici immessi che giungono nelle acque interne e negli ecosistemi costieri e marini, contribuendo così alla fornitura di acqua potabile (MEA 2005). Le foreste naturali contribuiscono ad una qualità superiore delle acque, con meno sedimenti e meno inquinanti rispetto a quelle provenienti da bacini sprovvisti di foreste (Dudley & Stolton 2003). In realtà, anche i corsi d'acqua ad alta naturalità possono essere altamente funzionali ed avere buone capacità di autodepurazione (Siligardi et al. 2007). Malgrado ciò, in letteratura, generalmente si semplifica la valutazione considerando solo il contributo degli ecosistemi terrestri.

La capacità di rimozione di inquinanti dalle acque dipende, oltre che dalla funzionalità ecosistemica, dalle quantità e tipologia di inquinanti organici, dalla distribuzione e estensione delle fonti inquinanti e dal regime idraulico nel bacino (es. precipitazioni, scorrimento superficiale, portate medie di bacino). Spesso si fa riferimento alla rimozione di nitrati e fosfati poiché sono gli elementi più diffusi nei reflui domestici e agricoli e particolarmente deleteri per la potabilità dell'acqua e l'eutrofizzazione dei laghi. Postel & Burtin (2005) hanno evidenziato il possibile risparmio dei costi relativi alla depurazione artificiale delle acque nei bacini con coperture del suolo funzionali rispetto a quelle prive: ad esempio, una copertura forestale del 60% consente un risparmio di oltre un terzo dei costi rispetto ai bacini con una copertura forestale di appena il 10%.



© Schirpke

Valutazione della fornitura

Per quantificare il servizio è necessario conoscere e localizzare le fonti diffuse o puntiformi di carico inquinante (domanda). Infatti, il servizio dipende esclusivamente da ecosistemi funzionali che sono interposti tra le sorgenti inquinanti (a monte) e i corpi recettori (fiumi, laghi, mari) e i relativi beneficiari (a valle). Questa condizione limita molto la significatività del servizio per i siti Natura 2000: in genere le aree più grandi

includono le parti alte dei bacini (montagne) e non hanno aree “a monte” quali possibili sorgenti diffuse di inquinanti, i siti più piccoli (es. in fondo valle) possono non avere effetto visibile rispetto ad ampie aree di fonti diffuse (es. aree agricole intensive). Avendo a disposizione dati riguardanti il carico potenziale (es. Ntot, Ptot/anno), capacità di rimozione specifica per tipologia di suolo o copertura, precipitazioni e portate medie è possibile quantificare il servizio (kg P o N rimossi/anno) utilizzando modelli disponibili, quali InVEST 2.6, BASINS.

Valutazione della domanda

La domanda (di depurazione) equivale alla quantità di inquinanti immessi nei corpi d’acqua attraverso fonti puntiformi o fonti diffuse. Tale domanda può essere stimata in base ai coefficienti di rilascio di nitrati e fosfati specifici per usi del suolo o coperture all’interno del bacino d’interesse (es. Lin 2004).

Valutazione monetaria

Il valore del servizio può essere definito in base ai costi evitati di un’equivalente depurazione operata con mezzi meccanici e/o chimico-fisici, tramite il semplice calcolo: **costo kg rimosso x kg rimossi**.

2.13 R5 - Protezione dall'erosione e dissesti geologici (frane, instabilità dei versanti)

Tipo di servizio	Regolazione
Unità di misura	m ³ (volumi trattieneuti)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale prossimale (flusso direzionale)
Funzione distanza	Si (in relazione sub-bacino)
Rivalità/Escludibilità	Non rivale, non escludibile
Aree funzionali	Aree forestate
Beneficiari	Residenti nelle aree a rischio idrogeologico
Uso valutazione	PES, definizione di strategie prevenzione del dissesto

Le frane sono eventi dannosi che sembrano ripetersi con maggiore frequenza e, dopo i terremoti, sono gli eventi che causano il maggior numero di vittime e di danni in centri abitati, infrastrutture, beni ambientali, storici e culturali (APAT 2007). L'erosione di suoli fertili può causare ingenti perdite nella produttività agricola e forestale. La copertura vegetale svolge un ruolo importante nella conservazione del suolo e nella prevenzione di frane (MEA 2005). D'altra parte, se l'incidenza delle frane può essere ridotta con un'adeguata copertura vegetale, le condizioni idrologiche richieste per sviluppare tale vegetazione possono neutralizzare i vantaggi di rinforzo meccanico del terreno per merito delle radici (Collison et al. 1996).



© Schirpke

L'analisi di suscettibilità di una determinata area alle frane dipende da fattori quali pendenza, litologia, quota e uso del territorio, che rappresentano variabili statisticamente significative nella predizione dell'instabilità dei pendii (Dai & Lee 2001). Con appositi modelli empirici (basati sui casi) o fisici (basati sulla meccanica dei processi) si possono produrre mappe di probabilità d'instabilità dei versanti (es. Guzzetti et al. 2005). Scrinzi et al. (2006), attraverso un modello di capacità protettiva svolta alle foreste, hanno sviluppato indici qualitativi che esprimono il valore di protezione della vegetazione, il grado delle restrizioni di gestione e i miglioramenti adatti alla copertura forestale.

L'erosione dei suoli dipende soprattutto dalle precipitazioni oltre che dalle caratteristiche più superficiali dei terreni. Essendo oggetto di molti studi e da molto tempo, per l'analisi dell'erosione sono disponibili numerosi strumenti e modelli: da quelli empirici a quelli fisici che richiedono una quantità crescente di dati (es. a partire dai dati sulle precipitazioni mensili fino ai dettagli dei singoli eventi piovosi). Esempi di modelli utilizzati per la valutazione dell'erosione idrica sono: EUROSEM (European Soil Erosion Model), EROSION-3D, WATEM, USLE, RUSLE2 (per dettagli si rimanda al sito <http://www.soilerosion.net/>).

Valutazione della fornitura

Il servizio dipende dalla presenza di aree a rischio di dissesto geologico o erosione sulle quali ecosistemi funzionali possano contribuire alla stabilità e dalla presenza di beneficiari, residenti o attività minacciate (domanda). Per la quantificazione del servizio (protezione dall'erosione), avendo i dati necessari (almeno quelli relativi a pendenze, geologia o tipologia di suolo e precipitazioni) si può applicare uno dei numerosi modelli disponibili. Il servizio di protezione dall'erosione può essere approssimato in termini di erosione potenziale evitata avendo a disposizione una mappa dell'erosione potenziale e definendo il contributo specifico delle aree forestali. Nello specifico, tale approccio, sviluppato per due bacini italiani (Morri et al. 2014), consiste nel calcolare la differenza di erosione potenziale tra aree forestali e non a parità di classe di pendenza. Per quantificare la probabilità di frane si fa riferimento all'Inventario dei Fenomeni Franosi in Italia (IFFI) (APAT 2007).

Valutazione della domanda

Per la regolazione del dissesto, la domanda può essere quantificata utilizzando i dati dell'Inventario dei Fenomeni Franosi in Italia (IFFI). Il Progetto IFFI fornisce un quadro dettagliato sulla distribuzione dei fenomeni franosi sul territorio italiano, con una cartografia specifica per ogni regione (APAT 2007). Per la regolazione dell'erosione la domanda può essere definita dalle cartografie di erosione potenziale (Van der Knijff et al. 1999; Grimm et al. 2003).

Valutazione monetaria

Il metodo dei costi evitati e dei costi di sostituzione sono tra i più indicati per monetizzare questo servizio che consiste proprio nel limitare o evitare i danni di eventi naturali. Il costo di protezioni artificiali con equivalente funzionalità, nel caso di frane, o il costo di ripristino della fertilità dei suoli, nel caso di erosione potenziale, possono essere un buon indicatore del valore economico. Per la stabilità dei versanti un approccio applicabile ai siti Natura 2000, qualora siano disponibili mappe di rischio idrogeologico, utilizza i costi di sostituzione con soluzioni equivalenti di ingegneria naturalistica per boschi in aree a diverso rischio. L'approccio, sviluppato per il Parco Naturale Adamello Brenta (De Marchi & Scolozzi 2012), sulla base di precedente studio per le foreste in Valdastico (Notaro & Paletto 2012), prevede di moltiplicare le superfici forestali ricadenti in aree con differenti categorie di rischio per il relativo costo di sostituzione, come segue:

- aree ad alto rischio idrogeologico: 254,27 €/ha (2012)
- aree a rischio valanghivo: 608,89 €/ha (2012)
- aree a moderato rischio idrogeologico: 159,86 €/ha (2012).

Per la protezione dell'erosione, avendo a disposizione mappe di erosione potenziale, Morri e colleghi (2014) propongono di moltiplicare i volumi di erosione potenziale evitata per la densità media del suolo ($1,4 \text{ t/m}^3$) per il costo di ripristino (ipotizzato in 41 €/m^3 per la regione Marche).

2.14 R6 - Protezione dai dissesti idrologici

Tipo di servizio	Regolazione
Unità di misura	m ³ (volume di precipitazione trattenute)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale prossimale (flusso direzionale)
Funzione distanza	Sì, in relazione al sub-bacino
Rivalità/Escludibilità	Non rivale, non escludibile
Aree funzionali	Superfici forestali
Beneficiari	Residenti nelle zone a rischio di esondazione
Uso valutazione	PES, Pianificazione strategica, Definizione strategie prevenzione

Gli ecosistemi possono mitigare eventi dannosi, quali alluvioni e inondazioni, attraverso "infrastrutture verdi" che favoriscono l'infiltrazione naturale e la dispersione delle acque sostituendosi a "infrastrutture grigie", come dighe, bacini di detenzione e argini (ARIES 2011). I processi coinvolti sono analoghi a quelli del servizio di ricarica delle falde (R3), ma qui si pone l'attenzione ai danni evitati grazie alla "regolazione" dei flussi superficiali. Il servizio, oltre che da ecosistemi funzionali, dipende anche dalla presenza di fattori di dissesto (es. piovosità, idrologia, permeabilità delle coperture del suolo) e di aree antropizzate soggette a tale rischio.



© Schirpke

Valutazione della fornitura

Per quantificare con precisione il servizio è necessario utilizzare modelli idrologici a scala di bacino in grado di stimare gli eventi di piena, definire la portata d'infiltrazione durante eventi piovosi eccezionali (serie storiche decennali) e individuare le aree a rischio d'inondazione. Molti modelli idrologici tra quelli citati per il servizio di regolazione delle acque e dell'erosione idrica (vedi R3 e R5) potrebbero essere applicati per tale quantificazione. Tra questi, il modello SWAT, il più informativo, può essere applicato tramite programma open-source Automated Geospatial Watershed Assessment (<http://www.epa.gov/nerlesd1/land-sci/agwa/>) appositamente sviluppato dal U.S. Environmental Protection Agency e il Department of Agriculture (USDA) Agricultural Research Service (Miller et al. 2002; Kepner et al. 2009). La reale applicabilità ai siti Natura 2000 è fortemente limitata dalla quantità di dati necessari e dalle competenze idrauliche richieste per tarare il modello. Il sistema ARIES fornisce dei modelli semplificati per identificare aree di concentrazione dei flussi superficiali e quindi a rischio alluvione (aree "sink"), ma dipende da ancora geoserver remoti per il caricamento di dati locali.

Per una valutazione spaziale si possono usare i tassi di ritenzione o una scala qualitativa di capacità definita per classi di copertura del suolo, come proposto da Nedkov & Burkhard (2012). Con i dati d'infiltrazione per tipologia di vegetazione si può ricavare una grossolana quantificazione in termini di volumi potenzialmente trattenuti negli eventi piovosi, moltiplicando i coefficienti sotto per le superfici delle corrispondenti coperture.

Tabella 11: Tassi di ritenzione secondo la letteratura (da Nedkov & Burkhard 2012).

Interception rates of selected vegetation types according to different data sources.

Type of vegetation	Interception				Source
	mm		% of annual precipitation		
	Average	Dimension	Average	Dimension	
Forests		0.15–7.5			Kittredge (1948)
		0.3–7.5			Zinke (1967)
Coniferous forests	3.9	0.3–7.6	30		Zinke (1967)
			26		Tate (1996)
Spruce forests	4.3	2–5.2			Carlyle-Moses and Price (2007)
			29		Nedyalkov and Raev (1988)
Pine forests	1.8	0.9–4			Florov and Dimitrov (1968)
	5.2	4.8–5.4			Nedyalkov and Raev (1988)
Deciduous forests		0.2–2			Polyakov et al. (2008)
			13		Zinke (1967)
Hardwoods	4.8	0.5–9.1			Carlyle-Moses and Price (2007)
Eastern hardwood forest			13	10.0–16.0	Zinke (1967)
			14		Tate (1996)
Beech forests	3.1 (2.9)	2.6–3.2			Florov and Dimitrov (1968)
	2.4 (1.9)	0.9–2.8			Polyakov et al. (2008)
Oak forests			21		Polyakov et al. (2008)
Litter	5.8	0.5–11.2			Tate (1996)
Litter coniferous forests			5		Zinke (1967)
Litter deciduous forests			3		Tate (1996)
Shrubs	1	0.3–1.8			Tate (1996)
	1.3	1–1.5			Zinke (1967)
Grasslands			15	10.0–20.0	Zinke (1967)
					Tate (1996)

Tabella 12: Capacità delle coperture di trattenere le acque meteoriche: da 0=non rilevante a 5=massima (da Nedkov & Burkhard 2012).

Land cover	Interception
Discontinuous urban fabric	0
Road and rail networks	0
Mineral extraction sites	0
Non-irrigated arable lands	1
Fruit trees and berries	3
Pastures	2
Agriculture and natural vegetation	2
Broad-leaved forests	4
Coniferous forests	5
Mixed forests	5
Natural grasslands	2
Moors and heathlands	2
Transitional woodland-shrub	3
Bare rocks	0
Sparcely vegetated areas	0

Valutazione della domanda

La domanda è definita dalla presenza di coperture artificiali produttive o urbane (es. industriali, residenziali, trasporti) in aree a rischio idrologico. In mancanza di cartografie di rischio, la domanda può essere stimata utilizzando i modelli idrologici sopra citati o eventuali dati storici (es. precedenti alluvioni). Un approccio più approssimativo prevede l'analisi d'intersezione tra aree arbitrarie intorno ai corsi d'acqua (buffer) o aree ad alto cumulo potenziale di precipitazioni (analisi DEM e definizione del "flow accumulation") e aree urbanizzate, da questa intersezione si possono ricavare il numero di abitanti e/o attività a rischio.

Valutazione monetaria

Questo servizio, analogamente ai precedenti (R3, R4, R5), è complesso da monetizzare, non avendo un valore di uso diretto e dipendendo da eventi probabilistici. Il calcolo dei costi evitati è complicato dall'incertezza dei fenomeni idrologici e degli eventi meteorici e dai fattori locali specifici di rischio (es. presenza di attività o edifici con alto valore o densità). Il valore di di questo servizio può essere ricavato, in modo analogo a R5, a partire dai costi di strutture di protezione o regolazione delle portate con funzione analoga a quella degli ecosistemi forestali. Un esempio potrebbe essere il costo di bacini di laminazione idonei ad accogliere volumi analoghi a quelli trattenuti dalle coperture forestali calcolate come indicato sopra.

2.15 R7 - Impollinazione

Tipo di servizio	Regolazione
Unità di misura	ha (di coltivazioni "servite")
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale prossimale
Funzione distanza	Si (in base alla distanza massima di "visita" di impollinatori)
Rivalità/Escludibilità	Non rivale, non escludibile
Aree funzionali	Vegetazione naturale (habitat per impollinatori)
Beneficiari	Agricoltori con coltivazioni nelle vicinanze di habitat funzionali per impollinatori
Uso valutazione	PES, Piani Sviluppo Rurale

Coperture del suolo naturali e semi naturali forniscono risorse e habitat essenziali per impollinatori all'interno di paesaggi rurali. Il servizio di impollinazione naturale mantiene il rendimento, la qualità e la stabilità della produzione orto-frutticola (Rathcke 1993; Kremen et al. 2004). Il servizio di impollinazione naturale, associato con la conservazione degli habitat, è stato dimostrato esser più efficace ed efficiente di quello fornito dalle api gestite in alveari artificiali (Tallis et al. 2013). Nell'Unione Europea, il 12% della superficie totale coltivabile dipende da impollinatori per una produzione



© Schirpke

agricola ottimale (Schulp et al. 2014). D'altra parte, i cambiamenti di uso del suolo e il cambiamento climatico provocano un cambiamento nella composizione delle specie e con potenziali impatti negativi sulle interazioni tra pianta e impollinatore (Schweiger et al. 2010). Schulp et al. (2014) hanno quantificato sia la domanda che l'offerta di impollinazione nell'Unione europea (UE), mappando l'area coltivabile che richiede la presenza di impollinatori per una produzione ottimale (domanda), l'habitat delle api e la probabilità di visita correlata (offerta) utilizzando dati agricoli e paesaggistici dettagliati. Le mappe di domanda e offerta sono state quindi confrontate sia visivamente sia attraverso analisi di statistica descrittiva e implementando un modello additivo in grado di analizzare la relazione tra probabilità di visita e la presenza o l'assenza di colture dipendenti da impollinatori.

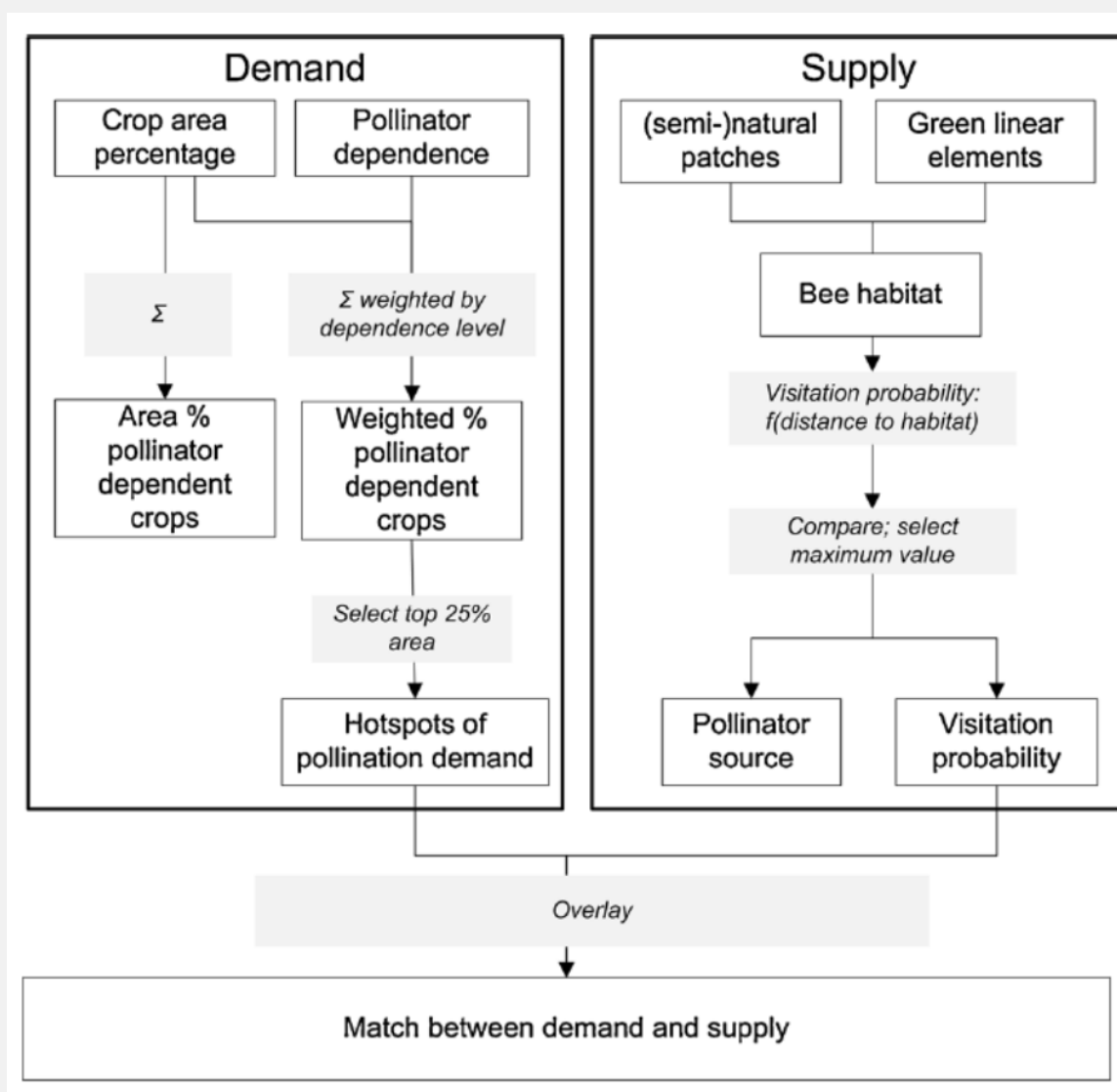
Valutazione della fornitura

Partendo dal presupposto che le api (e altri impollinatori) hanno bisogno di luoghi adatti per nidificare e disponibilità alimentari (fiori) vicino ai loro siti di nidificazione, un apposito modulo di InVEST permette di mappare la loro presenza potenziale, utilizzando tali informazioni. Queste mappe sono utilizzate per stimare un indice di abbondanza di impollinatori in grado di visitare le colture in ogni cella agricola, tenendo conto dei range di volo per ciascuna specie impollinatrice e della loro densità potenziale al variare dell'uso del suolo. Infine il modello utilizza una funzione semplificata per tradurre l'abbondanza delle api in valore delle colture

in ogni cella agricola.

Il modello di InVEST può essere facilmente applicato ai siti Natura 2000, ove il servizio sia realmente significativo (presenza di coltivazioni limitrofe). I dati necessari sono: uso del suolo, specie di impollinatori associabili alle coltivazioni adiacenti, relativi attributi riguardo densità nidi, raggio d'azione, stagionalità e preferenze alimentari. In sintesi, il metodo consiste nei seguenti passi: selezione di impollinatori potenzialmente presenti nel sito con il raggio d'azione massimo, individuazione degli habitat funzionali per gli impollinatori selezionati e verifica della loro presenza nel sito, individuazione di coltivazioni (associate agli impollinatori selezionati) entro questo raggio. Per successivi dettagli si rimanda al manuale InVEST (Tallis et al. 2013).

Figura 3: Schema di valutazione proposta da Schulp et al. (2014).



Un approccio più approssimativo prevede di definire un'arbitraria distanza massima dal sito, distanza di probabile visita (es. buffer di 1,5 km), e di identificare le aree coltivate entro questa distanza (aree beneficiarie).

Valutazione della domanda

La domanda può essere quantificata in termini di superfici coltivate (ha) o numero di aziende agricole che necessitano di impollinazione, utilizzando i dati relativi alle aree coltivate entro una determinata distanza dal sito.

Valutazione monetaria

In letteratura, i casi di valutazione monetaria si rifanno essenzialmente ai costi evitati o costi di sostituzione; ad esempio sono stati definiti per alcune coltivazioni tropicali i costi di un'impollinazione artificiale, manuale e meccanica (Allsopp et al. 2008). Una valutazione più approssimativa consiste nell'attribuire al servizio il valore commerciale dei prodotti agricoli stessi dipendenti dall'impollinazione (Losey & Vaughan 2006).

2.16 R8 - Controllo biologico

Tipo di servizio	Regolazione
Unità di misura	t (danno o perdite evitate)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale prossimale
Funzione distanza	Sì, in funzione della distanza di azione specie "utili"
Rivalità/Escludibilità	Non rivale, non escludibile
Aree funzionali	Coperture naturali e semi-naturale
Beneficiari	Agricoltori con coltivazioni nelle vicinanze di habitat funzionali per specie-controllori biologici
Uso valutazione	Piani Sviluppo Rurale (indicazioni generali)



Il controllo biologico degli insetti nocivi è un complesso servizio correlato positivamente con la biodiversità, per la maggior presenza dei loro nemici naturali (Crowder et al. 2013). La riduzione della biodiversità dovuta a cambiamenti negli ecosistemi favorisce la dominanza specie opportuniste dannose per la produzione alimentare e la salute umana (MEA 2005). Sebbene vi sia ancora una conoscenza limitata delle relazioni tra biodiversità e controllo biologico, stime prudenti indicano che negli Stati Uniti il valore economico offerto dal controllo dei nemici naturali sugli insetti nocivi che attaccano le piante coltivate supera i 4,5 miliardi di dollari ogni anno

(Losey & Vaughan 2006). Integrando i concetti di ecologia del paesaggio e di conservazione della biodiversità, alcuni studi si sono concentrati sul ruolo del contesto paesaggistico. Da questi risulta che paesaggi multifunzionali, capaci di promuovere la biodiversità locale, possono sostenere una varietà di nemici naturali di specie dannose e creare le condizioni favorevoli per un'agricoltura resiliente (Bianchi et al. 2006). Il servizio è fornito soprattutto dagli habitat naturali e semi-naturali adiacenti ai campi, quali margini non coltivati, maggesi, siepi e boschi residui, che contribuiscono all'abbondanza e diversità di specie utili. In letteratura, una buona funzionalità di controllo biologico è associata soprattutto a coperture erbacee (80% dei casi) e habitat boschivi (71%) e eterogeneità di paesaggio (70%) (Bianchi et al. 2006).

Valutazione della fornitura

Per quantificare l'offerta, è necessario disporre di dati relativi ad eventuali habitat funzionali per controllori biologici (specie utili) interni al sito, dati relativi alle coltivazioni adiacenti e informazioni specifiche sulla biologia delle specie nocive e quelle utili. Valutare il servizio in modo preciso comporta almeno i seguenti passi:

1. mappatura: accertare la concomitanza di specie utili (e relativi habitat) nel sito e di coltivazioni nella vicinanze, selezionare le specie utili con maggiore raggio d'azione, identificare le coltivazioni beneficiarie entro questo raggio a partire dal sito;
2. quantificazione: riconoscere le specie dannose per le coltivazioni beneficiarie e il danno potenziale specifico medio (es. kg di prodotti danneggiati per individuo), stimare l'efficacia di riduzione delle specie dannose da parte di quelle utili (es. predazione di specie dannose per individuo di specie utili), stimare l'abbondanza potenziale delle specie utili e di quelle dannose nelle aree interessate, calcolare la rimozione potenziale di specie dannose e la relativa quantità di prodotti potenzialmente "salvati".

Nella pratica, la conoscenza sulle relazioni biologiche tra specie utili e quelle dannose è ancora molto limitata ed essenzialmente sviluppata solo per pochi tipi di coltivazioni (alcuni seminativi). In letteratura i numerosi studi provano l'esistenza di un controllo biologico più che quantificarlo (Griffiths et al. 2008). Una stima generica può limitarsi a indentificare le aree coltivare entro un'arbitraria distanza (raggio d'azione medio di controllo biologico, es. 2.5 km) e utilizzare dati di letteratura su potenziali tassi di danni (es. Losey & Vaughan 2006: 15% - 39% del raccolto) che possono essere evitati dal controllo biologico; moltiplicando la produzione media (es. kg/ettaro) per le superficie beneficiarie del servizio (entro i 2.5 km) e per la frazione di danno potenziale evitato (0.15), si ottiene una stima delle produzioni salvaguardate grazie al controllo biologico.

Valutazione della domanda

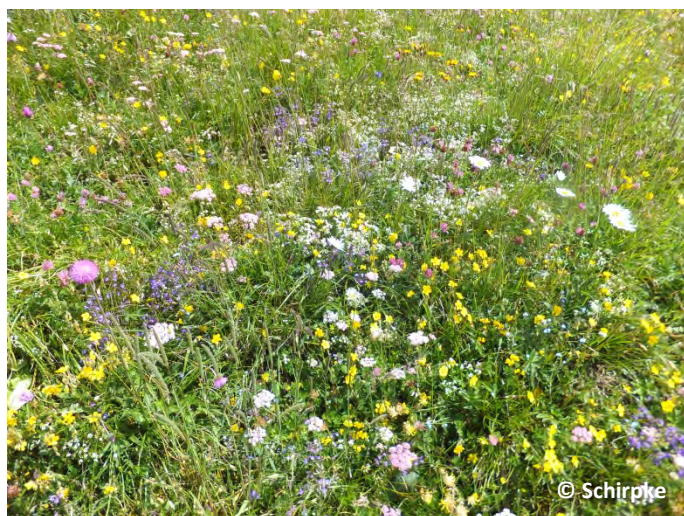
La domanda può essere quantificata definendo le superfici di coltivazioni beneficiarie entro un raggio d'azione di controllo biologico dal sito.

Valutazione monetaria

Essendo riferito ad un danno evitato, il valore economico del servizio equivale al costo (evitato) dei danni potenzialmente causati da specie dannose in assenza del controllo biologico (Losey & Vaughan 2006). In pratica, si ottiene una stima come segue: valore medio produzione (€/ha) per le superfici beneficiarie (ha) per le frazione produzione potenzialmente danneggiata (es. 0.15).

2.17 R9 - Habitat per la biodiversità

Tipo di servizio	Regolazione
Unità di misura	N° (habitat o specie)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale prossimale
Funzione distanza	Sì
Rivalità/Escludibilità	Non rivale, non escludibile
Aree funzionali	Coperture naturali e semi-naturali
Beneficiari	Popolazione
Uso valutazione	PES



Con il termine biodiversità s'intende la variabilità di geni, specie ed ecosistemi, incluse le loro relazioni complesse (DeLong 1996). La biodiversità è il presupposto alla produzione di SE (Balvanera et al. 2001), ma può essere considerata separatamente come un servizio di supporto (Millennium Ecosystem Assessment 2005), di regolazione (Haines-Young & Potschin 2012) o come attributo indipendente dei sistemi naturali con un proprio valore intrinseco non monetizzabile (Tallis et al. 2013). La biodiversità dipende da numerosi fattori e processi complessi, che interagiscono a scale diverse (Boykin et al.

2013), che è possibile quantificare solo parzialmente (Wagner & Edwards 2001). La diminuzione di biodiversità ha notevoli conseguenze sul benessere umano, sull'economia oltre che sulla qualità ambientale (Cardinale et al. 2012). Qui, il servizio di habitat per la biodiversità è inteso come fornitura delle condizioni idonee a garantire la maggior biodiversità possibile per il contesto.

Valutazione della fornitura

Una quantificazione semplicistica del servizio consiste nel conteggio delle specie e degli habitat presenti nel sito, o potenzialmente presenti. Per una valutazione qualitativa si possono considerare attributi quali rarità e vulnerabilità. Ad esempio, nel modulo di InVEST (Tallis et al. 2013) si valutano qualità e rarità dell'habitat come funzione di quattro fattori: impatto relativo di ciascuna minaccia, la sensibilità relativa di ciascun tipo di habitat ad ogni minaccia, la distanza tra gli habitat e le fonti di minacce, e il grado con cui il territorio è legalmente protetto. Per cui, gli input richiesti includono una mappa di uso e cambiamento del suolo, la sensibilità dei vari tipi di uso del suolo a ogni minaccia, i dati spaziali sulla distribuzione e l'intensità di ogni minaccia e la posizione delle aree protette.

Valutazione della domanda

Data la non linearità (e la limitata conoscenza) delle relazioni tra numero di specie o habitat e l'erogazione di benefici non è possibile quantificare una domanda specifica per questo servizio. Una domanda di biodiversità è piuttosto associata all'erogazione di specifici benefici ambientali, quindi può essere riferita ad altri servizi più particolari (es. impollinazione, controllo biologico).

Valutazione monetaria

Il valore della biodiversità per se è complesso e multidimensionale, include valori di uso e valori di non-uso. Il valore d'uso si riferisce generalmente a servizi già trattati (di regolazione e fornitura), mentre quello di non-uso approssima al meglio il valore intrinseco della biodiversità. Nello specifico, il valore di non-uso si suddivide in valore di eredità (*bequest value*, derivato dal beneficio di sapere che il bene o servizio ecosistemico sarà disponibile per le generazioni future) e valore di esistenza (valore che si associa a un bene, anche se non si vedrà o non si userà mai). Per questi valori, i metodi di misura più indicati sono quelli della "preferenza dichiarata" in cui, come nella valutazione contingente, è chiesto ai soggetti stessi di associare al bene un valore monetario (Gios & Notaro 2001). La valutazione contingente si basa su questionari e richiede una particolare attenzione nel disegno di campionamento dei soggetti da intervistare (per avere significatività statistica) e nel definire il questionario stesso (per essere privo di ambiguità).

2.18 C1 - Valore estetico

Tipo di servizio	Culturale
Unità di misura	Valori relativo (preferenze)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale; regionale
Funzione distanza	Si (in termini di visibilità)
Rivalità/Escludibilità	Non rivale (ma congestionabile); non escludibile
Aree funzionali	Intero sito (in base alla sua visibilità)
Beneficiari	Residenti e turisti nell'area di visibilità
Uso valutazione	Pianificazione territoriale, strategie di sviluppo e/o conservazione

Come affermato dal Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) molte persone godono dello scenario di paesaggi e di aree naturali di cui apprezzano la bellezza o il valore estetico, questo si riflette nella preferenza (e disponibilità a pagare) per vivere in ambienti esteticamente piacevoli (scelta dei luoghi abitativi), visitare parchi e preferire strade panoramiche.



La bellezza di un paesaggio deriva dalla percezione delle sue caratteristiche biofisiche da parte dell'osservatrice umana; sono stati sviluppati due principali tipologie di valutazione: metodi basati sulla percezione ed metodi basati sulla valutazione di esperti (Daniel 2001). I primi analizzano le percezioni della comunità riguardo la bellezza paesaggistica percepita sul posto o rappresentata da fotografie (Arriaza et al. 2004; Grêt-Regamey et al. 2007). Anche se alcuni studi rilevano la presenza di differenze tra i gruppi per età, sesso, ceto sociale (Hunziker et al. 2008; Tveit 2009) o culturali (Zube & Pitt 1981), molti studi

suggeriscono un sostanziale accordo tra i vari gruppi (Cañas et al. 2009; Kearney et al. 2008; Ode et al. 2009) rispetto a variabili ricorrenti. Queste tipologie di valutazione hanno un alto livello di affidabilità (Daniel 2001), ma sono relativamente costose, in termini di tempo e non facili da organizzare in loco (Lothian 1999). Inoltre le valutazioni dei grandi paesaggi complessi sono spesso limitate a valutazioni campionarie puntuali o, per esempio, lungo elementi lineari come strade, sentieri e fiumi (Meitner 2004; Beza 2010). Al contrario, gli approcci basati sul parere di esperti analizzano le proprietà visive e le caratteristiche biofisiche del paesaggio con metodi quantitativi (Daniel 2001). Germino et al. (2001) stimano le proprietà visive dei paesaggi delle Montagne Rocciose quantificando le dimensioni della vista o panorama, per esempio l'estensione areale, la profondità, il rilievo e la composizione dei punti di vista in termini di diversità e di copertura del suolo. Il principale vantaggio di una perizia di esperti è la sua efficienza (Lothian 1999), che permette una valutazione e generalizzazione ad intere regioni utilizzando procedure automatizzate o modelli. Tuttavia, le valutazioni degli esperti non hanno raggiunto l'elevata affidabilità dei metodi basati sulla percezione e preferenza dichiarata perché sono esposte alla distorsione soggettiva del valutatore (Daniel 2001).

In letteratura si possono trovare diversi studi sul valore estetico del paesaggio, ma pochi di questi attribuiscono anche un valore ai servizi culturali degli ecosistemi. Grêt-Regamey et al. (2007, 2008), partendo

dal calcolo dell'ampiezza visiva (analisi di visibilità) attraverso un modello GIS tridimensionale, hanno correlato variabili fisiche di un paesaggio, quali pendenza, esposizione, distanza e altezza, con i valori ottenuti da un'indagine sulla WTP (*disponibilità a pagare*) in relazione a diversi cambiamenti del paesaggio. La relazione conseguita può essere utilizzata per stimare i cambiamenti nei valori panoramici per altre aree nella regione. Schirpke et al. (2013) hanno proposto l'utilizzo di un sistema informativo geografico (GIS) con il quale determinare la superficie visibile da diversi punti di osservazione (analisi di visibilità), introducendo una distinzione tra diverse zone di profondità di vista in modo tale da valutare diversamente le zone in prossimità dell'osservatore rispetto a quelle più lontane. Basandosi sui dati dell'uso del suolo e sul modello digitale del terreno, sono state calcolate diverse metriche (landscape metrics) per descrivere quantitativamente le strutture spaziali e la loro distribuzione nel territorio per le diverse zone visibili. In seguito questi valori sono stati correlati attraverso un'analisi di regressione con i dati ottenuti da un questionario sul valore della bellezza del paesaggio in funzione della percezione umana per ottenere degli modelli predittivi della bellezza del paesaggio per ogni punto di osservazione.

Valutazione della fornitura:

I siti della rete "Natura 2000" presentano caratteristiche distintive spesso molto diverse tra loro e in contesti differenti. A parità di caratteristiche, la diversa manutenzione di un paesaggio, la struttura della vegetazione, la presenza di un paesaggio abbandonato o altamente modificato intorno all'osservatore, ad esempio con numerose infrastrutture e presenza di rifiuti, ha un impatto negativo sulla percezione visiva del paesaggio stesso (Beza 2010). Secondo la teoria dell'eco-field (Farina et al. 2005; Farina 2006), il paesaggio esiste solo se c'è un osservatore (non solo umano, sono incluse le specie animali) che lo percepisce e lo interpreta come "interfaccia tra bisogni e risorse". Considerando questi presupposti e gli studi in letteratura, si propone la realizzazione di un questionario di valutazione del paesaggio che possa esplicitare preferenze attraverso (per esempio) foto, specifiche per ogni sito, che riproducano le varie tipologie di habitat e/o vari scenari possibili con la sostituzione di elementi caratteristici (es. bosco al posto di prati, omogeneizzazione dell'uso del suolo anziché una sua diversificazione, mancanza di vegetazione ecc.) e la presenza di elementi non desiderabili (rifiuti e infrastrutture). I valori di preferenza ottenuti dal questionario, riferiti a ciascuna tipologia di copertura del suolo, potranno essere successivamente estesi su territori più vasti e su una mappa qualitativa.

Valutazione della domanda:

Si ritiene non sia possibile quantificare la domanda (sennonché in termini di numero di beneficiari potenziali), perché in generale tutta la popolazione apprezza e beneficia di un paesaggio esteticamente piacevole. Tuttavia, attraverso il questionario, è possibile ricavare un'indicazione sulle preferenze (valori relativi) di configurazione paesaggistica, queste possono essere usate come informazione sulla tipologia di paesaggio richiesto.

Valutazione monetaria:

La bellezza di un panorama o di un paesaggio in generale influisce sul valore degli immobili nel territorio (Luttik 2000; Tyrväinen & Miettinen 2000). Questo processo è alla base del metodo del prezzo edonico, sviluppato già dagli anni 1960, usato per stimare il valore monetario della bellezza di un panorama o, in altre parole, per definire una “disponibilità a pagare rivelata”. Il metodo cerca di identificare quanta parte della differenza nei valori delle proprietà è dovuta a una specifica differenza nelle caratteristiche ambientali. Tipicamente tale differenza è riscontrabile anche nel diverso prezzo delle camere di un albergo con o senza vista sul panorama naturale (es. un lago, una montagna, un bosco). Il metodo prevede i seguenti passi:

- specificare il tipo di risorsa e la relazione con il SE (es. immobili vicini al sito),
- raccogliere informazioni sul SE in differenti situazioni e aree (es. valori immobili) per il quale varia la qualità e la quantità del SE (es. con/senza visibilità sul sito, con specifici elementi nel panorama),
- analisi statistica (econometria).

L'applicazione di tale metodo richiede una grande quantità di dati (casi) e analisi complesse per escludere variabili non pertinenti (es. influenza di altre variabili, o di altre aree naturali visibili ma fuori dal sito).

2.19 C2 - Valore ricreativo

Tipo di servizio	Culturale
Unità di misura	N° visitatori (dati diretti o potenziali)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale; regionale
Funzione distanza	Si (per la domanda o accessibilità)
Rivalità/Escludibilità	Rivale (congestionabile); non escludibile
Aree funzionali	Intero sito (ove possibile praticare attività outdoor)
Beneficiari	Residenti e turisti
Uso valutazione	Pianificazione territoriale, strategie di sviluppo e/o conservazione

Come descritto dal Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005), gli ecosistemi forniscono una molteplicità di opportunità ricreative. Le persone (turisti, visitatori e residenti) scelgono dove trascorrere il loro tempo libero sulla base delle caratteristiche del paesaggio naturale o coltivato. I valori ricreativi forniti dagli ecosistemi e le preferenze sulle attività all'aperto (outdoor) sono oggetto di numerosi studi. Secondo Nahuelhual et al. (2013) gli approcci alla mappatura del valore ricreativo si possono raggruppare in quattro tipologie generali:



- Mappatura delle spese dei visitatori (spesa turistica), attribuibili a specifiche aree protette, per unità di spazio, escludendo dalla mappe quelle zone di potenziali benefici ma per i quali non possono essere ottenuti indicatori (Anderson et al. 2009; Eigenbrod et al. 2010). Questi tipi di mappe però non sono in grado di mostrare i benefici economici né il SE inteso come componente della natura, direttamente goduto, consumato o utilizzato per produrre il benessere umano.
- Mappatura delle potenziali aree ricreative sulla base della presenza di habitat naturali e semi naturali, dell'accessibilità della zona, misurata in funzione dalla sua vicinanza a centri abitati e strade principali, e del diritto di accesso (Arriaza et al. 2004; Bailey et al. 2006; Chan et al. 2006; Gimona et al. 2007; Lautenbach et al. 2011).
- Mappatura dei benefici derivati dal turismo, basata sul trasferimento di dati monetari ottenuti per altre aree studio al sito valutato (Plummer 2009; Rosenberger & Loomis 2001; Shrestha & Loomis 2003).
- Mappatura delle attività ricreative e dei valori paesaggistici mediante il coinvolgimento delle parti interessate (Brown et al. 2012; Fagerholm et al. 2012; Kienast et al. 2012; Raymond et al. 2009; van Riper et al. 2012; Sherrouse et al. 2011).

Un'interessante studio di Villamagna et al. (2013) ha utilizzato gli obiettivi stessi delineati dall'organo di gestione di un'area di conservazione ad uso pubblico come indicatori per gli ES. Ad esempio, un'alta priorità data al birdwatching suggerisce che venga riconosciuto a questo servizio un alto valore di conservazione. I vari dati sono stati raccolti dalle schede stesse dell'ente gestore, da riassunti di progetto, dai più recenti piani di gestione, piani di monitoraggio e newsletter disponibili online.

Esistono anche diversi software che implementano alcune metodologie per la valutazione del valore ricreazionale degli ecosistemi:

1. utilizzando la tecnologia ARIES in due progetti di studio nordamericani (2010 e 2011) sono state mappate le aree in grado di fornire l'ambiente naturale necessario ad una particolare attività, le caratteristiche del paesaggio che riducono il valore originario fornito da tale aree, il numero di utenti coinvolti e il flusso spaziale che collega gli utenti a quelle specifiche aree ricreative.
2. van Riper et al. (2012) con l'aiuto del software SOLVES hanno analizzati i dati ottenuti attraverso un sondaggio per integrare le misure del valore sociale e delle condizioni delle risorse naturali di un parco nazionale australiano. Sono stati così determinati la distribuzione spaziale e la densità dei punti di valori sociali per i SE; è stata esaminata la relazione tra i valori sociali e lo stato delle risorse naturali, e sono state confrontate le allocazioni del valore sociale tra due sottogruppi di ricreazione all'aperto.

Valutazione dell'offerta

In accordo con i più importanti studi esaminati, per la valutazione dell'offerta del valore ricreativo delle aree della rete "Natura 2000", si propone di sottoporre al gestore o alle aziende turistiche del luogo un breve questionario per censire le principali attività outdoor (e la loro estensione areale) offerte nell'area esaminata, le attrazioni (monumenti naturali e culturali, amenità, ecc.) che possono essere visitate e gli eventuali limiti di accesso. I dati ottenuti possono essere eventualmente mappati nel caso venga indicata la localizzazione delle attività e attrazioni.

Un esempio di alcune domande possibili da inserire nel questionario:

ATTIVITÀ	SI	NO	Dimensioni
Passeggiate			Km di sentieri
Destinazioni escursionistiche			Numero, tipologia (es. rifugi, cime attrezzate)
Pesca di fiume			Km
Pesca di lago			Km ²
Birdwatching			Km ²
...			...

Valutazione della domanda:

La domanda non è facilmente quantificabile poiché la domanda di ricreazione è un bisogno generale di tutta la popolazione. Potrebbe essere comunque utile sottoporre un questionario, con una mappa di supporto, ai visitatori (turisti e residenti) per conoscere le motivazioni della presenza, nello specifico quali attività o elementi attrattivi hanno motivato la visita o l'accesso, dove tali attività sono svolte o dove gli elementi attrattivi sono riconosciuti. I risultati possono fornire le basi per una cartografia di ciascuna attività o classe di elementi attrattivi (es. alberi monumentali, cascate e corpi d'acqua), dalla quale ottenere un'indicazione sulla densità di attività e delle preferenze (dalla sovrapposizione delle singole cartografie).

Valutazione monetaria:

Il valore ricreativo di un sito è innanzitutto riscontrabile dall'indotto della frequentazione e accesso dei visitatori, in altre parole dalla spesa turistica. Questa è la somma delle spese effettuate dai visitatori per l'acquisto di beni e servizi utilizzati per e durante la visita o vacanza, ovvero nel viaggio e nel soggiorno turistico. Secondo le raccomandazioni sulle statistiche del turismo (Department of Economic and Social Affairs (2010) la spesa turistica specifica è il vero valore del prodotto turistico, che per parchi e aree protette è assimilabile al valore ricreativo. In mancanza di dati sulla spesa turistica, misure del valore ricreativo monetario di un sito possono essere stimate dal ricavo totale dagli ingressi, dove a pagamento, o attraverso il metodo del costo di viaggio. La tecnica del costo di viaggio misura la disponibilità a viaggiare (spendere tempo e denaro) per godere di un sito, con i seguenti passi:

- collezione delle informazioni (attraverso indagini e interviste/questionari) su: costi di viaggio, motivi, frequenze, attributi della destinazione, variabili del visitatore;
- stima dei costi di spostamento (inclusi i costi associati es. vitto, alloggio) e dei costi del tempo impiegato;
- calcolo del costo totale di viaggio come delle sue componenti:

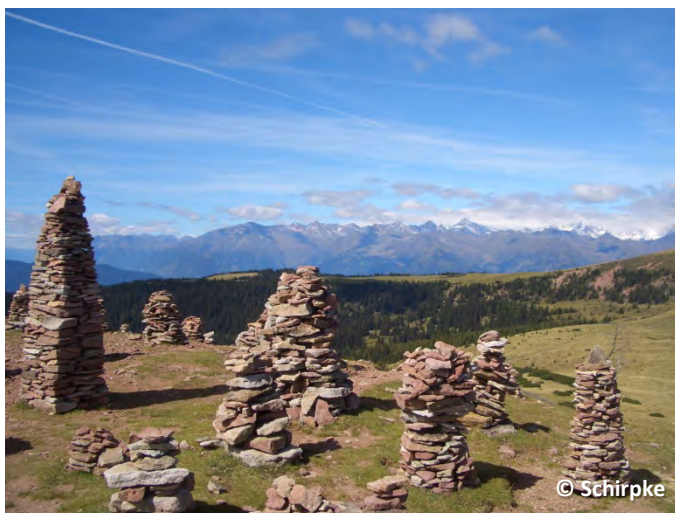
$$\text{CostoTotale} = \text{CostiSpost.} + \text{CostiExtra} + \text{CostoTempo}$$

Con questo metodo, attraverso specifiche domande nel questionario, è più facile rispetto alla spesa turistica distinguere il valore ricreativo proprio del sito (valore di uso, ma non-di-consumo) da quello estetistico (valore di non-uso) o dai valori di altre aree naturali adiacenti.

2.20 C3 - Ispirazione per cultura, arti, valori educativi e spirituali, senso di identità

Tipo di servizio	Culturale
Unità di misura	N° (elementi es. d'identità culturale)
Scala d'interesse (beneficiari)	Locale (globale)
Funzione distanza	No
Rivalità/Escludibilità	Non rivale; non escludibile
Aree funzionali	Intero sito (elementi notevoli)
Beneficiari	Residenti dei comuni intersecanti l'area studio
Uso valutazione	Definire priorità, strategie di sviluppo e/o conservazione

Il Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) evidenzia come molte società assegnino un alto valore al mantenimento dei paesaggi storicamente importanti ("paesaggi culturali") e delle specie culturalmente significative: spesso le comunità locali si basano sugli ecosistemi e le loro componenti per l'educazione formale e informale. Inoltre, gli ecosistemi forniscono una ricca fonte di ispirazione per l'arte, la cultura, la religione, il folklore, così come per i simboli nazionali, l'architettura, la pubblicità. Gli aspetti culturali legati agli ecosistemi sono ampi e complessi e comprendono il senso di identità, il patrimonio culturale e locale. Gli aspetti intangibili della cultura locale, dalle pratiche, alle credenze, ai racconti tramandati di generazione in generazione, fino agli aspetti della lingua o del comportamento, sono legati agli oggetti fisici dell'ambiente e ai luoghi. Il senso di identità, i valori spirituali e religiosi e il sistema di conoscenza sono tra i valori più intimamente interconnessi con il territorio nel quale si esplicano e nel quale si sono formati. I SE culturali, a causa della necessità di differenti competenze e metodi di analisi, tra cui la prospettiva storica, sono stati generalmente trascurati nelle varie iniziative di valutazione e valorizzazione (Tengberg et al. 2012).



Plieninger et al. (2013) hanno sviluppato un metodo per la stima dei valori sociali del paesaggio combinando, in un sistema di informazione geografica (GIS), informazioni spaziali e informazioni qualitative ottenute da interviste strutturate sulla conoscenza paesaggio locale e sui servizi culturali nell'area di studio. Van Berkel et al. (2012) con l'obiettivo di individuare e quantificare i servizi culturali offerti dal paesaggio e fornirne una valutazione monetaria hanno differenziato il contributo al valore dei singoli elementi del paesaggio da quello della struttura del paesaggio stesso. In particolare, per mezzo di un questionario sulle preferenze per le caratteristiche del paesaggio, la struttura e l'evoluzione, Van Berkel et al. (2012) hanno mappato gli hot-spots della prestazione di servizi culturali. La propensione degli intervistati a pagare (WTP) per la manutenzione del paesaggio è stata utilizzata per ottenere una stima del valore potenziale dei servizi culturali, in scenari di cambiamento.

Valutazione dell'offerta:

Si propone di sottoporre un questionario ai gestori e residenti nel quale si chiede di individuare i punti o le aree nel quale si ritrovano certi valori/servizi, il grado di apprezzamento, ecc. I dati ottenuti possono essere eventualmente indicati direttamente su una mappa. Un esempio di alcune domande possibili da inserire nel questionario:

- Esistono monumenti o luoghi di valore storico/identitario? Se sì, quanti, dove e perché?
- Esistono luoghi di riferimento religioso/patriottico/culturale? Se sì, quanti, dove e perché?

Valutazione della domanda:

La domanda non è facilmente quantificabile, come nel caso del valore ricreativo e del valore estetico e analogamente all'offerta, per cui la valutazione del servizio deve basarsi su un'indagine delle preferenze.

Valutazione monetaria:

Il valore d'ispirazione può essere monetizzato solo quando ci sono tangibili ricadute economiche legate al sito in termini di produzione, presentazione, esposizione di opere d'arte (es. libri, immagini, video), eventi culturali (es. festival). Il metodo del costo di viaggio può dare qualche indicazione riguardo l'apprezzamento degli elementi d'ispirazione artistica o spirituale se si tale apprezzamento non è limitato ai residenti. Le indagini di tipo sociologico o antropologico/etnologico, con questionari o interviste, sono gli unici strumenti potenzialmente efficaci per delineare un valore così intangibile (qualitativo e relativo).

3 Bibliografia

- Allsopp MH, De Lange WJ, Veldtman R (2008) Valuing insect pollination services with cost of replacement. *PLoS One* 3:e3128.
- Alonso R, Vivanco MG, González-Fernández I, Bermejo V, Palomino I, Garrido JL, Elvira S, Salvador P, Artíñano B (2011) Modelling the influence of peri-urban trees in the air quality of Madrid region (Spain). *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2138–2147.
- Anderson B J, Armsworth PR, Eigenbrod F, Thomas CD, Gillings S, Heinemeyer A., et al. (2009) Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities ecosystem service priorities. *Journal of Applied Ecology* 46, 888–896.
- Anuraga TS, Ruiz L, Mohan Kumar MS, Sekhar M, Leijnse A (2006) Estimating groundwater recharge using land use and soil data: A case study in South India. *Agricultural Water Management* 84(1–2), 65–76.
- APAT (2007) Rapporto sulle frane in Italia. Il Progetto IFFI – Metodologia, risultati e rapporti regionali.
- Arnold JG, Muttiah RS, Srinivasan R, Allen PM (2000) Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. *Journal of Hydrology* 227(1–4), 21–40.
- Arriaza M, Cañas-Ortega JF, Cañas-Madueño JA, & Ruiz-Aviles P (2004) Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69, 115–125.
- Backéus S, Wikström P, Lämås T (2005) A model for regional analysis of carbon sequestration and timber production. *For Ecol Manag* 216, 28–40.
- Bagstad KJ, Villa F, Johnson GW, Voigt (2011) ARIES – Artificial Intelligence for Ecosystem Services: A guide to models and data, version 1.0. ARIES report series n.1.
- Bailey N Lee, JT & Thompson S (2006) Maximising the natural capital benefits of habitat creation: spatially targeting native woodland using GIS. *Landscape and Urban Planning* 75, 227–243.
- Balvanera P, Daily GC, Ehrlich PR, et al. (2001) Conserving biodiversity and ecosystem services. *Science* 291:2047.
- Barbati A, Corona P, Chiriaco MV, Portoghesi L (2009) Indici di produttività boschiva, rilievo indici di relazione tra produzioni forestali e biomassa residuale associata, analisi del mercato della biomassa forestale in Italia. 13.
- BASINS (Better Assessment Science Integrating point & Non-point Sources) | BASINS | US EPA. <http://water.epa.gov/scitech/datait/models/basins/index.cfm>. Accessed 8 Jan 2014
- Beckett KP, Freer-Smith PH, Taylor G (2000) Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biology* 6 (8), 995–1003.
- Berkes F, Folke C, Colding J (2000) Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge Univ Pr, Cambridge, UK
- Beza BB (2010) The aesthetic value of a mountain landscape: A study of the Mt. Everest Trek. *Landscape and Urban Planning* 97, 306–317.
- Bianchi FJ, Booij CJ, Tschardtke T (2006) Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control *Proc. R. Soc. B*, 273(1595), 1715–1727.
- Bolund P & Hunhammar S (1999) Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29 (2), 293 – 301.

- Bon M, Paolucci P, Mezzavilla F, et al. (1996) Atlante dei mammiferi del Veneto. Soc. Veneziana di Scienze Naturali
- Boykin KG, Kepner WG, Bradford DF, Guy RK, Kopp DA, Leimer AK, Samson EA, et al. (2013) A national approach for mapping and quantifying habitat-based biodiversity metrics across multiple spatial scales. *Ecological Indicators*, 33, 139-147.
- Bräuer I (2003) Money as an indicator: to make use of economic evaluation for biodiversity conservation. *Agric Ecosyst Environ* 98, 483–491.
- Brown, G. Montag, J. M., Lyon, K. (2012) Public participation GIS: a method for identifying ecosystem services. *Society & Natural Resources: An International Journal* 25(7), 633-651.
- Butler CD, Oluoch-Kosura W (2006) Linking future ecosystem services and future human well-being. *Ecol Soc* 11:30–46.
- Cănas I, Ayuga E, & Ayuga F (2009) A contribution to the assessment of scenic quality of landscapes based on preferences expressed by the public. *Land Use Policy* 26(4), 1173–1181.
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, et al. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67.
- Caserini S, Fraccaroli A, Monguzzi A, et al. (2008) Stima dei consumi di legna da ardere per riscaldamento ed uso domestico in Italia. Agenzia Nazionale per la Protezione dell’Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT), Milano.
- Cereti CF, Miglietta F, Bullitta P, Cavallero C, Santilocchi R, Talamucci P, Ziliotto U (1987) Modello empirico semplificato della produzione di pascoli e prati-pascoli artificiali e possibilità di previsione dell'andamento produttivo. *Rivista di agronomia*, 21 (2), 103-110.
- Chan K, Shaw M, Cameron D, Underwood E, Daily G (2006) Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology* 4, 2138-2152.
- Collison AJC, Anderson MG (1996) Using a combined slope hydrology/stability model to identify suitable conditions for landslide prevention by vegetation in the humid tropics. *Earth Surf. Process. Landforms* 21, 737–747.
- Croitoru L, Gatto P (2001) Una stima del valore economico totale del bosco in aree mediterranee. *Monti e Boschi*, 52(5), 22–30.
- Crowder DW, Jabbour R (2013) Relationships between biodiversity and biological control in agroecosystems: Current status and future challenges. *Biological Control*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.10.010>.
- Dai FC, Lee CF (2001) Landslide characteristics and slope instability modeling using GIS, Lantau Island, Hong Kong, *Geomorphology* 42(3–4), 213-228.
- Daniel TC (2001) Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century. *Landscape and Urban Planning*, 54, 267–281.
- De Marchi M, Scolozzi R (2012) La valutazione economica dei servizi ecosistemici e del paesaggio nel Parco Naturale Adamello Brenta. *Valutazione Ambient* 22, 54–62.
- DeLong DCJ (1996) Defining Biodiversity. *Wildl Soc Bull* 24, 738–749.
- Department of Economic and Social Affairs (2010) *International Recommendations for Tourism Statistics 2008*. New York, US: UNWTO.
- Direzione Generale Ambiente (DGA) (2010) *L’ambiente per gli europei*. Lussemburgo: Ufficio delle pubblicazioni dell’Unione Europea, ISSN 1563-4191.

- Dudley N, Stolton S (2003) *Running Pure: The importance of forest protected areas to drinking water. A research report for the World Bank / WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use*. ISBN 2-88085-262-5
- Eade JD, Moran D (1996) Spatial economic valuation: benefits transfer using geographical information systems. *J Environ Manage* 48, 97–110.
- EFSA <http://www.efsa.europa.eu/>
- Egger G, Angermann K, Aigner S, Buchgraber K. 2005. GIS-Gestützte Ertragsmodellierung zur Optimierung des Weidemanagements auf Almweiden. Gumpenstein: BAL – Bundesanst. für Alpenländ. Landwirtschaft.
- Eigenbrod F, Armsworth PR, Anderson BJ, Heinemeyer A, Gillings S, Roy DB, et al. (2010) The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47, 377-385.
- Escobedo FJ & Nowak DJ (2009) Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning* 90 (3–4), 102–110.
- Fagerholm N, Käyhkö N, Ndumbaro F, & Khamis M (2012) Community stakeholders' knowledge in landscape assessments e mapping indicators for landscape services. *Ecological Indicators* 18, 421-433.
- Farina A (2006) *Il paesaggio cognitivo - una nuova entità ecologica*. Franco Angeli, Milano.
- Farina A, Bogaert J, Schipani I (2005) Cognitive landscape and information: new perspectives to investigate the ecological complexity. *Biosystems* 79, 235–240.
- Federici S, Vitullo M, Tulipano S, et al. (2008) An approach to estimate carbon stocks change in forest carbon pools under the UNFCCC: the Italian case. *IForest - Biogeosciences For* 1, 86–95.
- Ferréa C, Zenone T, Comolli R, Seufert G (2012) Estimating heterotrophic and autotrophic soil respiration in a semi-natural forest of Lombardy, Italy. *Pedobiologia* 55, 285–294.
- Forest Research (2010) *Benefits of green infrastructure. Evidence note. Report to Defra and CLG*. Forest Research, Farnham.
- Free JB. (1993) *Insect pollination of crops*. Academic Press, London.
- Freibauer A, Rounsevell MD., Smith P, Verhagen J (2004) Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1–23.
- Gatto P, Pettenella D, Secco L (2009) Payments for forest environmental services: organisational models and related experiences in Italy. *IForest-Biogeosciences For* 2:133–139.
- Germino MJ, Reiners WA, Blasko BJ, McLeod D, & Bastian CT (2001) Estimating visual properties of Rocky Mountain landscapes using GIS. *Landscape and Urban Planning*, 53, 71–83.
- Gibson J, Gamage S, Hanotte O, et al. (2006) *Options and Strategies for the Conservation of Farm Animal Genetic Resources: Report of an International Workshop (7-10 November 2005, Montpellier, France)*. CGIAR System-wide Genetic Resources Programme (SGRP)/ Bioversity International, Rome, Italy.
- Gimona A & van der Horst D (2007) Mapping hotspots of multiple landscape functions: a case study on farmland afforestation in Scotland. *Landscape Ecology*, 22, 1255-1264.
- Gios G, Notaro S (2001) *La valutazione economica dei beni ambientali: introduzione al metodo della valutazione contingente*. CEDAM, Padova.

- Goio I (2006) La funzione produttiva delle foreste: confronto tra contabilità standard e verde. *Estimo e Territorio* 11, 16–23.
- Goio I, Gios G, Pollini C (2008) The development of forest accounting in the province of Trento (Italy). *J For Econ* 14:177–196.
- Grassi R (2005) La Lombardia e la sua caccia. Prima indagine sulla pratica venatoria nelle province lombarde. Consiglio Regionale della Lombardia, Milano.
- Grêt-Regamey A, Bebi P, Bishop ID, Schmid WA (2008) Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. *Journal of Environmental Management* 89, 197–208.
- Grêt-Regamey A, Bishop ID, Bebi P (2007) Predicting the scenic beauty value of mapped landscape changes in a mountainous region using GIS. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 34, 50–67.
- Griffiths GJ, Holland JM, Bailey A, Thomas MB (2008) Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biol Control* 45, 200–209.
- Grimm M, Jones RJ, Rusco E, Montanarella L (2003) Soil erosion risk in Italy: a revised USLE approach. Office for Official Publications of the European Communities Luxembourg.
- Guzzetti F, Reichenbach P, Cardinali M, Galli M, Ardizzone F (2005) Probabilistic landslide hazard assessment at the basin scale, *Geomorphology*, 72(1–4), 272–299.
- Haines-Young R, Potschin M (2012) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August - December 2012. 34.
- Harrison R (2010) *Understanding the Politics of Heritage*. Manchester University Press, Manchester.
- Hoisington D, Khairallah M, Reeves T, et al. (1999) Plant genetic resources: What can they contribute toward increased crop productivity? *Proc Natl Acad Sci* 96, 5937–5943.
- Hunziker M, Felber P, Gehring K, Buchecker M, Bauer N, Kienast F (2008) Evaluation of landscape change by different social groups. *Mountain Research and Development*, 28, 140–147.
- InVEST User Guide — InVEST 2.6.0 documentation. http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/invest-releases/documentation/current_release/index.html#. Accessed 8 Jan 2014
- IPCC (2003) - Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. IPCC Technical Support Unit, Kanagawa, Japan.
- ISMEA <http://www.ismeaservizi.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/1>
- ISTAT (2003) Coltivazioni agricole, foreste e caccia. Anno 2000. Informazioni n. 28 – 2003.
- ISTAT (2010) Agricoltura e zootecnia.
- Kearney AR, Bradley GA, Petrich CH, Kaplan R, Kaplan S, Simpson-Colebank D (2008) Public perception as support for scenic quality regulation in a nationally treasured landscape. *Landscape and Urban Planning*, 87(2), 117–128.
- Kepner WG, Semmens DJ, Hernandez M, Goodrich DC (2009) Evaluating hydrological response to forecasted land-use change: Scenario testing with the automated geospatial watershed assessment (AGWA) tool. pp 79–84.
- Kienast F, Degenhardt B, Weilenmann B, Wäger Y, Buchecker M (2012) A GIS-assisted mapping of landscape suitability for nearby recreation. *Landscape and Urban Planning* 105, 385–399.

- Kremen C, Williams NM, Bugg RL, et al. (2004) The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecol Lett* 7, 1109–1119.
- Lautenbach S, Kugel C, Lausch A, Seppelt R (2011). Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecological Indicators* 11, 676–687.
- Lin JP (2004) Review of published export coefficient and event mean concentration (EMC) data, WRAP Technical Notes Collection (ERDC TN-WRAP-04-3), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- Losey JE, Vaughan M (2006) The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56, 311–323.
- Lothian A (1999) Landscape and the philosophy of aesthetics: Is landscape quality inherent in the landscape or in the eye of the beholder? *Landscape and Urban Planning* 44, 177–198.
- Luttik J (2000) The value of trees, water and open space as reflected by house prices in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning* 48, 161–167.
- Matassino D (1996) L'animale autoctono quale bene culturale. Atti Conv. su 'Ruolo del germoplasma animale autoctono nella salvaguardia del territorio'. Bari, 17 settembre 1996. *Terra Pugliese*, 45 (11-12), 3, 1996. *L'Allevatore*, 53 (10), insert, 1997.
- Matthews HS & Lave LB (2000) Applications of environmental valuation for determining externality costs. *Environmental Science & Technology* 34 (8), 1390–1395.
- McDonald AG, Bealey WJ, Fowler D, Dragosits U, Skiba U, Smith RI, Donovan RG, Brett HE, Hewitt CN, Nemitz E (2007) Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment* 41 (38), 8455–8467.
- McPherson EG, Nowak D, Heisler G, Grimmond S, Souch C, Grant R, Rowntree R (1997) Quantifying urban forest structure, function, and value: the Chicago Urban Forest Climate Project 1083-8155 Urban Ecosystems. Kluwer Academic Publishers.
- McPherson EG, Nowak DJ, Rowntree RA (1994) Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project. US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station Radnor, PA.
- Meitner MJ (2004) Scenic beauty of river views in the Grand Canyon: Relating perceptual judgments to locations. *Landscape and Urban Planning* 68, 3–13.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, DC.
- Miller S, Semmens D, Miller R, et al. (2002) GIS-based hydrologic modeling: the automated geospatial watershed assessment tool. p 12.
- Morri E, Pruscini F, Scolozzi R, Santolini R (2014) A forest ecosystem services evaluation at the river basin scale: Supply and demand between coastal areas and upstream lands (Italy). *Ecological Indicators* 37, 210–219.
- Nahuelhual L, Carmona A, Lozada P, Jaramillo A, Aguayo M (2013). Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: An application at the local level in Southern Chile. *Applied Geography* 40, 71–82.
- Narloch U, Drucker AG, Pascual U (2011) Payments for agrobiodiversity conservation services for sustained on-farm utilization of plant and animal genetic resources. *Ecological Economics* 70 (2011) 1837–1845

- Nedkov S, Burkhard B (2012) Flood regulating ecosystem services—mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecol Indic* 21, 67–79.
- Negri V (2005) Agro-biodiversity conservation in Europe: ethical issues. *J Agric Environ Ethics* 18, 3–25.
- Notaro S, Paletto A (2012) The economic valuation of natural hazards in mountain forests: An approach based on the replacement cost method. *Journal of Forest Economics* 18, 318–328.
- Nowak DJ, Crane DE, Stevens JC (2006) Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & urban greening* 4 (3), 115–123.
- Nowak DJ, Crane DE, Stevens JC, Hoehn RE, Walton JT, Bond J (2008) A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. *Arboriculture and Urban Forestry* 34 (6), 347–358.
- Ode Å, Fry G, Tveit MS, Messenger P, Miller D (2009) Indicators of perceived naturalness as drivers of landscape preference. *Journal of Environmental Management*, 90, 375–383.
- Pieroni A (2000) Medicinal plants and food medicines in the folk traditions of the upper Lucca Province, Italy. *Journal of Ethnopharmacology* 70, 235–273.
- Plieninger T, Dijksb S, Oteros-Rozasc E, Bieling C (2013) Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy* 33 118– 129.
- Plummer LM (2009). Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 38-45.
- Post WM, Kwon KC (2008) Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Glob Change Biol* 6, 317–327.
- Postel SL, Thompson BH (2005) Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum* 29, 98–108.
- Power AG (2010) Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365, 2959–2971.
- Rathcke BJ (1993) Habitat fragmentation and plant—pollinator. *Current Science* 65, 273–277.
- Raymond CM, Bryan BA, MacDonald DH, Cast A, Strathearn S, Grandgirard A, et al. (2009). Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics*, 68, 1301-1315.
- Rosenberger RS & Loomis JB (2001). Benefit transfer of outdoor recreation use values: A technical document supporting the forest service strategic plan (2000 revision). General Technical Report RMRS-GTR-72. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr72.html.
- Scarfò F, Mercurio R (2009) Il calcolo dei crediti di carbonio: il modello CO2FIX v. 3.1 applicato ad una faggeta sotto Forest Management nel sud Italia. *For-J Silviculture For Ecol* 6:215.
- Schirpke U, Leitinger G, Tasser E, Schermer M, Steinbacher M, Tappeiner U (2013) Multiple ecosystem services of a changing Alpine landscape: past, present and future. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 9(2), 123-135.
- Schirpke U, Tasser E, Tappeiner U (2013) Predicting scenic beauty of mountain regions. *Landscape and Urban Planning* 111, 1-12.

- Schulp CJE, Lautenbach S, Verburg PH (2014) Quantifying and mapping ecosystem services: Demand and supply of pollination in the European Union. *Ecological Indicators* 36, 131-141.
- Schweiger O, Biesmeijer JC, Bommarco, R, Hickler T, Hulme PE, Klotz S, et al. (2010). Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biological Reviews*, 85, 777–795.
- Scolozzi R, Morri E, Santolini R (2012) Delphi-based change assessment in ecosystem service values to support strategic spatial planning in Italian landscapes. *Ecol Indic* 21:134–144.
- Scrinzi G, Gregori E, Giannetti F, Galvagni D, Zorn G, Colle G, Andrenelli M (2006) Un modello di valutazione della funzionalità protettiva del bosco per la pianificazione forestale: la componente stabilità dei versanti rispetto ai fenomeni franosi superficiali. *Forest@* 3, 98-155.
- Sherrouse B, Clement JM, Semmens DJ (2011) A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Applied Geography* 31, 748-760.
- Shrestha R, Loomis J (2003) Meta-analytic benefit transfer of outdoor recreation economic values: testing out-of-sample convergent validity. *Environmental and Resource Economics* 25, 79-100.
- Siligardi M, Avolio F, Baldaccini G, et al. (2007) IFF 2007 Indice di funzionalità fluviale. Agenzia Nazionale per la Protezione dell’Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT), Roma.
- Smith HJ, Metzger MJ, Ewert F (2008) Spatial distribution of grassland productivity and land use in Europe. *Agricultural Systems* 98, 208–219.
- Spagnesi M, Toso S (1999) Iconografia dei mammiferi d’Italia Ministero dell’Ambiente, Servizio Conservazione della Natura-Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica A. Ghigi Roma.
- Stern N (2007) *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge and New York: Cambridge University Press.
- Strohbach MW, Arnold E, Haase D (2012) The carbon footprint of urban green space—A life cycle approach. *Landsc Urban Plan* 104, 220–229.
- Tallis HT, Ricketts T, Guerry AD, et al. (2013) *InVEST 2.5.6 User’s Guide*. The Natural Capital Project, Stanford.
- Tengberg A, Fredholm S, Eliasson I, Knez I, Saltzman K, Wetterberg O (2012) Cultural ecosystem services provided by landscapes: Assessment of heritage values and identity. *Ecosystem Services* 2, 14–26.
- Tenhunen J, Geyer R, Adiku S, et al. (2009) Influences of changing land use and CO₂ concentration on ecosystem and landscape level carbon and water balances in mountainous terrain of the Stubai Valley, Austria. *Chang Land Use Water Use Their Consequences Clim Biogeochem Cycles* 67, 29–43.
- Trocchi V, Riga F (2013) IUCN | *Lepus europaeus*. In: IUCN Com. Ital. <http://www.iucn.it/scheda.php?id=-2089037830>. Accessed 27 Nov 2013.
- Tveit MS (2009) Indicators of visual scale as predictors of landscape preference; a comparison between groups. *Journal of Environmental Management* 90, 2882–2888.
- Tyrväinen L, Miettinen A (2000) Property Prices and Urban Forest Amenities. *J Environ Econ Manag* 39, 205–223.
- van Berkel DB, Verburg PH (2012) Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. *Ecol. Indicat.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.025>

- Van der Knijff J, Jones R, Montanarella L (1999) Soil erosion risk assessment in Italy. European Soil Bureau, European Commission.
- van Riper CJ, Kyle GT, Sutton SG, Barnes M, Sherrouse BC (2012) Mapping outdoor recreationists' perceived social values for ecosystem services at Hinchinbrook Island National Park, Australia. *Applied Geography* 35, 164-173.
- Vigerstol KL & Aukema JE (2011) A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *J Environ Manage* 92:2403–2409.
- Vigorita V, Cucè L (2008) La fauna selvatica in Lombardia. Rapporto 2008 su distribuzione, abbondanza e stato di conservazione di uccelli e mammiferi. Regione Lombardia DG Agricoltura, Milano.
- Villamagna AM, et al. (2013). Evaluating opportunities to enhance ecosystem services in public use areas. *Ecosystem Services*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.002>
- Wagner HH, Edwards PJ, (2001) Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. *Landscape Ecology*, 16(2), 121-131.
- Yin S, Shen Z, Zhou P, Zou X, Che S, Wang W, (2011) Quantifying air pollution attenuation within urban parks: An experimental approach in Shanghai, China. *Environmental Pollution* 159(8–9), 2155-2163.
- Zhang W, Ricketts TH, Kremen C, Carney K, Swinton SM (2007) Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol. Econ.* 64, 253–260.
- Zube EH & Pitt DG (1981) Cross-cultural perceptions of scenic and heritage landscapes. *Landscape Planning* 8(1), 69–87.

4 Allegati

F3

Allegato 1: Idoneità ambientale (1-3) e densità potenziale (capi/km²) per CORINE III livello.

Coperture CORINE III Livello		Idoneità Capriolo	Densità Capriolo	Idoneità Lepre	Densità Lepre	Idoneità Camoscio*	Densità Camoscio*
211	Seminativi in aree non irrigue	1	1	2	10		
212	Seminativi in aree irrigue	1	1	2	10		
213	Risaie			1	3		
221	Vigneti	1	3	1	1		
222	Frutteti e frutti minori	1	3	1	1		
223	Oliveti	1	1	1	5		
231	Prati stabili	1	3	2	15	1	1
241	Colture temporanee associate a colture permanenti	2	5	2	15		
242	Aree agricole a struttura complessa	2	5	3	25	1	1
243	Aree agricole interrotte da vegetazione naturale	3	15	3	35	1	1
244	Aree agro-forestali	2	5	2	10	1	1
311	Boschi di latifoglie	3	15	1	3	2	4
312	Foreste di conifere	2	4	1	3	2	4
313	Boschi misti	3	10	1	3	2	4
321	Aree a pascolo naturale e praterie	2	8	3	25	3	8
322	Brughiere e cespuglieti	2	5	3	20	3	8
323	Vegetazione a sclerofille	2	5	2	7	1	2
324	Vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione	2	5	2	10	3	8
331	Spiagge, dune e sabbie			1	5		
332	Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti					1	1
333	Aree con vegetazione rada			1	3	2	4
334	Aree percorse da incendi	2	5	1	5		

*Solo per coperture a quota > 600 m e solo nei siti con aree rocciose a quote > 1400 m.

Allegato 2: Idoneità ambientale (1-3) e densità potenziale (capi/km²) per CORINE IV-V livello.

Coperture CORINE IV-V livello		Capriolo		Lepre		Camoscio	
		Idoneità	Densità	Idoneità	Densità	Idoneità*	Densità*
2111	Colture intensive	1	0,5	1	3		
2112	Colture estensive	1	2	2	7		
212	Seminativi in aree irrigue	1		2	7		
213	Risaie			1	3		
221	Vigneti	1	2	1	3		
222	Frutteti e frutti minori	1	2	1	3		
223	Oliveti	1	2	1	3		
231	Prati stabili (foraggiere permanenti)	1	3	2	10	1	1
241	Colture temporanee associate a colture permanenti	2	5	3	15	1	1
242	Sistemi colturali e particellari complessi	2	5	3	25	1	1
243	Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti	3	10	3	35	1	1
244	Aree agroforestali	2	5	1	3	1	1
3111	Bosco a prevalenza di leccio e/o sughera	3	10	1	3		
3112	Bosco a prevalenza di querce caducifoglie (cerro e/o roverella e/o farnetto e/o rovere farnia)	3	12	1	3		
3113	Bosco a prevalenza di latifoglie mesofile (acero-frassino, carpino nero-orniello)	3	12	1	3		
3114	Bosco a prevalenza di castagno	3	8	1	3		
3115	Bosco a prevalenza di faggio	3	14	1	3	2	3
3116	Bosco a prevalenza di specie igrofile (boschi a prevalenza di salici e/o pioppi e/o ontani)	3	8	1	5		
3117	Bosco a prevalenza di latifoglie non native (robinia, eucalipti, ailanto,...)	2	5	1	3		
3121	Bosco a prevalenza di pini mediterranei (pino domestico, pino marittimo) e cipressete	2	5	1	5		
3122	Bosco a prevalenza di pini montani e oromediterranei (pino nero e laricio, pino silvestre, pino loricato)	1	3	1	3	2	4
3123	Bosco a prevalenza di abete bianco e/o abete rosso	2	5	1	3	2	4
3124	Bosco a prevalenza di larice e/o pino cembro	1	3	1	3	3	6
3125	Bosco a prevalenza di conifere non native (douglasia, pino insignie, pino strobo)	1	2	1	3		
31311	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di leccio e/o sughera	3	8	1	5		
31312	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di querce caducifoglie	3	10	1	5		
31313	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie mesofile e mesotermo	3	10	1	5		
31314	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di castagno	3	6	1	5		
31315	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di faggio	3	12	1	5	2	3
31316	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di specie igrofile	3	6	1	5		
31317	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie non native	2	5	1	5		
31321	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di pini mediterranei	2	5	1	5		
31322	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di pini montani e/o oromediterranei	1	3	1	3	3	6
31323	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di ab. bianco e/o ab. rosso	2	5	1	5	2	4
31324	Boschi di conifere e latifoglie a prevalenza di larice e/o pino cembro	1	3	1	3	3	8
31325	Boschi di conifere e latifoglie a prevalenza di conifere non native	1	3	1	3		
3211	Praterie continue	2	8	3	25	3	8

Coperture CORINE IV-V livello		Capriolo		Lepre		Camoscio	
		Idoneità	Densità	Idoneità	Densità	Idoneità*	Densità*
3212	Praterie discontinue	3	10	3	35	3	10
322	Brughiere e cespuglietti	2	5	2	15	2	4
3231	Macchia alta	1	3	2	15		
3232	Macchia bassa e garighe	1	3	3	20		
324	Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione	2	5	2	10	1	1
331	Spiagge, dune e sabbie			1	3		
332	Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti					1	1
333	Aree con vegetazione rada					3	4
334	Aree percorse da incendi	1	2	1	5		

*Solo per coperture a quota > 400 m e solo nei siti con aree rocciose a quote > 1600 m.

F4

Allegato 3: Corrispondenze tra classi CORINE IV liv. e categorie INFC e coefficienti usati (dati derivati da INFC 2005)

Corine IV-V liv	Categorie INFC (2005)
3111 Bosco a prevalenza di leccio e/o sughera	• Leccete • Sugherete
3112 Bosco a prevalenza di querce caducifoglie (cerro e/o roverella e/o farnetto e/o rovere farnia)	• Cerrete, boschi di farnetto, fragno e vallonea • Querceti di rovere, roverella e farnia
3113 Bosco a prevalenza di latifoglie mesofile (acero-frassino, carpino nero-orniello)	• Ostietti, carpineti
3114 Bosco a prevalenza di castagno	• Castagneti
3115 Bosco a prevalenza di faggio	• Faggete
3116 Bosco a prevalenza di specie igrofile (boschi a prevalenza di salici e/o pioppi e/o ontani)	• Boschi igrofili
3117 Bosco a prevalenza di latifoglie non native (robinia, eucalipti, ailanto,...)	• Altri boschi caducifogli
3121 Bosco a prevalenza di pini mediterranei (pino domestico, pino marittimo) e cipressete	• Pinete di pini mediterranei
3122 Bosco a prevalenza di pini montani e oromediterranei (pino nero e laricio, pino silvestre, pino loricato)	• Pinete di pino silvestre e montano • Pienete di pino nero, laricio e loricato,
3123 Bosco a prevalenza di abete bianco e/o abete rosso	• Boschi di abete rosso • Boschi di abete bianco
3124 Bosco a prevalenza di larice e/o pino cembro	• Boschi di larice e cembro
3125 Bosco a prevalenza di conifere non native (douglasia, pino insigne, pino strobo)	• Altri boschi di conifere, pure o miste
31311 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di leccio e/o sughera	• Altri boschi di latifoglie sempreverdi • Altri boschi di conifere, pure o miste
31312 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di querce caducifoglie	• Altri boschi di conifere, pure o miste • Querceti di rovere, roverella e farnia
31313 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie mesofile e mesotermo	• Altri boschi di conifere, pure o miste • Ostietti, carpineti
31314 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di castagno	• Altri boschi di conifere, pure o miste • Castagneti
31315 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di faggio	• Altri boschi di conifere, pure o miste • Faggete
31316 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di specie igrofile	• Altri boschi di conifere, pure o miste • Boschi igrofili

Corine IV-V liv		Categorie INFC (2005)
31317	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie non native	• Altri boschi di conifere, pure o miste • Altri boschi caducifogli
31321	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di pini mediterranei	• Altri boschi di conifere, pure o miste • Pinete di pini mediterranei
31322	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di pini montani e/o oromediterranei	• Altri boschi di conifere, pure o miste • Pinete di pino silvestre e montano
31323	Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di ab. bianco e/o ab. rosso	• Altri boschi di conifere, pure o miste • Boschi di abete rosso • Boschi di abete bianco
31324	Boschi di conifere e latifoglie a prevalenza di larice e/o pino cembro	• Altri boschi di conifere, pure o miste • Boschi di larice e cembro
31325	Boschi di conifere e latifoglie a prevalenza di conifere non native	• Altri boschi di conifere, pure o miste

Allegato 4: Classi CORINE IV livello incremento corrente di fitomassa legnosa per regione (da INFC 2005)

Valori per unità di superficie dell'incremento corrente di fitomassa per le categorie CORINE di IV-V livello (t/ha)	3111	3112	3113	3114	3115	3116	3117	3121	3122	3123	3124	3125	31311	31312	31313	31314	31315	31316	31317	31321	31322	31323	31324	31325
Piemonte	0,00	3,04	2,70	3,98	3,90	2,56	3,35	2,19	2,19	3,07	1,98	2,83	1,82	2,79	2,89	3,38	3,37	2,70	3,10	2,61	2,37	3,01	2,47	2,83
Valle d'Aosta	0,00	0,76	0,00	2,09	3,24	6,04	1,95	0,00	2,16	1,97	1,98	0,00	0,00	0,60	0,00	0,99	1,38	3,07	0,85	0,00	0,79	1,39	0,93	0,00
Lombardia	0,00	4,28	2,20	4,69	3,82	3,13	3,66	0,00	3,02	4,25	2,53	4,42	4,17	3,99	3,65	4,56	4,29	3,77	4,16	2,61	3,19	4,32	3,59	4,42
Alto Adige	0,00	1,14	4,06	4,50	3,73	4,05	4,91	0,00	1,85	3,75	2,53	0,65	0,42	1,30	2,13	2,48	1,99	2,38	2,52	0,38	1,73	2,84	1,54	0,65
Trentino	1,36	1,81	2,45	4,56	4,07	5,41	4,52	0,00	2,40	4,37	2,46	0,00	0,00	1,42	1,05	2,17	1,74	2,75	1,98	0,00	0,94	3,09	1,15	0,00
Veneto	1,93	3,43	3,63	4,50	5,31	2,79	3,74	5,68	1,92	3,92	2,32	0,00	0,00	1,71	1,55	2,14	2,27	1,42	1,64	2,44	1,00	2,77	1,09	0,00
Friuli V.G.	0,00	1,76	3,04	5,21	4,56	2,45	4,99	2,03	1,82	4,60	2,05	3,89	2,50	3,84	3,68	4,53	4,29	3,16	4,43	3,17	2,73	4,41	3,08	3,89
Liguria	1,41	3,09	2,79	4,17	4,48	2,85	3,27	2,84	3,22	4,37	1,78	6,72	4,32	5,22	5,31	5,53	5,96	4,75	5,32	5,19	4,40	5,09	4,49	6,72
Emilia Romagna	2,71	3,28	2,70	3,45	5,14	1,94	2,65	3,49	3,50	6,40	0,00	2,83	1,82	2,61	2,89	3,14	3,90	2,38	2,79	3,17	2,64	5,36	1,54	2,83
Toscana	2,40	2,28	3,21	4,17	6,72	2,62	3,35	3,41	5,96	6,40	0,00	4,59	3,75	3,61	4,19	4,41	5,64	3,59	4,12	4,18	5,01	5,89	2,50	4,59
Umbria	1,41	1,81	1,52	2,09	2,32	2,22	1,95	2,51	3,19	0,00	0,00	2,12	1,36	1,83	1,95	2,11	2,27	2,17	2,08	2,33	2,70	0,63	1,15	2,12
Marche	1,46	2,14	1,61	4,89	2,82	1,94	2,96	2,19	1,23	0,72	0,00	2,00	1,29	1,94	1,91	3,38	2,41	1,97	2,45	2,12	1,03	1,11	1,09	2,00
Lazio	2,09	2,19	1,86	4,30	2,90	1,88	2,10	2,76	1,89	5,05	0,00	4,89	3,56	3,65	3,79	4,63	4,19	3,36	3,75	4,07	2,52	5,02	2,66	4,89
Abruzzo	1,46	2,38	2,03	4,82	3,90	2,68	1,64	3,81	3,39	3,57	0,00	3,24	2,08	2,83	2,85	4,01	3,62	2,96	2,59	3,55	3,49	3,49	1,76	3,24
Molise	0,99	2,71	2,53	6,45	3,90	1,99	1,79	3,08	1,27	1,37	0,00	0,00	0,00	0,78	1,08	3,07	1,67	1,01	0,78	1,32	0,00	0,97	0,00	0,00
Campania	3,92	2,81	2,28	3,39	5,64	1,54	3,35	4,46	2,26	0,00	0,00	6,89	4,93	5,14	5,20	5,25	6,57	4,17	5,45	5,99	3,55	2,06	3,75	6,89
Puglia	1,04	2,66	2,37	2,54	4,65	3,53	3,04	2,27	2,23	0,00	0,00	3,89	2,92	3,61	3,39	3,26	4,33	3,71	3,58	3,27	2,00	1,16	2,12	3,89
Basilicata	0,94	1,95	2,03	3,65	4,31	1,77	2,18	1,70	0,86	1,12	0,00	4,18	2,96	3,17	3,43	3,94	4,37	2,96	3,37	3,20	2,16	2,05	2,28	4,18
Calabria	3,34	3,38	1,52	4,04	5,31	2,56	2,65	3,81	2,95	2,15	0,00	6,07	5,04	4,69	4,37	5,12	5,93	4,29	4,67	5,22	3,13	3,33	3,30	6,07
Sicilia	1,72	2,43	1,01	3,71	3,82	1,82	1,95	3,24	1,44	0,00	0,00	2,53	2,84	2,31	1,99	3,11	3,16	2,17	2,32	2,89	1,31	0,76	1,38	2,53
Sardegna	1,72	0,62	0,00	5,34	0,00	1,03	0,78	2,51	1,13	0,00	0,00	3,00	2,96	2,38	1,84	4,13	1,81	2,00	2,08	2,85	1,55	0,90	1,63	3,00

F5

Allegato 5: Specie di funghi commestibili regolamentati (da DPR 14.7.95 n.376)

commerciabili (All. I)		conservati (All. II)		funghi secchi (art 5.)
<i>Agaricus arvensis</i> ;	<i>Hydnum repandum</i> ;	<i>Agaricus arvensis</i> ;	<i>Lentinus edodes</i> ;	Boletus edulis e relativo gruppo (Boletus pinicola, Boletus aereus, Boletus reticulatus); Cantharellus (tutte le specie escluse subcibarius, tubaeformis varietà lutescens e muscigenus); Agaricus bisporus; Marasmius oreades; Auricularia auricula-judae; Boletus badius; Boletus luteus; Boletus pinicola; Boletus regius; Boletus reticulatus; Boletus rufus; Boletus scaber; Cantharellus (tutte le specie escluse subcibarius, tubaeformis varietà lutescens e muscigenus); Clitocybe geotropa; Clitocybe gigantea; Craterellus cornucopioides;
<i>Agaricus bisporus</i> ;	<i>Lactarius deliciosus</i> ;	<i>Agaricus bisporus</i> ;	<i>Macrolepiota procera</i> ;	
<i>Agaricus bitorquis</i> ;	<i>Leccinum</i> (tutte le specie);	<i>Agaricus campestris</i> ;	<i>Marasmius oreades</i> ;	
<i>Agaricus campestris</i> ;	<i>Lentinus edodes</i> ;	<i>Amanita caesarea</i> ;	<i>Morchella</i> (tutte le specie);	
<i>Agaricus hortensis</i> ;	<i>Macrolepiota procera</i> ;	<i>Armillaria mellea</i> ;	<i>Pholiota mutabilis</i> ;	
<i>Amanita caesarea</i> ;	<i>Marasmius oreades</i> ;	<i>Auricularia auricula-judae</i> ;	<i>Pholiota nameko mutabilis</i> ;	
<i>Armillaria mellea</i> ;	<i>Morchella</i> (tutte le specie);	<i>Boletus aereus</i> ;	<i>Pleurotus ostreatus</i> ;	
<i>Auricularia auricula-judae</i> ;	<i>Pleurotus cornucopiae</i> ;	<i>Boletus badius</i> ;	<i>Psalliota hortensis</i> ;	
<i>Boletus aereus</i> ;	<i>Pleurotus eryngii</i> ;	<i>Boletus edulis</i> ;	<i>Psalliota bispora</i> ;	
<i>Boletus appendiculatus</i> ;	<i>Pleurotus ostreatus</i> ;	<i>Boletus granulatus</i> ;	<i>Tricholoma columbetta</i> ;	
<i>Boletus badius</i> ;	<i>Pholiota mutabilis</i> ;	<i>Boletus impolitus</i> ;	<i>Tricholoma georgii</i> ;	
<i>Boletus edulis</i> ;	<i>Pholiota nameko mutabilis</i> ;	<i>Boletus luteus</i> ;	<i>Tricholoma imbricatum</i> ;	
<i>Boletus granulatus</i> ;	<i>Psalliota bispora</i> ;	<i>Boletus pinicola</i> ;	<i>Tricholoma portentosum</i> ;	
<i>Boletus impolitus</i> ;	<i>Psalliota hortensis</i> ;	<i>Boletus regius</i> ;	<i>Tricholoma terreum</i> ;	
<i>Boletus luteus</i> ;	<i>Tricholoma columbetta</i> ;	<i>Boletus reticulatus</i> ;	<i>Volvariella volvacea</i> ;	
<i>Boletus pinicola</i> ;	<i>Tricholoma georgii</i> ;	<i>Cantharellus</i> (tutte le specie escluse subcibarius, tubaeformis varietà lutescens e muscigenus);	<i>Volvariella esculenta</i> ;	
<i>Boletus regius</i> ;	<i>Tricholoma imbricatum</i> ;	<i>Clitocybe gigantea</i> ;	<i>Agrocybe aegerita</i> (<i>Pholiota aegerita</i>);	
<i>Boletus reticulatus</i> ;	<i>Tricholoma portentosum</i> ;	<i>Clitocybe geotropa</i> ;	<i>Pleurotus eryngii</i> ;	
<i>Boletus rufus</i> ;	<i>Tricholoma terreum</i> ;	<i>Craterellus cornucopioides</i> ;	<i>Stropharia rugosoannulata</i> .	
<i>Boletus scaber</i> ;	<i>Volvariella esculenta</i> ;	<i>Hydnum repandum</i> ;		
<i>Cantharellus</i> (tutte le specie escluse subcibarius, tubaeformis varietà lutescens e muscigenus);	<i>Volvariella volvacea</i> ;	<i>Lactarius deliciosus</i> ;		
<i>Clitocybe geotropa</i> ;	<i>Agrocybe aegerita</i> (<i>Pholiota aegerita</i>);			
<i>Clitocybe gigantea</i> ;	<i>Pleurotus eryngii</i> ;			
<i>Craterellus cornucopioides</i> ;	<i>Stropharia rugosoannulata</i> .			

R1

Allegato 6: Valori per unità di superficie della fitomassa arborea epigea per le categorie forestali dei Boschi alti (Mg ha⁻¹) (dati INFC 2005).

	Boschi di larice e cembro	Boschi di abete rosso	Boschi di abete bianco	Pinete di pino silvestre e montano	Pinete di pino nero, laricio e loricato	Pinete di pini mediterranei	Altri boschi di conifere, pure o miste	Faggete	Querceti di rovere, roverella e farnia	Cerrete, boschi di farnetto, fragno e vallonea	Castagneti	Ostietti, carpini	Boschi igrofili	Altri boschi caducifogli	Leccete	Sugherete	Altri boschi di latifogli e sempreverdi
Piemonte	94,8	194,3	195,6	109,5	83,2	34,4	97,3	138,4	79,7	91,7	126,5	67,7	86,5	74,4	0	0	0
Valle d'Aosta	90,3	110,3	132,9	89,2	61	0	0	112	47,9	0	76	0	132,5	49,1	0	0	0
Lombardia	118,9	176	235,7	86,8	109,6	0	214,8	137,8	83,1	107,3	137,1	65,6	95,1	88,1	0	0	47,1
Alto Adige	130	190,7	254,4	160,2	8,9	0	25,6	175	96	0	217,9	102,7	83,8	117	0	0	0
Trentino	110,8	225	251,8	98,9	125,2	0	0	138,9	94,2	0	122,1	79	99,8	87,9	63,3	0	0
Veneto	101,8	182,8	215,8	87,4	92,3	109,3	0	175,4	105,6	67,4	107,9	89,1	62,5	65,2	75,5	0	0
Friuli V.G.	82,4	207,7	326,7	94	113	48,7	160,8	196,7	88,2	0	181,1	80,7	40,4	106,1	0	0	0
Liguria	84,1	109,2	220,3	85,2	167,3	91,9	230,1	167,1	76,8	121,8	113,6	72,7	104,9	64,4	72,8	0	0
Emilia Romagna	0	141,2	333,9	66,5	137,9	82,3	84,3	166,9	59,4	109,2	109,3	73,3	54,4	62,4	157,4	0	0
Toscana	0	257,4	297,4	137	229,7	126,7	172,8	188,3	64,3	72	121,6	79,5	76,1	72,9	75,8	88,2	27,2
Umbria	0	0	0	74,2	75,5	70,9	97	140,5	45,7	73,8	62,2	52,3	62,8	62,5	91,8	0	0
Marche	0	61,1	0	0	99,6	107,3	57,4	120,3	53,1	87,8	122,4	54,3	80,2	62,4	92,9	0	0
Lazio	0	207,7	0	0	120,7	108	190,1	197,3	46,9	80,6	106,8	59,2	65,4	49	65,1	88,4	31,9
Abruzzo	0	144,5	231,4	174,1	71,1	64,4	98,6	183,4	63,9	98,1	91,6	59,6	59,5	47,7	57,1	0	0
Molise	0	0	154,9	0	78,1	55	0	207,6	53,9	94,3	79	82,7	52,2	53,5	66	0	0
Campania	0	0	0	0	105,7	89	82,2	232,7	43,6	70,9	70,6	63,1	40,3	58,9	62,4	106,8	22,9
Puglia	0	0	0	0	101,9	48,3	127,9	225,1	49,4	66,3	92,7	71,7	32,9	122,3	44	0	21,1
Basilicata	0	0	172	0	49,9	38,7	122,5	214,3	49,8	82,1	108,1	82	55,3	38	57,7	0	12,5
Calabria	0	0	158,8	0	147,9	92,1	161,6	233,4	82,6	131,3	85,3	77,6	93,4	69,2	112,7	75,4	40,7
Sicilia	0	0	0	0	61,4	69,4	70,9	138,6	56,4	93,7	94,3	29,4	45,4	36	71,9	28,8	51,7
Sardegna	0	0	0	0	42,8	41,7	55,2	0	40,8	0	83,9	0	22,9	15,9	60,8	47,7	40,6

Allegato 7: Valori per unità di superficie dell'incremento corrente di volume per le categorie forestali dei Boschi alti ($m^3 ha^{-1}$) (dati INFC 2005).

	Boschi di larice e cembro	Boschi di abete rosso	Boschi di abete bianco	Pinete di pino silvestre e montano	Pinete di pino nero, laricio e loricato	Pinete di pini mediterranei	Altri boschi di conifere, pure o miste	Faggete	Querceti di rovere, roverella e farnia	Cerrete, boschi di farnetto, fragno e vallonea	Castagneti	Ostietti, carpini	Boschi igrofili	Altri boschi caducifogli	Leccete	Sugherete	Altri boschi di latifogli e sempreverdi
Piemonte	2,9	6,9	5,4	3	3,4	2,7	4,8	4,7	2,7	3,7	6,1	3,2	4,5	4,3	0	0	0
Valle d'Aosta	2,9	4	3,9	2,6	3,7	0	0	3,9	1,6	0	3,2	0	10,6	2,5	0	0	0
Lombardia	3,7	7,4	9,6	3	5,8	0	7,5	4,6	3,2	5,8	7,2	2,6	5,5	4,7	0	0	3,5
Alto Adige	3,7	6,8	8,2	4,6	0,8	0	1,1	4,5	2,4	0	6,9	4,8	7,1	6,3	0	0	0
Trentino	3,6	9,3	8,2	3,1	3,9	0	0	4,9	3,8	0	7	2,9	9,5	5,8	2,6	0	0
Veneto	3,4	7,4	8,3	3,3	2,3	7	0	6,4	4,6	2,6	6,9	4,3	4,9	4,8	3,7	0	0
Friuli V.G.	3	9,8	8,6	2,4	2,9	2,5	6,6	5,5	3,7	0	8	3,6	4,3	6,4	0	0	0
Liguria	2,6	5,8	11,7	3,1	6,3	3,5	11,4	5,4	2,6	3,9	6,4	3,3	5	4,2	2,7	0	0
Emilia Romagna	0	13,2	12,4	3,9	6,3	4,3	4,8	6,2	2,2	4,7	5,3	3,2	3,4	3,4	5,2	0	0
Toscana	0	13,3	12,3	8,7	8,7	4,2	7,8	8,1	1,9	2,9	6,4	3,8	4,6	4,3	2,3	2,3	2,1
Umbria	0	0	0	5,3	4	3,1	3,6	2,8	1,3	2,5	3,2	1,8	3,9	2,5	2,7	0	0
Marche	0	2,9	0	0	3,6	2,7	3,4	3,4	1,8	2,7	7,5	1,9	3,4	3,8	2,8	0	0
Lazio	0	20,2	0	0	5,5	3,4	8,3	3,5	1,5	3,1	6,6	2,2	3,3	2,7	1,9	2,1	1,1
Abruzzo	0	5,6	8,7	6	3,9	4,7	5,5	4,7	2,1	2,9	7,4	2,4	4,7	2,1	2,8	0	0
Molise	0	0	5,5	0	3,7	3,8	0	4,7	2,1	3,6	9,9	3	3,5	2,3	1,9	0	0
Campania	0	0	0	0	6,6	5,5	11,7	6,8	2,1	3,8	5,2	2,7	2,7	4,3	3,1	4,4	1,3
Puglia	0	0	0	0	6,5	2,8	6,6	5,6	3,1	2,5	3,9	2,8	6,2	3,9	2	0	1,1
Basilicata	0	0	4,5	0	2,5	2,1	7,1	5,2	1,4	2,7	5,6	2,4	3,1	2,8	1,8	0	0,7
Calabria	0	0	8,6	0	8,6	4,7	10,3	6,4	2,3	4,8	6,2	1,8	4,5	3,4	3,7	2,7	3
Sicilia	0	0	0	0	4,2	4	4,3	4,6	1,9	3,2	5,7	1,2	3,2	2,5	2,5	0,8	3,2
Sardegna	0	0	0	0	3,3	3,1	5,1	0	1,3	0	8,2	0	1,8	1	2	1,3	2,7

Allegato 8: Coefficienti di base.

Lista categorie INFC	Let	WBD	BEF	Rad
Boschi di abete rosso	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,38	1,29	0,29
Boschi di abete bianco	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,38	1,34	0,28
Boschi di larice e cembro	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,56	1,22	0,29
Pinete di pino silvestre e montano	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,47	1,33	0,36
Pinete di pini mediterranei	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,53	1,53	0,33
Altri boschi di conifere, pure o miste	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,43	1,37	0,29
Faggete	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,61	1,36	0,2
Cerrete, boschi di farnetto, fragno e vallonea	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,69	1,45	0,24
Castagneti	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,49	1,33	0,28
Ostietti, carpineti (-)	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,66	1,28	0,26
Querceti di rovere, roverella e farnia	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,65	1,39	0,2
Leccete	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,72	1,45	1
Sugherete	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,72	1,45	1
Altri boschi caducifogli	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,53	1,47	0,24
Pinete di pino nero, laricio e loricato	$y = -0,0165 \cdot x + 7,3285$	0,52	1,44	0,42
Boschi igrofilii	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,41	1,39	0,23
Altri boschi di latifoglie sempreverdi	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,63	1,49	0,62

Allegato 9: Corrispondenze CORINE IV-V livello e categorie INFC (ove più categorie INFC, si utilizzano le medie tra i diversi valori e coefficienti)

Corine IV-V liv	Cod_corine	Cod_INFC	Lista categorie INFC	Rad	Let	WBD	BEF
Bosco a prevalenza di leccio e/o sughera	3111	lecc	Leccete	1	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,72	1,45
		sugh	Sugherete				
Bosco a prevalenza di querce caducifoglie (cerro e/o roverella e/o farnetto e/o rovere farnia)	3112	cerr	Cerrete, boschi di farnetto, fragno e vallonea	0,22	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,67	1,42
		quer	Querceti di rovere, roverella e farnia				
Bosco a prevalenza di latifoglie mesofile (acero-frassino, carpino nero-orniello)	3113	ostr	Ostietti, carpineti	0,26	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,66	1,28
Bosco a prevalenza di castagno	3114	cast	Castagneti	0,28	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,49	1,33
Bosco a prevalenza di faggio	3115	fagg	Faggete	0,2	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,61	1,36
Bosco a prevalenza di specie igrofile (boschi a prevalenza di salici e/o pioppi e/o ontani)	3116	igro	Boschi igrofili	0,23	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,41	1,39
Bosco a prevalenza di latifoglie non native (robinia, eucalipti, ailanto,...)	3117	acad	Altri boschi caducifogli	0,24	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,53	1,47
Bosco a prevalenza di pini mediterranei (pino domestico, pino marittimo) e cipressete	3121	pmed	Pinete di pini mediterranei	0,33	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,53	1,53
Bosco a prevalenza di pini montani e oromediterranei (pino nero e laricio, pino silvestre, pino loricato)	3122	psilv	Pinete di pino silvestre e montano	0,39	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,495	1,385
		pner	Pinete di pino nero, laricio e loricato				
Bosco a prevalenza di abete bianco e/o abete rosso	3123	aros	Boschi di abete rosso	0,285	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,38	1,315
		abia	Boschi di abete bianco				
Bosco a prevalenza di larice e/o pino cembro	3124	lari	Boschi di larice e cembro	0,29	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,56	1,22
Bosco a prevalenza di conifere non native (douglasia, pino insignie, pino strobo)	3125	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,29	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,43	1,37
Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di leccio e/o sughera	31311	latvr	Altri boschi di latifoglie sempreverdi	0,455	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,53	1,43
		aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste				
Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di querce caducifoglie	31312	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,245	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,54	1,38
		quer	Querceti di rovere, roverella e farnia				
Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie mesofile e mesotermo	31313	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,275	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,545	1,325
		ostr	Ostietti, carpineti				
Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di	31314	aconi	Altri boschi di conifere,	0,285	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,46	1,35

Corine IV-V liv	Cod_corine	Cod_INFC	Lista categorie INFC	Rad	Let	WBD	BEF
castagno			pure o miste				
		cast	Castagneti				
Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di faggio	31315	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,245	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,52	1,365
		fagg	Faggete				
Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di specie igrofile	31316	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,26	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,42	1,38
		igro	Boschi igrofili				
Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie non native	31317	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,265	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0,48	1,42
		acad	Altri boschi caducifogli				
Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di pini mediterranei	31321	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,31	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,48	1,45
		pmed	Pinete di pini mediterranei				
Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di pini montani e/o oromediterranei	31322	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,325	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,45	1,35
		psilv	Pinete di pino silvestre e montano				
Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di ab. bianco e/o ab. rosso	31323	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,286666667	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,396667	1,333333
		abia	Boschi di abete bianco				
		aros	Boschi di abete rosso				
Boschi di conifere e latifoglie a prevalenza di larice e/o pino cembro	31324	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,29	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,495	1,295
		lari	Boschi di larice e cembro				
Boschi di conifere e latifoglie a prevalenza di conifere non native	31325	aconi	Altri boschi di conifere, pure o miste	0,29	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0,43	1,37

Allegato 10: Corrispondenze e coefficienti per i calcoli basati sui dati Habitat Natura 2000.

Habitat	COD.	Cod_INFC	Rad	Let	WBD	BEF
Faggeti del <i>Luzulo-Fagetum</i>	9110	fagg	0,2	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.61	1.36
Faggeti calcicoli dell'Europa centrale del <i>Cephalanthero-Fagion</i>	9150	fagg	0,2	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.61	1.36
* Foreste di versanti, ghiaioni e valloni del <i>Tilio-Acerion</i>	9180	acad	0,24	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.53	1.47
Frassineti termofili a <i>Fraxinus angustifolia</i>	9180	acad	0,24	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.53	1.47
* Foreste alluvionali di <i>Alnus glutinosa</i> e <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	91E0	igro	0,23	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.41	1.39
Foreste miste riparie di grandi fiumi a <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> e <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> o <i>Fraxinus angustifolia</i> (<i>Ulmion minoris</i>)	91F0	igro	0,23	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.41	1.39
Foreste illiriche di <i>Fagus sylvatica</i> (<i>Aremonio-Fagion</i>)	91K0	fagg	0,2	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.61	1.36
Querceti di rovere illirici (<i>Erythronio-Carpinion</i>)	91L0	ostr	0,26	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.66	1.28
Foreste pannonic-balcatiche di quercia cerro-quercia sessile	91M0	cerr	0,24	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.69	1.45
* Boschi orientali di quercia bianca	91AA	quer	0,2	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.65	1.39
* Faggeti degli Appennini con <i>Taxus</i> e <i>Ilex</i>	9210	latvr	0,62	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.63	1.49
* Faggeti degli Appennini con <i>Abies alba</i> e faggeti con <i>Abies nebrodensis</i>	9220	aconi	0,29	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0.43	1.37
Boschi di <i>Castanea sativa</i>	9260	cast	0,28	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.49	1.33
Foreste a galleria di <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i>	92A0	igro	0,23	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.41	1.39
Foreste di <i>Quercus suber</i>	9330	sugh	1	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.72	1.45
Foreste di <i>Quercus ilex</i> e <i>Quercus rotundifolia</i>	9340	lecc	1	$y = -0,0299 \cdot x + 9,3665$	0.72	1.45
Foreste acidofile montane e alpine di <i>Picea</i> (<i>Vaccinio-Piceetea</i>)	9410	aros	0,29	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0.38	1.29
Foreste alpine di <i>Larix decidua</i> e/o <i>Pinus cembra</i>	9420	lari	0,29	$y = 0,0659 \cdot x + 1,5045$	0.56	1.22
Pinete alte oro-mediterranee	95A0	pner	0,42	$y = -0,0165 \cdot x + 7,3285$	0.52	1.44