

SECONDO RAPPORTO SULLO STATO DEL CAPITALE NATURALE IN ITALIA

2018

Comitato per il Capitale Naturale



Indice

EXECUTIVE SUMMARY	8
PARTE I: INTRODUZIONE	10
1 Il Contesto Istituzionale sul Capitale Naturale	11
1.1 La normativa: istituzione e compiti del Comitato per il Capitale Naturale	11
1.2 Il Capitale Naturale nel contesto istituzionale	11
2 Capitale Naturale e Servizi Ecosistemici: cosa sono e perché è importante misurarli	16
3 Prospettive e Raccomandazioni del Primo Rapporto	21
PARTE II: LE INFORMAZIONI ESISTENTI E IL FABBISOGNO DI DATI	22
4 La valutazione biofisica degli ecosistemi italiani	23
4.1 Ecosistemi terrestri a livello eco-regionale e regionale: aggiornamento delle valutazioni sullo stato di conservazione.....	23
4.2 Il Capitale Naturale nelle ecoregioni marine	25
Box A: Macro-ecosistemi marini.....	26
4.3 La contabilità ambientale nelle aree marine protette: un progetto sperimentale	28
Box B: La contabilità ambientale di tipo biofisico: “emergenza”	28
4.4 Gli ecosistemi agricoli: l’agro-ecosistema irriguo e i relativi servizi ecosistemici.....	32
5 Le pressioni sul Capitale Naturale.....	34
5.1 Scenari di cambiamento climatico ed impatti sugli ecosistemi forestali ed i Servizi Ecosistemici ad essi associati.....	34
5.2 Incidenza degli incendi.....	36
Box C: European Forest Fire Information System (EFFIS)	39
Box D: Dati EFFIS in Europa	39
5.3 Il Consumo di suolo	40
5.4 Pressione della frammentazione e consumo di suolo sugli ecosistemi naturali e semi-naturali ..	47
Box E: Il ruolo del carbonio organico del suolo: sicurezza alimentare e mitigazione delle emissioni di gas serra	54
5.5 Il bilancio idrologico in Italia.....	57
Box F: La siccità del 2017	62
6 Dalle valutazioni biofisiche del Capitale Naturale e dei Servizi Ecosistemici a quelle monetarie	64
6.1 La Contabilità Economico-Ambientale: aspetti definatori nel SEEA-CF e nel SEEA-EEA	64
6.2 Un’applicazione di Contabilità SEEA-EEA per l’Italia: il progetto KIP INCA del JRC.....	69
6.2.1 Impollinazione agricola	70
6.2.2 Servizi ricreativi outdoor.....	78
6.2.3 Purificazione delle acque.....	83
6.3 La valutazione biofisica-economica dei Servizi Ecosistemici: gli studi ISPRA.....	87
6.3.1 Controllo e mitigazione dell’erosione	87
6.3.2 Qualità degli Habitat.....	92
6.4 Gli studi di letteratura sulla valutazione economica del Capitale Naturale e dei Servizi Ecosistemici in Italia	97
Box G: Il valore dell’assorbimento di gas serra in Italia: un esercizio di misurazione	102
7 Il Capitale Naturale e gli altri input: l’interazione tra Capitale Naturale e Capitale Culturale	107
Box H: Sperimentazione di mappatura e valutazione dei Servizi Ecosistemici culturali-ricreativi nei Parchi Nazionali italiani.....	109

PARTE III: LA VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DELLE POLITICHE PUBBLICHE SUL CAPITALE NATURALE	112
8 Introduzione alla valutazione degli effetti delle politiche pubbliche sul Capitale Naturale.....	113
9 L'Eco-rendiconto: il quadro delle spese per l'ambiente.....	114
10 Le imposte ambientali.....	116
11 Novità normative rilevanti per il Capitale Naturale	119
12 Le novità normative per la valutazione degli effetti delle politiche pubbliche sul Capitale Naturale	123
12.1 La disciplina sugli indicatori di BES nel DEF.....	124
12.2 Il nuovo regolamento sulla AIR (Analisi di Impatto della Regolamentazione) e VIR (Verifica di Impatto della Regolamentazione)	126
12.3 L'integrazione del Capitale Naturale nella valutazione della Politica di Coesione 2014-2020	127
12.4 La riforma degli investimenti pubblici e le opportunità di integrare il Capitale Naturale nella valutazione delle opere pubbliche	128
12.5 Verso una griglia di indicatori per la valutazione ex-ante delle policies coerenti con la Strategia Nazionale di Sviluppo Sostenibile (SNSvS).....	129
PARTE IV: RACCOMANDAZIONI	132
RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI.....	134

LISTA ALLEGATI

- A. Ecosistemi terrestri a livello eco-regionale e regionale: aggiornamento delle valutazioni sullo stato di conservazione
- B. Incidenza degli incendi
- C. Il ruolo del carbonio organico del suolo: sicurezza alimentare e mitigazione delle emissioni di gas serra
- D. Le Linee Guida per la regolamentazione da parte delle Regioni delle modalità di quantificazione dei volumi idrici ad uso irriguo
- E. Gli studi di letteratura sulla valutazione economica del Capitale Naturale e dei Servizi Ecosistemici in Italia
- F. Il valore dell'assorbimento di gas serra in Italia: un esercizio di misurazione
- G. La quantificazione dei Servizi Ecosistemici nel calcolo del costo ambientale per il settore agricolo
- H. Il Capitale Naturale e gli altri input: l'interazione tra Capitale Naturale e Capitale Culturale
- I. La riforma degli investimenti pubblici, le nuove Linee Guida per la valutazione degli investimenti in opere pubbliche e le opportunità di integrare il Capitale Naturale nella valutazione delle opere pubbliche
- J. Verso le Linee Guida per la valutazione degli investimenti nelle opere pubbliche di competenza del Ministero dell'Ambiente

Indice delle Figure

Fig. 1 - Obiettivi di Sviluppo Sostenibile nella visione paritetica (sinistra) e gerarchicamente ordinata (destra).....	12
Fig. 2 - Lo schema di riferimento del Settimo Programma di Azione Ambientale	13
Fig. 3 - Comparazione costi e benefici (diretti ed indiretti) di diversi tipi di infrastrutture (verdi e grigie)	15
Fig. 4 - Capitale Naturale, Servizi Ecosistemici, Benefici, Pressioni e Politiche	17
Fig. 5 - Componenti del Capitale Naturale.....	19
Fig. 6 - Cartografia delle Ecoregioni d'Italia utilizzata quale riferimento per il presente Rapporto.....	23
Fig. 7 - Carta degli Ecosistemi d'Italia.....	24
Fig. 8 - Mappa di distribuzione dei principali macro-ecosistemi nella zona economica esclusiva delle tre ecoregioni marine italiane	25
Fig. 9 - Contributo % in estensione dei principali macro-ecosistemi nelle tre ecoregioni marine	27
Fig. 10 - Approcci metodologici per la valutazione di Capitale Naturale e Servizi Ecosistemici	28
Fig. 11 - Mappa di distribuzione del valore del Capitale Naturale (sej m ⁻²) nell'AMP "Isole di Ventotene e Santo Stefano"	31
Fig. 12 - Superfici percorse da incendi nel 2016 (ha).....	37
Fig. 13 - Distribuzione delle aree percorse da incendi nel 2017 in rapporto alle ecoregioni italiane.....	37
Fig. 14 - Sistema EFFIS (aree percorse dal fuoco dal 1 maggio al 30 settembre 2017)	39
Fig. 15 - Media del numero di incendi (a sinistra) e area percorsa (a destra) in Italia e nel resto del Sud Europa per diversi periodi temporali	40
Fig. 16 - Consumo di Suolo (sinistra) e Indice di Frammentazione (destra) in Italia nel 2016.....	46
Fig. 17 - Valutazione dello stato di conservazione degli ecosistemi forestali (CCN, 2017) ed Effective Mesh Density per Ecoregione	52
Fig. 18 - Carta sul contenuto del carbonio organico dei suoli in % (sinistra) e in ton/ha (destra)	54
Fig. 19 - Carta del Reticolo Idrografico.....	58
Fig. 20 - Bilancio idrologico mensile (2001-2015).....	60
Fig. 21 - Bilancio idrologico annuale (2001-2015).....	61
Fig. 22 - Mappe di siccità a scala nazionale: SPI a 3 mesi.....	63
Fig. 23 - Mappe di siccità a scala nazionale: SPI a 6 (sinistra) e a 12 (destra) mesi per Settembre 2017	63
Fig. 24 - Modello degli stock e dei flussi dell'ecosistema.....	66
Fig. 25 - Struttura concettuale dei flussi dei Servizi Ecosistemici nel SEEA-EEA	67
Fig. 26 - Tavola della fornitura di Servizi Ecosistemici (<i>supply table</i>).....	67
Fig. 27 - Tavola degli usi di Servizi Ecosistemici (<i>use table</i>)	68
Fig. 28 - Modello degli stock e dei flussi dell'ecosistema.....	70
Fig. 29 - Mappa Italia: Potenziale Impollinazione (2000 e 2012).....	72
Fig. 30 - Mappa Italia: Servizio effettivo di impollinazione (2000 e 2012).....	74
Fig. 31 - Mappa Italia: Potenziale di Servizi Ricreativi (2000 e 2012)	79
Fig. 32 - Mappa Italia: Flussi Effettivi di Servizi Ricreativi – (2000 e 2012).....	81
Fig. 33 - Mappa Italia: Flusso effettivo e potenziale di purificazione dell'acqua (1990)	84
Fig. 34 - Mappa Italia: Flusso effettivo e potenziale di purificazione dell'acqua (2000).....	85
Fig. 35 - Mappa Italia: Perdita di suolo per erosione in ton/ha (2016).....	89
Fig. 36 - Mappa Italia: Costi per tipologia d'intervento contro l'erosione del suolo.....	91
Fig. 37 - Mappa Italia: Qualità degli Habitat	94
Fig. 38 - Mappa Italia: Valore economico della Qualità degli Habitat (2016)	95
Fig. 39 - Mappa Italia: Valore economico della Qualità dell'Habitat (Foreste).....	95
Fig. 40 - Mappa Italia: Valore economico della Qualità dell'Habitat (Prati e Pascoli)	96
Fig. 41 - Mappa Italia: Valore economico della Qualità dell'Habitat (Zone Umide)	96
Fig. 42 - Numeri di studi di valutazione economica di CN e SE ripartiti per regione.....	97
Fig. 43 - Emissioni evitate grazie alla LULUCF.....	104
Fig. 44 - VAN_t per diversi valori di SSC e ρ su un periodo di 25 anni (Mld € ₂₀₁₆)	105
Fig. 45 - Andamento del Valore Attuale Netto dell'assorbimento CO ₂ , del PIL e del capitale prodotto	105
Fig. 46 - Interazioni tra le diverse forme di capitale che incidono sul benessere umano	107
Fig. 47 - Spesa primaria per l'ambiente: massa spendibile a consuntivo per settore ambientale (2016)	115
Fig. 48 - Gettito delle imposte ambientali (1980-2016).....	117
Fig. 49 - Percentuale delle imposte ambientali sul gettito totale e sul PIL.....	117
Fig. 50 - Gettito delle imposte ambientali per categoria (valori costanti 2016).....	118

Indice delle Tabelle

Tab. 1 - Estensione dei principali macro-ecosistemi nelle ecoregioni marine italiane (ha).....	26
Tab. 2 - Valore biofisico degli <i>stock</i> di Capitale Naturale nei principali macro-ecosistemi dell'ecoregioni marine italiane (10 ²¹ sej).....	27
Tab. 3 - Fasi del progetto “Contabilità ambientale per le aree marine protette italiane”	29
Tab. 4 - Valore biofisico del Capitale Naturale valutato sulla base degli <i>stock</i> di biomassa nei principali macro-ecosistemi dell'AMP “Isole di Ventotene e Santo Stefano”	30
Tab. 5 - Valore biofisico dei flussi annuali di mantenimento degli <i>stock</i> di Capitale Naturale nei principali macro-ecosistemi dell'AMP “Isole di Ventotene e Santo Stefano”.....	30
Tab. 6 - Bilancio tra produzione primaria e consumo dei principali macro-ecosistemi dell'AMP “Isole di Ventotene e Santo Stefano”	31
Tab. 7 - Valore biofisico (emergetico) medio degli <i>stock</i> di Capitale Naturale di alcune AMP italiane	32
Tab. 8 - Superfici percorse da incendi nel 2017.....	38
Tab. 9 - Consumo di suolo (built-up areas) nelle diverse ecoregioni d'Italia.....	47
Tab. 10 - Consumo di suolo (Built Up areas) nelle regioni amministrative	48
Tab. 11 - Il numero dei corpi idrici suddivisi per categoria a livello nazionale con le relative estensioni territoriali.....	57
Tab. 12 - Afflusso annuo medio (1996-2001) ripartito per compartimenti idrografici.....	59
Tab. 13 - Bilancio idrico globale del territorio nazionale: stima <i>CNA</i>	59
Tab. 14 - Bilancio idrico globale del territorio nazionale: valori annui medi (1996-2015)	60
Tab. 15 - Bilancio idrologico nazionale. Valori annui 2011-2015	61
Tab. 16 - Bilancio idrologico nazionale. Valori medi mensili (1996-2015)	61
Tab. 17 - Componenti della contabilità dell'impollinazione agricola.....	71
Tab. 18 - Dipendenza dall'impollinazione	71
Tab. 19 - “Supply” servizio di impollinazione (2000, 2006, 2012).....	76
Tab. 20 - “Use” servizio di impollinazione (2000, 2006, 2012).....	77
Tab. 21 - Componenti della contabilità dei Servizi Ricreativi.....	78
Tab. 22 - “Supply” servizi ricreativi (2000 e 2012).....	82
Tab. 23 - “Use” servizi ricreativi (2000 e 2012).....	82
Tab. 24 - componenti della contabilità della purificazione dell'acqua.....	83
Tab. 25 - “Supply” della purificazione delle acque.....	86
Tab. 26 - “Use” della purificazione delle acque.....	86
Tab. 27 - Studi di valutazione tramite valori di mercato.....	99
Tab. 28 - Studi di valutazione tramite valori non di mercato.....	101
Tab. 29 - Ipotesi utilizzate per la stima del <i>VAN</i>	102
Tab. 30 - Confronto classificazione <i>CICES</i> dei Servizi Ecosistemici Culturali-Ricreativi con quelle individuate da altri studi	108
Tab. 31 - Servizi Ecosistemici ricreativi e culturali nei 5 Parchi analizzati e elementi del Capitale Naturale e Capitale Culturale che li forniscono	111
Tab. 32 - Evoluzione dei principali aggregati della spesa ambientale nel corso degli ultimi esercizi finanziari.....	115
Tab. 33 - Tabella riepilogativa dei provvedimenti occorsi nel 2017 di rilievo per il Capitale Naturale	120
Tab. 34 - Indicatori contenuti nel Rapporto BES 2017 rilevanti per il Capitale Naturale	125
Tab. 35 - Obiettivi Tematici dell'Accordo di Partenariato associabili al Capitale Naturale e risorse allocate.....	127

Componenti del Comitato per il Capitale Naturale:

Amministrazioni Centrali

Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare: Gian Luca Galletti, Presidente

Ministro dell'Economia e delle Finanze: Pier Carlo Padoan

Ministro dello Sviluppo Economico: Carlo Calenda

Ministro del Lavoro e delle Politiche Sociali: Giuliano Poletti

Ministro delle Infrastrutture e dei Trasporti: Graziano Delrio

Ministro delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali: Maurizio Martina

Ministro per gli Affari Regionali e le Autonomie: Paolo Gentiloni - deleghe

Ministro per la Coesione Territoriale e il Mezzogiorno: Claudio De Vincenti

Ministro Semplificazione e Pubblica Amministrazione: Marianna Madia

Ministro dei Beni e delle Attività Culturali e del Turismo: Dario Franceschini

Amministrazioni Regionali e Comunali

Conferenza delle Regioni e delle Province Autonome: Presidente Stefano Bonaccini

(delegato: Assessore alla difesa dell'ambiente della Regione Sardegna, Donatella Spano)

Associazione Nazionale dei Comuni Italiani (ANCI): Presidente Antonio Decaro

(delegato: Sindaco di Siena, Bruno Valentini)

Istituzioni Pubbliche

Banca d'Italia: Governatore Ignazio Visco

(delegato: Ivan Faiella, Dipartimento economia e statistica)

Istituto Nazionale di Statistica (ISTAT): Presidente Giorgio Alleva

(delegati: Aldo Femia, Direzione Centrale per la Contabilità Nazionale e

Raffaella Chiochini, Direzione Centrale per le Statistiche Ambientali e Territoriali)

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA): Presidente Stefano Laporta

(delegato: Alessio Capriolo, Responsabile valutazioni economiche e contabilità ambientale)

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR): Presidente Massimo Inguscio

(delegato: Fabio Trincardi, Direttore del Dipartimento scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente)

Agenzia Nazionale per le nuove tecnologie, energia e sviluppo economico sostenibile (ENEA): Presidente Federico Testa

(delegato: Roberto Morabito, Direttore Dipartimento sostenibilità dei sistemi produttivi e territoriali)

Esperti scientifici nominati dal Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare

Dr.a Catia Bastioli, Amministratore delegato di Novamont e Presidente di Terna

Prof. Massimo Bergami, Università di Bologna

Prof. Carlo Blasi, Sapienza Università di Roma, Presidente onorario Società Botanica Italiana (SBI)

Dr. Gianfranco Bologna, Direttore Scientifico WWF, segretario Fondazione Aurelio Peccei

Prof. Carlo Carraro, Università di Venezia Cà Foscari, Presidente EAERE, IPCC, GGKP, CMCC

Prof. Enrico Giovannini, Università di Roma Tor Vergata, già Chief statistician OCSE e Presidente dell'ISTAT, Club di Roma, già Ministro

Prof. Edo Ronchi, Presidente Fondazione Sviluppo Sostenibile, già Ministro

Prof. Giovanni Fulvio Russo, Università di Napoli Parthenope e Presidente della Società Italiana di Biologia Marina (SIBM).

Prof. Giuseppe Scarascia Mugnozza, Università della Tuscia – Direttore del dipartimento per l'innovazione dei sistemi biologici, agroalimentari e forestali (DIBAF)

Il sostegno scientifico ed editoriale del MATTM è stato assicurato da:

- Avv. Maria Carmela Giarratano, Direttore Generale della Direzione per la Protezione della Natura e del Mare (DG PNM).
- Dr. Francesco La Camera, Direttore Generale della Direzione per lo Sviluppo Sostenibile, per il Danno Ambientale e per i rapporti con l'Unione Europea e gli Organismi Internazionali (DG SVI).
- Per la DG PNM: Eleonora Bianchi (MATTM); Graziana Dizonno, Patrizia Esposito (AT Sogesid alla DG PNM).
- Per la DG SVI: Aldo Ravazzi Douvan, Fabio Eboli, Luca Grassi, Greti Lucaroni, Andrea Molocchi, Carlo Orecchia, Giacomo Pallante (AT Sogesid alla DG SVI).

Si ringraziano, altresì, per i contributi scientifici:

- Elisa Grieco, Valentina Bacciu (CMCC)
- Alessio Collalti (CMCC e CNR-ISAFOM)
- Marta Chiesi, Fabio Maselli (CNR-IBIMET)
- Giorgio Matteucci (CNR-ISAFOM)
- Mauro Maesano (CNR-ISAFOM e Università degli Studi della Tuscia)
- Raffaella Zucaro (CREA-PB)
- Marco Di Fonzo (CUTFAA)
- Camille Aneris, Giuseppe Dodaro, Vittoria Papa (Fondazione per lo Sviluppo Sostenibile)
- Alessandra La Notte, Joachim Maes, Sara Vallecillo (JRC)
- Francesca Assennato, Luca Congedo, Francesca Fornasier, Rosanna Mascolo, Michele Munafò, Stefano Pranzo (ISPRA)
- Angelini Simona (MIPAAF)
- Giulia Rognoni (NOVAMONT S.p.A.)
- Bernardino Romano (Università degli Studi dell'Aquila)
- Chiara Paoli, Paolo Povero, Paolo Vassallo (Università degli Studi di Genova)
- Paolo De Fioravante, Marco Marchetti, Davide Marino, Roberta Mele, Marco Ottaviano, Lorenzo Sallustio (Università degli Studi del Molise)
- Elvira Buonocore, Pier Paolo Franzese, Flavio Picone (Università degli Studi "Parthenope" di Napoli)
- Giulia Capotorti, Riccardo Copiz, Barbara Mollo (Università degli Studi "Sapienza" di Roma)
- Donatella Spano (Università degli Studi di Sassari)
- Riccardo Salvati (Università degli Studi della Tuscia)

Per citare il rapporto:

Comitato Capitale Naturale (2018), *Secondo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia*. Roma.

EXECUTIVE SUMMARY

Il 2017 ha segnato un importante punto di svolta dell'articolato e lungo percorso di sostenibilità del nostro Paese. Nel quadro di riferimento dettato dall'*Agenda 2030* dell'ONU sullo Sviluppo Sostenibile e dalla Strategia nazionale di Sviluppo Sostenibile (SNSvS), l'elaborazione del *Primo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia* ha consentito di mettere in luce, per la prima volta, al complesso sistema istituzionale il fondamentale ruolo ricoperto dal Capitale Naturale italiano rispetto al sistema socio-economico collettivo del Paese.

“Dov'è la ricchezza delle Nazioni?” si chiedeva un rapporto della *Banca Mondiale* del 2011, nel tentativo di superare l'inadeguatezza del *PIL* come misura di benessere. Il Comitato per il Capitale Naturale cerca, in relazione ai compiti che gli sono stati assegnati, di rispondere a questa domanda avviando la misurazione del valore fisico e monetario della dotazione di foreste, biodiversità, fiumi, mari, e della totalità di ecosistemi di cui siamo ricchissimi. Tale valore si esplica in benefici di cui usufruiamo tutti i giorni e che provengono dall'insieme di servizi ecosistemici che la natura ci fornisce, ma che spesso non percepiamo e non valutiamo al loro giusto valore. L'obiettivo che il Comitato per il Capitale Naturale persegue è anche quello di rendere visibile a cittadini e *policy makers* il valore di questi benefici.

Come sottolineato nelle Raccomandazioni del Primo Rapporto, la “sfida principale”, di un percorso lungo ed appena agli inizi, è quella di elaborare schemi concettuali, raccogliere dati, affinare modelli su una dimensione, quella della misurazione del Capitale Naturale e degli impatti delle politiche su esso. A tal proposito è emersa sempre più forte la necessità di coinvolgere il mondo della ricerca e delle amministrazioni locali.

In questo Secondo Rapporto, importanti progressi sono fatti in termini di arricchimento dei fattori di analisi grazie ad una sempre maggiore sinergia tra esperti della materia, centri di ricerca nazionali ed internazionali, e la pubblica amministrazione.

In questo Rapporto viene ancor più raffinata la valutazione biofisica degli ecosistemi terrestri a livello eco-regionale e regionale, anche con aggiornamenti sullo stato di conservazione di alcuni di essi. Inoltre, il focus sul valore biofisico degli *stock* di Capitale Naturale nelle ecoregioni marine mette in luce i primi risultati di un progetto sperimentale finalizzato ad un sistema di contabilità ambientale per le Aree Marine Protette italiane.

Vengono approfonditi alcuni dei principali elementi di pressione sugli *asset* del Capitale Naturale. In particolare, vengono valutati su scala nazionale, ed anche eco-regionale, il consumo di suolo e la frammentazione degli ecosistemi naturali e semi-naturali, che ne mettono a rischio lo stato di conservazione e le funzionalità. Inoltre, ampia attenzione è dedicata all'impatto dei cambiamenti climatici sulla capacità degli ecosistemi di continuare a garantire Servizi Ecosistemici, anche attraverso dei focus su criticità ambientali di grande attualità per l'Italia, quali gli incendi e la siccità.

Questo Secondo Rapporto, inoltre, inizia a delineare un percorso metodologico importante in merito all'attribuzione di una misurazione monetaria del flusso di Servizi Ecosistemici prodotti dal nostro Capitale Naturale. Seguendo le Raccomandazioni del Primo Rapporto, si riporta una prima applicazione, del tutto introduttiva e sperimentale, dei sistemi di contabilità economico-ambientale di alcuni Servizi Ecosistemici come l'impollinazione agricola, i servizi ricreativi, la purificazione delle acque, oltre che valutazioni economiche della qualità degli habitat e dell'importante servizio di mitigazione dell'erosione del suolo. I valori monetari ottenuti, seppur frutto di metodologie da perfezionare e di ipotesi da raffinare nei prossimi rapporti, aprono una prospettiva ineludibile circa la straordinaria importanza del Capitale Naturale, anche in cooperazione con altri tipi di capitale come quello Culturale, in merito alla dimensione di quella Ricchezza delle Nazioni di cui si cerca la radice.

Le metodiche rappresentate in questo Rapporto sul tema delle valutazioni *ex-ante* ed *ex-post* dell'impatto delle politiche pubbliche, non solo quelle a scopo ambientale, sul Capitale Naturale sono esplorate con crescente dettaglio. Questi schemi di analisi sono presentati anche nell'ottica di aiutare i decisori politici a valutare in fase preliminare gli effetti delle decisioni politiche sul Capitale Naturale, considerato in una dimensione più ampia di

benessere e di qualità della vita dei cittadini, con l'obiettivo di valutare il progresso della società non soltanto dal punto di vista economico, ma anche sociale e ambientale.

Il Comitato per il Capitale Naturale, infine, propone nuove raccomandazioni che si pongono come agenda per i prossimi rapporti, che intendono assicurare un contributo significativo alla realizzazione degli obiettivi mondiali tracciati dall'*Agenda 2030* per una crescita sostenibile che l'Italia deve continuare a perseguire per le generazioni presenti e future.

PARTE I: INTRODUZIONE

1 Il Contesto Istituzionale sul Capitale Naturale

1.1 La normativa: istituzione e compiti del Comitato per il Capitale Naturale

L'articolo 67 della legge n. 221/2015 (*“Disposizioni in materia ambientale per promuovere misure di green economy e per il contenimento dell'uso eccessivo di risorse naturali”*) prevede l'istituzione del *Comitato per il Capitale Naturale* (CCN), presieduto dal Ministro dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), e composto da 10 Ministri, dall'Associazione Nazionale dei Comuni Italiani (ANCI), dalla Conferenza delle Regioni, 5 Istituti pubblici di Ricerca e 9 esperti della materia nominati dal MATTM.

Principale compito del CCN è la redazione di *un Rapporto contenente informazioni sullo Stato del Capitale Naturale, corredato di informazioni e dati ambientali espressi in unità fisiche e monetarie, seguendo le metodologie definite dall'Organizzazione delle Nazioni Unite e dall'Unione Europea, nonché di valutazioni ex-ante ed ex-post degli effetti delle politiche pubbliche sul Capitale Naturale e sui Servizi Ecosistemici.* Al fine di assicurare coerenza tra gli obiettivi sociali, economici e ambientali e l'annuale programmazione finanziaria e di bilancio, tale Rapporto è inviato entro il 28 febbraio di ogni anno al Presidente del Consiglio dei Ministri e al Ministro dell'Economia e delle Finanze.

Inoltre, il CCN, fermo restando quanto previsto dalla normativa in tema di pubblicazione e accesso alle informazioni ambientali, promuove anche l'adozione, da parte degli enti locali, di sistemi di contabilità ambientale e la predisposizione, da parte dei medesimi enti, di appositi bilanci ambientali, finalizzati al monitoraggio e alla rendicontazione dell'attuazione, dell'efficacia e dell'efficienza delle politiche e delle azioni svolte dall'ente per la tutela dell'ambiente, nonché dello stato dell'ambiente e del Capitale Naturale (CN).

Il CCN, istituito con DPCM 1486 del 18 aprile 2016, ad oggi ha consegnato il 28 febbraio del 2017 il 1° Rapporto sullo stato del Capitale Naturale in Italia (CCN, 2017) e, partendo dalle Raccomandazioni in esso contenute (*Cap. 3*), ha lavorato alla predisposizione del presente Secondo Rapporto.

1.2 Il Capitale Naturale nel contesto istituzionale

Scala internazionale

Nel Settembre 2015 l'*Organizzazione delle Nazioni Unite* ha adottato il documento *Transforming the World: the 2030 Agenda for Sustainable Development* (ONU, 2015). Esso rappresenta lo schema di riferimento per il periodo che va dal 2015 al 2030 per garantire uno sviluppo capace di raggiungere obiettivi di prosperità e benessere condivisi e a beneficio dell'intera società, senza compromettere l'ambiente e garantendo un mondo pacifico e solidale¹.

I 17 Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (SDG) dell'**Agenda 2030**, a loro volta articolati in 169 target, sono multidimensionali e trasversali, anche se alcuni (6, 13, 14, 15) rappresentano i principali riferimenti per la definizione delle modalità per la salvaguardia dell'ambiente e dunque del CN. Nella visione dell'ONU, i 17 SDG non sono gerarchicamente ordinati dal momento che vanno raggiunti in modo simultaneo e contestuale. Tuttavia, diverse analisi, come quella dello *Stockholm Resilience Center (SRC)*, mostrano che il raggiungimento degli obiettivi ambientali sia il presupposto necessario per il raggiungimento degli altri obiettivi (*Fig. 1*).

¹ Il nuovo contesto, superando la precedente agenda per il periodo 2000-2015 costituita dagli Obiettivi di Sviluppo del Millennio legati al raggiungimento delle necessità primarie dei Paesi in via di Sviluppo, definisce le coordinate di sviluppo anche nelle nazioni più ricche, che a fronte di un sistema imprenditoriale e industriale avanzato hanno però visto emergere una serie di criticità in termini ambientali e sociali.



Fig. 1 - Obiettivi di Sviluppo Sostenibile nella visione paritetica (sinistra) e gerarchicamente ordinata (destra)

Fonti: ONU e SRC²

Iniziativa internazionale specifica per la protezione del CN è la *Convenzione sulla Diversità Biologica* (CDB)³, promossa nell'ambito della *Conferenza Mondiale ONU su Ambiente e Sviluppo* del 1992 a Rio de Janeiro ed entrata in vigore nel 1993. Da essa deriva il *Piano Strategico per la Biodiversità 2011-2020*, con la previsione di 5 Obiettivi Strategici articolati in 20 *Aichi targets* per fronteggiare la salvaguardia della perdita di biodiversità e dei connessi Servizi Ecosistemici (SE). Alle 189 nazioni aderenti è richiesto di predisporre un rapporto pluriennale sullo stato della biodiversità ed il monitoraggio dello stato di avanzamento rispetto ai targets⁴.

Altri pilastri relativi alla preservazione del CN sono, da una parte, la lotta ai cambiamenti climatici su cui la comunità internazionale ha raggiunto un nuovo **accordo nel Dicembre 2015 a Parigi**⁵ e, dall'altra, l'impegno a ridurre i rischi derivanti dai disastri naturali attraverso l'aumento di capacità di resilienza racchiuso nel *Sendai Framework for Disaster Risk Reduction* (UNISDR, 2015).

A fronte di questa cornice istituzionale, occorre menzionare poi le **diverse iniziative specifiche sul CN**. Diversi progetti sono stati intrapresi a livello nazionale⁶. Il più rilevante è quello inglese, che nel 2012 ha costituito un CCN⁷ in seguito alla redazione del *Libro Bianco sull'Ambiente Naturale* del 2011. A livello internazionale, la *Natural Capital Finance Alliance*⁸ ha lo scopo di integrare nelle scelte private finanziarie gli aspetti connessi alla tutela del CN. Nell'ambito della *Conferenza Mondiale sullo Sviluppo Sostenibile del 2012* a Rio de Janeiro, gli oltre 75 partecipanti, esponenti dei settori bancario, assicurativo e finanziario, hanno redatto una dichiarazione (NCFA, 2012) nella quale formulano un impegno crescente per comprendere le interdipendenze delle scelte private con il Capitale Naturale e per sviluppare modalità efficaci per tenerne conto nell'erogazione dei prodotti e servizi finanziari, anche attraverso la richiesta al mondo imprenditoriale di adottare sistemi di contabilità e reporting. A tale scopo può aiutare l'attività del *Natural Capital Coalition* che, attraverso la collaborazione tra stakeholders su scala globale, tende a uniformare e consolidare, attraverso il *Natural Capital Protocol* (NCC, 2016), una metodologia in nove fasi per considerare gli impatti di diversi settori produttivi sul CN. Il quadro può essere esaurientemente completato dal *Natural Capital Project*⁹, che ha sviluppato una serie di strumenti per quantificare l'effettivo impatto sul CN delle attività antropiche, compreso il software *InVEST*¹⁰ usato nel *Cap. 6* del presente

² <http://www.stockholmresilience.org/research/research-news/2016-06-14-how-food-connects-all-the-sdgs.html>

³ <https://www.cbd.int/>

⁴ L'ultimo rapporto presentato dall'Italia è scaricabile al link <https://www.cbd.int/doc/world/it/it-nr-05-en.pdf>

⁵ http://unfccc.int/paris_agreement/items/9485.php

⁶ Si veda ad es. Brouwer *et al.*, 2013; Guerry *et al.*, 2015. Per maggiore dettaglio si rimanda all'Allegato E del Primo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia (CCN, 2017)

⁷ <http://www.naturalcapitalcommittee.org/>

⁸ <http://www.naturalcapitalfinancealliance.org/>

⁹ <https://www.naturalcapitalproject.org/>

¹⁰ Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs, <https://www.naturalcapitalproject.org/invest/#what-is-invest>

rapporto per la valutazione economica degli ecosistemi¹¹. Infine, vale la pena menzionare il *World Forum on Natural Capital*¹² che costituisce una piattaforma di dialogo tra settore privato, istituzioni nazionali e internazionali, anche al fine di comunicare al pubblico l'importanza di proteggere concretamente il CN. In questo contesto, si segnala il confronto e la condivisione di esperienze instaurato tra i Governi nell'ambito del *Governments Dialogue on Enabling Natural Capital Approaches* tenutosi il 27 Novembre 2017.

Anche nella statistica ufficiale, l'attenzione rivolta al CN e ai fenomeni che lo interessano è in continua crescita. A livello internazionale, questa si inserisce nel più ampio contesto della descrizione statistica della Natura e della sua interazione con le attività umane definito dal *Framework for the Development of Environmental Statistics (FDES 2013)*¹³, e in particolare con lo sviluppo della disciplina della Contabilità Ambientale. Tale sviluppo è presidiato dallo *UN Committee of Experts on Environmental-Economic Accounting (UNCEEA)*, istituito dalla Commissione Statistica delle Nazioni Unite nel 2005¹⁴. I due principali grandi filoni di lavoro dell'UNCEEA corrispondono ai due volumi del manuale SEEA (*System of Environmental-Economic Accounting*) del 2012 che contengono le definizioni e le metodologie alle quali occorre attenersi per mantenere la comparabilità internazionale: il “quadro centrale” (*Central Framework - CF*), adottato come standard statistico internazionale dalla Commissione Statistica delle Nazioni Unite, e i “Conti sperimentali degli ecosistemi” (*Experimental Ecosystem Accounting - EEA*) (UNCEEA, 2012a; UNCEEA, 2012b).

Scala europea

Il **Settimo Programma di Azione Ambientale**¹⁵, nel promuovere il paradigma del “vivere bene dentro i limiti del pianeta”, individua tra le sue priorità anche la salvaguardia del CN (Fig. 2) ed invita l'Unione Europea ed i Paesi Membri a migliorare la legislazione esistente ed a colmare le lacune normative.



Fig. 2 - Lo schema di riferimento del Settimo Programma di Azione Ambientale

Fonte: Commissione Europea

I due pilastri per la protezione del CN sono rappresentati dalla *Strategia Europea per la Biodiversità al 2020*¹⁶ e l'*impronta blu per la salvaguardia delle risorse idriche europee*¹⁷. In particolare, la Strategia per la Biodiversità, elaborata nel 2011, consiste di 6 target derivanti dagli impegni presi nell'ambito della CDB. Nel

¹¹ Per quanto riguarda le iniziative internazionali per la misurazione dei servizi ecosistemici (MA, TEEB, WAVES, MAES, CICES), si rimanda al Primo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia

¹² <https://naturalcapitalforum.com/>

¹³ <https://unstats.un.org/unsd/envstats/fdes.cshtml>

¹⁴ <https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/ceea/>. L'Italia è membro di tale comitato sin dalla sua fondazione.

¹⁵ <http://ec.europa.eu/environment/action-programme/>

¹⁶ http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy/index_en.htm

¹⁷ <http://ec.europa.eu/environment/water/blueprint/>

2015 è stata elaborata l'analisi di medio termine seguita da una risoluzione per strutturare il perseguimento degli obiettivi prefigurati¹⁸.

Considerando anche l'ambito marino, è da menzionare la *Marine Strategy Framework Directive*¹⁹, il pilastro ambientale della politica marittima europea intesa a creare un quadro per l'uso sostenibile delle acque marine europee.

Il 27 Aprile 2017 la Commissione Europea ha presentato la Comunicazione *Un piano d'azione per la natura, i cittadini e l'economia*²⁰. Il Piano d'azione definisce quattro assi prioritari (aumentare la conoscenza, rafforzare la coerenza delle politiche ambientali, incrementare gli investimenti e migliorare la sensibilizzazione ed il coinvolgimento) e 15 azioni per rendere più efficaci gli impegni, anche economici, da parte della UE nel perseguire i target della *Strategia Europea per la Biodiversità*, oltre che a garantire le forme di protezione del patrimonio naturale europeo promosse con le direttive *Habitat* e *Uccelli* e la rete di aree protette *Natura 2000*²¹.

Altra iniziativa di rilievo è la *Strategia UE sulle Infrastrutture Verdi*²². Essa promuove la realizzazione di “una rete di aree naturali e seminaturali pianificata a livello strategico con altri elementi ambientali, progettata e gestita in maniera da fornire un ampio spettro di servizi ecosistemici”. Esempi delle cosiddette *Nature-based Solutions* riportate nel documento riferiscono alla creazione di aree verdi urbane per attenuare le isole di calore urbano (come alternativa all'aria condizionata) e la creazione di dune e aree umide nelle aree costiere (in luogo di costruzioni di arginamento). Diversi lavori recenti dell'*Agenzia Europea dell'Ambiente*, in particolare sulla mitigazione del rischio derivante da alluvioni (EEA, 2016; EEA, 2017a), confermano tale evidenza e, integrando nell'analisi costi-benefici dei progetti, come andrebbe correttamente fatto, anche i benefici indiretti prodotti dalle infrastrutture verdi, dimostrano la maggiore profittabilità degli investimenti in infrastrutture verdi rispetto a quelle tradizionali (Fig. 3).

Riguardo agli impatti negativi attesi a causa dei **cambiamenti climatici**, i cui effetti possono essere particolarmente rilevanti per il CN (EEA, 2017b; EEA, 2017c), vanno menzionate, in termini di **mitigazione**, l'*Energy Union and Climate*²³, il pacchetto *2030 Energy Strategy*²⁴ ed il *Clean Energy for all Europeans*²⁵. Per quanto riguarda l'**adattamento** ai cambiamenti climatici, nel 2013 è stata definita la strategia europea²⁶ per rafforzare la capacità di risposta ai cambiamenti climatici a tutti i livelli di governance, anche grazie alla realizzazione di una piattaforma per lo scambio delle migliori pratiche con un sito dedicato²⁷.

¹⁸ <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?type=TA&reference=P8-TA-2016-0034&format=XML&language=EN>

¹⁹ <http://www.msfd.eu/>

²⁰ COM(2017) 198 final, http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/fitness_check/action_plan/index_en.htm

²¹ Il Piano d'azione riporta che i costi per l'attuazione di Natura 2000 ammontano a 5,8 Miliardi €/anno a fronte di benefici stimati in 200-300 Miliardi €/anno.

²² http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:d41348f2-01d5-4abc-b817-4c73e6f1b2df.0005.03/DOC_1&format=PDF

²³ https://ec.europa.eu/commission/priorities/energy-union-and-climate_en

²⁴ <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/energy-strategy-and-energy-union/2030-energy-strategy>

²⁵ <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/energy-strategy-and-energy-union/clean-energy-all-europeans>

²⁶ https://ec.europa.eu/clima/policies/adaptation/what_en

²⁷ <http://climate-adapt.eea.europa.eu/>

Table 6.1 Overview matrix and ranking of green versus grey infrastructure measures

Costs data represent an average of the standardised unit costs for different GI projects realised across the EU.

Direct effects represent biophysical characteristics of infrastructure measures that provide protection to flooding.

Indirect effects represent ancillary benefits that the infrastructure measure provides in terms of additional eco-system services. Effect scores range from 0 (no effect), 1 = low effect, 2 = medium effect and 3 = high effect, which are sourced from the NWRM project.





















	Costs	Direct effects	Indirect effects (eco-system benefits)																		
	EUR/ha (m)	EUR/ha/y	0/1/2/3			0/1/2/3															
																					
Wetland restoration and management	13 302	348	3,0	2,0	1,7	2	3	2	3	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2
Re-meandering	92 592	2	2,0	2,5	1,7	2	2	3	3	2	3	3	2	3	3	2	3	3	3	3	3
Stream bed re-naturalisation	20 114	n.a.	0,0	2,5	1,7	1	1	2	3	0	1	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Floodplain restoration	153 279	2 412	3,0	3,0	2,3	3	3	3	3	2	3	3	2	3	3	2	3	3	3	3	3
Dike building or reinforcement	2 283a	1%	n.a.	3,0	n.a.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Longitudinal barriers	1 440 000a	5-10%	n.a.	3,0	n.a.	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0

Fig. 3 - Comparazione costi e benefici (diretti ed indiretti) di diversi tipi di infrastrutture (verdi e grigie)
Fonte: EEA (2017a)

Sul fronte dell’ampliamento e della sistematizzazione delle conoscenze sul CN in termini statistico-contabili e della determinazione del suo valore economico va sicuramente sottolineato il contributo fornito dal progetto *KIP INCA* (Knowledge Innovation Project on Accounting for Natural Capital and Ecosystem Services)²⁸ della Commissione Europea²⁹.

Scala nazionale

Come detto in precedenza, il CCN nasce per rispondere all’esigenza di aumentare la conoscenza attraverso la quantificazione fisica e monetaria, definire metodologie e sistemi di contabilità e fornire suggerimenti per la valutazione degli effetti delle politiche sul CN.

La *Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile*³⁰, approvata dal CIPE il 22 dicembre 2017, riprende i temi di Agenda 2030 e dedica una sezione specifica alla tutela dell’ambiente naturale. Le 3 aree strategiche (“arrestare la perdita di biodiversità”, “garantire una gestione sostenibile delle risorse naturali” e “creare comunità e territori resilienti, custodire i paesaggi e i beni culturali”) sono a loro volta articolate in obiettivi nazionali tra i quali, ad es., “integrare il valore del capitale naturale (degli ecosistemi e della biodiversità) nei piani, nelle politiche e nei sistemi di contabilità” e “garantire il ripristino e la deframmentazione degli ecosistemi e favorire le connessioni ecologiche urbano/rurali”, riconducono direttamente ai compiti istitutivi del CCN.

Diverse iniziative sono state prese di recente per tutelare il CN ed i SE da esso generati. Il 2017 ha visto un acceso dibattito nell’ambito della proposta di **riforma della disciplina sulle aree protette** (Legge 394/91) che non si è conclusa ad oggi. Prosegue l’impegno nel rafforzare la sinergia tra CN e Capitale Culturale come indicato

²⁸ Nel corso del 2017 ISPRA, in partnership con ISTAT, ha avanzato - con successo - la candidatura al progetto ‘*Knowledge innovation project on accounting for ecosystems*’ finanziato da Eurostat nell’ambito della *call for proposal ‘Provide environmental accounts and climate change-related statistics’*. L’obiettivo generale delle azioni cofinanziate da Eurostat è quello di completare lo sviluppo principale del KIP INCA a livello comunitario mediante lavori sperimentali che verificheranno il quadro *SEEA-EEA* a livello di Stato Membro, in linea con i progressi metodologici già raggiunti in ambito *MAES*. Le attività previste dal progetto favoriranno con i migliori auspici la partecipazione dell’Italia alla rete di soggetti istituzionali e scientifici che a vario titolo nell’UE stanno contribuendo all’avvio di questa sperimentazione, e il raccordo con le principali iniziative operanti sempre a livello europeo presso l’*Agenzia Europea per l’Ambiente* e il *Joint Research Centre*.

²⁹ http://ec.europa.eu/environment/nature/capital_accounting/index_en.htm

³⁰ <http://www.minambiente.it/pagina/la-strategia-nazionale-lo-sviluppo-sostenibile>

dalla *Carta di Roma*³¹ e nel promuovere il turismo eco-sostenibile, nel quadro di riferimento del Piano Strategico di Sviluppo del Turismo 2017-2022, anche attraverso la realizzazione del sito <http://turismoneiparchi.minambiente.it/>, che rappresenta uno strumento per accrescere le modalità di fruizione del patrimonio storico-culturale-architettonico all'interno delle aree naturali protette.

Importante è stato lo sforzo per mitigare gli effetti del **dissesto idrogeologico**, diventato una priorità per l'Italia con la raccolta sistematica delle iniziative finanziate e in cantiere sul sito <http://italiasicura.governo.it/site/home.html>. Il *Piano nazionale di opere e interventi di riduzione del rischio idrogeologico*³² impegna ad investire 7 Mld € in 7 anni per la messa in sicurezza del Paese da fenomeni quali frane e alluvioni, a fronte degli oltre 26 Mld € di fabbisogno. La *Banca Europea degli Investimenti* ha recentemente stanziato un finanziamento di 800 Mln € in connessione al piano finanziario per tali opere³³, e la *Legge di Bilancio 2018* ha stanziato appositi fondi per il 2018 e gli anni successivi sempre allo scopo di ridurre il rischio connesso all'instabilità e alle fragilità del territorio.

Per fronteggiare i crescenti impatti del **cambiamento climatico**, l'Italia ha da una parte promosso la nuova *Strategia Energetica Nazionale* che definisce il panorama di sviluppo del settore energetico al 2030 stimolando un incremento dell'efficienza energetica e dell'utilizzo di risorse rinnovabili e favorendo il processo di decarbonizzazione con obiettivi di diminuzione delle emissioni climalteranti del 39% al 2030 e 63% al 2050. Dall'altra, ha terminato la consultazione pubblica sul *piano nazionale di adattamento ai cambiamenti climatici*³⁴ che stabilisce le priorità, le forme di finanziamento e le metodologie per il monitoraggio e la valutazione delle azioni proposte.

Vale infine la pena menzionare il recente lancio del *Documento di Inquadramento e Posizionamento Strategico "Verso un modello di economia circolare per l'Italia"*³⁵ che definisce, in riferimento anche al *Pacchetto Europeo sull'Economia Circolare*³⁶, i cardini (ecodesign, responsabilità estesa del produttore, bioeconomia, simbiosi industriale, ecc.) attraverso i quali realizzare un utilizzo più efficiente delle risorse e determinare un minore smaltimento dei rifiuti in discarica a favore di una loro reintroduzione nei processi di produzione e consumo, così da proteggere il CN sia in fase di prelievo a monte che di utilizzo poco virtuoso del territorio e inquinamento atmosferico e delle falde acquifere a valle.

Si rimanda inoltre alla parte III di questo Rapporto per un'analisi sulla potenziale relazione con il CN di una serie di provvedimenti normativi recenti non direttamente orientati alla preservazione dello stesso nonché una disamina sia dell'attuale sistema di spesa per la protezione ambientale sia della fiscalità ambientale.

2 Capitale Naturale e Servizi Ecosistemici: cosa sono e perché è importante misurarli

Nel *Primo Rapporto*, il CN è stato definito, seguendo l'esempio del Regno Unito (UK NCC, 2013), come:

“l'intero stock di asset naturali - organismi viventi, aria, acqua, suolo e risorse geologiche - che contribuiscono a fornire beni e servizi di valore, diretto o indiretto, per l'uomo e che sono necessari per la sopravvivenza dell'ambiente stesso da cui sono generati”

Dai **processi naturali di interazione degli asset del CN** all'interno degli ecosistemi si ottengono flussi di SE come ad esempio la purificazione naturale dell'acqua che beviamo o dell'aria che respiriamo, la formazione di suolo fertile da coltivare, la conservazione della diversità genetica per il cibo e la ricerca medica e industriale, la

³¹ http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/biodiversita/capitale_culturale_nei_parchi_nazionali.pdf

³² <http://italiasicura.governo.it/site/home/dissesto/piano.html>

³³ <http://www.eib.org/infocentre/press/releases/all/2017/2017-407-accordo-mef-bei-800-milioni-per-prevenire-il-dissesto-idrogeologico.htm>

³⁴ <http://www.minambiente.it/pagina/consultazione-su-piano-nazionale-adattamento-cambiamenti-climatici>

³⁵ <http://consultazione-economiacircolare.minambiente.it/il-documento>

³⁶ <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614>

fauna ittica per nutrirci, le fibre tessili per produrre abiti, un paesaggio alpino o un parco urbano per passeggiare, i sistemi di piante e micro-nutrienti del suolo che preservano dal dissesto idrogeologico, la biodiversità degli insetti necessaria all'impollinazione.

Come mostrato in Fig. 4 il flusso di servizi forniti dagli *asset* del CN è capace di generare **benefici individuali e sociali**. Tuttavia, l'interazione tra sistema socio-economico e sistema ambientale non si esaurisce qui ma ha anche la direzione opposta. Infatti, le attività antropiche creano **pressioni** sul sistema ambientale (Cap. 5) che impattano sullo stato di conservazione del CN, ma i cui impatti negativi possono essere accentuati da **politiche** di sviluppo non orientate alla sostenibilità o limitati da politiche a favore del mantenimento e preservazione del CN (Parte III del presente rapporto).

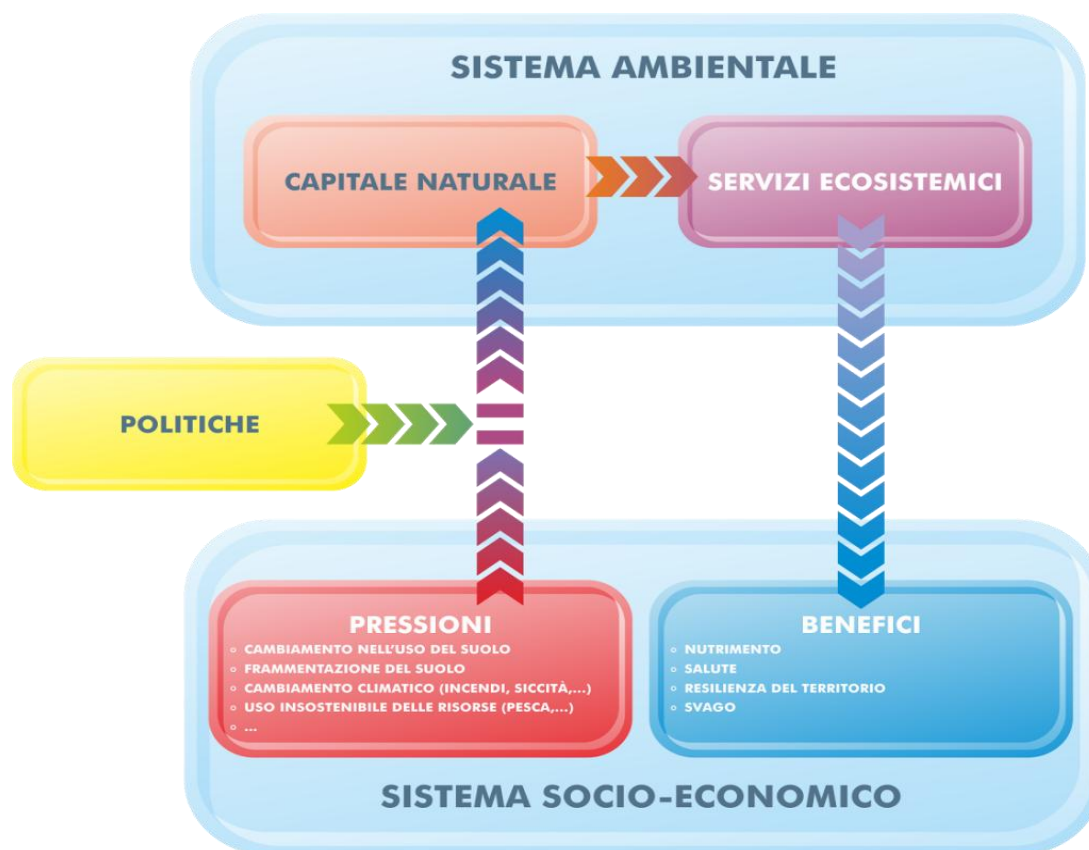


Fig. 4 - Capitale Naturale, Servizi Ecosistemici, Benefici, Pressioni e Politiche

Fonte: ns. adattamento da Haines-Young and Potschin (2017)

La crescente attenzione riservata a livello internazionale agli ecosistemi in un'ottica di Sviluppo Sostenibile e la necessità di considerare come la variazione nello stato degli ecosistemi influenzi il benessere umano (MA, 2005; TEEB, 2010; NCC, 2016) hanno dato luogo a tentativi di misurazione sia su scala globale – sulla scorta del secondo *Aichi target*³⁷ e del target 15.9 dell'*Agenda 2030* – sia su scala europea (si vedano la *Strategia EU 2020 per la biodiversità* e il progetto *KIP INCA*³⁸). Tali iniziative mirano a migliorare la mappatura degli ecosistemi e delle pressioni che subiscono, la conoscenza delle interazioni funzionali tra gli *asset* del CN e del modo in cui tali interazioni contribuiscono alla fornitura potenziale dei SE, i metodi per la costruzione di indicatori relativi alla dotazione di CN e la misurazione dei “prelievi” da parte dell'uomo, le stime monetarie del loro valore da affiancare e/o integrare ai conti economici nazionali.

³⁷ <https://www.cbd.int/sp/targets/>

³⁸ http://ec.europa.eu/environment/nature/capital_accounting/index_en.htm;

http://ec.europa.eu/environment/nature/capital_accounting/pdf/KIP-INCA-ScopingPaper.pdf.

Emerge da questi tentativi l'opportunità di fornire un supporto alle decisioni pubbliche e private, di fondamentale importanza, di **sistemi contabili e statistici adeguati** (a livello centrale e locale), cioè organici e strutturati in maniera funzionale per deliberare in maniera informata su tutti i diversi aspetti della complessa interazione tra società e ambiente. Questo supporto in Italia (come nella maggior parte dei paesi) ancora in buona parte manca ed il CN ed i SE non sono soggetti ad una misurazione esaustiva o ad una contabilità "ufficiale", sebbene siano disponibili molti degli elementi necessari, come testimoniato anche in CCN (2017). Un grande sforzo **di mappare e classificare in modo dettagliato l'estensione in termini di ettari degli ecosistemi**, ad esempio, è stato fatto a livello nazionale in collaborazione con l'iniziativa europea *MAES*³⁹ ed esistono informazioni rilevanti sullo stato qualitativo di alcuni di essi e su loro componenti quali superficie, suolo, acqua, aria o biodiversità (si veda quanto fatto in CCN, 2017).

Inoltre, mentre sono molte e sistematiche le misurazioni fisiche sull'uso dell'ambiente in quanto ricettore di residui (come rifiuti solidi e inquinamento atmosferico) e fornitore di risorse (sia geologiche esauribili che rinnovabili) da parte del metabolismo socio-economico – si vedano ad esempio le statistiche fornite da diversi Enti del Sistema Statistico Nazionale⁴⁰ e i conti satellite economico-ambientali dell'*ISTAT*⁴¹ basati sulla metodologia internazionale *SEEA-CF* (United Nations *et al.*, 2014a) –, la misurazione sia fisica sia monetaria di larga parte dei SE nonché l'impatto delle pressioni antropiche sugli *asset* ecosistemici e sulla loro capacità di continuare a fornire servizi nel futuro è ancora in larga parte da sviluppare.

Lo sviluppo di un sistema contabile e statistico organico e completo è d'altro canto sempre più possibile grazie allo sviluppo delle indicazioni metodologiche internazionali, seppur sperimentali, quali quelle presenti nel *SEEA-EEA* (United Nations *et al.*, 2014b) cui si è accennato sopra. Queste si concentrano sulla costruzione di una contabilità satellite basata sulla misurazione biofisica e monetaria del flusso di SE generati dagli **asset ecosistemici** (Cap. 6).

Come illustrato dalla Fig. 5, in un'ottica di contabilità è possibile classificare l'intero stock di CN, adottando una distinzione tra *asset* ecosistemici e risorse abiotiche. I primi sono – secondo il *SEEA-EEA* – “aree spaziali contenenti una combinazione di componenti biotiche e abiotiche e altre caratteristiche che funzionano insieme”, mentre le seconde comprendono le risorse del sottosuolo (che finché rimangono tali non interagiscono con l'ecosistema), la radiazione solare e lo spazio per l'*habitat* umano e le infrastrutture.

Gli *asset* contribuiscono a generare SE, anche in **combinazione con altri fattori produttivi** quali il lavoro e altri tipi di capitale come quello Sociale o Culturale (Cap. 7).

Mentre alcune componenti, sia biotiche che abiotiche, sono già frutto di misurazione nei citati conti satellite in quanto singole risorse naturali utilizzate per la produzione di energia, cibo o materiali, rimangono da colmare le informazioni sull'uso degli ecosistemi in quanto unità di stock spaziale capaci di generare flussi annuali di SE – classificati come servizi di approvvigionamento, regolazione e culturali⁴² - valutando sia i processi di interazione delle risorse naturali all'interno dell'ecosistema stesso sia i fattori di pressione che possono alterare tali processi (Obst *et al.*, 2015).

L'Italia, come sottolineato in CCN (2017), è dotata di un'incredibile ricchezza e diversità di ecosistemi in cui organismi viventi e componenti abiotiche coesistono ed interagiscono tra di loro a generare processi ecosistemici. La buona conoscenza dell'estensione degli ecosistemi italiani (Blasi *et al.*, 2014) deve essere ampliata ed estesa, seguendo le Raccomandazioni contenute in CCN (2017), per sviluppare una valutazione del loro “stato di salute” e, in considerazione delle pressioni antropiche, della capacità di queste risorse di fornire flussi di SE oggi e nel futuro.

³⁹ http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/index_en.htm

⁴⁰ <http://www.sistan.it/>

⁴¹ http://dati.istat.it/Index.aspx?DataSetCode=DCCN_FLUMAT

⁴² Classificazione CICES (<https://cices.eu/>)

In definitiva, se è vero che il CN è una dotazione fondamentale offerta dalla natura che l'uomo usa per il proprio benessere, è anche vero che il degradamento osservato degli ecosistemi e degli *asset* naturali in essi contenuti è conseguenza stessa anche del non aver esplicitato in modo chiaro e comparabile il ruolo centrale di tale dotazione pregiudicandone, in alcuni casi, la fruibilità e causando l'insostenibilità dell'attuale sistema socio-economico (Guerry *et al.*, 2015).

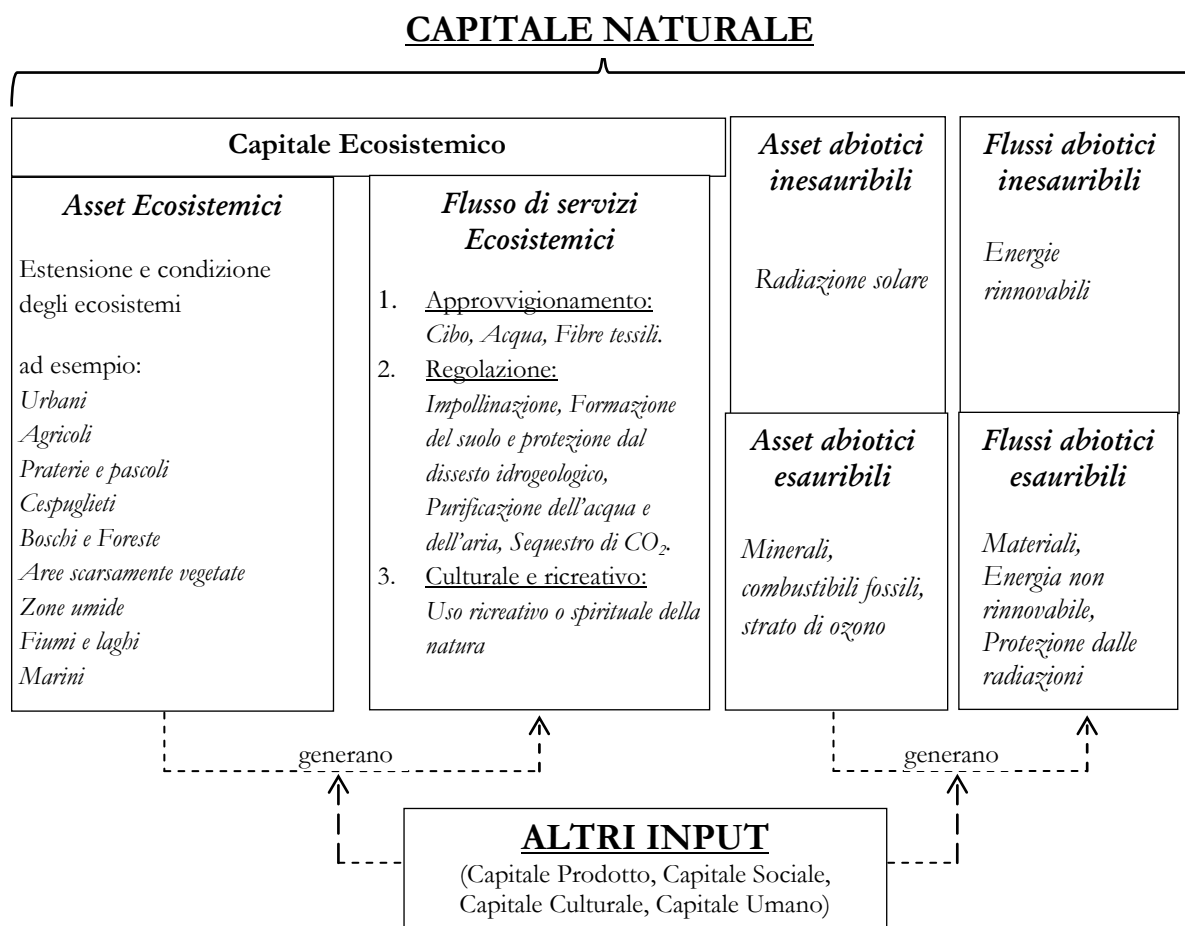


Fig. 5 - Componenti del Capitale Naturale
Fonte: ns. adattamento da Haines-Young and Potschin (2017)

Particolare attenzione meritano, in questo contesto, la rappresentazione della dimensione economica del CN e dei SE e l'esplicitazione del loro valore monetario. Al riguardo, lo sviluppo di un quadro concettuale organico e coerente richiede di districare alcuni fondamentali nodi, in quanto introduce **una dimensione del tutto nuova rispetto alle variabili tradizionalmente considerate nei Conti Economici** (ad es., nella Contabilità Nazionale e nel Bilancio dello Stato, anche nella sua forma allargata agli enti locali)⁴³. Tale allargamento della prospettiva richiede una ridefinizione della nozione stessa di valore economico rispetto a quella attualmente inscritta nei Conti Economici. Infatti, mentre per quest'ultima è consolidato il riferimento al valore di mercato di beni, servizi e *asset*, questo non può continuare ad essere il riferimento quando si intenda ricollegare la quantificazione del CN (come di altre dimensioni della realtà: capitale umano, sociale, culturale) a quella di benessere⁴⁴. In tal caso,

⁴³ Pur volendo prescindere da ogni distinzione concettuale tra "importanza economica" e "valore economico" (e quindi da ogni considerazione di legittimità dell'utilizzo della moneta come unico numerario per la misurazione dell'importanza economica della Natura), ci si rifà infatti, necessariamente, a prospettive teoriche che ampliano sostanzialmente il tradizionale concetto di "beneficio economico".

⁴⁴ Il valore economico attuale dello stock di CN ed il valore economico del flusso di SE possono essere stimati ricorrendo a misure monetarie fondate sui concetti di **prezzo ombra** o di **valore di scambio**. Il primo riflette il contributo marginale ai benefici economici dato da un miglioramento quantitativo o qualitativo dell'*asset* che produce il SE ed incorpora l'effetto generato dalla presenza di esternalità (Dasgupta, 2009). Viceversa, il valore di scambio rappresenta il prezzo al quale un servizio è (potenzialmente) scambiato in relazione alla

L'ampliamento della prospettiva richiede l'adozione e l'integrazione di un sistema di rappresentazione e di metriche diverse, basate su prezzi non di mercato (prezzi ombra, considerati capaci di rappresentare il benessere o valore sociale), oppure sul collegamento tra grandezze fisiche (atte a rappresentare i valori considerati non esprimibili in termini monetari) e grandezze monetarie di tipo tradizionale (basate sui valori di mercato).

Da un punto di vista strettamente economico, quindi, così come il capitale produttivo tradizionalmente inteso (ad esempio gli immobili o gli impianti di un'azienda) anche gli *asset* del CN generano un flusso attuale e prospettico di servizi; allo stesso modo il loro valore economico attuale dipende dal flusso di rendimenti che questi potranno generare in futuro proprio come il valore delle quotazioni azionarie di un'impresa dipende dagli utili che gli investitori si aspettano che questa possa generare in futuro (De Groot, 1992). Data la scarsità di risorse economiche, gli individui e le istituzioni pubbliche devono operare delle scelte tra opzioni (*trade-off*) che possono comportare la conservazione o il degradamento degli *asset* naturali (che può essere visto come una sorta di "deprezzamento" del CN).

In assenza di una valutazione di come le scelte pubbliche e private influenzino il valore economico del CN e dei benefici forniti dai SE, tali scelte possono comportare impatti ecologici e sociali con rilevanti costi economici, sia presenti sia futuri. Assegnare ai SE e al CN che li genera un valore in termini monetari ha lo scopo di ampliare l'insieme di informazioni disponibili sulle implicazioni delle diverse opzioni facilitando le scelte e migliorandole dal punto di vista della razionalità economica di lungo periodo, facendo sì che il loro contributo non venga sottovalutato o ignorato nelle decisioni pubbliche e private (Braat & de Groot, 2012; Costanza *et al.*, 1997). In tal senso l'espressione del valore di diverse grandezze fisiche in un solo numerario (l'unità monetaria) consente un processo di aggregazione altrimenti impossibile. Anche se si fosse in grado di valutare perfettamente misure biofisiche complesse e multivariate per trarre conclusioni sullo stato di conservazione degli *asset* naturali, l'attribuzione di un valore monetario ai benefici preservati o distrutti sarebbe comunque necessaria in quanto utile per accrescere la consapevolezza sia dell'alto grado di dipendenza dai SE – e quindi dagli *asset* del CN – del sistema di produzione/consumo inteso in senso "tradizionale" sia del potenziale valore economico dei SE non rientranti negli attuali schemi contabili, ma rilevanti per il benessere umano.

È in questo senso che, in una logica di sostenibilità debole⁴⁵, è utile valutare il contributo all'economia del CN e dei SE; allo stesso tempo, per la maggior parte dei SE, è necessario mantenere un approccio di sostenibilità forte per garantire, anche in virtù del principio di precauzione, la preservazione di quelli insostituibili (individuando le soglie di degrado biofisico) per garantire l'equità del livello di benessere intergenerazionale (Ekins *et al.*, 2003; Dietz & Neumayer, 2007).

Misurare lo stock del CN e il flusso di SE e le loro variazioni nel tempo, conseguenti all'azione dell'uomo e alle scelte politiche, fornendo una rappresentazione per quanto possibile esaustiva anche della loro rilevanza in termini di valore economico, riveste dunque importanza fondamentale al fine dell'adempimento degli

domanda e l'offerta di tale servizio ed esclude, quindi, il beneficio economico aggiuntivo creato dalla possibilità di pagare un prezzo minore rispetto alla reale disponibilità a pagare. Le analisi di costi-benefici legati alla valutazione di politiche che impattano sul CN dovrebbero utilizzare la prima misura monetaria come stima dell'impatto di una variazione dello stock di CN sui benefici economici a livello sociale. Al contrario, la costruzione di un sistema contabile per il CN ed i SE, coerente con le regole di contabilità nazionale ed il calcolo del PIL (che, infatti, non misura il benessere di una nazione), deve essere basata su proxy di valori di scambio di un SE (Edens & Hein, 2013), consci che tale valore sia una sottostima del beneficio totale ottenuto dal consumo del SE (Heal & Kriström, 2005). Il caso del consumo di SE d'altro canto non è diverso da quello del consumo di qualsiasi altro bene o servizio, il cui valore totale (cioè inclusivo del *surplus* del consumatore) potrebbe non avere una misura finita per il singolo consumatore e quasi certamente è infinito, a livello sociale, per l'insieme dei beni e servizi fruiti.

⁴⁵ Il concetto di sostenibilità debole (*weak sustainability*) richiede che lo stock di capitale complessivamente disponibile (capitale prodotto e capitale naturale) rimanga costante nel tempo, così presupponendo una forma di sostituibilità tra le due forme di capitale. A questo concetto si contrappone quello di sostenibilità forte (*strong sustainability*), per il quale non vi è sostituibilità tra le diverse forme di capitale. Dai due approcci scaturiscono indicazioni normative diversamente orientate per quanto riguarda la conservazione della Natura. Un recente lavoro del *Green Growth Knowledge Platform* (GGKP, 2017) ribadisce come il CN sia fondamento indispensabile per la produzione di ricchezza e prosperità, sottolineando la necessità di non oltrepassare le soglie di salvaguardia (*tipping points*) che vanificano irreversibilmente tale capacità di generare benessere, evidenziando come "*Most cost-benefit analyses and economic methodologies used in everyday decisions assume that natural capital can be easily substituted by man-made capital, when in fact it cannot*".

obblighi morali che abbiamo nei confronti delle generazioni future e della necessità di un contratto sociale intergenerazionale che garantisca nel futuro le stesse opportunità disponibili nel passato e nel presente (CCN, 2017).

3 Prospettive e Raccomandazioni del Primo Rapporto

Il 1° Rapporto sul CN (CCN, 2017) ha fornito un inquadramento iniziale sullo stato delle conoscenze e dei dati disponibili utili a garantire un primo approccio alla misurazione e valutazione dello stato del CN e dei SE.

In particolare, si è messa in luce la carenza di un complesso strutturato di informazioni necessarie al pieno raggiungimento degli obiettivi istituzionali, sanciti nell'articolo 67 della legge n. 221/2015 sopra richiamato. Ciò è soprattutto legato alla necessità di sviluppare un quadro concettuale organico e coerente attraverso il quale fornire una rappresentazione dell'importanza economica della Natura.

Sulla base di questa premessa, il CCN ha identificato una serie di attività, da sviluppare in questo e nei prossimi rapporti, funzionali al soddisfacimento dei compiti assegnati dalla legge. In particolare:

1. stabilire una **classificazione omogenea** degli *asset* (termine che indica in senso ampio, ogni entità materiale o immateriale suscettibile di valutazione economica) riconducibili al concetto di CN, degli Ecosistemi e dei SE;
2. contribuire a individuare le metodologie e gli interventi necessari ad **ovviare alla carenza di dati** utili per continuare a **sviluppare una contabilità ambientale consolidata** a livello nazionale;
3. individuare i **livelli minimi di qualità degli ecosistemi** al di sotto dei quali i SE, e dunque le attività economico-sociali da essi dipendenti, sono gravemente compromessi. Mettere a punto, quindi, e promuovere l'adozione di un **sistema di valutazione del grado di rischio** cui sono sottoposti gli *asset* del CN e di monitoraggio delle pressioni antropiche che incidono su di essi;
4. predisporre una **modellistica** che permetta di valutare, *ex ante* ed *ex post*, **l'impatto delle politiche pubbliche** sullo stato fisico del CN e dei SE;
5. sviluppare **linee guida per un approccio condiviso sulla misurazione fisica del CN**, tenendo conto del sistema contabile stabilito dallo standard internazionale SEEA-CF e dal SEEA-EEA e contribuendo a promuovere un censimento e una valutazione nazionale dello stato di qualità dei SE.

Tutte queste attività mirano all'individuazione di misure che accrescano la capacità di produrre *“informazioni e dati ambientali espressi in unità fisiche e monetarie, seguendo le metodologie definite dall'Organizzazione delle Nazioni Unite e dall'Unione Europea”* e, come illustrato nei richiami ai singoli capitoli fatto nella sezione precedente, **la necessità del loro completamento guida, seppur in chiave ancora prospettica, l'impronta concettuale sviluppata nel presente rapporto.**

PARTE II: LE INFORMAZIONI ESISTENTI E IL FABBISOGNO DI DATI

4 La valutazione biofisica degli ecosistemi italiani

4.1 Ecosistemi terrestri a livello eco-regionale e regionale: aggiornamento delle valutazioni sullo stato di conservazione

Nel 1° Rapporto sul CN (CCN, 2017) è stata presentata una valutazione dello stato di conservazione degli ecosistemi italiani basata su parametri di composizione e configurazione spaziale particolarmente significativi in un contesto di contabilità del capitale naturale. Tali parametri sono fondamentalmente legati da una parte alla copertura attuale dei diversi ecosistemi rispetto ad una loro estensione potenziale, determinata dall'insieme di condizioni ambientali (clima, geomorfologia, idrografia, suoli, biogeografia), dall'altra alla qualità dei contatti che una determinata tipologia di ecosistema ha con il proprio intorno.

Quella prima valutazione ha consentito di mettere in evidenza la variabilità delle condizioni degli ecosistemi naturali e semi-naturali presenti in Italia nonché di identificare le situazioni più critiche sia a livello nazionale che a livello eco-regionale.



Fig. 6 - Cartografia delle Ecoregioni d'Italia utilizzata quale riferimento per il presente Rapporto

In linea con le più recenti proposte per l'analisi dei processi di frammentazione (Estreguil *et al.*, 2013; ISPRA, 2017), si è deciso di approfondire ed integrare le valutazioni disponibili sullo stato di conservazione considerando, oltre alle alterazioni relative all'estensione delle diverse tipologie ecosistemiche e alla loro interfaccia con altri usi e coperture del suolo, anche le alterazioni dovute all'isolamento (e quindi alla diminuzione di connettività) provocato dall'artificializzazione del suolo e dalla presenza di infrastrutture grigie. Relativamente al vasto dibattito culturale e scientifico legato al significato e al peso che la frammentazione ha nei confronti dell'esistenza e della funzionalità degli ecosistemi e dei loro servizi si rimanda al *Cap. 5.3*.

L'attuale approfondimento ha consentito di validare e approfondire la precedente valutazione. Rispetto al precedente rapporto si è anche tenuto conto dell'avanzamento delle conoscenze relative sia all'assetto ecoregionale che agli ecosistemi nazionali (Blasi *et al.*, 2017; Blasi & Biondi, 2017) (Fig. 7).

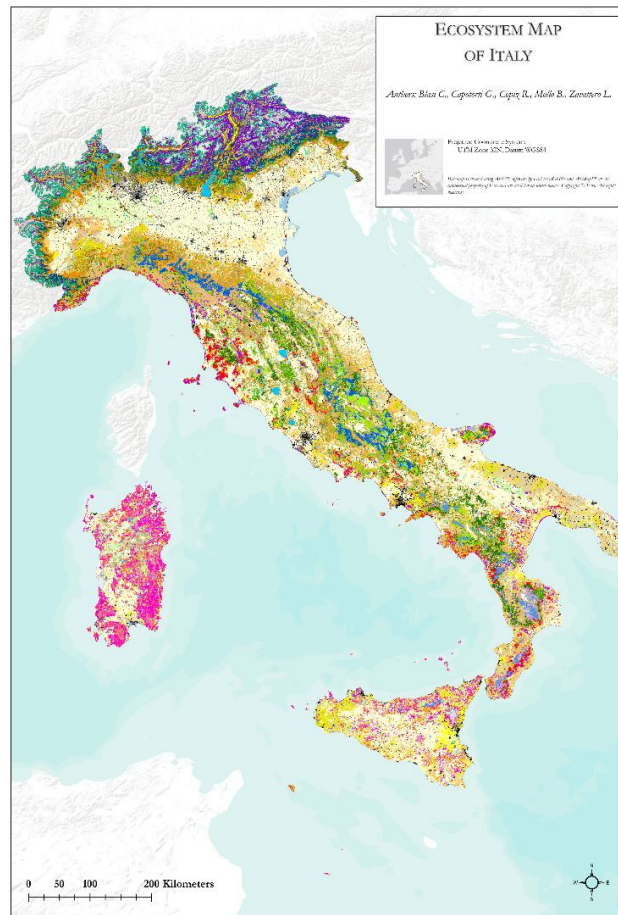


Fig. 7 - Carta degli Ecosistemi d'Italia

Fonte (Blasi *et al.*, 2017)

Nota: La carta si articola in 97 classi, di cui 84 tipologie di ecosistemi naturali e semi-naturali che comprendono, a loro volta, 43 tipologie di ecosistemi forestali.

Rispetto alla metodologia adottata nel primo rapporto, l'attuale valutazione è stata integrata tramite elaborazioni originali relative al consumo di suolo e alla frammentazione degli ecosistemi naturali e semi-naturali determinata dalle superfici artificiali (edificato, infrastrutture, aree impermeabilizzate, ecc.).

È evidente che la metodologia adottata lo scorso anno (rapporto tra copertura potenziale e reale e analisi dei contatti di ciascun poligono) è basilare e complementare all'analisi della frammentazione. Si è, quindi, ritenuto opportuno riportare una lettura integrata delle due fasi di valutazione, mantenendo per ora il focus sugli ecosistemi forestali ed arbustivi.

Nell'ambito delle diverse ecoregioni, come ulteriore approfondimento sono state inoltre segnalate **le situazioni di maggior criticità a livello delle regioni amministrative** (ad es., settore veneto dell'ecoregione Padana, settore marchigiano dell'ecoregione Appenninica, ecc.).

A partire dalla selezione delle situazioni di maggior criticità già evidenziate dal primo rapporto, sono quindi stati analizzati:

- la percentuale di superficie artificiale (*% BU, built up*) interna ai singoli ecosistemi, calcolata tramite la combinazione tra la Carta nazionale del consumo di suolo dell'anno 2012 (elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA) e la versione aggiornata della Carta degli ecosistemi d'Italia;

- l'*effective mesh size*, che esprime la probabilità di due punti presi casualmente in una determinata area di non essere separati da elementi di frammentazione di natura artificiale (e quindi diminuisce all'aumentare della frammentazione), riportato in termini di *effective mesh density* (MD) (indice inverso rispetto al precedente) in quanto esprime la densità dell'*effective mesh size* per unità di superficie e quindi aumenta all'aumentare della frammentazione.

Per una più completa trattazione, si rimanda al *Cap. 5*.

4.2 Il Capitale Naturale nelle ecoregioni marine

Come riportato in CCN (2017), nel contesto Mediterraneo l'Italia è l'unica nazione interessata da ben 3 ecoregioni marine: Mare Adriatico (11 Mln ha), Mare Ionio (25 Mln ha) e Mar Mediterraneo Occidentale (54 Mln ha)⁴⁶. In *Fig. 8* viene mostrata la distribuzione spaziale dei principali macro-ecosistemi marini (a seconda della tipologia del substrato: fondo duro sciafilo, fondo duro fotofilo, fanerogame e fondo molle; si veda approfondimento al *Box A*: Macro-ecosistemi marini) nelle 3 ecoregioni, all'interno sia delle acque territoriali (AT), sia della zona economica esclusiva italiana (ZEE). La distribuzione dei macro-ecosistemi è stata elaborata a partire dalle mappe disponibili sul sito della *European Marine Observation and Data Network*⁴⁷, prodotte da un recentissimo progetto europeo (Populus *et al.*, 2017), al quale hanno contribuito numerose organizzazioni internazionali.

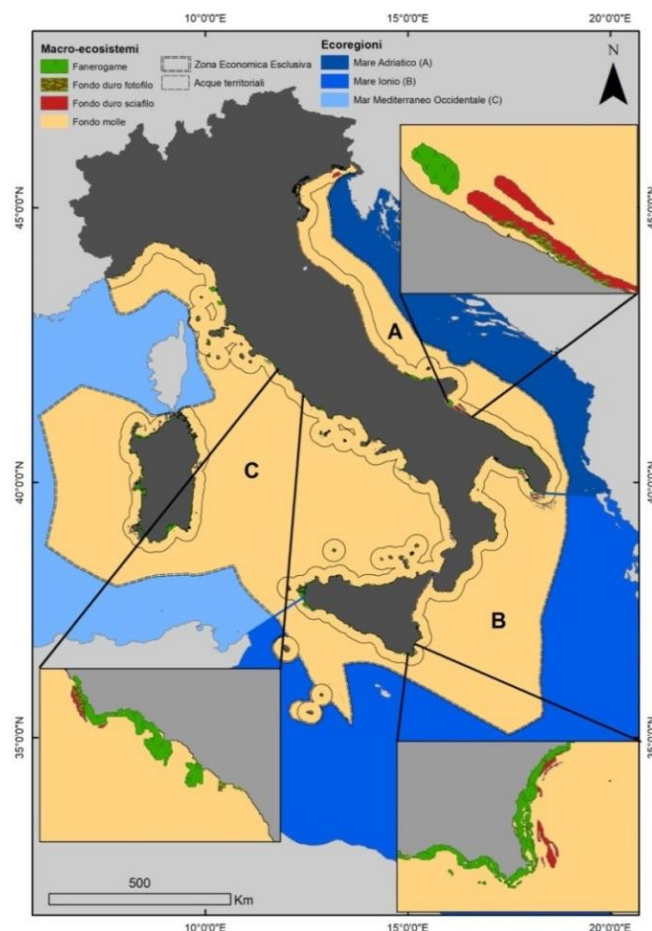


Fig. 8 - Mappa di distribuzione dei principali macro-ecosistemi nella zona economica esclusiva delle tre ecoregioni marine italiane

Nota: nella mappa viene evidenziato il limite delle acque territoriali, all'interno della zona economica esclusiva

⁴⁶ Mln ha = Milioni di Ettari.

⁴⁷ <http://www.emodnet-seabedhabitats.eu/>

Box A: Macro-ecosistemi marini

I fondali marini sono caratterizzati da differenti ecosistemi la cui struttura e distribuzione dipende sostanzialmente dalla natura del substrato presente, oltre che da una serie di caratteristiche idrodinamiche, chimico-fisiche e biogeografiche.

I diversi tipi di substrato possono essere raggruppati in due grandi categorie: substrato duro (rocce di varia litologia e origine geologica) e substrato molle (sedimenti di granulometria varia). La maggior parte degli organismi marini sono adattati a vivere o sulla superficie dei substrati duri (organismi epibionti) oppure all'interno dei substrati molli (organismi endobionti o "fossori").

Sul **substrato duro**, l'attenuazione della luce con la profondità determina un drastico cambiamento delle associazioni biologiche (biocenosi), soprattutto a carico della componente "sessile", cioè degli organismi che si fissano al substrato ricoprendolo. Infatti, in prossimità della superficie sono presenti biocenosi tipiche di ambienti bene illuminati (biocenosi "**fotofile**"), caratterizzate dalla dominanza di alghe verdi e brune, che ricoprono i fondali conferendo un colore verdeggianti al paesaggio subacqueo. Più in profondità (generalmente oltre i 30 m) sono invece presenti biocenosi tipiche in ambienti scarsamente illuminati (biocenosi "**sciafile**"), caratterizzate da alghe rosse e da un gran numero di animali sessili, come spugne, madrepore, gorgonie, briozoi ecc., che conferiscono al paesaggio subacqueo cromatismi che variano dal rosso, all'arancio, al giallo, al viola.

Il **substrato molle** dipende soprattutto dal regime idrodinamico, che determina la tessitura granulometrica del sedimento. In genere a basse profondità, dove maggiore è l'azione delle onde e delle correnti, il sedimento è più grossolano (presenza di ghiaie o sabbie) mentre a profondità elevate il sedimento è più fine (fanghi o argille). Pertanto, il fondo molle include biocenosi di fondali sabbiosi e fangosi, quali fondi detritici e fanghi terrigeni costieri, sabbie fini e grossolane, sabbie infangate e fondi detritici del largo.

Infine, dai primi metri di profondità fino a circa 30 m, il fondo molle è frequentemente ricoperto da estese praterie di **fanerogame marine**. Non si tratta quindi di alghe ma di piante superiori "ritornate al mare" dopo un percorso evolutivo sulla terra emersa, che producono fiori e frutti come gran parte delle specie terrestri. Lungo le coste italiane sono presenti tutte le specie del Mediterraneo: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii*, *Halophila stipulacea*. Delle quattro specie, *Posidonia oceanica* è, di gran lunga, la più diffusa ed abbondante.

In *Tab. 1* vengono riportate le estensioni dei quattro macro-ecosistemi per ciascuna delle tre ecoregioni marine italiane, calcolate per le AT e per la ZEE. Il fondo molle rappresenta il macro-ecosistema di gran lunga dominante, costituendo circa il 95% dell'estensione totale in ognuna delle tre ecoregioni. Il restante 5% è costituito dagli altri tre macro-ecosistemi: fanerogame, fondo duro fotofilo e fondo duro sciafilo.

Tab. 1 - Estensione dei principali macro-ecosistemi nelle ecoregioni marine italiane (in ha)

Macro-ecosistemi	Mare Adriatico		Mare Ionio		Mar Mediterraneo Occidentale	
	AT	ZEE	AT	ZEE	AT	ZEE
Fanerogame	9.58·10 ⁰⁴	9.58·10 ⁰⁴	1.43·10 ⁰⁵	1.43·10 ⁰⁵	5.71·10 ⁰⁵	5.71·10 ⁰⁵
Fondo duro fotofilo	2.57·10 ⁰⁴	2.57·10 ⁰⁴	2.73·10 ⁰⁴	2.73·10 ⁰⁴	5.42·10 ⁰⁴	5.42·10 ⁰⁴
Fondo duro sciafilo	9.75·10 ⁰⁴	9.75·10 ⁰⁴	6.99·10 ⁰⁴	7.74·10 ⁰⁴	1.40·10 ⁰⁵	1.40·10 ⁰⁵
Fondo molle	4.39·10 ⁰⁶	1.13·10 ⁰⁷	4.81·10 ⁰⁶	2.51·10 ⁰⁷	1.30·10 ⁰⁷	5.29·10 ⁰⁷

In *Fig. 9* ne viene mostrato il contributo percentuale per ciascuna ecoregione. Risulta evidente che, tra i tre macro-ecosistemi considerati, le fanerogame marine sono predominanti per estensione nelle ecoregioni Mare Ionio (75%) e Mar Mediterraneo Occidentale (60%), mentre nel Mare Adriatico hanno estensioni pressoché simili ai fondi duri sciafili.

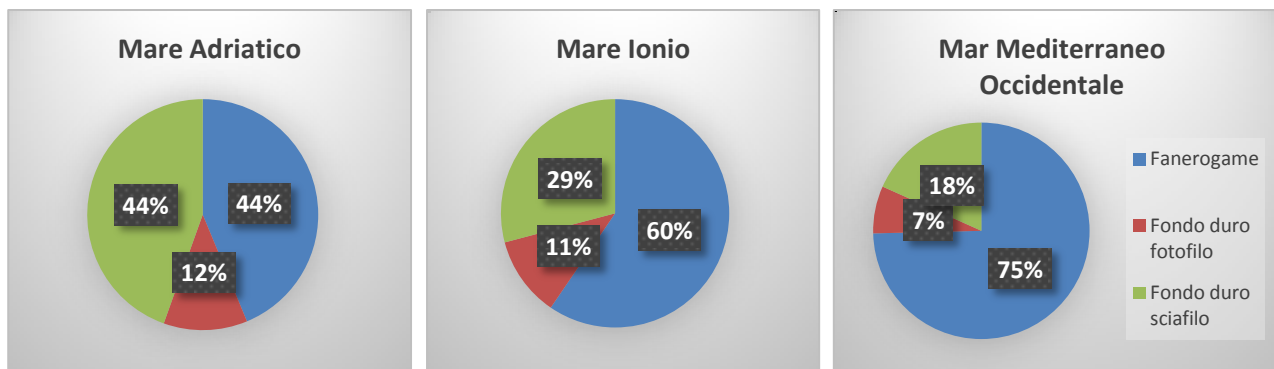


Fig. 9 - Contributo % in estensione dei principali macro-ecosistemi nelle tre ecoregioni marine

Nota: contributo calcolato escludendo il fondo molle

Nell'ambito del progetto MATTM "Contabilità ambientale per le aree marine protette italiane" è stato sviluppato un modello biofisico e trofo-dinamico (cap. 4 in Vassallo *et al.*, 2017), per la valutazione in termini biofisici ed economici degli *stock* di CN nelle Aree Marine Protette (AMP) italiane. A partire dai risultati ottenuti applicando il modello di contabilità ambientale per numerose AMP distribuite in tutte e tre le ecoregioni, sono stati calcolati i valori biofisici medi (espressi in Energia Joule Solare Equivalente: Solar Equivalent Joules - *sej*) per unità di area degli *stock* di CN per ciascuno dei quattro macro-ecosistemi considerati. Tali valori medi sono stati quindi utilizzati per calcolare **il valore degli *stock* di CN nelle tre ecoregioni marine italiane, in base all'estensione dei diversi macro-ecosistemi all'interno di ciascuna ecoregione (Tab. 2).**

Ne risulta che il valore degli *stock* di CN delle AT è di circa $18 \cdot 10^{21}$ *sej* per l'ecoregione Mare Adriatico, $19 \cdot 10^{21}$ *sej* per l'ecoregione Mare Ionio e $51 \cdot 10^{21}$ *sej* per l'ecoregione Mar Mediterraneo Occidentale. Il valore degli *stock* di CN della ZEE è invece di circa $39 \cdot 10^{21}$ *sej* per l'ecoregione Mare Adriatico, $82 \cdot 10^{21}$ *sej* per l'ecoregione Mare Ionio e $176 \cdot 10^{21}$ *sej* per l'ecoregione Mar Mediterraneo Occidentale.

Il valore totale degli *stock* di CN è, quindi, di circa $88 \cdot 10^{21}$ *sej* nelle AT italiane e di circa $298 \cdot 10^{21}$ *sej* nella ZEE. Si tratta di risultati preliminari ma comunque indicativi del notevole valore degli *stock* di CN in gioco.

Tab. 2 - Valore biofisico degli *stock* di Capitale Naturale nei principali macro-ecosistemi dell'ecoregioni marine italiane (10^{21} *sej*)

Macro-ecosistemi	Mare Adriatico		Mare Ionio		Mar Mediterraneo Occidentale	
	AT	ZEE	AT	ZEE	AT	ZEE
Fanerogame	1.05	1.05	1.57	1.57	6.28	6.28
Fondo duro fotofilo	0.48	0.48	0.51	0.51	1.02	1.02
Fondo duro sciafilo	2.32	2.32	1.66	1.84	3.33	3.33
Fondo molle	13.70	35.40	15.10	78.60	40.70	166.00
Totale	17.60	39.20	18.80	82.50	51.30	176.00

I valori degli *stock* di CN riportati in Tab. 2 sono estensivi, ovvero dipendenti dalla porzione di fondale occupata dai diversi macro-ecosistemi. Alla scala considerata il fondo molle costituisce il macro-ecosistema di gran lunga predominante e, pertanto, i valori dei suoi *stock* di CN, calcolati sia per le AT, sia per la ZEE, risultano molto più alti rispetto agli altri tre macro-ecosistemi.

Inoltre, va evidenziato che i valori degli *stock* di CN presenti nelle AT e nella ZEE, calcolati per i macro-ecosistemi fanerogame, fondo duro fotofilo e fondo duro sciafilo, non presentano significative differenze. Tale risultato indica che questi importanti macro-ecosistemi sono prevalentemente concentrati all'interno delle AT, confermando la notevole importanza della fascia costiera italiana in termini di complessità e diversificazione dell'ambiente marino.

4.3 La contabilità ambientale nelle aree marine protette: un progetto sperimentale

Gli ecosistemi costieri e marini sono tra gli ambienti più produttivi al mondo e i loro *stock* di CN forniscono un *set* di SE essenziali per la vita dell'uomo (Costanza *et al.*, 1997, 2014, 2017; UNEP, 2006).

Le AMP rappresentano un importante strumento per il raggiungimento degli obiettivi di conservazione e svolgono il ruolo fondamentale di laboratori per sperimentare strategie di uso sostenibile delle risorse marine. L'adozione di misure di protezione nelle AMP favorisce la conservazione degli *stock* di CN e la generazione di numerosi SE (Halpern, 2003; Guidetti *et al.*, 2008).

Come evidenziato nei rapporti TEEB e nei manuali SEEA-CF e SEEA-EEA, la valutazione degli *stock* di CN e dei flussi di SE può essere realizzata sia in termini biofisici, sia in termini economici. Per quanto concerne l'approccio biofisico, esistono diverse metodologie per valutare le risorse in termini quantitativi (Fig. 10). Tra le metodologie di carattere biofisico, la contabilità *eMergetica* (Odum, 1988, 1996), evidenziata in rosso in Fig. 10, consente la valutazione di beni e servizi in funzione del lavoro svolto dalla biosfera per la loro produzione (Brown & Ulgiati, 2004; Franzese *et al.*, 2014; Brown *et al.*, 2016). Si rimanda al Box B: La contabilità ambientale di tipo biofisico: "energia" per un approfondimento.

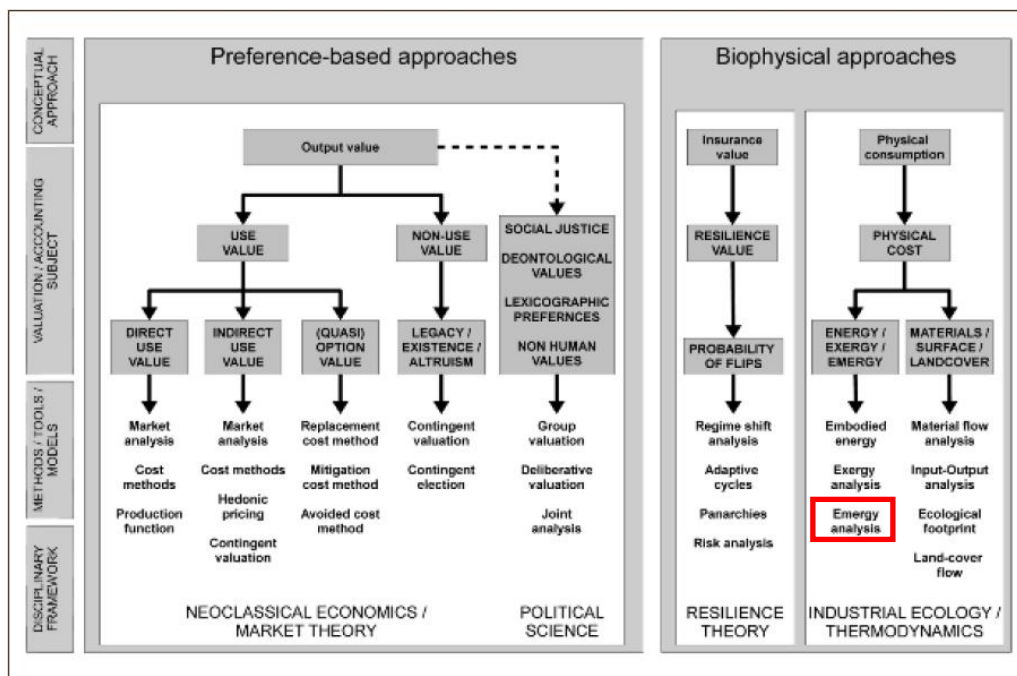


Fig. 10 - Approcci metodologici per la valutazione di Capitale Naturale e Servizi Ecosistemici

Fonte: TEEB (2010)

Box B: La contabilità ambientale di tipo biofisico: "energia"

La valutazione del capitale naturale può essere realizzata in termini biofisici ed economici. Con il termine "biofisico", ci si riferisce ad un approccio metodologico basato sulla valutazione quantitativa dei flussi di materia ed energia utilizzati per la generazione di beni e servizi.

Una solida contabilità biofisica delle risorse naturali rappresenta il precursore per un'accurata valutazione economica. Nella fattispecie, è opportuno valutare sia le quantità di risorse naturali stoccate negli ecosistemi, sia il loro costo energetico di formazione.

La contabilità biofisica su base *e*mergetica consente lo studio dei sistemi territoriali (marini e terrestri) e produttivi mediante la valutazione dei principali flussi di materia ed energia che convergono per supportare la generazione di *stock* di risorse naturali negli ecosistemi e la produzione di beni e servizi nell'economia umana.

In particolare, la valutazione *e*mergetica è una metodologia di contabilità ambientale sviluppata da Howard T.

Odum presso l'Università della Florida negli anni '80. Essa trova le sue radici nelle scienze termodinamiche e nell'ecologia sistemica.

Il termine “*emergy*” (tradotto in italiano con il termine “*emergia*”) è un neologismo che deriva dalla fusione delle due parole anglosassoni *energy* + *memory* e, pertanto, si riferisce alla “memoria energetica” di tutta l'energia solare (diretta e indiretta) utilizzata nelle trasformazioni che hanno portato alla realizzazione di un bene o di un servizio. Mentre la “impronta ecologica” (*ecological footprint*) è calcolata in termini di suolo fertile richiesto per generare prodotti e servizi, la “impronta solare” espressa dall'*emergia* definisce il costo di formazione di beni e servizi espresso in equivalenti di energia solare misurata in joule. Evidentemente, più alto risulta tale costo energetico di formazione e maggiore sarà la quantità di risorse che convergono per la generazione di un'unità di bene o servizio.

Questa metodologia di contabilità ambientale è in grado di mettere in luce i rapporti di dipendenza tra ecosistema naturale ed economia umana e consente il calcolo di un *set* di indicatori per la valutazione della *performance* e della sostenibilità ambientale di un ambito territoriale o di un processo produttivo (Odum, 1988, 1996; Franzese *et al.*, 2009, 2014).

Nel 2014, il *MATTM* ha finanziato il progetto quadriennale “**Contabilità ambientale per le aree marine protette italiane**” finalizzato all'implementazione di un sistema di contabilità ambientale per ventisette **AMP italiane**. Il principale obiettivo di questo progetto è la valutazione, sia biofisica (*emergetica*), sia economica, degli *stock* di CN e dei flussi di SE generati dalle *AMP* (Franzese *et al.*, 2015).

In questo progetto, l'approccio metodologico della contabilità ambientale nelle *AMP* è articolato in diverse fasi operative (*Tab. 3*) e richiede la raccolta e l'analisi di dati per ogni *AMP*, tra cui la cartografia batimetrica e bionomica, la caratterizzazione e l'estensione dei macro-ecosistemi presenti e la valutazione quantitativa delle biomasse degli organismi macro-bentonici e della fauna ittica stanziale. L'implementazione di un database comune e coerente (Fase 0), contenente tali informazioni, rappresenta il pre-requisito per la realizzazione delle diverse fasi successive del progetto. Attualmente il progetto è ancora in corso e nel presente rapporto vengono esposti i primi risultati consolidati, relativi alla valutazione degli *stock* di CN delle *AMP* (Fase 1).

Tab. 3 - Fasi del progetto “Contabilità ambientale per le aree marine protette italiane”

Fase	Attività
Fase 0	Raccolta di dati e informazioni disponibili e implementazione delle fasi di campionamento in situ.
Fase 1	Contabilizzazione del valore ecologico ed economico del capitale naturale delle AMP
Fase 2	Individuazione di principali funzioni e servizi ecosistemici
Fase 3	Contabilizzazione dei costi ambientali ed economici
Fase 4	Contabilizzazione dei benefici ambientali ed economici
Fase 5	Attuazione del bilancio costi-benefici
Fase 6	Informatizzazione dei risultati e sviluppo di un WEB-GIS

La valutazione biofisica del Capitale Naturale delle aree marine protette

La metodologia per la valutazione del capitale naturale delle *AMP* (Fase 1) consiste in un modello standardizzato di carattere biofisico e trofo-dinamico di contabilità ambientale, appositamente sviluppato nell'ambito del progetto (Vassallo *et al.*, 2017). Questo modello, basato sulla contabilità *emergetica*, utilizza un approccio sistemico e valuta i flussi naturali (radiazione solare, pioggia, vento, nutrienti, ecc.), che concorrono alla generazione degli *stock* di CN in ambiente marino, in termini di energia solare impiegata direttamente ed indirettamente per la loro formazione.

L'emergia solare è definita come la quantità di energia solare necessaria (direttamente o indirettamente) per generare beni e servizi (Odum, 1996). L'unità di misura dell'emergia è il *sej*.

Il modello emergetico per la contabilità ambientale nelle AMP è articolato nei seguenti passaggi principali:

1. Identificazione degli ambiti (temporali e spaziali) dell'AMP investigata e dei suoi principali macro-ecosistemi;
2. Inventario delle biomasse dei principali gruppi tassonomici, presenti nei diversi macro-ecosistemi;
3. Analisi trofodinamica per stimare la produttività primaria alla base della rete trofica ed il suo trasferimento ai diversi livelli di utilizzo della rete, il tutto in ciascuno dei diversi macro-ecosistemi;
4. Valutazione biofisica degli *stock* di CN presenti nell'AMP, attraverso il calcolo dei flussi di materia ed energia investiti per la loro generazione nel tempo e nei diversi macro-ecosistemi, nonché la conversione di tali flussi in unità emergetiche;
5. Valutazione biofisica dei flussi di materia ed energia che annualmente consentono il mantenimento degli *stock* di CN nei diversi macro-ecosistemi, nonché la conversione di tali flussi in unità emergetiche;
6. Conversione in termini monetari del valore emergetico, sia degli *stock* di CN presenti nell'AMP, sia dei flussi necessari al loro mantenimento.

Come esempio viene considerato il caso di studio dell'AMP "Isole di Ventotene e Santo Stefano" (Franzese *et al.*, 2017). Le Tab. Tab. 4 Tab. 5 mostrano il valore, sia del CN che dei flussi di mantenimento, calcolato in termini biofisici (emergetici) per i principali macro-ecosistemi studiati: fondo duro sciafilo, fondo duro fotofilo, fondo molle, fanerogame marine.

Tab. 4 - Valore biofisico del Capitale Naturale valutato sulla base degli *stock* di biomassa nei principali macro-ecosistemi dell'AMP "Isole di Ventotene e Santo Stefano"

Valore del capitale naturale	Fondo duro sciafilo	Fondo duro fotofilo	Fondo molle	Fanerogame
Valore emergetico (sej)	$2.85 \cdot 10^{18}$	$1.20 \cdot 10^{17}$	$2.36 \cdot 10^{18}$	$2.60 \cdot 10^{18}$
Valore emergetico per m ² (sej m ⁻²)	$2.85 \cdot 10^{12}$	$7.43 \cdot 10^{11}$	$1.03 \cdot 10^{11}$	$6.00 \cdot 10^{11}$

Tab. 5 - Valore biofisico dei flussi annuali di mantenimento degli *stock* di Capitale Naturale nei principali macro-ecosistemi dell'AMP "Isole di Ventotene e Santo Stefano"

Valore dei flussi di mantenimento	Fondo duro sciafilo	Fondo duro fotofilo	Fondo molle	Fanerogame
Valore emergetico (sej anno ⁻¹)	$2.15 \cdot 10^{18}$	$7.46 \cdot 10^{16}$	$6.15 \cdot 10^{17}$	$7.01 \cdot 10^{17}$
Valore emergetico per m ² (sej m ⁻² anno ⁻¹)	$2.15 \cdot 10^{12}$	$4.63 \cdot 10^{11}$	$2.68 \cdot 10^{10}$	$1.62 \cdot 10^{11}$

La valutazione dei flussi annuali di mantenimento tiene conto dello scambio dei flussi di materia ed energia tra i diversi macro-ecosistemi inclusi nelle AMP. In particolare, viene calcolato il bilancio tra la produttività primaria ad opera degli organismi autotrofi (Pa = produzione degli autotrofi) e il consumo di tale produttività da parte degli organismi eterotrofi (Ce = consumo degli eterotrofi) dell'intera rete alimentare, sia per ciascun macro-ecosistema, sia a livello complessivo di AMP (Tab. 6). Tale approccio consente di identificare macro-ecosistemi in *surplus* produttivo (Pa > Ce), in grado quindi di esportare materia organica al loro esterno, o in *deficit* produttivo (Pa < Ce), che per mantenersi devono importare materia organica dal loro esterno; ciò consente quindi di individuare gli scambi di produzione primaria tra i diversi macro-ecosistemi e, su scala più ampia, di stabilire se l'AMP nella sua totalità riesce o meno ad auto-sostenersi attraverso gli scambi sinergici tra i diversi macro-ecosistemi in essa presenti o addirittura è in grado di esportare verso l'esterno, svolgendo un ruolo di supporto per gli ecosistemi limitrofi non soggetti a protezione.

Tab. 6 - Bilancio tra produzione primaria e consumo dei principali macro-ecosistemi dell'AMP "Isole di Ventotene e Santo Stefano"

Bilancio produzione-consumo	Fondo duro sciafilo	Fondo duro fotofilo	Fondo molle	Fanerogame	AMP
Produzione primaria (Pa) (g _{Carbonio} anno ⁻¹)	1.15·10 ⁰⁹	3.82·10 ⁰⁸	4.71·10 ⁰⁹	4.38·10 ⁰⁹	1.06·10 ¹⁰
Consumo (Ce) (g _{Carbonio} anno ⁻¹)	1.42·10 ⁰⁹	5.55·10 ⁰⁷	2.81·10 ⁰⁸	4.01·10 ⁰⁸	2.16·10 ⁰⁹
Bilancio (Pa-Ce) (g _{Carbonio} anno ⁻¹)	-2.75·10 ⁰⁸	+3.26·10 ⁰⁸	+4.43·10 ⁰⁹	+3.98·10 ⁰⁹	+8.46·10 ⁰⁹

I valori biofisici del CN calcolati per unità di area e per macro-ecosistema possono essere combinati con la cartografia bionomica dell'AMP, al fine di generare mappe di distribuzione del valore del CN nell'AMP in funzione dell'estensione dei diversi macro-ecosistemi (in Fig. 11 la mappa di distribuzione del valore del CN nell'AMP "Isole di Ventotene e Santo Stefano").

Le mappe di distribuzione del CN consentono l'identificazione dei siti a più alto valore biofisico e rappresentano un utile strumento per la pianificazione e la gestione sostenibile delle AMP e del territorio marino, anche in relazione alla zonazione delle AMP, che potrebbe essere rivista sulla base di queste nuove e importanti indicazioni.

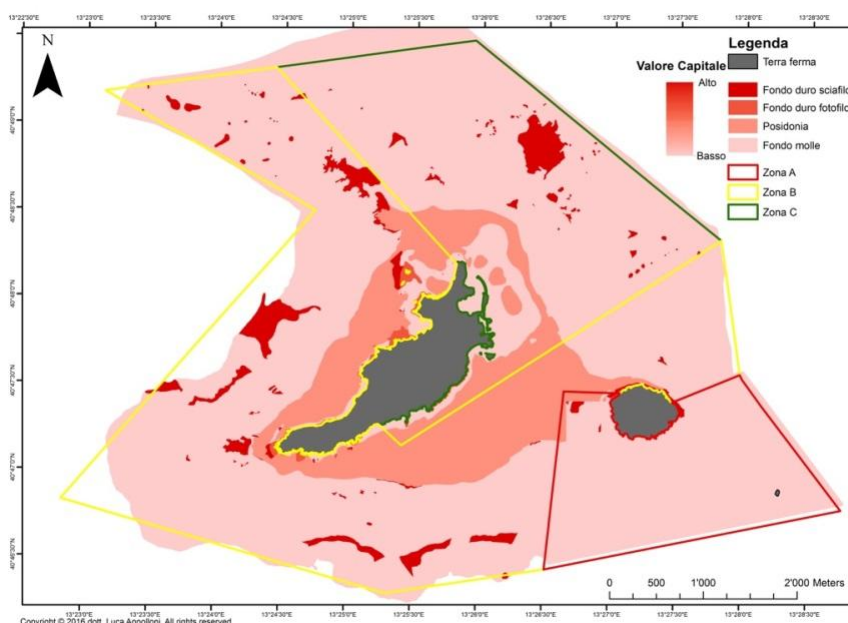


Fig. 11 - Mappa di distribuzione del valore del Capitale Naturale (sej m⁻²) nell'AMP "Isole di Ventotene e Santo Stefano"

Questo modello biofisico e trofo-dinamico di contabilità ambientale al momento è stato applicato per alcune AMP italiane riportate in Tab. 7 (Franzese *et al.*, 2017; Picone *et al.*, 2017, Paoli *et al.*, 2018) ed è in corso di applicazione per numerose altre. In Tabella sono riportati i valori medi per ettaro del CN nelle diverse AMP.

E' da sottolineare che il lavoro riguardante la contabilità ambientale dell'AMP Isole Egadi (Picone *et al.*, 2017), che integra le analisi emergetiche con tecniche di pianificazione territoriale, è stato recentemente selezionato e pubblicato come esempio di buona pratica sul sito della *European Maritime Spatial Planning*⁴⁸.

⁴⁸ <http://www.msp-platform.eu>

Tab. 7 - Valore biofisico (emergetico) medio degli *stock* di Capitale Naturale di alcune AMP italiane

AMP	Estensione (ha)	Valore emergetico (sej ha ⁻¹)
Isole Ventotene e S. Stefano	2850	2.78·10 ¹⁵
Punta Campanella	1550	7.42·10 ¹⁵
Costa degli Infreschi e della Masseta	2360	3.72·10 ¹⁵
S. Maria di Castellabate	6930	7.43·10 ¹⁵
Capo Rizzuto	15000	5.63·10 ¹⁵
Isole Tremiti	1320	7.28·10 ¹⁵
Isole Egadi	53992	2.07·10 ¹⁶
Portofino	363	2.23·10 ¹⁶
Cinque Terre	4865	6.38·10 ¹⁵
Capo Carbonara	8374	4.89·10 ¹⁵
Asinara	10918	3.36·10 ¹⁶
Plemmirio	1998	3.12·10 ¹⁶

Il CN delle AMP genera costantemente dei benefici per l'uomo in termini di funzioni ecosistemiche e SE. Al tempo stesso, la fruizione di tali servizi implica una serie di attività antropiche che comportano costi ambientali (flussi di materia ed energia) ed economici, e la generazione di impatti causati da emissioni e rifiuti sulle matrici ambientali. Nella fase 2 del progetto "Contabilità ambientale per le aree marine protette italiane" viene identificato un primo *set* di funzioni ecosistemiche e SE per le AMP, direttamente influenzati dalla presenza del regime di protezione. Inoltre, vengono individuate cinque principali attività antropiche riconducibili alla fruizione di SE di fornitura e culturali/ricreativi: 1) pesca professionale, 2) pesca ricreativa, 3) balneazione, 4) nautica, 5) subacquea.

Nelle fasi 3-5 saranno contabilizzati i costi, sia ambientali, sia economici, associati alle attività antropiche individuate e i benefici, associati alla fruizione dei SE. Al momento queste fasi sono *in itinere* ed i risultati saranno inclusi nel prossimo rapporto.

L'obiettivo finale del progetto consiste nella realizzazione di un bilancio integrato ecologico-economico dei costi e dei benefici associati alla generazione ed alla fruizione dei SE delle AMP.

Il sistema di contabilità ambientale, basato sull'applicazione integrata e sinergica della contabilità biofisica e di quella economica, rappresenta un utile strumento in grado di supportare *manager* locali e decisori politici con informazioni importanti ai fini del raggiungimento degli obiettivi di conservazione del patrimonio ambientale e di sviluppo sostenibile delle AMP.

4.4 Gli ecosistemi agricoli: l'agro-ecosistema irriguo e i relativi servizi ecosistemici

Gli agro-ecosistemi si caratterizzano per la presenza di elementi legati alla pratica agricola che, sotto determinate condizioni, risultano in grado di contribuire al mantenimento dell'ecosistema, attraverso la fornitura dei SE.

Gli agro-ecosistemi sono in buone condizioni quando sono in grado di supportare la biodiversità, quando non esauriscono le risorse abiotiche (suolo - acqua - aria) e producono una fornitura equilibrata di servizi ecosistemici (di approvvigionamento, di regolazione e culturali). La gestione sostenibile è il fattore chiave al fine di raggiungere e mantenere le buone condizioni, con l'obiettivo di aumentare la resilienza e di mantenere la capacità di generare servizi per le presenti e future generazioni (Maes *et al.*, 2018).

Gli agroecosistemi rivestono un ruolo complesso nei confronti dei SE. Infatti, se da un lato i processi produttivi agricoli utilizzano i SE generati dal territorio circostante, dall'altro l'agricoltura, in condizioni di gestione sostenibile, può fornire SE alla società. In particolare, gli agro-ecosistemi irrigui, essendo caratterizzati da infrastrutture e pratiche volte all'utilizzo dell'acqua per la produzione agricola, generano benefici sul territorio circostante, a livello di Unità Ecologico Funzionale (UEF), definita come l'ambito territoriale eco-

geografico caratterizzato dalla riconoscibilità della direzione del flusso dei SE (Santolini & Morri, 2017). Il perimetro di una UEF consente cioè di identificare il luogo in cui si sviluppa la funzione, in cui la prestazione del servizio può essere valutata e i luoghi in cui i benefici possono venire apprezzati (De Groot *et al.*, 2010).

Se in buone condizioni quindi, gli agro-ecosistemi irrigui risultano in grado di generare impatti positivi sull'ambiente mediante la fornitura di SE di approvvigionamento, di regolazione e mantenimento, culturali. Ad esempio, tra i servizi, l'agro-ecosistema irriguo, grazie alla manutenzione del territorio, alle sistemazioni idraulico-agrarie e ai canali ad uso promiscuo, risulta in grado di offrire servizi di regolazione e supporto. Le sistemazioni idraulico-agrarie sono, infatti, importanti strumenti che consentono di smaltire rapidamente quantitativi di acqua superiori alla capacità di assorbimento del suolo e facilitare l'infiltrazione dell'acqua in profondità per evitare ristagni e per creare riserve utilizzabili dalla coltura, promuovendo un uso sostenibile della risorsa idrica e favorendo la fertilità del suolo.

Il servizio di regolazione è anche legato alla capacità dei canali irrigui promiscui di contenere le esondazioni, offrendo alla collettività un beneficio in termini di sicurezza idraulica. I canali promiscui inerbiti, inoltre, regolano il deflusso idrico e favoriscono la depurazione delle acque, sfruttando la capacità della vegetazione di ridurre le velocità di flusso e di filtrare i nutrienti. La stessa funzione viene svolta dalle fasce tampone presenti lungo le reti irrigue che, oltre a favorire la depurazione delle acque e la regolazione del deflusso, impattano positivamente sulla biodiversità animale e vegetale, poiché costituiscono habitat naturali o semi-naturali. In aggiunta, le derivazioni irrigue storiche hanno favorito la creazione di molte delle aree umide appartenenti alla *Rete Natura 2000* o comunque classificate e caratterizzate a livello locale.

I servizi offerti per mezzo delle aree umide sono di diverso tipo: esse, infatti, regolano i processi ecologici e contribuiscono alla salute dell'ambiente grazie alla capacità di depurazione e regolazione del clima; forniscono un servizio di sicurezza idraulica attraverso il contenimento del dissesto idrogeologico e la regolazione delle piene; costituiscono aree per l'insediamento umano, per le coltivazioni, la produzione di energia, oltre che *habitat* di molte specie animali. Essendo ad esse associato anche un valore estetico ed un elevato grado di bellezza paesaggistica, tali aree risultano dotate anche di un valore ricreativo, in quanto risultano caratterizzate da un elevato livello di fruizione da parte della comunità; si può pertanto affermare che tramite le aree umide l'agricoltura irrigua offra anche un servizio culturale.

5 Le pressioni sul Capitale Naturale

5.1 Scenari di cambiamento climatico ed impatti sugli ecosistemi forestali ed i Servizi Ecosistemici ad essi associati

Le previsioni del quinto rapporto di valutazione dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2014), ottenute mediante l'utilizzo di modelli climatici stimano come "probabile" che per la fine del 2100 l'aumento medio globale delle temperature superficiali possa superare 1,5 °C (per tre scenari di emissione su quattro) o di 2°C (per due scenari di emissione su quattro), con forti variazioni su scala regionale. Lo stesso report descrive come "virtualmente certo" l'intensificarsi (sia in intensità che in durata) di ondate di calore ma anche di freddo. Dal punto di vista idrologico aumenteranno le differenze nelle precipitazioni tra le regioni umide e secche così come tra le stagioni umide e secche. I modelli terrestri (ESMs - Earth System Models) prevedono, con "alta confidenza", un maggior assorbimento di CO₂ atmosferica da parte degli ecosistemi terrestri, seppur con forti differenze tra modello e modello e con possibili limitazioni in presenza di fattori di disturbo o stress. I modelli terrestri prevedono che la maggior parte della CO₂ antropogenica emessa rimarrà comunque in atmosfera, come d'altronde sta già avvenendo.

Recenti studi confermano come **la regione Mediterranea possa rappresentare una delle aree dove i previsti cambiamenti climatici avranno maggior impatto ("hot spots")**. Tali studi, supportati anche dalle recenti misurazioni, descrivono come il clima attuale stia già diventando progressivamente più asciutto e caldo, con maggiori e più frequenti eventi termici estivi estremi. **Le stazioni meteorologiche italiane hanno misurato una diminuzione del 5% nelle precipitazioni annuali e del 9% in quelle primaverili, mentre aumentano le precipitazioni a forte intensità con possibile aumento del ruscellamento superficiale (e conseguente rischio di erosione del suolo)** e concomitante riduzione dell'infiltrazione di acqua verso le falde profonde. Per il Mediterraneo la distribuzione delle precipitazioni si prevede possa essere modificata, con riduzioni future fino al 22% nel periodo aprile-settembre e con un anticipo di più di 30 giorni rispetto al periodo 1961-1990 dell'inizio dell'aridità estiva. **L'aumento di temperature e la riduzione delle precipitazioni determineranno un aumento delle richieste da parte della vegetazione di acqua (maggiore evapotraspirazione) e potranno ridurre nelle aree già al limite la disponibilità idrica:** per esempio, l'IPCC (2007) prevede una riduzione della disponibilità idrica per l'irrigazione fino anche al 30%. Inoltre, i modelli climatici sono concordi nel simulare un aumento dei rischi di incendio, desertificazione, salinizzazione, abbassamento della qualità dei suoli e capacità di assorbimento della CO₂ da parte della vegetazione nelle regioni più meridionali.

Le foreste sono in grado di assorbire carbonio dall'atmosfera e accumularlo, per periodi di lunghezza assai variabile, nella biomassa legnosa, nel suolo e nella lettiera. In aggiunta, qualora le foreste siano utilizzate per prodotti in legno di media e lunga durata (ad es., mobili, legname da costruzione: prodotti da legno raccolto – *harvested wood products*), l'effetto di accumulo si protrae nel tempo oltre il taglio del bosco. I fattori che determinano la quantità di carbonio stoccato nei diversi comparti sono di varia natura, ma quasi tutti sono influenzati dal clima. Inoltre, nel Sud Europa, la difficoltà nella gestione delle risorse naturali e in particolar modo di quelle forestali, è legata in gran parte alla localizzazione dei vari siti forestali e al potenziale, spesso limitato, per una produzione legnosa economica (scarsa fertilità, alto rischio di erosione), ciò rende ancora più importante gli altri SE forniti dalle foreste, tra cui biodiversità, qualità dell'aria e delle acque, habitat della fauna selvatica, capacità di sequestro e stoccaggio del carbonio, prodotti non legnosi, funzione ricreativa.

La capacità di adattamento e la salvaguardia dei SE è strettamente connessa ad un adeguato sistema di remunerazione di tali servizi e ad un approccio sinergico tra le finalità di una gestione forestale privata e la gestione pubblica. Per mettere in atto strategie di mitigazione e cercare di ridurre l'impatto negativo dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi terrestri è importante valutarne preventivamente gli effetti. Tale valutazione può essere effettuata a diverse scale spaziali, sia a livello di singola pianta, studiandone la fisiologia, che a livello di paesaggio. Lavorando su vasta scala, i modelli di simulazione di tipo bio-geochimico sono senz'altro degli strumenti promettenti dal momento che, appurata la loro affidabilità con dati attuali, possono essere usati in maniera prognostica.

A livello italiano **le foreste coprono** un territorio pari a circa 11 milioni di ha (secondo l'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi di Carbonio 2005, con aggiornamento 2015⁴⁹), **più del 30% della superficie nazionale**. Come queste reagiranno al cambiamento climatico in atto è oggetto di indagine da parte di diversi gruppi di ricerca. Diversi studi ipotizzano variazioni nella distribuzione delle foreste italiane sulla base delle loro esigenze termiche ed utilizzando scenari di cambiamento climatico. Per la zona alpina viene ipotizzato che, a causa dell'innalzamento termico, la foresta di specie caducifoglie possa avvantaggiarsi rispetto alle conifere microterme; per la pianura padana potrebbero instaurarsi condizioni favorevoli all'insediamento di specie prettamente mediterranee, anche se il loro ingresso potrebbe essere ostacolato dall'elevato grado di frammentazione del territorio; per la parte peninsulare invece, accanto ad una contrazione della diffusione del faggio, potrebbero diffondersi specie più termofile, sia caducifoglie che non. Tali considerazioni sono confermate parzialmente da altri autori per cui le specie che si trovano al limite più meridionale del loro areale sono quelle maggiormente sensibili mentre le specie più termofile potrebbero diffondersi più facilmente, spostandosi secondo gradienti sia latitudinali che altitudinali.

Riguardo a simulazioni vere e proprie di quantità di carbonio stoccato dalle foreste è possibile fare riferimento all'applicazione del modello *BIOME-BGC* fatta da Fibbi *et al.* (2018) che hanno utilizzando lo scenario *RCP 4.5* (uno scenario di cambiamento climatico rilevante ma non estremo) per i periodi 2036-60 e 2066-90. Gli autori hanno applicato il modello bio-geochimico alla scala spaziale di 1 km per tutte le foreste italiane raggruppate nelle seguenti categorie: macchia mediterranea, querceti sempreverdi, querceti misti, castagneti, faggete, conifere del piano basale/collinare e conifere del piano montano.

Il modello utilizza dati meteorologici e parametri descrittivi delle specie e delle zone in cui viene applicato per simulare il ciclo dell'acqua, del carbonio e dell'azoto. Precedentemente, tale modello è stato validato in diversi siti italiani e non, utilizzando dati indipendenti raccolti con la tecnica della correlazione turbolenta, una tecnica che misura lo scambio netto di CO₂ al livello di ecosistema, e con dati di incremento legnoso medio per regione derivati dall'*INFC* stesso. Una valutazione su scala spaziale è stata invece effettuata utilizzando un modello di tipo ibrido, C-Fix, basato su immagini satellitari di indice di vegetazione (*NDVI*) del sensore *MODIS* Terra/Aqua e precedentemente validato in vari ambienti italiani. Appurato che le risposte di *BIOME-BGC* ai fattori termici e idrici sono simili a quelle del modello guidato da *NDVI*, si è proceduto ad applicare *BIOME-BGC* per diversi periodi dello scenario climatico *RCP 4.5* (sia in termini di dati meteorologici che di concentrazione atmosferica di CO₂ e azoto).

La previsione della Produttività Lorda (*GPP – Gross Primary Productivity*) annuale ottenuta in questo studio non delinea un quadro pessimistico per le foreste mediterranee, come ci si aspetterebbe invece dalle evidenze dell'ondata di caldo avvenuta in Europa nel 2003: l'impatto negativo atteso dovuto a temperature più elevate e precipitazioni ridotte sembra essere almeno in parte mitigato dalle concentrazioni più elevate di CO₂ in atmosfera e alla deposizione di azoto che dovrebbero avere un effetto fertilizzante sulla produzione primaria delle foreste. Ciò è particolarmente vero per le conifere di montagna, che, crescendo in aree ove attualmente il fattore limitante e la bassa temperatura, sono le più avvantaggiate dall'incremento congiunto di temperatura e anidride carbonica ed allo stesso tempo da un impatto meno negativo delle precipitazioni, con variazioni positive di produzione forestale riscontrate nel periodo testato dallo scenario. Invece, nel caso delle specie sempreverdi mediterranee il modello indica valori alti di *GPP* nel periodo 2066-2090 che potrebbero essere attribuiti all'elevata resistenza di queste specie alle condizioni aride, correlata all'adozione di strategie di risparmio idrico. Al contrario, l'ultimo periodo simulato sembra avere un impatto negativo sulle foreste di latifoglie, che, essendo situate in zone ad altitudine medio-alta, potrebbero essere scarsamente adattabili all'aumento dell'aridità.

In generale, si conferma l'adattabilità delle foreste mediterranee ma si sente la necessità di valutare meglio l'interazione congiunta di clima e concentrazione atmosferica di CO₂, oltre che di utilizzare anche scenari di diversa distribuzione delle specie come ipotizzata per esempio da studi sopra descritti o di diversa

⁴⁹ <https://www.sian.it/inventarioforestale/>

gestione forestale come descritto da Collalti *et al.* (2014) tramite l'utilizzo del modello bio-geochimico italiano *3D-CMCC Forest Ecosystem Model*.

5.2 Incidenza degli incendi

La Legge n. 353 del 21 novembre 2000 (*Legge Quadro in materia di incendi boschivi*), all'art. 2 stabilisce che per incendio boschivo si deve intendere *un fuoco con suscettività di espandersi su aree boscate, cespugliate o arborate, comprese eventuali strutture e infrastrutture antropizzate poste all'interno delle predette aree, oppure su terreni coltivati o incolti e pascoli limitrofi a dette aree*.

Il fuoco è un fattore ambientale di primaria importanza, da sempre presente nella maggior parte degli ambienti terrestri, che ha influenzato la vegetazione fin dalla comparsa delle prime piante terrestri e ha contribuito all'evoluzione sia delle specie che delle comunità.

Negli ultimi anni **l'abbandono di molti terreni e la ridotta pressione delle utilizzazioni forestali e del pascolo** hanno determinato una variazione dei regimi di disturbo che hanno avviato in molte aree una generale espansione delle superfici boscate e degli arbusteti. A causa della crescente copertura arbustiva dei campi abbandonati, queste nuove condizioni ecologiche (di maggiore estensione delle superfici a vegetazione spontanea e di aree forestali non più ordinariamente gestite da un punto di vista selvicolturale) associate a una sempre più massiccia presenza di strade e di residenze, **hanno determinato un crescente numero di incendi estesi e distruttivi**.

I cambiamenti climatici previsti potranno esacerbare il regime degli incendi (IPCC, 2014) e quindi portare ad un incremento dei valori medi e massimi di pericolosità di incendio specialmente nelle aree a sud-ovest dell'Europa (Arca *et al.*, 2012). E', inoltre, altamente probabile che non solo la pericolosità degli incendi aumenti, ma anche la stagione stessa si allunghi proprio a causa di prolungati periodi di siccità e precoci ondate di calore che possono influenzare lo stato idrico della vegetazione (Bedia *et al.*, 2014), rendendola molto più suscettibile all'innescare e capace di sostenere incendi di grande intensità, con possibili passaggi ad incendi di chioma.

Negli ecosistemi mediterranei, il regime degli incendi è guidato sinergicamente dalle condizioni meteo-climatiche e dalla vegetazione. Lunghi periodi di temperature elevate e scarse precipitazioni contribuiscono a rendere la vegetazione combustibile più secca e quindi più adatta ad alimentare il fuoco e a favorire l'insorgenza di incendi di grandi dimensioni. D'altra parte, le condizioni meteo-climatiche più calde e secche (ma anche gli incendi ripetuti in una stessa area e i cambi di uso del suolo) possono limitare disponibilità della vegetazione e questo può comportare la transizione del regime degli incendi guidato dal clima verso uno limitato dalla disponibilità di combustibile vegetale (Pausas & Fernández-Muñoz, 2011).

Per quanto riguarda le cause, nel bacino del Mediterraneo (e l'Italia non fa eccezione) l'insorgenza degli incendi boschivi è per il 95% legata a fattori di tipo antropico mentre le cause naturali, come i fulmini, rappresentano la quota residuale (Ganteaume *et al.*, 2013). Circa la metà degli incendi ha una matrice dolosa (Salis *et al.*, 2014), cioè vengono appiccati con la specifica intenzione di procurare un danno, mentre il resto è legato a cause dipendenti da imprudenza, negligenza ed imperizia (come una sigaretta accesa buttata con poca cautela, fuochi realizzati per bruciare sterpaglie e di cui poi si perde il controllo, barbecue troppo vicini alla vegetazione disidratata).

In Italia il problema degli incendi boschivi ha assunto grande rilevanza con decine di migliaia di ettari percorsi ogni anno. Secondo i dati provvisori elaborati dal Comando Unità per la Tutela Forestale, Ambientale e Agroalimentare (CUTFAA) dei Carabinieri, **nel 2016 si sono verificati 4.962 incendi su una superficie complessiva pari a 63.157 ha** (Fig. 12). I Box C e D descrivono il sistema informativo predisposto dall'Unione Europea, e i relativi dati, per il costante monitoraggio degli incendi forestali (EFFIS - European Forest Fire Information System).

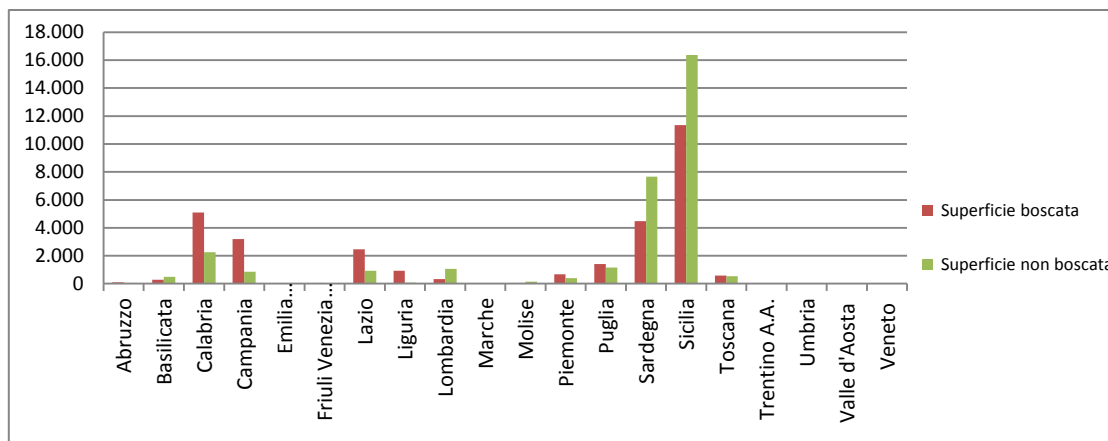


Fig. 12 - Superfici percorse da incendi nel 2016 (ha)

Fonte: Carabinieri CUTFAA



Fig. 13 - Distribuzione delle aree percorse da incendi nel 2017 in rapporto alle ecoregioni italiane

Le foreste percorse da incendio subiscono variazioni estensive e rapide nello stato di conservazione della biodiversità, a scala sia di specie che di popolamento e di paesaggio. Gli incendi modificano, infatti, la struttura cronologica e la composizione specifica dei popolamenti forestali e, conseguentemente, influenzano la capacità di incorporare successivi fenomeni perturbativi (altri incendi, epidemie di patogeni, ecc.). Gli incendi boschivi sono da sempre un fattore ecologico dell'ecosistema forestale. La combustione della biomassa provoca però il rilascio in atmosfera di emissioni gassose ed inquinanti. I principali prodotti sono l'anidride carbonica (CO₂) e il vapore acqueo, ma altri gas e particolati sono prodotti, tra cui NO_x, CO, COV, SO_x, NH₃, PTS, PM₁₀, PM. La quantità delle emissioni dipendono dalla durata e intensità dell'incendio, dall'area totale percorsa dal fuoco e il tipo e la quantità di vegetazione bruciata. Le emissioni di questi gas influenza indirettamente anche la quantità di ozono presente nella troposfera.

In Italia gli incendi hanno impatto anche sul dissesto idrogeologico, distruggono ettari di vegetazione, divorano boschi, compromettono la stabilità dei suoli, mettono a rischio strade, ferrovie, case e centri abitati. **Spesso quando una foresta montana brucia dopo circa 5-6 anni frana.**

Il problema degli incendi boschivi è stato da sempre affrontato nella normativa regionale e statale; la legge Quadro 353/2000, la quale si caratterizza per un approccio coordinato di attività di previsione, prevenzione e lotta attiva contro gli incendi boschivi. In tale contesto, le Regioni, responsabili dirette della pianificazione territoriale, sono obbligate a redigere il “*Piano regionale di previsione, prevenzione e lotta attiva contro gli incendi boschivi*” nel quale vengono individuate sia le aree percorse da incendi che le aree a rischio - sulla base di indici di pericolosità - nonché le procedure per la lotta attiva contro gli incendi. **I piani regionali rappresentano importanti strumenti programmatici, sottoposto a revisione annuale, nei quali si organizzano e coordinano in modo efficiente tutte le attività riguardanti l'antincendio** in ciascuna zona del territorio regionale, dalle fasi di previsione e prevenzione, fino all'organizzazione della logistica necessaria al contrasto e alla lotta attiva per lo spegnimento dell'incendio boschivo.

Tab. 8 - Superfici percorse da incendi nel 2017

Regione	N. Eventi	Sup. boscata [ha]	Sup. non boscata [ha]	Sup. Totale [ha]	Perc. Sup. Totale
Abruzzo	108	1.937,00	408,75	2.345,75	1,71
Basilicata	193	2.230,60	439,05	2.669,65	1,95
Calabria	1.581	36.990,22	1.848,34	38.838,56	28,33
Campania	1.226	17.434,57	853,26	18.287,83	13,34
Emilia Romagna	61	127,66	41,17	168,83	0,12
Friuli Venezia Giulia	15	42,00	5,00	47,00	0,03
Lazio	146	7.081,50	298,61	7.380,11	5,38
Liguria	146	4.344,40	19,24	4.363,64	3,18
Lombardia	134	1.088,17	1.659,31	2.747,48	2,00
Marche	33	409,34	46,93	456,27	0,33
Molise	115	422,96	384,52	807,48	0,59
Piemonte	126	803,56	36,76	840,32	0,61
Puglia	354	6.055,68	1.374,02	7.429,70	5,42
Sardegna	237	6.893,00	-	6.893,00	5,03
Sicilia	145	40.249,00	-	40.249,00	29,36
Toscana	324	2.081,29	784,50	2.865,79	2,09
Trentino Alto Adige	-	-	-	-	-
Umbria	59	479,15	192,23	671,38	0,49
Val D'Aosta	-	-	-	-	-
Veneto	39	15,22	25,64	40,86	0,03
Totale	5.042	128.685,32	8.417,33	137.102,65	100,00

(Dati provvisori; Carabinieri CUTFAA).

Per le Aree Protette viene redatto un apposito piano predisposto dal MATIM d'intesa con le Regioni interessate e con gli enti gestori dell'aree protette. La legge definisce dei vincoli per le aree boscate percorse dal fuoco le quali non possono avere una destinazione d'uso diversa da quella antecedente l'incendio per almeno 15 anni. Per questo motivo, con cadenza annuale, i Comuni sono tenuti a censire le aree percorse dal fuoco (Catasto Incendi), e su queste definire i vincoli⁵⁰. Per contrastare il fenomeno degli incendi la Legge Quadro ha introdotto nuove sanzioni amministrative e ha definito il *reato di incendio boschivo* come reato del codice penale (art 423 bis c.p.).

⁵⁰ Si rimanda all'allegato B per un più accurato approfondimento in merito

Box C: European Forest Fire Information System (EFFIS)

Dal 2000 è operativo in Europa uno strumento di informazione sugli incendi boschivi realizzato dal *Joint Research Centre* (JRC) e dalla direzione ambiente della Commissione europea. Il sistema centralizzato, disponibile via internet, è supportato da una rete di esperti chiamata “*Expert Group on Forest Fires - EGFF*” che coinvolge 40 nazioni europee e nordafricane. *EFFIS* fornisce le informazioni più aggiornate sulla situazione degli incendi in corso e le previsioni di rischio incendio fino a sei giorni, basate sul meteo, in Europa e nell’area del bacino del Mediterraneo. Dal 2015 *EFFIS* è diventato uno dei componenti del “*Emergency Management Services*” del programma comunitario “Copernicus”. Sul Sito di *EFFIS* (<http://effis.jrc.ec.europa.eu>) sono inoltre esposti: 1) un visualizzatore della situazione corrente; 2) previsioni meteo stagionali a lungo termine per gli incendi; 3) previsioni meteo mensili a lungo termine per gli incendi; 4) lo storico degli incendi; 5) dati e servizi; 6) un archivio di notizie legate agli incendi.

EFFIS utilizza la rilevazione dell’incendio attivo tramite i sensori *MODIS* (MOderate Resolution Imaging Spectroradiometer) e *VIIRS* (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite) con una risoluzione spaziale del pixel di, rispettivamente, 1 km e 375 m. L’identificazione degli incendi attivi avviene tramite la differenza di temperatura tra la zona in cui è attivo un incendio e la zona circostante, permettendo una successiva identificazione e mappatura. L’aggiornamento del sistema è effettuato 6 volte al giorno e disponibile in *EFFIS* entro 2-3 ore dalla acquisizione delle immagini *VIIRS MODIS*.

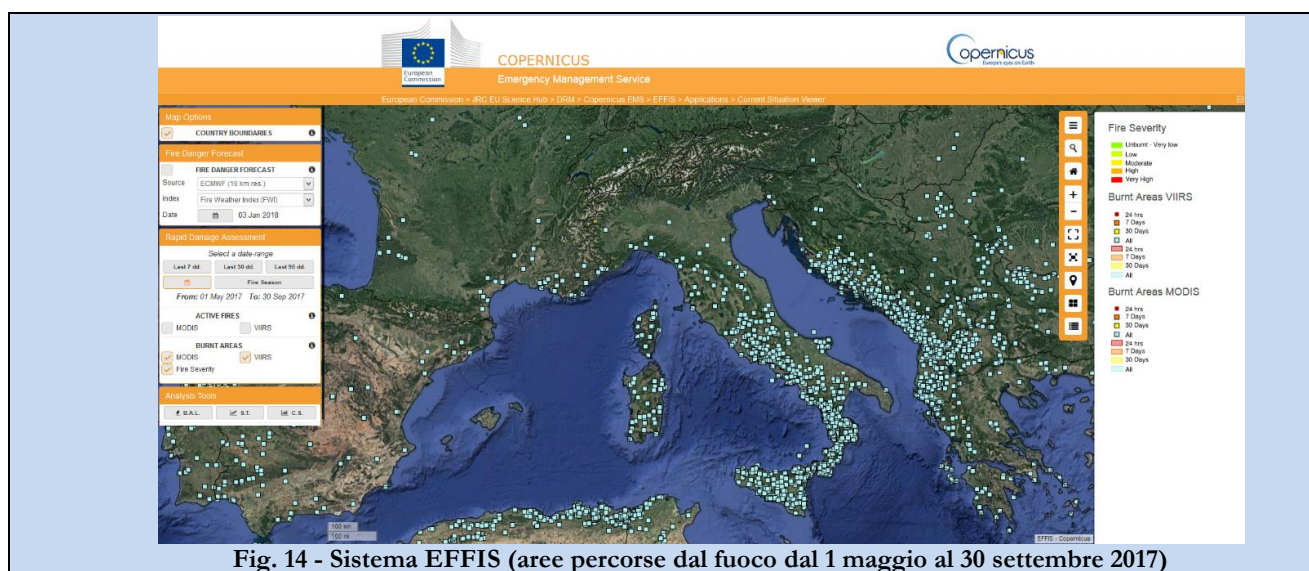
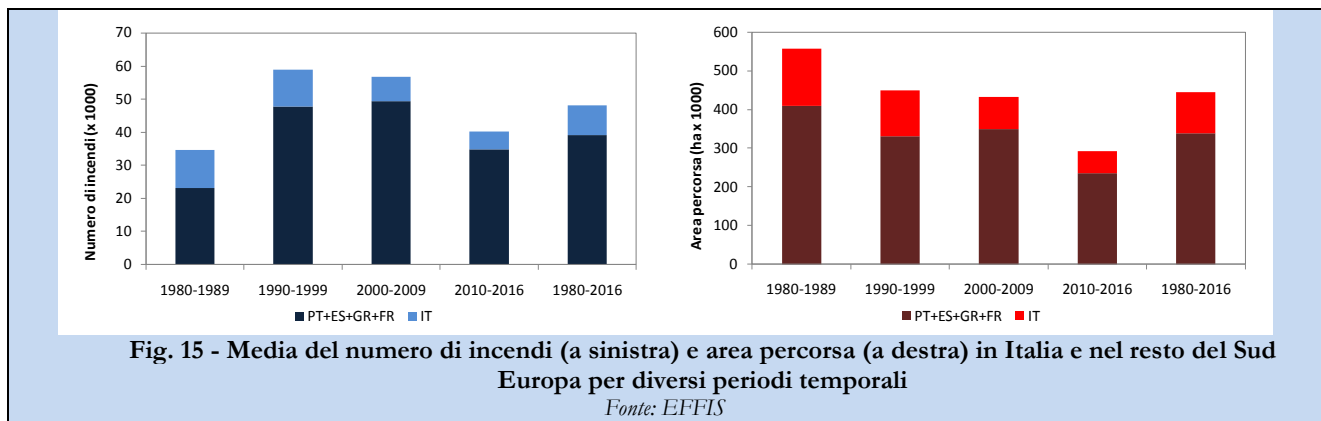


Fig. 14 - Sistema EFFIS (aree percorse dal fuoco dal 1 maggio al 30 settembre 2017)

Box D: Dati EFFIS in Europa

Secondo i dati raccolti dal sistema *EFFIS*, i Paesi del Sud Europa (Portogallo, Spagna, Italia, Francia, Grecia) incidono per circa il 75% del numero degli incendi e per il 90% della superficie percorsa in tutta Europa (Schmuck *et al.*, 2015). Fra questi, al terzo posto dopo Portogallo e Spagna, l’Italia è uno dei paesi maggiormente vulnerabili agli incendi boschivi, sia nella stagione estiva sia in quella invernale.

Durante il periodo 1980-2016 la media del numero di incendi nel nostro Paese è stata di circa 9.000 per anno, mentre l’area percorsa ha fatto registrare, in media, 105.000 ha. Confrontando questi dati con il totale registrato nei cinque paesi del Mediterraneo più colpiti dal fenomeno, l’Italia contribuisce per circa il 19% sul numero degli incendi e circa il 25% sull’area percorsa dagli stessi (Fig. 15).



5.3 Il Consumo di suolo

Le Nazioni Unite hanno proclamato il 2015 anno internazionale dei suoli⁵¹, per sottolineare la straordinaria importanza che i suoli di tutto il mondo rivestono nei confronti degli equilibri dinamici della biosfera e anche dell'urgente importanza di salvaguardarli e tutelarli per consentire la disponibilità dei SE che essi offrono al benessere umano. Come viene ricordato, il suolo è l'epidermide del Pianeta (Amundson *et al.*, 2015).

La pressione umana esercitata nei confronti dei delicati e complessi equilibri dinamici del suolo ha avuto, soprattutto negli ultimi decenni un peso veramente significativo. Il cambiamento nelle modificazioni dell'utilizzo dei suoli è emerso sempre di più come un elemento fondamentale del cambiamento ambientale globale (GEC, Global Environmental Change) e della sostenibilità globale (Global Sustainability), tanto che molti studiosi hanno impostato le basi per una scienza dell'utilizzo dei suoli (Science of Land Change) (Rindfuss *et al.*, 2004; Turner *et al.*, 2007).

Esiste un intero progetto internazionale di ricerca, il *Global Land Project*⁵², nell'ambito del grande partenariato dei programmi di ricerca internazionali dedicati alle scienze del Sistema Terra, Future Earth, che nel suo "Science Plan" del 2005 afferma che "la trasformazione umana degli ecosistemi e dei paesaggi costituisce il più grande cambiamento che stiamo causando sulla superficie terrestre e modifica l'abilità della biosfera nella sua capacità di sostenere la vita" (GLP, 2005).

La modificazione dell'utilizzo dei suoli insieme al cambiamento climatico, alla perdita della biodiversità e alla modificazione di due grandi cicli biogeochimici, il ciclo dell'azoto e quello del fosforo, costituiscono le quattro grandi dimensioni ambientali che gli studiosi hanno indicato come già oltre il cosiddetto "confine planetario" (*Planetary Boundary*) per loro individuato. Infatti, già nel 2009, con aggiornamento nel 2015, un team di autorevoli scienziati ha reso noto la prima valutazione dei confini planetari che l'intervento umano non può superare, pena effetti veramente negativi e drammatici per tutti i sistemi sociali (Rockstrom *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2015).

I *Planetary Boundaries* riguardano nove grandi dimensioni planetarie tra di loro strettamente connesse e interdipendenti, sulle quali agisce la forte pressione umana: il cambiamento climatico, la perdita della biodiversità e quindi dell'integrità biosferica, l'acidificazione degli oceani, la riduzione della fascia di ozono nella stratosfera, la modificazione del ciclo biogeochimico dell'azoto e del fosforo, l'utilizzo globale di acqua, i cambiamenti nell'utilizzo del suolo, la diffusione di aerosol atmosferici, l'inquinamento dovuto ai prodotti chimici antropogenici.

Il concetto dei confini planetari propone, sulla base delle conoscenze scientifiche esistenti, un insieme di limiti quantificati dell'uso di risorse, entro cui l'economia globale dovrebbe operare, se si vuole evitare di toccare i punti di non ritorno del Sistema Terra, sorpassati i quali si produrrebbero effetti ritenuti dagli scienziati molto pericolosi o persino devastanti per l'intera umanità, il suo sviluppo, il suo benessere. Tali confini sono perciò

⁵¹ <http://www.fao.org/soils-2015/en/>

⁵² <https://glp.earth>

ritenuti fondamentali per garantire la capacità di resilienza del Sistema Terra affinché mantenga uno stato complessivo simile a quello che si è avuto durante il periodo abbastanza stabile dell'Olocene e che ha consentito all'umanità di sviluppare il grado di civiltà oggi raggiunto.

I suoli costituiscono pertanto una componente fondamentale del CN ed è molto importante analizzare i diversi fenomeni di degrado che subiscono e gli effetti che ne risultano. Un importante fenomeno che provoca la loro modificazione riguarda la desertificazione che, come indicato dalla *Convenzione delle Nazioni Unite per la Lotta alla Desertificazione*⁵³, indica il degrado delle terre aride, semi-aride e sub-umide secche attribuibile a varie cause tra cui le variazioni climatiche e le attività umane. In pratica, la desertificazione⁵⁴ si manifesta con la diminuzione o la scomparsa della produttività e della complessità biologica del suolo, con ovvi riflessi sulle situazioni economiche locali, delle terre coltivate, sia irrigate che non, delle praterie, dei pascoli, delle foreste o delle superfici boschive causate dai sistemi di utilizzo della terra, o da uno o più processi, compresi quelli derivanti dall'attività dell'uomo e dalle sue modalità di insediamento, tra i quali l'erosione idrica, eolica, ecc.; il deterioramento delle proprietà fisiche, chimiche e biologiche dei suoli; e la perdita protratta nel tempo di vegetazione naturale.

I dati generali che negli anni sono stati raccolti sul fenomeno della desertificazione e, in genere, del degrado dei suoli, riferiscono che ogni anno, a causa dei processi di desertificazione si perdono almeno 12 Mln ha e che sempre ogni anno si perdono inoltre almeno 24 Mld ton⁵⁵ di suolo fertile, mentre il 52% della terra utilizzata per l'agricoltura è moderatamente o in maniera severa affetta da processi di degrado dei suoli.

Nell'Agenda 2030 delle Nazioni Unite e i 17 Obiettivi di Sviluppo Sostenibile, nel target 15.3 dell'Obiettivo 15 (destinato alla protezione, al ripristino e alla gestione sostenibile della biodiversità terrestre), i Paesi si impegnano a raggiungere uno stato di *land degradation neutrality* entro il 2030.

I fenomeni di desertificazione interessano anche il nostro Paese. Utilizzando la metodologia dell'*ESA Index (Environmentally Sensitive Area)* che fornisce una valutazione della predisposizione di una specifica area a subire processi di desertificazione, è stata individuata un'estensione totale della superficie delle aree definite molto sensibili di circa 3 Mln ha (10,1% della superficie territoriale italiana) distribuite prevalentemente in Sicilia, Puglia e Sardegna. Le aree con sensibilità medio-alta coprono 14,7 Mln ha (il 49%) e sono diffuse su tutto il territorio nazionale con prevalenza nelle regioni pianeggianti del nord, nelle aree costiere del centro e del nord-est e della Sardegna e della Puglia.

La frammentazione degli ambienti naturali, una delle cause principali di modificazioni antropogenica dei suoli, rappresenta una profonda minaccia per le strutture, i processi e le funzioni degli ecosistemi e la diversità biologica che ne è strettamente legata ed è un fenomeno attualmente, in fase di accelerazione a livello globale, con particolare riguardo alle aree tropicali. Questo grave fenomeno si aggiunge ad altri disturbi antropogenici provocando effetti sinergici e moltiplicativi, spesso purtroppo irreversibili su popolazioni, comunità ed ecosistemi.

La frammentazione ambientale costituisce quel processo dinamico di origine antropica attraverso il quale un'area naturale subisce una suddivisione in frammenti più o meno disgiunti e progressivamente più piccoli ed isolati (Battisti & Romano, 2007; Crooks & Sanjayan, 2006). Il processo di frammentazione interviene su di una situazione naturale eterogenea preesistente (*patchiness*) conducendo ad una situazione che fa registrare la presenza di tipologie ecosistemiche, di tipo naturale, semi-naturale, artificiale, differenti strutturalmente e funzionalmente fra di loro. Questi effetti comportano conseguenze su diversi processi e a tutti i livelli di organizzazione ecologica (dai flussi degli individui a quelli, ecosistemici, di energia e materia).

La frammentazione può essere suddivisa in più componenti, che possiamo sintetizzare in:

- scomparsa e/o riduzione in superficie di determinate tipologie ecosistemiche (*habitat loss and reduction*);

⁵³ <http://www2.unccd.int/>

⁵⁴ La Conferenza ONU sulla Desertificazione, tenutasi a Nairobi nel 1977, ha adottato una definizione di desertificazione come «riduzione o distruzione del potenziale biologico del terreno che può condurre a condizioni desertiche».

⁵⁵ Mld ton = Miliardi di tonnellate

- insularizzazione progressiva (*habitat isolation*);
- ridistribuzione sul territorio dei frammenti ambientali residui con aumento dell'effetto margine (*edge effect*, indotto dalla matrice antropizzata limitrofa) sui frammenti residui.

Gli effetti della frammentazione sono osservabili a scale differenti. Alla scala di paesaggio, e in aree storicamente interessate dalla presenza umana, il processo di frammentazione ha portato alla strutturazione di “ecomosaici” paesistici nei quali è possibile distinguere una matrice antropica, venutasi a formare per scomparsa o alterazione di preesistenti tipologie ecosistemiche, all'interno della quale sono collocati i frammenti ambientali residui. Questi ultimi mostrano caratteristiche proprie (per tipologia, area, forma, qualità, ecc.), un diverso grado di isolamento fra di loro e fra le aree non frammentate, oltre che una propria articolazione spaziale. I frammenti residui, inoltre, sono caratterizzati ciascuno da specifiche relazioni funzionali con la matrice limitrofa antropizzata. Insomma, il risultato dei processi antropici di frammentazione (che spesso viene esercitata con trasformazioni radicali di ambienti anche di ampia estensione) costituisce un elemento fondamentale per la perdita della biodiversità.

In merito agli effetti sul paesaggio, si rimanda al 1° Rapporto sullo stato delle politiche per il paesaggio dell'Osservatorio nazionale per la qualità del paesaggio del MiBACT⁵⁶, che, in base ai dati e alle serie storiche elaborate da ISTAT e ISPRA, evidenzia con chiarezza come l'urbanizzazione diffusa, il consumo e spreco di suolo, i cambiamenti dei paesaggi rurali siano i principali fenomeni e fattori che hanno inciso sulla qualità del paesaggio e sulle trasformazioni del territorio.

Un esempio concreto dei fenomeni di frammentazione proviene dalla pervasiva diffusione delle strade. Un'analisi recentemente pubblicata mirata a realizzare una mappa mondiale delle aree prive di strade e relativa al loro stato di conservazione (Ibisch, 2016) documenta quanto le aree restanti sul nostro pianeta con presenza di ampi tratti privi di strade possano sostenere e rappresentare dei veri rifugi per la biodiversità e i servizi ecosistemici. L'analisi, considerando un'area tampone di 1 km per ogni strada, fa presente che l'80% della superficie terrestre delle terre emerse appare priva di strade, ma questa area risulta frammentata in circa 600.000 *patches*, più della metà delle quali sono caratterizzate da meno di un km² di superficie e solo il 7% sono più larghe di 100 km². Inoltre gli studiosi che hanno prodotto questa analisi, ritengono che la protezione globale delle aree prive della presenza di strade sia inadeguata.

Nel 2017 ISPRA ha pubblicato il 4° Rapporto sul consumo del suolo in Italia (ISPRA, 2017a), aggiornando i dati con un dettaglio a scala nazionale, regionale e comunale grazie anche all'impegno del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) insieme alle Agenzie per la protezione dell'ambiente delle Regioni e delle Province Autonome (Fig. 16). Ne risulta un quadro abbastanza preoccupante. Infatti, il consumo di suolo in Italia continua a crescere, nonostante si sia verificato un importante rallentamento negli ultimi anni che può essere attribuito anche alla crisi economica. Nel periodo compreso tra novembre 2015 e maggio 2016 le nuove coperture artificiali hanno riguardato altri 50 km² di territorio; si tratta, in media, di 30 ha al giorno, più di 3 m² di suolo persi ogni secondo (nei primi anni del 2000 si sono toccati gli 8 m² al secondo che sono poi gradualmente calati, tra i 6 e i 7, per poi raggiungere i 4 e giungere ai 3 nei primi mesi del 2016). Secondo i dati della nuova cartografia SNPA risulta che il consumo di suolo ha intaccato ormai 23.039 km² del nostro territorio (pari alla dimensione di Campania, Molise e Liguria messe insieme). In sostanza il Rapporto indica che dagli anni '50 al 2016 il consumo di suolo in Italia è passato dal 2,7 % al 7,6% con una crescita del 184%.

Gli scenari per il futuro al 2050 realizzati dall'ISPRA fanno presente che si potrebbe verificare una perdita, nel migliore dei casi (grazie a provvedimenti normativi significativi e applicazioni conseguenti) di 1.635 km², di 3.270 km² nel caso di un consumo ancora ridotto mantenendosi una situazione di crisi economica o di 8.326 km² nel caso di una ripresa economica che conduca la velocità del consumo di nuovo sugli 8 m² al secondo.

⁵⁶ <https://box.beniculturali.it/index.php/s/zWcOENcfGq6vX1f#pdfviewer>

Un suolo sano offre importanti SE che vanno dalla produzione agricola, alla regolazione del clima, dal miglioramento della qualità dell'aria e delle acque all'impollinazione ecc. L'ISPRA ha effettuato dei calcoli sul valore economico di questi servizi offerti che sono stati stimati tra i 530 e i 910 milioni di euro annui⁵⁷.

Sul tema del consumo di suolo in Italia è di significativo interesse la ricerca nazionale condotta sulle conversione urbana dei suoli dal 2006 al 2015 dal gruppo dell'Università de L'Aquila, Dipartimento Ingegneria Civile, Edile-Architettura e Ambientale (DICEAA) (Romano & Zullo, 2013; Romano & Zullo, 2014).

I risultati emersi da questa lunga ricerca forniscono alcuni elementi interessanti per comprendere meglio i fenomeni della pressione sui suoli italiani e degli effetti risultanti. Analizzando le carte di uso del suolo regionali aggiornate in media dopo il 2000, la superficie urbanizzata in Italia può oggi attendibilmente essere stimata in 2 milioni di ha (7% del Paese), ad esclusione delle strade esterne agli agglomerati densi. I dati a disposizione alla scala nazionale non consentono di misurare con elevata precisione l'area coperta dalle strade, ma il database disponibile su <https://openstreetmap.it/> indica uno sviluppo complessivo di oltre 1 milione di km di tutte le categorie infrastrutturali. Ciò corrisponde ad una superficie complessiva dell'ordine degli 800.000 ha, cioè poco meno del 3% della superficie nazionale.

Questo dato porta ad un tasso medio di artificializzazione dei suoli italiani attuale intorno al 10%. Si è verificata un'accelerazione rapidissima negli ultimi 50 anni, considerando che nell'immediato dopoguerra la densità di urbanizzazione non raggiungeva il 2%, con un gradiente latitudinale evidente; la velocità media di trasformazione è stata superiore agli 80 ha/giorno. Per comprendere meglio gli effetti a carico dei paesaggi italiani prodotti dall'artificializzazione sistematica, soprattutto per quelli con matrice agraria, è utile osservare i dati di densità media comunale: i comuni con il proprio territorio urbanizzato al di sotto del 2% erano negli anni '50 quasi 4.600 e occupavano il 73% dell'intero territorio nazionale, mentre i casi con quota superiore al 50% erano solamente 10 e interessavano una superficie irrilevante del penisola.

Il quadro cambia drasticamente dopo il 2000: infatti, al di sotto del 2% troviamo solo 1.747 comuni che rappresentano meno di un terzo del territorio nazionale, mentre il numero delle municipalità con oltre la metà del proprio territorio sostituito da strati artificiali diventa 20 volte più alto e copre quasi l'1% d'Italia, dato accompagnato da quasi 1.000 comuni urbanizzati per oltre un quarto della propria superficie.

Le indagini illustrate hanno portato a concludere che in Italia si è in presenza di un modello configurativo della urbanizzazione molto peculiare, non assimilabile allo standard internazionale dello *sprawl* al quale per molti anni è stato accomunato. Si tratta di un tessuto insediativo diverso da quello degli altri paesi europei, un tessuto che - a parità di superficie urbanizzata - origina dalla crescita nel tempo della città in forma estremamente diffusa, quasi polverizzata, con densità bassissime e su un territorio molto vasto, in una condizione dove il margine urbano non è tracciabile e la città sfuma nella matrice con diversi gradi di periferia (consolidata, degradata, embrionale, campagna urbanizzata).

Un modello che induce una crescita caotica del reticolo viario che impone maggiori oneri per i trasporti, per la mobilità e per l'erogazione di molti servizi urbani, oltre a provocare, come già detto, un forte incremento dell'impronta energetica urbana, una elevata frammentazione degli ecosistemi e disturbi complessivi molto estesi. Un modello che, per queste sue peculiarità, è stato denominato *sprinkling* dal gruppo di ricerca DICEAA (Romano *et al.*, 2017b). Lo *sprinkling* prevale nelle maggiori pianure settentrionali (Piemonte, Lombardia, Veneto ed Emilia Romagna), ma si trova analogamente anche nei settori collinari costieri mediterranei e nelle più piccole pianure litoranee o interne centro-meridionali.

La modalità di diffusione cambia invece nelle aree montane dove l'insediamento si concentra nei fondovalle con filamenti urbani lunghi anche decine di km e con densità variabili. Le caratteristiche della dispersione del costruito minuto e delle parti accessorie sono tali per cui risulta molto difficile intercettarle, e quindi misurarle, con rilevamenti cartografici che non siano di estremo dettaglio e questo produce una notevole carenza nella

⁵⁷ Nel *Cap. 6* vengono presentate stime del SE impollinazione basate su una metodologia (contabilità SEEA-EEA) ed un campo di applicazione (impollinazione solo agricola) differente rispetto alle stime ISPRA dello scorso anno.

capacità di registrare, censire, calcolare, e quindi controllare, la conversione urbana dei suoli, con metodi e metriche omologati nelle definizioni e nei processi.

Per quanto riguarda le capacità di telerilevamento, ad esempio con il *Corine Land Cover (CLC)* europeo, le dimensioni estremamente ridotte di alcuni nuclei urbani presenti sulla nostra penisola risultano talmente esigue da non poter essere rilevate da una lettura satellitare con un'unità minima cartografabile di 25 ha e con una larghezza minima dei poligoni rilevabili di 100 m.

Sulle regioni italiane lo scarto tra il rilevamento satellitare e quello fotografico a scala di dettaglio è mediamente minore del 26% in termine di superficie, con punte, in qualche caso, di oltre il 50%, nel caso di nuclei insediati molto piccoli, ad esempio a livello del singolo edificio residenziale annegato in una matrice agricola.

L'influenza della struttura morfologica del nostro paese ha fatto sì che la linea meridiana della catena appenninica ha limitato lo sviluppo urbano delle aree interne, che è invece stato molto intenso lungo le coste. Attualmente, meno del 30% degli oltre 4.000 km di costa peninsulare sono liberi da urbanizzazione (26% dei 788 km della costa jonica, 30% dei 1940 km della costa tirrenica e 31% dei 1472 km della costa adriatica); erano oltre il 60% negli anni '50.

La densità di urbanizzazione della fascia costiera nei 500 m dalla linea della battigia è pari a 5 volte quella media nazionale (34% contro il 7%), con punte tra il 40% e il 50% in alcuni settori regionali come la Liguria, l'Emilia Romagna, il Friuli e la Calabria. Le patologie prodotte dal modello dovuto allo *sprinkling* sono certamente difficili da eliminare ma si comunque aperto un interessante dibattito sulla possibilità di contenere, mitigare, invertire le dinamiche di crescita degli insediamenti (il *de-sprinkling*) (Romano *et al.*, 2017a).

Il Dipartimento DICEAA ha anche svolto un'interessante analisi relativa agli impatti dovuti dalla trasformazione degli usi del suolo sulla rete Natura 2000 (Marucci *et al.*, 2017a). Natura 2000 viene considerato un importante strumento della politica dell'Unione Europea per la conservazione della biodiversità costituendo, di fatto, una sorta di rete ecologica diffusa su tutto il territorio dell'Unione, istituita ai sensi della Direttiva 92/43/CEE "Habitat" per garantire il mantenimento a lungo termine degli *habitat* naturali e delle specie di flora e fauna minacciate rare a livello comunitario.

La Rete Natura 2000 è costituita dai *Siti di Interesse Comunitario (SIC)*, identificati dagli Stati Membri secondo quanto stabilito dalla *Direttiva Habitat*, che vengono successivamente designati quali *Zone Speciali di Conservazione (ZSC)*, e comprende anche le *Zone di Protezione Speciale (ZPS)* istituite ai sensi della Direttiva 2009/147/CE "Uccelli" concernente la conservazione degli uccelli selvatici. In Italia, i *SIC*, le *ZSC* e le *ZPS* coprono complessivamente circa il 19% del territorio terrestre nazionale e quasi il 4% di quello marino. Tuttavia, è evidente che la configurazione geografica frammentaria dei Siti Natura 2000 e in particolare dei *SIC* non possono essere considerati una rete ecologica in quanto una rete ecologica è soprattutto fondata sulla continuità spaziale. Per l'Italia, infatti, si tratta di quasi 2.000 aree con una superficie media di circa 1600 ha e collocate tra loro a distanze variabili da poche centinaia di metri a decine di km.

L'analisi del DICEAA (Marucci *et al.*, 2017b; Romano & Zullo, 2015) fa presente che considerando la fascia chilometrica di immediata adiacenza dei *SIC*, si rileva come negli anni '50 contenesse circa 84.000 ha di aree urbanizzate, che sono poi divenute oltre 300.000 dopo il 2000, con un incremento medio del 260% e, quindi, con il verificarsi di un'accentuazione importante di un processo di insularizzazione di questi habitat strategici. La ricerca ha evidenziato la drastica riduzione nel 2000 delle sezioni territoriali (articolate su una griglia 5x5 km) con basse Densità Urbane (DU minore del 2%) rispetto alla situazione degli anni Cinquanta del secolo scorso.

La procedura utilizzata nella ricerca fa riferimento ad una metodologia destinata a valutare le condizioni di frammentazione ecologica che è stata già testata nel 2012 (Romano & Zullo, 2015). La metodologia adottata consente di ottenere un'indicazione della maggiore o minore presenza delle superfici urbane all'interno degli anelli chilometrici che circondano il sito Natura 2000 e quindi a ricavare la distanza, rispetto ai confini del sito stesso, delle situazioni di disturbo legati al consumo del suolo e alla frequentazione antropica eccessiva.

Si evidenziano così le regioni dove l'aumento delle frammentazioni causate dall'incremento della densità degli insediamenti sono risultate più eclatanti nel paragone tra gli anni '50 e il 2000: in Piemonte, Lombardia, Veneto, Friuli, Liguria, Emilia Romagna, Lazio, Campania, Puglia, Sicilia e anche Sardegna si riscontrano valori piuttosto alti delle DU sia nei buffer di prossimità (1-2 km) che in quelli a media distanza, con densità analoghe e superiori alla media nazionale del 7%.

Il fatto che in 12 regioni su 20 le matrici dei *SIC* siano altamente urbanizzate (oltre il 7%) viene ritenuto significativo per restituire statisticamente la condizione di frammentazione che subiscono gli *habitat* italiani indicati nelle liste europee. In queste condizioni si ritiene molto difficoltoso realizzare quelle reti ecologiche che nelle intenzioni europee, nazionali e regionali, sono spesso richiamate e giustamente come uno strumento molto importante per la conservazione della biodiversità nazionale, elemento fondamentale del nostro capitale naturale.

La ricerca che qui è stata fortemente riassunta, in sostanza, contribuisce a dimostrare come il problema centrale della conservazione degli *habitat* e delle specie sia costituito dalla frammentazione causata dai tessuti costruiti e dalla infrastrutture di mobilità. Già per ridurre del 50% l'attuale situazione di insularizzazione dei *SIC/ZSC* si devono superare distanze mai inferiori ai 500 m e di ben oltre 1 km (fino a quasi 3 km) in tutte le regioni italiane.

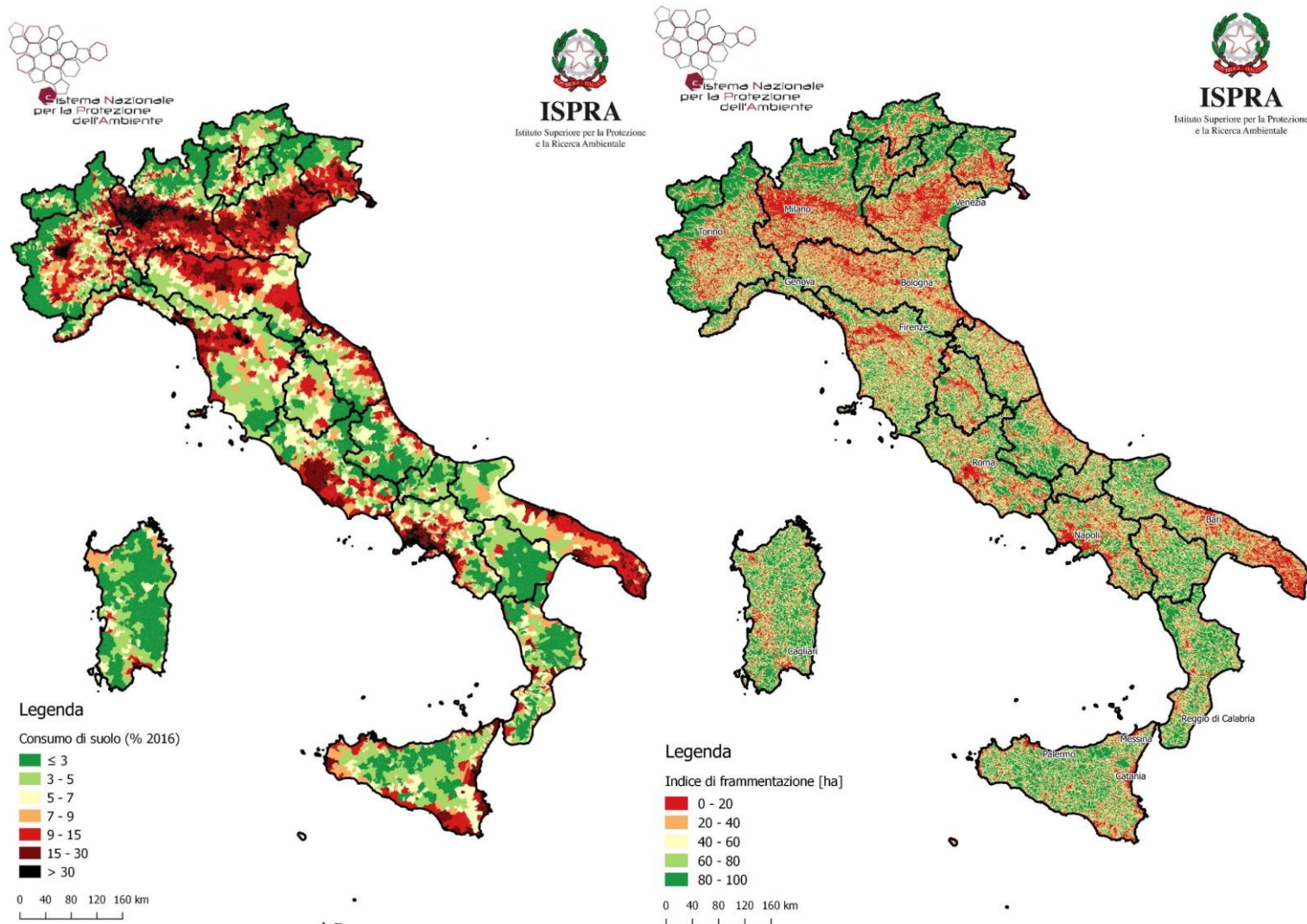


Fig. 16 - Consumo di Suolo (sinistra) e Indice di Frammentazione (destra) in Italia nel 2016

Fonte: ISPRA (2017)

5.4 Pressione della frammentazione e consumo di suolo sugli ecosistemi naturali e semi-naturali

In CCN (2017) una prima valutazione dello stato di conservazione degli ecosistemi italiani ha consentito di mettere in evidenza la variabilità delle condizioni degli ecosistemi naturali e semi-naturali presenti in Italia nonché di identificare le situazioni più critiche sia a livello nazionale che a livello eco-regionale.

Rispetto alla metodologia adottata in CCN (2017), l'attuale valutazione è stata integrata tramite elaborazioni originali relative al consumo di suolo e alla frammentazione degli ecosistemi naturali e semi-naturali determinata dalle superfici artificiali (edificato, infrastrutture, aree impermeabilizzate, etc.). A partire dalla selezione delle situazioni di maggior criticità già evidenziate in CCN (2017), sono quindi stati analizzati:

- la percentuale di superficie artificiale (% BU, *built up*) interna ai singoli ecosistemi, calcolata tramite la combinazione tra la Carta nazionale del consumo di suolo dell'anno 2012 (elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA) e la versione aggiornata della Carta degli ecosistemi d'Italia;
- l'*effective mesh size* (EMS), descritto al paragrafo 4.1.

Consumo di suolo: analisi eco-regionale e regionale

Rispetto alle valutazioni generali sul consumo di suolo, rese disponibili dal Rapporto ISPRA (2017), le nuove elaborazioni consentono di mettere in evidenza le criticità legate a questo fenomeno in chiave ecosistemica. Viene, infatti, confermato il dato di consumo di suolo a livello nazionale, che si attesta al 7,6%, ma diventa disponibile una lettura del diverso grado di pressione a livello eco-regionale, per i settori regionali e per le singole tipologie di ecosistemi (*Tab. 9*).

Tab. 9 - Consumo di suolo (built-up areas) nelle diverse ecoregioni d'Italia

Ecoregione	B.U. (Ha)	NON B.U. (Ha)	B.U. (%)
1A. Alpina	274.240,0	5.175.223	5,0
1B. Padana	724.407	4.284.418	14,5
1C. Appenninica	457.271	7.981.744	5,4
2B. Tirrenica	620.550	7.968.907	7,2
2C. Adriatica	204.206	2.427.298	7,8
Italia	2.280.674	27.837.591	7,6

Le differenze orografiche tra le ecoregioni si riflettono pienamente nel diverso grado di artificializzazione degli ecosistemi, particolarmente pronunciato nell'ecoregione Padana, prevalentemente pianeggiante, e molto ridotto (nonché comparabile) nelle ecoregioni Alpina ed Appenninica, caratterizzate da maggiore energia del rilievo. In termini percentuali anche le due distinte ecoregioni mediterranee mostrano una spinta similitudine, che potrebbe essere ricondotta alla generale forte artificializzazione delle fasce costiere peninsulari e insulari.

Già questo primo risultato mette in chiara evidenza l'importanza delle valutazioni a scala ecoregionale. È, infatti, quanto mai limitativo parlare di un consumo di suolo pari al 7,6% quando una ecoregione (Padana) presenta valori quasi doppi rispetto alla media nazionale. I dati sintetici a scala nazionale, e ancor più continentale, sono ovviamente di scarsa efficacia se si vuole passare dalla fase di analisi a quella di intervento. In questo senso l'Italia rappresenta un punto di riferimento proprio perché il MATTM ha sempre sostenuto

la realizzazione di studi e cartografia di dettaglio che ora permettono di arrivare a sintesi e raccomandazioni di valore anche regionale e locale.

La lettura del dato a livello regionale (*Tab. 10*) mostra un'artificializzazione mediamente molto elevata (superiore al 10%) nelle regioni Lombardia e Veneto, seguite dalla Campania. Inoltre, superano la media nazionale le regioni Friuli Venezia Giulia, Liguria, Emilia-Romagna, Lazio e Puglia. Le regioni meno artificializzate sono la Valle d'Aosta e la Basilicata.

Tab. 10 - Consumo di suolo (Built Up areas) nelle regioni amministrative

Regione	B.U. (Ha)	NON B.U. (Ha)	B.U. (%)
Piemonte	174.388	2.365.240	6,9
Valle D'Aosta	9.397	316.763	2,9
Lombardia	306.925	2.080.473	12,9
Prov. Bolzano	31.158	708.456	4,2
Prov. Trento	30.922	589.838	5,0
Veneto	222.609	1.616.099	12,1
Friuli Venezia Giulia	69.276	715.037	8,8
Liguria	44.029	496.593	8,1
Emilia-Romagna	217.874	2.025.591	9,7
Toscana	162.491	2.135.104	7,1
Umbria	46.998	798.402	5,6
Marche	66.438	871.295	7,1
Lazio	141.610	1.577.732	8,2
Abruzzo	54.355	1.025.033	5,0
Molise	17.716	426.180	4,0
Campania	144.769	1.214.490	10,7
Puglia	158.612	1.773.261	8,2
Basilicata	33.352	965.651	3,3
Calabria	76.160	1.430.364	5,1
Sicilia	182.294	2.387.092	7,1
Sardegna	182.294	2.387.092	7,1
Italia	2.280.674	27.837.591	7,6

E' interessante notare come nessuna regione amministrativa raggiunge il grado di artificializzazione che contraddistingue l'ecoregione Padana, per via del bilanciamento dovuto alle porzioni montane delle regioni coinvolte. Questo conferma la validità e l'utilità dell'analisi a livello ecoregionale.

Più in dettaglio, la lettura integrata a livello ecoregionale, regionale e per tipologia ecosistemica mostra:

- una maggiore uniformità di distribuzione del basso grado di artificializzazione nell'ecoregione **Alpina** rispetto a quella **Appenninica**, con le situazioni più critiche concentrate lungo le valli principali, indipendentemente dalla regione amministrativa di appartenenza, e maggior coinvolgimento degli ecosistemi igrofilo e idrofite (delle sponde fluviali e zone umide, e delle idrofite radicate sommerse ed elofite) tra i quali spiccano quelli idrofite lotici la cui superficie è artificializzata per il 25% nella provincia di Bolzano;

- una maggior concentrazione di artificializzazione, nell'ambito dell'ecoregione **Appenninica**, soprattutto in corrispondenza dei settori meno elevati (collinari e pianiziali) di Toscana, Umbria, Campania e secondariamente Abruzzo, comunque prevalentemente a carico del sistema agricolo; tra gli ecosistemi naturali e semi-naturali l'elemento di pressione prevale sugli ecosistemi igrofilo e idrofittici e anche sugli ecosistemi forestali mesoigrofilo a dominanza di farnia;
- una netta distinzione del grado di artificializzazione, nell'ambito dell'ecoregione **Padana**, tra gli ecosistemi residui del settore Piemontese (meno interessati da coperture artificiali) e quelli delle altre regioni; in particolare si evidenzia la forte pressione sugli ecosistemi psammofili delle coste nord-adriatiche, soprattutto in Emilia-Romagna dove risulta artificializzato ben il 47%, e sugli ecosistemi igrofilo e idrofittici (questi ultimi risultano artificializzati per il 29% della loro superficie in Veneto);
- una distribuzione disomogenea del grado di artificializzazione degli ecosistemi, nell'ambito dell'ecoregione **Tirrenica**, concentrata prevalentemente in Liguria, Toscana, Lazio e Campania, prevalentemente a carico degli ecosistemi psammofili costieri (artificializzati rispettivamente per il 43%, 21%, 25% e 31%) e degli ecosistemi igrofilo e idrofittici oltre che, secondariamente, degli ecosistemi forestali a dominanza di roverella/quercia virgiliana; emerge inoltre la forte dissimilitudine del grado di artificializzazione tra i settori meridionali e insulari più montani (di Calabria e Sardegna) rispetto a quelli meno rilevati della Sicilia;
- nell'ecoregione **Adriatica**, il grado di artificializzazione dei pochi ecosistemi naturali e semi-naturali residui è più spiccato in Puglia e, anche in questo caso, interessa in modo particolare gli ecosistemi psammofili costieri (artificializzati per il 38% nelle Marche e il 25% in Abruzzo), oltre che gli ecosistemi forestali di pini mediterranei e quelli mesoigrofilo a dominanza di farnia.

Si rimanda all'allegato A per una rappresentazione cartografica della percentuale di superficie artificiale negli ecosistemi e nelle diverse coperture del suolo e della percentuale di superficie artificiale negli ecosistemi naturali e semi-naturali, visualizzate per ambiti ecoregionali e per regioni amministrative.

Pressione della frammentazione sugli ecosistemi naturali e semi naturali e sulle categorie dell'Inventario nazionale delle foreste e del carbonio

All'analisi precedente è stata affiancata una valutazione della frammentazione, qui espressa tramite l'indice *MD*, che consente di differenziare i potenziali effetti delle superfici artificiali sugli ecosistemi anche in funzione della valutazione sullo stato di conservazione legata alle condizioni di base degli ecosistemi stessi (copertura reale rispetto a copertura potenziale) e della qualità della matrice territoriale in cui sono inseriti (qualità dei contatti).

In linea con le valutazioni condotte a livello europeo (EEA, 2016) e con gli effettivi valori di *MD* calcolati per gli ecosistemi italiani, il grado di frammentazione è stato distinto in medio-basso ($MD < 0,010$), medio (MD tra 0,010 e 0,015), medio-alto (MD tra 0,015 e 0,020), alto (MD tra 0,020 e 0,040) e molto alto ($MD > 0,040$). A livello nazionale, ecoregionale e regionale non sono presenti tipologie ecosistemiche che presentano una bassa frammentazione, con valori dell'indice mediamente inferiori a 0,010, neanche tra gli ecosistemi precedentemente valutati ad alto stato di conservazione (ad esempio, i boschi alpini e prealpini di abete rosso e abete bianco e gli arbusteti appenninici delle fasce subalpine e montane).

Per le tipologie ecosistemiche, già segnalate come particolarmente critiche in termini di rapporto tra copertura reale e potenziale e di qualità dei contatti con l'intorno nell'ambito del 1° Rapporto sul Capitale Naturale (CCN, 2017), si riportano le seguenti osservazioni legate al peso della frammentazione:

1) Diversi tipi di **ecosistemi forestali della Pianura Padana:**

1a) gli Ecosistemi forestali della Pianura Padana a dominanza di farnia e/o rovere presentano un grado di frammentazione medio-alto a livello eco-regionale (MD=0,019) con situazioni più critiche nel settore veneto (0,027) e friulano (0,031);

1b) gli Ecosistemi forestali della Pianura Padana a dominanza di carpino bianco, frassino maggiore e altre latifoglie mesofile presentano un grado di frammentazione alto a livello eco-regionale (MD=0,027) con situazioni più critiche nel settore lombardo (0,035);

1c) gli Ecosistemi forestali della Pianura Padana a dominanza di castagno presentano un grado di frammentazione medio-alto a livello eco-regionale (MD=0,020) con situazioni più critiche nel settore friulano (0,029);

1d) gli Ecosistemi forestali della Pianura Padana a dominanza di pino silvestre e/o pino nero presentano un grado di frammentazione medio-alto a livello eco-regionale (MD=0,019) con situazioni più critiche nel settore lombardo (0,048);

1e) gli Ecosistemi arbustivi basso-collinari e pedemontani delle Alpi e planiziali (Pianura Padana) presentano un grado di frammentazione medio-alto a livello eco-regionale (MD= 0,019) con situazioni più critiche nel settore valdostano (0,026), trentino (0,027) e alto-atesino (0,025).

2) **ecosistemi legati alle fasce costiere e subcostiere** della penisola, delle **isole maggiori** e delle **coste nord-adriatiche** (aloigrofilo, psammofilo, arbustivo e forestali sempreverdi):

2a) gli Ecosistemi aloigrofilo costieri a *Salicornia*, *Sarcocornia*, *Suaeda*, *Phragmites*, *Juncus*, ecc. presentano un grado di frammentazione medio in tutto il Paese con situazioni più critiche nell'ecoregione Tirrenica (MD tra 0,019 delle Isole maggiori e 0,020 delle coste peninsulari), particolarmente pronunciate nel settore laziale (frammentazione molto alta, MD =0,079);

2b) gli Ecosistemi psammofilo costieri a *Cakile maritima*, *Elymus farctus*, *Ammophila arenaria*, *Crucianella maritima*, ecc. presentano un grado di frammentazione alto nelle Isole maggiori (0,025) e molto alto lungo le coste nord-adriatiche (0,042) e le altre coste peninsulari (0,051); situazioni particolarmente critiche si riscontrano lungo le coste adriatiche dell'ecoregione Appenninica (MD= 0,411), mentre a livello regionale sono soprattutto frammentati gli ecosistemi delle coste liguri (0,229), marchigiane (0,199) e abruzzesi (0,219);

2c) gli Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei presentano un grado di frammentazione medio in tutte le ecoregioni anche se non eccessivamente pronunciato (MD tra 0,014 nelle Isole maggiori e 0,015 lungo le coste tirreniche peninsulari); a livello regionale si riscontrano i valori di frammentazione più elevati in Liguria (0,019), Marche (0,020) e Abruzzo (0,024);

2d) gli Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei a dominanza di latifoglie sempreverdi (*Q. ilex*, *Q. suber* e/o *Q. calliprinos*) presentano un grado di frammentazione medio in tutte le ecoregioni anche se non eccessivamente pronunciato (MD tra 0,014 lungo le coste dell'ecoregione Padana e 0,015 lungo le coste dell'ecoregione Appenninica) e senza spiccate criticità a livello regionale.

3) **ecosistemi igrofilo** a diversa struttura e fisionomia (spondali a copertura variabile e forestali):

3a) gli Ecosistemi igrofilo dulcicoli delle sponde fluviali e zone umide a copertura vegetale variabile presentano un grado di frammentazione medio o medio-alto in tutte le ecoregioni, con valori più pronunciati nell'ecoregione Padana (MD fino a 0,037); a livello regionale risultano più critiche le condizioni in Piemonte (MD fino a 0,033), Lombardia (MD fino a 0,037) e Liguria (0,040);

3b) gli Ecosistemi forestali igrofilo a dominanza di salici, pioppi ed altre specie presentano un grado di frammentazione alto nell'ecoregione Padana (MD fino a 0,036) e medio-alto in tutte le altre ecoregioni; a

livello regionale risultano più frammentati in Emilia-Romagna (MD fino a 0,025), Marche (0,027) e Molise (0,029).

- 4) gli **ecosistemi forestali a dominanza di querce caducifoglie** in ambito alpino, prealpino e peninsulare presentano un grado di frammentazione medio-alto in tutte le ecoregioni, con valori leggermente più pronunciati per le tipologie più mesofile a farnia, rovere e/o roverella (MD tra 0,017 e 0,020) rispetto alle tipologie più termofile a cerro, farnetto, virgiliana ecc. (MD tra 0,014 e 0,016); relativamente alle prime tipologie, a livello regionale emergono maggiori criticità in Valle d'Aosta (0,026), Veneto (fino a 0,029) e Friuli Venezia Giulia (fino a 0,033); entrambe le tipologie presentano valori di frammentazione molto alti in Liguria (fino a 0,052).

Per poter dare una visione sintetica dello stato di conservazione dei principali sistemi forestali nazionali, si rimanda agli Allegati tecnici per la consultazione dell'aggiornamento dell'attribuzione degli ecosistemi forestali alle diverse categorie inventariali dell'INFC (2015) opportunamente interpretate al fine di mantenerle come riferimento di base.

La valutazione a livello eco-regionale dello stato di conservazione delle diverse categorie forestali, già effettuata in termini di copertura reale e qualità dei contatti in CCN (2017), è stata riesaminata grazie all'analisi della frammentazione (*Fig. 17*), opportunamente pesata e selezionata in funzione della rappresentatività ecologica e biogeografica degli ecosistemi nelle diverse ecoregioni (ad esempio, dando particolare peso, per i boschi di latifoglie sempreverdi dell'ecoregione Padana, alle valutazioni relative ai frammenti residui di *Ecosistemi forestali submediterranei a dominanza di Quercus ilex della Pianura Padana*).

In generale, il livello di frammentazione delle categorie forestali varia tra valori di MD medi (0,011) e alti (0,025). Come già sottolineato in precedenza, il dato evidenzia che a livello eco-regionale non sono presenti in Italia categorie forestali poco o per nulla impattate dalla frammentazione, fermo restando che situazioni di maggiore integrità possono essere riscontrate localmente (evidenziabili tramite analisi a livello di singoli poligoni di ecosistema e per unità territoriali più ristrette).

Ne consegue che l'analisi della frammentazione non modifica sostanzialmente le valutazioni effettuate sulla base di coperture e contatti, consentendo comunque una distinzione più fine tra diversi fenomeni di degrado ed erosione delle categorie forestali.

In particolare, nell'ecoregione Alpina, i valori di frammentazione confermano le valutazioni precedenti per le categorie inventariali ad alto stato di conservazione. Tra queste si evidenzia tuttavia un gradiente piuttosto continuo tra situazioni relativamente meno (arbusteti subalpini, MD=0,011) e più frammentate (castagneti, MD=0,017). Tale gradiente è parzialmente sovrapposto a quello delle categorie precedentemente valutate a medio stato di conservazione, come nel caso dei querceti a rovere, roverella e farnia (0,016), spingendosi però verso valori di frammentazione più elevati per i poco diffusi boschi igrofilo (0,019) e boschi di latifoglie sempreverdi (0,023).

Nell'ecoregione Padana, i valori di frammentazione per i pochi residui forestali di tutte le categorie sono sempre tra i più elevati, tranne che per i boschi di latifoglie sempreverdi (comunque poco rappresentativi dell'ecoregione e a carattere relitto rispetto alle sue attuali potenzialità). La categoria dei boschi igrofilo, unica con copertura attuale significativa, mostra una frammentazione accentuata (MD=0,022) insieme ai boschi di pini mediterranei (poco rappresentativi dell'ecoregione) e agli ostrieti e carpineti (MD=0,023). Questi ultimi, già eccessivamente ridotti rispetto alla loro potenzialità, presentano quindi uno stato di conservazione fortemente influenzato dalla frammentazione e si pongono come target di ripristino prioritario rispetto ai

boschi di rovere e farnia, ugualmente rappresentativi e attualmente ridotti ma relativamente meno impattati da agenti frammentanti artificiali (MD=0,019).

	1A ALPINA	1B PADANA	1C APPENNINICA	2B TIRRENICA	2C ADRIATICA
BOSCHI DI LATIFOGLIE SEMPREVERDI					
Copertura e contatti (primo rapporto)	●	●	●	●	●
Frammentazione (MD)	0,023	0,014	0,015	0,014	0,014
BOSCHI DI ROVERE, ROVERELLA E FARNIA					
Copertura e contatti (primo rapporto)	●	●	●	●	●
Frammentazione (MD)	0,016	0,019	0,019	0,018	0,016
BOSCHI DI CERRO, FARNETTO, FRAGNO, VALLONEA					
Copertura e contatti (primo rapporto)			●	●	●
Frammentazione (MD)			0,015	0,015	0,016
OSTRIETI, CARPINETI					
Copertura e contatti (primo rapporto)	■	●	●	●	●
Frammentazione (MD)	0,016	0,023	0,015	0,014	0,012
CASTAGNETI					
Copertura e contatti (primo rapporto)	■	●	■	■	
Frammentazione (MD)	0,017	0,019	0,016	0,016	
FAGGETE					
Copertura e contatti (primo rapporto)	■		●	●	●
Frammentazione (MD)	0,013		0,012	0,012	0,013
BOSCHI IGROFILI					
Copertura e contatti (primo rapporto)	●	■	■	■	■
Frammentazione (MD)	0,019	0,022	0,020	0,018	0,018
BOSCHI DI PINI MEDITERRANEI					
Copertura e contatti (primo rapporto)		●	■	■	■
Frammentazione (MD)		0,025	0,019	0,017	0,017
BOSCHI DI PINI MONTANI					
Copertura e contatti (primo rapporto)	■	●	■	■	●
Frammentazione (MD)	0,016	0,019	0,016	0,013	0,012
BOSCHI DI ABETE ROSSO E/O ABETE BIANCO					
Copertura e contatti (primo rapporto)	■		●	●	
Frammentazione (MD)	0,015		0,016	0,014	
BOSCHI DI LARICE E CEMBRO					
Copertura e contatti (primo rapporto)	■				
Frammentazione (MD)	0,012				
ARBUSTETI SUBALPINI					
Copertura e contatti (primo rapporto)	■		●	●	
Frammentazione (MD)	0,011		0,011	0,011	
ARBUSTETI DI CLIMA TEMPERATO					
Copertura e contatti (primo rapporto)	■	●	●	■	●
Frammentazione (MD)	0,012	0,019	0,016	0,015	0,013
MACCHIA ARBUSTETI MEDITERRANEI					
Copertura e contatti (primo rapporto)			●	●	●
Frammentazione (MD)			0,015	0,015	0,014

VALUTAZIONE dal PRIMO RAPPORTO SUL CAPITALE NATURALE

STATO DI CONSERVAZIONE ALTO

- (per categorie con copertura >10% nell'ecoregione)
- (per categorie con copertura < 10% nell'ecoregione)

STATO DI CONSERVAZIONE MEDIO

- (per categorie con copertura >10% nell'ecoregione)
- (per categorie con copertura < 10% nell'ecoregione)

STATO DI CONSERVAZIONE BASSO

- (per categorie con copertura >10% nell'ecoregione)
- (per categorie con copertura < 10% nell'ecoregione)

Fig. 17 - Valutazione dello stato di conservazione degli ecosistemi forestali (CCN, 2017) ed Effective Mesh Density per Ecoregione

Nell'ecoregione Appenninica, l'analisi della frammentazione conferma la presenza di situazioni più complesse e diversificate. I valori di MD si distribuiscono lungo un gradiente un po' meno ampio rispetto all'ecoregione Alpina (range tra 0,011 e 0,020), ma con molta più sovrapposizione dei valori rispetto alle precedenti valutazioni di stato di conservazione. Risulta così che categorie ad alto stato di conservazione (come i castagneti) abbiano valori di frammentazione (0,016) equivalenti a categorie a medio e basso stato di conservazione (rispettivamente arbusteti temperati e boschi di pini montani). Tra le categorie a medio stato di conservazione si evidenzia il minor grado di frammentazione delle faggete (0,012) rispetto ai boschi di rovere, roverella e farnia (0,019, tra i più elevati dell'ecoregione), mentre per le ulteriori categorie a basso stato di

conservazione dei boschi igrofilo e dei boschi di pini mediterranei i valori di frammentazione più elevati (rispettivamente 0,020 e 0,019) sono concordi con le precedenti valutazioni.

Nell'ecoregione Tirrenica si rileva una simile complessità di valutazioni soprattutto per le categorie, maggiormente rappresentate, a basso e medio stato di conservazione. In particolare, si evidenzia come, soprattutto per quelle a basso stato di conservazione, la frammentazione sia piuttosto variabile, tra lo 0,013 dei boschi di pini montani e lo 0,018 di boschi igrofilo e boschi a rovere, roverella e farnia.

Nell'ecoregione Adriatica le valutazioni relative alla frammentazione sono più coerenti con lo stato di conservazione, anche a causa dell'uniforme ridotta copertura delle poche categorie forestali residue. In particolare, le categorie più diffuse di boschi di pini mediterranei e boschi igrofilo, già valutate a basso stato di conservazione, mostrano i valori più alti di frammentazione per l'ecoregione (rispettivamente 0,017 e 0,018).

L'introduzione della frammentazione e i dati relativi alla perdita di suolo ci permettono di sollecitare una particolare attenzione sui **settori ecoregionali in cui è necessario operare prioritariamente** al fine di salvaguardare i territori fortemente caratterizzati da alta frammentazione ed artificializzazione del suolo:

- Nell'**Ecuregione padana**, ove il valore della frammentazione è circa il doppio rispetto alle Ecuregioni Tirrenica e Adriatica e circa tre volte rispetto alla Ecuregione Alpina e Appenninica, si ha una minore artificializzazione del settore occidentale (meno interessato da coperture artificiali), mentre emerge una particolare criticità del sistema costiero nord-adriatico.
- Relativamente all'**Ecuregione Alpina** e Appenninica è urgente promuovere la realizzazione di Infrastrutture Verdi lungo le Valli principali, con un particolare riguardo per il settore alpino orientale.
- Nell'**Ecuregione Appenninica** si segnala l'urgenza di avviare piani di recupero dei sistemi agricoli.
- Relativamente all'**Ecuregione tirrenica** si segnala una situazione molto accentuata dell'artificializzazione lungo le coste e nei settori pedemontani collinari. E' anche urgente pianificare interventi di recupero e ripristino di vasti settori della Sicilia.
- Relativamente all'**Ecuregione Adriatica** si segnala l'urgenza di riqualificare gli ecosistemi naturali e semi-naturali ancora presenti, in particolare nel settore pugliese.

L'analisi del consumo di suolo a livello regionale evidenzia chiaramente la difficoltà di gestione degli ecosistemi presenti in Regioni con diversi indirizzi e norme di governo del territorio. Le norme regionali attuali sembrano ancora poco efficaci nell'orientare la pianificazione urbanistica e territoriale verso un reale contenimento del consumo di suolo e della conseguente frammentazione degli ecosistemi e del paesaggio.

Riferendosi agli ecosistemi che si trovano in uno stato di conservazione basso, si ritiene necessario intervenire prioritariamente a livello regionale per:

- tutelare e recuperare gli ecosistemi della pianura padana, piuttosto degradati e residuali, soprattutto le **foreste planiziali** e le **zone umide** in Lombardia e Veneto;
- Ridurre le pressioni sugli **ecosistemi costieri nord-adriatici**, in particolare in Emilia-Romagna;
- Ridurre l'artificializzazione **dei corsi d'acqua** nella provincia di Bolzano;
- Ridurre la frammentazione degli ecosistemi planiziali e collinari delle regioni peninsulari, in particolare **Toscana, Umbria, Campania** e, secondariamente, **Abruzzo**, soprattutto relativamente alle zone umide e ai querceti caducifogli planiziali;
- Recuperare gli **ecosistemi** costieri di **Liguria, Toscana, Lazio, Marche, Abruzzo e Campania**. ridurre la frammentazione dei **querceti caducifogli a dominanza di roverella/quercia virgiliana**

nelle regioni peninsulari centro-meridionali;

- Recuperare, in generale, tutti gli ecosistemi della **Puglia**.

Box E: Il ruolo del carbonio organico del suolo: sicurezza alimentare e mitigazione delle emissioni di gas serra

Il suolo costituisce negli ecosistemi terrestri la più grande riserva di carbonio organico esistente e gioca quindi un ruolo chiave nel ciclo globale del carbonio. A scala globale, i suoli contengono più carbonio organico (1500 Mld ton) di quanto non ne sia presente nell'atmosfera (760 Mld ton) e nella vegetazione (560 Mld ton) messe assieme e si stima che catturino annualmente all'incirca il 20% delle emissioni antropiche di CO₂ (Brenna, 2012). Nei suoli europei sono conservati 70-75 Mld ton di carbonio nei primi 30 cm. La quantità di carbonio che un suolo può immagazzinare è molto variabile e dipende dalla natura del suolo stesso, dal clima e dall'ambiente in cui si forma e dall'uso e dal tipo di gestione cui è sottoposto^{58,59}.

Il carbonio organico costituisce circa il 60% della sostanza organica del terreno (*Soil Organic Matter - SOM*) (ISPRA, 2016). La componente più rilevante ai fini dell'effetto di *carbon sink*⁶⁰ del suolo è quella umica. La perdita di sostanza organica ha assunto in questi ultimi anni un'importanza sempre più rilevante per i suoli dell'area mediterranea, Italia compresa (Fig. 18).

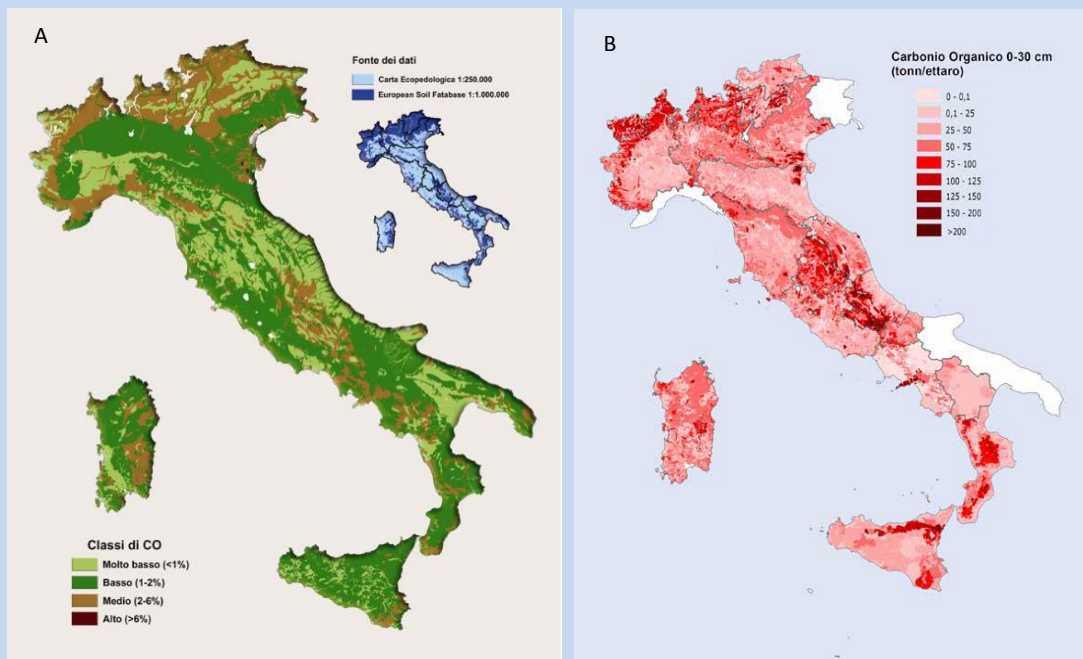


Fig. 18 - Carta sul contenuto del carbonio organico dei suoli in % (sinistra) e in ton/ha (destra)

Dalla figura è possibile dedurre che la maggior parte dei suoli italiani ha un contenuto di carbonio organico che varia da basso (1-2%) a molto basso (<1%). La distribuzione spaziale indica che il contenuto di carbonio organico basso è generalmente caratteristico delle aree di pianura soggette ad agricoltura intensiva e

⁵⁸<http://soco.jrc.ec.europa.eu>

⁵⁹ http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/soil_atlas/

⁶⁰ La *Convenzione Quadro delle Nazioni Unite sui Cambiamenti Climatici* (UNFCCC) definisce *carbon sink* come “come qualsiasi processo, attività o meccanismo per rimuovere gas ad effetto serra, aerosol o un precursore di gas serra dall'atmosfera. Sink di carbonio (carbon sink) sono quindi attività, processi, o meccanismi di rimozione (e sequestro) di biossido di carbonio (CO₂) dall'atmosfera”.

fortemente urbanizzate e in particolare nelle aree meridionali, dove si sovrappone anche il fattore climatico. Valori più elevati caratterizzano le aree montane. Non essendo disponibili dati pregressi non è individuabile un preciso trend della sostanza organica.

I fattori che maggiormente influenzano il contenuto di carbonio organico nel suolo sono il clima, la tessitura, le caratteristiche idrologiche del suolo, l'utilizzo dei terreni e la vegetazione. Le principali pratiche per limitare la perdita di sostanza organica o addirittura incrementarla consistono nella:

- Riduzione/limitazione delle lavorazioni del terreno;
- Apporto massiccio di letame;
- Coltivazione di colture intercalari;
- Reintroduzione delle leguminose da foraggio (erba medica);
- Interramento costante di tutti i residui colturali;
- Utilizzo di concimi organici;
- Utilizzo di compost di qualità;
- Alternanza tra colture che richiedono molte lavorazioni e altre che ne richiedono meno.

Poiché il settore agricolo rappresenta il “luogo” dove è prodotto (direttamente o indirettamente) il 95% del cibo⁶¹ (e gli ecosistemi agricoli sono l'*asset* ecosistemico che genera servizi di approvvigionamento di cibo) e il primo “tassello” della *bio-based economy*, la promozione di un'agricoltura sostenibile assume un ruolo decisivo per il raggiungimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile, soprattutto nel medio e lungo periodo. Non è un caso, infatti, che diversi (e recenti) standard, schemi di certificazione e iniziative internazionali indicano, fra i vari requisiti, proprio una gestione sostenibile della sostanza organica del suolo (*Allegato C*).

Con riferimento alla gestione sostenibile del suolo agricolo si segnala l'iniziativa “4 per mille”⁶², il cui fine ultimo è l'incremento del 4 per mille (annuo) dello stock di carbonio organico nei suoli agricoli di tutto il mondo. Il risultato previsto è la completa neutralizzazione delle emissioni di CO₂ fossile di natura antropica. L'iniziativa, molto ambiziosa, è rivolta alle 570 milioni di aziende agricole e a circa 3 miliardi di abitanti che vivono in aree rurali, e pone in primo piano il ruolo chiave delle pratiche agricole come strumento per contrastare e mitigare i cambiamenti climatici. Fra le varie azioni per contribuire all'obiettivo del “4 per mille”, l'impiego di compost nei terreni agricoli è una di queste (Kyoto Club, 2017).

Con riferimento all'impiego di compost è interessante evidenziare un'importante, e ancora poco studiata sinergia, con il settore della gestione dei Rifiuti Solidi Urbani (RSU). Di fatto, una “capacità” della FORSU⁶³ che rappresenta la quota più importante (40-50% in peso) degli RSU, è quella di “generare” (insieme con altre matrici organiche come il verde), sostanza organica, ossia, compost. Questo a sua volta è impiegato in agricoltura. In tal modo si viene a creare un loop (*Allegato C*) in grado di armonizzare la gestione della frazione organica, il mercato del compost (di qualità) e pratiche agricole sostenibili da cui dipende l'intero settore della nascente *bio-based economy*.

Il CIC (Consorzio Italiano Compostatori)⁶⁴ ha stimato che in Italia nel 2015 sono state raccolte e avviate a trattamento biologico (61% compostaggio e 39% digestione anaerobica + compostaggio) circa 4 *Mln ton* di FORSU (umido domestico e di utenze collettive) e 2 *Mln ton* di verde (proveniente da scarti vegetali di parchi e giardini).

⁶¹ <http://www.fao.org/soils-2015/news/news-detail/en/c/277682/>

⁶² <https://www.4p1000.org/>

⁶³ Frazione Organica dei Residui Solidi Urbani, ossia, residui di cibo, carta per alimenti sporca, ecc. (i.e. umido)

⁶⁴ www.compost.it

Considerando una popolazione di circa 60 *Mln* di abitanti, la *FORSU* recuperata annualmente pro capite corrisponde a circa 67 kg/ab./anno a fronte di una quantità potenziale di circa 170 kg/ab./anno⁶⁵ con un divario di circa 100 kg/ab./anno. Questi numeri suggeriscono che a oggi sussistono forti margini di miglioramento circa l'intercettazione e il riciclo della frazione umida. Al fine di tradurre in azioni concrete il loop (virtuoso) di economia circolare della frazione umida, specifici incentivi potrebbero essere introdotti per quegli agricoltori o aziende che impiegano *compost* nelle loro pratiche agricole. Questo si rifletterebbe in un incremento della domanda di *compost* di qualità e, quindi, in una maggiore attenzione ed efficienza di gestione di tale frazione.

L'effetto mitigatore sulle emissioni di gas serra (*GHG*) associato all'impiego di *compost* in agricoltura è stato oggetto di studio nell'ambito del progetto di ricerca *BIT3G*⁶⁶ finanziato dal *MIUR* e pertinente al *Cluster Tecnologico Nazionale di Chimica Verde*⁶⁷. Nello specifico è stato sviluppato un modello (Razza *et al.*, 2018; si veda anche *Allegato C*) a passo annuale, in grado di stimare la dinamica dello stock di carbonio nel suolo superficiale (0-30 cm). Lo studio sottolinea come a variazione del *SOM* del suolo ha delle implicazioni importantissime sul bilancio di *GHG*, tuttavia, molto spesso, gli aspetti legati al sequestro di carbonio nei suoli, quando contabilizzati, non includono una valutazione pedoclimatica della stazione in esame e delle rese in biomassa del sistema colturale adottato.

Al contrario, i risultati dello studio hanno mostrato che: (i) la dinamica della *SOM* è condizionata dalle caratteristiche dei suoli (contenuto di argilla, scheletro ecc.) che devono essere opportunamente considerate (es. attraverso inferenze geostatistiche); (ii) il bilancio tra il carbonio fissato da residui e *compost* e quello mineralizzato non può essere trascurato poiché incide notevolmente sulla quantità di *CO₂eq* necessari alla coltivazione del cardo; (iii) l'applicazione di 20 *ton ha⁻¹* di *compost* al primo anno e di 15 al quarto anno consente mediamente di ridurre per più del 70% l'impronta di carbonio del cardo. Questo lavoro dimostra e conferma quanto già indicato da autorevoli esperti del settore, ossia, che la gestione dei suoli deve essere sempre sito specifica⁶⁸ perché, come nel caso analizzato delle emissioni di *GHG*, queste variano in funzione della natura del suolo, oltre che al tipo di management.

La ricerca sul ruolo della sostanza organica nei suoli agricoli, che qui è stata fortemente riassunta, in sostanza, mette in netta evidenza il ruolo cruciale che questa riveste ai fini della sicurezza alimentare e della mitigazione dei *GHG*: due temi fondamentali dell'Agenda 2030 dell'ONU. La promozione di un'agricoltura sostenibile volta a non depauperare la sostanza organica dei suoli non è più rimandabile e richiede delle azioni concrete immediate, pena il degrado biologico, qualitativo ed economico dei suoli agricoli. Gli schemi di certificazione internazionali e l'iniziativa del "4 per mille" sono chiari segnali dei nuovi trend in materia di sostenibilità che meritano di essere fattivamente perseguiti dai decisori politici, specialmente in Italia dove la situazione dei suoli agricoli è piuttosto critica proprio a causa del basso contenuto di sostanza organica in cui versano. L'incremento della temperatura media mondiale, inoltre, amplificherà ulteriormente il problema della conservazione della sostanza organica. In questa situazione è importante rilevare anche il ruolo, o meglio, la sinergia (seppur non risolutiva del problema nel suo insieme), tra la gestione della frazione umida, il mercato del *compost* ed il suo utilizzo in agricoltura. L'implementazione della raccolta separata della frazione umida dovrebbe essere massimizzata per quanto tecnicamente, ambientalmente e economicamente possibile, in

⁶⁵ Assumendo che il 35,5% degli *RSU* (487 kg/ab./anno) è *FORSU* (media 2008-2014) (ISPRA, 2016).

⁶⁶ <http://novamont.it/bit3g>

⁶⁷ <http://www.clusterspring.it/home/>

⁶⁸ "Il ruolo della ricerca per la tutela della risorsa suolo" presentazione di Costantini E. *et al.* (CREA) al Convegno "Agricoltura e cambiamenti climatici, il ruolo della PAC e gli sviluppi in Italia", Firenze 7 Marzo 2017. Disponibile al link: <http://www.georgofili.info/detail.aspx?id=4140>

quanto, permetterebbe di: (i) incrementare la disponibilità di compost (di qualità) e ridurre l'impronta di carbonio dell'intera fase agricola; (ii) aprire nuove prospettive economiche; (iii) conformarsi agli obiettivi della nuova Direttiva Europea sulle discariche⁶⁹ che fissa al 10%, entro il 2030, la quantità di rifiuti smaltibili in discarica.

5.5 Il bilancio idrologico in Italia

Con un volume medio delle piogge superiore alla media europea, l'Italia è un paese potenzialmente ricco d'acqua. Tuttavia, la disponibilità "teorica" non coincide con quella "effettiva" a causa della natura irregolare dei deflussi e delle carenze del sistema infrastrutturale esistente.

Nell'ambito delle proprie attività istituzionali quale referente nazionale per l'idrologia operativa, è stato effettuato da ISPRA un censimento delle acque nazionali secondo il D.Lgs 152/2006⁷⁰ e il Decreto attuativo DM 131/2008⁷¹, che ha focalizzato l'attenzione sulle acque fluviali, lacustri e di transizione.

Il patrimonio di risorse idriche italiano (Tab. 11) è fra i più importanti in Europa ed è composto da 7.493 corpi idrici, di cui 1.242 corsi d'acqua (11 di lunghezza oltre i 200 km, 58 oltre i 100 km, 135 che sfociano in mare con bacino idrografico oltre i 200 km² che coprono l'83% della superficie nazionale), 347 corpi idrici lacustri, di cui 14 laghi naturali con superficie maggiore di 10 km², 183 laghi artificiali, 4.000 piccoli specchi d'acqua alpini, 172 corpi idrici in acque di transizione, 1.053 corpi idrici sotterranei, un centinaio di foci fluviali, 534 grandi dighe (oltre 15 m di altezza con volume di invasi maggiore a 1 Mln di m³) e altre 30 fuori esercizio, 28 in invaso limitato, 84 in collaudo, 11 in costruzione e piccole dighe regionali.

Tab. 11 - Il numero dei corpi idrici suddivisi per categoria a livello nazionale con le relative estensioni territoriali

	Corpi idrici fluviali		Corpi idrici lacustri		Corpi idrici acque transizione	
	numero	estensione (km)	numero	estensione (kmq)	numero	estensione (kmq)
Italia	7493	79453.4	347	1683.92	172	1273.55

Fonte: Sistema SINTAI di ISPRA, 2017

L'Italia potrebbe essere tranquillamente definita come una penisola "blu" (Fig. 19). Tuttavia, la risorsa idrica presenta una distribuzione sia stagionale sia territoriale piuttosto eterogenea, con situazioni di criticità e scarsità ricorrenti in alcune aree. La risorsa è concentrata in gran parte nel centro-nord e nei bacini del Po, Adige, Brenta, Tagliamento, Isonzo, reticoli minori della zona alpina, Arno e Tevere, nel sistema idrico Abruzzo-Molise. Grazie ad invasi e trasferimenti a lunga distanza viene ridistribuita con un meccanismo solidale che vede ad esempio la Puglia, tra le regioni con maggior scarsità di risorsa, utilizzare gli ingenti flussi provenienti da Basilicata e Campania.

Nel 2017, con il modello di simulazione *Bigbang 1.0* progettato da ISPRA (Braca, 2017a), è stata effettuata la stima delle componenti del bilancio idrologico, ovvero la precipitazione totale, l'evapotraspirazione reale, la ricarica degli acquiferi (o infiltrazione) e il ruscellamento superficiale per ciascun mese del ventennio 1996-2015 e per diversi ambiti territoriali (intero territorio nazionale, compartimenti idrografici del SIMN e distretti

⁶⁹ COM (2015) 594 final Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council Amending Directive 1999/31/EC on the landfill of waste <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2015:594:FIN>

⁷⁰ E sue ss. mm. ii.

⁷¹ Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici

idrografici, ai sensi della Direttiva 2000/60/CE). Mediante aggregazione temporale sono state ottenute anche le stime annuali delle medesime grandezze insieme ai valori medi del periodo preso in esame. L'intervallo ventennale su cui è stata effettuata la media costituisce il periodo minimo affinché tale media possa essere considerata di lungo periodo (*LTAA - Long Term Annual Average*) secondo la definizione di *EUROSTAT*.

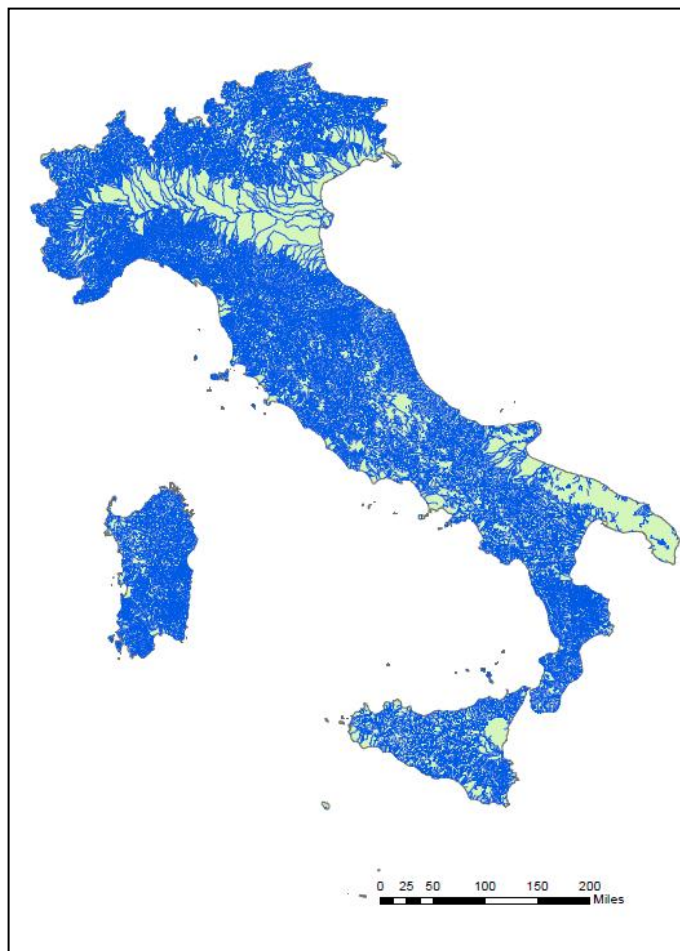


Fig. 19 - Carta del Reticolo Idrografico

Fonte: Sistemi informativi ambientali, ISPRA (scala 1:250.000)

Alcuni dei risultati⁷² ottenuti sono confrontabili con quelli stimati circa cinquant'anni fa in occasione della *Conferenza Nazionale delle Acque (CNA)* conclusasi nel 1971, riferendosi allo stesso intervallo temporale (annuale) e ai medesimi ambiti territoriali (compartimenti idrografici del *SIMN*). La *Tab. 12* riporta le stime ISPRA corrispondenti alle valutazioni della *CNA*.

⁷² I risultati riportati sono stati presentati in occasione della giornata di studio “*Acque d'Italia. Conferenza nazionale sulle acque*” organizzata dalla Presidenza del Consiglio dei Ministri e tenutasi a Roma il 22 marzo 2017 (Giornata Mondiale dell'Acqua) presso l'Aula dei Gruppi Parlamentari della Camera dei Deputati.

Tab. 12 - Afflusso annuo medio (1996-2001) ripartito per compartimenti idrografici

Compartimento idrografico	Afflusso raggugliato (mm)	Afflusso (km ³)	Percentuale (%)
Venezia	1199	43.5	15.1
Parma	1069	74.4	25.8
Genova	1388	6.5	2.3
Bologna	936	18.1	6.3
Pisa	974	18.7	6.5
Roma	944	22.2	7.7
Pescara	939	12.4	4.3
Napoli	1125	21.3	7.4
Bari	694	13.4	4.7
Catanzaro	985	23.3	8.1
Palermo	725	18.2	6.3
Cagliari	687	16.1	5.6
ITALIA	962	289.6	100.0

Fonte: Stima ISPRA 2017 (modello di simulazione BIGBANG 1.0)

Sebbene le medie si riferiscano a periodi diversi e di durata diversa, i valori sono molto simili, con un valore della precipitazione totale sull'intero territorio nazionale pari a 962 mm, di poco inferiore a quello stimato nel 1971 (-3%). Si può notare, tuttavia, che una riduzione più accentuata di quella media nazionale avrebbe interessato i compartimenti del versante tirrenico (compartimenti di Pisa, Roma, Napoli, Catanzaro) con valori ridotti di circa il 5-8%, mentre valori aumentati del 4% si riscontrerebbero sul versante adriatico (compartimenti Bologna, Pescara, Bari). Il compartimento di Genova rimarrebbe, anche attualmente, quello con piovosità media annua più elevata pari a 1388 mm. In Italia c'è, dunque, una decisa abbondanza di acqua con 289 miliardi di m³/anno di afflusso, e circa 2.800 m³/ab./anno, che costituisce una dotazione superiore persino a Gran Bretagna o Germania.

La Tab. 13 riporta la stima dei dati corrispondenti ai valori in Tab. 14. Non è stato possibile (e, probabilmente, non lo sarà neanche in futuro) aggiornare il dato relativo al “deflusso superficiale” e al “deflusso scaricantesi a mare” per l'intero territorio nazionale relativamente al periodo 1996-2015 (cui fanno riferimento le stime effettuate da ISPRA), poiché in alcune Regioni mancano totalmente per questo periodo i dati di deflusso superficiale di tutti i corsi d'acqua. La mancanza di tali dati costituisce una delle principali criticità per la conoscenza attuale della risorsa idrica e per una sua corretta gestione. Tuttavia, ciò che può dedursi, per differenza tra l'afflusso e le perdite per evapotraspirazione, è solo il valore complessivo del deflusso superficiale e sotterraneo.

Tab. 13 - Bilancio idrico globale del territorio nazionale: stima CNA

	Volume (km ³)	Volume raggugliato (mm)	Percentuale volume (%)
Deflusso superficiale	155	510	52.3
Deflusso sotterraneo scaricantesi a mare	12	40	4.1
Perdita	129	440	43.6
Afflusso meteorico	296	990	100.0

Fonte: Braca (2017b)

Tab. 14 - Bilancio idrico globale del territorio nazionale: valori annui medi (1996-2015)

	Volume (km ³)	Altezza ragguagliata (mm)	Percentuale (%)
A Deflusso superficiale	ND	ND	ND
B Deflusso sotterraneo scaricantesi a mare	ND	ND	ND
C Deflusso totale (A+B)	137.1	456	47
D Perdita (Evapotraspirazione)	152.5	506	53
E Afflusso meteorico	289.6	962	100.0

ND: stima Non Disponibile

Fonte: Stima ISPRA (2017) (modello di simulazione BIGBANG 1.0)

Dal confronto emerge la significativa differenza sui valori delle perdite. Nella stima *ISPRA* (2017) queste risulterebbero aumentate, a scala nazionale, del 13%, costituendo circa il 53% dell'afflusso totale rispetto al 43,6% stimato nella *CNA*. Tale differenza potrebbe spiegarsi, in tutto o in parte, con l'aumento della temperatura media mensile, senza tuttavia ignorare il fatto che è stato utilizzato un diverso modello concettuale per la stima. Al deflusso totale (superficiale e sotterraneo) quindi rimarrebbe attualmente solo il 47% dell'afflusso, rispetto al 56,4% stimato nella *CNA*. L'aumento delle perdite, accanto alla sostanziale costanza delle precipitazioni totali annue, comporterebbe quindi un'effettiva riduzione della disponibilità media annua della risorsa idrica naturale.

Le *Fig. 20* e *Fig. 21* riportano le stime delle variabili idrologiche del bilancio per gli anni recenti, sia a scala mensile sia a scala annuale, per l'intero territorio nazionale. L'elemento più significativo è rappresentato dalla valutazione a scala mensile delle variabili idrologiche del bilancio che, come già detto, consente di valutare la variabilità intra-annuale della risorsa naturale.

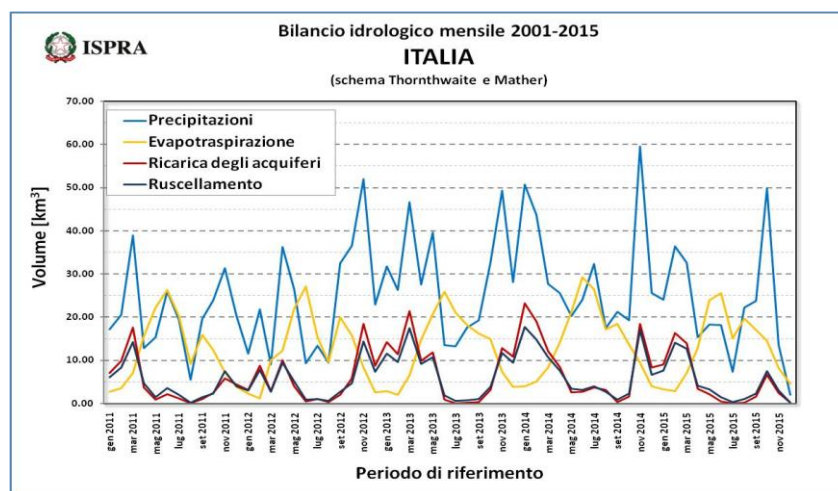


Fig. 20 - Bilancio idrologico mensile (2001-2015)

Fonte: ISPRA

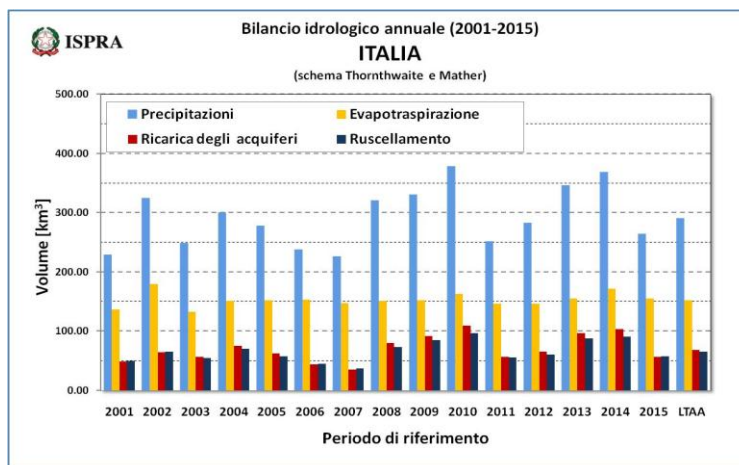


Fig. 21 - Bilancio idrologico annuale (2001-2015)

Fonte: ISPRA

L'analisi alla scala mensile mette in evidenza situazioni che possono essere mascherate qualora si valuti il fenomeno alla scala annuale. Ad esempio, se si osservano i valori dell'anno 2015, la precipitazione annuale di 875 mm (Tab. 15), ancorché inferiore alla media di 962 mm, non sembrerebbe essere particolarmente critica e rientrerebbe nella normale variabilità del fenomeno, mentre la precipitazione di alcuni mesi dello stesso anno presenterebbe un'eccezionale riduzione (7 mm nel mese di dicembre rispetto alla media di 97 mm) (Tab. 16).

Tab. 15 - Bilancio idrologico nazionale. Valori annui 2011-2015

Anno	Precipitazioni		Evapotraspirazione		Ricarica degli acquiferi		Ruscaldamento	
	(km ³)	(mm)	(km ³)	(mm)	(km ³)	(mm)	(km ³)	(mm)
2011	251	833	147	487	56	187	56	186
2012	281	935	147	486	66	218	60	200
2013	346	1148	155	514	97	322	88	293
2014	368	1221	172	569	103	343	91	302
2015	264	875	155	514	56	187	58	191

Fonte: Stima ISPRA 2017 (modello di simulazione BIGBANG 1.0)

Tab. 16 - Bilancio idrologico nazionale. Valori medi mensili (1996-2015)

Mese	Precipitazioni		Evapotraspirazione potenziale		Evapotraspirazione reale		Ricarica degli acquiferi		Ruscaldamento	
	(km ³)	(mm)	(km ³)	(mm)	(km ³)	(mm)	(km ³)	(mm)	(km ³)	(mm)
gen	24.4	81	3.1	10	2.9	10	10.0	33	8.5	28
feb	20.9	69	3.4	11	3.2	11	8.7	29	7.4	25
mar	22.9	76	7.9	26	7.4	25	9.2	30	7.8	26
apr	24.8	82	13.9	46	13.0	43	7.5	25	7.0	23
mag	22.4	74	25.4	84	23.4	78	3.9	13	5.0	17
giu	17.9	60	35.9	119	26.2	87	1.1	4	2.1	7
lug	14.2	47	42.3	140	18.5	61	0.6	2	1.1	4
ago	16.5	55	39.5	131	15.4	51	0.7	2	1.2	4
set	25.5	85	25.6	85	18.1	60	1.3	4	2.1	7
ott	31.0	103	16.4	54	13.7	46	4.0	13	4.2	14
nov	40.0	133	7.8	26	7.3	24	11.0	37	9.5	32
dic	29.1	97	3.6	12	3.4	11	10.7	35	9.1	30

Fonte: Stima ISPRA 2017 (modello di simulazione BIGBANG 1.0)

Si evidenzia, quindi, che sebbene l'Italia presenti valori medi annui rilevanti, l'elevata variabilità intra-annuale degli afflussi rende questa "abbondanza" difficile da utilizzare. Una corretta gestione della risorsa idrica è un problema essenzialmente di conoscenza. Rispetto al passato tale conoscenza deve essere sempre più dettagliata e sistemi di elaborazione sempre più raffinati e sofisticati, poiché si tende a utilizzare risorse idriche sempre meno abbondanti e allocarle tra utilizzi sempre più concorrenti.

Box F: La siccità del 2017

Il 2017 ha fatto segnare un **record negativo** per la **siccità**: è stato probabilmente l'anno più secco dal 1800 ad oggi. A fine luglio 2017, con il perdurare delle condizioni di siccità e scarsità idrica che ha investito diverse aree del territorio italiano, l'ISPR4, su richiesta del MATTM, ha avviato una serie di attività conoscitive allo scopo di valutare gli effetti che tali condizioni potevano aver indotto sullo stato ambientale del Lago di Bracciano (ISPR4, 2017b). Si è utilizzato l'indice *SPI* (*Standardized Precipitation Index*), comunemente utilizzato per monitorare la siccità in funzione della scala temporale considerata per l'aggregazione delle precipitazioni.

Il valore di *SPI* indica quanto la precipitazione cumulata si discosta dalla norma climatologica di riferimento. Valori positivi indicano una precipitazione maggiore della media, ossia condizioni umide, mentre valori negativi indicano una precipitazione minore della media, ossia condizioni siccitose più o meno estreme. Per come è costruito l'indice *SPI* è possibile confrontare, su una stessa mappa, regioni caratterizzate da diversi regimi climatici.

Prendendo in considerazione le mappe a scala nazionale dello *SPI* a 3 mesi (*Fig. 22*), pubblicate nel "Bollettino mensile di siccità" di ISPR4, è già abbastanza chiaro che già dalla fine del 2016 erano presenti condizioni di siccità da moderata a estrema sulla scala temporale a 3 mesi, ossia condizioni di deficit di precipitazione sulla cumulata a 3 mesi rispetto alla corrispondente climatologia calcolata sul periodo 1948-2016, sia nei territori settentrionali che in quelli meridionali dell'Italia.

Inoltre, dalle mappe di *SPI* a 6 e 12 mesi per il mese di settembre 2017 riportate in *Fig. 23*, si evince una carenza di precipitazione prolungata, rispetto alla media climatologica, che normalmente ha effetti sia sulla portata dei fiumi che sulla disponibilità di acqua nelle falde sotterranee.

La siccità di cui ha sofferto buona parte della Penisola, con poche eccezioni, deriva non solo da un'estate particolarmente calda e secca, ma anche da un inverno e una primavera decisamente avari di precipitazioni sull'Italia. Il deficit pluviometrico si è fatto sentire soprattutto al centro-sud e sulla Valpadana, meno sulle zone alpine, prealpine e localmente pedemontane.

Il fenomeno della siccità è reso più acuto da elementi di pressione antropica altrettanto significativi, imputabili in misura maggiore ai prelievi per usi irrigui in agricoltura. Un utile e fattivo contributo di conoscenza alla valutazione della pressione di prelievo irriguo sarà conseguito dall'attuazione delle modalità di quantificazione e report dei volumi irrigui previste dalle Linee Guida approvate dal Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali con DM 31/07/2015 (*Cap. 4.4*).

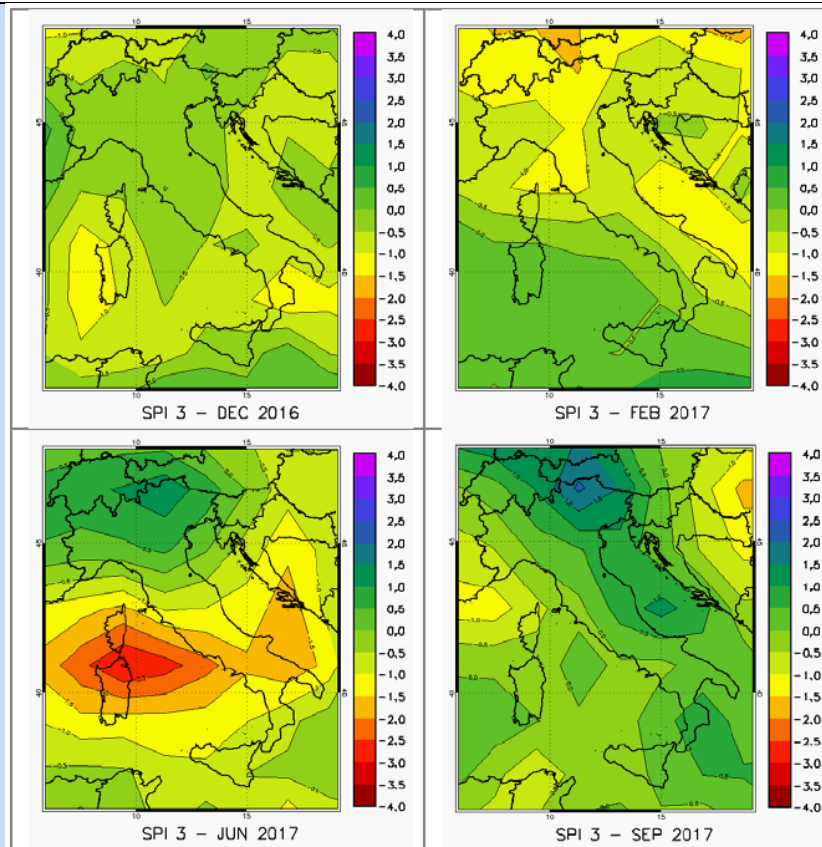


Fig. 22 - Mappe di siccità a scala nazionale: SPI a 3 mesi

Nota: Mappe a scala nazionale del "Bollettino mensile di siccità" di ISPRA rappresentanti i valori dello Standardized Precipitation Index a 3 mesi (SPI 3) per dicembre 2016, febbraio 2017, giugno 2017 e settembre 2017, ottenuti utilizzando le rianalisi di precipitazione a 2.5° del National Centers for Environmental Prediction/Department of Energy (NCEP/DOE reanalysis).

Valori negativi indicano situazioni di siccità, mentre valori positivi indicano situazioni di surplus di precipitazione.

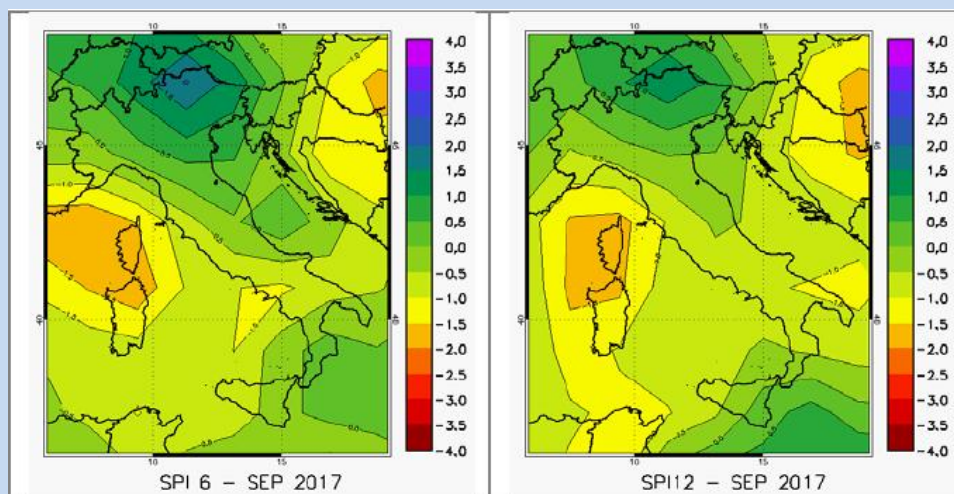


Fig. 23 - Mappe di siccità a scala nazionale: SPI a 6 (sinistra) e a 12 (destra) mesi per Settembre 2017

Nota: Mappe a scala nazionale del "Bollettino mensile di siccità" di ISPRA rappresentanti i valori dello Standardized Precipitation Index a 6 mesi (SPI 6) e a 12 mesi (SPI 12), ottenuti utilizzando le rianalisi di precipitazione a 2.5° del National Centers for Environmental Prediction/Department of Energy (NCEP/DOE reanalysis).

Valori negativi indicano situazioni di siccità, mentre valori positivi indicano situazioni di surplus di precipitazione.

6 Dalle valutazioni biofisiche del Capitale Naturale e dei Servizi Ecosistemici a quelle monetarie

Attribuire un valore monetario allo *stock* di CN in un dato momento ed al flusso di SE che originano da esso nell'arco di un anno richiede l'uso di diverse metodologie di valutazione e di contabilità che hanno spesso obiettivi differenti.

La contabilità economico-ambientale ha lo scopo di misurare i flussi di SE sia in termini fisici che economici appoggiandosi alle logiche dei *Sistemi Tradizionali di Contabilità Nazionale (SNA)* con cui viene calcolato il *PIL* ed altri indicatori macroeconomici. L'integrazione di tali conti tradizionali con conti economico-ambientali deve essere coerente con tale logica. I valori utilizzati per stimare l'ammontare monetario che è possibile attribuire ad un flusso annuale di SE devono essere il più possibile prossimi al “**valore di scambio**” che si attribuirebbe al SE se ci fosse un mercato per esso. Nel *Cap. 6.1* viene richiamata la logica concettuale alla base di tali sistemi di contabilità (si veda a tal proposito anche il 1° Rapporto sul CN), mentre nel *Cap. 6.2* si riporta una prima sperimentazione di contabilità dei SE per l'Italia effettuata grazie alla collaborazione con il progetto *KIP INCA* del *JRC*.

Se la contabilità misura il contributo economico dei SE al sistema socio-economico, le metodologie di valutazione hanno il principale scopo di misurare **il valore di benessere** associato all'uso e al mantenimento di un SE nel tempo. Se i valori estrapolati da alcuni studi di valutazione economica possono anche essere usati in associazione a valutazioni biofisiche, che ricalcano le strutture contabili sopra descritte (si vedano, a tal proposito, alcune delle applicazioni riportate nel *Cap. 6.3*), esse possono anche essere utilizzate per stimare la variazione di benessere umano derivante da un cambiamento nello status quantitativo e/o qualitativo di un ecosistema, sia in seguito ad una pressione antropica, sia in seguito all'introduzione di una politica. A tal proposito, si evidenzia una crescente necessità di studi applicati per l'Italia che si caratterizza per specificità ecosistemiche il cui valore per il benessere umano è tuttavia ancora da definire e contestualizzare (il *Cap. 6.4* riporta una rassegna degli studi di valutazione economica effettuati in Italia).

Nei seguenti capitoli, relativi alle informazioni sul valore economico del CN e dei SE in Italia, presentiamo alcune applicazioni di tali metodologie con lo scopo, ed in sequenza logica a CCN (2017), di ampliare la base metodologica a cui riferirsi per valutare il CN ed i SE ed intraprendere un percorso di medio periodo per soddisfare il fabbisogno modellistico e di dati.

6.1 La Contabilità Economico-Ambientale: aspetti definatori nel SEEA-CF e nel SEEA-EEA

Gli *SNA* non sono in grado di riportare né lo sfruttamento quantitativo, né il degrado qualitativo dei beni e servizi ambientali, né tutte le possibili tipologie di transazioni di carattere ambientale determinate dalle attività antropiche. Il manuale originario del *System of Environmental Economic Accounting (SEEA, 1993)*, evoluto nel SEEA 2003, è strutturato in moduli contabili che riuniscono in un quadro comune informazioni economiche e ambientali, in modo da misurare il contributo che l'ambiente dà al sistema economico-produttivo e, viceversa, l'impatto che l'economia ha sull'ambiente. Tali relazioni sono riportate e descritte attraverso un insieme di conti, ciascuno dei quali approfondisce aspetti specifici del rapporto economia-ambiente.

Il SEEA 2003 si è evoluto in due diverse versioni che hanno sviluppato due modi alternativi di guardare al rapporto economia-ambiente: il *SEEA Central Framework (SEEA-CF)* e il *SEEA Experimental*

Ecosystems Accounting (SEEA-EEA). Entrambi i modelli rappresentano un'evoluzione sostanziale del modo in cui la contabilità nazionale può rappresentare e contabilizzare il rapporto che sussiste tra il sistema economico e il "sistema ambiente"⁷³.

Dal punto di vista della misurazione, le attività ambientali sono considerate da due prospettive complementari: nel SEEA-CF sono misurate considerando il singolo bene come ad esempio le risorse di legname, la terra, le risorse minerarie ed energetiche e le risorse idriche. Il *SEEA-EEA*, invece, valuta le attività ambientali dal punto di vista degli ecosistemi e, quindi, valuta come le diverse attività ambientali interagiscono come parte dei processi naturali per fornire una serie di servizi per l'attività economica.

Ogni ecosistema genera più SE, fra cui, ad esempio, la fornitura di risorse naturali; **la gestione inefficiente della singola risorsa naturale può quindi avere conseguenze non solo sulla risorsa in sé ma sullo stato di salute dell'intero ecosistema che la genera** e, quindi, anche su altri flussi di SE, nel breve medio e lungo termine. È per questo motivo che i bilanci quantitativi delle singole risorse naturali riportati nel *SEEA-CF*⁷⁴ non sono sufficienti. La contabilità degli ecosistemi e dei SE riporta informazioni quantitative sull'impatto che l'azione umana produce su di essi e può quindi fornire al decisore politico un quadro completo a supporto delle politiche presenti e future.

I SEEA, in generale, si basano sulla valutazione di tipo fisico e prescindono dalla valutazione monetaria, se non quella riconducibile ai valori di mercato. Nel *SEEA-EEA* si raccomanda, invece, l'utilizzo delle metodologie di valutazione economica e monetaria elaborate per assegnare un valore effettivo anche ai SE non di mercato. La prossima sezione fornisce maggiori dettagli in merito.

I SEEA-EEA

La versione *SEEA-EEA* ha lo scopo di fornire uno schema unitario all'interno del quale collocare il calcolo del "bene patrimoniale" ecosistema (*asset* ecosistemico, si veda *Fig. 5* nel *Cap. 2*), dei SE e di stabilire degli standard per ciò che riguarda le unità di misura. L'obiettivo è la valutazione degli ecosistemi e dei flussi di SE forniti alle attività economiche. Lo *stock* è definito come area spaziale in cui è compreso un *asset* ecosistemico. All'*asset* ecosistemico sono ricondotte una serie di caratteristiche come la copertura del suolo, tipologia suolo, altitudine, pendenza e così via. I flussi possono essere interni all'*asset* ecosistemico (*intra*) oppure fra *asset* (*inter*). La combinazione delle caratteristiche dell'*asset* ecosistemico e delle due tipologie di flusso generano i SE che sono percepiti dall'uomo.

La caratteristica distintiva della contabilità del *SEEA-EEA* riguarda le modalità di misurazione delle attività ambientali. I beni ambientali sono definiti generalmente come le componenti naturali biotiche e abiotiche, insieme che comprende l'ambiente bio-fisico, che possono fornire benefici per l'uomo.

⁷³ Confrontando i due modelli, in generale si rileva che il *SEEA-CF* (United Nations *et al.*, 2014a) considera i flussi di materia ed energia legati all'approvvigionamento che l'ambiente garantisce al sistema economico-produttivo, cioè in una prospettiva antropocentrica; il *SEEA-EEA* (United Nations *et al.*, 2014b), invece, oltre che considerare molti di questi flussi fisici, ad esempio i flussi di legname verso il sistema produttivo, considera i flussi generati dai SE per gli usi indiretti come la regolazione del clima o purificazione dell'acqua e la protezione dalle inondazioni, sia dal coinvolgimento umano con l'ambiente naturale, ad esempio attraverso l'attività ricreative, cioè in una prospettiva ecosistemica.

⁷⁴ Il sistema *SEEA-CF* riguarda tre diverse aree: il flusso di materiali ed energia all'interno di un'economia e tra l'economia e l'ambiente; gli stock degli assets ambientali; le attività economiche correlate all'ambiente tra cui, ad esempio, le imposte ambientali. Attraverso la contabilità dei flussi, espressi sia in termini fisici che monetari, è quindi possibile costruire un bilancio complessivo degli scambi di materia ed energia tra il sistema economico e quello ambientale. In termini generali, i flussi dall'ambiente verso l'economia sono registrati come input naturali, ad esempio i flussi di minerali, il legname e l'acqua. I flussi all'interno dell'economia sono registrati come flussi di prodotto, tra cui le aggiunte allo stock di capitale fisso; i flussi dall'economia all'ambiente sono registrati come residui, ad esempio, i rifiuti solidi, le emissioni atmosferiche e il ciclo di ritorno dell'acqua.

Il *SEEA-EEA* si propone di registrare i flussi e gli *asset* degli ecosistemi sia in termini fisici che monetari. Per quanto riguarda i flussi, si focalizza su quelli che sono i SE e cioè i benefici che provengono dalle proprietà, dalle funzioni e dai processi degli ecosistemi e che sono fondamentali per il sistema antropico.

La valutazione dell'ecosistema avviene in diverse fasi. Nella prima fase, sono individuate le caratteristiche chiave degli ecosistemi. Nella seconda fase, la valutazione degli indicatori permette di giudicare lo stato dell'ecosistema. Infine, la valutazione degli *asset* ecosistemici che si concentra sulla valutazione della capacità di un "bene ecosistemico" di generare un flusso atteso o "paniere di servizi".

Per quanto riguarda la valutazione in termini monetari, il *SEEA-EEA* propone una rassegna dei diversi approcci, sia in termini di flussi che di *asset*. La valutazione economica dei servizi e degli *asset* è complessa perché entrambi non sono scambiati direttamente sul mercato; di conseguenza è necessario stimare i "prezzi ombra" anche attraverso l'identificazione di componenti di valore derivate dai prezzi di beni e servizi effettivamente commercializzati.

Un modo di rappresentare la logica che sta alla base del modello e che evidenzia le relazioni di base che esistono tra gli stock e i flussi rilevanti per la contabilità degli ecosistemi, è rappresentato dalla *Fig. 24*.

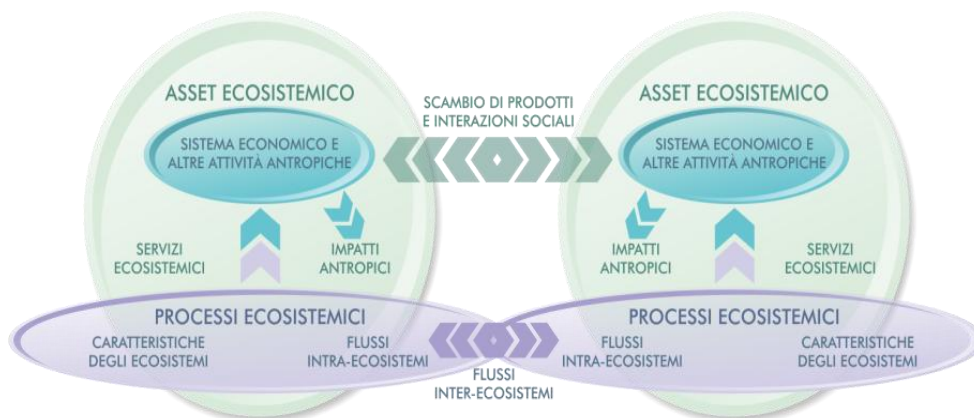


Fig. 24 - Modello degli stock e dei flussi dell'ecosistema

Fonte: ns. adattamento da United Nations et al. (2014b)

Nel definire quali sono le funzioni significative di un ecosistema e ciò che costituisce un SE, è fondamentale considerare il contesto geografico, le scelte sociali e i valori (sia monetari che non monetari), così come la conoscenza sulla struttura e le dinamiche dei sistemi ecologici stessi.

Altro aspetto importante è che i servizi non esistono in modo isolato rispetto ai bisogni delle persone e per poter affermare chiaramente cosa sia o cosa non sia un SE, si deve identificare un beneficio e il beneficiario specifico, cioè il consumatore che esprime la domanda del SE. I SE forniscono il collegamento tra le risorse dell'ecosistema e i benefici derivati e goduti, a vario titolo, dalle persone. In molti casi per godere dei benefici derivanti dai SE o trasformare i SE in benefici sono necessari gli input dell'attività antropica. Il *SEEA-EEA* identifica sia i benefici come prodotti SNA, cioè prodotti che sono già contabilizzati nel sistema dei conti nazionali sia i benefici non-SNA, cioè quelli non considerati nei conti nazionali ma che sono rilevati dai conti satellite (*Fig. 25*).

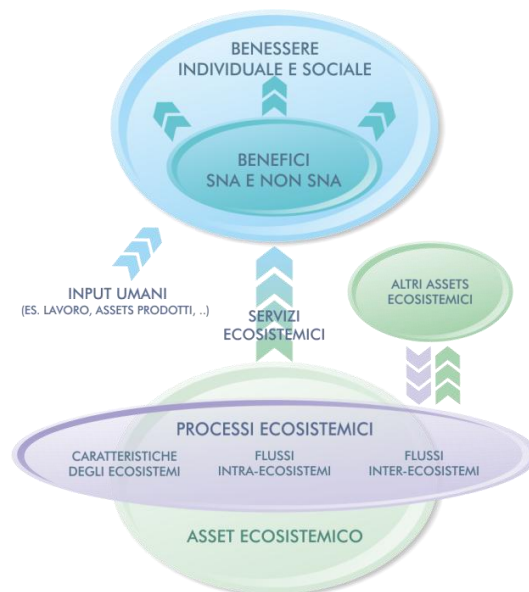


Fig. 25 - Struttura concettuale dei flussi dei Servizi Ecosistemici nel SEEA-EEA

Fonte: ns. adattamento da United Nations et al. (2014b)

L'approccio generale consiste nel quantificare e completare sia delle tavole contabili sulla fornitura del SE (*supply table*) sia delle tavole che registrano l'uso del SE (*use table*) e collegarle alle diverse tavole che rilevano i benefici prodotti. A titolo di esempio, riportiamo nella Fig. 26 una rappresentazione semplificata della tavola contabile di fornitura dei SE e nella Fig. 27 una rappresentazione della tavola degli usi. Nella prima, i riquadri viola rappresentano i conti già presenti nello *SNA*, i riquadri verdi rappresentano i conti satellite del *SEEA-EEA* e i riquadri arancioni le informazioni aggiuntive prodotte dal *SEEA-EEA*. Nella seconda, analogamente, i riquadri viola rappresentano i conti principali presenti nello *SNA*, i riquadri verdi rappresentano i conti satellite del *SEEA-EEA* e i riquadri arancioni le informazioni aggiuntive prodotte dal *SEEA-EEA*.



Fig. 26 - Tavola della fornitura di Servizi Ecosistemici (*supply table*)

Fonte: ns. adattamento da La Notte et al. (2017)



Fig. 27 - Tavola degli usi di Servizi Ecosistemici (use table)

Fonte: ns. adattamento da La Notte et al. (2017)

La struttura delle *supply* e *use table* dei SE incorpora i flussi dei prodotti al fine di rendere possibile la presentazione congiunta dei dati sia su i SE utilizzati dalle unità economiche sia i prodotti/benefici presenti già nello *SNA*, a cui i SE contribuiscono. In termini contabili, la *supply table* è uguale alla *use* nel senso che i numeri riportati nell'una ritornano anche nell'altra. Ricapitolando:

- La **supply table** rileva i flussi effettivi dei SE che sono prodotti dai diversi tipi di ecosistema e sono goduti dai vari settori economici e dalle famiglie durante il periodo contabile. La *supply table* evidenzia che le unità economiche non possono fornire SE e che solo gli ecosistemi possono.
- La **use table**, invece, rileva l'utilizzo dei SE per tipo di unità economica come input alla produzione o come consumo finale. Nelle raccomandazioni tecniche del *SEEA-EEA* è data la possibilità di contabilizzare l'uso dei SE da parte di altri tipi di ecosistema, cioè come servizi intermedi degli ecosistemi. La sezione "prodotto" mostra, invece, l'uso di prodotti fatto da diverse unità economiche.

Lo scopo principale delle use e supply tables per i SE è di rilevare da dove proviene il flusso effettivo del servizio, cioè il tipo di ecosistema, e chi lo sta utilizzando, cioè l'unità istituzionale.

Partendo dalla valutazione biofisica, si procede con la valutazione economica di quei flussi che consentono un confronto diretto con i conti dello *SNA* e quindi un'analisi congiunturale ecologico-economica.

Riassumendo, l'obiettivo dei conti ambientali relativi agli ecosistemi è:

- valutare l'impatto delle pressioni antropiche sugli ecosistemi;
- valutare il contributo totale dei SE sul sistema socio-economico, includendo anche quegli elementi che non hanno valore di mercato;
- quantificare il costo per mantenere intatto il flusso dei SE quando questi subiscono un uso eccessivo
- mappatura in termini fisici dei SE;
- analisi delle variazioni spaziali dei SE;
- valutazione economica dei SE.

Il *SEEA-EEA* fornisce quindi un quadro di riferimento comune all'informazione economica ed ambientale, consentendo un'analisi coerente del contributo dell'ambiente all'economia e dell'impatto dell'economia sull'ambiente; a questo si aggiunge **la possibilità di avere uno strumento di monitoraggio e valutazione**

di come questo scambio tra economia e ambiente cambia nel tempo, sia da un punto di vista qualitativo che quantitativo, e perché cambia. L'insieme di queste informazioni va a definire uno strumento informativo importante per il decisore pubblico che non solo deve decidere **le politiche da adottare ma deve anche valutarne l'efficacia nel tempo.**

6.2 Un'applicazione di Contabilità SEEA-EEA per l'Italia: il progetto KIP INCA del JRC

Una recente applicazione del framework *SEEA-EEA* a livello europeo è quella elaborata dal *JRC* nell'ambito del progetto *KIP INCA* (*Cap. 1.2*). L'approccio sperimentato dal *JRC* su scala europea, ed adottato in questo Rapporto con un'applicazione specifica per l'Italia, fornisce un primo inquadramento sui metodi di valutazione biofisica per alcuni SE e la contabilità economica degli stessi.

In tale applicazione, **i SE vanno interpretati come un ammontare di flusso che viene utilizzato** in una specifica area e nell'arco di un certo periodo (*flusso effettivo*). I conti dei SE si focalizzano, dunque, sul servizio considerato come “transazione” tra l'*asset* ecosistemico ed il sistema socio-economico.

L'ammontare di SE che l'ecosistema fornisce (*servizi potenziali*) è misurato sulla base delle proprietà e delle condizioni dell'ecosistema, il che implica una sua valutazione biofisica che includa anche le soglie di pressioni (antropiche) che esso può sopportare senza degradarsi.

A tal proposito il flusso effettivo di SE può costituire solo una frazione di tale potenziale ed è guidato dalla **domanda** da parte del sistema socio-economico. E', comunque, importante sottolineare che il servizio fluisce al sistema socio-economico solo se:

- I. esiste una domanda per esso;
- II. c'è corrispondenza spaziale (prossimità) tra la domanda e l'area che fornisce il servizio.

Tuttavia, **tale domanda di SE può anche essere più ampia, implicando un uso eccessivo dell'ecosistema con un rischio di degradamento ed una riduzione - permanente o transitoria - del servizio potenziale nel futuro.**

L'uso eccessivo, le pratiche di gestione insostenibili, il cambiamento del suolo o gli effetti del cambiamento climatico sono **pressioni antropiche** (si veda il *Cap. 5*) che incidono sul potenziale di offerta di SE da parte degli ecosistemi. E' in questi termini che la contabilità dei SE può essere utilizzata come strumento di valutazione dell'uso sostenibile o meno degli ecosistemi da parte del sistema socio-economico.

La valutazione biofisica è, infine, tradotta in **unità monetarie** tramite metodi di valutazione coerenti con il Sistema dei Conti Nazionali. La metodologia per definire il valore monetario del flusso di SE stimato a livello fisico varia a seconda del servizio e delle sue caratteristiche fisiche e di fruizione.

Tutto questo approccio confluisce nella costruzione di tabelle *supply* e *use* (come introdotte nel *Cap. 6.1*) per i diversi SE, prima in termini biofisici e poi in termini monetari.

- **la tabella *supply* mostra da quale *asset* ecosistemico (tipo di ecosistema) ogni servizio è prodotto.** Lo stesso ecosistema può offrire più servizi ed il valore finale totale di un ecosistema è dato dalla somma del valore monetario del flusso di servizi che offre annualmente (secondo la rappresentazione concettuale indicata nella *Fig. 28*);
- **la tabella *use* mostra quali settori economici e/o famiglie domandano ed utilizzano questi servizi.**

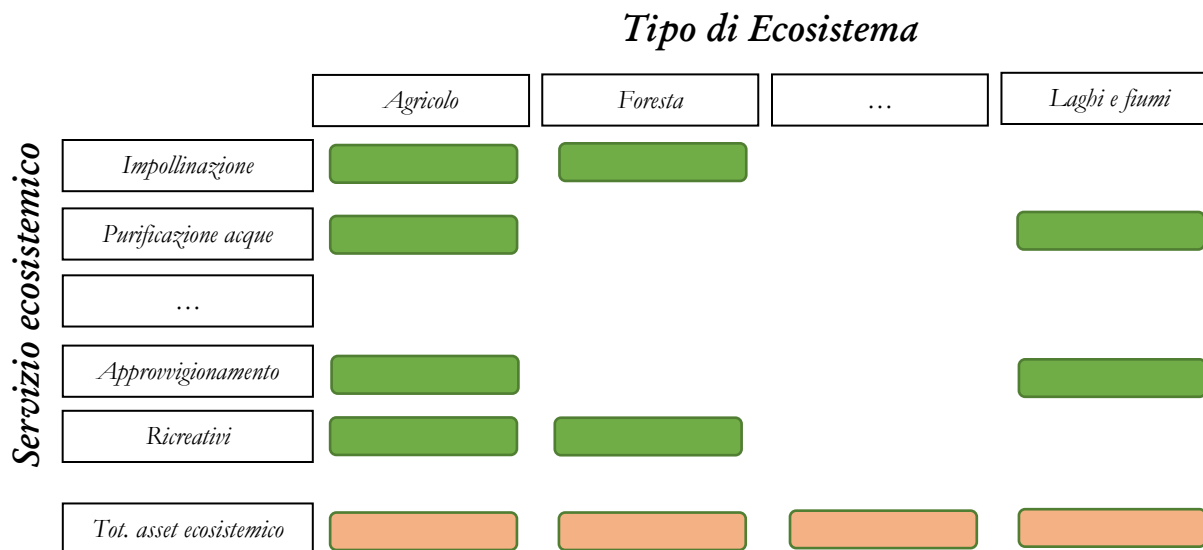


Fig. 28 - Modello degli stock e dei flussi dell'ecosistema

Fonte: La Notte *et al.* (2017)

In questa prima sperimentazione il JRC ha analizzato e valutato 3 SE per l'Italia: *impollinazione delle colture*, *servizi ricreativi* e *depurazione delle acque*. Per maggiori dettagli tecnici sulle metodologie di stima biofisica e monetaria, nonché i dati utilizzati, si rimanda ai rapporti La Notte *et al.* (2017) e Vallecillo *et al.* (2018).

6.2.1 Impollinazione agricola

Valutazione biofisica

L'impollinazione è un servizio di regolazione definito come un meccanismo di riproduzione delle colture da parte d'insetti e che consente di mantenere o aumentare la produzione. **L'osservata riduzione di impollinatori, su scala europea, crea crescente preoccupazione per l'impatto altamente negativo che avrebbe sulla produzione agricola delle colture che da essi dipendono.**

La sua contabilizzazione richiede la quantificazione del potenziale ecosistemico e della domanda effettiva di impollinazione, che in questo caso, è definita come la dimensione delle colture dipendenti dagli impollinatori. Quindi, la sovrapposizione spaziale tra il potenziale di impollinazione e la domanda di impollinazione viene utilizzata per stimare il flusso effettivo del servizio. Per quanto riguarda la valutazione monetaria e la sua contabilizzazione si deve tener presente che questo servizio condivide con i servizi di approvvigionamento una caratteristica peculiare: contribuisce a un bene (il valore della produzione agricola) che è già presente nel sistema dei conti economici nazionali.

La valutazione biofisica è fondamentale per stimare il contributo da parte degli impollinatori che definisce la "quantità" del servizio stesso offerto dall'ecosistema. In questo modo, siamo in grado non solo di attribuire ciò che viene fornito dall'ecosistema ma anche la percentuale dell'attuale produzione imputabile al servizio ecosistemico e quanto invece di essa non trova soddisfatta la domanda di impollinazione. La valutazione biofisica dipende dalla disponibilità dei dati. La *Tab. 17* sottostante riassume tali disponibilità ed eventuali discrepanze temporali che impediscono una perfetta sovrapposizione delle componenti necessarie a tale valutazione.

Tab. 17 - Componenti della contabilità dell'impollinazione agricola

Impollinazione Agricola		Anni			Fonte dati
Potenziale	Estensione dell'area che fornisce diversi livelli potenziali di impollinazione (ha)	2000	2006	2012	Polce <i>et al.</i> (2013) Zulian <i>et al.</i> (2013)
Domanda	Estensione dell'area di diverse colture che dipendono - con diverse percentuali - dall'impollinazione (ha)	2004	2008	2012	CAPRI Model (JRC portal)
Flusso effettive	Produzione agricola attribuibile all'impollinazione nelle aree di sovrapposizione tra Potenziale e Domanda (ton/anno)	2000	2006	2012	Vallecillo <i>et al.</i> (2018)

La *Fig. 29* mostra i diversi **livelli potenziali di impollinazione** rispettivamente negli anni 2000 e 2012, tenendo presente che in questo primo esercizio la presenza di impollinatori è considerata nulla anche nel caso di basso potenziale.

La **domanda** dipende da due fattori che sono gli ettari di ecosistema agricolo coltivati con diverse colture e il grado di dipendenza di tali colture dal servizio di impollinazione. La combinazione di questi due fattori è ottenuta nel modello CAPRI⁷⁵ che utilizza i *livelli di dipendenza* di 10 macrocategorie di coltivazioni riportate nella *Tab. 18*.

Tab. 18 - Dipendenza dall'impollinazione

Tipo di coltivazione	Dipendenza (%)
Mele, Pere e pesche	65
Altri frutti	40
Agrumi	25
Colture proteiche	25
Olio di semi	25
Olio di colza	17,5
Soia	5
Semi di girasole	5
Piante tessili	5
Pomodori	5

In Italia è particolarmente ampia l'estensione delle aree con coltivazioni di *Mele, Pere e Pesche* e, quindi, con un altissimo livello di dipendenza, e quindi di domanda (necessità), dal servizio di impollinazione.

⁷⁵ <http://www.capri-model.org/dokuwiki/doku.php?id=start>

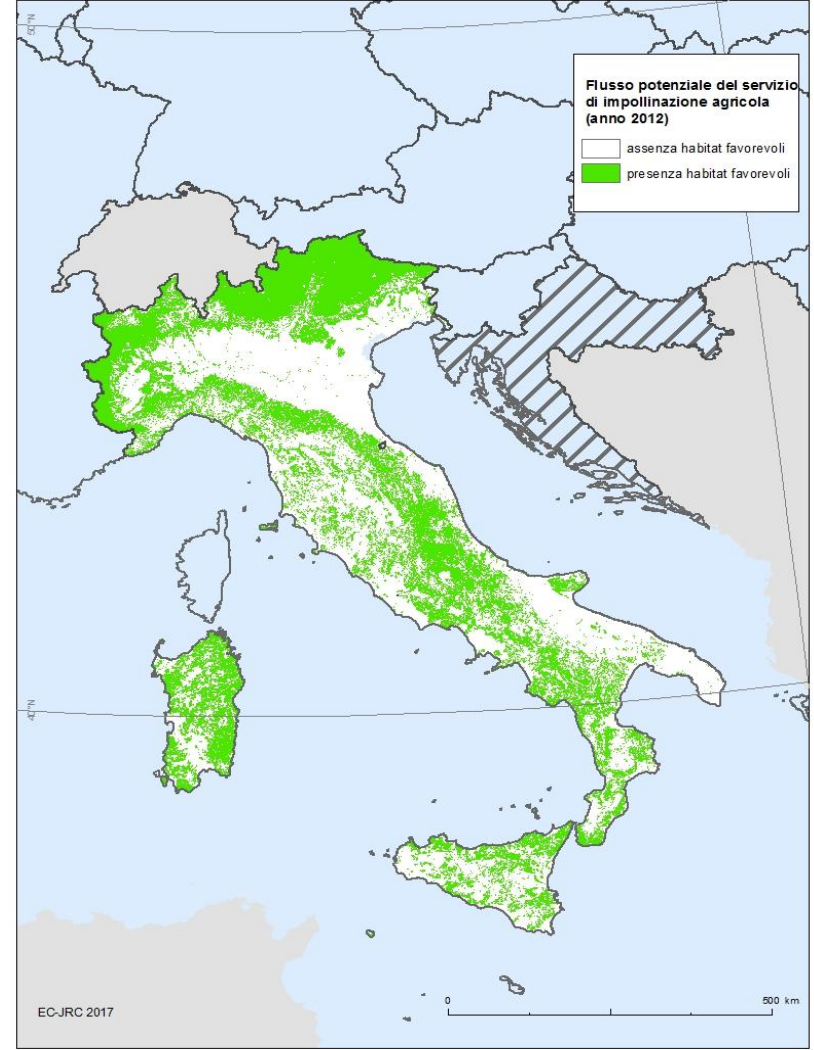


Fig. 29 - Mappa Italia: Potenziale Impollinazione (2000 e 2012)

La sovrapposizione tra area potenziale e area di domanda è usata per quantificare l'estensione dell'area (area di uso) che genera il flusso effettivo del servizio che va dall'ecosistema al sistema socio economico.

Il flusso attuale del servizio, dunque, viene quantificato **come la parte di produzione totale agricola (tonnellate/anno) attribuibile al servizio di impollinazione e non ad altri input umani.**

Se, dunque, esiste un'area con un'alta necessità di impollinazione (perché densa di coltivazioni che dipendono altamente da questo servizio), ma il livello potenziale di impollinazione è basso per via di condizioni ecosistemiche sfavorevoli agli impollinatori create da pressioni antropiche, allora ci sarà una parte di domanda di impollinazione che rimane insoddisfatta. Mentre la variazione del potenziale di impollinazione tra anni può essere immediatamente indicativa della riduzione degli habitat favorevoli a tale servizio, le mappe di flusso effettivo in *Fig. 30* (e la contabilità che ne deriva) vanno osservate e valutate in base alle differenze tra anni, ma tenendo conto che *il flusso effettivo di servizio dipende dal potenziale, ma anche da cambiamenti della domanda* e quindi vanno usati con cautela nelle interpretazioni di policy.

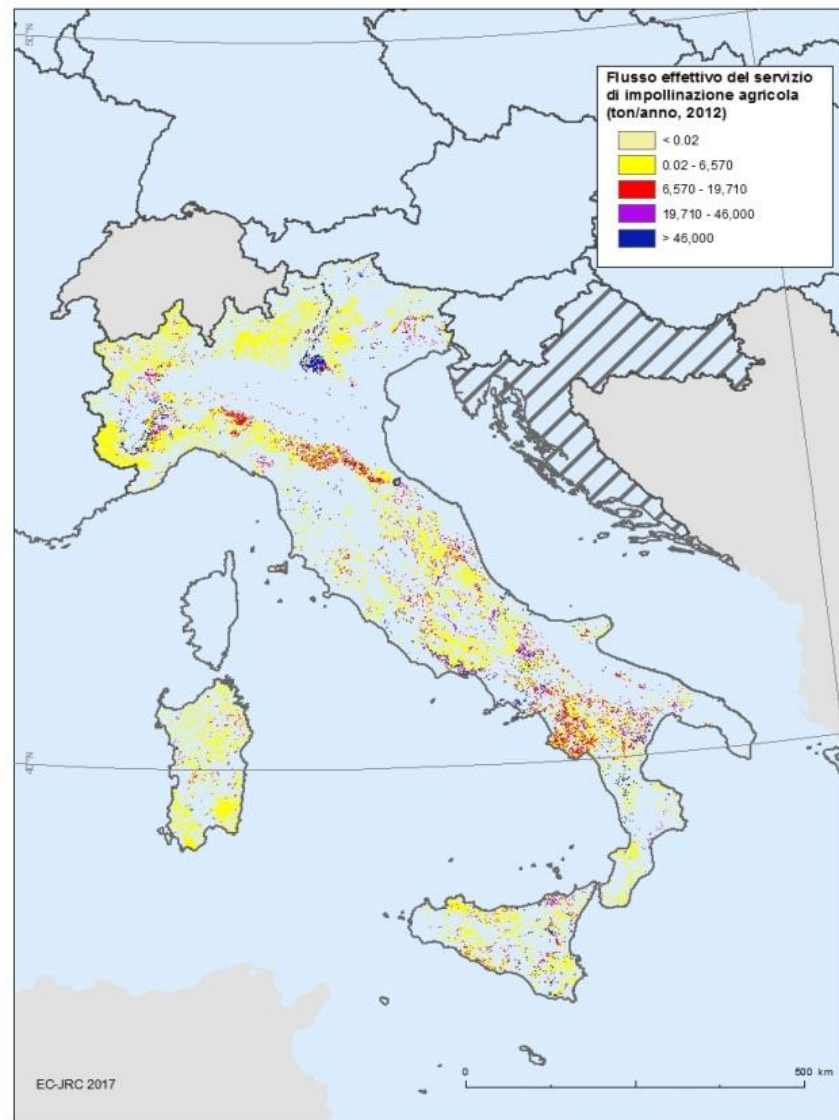
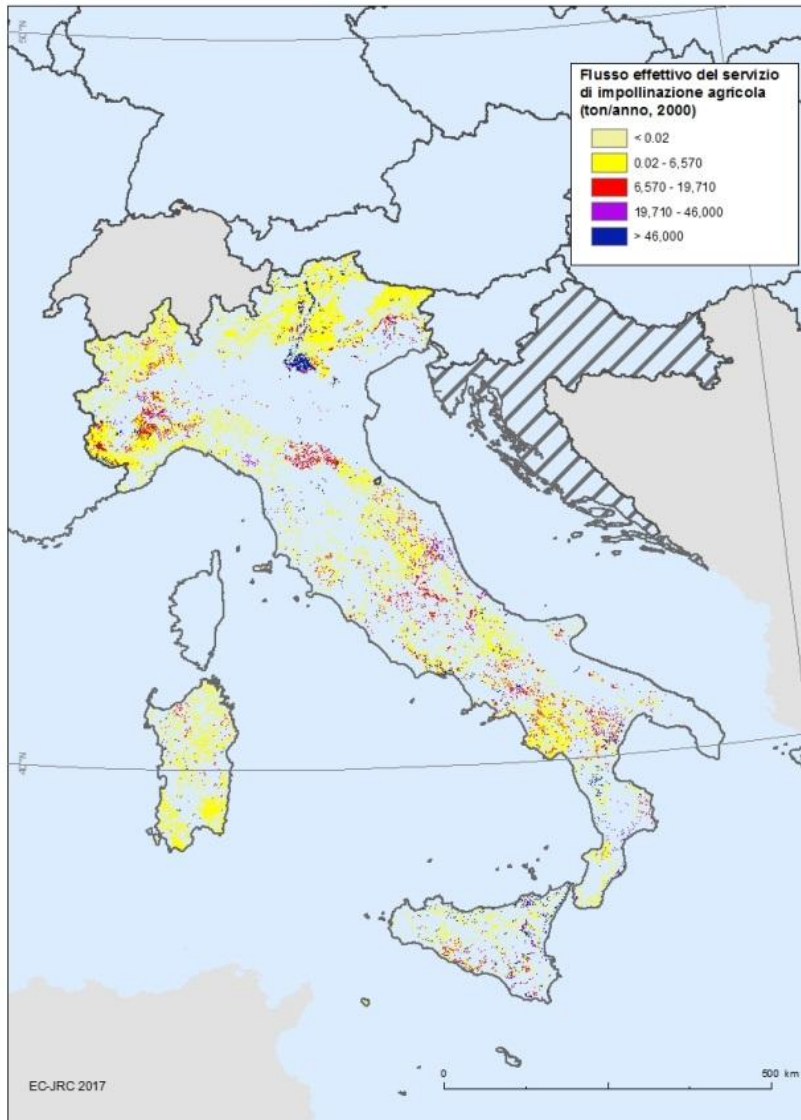


Fig. 30 - Mappa Italia: Servizio effettivo di impollinazione (2000 e 2012)

Contabilità monetaria

L'impollinazione è un SE di regolazione ma, come accennato, è peculiare in quanto contribuisce a parte dei servizi di approvvigionamento in virtù della proporzione di produttività agricola che garantisce.

Dato che il valore della produzione agricola è già contabilizzata nei *SNA*, il passaggio dalla contabilità biofisica a quella monetaria del servizio di impollinazione dipende dalla **percentuale del valore della produzione che è imputabile al servizio** stesso e non imputabile al contributo del lavoro umano o all'uso di capitale quali macchinari o fertilizzanti chimici che sono invece remunerati al prezzo di mercato.

La *Tabella* riporta il valore della produzione agricola divisa tra produzione soddisfatta e non soddisfatta. Mentre la somma verticale, per anno e settore, di queste due produzioni è uguale al valore totale della produzione agricola che troviamo nei conti nazionali e che quindi sono già "registrati" nel PIL, nella parte destra della tabella troviamo il valore monetario (come percentuale garantita dal servizio di impollinazione) del servizio offerto dall'ecosistema agricolo ed usato dal sistema socio economico secondo quanto riportato dalla *Tab. 20*.

A titolo di esempio, nel 2012 il valore della produzione agricola di *mele, pere e pesche*, che ritroviamo anche nell'*SNA*, è stata di 473,48 Mln €, così composta:

- 80,64 Mln € = domanda soddisfatta (*Tab. 19*);
- 335,88 Mln € = domanda non soddisfatta (*Tab. 19*);
- 56,96 Mln € = SE d'impollinazione, ricavato come quota parte (*Tab. 20*) dell'offerta complessiva (166,92 Mln €, "Tipo di ecosistema" nella *Tab. 19*) usati dal settore *mele, pere e pesche*.

In definitiva, **il SE d'impollinazione contribuisce a circa il 12% (56,96/473,48) del valore della produzione agricola del settore preso ad esempio.**

Al contrario, la parte di domanda d'impollinazione non soddisfatta indica che parte del valore della produzione agricola registrata nei conti economici nazionali non beneficia del servizio d'impollinazione, pur domandandolo. Esiste, quindi, una prima indicazione di policy orientata a suggerire la necessità di garantire una maggiore disponibilità del servizio d'impollinazione in alcune zone e per alcuni tipi di coltura sia per aumentarne la produttività, sia per sostituire alcune pratiche agricole potenzialmente non sostenibili (uso di fertilizzanti chimici) che potrebbero essere usate per l'appunto laddove il SE è carente. **Preservare o incrementare gli habitat ecosistemici degli impollinatori (che sono in diminuzione) è quindi un investimento in termini di maggiore produzione agricola** da cui dipende in ultima istanza la nostra disponibilità di cibo.

Tab. 19 - "Supply" servizio di impollinazione (2000, 2006, 2012)

Tipo di unità economica												Tipo di ecosistema								
Agricoltura												Aree urbane verdi	terreni agricoli	praterie	Arbusteti	Foreste	terreni scarsamente vegetati	Zone umide	Fiumi e laghi	Coste
Mele, Pere e pesche	Altri frutti	Agrumi	Culture proteici	olio di semi	olio di colza	soia	semi di girasole	Piante tessili	Pomodori	Forestale	Attività di pesca									
Impollinazione delle colture																				
<i>mln euro</i>																				
2000													212,42							
2006													158,60							
2012													166,92							
Conti statistici nazionali (domanda soddisfatta)																				
2000																				
99,05	172,16	341,36	18,79	0,2	8,57	19,258	39,7	0,01	450,24											
2006																				
80,61	166,06	376,71	14,02	0,32	0,54	4,58	14,66	0,25	395,45											
2012																				
80,64	150,32	339,32	14,66	0,32	1,67	5,90	14,26	0,09	355,78											
Conti statistici nazionali (domanda non soddisfatta)																				
2000																				
285,90	550,43	666,23	36,62	0,35	30,21	300,30	142,3	0,01	668,24											
2006																				
327,73	683,16	827,21	66,09	1,00	2,02	114,85	51,10	0,33	684,58											
2012																				
335,88	634,06	769,07	70,45	0,97	6,45	155,41	53,48	0,11	634,99											

Fonte: elaborazione JRC

6.2.2 Servizi ricreativi outdoor

Valutazione biofisica

I servizi ricreativi includono, in questo caso, tutte le interazioni fisiche e intellettuali - che comportino svago (camminare, correre, nuotare, osservare, ...) - con gli ecosistemi. Nella presente applicazione, si considerano tutte le caratteristiche biofisiche e la qualità degli ecosistemi che sono viste, osservate, vissute o godute, quotidianamente, in modo passivo o attivo dalle **persone residenti** o prossime all'*asset* ecosistemico. Il servizio ricreativo quantifica dunque cosa gli ecosistemi offrono in termini di opportunità di svago che si traduce in benessere psico-fisico per l'uomo.

Ecosistemi con più opportunità di svago all'area aperta hanno un alto potenziale, ma è plausibile che **la domanda quotidiana da parte della popolazione residente dipenda dalla fruibilità di tale ecosistema e quindi il flusso effettivo dipenderà dalla prossimità** dei potenziali fruitori vicino all'area che fornisce il servizio ricreativo ed **esclude, quindi, le attività legate al turismo**. La *Tab. 21* riporta gli elementi necessari alla costruzione della contabilità biofisica e monetaria del Servizio Ricreativo.

Tab. 21 - Componenti della contabilità dei Servizi Ricreativi

Servizi ricreativi		Anni			Fonte dati
Potenziale	Estensione delle aree che forniscono il servizio: aree ricreative per uso quotidiano (ha)	2000	2006	2012	Zulian <i>et al.</i> (2013)
Domanda	Popolazione (abitanti) per unità amministrativa locale	2000	ND	2012	JRC-CIENSIN (2015)
Flusso effettivo	Visite quotidiane alle aree ricreative (numero di visite)	2000	ND	2012	Vallecillo <i>et al.</i> (2018)

ND: non disponibili

Il Potenziale dipende dall'estensione dell'area che fornisce le opportunità ricreative in base:

- alle sue caratteristiche che contribuiscono alla **qualità** (bassa-media-alta) del servizio ricreativo;
- al contributo degli input umani (strade, collegamenti, aree residenziali) che aumentano la **fruibilità** dell'ecosistema per la popolazione in prossimità (vicina-prossima-lontana) dell'area.

Lo spettro delle attività ricreative potenzialmente offerto dai diversi tipi di ecosistemi è basata sul modello ESTIMAP (Zulian *et al.*, 2013) che permette in ultima istanza di quantificare il Potenziale di servizi ricreativi in termini di percentuale di territorio comunale (LAU) occupato da aree ricreative ad uso quotidiano.

Le mappe sottostanti (*Fig. 31*) mostrano aree di incremento del territorio nazionale in cui il potenziale ricreativo è aumentato, mentre rimane basso in zone dell'ecoregione Padana. A livello nazionale, **la proporzione di territorio per uso ricreativo quotidiano è aumentato del 14% tra il 2000 ed il 2012**.

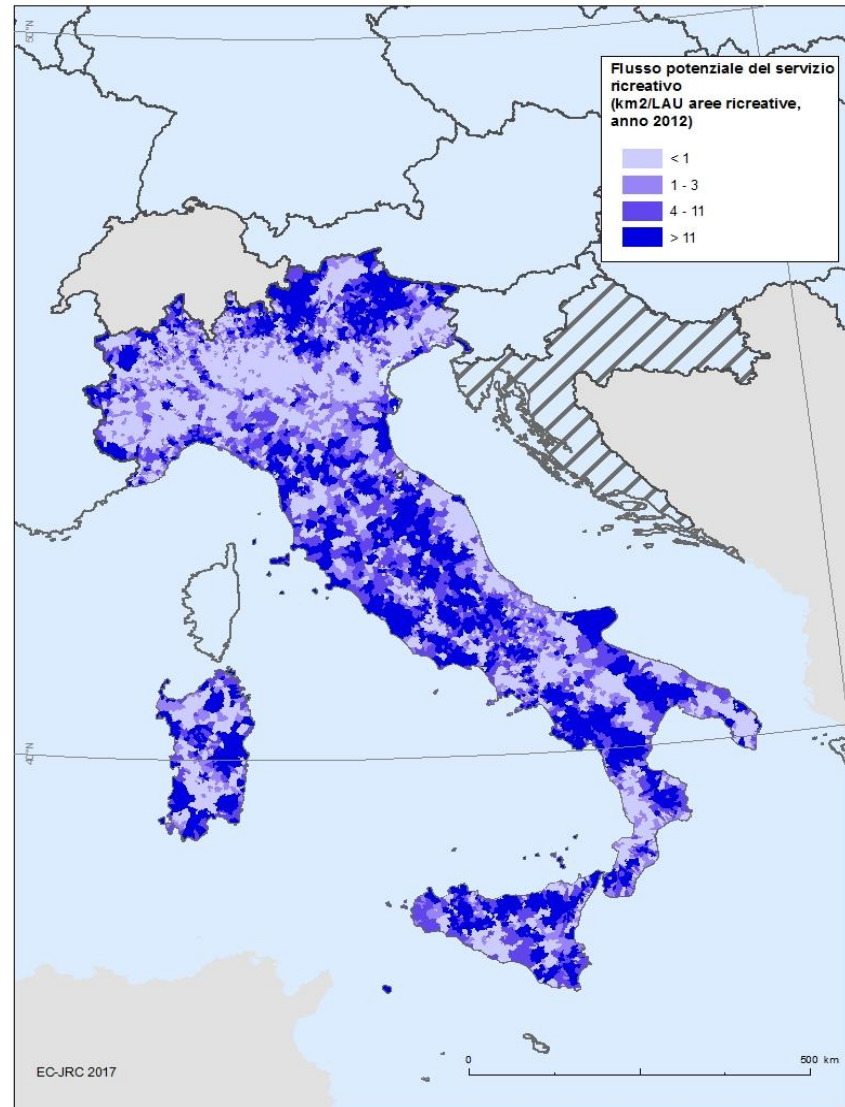
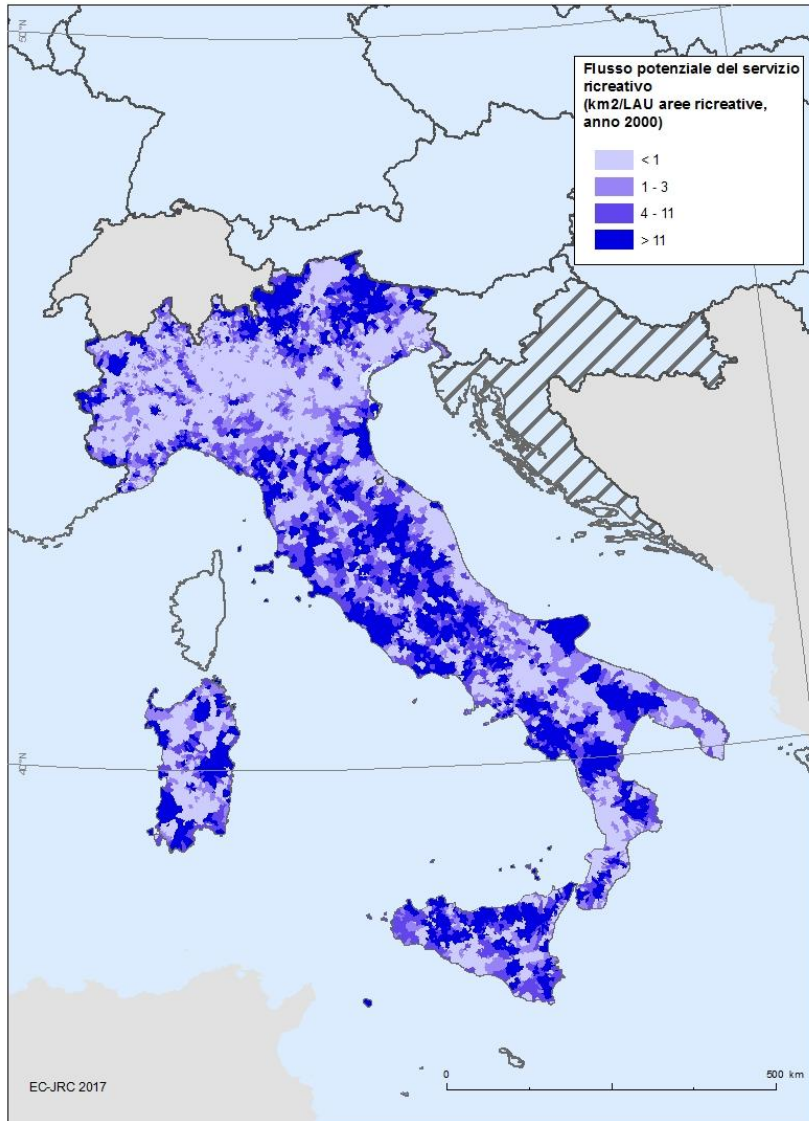


Fig. 31 - Mappa Italia: Potenziale di Servizi Ricreativi (2000 e 2012)

Le famiglie costituiscono il settore economico che domanda il servizio. La domanda di servizi ricreativi per un particolare ecosistema dipende quindi dalla densità di popolazione che ne può potenzialmente usufruire quotidianamente (in base alla prossimità).

Il **flusso effettivo** dipende dalla capacità di tale popolazione di usufruire del servizio. Una volta calcolato il numero di abitanti a distanze almeno prossime (entro i 4 Km) dall'area che offre il servizio ricreativo - e che sono quindi considerati come "domanda soddisfatta" - si deve valutare il numero medio di accessi da parte di tale popolazione che è stimata sulla base di una funzione di mobilità⁷⁶. Persone che vivono oltre la soglia di prossimità di un'area a scopo potenzialmente ricreativo vengono considerate come "domanda non soddisfatta".

La figura dei flussi effettivi (*Fig. 32*) va interpretata. Un aumento del flusso può, infatti, dipendere sia da un aumento dell'area potenziale, sia della domanda (popolazione in prossimità dell'area). Infatti, le zone con minore valore ricreativo possono avere una duplice motivazione:

- per quel che riguarda il flusso potenziale possono registrarsi carenze nella presenza ed estensione di ambienti naturali e/o infrastrutture che ne permettono accessibilità;
- per quel che riguarda la domanda il numero di residenti nell'area prossima all'attrazione ricreativa naturalistica non è elevato e di conseguenza diminuisce anche il numero di visite potenziali.

Soprattutto, va sottolineato come **pur di fronte ad un aumento del potenziale ricreativo di un ecosistema** che dipende anche dalla sua fruibilità (garantita da infrastrutture umane) **si possa assistere alla riduzione di altri SE** (ad esempio, di regolazione) per via di eccessiva frammentazione o cambiamento del suolo. Tuttavia, mentre in questa fase dell'applicazione della contabilità sono esclusi gli ecosistemi che contengono aree naturali protette (per una loro valutazione, si vedano le stime mostrate al *Cap. 6.4*), è comunque importante includerle nei futuri sviluppi, tenendo conto delle soglie di accessi a scopi ricreativi che possono compromettere gli habitat e le funzioni naturali di tali ecosistemi.

⁷⁶ Modello MENE: <https://www.gov.uk/government/collections/monitor-of-engagement-with-the-natural-environment-survey-purpose-and-results>

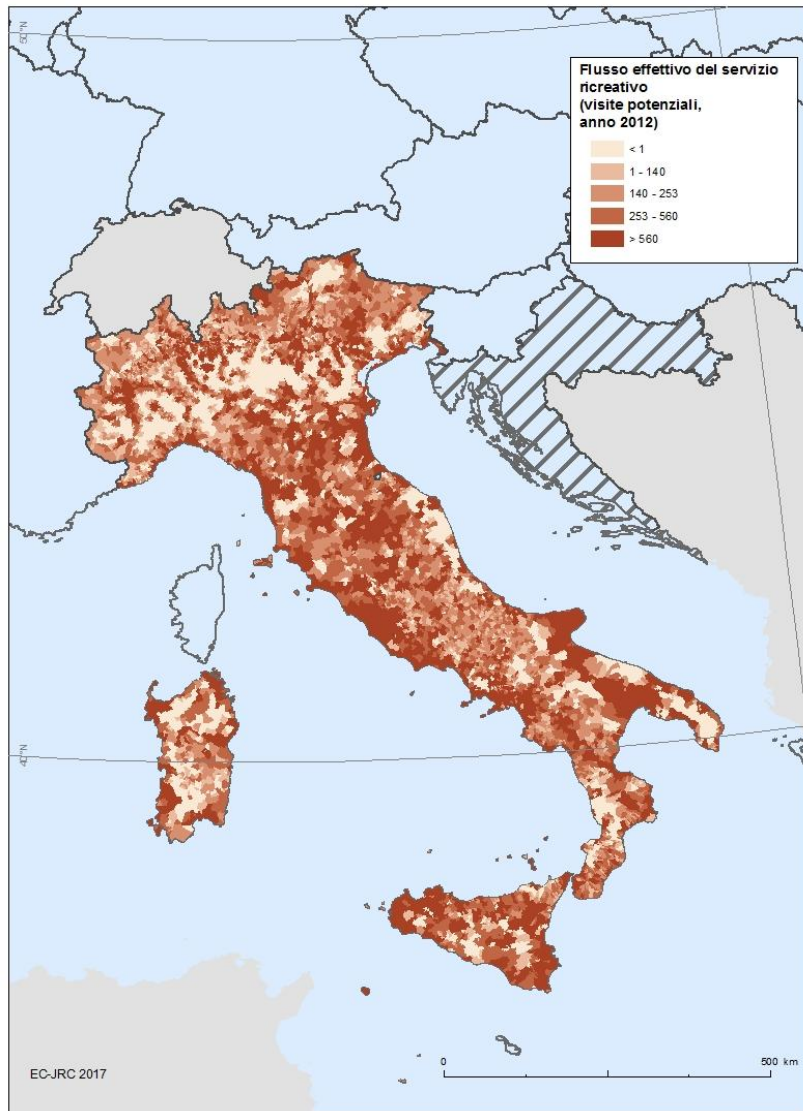
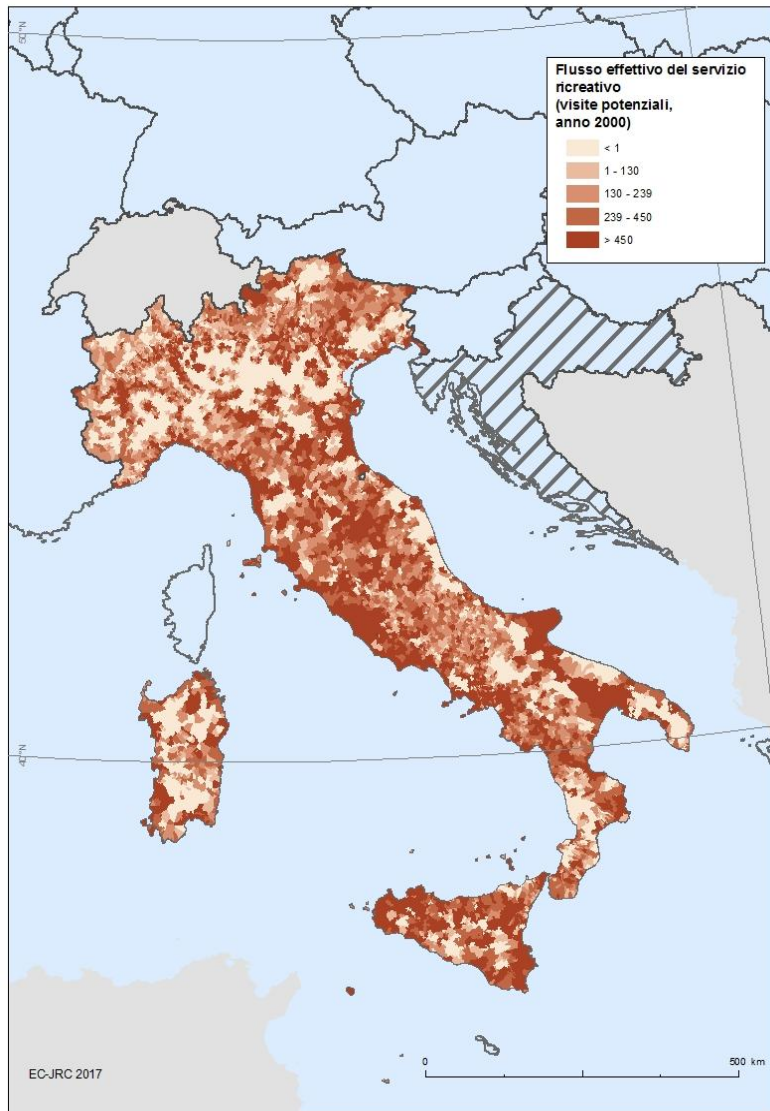


Fig. 32 - Mappa Italia: Flussi Effettivi di Servizi Ricreativi – (2000 e 2012)

Contabilità monetaria

La valutazione biofisica riconduce direttamente alla valutazione monetaria del flusso di servizi ricreativi in quanto la metodologia di valutazione economica usata è quella del *travel cost* zonale (Vallecillo *et al.*, 2018; si veda altresì CCN (2017) ed alcune valutazioni monetarie specifiche per l'Italia nel *Cap. 6.4*). L'attribuzione di un costo (monetario) unitario di viaggio in base alla distanza per raggiungere ed usufruire del servizio ricreativo permette di ottenere le seguenti tabelle *Supply* e *Use*. Tutti gli ecosistemi offrono servizi ricreativi, con l'ecosistema forestale al primo posto, ed osserviamo che tutti hanno incrementato il valore dell'offerta andando dal 2000 al 2012 (*Tab. 22*). Nella *Tab. 23* vediamo invece che la totalità del flusso è usata dalle famiglie.

Tab. 22 - "Supply" servizi ricreativi (2000 e 2012)

Tipo di unità economica					Tipo di ecosistema									
	Settore primario	Settore secondario	Settore terziario	Famiglie	export	Arece urbane verdi	terreni agricoli	praterie	Arbusteti	Foreste	terreni scarsamente vegetati	Zone umide	Fiumi e laghi	Coste
Servizi ricreativi														
<i>mln euro</i>														
2000						1,09	247,25	234,62	139,64	1092,80	158,94	5,69	5,00	1,47
2012						1,93	437,10	414,78	246,87	1931,93	280,98	10,05	8,83	2,59

Tab. 23 - "Use" servizi ricreativi (2000 e 2012)

Tipo di unità economica					Tipo di ecosistema									
	Settore primario	Settore secondario	Settore terziario	Famiglie	export	Arece urbane verdi	terreni agricoli	praterie	Arbusteti	Foreste	terreni scarsamente vegetati	Zone umide	Fiumi e laghi	Coste
Servizi ricreativi														
<i>mln euro</i>														
2000				1886,49										
2012				3335,07										

Mentre, dunque, dalla contabilità possiamo vedere che **il valore dei servizi ricreativi (non turistici) offerti dagli ecosistemi è passato da 1,9 Mld € a 3 Mld €** tra il 2000 ed il 2012, **le mappe spaziali possono offrire utili indicazioni di policy relative alla pianificazione territoriale per garantire una maggiore equità di accesso alle attività ricreative all'aria aperta offerte da un ecosistema**, ma tenendo conto

anche conto che **l'esperienza ricreativa dipende dallo stato di conservazione** di suddetto ecosistema. Tali indicazioni sono, quindi, utili solo se usate in combinazione con **la valutazione dell'impatto di tale pianificazione sul flusso di altri SE offerti dallo stesso ecosistema** che viene usato anche a scopi ricreativi.

6.2.3 Purificazione delle acque

Valutazione biofisica

La *Purificazione delle acque* è un importante SE: le zone umide, i laghi, i fiumi e le pianure alluvionali, hanno la capacità di trattenere, trattare e rimuovere inquinanti, sedimenti e nutrienti in eccesso. Ciò evita l'inquinamento delle acque a valle e, cosa più importante, contribuisce alla fornitura di acqua pulita per vari usi, sia civili che produttivi. Il SE in questione è prodotto in acque superficiali (ecosistema *Laghi e Fiumi*) dove solitamente vengono sversati o percolano gli scarti dell'attività economica primaria (agricoltura e allevamento) insieme ai residui del trattamento primario delle industrie e delle famiglie. In pratica, la disponibilità di questo servizio garantisce che l'ecosistema delle acque superficiali non venga intaccato da un eccessivo inquinamento e che si debba procedere a metodi di depurazione artificiali (con un costo) per preservarne la funzionalità.

Nel nostro caso, l'azoto (N) funge da indicatore della qualità dell'acqua, dal momento che il carico eccessivo di questo nutriente è una delle principali cause di inquinamento delle acque, determinando il fenomeno dell'eutrofizzazione. Il potenziale dipende, quindi, da una soglia critica di 1 milligrammo di N per litro d'acqua (1 mg/l) oltre il quale l'ecosistema rischia l'eutrofizzazione.

Usando i dati sulla portata media di fiumi e laghi si può calcolare la capacità di carico di N per ogni ecosistema, ovvero la soglia di sversamento totale che ogni fiume e lago può sopportare in un anno. Considerando la domanda di purificazione, data dallo sversamento totale, **il flusso effettivo mostra l'ammontare dello sversamento di N che viene diluito dai corsi d'acqua**. Le mappe sottostanti mostrano rispettivamente, solo per gli anni 1990 e 2000, il flusso attuale flusso ed il potenziale sostenibile del servizio di purificazione delle acque.

Da queste si evince che **laddove c'è una riduzione di emissioni di N** (tale da rispettare la soglia di 1 mg/l), **il flusso effettivo diminuisce e di conseguenza il flusso sostenibile aumenta: i subcatchments dove la differenza fra flusso sostenibile e il flusso attuale da negativa diventa positiva mostreranno valori crescenti e rappresenteranno per il policy maker un risultato importante in termini di sostenibilità**.

Nel confronto tra il 1990 ed il 2000, infatti, assistiamo a tale processo in molte aree quali, ad esempio, la Sardegna o l'area dell'Appennino tosco-emiliano. Mentre il processo contrario (aumento uso-diminuzione flusso sostenibile) è osservabile, ad esempio, in Sicilia (*Fig. 33 e Fig. 34*).

Tab. 24 - componenti della contabilità della purificazione dell'acqua

Purificazione dell'Acqua		Anni			Fonte dati
Potenziale	Tonnellate di N diluibili dall'ecosistema senza influenzarne l'integrità (soglia di concentrazione di 1 mg/l)	1990	2000	2005	La Notte <i>et al.</i> (2017)
Domanda	Quantità di N sversate nell'ecosistema dai settori economici (tonnellate/km/anno)	1990	2000	2005	Grizzetti <i>et al.</i> (2012)
Flusso effettivo	N rimosso (tonnellate/km/anno)	1990	2000	2005	Grizzetti <i>et al.</i> (2012)

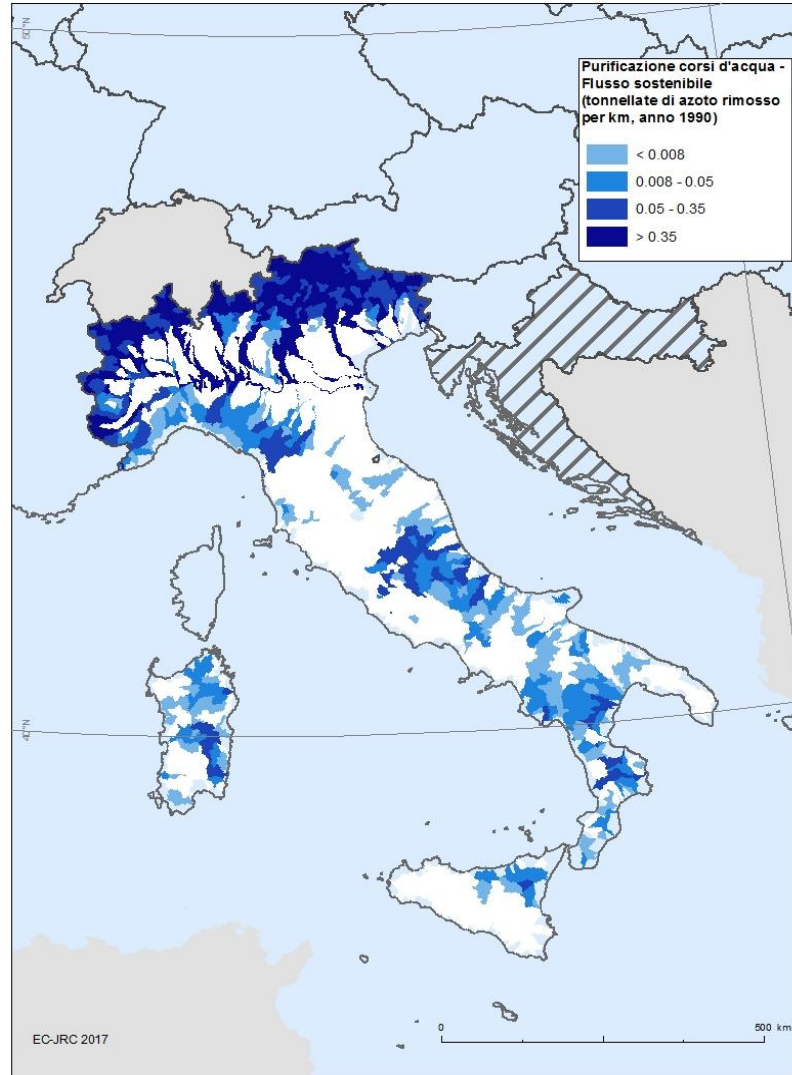
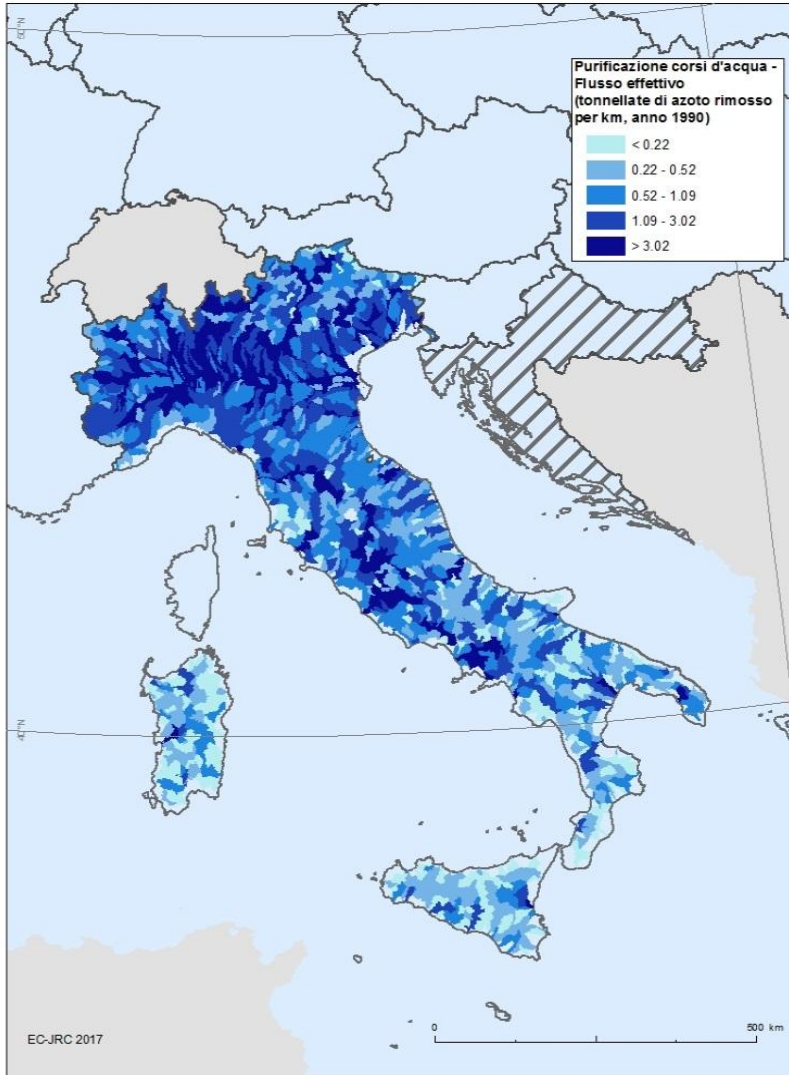


Fig. 33 - Mappa Italia: Flusso effettivo e potenziale di purificazione dell'acqua (1990)

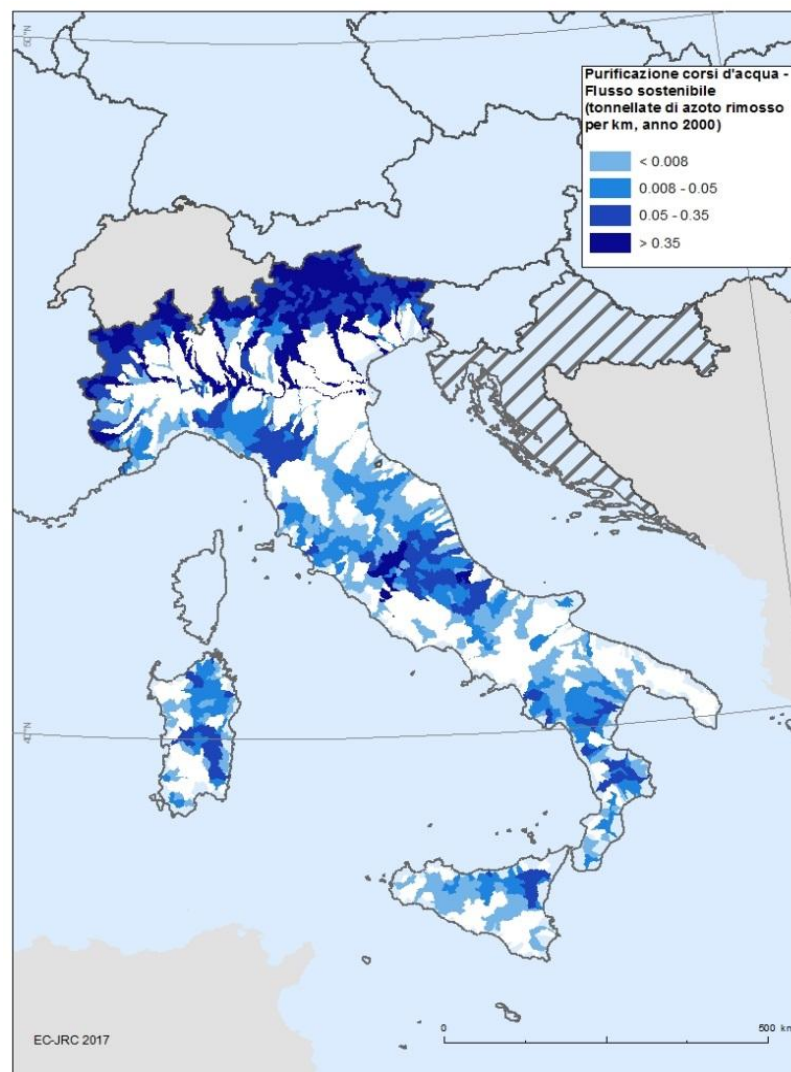
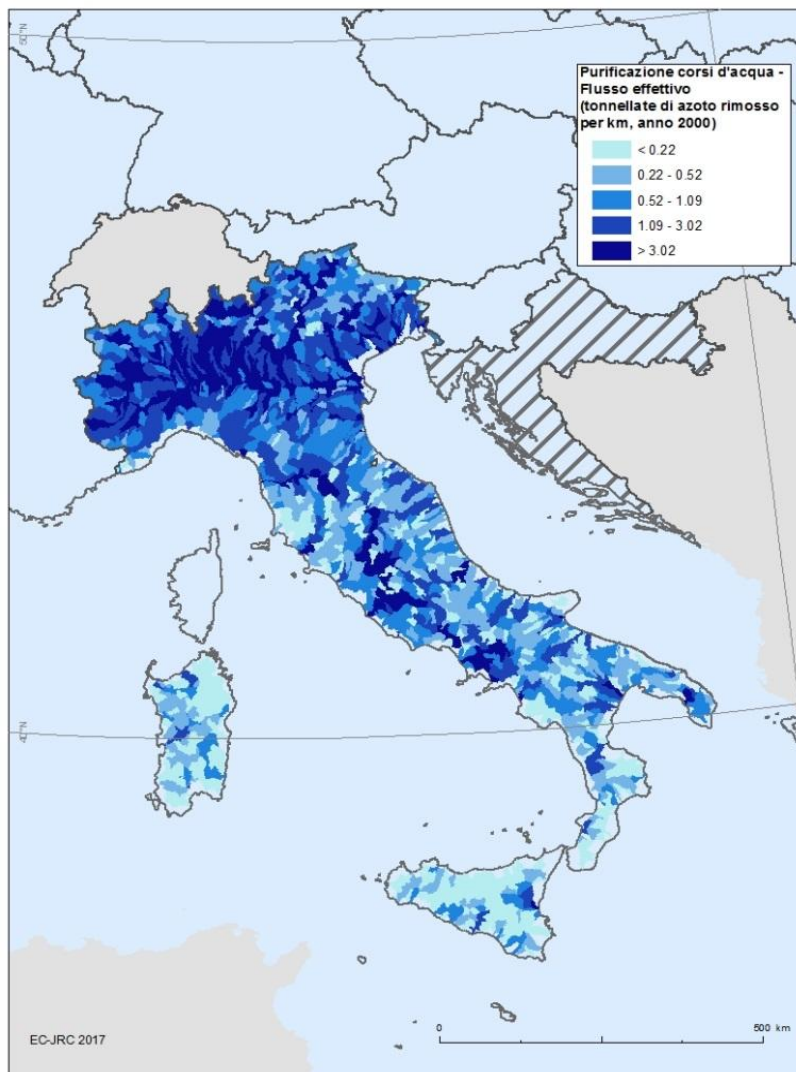


Fig. 34 - Mappa Italia: Flusso effettivo e potenziale di purificazione dell'acqua (2000)

Contabilità monetaria

Per la valutazione monetaria è stato adottato un approccio basato sui costi. L'idea sottostante è che pulendo (parzialmente) gli scarichi provenienti da attività umane, gli ecosistemi acquatici forniscono gratuitamente un SE, evitando il degrado dell'ecosistema. Se questo ecosistema venisse degradato, il servizio che offre dovrebbe essere sostituito da uno artificiale per il quale dovrebbero essere sostenuti dei costi reali. La migliore approssimazione per il valore monetario del servizio di purificazione è quindi il costo da sostenere per costruire zone umide artificiali.

Le Tab. 25 e Tab. 26 sottostanti rappresentano rispettivamente *Supply* e *Use*. In particolare:

- l'ecosistema che offre il servizio è "Fiumi e Laghi" (Tabella *Supply*)
- il maggiore sversamento di azoto è effettuato dal settore agricoltura, seguito dall'insieme di settore secondario, settore terziario e famiglie (Tabella *Use*, parte relativa alle unità economiche)
- l'uso eccessivo del servizio di purificazione dell'acqua viene contabilizzato come consumo di CN fisso (Tabella *Use*, parte relativa agli ecosistemi).

Tab. 25 – "Supply" della purificazione delle acque

	Tipo di unità economica						Tipo di ecosistema									
	Agricoltura	Foresta	Attività di pesca	Settore secondario	Settore terziario	famiglie	export	Arece urbane verdi	terreni agricoli	praterie	Arbusteti	Foreste	terreni scarsamente vegetati	Zone umide	Fiumi e laghi	Coste
Purificazione dell'acqua																
<i>mln euro</i>																
1990															1.105,74	
2000															1.098,62	
2005															1.108,30	

Tab. 26 - "Use" della purificazione delle acque

	Tipo di unità economica						Tipo di ecosistema (consumo di "capitale naturale")									
	Agricoltura	Foresta	Attività di pesca	Settore secondario	Settore terziario	famiglie	export	Arece urbane verdi	terreni agricoli	praterie	Arbusteti	Foreste	terreni scarsamente vegetati	Zone umide	Fiumi e laghi	Coste
Purificazione dell'acqua																
<i>mln euro</i>																
1990	1068,96				36,778										-859,62	
2000	1061,62				36,995										-830,18	
2005	1074,03				36,995										-872,59	

In questo schema contabile, gli utilizzatori del SE sono separati dagli utilizzatori del beneficio finale. I primi sono identificati come quei soggetti che con la loro azione (i) attivano il servizio ecosistemico e (ii) sono in grado di modificarne l'ammontare nel tempo (*enabling actors*; La Notte & Marques, 2017): in questo caso il settore agricolo è la fonte principale di emissioni di N, seguito da altri settori e le famiglie. I beneficiari finali sono coloro che utilizzano quanto generato dal SE; in questo caso si tratterà principalmente delle compagnie responsabili della raccolta e distribuzione dell'acqua, seguite dai prelievi diretti operati da vari settori e dalle famiglie.

Nella tabella *Use*, nella parte relativa agli ecosistemi troviamo un'informazione aggiuntiva rispetto alla versione ufficiale di queste tabelle contabili. Dalla differenza fra flusso sostenibile e flusso effettivo è, infatti, possibile misurare se e in che misura il Paese è avviato su un **percorso di sostenibilità** in quanto si mostra il consumo dell'*asset* ecosistemico che è in grado di fornire il servizio di purificazione.

Nel caso dell'Italia, tale percorso sembrava essersi avviato nel decennio 1990-2000 (riduzione del consumo di CN) per poi invertirsi nel 2005, per cause sia antropiche (aumento delle emissioni di N) che naturali (ad es., scarse piogge in grado di aiutare la capacità di diluizione del corpo idrico).

In generale, il servizio di purificazione delle acque risulta avere una situazione potenzialmente critica, dove il **flusso effettivo di servizio utilizzato è molto superiore rispetto a quello sostenibile, in gran parte del territorio nazionale**. Allo stesso tempo, però, si sottolinea che, specialmente negli anni 90, si era assistito ad un miglioramento della situazione anche grazie all'introduzione, nel 1991, della Direttiva sui Nitrati⁷⁷ che mirava, specificatamente, a proteggere la qualità dell'acqua in tutta Europa impedendo ai nitrati provenienti da fonti agricole di inquinare terra e corpi idrici oltre certe soglie.

Per concludere, questa prima applicazione dei modelli *JRC* ai 3 SE illustrati, è importante sottolineare come l'aspetto legato al reperimento di dati bio-fisici geo-referenziati su scala locale risulti essere prioritario. Le informazioni su scala europea e nazionale hanno l'obiettivo e la capacità di evidenziare le criticità e di individuare le aree geografiche dove il servizio è maggiormente sotto pressione; al contrario, **nella fase di intervento volta a mitigare e ripristinare lo stato qualitativo/quantitativo del servizio sono necessarie informazioni e dati geo-referenziati su scala locale** in modo da rendere l'intervento di policy maggiormente efficace ed efficiente.

In tal senso, si raccomanda l'implementazione di modalità condivise, a livello locale, per la raccolta e il monitoraggio nel tempo dei dati biofisici che definiscono la funzionalità dei diversi SE.

6.3 La valutazione biofisica-economica dei Servizi Ecosistemici: gli studi ISPRA

6.3.1 Controllo e mitigazione dell'erosione

Valutazione biofisica

Il controllo dell'erosione dei suoli rientra nella categoria dei SE di regolazione, e consiste nel contrastare i processi di degrado del suolo. L'erosione del suolo è solitamente un fenomeno naturale che contribuisce alla formazione e al modellamento della superficie terrestre, ma che porta a un deterioramento relativamente lento delle proprietà del suolo. A questo proposito, assumono particolare rilevanza tutte quelle azioni che determinano una parziale asportazione della parte superficiale del terreno, esponendola agli agenti erosivi, rappresentati, alle nostre latitudini, principalmente dalle precipitazioni meteoriche e dalle acque di scorrimento superficiale. Tale erosione idrica è quindi strettamente legata all'evoluzione del clima ma anche alle caratteristiche geomorfologiche e vegetazionali specifiche del territorio (ISPRA, 2015). Il fenomeno può essere tuttavia esacerbato e accelerato da fattori di origine antropica come le variazioni d'uso del suolo nell'ambito di attività agricole e forestali non sostenibili, o l'impermeabilizzazione del territorio imputabile a processi di urbanizzazione e infrastrutturazione

⁷⁷ Direttiva del Consiglio delle Comunità Europee del 12 dicembre 1991 relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole (91 /676 /CEE).

che possono causare una riduzione grave e permanente della capacità protettiva della copertura vegetale del suolo.

In tali circostanze, l'alterazione di queste coperture o la modifica del naturale reticolo di drenaggio determinano una riduzione della capacità d'infiltrazione delle acque, con il conseguente incremento dei deflussi idrici superficiali anche ad elevato carico solido sia verso i corpi idrici che verso le aree urbane. In generale la mancata ritenzione idrica da parte del suolo comporta un aumento dei fenomeni alluvionali ed erosivi (Rodriguez *et al.*, 2014). In ambiti agricoli la rimozione, per erosione, della parte superficiale del suolo ricca di sostanza organica e importanti nutrienti ne riduce, anche in modo rilevante, la produttività e può portare, nel caso di suoli poco profondi, a una perdita irreversibile di terreni coltivabili (ISPRA, 2015).

L'erosione e il declino dei quantitativi di materia organica sono fra le forme più note di degrado dei suoli identificate nella Strategia tematica sul Suolo dell'Unione Europea (EC, 2006), e secondo le stime effettuate dal JRC, la superficie interessata dal fenomeno nell'UE-27 risulta pari a 1,3 Mln di km², il 20% dei quali subisce una perdita di suolo superiore a 10 t/ha/anno (Panagos *et al.*, 2015). **Tra i 28 Stati Membri, l'Italia presenta il tasso di perdita di suolo più alto**, con valori medi di 8,46 t/ha/anno, spiegabili con le elevate pendenze del nostro territorio associate ad alti valori nell'erosività delle piogge, conseguenza di precipitazioni intense e concentrate in particolare a seguito di lunghi periodi siccitosi. Tali valori, pur essendo elevati, devono essere comunque valutati tenendo in considerazione i diversi contesti territoriali e le diverse tipologie di suolo. Per suoli molto profondi e su substrati facilmente lavorabili e migliorabili con fertilizzazioni e apporti di sostanza organica, come quelli delle aree agricole montano-collinari dell'Emilia Romagna⁷⁸, è di norma ritenuta tollerabile una perdita di suolo inferiore a 11,2 t/ha/anno (corrispondente a circa 1 mm/anno) mentre per suoli sottili ed altamente erodibili, caratterizzanti ampi settori del territorio italiano soprattutto nelle regioni meridionali, la soglia di tollerabilità si abbassa a 2 t/ha/anno (McCormack, 1982).

La valutazione biofisica di questo servizio ecosistemico è stata realizzata attraverso il modello *SDR (Sediment Delivery Ratio)* appartenente alla suite di modelli InVEST (Terrado *et al.*, 2013; AA.VV., 2015). Il modello produce una mappatura di erosione potenziale dei suoli (espressa in volume) dove l'asportazione della parte superficiale del terreno, ed il suo conseguente accumulo all'interno dei corsi d'acqua, è dovuta principalmente all'azione delle acque di ruscellamento superficiale e alle piogge.

Il modello utilizza informazioni relative alle caratteristiche geologiche, pedologiche, idrologiche, morfologiche e vegetazionali specifiche del territorio nonché i dati sulle condizioni climatiche alle quali il territorio è soggetto, nonché quelli relativi alle pratiche di gestione.

Per la valutazione della perdita annuale di suolo (Fig. 35), il modello di InVEST applica, ad una mappa di uso e copertura del suolo, la formula dell'equazione matematica *Rusle* (Revised universal soil loss equation) ovvero la revisione dell'equazione *Usle* (Universal soil loss equation) adattata ad ambienti topografici complessi. I parametri richiesti dal modello sono stati acquisiti dal JRC⁷⁹ (Panagos *et al.*, 2014; 2015), e tuttavia il numero molto limitato di tali parametri e la semplicità del modello, rendono gli output estremamente sensibili ai dati in ingresso.

Come dato di input è stata utilizzata una cartografia derivata dall'integrazione tra gli *High Resolution Layers* e il *Corine Land Cover 2012*, nonché tutti i cambiamenti di copertura del suolo registrati fino al 2016 dalla carta nazionale del consumo di suolo, aggiornati utilizzando una risoluzione a 10 metri. Nelle elaborazioni sono stati considerati soltanto i cambiamenti di copertura del suolo da naturale, seminaturale e agricolo ad artificiale, e non si sono invece considerate le trasformazioni avvenute tra altre tipologie come, ad esempio, da agricolo a forestale o da agricolo intensivo ad agricolo estensivo.

⁷⁸ https://applicazioni.regione.emilia-romagna.it/cartografia_sgss/user/viewer.jsp?service=erosione

⁷⁹ <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/>

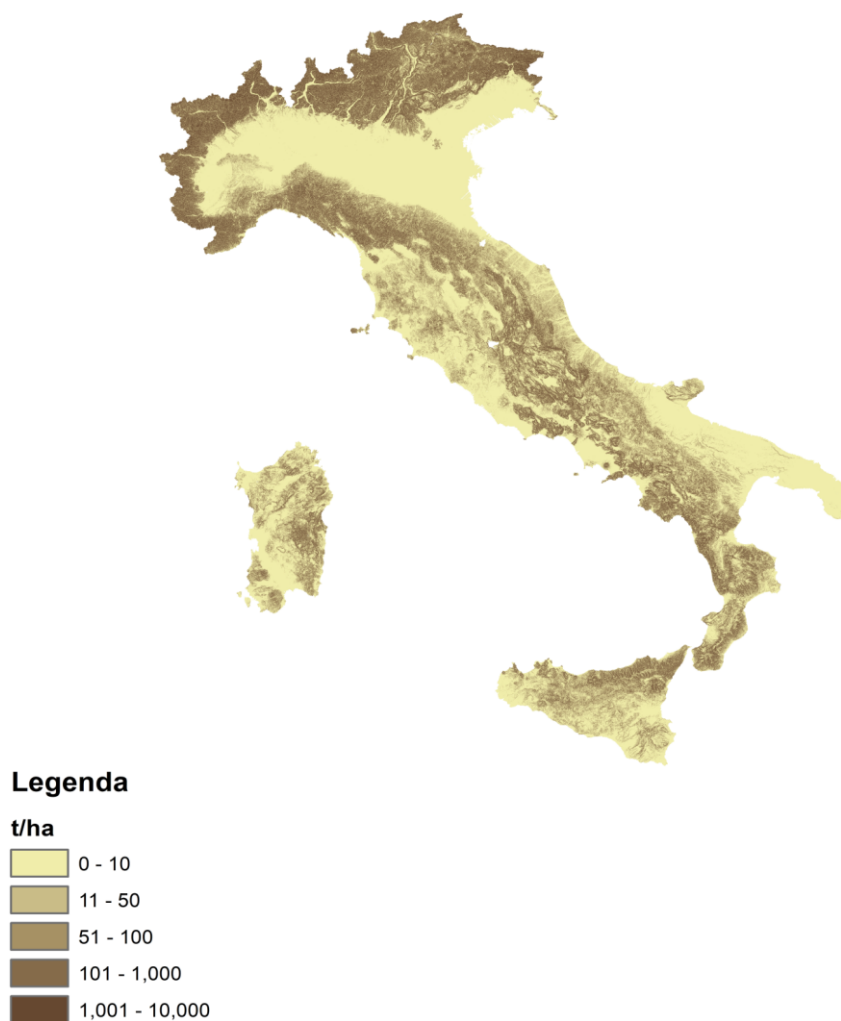


Fig. 35 - Mappa Italia: Perdita di suolo per erosione in ton/ha (2016)

Fonte: elaborazioni ISPRA

Valutazione economica

L'erosione genera costi diretti sulla funzionalità dei suoli e incide sulla produttività *in-situ* dei terreni agricoli, con conseguente declino delle risorse del suolo (Colombo *et al.*, 2005), perdite di produzione, rese e nutrienti, danni alle piantagioni e riduzione dell'area di semina disponibile (Telles *et al.*, 2011). L'erosione del suolo genera anche costi 'esterni' come conseguenza di eccessivo accumulo di sedimentazione, fra i quali quelli relativi alla perdita dell'habitat naturale e della biodiversità, all'aumento del rischio di inondazioni e frane, al danneggiamento delle attività ricreative, all'abbandono delle terre e alla distruzione di infrastrutture come strade, ferrovie e altri beni pubblici (Colombo *et al.*, 2005; Telles *et al.*, 2011; 2013).

In questo Rapporto si è ritenuto tuttavia di adottare per il momento un approccio alla **valutazione economica** del servizio di controllo dell'erosione, facendo riferimento al costo⁸⁰ associato all'adozione di soluzioni di protezione che abbiano equivalente funzionalità (costo di sostituzione o *replacement cost*), piuttosto che ad una metodologia di quantificazione del danno potenziale (*avoided cost*).

Tra l'altro il costo di sostituzione può rappresentare in questo caso anche un costo, non sempre completo, di ripristino (*restoration cost*) della fertilità dei suoli, funzionale alla protezione dall'erosione.

⁸⁰ Prezzo di mercato di uso diretto.

A questo proposito sono stati presi in considerazione riferimenti in letteratura scientifica tali da analizzare la sensibilità della stima al variare della tipologia di intervento e quindi del relativo costo imputato (Fig. 36). In uno dei riferimenti, pure suggeriti dal JRC nel più recente *Technical Report 2017* (La Notte *et al.*, 2017), Busch *et al.* (2012) propongono un costo di 30.000 €/ha, considerando l'adozione di misure di controllo attraverso interventi di ingegneria naturalistica. Sulla base di queste opzioni, ISPRA stima un costo di **6,10 €/ton** rivalutato al 2017, e simula un valore economico totale del servizio corrispondente a **34,8 Mld €**.

Robinson *et al.* (2014) prevedono una sostituzione con un mix di materiali (sabbia, ghiaia, terriccio, fertilizzanti biologici, ecc.) con un costo di sostituzione⁸¹ dello strato di 30 cm di terreno superficiale di 83.578,47 €/ha, convertiti da \$ e rivalutati al 2017. Il costo, che consente di offrire un termine di comparazione con il precedente caso studio, è di **17,55 €/ton**, e nella simulazione effettuata da ISPRA per questo Rapporto, conduce ad un valore economico totale stimato del servizio di **100,2 Mld €**.

Morri *et al.* (2014) propongono, alternativamente, trasporto e posa di terriccio universale con un costo di ripristino di 41 €/m³ che, convertito in tonnellate porta ad un costo unitario di **26,08 €/ton** rivalutato al 2017 e ad un valore economico totale stimato, anch'esso da ISPRA, di **149 Mld €**.

Una delle valutazioni più recenti per il solo costo della perdita di produttività agricola dovuta all'erosione del suolo è invece fornita da Panagos *et al.* (2018) e, attraverso una combinazione di modelli biofisici e macroeconomici, conduce ad un valore complessivo di perdita per l'Italia di 619 Mln € solo per la componente agricola.

Questi tentativi di valutazione economica restituiscono un valore complessivo non privo di diversi gradi di approssimazione e necessitano, evidentemente, di opportuni approfondimenti e miglioramenti futuri. Per cui essi intendono rappresentare, nelle intenzioni di chi ha elaborato tali stime, soltanto degli ordini di grandezza indicativi dei costi che si dovrebbero teoricamente affrontare per mantenere i SE che un territorio, ormai definitivamente mutato, non è più in grado di fornire.

⁸¹ Prezzo di mercato.

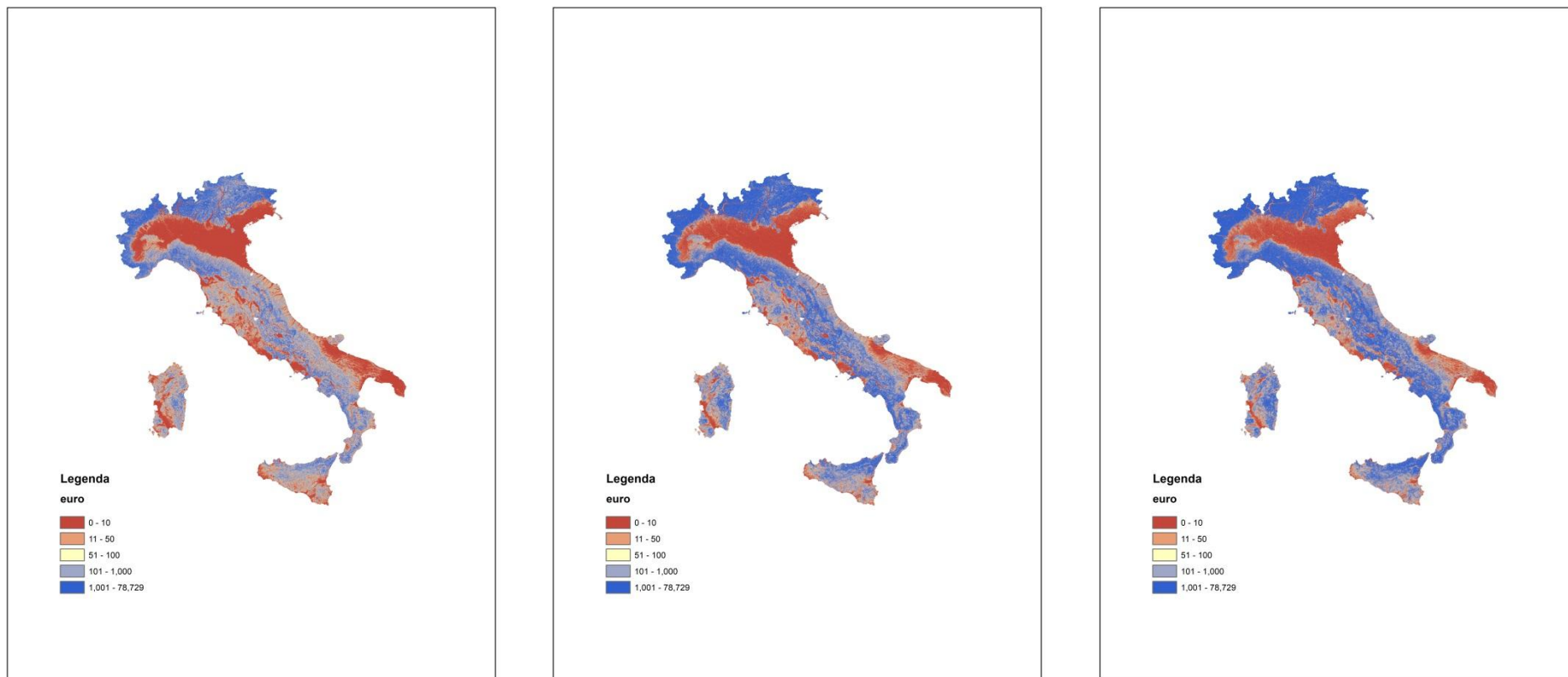


Fig. 36 - Mappa Italia: Costi per tipologia d'intervento contro l'erosione del suolo

Fonte: elaborazioni ISPRA

(da sinistra a destra: 6,10 €; 17,55 €; 26,08 €)

6.3.2 Qualità degli Habitat

Valutazione biofisica

La *Convenzione sulla Diversità Biologica* offre una prima definizione di *habitat* e di diversità biologica, con la quale si intende “*la variabilità degli organismi viventi di ogni origine, compresi gli ecosistemi terrestri, marini e altri ecosistemi acquatici, e i complessi ecologici di cui fanno parte*”.

Gli habitat, a causa dei diversi fattori di impatto che gravano su di essi (specie aliene invasive, cambiamenti di uso del suolo, impermeabilizzazione, compattazione, salinizzazione, ecc.), sono soggetti a fenomeni di degrado complessivo, distrofia e alterazione del funzionamento dei processi eco-biologici, oltre che alla complessiva riduzione della resilienza ecologica e frammentazione ecosistemica (Seto *et al.*, 2012). L'impermeabilizzazione lineare del suolo (es. strade e autostrade), ad esempio, svolge un vero e proprio effetto barriera ai percorsi migratori e agli spostamenti degli animali in genere, risultando dunque una seria minaccia per la biodiversità. La frammentazione, invece, in primis porta alla riduzione (in termini quantitativi) della superficie degli *habitat*. In secondo luogo, determina l'aumento dell'isolamento dei margini degli habitat, i quali a loro volta possono essere disturbati dalle pressioni antropiche in cui essi sono immersi, sia di tipo agricolo che urbano.

Il Rapporto 2017 sul consumo di suolo in Italia (ISPRA, 2017) documenta un livello di impermeabilizzazione media di oltre il 23% del suolo compreso tra 0 e 300 m di distanza dalla costa e più del 19% compreso tra i 300 e i 1.000 m. Tale fenomeno, oltre ad aumentare evidentemente la vulnerabilità dell'ambito costiero rispetto a fenomeni di dissesto idrogeologico e di erosione nelle aree di sfocio naturale dei fiumi (dove peraltro servirebbe la massima attenzione al mantenimento del naturale regime idrologico), ha determinato, e sta determinando, il depauperamento di notevoli beni paesaggistici e di *habitat* cruciali per il sostentamento e il benessere dei cittadini. La percentuale di consumo di suolo all'interno delle aree protette si limita, comunque, al 2,3%, evidenziando mediamente la maggiore naturalità di tali zone rispetto al resto del territorio nazionale. Il SE relativo alla qualità degli *habitat*, rientra nella categoria dei cosiddetti servizi di supporto, i quali, attraverso la fornitura di diversi tipi di *habitat* essenziali per la vita di qualsiasi specie e il mantenimento della biodiversità stessa, sono alla base della fornitura di ulteriori servizi quali la fotosintesi e il ciclo di nutrienti.

ISPRA ha proposto una possibile metodologia applicativa per la mappatura e la stima della variazione qualitativa riferita alla funzione di *Habitat Quality (HQ)*, che è utilizzata come proxy per la valutazione dell'efficacia dello stato di conservazione della biodiversità.

Al fine di realizzare una valutazione qualitativa degli effetti ambientali in aree sensibili determinati dalle variazioni d'uso del suolo, è stato avviato uno studio che si basa sull'ipotesi che le aree con una maggiore *HQ* siano quelle con una maggiore abbondanza di specie native, mentre quelle con una minore *HQ* siano quelle con una minore persistenza delle specie.

Lo studio si avvale di dati, riferiti alla lettura comparativa di indici di qualità ecosistemica e relativi ai repertori cartografici esistenti d'uso/copertura del suolo (*HRL - Copernicus High Resolution Layers*), elaborati e migliorati da ISPRA, a loro volta integrati con la cartografia *Corine Land Cover*, che individuano 12 categorie di habitat in funzione dell'uso e copertura del suolo, mantenendo la corrispondenza tematica con il Sistema di classificazione europea *EUNIS63*.

A tali repertori cartografici è stata associata, attraverso l'utilizzo del software *InVEST* (Terrado *et al.*, 2016), una valutazione ambientale del SE considerato. *InVEST* permette, infatti, di stimare la quantità e il valore dei SE allo stato attuale ed eventualmente con riferimento a scenari futuri.

Il software *InVEST* richiede diversi dati di input:

- mappa di uso e copertura del suolo (*Land Use and Land Cover – LULC*);

- indicatore di *Habitat Suitability* – in senso aspecifico, riferito in generale all’ecosistema, che indichi la capacità di sostenere specie vegetali e comunità animali che concorrono al mantenimento e alla conservazione della biodiversità;
- impatto di ciascuna minaccia sui diversi habitat, costituiti da una selezione di poligoni, che rappresentano elementi di disturbo attivo o passivo per gli *habitat*. Il peso che l’elemento di minaccia può avere rispetto agli *habitat*, espresso in valori tra 1 (elevato impatto) e 0 (impatto nullo);
- sensibilità di ogni singolo *habitat* ad essere influenzato dai diversi tipi di minacce;
- distanza degli *habitat* dalle relative fonti di alterazione dell’equilibrio proprio, espressa in chilometri;
- fattore di decadimento, inteso come la funzione che il software utilizza per “pesare” il degrado rispetto all’approssimarsi della minaccia all’*habitat* (la distribuzione del fattore di decadimento può essere lineare o potenziale).

Il modello HQ genera due mappe, che rappresentano la qualità degli *habitat* (*Habitat Quality*) e le pressioni potenziali che gravano su di essi (*Habitat Degradation*). Entrambi gli output del modello non corrispondono, però, a valori assoluti di qualità o degrado, come non sono espressione di indici economici o biofisici, bensì fanno riferimento a valori relativi rispetto alle condizioni ottimali (o peggiori, nel caso del degrado) presenti sul territorio oggetto di studio, esprimendo quindi un range di variazione rispetto ad un minimo (0) ed un massimo (1). Ciò è dovuto al fatto che il valore associato ad ogni singola cella deriva dalla relazione esistente tra la stessa e quelle limitrofe.

I valori di input descritti, necessari all’analisi del SE afferente ad habitat e biodiversità, sono stati acquisiti grazie ad un approccio *expert-based*, ovvero tramite la preparazione e somministrazione di un questionario creato *ad hoc* a cui hanno risposto 41 esperti. I valori raccolti sono stati comparati, depurati da possibili *outliers* e analizzati per assicurare una valida stima dei coefficienti richiesti per la parametrizzazione del modello.

A scala nazionale (*Fig. 37*), i risultati ottenuti mostrano che le aree caratterizzate da una minore qualità sono l’intera Pianura Padana, i poli urbani di Firenze, Roma e Napoli. Rispetto a queste, le zone di Ancona e Bari presentano una qualità leggermente superiore. Le coste mostrano anch’esse una qualità dell’*habitat* decisamente bassa a causa dell’ormai acclarata eccessiva pressione da parte degli insediamenti antropici (sia edifici che infrastrutture). Il lungomare Adriatico da Ravenna a Pescara presenta valori di bassa qualità, la stessa situazione che si presenta nel lungomare da La Spezia a Livorno e in quello romano, da Fiumicino al Circeo. Infine, si riscontra una bassa qualità dell’*habitat* lungo le coste campane, da Volturno a Castellamare. Le aree caratterizzate da alti valori di qualità, invece, corrispondono a quelle classi di uso del suolo connotate da una maggiore naturalità quali: praterie, foreste (siano di conifere che di latifoglie) e zone umide.

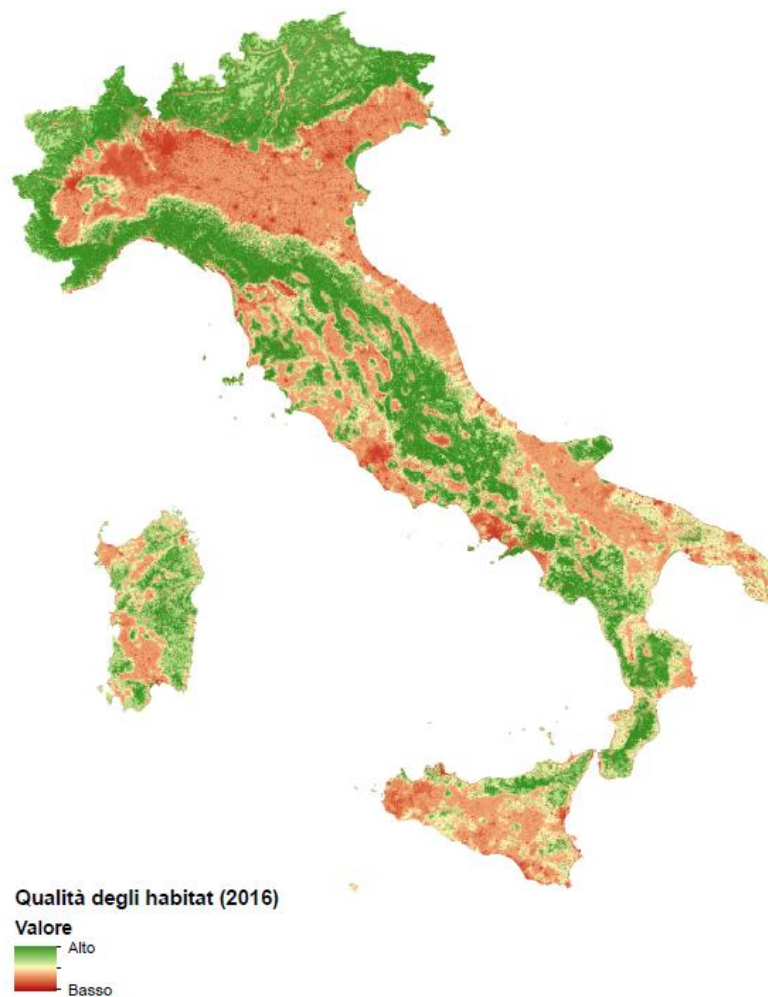


Fig. 37 - Mappa Italia: Qualità degli Habitat
Fonte: elaborazioni ISPRA

La valutazione economica

I valori monetari di riferimento considerati per la quantificazione economica del servizio Habitat in questo Rapporto prendono in considerazione le stime effettuate da Costanza *et al.* (2014, 2017) e le meta-analisi di De Groot *et al.* (2012) basate su oltre 320 pubblicazioni con più di 1.350 stime di valori puntuali. Nel caso del servizio di *habitat* si tratta, nella quasi totalità degli studi analizzati, di valori di welfare e non di scambio, ricavati dall'elicitazione di preferenze dichiarate o rivelate da campioni statistici di popolazioni di potenziali fruitori.

Per la stima del **valore economico totale** è stato calcolato prima il valore medio ponderato, per le rispettive superfici nel contesto nazionale, assunto dal SE HQ per i biomi indagati dalla letteratura di riferimento. Tale valore, convertito in €⁸² e attualizzato applicando il coefficiente di rivalutazione monetaria al 2017, corrisponde a 868,64 €/ha.

Complessivamente dunque il **valore economico totale** associato alla qualità degli *habitat* precedentemente stimata con il modello InVEST, corrisponde a **13.541 Mld €**, (spazializzato nella cartografia in Fig. 38), di cui, tra gli altri, 4.910 Mld € attribuibili alle foreste (Fig. 39), 1.479 Mld € a prati e pascoli (Fig. 40) e 103 Mld € alle zone umide (Fig. 41).

⁸² Da \$ internazionali a €, è necessario usare la tabella di PPP (Purchasing Power Parity) di World Bank.

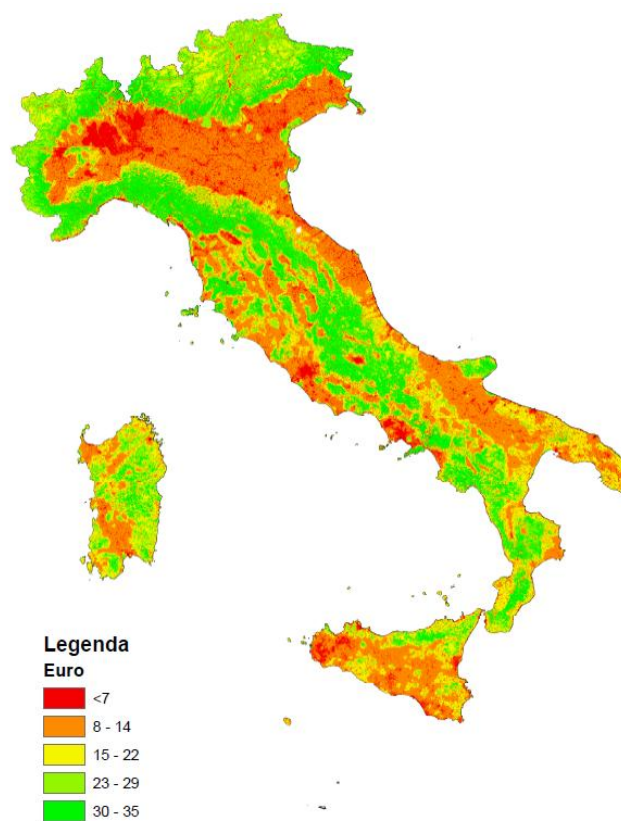


Fig. 38 - Mappa Italia: Valore economico della Qualità degli Habitat (2016)
Fonte: Elaborazioni ISPRA

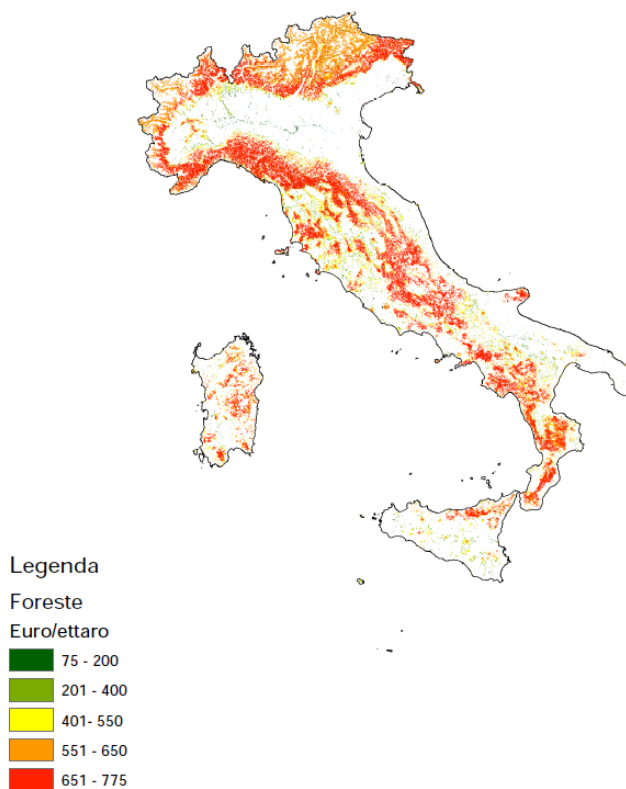


Fig. 39 - Mappa Italia: Valore economico della Qualità dell'Habitat (Foreste)
Fonte: Elaborazioni ISPRA

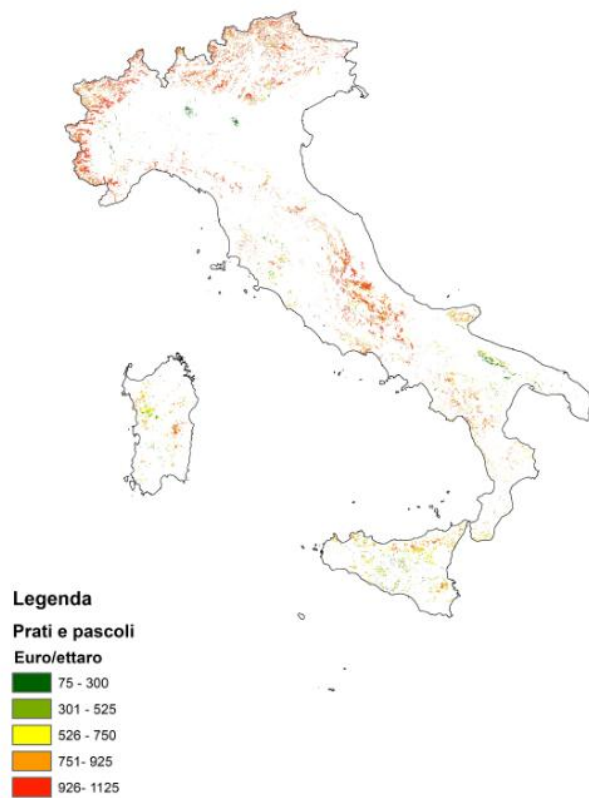


Fig. 40 - Mappa Italia: Valore economico della Qualità dell'Habitat (Prati e Pascoli)
 Fonte: Elaborazioni ISPRA

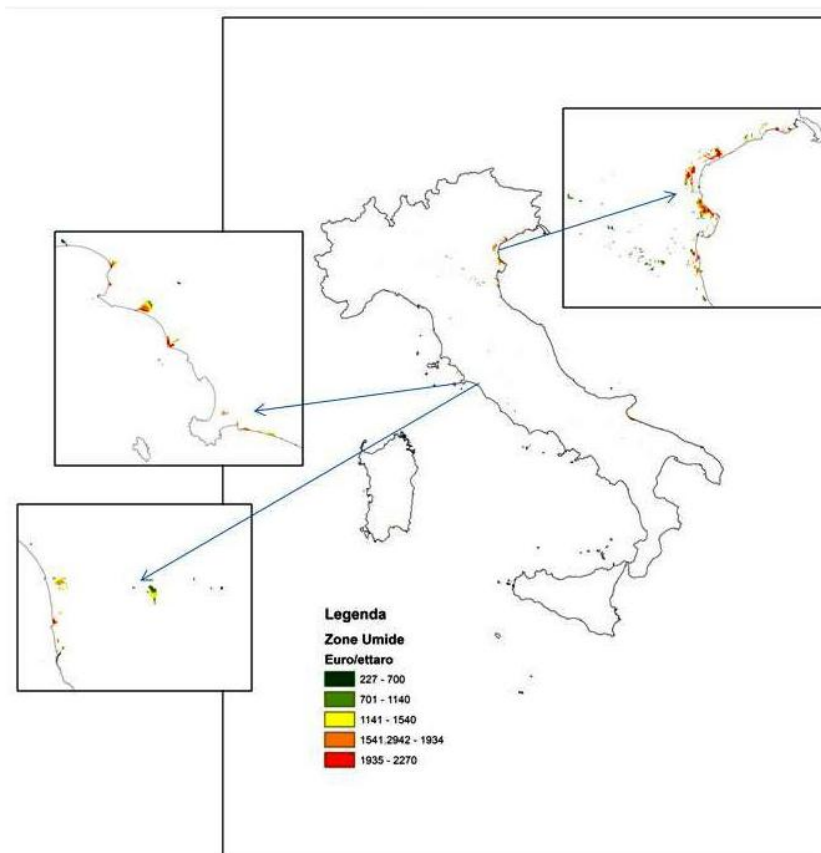


Fig. 41 - Mappa Italia: Valore economico della Qualità dell'Habitat (Zone Umide)
 Fonte: Elaborazioni ISPRA

6.4 Gli studi di letteratura sulla valutazione economica del Capitale Naturale e dei Servizi Ecosistemici in Italia

In questo paragrafo riportiamo una rassegna degli studi aventi per oggetto il CN e i SE e che, tramite l'uso dei diversi metodi di valutazione, hanno avuto l'obiettivo di quantificare il valore economico dei SE prodotti da ecosistemi italiani.

Il Valore Economico Totale (*VET*) dei SE è la somma di diverse tipologie di valori (CCN, 2017); alcuni studi mirano a quantificare il *VET* ma la maggior parte si concentrano su valori specifici del SE.

La maggior parte degli studi di valutazione, reperiti in letteratura e inseriti nella presente raccolta, risulta concentrata sulla quantificazione del valore d'uso per finalità ricreative cioè il servizio ricreativo. Tali studi mostrano che il valore dell'esperienza ricreativa risulta essere strettamente collegato al livello di biodiversità e alla qualità ambientale. In particolare, tutti gli studi dimostrano che esiste una disponibilità a pagare positiva per il miglioramento della biodiversità e dei SE e che il valore dell'esperienza ricreativa aumenta al crescere del livello di fornitura dei SE.

In Fig. 42 è possibile osservare la distribuzione geografica degli studi reperiti in letteratura. Come si può vedere ci sono aree geografiche dove sono stati fatti diversi studi di valutazione, in particolare la Lombardia, il Veneto, la Sicilia e il Friuli Venezia Giulia; in altre regioni invece la valutazione dei SE non è stata mai implementata. Molte delle regioni dove si rileva questa scarsità di studi sono regioni a forte intensità di fornitura di SE. Infine, 11 degli studi reperiti sono relativi alla valutazione dei SE su scala nazionale.



Fig. 42 - Numeri di studi di valutazione economica di CN e SE ripartiti per regione

E' interessante rilevare che, nella maggior parte gli studi analizzati, si prevede l'implementazione di programmi di gestione ambientale, *ad hoc*, per la conservazione e ripristino del SE, quale strumento principale per garantire la conservazione e la salvaguardia degli ecosistemi. **Se l'area di studio non è ancora un'area protetta, per**

esempio, se ne suggerisce la costituzione, se l'area protetta già esiste se ne suggerisce l'ampliamento e il rafforzamento. In tal senso, è importante sottolineare il ruolo ricoperto dai soggetti giuridici, privati o pubblici, che gestiscono parchi e aree protette e ne amministrano le risorse. Dalle letture effettuate si rileva che, in generale, c'è un'attenzione crescente a modelli decisionali partecipativi da parte delle comunità locali in partnership con l'amministrazione pubblica. Inoltre, si percepisce che, accanto alle politiche su scala locale, è pur tuttavia necessaria un'azione globale in grado di mitigare gli effetti negativi derivanti da problematiche ambientali sovranazionali. Le esigenze di conservazione sono la motivazione adotta dalla maggior parte degli studi analizzati: essi prendono spunto dalle innumerevoli minacce che riguardano i servizi prodotti dagli ecosistemi.

Per venire ora ad una rassegna puntuale, per dare un ordine ai diversi lavori, gli studi sono stati raggruppati in base al metodo di valutazione utilizzato riportando solo i più recenti. Questa raccolta non intende essere esaustiva ma sufficientemente completa da fornire un quadro chiaro dello stato dell'arte sulla valutazione economica dei SE in Italia. Sono state elaborate due tabelle (*Tab. 27 e Tab. 28*) che **dividono gli studi in due macro gruppi**: da una parte gli studi che rilevano il valore del servizio utilizzando prezzi di mercato o valori assimilabili ad esso, quali ad esempio i costi di ripristino artificiale del SE e il *Travel Cost* (TC); dall'altra gli studi che invece utilizzano metodi di valutazione non di mercato, come *Valutazione Contingente* (CV) e *Choice Experiment* (CE)⁸³. In linea con il modello JRC e con il *SEEA-EEA*, per ogni studio raccolto sono stati evidenziati, oltre l'area geografica e il valore monetario stimato, anche i tipi di ecosistema che forniscono il SE valutato.

Per un esempio di applicazione concreta di questi ultimi metodi si rimanda, inoltre, all'*Allegato G* dove si presenta uno studio di **valutazione del valore dei SE offerti dagli agrosistemi irrigui**. Infine, al *Box G* si riporta un approccio per arrivare, dalla quantificazione dei flussi di SE, alla determinazione del valore economico dello stock del servizio di assorbimento del Carbonio.

⁸³ La versione completa di tutta la letteratura reperita è riportata in una macro tabella nell'allegato E.

Tab. 27 - Studi di valutazione tramite valori di mercato

SE	Riferimenti bibliografici	Anno	Metodo di valutazione	Valore monetario stimato	Area Geografica	Tipo di ecosistema			
						Foreste	Zone umide	Fiumi e laghi	Mare
Approvvigionamento (agricoltura)	Schirpke <i>et al.</i>	2015	Prezzo di mercato	1.202.852 €/yr	Campania	X			
	Schirpke <i>et al.</i>	2015	Prezzo di mercato	min 173.100 €/yr max 207.720 €/yr	Emilia Romagna	X			
	Schirpke <i>et al.</i>	2017	Prezzo di mercato	1.575.176 €/yr	Lombardia	X			
Controllo erosione	Buscha <i>et al.</i>	2011	Costo di sostituzione	30 €/ha		X			
Prevenzione dissesto idrogeologico	Bosello <i>et al.</i>	2016	Spese difensive	402 Mln €/yr	Italia				X
	Schirpke <i>et al.</i>	2015	Costo di sostituzione	3.167.788 €	Lombardia	X	X	X	
	Buscha <i>et al.</i>	2011	Spese difensive	315 €	Veneto		X		
Servizi ricreativi	Da Re <i>et al.</i>	2015	TC	surplus in loco 134.000 €	Lombardia			X	
	Da Re <i>et al.</i>	2015	TC	surplus in loco 2.500 €	Lombardia		X		
	Schirpke <i>et al.</i>	2015	TC	costo medio a visitatore 41,90 € per visita - TC 326.814 €/yr	Sicilia	X			
	Alberini <i>et al.</i>	2015	TC	surplus condizioni pesca correnti (residenti) 1,798,773 €/yr (non residenti) 1,617,047 €/yr	Veneto	X			
	Buscha <i>et al.</i>	2011	TC	3 €/ha	Veneto	X			
	Scarpa <i>et al.</i>	2005	TC	31,71 €/ha	Veneto			X	
Approvvigionamento (legname)	Sallustio <i>et al.</i>	2016	Valori Agricoli Medi per classe forestale	17,5 Mln €/yr	Italia	X			
	Schirpke <i>et al.</i>	2002	Prezzo di mercato	369 €/yr 615 €/yr	Lombardia			X	

Regolazione del clima locale (Rimozione PM10 e O3)	Manes <i>et al.</i>	2016	Anni di vita persa (VOLY) e valore statistico di una vita (VSL) a causa della ridotta capacità assorbimento foreste di PM ₁₀ e O ₃	1,1 Mln €/yr -0,8 Mln €/yr	Italia	X			
Approvvigionamento (di cibo)	Marchetti	2011	Prezzo di mercato	33 €/ha	Veneto		X		
Approvvigionamento (acqua)	Schirpke <i>et al.</i>	2009	Prezzo medio di vendita/costi in bolletta	15.683.878 €/yr	Calabria	X			
Purificazione delle acque	Strollo <i>et al.</i>	2016	Costo di rimozione azoto (N) e fosforo (P) per kg rimosso	0,40 Mln € / yr -0,76 mln € / yr	Italia			X	
Assorbimento del Carbonio	Marucci <i>et al.</i>	2016	Costo sociale/Valore di Mercato Permessi di Emissione	145 Mln €/yr - 16 Mln €/yr	Italia	X			

TC: Travel Cost Method

Tab. 28 - Studi di valutazione tramite valori non di mercato

SE	Riferimenti bibliografici	Anno	Metodo di valutazione	Valore monetario stimato	Area Geografica	Tipi di ecosistema			
						Foreste	Zone umide	Fiumi e laghi	Mare
Approvvigionamento (pescato)	Tonin & Lucaroni	2015	CV	WTP (monitoraggio) = 7.31 € WTP (ripristino) = 16.28 €	Veneto				X
Servizi ricreativi	Tonin & Lucaroni.	2015	CV	WTP(biglietto d'ingresso) = 10.00 €	Veneto				X
	Häyhä <i>et al.</i>	2015	CV	TEV= 32,9 Mln €/yr 820 €/ha/yr.	Trentino Alto Adige	X			
	Tagliafierro <i>et al.</i>	2015	CV	WTP negativa	Campania	X			
	Benetti <i>et al.</i>	2015	BT	547.832,636 €/yr	Toscana	X			
	Signorello	2013	CV	11,14 €	Sicilia	X			
	Schirpke <i>et al.</i>	2015	CV	36,69 €	Calabria	X			
	Madau & Pulina	2015	CE	foresta (WTP = 49.5 €), vigneti (WTP 16.5 €) pascolo (WTP 6.65 €)	Sardegna				X
	Tempesta & Vecchiato	2015	CE	328,8 Mln €/yr	Veneto		X		
	Signorello	2013	CV	41,37 €	Sicilia	X			
	La Notte <i>et al.</i>	2011	CV	106.700 €	Veneto		X		
	Ferrini	2005	CV	1,83 €	Toscana	X			
Marangon <i>et al.</i>	2005	CV	6,26 €	Veneto				X	
Regolazione del clima locale (Rimozione PM ₁₀ e O ₃)	Fusaro <i>et al.</i>	2017	BT	PM ₁₀ = 31,356 €/Mg O ₃ = 37.798 €/Mg	Lazio	X			
Conservazione biodiversità genetica	Buscha <i>et al.</i>	2011	CV	17 €/ha	Veneto	X			

CV: Contingent Valuation; CE: Choice Experiments; BT: Benefit Transfer.

Box G: Il valore dell'assorbimento di gas serra in Italia: un esercizio di misurazione

Tra le funzioni ecosistemiche vi è quella parte dei servizi ambientali di regolazione fornita dall'ecosistema forestale che presiede all'assorbimento della CO₂ e degli altri GHG. Le foreste, in quanto *asset* ecosistemico, oltre a fornire servizi come la possibilità di attività ricreative, la regolazione delle precipitazioni regionali, la difesa dagli eventi alluvionali, il mantenimento della stabilità del suolo e, in generale, il sostegno alla biodiversità, svolgono un ruolo importante nella regolazione del clima terrestre. I processi di deforestazione e di degradazione del patrimonio forestale implicano un rilascio nell'atmosfera del carbonio immagazzinato che a livello globale rappresenta circa il 17% delle emissioni totali, pari alla terza più grande fonte di emissioni di GHG (Eliasch Review, 2008).

Per poter pervenire ad una valutazione di quanto potrebbe valere questo tipo di servizio di regolazione, nel presente Box ci si ispira a quanto fatto dall'*Office for National Statistics* (ONS) del Regno Unito che, in una pubblicazione del 2014 (Khan *et al.*, 2014), ha presentato alcune stime preliminari del CN in termini monetari e legate al **valore dello stock degli asset naturali in un dato momento**. Le metodologie usate hanno, dunque, una logica differente da quella degli approcci di contabilità dei SE presentati nel resto di questo rapporto che invece mirano ad individuare il flusso (in termini fisici e monetari) annuale di SE che transita dagli ecosistemi all'economia (SEEA-EEA).

In questo primo esercizio ci si concentra per semplicità sulla sola componente di assorbimento dei GHG.

- Il metodo di stima

La capacità di sequestro delle emissioni di GHG è un flusso annuale generato da un *asset* ecosistemico (le foreste e le praterie) che consente di mitigare le attività legate all'immissione di gas in atmosfera (come l'utilizzo di combustibili fossili o le emissioni dei processi industriali). Per ottenere una stima di questo servizio di regolazione in un dato momento è possibile utilizzare le **informazioni sul valore dei flussi che si pensa che gli ecosistemi foresta e prateria renderanno in futuro** (nel corso della loro "vita utile").

Seguendo la metodologia indicata dal SEEA-CF (per una comparazione tra SEEA-CF ed il SEEA-EEA si veda il *Cap. 6.1*), si ricorre al metodo del Valore Attuale Netto (VAN) (United Nations *et al.*, 2014a) che stima il valore dell'*asset* nell'anno τ come somma dei futuri flussi di valore V_t forniti dall'*asset* nel corso della sua vita utile T riportati al valore presente attraverso il tasso di sconto ρ .

$$VAN_{\tau} = \sum_{t=1}^T \frac{V_t}{(1 + \rho)^t}$$

Per costruire questo stimatore è necessario disporre di informazioni su una serie di variabili necessarie e in particolare: 1) il valore unitario dei servizi fisici forniti della risorsa naturale; 2) i servizi fisici forniti della risorsa naturale nel corso della sua vita utile; 3) l'andamento dell'inflazione futura; 4) il valore del tempo che comporta la scelta di quale tasso utilizzare per scontare al presente i flussi di rendimenti futuri considerano sia la preferenza intertemporale sociale sia il tasso di crescita dei consumi (*Ramsey rule*).

Tab. 29 - Ipotesi utilizzate per la stima del VAN

1) i rendimenti della risorsa naturale (SCC);	Si ipotizza che il valore unitario netto della risorsa sia pari al costo sociale del carbonio (SCC). Si considera il valore di 31€/t (valore medio nell'esercizio di van der Bijgart <i>et al.</i> , 2013)
2) il flusso di servizi attesi nel corso di vita utile dell' <i>asset</i> (V_t);	Valori storici degli assorbimenti di fonte ISPRA per il 1995-2015; valori previsti fino al 2030 da ISPRA e ISMEA; per il periodo successivo valori stimati con un modello ARMA(1,1) con trend deterministico. Si ipotizza che la vita utile dell' <i>asset</i> sia pari a 25 anni

3) un coefficiente di rivalutazione (basato sul tasso di inflazione presente e atteso)($infl_t$)	Coefficienti di rivalutazione monetaria Istat per il periodo 1990-2016 proiettati in avanti supponendo il seguente sentiero del tasso di inflazione: 1% nel 2017, 1,5% nel periodo 2018-2019; 2% (obiettivo BCE) dopo il 2020
4) il tasso di sconto (come si modifica il valore del tempo)(ρ)	Lo scenario centrale considerato assume un tasso di sconto pari all'1,5% (il valore di riferimento della RGS per i suoi scenari pensionistici)

$$VAN_t = \sum_{t=1}^T \frac{LULUCF_t * SCC_t(1 + infl_t)}{(1 + \rho)^t}$$

– Il rendimento unitario del servizio di “assorbimento”

Come nell'esercizio dell'ONS, ipotizziamo che il valore unitario fornito dall'assorbimento di GHG sia pari al costo sociale del carbonio (*SCC - Social Cost of Carbon*), ossia quel valore che indica il danno marginale di un'unità di emissione di GHG in atmosfera. Per poter valutare quali stime utilizzare ci rifacciamo, precauzionalmente, a un valore di 31 €/ton di GHG, pari al valore medio simulato in van der Bijgart *et al.* (2013) e riportato anche in Schirpke *et al.* (2015)⁸⁴ per poi procedere con un'analisi di sensitività.

Questo concetto di valore è estremamente semplificato rispetto a quello dei diversi metodi di stima del valore della risorsa (*resource rent*) presentati da United Nations *et al.* (2014a)⁸⁵ ma fa sua l'ipotesi di Hotelling (1931) che nel suo modello di base (con concorrenza perfetta) assume che il tasso ottimo di utilizzo della risorsa che massimizza i profitti privati sia uguale a quello socialmente ottimale.

– Il flusso di rendimenti attesi nel corso di vita utile dell'asset

Per stimare il valore dei servizi forniti dall'assorbimento di GHG, il *SCC* unitario viene applicato a una stima delle emissioni evitate grazie al servizio di regolazione fornito dall'ecosistema forestale. Questa stima si basa sulla variazione annua netta dello *stock* di GHG che è possibile derivare dalle statistiche su “Uso del suolo, cambiamento della destinazione d'uso del suolo e foreste” (*LULUCF - Land Use, Land Use Change and Forestry*).

Questo valore indica l'ammontare di emissioni GHG evitate in ciascun anno in quanto assorbito dagli ecosistemi terrestri. Per questo esercizio utilizziamo i dati desumibili dalle tabelle dei GHG calcolate da ISPRA e comunicate ufficialmente all'UNFCCC per gli anni 1990-2015⁸⁶ (*Common Reporting Format*). Per il periodo 2016-2030 si utilizzano le proiezioni del documento *Progress Report on LULUCF Actions under Article 10(2) of Decision 529/2013/EU*, redatto da ISPRA e ISMEA.

Per proiettare i valori oltre il 2030 si utilizza un semplice modello ARMA(1,1) con trend deterministico i cui principali risultati sono riportati nell'allegato tecnico F. I coefficienti di questo modello sono proiettati in avanti lungo la vita utile dell'asset ipotizzata, di nuovo seguendo l'esercizio ONS, in 25 anni (*Fig. 43*).

⁸⁴ La guida per l'Analisi Costi-Benefici dei progetti di investimento co-finanziati dall'UE riporta raccomandazioni per il valore unitario della CO₂ – computata con il metodo del danno marginale – pari a 25 €/ton per le emissioni del 2010, valore che poi aumenta negli anni successivi (http://ec.europa.eu/regional_policy/en/information/publications/guides/2014/guide-to-cost-benefit-analysis-of-investment-projects-for-cohesion-policy-2014-2020).

⁸⁵ Qui non vengono presi in considerazione tutti gli elementi per il calcolo della *resource rent* che è pari alla differenza tra il prezzo di vendita della risorsa estratta e venduta e tutti i costi necessari alla sua estrazione inclusi i rendimenti “normali”. Per come pervenire a una stima si veda ad es. lo schema riportato nella tavola 5.5. del citato SEEA central framework 2012.

⁸⁶ Tabelle dei gas serra (comunicate ufficialmente alla Convenzione sui Cambiamenti Climatici - UNFCCC) per gli anni 1990-2015 (*Common Reporting Format*): <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/serie-storiche-emissioni/serie-storiche-delle-emissioni-di-gas-serra/view>. I valori considerati sono tratti dalla tabella 10.s1 e in particolare sono la somma delle voci “A. Forest land” e “C. Grassland” dell'item 4 (“Land use, land-use change and forestry”).

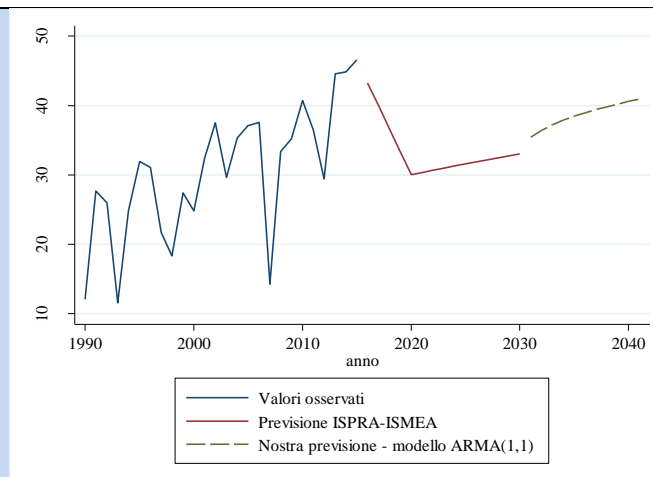


Fig. 43 - Emissioni evitate grazie alla LULUCF

Fonte: ns. elaborazione su dati Ispra-Ismea

- Come tenere conto del valore del tempo

Dal punto di vista della variazione del potere d'acquisto ipotizziamo che in futuro la variazione del livello dei prezzi recuperi vigore e tenda al valore obiettivo della BCE (Banca Centrale Europea) (2%). In particolare supponiamo che il tasso di inflazione futuro segua il seguente sentiero: 1% nel 2017, 1,5% nel 2018-19, e 2% (obiettivo BCE) dopo il 2020.

La scelta del tasso di sconto è critica e risulta una delle questioni più dibattute nella valutazione economica ambientale (e climatica in particolare⁸⁷). Il tasso di sconto secondo l'approccio di Ramsey sarebbe composto di tre elementi: una misura della preferenza intertemporale, una di avversione al rischio e una componente legata alle attese circa la crescita dei consumi pro capite. Secondo uno studio dell'ONS (Khan & Greene, 2013) questo tasso dovrebbe essere pari al 3,5% (assumendo una crescita dei consumi del 2% e un'utilità marginale del consumo dell'1%). Nella *Stern review* si ipotizza un tasso di sconto più basso, complessivamente pari all'0,1%, giustificato dall'idea che tassi più elevati sarebbero compatibili con la possibile estinzione della specie⁸⁸. In Italia, la Ragioneria Generale dello Stato (RGS) assume invece un tasso di sconto dell'1,5% per i propri scenari pensionistici non dando però nessuna interpretazione sociale di tale tasso. In questo lavoro assumiamo quest'ultimo tasso che media tra i valori elevati ipotizzati dall'ONS (che non da praticamente nessun valore al parametro di avversione al rischio) e quelli utilizzati nella *Stern review* (che invece non danno alcuna importanza al valore della crescita economica e sul suo impatto sul processo di accumulazione di conoscenza e quindi un più ampio ventaglio di opzioni future).

- I risultati dell'esercizio

Ricapitolando il nostro stimatore VAN al tempo τ è calcolato come segue:

$$VAN_{2016} = \sum_{t=1}^{25} \frac{LULUCF_t * 31 * (1 + infl_t)}{(1,015)^t}$$

Utilizzando le ipotesi presentate in precedenza, la valutazione monetaria dei futuri servizi di sequestro di GHG forniti dal processo di assorbimento in Italia ammonterebbero nel 2016 a un valore pari a 18 Mld €. Lo stesso calcolo fatto ponendo $\tau=1997$, 2007 avrebbe dato un valore rispettivamente di 24 e 21 Mld € (sempre in €₂₀₁₆). Nel corso dell'ultimo decennio, il valore dell'*asset* preposto all'assorbimento dei GHG si sarebbe quindi ridotto.

Per valutare l'incertezza associata alla stima è possibile ricalcolare il valore dell'*asset* modificando i diversi

⁸⁷ Per una discussione generale si veda Weisbach & Sunstein (2008). Per la nota polemica di Stern e Nordhaus si veda Nordhaus (2006).

⁸⁸ "The utility discount rate, δ , used for social decision-making should not be estimated based upon revealed individual impatience, but should reflect the risk of societal collapse." in Hepburn (2009).

parametri dello stimatore VAN_t . La Fig. 44 mostra come le diverse ipotesi sul valore del tempo influenzino i risultati. Il VAN_t risulta massimo (+15% rispetto alla stima benchmark) quando il tasso è inferiore mentre si riduce di quasi un quinto applicando il tasso scelto dall'esercizio ONS. A parità di tasso di sconto e di altri fattori, un diverso valore del SCC condiziona anch'esso il VAN_t che varia in proporzione con l'SCC: utilizzando 15 €/ton (il valore mediano individuato da van der Bijgart *et al.*, 2013) il VAN_t si dimezza, mentre il valore di 100 €/ton (il quinto percentile della distribuzione derivata da van der Bijgart *et al.*, 2013) lo aumenta di oltre 3 volte⁸⁹. Valutando invece le funzioni di assorbimento ai prezzi prevalenti sul mercato EU ETS nel corso del 2017 (circa 7 €/ton) il VAN_t risulterebbe pari a 4 Mld €.

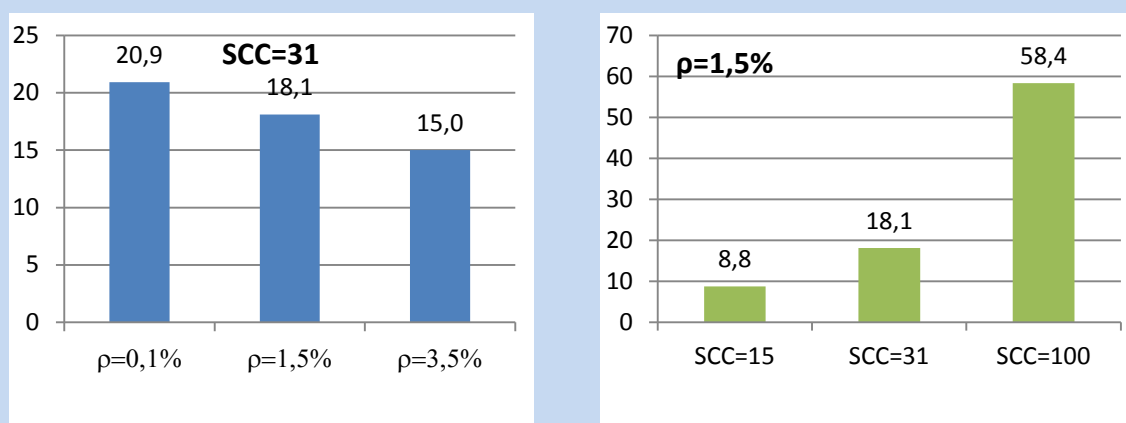


Fig. 44 - VAN_t per diversi valori di SCC e ρ su un periodo di 25 anni (Mld €₂₀₁₆)

La discussa valutazione monetaria dei servizi naturali ha anche la funzione di consentire un confronto di come questa vari insieme ad altre grandezze economiche di riferimento. Può, quindi, essere interessante analizzare come il VAN legato all'assorbimento dei GHG sia cambiato nel corso tempo rispetto all'andamento passato del valore dello stock di capitale produttivo⁹⁰ e al PIL (che è però una grandezza flusso). Per fare ciò ricalcoliamo il VAN_t per ogni anno partendo dal 1995 e fino al 2016 tenendo in considerazione i flussi di servizi LULUCF attesi nei 25 anni successivi. La Fig. 45 mostra come alla crescita del capitale prodotto e, in misura minore, del PIL il valore attuale netto dei servizi di assorbimento dei GHG siano andati progressivamente riducendosi perdendo il 30% nei decenni considerati. Il valore di questi servizi era pari a circa lo 0,37% del capitale prodotto a metà degli anni 1990, mentre si era ridotto allo 0,18% nel 2016.

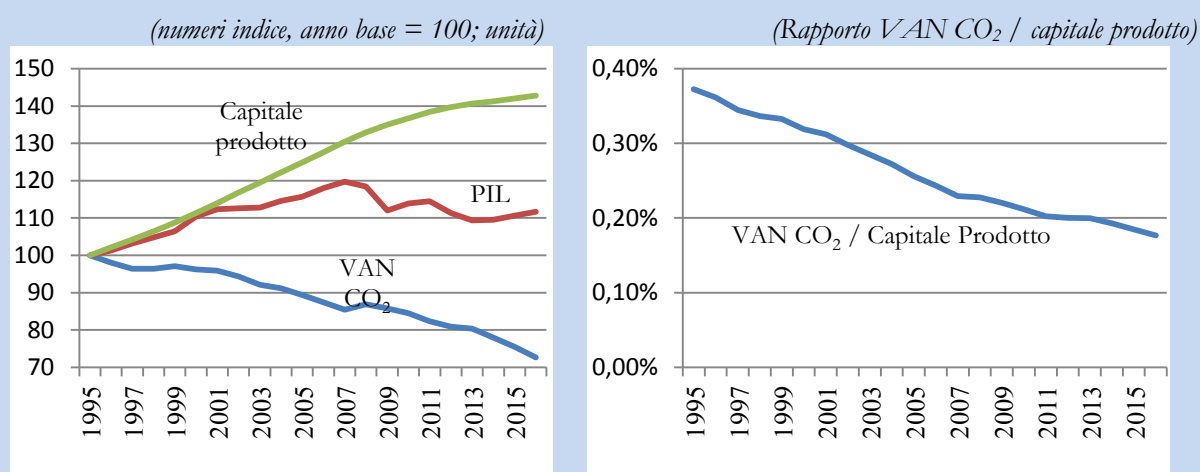


Fig. 45 - Andamento del Valore Attuale Netto dell'assorbimento CO₂, del PIL e del capitale prodotto

⁸⁹ Questo valore è vicino a quello individuato con il metodo dei costi di riduzione per stabilizzare l'aumento della temperatura entro i 2°C dalle "Linee Guida per la valutazione degli investimenti pubblici elaborate dal MIT" (<http://www.mit.gov.it/node/5272>) (90 €/ton).

⁹⁰ Il capitale fisso consiste di beni materiali (ad es. costruzioni, impianti, mezzi di trasporto, ecc.) e immateriali (ad es. prodotti di proprietà intellettuale) destinati ad essere utilizzati nei processi produttivi per un periodo superiore ad un anno.

- Conclusioni

In questa nota abbiamo presentato un esercizio di valutazione monetaria del flusso di servizi legati all'assorbimento dei *GHG* generati dall'*asset* ecosistemico forestale in Italia.

Per quanto siano molte le ipotesi sottese a questo tipo di valutazione, rimane utile pervenire a stime che consentano il confronto dei valori economici legati al CN e ai SE con le grandezze economiche tradizionali. I risultati sono correlati alle assunzioni sul tasso di sconto ed il valore del *SCC*. Vanno quindi interpretati con cautela considerando tali ipotesi e scelte. Ad esempio, è plausibile aspettarsi che il *SCC* cresca nel tempo in relazione agli scenari di cambiamento climatico (a causa di un maggior danno marginale provocato dall'emissione di una tonnellata aggiuntiva di CO₂).

Nel caso del SE considerato appare evidente come, stante queste ipotesi, **il valore del flusso atteso** di servizi erogati si sia ridotto nel tempo se confrontato con gli andamenti del capitale prodotto. Questi risultati indicano la necessità di accrescere gli investimenti per rafforzare questo fondamentale servizio di regolazione.

7 Il Capitale Naturale e gli altri input: l'interazione tra Capitale Naturale e Capitale Culturale

Il CN si compone di beni e processi che forniscono benefici diretti alla popolazione oppure concorrono indirettamente a supportare il benessere umano. Come evidenziato nella Fig. 5 al Cap. 2, per esplicitare compiutamente i benefici del CN occorre, però, che esso interagisca con altre forme di Capitale quali quello Sociale o Culturale che Costanza *et al.* (2017) intendono come frutto del capitale umano e di quello prodotto (Fig. 46).

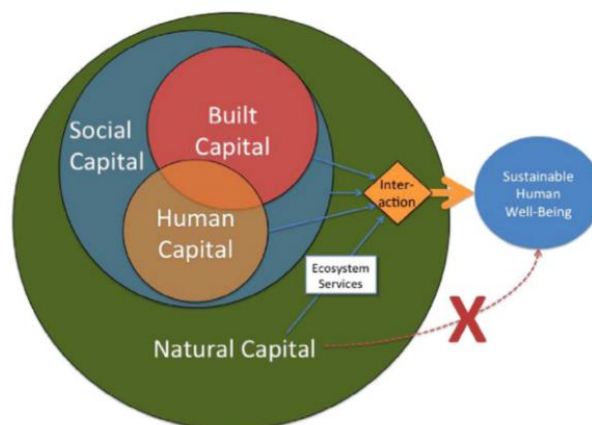


Fig. 46 - Interazioni tra le diverse forme di capitale che incidono sul benessere umano

Fonte: Costanza *et al.* (2017)

In questo Capitolo si evidenzia l'interazione tra CN e Capitale Culturale (CC)⁹¹ come focus esemplificativo dell'importanza di valutare il CN sempre tenendo conto della sua interazione con altri tipi di capitale ed *input* nella concorrenza a definire il livello di benessere umano. La conservazione in buono stato dei due Capitali e il buon funzionamento delle loro interconnessioni sono dunque fondamentali per assicurare una adeguata fornitura di SE culturali-ricreativi.

Particolare interesse stanno assumendo negli ultimi anni i SE culturali-ricreativi che riguardano la componente immateriale delle interazioni tra sistemi naturali e uomo, tra cui gli aspetti ricreativi, la gratificazione spirituale e il benessere psicologico (MA, 2005).

Mentre nel Cap. 6.2 abbiamo fornito una prima sperimentazione di contabilità dei SE ricreativi (anche li sottolineando come l'interazione con le dotazioni di altri tipi di capitale fosse elemento fondante della fruibilità del SE ricreativo) e nel Cap. 6.4 abbiamo riportato alcuni degli studi di valutazione dei SE ricreativi in Italia, in generale i SE culturali e ricreativi sono stati finora poco studiati e scarsamente considerati nei processi decisionali realizzati per la definizione di programmi e strumenti di gestione del territorio. Milcu *et al.* (2013) hanno realizzato un'imponente rassegna di rapporti e studi scientifici dedicati specificamente al tema dei SE Culturali, evidenziando come si tratti di un argomento di interesse crescente, come dimostrato dal fatto che la maggior parte delle ricerche è stato realizzato a partire dal 2009. Gli autori sottolineano le ampie differenze negli argomenti trattati e degli approcci utilizzati, il che è interessante dal punto di vista scientifico ma testimonia anche la carenza di un quadro metodologico organico e di una base di conoscenza condivisa, anche per quanto attiene agli aspetti terminologici. Ad esempio, non esiste una definizione univoca dei SE Culturali ma diversi autori e studi ne hanno proposto versioni differenti.

MA (2005) afferma che, anche se la fruizione di tali servizi continua a crescere, la capacità degli ecosistemi di fornire benefici culturali si è significativamente ridotta nel secolo scorso. Sono valori legati alla sfera culturale, estetica, religiosa e spirituale, all'educazione, ricerca e conoscenza, al piacere legato ad attività ricreative, allo

⁹¹ Il CC comprende anche l'insieme delle conoscenze e le competenze sviluppate dall'uomo per interagire con gli *asset* ecosistemici.

sport, al turismo e alle relazioni sociali, tutti aspetti che sottolineano come il cambiamento degli ecosistemi può avere un impatto significativo sull'identità culturale e sulla stabilità sociale. Molti di questi servizi si stanno degradando a cause di modifiche degli ecosistemi e questo potrebbe causare la perdita di questi benefici in termini di - ad esempio - calo di qualità estetica dei paesaggi, di emarginazione sociale, di valori identitari.

Sebbene alcuni studiosi ritengano che un sistema dalle diverse classificazioni sia necessario per far fronte ai differenti contesti (Costanza, 2008), la questione aperta risiede nel fatto che tali classificazioni non sempre sono tra di loro omogenee, ma affrontano il problema con prospettive di scala e definizioni diverse, rendendo i risultati di valutazione dei SE difficilmente confrontabili.

Anche allo scopo di superare questa problematica è stata proposta nel 2009, e aggiornata nel 2013, la classificazione internazionale *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)*, a cui si aggiunge una piattaforma online per aiutare gli interessati a lavorare tra le diverse classificazioni⁹². La Tab. 30 riporta uno schema di raccordo delle varie definizioni di SE culturali e ricreativi secondo diverse fonti. La classificazione *CICES*, che ha l'intento di esplicitare la differenza tra il concetto di servizio e quello di beneficio, affermando che un singolo servizio può dare origine a molteplici beni e benefici, classifica i SE in maniera gerarchica e dettagliata perché li suddivide in due sub-categorie: da un lato gli aspetti connessi alle interazioni fisico-intellettuali con il paesaggio, dall'altro le connessioni spirituali e simboliche.

Tab. 30 - Confronto classificazione *CICES* dei Servizi Ecosistemici Culturali-Ricreativi con quelle individuate da altri studi

CICES				DE GROOT (1992, 2006)	MA (2005)	TEEB (2010)
Servizio	Divisione	Gruppo	Classe			
Culturale-Ricreativo	Interazioni fisiche e intellettuali con il biota, gli ecosistemi e l'ambiente marino e terrestre	Interazioni fisiche ed esperienziali	Uso tradizionale di piante, animali e di paesaggi terrestri / marini in diversi contesti ambientali (es. osservazione balene ed uccelli, snorkeling, immersioni, ecc.)	Ricreazionale	Ricreativa e ecoturismo	Ricreativa e ecoturismo
			Uso fisico di paesaggi terrestri / marini in diversi contesti ambientali		Relazioni sociali	
		Interazioni intellettuali e rappresentative	Scientifico	Educazione e opportunità scientifiche per l'educazione formale e informale	Conoscenza	Informazione per lo sviluppo della conoscenza
			Educativo			
			Patrimonio culturale	Patrimonio culturale e identità: senso del luogo e appartenenza	Valori patrimonio culturale	Ispirazione per la cultura, l'arte, il design
			Intrattenimento			
	Interazioni spirituali, simboliche e altre interazioni con il biota, gli ecosistemi e l'ambiente marino e terrestre	Spirituale e/o emblematico	Simbolico	Spirituale e ispirazione religiosa	Valori estetici	Informazioni estetiche
			Sacro e/o religioso			
		Altri elementi culturali	Esistenza (piacere offerto da specie selvatiche, natura selvaggia, ecosistemi, paesaggi terrestri / marini..)			
			Lascito (es. disponibilità a preservare piante, animali, paesaggi ecc. per le generazioni future; prospettive morali/etiche..)			

⁹² <http://openness.hugin.com/example/cices>

Un approccio funzionale alla mappatura e valutazione dei SE non può trascendere da un'analisi degli effetti sia diretti che indiretti del CN e della biodiversità sul benessere umano e pertanto deve considerare i diversi e molteplici motivi per cui la società apprezza i SE (Anton *et al.*, 2010; Seppel *et al.*, 2011). Tale aspetto è importante anche per capire quali servizi sono prioritari per i diversi *stakeholders* e quali sono i diversi *trade-off* da considerare nell'ambito decisionale inerente alla gestione del territorio.

Esistono diversi approcci (*Allegato H*) che permettono di analizzare i valori socio-culturali dei SE tenendo conto della percezione dei portatori d'interesse e la loro scelta può essere effettuata in base alla disponibilità dei dati e allo scopo della valutazione. Un esempio di applicazione sperimentale di questi metodi è riportato nel *Box* seguente con riferimento a 5 Parchi Nazionali.

Oltre ai metodi di mappatura partecipata, in letteratura trova impiego il questionario, che viene spesso utilizzato per valutare la percezione da parte delle comunità locali oppure dei turisti, dei benefici derivanti dai SE tra cui anche quello di tipo culturale. Inoltre, per la mappatura dei servizi ecosistemici culturali possono essere impiegati diversi software come, ad esempio, *ARIES (ARtificial Intelligence for Ecosystem Services)* e *SolVES (Social Values for Ecosystem Services)*.

Negli ultimi anni le informazioni che gli utenti condividono in maniera rapida e con un'elevata precisione spaziale su ampie aree geografiche, in particolar modo sui *social network*, stanno diventando sempre più una fonte importante di conoscenza relativa ai SE culturali. Sempre più spesso si fa anche uso delle cosiddette *VGI (Volunteered Geographical Information)*, mentre i sondaggi e le interviste possono fornire informazioni percettive e le immagini possono determinare valori difficili da catturare con parole come il senso del luogo, il valore estetico e l'attaccamento ad un luogo (Pastur *et al.*, 2016; Stedman *et al.*, 2004).

Le fotografie pubblicate sui *social network* offrono la possibilità di migliorare la conoscenza sull'immagine collettiva del capitale naturale (Dunkel, 2015) e forniscono una diversa prospettiva sulla comprensione di come le persone percepiscono i paesaggi e usufruiscono dei SE culturali. Inoltre, si basa su campioni di grandi dimensioni e consente un'analisi spazialmente esplicita.

Box H: Sperimentazione di mappatura e valutazione dei Servizi Ecosistemici culturali-ricreativi nei Parchi Nazionali italiani

Nell'ambito di una prima sperimentazione in corso in 5 Parchi Nazionali italiani (Gran Paradiso; Appennino Tosco Emiliano; Abruzzo, Lazio e Molise; Circeo; Sila), si è fatto riferimento alle definizioni e classificazioni sopra descritte, che possono essere confrontate e ricondotte ad una interpretazione non conflittuale, che ne evidenzia le analogie e le differenze (*Tab. 31*).

Si è deciso di utilizzare una classificazione sostanzialmente coincidente con quella proposta dal MA (2005), che è sembrata la più idonea a rappresentare la situazione delle aree protette italiane, a meno di alcuni adattamenti. Si è, infatti, scelto di accorpate le categorie *Recreation and Ecotourism* e *Social Relations* e di integrare la classificazione con le categorie *Entertainment*, *Existence*, *Bequest* previste invece da *CICES*.

L'esame della letteratura ha permesso di evidenziare alcuni elementi di carattere generale, in larga parte già evidenziati nella sintesi realizzata da Milcu *et al.* (2013):

- i SE culturali sono frequentemente dipendenti da altri SE “intermedi” (Johnston & Russell, 2011) e il beneficio che forniscono nasce da una stretta interrelazione tra SE differenti;
- secondo alcuni autori, determinati SE inclusi tradizionalmente tra quelli culturali (in particolare quelli relazionati alle attività ricreative e di fruizione del territorio) andrebbero in realtà considerati come veri e propri servizi di approvvigionamento, in ragione della stretta dipendenza da essi che ormai caratterizza alcune comunità (Rounsevell *et al.*, 2010, Daw *et al.*, 2011);
- la domanda di SE culturali tenderà ad aumentare nelle società industrializzate, in virtù di una crescente esigenza di realizzare attività ricreative e di una maggiore propensione alla spesa per queste attività. Viceversa

nelle comunità tradizionali assumeranno maggiore importanza in relazione alla tutela delle identità locali;

- al momento attuale esiste ancora una chiara difficoltà nella valutazione economica di alcuni SE culturali. Non è un caso, dunque, che i servizi più studiati siano quelli più facili da misurare;
- i benefici forniti dai SE culturali sono più facilmente percepiti e riconosciuti dalla popolazione. Questo fattore può giocare un ruolo importante sia per facilitare l'accettazione da parte degli stakeholder di alcune scelte di gestione che per incrementare il loro diretto coinvolgimento nella definizione di strategie e interventi.

Anche rispetto alla tematica specifica dell'identificazione non esistono metodologie consolidate e univoche. I diversi studi utilizzano approcci *site-based*, che tengono conto di fattori differenti, tra cui la disponibilità di dati, le preferenze espresse dagli *stakeholders*, le specificità territoriali, economiche e sociali.

Nell'ambito di questa sperimentazione, partendo dallo schema di classificazione scelto, sono stati individuati tutti gli elementi del CN e del CC che forniscono ciascun servizio attraverso l'esame dei principali studi scientifici e pubblicazioni tecniche relativi ai sistemi naturali dei 5 Parchi – con particolare riferimento alle schede descrittive e ai Piani di gestione dei siti della *Rete Natura 2000* – delle relazioni illustrative degli strumenti di programmazione, del censimento dei beni culturali presenti nei Parchi Nazionali, di altre informazioni reperite sul sito web di ciascun Parco e su altri siti riferiti a quei territori, relative soprattutto all'esistenza e all'intensità della frequentazione dei diversi luoghi ed elementi territoriali individuati.

Quest'ultima attività è concettualmente di grande importanza, in quanto si può parlare di fornitura di un servizio solo nel caso in cui vi sia qualcuno che effettivamente ne fruisce: questo aspetto viene richiamato direttamente anche dalla stessa Carta di Roma, all'interno della quale si chiede di valutare l'offerta dei SE in base all'effettiva domanda sociale.

In questa prima fase si è proceduto anche ad una identificazione preliminare dei criteri funzionali a definire come ciascun elemento territoriale fornisca il servizio indicato, in quello specifico territorio, onde evitare anche di compiere una selezione troppo ampia e, quindi, di non far emergere le differenze qualitative tra i diversi beni e ambiti territoriali. Questo creerebbe una situazione forse corretta da un punto di vista concettuale ma non rispondente alle esigenze pratiche di quantificazione e valutazione dei servizi e non fornirebbe, in ultima analisi, uno strumento utile ai Parchi.

Così, se è vero che in linea teorica qualunque bosco può fornire il servizio culturale “ricreativo” - inteso come capacità di supportare lo svolgimento di attività ecoturistiche o semplicemente ricreative - andrà evidenziato (per ciascun Parco) quali sono le formazioni che lo hanno svolto davvero e in che misura.

Come ipotesi preliminare, si ritiene di utilizzare criteri quali numero di visitatori o numero di proposte turistiche e attività di educazione ambientale realizzate. Analogamente per il servizio “valore educativo e scientifico” riferito alla fauna, nella successiva fase di mappatura si dovranno compiere delle scelte per l'identificazione di quelle che lo hanno effettivamente erogato: in questo caso ci si potrà basare su criteri oggettivi – quali ad esempio il numero di pubblicazioni tecniche o scientifiche – o su valori di tipo percettivo (specie carismatiche) da individuare in accordo con il personale dei Parchi oggetto d'analisi.

Ancora, si è deciso che il servizio *Existence and Bequest* possa essere ben rappresentato dalle aree naturali di maggiore valenza ecologica, qui fatte coincidere con i siti della *Rete Natura 2000*, considerando che la loro tutela e valorizzazione è garanzia di salvaguardia anche per le specie e gli habitat di maggiore interesse conservazionistico.

A ciascuno degli elementi identificati come fornitori di servizi è stata attribuita una classificazione (CN o CC) e per ciascun servizio selezionato si specifica se viene fornito dal CN, dal CC o da una interazione tra i due Capitali, descrivendo la tipologia di interazione esistente.

Anche il lavoro di identificazione dei legami tra elementi territoriali e servizi è estremamente prezioso, all'interno di territori in cui la presenza antropica è antica e diffusa: a seconda del servizio identificato possono

sussistere diverse tipologie d'interazione. Ad esempio, nel caso del servizio rappresentato dal valore estetico del paesaggio, l'interazione può nascere dalla semplice simultanea presenza in un luogo di elementi appartenenti al CC e al CN (ad esempio un borgo su un crinale di montagna). Analogamente, il SE rappresentato dalla possibilità di svolgere attività ricreative si verifica solo se un'area è effettivamente fruibile, ovvero se in quell'area vi sono contemporaneamente beni naturali e elementi legati all'uomo (ad esempio un bosco e i sentieri). Infine, in molti casi, nei nostri Parchi il SE definito come "eredità culturale e identità" viene fornito da elementi del territorio che sono intrinsecamente il frutto di una interazione tra natura e capitale culturale umano, come i pascoli e i castagneti.

Di seguito, in Tab. 31 si riportano i SE culturali identificati nei 5 Parchi analizzati, con una indicazione delle principali categorie di elementi del CN e CC che potenzialmente li forniscono.

Tab. 31 – Servizi Ecosistemici ricreativi e culturali nei 5 Parchi analizzati e elementi del Capitale Naturale e Capitale Culturale che li forniscono

	CN	CC
Ricreativo, ecoturismo e relazioni sociali	Specie di flora e fauna; Boschi e praterie di origine naturale; Dune; Geositi; Creste e pareti rocciose; Ghiacciai; Ecosistemi umidi (laghi, fiumi, torrenti, cascate); Mare e fondali	Boschi di origine antropica (es. castagneti); Pascoli; Neve; Paesaggio
Sistema di conoscenze	Specie di flora e fauna; Boschi e praterie di origine naturale; Dune; Geositi; Creste e pareti rocciose; Ghiacciai; Ecosistemi umidi (laghi, fiumi, torrenti, cascate); Mare e fondali	Boschi di origine antropica (es. castagneti); Pascoli; Paesaggio; Gestioni tradizionali del bosco e dei sistemi agricoli; Agrobiodiversità e tradizioni enogastronomiche; Siti archeologici; Cammini
Valori educativi	Specie di flora e fauna; Luoghi o formazioni naturali peculiari (es. Bosco del Gariglione nel PN della Sila); Tipologie di ecosistemi caratteristici del territorio (es. dune); Aree umide; Geositi di particolare rilevanza (es. Pietra di Bismantova nel PN Appennino Tosco Emiliano)	Hanno valore educativo tutti gli elementi della tradizione culturale locale che in qualche maniera interagiscono con o sono determinate dal particolare contesto ambientale (da modalità insediative a utilizzo di specifici materiali; da tecniche culturali fino a tradizioni enogastronomiche, ecc...)
Valore culturale di eredità	Particolari specie di flora e fauna (p.e. orso marsicano nel PN Abruzzo, Lazio e Molise); Luoghi o formazioni naturali peculiari	Aree agricole e boschi di origine antropica; Tradizioni artigianali (legate a elementi della natura), di utilizzo del bosco, enogastronomiche; attività antropiche peculiari (es. miniere nel P Gran Paradiso); Emergenze storiche e architettoniche e archeologiche; Neve; Cammini
Valore estetico	Specie di flora e fauna; Luoghi o formazioni naturali peculiari; Ecosistemi umidi (laghi, fiumi, torrenti, cascate); Mare	Paesaggio
Valori Spirituali e Religiosi	Alcune specie di fauna	Santuari ed eremi
Esistenza e lascito	Specie e habitat minacciate; Aree naturali di particolare valore conservazionistico (es. Siti Natura 2000); Formazioni geologiche rare	Siti archeologici, altre testimonianze della presenza antropica secolare

PARTE III: LA VALUTAZIONE DEGLI
EFFETTI DELLE POLITICHE PUBBLICHE SUL
CAPITALE NATURALE

8 Introduzione alla valutazione degli effetti delle politiche pubbliche sul Capitale Naturale

Questa parte del rapporto si richiama alle disposizioni dell'art. 67 del *Collegato Ambientale*, là dove si richiede che il rapporto sullo stato del capitale naturale del Paese sia corredato di **valutazioni ex-ante ed ex-post degli effetti delle politiche pubbliche** sul CN e sui SE.

Come evidenziato anche nel 1° rapporto (CCN, 2017), questo compito può essere assolto compiutamente solo a lungo termine, attraverso lo sviluppo progressivo dei sistemi di contabilità, degli indicatori e dei metodi di valutazione riguardanti l'incidenza delle politiche pubbliche sullo stato del capitale naturale. Inoltre, in uno scenario ottimale, le politiche pubbliche da considerare non riguardano solo ed esclusivamente quelle *direttamente* orientate alla tutela, ripristino e valorizzazione del CN, ma anche quelle che possono incidere **indirettamente**, attraverso determinati "sentieri di impatto ambientale"⁹³, sullo stato del CN e sul flusso di SE.

Questa sezione parte dalla disamina delle spese di protezione ambientale (*Cap. 9*), in quanto base conoscitiva di partenza sulle politiche pubbliche a protezione del CN, benché ovviamente non orientata a valutarne la qualità e l'efficacia in termini di benefici per i SE. Oltre alle spese per la protezione dell'ambiente, questo secondo rapporto presenta anche un capitolo sulle imposte ambientali (*Cap. 10*), in quanto anch'esse rappresentano una componente potenzialmente sempre più importante per le politiche pubbliche sul CN: le imposte sull'energia contribuiscono a mitigare fattori di pressione che sono all'origine di fenomeni di pressione sul CN (es. emissioni *GHG*), così come le imposte sull'uso delle risorse naturali sono potenzialmente utili a mitigare gli impatti delle attività estrattive sul CN.

Successivamente (*Cap. 11*), nello spirito del disposto dell'art. 67, viene effettuata una ricognizione preliminare (qualitativa) dei principali provvedimenti normativi dell'ultimo anno che possono potenzialmente contribuire a una miglior tutela del CN. Dal momento che sarebbe opportuno pervenire a modalità di valutazione (degli effetti delle politiche pubbliche sul CN) basate su **metodi quantitativi** e, possibilmente, con prospettiva preventiva (*ex ante*), questo rapporto ha esaminato anche le opportunità normative emergenti *per intensificare l'uso di indicatori sulle politiche per il CN* (a partire da quelli che misurano il raggiungimento degli obiettivi dell'*Agenda 2030* e della *Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile - SNSvS*) nei seguenti filoni di valutazione *ex ante* delle politiche pubbliche (*Cap. 12*):

- Programmazione economico-finanziaria (*12.1*);
- Analisi di Impatto della Regolamentazione (AIR) / Verifica di Impatto della Regolamentazione (VIR) (*12.2*);
- Attività di valutazione dei programmi comunitari (*12.3*);
- Valutazione degli investimenti pubblici - Analisi Costi-Benefici (*12.4*).

La recente approvazione da parte del CIPE della SNSvS, che comprende un insieme di obiettivi strategici rilevanti per le politiche sul CN, apre la strada allo sviluppo di indicatori che potranno costituire il necessario quadro di riferimento non solo per le procedure "classiche" di valutazione ambientale (*VIA* e *VAS*), ma anche per le altre procedure di valutazione d'impatto delle politiche vigenti nel nostro Paese.

⁹³ Catene modellizzabili di cause-effetto che vanno dalle decisioni prime a fattori di pressione, a pressioni.

9 L'Eco-rendiconto: il quadro delle spese per l'ambiente

Nella Parte I di questo Rapporto (*Cap. 1.2*) sono stati presentati i principali provvedimenti presi nell'ultimo anno con lo scopo di preservare il CN, alle diverse scale: internazionale, europea e nazionale. Questo Capitolo ed il prossimo forniscono una prospettiva diversa, maggiormente legata alla contabilità nazionale, ed evidenziano rispettivamente l'ammontare di spese ambientali occorse nell'ultimo anno disponibile (2016) ed un'analisi temporale, a partire dal 1980, delle imposte ambientali.

L'analisi della spesa ambientale ci aiuta a capire il ruolo e l'attenzione dedicate al CN e SE a livello di spesa pubblica, nelle decisioni di bilancio e di intervento dello Stato.

Con la legge di riforma della contabilità e finanza pubblica (Legge 31 dicembre 2009, n. 196, all'art. 36, comma 6) è stato introdotto l'obbligo da parte dello Stato di riportare in apposito allegato al Rendiconto generale dello Stato, *“le risultanze delle spese relative ai Programmi aventi natura o contenuti ambientali?”* delle amministrazioni centrali. Lo scopo di questa norma è *“di evidenziare le risorse impiegate per finalità di protezione dell'ambiente, riguardanti attività di tutela, conservazione, ripristino e utilizzo sostenibile delle risorse e del patrimonio naturale”*.

La Legge 196/2009 assegna un ruolo centrale all'armonizzazione dei bilanci pubblici, al raccordo con le classificazioni economiche e funzionali dei conti economici nazionali e dei relativi conti satellite, nonché all'adozione di un comune sistema di indicatori semplici di risultato⁹⁴. In particolare, le disposizioni dell'articolo 36, comma 6, della citata norma vanno nella direzione indicata dall'evoluzione del contesto internazionale, prevedendo che le informazioni sulle risultanze delle spese ambientali siano rappresentate *“in coerenza con gli indirizzi e i regolamenti comunitari in materia”*. La coerenza con i principi comunitari è assicurata dall'adozione delle definizioni e classificazioni del sistema **SERIEE** (*Système Européen de Rassemblement de l'Information Economique sur l'Environnement*): il sistema dedicato alla contabilità satellite delle spese ambientali, definito in sede EUROSTAT e basato su definizioni e classificazioni coerenti con le classificazioni economica e funzionale adottate nell'ambito dei regolamenti comunitari in materia di contabilità nazionale (EUROSTAT, 2007; ISTAT, 2006; UPI, 2010).

Il primo esercizio finanziario di attuazione dell'Eco-rendiconto è il 2010. L'ultimo Eco-rendiconto realizzato è datato giugno 2017 e riguarda l'esercizio finanziario 2016⁹⁵. Da esso si evince che le risorse destinate dallo Stato alla spesa primaria per la protezione dell'ambiente e per l'uso e la gestione delle risorse naturali ammontano nel 2016 a circa 4,8 Mld €, pari allo 0,6% della spesa primaria complessiva del bilancio dello Stato. Questo volume di risorse rappresenta la massa spendibile per la spesa primaria ambientale, risultante dalla somma tra i residui passivi accertati e le risorse definitive stanziare in conto competenza nel 2016.

Nel corso degli ultimi esercizi, il volume della massa spendibile è andato diminuendo, passando da 8,3 Mld € del 2010 a 4,8 Mld € del 2016. Tale diminuzione è stata determinata soprattutto dal calo della componente dei residui passivi, il cui valore nel 2010 corrispondeva a 4,4 Mld €, ovvero il 53,1% delle risorse totali, mentre nel 2016 si è ridimensionato a circa 1,8 Mld €, pesando per il 26,8% nel complesso. A conferma di ciò, per lo stesso periodo si osserva un trend del valore degli stanziamenti più stabile, inizialmente in calo ma negli ultimi tre esercizi in ripresa positiva, e un lieve miglioramento della capacità di spesa delle risorse utilizzabili (in termini di coefficiente di realizzazione) che passa dal 56,2% al 58,7%. Per quanto riguarda la massa spendibile destinata alle spese in conto capitale, la forte riduzione che si è verificata nel periodo 2010-2012 sembra aver trovato un assestamento e una lieve ripresa negli ultimi anni. La *Tab. 32* riporta un'evoluzione dei principali aggregati della spesa ambientale nel corso degli ultimi esercizi finanziari.

La Fig. 47 illustra la distribuzione della spesa primaria per i settori ambientali, a valere sull'esercizio finanziario del 2016. Una quota importante, oltre la metà delle risorse (56%), è stata destinata in particolare verso la *“protezione e risanamento del suolo, delle acque del sottosuolo e di superficie”* (32,4%), la *“protezione della biodiversità e paesaggio”* (12,1%) e la *“gestione dei rifiuti”* (11,8%).

⁹⁴ Per il momento, l'attuazione della norma è circoscritta alla sola rendicontazione delle spese ambientali, nella prospettiva di adottare in un secondo momento un sistema coerente di parametri e indicatori per la misurazione dei risultati, come previsto dalla legge 196/2009.

⁹⁵ http://www.rgs.mef.gov.it/VERSIONE-I/attivita_istituzionali/formazione_e_gestione_del_bilancio/rendiconto/ecorendiconto/

Tab. 32 - Evoluzione dei principali aggregati della spesa ambientale nel corso degli ultimi esercizi finanziari

Principali aggregati finanziari	2010	2012	2014	2015	2016	Δ 2016-2010 (%)
Spesa primaria per protezione e gestione delle risorse ambientali (Mld €)	8.3	4.5	3.8	4.3	4.8	-42%
di cui spese correnti	1.6	1.3	1.3	1.7	1.8	13%
di cui spese in conto capitale	6.7	3.2	2.5	2.6	3.0	-56%
Spesa primaria per protezione e gestione delle risorse ambientali (% spesa primaria bilancio dello Stato)	1.5%	0.8%	0.6%	0.7%	0.7%	-53%
Stanzamenti definitivi (Mld €)	3.87	2.46	2.81	3.3	3.5	-10%
Impegni in conto competenza (Mld €)	3.79	2.42	2.74	3.21	3.4	-11%
Pagamenti in conto competenza (Mld €)	2.21	2.07	2.02	2.33	2.2	-3%
Residui al 31/12 (Mld €)	3.29	0.79	0.99	1.27	1.8	-44%
Coefficiente di Realizzazione (%)	56,2%	66,7%	65,8%	64,7%	58,7%	4%

Fonte: ns. elaborazione su dati MEF-DRGS

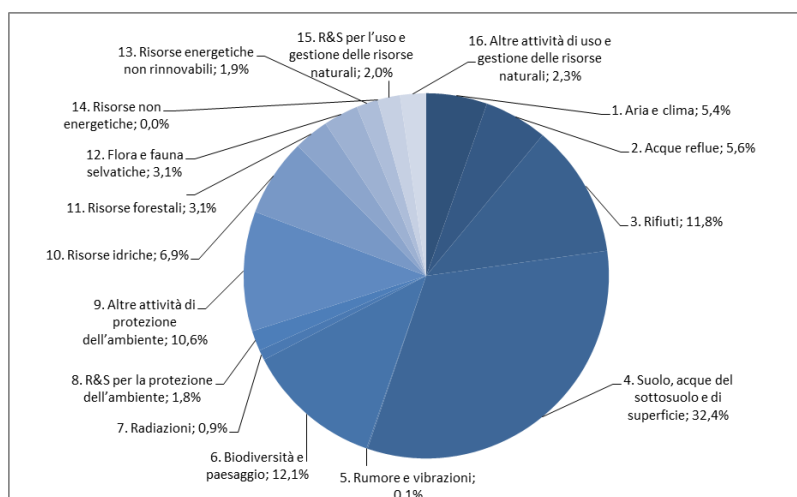


Fig. 47 - Spesa primaria per l'ambiente: massa spendibile a consuntivo per settore ambientale (2016)

Fonte: MEF-DRGS (2017)

10 Le imposte ambientali

Un maggior uso delle imposte ambientali consente, come suggerito dalle maggiori organizzazioni internazionali (Ocse, WB, IMF), di alleviare altre forme di tassazione più distorsive e male accettate dei cittadini-contribuenti. Consentono di internalizzare costi ambientali esterni al sistema di produzione e consumo (esternalità) e di correggere il sistema dei prezzi relativi, indirizzando le scelte d'investimento verso soluzioni di sviluppo sostenibile.

Le imposte ambientali sono, peraltro, uno degli strumenti economici per le politiche ambientali: creano diretti segnali di prezzo per produttori e consumatori sull'uso delle risorse scarse e sui costi dell'inquinamento. Beni e attività più inquinanti avranno prezzi più elevati e i consumatori saranno invogliati a scegliere prodotti meno impattanti, evidentemente a beneficio del CN. Secondo le linee guida adottate dalla statistica ufficiale a livello internazionale, un'imposta è ambientale se la sua base impositiva "è costituita da una grandezza fisica (eventualmente sostituita da una *proxy*) che ha un impatto negativo provato e specifico sull'ambiente"⁹⁶. Tale approccio assegna un ruolo fondamentale alla base impositiva per stabilire l'inclusione o meno di un'imposta nell'insieme delle imposte ambientali, mentre non è rilevante l'obiettivo dell'imposta per come espresso dalla volontà dal legislatore. Le imposte ambientali pertanto comprendono sia quelle introdotte con esplicite finalità di tipo ambientale, sia i tributi altrimenti motivati ma il cui impatto ambientale sia evidente⁹⁷.

L'ISTAT, in coerenza con la classificazione adottata da EUROSTAT, suddivide le imposte ambientali in tre principali categorie⁹⁸:

- imposte sull'*energia* che includono sia le imposte sulla produzione di energia sia sui prodotti energetici (es. oli minerali e derivati, gas naturale, energia elettrica e consumi di carbone).
- imposte sui *trasporti* che includono imposte sulla proprietà e sull'uso dei veicoli (es. Pubblico Registro Automobilistico e l'imposta sulle assicurazioni relative alla RC auto).
- imposte sull'*inquinamento* che sono misurate in relazione alle emissioni prodotte in aria e acqua e riguardanti la gestione dei rifiuti e l'inquinamento acustico (es. il tributo speciale per il deposito in discarica, la tassa sulle emissioni di anidride solforosa NO_x e di ossidi di zolfo SO_x).

La Fig. 48 descrive l'andamento del gettito delle imposte ambientali⁹⁹ in termini assoluti sia in valori correnti, sia in valori costanti al 2016 utilizzando l'Indice dei prezzi al consumo per le rivalutazioni monetarie dell'ISTAT¹⁰⁰. Il gettito, in termini reali, è crescente dal 1980 fino ad attestarsi intorno ai 50 Mld di € tra 1991 e 2007. Torna a ridursi a circa 45 Mld € l'anno successivo per, poi, continuare a crescere ed arrivare ai **58,8 Mld € del 2016**.

⁹⁶ ISTAT (2014).

⁹⁷ In base alla destinazione del gettito sono definite due tipologie di imposte: imposte specifiche, ossia "imposte di scopo" il cui gettito è destinato a finanziare spese per la protezione ambientale; altre imposte ambientali, ossia imposte il cui gettito non è utilizzato per finanziare le spese per la protezione ambientale.

⁹⁸ Le linee guida internazionali prevedono la classificazione delle imposte ambientali in quattro tipologie: energia, trasporti, inquinamento e risorse. Negli ultimi dati diffusi dell'EUROSTAT le imposte sull'inquinamento e sulle risorse sono accorpate in un'unica categoria.

⁹⁹ ISTAT, *Gettito delle imposte ambientali relativo al periodo 1995/2016 (edizione novembre 2017)* e *Gettito delle imposte ambientali per categoria - Anni 1980-2015*

¹⁰⁰ Indice dei prezzi al consumo per le famiglie di operai e impiegati (FOI) al netto dei tabacchi. Tale indice si pubblica sulla Gazzetta Ufficiale ai sensi dell'art. 81 della legge 27 luglio 1978, n. 392.

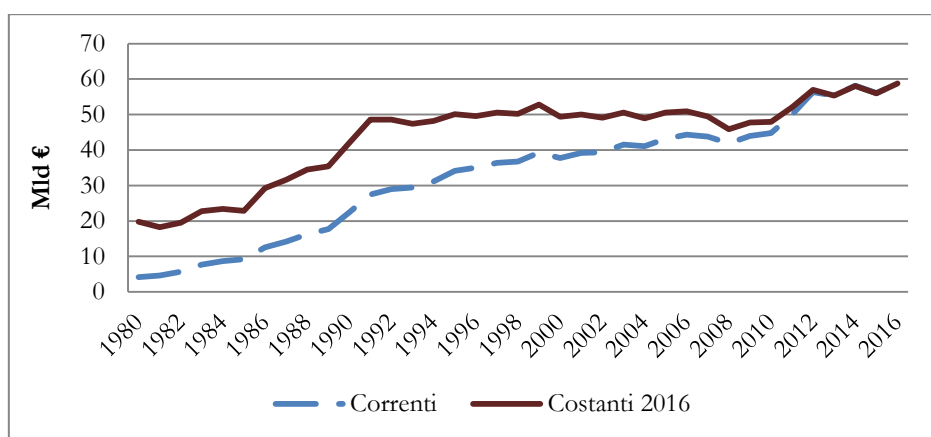


Fig. 48 - Gettito delle imposte ambientali (1980-2016)

Fonte: ns. elaborazione su dati Istat

La Fig. 49 descrive, da un lato, l'andamento percentuale delle **imposte ambientali sul totale delle imposte e contributi sociali**¹⁰¹, oscillante tra il valore massimo di 9,5% del 1991 e il valore minimo di 6,2% nel 2008; in aumento nell'ultimo anno disponibile (2016), la percentuale si attesta all'**8,2%**. Dall'altro, riporta il peso percentuale **sul PIL**, che, dopo una graduale crescita fino al 1991, mostra un'evoluzione relativamente stabile intorno al 3%, attestandosi al **3,5%** nel 2016.

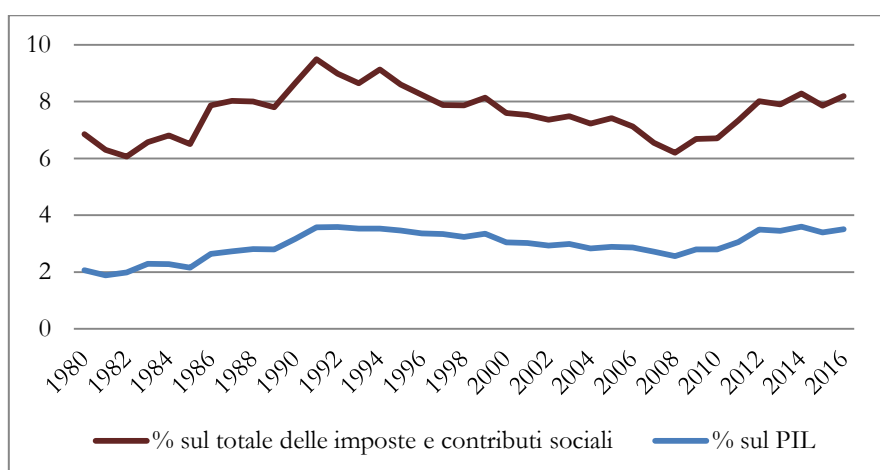


Fig. 49 - Percentuale delle imposte ambientali sul gettito totale e sul PIL

Fonte: Istat

Infine, considerando le variazioni in termini reali delle diverse categorie di imposte ambientali dal 1995 al 2016 (Fig. 50), si nota un andamento annuale costante per il gettito delle imposte riguardanti i trasporti, mentre per i prodotti energetici si ha un andamento decrescente fino al 2008 (circa 35 Mld €), per poi diventare crescente ed attestarsi nel 2016 a circa 48 Mld €. **Per quanto riguarda le imposte che hanno come basi imponibili l'inquinamento e l'uso delle risorse naturali, il loro valore è circa l'1%. Un'imposizione fiscale maggiormente orientata alla razionalizzazione dell'uso delle risorse del CN dovrebbe veder aumentare questa componente**, anche per contribuire a contrastare la riduzione delle risorse finanziarie disponibili per gli investimenti nella protezione dell'ambiente, evidenziata nella tabella 32.

¹⁰¹ Il totale imposte e contributi sociali comprende: imposte sulla produzione e importazioni; imposte correnti sul reddito, sul patrimonio eccetera; imposte in conto capitale; contributi sociali effettivi.

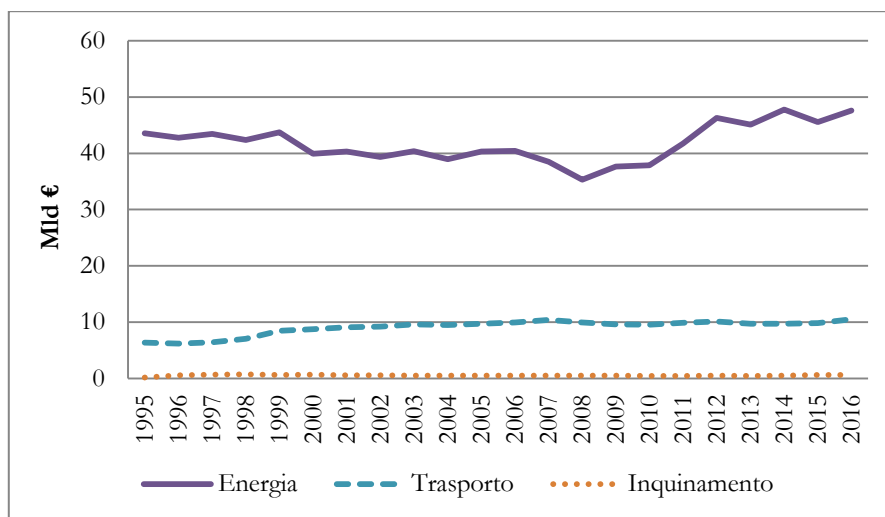


Fig. 50 - Gettito delle imposte ambientali per categoria (valori costanti 2016)

Fonte: ns. elaborazione su dati Istat

11 Novità normative rilevanti per il Capitale Naturale

In questo capitolo viene effettuata una valutazione, seppur qualitativa e del tutto preliminare, degli effetti delle politiche pubbliche sul CN.

A questo scopo sono stati considerati i provvedimenti nazionali più rilevanti dell'ultimo anno, considerando in questa accezione non solo le norme di legge e i regolamenti, ma anche le strategie generali, i documenti di programmazione economico-finanziaria dello Stato e le strategie settoriali.

I contenuti di ogni provvedimento sono stati esaminati per individuare le norme di maggior interesse per il capitale naturale, facendo riferimento allo schema di valutazione elaborato nel 1° Rapporto sul CN (*Tab. 15 – fattori di pressione e politiche pubbliche*) (CCN, 2017), che riporta le principali categorie di fattori di pressione, i relativi sentieri d'impatto sul CN e le connessioni con le principali politiche pubbliche che influenzano direttamente o indirettamente il CN.

La seguente tabella riporta la sintesi della valutazione sulle principali novità normative, riportando alcune annotazioni per l'individuazione di eventuali proposte o raccomandazioni da parte del CCN (*Parte IV*).

Tab. 33 - Tabella riepilogativa dei provvedimenti occorsi nel 2017 di rilievo per il Capitale Naturale

	Provvedimento	Descrizione e osservazioni
	Strategie Generali	
1	Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile	Sviluppo compatibile con l'ambiente, dissociazione fra uso di risorse/energia e crescita economica, tutela e valorizzazione capitale naturale. Sarebbe opportuno dotare la strategia di target quantitativi riguardanti il capitale naturale.
	Documenti di Programmazione e Strategie Settoriali	
2	DEF - Documento di Economia e Finanza e Nota di aggiornamento, (aprile e settembre 2017)	Utilizzo di indicatori: BES (Legge 4/8/2016 n. 163 seguito da Decreto 16/10/2017 del MEF: 12 indicatori). Si evidenzia come aspetto positivo che gli indicatori di Emissioni dirette di gas serra (GHG) e abusivismo edilizio permetteranno di valutare l'impatto sul capitale naturale. Sarebbe opportuno prevedere l'estensione ad altri indicatori di capitale naturale.
3	SEN - Strategia Energetica Nazionale (dicembre 2017)	Sviluppo settore energetico al 2030 con definizione di obiettivi quantitativi di riduzione emissioni, efficienza energetica e diffusione fonti rinnovabili. Dovrebbe comportare minori emissioni di GHG, ma è da valutare l'impatto sui cambiamenti dell'uso e consumo di suolo, sul paesaggio ed il patrimonio culturale.
4	Documento d'Inquadramento e Posizionamento Economia Circolare (novembre 2017)	Riduzione del prelievo di risorse naturali e sostituzione con materie prime secondarie. Utilizzo più efficiente delle materie prime. Aumento della circolarità del sistema economico Riduzione della produzione dei rifiuti e dello smaltimento in discarica. Si evidenzia l'impatto positivo sul Capitale Naturale derivante dalla riduzione del prelievo di risorse naturali, e dalla riduzione dei rifiuti sugli ecosistemi terrestri e marini. In tal senso sarebbe opportuno prevedere nell'ambito del Tavolo indicatori (insediato presso il MATTM) un focus su indicatori di impatto sugli ecosistemi.
5	Strategia Italiana per la Bioeconomia (aprile 2017)	Produzioni biodegradabili (es. bioplastiche), bioenergie, utilizzo di risorse naturali rinnovabili in maniera sostenibile, riciclo dei rifiuti biodegradabili. Si evidenzia impatto potenzialmente positivo relativamente alla: riduzione del prelievo di risorse naturali, riduzione degli impatti dei rifiuti non biodegradabili sugli ecosistemi terrestri e marini. In tal senso sarebbe opportuno integrare gli indicatori core della strategia (fatturato, occupati) con indicatori di impatto sul capitale naturale e gli ecosistemi.
	Strumenti di Valutazione	
6	Nuovo regolamento di riforma della AIR (Analisi di Impatto della Regolamentazione) e della VIR (Verifica di Impatto della Regolamentazione), DPCM 15 settembre 2017, n. 169	Valutazione <i>ex ante</i> delle proposte di legge e decreto. Valutazione <i>ex post</i> delle leggi e dei decreti. Prevista l'emanazione di una Direttiva del Presidente del Consiglio dei Ministri che dovrebbe indicare le tecniche di analisi e di valutazione (metodi, indicatori, ecc.). Sarebbe opportuna l'adozione di una griglia di criteri e/o indicatori relativi al capitale naturale
7	Linee Guida per la valutazione degli investimenti in opere pubbliche (MIT, giugno 2017) , nell'ambito della riforma degli investimenti pubblici – D.Lgs 228/2011 e DPCM 3 agosto 2012, Nuovo Codice Appalti Legge 50/2016	Documento di pianificazione pluriennale degli investimenti in base a valutazione dei progetti (ogni amministrazione centrale). Obbligo di valutazione preventiva dei progetti di opere pubbliche mediante ACB. Considerazione delle esternalità ambientali (GHG, inquinanti, rumore) e sociali (incidenti e congestione). Si evidenziano potenziali impatti <i>positivi</i> legati all'inclusione di alcune esternalità ambientali nella valutazione <i>ex ante</i> (GHG, inquinanti atmosferici, rumore). Sono invece da valutare possibili impatti <i>negativi</i> legati alla mancata inclusione di altre esternalità a carico del capitale naturale (es. consumo di suolo, frammentazione dell'uso del

	Provvedimento	Descrizione e osservazioni
		suolo) e del capitale culturale (paesaggio) e alla mancata quantificazione dei benefici dei progetti di tutela.
	Leggi e Decreti	
8	Legge di Bilancio 2018 (principali interventi previsti)	<p>Si evidenziano i seguenti ambiti di potenziale impatto positivo sul Capitale Naturale:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Prorogata la detrazione al 65% per la riqualificazione energetica • Super bonus per riqualificazione energetica e misure antisismiche • Detrazione al 65% per acquisto di micro-cogeneratori in sostituzione di impianti esistenti • Distretti del cibo • Detraibili al 19% le spese per abbonamenti al trasporto pubblico locale e buono TPL per i datori di lavoro • Lotta all'abusivismo • Stop ai cotton fioc non biodegradabili e ai cosmetici con microplastiche • Credito d'imposta per acquisto plastica riciclata • Messa in sicurezza siti con rifiuti radioattivi • Destinazione di parte del gettito del tributo rifiuti in discarica ai comuni sede della discarica e ai comuni limitrofi • Investimenti in opere pubbliche di messa in sicurezza degli edifici e del territorio (850 milioni di euro nel triennio 2018-2020 a favore dei Comuni che non abbiano già beneficiato dei fondi del Programma straordinario di intervento per la riqualificazione urbana e la sicurezza delle periferie delle città metropolitane e dei comuni capoluogo di provincia) (comma 835) • Istituzione dei Parchi nazionali del Matese e di Portofino • Piano nazionale di interventi nel settore idrico • Detrazioni per il verde privato • Esclusione dalla base imponibile IRPEF dei proventi da apicoltura condotta da apicoltori con meno di 20 alveari e ricadenti in Comuni montani.
9	Decreto Fiscale 2017 (D.L. 148/2017, convertito nella legge n. 172 del 4 dicembre 2017)	Si evidenzia che l'Art. 17-ter. - Disposizioni in materia di 5 per mille prevede la possibilità di destinare il 5 per mille dell'imposta sul reddito a sostegno degli enti gestori delle aree protette
10	Decreto MIPAAF 25 gennaio 2017 Disciplina del regime di condizionalità ai sensi del regolamento (UE) n. 1306/2013 e delle riduzioni ed esclusioni per inadempienze dei beneficiari dei pagamenti diretti e dei programmi di sviluppo rurale . (17A02343) (GU Serie Generale n.74 del 29-03-2017)	Le Regole di condizionalità comprendono un insieme di Criteri (CGO) e Norme (BCAA) per una gestione dell'azienda agricola rispettosa dell'ambiente e attenta alla salubrità dei prodotti e al benessere degli animali allevati. Tutti i beneficiari dei pagamenti diretti e delle misure dello sviluppo rurale connesse alla superficie e agli animali sono tenuti a rispettarle. Rappresenta un incentivo concreto agli agricoltori per una gestione sostenibile degli ecosistemi agricoli.
11	Legge "Salva borghi" 6 ottobre 2017, n. 158	Si evidenzia l'Art. 1, Art. 3a); Dotazione di 100 milioni (2018-2023) per contrastare lo spopolamento, contrasto al dissesto idrogeologico e per le attività di piccola e diffusa manutenzione e tutela dei beni comuni e i potenziali impatti <i>positivi</i> per: prevenzione rischio idro-geologico (art. 3.3a), manutenzione del territorio (art. 3.3.h, 5), emissioni di GHG (art. 3.3c), servizi ricreativi e di accessibilità turistica (art. 4, 6), opportunità per comuni ricadenti nel perimetro di un'area protetta
12	Bando Periferie (DPCM 25 maggio 2016 e relativi fondi stanziati - gen. 2017)	Si evidenziano i potenziali impatti <i>positivi della</i> riqualificazione delle periferie per gli aspetti correlati alla tutela, al ripristino, alla valorizzazione

	Provvedimento	Descrizione e osservazioni
13	D.Lgs. 30 dicembre 2016, n. 254 , di recepimento della Direttiva sulla comunicazione di informazioni non finanziarie	Ambito di applicazione: grandi imprese quotate, banche, assicurazioni e operatori finanziari con più di 500 dipendenti Obbligo di fare rendicontazione su aspetti ambientali, sociali e occupazionali così come definiti all'art. 3. La norma ha potenziali aspetti positivi derivanti dalla trasparenza su prelievi idrici, uso di fonti energetiche, emissioni di GHG e di inquinanti in atmosfera, valutazione impatti sanitari e ambientali. Evidenziando la mancanza di standard omogenei, si ravvede l'opportunità di estendere la gamma di fattori d'impatto a sversamenti nei suoli e nelle acque, consumo di materiali e risorse abiotiche (diverse da acqua ed energia) e biotiche (es. pesca), utilizzo di materie prime secondarie (quota dell'uso di materiali), cambiamenti di uso del suolo, frammentazione degli ecosistemi, impermeabilizzazione del suolo.
14	Legge su "Domini Collettivi" 20 novembre 2017, n. 168	L'Art. 2 c-f) riconosce i domini collettivi come parti del CN.
15	Provvedimento 30 marzo 2017 Accordo sul Piano d'azione nazionale per il contrasto degli illeciti contro gli uccelli selvatici , su proposta del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, in attuazione della Strategia nazionale per la biodiversità. (Repertorio n. 37/CSR). (GU Serie Generale n.120 del 25-05-2017)	Rappresenta uno strumento importante per il contrasto ai fenomeni di illeciti contro gli uccelli selvatici
16	Decreto legislativo recante adeguamento della normativa nazionale alle disposizioni del regolamento (UE) n. 1143/2014 del parlamento europeo e del consiglio del 22 ottobre 2014, recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive	Prevede misure volte all'eradicazione, al controllo demografico o al contenimento delle popolazioni delle specie esotiche invasive, inclusa la disciplina sanzionatoria per la violazione delle disposizioni
17	Intesa in Conferenza Unificata dell'11 gennaio 2018 sullo schema di Decreto legislativo recante Disposizioni concernenti la revisione e l'armonizzazione della normativa nazionale in materia di foreste e filiere forestali , in attuazione dell'art. 5 della legge 28 luglio 2016, n. 154	Disciplina organica per la valorizzazione del patrimonio boschivo e forestale nazionale, prevedendo tra le altre cose la programmazione e pianificazione di durata ventennale, le definizioni chiave, criteri minimi uniformi e sostenibili per le attività di gestione forestale

12 Le novità normative per la valutazione degli effetti delle politiche pubbliche sul Capitale Naturale

Nell'ordinamento nazionale sono individuabili diversi filoni di valutazione ambientale (*ex ante* o *ex post*) delle politiche pubbliche, alcuni dedicati (valutazione esclusivamente sotto il profilo ambientale), altri inseriti nell'ambito di attività valutative trasversali (estese a componenti economiche, sociali, ambientali o territoriali). Tali filoni sono stati introdotti in diverse fasi temporali e hanno avuto diversi stadi evolutivi, creando un complesso e stratificato sistema di norme non sempre chiaramente riconducibile ad un disegno complessivo di valutazione organica delle politiche pubbliche. In linea di massima, i filoni più importanti o che hanno trovato maggiore sviluppo sono i seguenti:

- Valutazione Impatto Ambientale (*VIA*), che riguarda un singolo progetto che può avere impatti ambientali significativi e negativi (cfr. in particolare artt. 4-10 e 19-29 del D.Lgs 152/2006, così come modificato dal D.Lgs 104/2017)¹⁰².
- Valutazione Ambientale Strategica (*VAS*), che riguarda i piani e programmi che possono avere un impatto significativo sull'ambiente (artt. 4-18 del D.Lgs 152/2006 e segg.)
- Attività di valutazione dei programmi comunitari, che riguardano insiemi strutturati di interventi co-finanziati con risorse dell'UE
- Attività valutative richieste nell'Analisi di Impatto della Regolamentazione (*AIR*) e nella Verifica di Impatto della Regolamentazione (*VIR*), introdotte con l'art. 14 della Legge 28 novembre 2005, n. 246, recante "Semplificazione e riassetto normativo per l'anno 2005", e successivamente regolamentate rispettivamente col DPCM n. 170 dell'11 settembre 2008 "Regolamento recante disciplina attuativa dell'analisi dell'impatto della regolamentazione (*AIR*)" e col DPCM n. 212 del 19 novembre 2009, "Regolamento recante disciplina attuativa della verifica dell'impatto della regolamentazione (*VIR*)";
- Attività valutative *ex ante* ed *ex post* da effettuare nell'ambito della riforma della programmazione degli investimenti pubblici (D.Lgs 228/2011), che riguardano sia il livello della singola opera (valutazione di fattibilità finanziaria ed economico-sociale) che la programmazione delle opere da finanziare (piano pluriennale di pianificazione dei Ministeri).

In questo variegato quadro, nell'ultimo anno sono stati varati nuovi provvedimenti che evidenziano un'intensificazione della volontà di potenziare le attività di valutazione delle politiche pubbliche, che sono di seguito esaminati in relazione alle nuove opportunità di tutela del CN:

- la riforma della Legge di Bilancio che ha portato all'inclusione di indicatori di benessere nella programmazione economico-finanziaria dello Stato (*cap. 12.1*);
- il nuovo regolamento di riforma della Analisi di impatto della regolamentazione (*AIR*) e della Verifica di impatto della regolamentazione (*VIR*) (*cap. 12.2*);
- Le attività di valutazione dei programmi comunitari (*cap. 12.3*)
- le nuove Linee Guida del MIT per la valutazione degli investimenti in opere pubbliche (*cap. 12.4*).

¹⁰² Il testo Unico Ambientale (D.Lgs 152 del 3 aprile 2006), così come recentemente modificato dal D.Lgs 104 del 16 giugno 2017 di revisione della disciplina sulla valutazione dell'impatto ambientale di determinati progetti pubblici e privati, stabilisce un quadro di riferimento unitario per le valutazioni ambientali ricadenti nel Decreto (VIA, VAS, AIA), costituito dalla **strategia nazionale di sviluppo sostenibile** (comma 3 art. 34) e dalle **strategie regionali di sviluppo sostenibile** (comma 4 art. 34). Infatti, il comma 5 dell'art. 34, stabilisce che "Le strategie di sviluppo sostenibile definiscono il quadro di riferimento per le valutazioni ambientali di cui al presente decreto...". Importante per il capitale naturale anche il comma 6: "Il Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, le regioni e le province autonome **cooperano per assicurare assetti organizzativi, anche mediante la costituzione di apposite unità operative**, senza aggravio per la finanza pubblica, e risorse atti a garantire le condizioni per lo svolgimento di funzioni finalizzate a: a) determinare, nell'ottica della strategia di sviluppo sostenibile, i requisiti per una **piena integrazione della dimensione ambientale nella definizione e valutazione di politiche, piani, programmi e progetti**; b) garantire le funzioni di orientamento, valutazione, sorveglianza e controllo nei processi decisionali della pubblica amministrazione; (...)".

Un capitolo conclusivo (12.5) evidenzia l'opportunità di supportare alcuni di questi processi valutativi con una *griglia di indicatori per la valutazione ex-ante delle politiche* che hanno potenziali effetti sul capitale naturale, coerenti con la Strategia Nazionale di Sviluppo Sostenibile (SNSVS).

12.1 La disciplina sugli indicatori di BES nel DEF

La legge 163/2016, di riforma del Bilancio dello Stato¹⁰³, ha previsto che sia predisposto un apposito allegato al *Documento di Economia Finanza (DEF)* nel quale dovranno essere riportati gli andamenti degli indicatori di *Benessere Equo e Sostenibile (BES)*, selezionati dal *Comitato per gli indicatori di Benessere Equo e Sostenibile*¹⁰⁴, istituito presso ISTAT.

L'allegato al *DEF* sugli indicatori di benessere deve illustrare l'andamento degli indicatori negli ultimi tre anni e le previsioni sulla loro evoluzione per i tre anni successivi, anche sulla base delle misure previste per il raggiungimento degli obiettivi di politica economica e dei contenuti del *Programma Nazionale di Riforma*. Inoltre, con apposita relazione – predisposta dal *MEF* e da presentare alle Camere entro il 15 febbraio di ciascun anno – dovrà essere evidenziata l'evoluzione attesa degli indicatori per il triennio in corso sulla base degli effetti della Legge di Bilancio appena approvata.

In via sperimentale e già dal *DEF 2017*, il Governo ha scelto di anticipare l'inserimento di un primo gruppo di quattro indicatori *BES* nel processo di bilancio: il reddito medio disponibile, un indice di disuguaglianza, il tasso di mancata partecipazione al lavoro e le emissioni di CO₂ e di altri gas clima alteranti¹⁰⁵.

Nel prosieguo dell'iter normativo il Governo ha sottoposto alla Commissione V Bilancio¹⁰⁶ i primi indicatori individuati dal *Comitato BES* ricevendone parere favorevole¹⁰⁷. Quindi, il Ministro dell'Economia e delle Finanze ha adottato¹⁰⁸ i primi 12 che saranno inseriti nel *DEF 2018*:

1. reddito medio disponibile aggiustato pro capite
2. indice di disuguaglianza del reddito disponibile
3. indice di povertà assoluta
4. speranza di vita in buona salute alla nascita
5. eccesso di peso
6. uscita precoce dal sistema di istruzione e formazione
7. tasso di mancata partecipazione al lavoro
8. rapporto tra tasso di occupazione donne di 25/29 anni con figli in età prescolare e donne senza figli
9. indice composito di criminalità predatoria
10. indice di efficienza della giustizia civile
11. emissioni di CO₂ e altri gas clima alteranti
12. indice di abusivismo edilizio

In tale quadro, gli indicatori *BES*¹⁰⁹ sono un'importante base conoscitiva anche per la valutazione dello stato del CN in Italia (*Tab. 34*). In particolare, l'inserimento di due indicatori associabili al CN (emissioni di CO₂ e altri gas clima alteranti e abusivismo edilizio) rappresenta un'opportunità per valutare preventivamente l'impatto potenziale delle previsioni della Legge di Bilancio su dimensioni importanti del CN.

¹⁰³ Legge 4 agosto 2016, n. 163 – Modifiche alla legge 31 dicembre 2009, n. 196, concernenti il contenuto della legge di bilancio, in attuazione dell'articolo 15 della legge 24 dicembre 2012, n. 243.

¹⁰⁴ Presieduto dal Ministro dell'economia e delle finanze o da un suo rappresentante delegato; composto dal Presidente dell'ISTAT, dal Governatore della Banca d'Italia (o loro rappresentanti delegati), da due esperti della materia provenienti da università ed enti di ricerca.

¹⁰⁵

http://www.dt.tesoro.it/modules/documenti_it/analisi_programmazione/documenti_programmatici/def_2017/Allegato_6_AL_DEF_2017.pdf

¹⁰⁶ Atto del Governo 428

¹⁰⁷ <http://www.camera.it/leg17/682?atto=428&tipoAtto=Atto&leg=17&tab=1#inizio>

¹⁰⁸ Decreto 16 ottobre 2017.

¹⁰⁹ L'edizione 2017 del Rapporto prevede 12 domini e 129 indicatori.

Tab. 34 - Indicatori contenuti nel Rapporto BES 2017 rilevanti per il Capitale Naturale

Dominio	Indicatore
Sicurezza	Presenza di elementi di degrado nella zona in cui si vive
Paesaggio e patrimonio culturale	Indice di abusivismo edilizio
	Indice di urbanizzazione delle aree sottoposte a vincolo paesaggistico
	Erosione dello spazio rurale da dispersione urbana (<i>urban sprawl</i>)
	Erosione dello spazio rurale da abbandono
	Pressione delle attività estrattive
	Densità di Verde storico e Parchi urbani di notevole interesse pubblico
	Impatto degli incendi boschivi
	Diffusione delle aziende agrituristiche
	Insoddisfazione per il paesaggio del luogo di vita
Preoccupazione per il deterioramento del paesaggio	
Ambiente	Trattamento delle acque reflue
	Dispersione da rete idrica comunale
	Qualità delle acque costiere marine
	Qualità dell'aria urbana - PM ₁₀
	Qualità dell'aria urbana - Biossido di azoto
	Disponibilità di verde urbano
	Aree con problemi idrogeologici
	Siti contaminati
	Conferimento dei rifiuti urbani in discarica
	Aree protette terrestri
	Raccolta differenziata dei rifiuti urbani
	Preoccupazione per la perdita di biodiversità
	Consumo materiale interno
	Energia da fonti rinnovabili
	Emissioni di CO₂ e altri gas clima alteranti
Soddisfazione per la situazione ambientale	
Qualità dei servizi	Irregolarità nella distribuzione dell'acqua

Fonte: ns. elaborazione su ISTAT (2017). In grassetto i due che sono stati inclusi nella Legge di Bilancio.

Per migliorare ulteriormente la valutazione preventiva degli effetti della *Legge di Bilancio* sulla funzionalità e tutela degli ecosistemi, potrebbe essere opportuno allargare progressivamente il novero di indicatori *BES* riguardanti il CN, da considerare nelle attività valutative nell'*Allegato al DEF*. In tale ottica, parrebbe altresì opportuno porre attenzione agli indicatori in grado di rilevare complessivamente ricadute significative tanto sull'Ambiente che sul Paesaggio, quali l'erosione dello spazio rurale, sia da dispersione urbana che da abbandono.

Inoltre, se si tiene conto del rinnovato quadro internazionale, segnato dall'Agenda 2030 e i relativi 17 Obiettivi di sviluppo sostenibile (SDG) approvati dalle Nazioni Unite il 25 settembre 2015, come declinati sulla scala nazionale dalla *SNSvs*, appare opportuno che la programmazione economica inizi a inserire tra i suoi riferimenti di valutazione preventiva anche indicatori di sviluppo sostenibile. Sarà dunque necessario mettere a sistema gli indicatori del *BES* con le altre politiche in atto, internazionali e nazionali, che contemplino l'applicazione di indicatori riconducibili al CN, tra cui gli indicatori *IAEG* per il monitoraggio dell'attuazione dell'*Agenda 2030*¹¹⁰ e gli indicatori per la misurazione degli obiettivi della *SNSvs*.

¹¹⁰ Allo scopo di identificare un quadro di informazione statistica condiviso quale strumento di monitoraggio e valutazione dei progressi verso gli obiettivi dell'Agenda, la Commissione Statistica delle Nazioni Unite ha costituito l'*Inter Agency Expert Group on SDGs* (IAEG-SDGs), che a marzo del 2016, in occasione della 47^{ma} sessione della Commissione statistica dell'Onu, ha proposto una prima lista di oltre 200 indicatori. Tale lista è stata successivamente aggiornata nel marzo 2017 e sottoposta all'approvazione della 48^{ma} sessione della Commissione Statistica delle Nazioni Unite (UNSC). L'insieme di indicatori, attualmente in revisione, prevede 244 indicatori. Il processo di definizione degli indicatori è tuttora in corso (per alcuni di essi non è ancora disponibile una metodologia e degli standard condivisi a livello ONU) e l'ISTAT, responsabile per l'elaborazione degli indicatori ONU di sviluppo sostenibile relativi all'Italia, partecipa attivamente a questo processo. E' prevista una revisione complessiva degli indicatori nel 2020 ed un'altra nel 2025.

12.2 Il nuovo regolamento sulla AIR (Analisi di Impatto della Regolamentazione) e VIR (Verifica di Impatto della Regolamentazione)

Il DPCM 15 settembre 2017, n. 169¹¹¹, *Regolamento recante disciplina sull'analisi dell'impatto della regolamentazione, la verifica dell'impatto della regolamentazione e la consultazione*, entrato in vigore il 15 dicembre 2017, interviene nel processo di predisposizione delle normative dei Ministeri (si applica ai disegni di legge di iniziativa governativa, ai decreti interministeriali e dei singoli ministeri), così come nelle attività di valutazione *ex post* delle normative, puntando a innovare profondamente rispetto al passato le modalità di effettuazione dell'*AIR* e della *VIR*¹¹². In questa sede ci si sofferma soprattutto sulle implicazioni del regolamento per le attività di valutazione *ex ante*.

Obiettivo dell'*AIR* è di offrire, nel corso dell'istruttoria normativa, attraverso un percorso trasparente di analisi, basato sull'evidenza empirica, un supporto informativo sull'opportunità e i contenuti stessi dell'intervento normativo. La procedura di *AIR* prevede l'individuazione preliminare delle opzioni alternative di regolamentazione, una valutazione della loro fattibilità, la quantificazione e comparazione degli effetti previsti per le principali opzioni selezionate e l'individuazione dell'opzione preferita ai fini del provvedimento.

Nella fase di comparazione delle opzioni, l'*AIR* dovrebbe puntare a quantificare e valutare i principali impatti di natura **sociale, economica, ambientale e territoriale** delle opzioni attuabili, con riferimento alle diverse categorie di destinatari del provvedimento. E' anche previsto lo svolgimento di una consultazione delle principali categorie di soggetti interessati dal provvedimento. A conclusione dell'*AIR*, l'amministrazione proponente deve redigere una relazione AIR, che documenta l'analisi svolta e i risultati ottenuti, che viene verificata dal Dipartimento per gli Affari Giuridici e Legislativi (*DAGL*) della Presidenza del Consiglio dei Ministri (*PdCM*) ai fini dell'iscrizione del provvedimento all'ordine del giorno del Consiglio dei Ministri. La relazione AIR è soggetta a pubblicazione sul sito del Ministero che emana la Regolamentazione. La *DAGL* della *PdCM* non ha solo compiti di verifica di qualità dei processi valutativi, ma è anche il referente per le amministrazioni per la gestione delle procedure (programma normativo semestrale, decisioni di esclusione, ecc.).

Per l'effettiva applicazione del regolamento¹¹³ è prevista l'emaneazione di una **direttiva del Presidente del Consiglio dei Ministri** che dovrebbe indicare **le tecniche di analisi e di valutazione** e i modelli di relazione per le fasi di consultazione dell'*AIR* e della *VIR*.

Nonostante il *DPCM* non parli esplicitamente di CN, è evidente che la direttiva di attuazione prevista dall'art. 3, concernente i metodi dell'*AIR* e della *VIR*, **costituisce lo strumento metodologico per assicurare la necessaria coerenza dei provvedimenti normativi nazionali con gli impegni internazionali e nazionali che richiedano il conseguimento di obiettivi quantitativi monitorati con precisi metodi e indicatori**. In particolare, l'*AIR* potrebbe includere l'analisi degli effetti delle opzioni con riferimento agli **impegni di sviluppo sostenibile sottoscritti dall'Italia** a livello internazionale (*Agenda 2030*, con relativo apparato di obiettivi, target e indicatori riconducibili al CN) e nazionale (*SNSvsS*, anch'essa comprensiva di obiettivi riconducibili al CN). A questo scopo, l'analisi degli effetti potrebbe essere realizzata mediante indicatori per la valutazione di sostenibilità delle politiche pubbliche.

¹¹¹ GU Serie Generale n.280 del 30-11-2017

http://www.gazzettaufficiale.it/atto/serie_generale/caricaDettaglioAtto/originario;jsessionid=R8uBXT+5QBKgYYyqCCLPJg__ntc-as3-guri2b?atto.dataPubblicazioneGazzetta=2017-11-30&atto.codiceRedazionale=17G00182&elenco30giorni=false

¹¹² Si richiama in particolare l'art. 14, comma 5 della Legge 28 novembre 2005, n. 246, recante «Semplificazione e riassetto normativo per l'anno 2005», il DPCM dell'11 settembre 2008, n. 170 «Regolamento recante disciplina attuativa dell'analisi dell'impatto della regolamentazione (AIR), e il DPCM del 19 novembre 2009, n. 212 «Regolamento recante disciplina attuativa della verifica dell'impatto della regolamentazione (VIR).

¹¹³ Art. 21, comma 1: «Il presente decreto si applica a decorrere dal giorno successivo alla pubblicazione della direttiva prevista dall'articolo 3, comma 1.»

12.3 L'integrazione del Capitale Naturale nella valutazione della Politica di Coesione 2014-2020

Il tema della valutazione degli effetti delle politiche sul CN, nelle attuali procedure normate di valutazione, coinvolge certamente anche l'ambito della politica di coesione 2014-2020.

La programmazione 2014-2020 delle politiche di coesione in Italia è finanziata da risorse dedicate sia nazionali (Fondo per lo Sviluppo e la Coesione e risorse nazionali del Fondo di Rotazione per i Programmi complementari di azione e coesione come indicato dalla Delibera CIPE 10/2015) che comunitarie (Fondi Strutturali e di Investimento Europei, *SIE*)¹¹⁴. I Fondi *SIE* includono il Fondo Europeo di Sviluppo Regionale (*FESR*), il Fondo Sociale Europeo (*FSE*) oltre al Fondo Europeo Agricolo di Sviluppo Rurale (*FEASR*) e al Fondo Europeo per gli Affari Marittimi e per la Pesca (*FEAMP*), non considerati nel perimetro delle politiche di coesione nel ciclo di programmazione 2007-2013.

Nell'ambito in particolare dei Fondi *SIE*, il *framework* strategico di riferimento è rappresentato dall'*Accordo di Partenariato (AdP)*¹¹⁵ che, come previsto dal Regolamento di disposizioni generali sui Fondi *SIE*, declina l'orientamento strategico su 11 Obiettivi Tematici (*OT*) articolati in risultati attesi e azioni, con un forte orientamento a risultati misurabili anche attraverso indicatori volti a cogliere i principali cambiamenti attesi sul contesto territoriale di riferimento. Tra questi, rivestono un particolare interesse gli *OT* direttamente collegati con le componenti del CN, come riportato nella tabella di seguito:

Tab. 35 - Obiettivi Tematici dell'Accordo di Partenariato associabili al Capitale Naturale e risorse allocate

Obiettivo Tematici dell'Accordo di Partenariato associabili direttamente al Capitale Naturale	Fondi SIE (milioni di euro)				
	FESR	FSE	FEASR	FEAMP	TOTALE
OT 4 - Sostenere la transizione verso un'economia a basse emissioni di carbonio in tutti i settori	3.138,6		797,7	12,7	3.949,0
OT 5 - Promuovere l'adattamento al cambiamento climatico, la prevenzione e la gestione dei rischi	811,9		1.546,7		2.358,6
OT 6 - Tutelare l'ambiente e promuovere l'uso efficiente delle risorse	2.341,6		1.894,6	215,5	4.451,7
Totale OT 4-5-6	6.292,1		4.239,	228,2	10.759,3
Totale generale AP	20.651,5	10.467,2	10.429,7	537,3	42.085,7

Fonte: Accordo di Partenariato

A ciascuno degli obiettivi tematici indicati nell'*AdP*, è stato associato uno schema logico di Risultati Attesi - Azioni - Categorie di intervento - Indicatori di realizzazione, al quale concorrono i distinti programmi operativi durante il corso dell'attuazione.

Questo quadro di programmazione, attuazione e valutazione degli interventi, predefinito seguendo le linee guida comunitarie nonché l'esperienza delle stesse amministrazioni centrali e regionali nel realizzare le operazioni di monitoraggio e di valutazioni dei programmi, fornisce certamente importanti input informativi sugli effetti delle politiche strutturali (coesione, sviluppo rurale, pesca, ecc..) sul CN. Tra l'altro, nell'attuale ciclo, ogni programma si è dovuto dotare di un piano di valutazione, teso a rafforzare la capacità valutativa dei soggetti attuatori degli interventi. Tali strumenti, insieme al sistema di *governance* alla base della valutazione delle politiche di coesione, rappresentato anche dalla rete dei *Nuclei di Valutazione*, può rappresentare un'opportunità per integrare in maniera sempre più efficace gli aspetti del CN nella valutazione della politica di coesione.

¹¹⁴ Per un ulteriore approfondimenti sui piani e programmi della politica di coesione 2014-2020 http://www.opencoesione.gov.it/programmi_2014_2020/

¹¹⁵ Approvato dalla CE il 29/10/2014 (<http://www.agenziacoesione.gov.it/it/AccordoPartenariato/index.html>)

12.4 La riforma degli investimenti pubblici e le opportunità di integrare il Capitale Naturale nella valutazione delle opere pubbliche

La pubblicazione a giugno 2017 delle “**Linee Guida per la valutazione degli investimenti in opere pubbliche nei settori di competenza del Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti**” segna una tappa importante nell’attuazione della riforma degli investimenti in opere pubbliche, avviata col D.Lgs 228/2011 e col DPCM 3 agosto 2012, e confermata dalla riforma del Codice degli appalti (D.Lgs n. 50 del 18 aprile 2016 e successive integrazioni, fra le quali il D.Lgs 19 aprile 2017, n. 56 “Correttivo Appalti”). Per una sintetica esposizione delle principali novità apportate dai processi di riforma sopracitati, si veda l’Allegato I.

Il significato di questa riforma per il capitale naturale è duplice:

- 1) Le Linee Guida ministeriali per la valutazione degli investimenti pubblici di propria competenza stabiliscono le modalità di conduzione della valutazione *ex ante* ed *ex post* delle opere pubbliche. Esse costituiscono un passaggio cruciale per la considerazione dei diversi aspetti del capitale naturale nella valutazione di fattibilità economica (dimostrazione dell’utilità collettiva) dei progetti di opere pubbliche, come le nuove infrastrutture di trasporto, le infrastrutture e gli impianti per la fornitura di energia o di acqua, o le opere di tutela dal rischio idro-geologico.
- 2) La pubblicazione delle Linee Guida del MIT dovrebbe essere seguita dalla pubblicazione di analoghe linee guida da parte degli altri Ministeri. Le Linee Guida del MIT costituiscono un riferimento importante anche per le previste linee guida del MATTM, per le opere pubbliche nei settori di propria competenza¹¹⁶.

La pubblicazione, il 1 giugno 2017, delle “*Linee Guida per la valutazione degli investimenti in opere pubbliche nei settori di competenza del Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti*”, da parte del MIT realizza il necessario raccordo fra la fase di definizione degli obiettivi strategici della politica nazionale dei trasporti e la fase di programmazione degli interventi, incentrata sui progetti di fattibilità tecnica ed economica (valutazione *ex ante* di utilità collettiva del progetto mediante ACB (analisi costi-benefici)).

In base alle Linee Guida del MIT, gli enti vigilati e le altre amministrazioni che usufruiscono delle risorse finanziarie del MIT (regioni, ecc.) devono trasmettere a quest’ultimo le proprie proposte di interventi di preminente interesse nazionale, includendo il progetto di fattibilità, ivi inclusa i risultati della valutazione *ex ante* (ACB). Il Ministero, verificata la coerenza della valutazione *ex ante* dell’intervento effettuata dal soggetto proponente con il quadro dei fabbisogni infrastrutturali del Ministero e con i criteri di valutazione dei singoli progetti definiti dalle Linee Guida, procede all’inserimento dell’intervento proposto nel DPP, definendone il livello di priorità.

Le Linee Guida del MIT confermano l’approccio internazionale ed europeo all’ACB (si veda la Guida sull’analisi costi–benefici della Commissione europea), che include nell’analisi degli effetti del progetto sia gli impatti monetari diretti del progetto, che quelli indiretti ed esterni al progetto, ivi inclusi quelli di tipo ambientale.

Nel caso dei progetti di trasporto, le Linee Guida richiedono la quantificazione dei costi esterni relativi ad almeno i seguenti sentieri d’impatto ambientale:

- emissioni di inquinanti dannosi per la salute umana ed associati ai consumi energetici degli utenti dell’infrastruttura;
- emissioni di GHG;
- inquinamento acustico.

¹¹⁶ Anche il MATTM deve avviare l’elaborazione delle Linee Guida per la valutazione degli investimenti di propria competenza, così come avviare i lavori per la realizzazione del proprio DPP (Documento Pluriennale di Pianificazione), in accordo con la Pianificazione strategica in campo ambientale (SNSvS, Accordo di Parigi, ecc.). Per maggiori approfondimenti, nell’Allegato J viene fornita un’analisi preliminare dei gap metodologici da colmare ai fini dell’attuazione delle previsioni del D.Lgs 228/2011 e del DPCM 3 agosto 2012, con particolare riferimento allo scarto esistente fra il fabbisogno di valutazione dei *benefici monetari per la collettività* dei progetti di tutela ambientale (necessari per l’ACB) e l’attuale disponibilità di convenzioni metodologiche (Linee Guida).

L'appendice 4 alle Linee Guida dettaglia i valori unitari di riferimento per la valutazione delle suddette esternalità ambientali. Tali valori sono presi da un riferimento comunitario, l'*Update of the Handbook on External Costs of Transport* (Ricardo-AEA, 2014) realizzato per conto della DG MOVE della Commissione Europea, che riporta i valori raccomandati per tutti gli Stati Membri, differenziati ove necessario in funzione di alcuni fattori di contesto.

L'emanazione delle Linee Guida per la valutazione degli investimenti pubblici comporta due principali considerazioni in relazione al dibattito sul capitale naturale:

- 1) E' la prima volta che lo Stato italiano¹¹⁷ si dota di Linee Guida per l'integrazione e la quantificazione delle esternalità ambientali (negative o positive) nell'ambito della valutazione *ex ante* delle opere pubbliche, colmando in questo modo un importante gap rispetto agli altri paesi avanzati¹¹⁸.
- 2) Le Linee Guida del MIT hanno il merito di considerare alcune categorie di esternalità più importanti, associate all'uso delle infrastrutture di trasporto, ma esse andrebbero completate con ulteriori sezioni, rilevanti per la prevenzione e mitigazione degli impatti di un'opera pubblica sul capitale naturale. Per quanto riguarda i fattori d'impatto per i quali sono disponibili metodi e valori unitari per la valutazione monetaria degli impatti sul capitale naturale, è opportuno che essi siano integrati nella procedura di ACB definita dalle Linee Guida. A questo proposito, un progetto congiunto CCN-MATTM-MIT-MIBACT potrebbe esplorare la fattibilità di integrare le esternalità per i principali SE associate ai fattori di pressione "consumo di suolo" (copertura artificiale del suolo dovuta al progetto infrastrutturale) e "frammentazione negli usi del suolo". Per altri fattori d'impatto associati alla realizzazione di infrastrutture, di difficile quantificazione monetaria, gli indicatori di sintesi dell'ACB (rapporto benefici-costi, VANE, TIRE) potrebbero essere accompagnati da indicatori fisici di impatto dell'infrastruttura sul CN.

12.5 Verso una griglia di indicatori per la valutazione ex-ante delle policies coerenti con la Strategia Nazionale di Sviluppo Sostenibile (SNSvS)

Il 22 Dicembre 2017, dopo un lungo processo di consultazione di soggetti esperti, istituzioni e associazioni della società civile, è stata approvata dal CIPE la SNSvS¹¹⁹ che, ai sensi del D.Lgs 152/2006 (Testo Unico sull'Ambiente), costituisce il quadro di riferimento strategico per le valutazioni ambientali del Decreto (VLA, VAS, ALA¹²⁰). La SNSvS è concepita, seguendo la struttura dell'*Agenda 2030*, in 5 dimensioni (5 P): Persone, Pianeta, Prosperità, Pace, Partenariato. Seppure tali dimensioni e i loro obiettivi sono evidentemente interconnessi¹²¹, in linea generale i temi relativi al CN sono concentrati in "Pianeta", dimensione articolata a sua volta in 3 Aree Strategiche e ciascuna caratterizzata da Obiettivi Nazionali:

A. Arrestare la perdita di biodiversità (5 Obiettivi Nazionali):

1. Salvaguardare e migliorare lo stato di conservazione di specie e habitat per gli ecosistemi, terrestri e acquatici;
2. Arrestare la diffusione delle specie esotiche invasive;
3. Aumentare la superficie protetta terrestre e marina e assicurare l'efficacia della gestione;
4. Proteggere e ripristinare le risorse genetiche e gli ecosistemi naturali connessi ad agricoltura, silvicoltura e acquacoltura;
5. Integrare il valore del CN (degli ecosistemi e della biodiversità) nei piani, nelle politiche e nei sistemi di contabilità.

¹¹⁷ In assenza di analoghe linee guida del MATTM, ci sono buone ragioni per ritenere che la sezione delle Linee Guida del MIT relativa alle esternalità ambientali considerate (emissioni inquinanti, GHG, rumore) e la fonte considerata siano di riferimento anche per opere pubbliche non di competenza del MIT ma caratterizzate dalle medesime categorie di esternalità.

¹¹⁸ Si veda la rassegna dei valori di riferimento per la CO₂ nei Paesi OCSE, presentata in CCN (2017).

¹¹⁹ <http://www.minambiente.it/pagina/la-strategia-nazionale-lo-sviluppo-sostenibile>

¹²⁰ AIA = Autorizzazione Integrata Ambientale.

¹²¹ Ad esempio, la dimensione "Prosperità" identifica come elemento chiave per lo sviluppo economico nazionale la dissociazione dell'uso delle risorse materiali ed energetiche dalla produzione di valore economico in settori quali energia, industria, trasporti, in modo da contemplare la sostenibilità ambientale con la competitività, anche grazie ai processi di innovazione tecnologica.

B. Garantire una Gestione Sostenibile delle Risorse Naturali (7 Obiettivi Nazionali):

1. Mantenere la vitalità dei mari e prevenire gli impatti sull'ambiente marino e costiero;
2. Arrestare il consumo del suolo e combattere la desertificazione;
3. Minimizzare i carichi inquinanti nei suoli, nei corpi idrici e nelle falde acquifere, tenendo in considerazione i livelli di buono stato ecologico dei sistemi naturali;
4. Attuare la gestione integrata delle risorse idriche a tutti i livelli di pianificazione;
5. Massimizzare l'efficienza idrica e adeguare i prelievi alla scarsità d'acqua;
6. Minimizzare le emissioni e abbattere le concentrazioni inquinanti in atmosfera;
7. Garantire la gestione sostenibile delle foreste e combatterne l'abbandono e il degrado.

C. Creare Comunità e Territori Resilienti, Custodire i Paesaggi e i Beni Culturali (5 Obiettivi Nazionali):

1. Prevenire i rischi naturali e antropici e rafforzare le capacità di resilienza di comunità e territori;
2. Assicurare elevate prestazioni ambientali di edifici, infrastrutture e spazi aperti;
3. Rigenerare le città, garantire l'accessibilità e assicurare la sostenibilità delle connessioni;
4. Garantire il ripristino e la deframmentazione degli ecosistemi e favorire le connessioni ecologiche urbano/rurali;
5. Assicurare lo sviluppo del potenziale, la gestione sostenibile e la custodia dei territori, dei paesaggi e del patrimonio culturale.

Nell'ambito della prima area strategica riportata nell'elenco, la conservazione degli ecosistemi e delle specie esistenti (primo obiettivo), anche attraverso l'estensione delle aree protette terrestri e marine (terzo obiettivo), è problema trasversale che concerne lo stato quantitativo e qualitativo del CN e le criticità legate ai fattori di pressione sull'ambiente descritte nella Parte II. Il tema va affrontato in modo sistematico attraverso l'integrazione del valore del CN e dei SE nei piani, nelle politiche e nei sistemi di contabilità: questo principio è sostenuto dall'ultimo obiettivo nazionale, che riconduce al target 15.9 dell'*Agenda 2030* e dall'*Aichi Target* n. 2 del *Piano Strategico per la Biodiversità 2011-2020* della *Convenzione per la Diversità Biologica*. La Parte II del Rapporto dà evidenza di un primo tentativo di contabilità e valutazione economica del CN e dei SE, seguendo l'approccio proposto dalle Nazioni Unite e dall'Unione Europea, che sono il presupposto necessario per la quantificazione dei benefici, di mercato e non, derivanti dalla conservazione del CN.

La seconda area strategica concerne la gestione sostenibile delle risorse naturali, a rischio a causa dell'attività antropica. Vanno ripensati i processi di produzione e consumo che creano pressione sulle risorse naturali, in modo da scongiurare fenomeni quali desertificazione, scarsità idrica, siccità, degrado delle foreste. La Parte II del presente Rapporto analizza in dettaglio gli aspetti connessi al bilancio idrologico e alla gestione delle foreste in connessione con la questione annosa degli incendi. Una più oculata gestione delle risorse è di cruciale importanza per conservare l'ambiente ma anche per permettere allo stesso di supportare le attività antropiche nel medio-lungo periodo.

L'ultima area strategica riguarda il CN ed i SE nella loro capacità di garantire i servizi di regolazione. La resilienza delle comunità e dei territori, le infrastrutture non impattanti sul territorio, la vivibilità e sostenibilità delle aree urbane ed il legame con le aree peri-urbane e rurali sono concetti rilevanti perché, prevenendo gli effetti potenzialmente avversi, garantiscono un aumento del benessere collettivo. L'ultimo obiettivo nazionale della *SNSvs*, non meno importante dei precedenti, interessa il servizio culturale/ricreativo, attraverso la valorizzazione dei territori, dei paesaggi e del patrimonio culturale. Il tema della deframmentazione degli ecosistemi e del valore dei servizi ricreativi e culturali associati al patrimonio culturale e naturale nel nostro Paese sono discussi in modo ampio nella Parte II del presente Rapporto.

Il Rapporto sullo stato del CN può dare un contributo concreto al monitoraggio e alla realizzazione degli obiettivi della *SNSvs* sui temi del CN, sia migliorando la contabilità nazionale fisica e monetaria del CN e dei SE, sia fornendo criteri e metodi di valutazione degli effetti sul capitale naturale delle politiche pubbliche.

Considerato che nell'ambito della *SNSvs* l'individuazione di indicatori per la misurazione degli obiettivi strategici e di livelli-obiettivo degli indicatori da raggiungere entro il 2030 è ancora in corso, è necessario che nel prosieguo

del processo attuativo sia garantita la selezione di indicatori idonei per il CN e i SE, tenendo conto dei progressi nei sistemi di contabilità, maturati anche attraverso i rapporti del CCN. Tali indicatori e livelli-obiettivo saranno funzionali anche al fine della valutazione del contributo delle politiche pubbliche proposte e messe in atto per il raggiungimento degli obiettivi stessi, che è compito di legge dello scrivente CCN.

PARTE IV: RACCOMANDAZIONI

Il CCN formula le seguenti raccomandazioni in ragione degli approfondimenti sviluppati nel presente Rapporto:

Integrare il Capitale Naturale nelle Valutazioni e nel Monitoraggio

1. In linea con gli orientamenti dell'*Agenda 2030* dell'ONU sullo Sviluppo Sostenibile e in coerenza con la *SNSvS*, integrare gli impatti fisici ed economici sul CN e sui SE nell'ambito delle procedure di monitoraggio e valutazione degli investimenti e delle politiche pubbliche.
2. Nell'ambito della *SNSvS*, garantire un'adeguata quantificazione degli obiettivi ambientali relativi a CN e SE e degli indicatori più idonei al monitoraggio degli stessi. Tali obiettivi ed indicatori saranno funzionali anche al fine della valutazione del contributo delle politiche proposte e messe in atto per contribuire al raggiungimento degli obiettivi stessi, che è compito di legge dello scrivente Comitato.
3. Rafforzare fra gli indicatori del *BES* da inserire nel *DEF* i principali relativi al CN, e alle sue intersezioni con il Capitale Culturale, e ai SE.
4. Favorire lo sviluppo dei conti economico-ambientali secondo le metodologie previste dal *SEEA*, sia di quelli del quadro centrale (*Central Framework*) sia di quelli sperimentali sugli ecosistemi (*Experimental Ecosystem Accounts*).
5. Completare la mappatura e valutazione dello stato degli ecosistemi (o dei principali ecosistemi) e dei loro servizi a livello nazionale ed eco-regionale (e conoscere e identificare i limiti degli ecosistemi).
6. Aumentare la rilevazione ed il monitoraggio di dati locali necessari a migliorare la risposta puntuale di modelli biofisici e di contabilità economico-ambientale, anche favorendo una maggiore condivisione di tali modelli, dati e strumenti di valutazione del CN e dei SE tra la comunità scientifica e le pubbliche amministrazioni.
7. Rafforzare l'integrazione della valutazione degli impatti degli investimenti pubblici sul CN nell'attuazione delle Linee Guida previste dal D.Lgs 228/2011, promuovendo un ruolo di coordinamento e supporto da parte del MATM su tali aspetti e la collaborazione con il MIBACT per gli aspetti pertinenti il Capitale Culturale.
- 8.Cogliere l'opportunità ed assicurare la coerenza del progetto in materia di conti economico-ambientali a livello regionale nell'ambito del *PON Governance 2014-2020* con le attività del CCN, al fine di promuovere l'adozione, da parte degli enti locali, di sistemi di contabilità ambientale e la predisposizione di appositi bilanci ambientali.

Integrare il CN nelle Politiche Economiche

9. Riorientare il sistema fiscale per ridurre le pressioni sul CN e SE, consentendo in questo modo di ridurre altre tasse distorsive (ad es., imposte sul reddito).
10. Attuare il principio *Chi-Inquina-Paga* in modo da internalizzare nei prezzi i costi ambientali.
11. In coerenza con le principali indicazioni della *Natural Capital Declaration*, incoraggiare le imprese a quantificare - nei loro bilanci tradizionali e nell'attuazione della *Direttiva UE sull'informazione non-finanziaria* - il CN che gestiscono e i SE di cui beneficiano.
12. Accelerare l'attuazione degli interventi relativi al CN nell'ambito della politica di coesione 2014-2020.
13. Includere la valutazione delle esternalità positive e negative associate alla gestione agronomica nella definizione degli aiuti alle imprese del settore agricolo, al fine di assumere corrette decisioni nell'allocazione delle risorse della politica agricola.

Integrare il CN nella Pianificazione Territoriale

14. Proseguire l'impegno affinché si pervenga all'approvazione di una legge nazionale con l'obiettivo di azzerare la crescita del consumo di suolo e del degrado del territorio, raccogliendo le indicazioni dell'*Agenda 2030* dell'ONU sullo Sviluppo Sostenibile e dei relativi Obiettivi.
15. Attuare politiche concrete di controllo della trasformazione del territorio, a) rafforzando la promozione di interventi per la riqualificazione ambientale, per la riduzione del consumo di suolo e della frammentazione degli ecosistemi, e b) privilegiando, in sede di pianificazione territoriale e di valutazioni di piani, programmi e progetti, le opzioni "in armonia con la natura" (*Nature-Based Solutions, Green Infrastructures*) rispetto a quelle infrastrutturali tradizionali (*Grey Infrastructures*).
16. Promuovere una gestione del territorio che tenga conto dei potenziali conflitti che potrebbero nascere tra alcuni SE forniti da uno stesso ecosistema (ad esempio servizi ricreativi vs. conservazione dell'habitat), tenendo anche in debita considerazione il Piano paesaggistico regionale previsto dal D.Lgs 42/2004.
17. Proseguire nel consolidamento del sistema delle aree protette nazionali e regionali e della *Rete Natura 2000* a terra e a mare, valorizzandone in particolare il significativo ruolo di tutela del territorio rispetto al consumo di suolo e alla frammentazione degli ecosistemi, attraverso lo sviluppo delle connessioni attraverso i sistemi di reti ecologiche e di infrastrutture verdi.
18. In linea con gli Obiettivi dell'*Agenda 2030* dell'ONU sullo Sviluppo Sostenibile e in coerenza con la *SNSvS*, in ambito urbano perseguire con efficacia una maggiore resilienza del territorio, una migliore qualità dell'ambiente, del paesaggio e della vita dei residenti, contrastando la tendenza alla densificazione, che elimina preziose aree permeabili all'interno del tessuto urbano in grado di esplicare diverse funzioni ecologiche e produttive, attuando anche strumenti quali il *Censimento delle Infrastrutture Verdi* nelle città, corredato di adeguati incentivi economici e semplificazioni autorizzative.
19. Sostenere le politiche di gestione delle risorse idriche anche attraverso l'uso di sistemi di elaborazione sempre più dettagliati in grado di migliorare la conoscenza sulla disponibilità della risorsa idrica.
20. Favorire politiche di gestione delle acque che promuovano l'uso razionale, il riciclo e il riuso della risorsa idrica, anche in considerazione dell'intensificarsi negli anni recenti di gravi episodi siccitosi imputabili ad un accentuarsi della stagionalità dei regimi di precipitazione e all'aumento dei fenomeni di evapotraspirazione dovuti all'innalzamento delle temperature medie.
21. Intensificare ad ogni livello di competenza l'impegno per il raggiungimento degli obiettivi della *Strategia Europea per la Biodiversità* e della *Strategia Nazionale per la Biodiversità*.
22. Promuovere una pianificazione integrata e una gestione coordinata dei boschi e degli spazi rurali a scala territoriale, che includano la cura selvi-colturale dei boschi, la pianificazione antincendio, il coinvolgimento delle comunità locali, l'educazione ambientale e la ricerca scientifica nonché la cooperazione interregionale e internazionale.
23. Promuovere il coinvolgimento delle Regioni ed Enti Locali, anche tramite la Conferenza Stato-Regioni e la Conferenza Unificata, affinché si rafforzi l'impegno, anche a livello regionale ed eco-regionale, per il raggiungimento degli obiettivi comunitari e nazionali di recupero e ripristino degli ecosistemi degradati, di miglioramento della connettività ecologica e di riduzione dell'artificializzazione e dell'impermeabilizzazione del suolo, con particolare riferimento agli ambiti dei sistemi fluviali e delle zone umide.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- AA.VV. (2015). Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs.
- Alberini A., Rosato P., Longo A., Zanatta V. (2004). Information and Willingness to Pay in a Contingent Valuation Study: the Value of S. Erasmo in the Lagoon of Venice. Nota di lavoro FEEM N° 19/2004.
- Alberini A., Zanatta V. (2005). Combining Actual and Contingent Behaviour to Estimate the Value of Sports Fishing in the Lagoon of Venice. Nota di lavoro FEEM N° 44/2005.
- Alberini A., Zanatta V., Rosato P. (2007). Combining Actual and Contingent Behavior to Estimate the Value of Sports Fishing in the Lagoon of Venice. *Ecological Economics*, 61: 530-541.
- Amatulli G., Camia A., San-Miguel-Ayanz J. (2013). Estimating Future Burned Areas under Changing Climate in the EU-Mediterranean Countries. *Science of The Total Environment*, 450-451(0): 209–222.
- Amigues J.P., Arnaud F., Bonnieux F. (2003). Evaluation des Dommages dans la Domaine de l'Eau: Contribution à la Constitution d'une Base de Données Françaises. INRA Report, Parigi.
- Amundson R., Behre A.A., Hopmans J.W., Olson C., Sztein A.E., Sparks D.L. (2015). Soil and Human Security in the 21st Century. *Science*, 348 : Issue 6235. Disponibile al link : <http://science.sciencemag.org/content/348/6235/1261071>
- Anton C., Young J., Harrison P.A., Musche M., Bela G., ..., Settele J. (2010). Research Needs for Incorporating the Ecosystem Service Approach into EU Biodiversity Conservation Policy. *Biodiversity and Conservation*, 19: 2979-2994.
- Arca B., Pellizzaro G., Duce P., Salis M., Bacciu V., Spano D., ..., Scoccimarro E. (2012). Potential Changes in Fire Probability and Severity under Climate Change Scenarios in Mediterranean Areas. *Modelling fire behavior and risk*. Nuova Stampa Color Publishers, Muros, 92-98.
- Arcadis, Intersus, Fresh Thoughts Consulting, Ecologic, Tyspa (2012). *The Role of Water Pricing and Water Allocation in Agriculture in Delivering Sustainable Water Use in Europe - Final Report*. European Commission Project n. 11589.
- Atkins J.P., Burdon D., Elliott M., Gregory A.J. (2011). Management of the Marine Environment: Integrating Ecosystem Services and Societal Benefits with the DPSIR Framework in a Systems Approach. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 215-226.
- Bacciu V., Spano D., Salis, M. (2015). Emissions from Forest Fires: Methods of Estimation and National Results. Valentini R. & Miglietta F. (eds.), *The Greenhouse Gas Balance of Italy*, DOI 10.1007/978-3-642-32424-6_6.
- Barbier E.B. (1998). Environmental Project Evaluation in Developing Countries: Valuing the Environment as Input. Nota di lavoro FEEM N° 86/1998.
- Bateman I.J., Willis K. G. (2001). *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries*. Oxford University Press.
- Bator F. (1958). The Anatomy of Market Failure. *Quarterly Journal of Economics*, 72(3): 351-379.
- Battisti C., Romano B. (2007). *Frammentazione e Connettività*, Città Studi Edizioni.
- Baumol W.J., Oates W.E. (1988). *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge University press, Cambridge.
- Bazzani G.M. (1998). The Economic Value of Hunting Activity: ACVM Study at Tonezza Del Cimone (Vicenza) Alpine Preserve. In Bishop R.C., Romano D. (Ed.), *Environmental Resource Valuation: Applications of the Contingent Valuation Method in Italy Studies in Risk and Uncertainty*, pp. 155-172. Springer.
- Beaumont N.J., Austen M.C., Mangi S.C., Townsend M. (2008). Economic Valuation for the Conservation of Marine Biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 386-396.
- Bedia J., Herrera S., Camia A., Moreno J.M., Gutiérrez J.M. (2014). Forest Fire Danger Projections in the Mediterranean using ENSEMBLES Regional Climate Change Scenarios. *Climatic Change*, 122(1-2): 185-199.
- Blasi C., Capotorti G., Copiz R., Guida D., Mollo B., Smiraglia D., Zavattero L. (2014). Classification and Mapping of the Ecoregions of Italy. *Plant Biosystems*, 148(6): 1255-1345.
- Blasi C. (2016). *Lista rossa degli ecosistemi dell'ecoregione alpina*. Convenzione MATTM - SBI "Attività di supporto per l'implementazione della strategia nazionale sulla biodiversità". Relazione tecnica.
- Blasi C., Biondi E. (2017). *La flora in Italia*. MATTM, pp. 704. Sapienza Università Editrice, Roma.
- Blasi C., Capotorti G., Alós Ortí M. M., Anzellotti I., Attorre F., Azzella M. M., Carli E., Copiz R., Garfi V., Manes F., Marando F., Marchetti M., Mollo B., Zavattero L. (2017). Ecosystem mapping for the implementation of the European Biodiversity Strategy at the national level: The case of Italy. *Environmental Science and Policy*, 78: 173–184

- Braat L.C., de Groot R. (2012). The Ecosystem Services Agenda: Bridging the Worlds of Natural Science and Economics, Conservation and Development, and Public and Private Policy. *Ecosystem Services*, 1(1): 4-15.
- Braca G. (2017a). Procedura ISPRA per la Stima della Disponibilità della Risorsa Idrica Naturale e Rete di Monitoraggio. Appendice 1 in *3° Rapporto Generale sulle Acque: Obiettivo 2030*. Utilitatis, Roma.
- Braca G. (2017b). La Disponibilità della Risorsa Idrica Naturale e suoi Trend. In *3° Rapporto Generale sulle Acque: Obiettivo 2030*. Utilitatis, Roma.
- Brander L.M., van Beukering P., Cesar H.S.J. (2007). The Recreational Value of Coral Reefs: a Meta-Analysis. *Ecological Economics*, 63(1): 209-218.
- Brenna S. (2012). *Effetti ambientali del consumo di suolo*. ERSAF Lombardia. Disponibile al link : http://www.ersaf.lombardia.it/servizi/perlaricerca/ricerca_fase02.aspx?ID=1100&meseselezionato=4&annoselezionato=2017
- Brouwer R., Brander L., Kuik O., Papyrakis E., Bateman I. (2013). A Synthesis of Approaches to Assess and Value Ecosystem Services in the EU in the Context of TEEB. *TEEB follow-up study for Europe – Final report*. VU University Amsterdam.
- Brown M.T., Ulgiati S. (2004). Emergy Analysis and Environmental Accounting. *Encyclopedia of Emergy*. C. Cleveland (Ed.), Academic Press, Elsevier, Oxford, UK, pp. 329-354.
- Brown M.T., Campbell D.E., Ulgiati S., Franzese P.P. (2016). The Geobiosphere Emergy Baseline: a Synthesis. *Ecological Modelling*, 339: 89-91.
- Busch M., La Notte A., Laporte V., Erhard M. (2012) Potentials of Quantitative and Qualitative Approaches to Assessing Ecosystem Services. *Ecological Indicators*, 21: 89-103.
- Bussotti F., Ferrini F., Pollastrini M., Fini A. (2014). The Challenge of Mediterranean Sclerophyllous Vegetation under Climate Change: from Acclimation to Adaptation. *Environmental and Experimental Botany*: 103, 80-98.
- CCN - Comitato Capitale Naturale (2017). *Primo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia*. Disponibile al link: http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/sviluppo_sostenibile/rapporto_capitale_naturale_Italia_17052017.pdf
- Chiesi M., Fibbi L., Tognetti R., Lombardi F., Chirici G., Teobaldelli M., Cherubini P., Maselli F. (2017). Assessment of Inter-Annual Forest Production Variations in Italy by the Use of Remote Sensing and Ancillary Data. *European Journal of Remote Sensing*, 50(1): 577-587.
- Chirici G., Chiesi M., Corona P., Puletti N., Mura M., Maselli F. (2015). Prediction of Forest NPP in Italy by the Combination of Ground and Remote Sensing Data. *European Journal of Forest Research*, 134: 453-467.
- Chirici G., Chiesi M., Corona P., Salvati R., Papale D., Fibbi L., Sirca C., Spano D., Duce P., Marras S., Matteucci G., Cescatti A., Maselli F. (2016). Estimating Daily Forest Carbon Fluxes Using the Combination of Ground and Remotely Sensed Data. *J Geoph Res: Biogeosc* 121: 266-279.
- Collalti A., Perugini L., Santini M., Chiti T., Nolè A., Matteucci G., Valentini R. (2014). A Process-Based Model to Simulate Growth in Forests with Complex Structure: Evaluation and Use of 3D-CMCC Forest Ecosystem Model in a Deciduous Forest in Central Italy. *Ecological Modelling*, 272: 362-378
- Collalti A., Marconi S., Ibrom A., Trotta C., Anav A., D'Andrea E., Matteucci G., Montagnani L., Gielen B., Mammarella I., Grünwald T., Knohl A., Berninger F., Zhao Y., Valentini R., Santini M. (2016). Validation of 3D-CMCC Forest Ecosystem Model (v.5.1) against Eddy Covariance Data for ten European Forest Sites. *Geoscientific Model Development*, 9: 1-26.
- Collalti A., Trotta C., Keenan T., Ibrom A., Bond-Lamberty B., Grote B. R., Vicca S., Reyer C.P.O., Migliavacca M., Veroustraete F., Anav A., Campioli M., Scoccimarro E., Grieco E., Cescatti A., Matteucci G. (2018). Management Decreases Losses in Carbon Use Efficiency and Carbon Stocks in European Forests under Climate Warming. *Journal of Advances in Modeling Earth System*, in revisione.
- Colombo S, Hanley N, Calatrava-Requena J. (2005). Designing Policy for Reducing the Off-Farm Effects of Soil Erosion using Choice Experiments. *Journal of Agricultural Economics*, 56(1): 81-95.
- Costanza R. (2008). Ecosystem Services: Multiple Classification Systems are Needed. *Biological Conservation*, 141(2): 350-352.
- Costanza R., d'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon, B., ..., Raskin R.G. (1997). The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387(6630): 253-260.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., ..., van de Belt M. (1998), Special Section: Forum on Valuation of Ecosystem Services. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics*, 25: 67-72.

- Costanza R., Pérez-Maqueo O., Martínez M.L., Sutton P., Anderson S.J., Mulder K. (2008). The Value of Coastal Wetlands for Hurricane Protection. *Ambio* 37: 241-248.
- Costanza R., De Groot R., Sutton P., Van der Ploeg S., Anderson S.J., Kubiszewski I., Farber S., Turner R.K. (2014). Changes in the Global Value of Ecosystem Services. *Global Environmental Change*, 26: 152-158.
- Costanza R., De Groot R., Brat L., Kubiszewski I., Fioramonti L., Sutton P., Farber S., Grasso M. (2017). Twenty Years of Ecosystem Services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28: 1-16.
- Crooks K.R., Sanjayan M. (2006). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press.
- Daily G. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press.
- Daniel T.C., Muhar A., Arnberger A., Aznar O., Boyd J.W., Chan K.M., ..., Grêt-Regamey A. (2012). Contributions of Cultural Services to the Ecosystem Services Agenda. *PNAS*, 109(23): 8812-8819.
- Dasgupta P. (2009). The Welfare Economic Theory of Green National Accounts. *Environmental and Resource Economics*, 42(1): 3.
- Daw T., Brown K., Rosendo S., Pomeroy R. (2011). Applying the Ecosystem Services Concept to Poverty Alleviation: the Need to Disaggregate Human Well-being. *Environmental Conservation*, 38(4): 370-379.
- De Dios V.R., Fischer C., Colina C. (2007). Climate Change Effects on Mediterranean Forests and Preventive Measures. *New Forests*, 33: 29-40.
- De Groot R. (1992). *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Wolters-Noordhoff BV. Amsterdam.
- De Groot R. (2006). Function-Analysis and Valuation as a Tool to Assess Land Use Conflicts in Planning for Sustainable, Multi-functional Landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 75(3): 175-186.
- De Groot R., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemsen L. (2010a). Challenges in Integrating the Concept of Ecosystem Services and Values in Landscape Planning, Management and Decision Making. *Ecological Complexity*, 7: 260–272;
- De Groot R., Fisher B., Christie M., Aronson J., Braat L., Haines-Young R.H., Gowdy J., Killeen T., Maltby E., Neuville A., Polasky S., Portela R., Ring I. (2010b). Integrating the Ecological and Economic Dimensions in Biodiversity and Ecosystem Service Valuation. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*, Capitolo 1.
- De Groot R., Brander L., van der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S., Kumar P., McVittie A., Portela R., Rodriguez L.C., ten Brink P., van Beukering P. (2012). Global Estimates of the Value of Ecosystems and their Services in Monetary Units. *Ecosystem Services*, 1: 50-61.
- Dell'Abate M.T. (2008). La Sostanza Organica quale Indicatore di Qualità del Suolo: Contributo e Prospettive dell'Uso di alcune Tecniche Chimiche, Biochimiche e Chimico-Fisiche. In *Conservazione e Fertilità del Suolo, Cambiamenti Climatici e Protezione del Paesaggio*, CRA-DAF, 10-11 dicembre 2008, Roma. Disponibile al link: http://sito.entecra.it/portale/public/documenti/atti_convegno_conservazione_suolo08.pdf
- Dietz S., Neumayer E. (2007). Weak and Strong Sustainability in the SEEA: Concepts and Measurement. *Ecological economics*, 61(4): 617-626.
- Dunkel A. (2015). Visualizing the Perceived Environment using Crowdsourced Photo Geodata. *Landscape and Urban Planning*, 142: 173-186.
- EC - European Commission (2006). *Thematic Strategy for Soil Protection* [SEC(2006)620] [SEC(2006)1165]/* COM/2006/0231 final. Disponibile al link: http://ec.europa.eu/environment/soil/three_en.htm
- EC - European Commission (2016). *Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges, 3rd Report MAES*. (Technical Report - 2016 – 095). Disponibile al link: http://catalogue.biodiversity.europa.eu/uploads/document/file/1328/3rdMAESReport_Condition.pdf
- EC - European Commission (2017). Background Paper to support break-out group discussions. *MAES Workshop "Assessing and Mapping Ecosystem Condition"*, 27–28 June 2017. Disponibile al link: https://circabc.europa.eu/webdav/CircaBC/env/ecosystem_assesment/Library/Working%20Group%20on%20Mapping%20Assessment%20of%20Ecosystems%20and%20their%20Services/14.%20Meeting%20of%2013%20September%202017/MAES%20conditions%20Background%20paper%2011%20July.pdf
- Edens B., Hein L. (2013). Towards a Consistent Approach for Ecosystem Accounting. *Ecological Economics*, 90: 41-52.
- EEA - European Environment Agency (2016a). *Rivers and Lakes in European Cities: Past and Future Challenges*. Disponibile al link: <https://www.eea.europa.eu/highlights/restoring-european-rivers-and-lakes>

- EEA - European Environment Agency (2016b). *Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges. EEA contribution to the implementation of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. Disponibile al link: <https://www.eea.europa.eu/publications/mapping-europes-ecosystems>
- EEA - European Environment Agency (2017a). *Green Infrastructure and Flood Management: Promoting Cost-Efficient Flood Risk Reduction via Green Infrastructure Solutions*. Disponibile al link: <https://www.eea.europa.eu/publications/green-infrastructure-and-flood-management/>
- EEA - European Environment Agency (2017b). *Climate Change, Impacts and Vulnerability in Europe 2016*. Disponibile al link: <https://www.eea.europa.eu/publications/climate-change-impacts-and-vulnerability-2016>
- EEA - European Environment Agency (2017c). *Climate Change Adaptation and Disaster Risk Reduction in Europe*. Disponibile al link: <https://www.eea.europa.eu/publications/climate-change-adaptation-and-disaster>
- Ekins P., Simon S., Deutsch L., Folke C., De Groot R. (2003). A Framework for the Practical Application of the Concepts of Critical Natural Capital and Strong Sustainability. *Ecological Economics*, 44(2): 165-185.
- Eliasch Review (2008). *Climate change: financing global forests*. Disponibile al link: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/228833/9780108507632.pdf
- Estreguil, C., Caudullo, G., de Rigo, D., & San Miguel, J. (2013). Forest landscape in Europe: pattern, fragmentation and connectivity. *EUR Scientific and Technical Research*, 25717.
- EUROSTAT (2007). *Environmental expenditure statistics – General government and specialized producers data collection handbook*. Disponibile al link : <http://ec.europa.eu/eurostat/documents/3888793/5840631/KS-RA-07-012-EN.PDF/b3a162ac-8cdc-4897-85f7-b10312752ecf?version=1.0>.
- Ferrini S. (2002). La Domanda di Ricreazione all'Aperto in Parchi e Riserve della Toscana. *Aestimum* 40: 41-56.
- Ferrini S., Bateman I.J., Mace G. M., Fezzi C., Atkinson G., Turner K. (2011). Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental and Resource Economics*, 48: 177-218.
- Fibbi L., Chiesi M., Moriondo M., Bindi M., Maselli F. (2018). Analysis and Simulation of Climate Impacts on the GPP of Mediterranean Forests. *Climatic Change*, in revisione.
- Franzese P.P., Buonocore E., Mellino S., Ulgiati S. (2009). La Contabilità Biofisica per la Valutazione della Sostenibilità Ambientale dei Comuni Italiani. *Biologi Italiani*, 7: 64-74.
- Franzese P.P., Brown M.T., Ulgiati S. (2014). Environmental Accounting: Emergy, Systems Ecology, and Ecological Modelling. *Ecological Modelling*, 271: 1-3.
- Franzese P.P., Buonocore E., Paoli C., Massa F., Stefano D., Fanciulli G., Miccio A., Mollica E., Navone A., Russo G.F., Povero P., Vassallo P. (2015). Environmental Accounting in Marine Protected Areas: the EAMPA Project. *Journal of Environmental Accounting and Management*, 3(4): 324-332.
- Franzese P.P., Buonocore E., Donnarumma L., Russo G.F. (2017). Natural Capital Accounting in Marine Protected Areas: The case of the Islands of Ventotene and S. Stefano (Central Italy). *Ecological Modelling*, 360: 290-299.
- Ganteaume A., Camia A., Jappiot M., San-Miguel-Ayanz J., Long-Fournel M., Lampin C. (2013). A Review of the main Driving Factors of Forest Fire Ignition over Europe. *Environmental Management*, 51(3): 651-662.
- Garrod G., Willis K.G. (1999). *Economic Valuation of the Environment*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Gatto P. (1988). La Valutazione Economica del Paesaggio Forestale. *Monti Boschi* 1: 28-34.
- Gea-Izquierdo G, Nicault A, Battipaglia G, Dorado-Liñán I, Gutiérrez E, Monteserrat R, Guiot J (2017) Risky Future for Mediterranean Forests unless they undergo Extreme Carbon Fertilization. *Global Change Biol*, 23: 2915-2927.
- GGKP - Green Growth Knowledge Platform (2017). *The Wealth of Nature: Increasing National Wealth and Reducing Risk by Measuring and Managing Natural Capital*. Disponibile al link: <http://www.greengrowthknowledge.org/resource/wealth-nature-increasing-national-wealth-and-reducing-risk-measuring-and-managing-natural>
- Gios G., Notaro S. (2001). *La valutazione Economica dei Beni Ambientali: Introduzione al Metodo della Valutazione Contingente*. Cedam, Padova.
- GLP - Global Land Project (2005). *Global Land Project Science Plan and Implementation Strategy*, IGBP Report, Stockholm.
- Grillenzoni M., Grittani G. (1994). Procedura in Diretta del Costo del Viaggio: il caso del Parco Naturale Porto Selvaggio-Torre Uluzzi. In Grillenzoni M., Grittani G. (ed.) *Estimo. Teoria, procedure di valutazione, casi applicativi*. Calderini: 162-168.
- Grizzetti B., Bouraoui F., Aloe A. (2012). Changes of Nitrogen and Phosphorus Loads to European Seas. *Global Change Biology*, 18: 769-782

- Guerry A.D., Polasky S., Lubchenco J., Chaplin-Kramer R., Daily G.C., Griffin R., ... Feldman M.W. (2015). Natural Capital and Ecosystem Services Informing Decisions: From Promise to Practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(24): 7348-7355.
- Guidetti P., Milazzo M., Bussotti S., Molinari A., Murenu M., Pais A., Spano N., Balzano R., Agardy T., Boero F., Carrada G., Cattaneo-Vietti R., Cau A., Chemello R., Greco S., Manganaro A., Notarbartolo Di Sciarra G., Russo G.F., Tunesi L. (2008). Italian Marine Reserve Effectiveness: Does Enforcement Matter? *Biological Conservation*, 141: 699–709.
- Haines-Young R., Potschin M.B. (2010). The Links between Biodiversity, Ecosystem Services and Human Well-being. In Raffaelli D.G., Frid C.L.J. (Ed.), *Ecosystem Ecology: a New Synthesis*, pp. 110-139.
- Haines-Young R., Potschin M.B. (2011). *Common international classification of ecosystem services (CICES): 2011 Update*. Disponibile al link: <https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaLES/egm/Issue8a.pdf>
- Haines-Young R., Potschin M.B. (2017). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. Disponibile al link: https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/lg23_cices_v5.1_final_revised_guidance_03-10-2017.pdf
- Halpern B.S. (2003). Impact of Marine Reserves: Do Reserves Work and Does Reserve Size Matter? *Ecological Applications*, 13: 117-137.
- Häyhä T., Franzese P.P., Paletto A., Fath B.D. (2015). Assessing, Valuing, and Mapping Ecosystem Services in Alpine Forests. *Ecosystem Services*, 14: 12-23.
- Heal G., Kriström B. (2005). National Income and the Environment. *Handbook of Environmental Economics*, 3: 1147-1217.
- Hepburn C. (2009). *Discounting Climate Change Damages: Working Note for the Stern Review*. Disponibile al link: https://www.researchgate.net/publication/50232855_Discounting_climate_change_damages_Working_note_for_the_Stern_review?tab=overview
- Hotelling H. (1931). The Economics of Exhaustible Resources. *The Journal of Political Economy*, 39(2): 137-175.
- Howe C. (1990). *Damage Handbook: a Uniform Framework and Measurement Guidelines for Damages from Natural and Related Man-made Hazards*. Draft report to the National Science Foundation.
- Ibisch P.L. (2016). A Global Map of Roadless Areas and Their Conservation Status. *Science*, 354: 1423-1427.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2014), *Fifth Assessment Report (AR5)*. Disponibile al link: <http://ipcc.ch/report/ar5/>
- ISPRA (2015). *Annuario dei Dati Ambientali - Edizione 2014-2015*. Disponibile al link: <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/stato-dellambiente/annuario-dei-dati-ambientali-edizione-2014-2015>
- ISPRA (2016). *Annuario dei Dati Ambientali - Edizione 2016*. Disponibile al link: <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/stato-dellambiente/annuario-dei-dati-ambientali-edizione-2016>
- ISPRA (2017a). *Consumo di Suolo, Dinamiche Territoriali e Servizi Ecosistemici*. Rapporto ISPRA n. 266/2017.
- ISPRA (2017b). *Analisi e Valutazione dello Stato Ambientale del Lago di Bracciano riferito all'Estate 2017*.
- ISTAT (2006). *Il Calcolo della Spesa Pubblica per la Protezione dell'Ambiente – Linee Guida per Riclassificare i Rendiconti delle Amministrazioni Pubbliche*. Disponibile al link: http://www3.istat.it/dati/catalogo/20070212_00/met_norme0633calcolospesa_pubblica_protezione_ambiente.pdf.
- ISTAT (2017). *Il Benessere Equo e Sostenibile in Italia. Edizione 2017*. Disponibile al link: https://www.istat.it/it/files/2017/12/Bes_2017.pdf
- Janssen et al. (2016). *European Red List of Habitats*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Johnston R.J., Russel M. (2011). An Operational Structure for Clarity in Ecosystem Service Values. *Ecological Economics*, 70(12): 2243-2249.
- JRC - European Commission - Joint Research Centre, Columbia University, CIESIN - Center for International Earth Science Information Network (2015). *GHS population grid, derived from GPW4, multitemporal (1975, 1990, 2000, 2015)*. J.R.C.J.D. European Commission. from http://data.europa.eu/89h/jrc-ghsl-ghs_pop_gpw4_globe_r2015a
- Keith D.A., Rodríguez J.P., Brooks T.M., Burgman M.A., Barrow E.G., Bland L., Comer P.J., Franklin J., Link J., McCarthy M.A., ..., Spalding M.D. (2015). The IUCN red list of ecosystems: Motivations, challenges, and applications. *Conservation Letters*, 8: 214-226.

- Khan J., Greene P. (2013). Selecting Discount Rates for Natural Capital Accounting. United Kingdom Office for National Statistics. Atti del Seminario *Valuation for Natural Capital Accounting*. Disponibile al link: <http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20160129124036/http://www.ons.gov.uk/ons/about-ons/get-involved/events/events/valuation-for-natural-capital-accounting-seminar/index.html>
- Khan J., Greene P., Johnson A. (2014). *UK Natural Capital – Initial and Partial Monetary Estimates*. United Kingdom Office for National Statistics. Disponibile al link: <http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20160106100325/http://www.ons.gov.uk/ons/rel/environmental/uk-natural-capital/initial-estimates/art-article.html>
- Kontogianni A., Langford I.H., Papandreou A., Skourtos M. (2003). Social preferences for improving water quality. An economic analysis of benefits from wastewater treatment. *Water Resource Management*, 17: 317-336.
- Krutilla J. (1967). Conservation Reconsidered. *American Economic Review*, 57: 777-786.
- Kubiszewski I., Costanza R., Anderson S., Sutton P. (2017). The Future Value of Ecosystem Services: Global Scenarios and National Implications. *Ecosystem Services*, 26(Part A): 289-301.
- Kyoto Club (2017). *Il ruolo degli ammendanti da raccolta differenziata degli scarti organici nelle strategie agroambientali. Uno studio della Scuola Agraria del Parco di Monza*. Disponibile al link: <https://www.kyotoclub.org/documentazione/rapporti-documenti/2017-lug-14/il-ruolo-degli-ammendanti-da-raccolta-differenziata-degli-scarti-organici-nelle-strategie-agroambientali-uno-studio-della-scuola-agraria-del-parco-di-monza/docId=6651>
- Lancaster K.J (1971). *Consumer Demand: a New Approach*. Columbia University Press, New York.
- La Notte A. (2011). Mapping and Valuing Habitat Services: two Applications at Local Scale. *Ecosystem Services*, 8: 80-92.
- La Notte A., Marques A. (2017). The Role of Enabling Actors in Ecosystem Service Accounting. *One Ecosystem 2*: e20834. Disponibile al link: <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/role-enabling-actors-ecosystem-service-accounting>
- La Notte A, Vallecillo S, Polce C, Zulian G, Maes J. (2017a). *Implementing an EU System of Accounting for Ecosystems and their Services. Initial Proposals for the Implementation of Ecosystem Services Accounts*, EUR 28681 EN; Publications Office of the European Union, Luxembourg, doi:10.2760/214137, JRC107150
- La Notte A., Maes J., Dalmazzone S., Crossman N.D., Grizzetti B., Bidoglio G. (2017b). Physical and Monetary Ecosystem Service Accounts for Europe: a Case Study for In-stream Nitrogen Retention. *Ecosystem Services*, 23: 18-29.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P., Kolström M., Lexer M.J., Marchetti M. (2010). Climate Change Impacts, Adaptive Capacity, and Vulnerability of European Forest Ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259: 698-709.
- MA - Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. Disponibile al link: <http://millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Madau F.A., Pulina P., Furesi R. (2015). Value in Territorial Branding, Agro-food Production and Governance Patterns: a case study. In: Martinob G., Karantininis K., Pascucci S., DriesL., Codron J.M.. *It's a jungle out there – the strange animals of economic organization in agri-food value chains*.
- Maes J., Zulian G., Thijssen M., Castell C., Baró F., Ferreira A.M., Melo J., Garrett C.P., David N., Alzetta C., Geneletti D., Cortinovis C., Zwierzchowska I., Louro Alves F., Souto Cruz C., Blasi C., Alós Ortí M.M., Attorre F., Azzella M.M., Capotorti G., Copiz R., Fusaro L., Manes F., Marando F., Marchetti M., Mollo B., Salvator E., Zavattoni L., Zingari P.C., Giarratano M.C., Bianchi E., Duprè E., Barton D., Stange E., Perez-Soba M., van Eupen M., Verweij P., de Vries A., Kruse H., Polce C., Cugny-Seguin M., Erhard M., Nicolau R., Fonseca A., Fritz M., Teller A. (2016). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Urban Ecosystems*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Maes J., Teller A., Erhard M., Grizzetti B., Barredo J.I., Paracchini M.L., Condé S., Somma F., Orgiazzi A., Jones A., Zulian A., Petersen J.E., Marquardt D., Kovacevic V., Abdul Malak D., Marin A.I., Czúcz B., Mauri A., Löffler P., Bastrup-Birk A., Biala K., Christiansen T., Werner B. (2018). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition*. Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Manes F., Marando F., Capotorti G., Blasi C. (2016). Ecological Regulating Ecosystem Services of Forests in ten Italian Metropolitan Cities: Air Quality Improvement by PM₁₀ and O₃ removal. *Ecological Indicators*, 67: 425-440.
- Marangon F., Tempesta T. (1998). *La Gestione Economica delle Aree Protette tra Pubblico e Privato. Il Caso di una Zona Umida Costiera a Marano Lagunare*. Forum Edizioni.
- Marangon F., Tempesta T. (2001). L'impatto Paesaggistico della Viticoltura Collinare. Una Valutazione Economica in Zone DOC del Friuli-Venezia-Giulia. In Marangon F., Tempesta T. (2001), *La valutazione dei beni ambientali come supporto alle decisioni pubbliche. Una riflessione alla luce della normativa comunitaria e nazionale*, pp. 115-134. Forum Edizioni.

- Marangon F., Tempesta T., Visintin F. (2002). Stima del Valore Faunistico-Venatorio del Bosco in Friuli Venezia Giulia. Nuove Tipologie di Impresa nell'Agricoltura Italiana. *Proceedings XXXIX Convegno di Studi SIDEA*. Firenze, Italy, 12-14 September 2002.
- Marangon F., Troiano F. (2010). I Payments for Ecosystem Services: Opportunità di Sviluppo nella Tutela delle Risorse Paesaggistico-Ambientali. *Economics and policy of energy and the environment*, 27: 87-113.
- Marchetti M., Kolström k, Lindner M, Vilén T, Maroschek M, Seidl R, Lexer M. J., Netherer S, Kremer A, Delzon S., Barbati A., Corona P. (2011). Reviewing the Science and Implementation of Climate Change Adaptation Measures in European Forestry. *Forests*, 2: 961-982.
- Marinelli A., Romano D. (1984). L'analisi della Domanda di Ricreazione all'Aperto in Foresta. *Studi di Economia e Diritto*, 2: 123-153.
- Marucci A. Strollo A., Di Leginio M., Fumanti F., Marino D., Munafò M., Palmieri M., Sallustio L., Soraci M., Marchetti M. (2016). Strumenti di Valutazione Economica dei Servizi Ecosistemici a Livello Nazionale. *Research Publications Politecnico di Milano*.
- Marucci A., Zullo F., Fiorini L. Ciabò S., Romano B. (2017). Trasformazione degli Usi del Suolo, Rete Ecologica e Rete Natura 2000. In Filpa A., Lenzi S., *Caring for our soil. Avere cura dei territori*, WWF Italia.
- Marucci A., Zullo F., Morri E., Fiorini L., Santolini R., Romano B. (2017). Spatial Methods to Measure Natura 2000 Sites Insularization in Italy. In Gervasi O. *et al.* (Ed.). *ICCSA 2017*, Part IV, LNCS 10407, pp. 437–450, 2017. DOI: 10.1007/978-3-319-62401-3_32
- McCormack D.E., Young K.K., Kimberlin L.W. (1982). Current Criteria for Determining Soil Loss Tolerance. In Schmidt B.L., Allmaras R.A., Mannerling J.V., Papendick R.I. (Ed.), *Determinants of Soil Loss Tolerance*, ASA Special Publication No. 45, Am. Soc. Agr., Madison.
- Migliavacca M., Dosio A., Camia A., Hobourg R., Houston-Durrant T., Kaiser J.W., ... Cescatti A. (2013). Modeling Biomass Burning and Related Carbon Emissions during the 21st Century in Europe. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(4): 1732-1747
- Milcu A.I., Hanspach J., Abson D., Fischer J. (2013). Cultural Ecosystem Services: a Literature Review and Prospects for Future Research. *Ecology and Society*, 18(3): 44.
- Ministero dell'Economia e delle Finanze, Dipartimento della Ragioneria Generale dello Stato (MEF – DGGS) (2017). L'Ecorendiconto dello Stato. Relazione illustrativa del Conto del bilancio. Attuazione dell'articolo 36, comma 6, L. 196/2009: Risultanze delle spese ambientali. Anno 2016. Disponibile al link: http://www.rgs.mef.gov.it/VERSIONE-I/attivita_istituzionali/formazione_e_gestione_del_bilancio/rendiconto/ecorendiconto/
- MIPAAF - Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali (2015). *Linee Guida per la Regolamentazione da parte delle Regioni delle Modalità di Quantificazione dei Volumi Idrici ad Uso Irriguo*, DM 31/07/2015.
- 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. *Ecological Indicators*, 37: 210-219.
- NCC - Natural Capital Coalition (2016). Natural Capital Protocol. *London: Natural Capital Coalition*. Disponibile al link: <http://naturalcapitalcoalition.org/protocol/>
- NCFA - Natural Climate Finance Alliance (2012). *The Natural Capital Declaration*. Disponibile al link: <http://www.naturalcapitaldeclaration.org/declaration-full-text>
- Nijkamp P., Vindigni G., Nunes P.A.L.D (2008). Economic Valuation of Biodiversity: A Comparative Study. *Ecological Economics* 67: 217-231.
- Noce S., Collalti A., Santini M. (2017). Likelihood of Changes in Forest Species Suitability, Distribution and Diversity under Future Climate: The Case of Southern Europe. *Ecology and Evolution*, 2017: 1–18.
- Nordhaus W.D. (2006). The “Stern Review” on the Economics of Climate Change. *NBER Working Paper n. 12741*.
- Nudda G., Botti P., Tola F., Chessa M., Diana G., Cocco S., Delogu G., Giannasi M.P., Mavuli S., Congiu F., G. Muntoni, Pirisi A.M., Sattanino A., Pulina G., Casula A., Patteri G., Bianco G., Fiori M., Capece P., Bacciu V., Salis M., Sirca C., Duce P., Arca B. (2015). *Rapporto sugli Incendi Boschivi e Rurali in Sardegna. Anno 2014*. Regione Autonoma della Sardegna – Assessorato alla Difesa dell'Ambiente & Centro Euro-Mediterraneo sui Cambiamenti Climatici, 74 pp.
- Nudda G., Botti P., Tola F., Chessa M., Diana G., Cocco S., Masnata C., Congiu F., Delogu G., Giannasi M.P., Mavuli S., Muntoni G., Pirisi A.M., Sattanino A., Pulina G., Casula A., Patteri G., Bianco G., Fiori M., Capece P., Salis M., Sirca C., Del Giudice L., Scarpa C., Lozano O., Duce P., Arca B., Pellizzaro G., Bacciu V. (2016) *Rapporto sugli Incendi Boschivi e Rurali in Sardegna. Anno 2015*. Regione Autonoma della Sardegna – Assessorato alla Difesa dell'Ambiente, 80 pp.

- Nudda G., Botti P., Tola F., Chessa M., Diana G., Cocco S., C. Masnata, Congiu F., Delogu G., Giannasi M.P., Mavuli S., Muntoni G., Pirisi A.M., Sattanino A., Vaccargiu M., Murrancu S., Pulina G., Casula A., Molè V., Patteri G., Bianco G., Fiori M., Capece P., Sirca C., Del Giudice L., Scarpa C., Duce P., Arca B., Pellizzaro G., Salis M., Bacciu V. (2017). *Rapporto sugli Incendi Boschivi e Rurali in Sardegna. Anno 2016*. Regione Autonoma della Sardegna - Assessorato alla Difesa dell'Ambiente, 92 pp.
- Nunes P.A.L.D., Onofri L., (2004). The Profile of a Warm-Glower: a Note on Consumer's Behavior and Public Policy Implications. Nota di lavoro FEEM N° 13/2004.
- Nunes P.A.L.D., van den Bergh J.C.J.M. (2001). Economic Valuation of Biodiversity. *Ecological Economics* 39: 203-222.
- Nuti F. (2001). *La Valutazione Economica delle Decisioni Pubbliche. Dall'Analisi Costi-Benefici alle Valutazioni Contingenti*. Giappichelli Editore.
- Obst C., Hein L., Edens B. (2016). National Accounting and the Valuation of Ecosystem Assets and their Services. *Environmental and Resource Economics*. 64(1): 1-23.
- Odum H.T. (1988). Self-Organization, Transformity and Information. *Science*, 242: 1132–1139.
- Odum H.T. (1996). *Environmental Accounting: Energy and Environmental Decision Making*. John Wiley and Sons, New York, 370 pp.
- ONU - Organizzazione Nazioni Unite (2015), *Transforming the World: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. Disponibile al link:
<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf>
- Panagos P., Meusburger K., Ballabio C., Borrelli P., Alewell C. (2014). Soil Erodibility in Europe: a High-Resolution Dataset based on LUCAS. *Science of the Total Environment*, 479-480: 189–200.
- Panagos P., Ballabio C., Borrelli P., Meusburger K., Klik A., Roussea S., Tadic M.P., Michaelides S., Hrabalíková M., Olsen P., Aalto J., Lakatos M., Rymaszewicz A., Dumitrescu A., Beguería S., Alewell C. (2015a). Rainfall Erosivity in Europe. *Science of the Total Environment*, 511: 801-814.
- Panagos P., Borrelli P., Meusburger K., van der Zanden E.H., Poesen J., Alewell C. (2015b). Modelling the Effect of Support Practices (P-factor) on the Reduction of Soil Erosion by Water at European Scale. *Environmental Science & Policy*, 51: 23-34.
- Panagos P., Borrelli P., Meusburger C., Alewell C., Lugato E., Montanarella L. (2015c). Estimating the Soil Erosion Cover Management Factor at European Scale. *Land Use Policy Journal*. 48C: 38-50.
- Panagos P., Standardi G., Borrelli P., Lugato E., Montanarella L., Bosello F. (2018) Cost of Agricultural Productivity Loss due to Soil Erosion in European Union: from Direct Cost Evaluation Approaches to the Use of Macroeconomic Models. *Land Degradation & Development*, DOI: 10.1002/ldr.2879
- Paoli C., Povero P., Burgos E., Dapuzo G., Fanciulli G., Massa F., Scarpellini P., Vassallo P. (2018). Natural Capital and Environmental Flows Assessment in Marine Protected Areas: The Case Study of Liguria Region (NW Mediterranean Sea). *Ecological Modelling*, 368: 121-135.
- Pastur G.M., Peri P.L., Lencinas M.V., García-Llorente M., Martín-López B. (2016). Spatial Patterns of Cultural Ecosystem Services Provision in Southern Patagonia. *Landscape ecology*, 31(2): 383-399.
- Pausas J.G., Fernández-Muñoz S. (2012). Fire Regime Changes in the Western Mediterranean Basin: from Fuel-Limited to Drought-Driven Fire Regime. *Climatic change*, 110(1-2): 215-226.
- Pazienza P. (2003). Il Valore Turistico-Ricreativo di Alcune aree del Parco Nazionale del Gargano. Un'Applicazione Empirica del Metodo del Costo del Viaggio. *Rivista Economica del Mezzogiorno*, 1-2: 209-234.
- Perman R., Ma Y., McGilvray J., Common M. (2003). *Natural Resource and Environmental Economics*. Pearson Education.
- Perrings C., Vincent J. (2003). *Natural Resource Accounting and Economic Development*. Elgar, Cheltenham.
- Petit R.J., Hu F.S., Dick C.W. (2008). Forests of the Past: a Window to Future Changes. *Science*, 320: 1450-1451.
- Picone F., Buonocore E., D'agostaro R., Donati S., Chemello R., Franzese P.P. (2017). Integrating Natural Capital Assessment and Marine Spatial Planning: A Case Study in the Mediterranean Sea. *Ecological Modelling*, 361: 1-13.
- Pignatti G. (2011). La Vegetazione Forestale di fronte ad alcuni Scenari di Cambiamento Climatico in Italia. *Forest@*, 8: 1-12.
- Polce C., Termansen M., Aguirre-Gutiérrez J., Boatman N.D., Budge G.E., Crowe A., Garratt M.P., Pietravalle S., Potts S.G., Ramirez J.A., Somerwill K.E., Biesmeijer, J.C. (2013). Species Distribution Models for Crop Pollination: A Modelling Framework Applied to Great Britain. *PLoS ONE*, 8, e76308

- Populus J., Vasquez M., Albrecht J., Manca E., Agnesi S., Al Hamdani Z., Andersen J., Annunziatellis A., Bekkby T., Bruschi A., Doncheva V., Drakopoulou V., Duncan G., Inghilesi R., Kyriakidou C., Lalli F., Lillis H., Mo G., Muresan M., Salomidi M., Sakellariou D., Simbora M., Teaca A., Tezcan D., Todorova V., Tunesi L. (2017). *EUSeaMap, a European broad-scale seabed habitat map*. Disponibile al link: <http://archimer.ifremer.fr/doc/00388/49975/>
- Rambal S., Ourcival J.M., Joffre R., Mouillot F., Nouvellon Y., Reichstein M., Rocheteau A. (2003). Drought Controls over Conductance and Assimilation of a Mediterranean Evergreen Ecosystem: Scaling from Leaf to Canopy. *Global Change Biology*, 9: 1813-1824.
- Razza F. *et al.* (2018). *The Role of Compost in Bio-Waste Management and Circular Economy*, Springer (in pubblicazione).
- Reichstein M, Bahn M, Ciais P, Frank D, Mahecha MD, Seneviratne SI, Zscheischler J, Beer C, Buchmann N, Frank DC, Papale D, Rammig A, Smith P, Thonicke K, van der Velde M, Vicca S, Walz A, Wattenbach M (2013). Climate Extremes and the Carbon Cycle. *Nature*, 500: 287-295.
- Ricardo-AEA (2014). *Update of the Handbook on External Costs of Transport: Final Report*. Report for the European Commission, DG MOVE. Disponibile al link: <https://ec.europa.eu/transport/sites/transport/files/themes/sustainable/studies/doc/2014-handbook-external-costs-transport.pdf>
- Rindfuss R.R., Walsh S.J., Turner B.L., Fox J., Mishra V. (2004). Developing a Science of Land Change: Challenges and Methodological Issues. *PNAS*, 101(39): 13976-13981.
- Robinson D.A., Fraser I., Dominati E., ..., Clothier B.E. (2014). On the Value of Soil Resources in the Context of Natural Capital and Ecosystem Service Delivery. *Soil Science Society of America Journal*, 78(3): 685-700.
- Rockstrom J., Stefen W., ..., Foley J. (2009). Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*, 14(2): 32. Disponibile al link: www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32
- Rodriguez M.I., Cuevas M.M., Martinez G., Moreno B. (2014). Planning criteria for water sensitive urban design. *WIT Transaction on Ecology and the Environment*, 191: 1579-1591.
- Romano D., Carbone F. (1993). La Valutazione Economica dei Benefici Ambientali: un Confronto fra Approcci non di Mercato. *Rivista di Economia Agraria*, 48: 19-62.
- Romano B., Fiorini L., Zullo F., Marucci A. (2017a). Urban Growth Control DSS Techniques for De-Sprinkling Process in Italy, *Sustainability*, 9(10): 1852. DOI: 10.3390/su91011852.
- Romano D., Rossi M. (1994). La Valutazione Economica del Trekking sull'Appennino Tosco-Romagnolo: un Confronto fra Approcci non di Mercato. *Aestimum* 14: 171-191.
- Romano B., Zullo F. (2012), Landscape Fragmentation in Italy. Indices Implementation to Support Territorial Policy. In Campagna M., De Montis A., Isola F., Lai S., Pira C., Zoppi C. (Eds), *Planning Support Tools: Policy Analysis, Implementation and Evaluation*, 399-414. Franco Angeli Editore.
- Romano B., Zullo F. (2013). Land Urbanization in Central Italy: 50 Years of Evolution. *Journal of Land Use Sciences* 9(2): 143-164.
- Romano B., Zullo F. (2014). The Urban Transformation of Italy's Adriatic Coastal Strip: Fifty Years of Unsustainability. *Land Use Policy*. 38: 26 – 36.
- Romano B., Zullo F. (2015). Protected Areas, Natura 2000 Sites and Landscape. Divergent Policies on Converging Values. In Gambino R., Peano A., *Nature Policies and Landscape Policies, Towards an Alliance*. pp. 127-135, Springer Ed. - DOI 10.1007/978-3-319-05410-0
- Romano B., Zullo F., Fiorini L., Ciabò S., Marucci A. (2017b). Sprinkling: An Approach to Describe Urbanization Dynamics in Italy. *Sustainability*, 9(1): 97. DOI: 10.3390/su9010097
- Rounsevell M.D.A., Dawson T.P., Harrison P.A. (2010). A Conceptual Framework to Assess the Effects of Environmental Change on Ecosystem Services. *Biodiversity and Conservation*, 19: 2823-2842.
- Salis M., Ager A.A., Finney M.A., Arca B., Spano D. (2014). Analyzing Spatio-Temporal Changes in Wildfire Regime and Exposure across a Mediterranean Fire-prone Area. *Natural Hazards*, 71(3): 1389-1418.
- Sallustio L., Bottalico F., Pesola L., Vizzarri M., Antonello L., Barbat A., Chirici C., Corona P. Garfi V, Giannico V, Laforteza R, Lombardi F, Marchetti M, Nocentini S, Riccioli F, Travaglini D. (2016), Modeling the Influence of Alternative Forest Management Scenarios on Wood Production and Carbon Storage: A case study in the Mediterranean Region. *Environmental Research*, 144: 72-87.
- San-Miguel-Ayanz J., de Rigo D., Caudullo G., Durrant T.H., Mauri A., Tinner W., ..., Enescu C.M. (2016). *European atlas of forest tree species*. Disponibile al link: <http://www.citeulike.org/group/15400/article/13984530>

- Santolini R., Morri E. (2017). Criteri Ecologici per l'Introduzione di Sistemi di Valutazione e Remunerazione dei Servizi Ecosistemici (SE) nella Progettazione e Pianificazione. In: La Dimensione Europea del Consumo di Suolo e le Politiche Nazionali. *CRC5 Rapporto 2017*, pp149-154. INU ed., Roma.
- Scarpa R., Tempesta T., Thiene M. (2003). Non participation, demand intensity and substitution effects in an integrable demand system: the case of day trips to the North-Eastern Alps. In Hanley N., Shaw W.D., Wright R.E. (Ed.), *The New Economics of Outdoor Recreation*, pp. 98–122.
- Scarpa R., Thiene M. (2005). Destination Choice Models for Rock Climbing in the Northeastern Alps: A Latent-Class Approach Based on Intensity of Preferences. *Land Economics*, 81: 426-444.
- Schirpke U., Scolozzi R., De Marco C. (2015). Applicazione del modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota. Parte 1: Quantificazione dei servizi ecosistemici. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+ 11 ENV/IT/000168).
- Schmuck G., San-Miguel-Ayanz J., Durrant T., Boca R., Libertà G., Petroligkis T., Di Leo M., Rodriguez D. Boccacci F. (2015.) Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2014. doi:10.2788/224527
- Seppelt R., Dormann C.F., Eppink F.V., Lautenbach S., Schmidt S. (2011). A Quantitative Review of Ecosystem Service Studies: Approaches, Shortcomings and the Road Ahead. *J. Appl. Ecol.* 48: 630–636.
- Seto K.C., Güneralp B., Hutyra L.R. (2012). Global Forecasts of Urban Expansion to 2030 and Direct Impacts on Biodiversity and Carbon Pools. *PNAS*, 109(40): 16083-16088.
- Sharp R., Tallis H.T., Ricketts T., Guerry A.D., Wood S.A., Chaplin-Kramer R., Nelson E., Ennaanay D., Wolny S., Olwero N., Vigerstol K., Pennington D., Mendoza G., Aukema J., Foster J., Forrest J., Cameron D., Arkema K., Lonsdorf E., Kennedy C., Verutes G., Kim C.K., Guannel G., Papenfus M., Toft J., Marsik M., Bernhardt J., Griffin R., Glowinski K., Chaumont N., Perelman A., Lacayo M., Mandle L., Hamel P., Vogl A.L., Rogers L., Bierbower W., Denu D., Douglass J. (2015). *InVEST +VERSION+ User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. Disponibile al link: http://data.naturalcapitalproject.org/invest-releases/documentation/3_3_0/
- Signorello G. (1994). Valutazione Contingente della “Disponibilità a Pagare” per la Fruizione di un Bene Ambientale. *Rivista di Economia Agraria* 2: 219–238.
- Signorello G. (1998). Valuing Birdwatching in a Mediterranean Wetland. In Bishop R.C., Romano D. (Ed.) *Environmental Resource Valuation: Applications of the Contingent Valuation Method in Italy-Studies in Risk and Uncertainty*, pp. 173-192. Springer.
- Signorello G.(2005). Stima del Valore di Fruizione dell'Area Sommitale del Versante Sud dell'Etna. In Signorello G. (Ed.), *Sintesi degli studi di valutazione economica del valore d'uso per fini ricreativi delle risorse naturali in Sicilia..*
- Signorello G., Englin J., Longhorn A., De Salvo M. (2009). Modelling the Demand for Sicilian Regional Parks: a Compound Poisson Approach. *Environmental Resources Economics*, 44: 327-335.
- Smith V.K., Osborne L. (1996). Do Contingent Valuation Estimates Pass a Scope Test? A Meta-Analysis. *Journal of Environmental Economics Management*, 31: 287-301.
- Spano D., Camia A., Bacciu V., Masala F., Duguy B., ..., Xystrakis F. (2014). Recent trends in forest fires in Mediterranean areas and associated changes in fire regimes. In Moreno J (Ed.), *Forest Fires under Climate, Social and Economic Changes in Europe, the Mediterranean and other Fire-affected Areas of the World (FUME). Lesson learned and outlook*, p. 6-7.
- Stedman R., Beckley T., Wallace S., Ambard M. (2004). A Picture and 1000 Words: Using Resident-Employed Photography to Understand Attachment to High Amenity Places. *Journal of Leisure Research*, 36(4): 580-606.
- Steffen W., Richardson K., Rockstrom J, ..., Sorlin S. (2015). Planetary Boundaries: Guiding Human Development on a Changing Planet. *Science*, 347: Issue 6223. Disponibile al link: <http://science.sciencemag.org/content/347/6223/1259855>
- Strollo A., De Toni A., Di Febraro M., ..., Marchetti M. (2016). Assessing Habitat Quality in relation to the Spatial Distribution of Protected Areas in Italy. *Journal of Environmental Management*, 201: 129-137.
- Tagliaferro C. Boeri M., Longo A., Hutchinson W.G. (2015). Stated Preference Methods and Landscape Ecology Indicators: an example of Transdisciplinarity in Landscape Economic Valuation. *Ecological Economics*, 127: 12-22.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*. Disponibile al link: <http://www.teebweb.org/publication/mainstreaming-the-economics-of-nature-a-synthesis-of-the-approach-conclusions-and-recommendations-of-teeb/>
- Telles T.S., de Fátima Guimarães M., Dechen S.C.F. (2011). The Costs of Soil Erosion [Os Custos da Erosão do Solo]. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 35(2): 287-298.

- Telles T.S., Dechen S.C.F., de Souza L.G.A., Guimarães M.F. (2013). Valuation and Assessment of Soil Erosion Costs. *Scientia Agricola*, 70(3): 209-216.
- Tempesta T. (1995). La stima del valore ricreativo del territorio. *Genio Rurale*, 12: 15-34.
- Tempesta T. (1996a). Una Stima del Valore Ricreativo della Raccolta di Funghi nell'Altopiano dei Sette Comuni (VI). In Tempesta T. (ed.), *Criteri e Metodi di Analisi del Valore Ricreativo del Territorio*, pp. 45-60. Unipress.
- Tempesta T. (1996b). Il Valore Turistico-Ricreativo del Vincheto di Celarda (BL). In Tempesta T. (Ed.), *Criteri e Metodi di Analisi del Valore Ricreativo del Territorio*, pp. 61-84. Unipress.
- Tempesta T., (1996c). Il Valore Turistico-Ricreativo del Bosco della Fontana (MN). In Tempesta T. (Ed.), *Criteri e Metodi di Analisi del Valore Ricreativo del Territorio*, pp. 85-116. Unipress.
- Tempesta T., Thiene M. (2002). Il Contributo delle Aree Protette allo Sviluppo Economico della Montagna: uno Studio nel Parco Naturale delle Dolomiti Ampezzane. In *Proceedings XXXVII Convegno SIDEA*, Bologna, 14-16 Settembre 2000.
- Tempesta T., Vecchiato D. (2015). Valuing the Landscape Benefits of Rural Policies Actions in Veneto (Italy). *Aestimum*, 70: 7-30.
- Terrado M., Sabater S., Chaplin-Kramer B., Mandle L., Ziv G., Acuna V. (2016). Model Development for the Assessment of Terrestrial and Aquatic Habitat Quality in Conservation Planning. *Science of the Total Environment*, 540: 63-70.
- Tietenberg T. (2003). *Environmental and Natural Resource Economics*. Pearson Education.
- Turco M., Bedia J., Di Liberto F., Fiorucci P., von Hardenberg J., Koutsias N., Llasat M.-C., Xystrakis F., Provenza A. (2016). Decreasing Fires in Mediterranean Europe. *PLoS ONE* 11(3): e0150663. doi:10.1371/journal.pone.0150663.
- Turner B.L., Lambin E.F., Reenberg A. (2007), The Emergence of Land Change Science for Global Environmental Change and Sustainability. *PNAS*, 104(52): 20666-20671.
- UNEP - Organizzazioni Nazioni Unite, Programma per l'Ambiente (2006). *Marine and coastal ecosystems and human well-being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*. UNEP. 76 pp. Disponibile al link: <https://www.millenniumassessment.org/documents/Document.799.aspx.pdf>
- UK NCC - United Kingdom Natural Capital Committee (2013). *Natural Capital Committee's first state of natural capital report*. Disponibile al link: <https://www.gov.uk/government/publications/natural-capital-committees-first-state-of-natural-capital-report>
- UNISDR - Organizzazioni Nazioni Unite, Ufficio per la Riduzione del Rischio da Disastri (2015), *Sendai Framework for Disaster Risk Reduction*, Disponibile al link: <https://www.unisdr.org/we/coordinate/sendai-framework>
- United Nations, European Commission, UN-FAO, IMF, OECD, World Bank (2014a). *System of Environmental-Economic Accounting 2012 - Central Framework*. Disponibile al link: https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/SEEA_CF_Final_en.pdf
- United Nations, European Commission, UN-FAO, OECD, World Bank (2014b). *System of Environmental-Economic Accounting 2012 - Experimental Ecosystem Accounting*, disponibile al link: https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/eea_final_en.pdf
- UPI - Unione delle Province Italiane, Gruppo di lavoro per la sperimentazione della contabilità ambientale nelle province (2010). *Bilancio ambientale delle province - Impostazione concettuale del bilancio ambientale e linee guida per la contabilità delle spese ambientali*, Disponibile al link: http://portaleragioneria.provincia.roma.it/sites/default/files/45%20GDL%20UPI_Documento%20unitario_Impostazioni%20BA%20e%20linee%20guida%20spese%20ambientali_rev%5B1%5D_2.pdf.
- van den Bijgaart I., Gerlagh R., Liski M. (2016). A simple formula for the social cost of carbon. *Journal of Environmental Economics and Management*, 77, 75-94.
- Vallecillo S., La Notte A., Polce C., Zulian G., Alexandris N., Ferrini S., Maes J. (2018). *Ecosystem services accounting: Part I - Outdoor recreation and crop pollination*, EUR 29024 EN; Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Vassallo P., Paoli C., Buonocore E., Franzese P.P., Russo G.F., Povero P. (2017). Assessing the Value of Natural Capital in Marine Protected Areas: a Biophysical and Trophodynamic Environmental Accounting Model. *Ecological Modelling*, 355: 12-17.
- Waring H.R., Running S.W. (2007). *Forest Ecosystems. Analysis at Multiple Scales - 3rd edition*. Academic Press, San Diego, USA.
- Weisbach D.A., Sunstein R.C. (2008). Climate Change and Discounting the Future: A Guide for the Perplexed. *Reg-Markets Center Working Paper No. 08-19*.

- Weisbrod B. (1964). Collective Consumption Services of Individual Consumption Goods. *Quarterly Journal of Economics*, 78: 471-477.
- Zanatta V., Alberini A., Longo A., Rosato P. (2005). The Value of Recreational Sport Fishing in the Lagoon of Venice: Evidence from Actual and Hypothetical Fishing Trips. In *Proceedings EAERE Annual Meeting*, Brema Germania, 23-26 Giugno 2005.
- Zucaro R. (2014). *Condizionalità ex-ante per le risorse idriche: opportunità e vincoli per il mondo agricolo*. INEA, Roma.
- Zulian G., Paracchini M.-L., Maes J., Liqueste Garcia M.D.C. (2013). *ESTIMAP: Ecosystem Services Mapping at European Scale*. European Commission JRC Technical Report. Disponibile al link:
<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC87585/lb-na-26474-en-n.pdf>