QUARTO RAPPORTO SULLO STATO DEL CAPITALE NATURALE IN ITALIA

2021

Comitato per il Capitale Naturale

Componenti del Comitato per il Capitale Naturale:

Amministrazioni Centrali

Ministro della Transizione Ecologica: Roberto Cingolani, Presidente
Ministro dell'Economia e delle Finanze: Daniele Franco
Ministro dello Sviluppo Economico: Giancarlo Giorgetti
Ministro del Lavoro e delle Politiche Sociali: Andrea Orlando
Ministro delle Infrastrutture e della Mobilità Sostenibili: Enrico Giovannini
Ministro delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali: Stefano Patuanelli
Ministro per gli Affari Regionali e le Autonomie: Mariastella Gelmini
Ministro per il Sud e la Coesione Territoriale: Maria Rosaria Carfagna
Ministro per la Pubblica Amministrazione: Renato Brunetta
Ministro della Cultura: Dario Franceschini
Ministro del Turismo: Massimo Garavaglia

Amministrazioni Regionali e Comunali

Conferenza delle Regioni e delle Province Autonome: Presidente Stefano Bonaccini
(delegato: Assessore alla difesa dell'ambiente della Regione Sardegna, Gianni Lampis)
Associazione Nazionale dei Comuni Italiani (ANCI): Presidente Antonio Decaro
(delegati: Sindaco di Arezzo, Alessandro Ghinelli; Responsabile Area Ambiente ANCI, Antonio Ragonesi)

Istituzioni Pubbliche

Banca d'Italia: Governatore Ignazio Visco (delegato: Ivan Faiella, Dipartimento economia e statistica)
Istituto Nazionale di Statistica (ISTAT): Presidente Gian Carlo Blangiardo (delegati: Aldo Femia, Direzione Centrale per la Contabilità Nazionale, e Raffaella Chiocchini, 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 nuove tecnologie, energia, 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 (D.M. del 15 febbraio 2019, n. 35)

Prof. Carlo Blasi, Sapienza Università di Roma, Presidente onorario Società Botanica Italiana (SBI)
Dott. Gianfranco Bologna, Presidente Onorario della Comunità Scientifica del WWF Italia, segretario Fondazione Aurelio Peccei
Prof. Roberto Danovaro, Presidente della Stazione zoologica Anton Dohrn di Napoli
Prof. Enrico Giovannini, Università di Roma Tor Vergata, già Chief Statistician OCSE e Presidente dell'ISTAT, Club di Roma, Ministro delle Infrastrutture e della Mobilità Sostenibili
Prof. Edo Ronchi, Presidente Fondazione Sviluppo Sostenibile, già Ministro
Prof. Giovanni Fulvio Russo, Università di Napoli Parthenope e Presidente Società Italiana Biologia Marina
Prof. Riccardo Santolini, Università di Urbino, già Presidente Società Italiana di Ecologia del Paesaggio
Prof. Giuseppe Scarascia Mugnozza, Università della Tuscia - Società Italiana di Selvicoltura e Ecologia Forestale
Dott. Danilo Selvaggi, Direttore generale Lipu - BirdLife Italia
Dott. Giorgio Zampetti, Direttore generale di Legambiente

Il sostegno scientifico ed editoriale del MiTE è stato assicurato da:
- Antonio Maturani (Direttore DG PNA), Carlo Zaghi (Direttore DG MAC) e Maurizio Battegazzore (Dirigente DG PNA)
- Per la DG PNA: Eugenio Duprè (MiTE); Silvia Cortelli, Francesco Randisi, Giulia Sozio (AT Sogesid), con il supporto degli esperti della DG CRESS

Si ringraziano gli altri autori:
- Cristina Vittucci (MiTE); Antonella Angelosante Bruno, Piero Barani, Michela Esposito, Carmen Glorioso, Luca Grassi, Mario Iannotti, Greti Lucaroni, Antonia Oriani, Karima Oustadi (MiTE, AT Sogesid)
- Sabrina Agnesi, Pierangela Angelini, Francesca Assennato, Valter Bellucci, Riccardo G. Boschetto, Giovanni Braca, Martina Bussettini, Alessio Capriolo, Emanuela Carli, Carmela Cascone, Laura Casella, Lorenzo Ciccarese, Susanna D'Ambrogi, Marco d'Antona, Susanna D'Antoni, Marco Di Leginio, Taira Di Nora, Stefania Ercole, Francesca Fornasier, Piero Genovesi, Valeria Giacanelli, Otello Giovanardi, Carla Iadanza, Simona Imperio, Gabriele La Mesa, Barbara Lastoria, Giovanna Marino, Rosa Anna Mascolo, Michele Munafò, Riccardo Nardelli, Maria Cecilia Natalia, Tommaso Petochi, Silvia Properzi, Sasa Raicevich, Valentina Rastelli, Roberto Sannino, Lorenzo Serra, Valerio Silli, Fernando Spina, Andrea Strollo, Alessandro Trigila, Leonardo Tunesi, Chiara Vicini (ISPRA)
- Fabio Badalamenti, Carlo Calfapietra, Giovanni De Falco, Marco Faimali, Gian Marco Luna, Giorgio Matteucci, Simone Mirto, Antonello Provenzale (CNR)
- Annamaria Bevivino, Simone Ciadamidaro, Fabio Eboli, Massimo Iannetta, Maria Rita Minciardi, Chiara Nobili, Giacomo Pallante, Federica Pannacciulli, Luigi Petta, Gianpaolo Sabia, Elisabetta Salvatori (ENEA)
- Angela Ferruzza, Donatella Vignani (ISTAT)
- Claudio Celada, Marco Gustin (Lipu - BirdLife Italia)
- Luca Appolloni, Elvira Buonocore, Pier Paolo Franzese (Università degli Studi di Napoli "Parthenope")
- Chiara Paoli, Paolo Povero, Paolo Vassallo (Università degli Studi di Genova)
- Flavio Picone (Università degli Studi di Palermo)
- Sandro Bonacquisti, Giulia Capotorti, Riccardo Copiz, Eva del Vico, Laura Facioni, Laura Zavattero (Centro Interuniversitario di Ricerca " Biodiversità, Servizi ecosistemici, Sostenibilità" CIRBISES - Sapienza, università di Roma)
- Stefano Balbi, Alessio Bulckaen, Ferdinando Villa *(Basque Centre for Climate Change)*
- Silvia Scozzafava (Aichi Obiettivo 20 Srl)
- Elisa Tomasinsig, Francesca Visintin (e-Frame Srl, Udine)
- Francesca Insabato (Esperta in economia ambientale)

Per citare il rapporto:
Comitato Capitale Naturale (2021), *Quarto Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia*. Roma.

Indice

Summary for policy makers ..... **in allegato**

Infografiche ..... **in allegato**

Introduzione **1**

Capitolo 1. Integrare il Capitale Naturale nelle strategie: il contesto internazionale e italiano ... **7**

1.1 Le future strategie europee (forestale, biodiversità, Farm to Fork, sviluppo sostenibile, cambiamenti climatici) nel quadro del Green Deal europeo e del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza. 7

1.2 La nuova Strategia UE sulla Biodiversità per il 2030 e il *Knowledge Centre for Biodiversity* 11

1.3 Verso la 15° Conferenza delle Parti della Convenzione internazionale sulla Biodiversità (CBD) e il nuovo Quadro Globale per la Biodiversità post-2020 (GBF) 14

Capitolo 2. Aggiornamento sullo Stato del Capitale Naturale e Biodiversità In Italia **20**

2.1 Gli esiti della valutazione della Strategia Biodiversità 2020 20

2.2 Stato di conservazione dell'avifauna in Italia 39

2.2.1 Gli uccelli come gruppo di elezione per la conoscenza ed il monitoraggio della biodiversità in Italia 39

2.2.2 Il Reporting ai sensi della Direttiva Uccelli 39

2.2.3 Lista rossa 48

2.2.4 L'Italia per gli uccelli migratori. Ruolo ecologico e rilevanza del Paese nel corso del ciclo annuale dei migratori che si spostano tra Europa e Africa 51

2.2.5 Conclusioni. Un bene da trattare meglio 54

2.3 Lista Rossa degli ecosistemi in Italia 56

2.4 Perdita di capitale e di alcuni servizi eco-sistemici associati alle praterie di *Posidonia oceanica* 71

2.5 Analisi del cambiamento nella fornitura di alcuni servizi ecosistemici nell'intervallo 2012-2018: una valutazione biofisica ed economica 75

2.5.1 Servizio di Fornitura di Biomassa Legnosa da Foreste Italiane 77

2.5.2 Servizio di Fornitura di Biomassa Agricola 84

2.5.3 Servizio di Fornitura di Biomassa Ittica da Pesca 89

2.5.4 Servizio di Disponibilità Idrica 92

2.5.5 Servizio di Impollinazione 96

2.5.6 Servizio di Regolazione del Rischio Allagamento 102

2.5.7 Servizio di Protezione dall'Erosione 107

2.5.8 Servizio di Regolazione del Regime Idrologico 113

2.5.9 Servizio di Purificazione delle Acque da parte dei Suoli 120

2.5.10 Servizio di Qualità degli Habitat 123

2.5.11 Servizio di Sequestro e Stoccaggio di Carbonio 126

2.5.12 Turismo ricreativo basato sulla natura 128

2.6 Analisi della fornitura di alcuni servizi ecosistemici in aree protette terrestri e marine: una valutazione biofisica ed economica 132

2.7 Indicatori per il Capitale Naturale identificati secondo i criteri del *System of Environmental Economic Accounting* 139

Capitolo 3. Policy: verso la nuova Strategia Italiana della Biodiversità 2030 146

3.1 Aree protette e ZEA per l'inclusione sociale e la ripresa economica 146

3.1.1 Analisi di scenari di estensione di aree protette della Direttiva Habitat e valori economici a rischio transizione ecologica 146

3.1.2 Le Zone Economiche Ambientali per lo sviluppo sostenibile 156

3.1.2.1 Le Zone Economiche Ambientali 156

3.1.2.2 Le Aree marine protette 160

3.1.2.3 Contributi pubblici ai Parchi nazionali 161

3.1.2.4 Le certificazioni ambientali nelle ZEA 163

3.1.2.5 Approfondimento sulla politica ambientale del Parco nazionale delle Cinque Terre 165

3.1.2.6 *Biodiversity mainstreaming* nelle ZEA 168

3.1.2.7 ll ruolo dell'agricoltura nelle ZEA e la nuova architettura verde della PAC 169

3.1.2.8 L'agricoltura biologica nelle ZEA 171

3.1.2.9 L'impollinazione, la nuova PAC e il ruolo delle ZEA 172

3.2 Foreste nelle città e nelle aree interne: un vantaggio per la biodiversità, il clima e la salute dei cittadini. 174

3.2.1 Valutazione dei benefici degli ecosistemi forestali italiani e della forestazione nelle aree metropolitane 174

3.2.2 Individuazione delle specie arboree e arbustive autoctone da utilizzare per la forestazione delle aree metropolitane coerenti con la vegetazione naturale potenziale delle ecoregioni d'Italia182

3.3 I benefici della riqualificazione e del ripristino ambientale del Capitale Naturale 199

3.3.1 La 'Restoration Economy': valutazione di scenari di ripristino del Capitale Naturale 200

3.3.2 Modelli di interventi di *restoration ecology* del Capitale Naturale 215

3.3.3 Esperienze di ripristino del Capitale Naturale nell'ecosistema marino 223

3.4 Proteggere la biodiversità e la natura attraverso l'economia circolare 230

3.4.1 Concettualizzazione del tema 230

3.4.2 Estrazioni materie prime non energetiche in aree sottoposte a protezione 234

3.4.3 Città circolari e rigenerazione urbana 238

3.4.4 La gestione circolare delle risorse forestali 240

3.4.5 Il settore agroalimentare e l'impatto sulla biodiversità 242

3.4.6 Economia circolare nei mari e negli oceani 244

3.4.7 La gestione circolare delle risorse idriche 246

3.4.8 Implicazioni di policy 248

3.4.9 GPP: strumento di politica ambientale per la salvaguardia degli ecosistemi e della biodiversità 249

3.5 Orientare la Finanza verso la natura: i rischi attuali della perdita di biodiversità per l'economia 259
3.5.1 La mobilitazione delle risorse per la biodiversità.....260
3.5.1.1 La mobilitazione delle risorse per la biodiversità nel *Global Biodiversity Framework*.....260
3.5.1.2. La mobilitazione delle risorse nella Strategia europea per la biodiversità.....262
3.5.1.3. La mobilitazione delle risorse per la biodiversità in Italia 263
3.5.2 Il Catalogo BIOFIN-UNDP delle soluzioni finanziarie per il clima e la biodiversità 264
3.5.3 I sussidi dannosi alla biodiversità 271
Bibliografia 283
Sitografia.....311
Indice delle figure.....313
Indice delle tabelle.....316
Indice degli Allegati.....318

Introduzione

2021: Partono i dieci anni per invertire la rotta

Con il 2021 si aprono **i prossimi dieci anni che saranno fondamentali per avviare concretamente il nostro mondo sulla strada della sostenibilità,** rispettando, inoltre, quanto dichiarato e sottoscritto nel 2015 da tutti i paesi del mondo nel *meeting* speciale dell'assemblea generale, in occasione del 70° anniversario delle Nazioni Unite, con **l'Agenda 2030 e l'indicazione dei suoi 17 Obiettivi di Sviluppo Sostenibile e dei 169 target da raggiungere**[1].

Questi target comprendono e rafforzano gli obiettivi che, sempre nell'ambito delle Nazioni Unite, sono stati approvati nelle sedi negoziali nel corso delle varie Conferenze delle Parti (COP), delle singole Convenzioni internazionali dedicate ai grandi temi del nostro futuro, come la Convenzione sui Cambiamenti climatici e quella sulla Biodiversità.

Si tratta di dieci anni importantissimi. Realizzare concretamente una svolta dei nostri modelli di sviluppo verso la sostenibilità costituisce un impegno epocale, che è stato drammaticamente rafforzato dalla **pandemia dovuta al virus SARS-CoV-2** e dai suoi effetti devastanti per quasi tutti gli abitanti del mondo.

È perciò urgente e necessario un **radicale cambiamento culturale e sistemico**, quel cambiamento che sino a oggi la nostra civiltà non è riuscita ad attuare: **una transizione verso una società e un sistema economico imperniati sul rispetto della natura**. L'obiettivo di tutti i paesi del mondo si dovrebbe quindi indirizzare verso il riequilibrio del nostro rapporto con la natura della Terra, per creare una società più giusta, sana e prospera, garantendo contestualmente la nostra stessa sopravvivenza. Il modo ormai fortemente radicato nel nostro attuale modello economico dominante, in cui produciamo, trasformiamo e consumiamo l'energia, le risorse naturali, gli ambienti, la biodiversità, hanno spinto lo stato dei sistemi naturali al limite.

Le transizioni per il futuro del Capitale Naturale

A cinque anni dall'approvazione dell'Agenda 2030 e alla conclusione della decennale **Strategia mondiale della biodiversità 2011-2020** [2], approvata nella 10° Conferenza delle Parti (COP) della Convenzione internazionale sulla diversità biologica, tenutasi a Nagoya-Aichi in Giappone nel 2010 con gli annessi ***Aichi targets***, purtroppo il quadro relativo allo stato della biodiversità planetaria è andato ulteriormente peggiorando. L'ultimo ***Global Biodiversity Outlook***[3], il quinto prodotto dalla Convenzione sulla diversità biologica e pubblicato nel 2020, afferma che l'umanità è a un bivio per quanto riguarda il lascito che consegniamo alle future generazioni. La biodiversità sta declinando a un livello senza precedenti e le pressioni che guidano questo declino si stanno intensificando. Nessuno degli Aichi Targets sono stati pienamente raggiunti. Soltanto sei registrano un parziale raggiungimento.

Il GBO-gbo5 individua otto grandi "transizioni" che sono ritenute fondamentali per salvaguardare la biodiversità e rispristinare gli ecosistemi dai quali dipende la nostra vita, riducendo con urgenza gli impatti negativi che la nostra pressione sta causando alla ricchezza della vita sulla Terra ed alla sua naturale evoluzione:

1. **Transizione verso la difesa delle foreste e del suolo**: conservare e rispristinare gli ecosistemi forestali, fermare e invertire il loro degrado, bloccando la perdita di suolo, riducendo e invertendo la tendenza alla modificazione degli utilizzi e del consumo del suolo;

[1] Vedasi https://sdgs.un.org/2030agenda
[2] Vedasi https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-en.pdf
[3] Vedasi https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf

2. **Transizione verso l'agricoltura sostenibile**: riprogettare i sistemi agricoli utilizzando approcci agroecologici per incrementare la produttività e riducendo al minimo gli effetti negativi sulla biodiversità;
3. **Transizione verso sistemi alimentari sostenibili**: promuovere diete sostenibili e sane, enfatizzando la diversità degli alimenti, principalmente di origine vegetale, con un consumo più moderato di carne e pesce, e favorendo la notevole riduzione dei rifiuti e degli scarti nella catena alimentare e nel consumo;
4. **Transizione verso una pesca sostenibile e un utilizzo sostenibile degli oceani**: proteggere e rispristinare gli ecosistemi marini e costieri, riformare i sistemi di pesca, l'acquacoltura e gli altri utilizzi delle risorse degli oceani verso la sostenibilità, incrementando la sicurezza alimentare e le risorse necessarie per la pesca di sussistenza;
5. **Transizione sostenibile delle città e delle infrastrutture**: implementare le "infrastrutture verdi" (***Green Infrastructures***) e dare spazio alla natura nell'ambiente costruito, al fine di migliorare la salute e la qualità della vita delle persone, riducendo l'impronta ambientale delle città e delle infrastrutture;
6. **Transizione verso l'uso sostenibile delle acque dolci**: adottare un approccio integrato che garantisca il flusso dei fiumi, essenziale per la natura e le popolazioni, migliorando la qualità dell'acqua, proteggendo gli ambienti critici, controllando le specie aliene e invasive, proteggendo la connettività degli ecosistemi, per consentire il recupero degli ecosistemi di acqua dolce, dalle montagne alle coste;
7. **Transizione verso un'azione sostenibile per il clima**: adottare le soluzioni basate sulla difesa della natura (***Nature Based Solutions***), eliminando rapidamente l'utilizzo dei combustibili fossili per ridurre l'entità degli effetti del cambiamento climatico, ottenendo nel contempo impatti positivi sulla biodiversità;
8. **Transizione verso un approccio *One World, One Health*, responsabile per la biodiversità**: gestire gli ecosistemi, inclusi quelli agricoli e urbani, nonché l'utilizzo della fauna e della flora selvatiche, nel quadro di un approccio integrato, mirato a mantenere la salute degli ecosistemi e delle persone.

Tutte queste transizioni sono certamente necessarie anche per il nostro paese, come abbiamo sempre sottolineato nei rapporti annuali prodotti sullo stato del capitale naturale italiano.

One World – One Health

Oggi sappiamo sempre di più su quanto la salute umana sia fortemente connessa con quella della natura (***One World – One Health***)[4]. Tutti gli esseri umani necessitano di respirare aria pulita, bere acqua non contaminata e mangiare cibi sani. Sono i sistemi naturali con le loro complesse e delicate strutture e funzioni che ci consentono, quotidianamente e gratuitamente, di vivere e di farlo in buona salute. La nostra **responsabilità nel garantire uno stato di salute planetario che tuteli nel futuro le nuove generazioni è fondamentale**. Le scelte che facciamo oggi possono garantire che ciò avvenga nell'immediato futuro e il tempo a disposizione per invertire la rotta appare purtroppo essere sempre più ristretto.

La nostra pressione sugli ecosistemi crea le condizioni per favorire un sempre maggiore passaggio di patogeni di specie selvatiche all'uomo (zoonosi) con effetti dirompenti, come dimostra **l'origine della pandemia da SARS-CoV-2** provocata dalla trasmissione di un virus dai mammiferi selvatici all'uomo. La nostra errata gestione degli ecosistemi naturali e la conseguente pandemia ci spingono a interrogarci **sulla necessità e urgenza di una transizione ecologica per concretizzare un vero e proprio cambiamento trasformativo del nostro vivere sull'unico pianeta che ci consente di esistere**. La pandemia da SARS-CoV-2 è una chiara manifestazione del nostro rapporto fortemente malato con la natura ed evidenzia ancora di più la profonda interconnessione tra la salute umana e quella dei sistemi naturali.

È ormai giunto il tempo di reagire a questa situazione, non solo per assicurare un futuro all'evoluzione naturale della straordinaria biodiversità che ci circonda, ma anche perché ignorare questo segnale mette in gioco il futuro dei quasi 8 miliardi di persone attualmente presenti (che l'ultimo rapporto ONU sulla popolazione indica una popolazione di 9.7 miliardi nel 2050 seguendo la variante media[5]).

[4] Vedasi Whitmee S. *et al.,* 2015, Safeguarding human health in the Anthropocene epoch: report to the Rockefeller Foundation – Lancet Commission on planetary health, Lancet, 386; 1973-2028.
[5] Vedasi https://population.un.org/wpp/

Un futuro migliore deve nascere sin da ora dalle decisioni che i governi, il mondo economico, le aziende e le persone in tutto il mondo sapranno prendere oggi. I leader mondiali devono agire con urgenza per proteggere e ripristinare la natura come fondamento di una società sana e di un'economia fiorente. Per il mondo è giunto il momento di concordare un ***New Deal* per la natura e le persone**, con l'impegno di fermare e invertire la perdita della natura entro il 2030 e costruire una società carbon-neutral e nature-positive. Questa è la migliore soluzione per salvaguardare la nostra salute e il nostro benessere e per garantire un futuro sicuro ai nostri figli.

La "visione" proposta dal Comitato Capitale Naturale

Sulla base dell'urgenza di azioni immediate e concrete per i prossimi 10 anni, il Comitato Capitale Naturale per l'Italia, seguendo la linea di quanto già indicato dal *Natural Capital Committee* della Gran Bretagna, propone pertanto una significativa "visione" per il nostro paese, per il cui ottenimento è fondamentale agire e con rapidità, attivando tutte le otto transizioni sopra indicate : **"la nostra deve essere la prima generazione capace di lasciare i sistemi naturali e la biodiversità dell'Italia in uno stato migliore di quello che abbiamo ereditato"** individuando come baseline il 2020 e dandosi l'obiettivo di ottenere, entro il 2030, il blocco della perdita della biodiversità, l'inversione dei processi del suo degrado e i primi risultati di **una grande "opera pubblica" di ripristino dei nostri ambienti terrestri e marini, che costituiscono la base fondamentale del benessere e della salute di noi tutti.**

La conoscenza scientifica ci dimostra che è fondamentale conservare e ristabilire, ove necessario, in uno stato di buona salute i servizi ecosistemici dei nostri sistemi naturali e accrescere il numero e la qualità dei programmi e delle misure di tutela destinati agli ecosistemi terrestri ed acquatici più vulnerabili, la costituzione di corridoi biologici, l'attuazione dei programmi di tutela e conservazione delle specie autoctone, lo studio e il contrasto alla diffusione delle specie aliene invasive, la lotta al commercio illegale e al bracconaggio, e la sensibilizzazione della cittadinanza.

Per concretizzare la visione prima indicata sono fondamentali le azioni di ripristino dei nostri ecosistemi, attraverso operazioni relative alla creazione di infrastrutture verdi (***Green Infrastractures***) e di soluzioni basate sulla Natura (***Nature's Based Solutions***), che rispondono anche all'impegno delineato dall'UN ***Decade of Ecosystem Restoration 2021-2030*** [6] e di affrontare le problematiche di adattamento ai cambiamenti climatici in atto, fronteggiando al meglio i rischi che tendono a rendere sempre più vulnerabili i nostri sistemi socio-ecologici.

La conoscenza scientifica ci documenta che **se preserviamo la natura, preserviamo noi stessi**. Se indeboliamo la natura, indeboliamo noi stessi. Gli ecosistemi e la biodiversità, infatti, costituiscono la base della nostra salute, del nostro benessere e del nostro sviluppo. Comprendere questo principio è ormai **indispensabile anche per il mondo politico ed economico** e i rapporti annuali del Comitato Capitale Naturale cercano di illustrare al meglio questo concetto basilare per affrontare la sfida del prossimo decennio. È quindi necessario agire di conseguenza, in maniera urgente e a tutti i livelli, riorientando l'azione umana verso pratiche di autentica sostenibilità che vedano la natura e la biodiversità come fattore centrale per il nostro futuro e cardine di ogni scelta e programmazione politica. Tutto questo rende indispensabile un grande cambiamento, che parta dalla presa di coscienza che "noi siamo natura", che l'umanità è parte della natura, che la salute e il benessere umano sono strettamente legati alla vitalità e alla resilienza dei sistemi naturali e che "**non possiamo pretendere di rimanere sani in un mondo malato**", come Papa Francesco ha lucidamente affermato.

La situazione planetaria del rapporto tra specie umana e sistemi naturali si trova invece oggi in uno stato senza precedenti nella storia dell'umanità, tanto che la comunità scientifica propone di definire il periodo geologico attuale A***ntropocene*** per rimarcare quanto l'intervento umano abbia ormai profondamente modificato le condizioni ambientali della Terra.

Con il nostro impatto a livello mondiale **abbiamo alterato il 75% degli ambienti naturali degli ecosistemi terrestri e il 66% degli ecosistemi marini**. Continuando con gli attuali ritmi di trasformazione del territorio, **nel 2050 il 90% degli ecosistemi sarebbe alterato in maniera significativa**. Abbiamo modificato il clima nonché i grandi cicli biogeochimici del carbonio, dell'azoto e del fosforo. Abbiamo prodotto una enorme quantità di nuove sostanze tossiche e nocive che non sono metabolizzabili dai sistemi naturali. Abbiamo modificato il ciclo dell'acqua e acidificato gli oceani. Abbiamo eroso e continuiamo a erodere la biodiversità, la ricchezza della vita sulla Terra,

[6] Vedasi https://www.decadeonrestoration.org/

in ogni angolo del pianeta, mettendo a rischio almeno un milione di specie animali e vegetali dopo averne cancellato per sempre un numero ancora imprecisato[7].

Agire nel contesto europeo

Il 7° Programma d'azione ambientale dell'Unione Europea [8] conclusosi nel 2020 indica una chiara visione di lungo periodo che afferma: "**Nel 2050 vivremo bene nel rispetto dei limiti ecologici del nostro pianeta.** Prosperità e ambiente sano saranno **basati su un'economia circolare** senza sprechi, in cui **le risorse naturali sono gestite in modo sostenibile e la biodiversità è protetta, valorizzata e ripristinata in modo tale da rafforzare la resilienza della nostra società**. La nostra crescita sarà caratterizzata da emissioni ridotte di carbonio e sarà da tempo sganciata dall'uso delle risorse, scandendo così il ritmo di una società globale sicura e sostenibile."

L'8° e nuovo Programma d'azione ambientale 2021-2030 UE presentato dalla Commissione, riafferma questa visione, conferma la sua complementarità all'***European Green Deal*** e tra i sei obiettivi tematici principali da raggiungere indica quello di "proteggere, preservare e ripristinare la biodiversità e rafforzare il capitale naturale – in particolare l'aria, l'acqua, il suolo e le foreste, le acque dolci, le zone umide e gli ecosistemi marini" [9].

La Commissione Europea e il Parlamento Europeo hanno deciso di approvare un **European Green Deal**[10] che dovrà condurre l'intero continente alla **decarbonizzazione delle proprie economie e alla tutela e ripristino degli ecosistemi e della biodiversità**. Da questa impostazione e nel contesto dei devastanti effetti della pandemia dovuta al SARS-CoV-2, scaturisce il programma integrato ***Next Generation EU*** [11] che prevede un impegno concorde di spesa senza precedenti per l'Europa (750 miliardi complessivi e 209 miliardi per l'Italia che è la maggiore beneficiaria tra gli Stati Membri) per la realizzazione di specifici **Piani Nazionali di Ripresa e Resilienza,** che dedichino il 37% delle risorse messe in campo dai singoli Stati ad azioni per il clima, l'adattamento ai cambiamenti climatici e alla biodiversità. I *Working documents* della Commissione Europea relativi alla "***Guidance to Member States, Recovery and Resilience Plans*"** ricordano le componenti cruciali relative alla ***Green Transition*** per l'elaborazione dei Piani nazionali di ripresa e resilienza, che si riferiscono alla mitigazione e all'adattamento ai cambiamenti climatici, all'uso sostenibile e alla protezione dell'acqua e delle risorse marine, alla transizione verso un'economia circolare, alla prevenzione e il controllo dell'inquinamento e **alla protezione e il ripristino della biodiversità e degli ecosistemi [12].**

La politica deve decidere quali scelte guideranno il PNRR (Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza) e quale visione queste scelte supportano e rendono operativa. Dalle scelte effettuate nel Piano dipende il futuro del nostro Paese. Un futuro che si prospetta ancor più problematico se le scelte saranno errate, mentre **potrebbe garantire un benessere duraturo se le scelte saranno giuste**. Per fare le scelte giuste dobbiamo fare in modo che il PNRR sia coerente con gli impegni assunti dal nostro paese, insieme ad altri 82 Stati, con la sottoscrizione dell'importante ***Leaders' Pledge for Nature and People***[13] e dobbiamo orientarlo verso **soluzioni basate sulla natura**, come raccomanda l'Unione Europea che ha anche prodotto in merito due importanti strategie sulla biodiversità [14] e sull'agricoltura sostenibile (*Farm to Fork*) [15], che avviino una vera transizione ecologica e che, già da subito, intervengano sui grandi bisogni: una vera **decarbonizzazione** della nostra economia, l'utilizzo delle **energie rinnovabili**, il **restauro degli habitat naturali distrutti** o frammentati, la **corretta gestione degli ecosistemi**

---

[7] Vedasi IPBES (Intergovernamental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), 2019, Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services https://ipbes.net/global-assessment, *Intergovernamental Panel on Climate Change* (IPCC), 2014, Climate Change 2014, https://www.ipcc.ch/assessment-report/ar5/ ; IPCC, 2018, Global Warming of 1.5°C, https://www.ipcc.ch/sr15/ e UNEP, 2019, Global Environment Outlook 6. Healthy Planet, Healthy People https://www.unenvironment.org/resources/global-environment-outlook-6

[8] Vedasi https://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/7eap/it.pdf

[9] Vedasi https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12709-New-8th-Environment-Action-Programme-supporting-the-European-Green-Deal

[10] Vedasi https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en

[11] Vedasi https://ec.europa.eu/info/strategy/recovery-plan-europe_en

[12] Vedasi https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/document_travail_service_part1_v2_en.pdf e https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/document_travail_service_part2_v3_en.pdf

[13] Vedasi https://leaderspledgefornature.org

[14] Vedasi https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/communication-annex-eu-biodiversity-strategy-2030_en.pdf

[15] Vedasi https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/safety/docs/f2f_action-plan_2020_strategy-info_en.pdf

terrestri e marini, la **conservazione delle specie**, la **difesa del suolo**, la **promozione di infrastrutture verdi**, la diffusione della consapevolezza dell'importanza della natura come capitale e patrimonio, da usare con assennatezza, da preservare e da ripristinare.

Invertire la curva della perdita di biodiversità

La comunità scientifica da decenni è impegnata a studiare il nostro impatto sulla biodiversità e i sistemi naturali e, in particolare negli ultimi anni, si sta sempre di più mobilitando per proporre soluzioni a come sia possibile invertire la curva della perdita di biodiversità. Si va dalle proposte suggestive e affascinanti che prevedono almeno la metà del nostro pianeta tutelato con un livello di sano stato della biodiversità, suggerito in primis dal grande biologo Edward Wilson[16] e con le successive analisi e le soluzioni sin qui individuate dal **progetto *Half Earth*,** alle coalizioni di scienziati e organizzazioni ambientaliste, con progetti come ***Bending the Curve***, che hanno elaborato dei modelli per verificare come, con una serie di azioni interconnesse, si possa concretamente invertire l'attuale drammatica curva della perdita della biodiversità[17]. I modelli messi a punto dall'iniziativa Bending the Curve già avviata nel 2018[18] ci dicono che con un cambiamento radicale abbiamo la possibilità di invertire il *trend* di perdita di biodiversità. Siamo consapevoli che sarà necessario uno sforzo globale collettivo e che le azioni per la conservazione della natura sono fondamentali, ma nel contempo è necessario anche modificare i nostri modelli di produzione e di consumo di cibo e di energia.

Tre degli scenari contemplano singole tipologie di interventi, finalizzati ad invertire la curva:

1. Lo scenario di incremento degli sforzi di conservazione (C) comprende un aumento dell'estensione e della gestione delle aree protette, oltre ad un maggior investimento nel restauro ambientale e nella pianificazione delle azioni di conservazione alla scala del paesaggio.
2. Lo scenario di produzione più sostenibile ("*supply-side*", SS) prevede un maggiore e più sostenibile aumento sia della produttività agricola sia del commercio di prodotti agricoli.
3. Lo scenario di consumo più sostenibile ("*demand-side*", DS) prevede la riduzione dello spreco di prodotti agricoli dal campo alla tavola e una modifica della dieta verso un minor consumo di calorie di origine animale in paesi ad alto consumo di carne.

Gli altri due scenari hanno modellizzato diverse combinazioni degli scenari precedenti:

1. Il quarto scenario prevede un incremento delle azioni di conservazione e della produzione sostenibile (scenario C+SS).
2. Il quinto scenario prevede la simultanea applicazione di tutt'e tre le precedenti opzioni, ed è stato definito come il "portafoglio di azione integrata", scenario IAP.

I prossimi 10 anni sono quindi fondamentali per avviare queste transizioni e ottenere la concretizzazione della visione che si è dato il Comitato Capitale Naturale riportata sopra.

[16] Vedasi il suo libro Wilson E.O., 2016, Metà della Terra. Salvare il futuro della vita, Codice edizioni, vedasi anche il sito https://www.half-earthproject.org/

[17] Questi modelli sono presentati nel rapporto WWF "Living Planet Report 2020" vedasi https://livingplanet.panda.org/

[18] Vedasi Mace *et al.* (2018), Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss, Nature Sust., 1; 448-451 e Leclère *et al.* (2020), Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy, Nature, https://doi.org/10.1038/s41586-020-2705-y

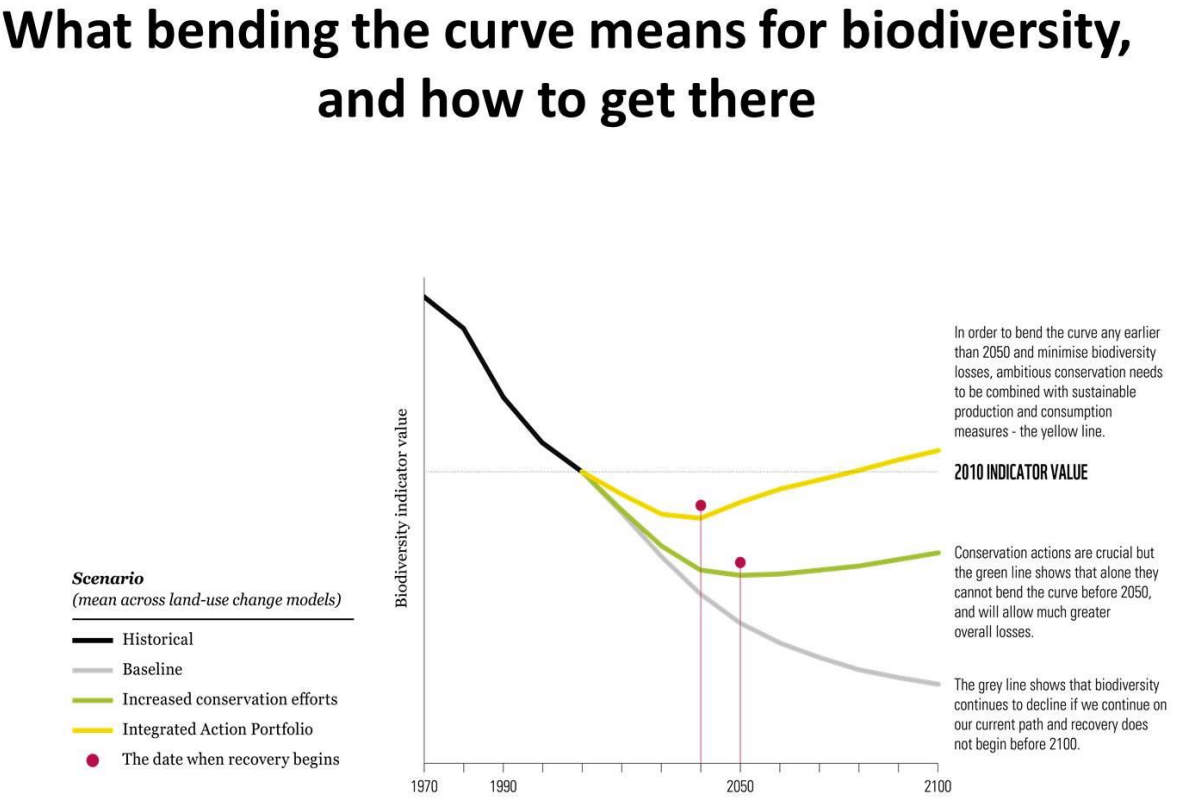


Figura 1. Andamento della biodiversità in funzione di tre scenari di conservazione. Modificato da Leclère *et al.*, 2020.

Capitolo 1. Integrare il Capitale Naturale nelle strategie: il contesto internazionale e italiano

1.1 Le future strategie europee (forestale, biodiversità, Farm to Fork, sviluppo sostenibile, cambiamenti climatici) nel quadro del Green Deal europeo e del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza.

Gli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile dell'Agenda ONU 2030 adottata il 25 settembre 2015 stanno avendo un ruolo sempre più decisivo nello strutturare obiettivi e convergenze tra le politiche europee.

Il *Green Deal europeo* presentato l'11 dicembre 2019 come primo atto della nuova Commissione Europea, quale parte integrante di una Strategia Europea per attuare l'Agenda ONU 2030, considera le sfide ambientali con un'individuazione specifica per le sfide climatiche come assolutamente primarie per il futuro della nostra generazione. Il programma del *Green Deal* non si estende in maniera dettagliata a tutti i Goal dell'Agenda 2030 ma, integrando il programma con un piano attuativo del pilastro europeo dei diritti sociali, configura, in un quadro coerente, i contenuti di una nuova Strategia Europea per il conseguimento dei temi centrali dell'Agenda 2030 e dell'applicazione dei 17 Obiettivi di Sviluppo Sostenibile al 2030.

Nell'ambito del *Green Deal*, la Commissione ha riorientato il processo di coordinamento macroeconomico del semestre europeo per essere coerente con gli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile, *al fine di porre la sostenibilità e il benessere dei cittadini al centro della politica economica e rendere l'Agenda 2030 fulcro della definizione delle politiche e degli interventi dell'*UE.

L'attuazione di questi programmi, definiti e in corso di definizione già prima dello scoppio della pandemia del COVID-19, sono oggi in primo piano quale via maestra per superare la crisi economica determinata dalla pandemia. La scienza è unanime nel sostenere l'intima relazione tra uomo e natura e, in particolare, che dagli obiettivi ambientali dipenderà anche la nostra prosperità economica sempre che la transizione ecologica sia equa e giusta.

Accogliendo con favore la tabella di marcia per la ripresa *Verso un'Europa più resiliente, sostenibile ed equa*[19], il Consiglio Europeo del 23 aprile 2020 ha dichiarato che l'Unione Europea ha bisogno di uno sforzo di investimento per sostenere la ripresa e modernizzare l'economia. Ciò significa investire massicciamente nella transizione verde e nella trasformazione digitale nonché nell'economia circolare parallelamente ad altre politiche, quali la politica di coesione e la Politica Agricola Comune (PAC).

Inoltre, nello stesso periodo, il Parlamento Europeo, con la risoluzione del 17 aprile 2020[20], ha invitato la Commissione Europea a mettere a disposizione un massiccio pacchetto di investimenti per la ripresa e la ricostruzione a sostegno dell'economia europea, dopo la crisi causata dalla pandemia di COVID-19, andando al di là di ciò che stanno già facendo il Meccanismo Europeo di Stabilità (MES), la Banca Europea per gli Investimenti e la Banca Centrale Europea, sottolineando il fatto che il pacchetto per la ripresa e la ricostruzione dovrà avere al centro il *Green Deal europeo* e la trasformazione digitale per rilanciare l'economia, migliorarne la resilienza e creare posti di lavoro, contribuendo, al contempo, alla transizione ecologica, favorendo lo sviluppo economico e sociale sostenibile.

In questo contesto, il *Green Deal europeo* avrà una funzione essenziale, in quanto strategia di crescita inclusiva e sostenibile coerente con la necessità di allineare le nostre risposte all'obiettivo dell'UE della neutralità climatica al 2050.

Le stesse finalità vengono ribadite ancora dal Parlamento nella risoluzione del 15 maggio 2020 sul *nuovo quadro finanziario pluriennale, le risorse proprie e il piano di ripresa*[21] rivendicando il proprio coinvolgimento nella definizione, nell'adozione e nell'attuazione del fondo per la ripresa. Gli obiettivi finali dichiarati nella prospettiva del post COVID-19 restano, dunque, invariati rispetto a prima della crisi pandemica e consolidano la direzione verso cui andare.

[19] https://www.consilium.europa.eu/it/meetings/european-council/2020/04/23/
[20] https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2020-0054_IT.pdf
[21] https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2020-0124_IT.pdf

Pertanto, la sfida futura sarà quella di dare risposte alle urgenze e alle vulnerabilità sociali emerse ed esacerbate con la pandemia, nel più breve tempo possibile, mantenendo però ferma la prospettiva dell'Agenda 2030 e della neutralità climatica, costruendo una capacità *di resilienza trasformativa*[22]*: l'opportunità di uscire dalla crisi più green e giusti non può essere sciupata in nome dell'urgenza.*

In risposta, la Commissione europea propone il 27 maggio 2020[23] lo strumento europeo di emergenza per la ripresa *("Next Generation EU")* in aggiunta a un quadro finanziario pluriennale (QFP) rinforzato.

Inoltre, la Commissione Europea con la COM(2020) 456 final *"Il momento dell'Europa: riparare i danni e preparare il futuro per la prossima generazione"*, adottata lo stesso 27 maggio 2020, ha ribadito che gli Stati membri per poter beneficiare delle misure di finanziamento, dovranno elaborare i piani di ripresa nazionali su misura, basandosi sulle priorità di investimento e di riforma, individuate nell'ambito del semestre europeo, in linea con i piani nazionali per l'energia e il clima, con i piani per una transizione giusta, con gli accordi di partenariato e con i programmi operativi nel quadro dei fondi UE.

La ricognizione delle suddette politiche si integra con le ultime novità introdotte in risposta alla crisi creata dalla pandemia e con lo sviluppo di alcuni dei processi già avviati dalla precedente Commissione Europea.

Le strategie e i piani adottati dalla nuova Commissione, successivamente al 27 maggio 2020, richiamano e dettagliano nello specifico i contenuti attesi dal Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), in un sistema che dovrà prevedere l'allineamento di tutte le strategie e piani già previsti dal *Green Deal europeo*, tenendo conto del nuovo *asset* europeo e globale. Il *Working Document* della Commissione Europea relativo alla "*Guidance to Member States, Recovery and Resilience Plans"* ricorda le componenti cruciali relative alla *Green Transition* per l'elaborazione dei Piani nazionali di ripresa e resilienza che sono: *"1. Climate change mitigation, 2. Climate change adaptation, 3. Sustainable use and protection of water and marine resources, 4. Transition to circular economy, 5. Pollution prevention and control, 6. Protection and restoration of biodiversity and ecosystems"*, si rileva quindi l'importanza in particolare del 6 punto con riferimento alla valenza della biodiversità e degli ecosistemi che sono oggetto di questo rapporto sullo Stato del Capitale Naturale del nostro paese.

L'elaborazione nel 2019 di una Strategia per lo Sviluppo Sostenibile ha prospettato l'attuazione di tempistiche, obiettivi e misure concrete che tengano conto dell'Agenda 2030 ed integrative degli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile in tutte le pertinenti politiche interne ed esterne dell'UE[24]. Tutto ciò sulla base di cosa resta ancora da fare fino al 2030 a livello dell'UE, in termini di: politica, legislazione, struttura di *governance* ai fini di coerenza orizzontale e mezzi di attuazione, includendo una chiara tabella di marcia per affrontare le sfide e le opportunità illustrate nel documento di riflessione della Commissione, eventualmente anche sotto forma di piani d'azione e strategie settoriali.

L'urgente necessità di intensificare la Coerenza delle Politiche per lo Sviluppo Sostenibile (CPSS) a tutti i livelli e tra tutte le azioni interne ed esterne, potrà avvenire accelerando l'integrazione dell'Agenda 2030 e degli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile in tutte le politiche, le strategie e gli strumenti pertinenti dell'UE, utilizzando più efficacemente i meccanismi e gli strumenti esistenti, tra cui, se del caso, il semestre europeo, l'agenda "Legiferare meglio", le procedure di valutazione d'impatto e la Coerenza delle Politiche per lo Sviluppo (CPS), nonché di valutare in che modo il nuovo Quadro Finanziario Pluriennale (QFP) potrà sostenere l'attuazione dell'Agenda 2030.

Infine, potrà essere utile evidenziare il contributo positivo fornito da un commercio aperto e fondato su regole per realizzare gli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile, sia negli accordi bilaterali con i paesi terzi sia nei contesti multilaterali, anche tramite la definizione di obiettivi di sostenibilità negli strumenti di politica commerciale, e la loro efficace attuazione, al fine di realizzare opportune condizioni di parità.

Il contesto sinora illustrato ha permesso alla Commissione Europea di adottare la Nuova Strategia dell'UE sulla Biodiversità per il 2030 e un piano d'azione associato[25]: un piano completo, ambizioso, a lungo termine per proteggere la natura e invertire il degrado degli ecosistemi.

---

[22] Auspicando l'approccio sistemico indicato nel documento "Time for transformative resilience: the COVID-19 emergency" JRC (2020) https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/time-transformative-resilience-covid-19-emergency

[23] https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_20_940

[24] E ribadisce "già chiesta" nelle conclusioni del giugno 2017 e dell'ottobre 2018.

[25] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1590574123338&uri=CELEX:52020DC0380

Tale piano mira a mettere la Biodiversità in Europa su un percorso di ripresa entro il 2030 con benefici per le persone, il clima e il pianeta. La Strategia per la Biodiversità è anche il contributo dell'UE ai prossimi negoziati internazionali sul quadro globale della Biodiversità post-2020. Nel contesto del post-COVID, come parte fondamentale del *Green Deal europeo*, la Strategia per la Biodiversità mira a rafforzare la resilienza della nostra società a minacce future, quali: impatti dei cambiamenti climatici, incendi boschivi, insicurezza alimentare e pandemie, proteggendo la flora e fauna selvatica, promuovendo la diversità genetica, combattendo le specie esotiche invasive ed il commercio illegale di piante e animali selvatici, sostenendo, altresì, una ripresa verde.

La Strategia si pone impegni e azioni specifiche da realizzare entro il 2030, tra cui:

a) istituire una rete più ampia di aree protette a livello dell'UE terrestri e marine, basandosi sulle aree Natura 2000 esistenti, con una protezione rigorosa per le aree ad altissima biodiversità e valore climatico;

b) un piano dell'UE per il recupero funzionale e strutturale degli ecosistemi e delle dinamiche naturali, ovverosia: una serie di impegni e azioni concrete per riqualificare, recuperare e ripristinare gli ecosistemi degradati in tutta l'UE entro il 2030 e gestirli in modo sostenibile, affrontando i fattori chiave della perdita di Biodiversità;

c) una serie di misure per garantire un nuovo quadro di *governance* capace di garantire una migliore implementazione grazie al monitoraggio dei progressi, al miglioramento delle conoscenze, all'aumento dei finanziamenti e degli investimenti, al rispetto della natura nel processo decisionale pubblico e privato;

d) misure per affrontare la sfida della Biodiversità globale, dimostrando che l'UE è pronta a dare l'esempio adottando un ambizioso quadro globale per la Biodiversità ai sensi della Convenzione sulla Diversità Biologica (per approfondimenti cfr. par. 1.2).

I suoli sani sono fondamentali per conseguire gli obiettivi del *Green Deal* europeo, quali la neutralità climatica, il ripristino della biodiversità, l'inquinamento zero, sistemi alimentari sani e sostenibili e un ambiente resistente. Eppure, i nostri suoli si degradano a causa di una gestione non sostenibile, dello sfruttamento eccessivo, dei cambiamenti climatici e dell'inquinamento. Per questo motivo, la Strategia ha annunciato anche l'adozione di una nuova Strategia per il Suolo nel 2021.

La Nuova Strategia per la Biodiversità è in linea con la Strategia *Farm to Fork* (Dal produttore al consumatore). Entrambe le Strategie indicano insieme il percorso da seguire nei prossimi anni, per garantire la transizione ecologica verso un sistema di produzione e consumo basato sull'uso sostenibile delle risorse e del territorio.

Presentata a maggio 2020 dalla Commissione Europea, insieme alla Strategia per la Biodiversità, la Strategia *Farm to Fork* ha come obiettivo anche la riduzione del 50% dell'uso dei pesticidi chimici entro il 2030, la riduzione delle perdite di nutrienti di almeno il 50% e la garanzia che non si verifichi un deterioramento della fertilità del suolo.

In tal modo, l'uso dei fertilizzanti sarà ridotto di almeno il 20% entro il 2030. Inoltre, la suddetta Strategia intende favorire la riduzione del 50% delle vendite di antimicrobici per gli animali da allevamento e per l'acquacoltura entro il 2030 e la destinazione di almeno il 25% della superficie agricola all'agricoltura biologica entro il 2030.

Gli strumenti economici principali a sostegno del passaggio verso sistemi alimentari sostenibili sarebbero la Politica Agricola Comune (PAC) e la Politica Comune della Pesca (PCP), ma altre risorse potranno venire dal Fondo *InvestEU* e da *Horizon Europe*. La Commissione propone, infatti, di investire 10 miliardi di euro del programma di finanziamento UE per la ricerca e l'innovazione per progetti in materia di: alimenti, bioeconomia, risorse naturali, agricoltura, pesca, acquacoltura e ambiente, nonché sull'uso delle tecnologie digitali e delle soluzioni basate sulla natura nel settore agroalimentare. Inoltre, gli investimenti ipotizzati si dovranno indirizzare su nuove metodologie di imballaggio e di trasporto di prodotti alimentari, al fine di abbattere le emissioni di CO_2, causa dell'inquinamento dell'aria, oltre ad avere un profondo impatto sulla Biodiversità.

La transizione dovrà essere sostenuta da una PAC incentrata sul *Green Deal*, al fine di migliorare l'efficienza e l'efficacia dei pagamenti diretti tramite il livellamento e l'erogazione più mirata del sostegno al reddito agli agricoltori che ne hanno bisogno, contribuendo al conseguimento degli obiettivi ambientali.

Sebbene la transizione dell'UE si indirizzi a sistemi alimentari sostenibili, per come sono oggi impostati i suddetti sistemi non sono sostenibili e risultano ancora adesso una delle principali cause dei cambiamenti climatici e del degrado ambientale. Pertanto, necessita, come precedentemente affermato, di una riduzione drastica di pesticidi, antimicrobici e fertilizzanti, potenziando l'agricoltura biologica, migliorando il benessere degli animali e, di conseguenza, invertendo la perdita di Biodiversità al fine di avere un'Unione climaticamente neutra.

La capacità degli Stati membri di garantire questo aspetto dovrà essere attentamente valutata nei piani strategici e monitorata durante tutto il processo di attuazione. L'analisi più recente della Commissione[26] giunge alla conclusione che la riforma ha effettivamente le potenzialità per contribuire al *Green Deal*, ma per venire incontro a tali obiettivi la Commissione formulerà ulteriori raccomandazioni, al fine di realizzare i nove obiettivi specifici della PAC, prima che le proposte di piani strategici siano formalmente presentate, considerando anche gli obiettivi della Strategia sulla Biodiversità per il 2030.

Le Strategie sinora descritte affrontano ulteriori problemi, quali il consumo del suolo, lo sfruttamento eccessivo delle risorse naturali terrestri e marine, nonché la presenza nociva di specie esotiche invasive. Propongono, tra l'altro, di stabilire obiettivi vincolanti per ripristinare gli ecosistemi più danneggiati tra cui gli ambienti umidi e i corsi d'acqua migliorare la salute degli habitat e delle specie protette dell'UE. Una particolare attenzione viene posta alla esigenza di riportare gli impollinatori nei terreni agricoli al fine di promuovere la diversità genetica, ridurre l'inquinamento, riportare la natura nelle città grazie a significativi progetti di boschi urbani rafforzare l'agricoltura biologica, incentivare pratiche agricole rispettose della biodiversità, rendere più sane le foreste europee il tutto con la messa a dimora di tre miliardi di alberi.

Le foreste e i boschi coprono quasi la metà della superficie terrestre dell'UE, svolgono un ruolo fondamentale dato che garantiscono la mitigazione e l'adattamento al cambiamento climatico, forniscono molti servizi ecosistemici, contribuiscono allo sviluppo della bioeconomia circolare e determinano una significativa occupazione pari a circa 2,6 milioni di persone, in particolare nelle zone rurali.

Durante la tornata di ottobre 2020, il Parlamento europeo ha approvato una risoluzione[27] sulla Strategia Forestale europea, ambiziosa e forte oltre il 2020, in linea con il *Green Deal* europeo e le Strategie sinora descritte.

La nuova Strategia Forestale dell'UE, di prossima pubblicazione, è una delle numerose azioni previste nell'ambito del *Green Deal*. Nel contesto della crescente pressione sugli ecosistemi forestali dovuta ai cambiamenti climatici, la Strategia promuoverà la messa a dimora di miliardi di alberi per la tutela e il ripristino funzionale e strutturale delle foreste e delle filiere del legno al fine di potenziare e immagazzinare l'assorbimento di CO_2, migliorare la resilienza, promuovere la bioeconomia circolare e proteggere la Biodiversità.

Il Parlamento, inoltre, evidenzia il ruolo cruciale ricoperto dalla Politica Agricola Comune (PAC), da cui dipendono i finanziamenti per le misure forestali, sostenendo la necessità che i proprietari di terreni forestali, i quali applicano i principi della gestione sostenibile delle foreste, ottengano un migliore sostegno finanziario, compresi nuovi aiuti specifici per le aree Natura 2000 ed un equo compenso per le perdite economiche causate dall'adozione di misure di protezione. Infine, la nuova Strategia avrà per oggetto l'intero ciclo forestale e promuoverà i numerosi servizi ecologici e socioeconomici forniti.

Le posizioni già assunte a livello di istituzioni europee sulle politiche climatiche sono unanimi nel sostegno al conseguimento alla neutralità climatica al 2050, così come consolidato è l'orientamento alla riduzione delle emissioni di gas serra del 55% al 2030 da parte del Parlamento europeo, dal Comitato Economico e Sociale Europeo (CESE), e dal Comitato delle Regioni. In particolare, il Parlamento europeo, nella sua risoluzione del 14 marzo 2019 sul cambiamento climatico, ha posto l'obiettivo di azzerare le emissioni nette di gas a effetto serra entro il 2050[28]. Il Parlamento, in una successiva risoluzione, ha sottolineato che l'Unione, in quanto *leader* mondiale, e le altre importanti economie mondiali devono adoperarsi per conseguire quanto prima, e al più tardi entro il 2050, l'azzeramento delle emissioni nette di gas a effetto serra,[29] considerandola *un'emergenza climatica ed ambientale*[30].

Inoltre, la Commissione è stata esortata a effettuare una valutazione completa dell'impatto climatico e ambientale di tutte le proposte legislative e di bilancio pertinenti, nonché a garantire che queste siano pienamente in linea con l'obiettivo di contenere il riscaldamento globale entro 1,5°C e non contribuiscano alla perdita di Biodiversità. Lo stesso Parlamento ha invitato, poi, la Commissione a procedere ad una profonda riforma delle sue politiche di

[26] Documento di lavoro dei servizi della Commissione "Analysis of links between CAP Reform and Green Deal" (Analisi dei legami tra riforma della PAC e Green Deal) [SWD(2020) 93].

[27] https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2020-0257_EN.html

[28] Risoluzione del Parlamento europeo del 14 marzo 2019 sul cambiamento climatico: visione strategica europea a lungo termine per un'economia prospera, moderna, competitiva e climaticamente neutra in conformità dell'accordo di Parigi (2019/2582 (RSP)).

[29] Risoluzione del Parlamento europeo del 28 novembre 2019 sulla Conferenza delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici 2019 in programma a Madrid, Spagna (COP25) (2019/2712(RSP)).

[30] Risoluzione del Parlamento europeo del 28 novembre 2019 sull'emergenza climatica e ambientale (2019/2930(RSP)).

investimento nella direzione della sostenibilità nei settori dell'agricoltura, del commercio, dei trasporti, dell'energia e delle infrastrutture.

Nella sua Comunicazione sul *Green Deal* europeo, la Presidente della Commissione Europea ha delineato una strategia di crescita "mirata a trasformare l'UE in una società giusta e prospera, dotata di un'economia moderna, efficiente sotto il profilo delle risorse e competitiva che nel 2050 non genererà emissioni nette di gas a effetto serra e in cui la crescita economica sarà dissociata dall'uso delle risorse". Tale orientamento ha trovato conferma nelle Conclusioni del Consiglio europeo del 12 dicembre 2019, con il supporto esplicito del Governo italiano.

Con la risoluzione del 15 gennaio 2020 sul *Green Deal* europeo, il Parlamento ha auspicato la realizzazione della transizione, ormai indispensabile, verso una società climaticamente neutra entro il 2050 al più tardi, augurandosi che possa diventare un successo europeo[31].

Conseguentemente, il Consiglio europeo ha posto, tra le quattro priorità principali della sua agenda strategica 2019-2024[32], la costruzione di un'Europa a impatto climatico zero, verde, equa e sociale.

L'Italia sta lavorando al rilancio dell'economia nazionale post-emergenza senza perdere di vista la sfida della transizione energetica, mettendo al centro la decarbonizzazione in linea con i principi ispiratori del "Green Deal" europeo. Questo approccio sottende sia il lavoro che si sta portando avanti per predisporre il PNRR, sia le prime misure già messe in campo come risposta immediata alla drammatica situazione economica che si è innescata con il lock-down.

È però importante sottolineare che questo slancio verso la sostenibilità ha una sua solida base programmatica e politica, dapprima e al di là dell'emergenza economico-sanitaria che affrontiamo: in proposito, sono significativi gli obbiettivi e le misure energetico-ambientali previste dal Governo per i prossimi dieci anni incardinati nel Piano nazionale integrato energia e clima (PNIEC) inviato a Bruxelles alla fine del 2019.

In linea con il regolamento sulla *governance* dell'Unione dell'energia e dell'azione per il clima, i Piani Nazionali dell'energia e del clima hanno previsto contributi nazionali ambiziosi al conseguimento degli obiettivi dell'UE. La Commissione ha valutato il livello di ambizione dei piani nazionali e la necessità di ulteriori misure, qualora il livello individuato non sia stato ritenuto sufficiente. Ciò contribuirà al processo per rendere più ambiziosi gli obiettivi 2030 in materia di clima, in relazione al quale, entro giugno 2021, la Commissione riesaminerà e, se necessario, proporrà di rivedere la pertinente normativa in materia di clima ed energia. L'aggiornamento dei piani nazionali per l'energia e il clima da parte degli Stati membri, dovrà altresì tener conto dei nuovi obiettivi che verranno declinati a seguito dell'adozione della Legge Clima a livello europeo.

1.2 La nuova Strategia UE sulla Biodiversità per il 2030 e il *Knowledge Centre for Biodiversity*

La biodiversità è essenziale non solo per il pianeta, ma anche per la nostra vita e la nostra economia. Quando viene mantenuta in salute, la natura ci fornisce cibo, protezione, medicine e materie prime, oltre a servizi ricreativi e benessere. Grazie agli ecosistemi otteniamo molti servizi per noi irrinunciabili, come la depurazione dell'aria che respiriamo e dell'acqua che beviamo, la trasformazione dei rifiuti in risorse che possiamo riutilizzare, la regolazione del clima, l'impollinazione e la fertilizzazione del suolo. La recente pandemia di Covid-19 ha mostrato inoltre come il non rispetto della natura possa avere conseguenze disastrose sulla nostra salute e sulla nostra economia, e come la biodiversità sia determinante per la nostra capacità di resistenza e resilienza.

Tutti i più importanti recenti rapporti scientifici internazionali confermano la centralità del valore fondamentale della natura per garantire la salute, il benessere e lo sviluppo umano[33].

[31] https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2020-0005_IT.pdf
[32] https://www.consilium.europa.eu/media/39951/20-21-euco-final-conclusions-it.pdf
[33] Basti ricordare il "Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services" realizzato dall'IPBES – Intergovernamental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (https://ipbes.net/global-assessment) e il "Global Environment Outlook 6", che si intitola non a caso "Healthy Planet, Healthy People" dell'UNEP, il Programma Ambiente delle Nazioni Unite (https://www.unenvironment.org/resources/global-environment-outlook-6), entrambi pubblicati nel 2019.

La tutela degli ecosistemi e della biodiversità ricopre un ruolo chiave nell'attuazione della politica europea di crescita sostenibile nel contesto del *Green Deal* (paragrafo 1.1). La nuova Strategia Europea si inserisce, inoltre, nel contesto globale delineato dall'Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile, dall'accordo di Parigi sui cambiamenti climatici e dal futuro Quadro Globale sulla Biodiversità Post-2020 della CBD, al fine di contribuire agli ambiziosi obiettivi globali di conservazione della biodiversità, ponendosi l'obiettivo di riportare la biodiversità sulla via della ripresa entro il 2030.

È ormai chiaro come la salvaguardia della biodiversità e del capitale naturale sia di primaria importanza per il raggiungimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile. Nell'ambito dei 17 *SDG* dell'Agenda 2030 delle Nazioni Unite, infatti, il raggiungimento degli obiettivi ambientali (*biosphere*) è considerato una condizione necessaria per il raggiungimento di tutti gli altri[34].

È a partire da queste considerazioni che nasce la nuova Strategia Europea sulla Biodiversità per il 2030 "Riportare la natura nella nostra vita"[35] che in sintesi è ricordare che l'uomo è parte integrante della natura. Presentata a maggio del 2020 dalla Commissione Europea e approvata il 23 ottobre dal Consiglio Ambiente[36], è lo strumento sviluppato dall'Unione Europea per fronteggiare e arrestare il declino della biodiversità che procede ad un tasso sempre più preoccupante a causa dell'impatto non sostenibile delle attività umane.

La Strategia al 2030 è uno strumento fortemente rinnovato rispetto alla Strategia precedente, relativa al decennio 2010-2020. I quattro pilastri su cui è costruita (paragrafo 1.1) sono associati ad obiettivi specifici, misurabili, con un orizzonte temporale definito. Gli obiettivi saranno implementati attraverso specifiche azioni, in via di definizione[37], di cui sarà possibile monitorare lo stato di attuazione, con l'individuazione di eventuali azioni correttive, anche attraverso l'uso di un insieme di indicatori.

Si riportano di seguito i principali impegni previsti dalla Strategia:

1. *Una rete coerente di aree protette*. Il primo degli obiettivi per il prossimo decennio è quello di estendere la rete di aree protette, che allo stato attuale si è rivelata insufficiente a tutelare adeguatamente la biodiversità. A questo scopo l'Europa si impegna a proteggere almeno il 30% della superficie terrestre e il 30% di quella marina; di questo 30% almeno il 10% va protetto in modo rigoroso. Particolare attenzione è posta alle zone ad alto potenziale di biodiversità, alle foreste (primarie o antiche o vetuste, di protezione, mature) e agli altri ecosistemi ricchi di carbonio (es. torbiere, pascoli, zone umide, mangrovie, praterie oceaniche).

A tal fine saranno identificate nuove aree da includere nella rete Natura 2000 o da sottoporre ad altri regimi di tutela, alle quali associare chiari obiettivi e misure di conservazione. Inoltre, verrà realizzato un sistema di corridoi ecologici per connettere la rete di aree protette e favorire il flusso genico. I corridoi ecologici, oltre a migliorare la struttura e la funzionalità del capitale naturale, contribuiranno in modo essenziale a migliorare le relazioni ecologiche, sociali, culturali ed economiche tra le aree protette.

2. *Ripristinare gli ecosistemi terrestri e marini*. La natura si trova oggi in uno stato per cui le sole misure di protezione non sono più sufficienti ad assicurarne la salute a lungo termine. Per questo motivo l'Europa si impegna a mettere in atto un nuovo, ambizioso piano di recupero e ripristino degli ecosistemi non solo nelle aree protette ma anche e soprattutto al di fuori di esse, con impegni su molteplici fronti. Qualsiasi intervento di ripristino in generale è in realtà un piano articolato e complesso che prevede una serie di azioni di conservazione attiva finalizzate in primo luogo a riqualificare le aree che ospitano gli ecosistemi degradati eliminando i fattori di pressione e di inquinamento che hanno determinato il degrado. Successivamente si potrà attivare una fase di recupero che vede come soggetto attivo del ripristino finale la dinamica attiva e positiva dell'ecosistema stesso.

In primo luogo, il piano prevede il rafforzamento del quadro giuridico dell'UE per il ripristino della natura, attualmente lacunoso, ad esempio tramite l'introduzione di obiettivi di ripristino giuridicamente vincolanti.

[34] Stockholm Resilience Centre https://www.stockholmresilience.org/research/research-news/2016-06-14-how-food-connects-all-the-sdgs.html, e vedasi Folke, C., R. Biggs, A. V. Norström, B. Reyers, and J. Rockström. 2016. Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. Ecology and Society 21(3):41.

[35] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1590574123338&uri=CELEX%3A52020DC0380

[36] https://www.consilium.europa.eu/it/press/press-releases/2020/10/23/council-adopts-conclusions-on-the-eu-biodiversity-strategy-for-2030/

[37] Information note: EU-level actions to deliver the EU Biodiversity Strategy for 2030. 29th meeting del CGBN Coordination Group for Biodiversity and Nature 25-26/11/2020. https://circabc.europa.eu/ui/group/6f30d1d2-d6f2-4c6e-a4dc-1feb66201929/library/2fcb4377-330b-4cd1-bc62-9252b7c6993c/details

Entro il 2030 saranno riqualificate e ripristinate vaste superfici di ecosistemi degradati e ricchi di carbonio, sarà impedito il deterioramento dei *trend* e dello stato di conservazione di specie, habitat ed ecosistemi, sarà assicurato che almeno il 30% delle specie, habitat ed ecosistemi converta il proprio stato di conservazione a soddisfacente o mostri una netta tendenza positiva rispetto al livello attuale di vulnerabilità.

Il piano pone grande attenzione alle aree agricole, centrali per la nostra economia, dove la tutela della biodiversità risulta strettamente associata alla produzione di alimenti sicuri, nutrienti e sostenibili. L'obiettivo è di riportare la natura al loro interno, attraverso il sostegno e l'incentivazione di pratiche agricole sostenibili, in modo strettamente connesso con la Strategia *Farm to Fork* (Paragrafo 1.1). Saranno adottati provvedimenti per arrestare e invertire il *trend* di declino degli impollinatori, per ridurre l'uso dei pesticidi chimici, per favorire elementi del paesaggio ad elevata biodiversità (boschi, cespuglieti, aree aperte, ambienti umidi), per aumentare la diffusione dell'agricoltura biologica e delle pratiche agro-ecologiche funzionali anche alla riduzione degli impatti legati alla zootecnia.

Tema correlato è quello della riduzione dell'inquinamento causato dal rilascio di sostanze pericolose per la biodiversità e la nostra salute, tra cui fertilizzanti chimici, pesticidi, prodotti farmaceutici, sostanze chimiche pericolose, acque reflue urbane e industriali. A tal fine uno degli obiettivi prioritari previsto dalla Strategia è quello di ridurre di almeno il 20% l'uso dei fertilizzanti così da dimezzare la perdita di nutrienti inquinanti nell'ambiente.

La Strategia include inoltre impegni volti a proteggere e ripristinare la naturale fertilità del suolo, ridurne l'erosione, aumentarne la materia organica, bonificare i suoli contaminati.

Tra gli ecosistemi terrestri le foreste occupano nella strategia un ruolo centrale, con l'impegno ad aumentarne l'estensione e a migliorarne qualità e resilienza, ad esempio attraverso l'ambizioso obiettivo di mettere a dimora almeno 3 miliardi di alberi entro il 2030, nel rispetto delle condizioni ecologiche coerenti con la flora legnosa autoctona e con la vegetazione naturale potenziale locale.

Legato al tema delle foreste vi è quello della decarbonizzazione del sistema energetico e il passaggio all'utilizzo di energia proveniente da fonti rinnovabili, nell'ambito della lotta ai cambiamenti climatici e alla perdita di biodiversità. Per la produzione di energia saranno favorite soluzioni *win-win* come l'energia marina, l'eolico in mare, i parchi solari purché rispettosi della biodiversità e delle valenze paesaggistiche, la bioenergia sostenibile. Il processo prevede inoltre l'elaborazione di linee guida sui nuovi criteri di sostenibilità della biomassa forestale usata per la produzione di energia legata esclusivamente ai residui delle lavorazioni e delle pratiche agricole e forestali.

Obiettivi di ampliamento e miglioramento riguardano anche gli spazi verdi delle aree urbane e periurbane, ad esempio tramite l'adozione, nelle città con almeno 20.000 abitanti, di piani di recupero del verde urbano al fine di aumentare le superficie destinate a boschi, siepi, aree aperte, alberate, parchi, giardini e altre strutture verdi. Sarà inoltre necessario aumentare le connessioni tra i vari elementi del verde urbano e migliorare la qualità ecologica limitando le pratiche dannose per la biodiversità, come l'uso dei pesticidi, la falciatura eccessiva e una manutenzione non idonea alle esigenze delle piante e della ricca fauna urbana. Nel nostro Paese da circa due anni è stata promossa la Strategia Nazionale del verde Urbano elaborata dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Questa Strategia prevede un significativo ampliamento delle aree verdi, la realizzazione di foreste urbane e la progressiva riduzione delle superficie impermeabilizzate. Tutto ciò per migliorare gli effetti positivi dei servizi ecosistemici tra cui, in particolare, ridurre l'assorbimento della CO_2, rimuovere significative quantità di polveri sottili e mitigare gli effetti del cambiamento climatico. È in atto in Italia un programma finalizzato alla realizzazione di foreste urbane nelle aree metropolitane con un investimento per il biennio 2020 e 2021 di 30 milioni di euro.

Per rafforzare il quadro esistente sulla tutela delle acque, la strategia intende aumentare gli sforzi volti a ripristinare gli ecosistemi di acqua dolce e le funzioni naturali dei fiumi, principalmente attraverso la rimozione delle barriere e il ripristino delle pianure alluvionali, ristabilendo lo scorrimento libero di almeno 25.000 km di fiumi entro il 2030. Anche in questo caso per il nostro Paese si tratta di un obiettivo assolutamente prioritario dato che gli ecosistemi ripariali o legati agli ambienti umidi sono praticamente in via di estinzione. In Italia si tratta di recuperare la conformazione geomorfologica degli alvei fluviali per favorire lo scorrimento in superficie delle acque e, allo stesso tempo, recuperare ambiti territoriali da destinare alla basilare funzione di "cassa di espansione".

Per quanto riguarda gli ecosistemi marini, la cui salute è strettamente legata alla prosperità sociale ed economica delle comunità costiere, l'Unione si impegna a ridurre in modo sostanziale gli effetti negativi della pesca e delle

attività estrattive sulle specie e gli habitat sensibili, così che essi possano tornare ad un buono stato ecologico, e a ridurre le catture di specie non target in via di estinzione ad un livello che consenta il recupero delle loro popolazioni e la loro conservazione. Anche in questo caso nel nostro Paese si tratta di recuperare e ripristinare vaste aree del settore costiero marino e terrestre. Quanto detto in precedenza per gli ecosistemi legati agli ambienti umidi in termini di elevata vulnerabilità è valido anche in questo caso, dato che spesso il livello di artificializzazione della costa supera il 20%.

A completare il quadro sul ripristino ambientale viene infine trattato il tema delle specie esotiche invasive, causa di notevoli danni agli ecosistemi naturali, all'economia e alla salute dell'uomo; a questo riguardo l'impegno è di gestire (mediante eradicazione e controllo) le specie esotiche invasive così da ridurre del 50% il numero di specie autoctone da esse minacciate.

3. *Creare le condizioni per un cambiamento profondo*. L'attuazione degli impegni sulla tutela e sul ripristino strutturale e funzionale degli ecosistemi naturali e seminaturali non potrà tuttavia essere realizzato senza modificare profondamente il contesto legislativo e socioeconomico europeo. A questo proposito, cruciale sarà l'introduzione di un nuovo quadro europeo per la *governance* della biodiversità, che preveda la definizione chiara di obblighi e scadenze e che includa un sistema di indicatori atti a monitorare, ed eventualmente correggere, l'attuazione degli impegni. Analogamente, la strategia sottolinea che il capitale naturale non potrà davvero essere protetto e ripristinato se non verrà rafforzata l'attuazione e l'applicazione della legislazione ambientale dell'UE, costituita da un quadro solido ma ancora non pienamente applicato.

Centrale per il raggiungimento degli obiettivi per il 2030 sarà l'adozione di un approccio integrato e che coinvolga tutti i settori della società e dell'economia, incoraggiando le imprese e le autorità pubbliche ad includere le valutazioni sulla biodiversità nei loro processi decisionali, e prevedendo tra le altre cose lo sblocco di almeno 20 miliardi di euro all'anno da destinare alla natura.

4. *L'Unione Europea come punto di riferimento mondiale nell'impegno ad affrontare la crisi mondiale della biodiversità*. La strategia al 2030, oltre a guidare le future politiche europee nella protezione della natura, con i suoi ambiziosi impegni costituisce uno strumento all'avanguardia con cui l'Europa intende partecipare ai negoziati internazionali per la definizione del nuovo Quadro mondiale post-2020 sulla biodiversità, in occasione della conferenza delle parti della convenzione sulla diversità biologica prevista nel 2021 in Cina (si veda il paragrafo 1.3).

La strategia al 2030 sottolinea che, per essere efficaci, gli sforzi per la tutela della biodiversità dovranno basarsi su solide conoscenze scientifiche; saranno quindi fondamentali gli investimenti nella ricerca e nell'innovazione. Tra le iniziative in tal senso, si menzionano il programma di ricerca strategica a lungo termine per la biodiversità che sarà introdotto nell'ambito del futuro programma *Horizon Europe*, e il *Knowledge centre for Biodiversity*[38], istituito in cooperazione con l'Agenzia europea dell'ambiente presso il *Joint Research Centre* della Commissione Europea.

Il *Knowledge centre for Biodiversity* costituirà uno sportello unico per accedere alle più moderne evidenze scientifiche sulla protezione degli ecosistemi naturali. Il Centro avrà il compito di mettere a disposizione le informazioni scientifiche più aggiornate sulla biodiversità e sull'impatto delle politiche ad essa collegate; sarà anche una interfaccia per promuovere lo scambio interdisciplinare affinché i risultati della ricerca possano essere messi a sistema e canalizzati a sostegno delle politiche europee. Inoltre, costituirà una piattaforma dove sarà possibile monitorare l'implementazione della Strategia europea sulla biodiversità.

1.3 Verso la 15° Conferenza delle Parti della Convenzione internazionale sulla Biodiversità (CBD) e il nuovo Quadro Globale per la Biodiversità post-2020 (GBF)

Le evidenze e le indicazioni della scienza

Il rapporto di valutazione sullo stato della biodiversità globale dell'*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), la massima autorità scientifica al mondo su natura e biodiversità conferma la convinzione di numerosi scienziati secondo i quali, l'attuale tasso di estinzione di specie e sottospecie è da cento a mille volte superiore alla media delle estinzioni della storia del pianeta, concludendo che siamo di fronte alla sesta

[38] https://knowledge4policy.ec.europa.eu/biodiversity_en

grande estinzione di massa (Barnosky *et al.*, 2011; Pimm *et al.*, 2014; Ceballos *et al.,* 2015; Hull, 2015), con la differenza che in questo caso le attività umane ne sono il motivo principale.

Pur segnalando importanti progressi per conservare la natura e numerose storie di successo in ogni regione del globo, tra cui quelle che hanno sottratto all'estinzione decine e decine di specie simbolo della conservazione, l'IPBES rileva anche che gli obiettivi globali per conservare e utilizzare in modo sostenibile la natura non possono essere soddisfatti dalle attuali tendenze, e che gli obiettivi di cui la comunità internazionale si è data per il 2030 e il 2050 possono essere raggiunti solo attraverso cambiamenti trasformativi in ambito economico, sociale, politico tecnologico.

A conferma del drammatico quadro dipinto dall'IPBES è arrivata a metà settembre del 2020 la quinta edizione del report *Global Biodiversity Outlook* delle Nazioni Unite (GBO-5, 2020). Il GBO-5, che si basa sulle comunicazioni fornite dai Paesi firmatari della Convenzione ONU per la diversità biologica (CBD), ha rilevato che la comunità internazionale non ha raggiunto nessuno dei 20 obiettivi (noti come *Biodiversity Aichi Targets*) del Piano strategico mondiale per la biodiversità per il periodo 2011-2020.

I rapporti GBO-5 e IPBES affermano che l'allarmante tendenza alla perdita di biodiversità sta mettendo in pericolo le economie, i mezzi di sussistenza, la sicurezza alimentare e la qualità della vita delle persone in tutto il mondo. Il GBO-5 e il rapporto IPBES ritengono inoltre che il mancato intervento per contrastare la perdita dei sistemi di supporto del pianeta ai bisogni umani potrebbe minare gli obiettivi dell'accordo di Parigi sulla crisi climatica e gli obiettivi per lo sviluppo sostenibile (*Sustainable Development Goals*, o SDG) dell'Agenda 2030 delle Nazioni Unite, approvati nel 2015.

L'IPBES conclude che l'eventualità di costruire un futuro in cui si potrà "vivere in armonia con la natura" e in cui "entro il 2050, la biodiversità è valorizzata, conservata, restaurata e sapientemente utilizzata, mantenendo i servizi ecosistemici, sostenendo un pianeta sano e offrendo benefici essenziali per tutte le persone del mondo" (CBD, 2010)[39] dipende dalla capacità di mettere in campo le più avanzate e solide acquisizioni scientifiche, le più efficaci tecniche e tecnologie disponibili, al fine di dispiegare il potenziale offerto da un cambiamento trasformativo («*transformational change*» o «*trasformative change*»). Questo cambiamento è definito dall'IPBES come «la fondamentale, sistemica, riorganizzazione dei fattori tecnologici, economici e sociali, nonché dei paradigmi, degli obiettivi e dei valori». L'IPBES aggiunge che questo cambiamento richiede l'acquisizione di una molteplicità di innovazioni sociali nei settori delle tecnologie, dei processi di produzione, dei prodotti di consumo, del quadro normativo e regolatorio, degli incentivi e dei processi partecipativi, che nel complesso siano in grado di trasformare il modo in cui operano i sistemi socio-tecnici e socio-ecologici e il modo e l'intensità con cui impattano sull'ambiente.

Il Gruppo di lavoro sul quadro globale per la Biodiversità per il post-2020

Prima ancora della pubblicazione dei rapporti IPBES e del GBO-5, la quarta edizione del GBO e una vasta serie di studi indipendenti avevano evidenziato che gli sforzi internazionali per raggiungere gli *Aichi Biodiversity Targets* erano insufficienti e inefficaci, e che il declino della integrità biologica del pianeta continuava il suo corso. Alla luce di questi segnali negativi, nel 2017 i delegati dell'organismo sussidiario di consulenza scientifica, tecnica e tecnologica (*Subsidiary Body for Scientific, Technical and Technological Advice*, in breve SBSTTA) della CBD adottarono un documento con una serie di raccomandazioni per stimolare i Paesi a rafforzare le azioni e le misure per il raggiungimento degli obiettivi di Aichi e per preparare un nuovo framework globale per la biodiversità (*Global Biodiversity Framework* per il post-2020, in breve GBF) (SBSTTA, 2018).

Per dare seguito alle raccomandazioni del SBSTTA, nel 2018, la 14ª sessione della Conferenza delle Parti della CBD (COP-14) avviò un nuovo ciclo di negoziati imperniati su un gruppo di lavoro inter-sessione (*Open-ended inter-sessional Working Group* (OEWG) istituito in quella occasione (CBD, 2018). Nel corso della COP-14 i Paesi approvarono anche gli *elementi* e i *princìpi* che avrebbero dovuto guidare il processo scientifico e negoziale per la costruzione del GBF per il post-2020, coinvolgendo direttamente i portatori di interesse (popoli indigeni e comunità locali, società civile, imprese, ecc.), secondo uno spirito «partecipativo, consultivo, inclusivo e trasparente», con lo scopo di:

[39] Il motto "Living in Harmony with Nature" rappresenta la *vision* del Piano Strategico per la Biodiversita per il periodo 2011-2020 e gli Aichi Biodiversity Targets (https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-en.pdf).

- sviluppare un piano strategico globale post-2020 *ambizioso*, in linea con la Visione 2050 della Convenzione "Vivere in Armonia con la Natura", giuridicamente vincolante in termini di reporting, *review* e strumenti per la sua attuazione;
- contribuire al raggiungimento dei 17 Obiettivi per lo Sviluppo Sostenibile dell'Agenda 2030 dell'ONU;
- sostenere la convenzione di Rio e gli altri trattati e accordi internazionali che hanno un nesso con la biodiversità, tra cui l'Accordo di Parigi approvato nell'ambito della Convenzione ONU sui Cambiamenti Climatici e il Sendai Framework per la riduzione dei rischi legati ai disastri naturali.

Nelle intenzioni del Segretariato della CBD, il nuovo *framework* globale per la conservazione della biodiversità doveva concentrarsi, riproponendo lo stile dell'Accordo di Parigi sui cambiamenti climatici, su una serie ristretta di obiettivi e traguardi che fossero espliciti, misurabili, raggiungibili, rilevanti e circoscritti nel tempo (in inglese viene usato l'acronimo SMART, costruito con le iniziali di *specific*, *measurable*, *achievable*, *relevant* e *time-bound*).

Per l'identificazione degli obiettivi generali del GBF si voleva fare in modo che i governi indirizzassero le politiche e le misure di conservazione della natura sui fattori diretti e indiretti che secondo l'IPBES (2019) e l'UNEP (2019) sono alla radice del declino della biodiversità e della natura, agevolando le condizioni favorevoli e sostenendo le modalità, i meccanismi e gli strumenti di pianificazione e di responsabilità da parte dei decisori politici.

La bozza zero del GBF post-2020, predisposta dal gruppo di lavoro a seguito della prima riunione tenuta a Nairobi ad agosto 2019, e discussa durante la seconda riunione, tenutasi a Roma a febbraio 2020, elencava 5 obiettivi principali da raggiungere entro il 2050. Ad ognuno dei 5 obiettivi erano associati 20 target per il 2030 che dovevano servire come pietre miliari verso gli obiettivi al 2050. Il testo negoziale è stato accolto con un certo favore da gran parte dei Paesi, ritenendolo un buon punto di partenza per un accordo realistico ma ambizioso, che lasciava ben sperare nel prosieguo del processo.

Il *Super Year for Biodiversity* e il COVID-19

La pubblicazione del rapporto IPBES nel 2019 e la crescente evidenza scientifica della gravità della crisi della natura hanno contribuito a porre la conservazione della biodiversità tra le priorità dell'agenda politica internazionale, dando vigore e *momentum* al processo negoziale della CBD e giungere all'approvazione del GBF.

Il 2020, doveva essere l'anno che chi ha a cuore le sorti della natura e della biodiversità stavano aspettando: il *Super Year for Biodiversity*, come lo aveva definito l'ONU.

Un fitto calendario di incontri negoziali e politici di alto livello, eventi scientifici e celebrativi sulla biodiversità, avrebbe dovuto culminare con l'adozione del GBF Post-2020, che avrebbe impegnato i governi delle 194 nazioni che hanno sottoscritto la CBD ad una serie di obiettivi e traguardi per arrestare e invertire il declino della natura. L'approvazione di questo accordo doveva avvenire in occasione della COP-15 della CBD che si sarebbe dovuta svolgere a Kunming (Cina) alla fine del 2020.

Sfortunatamente l'emergenza COVID-19 ha sconvolto l'agenda politica mondiale, facendo passare in secondo piano la crisi della biodiversità (oltre che dei cambiamenti climatici e di quelli ambientali) invalidando il calendario previsto dal segretariato della CBD. Molti degli incontri e degli eventi previsti sono stati rinviati o annullati, interrompendo il percorso politico, scientifico e negoziale verso il nuovo accordo.

Una prima forte reazione per ridare centralità al tema della conservazione della biodiversità nell'agenda politica internazionale è arrivata dalla comunità scientifica e, nello specifico, ancora dall'IPBES, che in maggio ha progettato la redazione di un rapporto speciale sui nessi tra perdita di biodiversità e rischi da pandemie. Il rapporto, pubblicato nell'ottobre del 2020, ha evidenziato drammaticamente come le crescenti occasioni di interfaccia tra vita selvatica e umana (legate alla distruzione e frammentazione degli habitat, all'aumento delle attività di allevamento zootecnico, alla diffusione di specie aliene, al commercio illegale di animali selvatici) rappresentino una seria minaccia per la salute pubblica e i mezzi di sussistenza. Con questo rapporto IPBES ha fornito una chiara dimostrazione di come ignorare la crisi della biodiversità porti a conseguenze sociali ed economiche disastrose non prevedibili, e persino provocare la perdita di milioni di vite umane. In definitiva, il rapporto IPBES ha ribadito l'importanza della conservazione della natura anche al fine di preservare il servizio che la biodiversità ci offre in termini di protezione contro le malattie infettive e ha invitato la comunità mondiale a lavorare per un piano ambizioso per la conservazione della biodiversità, estendendo il concetto di salute che include non solo la salute animale e umana, ma anche la salute globale del pianeta (*One Health Approach*).

Ad agosto 2020, sulla base delle discussioni, dei contributi e dei commenti alla bozza zero da parte dei governi e dei portatori di interesse coinvolti nel processo del GBF, è stata pubblicata una versione aggiornata della stessa bozza, con significative variazioni rispetto alla bozza presentata a Roma (CBD, 2020)[40]. La bozza aggiornata di GBF prevede ora quattro obiettivi principali per il 2050: 1) aumentare l'area, la connettività e l'integrità degli ecosistemi naturali sostenendo popolazioni sane e resilienti di tutte le specie, riducendo il numero di specie minacciate e mantenendo la diversità genetica; 2) valorizzare, mantenere o migliorare i contributi della natura alle persone attraverso la conservazione e l'uso sostenibile a sostegno dell'agenda per lo sviluppo globale a beneficio di tutte le persone; 3) condividere i vantaggi derivanti dall'utilizzo delle risorse genetiche in modo giusto ed equo; 4) rendere disponibili mezzi di attuazione per raggiungere tutti gli obiettivi e i traguardi del *framework*.
A ciascuno degli obiettivi sono associate due tappe intermedie e 20 *target* operativi per il 2030 raggruppati in 3 categorie:

a) riduzione delle minacce, dove per minacce si intendono quelle indicate dall'IPBES: distruzione e degradazione degli habitat, inquinamento, sovra-sfruttamento delle risorse naturali, diffusione di specie aliene invasive, cambiamenti climatici (6 *target*);

b) uso sostenibile e condivisione dei benefici (5 *target*)

c) strumenti (9 *target*)

La Teoria del Cambiamento del *Global Biodiversity Framework*

Il GBF per il post-2020 definisce un piano ambizioso per realizzare una trasformazione del rapporto tra la società e la biodiversità e per garantire che entro il 2050 si realizzi la visione condivisa di «Vivere in armonia con la natura».

Il *framework* mira a stimolare un'azione urgente e trasformativa da parte dei governi e di tutta la società, comprese le popolazioni indigene e le comunità locali, la società civile e le imprese, per raggiungere i risultati e contribuire agli obiettivi della CBD e degli altri accordi, processi e strumenti multilaterali relativi alla biodiversità.

La teoria del cambiamento è complementare e di supporto all'Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile. Essa prende in considerazione anche le strategie e gli obiettivi a lungo termine di altri accordi ambientali multilaterali, comprese le convenzioni relative alla biodiversità, ai cambiamenti climatici, alla desertificazione e ai Principi Forestali, per garantire l'erogazione sinergica dei benefici di tutte le convenzioni e i relativi accordi per il pianeta e le persone.

È evidente, infatti, che gli interventi indirizzati al perseguimento di uno o più obiettivi rischiano non solo di avere effetti negativi su altri, ma anche di perdere le opportunità di stabilire sinergie e gestire compromessi (Tallis et al., 2018). In questo senso gli esempi non mancano: mitigare il cambiamento climatico tramite la geoingegneria potrebbe minacciare altri obiettivi di sostenibilità attraverso una distribuzione ineguale dei costi e la generazione di conflitti tra Paesi (Ciccarese, 2017); sviluppare la bioenergia tramite vasti programmi di colture erbacee o legnose dedicate potrebbe averte effetti significativi sulla biodiversità e sottrarre territorio alla produzione alimenti e fibre. (ISPRA, 2014). Allo stesso modo, la produzione alimentare intensiva pone rischi per la biodiversità, alimenta il deflusso dei nutrienti verso i mari, innescando la formazione di zone ipossiche marine e conseguenti perdite per la pesca, e richiede enormi quantità di risorse idriche da alterare i cicli idrologici in generale e gli ecosistemi acquatici terrestri in particolare (planetary boundaries).

[40] https://www.cbd.int/doc/c/3064/749a/0f65ac7f9def86707f4eaefa/post2020-prep-02-01-en.pdf

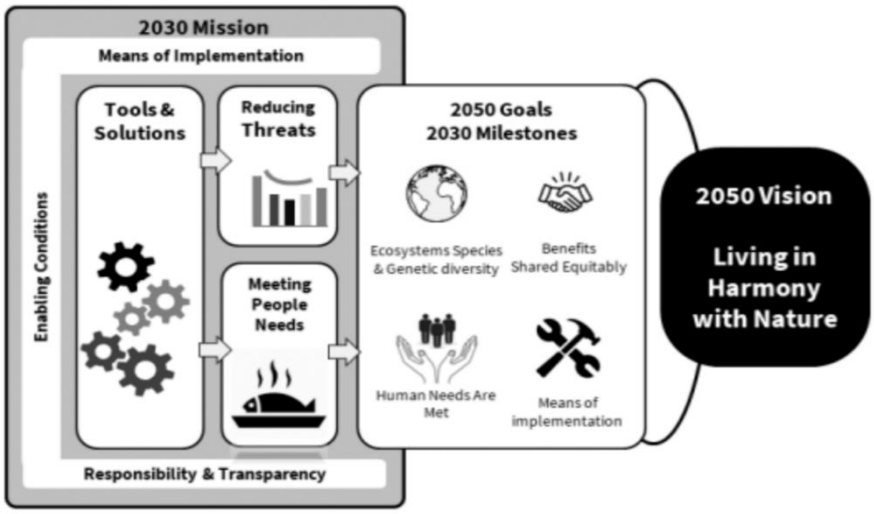


Figura 2. Teoria del cambiamento del *framework* globale per la biodiversità per il post 2020.

Verso un «cambiamento trasformativo»

La consapevolezza della necessità di un cambiamento trasformativo ha dato ai negoziati del GBF per il post 2020 un senso di urgenza e di intenzioni e ha posto una sfida per capire *come* tale cambiamento trasformativo potrà essere realizzato, *come* dovrà essere incorporato nel GBF per il post 2020 e, di conseguenza, *come* potrà essere utilizzato a livello di *governance* globale per determinare una massa critica di attività e attori in grado di trasformare i comportamenti e le visioni del mondo.

In questo senso una quantità crescente di letteratura, in particolare dalle scienze sociali e umane (finora tenuta ai margini del dibattito scientifico e politico-negoziale sulla biodiversità), è resa disponibile sulle sfide e sulle opportunità per trasformare in azioni concrete il cambiamento trasformativo, non solo in termini astratti e teorici, ma anche attraverso esempi pratici (Jenkowitz *et al.*, 2017).

Alcuni osservatori e analisti ritengono che il cambiamento trasformativo possa essere realizzato semplicemente aumentando il numero delle iniziative di sostenibilità già attuate (UNEP, 2019). Su questa posizione sembra orientarsi il negoziato sul GBF per il post-2020. Sebbene siano stati compiuti importanti passi in avanti, la versione aggiornata della bozza zero del GBF continua ritenere il cambiamento trasformativo come qualcosa che dipende dagli obiettivi ambiziosi che saranno approvati e dalla conseguente, corretta, attuazione a scala nazionale. Altri, viceversa, incluso gli autori del rapporto di valutazione dell'IPBES (2019), hanno rappresentato una posizione molto distante (Chan *et al.,* 2019; IPBES, 2019b; Kok *et al.*, 2020), ritenendo che per affrontare la perdita dell'integrità biologica del pianeta, nella sua complessità socio-ecologica, l'attenzione non deve limitarsi — come è stato fatto negli ultimi due decenni — ai *fattori diretti* (*direct drivers*) del cambiamento (come il cambiamento dell'uso della territorio e del mare e la degradazione degli habitat, lo sfruttamento diretto, il cambiamento climatico, l'inquinamento, le specie invasive, ecc.) e al loro controllo attraverso la definizione di *goal* e *target*. Viceversa, l'attenzione deve essere rivolta anche ai *fattori indiretti*. Questi fattori comprendono il patrimonio culturale immateriale, le istituzioni formali e informali, come norme, valori, regole e sistemi di *governance*, fattori demografici e socioculturali e fattori economici e tecnologici, che strutturano le attività economiche e generano i fattori diretti citati prima. È evidente che per arrestare e invertire il declino della biodiversità è necessario affrontare i fattori diretti, tuttavia essi resistono all'intervento perché sono alla base delle nostre attuali economie e istituzioni di *governance*. Pertanto, gli interventi suscitano spesso una notevole opposizione da parte di interessi acquisiti che beneficiano dello *status quo*, compresa l'esternalizzazione dei costi. In questo senso due concetti sono rilevanti per affrontare prioritariamente i *driver* indiretti: i punti di leva (dove intervenire per cambiare i sistemi socio-ecologici) e le leve (i mezzi per realizzare questi cambiamenti, intesi come approcci e interventi di *governance*). Entrambi i concetti hanno lo scopo di identificare quali cambiamenti, per quali variabili sociali, possono avere effetti positivi sui sistemi socio-ecologici.

Di fronte a tale scenario, quali sono i venti del cambiamento che possono portare l'energia necessaria per raggiungere i tre obiettivi della CBD, ossia la conservazione e l'uso sostenibile della biodiversità, l'accesso giusto

ed equo dei benefici che essa offre? Come può il GBF diventare un'occasione e uno strumento per un cambiamento strategico globale che coinvolge tutta la società? Come può essere migliorata l'attuale struttura del GBF e i suoi quattro *cluster* tematici per raggiungere i tre obiettivi della CBD? Inoltre, qual è il ruolo della comunicazione per sensibilizzare i cittadini di ogni parte del mondo e far crescere la consapevolezza tra i decisori politici e le imprese del ruolo della biodiversità per il benessere umano e un pianeta sano? É utile cambiare il linguaggio (a cominciare dal termine biodiversità e servizi ecosistemici, oscuri e ambigui ai più) e la narrativa e sviluppare strategie di comunicazione più efficaci per trasmettere messaggi chiari e semplici, nuovi *format* e *media* per raggiungere tutta la società?

Il GBF può rappresentare lo strumento di riferimento fondamentale per rimettere il mondo sulla buona strada per proteggere e ripristinare la biodiversità entro il 2030 in quanto può diventare la bussola per tutti i livelli di governo e tutti gli attori di tutta la società, guidando l'azione necessaria per il cambiamento trasformativo e fornendo un segnale per sapere se stiamo continuando sulla strada giusta.

Per poter realmente svolgere questo ruolo, il cambiamento trasformativo deve pervadere il GBF, in ogni suo elemento. Viceversa, è probabile che l'ambizione dichiarata delle Parti alla Convenzione di consentire un cambiamento trasformativo diffuso non sarà realizzata e gli obiettivi per la conservazione e l'utilizzo sostenibile della biodiversità non saranno raggiunti.

È evidente che questa trasformazione richiede una nuova visione del mondo che trascenda le divisioni politiche, economiche e culturali ed è catalizzata da un'ampia gamma di fattori abilitanti, inclusi i mezzi finanziari, le nuove tecnologie, le acquisizioni scientifiche e i saperi e le conoscenze delle popolazioni locali e dei popoli indigeni. La vasta gamma di fattori abilitanti necessaria per perseguire questo cambiamento richiede anche una gamma altrettanto ampia di attori e regole per consentire e incoraggiare la condivisione di esperienze, il trasferimento di tecnologia e i fondi per l'attuazione.

Questo cambiamento deve passare attraverso uno spostamento della nostra visione del mondo per vedere gli esseri umani non come una specie a sé stante ed egemone, ma parte del tessuto vivente di un pianeta sano. Come rifletteva Georgina Mace (2014) nel suo celebre articolo intitolato "*Ecology. Whose conservation*?", occorre spostare l'attenzione da una prospettiva potenzialmente troppo utilitaristica del *framing* teoretico che ha influito sulle strategie di conservazione nel decennio precedente, "*Nature for People*" (gestire la natura per massimizzare il valore complessivo della condizione umana) a una prospettiva più sfumata che riconosca le relazioni biunivoche e dinamiche tra persone e natura. Questo pensiero, che Mace aveva chiamato "*People and Nature*", sottolinea l'importanza delle strutture e delle istituzioni scientifiche e culturali per lo sviluppo di interazioni sostenibili e resilienti tra le società umane e l'ambiente naturale. Il *framing* "*People and Nature*" - che investe sia la scala locale sia quella globale e affonda le sue origini intellettuali nell'economia delle risorse, nelle scienze sociali e nell'ecologia teorica - rifiuta la relazione lineare caratteristica del *framing* "*Nature for People*", secondo una relazione molto più stratificata e multidimensionale tra umano e non umano.

Questo è effettivamente il fondamento del cambiamento trasformativo globale che coinvolge tutta la società (*whole-of-society approach*): allontanarsi dagli attuali modelli di produzione e consumo, riconoscere punti di vista diversi, comprese le conoscenze indigene e locali, della prima (delle scienze sociali e umane) e della seconda cultura (delle scienze naturali) e quelle delle comunità patrimoniali (in accordo con la Convenzione di Faro del 2005), e consentire il dialogo e partenariati con e tra la società civile e le organizzazioni non governative, il settore finanziario, industriale, commerciale, turistico, culturale, in un processo partecipativo e inclusivo, che faccia crescere la responsabilità politica e l'urgenza di agire per giungere —usando un'espressione della Convenzione per la Diversità Biologica— a "Vivere in Armonia con la Natura".

Capitolo 2. Aggiornamento sullo Stato del Capitale Naturale e Biodiversità In Italia

2.1 Gli esiti della valutazione della Strategia Biodiversità 2020

La necessità di preservare la biodiversità, quale componente essenziale del Capitale Naturale, sta diventando sempre più pressante e, negli ultimi anni, le politiche ambientali dell'UE e le strategie per la tutela della biodiversità si sono sempre più orientate verso una prospettiva sistemica, facendo così riferimento esplicito al Capitale Naturale. Le Strategie Europea e Nazionale per la Biodiversità al 2020 hanno considerato la biodiversità in tutti i suoi livelli di organizzazione, come parte fondamentale del Capitale Naturale per l'importanza dei servizi ecosistemici da essa derivanti, essenziali per il benessere dell'umanità.

Il presente Rapporto viene elaborato in un momento cruciale a livello europeo ed italiano per le politiche e le strategie inerenti alla biodiversità, poiché il 2020 costituisce un anno emblematico di verifica per diverse iniziative inerenti alla biodiversità.

A livello europeo nel 2020 sono stati portati a compimento la valutazione degli esiti della Strategia Europea per la Biodiversità per il 2020 e il IV ciclo di *Reporting* per le direttive Habitat e Uccelli, con la produzione e diffusione di importanti rapporti di sintesi che restituiscono il quadro della situazione attuale in Europa sullo stato di conservazione di specie e habitat di interesse comunitario e le minacce a cui sono soggetti (EEA, 2019; EEA, 2020; Commissione Europea, 2020b). Gli esiti di questi Report, nonostante gli sforzi fatti da molti Paesi, mostrano il mancato raggiungimento di parte degli obiettivi identificati nel 2010 per arrivare a bloccare i *trend* di perdita di biodiversità nel 2020. Tutto questo rende quindi urgente e inderogabile la definizione di azioni più incisive ed efficaci nonché maggiormente integrate con altre tematiche per invertire la rotta identificando, sia a livello internazionale sia a livello nazionale, obiettivi e strumenti per il prossimo decennio. In quest'ottica nasce la nuova Strategia dell'UE sulla biodiversità per il 2030 diffusa nell'aprile 2020 (Commissione Europea, 2020a).

Anche a livello italiano il 2020 segna la conclusione del decennio di attuazione della Strategia Nazionale per la Biodiversità 2011-2020 (SNB), che si pone come strumento di integrazione delle esigenze di conservazione e di uso sostenibile della biodiversità nelle politiche nazionali secondo la visione così espressa: "*La biodiversità e i servizi ecosistemici, nostro capitale naturale, sono conservati, valutati e, per quanto possibile, ripristinati, per il loro valore intrinseco e perché possano continuare a sostenere in modo durevole la prosperità economica e il benessere umano nonostante i profondi cambiamenti in atto a livello globale e locale.*"

Il presente paragrafo affronta l'analisi degli esiti della valutazione della SNB di maggior rilevanza per ciò che concerne lo stato del Capitale Naturale in Italia, facendo riferimento a quanto emerge dall'ultimo rapporto italiano, riferito al biennio 2019-2020. Si tratta del rapporto conclusivo della SNB 2020 che presenta la valutazione delle attività realizzate e mostra il grado di raggiungimento dei *target* nazionali (MATTM, 2021), ma nel contempo introduce anche spunti e suggerimenti utili per la predisposizione della nuova Strategia Nazionale al 2030.

I servizi ecosistemici rappresentano, come noto, una delle tre tematiche cardine della SNB. A questo proposito si ricorda che le tematiche cardine fungono da cornice e permettono di collegarsi ad altri strumenti strategici quali la Strategia per il Clima, quella per lo Sviluppo sostenibile e l'Agenda 2030. La Strategia Europea al 2020 poneva tra i suoi obiettivi il raggiungimento di una migliore conoscenza degli ecosistemi e dei loro servizi, con azioni quali la mappatura, la valutazione del valore economico e la promozione dell'integrazione nei sistemi di contabilità e rendicontazione.

L'analisi presentata nel rapporto conclusivo della Strategia Nazionale per la Biodiversità 2011-2020 evidenzia aspetti positivi e criticità (MATTM, 2021). Attraverso l'attuazione della SNB, la conservazione della biodiversità è stata affrontata nella sua dimensione trasversale rispetto alle diverse politiche di settore, ma le azioni e le misure di conservazione messe in campo sono ancora insufficienti per contrastare efficacemente le pressioni antropiche che agiscono sulle specie animali e vegetali e sugli ecosistemi di cui sono parte.

Le aree di lavoro, definite in ambito SNB, hanno contribuito all'individuazione di obiettivi specifici e azioni (priorità di intervento) per il raggiungimento dei quali sono stati utilizzati, o definiti ex-novo, strumenti finalizzati a considerare i molteplici valori della biodiversità. Questo tipo di struttura è risultato rispondere positivamente alla complessità del tema di applicazione. Gli obiettivi di *mainstreaming*, sono tra gli aspetti peculiari della SNB e dovranno essere mantenuti ed adeguatamente valutati anche nella Strategia per il 2030, così come realizzato anche a livello globale e europeo.

Nel seguito vengono sintetizzati i risultati salienti emersi per alcune delle aree di lavoro della SNB (Specie e habitat, Paesaggio, Aree protette, Foreste e Ambiente marino), analizzando lo stato di attuazione degli obiettivi specifici e delle priorità di intervento e alcune considerazioni su quanto emerso in relazione al Capitale Naturale e ai temi di interesse nel presente rapporto.

MESSAGGI CHIAVE

I rapporti di sintesi sullo stato della biodiversità in Europa prodotti nel 2020 restituiscono un quadro preoccupante, segnalando il mancato raggiungimento di parte dei *target* indicati dalle strategie e direttive comunitarie.

La Strategia Nazionale per la Biodiversità 2020 si pone come strumento di integrazione nelle politiche nazionali delle esigenze di conservazione e di uso sostenibile della biodiversità e sebbene solo alcuni obiettivi siano formulati con riferimento esplicito al valore dei servizi ecosistemici, la quasi totalità sono destinati ad avere influenze dirette o indirette sullo stato del Capitale Naturale.

L'analisi presentata nel rapporto conclusivo della Strategia Nazionale Biodiversità 2020 evidenzia aspetti positivi e criticità; numerosi progressi sono stati compiuti ma le azioni attuate sono ancora insufficienti per contrastare efficacemente le pressioni che agiscono su specie ed ecosistemi.

Per il raggiungimento dei *target* strategici nazionali ed europei è urgente e inderogabile la definizione di azioni più incisive, integrate, valutabili ed efficaci per invertire la rotta nel prossimo decennio.

SPECIE e HABITAT

Per questa area di lavoro la SNB 2020 definiva 14 obiettivi specifici e 12 priorità di intervento. Sebbene solo alcuni obiettivi siano formulati con riferimento esplicito diretto al valore economico degli ecosistemi, dei servizi da loro offerti e all'uso sostenibile delle risorse, la quasi totalità sono destinati ad avere influenze dirette o indirette sullo stato del Capitale Naturale e sui servizi ecosistemici. Numerosi obiettivi sono dedicati all'attuazione di politiche orientate alla conservazione, e alla prevenzione, contenimento o mitigazione di impatti.

Per fornire un quadro di sintesi dei risultati raggiunti nel decennio 2010-2020, i 14 obiettivi specifici sono stati raggruppati sulla base dei contenuti in 5 categorie: studio e ricerca, monitoraggio, conservazione, prevenzione del rischio, contenimento e mitigazione degli impatti (Figura 3). Dall'analisi dei dati relativi allo stato di attuazione dei 14 obiettivi specifici, si osserva che 3 obiettivi sono stati raggiunti, mentre gli altri 11 sono prossimi al raggiungimento (Figura 4).

Gli obiettivi inclusi nella categoria studio e ricerca sono rivolti all'approfondimento delle conoscenze relative a consistenza, stato di conservazione, fattori di minaccia per specie e habitat, valore degli ecosistemi e dei servizi ecosistemici (obiettivi 1, 2). Un obiettivo è dedicato al monitoraggio delle specie migratrici in relazione ai cambiamenti climatici (ob. 3).

La categoria conservazione comprende due obiettivi dedicati alle politiche da attuare per il raggiungimento dello stato di conservazione soddisfacente degli habitat e delle specie autoctone (ob. 6) e per la conservazione delle specie migratrici (ob. 10). Entrambi gli obiettivi non sono ancora stati raggiunti.

La categoria prevenzione comprende l'obiettivo 7 per la valutazione di eventuali rischi connessi con l'utilizzo degli OGM, obiettivo raggiunto, mentre la categoria contenimento e mitigazione raccoglie 8 obiettivi relativi a: attuazione di politiche di contrasto alle principali pressioni derivanti dalle attività antropiche (ob. 4), specie aliene invasive, attività venatoria e bracconaggio, diffusione di sostanze tossiche e nocive, sviluppo infrastrutturale e cambiamento climatico (ob. 8, 9, 11, 12, 13, 14), con un obiettivo che integra a livello normativo i temi della biodiversità all'interno degli strumenti di pianificazione per garantire il mantenimento del flusso dei servizi ecosistemici e la capacità di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici (ob. 5).

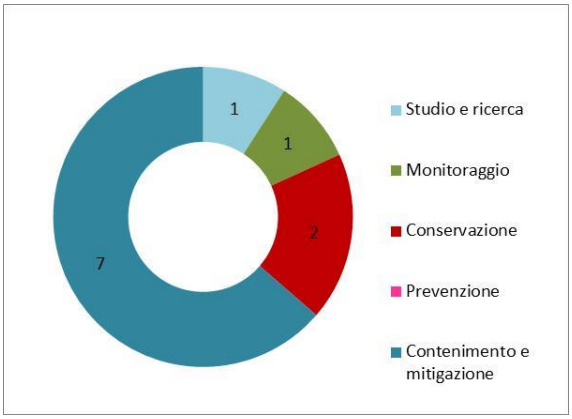


Figura 3. Distribuzione dei 14 obiettivi specifici nelle 5 categorie. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021.

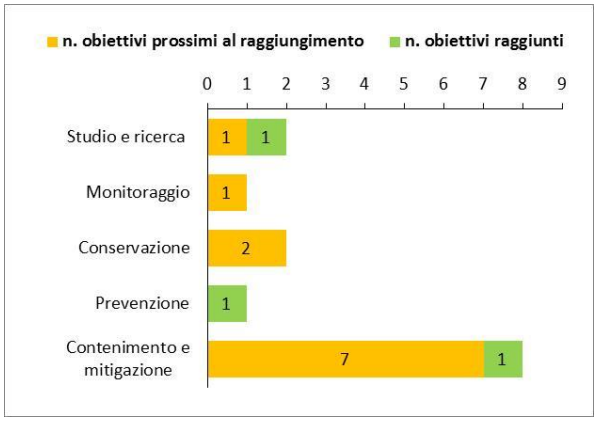


Figura 4. Stato di attuazione dei 14 obiettivi specifici raggruppati per categoria. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021.

Nel decennio di attuazione della SNB sono stati fatti numerosi progressi nell'approfondimento delle conoscenze relative alle specie animali e vegetali e agli habitat italiani. Studi e ricerche hanno portato a nuove conoscenze e alla pubblicazione di checklist e atlanti aggiornati, come nel caso del progetto Atlante degli uccelli nidificanti in Italia (promosso da diverse associazioni ornitologiche nazionali e regionali attraverso il portale Ornitho.it), che raccoglie dati distributivi e ricerche tematiche portate avanti nel territorio Nazionale. Inoltre molti dati sono stati resi disponibili on-line sia nel Network Nazionale per la Biodiversità, che in portali dedicati (es. Portale della flora d'Italia, The Information System on Italian Lichens). Grande impegno è stato profuso nelle attività di *red listing*, con la pubblicazione di numerose Liste Rosse nazionali. Su tali basi è oggi possibile valutare il rischio di estinzione *sensu* IUCN per 2.631 specie di invertebrati italiani (dati pubblicati nel 2014, 2015, 2018), 1.075 specie di vertebrati (dati pubblicati nel 2013 e 2017, con aggiornamento degli uccelli nel 2019) e 2.430 specie di piante vascolari (2020). Questi dati, unitamente a quelli prodotti nell'ambito dei reporting ex-art. 17 (Direttiva Habitat 92/43/CEE) ed ex-art. 12 (Direttiva Uccelli 2009/147/CE), permettono di avere un quadro sufficientemente chiaro dell'attuale situazione per quanto riguarda lo stato di conservazione di specie e habitat italiani e dei fattori di pressione che li minacciano.

Nell'ambito di applicazione delle Direttive Natura, nel decennio in esame si sono svolti due cicli di Reporting per le Direttive Habitat e Uccelli (consegna nel 2013 dei Report Nazionali relativi al periodo 2007-2012, e nel 2019 per il periodo 2013-2018), sono stati prodotti i Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario terrestri (2016) e marini (2019) e reso disponibile un sito italiano dedicato al reporting della Direttiva Habitat; inoltre è stato strutturato un sistema di collaborazione tra MATTM, Regioni e Province Autonome, ISPRA e Società Scientifiche, finalizzato a implementare il coordinamento e l'efficacia delle attività di monitoraggio e reporting delle specie e degli habitat di interesse comunitario. In questo contesto è attualmente in fase di elaborazione un Piano Nazionale di Monitoraggio per le specie e gli habitat terrestri e delle acque interne tutelati dalla Direttiva Habitat.

Per quanto riguarda l'avifauna, il miglioramento delle conoscenze sulle popolazioni italiane è risultato notevole sull'assetto distributivo e la valutazione della variazione degli areali nel lungo termine, mentre è ancora poco soddisfacente nella valutazione delle tendenze demografiche. I dati di dimensione di popolazione hanno una buona affidabilità per oltre la metà delle specie nidificanti, che include la gran parte delle specie di più significativo interesse conservazionistico. Per molte specie la dimensione di popolazione risulta sconosciuta o fornita con un elevato grado di approssimazione. Anche le tendenze demografiche calcolate con gli attuali sistemi di monitoraggio standardizzati (fra tutti il "Progetto *Farmland bird index*", finanziato dal Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali) riguardano un insieme ancora troppo limitato di specie relativamente comuni e diffuse, mentre rimangono ignoti i *trend* di molte specie con popolazioni numericamente limitate e/o a distribuzione localizzata, soprattutto del gruppo dei Passeriformi.

A scala ecosistemica l'aumento delle conoscenze si è concretizzato nella redazione della Carta degli ecosistemi (2017) e nell'avanzamento del sistema Carta della Natura per la conoscenza della distribuzione e dello stato degli habitat italiani *sensu Corine Biotopes*.

Per la piena attuazione degli obiettivi inerenti studio, ricerca e monitoraggio numerose sono ancora le attività da realizzare, tra le quali si possono citare: l'approfondimento delle conoscenze sui gruppi animali e vegetali e sugli habitat meno noti, l'analisi delle pressioni e degli impatti che agiscono su specie e habitat nei diversi ambiti territoriali, la pubblicazione di Liste Rosse Nazionali per i gruppi non ancora valutati e l'aggiornamento degli *assessment* per le specie a più alto rischio di estinzione, infine l'investimento su attività di monitoraggio a lungo termine e l'attuazione di un Piano Nazionale di Monitoraggio per specie e habitat di interesse comunitario. È inoltre necessario potenziare e razionalizzare le attività di monitoraggio dell'avifauna, anche attraverso lo sviluppo di metodologie standardizzate e piani di campionamento che abbiano un riconoscimento istituzionale, e possano assolvere ad una funzione di riferimento e coordinamento per tutti i soggetti coinvolti nell'aggiornamento e nell'arricchimento delle banche dati. Tra questi, in particolare, vi sono le amministrazioni regionali (funzionalmente preposte dal Decreto Interministeriale 06/11/2012 a svolgere il monitoraggio) e gli enti gestori della Rete Natura 2000 che svolgono un ruolo determinante per la conservazione in Italia.

Nell'ambito delle azioni di conservazione sono stati approvati, avviati e realizzati numerosi progetti LIFE rivolti alla conservazione e alla gestione di habitat e specie prioritariamente all'interno della Rete Natura 2000 e sono state redatte ed approvate le Linee Guida nazionali per la Valutazione di Incidenza (2019) per il miglioramento della qualità delle valutazioni relative agli effetti dei progetti infrastrutturali sulla Rete Natura 2000.

Per quanto importante e significativo, il contributo dei progetti LIFE per la conservazione non può essere considerato sufficiente. Nel caso degli uccelli, ad esempio, i dati dell'ultimo Rapporto ex art. 12 evidenziano che diverse specie a larga diffusione, e un tempo relativamente abbondanti, sono andate o stanno andando incontro, in particolare nei contesti agricoli, a drammatici crolli demografici, causati molto spesso dalla perdita di habitat e da una gestione poco attenta al mantenimento della biodiversità. Per arginare questi *trend* negativi è necessario promuovere un maggior numero di azioni indirizzate a contrastare la perdita di habitat, anche sfruttando le risorse della PAC destinate a misure agro-ambientali, dimostratesi finora ancora poco utilizzate ed inefficaci per la conservazione della biodiversità. Negli agroecosistemi, una gestione più razionale delle operazioni agricole (es. l'uso dei prodotti fitosanitari, gli sfalci), insieme a un aumento della superficie destinata alla componente naturale (in particolare negli ambienti aperti) potrebbe determinare enormi benefici per gli uccelli. Nel medio-lungo termine anche gli uccelli che vivono negli habitat montani cacuminali, esposti a modificazioni conseguenti al riscaldamento globale, rischiano di andare incontro a decrementi numerici e contrazioni di areale sempre più marcati e preoccupanti.

Sul fronte della lotta contro le specie esotiche invasive nel 2017 è stato recepito il Regolamento UE n. 1143/2014 volto a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive e nel 2019 sono stati trasmessi i dati relativi al primo reporting nazionale sulle IAS di rilevanza unionale relativo al periodo 2016-2018 ed è stato realizzato un sito dedicato alle specie invasive. Altresì sono stati applicati i Regolamenti (CE) 708/2007, 506/2008, 535/2008 e 304/2011 relativi all'impiego in acquacoltura di specie esotiche e di specie localmente assenti. È stato istituito un Comitato tecnico dal Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali (tramite D.M. del 28/07/2016), la cui segreteria è affidata ad ISPRA, realizzato il Registro acquacoltura delle specie aliene e un sito web dedicato a supporto delle presentazioni delle domande di introduzione.

In campo normativo e pianificatorio vanno segnalati l'approvazione del PAN Fitofarmaci per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari (2014), l'approvazione del Piano d'Azione nazionale per il contrasto degli illeciti contro gli uccelli selvatici (2017), l'adozione della Strategia Nazionale di Adattamento ai Cambiamenti Climatici (2015) e della Strategia Nazionale per il verde urbano (2018), la redazione delle Linee guida per l'indicazione di obiettivi specifici per i corpi idrici ricadenti in aree naturali protette (2018) e l'adozione del Decreto Clima (n.111 del 14.10.2019) recante Misure urgenti per il rispetto degli obblighi previsti dalla Direttiva 2008/50/CE sulla qualità dell'aria. Inoltre, è stata data piena applicazione alle disposizioni del decreto legislativo 8 luglio 2003, n. 224, di attuazione della Direttiva 2001/18/CE, in merito alla valutazione del rischio ambientale derivante dall'emissione deliberata nell'ambiente di OGM.

Alcuni obiettivi della Strategia Nazionale della Biodiversità sono stati indirizzati alla tutela e allo studio dell'avifauna migratrice. Gli uccelli migratori sono infatti da sempre una delle componenti più studiate per comprendere gli effetti del cambiamento climatico globale, in virtù della forte stagionalità degli eventi che caratterizzano il loro ciclo biologico. In Italia, il mantenimento di progetti di inanellamento scientifico a lungo termine (quali il Progetto Piccole Isole e il Progetto Alpi, coordinati dall'ISPRA) e l'esistenza di serie storiche di dati, consentono oggi di evidenziare apprezzabili variazioni del comportamento migratorio di diverse specie di uccelli. Negli ultimi anni, molti degli aspetti peculiari degli spostamenti migratori sono stati descritti con un dettaglio via via crescente, grazie all'avvio di numerose ricerche ornitologiche che hanno utilizzato l'applicazione di dispositivi di geolocalizzazione

su individui selvatici (in particolare uccelli rapaci e acquatici). La progressiva miniaturizzazione e il perfezionamento tecnologico di questi dispositivi permetteranno di estendere questi studi ad uccelli di dimensione sempre minore, contribuendo a far luce sulle strategie migratorie adottate dalle singole specie.

La conoscenza del comportamento migratorio può avere ricadute notevoli sotto il profilo gestionale, anche in una prospettiva intercontinentale. In tal senso lo Stato italiano, con uno specifico finanziamento alla Convenzione per le Specie Migratici (CMS), ha contribuito in modo sostanziale alla realizzazione dell'Atlante Europeo della Migrazione, basato sull'analisi dei contenuti di una vastissima banca dati europea e che evidenzierà le caratteristiche del comportamento migratorio di tutte le specie europee, incluse le molte svernanti in Africa. L'Atlante, che verrà ultimato nel 2022, sarà uno strumento operativo essenziale per adottare una corretta politica di conservazione e gestione delle specie migratrici a scala di *flyway*, basata sulla conoscenza delle aree di nidificazione, delle rotte migratorie, dei siti di transito e sosta, dei punti critici di attraversamento di barriere ecologiche, delle aree di svernamento e della loro interconnettività spazio-temporale, nonché della fenologia migratoria e delle implicazioni gestionali relative al prelievo venatorio.

Nell'ambito delle politiche volte alla conservazione delle specie migratrici, sono stati redatti un Piano d'azione per una specie dell'Allegato I della Direttiva Uccelli (Grillaio) ed un Piano di gestione per una specie oggetto di prelievo (Allodola). Per gli uccelli migratori di interesse venatorio la conclusione del periodo di dipendenza degli individui giovani dagli adulti e l'inizio dei movimenti di ritorno verso le aree riproduttive sono fasi particolarmente delicate che, al fine di tutelare le specie, debbono essere oggetto di particolare attenzione nel definire rispettivamente le date di apertura e chiusura della caccia alle singole specie. I dati sulla fenologia migratoria e/o riproduttiva di 7 specie nidificanti, in transito o svernanti in Italia sono stati utilizzati quale contributo per un recente (2018-2020) aggiornamento del documento "*Key Concepts of article 7(4) of Directive 79/409/ECC*", redatto dalla Commissione Europea per consentire agli Stati membri di adeguare la legislazione venatoria alla biologia delle specie, in modo da mitigare l'impatto del prelievo.

Purtroppo la conoscenza dell'impatto della caccia sulle specie, malgrado l'introduzione di tesserini venatori elettronici e di facile uso per i cacciatori, risulta ancora carente, in quanto molti dei database recanti i dati di abbattimento e curati dalle amministrazioni regionali non sono efficacemente gestiti o non sono resi disponibili. Ciò si riflette nell'impossibilità di soddisfare in modo esaustivo gli obblighi di rendicontazione alla Commissione Europea imposti dall'art. 12 della Direttiva Uccelli, e di calibrare una strategia di prelievo nazionale e continentale più attenta a preservare le popolazioni.

Nella prospettiva di rendere quanto più sostenibile l'esercizio venatorio si inseriscono iniziative volte a limitare o impedire l'inquinamento e la contaminazione derivante dall'uso di munizioni di piombo. Un significativo passo in avanti è stata l'introduzione dell'obbligo di utilizzo di munizioni prive di piombo negli abbattimenti selettivi di ungulati selvatici e nell'esercizio venatorio svolto all'interno di molte aree protette. Le problematiche connesse alla contaminazione da piombo della fauna selvatica, oggetto di studi specifici dell'ISPRA e portate a conoscenza dell'opinione pubblica per una sua sensibilizzazione, hanno poi fornito supporto all'avvio di procedimenti della Commissione europea e portati avanti dall'ECHA (*European Chemical Agency*) per bandire il piombo nelle attività di caccia e pesca praticate nelle zone umide a partire dal 2023, ed estendere gradualmente il divieto anche negli altri ambienti naturali. Attualmente non è ancora operativo il divieto dell'utilizzo dei pallini di piombo a fini venatori all'interno delle ZPS, che andrà esteso alla totalità delle zone umide, così come previsto dall'accordo AEWA.

Dai dati sullo stato di attuazione delle priorità fissate dalla Strategia emerge che 9 su 12 sono state attuate, mentre 3 sono da considerarsi in fase di attuazione. In particolare, sono ancora da implementare i programmi per la conservazione *in situ* ed *ex situ* di habitat e specie, con particolare riferimento a quelli di interesse comunitario e a rischio di estinzione, rari ed endemici e da realizzare le linee guida per la mitigazione degli impatti dovuti alle infrastrutture sulla biodiversità. Per gli uccelli, ad esempio, le infrastrutture si rivelano talora molto dannose, provocandone la morte. L'impatto non è ben quantificabile, a causa della scarsità di studi specifici in Italia, ma si ritiene siano migliaia gli uccelli che perdono la vita a causa di investimenti stradali, elettrocuzioni ed impatti contro vetri, cavi e torri eoliche. L'elettrocuzione è un fenomeno particolarmente grave perché colpisce specie (soprattutto rapaci diurni e notturni) che tendono ad utilizzare i pali delle linee sospese come posatoi naturali per il riposo e la caccia. Negli ultimi anni vi è stato un coinvolgimento sempre maggiore della compagnia di distribuzione elettrica per iniziative di messa in sicurezza di tratti di linee sospese di media tensione, ma si tratta di interventi quantitativamente irrisori se rapportati allo sviluppo della rete. Si ritiene che, alla moltiplicazione di questi interventi occorra affiancare una regolamentazione nazionale delle infrastrutture di distribuzione elettrica tale da prevenire questo fenomeno su larga scala. Per quanto concerne la prevenzione degli impatti contro le torri eoliche, si rimarca

la necessità di un'approfondita valutazione qualitativa e quantitativa *ante-operam* dell'avifauna stanziale e migratrice potenzialmente coinvolta.

La tutela della biodiversità deve essere garantita attraverso il rispetto della normativa vigente, e quindi anche da un'azione di deterrenza e vigilanza permanente e diffusa da parte degli organi preposti. L'attivazione dei Piano d'azione nazionale per il contrasto degli illeciti contro gli uccelli selvatici, approvato nel 2017 dalla Conferenza Permanente per i rapporti tra lo Stato, le Regioni e le Province Autonome di Trento e Bolzano, ha segnato l'avvio di un coordinamento nazionale dei soggetti coinvolti nell'attività di lotta e prevenzione degli illeciti, rafforzando il ruolo dei Carabinieri Forestali. Il piano ha inoltre conseguito, anche attraverso la realizzazione di Progetti LIFE, la creazione di nuclei cinofili per la ricerca di esche avvelenate, il cui utilizzo illecito è un fenomeno non ancora debellato in molte zone dell'Italia. Per contro il sistema di vigilanza locale è andato incontro ad un generale peggioramento: il passaggio di competenze tra Provincie e Regioni non è stato accompagnato dal mantenimento di corpi o nuclei addetti al controllo del territorio, in gran parte del quale la copertura da parte del personale di polizia risulta oggi non adeguata e talora gravemente insufficiente.

PAESAGGIO

Per questa area di lavoro, la SNB 2020 definiva 6 obiettivi specifici e 9 priorità di intervento. I 6 obiettivi erano fondamentalmente finalizzati allo sviluppo e attuazione di politiche per l'integrazione, negli strumenti di pianificazione territoriale (ob. 3 e 4) e paesaggistica (ob. 2) ai diversi livelli amministrativi, dei temi legati alla conservazione della biodiversità al fine di garantire il mantenimento del suo valore intrinseco, del flusso dei servizi ecosistemici e della capacità di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici.

Veniva, inoltre, evidenziata la necessità di attuare specifiche politiche utili a ridurre e gestire la percentuale annua di suolo soggetta a modifiche trasformative (ob. 1) nonché ad impostare meccanismi partecipati per la pianificazione del paesaggio basati sulle caratteristiche di vulnerabilità, criticità e potenzialità dei sistemi naturali presenti sul territorio (ob. 5).

Infine, con riferimento ai rischi naturali, l'obiettivo 6 identificava la necessità di sviluppare politiche ed azioni efficaci di prevenzione e mitigazione degli effetti dei disastri naturali preservando la resilienza del territorio, favorendo il mantenimento e il recupero di condizioni di naturalità e la responsabilizzazione locale.

In linea generale quindi, per l'area di lavoro Paesaggio, la formulazione degli obiettivi ha inteso perseguire un rafforzamento dell'importanza dei temi legati alla conservazione del Capitale Naturale e dei servizi ecosistemici per la sostenibilità dello sviluppo, attraverso un loro efficace e condiviso inserimento negli strumenti di pianificazione territoriale e paesaggistica in un'ottica di approccio sistemico ed integrato alla gestione delle trasformazioni territoriali.

A fronte di ciò e delle più attuali dinamiche in atto sul territorio nazionale, si è ritenuto necessario porre specifica attenzione alla attuazione di politiche legate al contenimento del consumo di suolo e alla prevenzione e mitigazione dei rischi naturali.

Insieme all'urbanizzazione diffusa e ai cambiamenti nella gestione dei paesaggi rurali, il consumo di suolo è infatti trai principali fenomeni che hanno maggiormente inciso sulla qualità e sulla funzionalità del paesaggio italiano. Le attività ISPRA sul consumo di suolo in Italia forniscono un quadro aggiornato dei processi di trasformazione del territorio italiano, analizzando l'evoluzione del consumo di suolo negli ultimi anni ed evidenziando che tale fenomeno è rimasto costante negli ultimi anni (2 m^2 di suolo consumato al secondo). I dati confermano, quindi, che si continua a incrementare il livello di artificializzazione e di impermeabilizzazione del territorio, causando la perdita, spesso irreversibile, di Capitale Naturale. Tutto questo è frutto anche di un quadro disomogeneo delle norme regionali e dell'assenza di un corpo normativo nazionale che possa garantire, anche attraverso il "bilancio urbanistico zero" inteso quale *saldo tra le nuove previsioni di consumo delle superfici territoriali e la restituzione ad uno status almeno semi-naturale di parti equivalenti o in misura diversamente determinata* (MATTM, 2009), il raggiungimento degli obiettivi comunitari di azzeramento del consumo di suolo netto entro il 2050, in considerazione dell'evidente fragilità del territorio italiano e degli attuali elevati livelli di consumo di suolo nel nostro Paese.

Al fine di garantire una maggiore coerenza tra tutti i piani nazionali a carattere strategico e programmatico derivanti da Direttive Comunitarie (SEN, PNIEC, PNACC, PNCIA) con quanto stabilito dalla Carta Nazionale del Paesaggio, pubblicata dal MiBACT nel marzo del 2018, sarebbe necessario garantire una maggiore attenzione alla qualità del paesaggio in tutte le politiche pubbliche che incidono sul territorio, considerando, tra le azioni prioritarie

di programmazione, la possibilità di emanare una legge quadro che possa invertire la tendenza al consumo di suolo e che possa garantire un adeguato monitoraggio degli usi e delle trasformazioni in atto sul territorio.

Dall'analisi dei dati sullo stato di attuazione degli obiettivi per l'area di lavoro emerge che la maggior parte degli obiettivi (72%) sono stati considerati prossimi al raggiungimento, il 14% è stato raggiunto (in riferimento alla pianificazione di livello provinciale per l'ob.3) mentre la stessa percentuale è considerata lontana dal raggiungimento relativamente alla tematica del controllo del consumo di suolo (ob. 1). Per quanto riguarda i *trend* di attuazione degli obiettivi, il Rapporto conclusivo della SNB 2020 considera positivi la maggior parte (71%) dei *trend* interessanti i 6 obiettivi, mentre il restante 29% (ob. 1 e 4) presenta un *trend* stabile.

Insieme al *trend* stabile individuato per l'obiettivo 1, risulta stabile anche quello legato al raggiungimento dell'obiettivo 4 volto a *sviluppare l'integrazione dei diversi livelli di pianificazione del territorio per garantire il mantenimento della biodiversità per il suo valore intrinseco, del flusso dei servizi ecosistemici e la capacità di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici*. Tale tema ha trovato nelle Infrastrutture Verdi, a partire dalla COM(2013) 249 final Infrastrutture verdi – Rafforzare il Capitale Naturale in Europa, uno strumento innovativo ed una nuova opportunità per tutelare e valorizzazione gli elementi e i processi del Capitale Naturale, nonché i molteplici benefici che la società umana può trarvi se consapevolmente integrati nella pianificazione e nello sviluppo territoriale. Queste reti multifunzionali sono pianificate e organizzate per molteplici obiettivi tra cui il miglioramento della qualità e della diversità del paesaggio, l'aumento della resilienza del territorio e l'adattamento ai cambiamenti climatici. In tal senso sono in atto, nel territorio nazionale, alcune esperienze progettuali che prevedono ricadute operative sugli strumenti pianificatori e gestionali di livello regionale e comunale, ma è necessario che tale strumento sia trasposto in strategie e norme in grado di incidere efficacemente a livello territoriale.

Per contro, durante il periodo 2011-2020, risulta raggiunto l'obiettivo (ob. 3 per la scala vasta) di attuare politiche volte ad integrare i temi della biodiversità all'interno degli strumenti di pianificazione. Infatti, in questo caso, seppur non esista una norma nazionale sul tema, la maggior parte delle amministrazioni regionali e provinciali si sono dotate di norme e piani che contengono indicazioni finalizzate a contrastare la frammentazione territoriale attraverso la salvaguardia della connettività ecologica. La frammentazione del territorio è, infatti, il processo che genera una progressiva riduzione della superficie degli ambienti naturali e semi-naturali e un aumento del loro isolamento. Gli effetti di riduzione della connettività ecologica che ne derivano, influenzano negativamente la resilienza e la capacità degli habitat di fornire servizi ecosistemici, l'accesso alle risorse delle specie dovuta all'incremento del loro isolamento e si riflettono sulla qualità e sul valore del paesaggio come definito dall'art. 131 del D.Lgs. 42/2004. La limitazione della frammentazione del territorio e del paesaggio costituisce uno degli elementi chiave per proteggere, conservare e migliorare il Capitale Naturale soprattutto quando, come nel caso italiano, quasi il 35% del territorio nazionale risulta classificato in zone a elevata o molto elevata frammentazione (Figura 5), con un incremento maggiore di un punto percentuale per entrambe le classi tra il 2012 e il 2019.

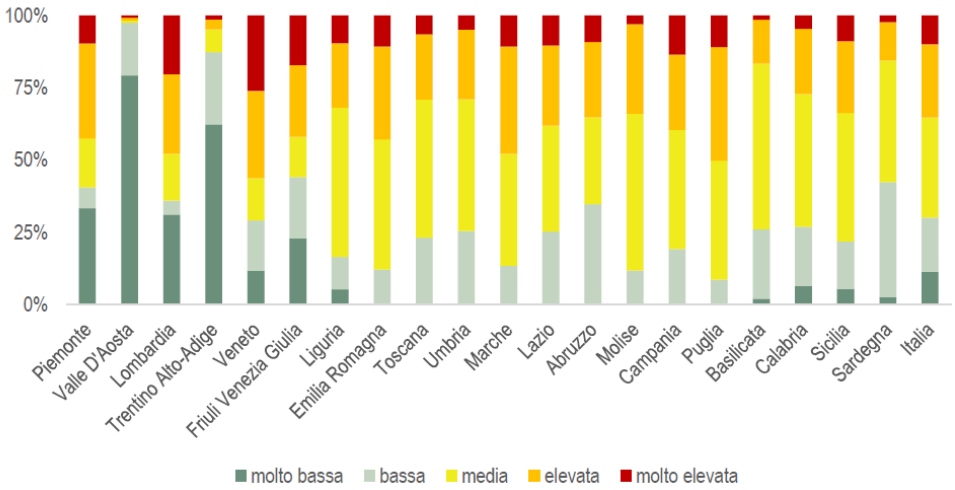


Figura 5. Percentuale di territorio coperto da ciascuna classe di frammentazione (Fonte: Munafò, 2020).

Con specifico riferimento alla scala provinciale, il monitoraggio ISPRA condotto per il popolamento dell'indicatore Recepimento della rete ecologica nella pianificazione ordinaria (ISPRA, 2013) ha evidenziato un *trend*

assolutamente positivo sullo stato del recepimento del tema del mantenimento della connettività ecologica nella pianificazione provinciale con una sua presenza in più del 90% dei piani approvati o in via di approvazione (96,2% delle provincie). Il quadro emerso evidenzia come, a 23 anni dal recepimento italiano della Direttiva Habitat, le esigenze di tutela della biodiversità e della connettività ecologica rientrano, almeno sulla carta, tra gli aspetti da considerare nella pianificazione territoriale e paesaggistica. Anche in riferimento alla pianificazione paesaggistica si rileva un *trend* positivo di inclusione di obiettivi specifici di conservazione della biodiversità in relazione agli obiettivi di qualità paesaggistica. Infatti, il MATTM sta lavorando, all'interno delle previste attività di pianificazione congiunta tra Regioni, MIBAC e MATTM, per orientare i percorsi di co-pianificazione verso il riconoscimento della struttura e delle funzionalità degli ecosistemi nella delimitazione degli ambiti paesaggistici e nelle specifiche prescrizioni d'uso. In particolare, le attività condotte dal MATTM sono volte all'integrazione dei piani paesaggistici con gli strumenti di governo dei Parchi Nazionali e con le misure di conservazione previste per le aree Natura 2000, al fine di garantire il rispetto delle previsioni di tutela dei valori. Nei 4 piani paesaggistici regionali attualmente approvati (Friuli-Venezia Giulia, Piemonte, Puglia e Toscana), le reti ecologiche regionali sono individuate e riconosciute quali "ulteriori contesti da sottoposte a specifiche misure di salvaguardia e di utilizzazione" (art. 143, comma 1 lettera e del D.Lgs. 42/2004) che indirizzano e concorrono in modo determinante alla costruzione degli scenari ecosistemici di riferimento dei Piani.

Dall'analisi dei dati sullo stato di attuazione delle priorità si evidenzia che tutte le attività dell'area di lavoro sono state avviate e che più della metà sono state attuate (56%).

Di particolare interesse l'avanzato stato di attuazione del Sistema Carta della Natura (art.3 L.394/91), strumento di analisi e valutazione degli ecosistemi e degli habitat che rappresenta un esempio consolidato di progetto basato sullo studio degli ecosistemi in un'ottica integrata tra le componenti fisiche, biotiche (biodiversità) ed antropiche, principio basilare per uno studio efficace volto alla salvaguardia e al recupero del Capitale Naturale. La realizzazione di Carta della Natura (scala 1:50.000) è stata completata per 14 Regioni (Abruzzo, Basilicata, Campania, Friuli-Venezia Giulia, Lazio, Liguria, Molise, Puglia, Sardegna, Sicilia, Toscana, Umbria, Valla d'Aosta e Veneto) ed è in elaborazione per le regioni Emilia-Romagna, Marche, Calabria e per la Provincia Autonoma di Trento e in aggiornamento per la regione Molise. Sebbene la L. 394/91 abbia istituito Carta della Natura, non ne è seguito un obbligo normativo che ne sancisca l'utilizzo per l'elaborazione degli strumenti di pianificazione. Il Sistema Carta della Natura rappresenta, per contro, uno strumento tecnico di grande attualità anche rispetto agli obiettivi della nuova Strategia Europea sulla Biodiversità che impone di aumentare la superficie di aree protette e di considerare le esigenze di tutela dell'ambiente in tutti i processi pianificatori, secondo una *governance* basata innanzitutto su principi di sostenibilità ambientale.

In riferimento all'attuazione della priorità di azione volta a promuovere il recupero del valore socio-economico, paesaggistico e naturalistico di zone compromesse da una forte concentrazione di attività antropiche nonché di aree marginali soggette dall'abbandono, si evidenzia che a livello nazionale sono state predisposte, tra le altre, norme di legge e strategie che riguardano tali tematiche tra le quali la Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile (SNSvS) (2017) che rappresenta il quadro strategico di riferimento delle politiche settoriali e territoriali in Italia al fine di avviare un percorso strutturale di sviluppo incentrato sulla sostenibilità, quale valore condiviso e imprescindibile per affrontare le sfide globali del paese, e il Decreto Legge 111/2019 (Decreto Clima), che all'art. 4 prevede il finanziamento di azioni di riforestazione in aree urbane e periurbane delle città metropolitane.

Anche le azioni legate al miglioramento dell'efficacia della Valutazione Ambientale Strategica (VAS), della Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) e della Valutazione d'Incidenza (VIncA), quali strumenti di prevenzione, minimizzazione e mitigazione degli impatti sul paesaggio e sul Capitale Naturale, risultano in uno stato avanzato di attuazione soprattutto grazie la realizzazione, nel periodo di riferimento, di norme tecniche e linee guida redatte da ISPRA e dalle Amministrazioni Regionali competenti sul tema della VAS, della VIA e della VIncA. Tra gli strumenti di valutazione ambientale, la VAS rappresenta lo strumento che può potenzialmente riuscire a garantire la partecipazione alla pianificazione territoriale, urbanistica e paesaggistica ai diversi livelli amministrativi soprattutto se maggiormente accompagnato da un'azione di sensibilizzazione ed educazione ambientale dei diversi portatori di interesse.

AREE PROTETTE

Questa area di lavoro comprende sia gli obiettivi e le priorità definiti per il sistema delle aree protette nazionali terrestri e marine, che quelli indicati per la Rete Natura 2000.

Aree Protette Nazionali

Per le aree protette la SNB 2020 definiva 6 obiettivi specifici e 8 priorità di intervento. Verranno discussi i risultati conseguiti per le aree protette terrestri e quindi quelli relativi alle aree marine protette.

Attualmente sono state istituite 843 **aree protette terrestri**, di cui alcune con una parte a mare, suddivise in: 25 Parchi Nazionali, 148 Riserve Naturali Statali, 134 Parchi Naturali Regionali, 365 Riserve Naturali Regionali e 171 altre Aree Protette di diverse classificazioni e denominazioni (MATTM, 2021).

Per questa area di lavoro la SNB 2020 ha definito 5 obiettivi specifici (obiettivi 1, 2, 3, 4, 6). In particolare per quanto riguarda l'obiettivo 1 (promozione di una politica efficace per le aree protette inserita nelle strategie per la conservazione e in quelle per lo sviluppo economico e territoriale), sono stati definiti diversi strumenti normativi che, coerentemente con gli obiettivi di conservazione della biodiversità e di sviluppo sostenibile, mirano a rafforzare la capacità di incidere sul tessuto socio economico delle comunità locali. Tra questi si annoverano il Decreto Clima (D.L. 14 ottobre 2019, n. 111) che prevede l'istituzione di Zone Economiche Ambientali (ZEA) nei Parchi Nazionali e le Direttive annuali 2012-2019 del Ministro dell'Ambiente ai Parchi Nazionali e alle aree marine protette che hanno assegnato a queste aree protette risorse economiche per interventi che hanno consentito di consolidare il quadro conoscitivo necessario ad indirizzare le attività che gli Enti di gestione devono svolgere ai fini della conservazione della biodiversità. Inoltre, sono stati stanziati fondi per il supporto tecnico alle aree protette istituite dall'UNESCO e la creazione del programma sperimentale "Caschi verdi per l'ambiente" per realizzare iniziative di collaborazione internazionale a tutela e salvaguardia ambientale e per contrastare gli effetti derivanti dai cambiamenti climatici in aree di pregio naturalistico in esse presenti. Infine, nell'ambito delle attività previste per l'obiettivo 1, sono stati stanziati fondi per iniziative indirizzate alla definizione di strumenti di contabilità ambientale finalizzati alla misurazione dei servizi ecosistemici; in questa tipologia di progetti rientra lo studio effettuato da ISPRA in collaborazione con il CREN s.c.r.l., svolto in 6 Zone Ramsar (valutazione dei Servizi Ecosistemici legati al ciclo dell'acqua in relazione a diverse tipologie di gestione agronomica ed uso di prodotti fitosanitari[41]).

Per quanto riguarda il raggiungimento dell'obiettivo 2, il MATTM, con il DM n. 58 del 1 marzo 2018, ha trasferito le funzioni di Segreteria tecnica per le aree naturali protette terrestri a ISPRA, che fornisce il supporto tecnico scientifico per l'istituzione di nuove aree protette, per assicurare un maggiore coordinamento delle azioni, favorendo così una maggiore efficienza ed efficacia per lo sviluppo del sistema nazionale delle aree protette, e per la progettazione degli interventi da realizzare per il raggiungimento degli obiettivi di conservazione della biodiversità e di sviluppo sostenibile.

Riguardo l'obiettivo 3 che riguarda lo stato della pianificazione dei Parchi Nazionali, si rileva che nel corso del periodo 2011 - 2020 sono stati approvati e pubblicati due Piani portando a 11[42] il numero dei piani dei Parchi Nazionali vigenti (MATTM, 2021). Si sottolinea che oltre al Piano del Parco, la L. 394/91 individua anche il Piano Pluriennale Economico e Sociale PPES (art. 14) quali strumento di gestione delle aree protette; al momento solo 6 Parchi Nazionali hanno anche il PPES (Aspromonte, Cilento, Dolomiti Bellunesi, Gran Paradiso e Maiella) (MATTM, 2021). Sebbene siano ancora meno della metà i Parchi Nazionali con il Piano vigente, al fine di rendere più brevi le fasi per l'approvazione dei Piani, è stata emanata la Legge n. 120/2020 per la semplificazione delle procedure di approvazione dei regolamenti e dei Piani dei parchi, dando termini certi per i pareri da esprimere e per l'approvazione definitiva da parte delle Regioni. Comunque, pur in assenza del Piano, ogni Ente Parco persegue le proprie finalità istituzionali sulla base della disciplina di tutela definita dalla normativa che ne ha previsto l'istituzione. I Parchi Nazionali con il Piano vigente (compresi quelli in fase di aggiornamento decennale) comprendono gli obiettivi e le misure di conservazioni per i Siti della Rete Natura 2000 compresi nei rispettivi territori così come i Parchi Nazionali con i Piani in itinere differenziando i contenuti con un maggiore o minore grado di dettaglio a seconda della fase dell'iter in cui si trova il Piano.

L'obiettivo 4 si ritiene complessivamente raggiunto in quanto le aree protette in questi anni hanno assunto un ruolo importante per le attività di ricerca che sono state messe in campo nell'ambito della biodiversità anche grazie alle risorse economiche messe a disposizione dalle Direttive del Ministro dell'Ambiente (dal 2012 al 2020) per i Parchi

[41] Progetto svolto nell'ambito della Convenzione MATTM – ISPRA 2017/2018 "*Adempimenti connessi all'attuazione del Piano d'Azione Nazionale (PAN) per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari, relativamente alle aree individuate ai sensi del Decreto del Presidente della Repubblica 13 marzo 1976, n. 448 - Esecuzione della convenzione relativa alle zone umide d'importanza internazionale, soprattutto come habitat degli uccelli acquatici, firmata a Ramsar il 2 febbraio 1971*".

[42] Dati al 31/12/2020.

Nazionali, finalizzate a supportare le attività di ricerca e di monitoraggio sulla biodiversità, fornendo uno strumento di coordinamento anche in collaborazione con il mondo della ricerca. Nello specifico, ISPRA ha fornito il supporto tecnico scientifico per la definizione di metodologie comuni di monitoraggio per la realizzazione delle attività previste dalle Direttive del Ministro dell'Ambiente (2019 e 2020) finalizzate alla conservazione degli impollinatori in attuazione degli obiettivi dell'Iniziativa Europea sugli Impollinatori (COM(2018) 395 final) e delle misure del PAN (Piano d'Azione Nazionale sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari – DM 22/1/2014).

Per quanto riguarda il raggiungimento dell'obiettivo 6 nelle aree protette terrestri, si evidenzia che sono state promosse la certificazione CETS (Carta Europea del Turismo Sostenibile) e le azioni prioritarie di salvaguardia e conservazione della biodiversità attraverso convenzioni e accordi di programma tra MATTM e Parchi. Inoltre, nell'ambito delle Zone Economiche Ambientali (ZEA) coincidenti con Parchi Nazionali, sono stati previsti provvedimenti normativi che prevedono agevolazioni e vantaggi fiscali per le aree protette e attività imprenditoriali ecosostenibili operanti nelle medesime aree (per questo argomento si rimanda al relativo paragrafo).

Pertanto, il documento conclusivo della SNB 2020 (MATTM, 2021) evidenzia che sono stati raggiunti 4 su 5 obiettivi (80%), tutti con *trend* positivi; mentre l'obiettivo 3, relativo alla conclusione dell'iter di approvazione dei Piani dei Parchi, non si ritiene completamente raggiunto sebbene il *trend* sia positivo.

Per quanto riguarda le 8 priorità di intervento definite dalla SNB per le Aree protette, il MATTM evidenzia che la maggior parte delle attività sono state attuate (88%) mentre solo un numero minimo (12%) risulta ancora in corso di attuazione.

Seppur sia necessario continuare a lavorare per una piena attuazione degli obiettivi definiti per le aree protette e, in particolare, per il completamento dell'approvazione dei Piani dei Parchi e della loro integrazione secondo quanto previsto dalla Direttiva 2000/60/CE (per la tutela e il monitoraggio dei corpi idrici e degli ecosistemi acquatici che ricadono nelle aree protette) e dal Piano d'Azione Nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari (DM 22/1/2014 e DM 10/3/2015 – Punto A.5.8), molte attività sono state avviate o concluse (Decreto Clima, istituzione ZEA, ecc.).

Le **Aree Marine Protette** (AMP), oltre ad essere parte del più ampio sistema delle aree protette marine, che comprende anche i siti marini e costieri afferenti alla rete NATURA2000, hanno delle specificità che ha portato a prevedere per esse uno specifico obiettivo, il n. 5. Questo obiettivo è stato perseguito efficacemente anche se non risulta ancora completamente raggiunto. Infatti, ad oggi sono state istituite 29 aree marine protette (AMP), cui si aggiungono i due Parchi Archeologici sommersi di Baia e Gaiola ed il Santuario internazionale dei mammiferi marini (MATTM, 2021). Le aree protette italiane, insieme alla rete Natura 2000 e alle OECMs (*Other Effective Area-based Conservation Measures* – CBD) coprono il 19,1% della superficie marina nazionale.

L'istituzione di nuove AMP, realtà che prevedono l'applicazione di specifiche misure di conservazione, consente di contribuire al rafforzamento della tutela degli *stock* di Capitale Naturale costituiti, ad esempio, dalle praterie di *Posidonia oceanica* e dai fondali caratterizzati dalla presenza del coralligeno, e nel contempo di favorire le attività economiche sostenibili, importanti per le comunità locali. Questo approccio integrato richiede la messa a punto di specifiche metodologie tecnico-scientifiche per valutare la consistenza e lo stato di salute di habitat e specie e per caratterizzare le principali attività economiche presenti, in modo da prevederne una regolamentazione atta a garantire la conservazione ed il rafforzamento dei valori ambientali presenti. Sotto questo profilo le AMP rappresentano concreti laboratori di sperimentazione di buone pratiche di pianificazione e di gestione integrata, da estendere anche al di fuori dei loro perimetri per diffondere l'applicazione di misure per una corretta gestione e conservazione delle risorse ambientali marine. La complessità di questo approccio è enfatizzata dalla specificità dell'ambiente marino, per sua natura non confinabile fisicamente e le cui risorse naturali sono spesso caratterizzate da modalità di libero uso e prelievo. L'aumento delle AMP e il loro corretto funzionamento contribuiscono pertanto sia alla conservazione degli *stock* di risorse naturali all'interno del loro perimetro, sia alla messa a punto di metodi sostenibili di utilizzo delle risorse marine per la loro corretta gestione, potenzialmente applicabili nelle aree esterne. Nell'ambito di quanto previsto da questo obiettivo (ob. 5) della SNB sono state rafforzate le iniziative finalizzate ad istituire nuove AMP, anche attraverso lo stanziamento delle risorse necessarie alla fase del loro avvio.

Nello specifico negli ultimi anni sono state istituite le due nuove AMP di "Capo Testa-Punta Falcone" in Sardegna e di "Capo Milazzo" in Sicilia. Altre istruttorie, attualmente in corso di svolgimento, prevedono l'istituzione delle nuove AMP di Capo Spartivento, Costa del Monte Conero, Isola di Capri, Golfo di Orosei - Capo Monte Santu, Costa di Maratea, Isola di San Pietro, Capo d'Otranto - Grotte Zinzulusa e Romanelli - Capo di Leuca e Banchi Graham, Terribile, Pantelleria e Avventura. La fase di istruttoria tecnica, condotta dall'ISPRA, prevede di colmare le lacune conoscitive dell'area attraverso la messa a punto di specifici studi preliminari finalizzati a mappare e

valutare la consistenza di habitat e specie presenti, con particolare riguardo a quelle di interesse conservazionistico. Le informazioni così raccolte costituiscono il riferimento per le successive attività di monitoraggio e valutazione che verranno portate avanti dalle singole AMP, una volta istituite.

In questo contesto, coerentemente con quanto previsto dall'obiettivo 4, le AMP sono state individuate come aree di bianco per lo studio e il monitoraggio attraverso la messa a sistema delle attività di studio previste dalla Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (MSFD).

Inoltre, in linea con quanto previsto dall'obiettivo 2, il DM 1° marzo 2018 ha previsto l'affidamento ad ISPRA delle funzioni di Segreteria tecnica per la tutela del mare e la navigazione sostenibile e di supporto tecnico-scientifico alle competenti strutture del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ed alle AMP. Questo inquadramento istituzionale supporta la predisposizione di una strutturazione omogenea delle attività di studio e monitoraggio che consentiranno di costruire e mantenere aggiornata la mappatura degli *stock* ambientali presenti nelle AMP, delle minacce a cui sono sottoposti e delle "migliori pratiche" per il loro mantenimento e la loro gestione. Un esempio sono le raccomandazioni ai regolatori e ai gestori di AMP elaborate dal WWF nel progetto PHARO4MPAs per la conservazione e la gestione delle attività marittime di energia, turismo, trasporti, pesca e acquacoltura, nel nuovo contesto di crescita blu.

Va ricordato che la sola istituzione delle AMP non è infatti sufficiente a garantire la conservazione del Capitale Naturale. Infatti, questo obiettivo può essere raggiunto solo grazie ad un'attenta gestione e regolamentazione delle attività antropiche, attività che devono essere svolte in modo da evitare perdite e danni ambientali. Pertanto, il compito di assicurare un maggior coordinamento, favorire l'applicazione di metodologie di studio e valutazione omogenee, supportare la diffusione di buone pratiche nell'ambito di una strutturazione di sistema delle AMP costituisce un elemento strategico nelle politiche di conservazione del Capitale Naturale.

Rete Natura 2000

Per l'area di lavoro inerente alla Rete Natura 2000 la SNB 2020 definiva 4 obiettivi specifici e 10 priorità di intervento. Molte attività sono state messe in campo e diversi risultati ottenuti: un obiettivo è stato completamente raggiunto mentre i restanti 3 sono considerati prossimi al raggiungimento, poiché restano attività da realizzare e alcune criticità da superare per una piena attuazione della Rete Natura 2000. Per quanto riguarda le priorità di intervento, la maggior parte delle attività sono in corso (70%), mentre il restante 30% sono state attuate.

La rete Natura 2000 nel decennio in esame è stata progressivamente ampliata (Figura 6) e oggi è costituita in Italia da 2.625 siti tra SIC-ZSC e ZPS, per una superficie totale al netto delle sovrapposizioni, di 5.833.794 ettari a terra, pari al 19,35% del territorio nazionale e una superficie a mare di 1.736.604 ettari pari all'11,42% delle acque (dati MATTM aggiornati all'aprile 2020). Tali percentuali sono molto rilevanti anche in relazione ai target della nuova Strategia Europea per la Biodiversità al 2030.

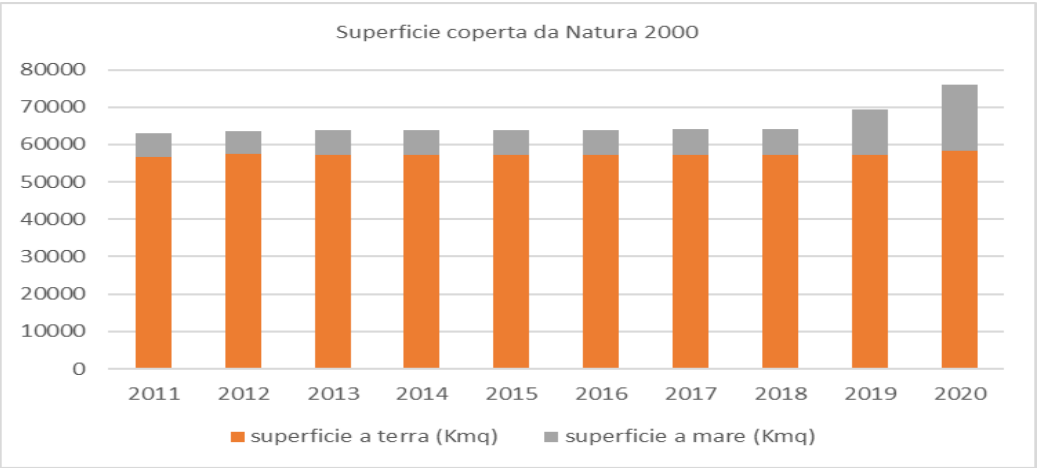


Figura 6. Variazione annuale della superficie terrestre e marina coperta dalla Rete Natura 2000 nel decennio in esame. Fonte: MATTM, 2021.

Le percentuali di copertura della Rete nelle diverse Regioni e Province Autonome sono piuttosto eterogenee e oscillano dal 12% (Emilia-Romagna) al 36% (Abruzzo) per le superfici a terra e dall'1% (Veneto) al 27% (Toscana) per le superfici a mare (Figura 7).

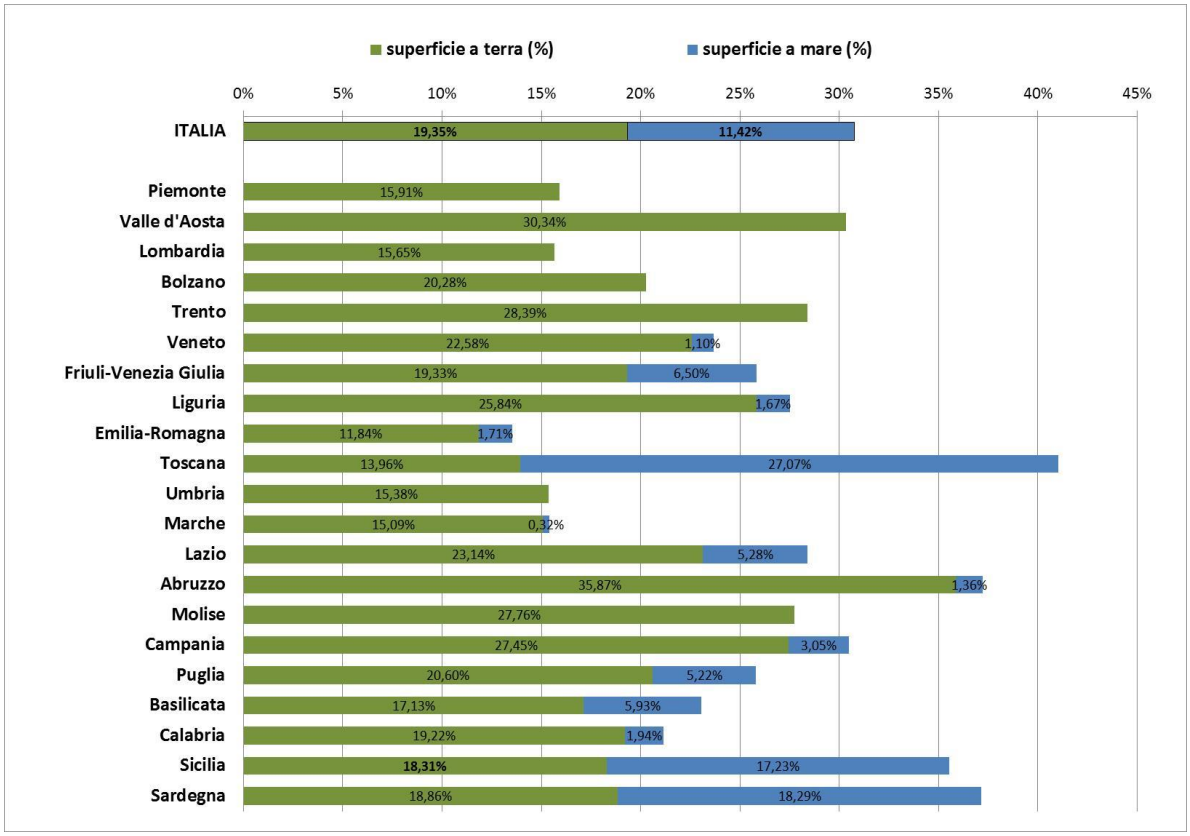


Figura 7. Estensione percentuale a terra e a mare della Rete Natura 2000 in l'Italia e in ciascuna Regione/Provincia Autonoma (% calcolate rispetto ai territori/acque regionali), al netto delle sovrapposizioni fra SIC-ZSC e ZPS. Nota: il calcolo delle superfici è stato effettuato attribuendo a ciascuna Regione la parte dei Siti effettivamente ricadente nel proprio territorio.

Fonte: Annuario ISPRA dei Dati Ambientali ed.2020 (elab. ISPRA su dati MATTM aggiornati all'aprile 2020).

La copertura della Rete N2000 ha visto, negli ultimi due anni, un sensibile aumento delle superfici tutelate. Particolarmente significativo è l'incremento dell'estensione della Rete Natura 2000 in ambito marino (nell'ultimo biennio, dal dicembre 2017 all'aprile 2020, l'area tutelata a mare è passata da 587.771 a 1.763.604 ettari), ottenuto anche grazie alla sinergia e collaborazione tra MATTM, Regioni e ISPRA, realizzate negli ultimi anni per la chiusura del caso *EU Pilot* 8348/ENVI, aperto dalla Commissione Europea nel 2016 per il mancato completamento della rete Natura 2000, in particolare in ambiente marino. Ulteriori sforzi sono però ancora necessari, in particolare per quanto riguarda la creazione di nuovi siti di alto mare, oltre le 12 miglia nautiche dalla costa, ma ricadenti all'interno della Zona di protezione ecologica del Mediterraneo nord-occidentale, del Mar Ligure e del Mar Tirreno, dichiarata dall'Italia nel 2011 ed entrata in vigore nel 2012.

Il processo di designazione dei Siti di Interesse Comunitario (SIC) in Zone Speciali di Conservazione (ZSC), previsto dall'articolo 4 della Direttiva e iniziato nel 2013, è arrivato alle sue fasi conclusive, anche per rispondere alla Procedura di Infrazione 2015/2163. Parallelamente, nel 2019, a seguito dell'apertura della messa in mora complementare alla stessa procedura di infrazione della CE contro l'Italia, è stato avviato un lavoro coordinato dal MATTM con le Regioni e Province Autonome, per la riformulazione di obiettivi dettagliati e coerenti rispetto alle esigenze ecologiche e allo stato di conservazione e di misure maggiormente finalizzate al raggiungimento degli obiettivi, con garanzie di attuazione.

Oltre alla superficie coperta, l'efficienza del sistema della Rete Natura 2000 in ambito terrestre e marino dipende in larga misura dalla *governance* e richiede l'adozione di politiche atte a sostenerne la gestione e a garantirne la valorizzazione nei programmi di sviluppo economico e sociale dei territori, attraverso un adeguato e coerente utilizzo dei Fondi Strutturali e dei finanziamenti della PAC dell'Unione Europea, come richiesto dall'obiettivo 1. Nel decennio considerato molte azioni sono state messe in atto in questa direzione, sia per la realizzazione degli obiettivi delle direttive Natura, sia per l'espansione e il rafforzamento della rete N2000 attraverso vari programmi europei. Vi sono stati progressi nell'implementazione della gestione dei Siti N2000 nonché un miglior utilizzo dei fondi (obiettivo 1), grazie a numerose azioni realizzate:

- approvazione di obiettivi e misure di conservazione per la maggior parte dei SIC, che ha consentito la designazione del 97% dei SIC quali ZSC;
- ridefinizione e messa in coerenza di obiettivi e misure di conservazione precedentemente approvati (messa in mora complementare alla procedura di infrazione 2015/2163);
- attivazione del Progetto Mettiamoci in Riga, finalizzato al rafforzamento della *governance* di gestione di Rete Natura 2000;
- realizzazione della banca dati Gestione Natura 2000 quale strumento funzionale alla gestione della rete;
- predisposizione dei PAF da parte delle Regioni e Provincie Autonome, in vista della loro integrazione nei pertinenti strumenti di finanziamento dell'UE;
- attivazione di appositi finanziamenti straordinari per l'attuazione delle misure di conservazione dei siti N2000 all'interno di Parchi Nazionali e Aree Marine Protette;
- partecipazione ai tavoli per la nuova programmazione comunitaria 2021-2027 per integrare i fabbisogni della Rete N2000 negli strumenti programmatori;
- approvazione del Piano di Azione per ridurre l'impatto dei prodotti fitosanitari nelle aree agricole, nelle aree extra agricole e nelle aree naturali protette;
- definizione, nell'ambito del Programma di Misure della Strategia Marina, della nuova misura "Completare la rete di siti Natura 2000 a mare e conseguente individuazione di misure di conservazione";
- utilizzo dei finanziamenti LIFE al fine di attuare gli obiettivi delle Direttive Natura.

Per quanto riguarda la necessità di rafforzare l'efficacia e l'efficienza della procedura di valutazione di incidenza, richiesta dall'obiettivo 2 (e considerata anche tra le priorità di intervento) della SNB, grazie a un lungo e articolato confronto fra Ministero e Regioni e Provincie Autonome, si è arrivati nel dicembre 2019 all'adozione delle nuove Linee Guida nazionali per la Valutazione di Incidenza (GU Serie Generale n.303 del 28/12/2019) e quindi al raggiungimento dell'obiettivo.

Inoltre, nell'ambito del PON *Governance* e Capacità Istituzionale 2014-2020 il MATTM ha attivato due linee di intervento indirizzate al supporto della Rete Natura 2000:

- nel progetto CReIAMO PA (FSE) "Competenze e Reti per l'Integrazione Ambientale e per il Miglioramento delle Organizzazioni della PA" la linea di intervento LQS2 "Rafforzamento della capacità amministrativa in materia di Valutazione di Incidenza (VIncA)";

- nel progetto "Mettiamoci in Riga (FESR)" la linea di intervento L1 "Supporto alla gestione dei siti della Rete Natura 2000" che ha lo scopo di rafforzare la *governance* dei siti attraverso lo sviluppo di strumenti di supporto alla gestione e al monitoraggio.

Per quanto riguarda l'obiettivo 3, volto alla definizione di protocolli di monitoraggio per valutare lo stato di conservazione, la consistenza e le caratteristiche degli habitat e delle specie di interesse comunitario, sono state realizzate azioni rilevanti quali la pubblicazione dei Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario, che presentano i protocolli di monitoraggio specie-specifici ed habitat-specifici, sia per l'ambito terrestre che marino, scaturiti da un processo di condivisione e confronto avvenuto tra ISPRA, Regioni e Province Autonome e le principali Società Scientifiche Italiane. L'obiettivo non si considera però ancora raggiunto in quanto alla definizione dei protocolli di monitoraggio e alla condivisione con i diversi attori coinvolti deve ancora seguire la loro utilizzazione su tutto il territorio nazionale, attraverso l'attuazione di un Piano Nazionale di Monitoraggio. Vi sono stati quindi evidenti progressi relativamente alla definizione dei protocolli di monitoraggio, ma occorre ulteriore lavoro per definire un quadro nazionale. È stato inoltre aggiornato il Programma Nazionale di Monitoraggio in attuazione della Strategia Marina, relativamente agli habitat e specie delle direttive Natura.

Riguardo la necessità di rafforzare l'integrazione della Rete Natura 2000 e delle misure di conservazione negli strumenti di pianificazione e di implementare la valenza e la cogenza dei Piani di Gestione, espressa dall'obiettivo

4 della SNB, rimangono diverse attività sulle quali lavorare, anche se sono state già realizzate alcune azioni quali l'integrazione degli obiettivi e delle misure di conservazione dei Siti Natura 2000 ricadenti all'interno dei perimetri delle aree protette nazionali negli strumenti di pianificazione e regolamentazione o la definizione di linee guida per l'integrazione delle Direttive Acque e Habitat e degli obiettivi ambientali dei Piani di Distretto Idrografico con i Piani di gestione e le Misure di conservazione delle aree protette e i Siti Natura 2000.

Per rendere veramente efficace il sistema della Rete Natura 2000 a terra e a mare, che rappresenta la realtà più significativa nell'ambito delle politiche comunitarie di protezione della natura, sono fondamentali la *governance* e gli strumenti di gestione che richiedono adeguati finanziamenti e un migliore utilizzo dei fondi disponibili. Nell'ultimo decennio alcune criticità hanno riguardato proprio una non efficace integrazione degli interventi settoriali, come ad esempio la PAC, la Politica di Coesione e la PCP, la Politica Comune della Pesca, con la Rete Natura 2000. Sarà necessario lavorare in futuro per garantire l'entrata a pieno regime di misure di conservazione sito specifiche e per raggiungere l'obiettivo generale fissato dalla normativa di riferimento per il conseguimento o il mantenimento dello stato di conservazione favorevole di specie e habitat nelle aree della Rete.

FORESTE

La protezione della biodiversità e dei servizi ecosistemici che essa supporta nelle foreste nazionali è attualmente incentrata sui principi di Gestione Forestale Sostenibile (GFS); questi principi hanno il fine di tutelare e conservare la diversità strutturale e funzionale delle foreste, frenarne il processo di abbandono colturale e culturale, valorizzare il ruolo del bosco e la funzione del settore forestale e delle sue filiere nello sviluppo socioeconomico del Paese.

La tutela e gestione degli ecosistemi forestali è un tema trasversale che è oggi contemporaneamente sottoposto alla competenza di differenti amministrazioni: del Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali (Mipaaf) che è chiamato ad elaborare specifiche linee di programmazione, di coordinamento e di indirizzo in materia di politica forestale nazionale in coerenza con la normativa e gli impegni assunti in sede europea ed internazionale; delle Regioni e Province Autonome per gli aspetti concernenti la gestione del territorio e la produzione e trasformazione di beni; del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare (MATTM), con competenza primaria in materia di tutela e conservazione dell'ambiente e della biodiversità (Codice Ambientale - D.Lgs. n. 152 del 2006); del Ministero per i beni e le attività culturali e per il turismo (MiBACT) per la parte primaria inerente alla conservazione del paesaggio (Codice Urbani - D.Lgs. n. 42 del 2004 e la Convenzione Quadro del Consiglio d'Europa sul valore delle eredità culturale per la società ratificata con Legge 1 ottobre 2020, n. 133).

Il Decreto legislativo n.34 del 3 aprile 2018 "Testo Unico in materia di Foreste e Filiere forestali" mira a rafforzare il coordinamento istituzionale attuato dallo Stato nei confronti delle Regioni e delle autorità locali, nonché a formulare linee guida nazionali sulla pianificazione, la protezione e la gestione attiva del patrimonio forestale nazionale. All'art. 6.1, il D.Lgs. istituisce la Strategia Forestale Nazionale (SFN), la quale promuove la tutela, valorizzazione e gestione sostenibile del patrimonio forestale nazionale, nonché lo sviluppo del settore e delle sue filiere produttive, ambientali e socioculturali, in attuazione degli impegni assunti a livello internazionale ed europeo. A livello europeo, in particolare, si sta predisponendo una nuova Strategia Forestale che mira, in primo luogo, ad avere una dimensione significativa di protezione, ripristino e rimboschimento, in linea con la Strategia dell'UE sulla Biodiversità per il 2030 (che prevede una protezione rigorosa per le ultime foreste primarie e vetuste) e in forte cooperazione con i silvicoltori, gli agricoltori e le comunità locali. In secondo luogo, la Strategia Forestale dell'UE avrà una forte dimensione economica garantendo che la silvicoltura nell'UE, insieme all'agricoltura, sia sempre più sostenibile, sostenendo e rafforzando i vantaggi per la società e fornendo ricompense socioeconomiche sostenibili per agricoltori e gestori forestali.

Per questa area di lavoro la SNB 2020 definiva 14 obiettivi specifici e 10 priorità di intervento. Ben 7 (50%) dei 14 obiettivi specifici (obiettivi 2, 4, 5, 9, 10, 12, 14), definiti dalla SNB 2020 per questa area di lavoro, sono relativi ad azioni di gestione sostenibile; 5 (obiettivi 3, 5, 8, 9, 10) mirano alla tutela e alla protezione del patrimonio forestale nazionale e 3 (obiettivi 7, 8, 11) si occupano nello specifico di valutare, ripristinare e mantenere i servizi ecosistemici offerti dalle foreste. Gli altri obiettivi (1, 6, 13) hanno lo scopo di aumentare le conoscenze sugli ecosistemi forestali armonizzando dati e informazioni nonché le politiche di settore.

Si sottolinea che alcuni obiettivi, in base alla loro formulazione nella SNB, sono inseriti in più di un'area tematica (Figura 8).

Dall'analisi dei dati sullo stato di raggiungimento degli obiettivi della SNB (Rapporto conclusivo della SNB 2020, MATTM, 2021) risulta che (Figura 9) solo due obiettivi (2 e 14, relativi alla gestione sostenibile), pari al 14% del

totale, sono stati raggiunti, tutti gli altri risultano prossimi al raggiungimento con un *trend* positivo relativo a tutti gli obiettivi. Fanno eccezione gli obiettivi 12 e il 13, relativi il primo a "favorire una politica di cooperazione con i Paesi che hanno importanti relazioni commerciali con l'Italia nell'ambito del mercato dei prodotti forestali promuovendo la gestione sostenibile delle loro aree forestali" e il secondo a "sviluppare livelli adeguati di pianificazione integrata tra i settori agroforestale, ambientale, di bacino ed urbanistico – infrastrutturale", che hanno *trend* stabile.

Per quanto riguarda in particolare gli obiettivi relativi ai servizi ecosistemici supportati dalla biodiversità forestale, nonostante il loro mancato raggiungimento, si può considerare in maniera positiva l'andamento verso l'attuazione grazie alla predisposizione di programmi quali Parchi per il Clima e ad alcune attività di rendicontazione a livello nazionale.

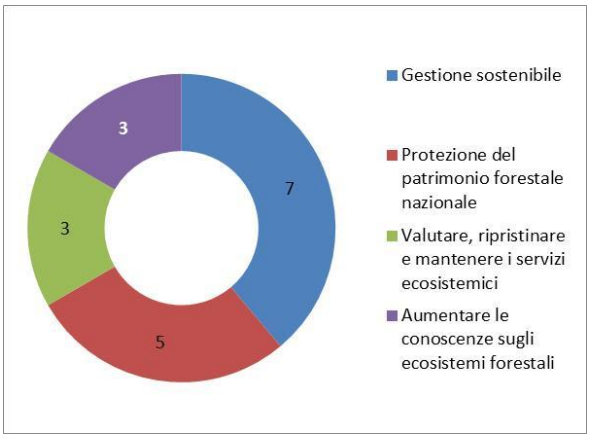


Figura 8. Raggruppamento dei 14 obiettivi specifici in 4 aree tematiche. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021.

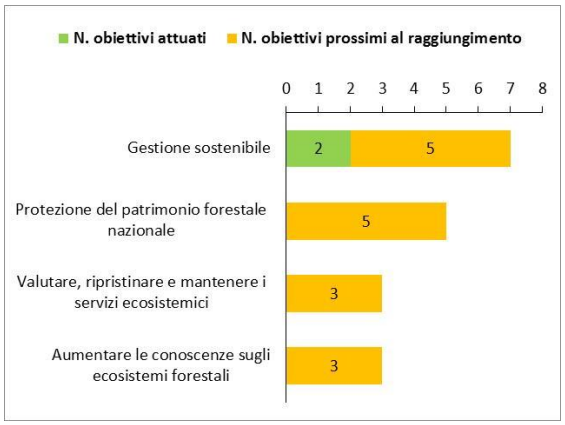


Figura 9. Stato di attuazione degli obiettivi per area tematica. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021.

Per quanto riguarda le priorità di intervento, 5 priorità (b, c, f, i, j) sono relative alla pianificazione e gestione forestale sostenibile, 3 (b, d, h) hanno come obiettivo la tutela della biodiversità e degli ecosistemi forestali, 2 (c, g) riguardano indirettamente il patrimonio forestale e i servizi ecosistemici da esso forniti e 2 (d, e) si occupano del miglioramento delle conoscenze e del monitoraggio delle risorse forestali (Figura 10).

Il quadro complessivo che emerge per le priorità di intervento è migliore rispetto a quello degli obiettivi in quanto risultano attuate 4 priorità (a, f, d, j) su 10 (40% del totale, con un *trend* in miglioramento); di queste, nello specifico, 3 sono relative alla pianificazione e gestione forestale sostenibile (a, f, j) e 1 al monitoraggio e all'aumento delle conoscenze sugli ecosistemi forestali nazionali (d) (Figura 11).

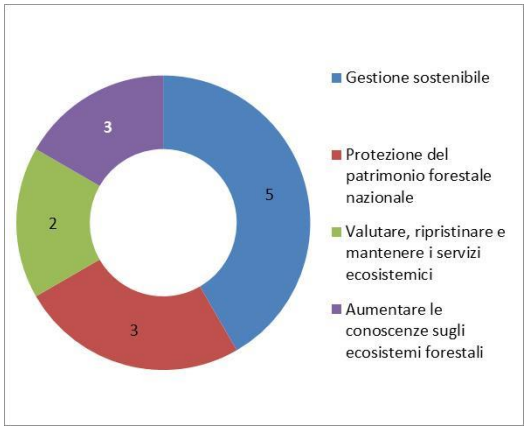


Figura 10. Raggruppamento delle priorità di intervento in 4 aree tematiche. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021.

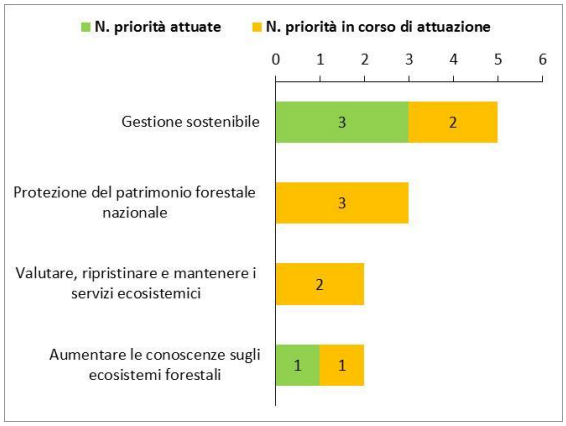


Figura 11. Stato di attuazione delle priorità di intervento per area tematica. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021.

AMBIENTE MARINO

Per l'ambiente marino la SNB 2020 prevedeva 11 obiettivi specifici e 23 priorità di intervento. Avendo come denominatore comune la tutela della biodiversità e delle sue differenti componenti biotiche ed abiotiche, la quasi totalità degli obiettivi e delle azioni associate condotte dal paese nell'ambito della SNB hanno influenze dirette o indirette sullo stato del Capitale Naturale e sui Servizi Ecosistemici.

Sempre per quanto riguarda l'ambito marino è indispensabile ricordare il forte impulso impresso dall'attuazione della Direttiva Quadro per la Strategia Marina (MSFD) che ha caratterizzato il decennio in oggetto. È infatti del 13 ottobre 2010 (a distanza di circa una settimana dall'adozione della SNB) l'emanazione del D.Lgs. n. 190, che ha dato attuazione alla Direttiva 2008/56/CE (*Marine Strategy Framework Directive*, MSFD), fornendo gli strumenti diretti per l'elaborazione di strategie per l'ambiente marino e per l'adozione delle misure necessarie a conseguire e a mantenere un buono stato ambientale entro il 2020.

La MSFD si basa sull'applicazione dell'Approccio Ecosistemico, importante strumento nato in seno alla CDB e adottato nel 2010 alla COP di Nairobi, per garantire la sostenibilità ambientale di tutte le attività antropiche che insistono sul mare. La Direttiva 2008/56/CE, inserita nell'*Acquis communitaire,* prevede un approccio integrato che ricomprende tutti gli altri strumenti e direttive che, in qualche modo, hanno effetti sull'ambiente marino, e costituisce il pilastro ambientale della politica marittima dell'Unione Europea, con l'obiettivo che gli Stati membri raggiungano il Buono Stato Ambientale (GES, "*Good Environmental Status*") per le proprie acque marine. obiettivo originariamente richiesto proprio per il 2020. La MSFD, insieme alle Direttive Habitat e Uccelli, fornisce infatti un robusto quadro politico e giuridico agli Stati Membri per l'adempimento degli impegni internazionali relativi alla protezione della biodiversità marina nella sua globalità e, in questo ambito, l'Italia ha definito programmi di monitoraggio per habitat e specie per il raggiungimento del Buono Stato Ambientale e dei Traguardi Ambientali, consentendo anche di valutare l'efficacia dei Programmi di Misure intrapresi. La MSFD, in linea con l'obiettivo di coerenza e sinergia con quanto previsto dalla Direttiva Quadro Acque (WFD) e gli altri strumenti normativi comunitari, ha così portato ad una valutazione iniziale dello stato ambientale e dell'impatto delle attività antropiche sull'ambiente marino (ex art. 8), sulla base dei dati e delle informazioni esistenti, inclusi quelli derivanti dall'attuazione del D.Lgs. 152/2006, alla definizione del buono stato ambientale da conseguire entro il 2020 e dei traguardi ambientali necessari a garantire tale obiettivo (ex artt. 9 e 10). Sono stati successivamente definiti ed avviati i programmi di monitoraggio coordinati per la valutazione continua dello stato ambientale delle acque marine (ex art. 11) ed il Programma di Misure (ex art. 12). Come previsto dalla normativa, sulla base del principio della gestione adattativa, tutte le fasi definite per il primo ciclo attuativo sono state poi oggetto di revisione ed aggiornamento e, nel 2018 si è proceduto all'aggiornamento della valutazione ex art. 8, delle definizioni di GES e Target e nel 2020 del Programma Nazionale di Monitoraggio.

La SNB prevedeva inoltre diverse priorità di intervento per l'acquacoltura, considerato un settore innovativo per la produzione di alimenti di origine acquatica, da sviluppare nell'ambito di un quadro normativo che favorisca l'imprenditoria e l'innovazione, garantisca il rispetto di norme rigorose per l'ambiente e la salute pubblica e risulti compatibile con un elevato livello di protezione dell'ambiente naturale. In applicazione all'art. 34 della Politica Comune della Pesca (Regolamento 1380/2013), ISPRA ha redatto per il MiPAAF il Piano Strategico Acquacoltura 2014-2020 (MiPAAF, 2015), che fissa gli obiettivi e le azioni strategiche per garantire lo sviluppo sostenibile del settore secondo l'approccio ecosistemico (priorità c, p).

Relativamente all'impiego in acquacoltura di specie esotiche e di specie localmente assenti, è stata data applicazione ai Regolamenti comunitari 708/2007, 506/2008, 535/2008 e 304/2011. È stato quindi possibile valutare le domande di introduzione presentate attraverso il Comitato specie aliene istituito dal MiPAAF (D.M. 28/07/2016) e raggiungere i risultati attesi (priorità t).

È stato implementato il monitoraggio e controllo della salute e sicurezza delle specie di acquacoltura e dei relativi prodotti (priorità u) con il recepimento della Direttiva 2006/88/CE (D.Lgs. 148/2008).

Nell'ambito del processo di pianificazione dello spazio marittimo (priorità c), ISPRA ha fornito supporto strategico alle amministrazioni competenti (MIT, MiPAAF), elaborando nel 2020 la Guida Tecnica per l'Assegnazione di Zone marine per l'Acquacoltura (*Allocated Zone for Aquaculture*, AZA) e il monitoraggio ambientale delle attività d'acquacoltura marina (priorità c, f, s).

Con riferimento allo sviluppo di linee guida e indirizzi specifici per la valutazione dell'impatto ambientale dell'acquacoltura e dell'itticoltura intensiva, non è stato ancora dato seguito all'art. 111 di cui al D.Lgs. 152/2006. Tale attività è stata tuttavia prevista dal MATTM nel 2021. In ambito MSFD è prevista una implementazione dei programmi di monitoraggio per l'acquacoltura marina nel prossimo sessennio, anche sulla base di quanto proposto nella Guida Tecnica AZA (ISPRA, 2020) (priorità f, s).

La SNB riconosce inoltre l'importanza dei servizi ecosistemici interconnessi con le attività estrattive. L'acquacoltura italiana si caratterizza per un'elevata produzione di molluschi bivalvi (60% della produzione nazionale) cui sono riconosciuti diversi servizi ecosistemici, per i quali andrà valutato il capitale naturale (priorità m). I molluschi forniscono, ad esempio, servizi di fornitura e regolazione sottraendo nutrienti, azoto e fosforo dall'acqua e con la captazione e lo stoccaggio del carbonio e servizi di supporto per specie e habitat. Oltre 500 concessioni per l'allevamento dei molluschi bivalvi sono localizzate in aree marino costiere e 130 ambienti di transizione, di elevato valore ambientale (Siti Natura 2000), per una superficie di oltre 110.000 ha, ospitano attività di molluschicoltura che contribuiscono al mantenimento della qualità ambientale e al benessere delle comunità locali.

Con l'intento di fornire una visione di sintesi dei risultati raggiunti dalla SNB rispetto alla molteplicità di obiettivi ed azioni, sono state identificate 5 principali aree tematiche (Figura 12):

- Aumento delle conoscenze degli ecosistemi e del loro stato di salute (obiettivi 1, 2)
- Valutazione dell'entità delle pressioni di origine antropica sull'ambiente (obiettivi 1, 2, 9) e riduzione/mitigazione degli impatti (obiettivi 4, 9)
- Contabilità ambientale e valutazione di specifici *stock* del Capitale Naturale (obiettivi 6, 8)
- Protezione dell'ambiente e dei servizi ecosistemici attraverso il rafforzamento del network di aree protette (obiettivi 4, 5), la pianificazione della gestione dello spazio marittimo (obiettivi 6, 7), l'attuazione di politiche integrate di protezione e sviluppo a scala sub-regionale, regionale e globale (obiettivi 10)
- Diffusione delle conoscenze sull'ambiente marino e le sue valenze attraverso la realizzazione di attività di formazione e sensibilizzazione (obiettivo 11).

È importante notare come alcuni obiettivi, in base alla loro formulazione nella SNB, siano inseriti in più di un'area tematica. Dall'analisi dei dati sullo stato di raggiungimento degli obiettivi (Figura 13) in generale poco più di un terzo degli obiettivi sono stati raggiunti, l'unica area tematica in cui sono stati ottenuti risultati pienamente soddisfacenti è la diffusione delle conoscenze disponibili sull'ambiente marino mediante attività di formazione e sensibilizzazione. In tutte le altre aree, solo alcuni degli obiettivi sono stati conseguiti, i rimanenti essendo tuttavia considerati prossimi al raggiungimento. Un dato particolarmente incoraggiante emerge dall'analisi dei *trend* relativi al periodo di riferimento (2011-2020), positivi per tutti gli obiettivi specifici considerati.

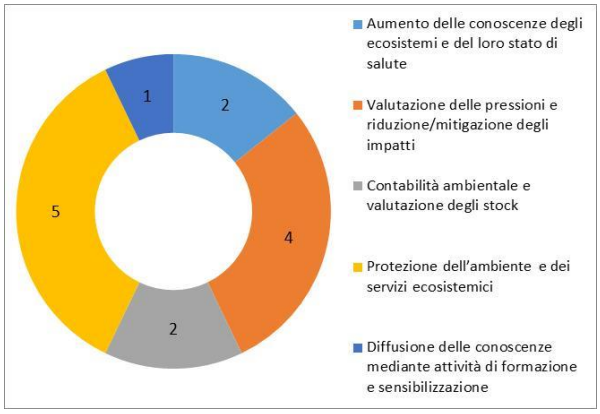


Figura 12. Raggruppamento degli obiettivi specifici in 5 aree tematiche. Nota: alcuni obiettivi rientrano in più di un'area tematica. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021.

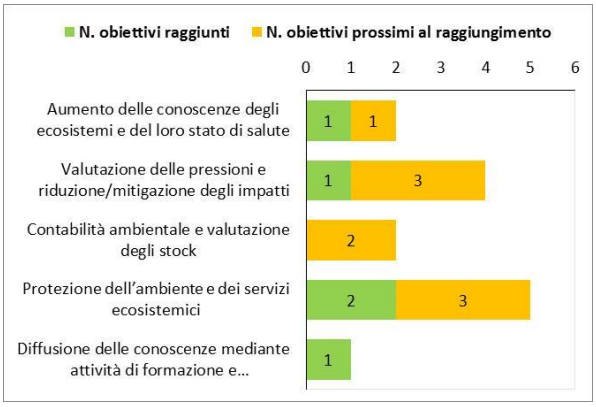


Figura 13. Stato di attuazione degli obiettivi per area tematica. Nota: alcuni obiettivi rientrano in più di un'area tematica. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021.

Anche per quanto riguarda le priorità di intervento individuate nell'ambito della SNB, numerose sono le interconnessioni con i temi propri del Capitale Naturale. Analogamente a quanto proposto per gli obiettivi, le priorità di intervento possono essere riferite a 8 principali aree tematiche (Figura 14):

- Miglioramento delle conoscenze su habitat marini attraverso la ricerca scientifica (priorità e ii)
- Mantenimento/raggiungimento del buono stato ecologico dell'ambiente marino attraverso l'implementazione di Direttive comunitarie (priorità a)
- Contenimento e mitigazione degli impatti (in particolare su specie protette) derivanti da attività antropiche mediante ratifica di Convenzioni internazionali, recepimento e applicazione di Direttive e Regolamenti comunitari (priorità h, i, j, k, t, s, u, g)
- Rafforzamento del sistema di aree protette (priorità l)
- Ratifica e applicazione di protocolli per la gestione integrata della fascia costiera secondo l'approccio ecosistemico (priorità b)
- Pianificazione dello spazio marittimo e gestione della fascia costiera (priorità c)
- Monitoraggio dello stato e dei livelli di sfruttamento dell'ambiente marino anche in base a quanto richiesto da Direttive comunitarie (priorità e, iii, f)
- Mantenimento dei servizi ecosistemici attraverso la gestione delle attività di pesca e acquacoltura (priorità m, n, o, p).

Uno schema di sintesi sullo stato di attuazione delle priorità per ciascuna area tematica è riportato nella Figura 15. Il maggior numero di priorità di intervento ha riguardato il contenimento e mitigazione degli impatti derivanti dalle attività umane (8 priorità, di cui 4 attuate e 4 in corso di attuazione) e il mantenimento dei servizi ecosistemici attraverso la gestione delle attività di pesca (4 priorità, di cui 2 attuate e 2 in corso). Per il monitoraggio dello stato e dei livelli di sfruttamento dell'ambiente marino sono state individuate 2 priorità ed entrambe hanno raggiunto la piena attuazione. Anche le tre priorità riguardanti il miglioramento delle conoscenze sugli habitat marini attraverso la ricerca scientifica, il mantenimento/raggiungimento del buono stato ecologico dell'ambiente attraverso l'attuazione di Direttive comunitarie e la pianificazione dello spazio marittimo e la gestione della fascia costiera sono state attuate; rimangono invece in via di attuazione le due priorità relative al rafforzamento del sistema di aree protette e alla ratifica ed applicazione di protocolli per la gestione integrata della fascia costiera e all'implementazione di Convenzioni internazionali per la protezione dell'ambiente. Il quadro complessivo che emerge può essere considerato positivo, con 11 priorità attuate (58%) e 8 in corso di attuazione (42%).

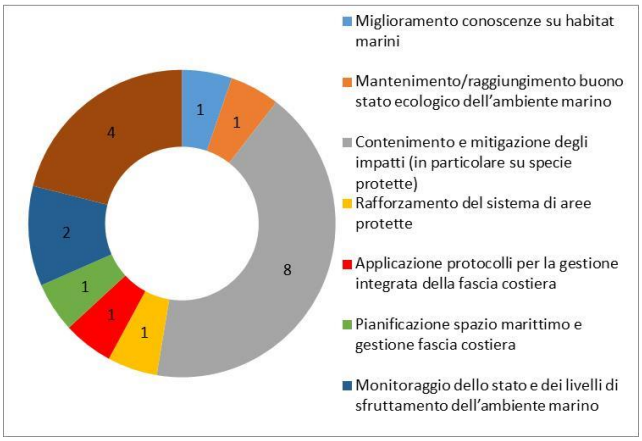


Figura 14. Raggruppamento delle priorità di intervento in 8 aree tematiche. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021.

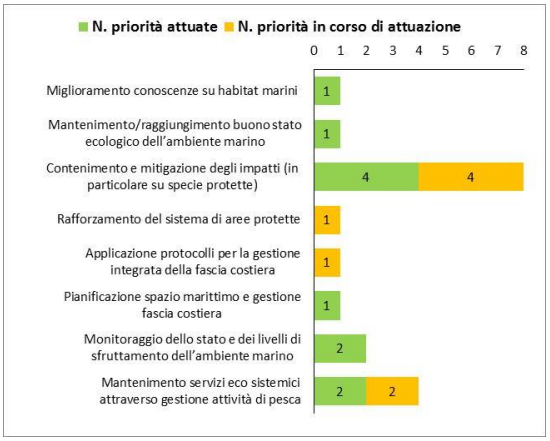


Figura 15. Stato di attuazione delle priorità di intervento per area tematica. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021.

2.2 Stato di conservazione dell'avifauna in Italia

2.2.1 Gli uccelli come gruppo di elezione per la conoscenza ed il monitoraggio della biodiversità in Italia

La nuova Strategia europea sulla Biodiversità richiede agli Stati membri, tra le altre cose, di attivarsi per migliorare significativamente lo stato di conservazione delle specie protette dalla Direttiva Uccelli e dei loro habitat.

L'obiettivo si aggiunge alla richiesta dell'Agenda mondiale 2030 di salvaguardare e migliorare lo stato di conservazione di specie e habitat terrestri. Il Quarto Rapporto sul Capitale naturale ha messo assieme, per la prima volta, i vari approcci alla definizione dello stato di conservazione degli uccelli nel nostro Paese, facendo emergere un quadro di conoscenze molto avanzato, tale da permettere di delineare le azioni necessarie a rispondere agli obiettivi delle strategie europea e mondiale.

Grazie alla loro diffusione, visibilità, contattabilità, bellezza di colori, forme e canti, gli uccelli costituiscono a livello globale il gruppo di animali di gran lunga meglio noto su base storica, geografica e di specie. Anche in Italia, le serie temporali di dati faunistici più estese, le campagne di osservazione ed i rilevamenti faunistici più rilevanti, le comunità più vaste di cittadini amatori che partecipano ad iniziative di studio e monitoraggio ambientale si riferiscono agli uccelli.

Il primo migratore in transito autunnale venne inanellato nel nostro Paese nel 1929. Da allora, oltre 10 milioni di uccelli sono stati marcati individualmente da centinaia di inanellatori che, con il coordinamento del Centro Nazionale di Inanellamento ISPRA e gratuitamente per lo Stato, offrono uno sforzo di campionamento pari, su base annuale, ad oltre 20.000 giorni/uomo trascorsi sul campo. Un'impresa che permette di acquisire dati di forte rilevanza applicativa secondo protocolli standardizzati a livello internazionale.

Sul finire degli anni '70 e nuovamente negli ultimissimi anni, moltissimi ornitologi professionisti ed amatori, individualmente ovvero in gruppi e organizzazioni, hanno raccolto dati, in tutta Italia, per descrivere la distribuzione geografica, altitudinale, di habitat e stimare l'abbondanza delle centinaia di specie di uccelli che nidificano in Italia, censire e monitorare gli uccelli acquatici svernanti e in generale consentire la conoscenza dell'avifauna, permettendo di inserire anche l'Italia nell'enorme sforzo che ha portato alla nuova edizione dell'Atlante degli uccelli nidificanti in Europa, grazie anche alla piattaforma di *citizen science* www.ornitho.it.

Gli uccelli, dunque, costituiscono un taxon privilegiato riguardo al livello di coinvolgimento del pubblico e al livello di conoscenza già acquisito dagli esperti. Essi stessi sono obiettivi di conservazione imprescindibile e, al tempo stesso, mezzi di conoscenza per definire lo stato di conservazione degli habitat, degli ecosistemi e in ultima analisi persino la qualità della vita dei cittadini italiani, europei, del mondo intero.

Giungere ad un approccio pienamente organizzato, efficace ed efficiente per il monitoraggio degli uccelli e la programmazione di quanto serve per conservarli, anche in un'ottica quantitativa, è un obiettivo ormai imprescindibile, alla portata del nostro Paese e di tutti gli Stati membri dell'Unione europea. Il presente contributo, inquadrando Italia il tema dell'avifauna nel contesto del capitale naturale, fa tesoro di un lavoro ormai decennale finalizzato a conoscere e proteggere gli uccelli e offre un quadro d'insieme per una messa a sistema dei diversi approcci sin qui utilizzati allo scopo.

I paragrafi che seguono contengono:

- le sintesi e le analisi dei risultati del Reporting ai sensi della Direttiva Uccelli, dello Stato di conservazione e della Lista rossa (con riferimento alle SPEC - *Species of European Conservation Concern*).
- un quadro sui lavori in tema di migrazione degli uccelli e la loro rilevanza,
- spunti circa l'inquadramento dell'avifauna nel contesto del capitale naturale
- alcune considerazioni finali e raccomandazioni di azione.

2.2.2 Il Reporting ai sensi della Direttiva Uccelli

La compilazione del Rapporto nazionale e la sua trasmissione alla Unione Europea, ai sensi della Direttiva 147/2009/CE "Uccelli" dell'Unione Europea, oltre ad essere un adempimento ormai ineludibile per gli Stati membri, rappresenta per l'Italia una fase cruciale di valutazione dello stato demografico delle specie di uccelli e

degli ambienti naturali che li ospitano, nonché l'occasione per stilare un bilancio sulle azioni intraprese e le criticità incontrate, nella prospettiva che i dati orientino nel modo più efficiente e razionale le politiche e strategie di conservazione.

Per un approfondimento sul Reporting relativamente a riferimenti normativi, scopi, format e fonti utilizzate per la compilazione, si rimanda all'Allegato A.

Il Rapporto 2013-2018 ha raccolto informazioni su tutte le specie nidificanti nel territorio italiano presenti nella Check-list (ovvero l'elenco ufficiale delle specie sul cui stato l'Italia è tenuta a rendicontare), e su gran parte delle specie acquatiche svernanti.

Sono state rendicontate 336 popolazioni appartenenti a 306 diverse specie (Figura 16). A 268 popolazioni nidificanti (254 autoctone, 14 non native), si aggiungono 56 popolazioni svernanti (di cui 35 appartengono a specie esclusivamente svernanti) e 12 popolazioni migratrici (di cui 8 appartengono a specie esclusivamente svernanti) (Figura 17). Oltre il 60% delle specie nidificanti ha popolazioni al di sotto delle 10.000 coppie.

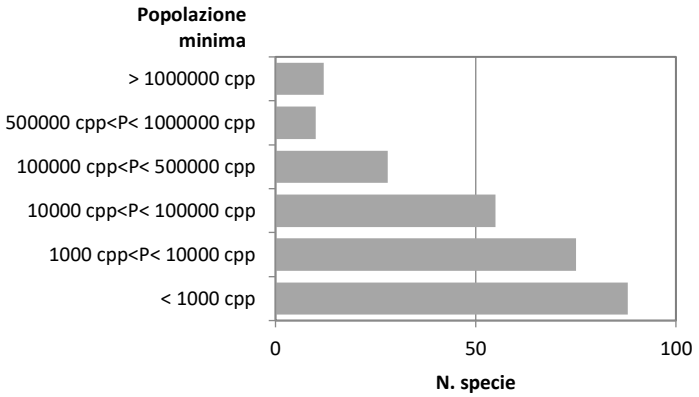


Figura 16. Numero di specie nidificanti suddivise secondo classi demografiche (stima minima della popolazione).

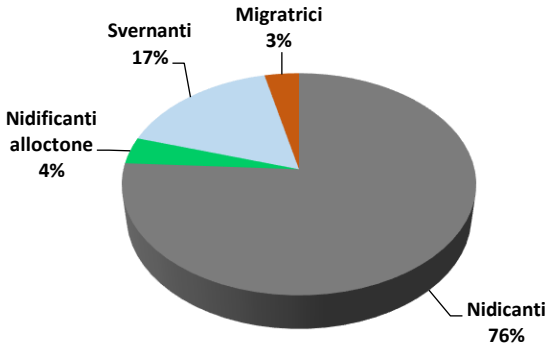


Figura 17. Ripartizione delle specie trattate nel Rapporto nazionale 2013-2018 in base alla classe fenologica.

Le popolazioni *trigger*, ovvero appartenenti a specie nidificanti che, per il particolare significato conservazionistico o per le loro implicazioni gestionali, hanno giustificato l'istituzione di Zone di Protezione Speciale, rappresentano il 40% del totale, e 124 specie sono inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli. Questo gruppo include la gran parte dei rapaci diurni (Accipitriformi + Falconiformi, 86%) e dei Ciconiformi (82%), ed oltre la metà delle specie di Caradriformi (55%), Gruiformi (54%) e Galliformi (50%). Le specie di Allegato I hanno per lo più popolazioni nidificanti al di sotto delle 10.000 coppie ed areali che si estendono in meno di un quinto della superficie nazionale.

Uno sguardo di insieme sullo stato dell'avifauna italiana nidificante può essere espresso dall'andamento dei *trend* di popolazione nel breve termine (Figura 18), che rispecchiano i processi in atto nel corso dell'ultimo decennio: quasi la metà delle specie presenta un incremento di popolazione o una stabilità demografica ma quasi un quarto delle specie risulta in decremento.

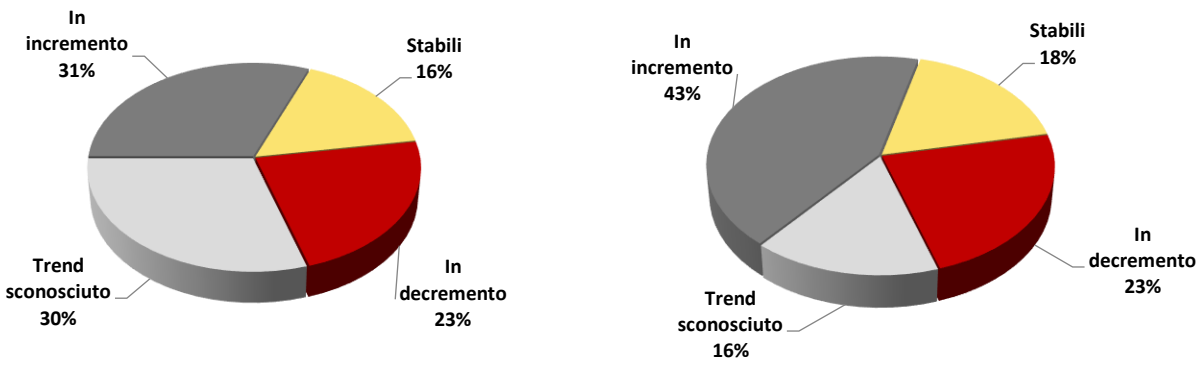


Figura 18. Ripartizione delle specie secondo il *trend* demografico nel breve termine: a sinistra gli uccelli nidificanti, a destra gli uccelli svernanti.

Nelle specie nidificanti, *trend* di popolazione negativi (in totale 58) compaiono nella maggior parte degli ordini, ma l'ordine dei Passeriformi annovera il maggior numero di popolazioni in calo. Tra i non Passeriformi particolarmente penalizzate risultano gli Ardeidi (4 specie) e i Galliformi (3 specie). Tra le specie con i maggiori decrementi sono da segnalare la Starna *Perdix perdix*, il Re di quaglie *Crex crex*, il Fratino *Charadrius alexandrinus*, la Sgarza ciuffetto *Ardeola ralloides*, la Nitticora *Nycticorax nycticorax* e il Lanario *Falco biarmicus*. Tra i Passeriformi risultano in decremento numerico 44 specie, di cui 8 specie di Silvidi, 4 Passeridi, 4 Motacillidi, 5 Fringillidi e 3 di Lanidi. Particolarmente critiche sono le situazioni del Migliarino di palude *Emberiza shoeniclus*, dell'Averla capirossa *Lanius senator* e del Saltimpalo *Saxicola torquatus*. Da un punto di vista ambientale, il maggior numero di specie con *trend* negativo vive nelle zone umide (almeno 18 specie coinvolte) e negli ambienti agricoli (27 specie, tutte appartenenti ai Passeriformi).

L'analisi delle classi di pressione permette di comprendere quali siano i processi ambientali di maggiore importanza per la conservazione degli uccelli (Tabella 1).

Tabella 1. Le classi di pressione/minaccia sulle specie di uccelli italiani

		importanza	
codice	Classe di pressione/minaccia	alta	media
G10	Caccia illegale, uccisioni illegali	29	60
A21	Uso di agrofarmaci in agricoltura	10	57
F07	Attività sportive, turistiche e per il tempo libero	9	54
A02	Conversione di habitat agricoli in altre tipologie di habitat agricoli (escluse le conversioni tramite drenaggio e bruciatura)	10	45
F26	Drenaggio, bonifica e conversione delle zone umide (ad esempio paludi, paludi, paludi, habitat alluvionali) da adibire ad insediamenti umani o aree per lo svago	9	41
D06	Linee elettriche e di telecomunicazioni	19	22
A07	Abbandono della gestione tradizionale o dell'uso di altri habitat agricoli e agroforestali (diversi dai prati)	5	35

F16	Inquinamento diffuso di acque superficiali o freatiche causato da altre attività e strutture residenziali e per lo svago.	14	25
F17	Inquinamento diffuso di acque superficiali o freatiche causato da altre attività e strutture industriali e commerciali	14	25
A06	Abbandono delle pratiche tradizionali di gestione dei prati (cessazione del pascolo e dello sfalcio)	11	27
A26	Inquinamento idrico diffuso di origine agricola	3	35
F27	Drenaggio, bonifica e conversione delle zone umide (ad esempio paludi, paludi, paludi, habitat alluvionali) da adibire ad insediamenti industriali e commerciali	5	33
D01	Energia eolica, mareomotrice ed ondomotrice ed infrastrutture annesse	18	19
A31	Drenaggio per uso agricolo	6	29
I04	Specie native problematiche	9	26

Le macrocategorie di pressione più frequentemente coinvolte sono riferibili alle attività agricole, ma spesso ricorrono anche minacce di cambiamenti degli habitat imputabili allo sviluppo di aree residenziali e di servizi, nonché legate allo sfruttamento delle risorse biologiche. Esaminando invece categorie di minaccia con un più elevato livello di specificazione, figurano ai primi posti la caccia illegale, l'uso di agrofarmaci, la pratica di attività sportive, la conversione di habitat agricoli, il drenaggio e la bonifica di zone umide, le istallazioni elettriche (in particolare per il loro impatto in termini di elettrocuzione) e l'abbandono delle pratiche agricole tradizionali (Figura 19).

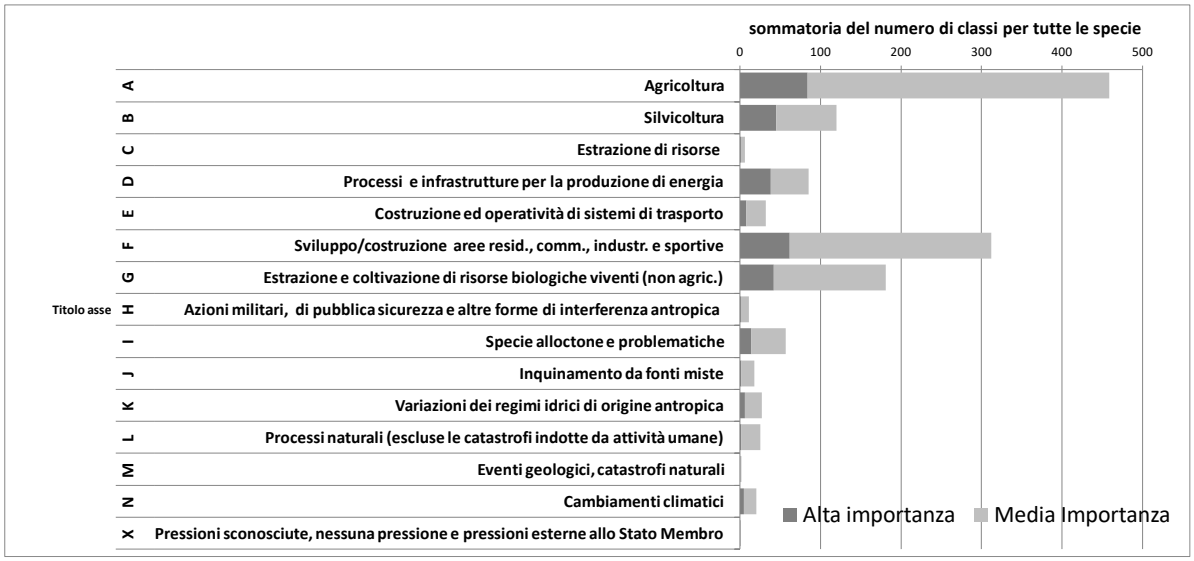


Figura 19. Macrocategorie di pressione/minaccia più ricorrenti per le specie di uccelli.

Le informazioni ricavabili dai tesserini venatori non permettono ancora di condurre un'analisi esaustiva del reale impatto dell'attività venatoria sulle specie cacciabili, in quanto solo una parte delle regioni ha fornito i database degli uccelli abbattuti durante il periodo di rendicontazione, e non tutte le regioni hanno aderito alla richiesta di invio dei dati. I dati pervenuti indicano comunque che, in termini di numero di capi, i Passeriformi (i Turdidi in particolare) rappresentano più di tre quarti degli uccelli abbattuti. Tra i dati di catturato più significativi sono da evidenziare, oltre ai Turdidi, quelli del Colombaccio *Columba palumbus*, del Fagiano comune *Phasianus colchicus* e dell'Allodola *Alauda arvensis* (Figura 20).

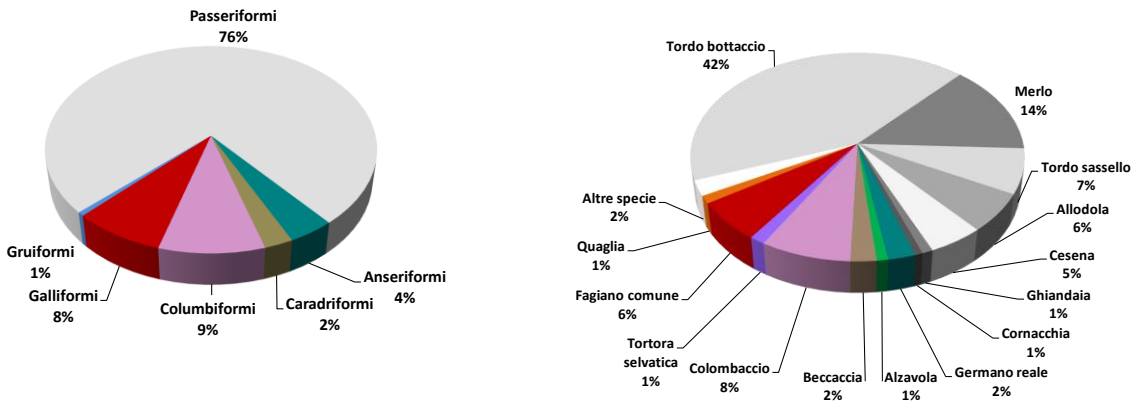


Figura 20. Impatto dell'attività venatoria per Ordini (a sx) e per le specie più catturate (a sx).

Il Reporting ha infine permesso di effettuare una valutazione della qualità delle informazioni raccolte e pervenute, che riflette la qualità delle attività di monitoraggio delle popolazioni di uccelli. Come emerge dai grafici, per molte specie la dimensione della popolazione, essendo ancora il frutto di stima *expert-based*, è ancora molto approssimativa, soprattutto per le specie a più larga diffusione nel territorio nazionale.

Inoltre, per molte specie, in particolare per molte specie diffuse, il *trend* di popolazione, tanto nel breve termine quanto nel lungo termine, risulta sconosciuto, in quanto solo un set limitato di specie viene periodicamente sottoposto a monitoraggio. Molto carenti risultano inoltre i monitoraggi nelle Zone di protezione speciale. Per contro, risultano invece soddisfacenti le informazioni riguardanti la distribuzione delle specie, che grazie soprattutto ai progetti di *citizen science*, permettono oggi di ricostruire un quadro realistico degli areali delle specie e delle loro variazioni nel tempo.

Si ritiene che un monitoraggio nazionale a supporto della redazione del Rapporto nazionale potrà contribuire a colmare molte delle carenze riguardanti l'avifauna italiana e a razionalizzare o meglio finalizzare l'attività di raccolta e di archiviazione dei dati. A tale proposito l'ISPRA sta elaborando una proposta di monitoraggio che possa coinvolgere i diversi portatori di interesse: le amministrazioni regionali, gli enti gestori delle ZPS e gli ornitologi, coinvolti nello studio dell'avifauna ora all'interno delle strutture accademiche e degli enti di ricerca, ora nell'ambito dell'associazionismo e della conservazione.

Più in generale, come ripeteremo avanti, è di fondamentale importanza che i vari approcci allo studio dello stato dell'avifauna descritti in questo lavoro (Reporting, Stato di conservazione, FRV, Liste rosse, SPEC) siano messi a sistema, a fini cognitivi e di programmi per la tutela e la conservazione.

Stato di conservazione

Come visto al Paragrafo 1.2, la Strategia europea sulla Biodiversità per il 2030 prescrive agli Stati membri, tra le altre cose, di evitare il deterioramento delle tendenze e dello stato di conservazione di tutti gli habitat e le specie protetti dalla Direttiva Habitat e dalla Direttiva Uccelli entro il 2030. In particolare, gli Stati membri dovranno assicurare che almeno il 30% delle specie e degli habitat il cui attuale stato di conservazione non è soddisfacente lo diventi o mostri una netta tendenza positiva.

Il concetto di stato di conservazione è centrale per la Direttiva Habitat (articolo 2) e la Strategia europea sulla biodiversità ben evidenzia e conferma come i principi che sottendono a tale concetto debbano indubbiamente essere applicati anche alla Direttiva Uccelli. Insieme, le due direttive costituiscono dunque strumenti fondamentali per fermare il declino della biodiversità negli Stati membri dell'Unione europea.

Secondo le linee guida per l'implementazione della Direttiva Habitat, gli Stati membri sono tenuti a fornire una valutazione dello stato di conservazione per ciascuna specie e habitat, un'indicazione delle tendenze demografiche e un'indicazione del Valore di Riferimento Favorevole o "*Favourable Reference Value*" (da ora in avanti FRV), ovvero un obiettivo di conservazione a lungo termine tale da rappresentare una situazione indubbiamente favorevole per

una data specie, in grado di garantire ottime possibilità di persistenza nel lungo periodo (per un approfondimento sul tema del FRV si rimanda all'Allegato A).

Lo stato di conservazione consta di tre componenti: popolazione (vengono considerate sia la dimensione della stessa sia il *trend* demografico), habitat, e areale di distribuzione. Viene inoltre valutata una componente di prospettiva inerente alle condizioni ambientali future.

Per quanto riguarda le specie, lo stato di conservazione è considerato soddisfacente quando i dati relativi alla popolazione di una specie mostrano una persistenza a lungo termine, la sua abbondanza e distribuzione risultano stabili o in incremento e gli habitat utilizzati dalla specie sono considerati sufficienti in quanto a estensione e qualità per garantirne la persistenza sul lungo periodo. Un'appropriata valutazione dello stato di conservazione è imprescindibile per pianificare correttamente le strategie di conservazione e di gestione di specie e habitat.

Al fine di fornire uno strumento intuitivo di comprensione sintetica, è stata proposta una simbologia a semaforo:

- il semaforo *rosso* indica uno stato di conservazione cattivo (forte declino numerico e/o popolazioni molto ridotte/localizzate);
- il semaforo *giallo* indica uno stato di conservazione inadeguato (situazioni di declino contenuto e/o dimensione ridotta delle popolazioni);
- il semaforo *verde* indica uno stato di conservazione favorevole (status da mantenere);
- il semaforo *bianco* indica uno stato di conservazione sconosciuto (cioè uno status da approfondire).

Prima di poter attribuire il giudizio a ciascuna voce è infine necessario verificare se vi sono fattori ambientali o antropici che possono impedire di raggiungere o mantenere uno stato di conservazione favorevole (le cosiddette *warning lights*).

Sebbene, ragionevolmente, la conservazione degli uccelli debba muovere in primis dalle popolazioni nidificanti sul territorio nazionale, è altresì importante evidenziare come sia indispensabile garantire a tutte le specie ornitiche protette dalla Direttiva Uccelli condizioni favorevoli durante l'intero ciclo vitale.

Per quanto concerne le specie migratrici, dunque, è necessario contribuire agli sforzi di conservazione in una logica di "flyway" o rotta migratoria, concetto centrale nella Convenzione delle Nazioni Unite per le Specie Migratrici, fondato sulla cooperazione tra Paesi (in questo caso anche extra Unione europea). Va inoltre evidenziato come anche per le specie sedentarie caratterizzate da ampio areale di distribuzione (ad esempio il Gipeto recentemente introdotto sulle Alpi), spesso le popolazioni ornitiche insistano su più paesi e la loro conservazione richieda quindi uno sforzo coordinato, anche in termini di definizione dello stato di conservazione.

D'altro canto, occorre evidenziare come, in caso di possibile individuazione di più popolazioni distinte sul territorio nazionale, sia possibile e auspicabile valutare lo stato di conservazione e ove possibile fornire l'FVR per ciascuna di esse. Da un punto di vista gestionale, si rende necessario monitorare come ciascun sito (nel caso degli uccelli, ciascuna Zona di Protezione Speciale) o sistema di siti funzionalmente interconnessi tra loro, contribuisca alla conservazione delle specie protette dalle direttive. Sarebbe inoltre auspicabile indicare dei target di popolazione locali, per ciascun sito o sistema di siti, secondo una logica multi-scalare che metta in relazione le diverse scale geografiche, puntando al raggiungimento dell'obiettivo rappresentato dall'FRV a scala ampia attraverso il contributo delle singole aree.

Secondo l'aggiornamento del 2019, 76 specie risultano in cattivo stato di conservazione (30%), 83 specie versano in uno stato di conservazione inadeguato (33%), e 74 sono state valutate in uno stato favorevole di conservazione (30%). Infine, per 17 specie (7%) lo stato di conservazione è sconosciuto, essendo troppo scarse le conoscenze su questi taxa per una valutazione fondata.

Tali risultati possono essere analizzati per Ordine tassonomico, per regione biogeografica e tramite macro-tipologie ambientali, utilizzando una suddivisione in 10 contesti, semplice e intuitiva ma al tempo stesso 'fondata' da un punto di vista ecologico, proposta dalla Lipu (Gustin *et al.,* 2019).

Stato di conservazione degli uccelli nidificanti suddiviso per Ordine

Per quanto concerne la suddivisione per Ordine, come illustrato in Tabella 2, si evidenzia come siano i Galliformi a destare maggiore preoccupazione.

Nessuna delle 9 specie è in uno stato di conservazione favorevole e ben 7 su 9 (78%) sono in cattivo stato. Si tratta di specie oggetto di caccia. In assenza di grandi e perduranti carenze sui dati inerenti al prelievo venatorio, non è possibile assumere che la caccia condotta in questi decenni sia stata sostenibile. Dato lo stato di conservazione complessivo dei Galliformi, è anzi molto probabile il contrario.

Un dannoso effetto collaterale della caccia è che i rilasci di specie o popolazioni non autoctone hanno portato ad ibridazione o a perdita delle caratteristiche genetiche originarie (ad es. per la Starna (*Perdix perdix*), la Coturnice (*Alectoris graeca*) e la Pernice rossa *Alectoris rufa*). Per le specie alpine completa il quadro l'impatto dei cambiamenti climatici e l'abbandono dell'agricoltura tradizionale, in aree montuose e collinari. Stante di fatto che la maggior parte di queste specie (tutte, con l'eccezione della Quaglia (*Coturnix coturnix*) è stanziale, cioè non migra, non possiamo addossare la responsabilità di quanto sta succedendo ad altri paesi. Il blocco immediato e definitivo del rilascio di esemplari di popolazioni (o specie) non autoctone e una drastica riduzione o chiusura della caccia su queste specie potrebbe portare ad un rapido miglioramento della situazione dei Galliformi.

I Procellariformi includono, per quanto riguarda i nostri mari, solo tre specie: Berta minore (*Puffinus yelkouan)*, Berta maggiore *Calonectris diomedea* e Uccello delle tempeste (*Hydrobates pelagicus)*. Le prime due sono in cattivo stato di conservazione, la terza specie è in stato inadeguato.

La responsabilità nazionale per la conservazione della Berta minore, endemica del Mediterraneo e presente con circa il 67,3% della popolazione globale in Italia è enorme. Un numero limitatissimo di isole minori italiane ospita gran parte della popolazione globale ed è assolutamente vitale per la sopravvivenza della specie. Questi siti, formalmente protetti, sono da tutelare efficacemente ad ogni costo.

Per il futuro di queste specie sarà importante garantire il successo riproduttivo alle colonie, spesso minacciate da ratti e altre specie alloctone, nonché interrogarsi su come ridurre il problema delle catture accidentali da parte dei pescherecci e invertire la tendenza al declino dei nostri stock ittici, creando delle aree interdette alla pesca.

Tutte le specie di avvoltoi presenti in Italia (Gipeto *Gypaetus barbatus*, Grifone *Gyps fulvus*, Capovaccaio *Neophron percnopterus*) evidenziano un cattivo stato di conservazione. Le cause principali sono saturnismo (avvelenamento causato dall'ingestione di pallini di piombo), perdita di habitat, persecuzione diretta, elettrocuzione, impatto con le torri eoliche, trasformazione dei pascoli e, non ultimo, uso di bocconi avvelenati (Grifone, Gipeto), che riguarda anche altre specie necrofaghe in cattivo stato di conservazione, come il Nibbio reale *(Milvus milvus)*.

Per il Gipeto sulle Alpi e per il Grifone in varie aree geografiche si sta correndo ai ripari, con importanti progetti di reintroduzione, per la riuscita dei quali è fondamentale il ruolo delle aree protette. Per il Capovaccaio, sino ad ora, si è solo riusciti ad evitare la completa estinzione della specie, ormai ridotta però a meno di 10 coppie nidificanti. Per la specie è stato redatto un apposito piano d'azione che deve vedere immediata e fattiva applicazione se, a questa splendida specie migratrice, si desidera garantire un futuro.

La situazione è leggermente migliore per gli altri uccelli da preda diurni (Accipitriformi) o notturni (Strigiformi), ma anche in questi ordini non mancano le specie in difficoltà, a causa di persecuzione diretta, distruzione dell'habitat e inquinamento. Riguardo gli Strigiformi, solo 1 specie su 10 è in buono stato di conservazione, mentre 5 (50%) sono in stato inadeguato e 4 (40%) in stato cattivo. In particolare, per quanto riguarda l'Aquila reale e gli avvoltoi, particolarmente grave è il rischio di intossicazioni da piombo, sostanza che andrebbe del tutto abolita dalle munizioni usate a scopo venatorio anche alla luce delle relazioni prodotte dal mondo scientifico internazionale e da organismi internazionali di conservazione.

Per quanto attiene i Passeriformi, solo 44 specie (il 38%) risultano in stato favorevole di conservazione, mentre 35 (30%) sono in cattivo stato e 27 (23%) in stato inadeguato. Questa situazione si collega al fatto che tali specie sono spesso oggetto di minor attenzione anche in ambito conservazionistico, pur versando, talvolta, in una condizione estremamente preoccupante. Alcune di esse hanno in Italia una frazione preponderante della popolazione europea o addirittura globale: ad esempio, quasi un terzo della popolazione complessiva di Magnanina sarda (*Sylvia sarda)*, una specie il cui stato di conservazione è sconosciuto, nidifica in Italia.

Alcune specie di Alaudidi (Calandra *Melanocorypha calandra*, Calandrella *Calandrella brachydactyla*) mostrano un cattivo stato di conservazione conseguente ai cambiamenti di uso del suolo avvenuti soprattutto nelle ultime decadi, ed in particolare all'abbandono delle pratiche agro-pastorali tradizionali. Soprattutto, è in questo gruppo che più si evidenzia il drammatico calo di numerose specie a distribuzione diffusa. Si tratta di specie ancora comuni, non in pericolo immediato di estinzione ma il cui declino rischia di compromettere il funzionamento di numerosi ecosistemi. Il calo è particolarmente legato al crollo dell'abbondanza degli insetti e di altri invertebrati, *in primis* negli ambienti agricoli.

Molte specie di migratori a lungo raggio sono specialmente influenzate dai cambiamenti climatici. Migliorare lo stato di conservazione dei passeriformi e in generale delle specie comuni (ma in declino), significa affrontare le grandi problematiche ambientali tra le quali quelle legate alla Politica Agricola Comune (PAC), alle sue distorsioni, ma anche alle opportunità che essa offre, in campo ambientale, tramite lo sviluppo rurale.

Anche la maggior parte delle specie di Anseriformi risulta in uno stato di conservazione non favorevole, con 3 specie con stato cattivo (pari al 23%) e 7 inadeguato (54%). Attività venatoria e degrado delle zone umide sono i due fattori di maggiore impatto su questi ed altri uccelli acquatici.

Nessuno degli ordini di uccelli è esente da problematiche di conservazione. Spiccano, tra quelli relativamente meno impattati, oltre agli Strigiformi, i Piciformi, in massima parte legati agli ambienti forestali. Su 9 specie, sola una (12%) è in cattivo stato di conservazione, mentre 4 (pari al 44%) sono in stato inadeguato e altrettante in stato favorevole.

Da ultimo, l'Ordine dei Caradriformi, che include, oltre a gabbiani e sterne, numerosi uccelli limicoli legati soprattutto alle zone umide. Distruzione e degrado degli habitat, unitamente al disturbo generato da numerose attività antropiche, anche in questo caso spostano l'ago della bilancia verso lo stato di conservazione cattivo e inadeguato, con due sole specie in stato favorevole di conservazione.

Tabella 2. Stato di conservazione degli uccelli nidificanti in Italia suddiviso per Ordine.

	CATTIVO	%	INADEGUATO	%	FAVOREVOLE	%	SCONOSCIUTO	%	TOTALE
Galliformes	7	78	2	22	0	-	0	-	**9**
Anseriformes	3	23	7	54	2	15	1	8	**13**
Procellariformes	2	67	1	33	0	-	0	-	**3**
Podicipediformes	0	-	0	-	2	100	0	-	**2**
Phoenicopteriformes	0	-	1	100	0	-	0	-	**1**
Ciconiformes	1	50	1	50	0	-	0	-	**2**
Pelecaniformes	4	29	7	50	3	21	0	-	**14**
Accipitriformes	11	50	5	23	6	27	0	-	**22**
Otidiformes	1	100	0	-	0	-	0	-	**1**
Gruiformes	3	43	1	14	2	29	1	14	**7**
Charadriformes	7	28	14	56	2	8	2	8	**25**
Columbiformes	0	-	2	33	2	33	2	33	**6**
Cuculiformes	0	-	2	100	0	-	0	-	**2**
Strigiformes	1	10	5	50	4	40	0	-	**10**
Caprimulgiformes	0	-	1	100	0	-	0	-	**1**
Apodiformes	0	-	1	33	2	67	0	-	**3**
Coraciformes	0	-	2	50	1	25	1	25	**4**
Piciformes	1	12	4	44	4	44	0	-	**9**
Passeriformes	35	30	27	23	44	38	10	9	**116**
Totale	**76**	**30**	**83**	**33**	**74**	**30**	**17**	**7**	**250**

Stato di conservazione degli uccelli nidificanti per regione biogeografica

Secondo la Direttiva Habitat, l'Italia è interessata da tre regioni biogeografiche: alpina, continentale e mediterranea. Differenze non trascurabili nello stato di conservazione degli uccelli nidificanti si evincono dalla Figura 21. Le specie presenti nella bioregione continentale, quella maggiormente impattata da agricoltura intensiva e

urbanizzazione diffusa, presentano il maggior numero di *taxa* in stato di conservazione cattivo e il minor numero di specie in stato di conservazione favorevole. Solo la bioregione alpina non presenta specie il cui stato di conservazione è sconosciuto.

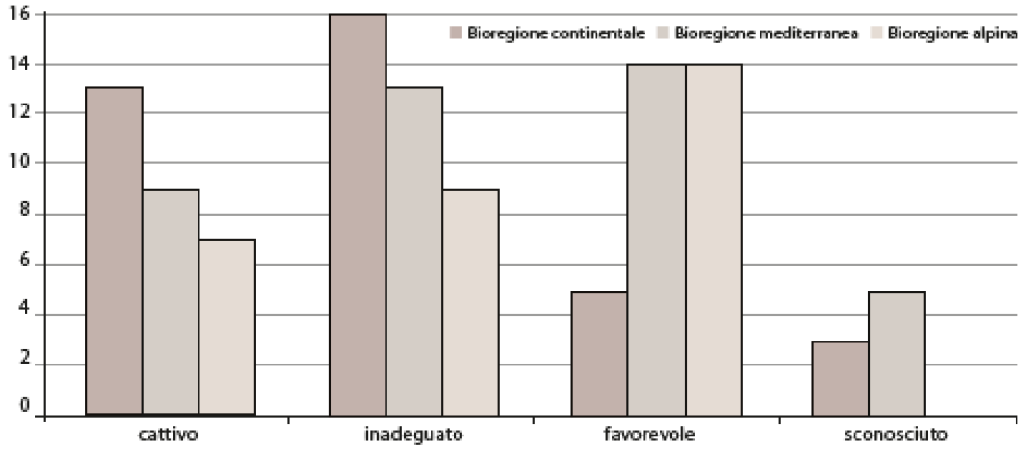


Figura 21. Stato di conservazione degli uccelli nidificanti in Italia (numero di specie) suddiviso per regione biogeografica.

Stato di conservazione degli uccelli nidificanti e macro-tipologie ambientali

L'analisi dello stato di conservazione per macro-tipologia ambientale (Figura 22) evidenzia una crisi generalizzata degli uccelli nidificanti negli ambienti "aperti" (praterie, pseudo-steppe, coltivi). Per quanto riguarda le specie legate agli ambienti agricoli (coltivi), la crisi è riconducibile all'agricoltura intensiva. Questo risultato particolarmente allarmante è in sintonia con i dati inerenti al Farmland Bird Index in Italia che evidenzia un calo del 28,8 % negli ultimi 20 anni, con punte del 46,3% in Pianura padana (Rete Rurale Nazionale e Lipu, 2020). Eccessiva meccanizzazione, eccessivo utilizzo di input chimici, distruzione delle zone residue naturali negli ambiti ad agricoltura intensiva e forte omogeneizzazione del paesaggio sono le cause principali della crisi.

L'ambiente delle praterie d'alta quota è particolarmente minacciato dai cambiamenti climatici, che stanno causando un innalzamento del limite arboreo e, dunque, una contrazione delle praterie, spesso pesantemente impattate da un pascolo non gestito ed eccessivo. Infine, per quanto concerne gli ambienti pseudo-steppici, negli ultimi decenni si è assistito ad una massiccia distruzione dell'habitat in Italia meridionale e insulare, a favore di un'agricoltura che comunque risulta spesso poco redditizia ed effimera.

Analogamente, anche le zone umide, che versano mediamente in uno stato di degrado e di cattiva gestione, presentano ancora un numero elevato di specie in cattivo stato di conservazione. Questa tipologia di habitat potrebbe e dovrebbe essere oggetto particolare di una massiccia opera di riqualificazione ambientale, che porterebbe senza dubbio a risultati positivi per gli uccelli e per le comunità umane in tempi rapidi, secondo una logica adattativa. Da evidenziare inoltre la situazione tutt'altro che positiva dell'ambiente marino, anch'esso vittima di un numero crescente di minacce, a partire dall'inquinamento e dal depauperamento delle risorse ittiche. Ben lungi dall'essere privo di margine di miglioramento ecologico, l'ambiente che ospita un numero relativamente elevato di specie in stato favorevole di conservazione è quello delle foreste, grazie all'incremento di estensione della superficie forestale, al quale non sempre ha fatto riscontro un miglioramento della qualità ecologica.

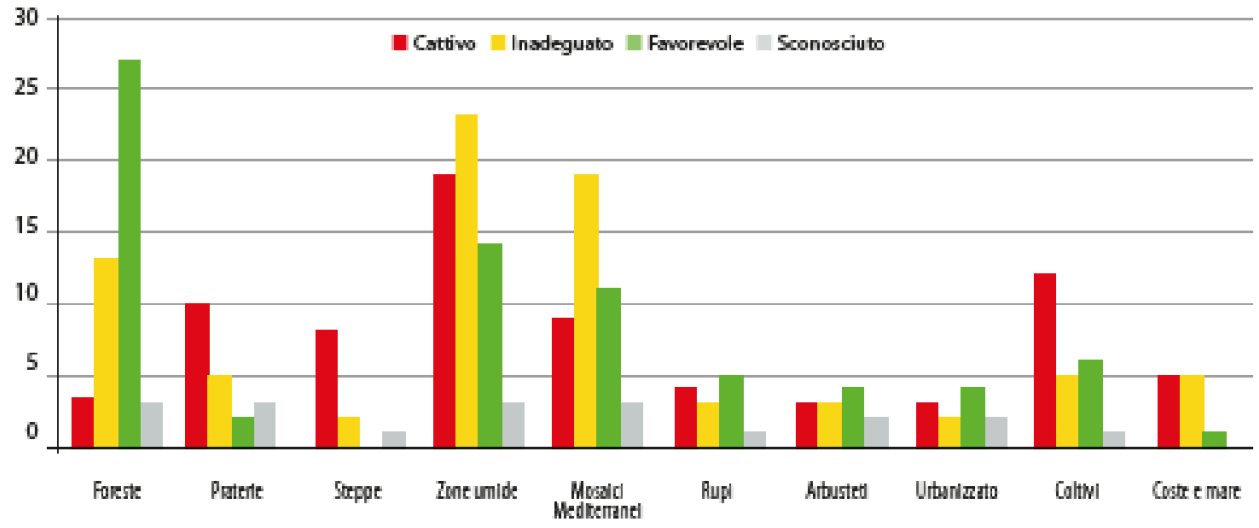


Figura 22. Stato di conservazione delle specie di uccelli nidificanti nelle diverse macrotipologie ambientali (Gustin *et al* 2019).

2.2.3 Lista rossa

In tutto il mondo molte specie animali e vegetali versano in un precario stato di conservazione a causa di diversi fattori che ne minacciano la sopravvivenza, con declini numerici talvolta anche molto consistenti che possono condurre specie e popolazioni a una situazione di elevato rischio di estinzione (Butchard 2003, Baillie *et al.,* 2010, Hoffmann *et al.,* 2010).

Il concetto di Lista rossa è stato introdotto nel 1948 dall'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN) (https://www.iucnredlist.org/), la più antica organizzazione internazionale per la conservazione della natura, istituita per promuovere un approccio standardizzato e autorevole al monitoraggio della biodiversità. Grazie a questa oggettività le Liste rosse sono un utile strumento gestionale, poiché forniscono la base per pianificare e individuare le priorità di conservazione (Mace *et al.,* 2008).

L'utilizzo di tale strumento, adottato come riferimento e indicatore a livello internazionale, fornisce dunque informazioni sintetiche e confrontabili sullo stato di conservazione delle specie e sull'efficacia delle azioni intraprese e da intraprendere per contrastare i fattori di minaccia individuati ed arrestarne il declino.

Il metodo largamente più utilizzato a scala globale e locale è quello basato su 11 Categorie (EX: Estinta, EW: Estinta in natura, CR: In pericolo critico, EN: In pericolo, VU: Vulnerabile, NT: Quasi minacciato, LC: A minor preoccupazione, DD: Mancanza di Dati, NE: Non valutata) e Criteri della Lista rossa (IUCN 2001, Mace *et al.,* 2008).

Il rischio di estinzione a diversa scala

La metodologia e i criteri di messa a punto dall'IUCN per la predisposizione delle Liste rosse permettono di valutare, a diverse scale territoriali (mondiale, regionale/a scala continentale e nazionale), il rischio di estinzione per ciascuna specie.

Le Liste rosse sono uno strumento fondamentale per la conservazione delle specie in quanto identificano le specie il cui rischio di estinzione, alla scala considerata, è imminente, in particolare per le prime tre categorie di minaccia (CR, EN, VU).

Le Categorie e i Criteri IUCN prevedono la formulazione di un'esplicita motivazione che accompagna le Categorie e i Criteri assegnati a ciascuna specie. Tale motivazione ha lo scopo di illustrare in maniera sintetica e schematica il processo che condurrà alla classificazione di ogni taxon (IUCN 2001).

Di norma, la classificazione delle specie nelle categorie di rischio è aggiornata ogni decennio, tramite una revisione da parte dei Gruppi specialisti della Commissione per la Salvaguardia delle Specie e che nel caso degli uccelli viene effettuata da BirdLife International (https://www.birdlife.org/redlist) a livello mondiale e declinato dai singoli partner di BirdLife (le "Lipu" dei vari Stati) a scala nazionale.

In Italia il rischio di estinzione degli uccelli nidificanti è stato valutato per la prima volta nel 1981 (Frugis & Schenk, 1981). Nel 1999 è stata pubblicata una versione aggiornata (LIPU & WWF 1999). Ulteriori aggiornamenti sono stati pubblicati nel 2011 (Peronace *et al* 2012) e nel 2019 (Gustin *et al.,* 2021).

In quest'ultima Lista rossa sono stati classificati 278 taxa (specie o sottospecie). Di questi, 72 specie (ossia il 25.9% delle specie valutate) rientrano in una categoria a rischio di estinzione di cui 10 Pericolo critico, 39 In pericolo e 23 Vulnerabile.

Luci e ombre dalla più recente Lista rossa degli uccelli nidificanti in Italia

La comparazione cronologica tra le Liste rosse fornisce la possibilità di evidenziare i cambiamenti di categoria più eclatanti. Ad esempio, tra i rapaci, l'Aquila di Bonelli (*Aquila fasciata)* è passata da CR del 2011 a EN nella più recente Lista rossa, mentre il Grifone (*Gyps fulvus)* anch'esso classificato come CR nel 2011 è attualmente considerato NT, grazie a un evidente miglioramento (in entrambi i casi) dello status di conservazione dovuto a progetti mirati che hanno preso in considerazione anche tecniche di restocking.

Ben diversa è invece la situazione di appartenenza alla categoria di minaccia più significativa (CR) che riguarda il Falco pescatore (*Pandion haliaetus)*, una specie che solo recentemente ha ricolonizzato il nostro Paese grazie ad un efficace programma di reintroduzione.

Il numero limitato di coppie e l'estrema localizzazione dei siti riproduttivi rappresentano invece la minaccia più grave per la maggior parte delle altre specie incluse nella categoria CR, come ad esempio Voltolino, Schiribilla (*Zapornia parva)*, Mignattino comune (*Chlidonias niger)*, categoria che include nello stesso ambiente anche alcune specie di Passeriformi quali Forapaglie comune (*Acrocehalus shoenobaenus)* e Migliarino di palude (*Emberiza shoeniclus)*, tutte appartenenti a specie di ambiente acquatico.

Molte delle specie a rischio di estinzione, come già evidenziato dal Reporting e dagli studi sullo stato di conservazione, sono minacciate dalla trasformazione degli habitat e dai cambiamenti nei sistemi agricoli, come le numerose specie legate agli ambienti aperti e steppici (Calandra, Averla capirossa (*Lanius senator)*, Bigia grossa (*Silvia hortensis)*, Lanario (*Falco biarmicus*). A questo si aggiungono fenomeni che agiscono su larga scala, come i cambiamenti climatici, che incidono negativamente su diverse specie degli ambienti montani quali Pernice bianca (*Lagopus muta*) e Coturnice (*Alectoris graeca*) (tutte incluse nella categoria VU).

Il confronto con le SPEC e il concetto di responsabilità nazionale

Negli ultimi decenni sono state sviluppate alcune metodologie finalizzate a identificare le priorità di conservazione in termini di popolazioni e specie. Per gli uccelli, un esempio su scala europea è rappresentato dall'attribuzione a tutte le specie delle categorie SPEC (*Species of European Conservation Concern*), un sistema di prioritizzazione ideato da BirdLife International (Tucker & Heath 1994, BirdLife International 2004), il cui ultimo aggiornamento è stato pubblicato recentemente (BirdLife International 2017). Birds in Europe 1 (BiE1) e Birds in Europe 2 (BiE2) hanno dunque individuato le specie prioritarie al fine di attuare le azioni più significative in termini di conservazione e migliorarne lo status.

La raccolta dei dati alla base degli inventari Birds in Europe proviene dal lavoro di campo di migliaia di ornitologi in ambito europeo. Per ogni specie sono state ottenute stime della dimensione nazionale della popolazione e sul *trend.*

A partire dal secondo compendio (BirdLife International 2004) i criteri SPEC sono stati messi in relazione e il più possibile uniformati ai criteri utilizzati per la Lista rossa inerente all'Unione europea.

In base al sistema già evidenziato in Birds in Europe, a ciascuna specie è stata assegnata una delle categorie riportate in Tabella 3.

Tabella 3. Categorie del sistema di prioritizzazione SPEC (*Species of European Conservation Concern*).

Categoria	Specie europea di interesse conservazionistico a livello globale	Status di conservazione in Europa	Popolazione o areali concentrati in Europa
SPEC 1	Sì	-	NO
SPEC 2	No	Sfavorevole	Sì
SPEC 3	No	Sfavorevole	No
Non-SPEC[e]	No	Favorevole	Sì
Non-SPEC	No	Favorevole	No

In sintesi, le SPEC 1 sono specie minacciate su scala globale, (categorie CR, EN, VU, NT della Lista rossa globale).

Se lo stato di conservazione di una specie per la quale più del 50% della popolazione complessiva è concentrato in Europa risulta sfavorevole (rara, in declino, ecc.) ed è considerata Minacciata sulla base dei criteri IUCN della Lista rossa europea (CR, EN, VU, NT), la specie è considerata SPEC 2.

Se invece, una specie è classificata in declino o rara in Europa ma la sua popolazione non è concentrata in Europa (<50%), la specie è classificata come SPEC 3.

Le categorie Non-SPEC[e] e Non-SPEC si riferiscono a specie non in declino in Europa e fuori dall'Europa.

Nel compendio più recente (*BirdLife International*, 2017), BirdLife International ha introdotto in maniera prioritaria il concetto di responsabilità nazionale delle singole specie.

Presentando i dati per singolo paese, ed evidenziando quali sono le specie di interesse per la conservazione a livello globale ed europeo, gli Stati nazionali devono riconoscere le loro responsabilità per particolari specie al fine di poter decidere al meglio come allocare le risorse necessarie per la loro conservazione.

A questo proposito, in termini di percentuale di popolazione nidificante ospitata, l'Italia si assume una grande responsabilità sia per alcune specie attualmente globalmente minacciate (SPEC 1) che per alcune SPEC 2 e 3.

Le SPEC 1 fanno registrare i casi della Berta minore (*Puffinus yelkouan*) (l'Italia ospita il 65% della popolazione mondiale), della Coturnice (*Alectoris graeca*) (l'Italia ospita il 26% della popolazione mondiale) e della Tortora selvatica (*Streptopelia turtur*) (l'Italia ospita il 5% della popolazione mondiale).

In proposito alle ultime due specie, occorre evidenziare che, nonostante il preoccupante livello di minaccia a livello globale e l'alta responsabilità nazionale, tali specie continuano a essere incluse nell'elenco di quelle oggetto di attività venatoria in Italia.

Tra le SPEC 2 la Passera d'Italia (*Passer italiae*) assume una rilevanza quasi da specie endemica, con l'87% della popolazione presente nel nostro Paese. Da alcuni decenni il declino di questa specie nelle nostre città è un fatto ormai appurato e tuttora non si hanno evidenze di un miglioramento del suo status di conservazione.

Infine, per le SPEC 3, un'alta responsabilità investe l'Italia per un'altra specie di galliforme: la Pernice sarda (*Alectoris barbara*), anch'essa tutt'ora cacciabile a talune condizioni.

Due specie di Falconiformi che vivono soprattutto nelle aree di falesia interna del sud d'Italia come il lanario (*Falco biarmicus*) o in ambienti sinantropici di Lucania e Puglia come il grillaio (*Falco naumanni*), assumono grande rilevanza per la responsabilità nazionale rispettivamente con il 26% e il 18% della popolazione europea.

Anche per una specie di airone come la Nitticora (*Nycticorax nycticorax*), la cui popolazione, un tempo localizzata soprattutto nelle risaie del settore nordoccidentale italiano, è oggi diffusa anche in altre regioni settentrionali (Veneto ed Emilia-Romagna in primis), l'Italia ha notevole rilevanza con il 9% della popolazione europea.

2.2.4 L'Italia per gli uccelli migratori. Ruolo ecologico e rilevanza del Paese nel corso del ciclo annuale dei migratori che si spostano tra Europa e Africa

Un discorso speciale merita infine il tema della migrazione degli uccelli in relazione alle caratteristiche biogeografiche del nostro Paese.

Distesa come un ponte naturale attraverso il Mediterraneo, l'Italia ha un ruolo di cerniera biogeografia tra Europa continentale ed Africa. La sua collocazione geografica è alla base della presenza, pur in un territorio non particolarmente esteso, di tre diverse regioni biogeografiche, con la penisola e le isole appartenenti a quella mediterranea, l'area padana e dell'Adriatico settentrionale alla continentale, le Alpi e le aree più elevate degli Appennini a quella alpina. Tali caratteristiche, insieme all'estensione latitudinale ed alla storia paleo-climatica, sono alla base della grande diversità di specie ed endemismi che caratterizza l'avifauna italiana, con taxa descritti e presenti, in modo a volte pressoché esclusivo, nel nostro Paese.

Ancora la posizione geografica e l'orientamento latitudinale rendono l'Italia una componente primaria del sistema migratorio che vede movimenti imponenti di uccelli tra Paleartico ed Africa. Lungo tale complesso sistema di movimenti stagionali, le principali barriere ecologiche che gli uccelli devono affrontare sono rappresentate dal bacino del Mediterraneo centrale e dal deserto del Sahara nella sua parte di massima estensione latitudinale. Il superamento di tali barriere rappresenta la componente di massimo rischio per moltissime specie non adattate a riposare sull'acqua e vulnerabili alle condizioni climatiche estreme degli ambienti desertici. Voli prolungati ed ininterrotti sono quindi la modalità con la quale i migratori superano tali barriere.

Al fine di sopravvivere a sforzi fisici estremi, i migratori sono adattati ad accumulare ingenti riserve energetiche per sostenere le lunghe ore di volo. Le riserve energetiche sono rappresentate da estesi depositi di grasso sottocutaneo. Moltissime sono le specie che, provenienti da latitudini settentrionali europee, incrementano le riserve energetiche mentre si spostano progressivamente verso sud attraverso l'Europa.

In questo contesto risulta evidente e cruciale il ruolo che l'Italia riveste, per numeri enormi di migratori, quale area di accumulo finale delle scorte energetiche prima che gli uccelli si confrontino con il superamento del mare e del deserto in autunno, diretti verso i quartieri di svernamento nell'Africa sub-Sahariana. Analisi specifiche condotte da ISPRA hanno dimostrato, in specie di migratori appartenenti a gruppi tassonomici diversi, come i livelli di ingrassamento pre-migratorio rilevati in Italia siano tali da consentire il raggiungimento del limite meridionale del Sahara senza necessità di ulteriore accumulo di scorte di grasso.

Specularmente, altrettanto cruciale è il ruolo ecologico che l'Italia riveste per gli uccelli migratori che, partendo dall'Africa sub-Sahariana, superano il deserto e il mare diretti verso nord alla fine del periodo di svernamento. Questi movimenti di ritorno verso le aree di nidificazione sono caratterizzati da più elevati livelli di rischio di mortalità in quanto gli uccelli cercano di minimizzare la durata complessiva della migrazione al fine di poter acquisire i territori potenzialmente migliori giungendo prima di altri competitori a livello intra- ed inter-specifico (e.g., come nel caso di specie che nidificano in cavità naturali, presenti in numero limitato).

Altrettanto cruciale, quindi, è il ruolo che l'Italia riveste, in questo caso, quale prima area di sosta, riposo ed alimentazione per uccelli reduci da intere notti di volo ininterrotto. Siccome negli uccelli migratori, e soprattutto nei trans-Sahariani, la riproduzione inizia immediatamente dopo la conclusione del viaggio, le condizioni fisiche degli uccelli all'arrivo nelle aree di nidificazione influenzano l'esito stesso della riproduzione. Le condizioni ambientali ed ecologiche che il nostro Paese offre ai migratori in arrivo dall'Africa sono quindi della massima importanza per vastissimi contingenti di uccelli diretti a nidificare in tutta Europa.

Tutte queste evidenze scientifiche, rilevanti per un'efficace implementazione degli strumenti normativi ambientali ai quali l'Italia aderisce (Direttiva Uccelli, Convenzione di Bonn, Convenzione di Ramsar, Accordo AEWA), sono state rese possibili dall'enorme sforzo offerto allo Stato Italiano dalla rete degli inanellatori volontari coordinati da ISPRA. Gli aspetti della migrazione primaverile attraverso il Mediterraneo e l'Italia sono monitorati, da 34 anni, con il Progetto Piccole Isole. Questo sforzo di monitoraggio ha finora coinvolto 48 siti diversi in 7 paesi mediterranei, grazie al coinvolgimento di oltre 800 ornitologi volontari, lo studio di oltre un milione e mezzo di uccelli appartenenti a 230 specie diverse, la pubblicazione di più di 70 lavori scientifici.

Andamenti stagionali, geografici e storici della migrazione autunnale degli uccelli attraverso le Alpi italiane sono monitorati con il Progetto Alpi, coordinato da MUSE (Museo della Scienza di Trento) ed ISPRA; anche in questo caso, oltre 300 collaboratori hanno portato allo studio di 750.000 uccelli di 191 specie diverse su 43 diverse stazioni, dei fondovalle ai più alti passi alpini. Nell'ambito della realtà della ricerca ambientale, in Italia e non solo, risulta evidente come solo sforzi straordinari di *citizen science* con solido coordinamento scientifico possano consentire

iniziative di monitoraggio così a larga scala e lungo termine. In tale contesto l'Italia si presenta con un profilo certamente non secondario a livello internazionale.

Stanti quindi la sua posizione geografica e la sua diversità di ambienti, l'Italia riveste una responsabilità peculiare e rilevante per la conservazione dell'intera avifauna europea. Diversamente da quanto relativo a Paesi localizzati alle più alte latitudini europee, i quali sono primariamente responsabili per la sopravvivenza delle popolazioni di uccelli nidificanti in tali paesi, l'Italia ha livelli di responsabilità di conservazione - e, più in generale, di politica ambientale - nettamente superiori e di assoluta rilevanza internazionale. Le evidenze scientifiche che confermano tale responsabilità a scala di *flyway* esistono, come pure quelle che indicano il ruolo che i diversi contesti geografici ed ambientali rivestono per le diverse categorie di migratori.

È però indispensabile che, sulla base di tali conoscenze, vengano ora efficacemente implementate politiche di conservazione e gestione incardinate su solide basi scientifiche. Ciò è ancor più urgente ove si consideri anche, e doverosamente, lo scenario del mutamento climatico globale. Con le modifiche che questo comporta alla stagionalità delle condizioni ecologiche ed all'estensione - crescente - delle barriere ecologiche (con il progressivo arretramento, verso sud, del Sahara e della fascia delle foreste equatoriali africane), ancor più rilevante risulta il ruolo che l'Italia riveste e rivestirà per gli uccelli migratori.

Questo ruolo risulta ancora più chiaramente descritto da una prospettiva di connettività migratoria degli uccelli che visitano il nostro Paese nel corso dei loro movimenti stagionali. Sulla base delle evidenze rappresentate dalle segnalazioni di uccelli inanellati, l'Italia risulta connessa, per tramite degli uccelli migratori, con tutti i paesi europei, con oltre 30 paesi africani e con 6 diversi paesi asiatici. Le analisi prodotte da ISPRA per l'Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia[43] e relative ad oltre 130.000 segnalazioni di uccelli inanellati confermano appieno il ruolo di snodo cruciale dell'Italia nella migrazione tra Europa e Africa.

Tali connessioni realizzate per tramite di uccelli che, nel corso del ciclo annuale visitano, oltre al nostro, paesi, ambienti e siti diversi, richiamano direttamente l'interconnessione tra le politiche ambientali che, in Italia come in ciascuno degli altri Paesi visitati dai migratori, influenzano la conservazione, la gestione e l'uso sostenibile dei migratori.

Gli strumenti normativi internazionali di carattere ambientale che possono assicurare la coerente interconnessione delle politiche di conservazione degli uccelli migratori esistono e vedono positivamente l'Italia tra i Paesi aderenti (come, ad esempio, i più volte citati Direttiva Uccelli, Convenzione di Bonn, Convenzione di Ramsar, Accordo AEWA). È tuttavia indispensabile che a questi strumenti normativi venga data più concreta attuazione, con politiche che riconoscano la conservazione dell'ambiente e dell'avifauna in un contesto di possibili e promettenti integrazioni per uno sviluppo culturale, sociale e produttivo sostenibile in quanto rispettoso dei meccanismi della Natura. I quali, non dimentichiamolo, consentono anche a noi di sopravvivere.

BOX. Uccelli e Capitale naturale

I pollinatori e la funzionalità degli ecosistemi

L'avifauna rappresenta una componente molto rilevante del capitale naturale del nostro Paese. Gli uccelli vivono in tutti gli ecosistemi ed in ciascuno degli habitat presenti in Italia. La grande diversità di specie è consentita da nicchie ecologiche altamente differenziate e specialistiche, il che consente agli uccelli di svolgere un ruolo della massima importanza per la funzionalità dei diversi ecosistemi.

Nell'ambito delle specie insettivore, a titolo di esempio, morfologia ampiamente differenziata a livello di dimensioni, struttura, modalità di locomozione, dimensioni dell'apparato boccale fanno sì che gli uccelli contribuiscano al controllo efficace dei livelli di popolazione di moltissime specie di insetti, tra cui tante dannose all'agricoltura e ad altre attività produttive. In Paesi nordeuropei si stima che l'attività di controllo degli insetti dannosi svolta dagli uccelli porti ad un incremento di due terzi della produttività nei frutteti.

[43] http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/pubblicazioni-di-pregio/atlante-della-migrazione-degli-uccelli-in-italia/view?set_language=it

Uccelli frugivori, consumando frutti e bacche ed essendo animali comunque molto mobili, contribuiscono alla dispersione dei semi anche su lunghe distanze, come classicamente nel caso delle specie migratrici. A livello globale si stima che circa un terzo delle specie di uccelli contribuisca alla dispersione di semi nei più diversi ecosistemi.

Molte sono le specie che, in primavera ed estate, si alimentano di nettare da molte e diverse specie di piante in aree ed ambienti diversi anche nel nostro Paese. Questa abitudine porta gli uccelli a fungere da importanti pollinatori. Tale servizio ecosistemico svolto dagli uccelli è di particolare rilevanza per la funzionalità degli ecosistemi, anche ove lo si consideri nella prospettiva della drammatica rarefazione degli insetti pollinatori che, non a caso, ha portato l'IPBES a destinare proprio a questa situazione di crisi uno dei primi *assessments* globali relativi alla biodiversità. Tra gli uccelli a livello globale, più di 900 specie sono pollinatrici e contribuiscono ad impollinare circa 1000 specie diverse di piante di interesse commerciale.

Su scala globale, circa 2500 specie di uccelli sono migratrici ed ogni anno miliardi di uccelli si spostano attraverso il pianeta. Attraverso le loro diete così variate, le loro modalità di alimentazione e la loro spiccata mobilità, gli uccelli contribuiscono al trasferimento di energia entro gli ecosistemi e tra ecosistemi diversi, in tal modo sostenendone le funzionalità ecologiche e la resilienza.

Sentinelle degli effetti del mutamento climatico

La migrazione degli uccelli è una risposta adattativa al mutare stagionale delle condizioni ecologiche dal quale deriva, per moltissime specie, l'esigenza di spostarsi anche per distanze enormi al fine di cercare condizioni idonee alla loro sopravvivenza. Tale dipendenza dalla stagionalità rende gli uccelli migratori fortemente vulnerabili alle mutazioni che questi fenomeni ciclici subisce a causa del mutamento climatico globale. Non sorprende quindi che gli uccelli migratori risultino tra i più efficaci indicatori degli effetti ambientali del *climate change*.

Noi esseri umani condividiamo i medesimi ambienti con gli uccelli. Basarsi su osservazioni a lungo termine e larga scala condotte sugli uccelli serve a noi per comprendere le tendenze di modifica dei diversi ambienti causati dal mutamento climatico. Così, abbiamo modo di comprendere quanto stia accadendo ed agire per evitare che squilibri ambientali causati dagli effetti delle attività umane sul clima si ripercuotano sulla nostra stessa vita.

Grazie a dati sulla stagionalità della migrazione primaverile attraverso il Mediterraneo e l'Italia acquisiti da decenni da ISPRA con il suo Centro Nazionale di Inanellamento, è stato possibile identificare un nuovo indicatore che sarà parte dell'Annuario nazionale sui dati ambientali e che ci consente di monitorare cosa avviene, anche in Italia, a livello di effetti sulla biodiversità e sul capitale naturale causati dal *climate change*.

Uccelli, servizi ricreativi, economia

Gli uccelli sono, tra i vertebrati, gli animali più facili da osservare. Presenti in ogni stagione e in ogni ambiente, compresi i contesti urbani, gli uccelli sono vocali, colorati e tra loro molto diversi. Proprio queste caratteristiche, nonché la facilità di osservazione, rendono semplice e piacevole l'esperienza visiva con gli uccelli, che non a caso è divenuta - sotto la definizione di birdwatching - una pratica ricreativa consolidata ed ampiamente diffusa.

In tutto il mondo, il birdwatching (anche nella sua declinazione di fotografia naturalistica) è un'attività che attrae e coinvolge decine di milioni di cittadini, animando un'industria molto varia relativa alle attrezzature tecniche, all'abbigliamento, a viaggi e alloggi, al mercato fotografico e giornalistico, alle pubblicazioni, alle organizzazioni e strutture di supporto, con un ingente indotto economico. Si stima che nei soli Stati Uniti i circa 45 milioni di birdwatchers spendano, annualmente, oltre 30 milioni di dollari per viaggi ed attrezzature, generando un indotto superiore di un ordine di grandezza.

Sebbene in modo disomogeneo, la realtà del turismo ornitologico si sta sviluppando anche nel nostro Paese, che sotto questo profilo è particolarmente e diffusamente vocato, considerata la grande e varia presenza di avifauna e la concentrazione di specie ed individui durante i periodi di migrazione e nel corso dell'inverno. A rendere il turismo ornitologico interessante a livello di strategia economica è inoltre il suo essere destagionalizzato rispetto alla generale concentrazione di attività turistiche in periodi altrimenti brevi e stagionalmente concentrati, nonché la ricca offerta integrativa che il turismo ornitologico può trovare negli attrattori turistici generali del Paese (patrimonio artistico e culturale attrattori di costume, clima, gastronomia), che rappresentano un fattore aggiuntivo potenzialmente vincente rispetto alle offerte ornitologiche di altri Paesi.

Permangono tuttavia importanti detrattori, a partire dal fenomeno del bracconaggio che, sebbene ridotto rispetto ai decenni passati, continua a rappresentare una pratica diffusa e dannosa, a livello di perdita di capitale naturale (in special modo quando incide su specie ad alto grado di minaccia) sia, per l'appunto, a livello, culturale, di immagine ed effetti collaterali.

Inoltre, mai fino ad oggi è stato sviluppato un programma strutturale sul turismo ornitologico in Italia. Per le ragioni esposte, il programma rappresenterebbe senza dubbio un interessante capitolo dell'economia sostenibile del Paese, così come una valorizzazione del nostro capitale naturale e un elemento solido per la sua maggiore e migliore conservazione.

Uccelli come superpatrimonio

Infine, è bene non dimenticare, nel contesto delle valutazioni generali sulla natura, il valore intrinseco, da supercapitale o superpatrimonio, che l'avifauna detiene. Centinaia, migliaia di specie che vivono allo stato selvatico, migrano, si riproducono, superano le avversità, comunicano, elaborano sistemi sociali, partecipano alla vita sistemica del pianeta, ne popolano ogni angolo da un tempo lunghissimo, avendo maturato un diritto all'esistenza sotto forma di diritto agli habitat, alle risorse trofiche, alla riproduzione e alla sicurezza.

In tal senso, l'impostazione generale della protezione degli uccelli in quanto "gestione di risorse" non esaurisce la nostra considerazione degli uccelli selvatici e non la costringe nel solo recinto dell'utilità, essendoci nella biodiversità, come ben scandito dalla Convenzione sulla diversità biologica di Rio de Janeiro, un "valore intrinseco" che si affianca al "valore ecologico, genetico, sociale, economico, scientifico, educativo, culturale, ricreativo ed estetico" senza da questi secondi esserne assorbito. Come notato nel Terzo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia, "La Convenzione [sulla diversità biologica], nell'istituzionalizzare la teleologia del progetto sulla biodiversità, afferma una pletora di valori materiali e immateriali, tra cui quello economico, e li affianca ad un valore che invece è intrinseco, esterno al contesto di servizio. È la biodiversità come processo. È la biodiversità che vale per la biodiversità. È la vita per la vita, la natura come bene per la natura stessa" (Terzo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia, pag. 25).

Applicare questo principio all'avifauna, come ad ogni altra componente naturale, è oggi più che mai fondamentale, a fronte della crescente crisi ecologica e degli eccessi di quella logica di sfruttamento della natura i cui effetti sono rintracciabili nel drammatico e in molti casi avanzato superamento dei *planetary boundaries*.

2.2.5 Conclusioni. Un bene da trattare meglio.

Questo contributo ha inteso evidenziare i diversi approcci esistenti di valutazione su "come stanno" gli Uccelli.

Il Reporting fornisce una stima della dimensione delle popolazioni e dei *trend* delle specie protette dalla Direttiva Uccelli, avvalendosi per le specie a distribuzione diffusa dei risultati ventennali ottenuti tramite il progetto MITO, poi divenuto Farmland Bird Index.

Tali dati debbono essere esplicitati tramite la valutazione dello stato di conservazione e la sua quantificazione mediante FRV, da applicare alle sue componenti di popolazione, habitat, e areale di distribuzione. Rispetto alla componente di distribuzione delle specie, gli Atlanti (uccelli nidificanti e svernanti), in via di prossima pubblicazione, grazie al lavoro di centinaia di volontari catalizzati intorno alla piattaforma www.ornitho, forniranno un quadro aggiornato.

Le Liste rosse, a loro volta, classificano il rischio di estinzione alla scala globale, continentale e nazionale.

Birds in Europe e le SPEC ci rendono edotti sul grado di responsabilità nazionale di ciascun paese europeo, un concetto ampiamente applicabile anche nell'ambito della migrazione, dove la cooperazione tra paesi è elemento indispensabile (si veda l'Atlante della migrazione).

Ciò che conta è che tali approcci agiscano in sinergia, integrandosi tra loro e mettendoci in condizione di formulare piani e programmi di conservazione dell'avifauna in una logica multi-scalare, talvolta mirata alla singola specie, più spesso ispirata ad un approccio olistico (di comunità, di rotta migratoria, di ecosistema). È altresì importante poter

individuare urgenze e priorità nel panorama della conservazione dell'avifauna italiana (e più in generale di tutta la biodiversità) e che detti piani e programmi siano caratterizzati da target misurabili e cronologicamente ben delineati.

Lo stato di conservazione della nostra avifauna e il suo futuro sono in gran parte in mano nostra. Abbiamo raggiunto un notevole livello di conoscenza su come preservare le nostre specie e i loro ecosistemi, gli stessi da cui dipende la nostra esistenza. La cattiva notizia è che molti degli indicatori ambientali (non tutti) delineano un ulteriore deterioramento del nostro ambiente. La buona notizia è che abbiamo gli strumenti per invertire questa tendenza. Sappiamo che quando si interviene con decisione e costanza per migliorare la situazione di una specie e del suo ecosistema, nella maggior parte dei casi i risultati arrivano. Occorre però la volontà di tutti i decisori, per dare alle questioni ambientali, inclusa la conservazione degli uccelli e della biodiversità, l'importanza che meritano. Talvolta, interventi relativamente semplici come l'apposizione di cassette nido (l'esempio del Falco cuculo) o la sorveglianza dei nidi (per l'Aquila di Bonelli), possono fare la differenza. Più spesso, ad essere implicate sono grandi questioni ambientali e sociali, e dunque entra in gioco la necessità di politiche settoriali o trasversali che permettano la conservazione ma anche la valorizzazione di specie e habitat.

Non ci stancheremo mai di sottolineare, infine, l'importanza del monitoraggio continuativo delle popolazioni animali e dello stato dei loro habitat. Senza una corretta e accurata diagnosi è impossibile mettere in atto una cura adeguata, così come lo è il monitoraggio ex post, ovvero la verifica dell'efficacia delle misure messe in atto sulle popolazioni oggetto di conservazione.

Gli uccelli sono un bene straordinario. Sono capitale, patrimonio e superpatrimonio. Sono portatori di vita, caratteri, cultura, imprese. Sono i produttori di servizi ecosistemici importanti, materiali e immateriali. Sono fonte di conoscenza, ricreazione, ispirazione, valori, economie. Possono agire come veri e propri "canarini nella miniera", informandoci sui problemi dell'ambiente che con loro condividiamo e spingendoci a intervenire. Conoscere e trattare meglio questa parte essenziale del nostro capitale naturale è un compito tanto giusto, doveroso, quanto conveniente.

Raccomandazioni

- Rafforzare gli esistenti programmi di monitoraggio dell'avifauna con particolare riferimento alla definizione della distribuzione, dei *trend* e delle esigenze ecologiche e alla valutazione del loro stato di conservazione su scala nazionale (o a livello di popolazioni discrete, chiaramente identificabili).
- Rafforzare i programmi scientifici sulla migrazione degli uccelli, in un'ottica di connettività ecologica.
- Mettere a sistema gli approcci descritti (Reporting, Stato di conservazione, FRV, Liste rosse, SPEC), al fine di rilanciare una programmazione volta a conseguire la ripresa delle specie rare e minacciate (ad esempio tramite la fattiva implementazione dei Piani d'Azione Nazionali esistenti e in programmazione) e di impedire il declino delle specie a distribuzione diffusa, agendo sulle politiche settoriali maggiormente influenti (tra le quali la PAC) e su un piano di restauro ambientale su larga scala.
- Promuovere il patrimonio avifaunistico e il tema della migrazione, eliminando i fattori di degrado e detrazione e favorendo su scala territoriale programmi per una corretta fruizione della natura, anche in un'ottica di turismo ed economie sostenibili.

2.3 Lista Rossa degli ecosistemi in Italia

Introduzione

L'approccio ecosistemico rappresenta la strategia più efficace per la conservazione della piena efficienza strutturale e funzionale del capitale naturale, in accordo con quanto sancito a livello internazionale dalla Convenzione sulla Diversità Biologica (Nazioni Unite, 1992) e come ampiamente riconosciuto dalla comunità scientifica (Franklin 1993; Noss 1996; MEA 2005; Blasi *et al.,* 2008). L'approccio ecosistemico viene considerato, infatti, parte integrante delle strategie di conservazione definite per la salvaguardia delle specie minacciate, come quelle di Lista Rossa, individuate secondo le linee guida dell'*International Union for Conservation of Nature* (IUCN 2001, 2008; Rodrigues *et al.,* 2006; Orsenigo *et al.,* 2020), o sulla base di altre direttive e convenzioni internazionali (Fenu *et al.,* 2017). Sempre più frequentemente gli ecosistemi e gli habitat vengono quindi riconosciuti come veri e propri target di conservazione. Nell'ambito dell'Unione Europea, ad esempio, fin dal 1992, la Direttiva Habitat (92/43/EEC) ha messo in atto una serie di misure di protezione per le specie e gli habitat naturali e seminaturali di interesse comunitario; nel 2013, inoltre, la Commissione Europea ha promosso l'individuazione e la relativa valutazione di una Lista Rossa di tutti gli habitat terrestri e acquatici dell'Unione Europea (Rodwell *et al.,* 2013; Janssen *et al.,* 2016, Gigante *et al.,* 2018).

In questo contest il MATTM ha ritenuto opportuno approfondire il tema della conservazione degli ecosistemi terrestri affidando, a seguito di una gara europea, alla Società Botanica Italiana il "Servizio per la stesura della lista rossa degli ecosistemi d'Italia", volto alla produzione di analisi, banche dati e documenti cartografici relativi alla distribuzione e al grado di minaccia degli ecosistemi terrestri presenti nel territorio nazionale.

Il progetto si basa sulla valutazione dei criteri e sulla definizione delle categorie di rischio così come stabilite dall'IUCN per la Lista Rossa degli Ecosistemi (Blab *et al.,* 1995; Benson 2006; Rodriguez *et al.,* 2007, 2011; Keith 2009; Kontula and Raunio 2009; Nicholson *et al.,* 2009). Questo approccio, ufficialmente condiviso dall'IUCN, prevede di combinare valutazioni quantitative e qualitative del rischio di collasso degli ecosistemi (Rodríguez *et al.,* 2011; Keith *et al.,* 2013), simili a quelle usate per la valutazione del rischio di estinzione delle specie. L'obiettivo dell'IUCN è quello di applicare i criteri di valutazione a tutti gli ecosistemi del mondo entro il 2025, fornendo, quindi, una Lista Rossa degli ecosistemi a scala mondiale (Rodriguez et al., 2015). Nel frattempo, sono state intraprese varie iniziative a scala nazionale e regionale (Sutherland *et al.,* 2014).

La Strategia Europea sulla Biodiversità al 2020, seguendo una prospettiva simile, ma con un focus prevalentemente incentrato sul ruolo degli ecosistemi nella conservazione della biodiversità e nella fornitura di servizi per la salute e il benessere dell'uomo, ha chiesto agli Stati Membri di mappare e valutare gli ecosistemi e i loro servizi (progetto MAES) (Maes *et al.,* 2013, 2014). In Italia, le tipologie ecosistemiche adottate per la definizione del progetto MAES sono state definite, partendo dalla conoscenza della vegetazione naturale potenziale a scala ecoregionale, dalla combinazione delle informazioni relative a copertura del suolo con caratteristiche biogeografiche e bioclimatiche. (Capotorti *et al.,* 2015; Blasi *et al.,* 2017). Questo processo ha portato alla realizzazione di una Carta degli Ecosistemi con un dettaglio tematico maggiore rispetto a quello adottato a livello europeo e, quindi, da intendersi come più idonea nel perseguire gli obiettivi di conservazione alla scala nazionale (Blasi *et al.,* 2017).

Allo scopo di accrescere le potenziali sinergie tra la Strategia Europea sulla Biodiversità e le iniziative dell'IUCN, questa stessa Carta degli Ecosistemi è stata adottata dal MATTM come riferimento di base per la definizione della Red List degli Ecosistemi terrestri. Nel presente paragrafo vengono presentati i dati, metodi e criteri utilizzati per la valutazione del rischio di collasso degli ecosistemi in Italia. A titolo esemplificativo vengono presentate due delle 85 schede di valutazione del rischio come esempio dell'applicazione della metodologia adottata e dei principali risultati ottenuti.

Dati, metodi e criteri per la compilazione della Lista Rossa degli Ecosistemi d'Italia

La valutazione di rischio è stata applicata agli ecosistemi cartografati a scala nazionale della "Carta degli Ecosistemi d'Italia V2.0", debitamente aggiornata in termini geometrici (CLC, 2018) rispetto alla precedente versione e costituita da 85 tipologie di ecosistemi, così ripartite: 44 forestali, 8 arbustivi, 8 prativi, 7 erbacei radi o privi di vegetazione, 11 acquatici, 7 igrofili (Blasi *et al.,* 2017; dati inediti). Il coinvolgimento di numerosi esperti regionali ha permesso inoltre di aggiornare le categorie della legenda in termini floristici, vegetazionali e nomenclaturali (Bartolucci et al 2018).

Data l'elevata eterogeneità ambientale del Paese (Capotorti *et al.,* 2012a e b; Smiraglia *et al.,* 2013), le valutazioni di rischio per ciascun ecosistema cartografato sono state effettuate all'interno di ambiti ecologici ben definiti, Ecoregioni (Blasi *et al.,* 2014, 2018), che corrispondono al framework adottato dai precedenti rapporti nazionali sullo stato del capitale naturale e dalle statistiche ufficiali dell'Istat (Report sul Capitale Naturale 2017, 2018, 2019; ISTAT 2020). Nello specifico, le cinque province ecoregionali (Alpina, Padana, Appenninica, Tirrenica e Adriatica) sono state individuate come contesti territoriali di riferimento, all'interno dei quali integrare le conoscenze locali su pressioni e/o condizioni critiche per gli ecosistemi. L'approccio ecoregionale ha consentito inoltre di discretizzare geograficamente le pressioni con specifici approfondimenti a livello locale relativi anche ai cambiamenti gestionali, alla configurazione e al degrado degli ecosistemi, non rilevabili dai documenti a disposizione di livello nazionale.

Date queste premesse, il progetto per la redazione della Lista Rossa degli Ecosistemi d'Italia è stato sviluppato in tre fasi principali: 1) raccolta, aggiornamento e organizzazione dei dati di base in un apposito *Geodatabase*; 2) selezione dei parametri di pressione e valutazione delle minacce per ciascuno degli ecosistemi secondo i criteri IUCN; 3) applicazione del modello di valutazione IUCN coerente con il contesto italiano e con le conoscenze disponibili, redazione del report finale, delle schede di rischio per ciascun ecosistema e della cartografica della lista rossa degli ecosistemi.

Criteri IUCN

Tenuto conto degli obiettivi del servizio e in particolare dei criteri stabiliti a livello internazionale dalla IUCN per la valutazione del grado di minaccia degli ecosistemi (Figura 23), si è proceduto con la ricerca e selezione di ogni tipo di documento funzionale allo svolgimento del servizio a livello nazionale, ecoregionale e regionale. Particolare attenzione è stata rivolta alle cartografie storiche e recenti di uso e copertura del suolo e alle informazioni sui principali impatti e pressioni, per permettere di stimare le variazioni della distribuzione degli ecosistemi nel tempo e le ragioni alla base di tali variazioni.

Il metodo di valutazione (Bland et al., 2017; IUCN, 2016), si compone di cinque criteri la cui applicazione richiede la disponibilità di dati adeguati e omogenei a livello del territorio di riferimento adottato, nel caso in esame a livello nazionale ed ecoregionale. Nei casi di disponibilità parziale dei dati richiesti è stato necessario ovviare alle lacune di informazioni attraverso valutazioni basate sul giudizio esperto. Per tutte queste ragioni è stato costituito un nutrito e competente gruppo di lavoro di esperti ecoregionali e regionali (fitosociologi, ecologi, zoologi e geobotanici) per la realizzazione del Progetto.

In accordo con le linee guida IUCN (Bland *et al.,* 2017), i primi due criteri considerati per stimare il rischio di un ecosistema sono legati alla sua distribuzione, distinta in (**A) riduzione della distribuzione geografica** (indicatrice di una continua incidenza dei fattori di minaccia, che si riflettono nella perdita dell'ecosistema), e (**B) distribuzione geografica ristretta** (che rende l'ecosistema maggiormente predisposto nei confronti di quei fattori di minaccia che hanno dirette conseguenze spaziali, e quindi al declino o alla frammentazione).

Successivamente, vengono adottati altri due parametri per identificare i sintomi di un collasso funzionale: **(C) la degradazione dell'ambiente abiotico** che si focalizza sulla perdita di qualità, riscontrata nel tempo, dei parametri ambientali che caratterizzano l'ecosistema e **(D) la degradazione dei processi biotici e delle interazioni** (che può riflettersi nella perdita di interazioni mutualistiche, nella perdita di diversità di nicchie biotiche o nell'esclusione di alcune componenti biotiche). Per quest'ultimi due parametri è fondamentale la capacità di definire la percentuale di estensione areale del processo di degrado dell'ecosistema e la magnitudine dello stesso (o gravità). Infine, l'applicazione dell'ultimo criterio (E) si basa sullo sviluppo per ciascun ecosistema di un modello di simulazione, basato sui processi, che permette di stimare il rischio di collasso dell'ecosistema in un arco temporale di 50-100 anni.

I criteri di valutazione hanno in comune una **valutazione dei *trend*** su una base almeno cinquantennale. Questo periodo, sebbene relativamente breve, risulta particolarmente ampio se paragonato alla disponibilità dei dati. Va inoltre specificato che la modellizzazione dei *trend* ha un grado di incertezza variabile e i risultati di tali metodologie non vanno mai intesi in senso assoluto ma probabilistico. Si è deciso pertanto di effettuare valutazioni in chiave storica, rispetto allo stato attuale, per ipotizzare eventuali *trend* futuri senza utilizzare modelli di simulazione necessari per definire scenari estremamente lontani dalle condizioni attuali (Criterio E).

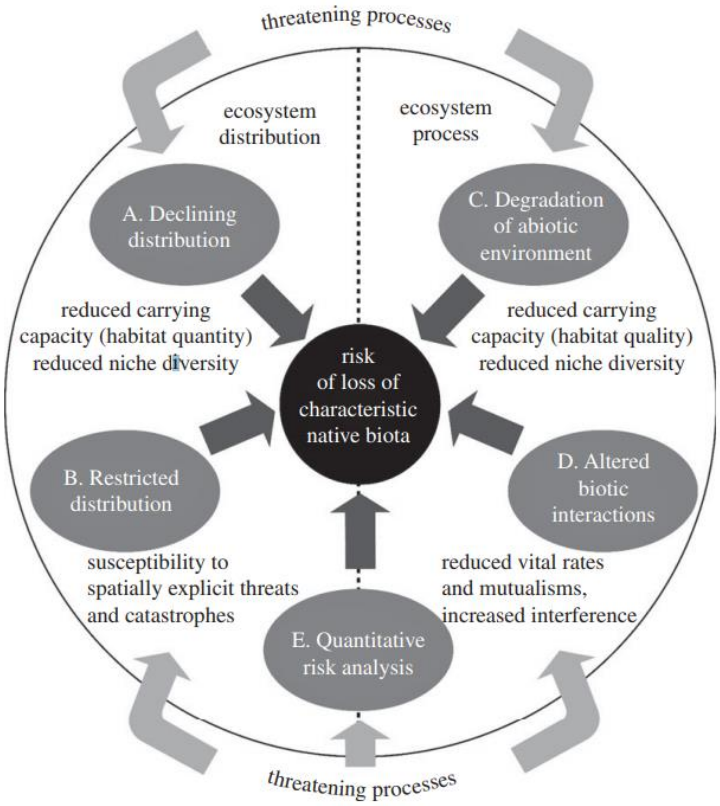


Figura 23. Criteri e valutazione del rischio del collasso (Keith *et al.,* 2013).

A titolo di richiamo della metodologia IUCN, nella Figura 24 è rappresentata la struttura delle categorie di valutazione del rischio di un ecosistema espresso da CR = *Critically Endangered* (In pericolo critico), EN = *Endangered* (In pericolo) e VU = *Vulnerable* (Vulnerabile)

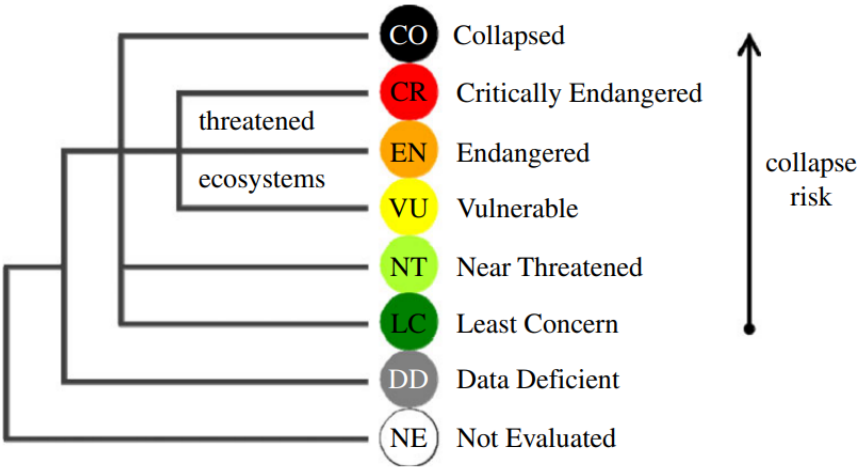


Figura 24. Categorie per la valutazione del rischio di collasso degli ecosistemi (Rodriguez *et al.,* 2015).

Si riporta in modo sintetico il percorso metodologico (Figura 25) seguito per la valutazione del rischio degli ecosistemi d'Italia che si compone di cinque fasi:

1. Valutazione iniziale dell'ecosistema e dei dati a disposizione che riguardano anche la relazione con altri sistemi di classificazione, la presenza di specie vegetali e animali e habitat di interesse comunitario e di Lista Rossa.
2. Tipo di dato utile per la valutazione (se distribuzione o di pressione/minaccia)
3. Analisi dei dati e dei parametri utilizzati per la valutazione del rischio, stesura delle istruttorie per la valutazione e produzione di cartografie di distribuzione
4. Applicazione dei criteri A, B, C, D e E per la valutazione del rischio di collasso (Figura 25)
5. attribuzione della **categoriadi rischio** (**categorie VU, EN e CR**) in funzione del modello IUCN

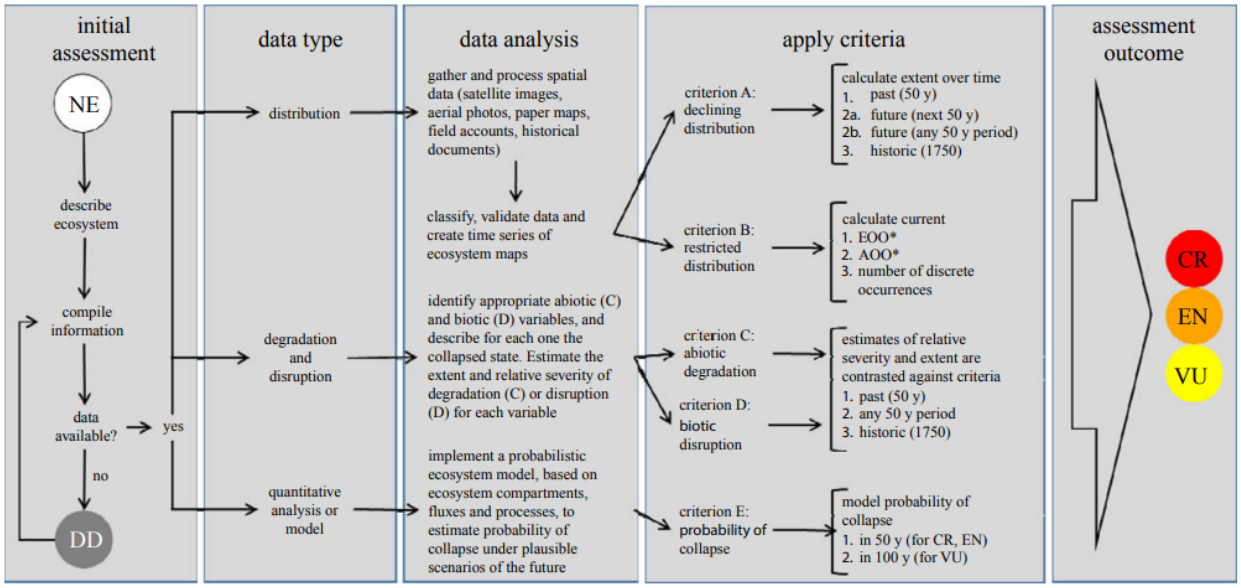


Figura 25. Step metodologici per la valutazione del rischio di collasso degli ecosistemi (Rodriguez *et al.,* 2015).

Nella tabella seguente si riportano, per ciascun criterio e sotto-criterio IUCN, i parametri utilizzati, le analisi effettuate e i dati scelti per la valutazione della Lista Rossa degli Ecosistemi d'Italia (Tabella 4).

Tabella 4. Sintesi dei Criteri e dei parametri utilizzati per la valutazione del rischio di collasso degli ecosistemi (da Capotorti *et al.*, 2020, modificato con dati inediti).

Criteri e sotto-criteri IUCN		Parametri selezionati e analisi effettuate	Dati di base
A) Riduzione nella distribuzione geografica	A1 Ultimi 50 anni (confronto temporale)	Confronto tra cartografie storiche e attuali di uso e copertura del suolo, di vegetazione e degli ecosistemi e dati bibliografici a scala nazionale, ecoregionale e regionale; Analisi multitemporale dei cambiamenti di copertura e uso del suolo e valutazione dei flussi di	Carta dell'utilizzazione del suolo d'Italia CNR 1: 200.000 (1956-1968) (CNR, 1956-1968); Corine Land Cover 1:100.000 (1990 e 2018) (http://geoportale.isprambiente.it/); Dati bibliografici

		cambiamento per ambiti di vegetazione potenziale	
	A2a/b Un periodo di 50 anni che comprenda il presente e una proiezione futura	Scenari di cambiamento derivanti da parere esperto	Trend di cambiamento osservati e presenza o assenza di piani/politiche/strategie rilevanti
	A3 - Un periodo di riferimento storico dal 1750	Dati bibliografici e cartografie storiche	I documenti storici fanno riferimento a porzioni di territorio, oggi comprese nel nostro Paese, ma un tempo sotto il controllo di Francia, Austria, Spagna, Ducati, Granducati e Repubblica di Genova. Per ora non è stato quindi possibile valutare il cambiamento storico.
B) Distribuzione geografica ristretta	B1 - Estensione del minimo poligono convesso che include tutti i poligoni dell'ecosistema (areale di distribuzione)	Definizione del Minimo Poligono Convesso sulla base delle presenze osservate in celle di maglia di 10 km x 10 km	Carta degli Ecosistemi terrestri V2.0; Griglia nazionale di celle 10 km x 10 km
	B2 – Numero di celle occupate dall'ecosistema nella griglia 10 km × 10 km	Conteggio delle celle: l'area occupata è determinata dal numero di celle di 10km x10 km nelle quali l'ecosistema è presente	Carta degli Ecosistemi terrestri V2.0; Dati bibliografici
	B3 Distribuzione geografica degli ecosistemi ristretta: numero totale di siti inferiore a 5	Conteggio dei siti di occorrenza	Carta degli Ecosistemi terrestri V2.0; Dati bibliografici
C) Degradazione ambientale degli ecosistemi	C1 - Cambiamento di un parametro abiotico che ha influenzato una porzione dell'estensione dell'ecosistema, con relativo grado di	Consumo di suolo interno agli ecosistemi naturali e seminaturali e valutazione del relativo trend passato (C1) Consumo di suolo interno agli ecosistemi naturali e seminaturali e valutazione del trend futuro (C2)	Banca dati europea sulla variazione di superfici artificiali nel periodo 1975-1990-2000-2014 con risoluzione spaziale di 30m (programma GHSL - Global Human Settlement Layer; ghsl.jrc.ec.europa.eu/index.php); Programma Copernicus ed elaborazioni nazionali sul consumo di suolo 2019 con risoluzione spaziale di 10 m (https://www.isprambiente.gov.it/it/attivita/suolo-e-territorio/il-consumo-di-suolo/i-dati-sul-consumo-di-suolo)

	minaccia, negli ultimi 50 anni	Impatto dell'erosione costiera sugli ecosistemi aloigrofili e psammofili e valutazione del trend passato (C1) e futuro (C2)	Dati bibliografici sull'arretramento e avanzamento della linea di costa dal 1960 al 2018 (fonti MATTM e Regioni Amministrative)
	C2b - Cambiamento di un parametro abiotico che influenza una porzione dell'ecosistema con il relativo grado di minaccia nei prossimi 50 anni o in un periodo di 50 anni che comprenda il presente e il futuro	Impatto dell'agricoltura intensiva sugli ecosistemi all'interno di ambiti ecologici omogenei. Valutazione dei contatti degli ecosistemi naturali e seminaturali con il sistema agricolo	Indicatore di intensità di gestione delle pratiche agricole su griglia di 1km X 1km, cumulativo di intensità di input e attività produttive (metrica in grado di esprimere sinteticamente in MJ/ha l'energia totale investita nella produzione, in termini di fertilizzazione e concimazione, irrigazione, uso di pesticidi, energia per la produzione di semi, meccanizzazione e consumo diretto di energia) (Rega et al., 2020)
		Stato chimico dei corpi idrici in relazione all'inquinamento delle acque per gli ecosistemi acquatici dulcicoli e salmastri	Rapporti nazionali e regionali sulla qualità dei corpi idrici (Rapporti ARPA/APPA e di altri organismi tecnici)
		Incendi boschivi (incidenza degli incendi sul patrimonio boschivo) nel passato (C1) e in un trend tra passato e futuro (C2) per provincia amministrativa	Dati del Corpo Forestale Nazionale 1990-2020 (comunicazione inedita) e 1964-1973 (Carta della Gravità potenziale e Carta della gravità reale degli incendi boschivi, Ministero Agricoltura e Foreste, 1974)
D) Degradazione di interazioni o processi biotici	D2b - Cambiamento di un parametro biotico che influenza una porzione dell'ecosistema con il relativo grado di minaccia nei prossimi 50 anni o in un periodo di 50 anni che comprenda il presente e il futuro	Impatto delle specie esotiche sugli ecosistemi naturali e seminaturali su giudizio esperto	Dati bibliografici a livello nazionale e regionale; Parere esperto
		Impatto della dinamica progressiva della vegetazione sugli ecosistemi prativi e arbustivi e analisi dei contatti spaziali tra ecosistemi contigui	Flussi di cambiamento derivanti da analisi multi-temporali (selezione dei flussi 1960-2018 utilizzati per le valutazioni del Criterio A1)
		Stato ecologico dei corpi idrici in relazione alla struttura e composizione delle comunità biotiche	Rapporti nazionali e regionali sulla qualità dei corpi idrici (fonti ARPA/APPA e altri organismi tecnici)

Per meglio comprendere le informazioni sulla vulnerabilità che saranno a disposizione al momento del completamento della Lista Rossa, si riportano, a titolo di esempio, alcune analisi distributive degli ecosistemi secondo il criterio B, rappresentative di condizioni diversificate (Figura 26), e due schede di valutazione rispettivamente per gli **Ecosistemi forestali appenninici e subappenninici a *Quercus petraea* e/o *Q. cerris*** (codice C8) e per gli **Ecosistemi psammofili peninsulari a *Cakile maritima* subsp. *maritima, Sporobolus virginicus, Elymus farctus, Achillea maritima* subsp. *maritima, Silene canescens, Calamagrostis arenaria* subsp. *arundinacea, Crucianella maritima***(codice F2).

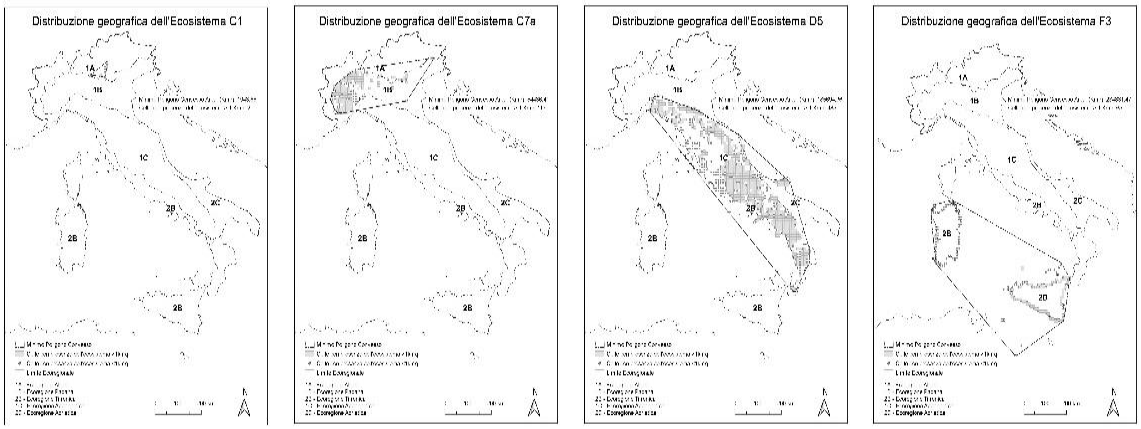


Figura 26. Esempi di valutazione della distribuzione geografica (criterio B) per 4 ecosistemi (C1-Ecosistemi forestali a *Quercus ilex* subsp. *ilex* dell'Insubria; C7a-Ecosistemi forestali padani, planiziali, a *Quercus robur* subsp. *robur;* D5-Ecosistemi erbacei, peninsulari, montani e collinari a *Brachypodium genuense*, *B. rupestre*, *Bromopsiserecta* subsp. *erecta* e *Cynosurus cristatus*, con locali presenze a *Dasypyrum villosum* e *Trifolium* sp. pl.; F3-Ecosistemi psammofili delle Isole maggiori a *Cakile maritima, Armeria pungens, Silene succulenta corsica, Thinopyrum junceum, Ammophila arenaria, Daucus rouyi, Ephedra fragilis,Seseli tortuosum maritimum*, *Astragalus thermensis*, *Saccharum biflorum.*

SCHEDE DI VALUTAZIONE

Ecosistema C8

C8 - Ecosistemi forestali appenninici e subappenninici a *Quercus petraea* e/o *Q. cerris*

Relazioni con altri sistemi di classificazione

IUCN Habitat classification scheme	1.4
EUNIS Habitat type	G1.A18, G1.741
CORINE Biotopes	41.28, 41.74
Habitat Natura 2000 (Direttiva 92/43/CEE)	91L0
Inventario forestale nazionale	Categoria 9

Descrizione

Caratteristiche abiotiche

Clima	temperato e secondariamente di transizione
Substrato litologico	sedimentario (prevalentemente terrigeno e secondariamente clastico)
Morfologia	versanti e fasce pedemontane, secondariamente sistemi sommitali e vallivi

Caratteristiche biotiche

Caratteri floristico-vegetazionali	Boschi a *Quercus petraea* e altre specie arboree come *Q. cerris*, *Q. pubescens*, *Carpinus betulus*, *Castanea sativa* e *Ostrya carpinifolia*
Principali emergenze faunistiche	*Speleomantes ambrosii (anfibi), Ficedula albicollis (uccelli), Nyctalus lasiopterus (chirotteri)*

Riferimenti sintassonomici

Erythronio dens-canis-Quercion petraeae Ubaldi (1988) 1990

Quercion pubescenti-petraeae Br.-Bl. 1932

Quercion roboris Malcuit 1929

Carpinion betuli Isler 1931

Crataego laevigatae-Quercion cerridis Arrigoni 1997

Distribuzione geografica

Ecoregioni	Ecosistema caratteristico dell'Appenninica (97%) con presenze accessorie nella Tirrenica e nella Padana
Regioni amministrative	prevalentemente in Toscana (60%) e in Emilia Romagna (26%)

VALUTAZIONE

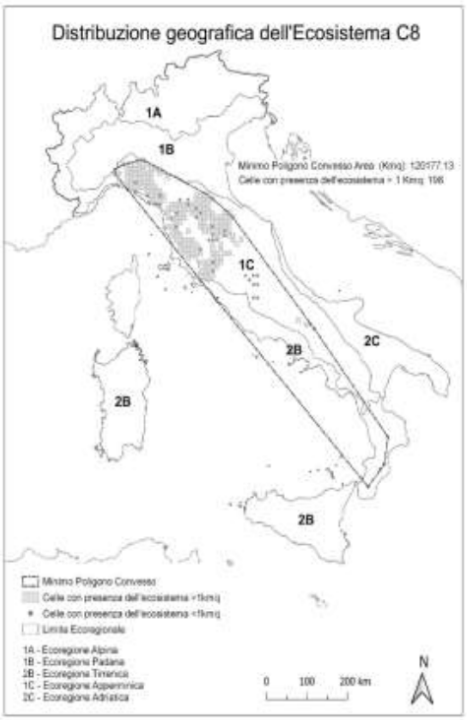
CRITERIO A

A. Riduzione della distribuzione geografica		Ecoregione Appenninica
A1	Ultimi 50 anni (confronto temporale).	LC
A2a	Prossimi 50 anni (proiezione futura).	*
A2b	Un periodo di 50 anni che comprenda il presente e una proiezione futura.	*

**Parere degli esperti: In Toscana è previsto un trend di stabilità (A2a) come osservato nella situazione attuale. Nelle aree pedecollinari e collinari di Lombardia, Piemonte ed Emilia-Romagna l'ecosistema è in espansione.*

CRITERIO B

B. Distribuzione geografica ristretta			Italia
B1	**Estensione ristretta del minimo poligono convesso e**		LC
	a) riduzione in passato, osservata o dedotta, dell'estensione, della qualità ambientale e/o delle interazioni biotiche	✓	
	b) osservazione o deduzione di processi che possono ridurre in futuro l'estensione, la qualità ambientale e/o le interazioni biotiche	X	
	c) presenza in un numero ridotto di siti (≤ 10)	X	
B2	**Ridotto numero di celle 10 km × 10 km e**		LC
	a) riduzione in passato, osservata o dedotta, dell'estensione, della qualità ambientale e/o delle interazioni biotiche	✓	
	b) osservazione o deduzione di processi che possono ridurre in futuro l'estensione, la qualità ambientale e/o le interazioni biotiche	X	
	c) presenza in un numero ridotto di siti (≤ 10)	X	
B3	**Numero molto ridotto di siti (≤ 5) e rischio elevato per attività umane o eventi stocastici**		LC



CRITERIO C

C. Degradazione ambientale		Ecoregione Appenninica
C1	Artificializzazione	LC
C1	Incendi boschivi	NT
C2	Artificializzazione	NT
C2	Incendi boschivi	NT
C2	Intensità delle pratiche agricole	VU*

C1: Ultimi 50 anni (confronto temporale). **C2**: Prossimi 50 anni o un periodo di 50 anni che comprenda il presente e una proiezione futura.
*Nella distribuzione accessoria per l'ecoregione Tirrenica l'ecosistema risulta EN per intensità di pratiche agricole

CRITERIO D

D. Degradazione di interazioni o processi biotici		Ecoregione Appenninica
D1	Invasione di specie esotiche	LC
D2	Invasione di specie esotiche	LC

D1: Ultimi 50 anni (confronto temporale). **D2**: Prossimi 50 anni o un periodo di 50 anni che comprenda il presente e una proiezione futura.

GIUDIZIO FINALE

Nella tabella seguente sono richiamati i risultati delle valutazioni dei singoli criteri e sottocriteri

Criterio	A	B	C	D
Sottocriterio 1	LC	LC	NT	LC
Sottocriterio 2	LC	LC	VU	LC
	LC			
Sottocriterio 3	-	LC	-	-

Ecosistema non soggetto a importanti fattori di rischio. La pressione più rilevante è quella delle pratiche agricole intensive.
Nel complesso il giudizio finale è il seguente:

GRADO DI MINACCIA (**Vulnerable - VU**)

F2 - Ecosistemi psammofili peninsulari a *Cakile maritima* subsp. *maritima, Sporobolus virginicus, Elymus farctus, Achillea maritima* subsp. *maritima, Silene canescens, Calamagrostis arenaria* subsp. *arundinacea, Crucianella maritima*

RELAZIONI CON ALTRI SISTEMI DI CLASSIFICAZIONE

IUCN Habitat classification scheme	12.2, 12.3
EUNIS Habitat type	B1.1, B1.2, B1.3, B1.4
CORINE Biotopes	16.11, 16.12, 16.21, 16.22, 17.1, 17.2
Habitat Natura 2000 (Direttiva 92/43/CEE)	1210, 2110, 2120, 2210, 2230, 2240

DESCRIZIONE

CARATTERISTICHE ABIOTICHE

Clima	mediterraneo, localmente di transizione
Substrato litologico	sedimentario clastico
Morfologia	sistema costiero

CARATTERISTICHE BIOTICHE

Caratteri floristico-vegetazionali	Comunità terofitiche rade, che si sviluppano nella prima parte della battigia, a *Cakile maritima* subsp. *maritima*; comunità erbacee, perenni, a *Elymus farctus,* con *Sporobolus virginicus* e *Achillea maritima* subsp. *maritima*, delle dune embrionali; comunità erbacee, perenni, a *Calamagrostis arenaria* subsp. *arundinacea*, che si sviluppano sulle dune mobili; comunità camefitiche a dominanza di *Crucianella maritima* del versante interno delle dune semifisse.
Principali emergenze faunistiche	*Scarites buparius, Acinopus ammophilus, Distichus planus, Calomera littoralis* (Coleotteri)

RIFERIMENTI SINTASSONOMICI

Euphorbion peplis Tüxen 1950

Agropyrion juncei (Tüxen in Br.-Bl. & Tüxen 1952) Géhu, Rivas-Martínez & Tüxen 1972 in Géhu, Costa, Scoppola, Biondi, Marchiori, Peris, Franck, Caniglia & Veri 1984

Ammophilion australis Br.-Bl. 1933 em. Géhu & Géhu-Franck 1988

Crucianellion maritimae Rivas Goday & Rivas-Martínez 1958

Alkanno-Maresion nanae Rivas Goday ex Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963 corr. Díez Garretas, Asensi & Rivas-Martínez 2001

Laguro ovati-Vulpion fasciculatae Géhu & Biondi 1994

DISTRIBUZIONE GEOGRAFICA

Ecoregioni	Tirrenica (65%), Adriatica (34%) con presenze accessorie nell'Appenninica (porzione settentrionale della Regione Marche)
Regioni amministrative	Prevalentemente in Calabria, Toscana, Puglia, Lazio e Campania

VALUTAZIONE

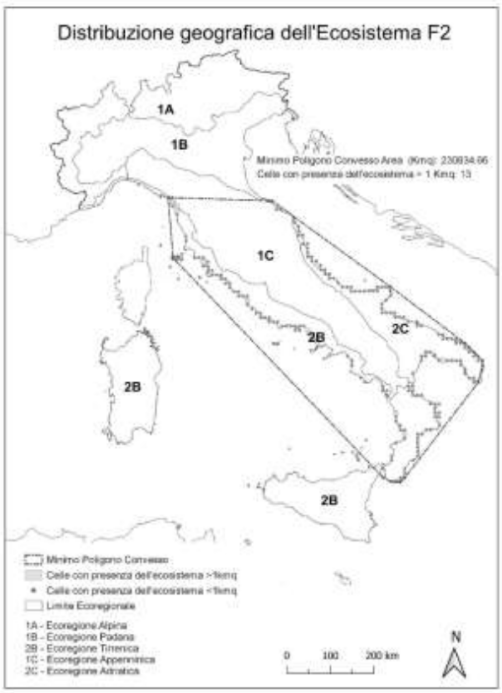
CRITERIO A

A. Riduzione della distribuzione geografica		Ecoregione Tirrenica	Ecoregione Adriatica
A1	Ultimi 50 anni (confronto temporale).	**VU** *(*)*	**EN** *(*)*
A2 a	Prossimi 50 anni (proiezione futura).	**	**
A2 b	Un periodo di 50 anni che comprenda il presente e una proiezione futura.	**	**

*Parere degli esperti: *L'ecosistema è stato giudicato da **VU** a **EN** in diversi settori dell'ecoregione Tirrenica ed **EN** per l'ecoregione Adriatica (sotto-criterio A1).** Per il sotto-criterio A2 è stato giudicato **NT** nell'ecoregione Tirrenica e **CR** nell'ecoregione Adriatica.*

CRITERIO B

B. Distribuzione geografica ristretta			Italia
B 1	**Estensione ristretta del minimo poligono convesso e**		LC
	a) riduzione in passato, osservata o dedotta, dell'estensione, della qualità ambientale e/o delle interazioni biotiche	✓	
	b) osservazione o deduzione di processi che possono ridurre in futuro l'estensione, la qualità ambientale e/o le interazioni biotiche	✓	
	c) presenza in un numero ridotto di siti (≤ 10)	x	
B 2	**Ridotto numero di celle 10 km × 10 km e**		EN
	a) riduzione in passato, osservata o dedotta, dell'estensione, della qualità ambientale e/o delle interazioni biotiche	✓	
	b) osservazione o deduzione di processi che possono ridurre in futuro l'estensione, la qualità ambientale e/o le interazioni biotiche	✓	
	c) presenza in un numero ridotto di siti (≤ 10)	x	
B 3	**Numero molto ridotto di siti (≤ 5) e rischio elevato per attività umane o eventi stocastici**		LC



CRITERIO C

C. Degradazione ambientale		Ecoregione Tirrenica	Ecoregione Adriatica e porzione Appenninica
C1	Artificializzazione	CR	CR
C1	Erosione costiera	NT	NT
C2	Artificializzazione	CR	CR
C2	Cambiamenti climatici	NT	NT
C2	Erosione costiera	VU	VU

C1: Ultimi 50 anni (confronto temporale). **C2**: Prossimi 50 anni o un periodo di 50 anni che comprenda il presente e una proiezione futura.

CRITERIO D

D. Degradazione di interazioni o processi biotici		Ecoregione Tirrenica	Ecoregione Adriatica e porzione Appenninica
D1	Invasione di specie esotiche	EN	VU
D2	Invasione di specie esotiche	EN	EN

D1: Ultimi 50 anni (confronto temporale). **D2**: Prossimi 50 anni o un periodo di 50 anni che comprenda il presente e una proiezione futura.

GIUDIZIO FINALE

Nella tabella seguente sono richiamati i risultati delle valutazioni dei singoli criteri e sottocriteri.

Criterio	A	B	C	D
Sottocriterio 1	VU/EN	LC	CR	EN
Sottocriterio 2	NT/CR	EN	CR	EN
	NT/CR			
Sottocriterio 3		LC		

Ecosistema soggetto a importanti fattori di rischio, legati ad una riduzione della distribuzione geografica passata e con trend che si mantiene negativo, all'occupazione di un numero ridotto di celle e alla concomitante pressione dovuta ad artificializzazione, erosione costiera ed invasioni biologiche.

Nel complesso il giudizio finale è il seguente:

GRADO DI MINACCIA (**Critically Endangered - CR**)

Sintesi dei risultati e linee generali di policy

In estrema sintesi si può dire che l'Italia è un Paese con molti ecosistemi a rischio, anche perché la copertura degli ecosistemi naturali e seminaturali interessa solo circa il 46% della superficie nazionale. Il sistema agricolo intensivo e tradizionale e le aree artificiali superano il 50%.

È però anche interessante notare che gli ecosistemi CR (*Critically Endangered*) coprono solo lo 0,3% e gli EN (*Endangered*) il 3% del territorio nazionale. Interessano superfici poco estese, **ma fanno riferimento a ben 29 ecosistemi!** Si tratta in genere di ecosistemi legati ai sistemi igrofili, alla fascia costiera e ai sistemi di pianura attualmente interessati da agricoltura e zootecnia intensiva. La ridotta superficie interessata dagli ecosistemi a rischio elevato è ovviamente anche determinata dal consumo di suolo e da azioni antropiche particolarmente invasive.

Il 16% della superficie nazionale è interessata da 29 ecosistemi VU mentre circa il 20% della superficie nazionale ospita ecosistemi NT, ossia ecosistemi che potrebbero presto entrare tra gli ecosistemi a rischio.

Nella definizione della Lista Rossa degli Ecosistemi in Italia, la valutazione del rischio si è basata su dati di carattere biofisico di notevole dettaglio sia rispetto al numero di ecosistemi (grazie alla Carta degli Ecosistemi) che nella ripartizione del territorio nazionale in 5 ambiti ecologici omogenei (Ecoregioni).

Secondo la prassi adottata nel Comitato del Capitale naturale, il territorio nazionale è stato discretizzato in 5 province ecoregionali (Alpina, Padana, Appenninica, Tirrenica e Adriatica).

La cartografia ecoregionale (adottata dal MATTM e da ISTAT) prevede anche un numero maggiore di aree omogenee nell'articolazione in sezioni e sottosezioni. Per valutazioni che comunque fanno riferimento alla scala nazionale le province ecoregionali sono un buon livello di dettaglio geografico, ecologico, biogeografico e climatico.

Nell'Ecoregione Alpina, i 22 ecosistemi presenti coprono più dell'80% della superficie. Ciò però non significa che non si abbia una significativa criticità. Di questi, 13 sono risultati a rischio (1 CR, 5 EN, 7 VU), 7 NT e solo 2 non a rischio (LC). Nello stesso tempo, rispetto alla copertura degli ecosistemi nell'ecoregione il 57% è la superficie occupata dagli ecosistemi con valutazione NT e 15% LC.

L'Ecoregione Padana è senza dubbio l'ambito territoriale con il maggior numero di ecosistemi a rischio più elevato. **Solo poco più dell'8% della superficie è interessata da ecosistemi naturali e seminaturali.** È anche l'unico ambito ecoregionale ove tutti gli ecosistemi sono a rischio. Su 16 ecosistemi 5 sono CR, 7 En e 4 Vu. Non c'è da meravigliarsi se la COVID-19 ha avuto una diffusione così particolare con effetti sanitari così terribili!

Nell'Ecoregione Appenninica non si hanno ecosistemi CR e su 18 ben 11 sono NT e LC. Come ci si sposta verso la pianura e verso la costa lo stato di vulnerabilità tende a cambiare molto rapidamente. Nell'Ecoregione Tirrenica, infatti, su 34 ecosistemi (numero legato anche dalla presenza della Sicilia e della Sardegna) 28 sono a rischio (prevalentemente 19 VU, 8 EN e 1 CR9).

Una situazione critica simile a quella dell'Ecoregione Padana si ha nell'Ecoregione Adriatica. Anche in questo caso i 13 ecosistemi presenti sono tutti a rischio con 2 CR, 5 EN e 6 VU.

In estrema sintesi, è evidente una vasta area del nostro Paese che dalla Ecoregione Padana scende lungo la costa adriatica per arrivare al sud della Puglia con condizioni ambientali ed ecosistemiche molto degradate.

Considerazioni conclusive

L'applicazione del metodo standardizzato IUCN per la valutazione della vulnerabilità e dell'eventuale rischio di collasso ha permesso di compilare una Lista Rossa degli Ecosistemi confrontabile con valutazioni simili in corso di attuazione in altri paesi e a livello globale. Allo stesso tempo, le competenze degli esperti coinvolti nella definizione della Lista Rossa Italiana hanno permesso di testare alcune novità e variazioni del metodo IUCN, legate alla specificità ambientale, ecologica, amministrativa e ai dati disponibili.

In primo luogo, l'adozione delle ecoregioni, piuttosto che di ambiti amministrativi nazionali o subnazionali, ha permesso, in un territorio altamente eterogeneo come l'Italia, di considerare adeguatamente i fattori ambientali nella valutazione sia della distribuzione degli ecosistemi che del grado di pressione e minaccia. L'utilizzo degli ambiti ecologici omogenei e quindi della relativa "Vegetazione Naturale Potenziale" si è dimostrata utile per combinare dati di pressione su scala più ampia con la vegetazione coerente con i diversi ecosistemi riducendo le incertezze delle rispettive valutazioni.

Il modello IUCN, impostato a scala globale e continentale, è risultato comunque predittivo anche alla scala del singolo Paese. Ha infatti permesso di fare riferimento a tutti gli ecosistemi presenti e non solo ad alcuni preventivamente selezionati sulla base di alcune particolari pressioni.

Altro elemento molto positivo del processo valutativo proposto dall'IUCN, è aver nettamente separato i criteri che fanno riferimento alla distribuzione (poligono convesso) rispetto alle pressioni che direttamente e indirettamente determinano la distribuzione e la loro vulnerabilità. Rispetto ai criteri 'C' e 'D' si lascia ai singoli Paesi l'individuazione delle pressioni abiotiche e biotiche dato che ogni Paese potrà meglio individuare quelle più legate al proprio territorio e per le quali si dispongono dati sufficientemente predittivi in termini temporali e spaziali.

Questa è la ragione per cui nel nostro caso si è dato spazio alle pressioni indotte dalle pratiche agricole intensive, dalla qualità delle acque, dalla diffusione delle specie esotiche, dagli incendi, dall'erosione costiera e dal consumo di suolo. Si sono comunque valutate anche le pressioni esercitate dalle dinamiche naturali, dato che, se per alcuni ecosistemi esse rappresentano elementi positivi che ne riducono la vulnerabilità, dall'altro possono costituire pressioni naturali che aumentano la vulnerabilità degli ecosistemi secondari (relazione tra l'aumento della superficie forestale e l'eventuale riduzione di cespuglieti e praterie).

Rispetto al modello IUCN, si è scelto di non applicare le valutazioni relative al sottocriterio A3 (variazione nella distribuzione geografica dal 1750) in quanto vaste porzioni di territorio dell'Italia un tempo erano sotto il controllo di Francia, Austria, Spagna o di Ducati, Granducati e Repubblica di Genova. Le politiche di tutela e utilizzazione nei confronti dei sistemi agricoli, delle foreste e delle praterie erano molto diverse. I documenti storici e le rare cartografie (comunque con tipologie assolutamente molto sintetiche rispetto al dettaglio degli ecosistemi valutati) hanno evidenziato almeno due macro tendenze prevalenti rispetto alla situazione attuale: una più favorevole in diversi settori legata al recupero delle foreste (fortemente utilizzate nel XVIII secolo per riscaldamento, materiale da costruzione e nei cantieri navali) ed una meno favorevole legata alla scomparsa di vaste aree umide bonificate in epoche più recenti, che ha comportato anche un'artificializzazione molto elevata degli ecosistemi presenti nella fascia costiera. Queste pressioni sono state valutate con particolare rigore e pertanto, pur in mancanza del dato storico, è stato possibile effettuare precise valutazioni relative allo stato attuale e al prossimo futuro.

Per concludere, si è creduto opportuno non inserire nel criterio 'C' il cambiamento climatico, pur avendo a disposizione dati su circa 400 stazioni termo-pluviometriche distribuite su tutto il territorio nazionale (dati mensili di T max, t min e P relativi al periodo 1951-2010). Non sono, infatti, ad oggi disponibili evidenze certe sulla gravità degli effetti delle variazioni su struttura e funzionalità degli ecosistemi. Il prolungarsi dell'attuale crisi climatica potrà certamente determinare variazioni nel tempo nella composizione specifica, ma solo su scale temporali molto ampie si potranno registrare variazioni anche nel pattern di distribuzione spaziale. Solo in alcuni casi si sono pertanto valutate pressioni legate al cambiamento climatico legate alle previsioni relative all'innalzamento del livello del mare al 2100. In questo caso è stato possibile evidenziare una vulnerabilità per gli ecosistemi della fascia costiera del nord adriatico così come, causa dell'aumento delle temperature, si è evidenziata una pressione molto significativa negli ecosistemi a determinismo glaciale e negli ecosistemi di alta quota dei sistemi montuosi che non raggiungono altitudini particolarmente elevate.

La Lista Rossa degli ecosistemi d'Italia e le informazioni d natura territoriale legate alle cartografie e al geodatabase di riferimento forniranno certamente elementi sostanziali nella definizione degli obiettivi della Strategia Nazionale della Biodiversità e nella definizione di Progetti e Azioni legate al PNRR. Le schede di valutazione presentate a livello esemplificativo ben evidenziano quanto la conoscenza della valutazione del rischio e della distribuzione geografica a livello nazionale, ecoregionale e regionale siano determinanti per elaborare politiche e azioni utili per frenare tendenze negative, evitare il collasso e pianificare azioni di recupero e ripristino (*restoration ecology e Green Infrastructure Strategy*).

In estrema sintesi emergono chiaramente due principali tipologie di intervento:

- Interventi di *restoration ecology* puntuali per tutelare la biodiversità e l'esistenza stessa di ecosistemi ad areale molto limitato (ecosistemi tipici della fascia, di laghi, corsi d'acqua, paludi, torbiere, ecc.).

- Interventi di *restoration ecology* finalizzati al recupero della piena funzionalità ecologica su vasta scala finalizzati a riportare la natura nelle città, nelle aree metropolitane e nei sistemi agricoli intensivi mediante la messa a dimora di milioni di alberi necessari per la funzionalità ecologica delle reti ecologiche territoriali e, nel contempo, per contribuire al miglioramento della qualità dei suoli e alla tutela dei servizi ecosistemici a scala territoriale e di paesaggio.

2.4 Perdita di capitale e di alcuni servizi eco-sistemici associati alle praterie di *Posidonia oceanica*

Gli ecosistemi marino-costieri sono tra gli ambienti più produttivi al mondo e i loro *stock* di capitale naturale forniscono numerosi servizi ecosistemici essenziali per il benessere delle società umane (IOC-UNESCO, 2017; UNEP, 2006).

In particolare, le fanerogame marine formano praterie molto estese e costituiscono ecosistemi altamente produttivi e complessi che generano importanti servizi ecosistemici di approvvigionamento, regolazione e culturali. Tra questi si annoverano la prevenzione dell'erosione dei litorali, il mantenimento di habitat di *nursery* di specie ittiche di interesse commerciale e, soprattutto, la regolazione climatica attraverso il sequestro e lo stoccaggio di notevoli quantità di carbonio, noto come "*coastal blue carbon*" (Howard *et al.*, 2014). Infatti, è stato stimato che pur interessando meno dello 0,2% della superficie oceanica globale, le fanerogame marine sequestrano circa 27 milioni di Tonnellate di C per anno, ovvero il 10% del carbonio annualmente sequestrato dagli oceani a scala globale (Fourqurean *et al.*, 2012).

Lungo le coste italiane sono presenti tutte le specie di fanerogame marine del Mediterraneo: *Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa, Zostera noltii, Halophila stipulacea*. Delle quattro specie, *Posidonia oceanica* è quella di gran lunga più diffusa ed abbondante ed è presente lungo gran parte del perimetro costiero italiano.

Purtroppo, per le praterie di *P. oceanica* italiane non si conoscono ancora bene molti dei servizi ecosistemici da esse generati dal punto di vista sia qualitativo, sia quantitativo (Buonocore *et al.*, 2020). Alcune ricerche pionieristiche hanno evidenziato il trasferimento di materia-energia verso altri habitat con studi sugli isotopi stabili (Vizzini e Mazzola, 2006) e difatti dati di sbarco delle attività di piccola pesca fanno registrare catture particolarmente importanti di scorfani, aragoste, astici e polpi in prossimità di aree caratterizzate dalla presenza di vaste praterie. *P. oceanica* sembra svolgere un ruolo di primaria importanza nel ciclo biologico e nella produzione del riccio di mare *Paracenrotus lividus,* una specie oggetto di pesca per il suo elevato valore commerciale in alcune regioni italiane (Pinna *et al.*, 2012); tuttavia, sono necessari ulteriori dati ed approfondimenti per quantificare il ruolo svolto dalle praterie. Il servizio ecosistemico di *nursery* è stato identificato ma non quantificato (Dìaz-Gil *et al.*, 2019), così come il ruolo svolto come rifugio (Vega Fernàndez *et al.*, 2005; Zubak *et al.*, 2017). È invece riconosciuta l'importanza delle praterie di *P. oceanica* nel determinare elevati valori di biodiversità dei popolamenti ittici associati (Guidetti, 2000).

La pesca è una attività di fondamentale importanza per sostenere l'alimentazione mondiale. Di conseguenza, anche gli ecosistemi che supportano la produzione ittica attraverso la fornitura di habitat idonei durante le diverse fasi del ciclo vitale degli organismi oggetto di pesca (aree di residenza, alimentazione e sviluppo degli stati giovanili (*nursery*); rifugio dai predatori) rivestono una enorme importanza e svolgono un ruolo insostituibile. I biologi marini di tutto il mondo riconoscono che le fanerogame marine supportano la pesca: 1) fornendo habitat indispensabili per le specie ittiche costiere e 2) trasferendo parte della loro produzione (inclusa quella delle alghe epifite) ad habitat limitrofi, dove vengono praticate le attività di pesca (Nordlund *et al.*, 2017). Le praterie di fanerogame marine contribuiscono, inoltre, a determinare catture più elevate di pesce e maggiori rendite economiche rispetto ad altri ecosistemi per alcune comunità locali dedite alla piccola pesca artigianale (de la Torre-Castro *et al.*, 2017)

Il ruolo giocato dal capitale naturale delle fanerogame marine non si esaurisce con i servizi ecosistemici ai quali si è finora accennato. Le fanerogame marine possono rappresentare ad esempio un efficacissimo filtro capace di abbattere fino al 50% la carica di batteri patogeni per l'uomo e per altri organismi marini (Lamb *et al.*, 2017). *P. oceanica* riesce ad intrappolare microplastiche non solo all'interno della *matte*, biocostruzione persistente formata

dall'intreccio dei fusti lignificati della pianta (rizomi) e dal sedimento tra di essi intrappolato, ma anche nelle *aegagropilae,* strutture sferiche composte dalle fibre delle foglie morte (Sanchez-Vidal *et al.*, 2021).

Le praterie di *P. oceanica* hanno anche un ruolo importante nei processi sedimentari degli ambienti costieri del Mediterraneo. I *feedback* tra prateria, idrodinamica al fondo e sedimentazione determinano la formazione di morfologie peculiari dei fondali marini e l'intrappolamento, all'interno della *prateria*, della frazione più fine del sedimento (Coppa *et al.*, 2019).

Studi effettuati a partire dalla fine degli anni '90 hanno consentito di quantificare la produzione di sedimenti di origine biogenica, a composizione carbonatica, associata alle praterie di *P. oceanica* (De Falco *et al.*, 2008; Serrano *et al.*, 2012). I sedimenti carbonatici possono essere esportati verso la costa andando a contribuire significativamente al bilancio sedimentario di alcune tipologie di spiagge (De Falco *et al.*, 2017; Simeone *et al.*, 2018). Il contributo sedimentario delle praterie alle spiagge carbonatiche costituisce un ulteriore servizio ecosistemico ancora poco indagato.

P. oceanica è una componente essenziale della morfodinamica delle spiagge anche attraverso la deposizione delle foglie che vanno a formare cumuli vegetali, noti con il termine francese di *banquette* (Simeone *et al.,* 2013). Attraverso la *banquette*, *P. oceanica* contribuisce a determinare la variabilità geomorfologica delle spiagge durante l'anno, andando a costituire una componente significativa del volume delle barriere costiere, delle dune e del materiale scambiato tra la spiaggia emersa e la spiaggia sommersa durante le mareggiate.

Negli ultimi decenni, le praterie di *P. oceanica* sono state fortemente minacciate da pressioni antropiche dirette, come la rimozione fisica e l'eutrofizzazione, e dai cambiamenti climatici (Badalamenti *et al.*, 2011). Negli ultimi 50 anni è stato stimato che le praterie di *P. oceanica* hanno subito una regressione del 34% a scala del Mediterraneo e del 25% lungo le coste italiane (Telesca *et al.*, 2015).

In Tabella 5 vengono riportate le aree di *P. oceanica* degradata e *matte* morta calcolate sulla base della cartografia a scala nazionale attualmente disponibile e ormai risalente ad una quindicina di anni or sono (portale cartografico MATTM) per i 12 settori geografici dei mari italiani (Istituto Idrografico della Marina): Mar Ligure, Tirreno Settentrionale, Tirreno Centrale ovest, Tirreno Centrale est, Tirreno Meridionale ovest, Tirreno Meridionale est, Mar di Sardegna, Canale di Sardegna, Stretto di Sicilia, Adriatico Meridionale, Ionio Settentrionale e Ionio Meridionale.

Tabella 5. Area di *Posidonia oceanica* degradata e *matte* morta nei 12 settori geografici italiani.

Settore geografico	Area (ha)
Ionio Settentrionale	958,24
Adriatico Meridionale	11096,74
Tirreno centrale est	3164,31
Tirreno Settentrionale	5213,31
Mar Ligure	1190,15
Tirreno meridionale est	808,75
Stretto di Sicilia	19795,90
Ionio Meridionale	164,18
Canale di Sardegna	6030,99
Tirreno meridionale ovest	7819,92
Mar di Sardegna	7951,20

Tirreno centrale ovest	2250,19
Totale	66443,88

La regressione e scomparsa delle praterie di *P. oceanica* implica la perdita degli *stock* di capitale naturale e dei flussi di servizi ecosistemici da essi generati.

Utilizzando il valore medio di carbonio organico di 7,29±1,52 tonnellate di carbonio per ettaro ha^{-1} (Fourqurean *et al.*, 2012), presente nella biomassa vivente di *P. oceanica*, la perdita del capitale naturale a scala nazionale può essere stimata di circa 484±101 migliaia di tonnellate di carbonio.

La Figura 27 mostra il contributo dei diversi settori geografici alla perdita di capitale naturale di *P. oceanica* a scala nazionale.

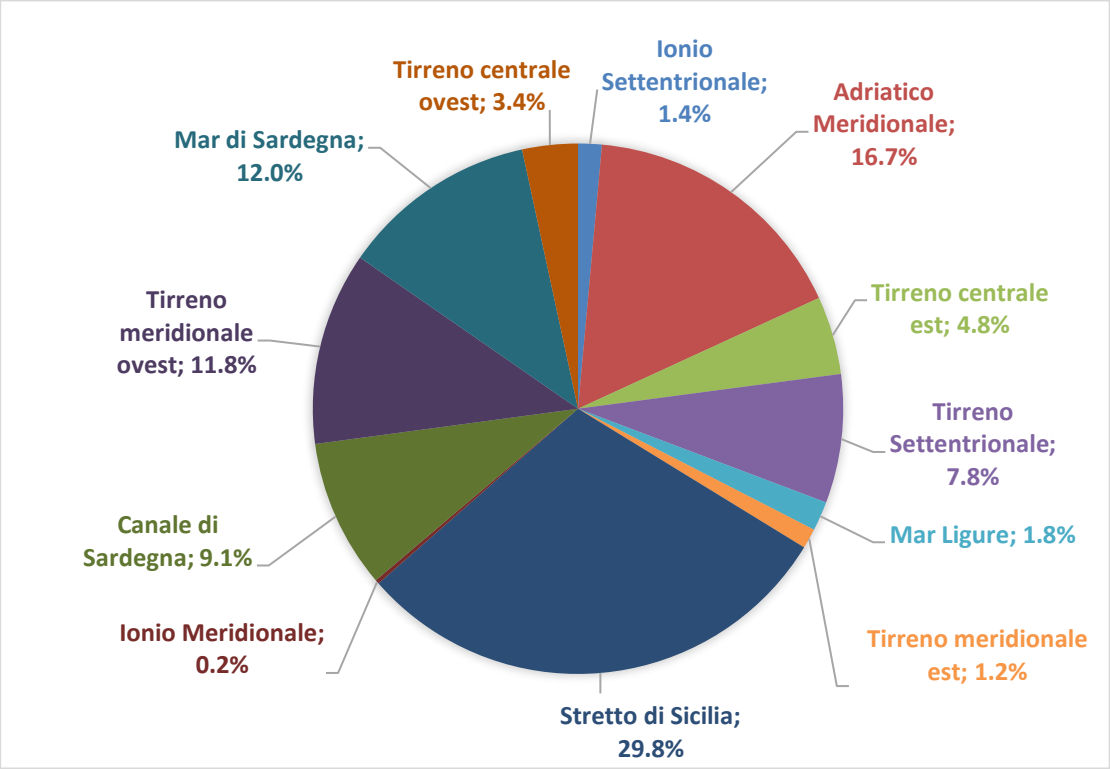


Figura 27. Perdita di capitale naturale di *Posidonia oceanica* nei 12 settori geografici dei mari italiani.

La perdita di *P. oceanica* a scala nazionale a sua volta ha determinato una perdita dei servizi ecosistemici generati dalle praterie, tra cui l'importante servizio di sequestro del carbonio associato alla produzione primaria e allo stoccaggio nella *matte*. Utilizzando dei valori medi di fissazione netta di carbonio e di tasso di stoccaggio nella *matte* rispettivamente di 0,93 grammi di carbonio al metro quadro al giorno e 21 grammi di carbonio al metro quadro all'anno (Koopmans *et al.*, 2020), è possibile fornire una stima a scala nazionale della perdita annuale del servizio di sequestro del carbonio di circa 226 migliaia di tonnellate di carbonio e di circa 14 migliaia di tonnellate di carbonio non più stoccato all'anno. Inoltre, considerando che un metro quadro di praterie di *P. oceanica* produce in media 77,1 milli-moli di ossigeno al giorno (Koopmans *et al.*, 2020), la perdita annuale del servizio ecosistemico di produzione di ossigeno dovuta alla regressione delle praterie italiane si può stimare essere di circa 598 migliaia di tonnellate.

La perdita del servizio ecosistemico di sequestro e stoccaggio di carbonio può essere quantificata anche in termini economici mediante l'utilizzo del *Social Cost of Carbon* (SCC), che considera il danno sociale evitato grazie al sequestro della CO_2. Pertanto, utilizzando una recente stima del SCC che oscilla da 80 $ a 100 $ / t CO2 (Pindyck, 2019), la perdita annuale del servizio ecosistemico di sequestro del carbonio, associata alla regressione delle praterie

italiane di *P. oceanica*, varia tra 44,4 e 55,5 milioni di euro e la perdita annuale associata al mancato stoccaggio di carbonio nelle matte varia tra 2,7 e 3,4 milioni di euro.

Infine, è importante sottolineare che, oltre alla perdita del servizio ecosistemico di sequestro e stoccaggio del carbonio, la regressione delle praterie di *P. oceanica* comporta l'ossidazione del carbonio organico stoccato nelle *matte* soprattutto nel primo metro; pertanto, le aree costiere dove scompaiono le praterie di *P. oceanica* da sequestratrici (*sink*) di carbonio vengono trasformate in sorgenti (*source*), che rilasciano in acqua anidride carbonica con i conseguenti ulteriori problemi di acidificazione del mare (Lovelock *et al.*, 2017).

Alla luce di queste considerazioni, è di fondamentale importanza implementare studi sia a scala nazionale per l'aggiornamento della cartografia sulla distribuzione delle praterie di *P. oceanica*, sia a scala locale per la valutazione degli *stock* di capitale naturale e dei flussi di servizi ecosistemici generati dalle praterie. Inoltre, è necessario approfondire gli aspetti relativi alla regressione delle praterie e alla conseguente perdita dei benefici che esse generano per gli ecosistemi e per il benessere umano. Gli studi a scala locale possono essere funzionali alla realizzazione di valutazioni più accurate e utili ai decisori politici per il raggiungimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile.

In conclusione, è da sottolineare la necessità non solo di proteggere le praterie di *P. oceanica* ma anche, quando possibile, incoraggiare progetti di recupero e restauro ecologico.

2.5 Analisi del cambiamento nella fornitura di alcuni servizi ecosistemici nell'intervallo 2012-2018: una valutazione biofisica ed economica

Naturaque mancipio nulli datur, omnibus usu[44]

MESSAGGIO CHIAVE

Sono stati analizzati dodici servizi ecosistemici (fornitura di biomassa legnosa, agricola, ittica, disponibilità idrica, impollinazione, regolazione del rischio di allagamento, protezione dall'erosione, regolazione del regime idrologico, purificazione delle acque da parte dei suoli, qualità degli habitat, sequestro e stoccaggio di carbonio, turismo ricreativo) e la loro variazione fra il 2012 e il 2018.

Le stime indicano, a distanza di 6 anni, diminuzioni nel flusso di molti dei servizi ecosistemici analizzati, e tali perdite si riflettono quasi sempre negativamente sui valori economici da essi dipendenti: 72 milioni di m3 in meno di risorsa idrica ricaricata in acquiferi, al 2018 rispetto all'anno base, e 14 milioni di euro di perdita economica associata, 166 mila tonnellate in meno di biomassa agricola e circa 36 milioni di euro di perdita economica, fino a 17 milioni di perdite economiche associate all'erosione dei suoli che è aumentata nel frattempo da 11,63 a 11,69 ton/ha, quasi due milioni e mezzo di tonnellate di perdita di carbonio immagazzinato nella vegetazione e nel suolo a causa della variazione di uso e copertura del suolo, da cui ne deriva una perdita di benefici economici che varia tra i 491 e i 614 milioni di euro[45], 259 milioni di m^3 di acqua in eccesso, ovvero di carenza nel servizio di regolazione dei regimi idrologici con perdite potenziali fino a 3,8 miliardi di euro.

Anche nei casi in cui si assiste ad un aumento dei benefici che derivano dal servizio, ad eccezione del servizio di biomassa legnosa dove vi è un inequivocabile incremento netto sia in termini biofisici (2 milioni di m3 in più al 2018) che monetari, rimane controversa l'interpretazione dell'aumento del valore dei beni protetti nel servizio di protezione dal rischio allagamento (circa 14 miliardi di euro in più al 2018) determinato non tanto dall'aumento dell'offerta di servizio (aree che erogano il servizio), che pure è stata registrata, ma in misura più significativa dall'aumento della domanda di servizio (aree che lo richiedono), che è determinata a sua volta da variazioni, tutt'altro che auspicabili, in termini di copertura e usi dei suoli (il servizio aumenta laddove aumentano i beni protetti e quindi dove si verifica un aumento dell'artificializzazione dei suoli). Risulta altrettanto incerta l'interpretazione dell'aumento di uso della biomassa ittica (5.685 ton), che al di là dei prelievi effettuati non restituisce da sola indicazioni inequivocabili sulla sostenibilità della pratica di pesca, così come i risultati non univoci sul servizio di impollinazione (solo 3 colture su 5 aumentano la resa produttiva, ma nel complesso si registra un aumento di 24.714 ton imputabili al servizio) non tengono al momento in considerazione i cambiamenti della qualità o condizione ecologica degli ecosistemi, per cui il flusso di servizio calcolato è potenziale e non in grado di confermare l'evidenza empirica relativa ad una maggiore mortalità di api e di insetti selvatici, causata dall'utilizzo massiccio di sostanze chimiche in agricoltura. In ultimo il dato in aumento (+ 4 miliardi di euro) sul turismo ricreativo basato sul godimento della natura e che tuttavia non dà indicazioni, da solo, sulla sostenibilità di questa attività nel preservare lo stato ecologico delle aree a forte naturalità visitate.

Sebbene i risultati di questo studio vadano interpretati con cautela per la natura sperimentale e l'eterogeneità di metodo e significato delle stime, essi forniscono un'idea del degrado degli ecosistemi e della conseguente perdita servizi ecosistemici fruiti dal sistema socioeconomico né per i benefici o le perdite economiche connesse a tali servizi, per i quali non è sempre possibile effettuare una stima precisa, quanto piuttosto mostrare le direzioni del cambiamento, e come questa si accompagni quasi sempre ad effetti negativi sull'economia, segnalando al contempo le esigenze di ulteriore ricerca in questa direzione.

La nostra prosperità economica e il nostro benessere dipendono dal buono stato del capitale naturale, che comprende gli ecosistemi che forniscono beni e servizi essenziali: terreni fertili, mari produttivi, acque potabili, aria

[44] La natura non è data in proprietà a nessuno, ma in uso a tutti.

[45] Tutte le stime riportate non descrivono i flussi dei servizi nell'intervallo di tempo fra il 2012 e il 2018, ma soltanto in corrispondenza delle due scansioni temporali, di conseguenza non si ha contezza di come i flussi si siano presentati nello stesso intervallo sebbene si possa presumere un avanzamento graduale, più o meno lineare, nel trend individuato al 2018, solo potenziale per i casi in cui la perdita o l'aumento di servizio è stimata in termini di danno potenziale evitato.

pura, impollinazione, prevenzione delle alluvioni, regolazione del clima, ecc. di benefici economici. Lo scopo di queste elaborazioni non è tanto determinare valori puntuali per il livello dei

La perdita di biodiversità può indebolire un ecosistema e compromettere la fornitura di tali servizi ecosistemici.

Il *Millennium Ecosystem Assessment* ha classificato i servizi ecosistemici in quattro gruppi funzionali:

a. di fornitura, cioè prodotti ottenuti dagli ecosistemi quali cibo, acqua pura, fibre, combustibile, medicine;
b. di regolazione, in quanto i benefici sono ottenuti dalla regolazione di processi ecosistemici, ad esempio in relazione al clima, al regime delle acque, all'azione di agenti patogeni;
c. culturali, intesi come l'insieme dei benefici non materiali ottenuti dagli ecosistemi come il senso spirituale, etico, ricreativo, estetico, le relazioni sociali;
d. di supporto, in cui rientrano i servizi necessari per la produzione di tutti gli altri servizi ecosistemici come la formazione del suolo, il ciclo dei nutrienti e la produzione primaria di biomassa.

L'importanza di effettuare quantificazioni biofisiche e stime monetarie per misurare da un lato i costi ambientali associati alla perdita della biodiversità, dall'altro i benefici ottenuti per il benessere umano è stata riconosciuta nell'ambito delle Nazioni Unite, attraverso la definizione degli obiettivi di sviluppo sostenibile dell'Agenda 2030 (SDGs) e dal Piano Strategico 2011-2020 della CBD.

Nelle seguenti sezioni viene effettuata una analisi del cambiamento nel servizio di fornitura dal 2012 al 2018 per alcuni tipi di servizi ecosistemici.

Mentre per quanto riguarda le valutazioni biofisiche non sono necessari particolari *caveat* relativi all'eterogeneità dei metodi, essendo immediatamente chiaro che non può esistere un metodo o un concetto di riferimento comune per la misurazione, al di là di quello stesso di "servizio ecosistemico", alcune precisazioni sono necessarie per quanto riguarda i valori monetari. La prima è relativa al fatto che quelle proposte, nella maggior parte dei casi, non sono valutazioni nel senso di "determinazione del valore economico del servizio ecosistemico". Questo è il caso solo quando si utilizza, per la determinazione di valori monetari, la *resource rent*, che è data da quella parte del valore di scambio dei prodotti, generati facendo uso del servizio ecosistemico, che non è spiegata da altri fattori produttivi, e si può assumere corrisponda al valore di scambio che avrebbe il servizio ecosistemico se scambiato sul mercato "spogliato" delle altre componenti di costo (primario e intermedio) dei prodotti derivati. Laddove si utilizza, invece, il valore dei prodotti derivati facendo uso del servizio ecosistemico senza questa "depurazione", il concetto di riferimento per le stime non è quello di "valore del servizio" ma quello di "valore dipendente dal servizio". In altri casi, i valori dipendenti dal servizio che vengono stimati sono riferiti non a flussi correnti di prodotti generati facendone uso, ma a quello di "beni" già esistenti (capitale fisico, ma anche umano[46]) che possono sussistere grazie al servizio ecosistemico o che dipendono dalla sua esistenza nel senso che ne sono protetti. Il concetto di riferimento, in questi casi, è quello di "danno evitato". Le esemplificazioni ora accennante – non esaustive della varietà dei metodi utilizzati per associare valori monetari ai servizi ecosistemici – sono significative anche in relazione ad un secondo caveat, la cautela nel considerare come sommabili tali valori monetari, non perché derivati attraverso metodi differenti ma per la mancanza in tutto o in parte del requisito di indipendenza tra i diversi servizi (in quanto legati da connessioni funzionali, come ad esempio fertilità del suolo, protezione dagli allagamenti e dall'erosione, impollinazione e produzione di biomassa), perché riferibili a diversi concetti di "valore economico" o anche perché imputabili talvolta a valori ipotetici, talaltra a valori reali.

Un'ulteriore avvertenza riguarda la natura ipotetica di molte delle quantificazioni dei valori in vario modo connessi ai servizi ecosistemici, che conferisce a queste statistiche caratteristiche di sperimentalità per definizione, indipendenti dai margini di errore delle stime. Questa ipoteticità è in alcuni casi mitigata dall'enfasi posta nel seguito sulle variazioni, più che sui livelli. A questo proposito, un incremento dei valori economici associati ad un servizio ecosistemico potrebbe riflettere una maggior domanda per quel servizio, che l'ecosistema può ancora soddisfare, oppure un aumento della capacità dell'ecosistema di soddisfare la domanda (ad esempio a seguito di un suo miglioramento) ove questa non fosse già completamente soddisfatta; viceversa, un decremento potrebbe dipendere dalla dismissione di attività antropiche (magari proprio finalizzato alla miglior conservazione del patrimonio naturalistico), oppure da una perdita di capacità dell'ecosistema di soddisfare la domanda, quando questa già eccede o viene ad eccedere la capacità di fornire il servizio. Tutto ciò indica chiaramente che, nonostante i notevoli passi in avanti fatti dalle tecniche di misurazione e l'estensione crescente delle applicazioni, la ricerca sullo *status*

[46]Come per il capitale naturale, la valutazione economica del cosiddetto capitale umano non ha alcuna pretesa di rappresentatività del valore in senso più ampio di quello di "valore di mercato".

metodologico delle stime di valori monetari connessi ai servizi ecosistemici e quella sulle modalità più appropriate di comunicazione dei risultati e dei loro significati, devono fare importanti progressi e sono per ora lungi dal permettere un utilizzo di queste stime a fini della programmazione.

2.5.1 Servizio di Fornitura di Biomassa Legnosa da Foreste Italiane

'Arbore deiecta, quivis ligna colligit'[47]

Il servizio ecosistemico (SE) che si intende valutare è il servizio di fornitura di biomassa di legname disponibile nelle foreste italiane (boschi più altre terre boscate secondo la definizione FAO[48]); esso è definito come il contributo ecologico alla produzione di legname che può essere raccolto e utilizzato come materia prima (Haines-Young e Potschin, 2018).

Valutare la fornitura di biomassa legnosa come SE consiste nell'evidenziare la componente naturale della crescita della biomassa e del suo utilizzo potenziale all'interno delle foreste italiane.

La stima del flusso effettivo del servizio ecosistemico di fornitura di biomassa legnosa si ispira al modello fast-track già utilizzato dal *Joint Research Centre* della Commissione Europea (JRC) per la stima del SE in tutta Europa (Vallecillo *et al.*, 2019) e concepisce il servizio di fornitura come la biomassa che potrebbe essere immessa nel mercato qualora venissero utilizzate anche fonti al momento non sfruttate, in una logica di gestione sostenibile delle risorse ovvero effettuando prelievi delle biomasse compatibile con i tassi di rigenerazione, e che non comportino di conseguenza un degrado nello stock di risorse.

L'approccio fast-track prende in considerazione esclusivamente i dati forniti dalla statistica ufficiale dei conti nazionali per evidenziare il contributo potenziale della fornitura di biomassa legnosa sia in termini biofisici che in termini economici.

Una delle tematiche di interesse statistico per il settore forestale, i cui dati rimangono tra i più carenti e incongruenti e di conseguenza controversi dal punto di vista politico e sociale, è la conoscenza dei volumi annui di legname rimossi a fini produttivi. Questa informazione rappresenta il parametro chiave non solo per comprendere e indirizzare le scelte operative di gestione forestale sostenibile ma anche per dimensionare e programmare lo sviluppo locale e gli indirizzi industriali per i settori della trasformazione dipendenti dal legno (Jochem *et al.*, 2015).

In effetti, i conti forestali basati sulle linee guida SEEA-*Central Framework* combinati con la tavola degli impieghi dei conti nazionali fornirebbero tutte le informazioni necessarie per compilare le tavole delle risorse degli impieghi (SUTs)[49] della fornitura di biomassa legnosa in termini sia fisici che monetari (UN, 2017).

Utilizzando i dati dei conti forestali (*European Forest Account* - EFA) come punto di partenza, possiamo tuttavia estrapolare i valori economici connessi al flusso effettivo di ES che risulta dal funzionamento dell'ecosistema.

I boschi, come componente del capitale naturale nazionale e come bene di rilevante interesse pubblico, rivestono per il nostro Paese una componente fondamentale e il loro futuro dipende da come percepiamo, tuteliamo e soprattutto gestiamo questo patrimonio che copre circa il 36% del territorio italiano (Rete Rurale, 2020).

Metodologia

[47] Caduto l'albero, ognuno corre a far legna (proverbio latino).

[48] https://www.sian.it/inventarioforestale/jsp/linkmetodo/definizionilink1.jsp

[49] I conti forestali basati sulle linee guida SEEA-Central Framework fornirebbero tutte le informazioni necessarie per compilare le tavole delle risorse degli impieghi (SUTs) della fornitura di biomassa legnosa in termini fisici, ma non sono ad oggi realizzabili per la carenza d'informazione di base sopra lamentata. Le SUT presentano dati per l'aggregato di prodotto "Prodotti della silvicoltura, delle operazioni di taglio e trasporto dei tronchi e servizi connessi". Molto più dettagliati sono gli EFA, usati per questo esercizio.

Modello fast-track biofisico

Storicamente gli inventari forestali sono nati per la stima dell'entità e del valore delle risorse legnose di un Paese. In tempi più recenti, però, hanno assunto una valenza diversa, sia per i cambiamenti nella percezione delle funzioni del bosco da parte della società sia per una maggiore attenzione rivolta all'osservazione dei caratteri legati agli equilibri ecologici, alla biodiversità, alla tutela del territorio e alle funzioni sociali del bosco.

Il servizio ecosistemico preso in considerazione si riferisce specificamente alla produzione di biomassa legnosa nel settore forestale e considera solo i terreni forestali italiani intesi, come abbiamo già detto secondo la definizione FAO, come estensione dei boschi e altre terre boscate disponibili per la fornitura di legno, per determinare il flusso di servizio potenziale.

Il patrimonio forestale italiano è costituito da circa 9 milioni di ha di foreste e da quasi 2 milioni di ha di altre terre boscate, in prevalenza arbusteti, boscaglie e macchia come riportato in Tabella 6 (Raf, 2018).

Tabella 6. Estensione delle foreste italiane.

	Proiezioni INFC 2015[50]		
	Bosco (ha)	**Altra terre boscate (ha)**	**Superficie forestale totale (ha)**
Abruzzo	423.943	51.150	475.093
Basilicata	290.190	103.674	393.864
P.A. Bolzano	372.174	342.776	36.127
Calabria	511.793	159.175	670.968
Campania	420.195	66.750	486.945
Emilia-Romagna	581.746	47.878	629.625
Friuli-Venezia	357.224	330.578	34.908
Lazio	599.211	68.493	667.704
Liguria	359.315	38.216	397.531
Lombardia	602.170	62.022	664.192
Marche	294.124	16.908	311.032
Molise	153.480	18.742	172.222
Piemonte	882.268	72.843	955.110
Puglia	153.903	35.183	189.086
Sardegna	583.142	658.266	1.241.409
Sicilia	288.943	92.704	381.647
Toscana	1.055.144	141.848	1.196.992
P.A. Trento	407.531	377.862	32.339

[50] Le stime INFC2015 sono preliminari e provvisorie e non comprendono gli impianti di arboricoltura, una categoria molto dinamica per la quale si attende la conclusione dei rilievi al suolo INFC2015 in corso per una stima definitiva. I valori riportati per INFC2015 hanno esclusivamente valore indicativo e non sono utilizzabili per scopi di carattere amministrativo.

Umbria	396.540	20.120	416.660
Valle	105.928	103.820	7.898
Veneto	414.361	51.264	465.624
Italia	**9.165.505**	**1.816.508**	**10.982.013**

Il valore biofisico dell'incremento annuo netto NAI rappresenta sostanzialmente la variazione annuale nello stock di risorse ed è un dato ricavabile fisicamente dall'incremento annuo lordo (GAI, Gross Annual Increment) cui si sottraggono le perdite naturali per gli anni presi in considerazione. Le perdite naturali sono stimabili come il 12,6% del GAI secondo il lavoro di Tabacchi *et al.* (2010).

In particolare per l'anno 2012 è stato considerato il dato previsto dall'inventario nazionale (INFC, 2005) e riportato nel *Country Report Italy* del *Global Forest Resources Assessment* 2015 (FRA, 2015), ottenuto come risultato di una estrapolazione lineare dei valori del GAI relativi al 1985 e al 2005[51] scalato con un fattore che rappresenta la diminuzione del tasso annuo di espansione forestale conseguenza della riduzione del tasso di espansione forestale osservata dopo il 2005 (da 77,9 migliaia di ettari nel periodo 1985-2005 a 53,8 migliaia di ettari nel periodo 2005-2015) (FRA, 2015).

Per il 2018 per quanto riguarda il valore del NAI è stata ritenuta valida la stima elaborata per l'inventario 2015, in cui si considera l'incremento di volume di 0,94 m^3/ha/anno considerando l'incremento corrente annuo medio e l'età media delle nuove foreste di 10 anni (FRA, 2015; Raf, 2018).

All'interno della superficie forestale complessiva si considera il valore dell'incremento annuale netto (NAI) del legno forestale come fornitura (*Supply*) del servizio. Per le due annualità 2012 e 2018, che rappresentano i termini di riferimento temporali per la comparazione del servizio, sono stati ricavati i seguenti valori in Tabella 7.

Tabella 7. Incremento corrente annuo ovvero incremento netto in unità fisiche.

VOLUME NAI				
anno	unità	GAI	Perdite naturali	NAI
2012	1000 m^3	35872	4520	31352
2018	1000 m^3	38371	4860	33511

La valutazione economica

Applicando un approccio statistico *fast-track*, la valutazione economica del flusso effettivo consiste nell'applicare un valore monetario unitario alla quantità stimata in termini fisici, il NAI.

Gli aggregati relativi ai Conti Economici della Silvicoltura (CES) vengono prodotti dall'Istat (Direzione Centrale della Contabilità Nazionale) con cadenza annuale e sono inseriti nell'ambito dei Conti Nazionali nella branca "Agricoltura, silvicoltura e pesca"[52]. Una nuova semplificazione dei conti con gli *Economic Forest Accounts* (EFA) è intervenuta a partire dal 2015 su dati relativi all'anno 2013, quando è stata svolta una indagine pilota che ha visto debuttare i nuovi conti (Tabella B1 degli EFA) sugli aggregati economici della branca delle foreste (Raf, 2018). La Tabella 8, che riporta le principali voci contabili della Tabella B1 per gli anni 2012 e 2018 (fonte ISTAT[53]), consente

[51] 9,38 m^3/ha densità dell'incremento lordo (GAI) di nuove foreste (FRA,2015)

[52] Eurostat, "Manuale dei Conti Economici dell'Agricoltura e della Silvicoltura CEA/CES97 - Rev. 1.1" https://publications.europa.eu/it/publication-detail/-/publication/e76e46f6-e099-44ff-88f5-99cd80062abc.

[53] Si ringrazia l'ISTAT nella persona del dott. A. Cingolani per aver fornito le tabelle EFA aggiornate alla revisione del luglio 2020.

di stimare il valore di mercato del flusso potenziale della biomassa legnosa fornita dalla foresta italiana oltre al reddito misto derivante dalle attività forestali.

Tabella 8. Tabella B1 degli EFA utilizzata per la stima del valore monetario relativo alle due annualità 2012 e 2018.

Codice	Descrizione	M€ 2012	M€ 2018
1	**Produzione Totale (ai prezzi base) [P.1]**	2036,0	2373,6
1.0	di cui produzione per proprio uso finale [P.12]		
1.1	Branca attività beni e servizi forestali	1239,6	1434,3
1.1.1	Produzione in itinere	892,5	1060,2
1.1.1.1	Piante di alberi forestali vivi (02.10.11) e semi di alberi (02.10.12)		
1.1.1.2	Produzione in itinere alberi in piedi (***standing timber***)	892,5	1060,2
1.1.2	Prodotti legnosi (02.20.1)	333,6	358,4
1.1.2.1	Legname da lavoro	103,1	150
1.1.2.2	Legna da ardere e carbone (02.20.14 and 02.20.15)	230,5	208,4
1.1.4	Prodotti non legnosi (sughero e sugherone) - (02.30)	13,5	15,7
1.2	Servizi caratteristici dell'attività forestale e di disboscamento, compresa la PA	600,7	715,7
1.3	Attività secondarie connesse nella UAE locale (ortaggi e fruttiferi dai boschi)	195,7	223,6
1.4	Altri prodotti		0
2	**Consumo intermedio totale [P.2]**	373,3	402,3
2.1	Beni utilizzati per consumi intermedi	279,7	301,9
2.1.1	Costi per taglio alberi, piante arboree e sementi	252,6	259,4
2.1.2	Energia, lubrificanti	25,1	39,6
2.1.3	Fertilizzanti e ammendanti	1	1,6
2.1.4	Prodotti fitosanitari e pesticidi	1	1,3
2.2	Servizi utilizzati per consumi intermedi	93,6	100,4
2.2.1	Servizi caratteristici dell'attività forestale e di disboscamento	80,2	84,5
2.2.2	Manutenzione e riparazione regolari dell'attrezzatura		
2.2.3	Manutenzione di edifici		
2.2.4	Servizi finanziari (SIFIM) [P.119]	13,4	15,9
2.3	Altri beni e servizi utilizzati come input		

3	**Valore aggiunto lordo (ai prezzi base) [B.1g]**	1662,7	1971,3
3.1	Consumo di capital fisso [P.51c]	299,4	271,1
3.2	**Valore netto aggiunto (ai prezzi base) [B.1n]**	1363,3	1700,2
3.2.1	Altre imposte sulla produzione [D.29]	39,6	43
3.2.2	Altri contribute alla produzione [D.39]	0	0
4	**Reddito dei fattori**	1323,7	1657,2
4.1	Remunerazione dei dipendenti [D.1]	593,8	712
5	**Risultato netto di gestione [B.2n] e reddito misto [B.3n]**	729,9	945,2
5.1	Reddito da capitale netto [D.4]		
5.2	**Reddito imprenditoriale netto [B.4n]**	729,9	945,2
6	**Investimenti fissi lordi (esclusa IVA deducibile) [P.51g]**	192,3	222,7
6.1	Piantare alberi per fornire reddito regolare	0	0
6.2	Attrezzature ed edifici	180,5	201,7
6.3	Altro GFCF	11,8	21
7	**Investimenti fissi netti (esclusa IVA deducibile) [P.51n]**	-107,1	-48,4
8	**Variazioni degli inventari [P.52]**		
8.1	Prodotti in corso di lavorazione su attività biologiche coltivate [AN.1221]		
8.2	Altre variazioni degli inventari		
9	**Trasferimenti in conto capitale (netti) [D.9]**		
10	**Input totale di manodopera** [L] **(in 1000 AWU)**	38,7	39,2
10.1	di cui lavoratori autonomi (in 1000 AWU)	6,4	7

I dati aggiornati della Tabella 8, per i due anni oggetto della valutazione economica, sono stati forniti da ISTAT e riportano i valori della produzione corrente del legno 'in piedi' (*standing timber*) che esprime il valore della biomassa disponibile pronta ad essere usata (Raf, 2018). Il valore monetario degli alberi forestali è dato dai prezzi di *stumpage*[54] moltiplicati l'incremento annuo dello stock forestale, e corrisponde sostanzialmente al valore dello *standing timber* (legname in piedi, voce 1.1.1.2 della Tabella 8).

Risultati

Le tavole di offerta (*Supply*) afferente al NAI e di utilizzo (*Use*), afferente ai tagli, rappresentano il formato contabile dei servizi ecosistemici e possono essere costruite sia in termini fisici che monetari (UN, 2017).
La Tabella 9 mostra i valori in termini fisici dell'offerta e dell'uso della fornitura di biomassa legnosa. In particolare i valori di uso riportano i dati di EUROSTAT[55] (2018) raccolti ed inviati da ISTAT[56] riscontrabili anche nel *Joint*

[54] Lo "*stumpage price*" è rappresentato dal prezzo medio dei prelievi forestali - costo medio del taglio (Raf, 2018).
[55] https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do
[56] Si ringrazia l'ISTAT nella persona del dott. Giovanni Seri per aver fornito i dati aggiornati del JFSQ.

Forest Sector Questionnarie[57]; mentre per il 2012 è stato considerato il dato sulle tagliate preso dalla serie ininterrotta 2001-2015 dei dati regionali ISTAT[58].

Tabella 9. Tavola dei valori fisici dell'offerta e dell'uso della fornitura di biomassa legnosa.

Tipi di settore economico				Tipi di ecosistema								
Fornitura biomassa legnosa *Italia, 1000 m³*	Settore Primario	Settore Secondario	Famiglie	Totale	Aree verdi urbane	Terreni Coltivati	Praterie	Brughiere e arbusteti	Boschi e foreste	Aree umide	Fiumi e laghi	Altro	Totale
	Uso				*Offerta*								
2018		2516,2	4521,97	**7038,17**					33511				**33511**
2012		2067,61	4279,8	**6346,89**					31352				**31352**
Δ (Aumento di benefici)				**691,28**					2159				**2159**

Nonostante ci sia una sostanziale consapevolezza che gli attuali sistemi di rilevazione dei dati non siano completamente affidabili e possano in diverse circostanze, ormai anche ben documentate in letteratura (Pettenella *et al.*, 2021), far emergere un disallineamento fra evidenze statistiche ed empiriche, dalla Tabella 9 emerge che il rapporto tra uso e offerta si attesta al 20% nel 2012 per poi passare al 21% nel 2018 con un tasso di utilizzazione complessivo nei sei anni del 32%. Il rapporto tra il dato di uso e il totale dell'offerta dimostra che circa l'80% dell'incremento annuo di biomassa non è utilizzato, con questo restituendo l'indicazione di una bassa pressione antropica sull'ambiente forestale italiano, che al contempo comporta una forte dipendenza dall'estero per la fornitura di legno e legname per l'industria. L'Italia rimane un importatore netto di legname e di legna da ardere: nel 2018 è stato il 4° importatore di *pellet* al mondo con 2,6 milioni di tonnellate (Rete Rurale, 2020).

D'altro canto, però, l'Italia, con oltre 10 mld di dollari, è terza al mondo per saldo della bilancia commerciale nel legno arredo dopo la Cina (92 mld) e Polonia (11 mld), ed è al quarto posto in Europa per la produzione di edifici prefabbricati in legno. Attualmente oltre l'80% del fabbisogno di legno è coperto dall'importazione, per un valore complessivo di 3 mld di euro, un valore che ci rende secondi importatori netti in Europa dopo il Regno Unito. L'Italia importa quasi 70 mln m³ equivalenti così suddivisi: 3,2 mln m³ di legname grezzo, 37,6 mln m³ equivalenti di prodotti semilavorati, 29,3 mln m³ equivalenti di paste e carta[59]. **La gestione sostenibile[60] dei boschi italiani potrebbe ragionevolmente ridurre l'importazione di legno grezzo,** migliorando la gestione dei boschi esistenti che sono in grado di fornirlo e producendo quei 3 mln m³ che ridurrebbero la necessità di import e genererebbero un processo virtuoso a cascata sull'importazione di semilavorati[61].

[57] https://unece.org/jfsq
[58] http://dati.istat.it/ per il 2012 i dati regionali sulle tagliate mancano del dato del Piemonte.
[59] Fondazione Symbola 'Boschi e foreste nel Next Generation EU'.
[60] Tale tipo di gestione implica di considerare anche come non compromettere evidentemente altri servizi ecosistemici altrettanto importati.
[61] Sisef 2020

La tavola di offerta e utilizzo in termini monetari (Tabella 10) estrae i dati rilevanti dal questionario EFA aggiornato e dai conti economici forestali, già in parte riportati nella Tabella 8.

Tabella 10. Tavola dei valori economici dell'offerta e dell'uso della fornitura di biomassa legnosa.

Tipi di settore economico				Tipi di ecosistema								
Fornitura biomassa legnosa *Italia, Milioni €*	Settore Primario	Settore Secondario	Famiglie	Totale	Arre verdi urbane	Terreni Coltivati	Praterie	Brughiere e arbustei	Boschi e foreste	Aree umide	Fiumi e laghi	Altro	Totale
	Uso				*Offerta*								
2018		150	208,4	**358,4**					1060,2				**1060,2**
2012		103,1	230,5	**333,6**					892,5				**892,5**
Δ (Aumento Benefici in valori nominali 2018)				**24,8**					167,7				**167,7**

2.5.2 Servizio di Fornitura di Biomassa Agricola

'Salve magna parens frugum, Saturnia tellus, magna virum'[62]

L'attività agricola può essere svolta con una varietà di pratiche di gestione: da quelle intensive (alto input umano) a organico ed estensivo (basso input umano). Sono stati pubblicati studi sull'importanza di valutare il nesso tra settore agroalimentare, servizi ecosistemici ed esternalità in materia di salute umana (TEEB, 2018). La Commissione statistica delle Nazioni Unite ha adottato, alla sua 43a Sessione nel 2012, il Sistema di Contabilità Economico-Ambientale Framework (SEEA-CF) come primo standard statistico internazionale per la contabilità economico-ambientale (UN, 2014). Il SEEA Agriculture Forestry and Fisheries (SEEA-AFF) applica il SEEA-CF a tutte le attività economiche che coprono l'agricoltura, la silvicoltura e pesca (classificata come International Standard Industrial Classificazione, ISIC) e il loro rapporto con l'ambiente (FAO e UN, 2020). SEEA-AFF definisce le principali tabelle contabili nazionali per la diffusione delle informazioni sulle attività fisiche e monetarie e flussi che coprono l'uso delle risorse naturali, la produzione, il commercio e consumo di cibo e altri prodotti agricoli.

Il contributo dell'ecosistema alla crescita della biomassa non è esplicitato nell'ambito della SNA né del SEEA-CF. I prodotti agricoli entrano nell'economia e contribuiscono al prodotto interno lordo (PIL). Il SEEA-EEA (SEEA Experimental Ecosystem Accounting) intende completare il quadro informativo del SEEA-CF attraverso l'individuazione e registrazione dei contributi degli ecosistemi alla fornitura dei prodotti agricoli. In questa prospettiva abbiamo cominciato ad esplorare e analizzare il contributo dell'ecosistema alla produzione agricola. La Commissione Europea con il progetto KIP-INCA ha valutato la fornitura di colture e legname applicando una procedura che mira a quantificare e distiguere il contributo degli ecosistemi nella generazione di biomassa (agricola e legnosa) dal contributo umano.

La fornitura di biomassa agricola come servizio ecosistemico (SE) viene definita come il contributo ecologico alla crescita di colture coltivate che possono essere raccolte e utilizzate come materia prima per la produzione di cibo, fibre e carburante (Haines-Young e Potschin, 2018). Pertanto, in senso stretto, il valore monetario della fornitura di colture intesa come SE dovrebbe essere scorporato da quello della produzione totale, che è resa possibile anche da notevoli input umani investiti per la produzione di colture (i.e.: lavoro umano, consumo di capitale prodotto, semi per piantagione, acqua per irrigazione, e altri input intermedi tra i quali gli input chimici) (Vallecillo et al., 2019). Questo scorporo porta alla individuazione della *resource rent*, ovvero della parte del valore di scambio dei prodotti non attribuibile all'attività umana, e quindi riconducibile al servizio ecosistemico e considerabile pari al suo ipotetico valore di scambio, qualora fosse autonomamente scambiato sul mercato (SNA 2008, SEEA CF, 2012). L'esplictazione di tale valore non ha alcuna conseguenza per la misurazione del PIL. Qualora si voglia considerare l'ecosistema alla stregua di un produttore capace di prender parte a scambi di mercato e creare quindi valori *di scambio*, l'esplicitazione risulta in un doppio conteggio di questa parte dell'output, essendo essa conteggiata una volta come "prodotto" autonomo della natura, un'altra come valore incluso in quello della produzione agricola.

Metodologia

Modello di valutazione biofisico

La valutazione biofisica del SE fornitura di biomassa agricola si basa sulla costruzione di un coefficiente che cerca di slegare ed evidenziare la componente naturale (cioè la componente ecologica della crescita della biomassa agricola) dissociandola dalla componente umana che coopera nella generazione delle colture attraverso le operazioni di gestione agricola come, piantagione, semina, irrigazione ed aggiunta di input chimici (Vallecillo *et al.*, 2019). Per costruire tale coefficiente si ricorre a dati derivati da precedenti lavori (Pérez-Soba *et al.*, 2019; Pérez-Soba *et al.*, 2015) incentrati sulla quantificazione dei flussi di energia nei sistemi agricoli attraverso l'approccio

[62] Salve terra di Saturno, grande madre di messi e di uomini (Georgiche II 123). Si ringrazia Paola Giustiniani, latinista.

basato sull'emergia[63] dei prodotti (Odum, 1996). Gli studi di Perez-Soba considerano una serie di inputs antropici e naturali per ottenere prodotti agricoli e distinguono (vedi allegato B):

- Input Antropici: concimi minerali, letame, pesticidi, acqua per irrigazione, semi, olio / carburante diesel, benzina, lubrificanti, macchinari, lavoro umano
- Input Naturali: sole, vento, pioggia, evapotraspirazione, perdita di suolo (depauperamento della sostanza organica).

Attraverso il modello CAPRI (*Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System*) di JRC, ed in particolare il modulo energetico, sono stati calcolati tutti gli input energetici descritti in relazione ad alcune colture (Britz & Witzke, 2014). Questi input sono stati quindi convertiti dalla loro unità fisica originale (ad esempio, kg di fertilizzanti per ettaro o ore di lavoro umano) in una metrica comune: l'equivalente solare Joule (seJ). La conversione è stata effettuata attraverso un *coefficiente di "trasformazione"*[64] (Vallecillo *et al.*, 2019) (vedi allegato B).

In questo modo, avendo espresso gli input antropici e naturali nelle stesse unità di misura, si può costruire il coefficiente che stima la percentuale della resa direttamente attribuibile al contributo dell'ecosistema ($EcoConcrops$) secondo la seguente equazione:

$$EcoCon_{crops} = \frac{\text{Natural inputs}}{(\text{Natural inputs} + \text{Human inputs})} \qquad \text{(Eq. 1)}$$

dove $EcoCon_{crops}$ è un indice adimensionale che varia tra 0 (se la resa deriva da *input umani*) e 1 (se la resa deriva da *input naturali*). Le colture prese in esame sono 17: grano, rapa, orzo, fagiolo, ciliegio, melanzana, fico, limone, arancio, patate, riso, soia, fragola, barbabietola da zucchero, girasole, mandarino, pomodoro, per esse, che rappresentano oltre il 75% dell'estensione delle colture in Italia il valore del coefficiente è riportato nella Tabella 11 (Vallecillo et al., 2019).

Tabella 11. Valori del Coefficiente in eq. 1 per le colture considerate.

Colture Italia	Grano	Rapa	Orzo	Fagiolo	Ciliegio	Melanzana	Fico	Limone	Arancio	Patate	Riso	Soia	Fragola	Barbabietola zucchero	Girasole	Mandarino	Pomodoro
$EcoCon_{crop}$	0,1155	0,15	0,189	0,155	0,155	0,155	0,155	0,155	0,155	0,088	0,094	0,196	0,155	0,132	0,209	0,155	0,155

Una volta ottenuto il coefficiente si è proceduto alla spazializzazione delle colture prese in esame per il 2012 e il 2018 utilizzando il modello *Spatial Production Allocation Model* (SPAM)[65], implementato con tecnologia ARIES[66]. Per la distribuzione spaziale delle colture, il modello SPAM fornisce uno strato globale di 42 tipi di colture con una risoluzione spaziale di 10 km ed è considerato uno dei più sofisticati strumenti di allocazione spaziale attualmente in uso. Tuttavia presenta un limite perché consta di un'unica osservazione temporale per l'anno 2010. Quello che si è fatto per ovviare a questa limitazione è costruire un indice normalizzato secondo le elaborazioni di SPAM e

[63] L'emergia è una grandezza fisica definita come l'*energia disponibile di un solo tipo utilizzata, direttamente o indirettamente, per produrre un bene o un servizio*. È essenzialmente "energia incorporata" cioè energia totale necessaria per realizzare un determinato prodotto.

[64] Per esempio, la trasformazione media del fertilizzante minerale di azoto è stimata in 2,4 e^{10} seJ / g, il che significa che per produrre 1 g di fertilizzante è necessaria una quantità di energia pari a 2,4 e^{10} J di energia solare.

[65] https://www.mapspam.info/

[66] ARtificial Intelligence for Environment & Sustainability.

poi andarlo a distribuire secondo l'aumento o la diminuzione della produzione sulla base ai dati EUROSTAT e ISTAT sulle colture nazionali[67]. Il flusso di uso in termini biofisici viene poi calcolato come segue:

$$\text{Use [t]} = \text{Crop Production [t]} \cdot EcoCon_{crops} \quad \text{(Eq. 2)}$$

In Figura 28 vengono riportate le mappe di uso del servizio del servizio afferente alla coltura grano per gli anni 2012 e 2018.

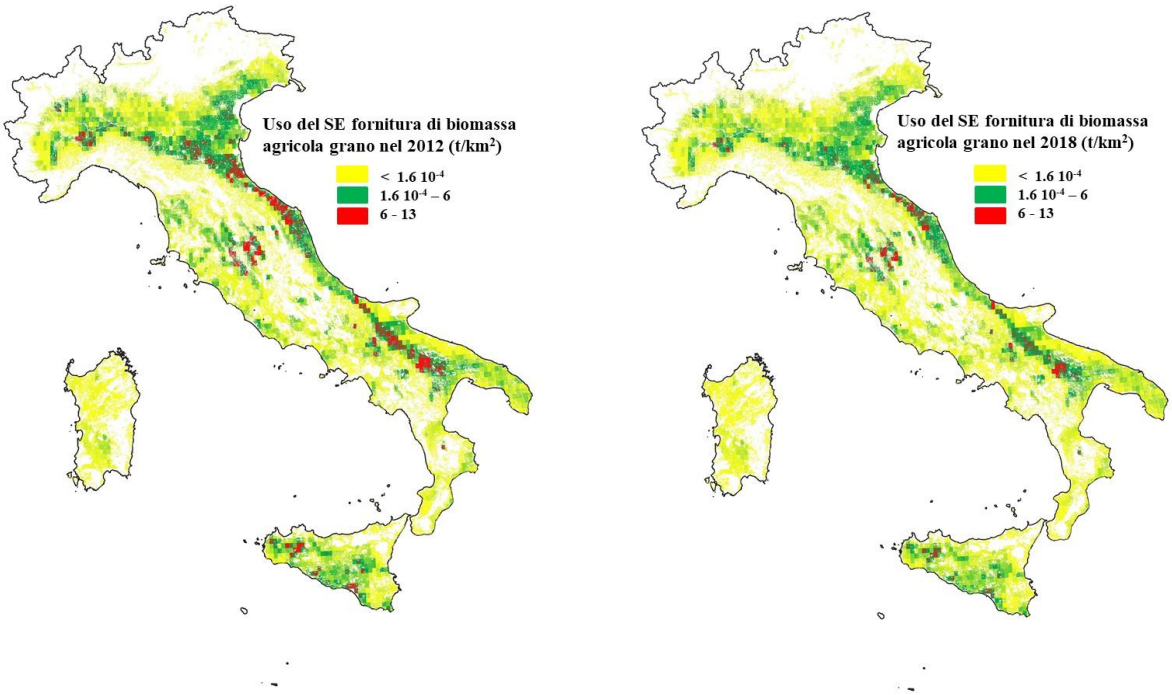


Figura 28. Valori dell'uso biofisico per il servizio fornitura di biomassa agricola del grano.

Modello di valutazione monetaria

Nel nostro approccio, abbiamo applicato tecniche di valutazione coerenti con le raccomandazioni SEEA EEA (UN, 2017). La valutazione economica del flusso effettivo consiste nell'applicare un valore monetario unitario (prezzo base in eq.3) all'uso stimato in termini fisici nell'eq. 2. I valori monetari di ogni coltura sono stati rilevati dai database EUROSTAT ed ISTAT per i due anni oggetto della valutazione:

$$\text{Use [€]} = \text{Crop Production [t]} \cdot EcoCon_{crops} \cdot \text{Price [€} \cdot \text{t}^{-1}\text{]} \quad \text{(Eq. 3)}$$

A livello esemplificativo sono riportate le mappe di uso monetario del servizio afferente alla coltura grano per gli anni 2012 e 2018.

[67] 2012: Annuario dell'agricoltura italiana, vol. LXVI (2013) - Istituto Nazionale di Economia Agraria, Roma. ISBN 978-88-814-5269-9; 2018: Annuario dell'agricoltura italiana vol. LXXII (2020) - CREA Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Roma. ISBN: 9788833850412.

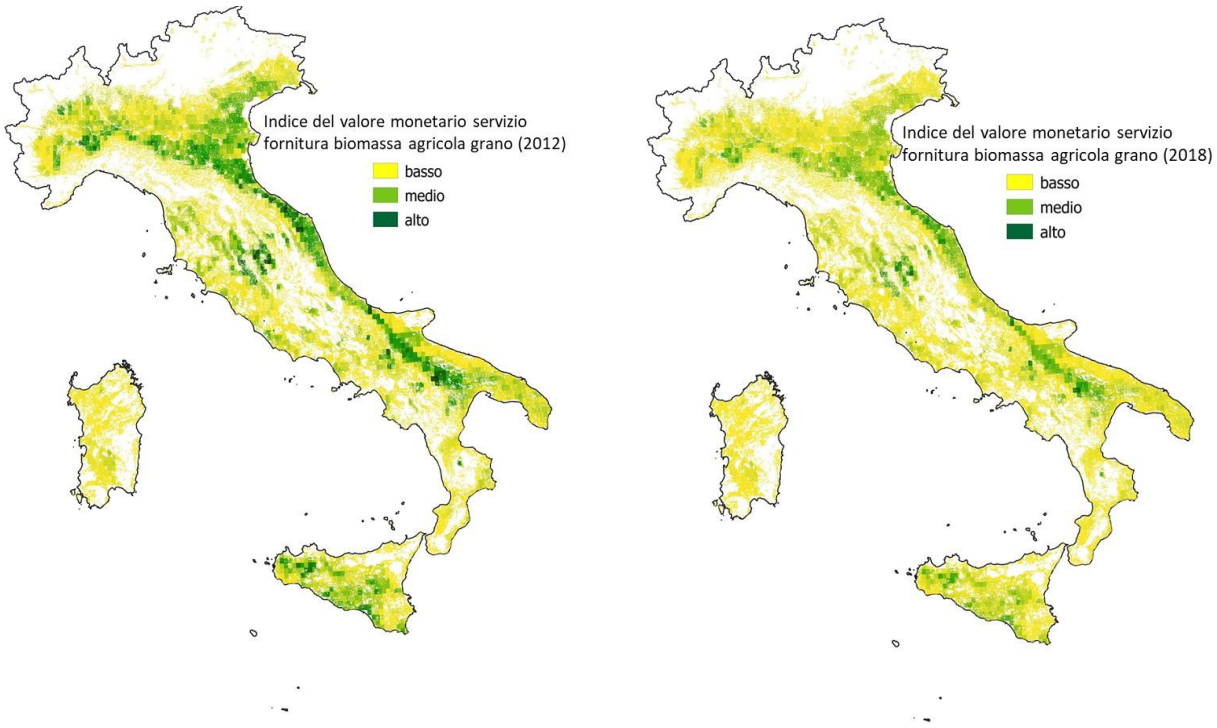


Figura 29. Valori monetari indicizzati per il servizio fornitura di biomassa agricola del grano.

Risultati

Le tavole di uso rappresentano il formato contabile dei servizi ecosistemici e possono essere costruite sia in termini fisici (Tabella 12) che monetari (Tabella 13) (UN, 2017).

Tabella 12. Tavola dei valori biofisici dell'uso dell'offerta di biomassa agricola.

Uso servizio fornitura biomassa agricola (t)	2012	2018	Δ
Orzo	180.985,95	197.039,98	16.054,03
Fagiolo	1.827,21	1903,448	76,24
Ciliegia	16.770,53	17.781,50	1.010,96
Melanzana	48.470,04	46.103,02	-2.367,02
Fico	1.796,33	1.810,69	14,36
Limone	73.293,51	62.801,63	-10.491,88
Arancia	337.586,83	235.575,74	-102.011,09
Patata	137.680,62	114.689,03	-22.991,59
Riso	151.339,41	136.368,54	-14.970,87
Soya	64.801,64	176.756,65	111.955,01
Fragola	22.995,97	18.478,19	-4.517,78
Canna da Zucchero	339.710,78	276.474,40	-63.236,39
Girasole	42.067,12	52.779,54	10.712,42
Mandarino	21.679,89	20.397,37	-1.282,51
Pomodoro	905.350,97	897.514,27	-7.836,70
Rapa	7.652,60	10.657,90	3.005,30
Grano	389.958,76	310.614,35	-79.344,41
Totale (t)	**2.745.980,14**	**2.579.764,24**	**-166.215,90**

Tabella 13. Tavola dei valori economici dell'uso della fornitura di biomassa agricola.

Valore monetario dell'uso del servizio fornitura biomassa agricola (€)	2012	2018	Δ
Orzo	40.425.021,69	34.883.957,03	-5.541.064,67
Fagiolo	3.400.944,19	3.169.316,35	-231.627,85
Ciliegia	19.253.241,66	16.573.063,91	-2.680.177,75
Melanzana	28.148.487,82	25.672.464,24	-2.476.023,58
Fico	1.674.124,65	2.080.896,81	406.772,16
Limone	50.186.995,29	44.622.441,56	-5.564.553,73
Arancia	125.865.871,42	68.792.825,48	-57.073.045,94
Patata	61.656.137,97	56.117.342,35	-5.538.795,61
Riso	33.057.066,00	26.760.962,75	-6.296.103,25
Soya	24.570.190,91	49.474.185,24	24.903.994,32
Fragola	47.512.889,47	54.751.804,34	7.238.914,87
Canna da Zucchero	16.163.439,56	11.285.684,72	-4.877.754,84
Girasole	13.003.787,42	11.551.858,16	-1.451.929,26
Mandarino	13.645.537,72	5.678.628,81	-7.966.908,91
Pomodoro	168.512.980,04	141.573.905,23	-26.939.074,81
Rapa	3.011.145,53	2.969.504,23	-41.641,31
Grano	100.741.943,25	58.581.867,75	-42.160.075,50
Totale (€)	**750.831.816,59**	**614.542.726,94**	**-36.289.089,64**

Attraverso le tavole contabili si può osservare una diminuzione dei benefici per questo servizio dovuto essenzialmente ad una diminuzione delle produzioni totali con cui è stata modulata la spazializzazione delle colture.

2.5.3 Servizio di Fornitura di Biomassa Ittica da Pesca

La pesca si configura come una forma di sfruttamento della produttività degli ecosistemi mediante il prelievo di risorse ittiche, ed è una attività che sottende uno spettro di aspetti biologici, ambientali, economici, gestionali e tecnologici complessi (FAO e UN, 2020). L'intervento dell'uomo è limitato al prelievo della risorsa che, in quanto rinnovabile, tenderà a ricostituire il proprio *standing stock* una volta cessato lo sfruttamento, se questo non ha raggiunto livelli tali da scardinare la resilienza degli ecosistemi nei quali la risorsa sfruttata gioca un ruolo. L'uso della fornitura di biomassa ittica nell'ambito della pesca si differenzia quindi dall'acquacoltura, che produce biomassa a valle di interventi condotti per sostenere/incrementare la produttività (FAO, 2008).

Il servizio di fornitura della biomassa ittica da pesca è influenzato dalla produttività degli ecosistemi e dalla modalità/intensità del prelievo (Selim et al., 2016).

La produttività degli ecosistemi assume valori differenti a seconda delle caratteristiche fisiografiche, ecologiche, climatiche, ed è a sua volta influenzata in via diretta ed indiretta da diversi driver quali le fluttuazioni climatiche e ambientali, e dalle pressioni di origine antropica come ad es. l'immissione di sostanze nutrienti (la cosiddetta eutrofizzazione culturale; Smith, 1998).

Allo stesso modo, l'intensità del prelievo ittico influisce sulla produttività delle risorse, e quindi sulla capacità degli ecosistemi di fornire servizi. Infatti, l'intensità del prelievo determina i livelli di biomassa delle risorse in mare. Tale parametro influenza a sua volta il tasso di crescita della popolazione, e quindi la sua capacità di fornitura di biomassa. In via teorica, in un contesto di pesca sostenibile, il prelievo dovrebbe essere limitato alla cattura di quantità di prodotto tali da non pregiudicare lo stato della risorsa e la sua produttività. Tale prelievo si massimizza, in termini di biomassa catturabile, in corrispondenza del cosiddetto Massimo Rendimento Sostenibile, che si raggiunge quando la popolazione è all'incirca al 50% della biomassa della risorsa non disturbata (Mangel, 2002).

La quantificazione del contributo ecosistemico alla produzione delle risorse ittiche appare essere di non immediata valutazione perché, in ambito marino, non è possibile disporre di misure dirette della biomassa complessiva delle risorse ed è invece necessario utilizzare stime modellistiche, da condurre per ciascun singolo stock ittico sfruttato (FAO e UN, 2020). Nel contesto nazionale, caratterizzato da pesca multispecifica e multiattrezzo, sono disponibili valutazioni analitiche dello stato delle risorse sfruttate per stock associati a circa il 40% del prodotto sbarcato; in molti casi queste valutazioni non includono stime della biomassa complessiva delle risorse in mare (ISPRA, 2019).

In questo ambito, considerate le limitazioni menzionate, viene presentata una prima valutazione della fornitura di biomassa ittica nazionale relativa alla pesca espressa in termini biofisici e monetari, sulla base dei principali dati statistici disponibili.

Metodologia

Viene considerato il servizio di fornitura di biomassa ittica associata al prelievo della pesca proveniente dagli ecosistemi marino-costieri sfruttati dalla flotta nazionale nel contesto del Mediterraneo. Tali attività sono primariamente condotte nelle acque nazionali ed internazionali delle *Geographical Subareas* 09, 10, 11, 16, 17, 18, 19[68]. Nel dominio demersale le attività di pesca si estendono dall'ambiente costiero (pur con alcune limitazioni di distanza dalla costa/batimetria) fino alla profondità massima di 1000m.

I dati considerati rappresentano i valori di produzione ittica (sbarcati) espressi in termini biofisici (tonnellate) e monetario (€) riportati da EUROSTAT per il 2012 ed il 2018[69]. I dati sono stati aggregati per le macrocategorie identificate secondo il *SEEA Agriculture Forestry and Fisheries* (FAO e UN, 2020).

[68] http://www.fao.org/gfcm/data/maps/gsas/en/
[69] https://ec.europa.eu/eurostat/web/fisheries/data/database

Risultati

I servizi ecosistemici associati all'uso della fornitura di biomassa ittica nazionale espressi in termini biofisici e monetari sono riportati nelle Tabelle 14 e 15. Per entrambi i parametri si osserva un complessivo incremento dei valori associati a tali usi, sebbene contenuto.

Tabella 14. Tavola dei valori biofisici dell'uso della fornitura di biomassa ittica da pesca in ambiente marino-costiero.

Uso servizio fornitura biomassa ittica da pesca (t)	2012	2018	Δ
Pesci diadromi	2,9	108,8	105,9
Pesci demersali	22.613,30	20.944,00	-1.669,3
Tunnidi	8.835,9	17.677,2	8.841,3
Altri pesci pelagici	71.108,60	72.090,70	982,1
Altri pesci marini	29.880,50	24.823,30	-5.057,2
Crostacei	19.622,4	23.522,9	3.900,5
Cefalopodi	16.127,6	21.310,9	5.183,3
Altri molluschi	27.647,40	20.967,40	-6.680,0
Altri animali acquatici	0	78,4	78,4
Totale (t)	**195.838,6**	**201.523,6**	**5.685,0**

Tabella 15. Tavola dei valori economici dell'uso della fornitura di biomassa ittica da pesca in ambiente marino-costiero (valore del prodotto).

Valore monetario dell'uso del servizio fornitura biomassa ittica da pesca (€)	2012	2018	Δ
Pesci diadromi	49.581,3	1.254.540,16	1.204.958,86
Pesci demersali	168.884.129,37	136.435.181,34	-32.448.948,03
Tunnidi	77.404.675,91	79.797.378	2.392.702,09
Altri pesci pelagici	117.016.600,85	122.190.715,48	5.174.114,63
Altri pesci marini	164.126.290,73	135.302.581,28	-28.823.709,45
Crostacei	207.263.402,78	250.306.777,16	43.043.374,38
Cefalopodi	119.841.503,26	177.839.121	57.997.617,74
Altri molluschi	70.447.033,04	63.380.559,13	-7.066.473,91
Altri animali acquatici	0	391.866,72	391.866,72
Totale (€)	**925.033.217,2**	**966.898.720,3**	**41.865.503,03**

La crescita osservata appare essere direttamente correlata all'aumento della produzione, ed in parte alla dinamica dei prezzi. Va osservato che alcuni gruppi di specie presentano andamenti differenti. Si evince infatti una crescita sostenuta in quantità e valore per invertebrati marini quali i crostacei e cefalopodi mentre per alcuni gruppi di pesci e per gli altri molluschi si osserva un *trend* opposto.

Considerando che oltre il 90% degli stock valutati in ambito nazionale è sovrasfruttato, ovvero presenta un tasso di mortalità superiore a quello del Massimo Rendimento Sostenibile, appare ragionevole ipotizzare che siano presenti biomasse in mare ben inferiori rispetto a quelle che sarebbero presenti in condizioni indisturbate, o nel caso di sfruttamento sostenibile. È stato ad esempio stimato che una riduzione della mortalità da pesca atta a raggiungere il Massimo Rendimento Sostenibile, unitamente ad altri accorgimenti tecnologici, potrebbe permettere

una crescita sostanziale (fino a cinque volte) delle biomasse, delle catture e del valore associato ai principali stock del Mediterraneo (Colloca *et al.*, 2011). Sebbene tale studio non abbia considerato i potenziali effetti di interazioni multispecifiche (ed ecosistemiche), l'indicazione che i servizi ecosistemici di fornitura di biomassa ittica ed i benefici associati alla pesca potrebbero essere sostanzialmente incrementati con una gestione sostenibile appare robusta.

In tal senso, i dati rappresentanti in questo primo approccio alla stima di tali valori rappresentano una sottostima del valore potenziale di tali servizi ecosistemici. Sarà quindi opportuno indagare in futuro questi aspetti oltre che provvedere ad una analisi di maggior dettaglio del valore economico associato agli usi della fornitura di biomassa ittica a livello nazionale.

2.5.4 Servizio di Disponibilità Idrica

'Sed quae necessitas te iubet aquam effundere domi tuae? si vasa habes pertusa, plumbum non habes? ad quam rem nobis est confluvium, ad quam rem urnarium?'[70]

Il servizio offerto dai suoli naturali in termini di disponibilità di acqua è valutato in termini di volume infiltrato per ciascun anno, come rappresentativo della disponibilità di acqua nel suolo e la ricarica delle falde come riserva di acqua dolce disponibile in futuro per piante ed esseri umani.

Questa semplificazione trascura in primo luogo i corpi idrici superficiali, ma anche la dinamica delle acque sotterranee, che vengono in parte recapitate nei corpi idrici superficiali e dunque escono dalla riserva. Questa è una misura che vuole rappresentare le proprietà del suolo che influenzano l'infiltrazione dell'acqua insieme ai fattori a diverse scale compreso il clima, la geomorfologia e la copertura vegetale (Dominati *et al.*, 2014a). Sostenere l'approvvigionamento idrico delle acque sotterranee non solo serve a garantire la fornitura di acqua per uso umano, ma anche al supporto del mantenimento di alcuni tipi di ecosistemi acquatici, terrestri e costieri che si basano sulla disponibilità di acqua sub-superficiale (Howard e Merrifield, 2010). La disponibilità di acqua a fini idropotabili, agricoli e produttivi è uno dei principali fattori di benessere umano e si appresta a diventare un elemento di criticità anche per alcune parti dell'Europa, in particolare il sud del Mediterraneo a causa degli effetti dei cambiamenti climatici e del degrado del suolo.

Metodologia

La valutazione biofisica

Molti studi, fra cui il modello InVEST "water yield", fanno riferimento alla valutazione del complesso di acque piovane che scorre in superficie o si infiltra nel suolo (sottratte le quote di consumo e di evapotraspirazione) teoricamente disponibile alla sezione di chiusura di un bacino. Questi modelli, tuttavia, non considerano la differenzia tra deflusso superficiale e ricarica delle falde, e viene trascurata la relazione superficie/sottosuolo e la variabilità nel tempo del comportamento del suolo.

I cambiamenti nelle condizioni del suolo impattano sulla dinamica dei deflussi almeno quanto la dimensione quantitativa media delle piogge. Le condizioni complesse di utilizzo del suolo e caratteristiche geologiche, come quelli che caratterizzano la maggior parte del territorio italiano, potrebbero non essere ben catturati dal modello. Si comprende, quindi, come questo modello non sia particolarmente adatto a leggere gli effetti delle diverse condizioni del suolo sul servizio.

Per affrontare questo aspetto alcuni autori (Maes, 2015) fanno riferimento al *water retention index* (adimensionale, tra 0 e 10) come indicatore della capacità di regolazione delle acque, che tiene conto della capacità di stoccaggio e ritenzione dell'acqua da parte del suolo e del sottosuolo, nonché della influenza del grado di permeabilità e di pendenza.

Altri studi hanno utilizzato approcci più specifici valutando dal punto di vista quantitativo deflussi e ricarica delle falde su scala locale. Ad es. Byrd *et al.* (2015) utilizzano un modello di bilancio idrologico di bacino unito all'applicazione di scenari di copertura del suolo, valutando gli effetti di variazione in % della ricarica e del deflusso superficiale. Questi studi hanno mostrato che l'aumento di urbanizzazione rende più frequenti i picchi di ruscellamento e di diminuzione della ricarica, mentre nelle aree con sviluppo agricolo questo effetto non è rilevato, a parità di scenari climatici considerati.

Per poter passare da valutazioni qualitative a valutazioni quantitative, è dunque fondamentale la stima delle componenti del bilancio idrologico sulla base delle caratteristiche di uso e copertura del suolo. Va ricordato che il

[70] *Saturae Menippeae* di Varrone, scritte nel secondo quarto del I sec. a.C.: «Perché mai versi dell'acqua in casa tua? In caso di presenza di acqua, bisogna contenerla: cioè riparare il vaso, usare un *confluvium* per contenere l'acqua, o mettere il vaso su un apposito mobile».

valore di questi parametri è fortemente dipendente dalle condizioni locali, e non è disponibile allo stato attuale uno strato informativo dettagliato per l'intero territorio nazionale.

La stima per l'Italia è effettuata sulla base delle valutazioni del modello di bilancio idrologico BIGBANG 4.0 (Braca *et al.*, 2021), utilizzando i valori di precipitazione e ruscellamento nel periodo 2012-2018 e sulla base dei dati di copertura del suolo per i due anni di riferimento 2012 e 2018 (cfr. descrizione di dettaglio nel Servizio regolazione regime idrologico). I risultati utili alla valutazione del servizio di disponibilità di acqua sono evidenziati nella Tabella 16 e trovano rappresentazione nella grandezza G, ovvero ricarica degli acquiferi.

Tabella 16. Stima delle componenti del bilancio idrologico medie del periodo 2012-2018 e loro variazione stimate per l'intero territorio nazionale mediante il modello di bilancio BIGBANG 4.0 rispetto alle due condizioni di copertura del suolo al 2012 e al 2018.

Bilancio idrologico BIGBANG 4.0 con dati climatici medi 2012-2018		Copertura 2012 milioni di m³	Copertura 2018 milioni di m³	Variazione 2018-2012 milioni di m³
P	Precipitazione totale	299931	299931	0
E	Evapotraspirazione	157146	156959	-186
R	Ruscellamento	74098	74357	259
G	**Ricarica acquiferi**	**68059**	**67987**	**-72**
WS	Contenuto d'acqua nel suolo (100 cm)	660	659	-1

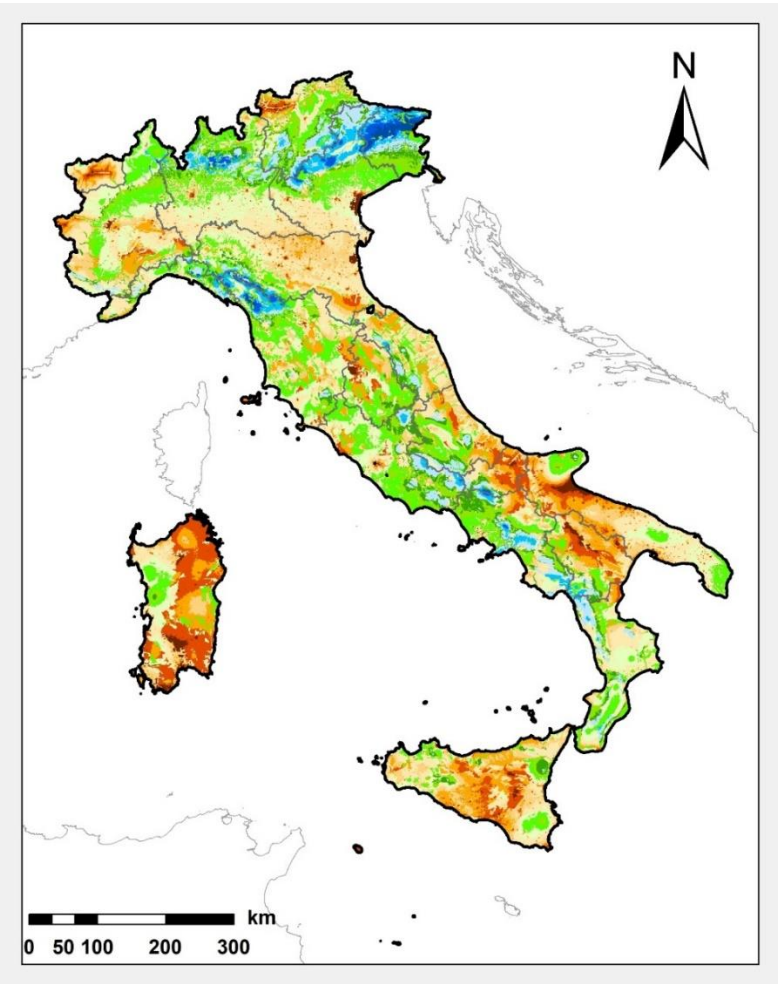


Figura 30. Altezza della ricarica degli acquiferi (infiltrazione) annua media 2012-2018 e relativa alla copertura del suolo 2018 stimata mediante il modello di bilancio idrologico BIGBANG 4.0.

La valutazione economica

Per effettuare questa valutazione, è stato applicato un metodo '*market-based*' basato su quella che in letteratura è conosciuta come "*Resource Rent*" (rendita della risorsa) e che aiuta a stimare il valore monetario da attribuire al servizio di erogazione dell'acqua. In questa circostanza, l'allineamento con il sistema contabile nazionale per il quale si è optato è simile a quello cui si è fatto riferimento per lo *standing timber* e per la biomassa agricola, e corrisponde al valore di scambio che avrebbe il servizio ecosistemico se scambiato sul mercato, ovvero al valore della risorsa computato al netto di quello degli input umani (a differenza di quanto visto invece per il pescato). Questo valore di scambio, rappresentato dalla "*Resource Rent*" unitaria corrisponde alla differenza tra il prezzo di acqusito dell'acqua e i relativi costi unitari del lavoro e remunerazione "normale del capitale", sommati a quelli degli input intermedi, ai margini di trasporto e commercio, e alle imposte nette sui prodotti. Il metodo è considerato in letteratura uno dei più adatti alla stima dei cosiddetti servizi ecosistemici di provisioning (Badura *et al.*, 2017). Ora, sebbene i risultati del referendum in Italia (giugno 2011) abbiano stabilito di modificare la metodologia per la definizione della tariffa eliminando la componente "rendimento del capitale investito", tale tasso di rendimento, che potrebbe essere considerato una buona approssimazione della "resource rent" (non disponendo ad oggi di dati utili a distinguere l'extra remunerazione del capitale dalla remunerazione 'normale'), è stato fissato dalla legislazione nazionale del 1996 al 7% (riferimento massimo) e viene ancora applicato dalle aziende di pubblici servizi di tutto il paese. In media, il "rendimento del capitale investito" corrisponde al 10% dell'intera tariffa. Perciò, considerando una tariffa idrica per uso potabile tra i 2 €/ m^3 e i 2,07 €/ m^3 si ottiene una rendita per unità di risorsa tra i 0,2 €/m^3 e i 0,207 €/ m^3 (elaborazioni tariffa ARERA 2019 in media nazionale, attualizzata al 2012 e 2018). Applicando la rendita unitaria all'aggregato G 'ricarica acquiferi' del rispettivo anno di riferimento (Tabella 17), è possibile ottenere la stima monetaria di un flusso di 'disponibilità potenziale' di risorsa idrica, a seguito dei processi di infiltrazione in falda (Tabella 17).

I valori monetari al 2018 sembrerebbero restituire un valore in aumento rispetto al 2012, che è tuttavia interamente assorbito e condizionato dalla dinamica tariffaria (che è nel frattempo aumentata) e dalla dinamica inflattiva, mentre nello stesso intervallo temporale si è evidenziata una diminuzione della risorsa infiltrata (ricarica acquiferi, Tabella 16). Al fine di rappresentare correttamente l'informazione relativa alla disponibilità di risorsa, e la variazione negativa di metri cubi infiltrati rispetto al 2012, la stima della perdita di beneficio economico fra il 2012 e 2018 è calcolata rispetto in valori nominali 2018. Si evidenzia quindi una perdita di beneficio economico intorno ai 15 milioni di euro, a fronte di un decremento di 72 milioni di metri cubi di risorsa.

Tabella 17. Stima del valore monetario.

Valore monetario uso potenziale e perdita benefici economici	Valore 2012	Valore 2018	Variazione 2018-2012 in valori nominali 2018
	milioni di €	milioni di €	milioni di €
Uso potenziale di risorsa idrica (ricarica acquiferi)	13.612	14073	**-14,904**

Anche in termini di prelievi[71] si registra una variazione negativa fra il 2012, quando il prelievo d'acqua a uso potabile ammontava, a livello nazionale, a 9,5 miliardi di metri cubi, e il volume di acqua complessivamente prelevato per uso potabile nel 2018, pari a 9,2 miliardi di metri cubi, con una diminuzione del prelievo valutabile in 300 milioni di metri cubi.

Sebbene i prelievi non coincidano con il consumo effettivo dell'utenza finale, questi rappresentano una grandezza sicuramente più coerente con il valore di uso effettivo della risorsa.

[71] Fonte ISTAT. Anno 2012: GIORNATA MONDIALE DELL'ACQUA 2015; Anno 2018 LE STATISTICHE DELL'ISTAT SULL'ACQUA | ANNI 2018-2019.

In termini monetari, valore di scambio del servizio ecosistemico qui valutato al 2012 e al 2018 è stimato moltiplicando i metri cubi prelevati nell'anno di riferimento per il valore monetario unitario della rendita nello stesso anno.

Sempre al fine di rappresentare correttamente l'informazione relativa alla variazione del valore di mercato della quantità utilizzata della risorsa, la variazione nel beneficio economico è calcolata moltiplicando il valore monetario nominale al 2018 per la variazione di metri cubi prelevati nello stesso anno rispetto al 2012 (300 milioni di m^3 in meno), evidenziando una minore richiesta di servizio per un valore stimato in 62,1 milioni di euro (Tabella 18).

È bene notare come nonostante si assista contemporaneamente ad un minor prelievo della risorsa, che supera per entità la diminuzione stimata di infiltrazione, non è possibile dedurne un aumento di disponibilità di risorsa, poiché il dato sui prelievi riguarda infatti sia le acque sotterranee che quelle superficiali.

Tabella 18. Stima del valore monetario prelievo.

Valore monetario uso potenziale e perdita benefici economici	**Valore 2012**	**Valore 2018**	**Variazione 2018-2012 in valori nominali 2018**
	milioni di €	**milioni di €**	**milioni di €**
Prelievi di risorsa idrica (uso potabile)	1900	1904,4	62,1

2.5.5 Servizio di Impollinazione

'Si parva licet componere magnis'[72]

L'impollinazione delle colture da parte di insetti selvatici e altri animali è un servizio ecosistemico intermedio (SE) di regolazione (ovvero, reso dall'ecosistema a sé stesso, necessario per la fornitura dei servizi ecosistemici finali, che sono quelli di cui direttamente beneficia il sistema antropico; nella specie, funzionale al servizio finale di fornitura di biomassa da coltivazioni) da cui dipende la fecondazione e la produttività agricola.

È noto che l'impollinazione può aumentare la resa, la qualità e la stabilità dei frutti e delle colture da seme. Infatti, è stato rilevato che 87 su 115 colture di importanza mondiale (~70%) beneficiano di impollinazione animale (Klein *et al.*, 2007).

Una vasta gamma di insetti selvatici possono essere considerati impollinatori rilevanti, ma le api sono il gruppo più importante per la maggior parte delle colture (Free, 1993). Affinché le api possano vivere in un habitat, necessitano di tre elementi: luoghi adatti a nidificare, cibo sufficiente (fornito dai fiori) e disponibilità d'acqua nei pressi dei loro siti di nidificazione. Assicurati questi elementi, gli impollinatori sono in grado di volare tra le varie colture attigue e impollinare mentre raccolgono nettare e polline. Per questo motivo, il modello di impollinazione si concentra sui bisogni di risorse, sui comportamenti di volo delle api selvatiche e infine sul servizio di impollinazione associato ad alcune colture.

Metodologia

Modello biofisico

Il modello, che usa la tecnologia ARIES[73], calcola l'offerta (supply) di impollinazione ovvero la capacità dell'ambiente di sostenere gli insetti selvatici impollinatori, in funzione dell'attività di foraggiamento dell'insetto e dell'*habitat suitability* che dipende a sua volta dall'idoneità alla nidificazione, dalla disponibilità floreale e della vicinanza all'acqua (fiumi, laghi e corsi d'acqua in genere)[74]. L'*habitat suitability* è quantificato come descritto in Martinez-Lopez *et al.* (2019) come indice da 0 (nessun habitat idoneità) a 1 (idoneità dell'habitat molto alta) e gli impollinatori sono rappresentati come un corpuscolo sferico nero la cui attività è funzione della temperatura ambiente media annuale (°C) e dell'irradiazione solare media annuale ($W \cdot m^{-2}$) (Corbet et al., 1993).

Il modello stima e mappa, per i due anni presi in considerazione, *l'habitat suitability*, che può essere considerato una proxy dell'abbondanza di impollinatori, assumendo che entrambe le variabili, nidificazione e disponibilità floreale, debbano essere presenti simultaneamente (funzione moltiplicativa) per sostenere la presenza di popolazioni di impollinatori. Ad esse viene sommato il contributo dovuto alla presenza di acqua cioè di fiumi e di laghi per tenere conto della migliore idoneità degli habitat che risiedono in prossimità di tali aree (Capriolo *et al.*, 2020).

Per spazializzare questo servizio ecosistemico si fa riferimento alle informazioni fornite da Monfreda *et al.,* 2008, che contiene ben 173 tipi di colture già spazializzate con una risoluzione di 10 km ed esclusivamente per l'anno 2000. Le colture prese in considerazione per modellizare questo SE, sono 6: mandorlo, melo, albicocco, melone, pero e cocomero. Per spazializzare queste 6 colture abbiamo adeguato la resa in base all'aumento o la diminuzione della produzione specifica per coltura procurandoci i dati sulle produzioni da EUROSTAT[75] come da Tabella 19.

[72] La locuzione latina significa «se è lecito paragonare le cose piccole alle grandi»; è parte di un verso virgiliano (Georgiche, IV, 176). Il poeta scrive tali parole mettendo a confronto il lavorio delle api con quello dei Ciclopi.
[73] ARtificial Intelligence for Environment & Sustainability.
[74] Terzo Rapporto stato del Capitale Naturale in Italia, 2019: https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/sviluppo_sostenibile/allegati_tecnici_iii_rapp_ccn_2019_maggio2020.pdf
[75] https://ec.europa.eu/eurostat/data/database

Tabella 19. Produzione delle colture nei due anni 2012 e 2018.

Colture	Produzione (t) 2012	Produzione (t) 2018
Mandorlo	92900	79700
Melo	2118900	2415800
Albicocco	253600	229300
Melone	587800	607300
Pero	651700	718700
Cocomero	420400	581700

Per trovare l'uso del SE la quantità di produzione di ogni coltura viene moltiplicata per il grado di dipendenza della specifica coltura, come stimato dal coefficiente di dipendenza dall'impollinazione per ogni coltura da Klein *et al.* (2007). Nella Figura 31 viene riportato il caso esemplificativo di una coltura ovvero dell'uso del servizio ecosistemico nel caso delle mele per l'anno 2018.

La scelta di queste colture sebbene sia riduttiva rispetto alla varietà delle colture impollinabili in Italia rappresenta, al netto di cocomero e melone, comunque circa il 52% della produzione fisica delle coltivazioni fruttifere in Italia[76] e per esse i valori del coefficiente di dipendenza è uguale o superiore a 0,65.

Nel presente lavoro abbiamo considerato le aree della domanda soddisfatta (*met demand*) quelle con valori, del coefficiente di dipendenza, maggiori o uguali a 0,2. I valori al di sotto di tale soglia rappresentano la domanda non soddisfatta (*unmet demand*) ovvero la produzione agricola che non dipende da impollinazione e per questo modello vale a dire le zone che non sono interessate all'impollinazione. In questo modo abbiamo implicitamente distribuito i valori di uso su tutto il territorio italiano escludendo consapevolmente le zone che continuano *de facto* ad avere un valore di impollinazione (i.e. Emilia-Romagna) ma si trovano al di sotto della soglia fissata per l'attuale modello.

La valutazione economica

La valutazione economica è stata condotta applicando un metodo basato su riferimenti di mercato ('market-based') utilizzando come prezzo il cosiddetto "farm gate price" ovvero prezzo del produttore "al cancello dell'azienda agricola", cioè il prezzo del prodotto disponibile in azienda, escluse eventuali spese di trasporto o consegna fatturate separatamente. L'aumento della produzione agricola può essere misurato come quota della produzione agricola attribuibile al flusso di impollinazione, e in termini monetari viene calcolato moltiplicando l'output dell'uso del servizio con il prezzo del produttore per ciascuna delle diverse colture per entrambi gli anni (EUROSTAT). Questa componente della produzione non esisterebbe in assenza del servizio ecosistemico, e quindi rappresenta nel suo insieme il valore aggiuntivo derivante dalla presenza di impollinatori (La Notte *et al.*, 2017). Tali quantificazioni confluiscono nella costruzione della contabilità SEEA-EEA e possono essere raccolte in alcune tavole sia in termini biofisici che monetari (UN, 2014; UN, 2017).

Risultati

La tavola in Tabella 20 descrive l'estensione spaziale dei tipi di ecosistemi che forniscono il servizio per i due anni presi in considerazione.

[76] https://dati.istat.it

Tabella 20. Tavola dell'estensione del servizio di impollinazione.

Estensione Offerta Servizio Impollinazione (km²)	Anno 2012	Anno 2018	Aumento/ diminuzione (Δ)
Palude interne	9,50	9,50	0,00
Palude salata	46,98	47,98	1,00
Saline	10,75	10,75	0,00
Vigneti	3.781,80	3.809,29	27,49
Oliveti	10.842,60	10.928,06	85,47
Piantagione di frutti e bacche	2.930,88	2.994,60	63,73
Terreno agricolo con vegetazione spontanea	23.418,28	23.482,01	63,73
Terreno agricolo forestale	1.801,56	1.799,31	-2,25
Macchia boschiva di transizione	11.178,97	11.146,48	-32,49
Brughiere	1.895,77	1.895,77	0,00
Vegetazione sclerofilla	10.101,63	9.982,18	-119,45
Praterie	8.490,75	8.427,77	-62,97
Foreste di Conifere	2.190,66	2.205,16	14,49
Bosco misto	10.944,56	10.944,56	0,00
Foreste di latifoglie	62.866,42	62.794,45	-71,97
Vegetazione rada	2.951,87	3.037,59	85,72
Totale	**153.462,96**	**153.515,44**	**52,48**

Nella mappa di Figura 31 riportiamo come esempio il valore dello stato dell'impollinazione per una coltura (melo), mentre nella Tabella 21 riportiamo i valori di uso biofisico espresso in tonnellate per le sei colture prese in considerazione. I valori sono posti nelle aree dove il servizio è presente con diversa intensità: valori dell'indice di utilizzo dell'impollinazione vanno da 0 a 1 e sono contrassegnati da colori diversi (Figura 31).

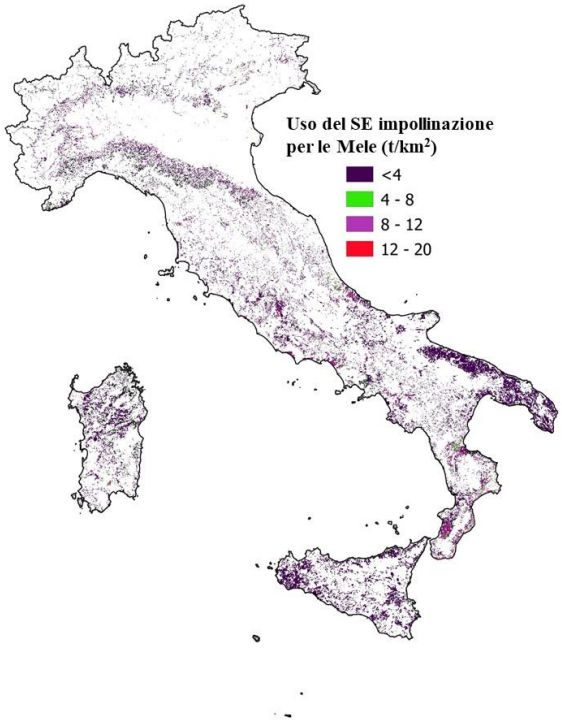


Figura 31. Mappa esemplificativa dell'uso del servizio di impollinazione per le mele (2018).

Tabella 21. Tavola dell'uso biofisico del SE impollinazione nei due anni 2012 e 2018.

Uso Servizio Impollinazione (t)	Mandorlo	Melo	Albicocco	Melone	Pero	Cocomero	Totale USO (t)
Anno 2012	5.968,65	135.615,55	16.291,32	52.132,26	41.728,31	12,27	**251.748,36**
Anno 2018	5.163,61	155.792,29	14.854,09	54.270,81	46.367,82	14,12	**276.462,73**
Δ	-805,04	20.176,74	-1.437,23	2.138,55	4.639,51	1,84	**24.714,37**

Osservando le produzioni delle colture impollinate e rapportandoli alle produzioni totali per i rispettivi anni abbiamo un'indicazione in percentuale del contributo dell'impollinazione sulla produzione totale (Tabella 19) che rimane sostanzialmente invariato e si attesta al 6,10% nel 2012 e al 5,97% al 2018 (Tabella 22).

Tabella 22. Contributo del SE impollinazione nei due anni 2012 e 2018.

Colture impollinate	Mandorlo	Melo	Albicocco	Melone	Pero	Cocomero	Totale
Contributo % dell'impollinazione (2012)	6,42%	6,40%	6,42%	8,87%	6,40%	0,003%	**6,10%**
Contributo % dell'impollinazione (2018)	6,48%	6,45%	6,48%	8,94%	6,45%	0,002%	**5,97%**

Dall'analisi dei dati si evince che le variazioni del contributo di impollinazione (Tabella 22), fra i due anni presi in considerazione, sono sostanzialmente positive per tutte le colture. Tuttavia, in due casi (mandorlo e albicocco) questo seppur marginale aumento del servizio si verifica contestualmente ad una diminuzione delle produzioni totali delle due colture. E questo può essere attribuito in parte ad un cambiamento dell'offerta del servizio (presenza potenziale di impollinatori o comunque di un contesto favorevole alla loro presenza) ma soprattutto ad una diminuzione delle produzioni in aree agricole dove la domanda di servizio non è soddisfatta (*unmet demand*).

Diversamente, per le colture rimanenti (melo, melone, pero, cocomero) si registra una tendenza dello stesso segno, fra il 2012 e il 2018, che vede aumentare sia le produzioni totali che il contributo dell'impollinazione, seppur in percentuali differenti. In questo caso, l'incremento più consistente delle produzioni rispetto all'aumento più marginale del servizio di impollinazione si spiega soprattutto, a parità di altre condizioni, con un aumento della resa nelle aree agricole dove la domanda di servizio non è soddisfatta (*unmet demand*).

È importante ricordare che quest'analisi non tiene in considerazione cambiamenti della qualità o condizione ecologica degli ecosistemi, per cui il flusso di servizio calcolato è potenziale e non in grado di confermare l'evidenza empirica relativa ad una maggiore mortalità di api e di insetti selvatici, causata dall'utilizzo massiccio di sostanze chimiche in agricoltura.

La Tabella 23 evidenzia la tavola dell'uso monetario in cui si stima un aumento dei benefici economici, a prezzi attualizzati 2018, che scaturiscono dal servizio di impollinazione in Figura 32 invece viene riportato a scopo esemplificativo l'uso monetario per la coltura delle mele.

Tabella 23. Tavola dei valori monetari dell'uso del SE impollinazione nei due anni 2012 e 2018.

Uso Monetario Servizio Impollinazione (€)	Mandorlo	Melo	Albicocco	Melone	Pero	Cocomero	Totale Uso Monetario (€)
Anno 2012	4.409.339,13	57.708.485,61	8.723.349,66	19.226.899,08	30.790.900,58	1.801,11	**120.860.775,17**
Anno 2018	6.335.701,30	67.733.811,46	8.591.752,91	25.167.543,20	30.576.793,81	2.229,81	**138.407.832,49**
Δ (Aumento di benefici)	1.926.362,17	10.025.325,85	-131.596,75	5.940.644,11	-214.106,77	428,70	**17.547.057,31**

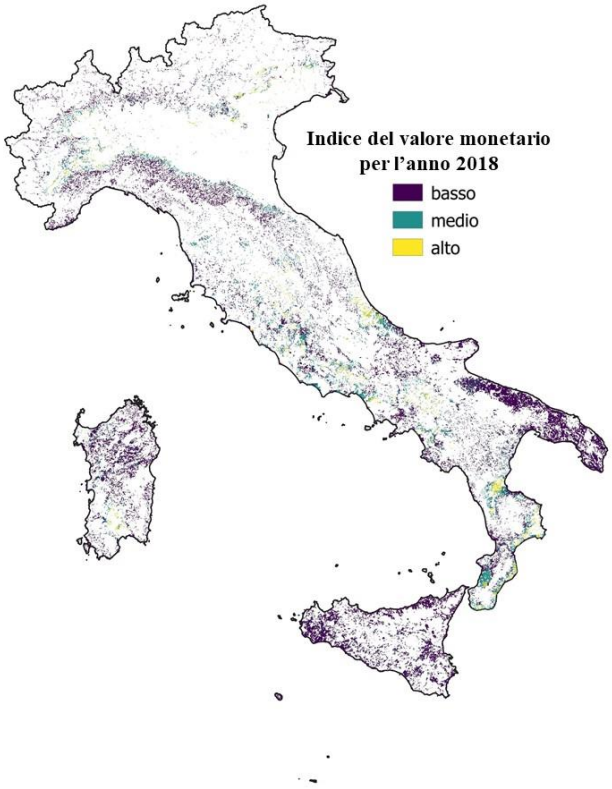


Figura 32. Mappa dell'indice del valore monetario dell'uso del servizio di impollinazione.

2.5.6 Servizio di Regolazione del Rischio Allagamento

'Huc Tiber ascendit'[77]

Il servizio di regolazione del rischio di allagamento è un servizio ecosistemico che stima la capacità della vegetazione e del suolo di trattenere il deflusso in eccesso da precipitazioni. La riduzione della velocità e dei volumi di scorrimento dell'acqua, in virtù della presenza di caratteristiche dell'ecosistema, attenua o previene i danni all'ambiente umano. Il servizio è presente in aree attualmente in grado di mitigare naturalmente (totalmente o parzialmente) questo rischio attraverso la ritenzione idrica.

Metodologia

Modello di valutazione biofisico

Il servizio di regolazione del rischio di allagamento è modellato per quantificare i valori per l'offerta e l'uso di questo servizio ecosistemico.

Il modello, implementato con tecnologia ARIES[78], valuta e mappa il servizio attraverso l'individuazione di aree a maggior rischio di alluvione attraverso un indice costituito da un primo parametro meteo climatico (FHP: flood hazard probability)[79] che dà indicazione della presenza, dell'intensità e del volume delle precipitazioni ovvero un'indice di umidità topografico (Kirkby and Beven, 1979; Manfreda *et al.*, 2011) che combina le precipitazioni con il flusso di accumulo d'acqua discendente lungo il pendio (DEM[80]), e la temperatura del trimestre più piovoso per gli anni presi in considerazione (Hijmans *et al.*, 2005) (Trenberth *et al.*, 2003) (Utsumi *et al.*, 2011). Questo parametro viene utilizzato nel modello proposto per identificare le aree potenzialmente suscettibili di allagamento. L'area soggetta ad alluvione viene quindi definita dalla proporzione di pioggia che riceve e successivamente normalizzata.

Il secondo parametro prende in considerazione il *Curve Number* (CN), come indicatore di deflusso (*run-off*) potenziale, che stima la capacità della vegetazione e dei suoli di trattenere il deflusso in eccesso dalle precipitazioni. Il CN è una funzione della copertura del suolo, dei gruppi idrologici del suolo e delle pendenze in alcuni contesti (Zeng *et al.*, 2017; Soil Conservation Service, 1985) e viene costruito associando i valori di CN per i gruppi di suolo alle classi del *Corine Land Cover* (CLC) sia per l'anno 2012 che per l'anno 2018 (Allegato C).

Per valutare il deflusso potenziale, per il 2012 e il 2018, si considera il CN 2012 e 2018 e lo si sottrae al CN, per gli stessi anni, associato alle classi di suolo nudo (*bare areas*) cioè quelle in cui il deflusso è maggiore, in uno scenario ipotetico di sostanziale perdita di servizio. Il delta viene poi moltiplicato per il parametro meteo-climatico FHP, per ottenere l'indicatore biofisico di offerta del servizio *Flood Regulation Supply* (FRS) che ci identifica le aree soggette ad allagamento. Questo passaggio ci consente quindi di comparare la probabilità di pericolo di inondazione (FHP) attuale con quella relativa ad una perdita eventuale del servizio, e di ottenere una stima della quantità di servizio attuale.

$$\mathrm{FRS} = \mathrm{FHP} \cdot (\mathrm{CN}_{\mathrm{bareareas}} - \mathrm{CN}_{\mathrm{soilgroupsCLC}}) \quad (\mathrm{Eq.1})$$ [81]

L'Eq.1 rappresenta la fornitura del servizio *(supply)* ovvero le aree di impatto del servizio a partire dalle quali si può giungere all'uso del servizio, incrociando i dati di copertura e usi del suolo che costituiscono invece la domanda di servizio e identificano gli asset e i valori a rischio.

---

[77] 'Fino a qua è cresciuto il Tevere': targa di marmo affissa a memoria di una delle inondazioni del Tevere.
[78] ARtificial Intelligence for Environment & Sustainability.
[79] Terzo Rapporto stato del Capitale Naturale in Italia, 2019: https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/sviluppo_sostenibile/allegati_tecnici_iii_rapp_ccn_2019_maggio2020.pdf
[80] Digital Elevation Model.
[81] I valori del Curve number (CN) sono riportati nella Tabella C1 dell'allegato C.

Questo modello costituisce quindi una semplificazione di quelli già pubblicati su scala globale o continentale (Stürck *et al.*, 2014; Ward *et al.*, 2015), ma è facilmente replicabile anche in contesti con pochi dati a disposizione.

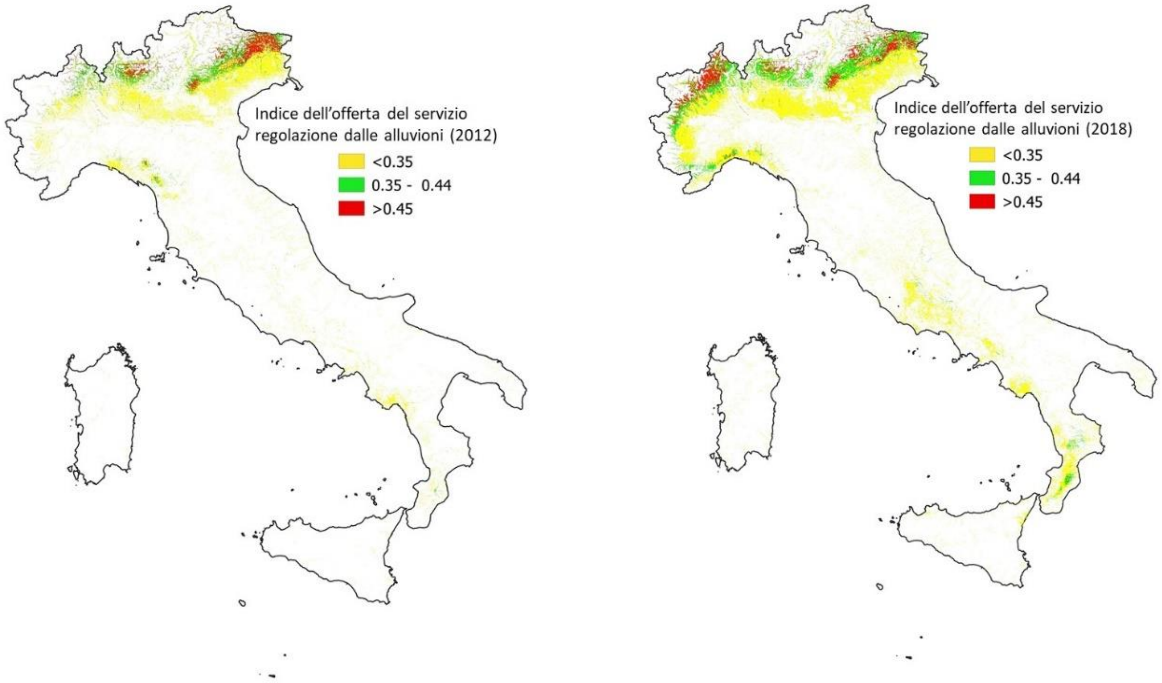


Figura 33. Mappa indicizzata dell'offerta del servizio regolazione da rischio allagamento.

La valutazione economica

La metodologia adottata per la valutazione economica utilizza diverse funzioni di danno stimate per diverse classi di copertura e uso del suolo. Ogni funzione di danno ad elementi potenzialmente esposti (residenziale, commerciale, industriale, infrastrutture di trasporto, agricoltura) genera un valore unitario al m^2 per ciascuna classe CLC considerata (Huzinga *et al.*, 2017, Allegato C, Tabella C2).

Risultati

La tavola dell'uso rappresenta il formato contabile dei servizi ecosistemici e può essere costruita in termini fisici e monetari (UN, 2014; UN, 2017).

La tavola dell'uso riporta, per ciascuna sovrapposizione dell'offerta con la copertura e uso del suolo, i valori di superficie potenzialmente protetta da un evento di allagamento (Tabella 24) e nel caso monetario quali settori economici beneficiano del servizio ecosistemico (Tabella 25).

Tabella 24. Tavola dei valori biofisici dell'uso del servizio regolazione dall'allagamento in termini di classi di coperture e usi del suolo.

Uso biofisico del servizio regolazione da allagamento	Area 2012 (km²)	Area 2018 (km²)	Δ
Costruzione	17,24	21,24	4
Discarica	10,50	18,49	8
Estrazione di minerali	191,18	250,65	59
Impianti sportivi per tempo	125,45	175,68	50
Aree verdi urbane	56,73	75,47	19
Aeroporti	84,72	133,95	49
Ferrovie	102,46	148,44	46
Porti	21,24	28,99	8
Unità commerciali industriali	1.841,05	2.298,87	458
Urbano ad alta densità	417,59	667,74	250
Urbano media densità	5.656,33	7.239,73	1.583
Corpi d'acqua (ferma)	1.612,63	1.807,31	195
Corsi d'acqua	470,32	495,06	25
Estuario	0,25	0,50	0
Laguna costiera	180,68	283,64	103
Torbiera	4,00	4,00	0
Palude interna	119,70	147,19	27
Palude salina	75,47	153,19	78
Saline	26,99	34,99	8
Terreni coltivabili irrigui	265,40	463,07	198
Terreni non coltivabili	28.674,02	40.241,59	11.568
Campi di Riso	1.603,89	2.030,47	427
Vigneti	1.551,16	2.402,08	851
Oliveti	1.552,41	3.577,88	2.025
Piantagione di frutta e bacche	1.484,18	2.199,91	716
Terreno agricolo con vegetazione	5.380,94	8.951,57	3.571
Coltivazione complessa terreno	6.784,65	10.356,78	3.572
Terreno Agro Forestale	32,49	127,20	95
Terreno agricolo annuale	266,40	564,53	298
Pascoli	1.575,65	2.150,93	575
Macchia boschiva di transizione	1.814,56	4.196,14	2.382
Brughiera	486,31	922,15	436
Vegetazione Sclerofilla	293,39	832,93	540
Praterie	932,39	1.877,53	945
Foreste di Conifere	3.636,11	5.629,84	1.994
Foreste miste	3.764,81	5.678,08	1.913
Foreste a foglia larga	12.746,12	22.237,73	9.492
Terreni bruciati	12,25	45,73	33
Ghiaciai e nevi perenni	1,25	6,75	5
Spiagge e dune sabbiose	633,51	713,98	80
Suolo Nudo	206,42	338,62	132
Vegetazione Sparsa	846,18	2.273,63	1.427
Totale	**85.558,97**	**131.801,26**	**46.245**

Tabella 25. Tavola del valore monetario dell'uso[82] del servizio di regolazione dall'allagamento.

	Tipo di Settore Economico				
Regolazione Allagamento *Milioni €*	Settore Primario	Settore Secondario	Settore Terziario	Famiglie	Totale
2018	2201	13559	648	90532	**106940**
2012	1661	12349	466	78217	**92693**
Δ	540	1210	182	12315	**14247**

Da un'analisi dei dati si evince che le variazioni fra il 2012 e il 2018 sono imputabili a tre driver, ovvero i cambiamenti nel regime di precipitazioni, l'aumento dell'offerta di servizio (aree che erogano il servizio) e l'aumento della domanda di servizio (aree che lo richiedono), ma è soprattutto quest'ultima che determina le variazioni più significative come conseguenza di cambiamenti in termini di copertura e usi dei suoli. L'indice del valore monetario in Figura 34 ci illustra dove sono presenti le aree a maggior rischio economico legate al servizio di regolazione.

[82] La domanda che fa uso del servizio è rappresentata da elementi che sono protetti dal servizio come da elenco Allegato C, Tabella C2.

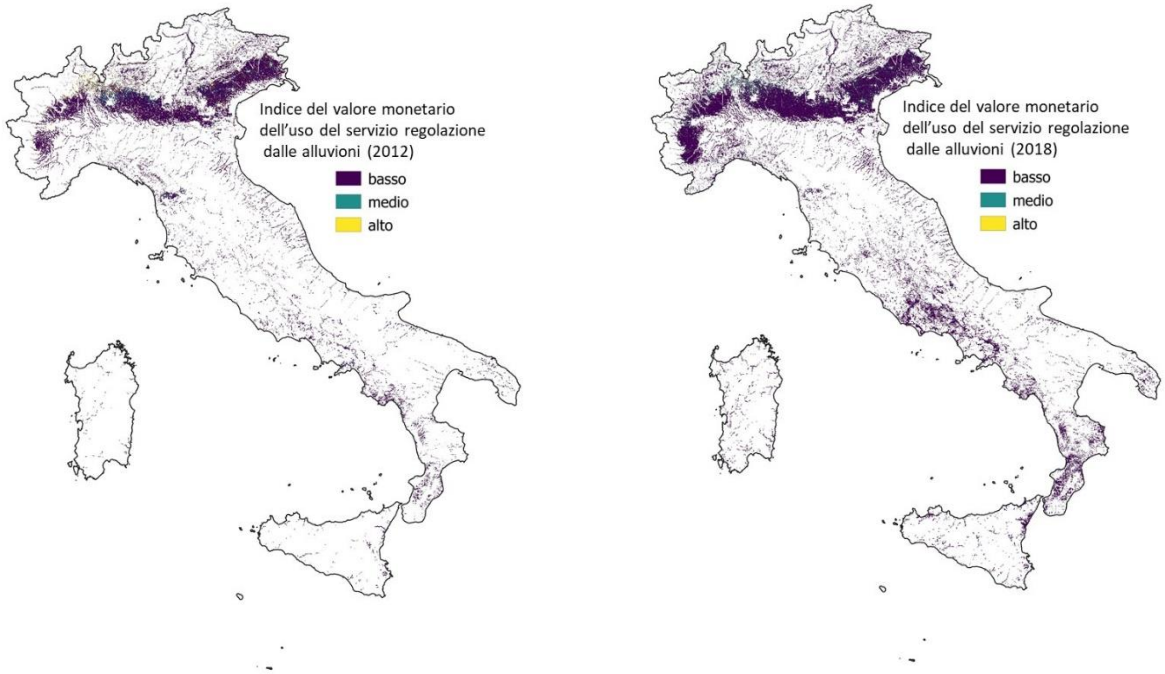


Figura 34. Mappa indicizzata del valore monetario dell'uso del servizio regolazione da rischio allagamento.

2.5.7 Servizio di Protezione dall'Erosione

L'erosione del suolo è tra le otto minacce elencate nella proposta di Strategia tematica del suolo della Commissione europea (2006) e la rimozione della sua parte più superficiale, ricca di sostanza organica, riduce in modo rilevante la produttività dei terreni portando, nel caso di suoli poco profondi, a una perdita irreversibile di aree coltivabili. L'erosione idrica del suolo è un fenomeno naturale estremamente complesso e inevitabile, parte integrante del processo di modellamento della superficie terrestre. Essa dipende dalle condizioni climatiche, dalle caratteristiche geologiche, pedologiche, idrologiche, morfologiche e vegetazionali del territorio ma può essere accelerata dalle attività umane, in particolare da quelle agro-silvo-pastorali (tipi colturali, sistemi di lavorazione e coltivazione, gestione forestale, pascolamento).

Metodologia

Modello biofisico

Il suolo presenta un tasso di formazione molto lento e qualsiasi perdita di suolo superiore a 1 t/ha/anno può essere considerata irreversibile in un arco di tempo di 50-100 anni. In Europa, le perdite dovute a eventi estremi di precipitazione possono verificarsi una volta ogni due o tre anni con perdite di oltre 100 t/ha (Panagos *et al.*, 2015e). La metodologia comunemente utilizzata fa riferimento all'equazione universale di perdita di suolo USLE (Wischmeier e Smith, 1978) e alla sua versione rivista RUSLE (Renard *et al.*, 1997), modello empirico, testato su parcelle sperimentali di dimensione standard, in grado di fornire risultati quantitativi sulla perdita di suolo effettiva/potenziale in termini di tonnellate/ettaro/anno. I parametri presi in considerazione dall'equazione e di seguito riportati sono di tipo climatico, pedologico, morfologico, vegetazionale e d'uso del suolo secondo la formula:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C$$

Dove:

A = perdita di suolo annuo per unità di superficie (t/ha/yr).

R = fattore di erosività delle precipitazioni.

K = fattore di erodibilità dei suoli.

LS = fattore lunghezza-pendenza del versante (adimensionale).

C = fattore di copertura vegetale e del suolo (adimensionale).

Il lavoro proposto ha aggiornato i valori relativi al fattore di copertura (C) considerando le fonti informative attualmente disponibili: CLC 2012, CLC 2018, CUS 2019, Carta Nazionale del Consumo di Suolo 2019. Per la stima del fattore C, valutato al 2012 e al 2018, è stato applicato il modello LANDUM che differenzia la stima del valore C nelle due macro-classi di terre arabili e non arabili (cioè tutte le altre terre escluse dal calcolo come Aree artificiali, zone umide, corpi idrici, rocce nude, spiagge e ghiacciai) (Panagos *et al.*, 2015e).

Il modello prevede l'applicazione di coefficienti correttivi, funzionali all'utilizzo del terreno, ai valori assegnati da letteratura alle classi 21X del CLC, compresi tra 0 e 1 per le aree a seminativo da quelle naturali, semi-naturali e forestali come riportato in Tabella 26 (0.30 ai seminativi irrigui e non irrigui e 0.15 alle risaie). Le informazioni sui metodi di produzione dei seminativi sono state ricavate dall'ultimo censimento dell'agricoltura (Istat, 2010) che riporta, attraverso un'indagine campionaria, la superficie comunale relativa alle lavorazioni aziendali: tipo di lavorazione, colture di copertura e l'utilizzo dei residui colturali in grado di ridurre il fenomeno erosivo del 10-30% (Nyakatawa *et al.*, 2001; Andrews, 2006; Verstraeten *et al.*, 2002). Non essendo le aziende geolocalizzate, il dato finale è stato associato all'intera superficie comunale mentre non sono stati applicati fattori correttivi nei comuni sprovvisti di tali informazioni.

Tabella 26. Fattore C associato ai vari tipi di coltura, basato su valori di letteratura. Nel presente lavoro è stato considerato il valore di 0.15 per le risaie e 0.30 come valore medio per tutte le altre colture (Panagos et al., 2015e).

n	Crop type	Share (%) of the total arable land (EU-28)	C-factor
1	Common wheat and spelt	28.5	0.20
2	Durum wheat	3.2	0.20
3	Rye	3.0	0.20
4	Barley	14.8	0.21
5	Grain maize – corn	12.9	0.38
6	Rice	0.6	0.15
7	Dried pulses (legumes) and protein crop	1.9	0.32
8	Potatoes	2.4	0.34
9	Sugar beet	3.1	0.34
10	Oilseeds	5.8	0.28
11	Rape and turnip rape	8.1	0.30
12	Sunflower seed	4.8	0.32
13	Linseed	0.1	0.25
14	Soya	0.5	0.28
15	Cotton seed	0.4	0.50
16	Tobacco	0.1	0.49
17	Fallow land	9.8	0.50

Per tutte le aree "non arabili" sono stati utilizzati valori provenienti da studi effettuati in Italia, Belgio, Slovacchia, Grecia, Bulgaria, Francia, Svizzera, Portogallo e Spagna (USDA, 1977; Van Rompaey and Govers, 2002; Wall *et al.*, 2002; Arhonditsis *et al.*, 2002; Yang *et al.*, 2003; Angeli, 2004; Santhi *et al.*, 2006; Capolongo *et al.*, 2008; Terranova *et al.*, 2009; de Vente *et al.*, 2009; Pelacani *et al.*, 2008; Bakker *et al.*, 2008; Antronico *et al.*, 2005; Borselli *et al.*, 2008; Konz *et al.*, 2009; Rulli *et al.*, 2013, in Tabella 27).

Tabella 27. Fattore C per le aree "non arabili" (Panagos *et al.*, 2015e).

Group	CLC class	Detailed class	Description	C-factor values ($C_{landuse}$)
Permanent crops	221	Vineyards	Areas planted with vines	0.15–0.45
	222	Fruit trees & berry plantations	Parcels planted with fruit trees or shrubs: single/mixed fruit species, fruit trees associated with permanently grassed surfaces.	0.1–0.3
	223	Olive groves	Areas planted with olive trees	0.1–0.3
Pastures	231	Pastures	Dense, predominantly graminoid grass cover, of floral composition, not under a rotation system. Mainly used for grazing.	0.05–0.15
Heterogeneous agricultural areas	241	Annual crops associated with permanent crops	Non-permanent crops (arable land or pasture) associated with permanent crops on the same land parcel (non-associated annual crops represent less than 25%)	0.07–0.35
	242	Complex cultivation patterns	Juxtaposition of small parcels of diverse annual crops, pasture and/or permanent crops (arable land, pasture and orchards each occupy less than 75% of the total surface area of the land unit)	0.07–0.2
	243	Land principally used for agriculture, with significant areas of natural vegetation	Areas principally used for agriculture, interspersed with significant natural areas (agricultural land occupies between 25 and 75% of the total surface of the land unit)	0.05–0.2
	244	Agro-forestry areas	Annual crops or grazing land under the wooded cover of forest species	0.03–0.13
Forests	311	Broad-leaved forest	Vegetation formation composed principally of trees, including shrub and bush understories, where broadleaved species predominate.	0.0001–0.003
	312	Coniferous forest	Vegetation formation composed principally of trees, including shrub and bush understories, where coniferous species predominate	0.0001–0.003
	313	Mixed forest	Vegetation formation composed principally of trees, including shrub and bush understories, where broadleaved and coniferous species co-dominate.	0.0001–0.003
Scrub and/or herbaceous vegetation associations	321	Natural grasslands	Low productivity grassland. Often situated in areas of rough and uneven ground	0.01–0.08
	322	Moors and heathland	Vegetation with low and closed cover, dominated by bushes, shrubs and herbaceous plants (heath, briars, broom, gorse, laburnum)	0.01–0.1
	323	Sclerophyllous vegetation	Bushy sclerophyllous vegetation. Includes maquis (dense vegetation composed of numerous shrubs) and garrige (oak, arbutus, lavender, thyme, cistus)	0.01–0.1
	324	Transitional woodland-shrub	Bushy or herbaceous vegetation with scattered trees. Can represent either woodland degradation or forest Regeneration/colonisation.	0.003–0.05
Open spaces with little or no vegetation	331	Beaches, dunes, sands	Beaches, dunes and expanses of sand or pebbles in coastal or continental areas	0
	332	Bare rocks	Scree, cliffs, rocks and outcrops	0
	333	Sparsely vegetated areas	Includes steppes, tundra and badlands. Scattered high-altitude vegetation	0.1–0.45
	334	Burnt areas	Areas affected by recent fires, still mainly black	0.1–0.55
	335	Glaciers and perpetual snow	Land covered by glaciers or permanent snowfields	0

L'influenza della vegetazione è stata stimata per queste aree attraverso un indice di copertura che tiene conto della percentuale di copertura vegetazionale all'interno di ciascun pixel (F-Cover); il dato, fornito dal servizio Global di Copernicus[83], è derivato tramite l'utilizzo di reti neurali da dati satellitari PROBA-V a 300 m di risoluzione (Copernicus, 2018). Il dato finale di C, sia per il 2012 che per il 2018, è restituito in formato raster con risoluzione di 10 metri; le aree urbanizzate sono state escluse sovrapponendo il consumo di suolo 2019 mentre alle aree verdi urbane e a quelle ricreativo sportive (classi 141 e 142) è stato assegnato il valore di 0,006 (ARPAV, 2008).

Per i fattori relativi all'erosività delle piogge, alla lunghezza e pendenza del versante e all'erodibilità del suolo si è fatto riferimento al database europeo dell'erosività delle precipitazioni[84], al DEM con risoluzione a 25 m, (REDES, JRC 2015) e ai dati LUCAS per le caratteristiche chimico-fisiche dei suoli. Per la stima del tasso di erosione potenziale non si è tenuto conto delle pratiche conservative (fattore P), in grado di mitigare il fenomeno erosivo fino al 5% (Panagos *et al.*, 2015d). Tutti i parametri per il calcolo della RUSLE sono stati campionati a 10 metri e, in accordo con quanto proposto dal JRC su scala europea, è stato imposto il valore massimo di 325 tonn/ettaro/anno in quei pixel che superavano tale limite (Maetens e*t al.*, 2012; Panagos *et al.,* 2015e).

Risultati

Il risultato finale evidenzia che l'erosione potenziale in Italia rispettivamente per gli anni 2012 e 2018 è pari rispettivamente a 11,63 t/ha/anno e 11,69 t/ha/anno (Tabella 28). Tali valori sono più alti rispetto a quelli calcolati dal JRC applicando la stessa metodologia: la differenza può essere ricondotta all'utilizzo di una soglia limite nei valori massimi di pendenza che non è stata applicata nel presente lavoro. La metodologia originaria prevede infatti per il calcolo del fattore LS un algoritmo che tende ad abbassare la stima dell'erosione su morfologie con pendenze superiori ai 26.6° (Panagos *et al.*, 2015c).

[83] https://land.copernicus.eu/global/products/fcover
[84] https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/soil-erosion-water-rusle2015

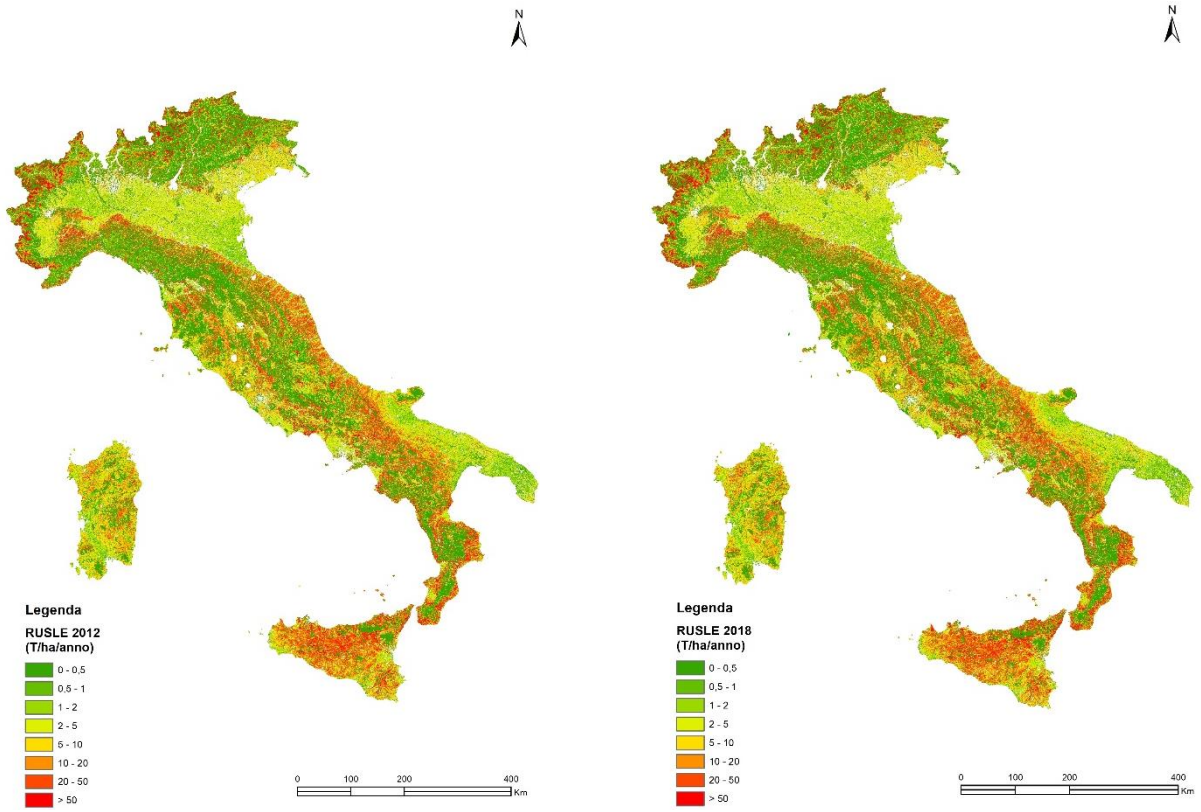


Figura 35. Erosione potenziale nel 2012 (a sin.) e nel 2018 (a dx.).

Tabella 28. Tavola dei valori fisici del servizio di protezione dall'erosione: media tonnellate per ettaro perse annualmente.

Protezione erosione del suolo	A (t/ha/anno)	Milioni t/anno
2018	11,69	321,13
2012	11,63	319,89
Δ	0,06	1,24

La quantità di suolo potenzialmente eroso non è di per sé una misura del servizio ecosistemico, poiché rappresenta la situazione "in equilibrio" rispetto alle condizioni date di uso, alle caratteristiche del suolo, climatiche e morfologiche. Tuttavia, è chiaro che i valori di incremento di erosione rappresentano una perdita di servizio. Il modello RUSLE è stato applicato facendo variare il solo fattore di copertura, non avendo a disposizione dati e informazioni riguardanti le pratiche antierosive (fattore P).

La valutazione economica

Ai fini della valutazione economica, la letteratura prodotta sul tema appare non particolarmente ampia ma soprattutto piuttosto eterogenea per quanto riguarda le quantificazioni monetarie del valore delle funzioni ecologiche erogate dai suoli. La maggior parte degli studi utilizza proxy dei prezzi di mercato o metodi basati sui costi per stimare il valore economico di servizi ecosistemici del suolo. Entrambi gli approcci mostrano tuttavia dei limiti: la loro qualità informativa è limitata principalmente dal fatto che difficilmente riescono a rappresentare in maniera adeguata e completa il valore complessivo dei servizi di fornitura forniti da suoli. A questo si aggiunge che i valori specifici stimati in studi non europei non possono essere facilmente trasferiti al contesto europeo, se non

per approcci, metodi e ordini di grandezza o importanza relativa di diversi servizi ecosistemici del suolo. Tali approcci, pertanto, possono essere utili come prima stima, nella maggior parte dei casi.

Il valore economico di alcuni servizi di fornitura del suolo (materie prime in primis), può essere approssimato dai prezzi di mercato: Jónsson e Davíðsdóttir (2016) forniscono un'ampia meta-analisi per ogni tipologia di servizio ecosistemico del suolo, sia esso di fornitura o di regolazione, con una descrizione dettagliata di informazioni sui metodi di valutazione utilizzati e sui *range* di valori riscontrati nei diversi studi.

Secondo la revisione della letteratura di Jónsson e Davíðsdóttir (2016), l'intervallo dei valori per la "produzione di biomassa" è compresa tra circa 230 e oltre 22.000 USD per ettaro all'anno, a seconda della coltura o sistema agricolo; per le "materie prime" (terriccio, argilla, torba) l'intervallo è compreso fra i 9–147 USD per tonnellata. In generale, la valutazione economica dei servizi cosiddetti di *provisioning* da parte dei suoli, è piuttosto banale, e come spesso accade possono essere utilizzati i prezzi di mercato, almeno come approssimazione.

Robinson *et al.* (2014) hanno raccolto dati sui prezzi di mercato del terriccio sfuso in tutto il mondo (per l'Europa solo Regno Unito e Islanda). Hanno riscontrato prezzi mediani di circa 22 USD per tonnellata negli Stati Uniti e in Canada rispetto a ca. 47 USD per tonnellata nel Regno Unito.

Le valutazioni economiche più complete dei servizi ecosistemici del suolo sono state condotte probabilmente da Dominati e colleghi (Dominati et al., 2016, 2014a, 2014b). Utilizzando metodi di valutazione prevalentemente basati sui costi, hanno analizzato una serie di servizi ecosistemici del suolo in contesti e paesaggi diversi, compresa la produzione agricola, il sostegno ad animali e infrastrutture, il ruolo nella mitigazione di impatto delle inondazioni, il supporto al ciclo dei nutrienti, nella regolazione del clima e nella regolazione dei parassiti. Dominati *et al.* (2014b) hanno evidenziato come il ciclo dei nutrienti e la mitigazione delle inondazioni sono responsabili da soli della quota maggiore del valore economico totale associato ai suoli. Per Dominati *et al.* (2014a) il valore dei servizi di regolazione attribuibili al suolo è circa 2,5 volte superiore di quello dei servizi di fornitura. In questo caso, i servizi con il valore più alto sono riconducibili al filtraggio di nutrienti e contaminanti (58-63% di valore totale servizi di regolazione), seguita dalla fornitura di cibo e quindi dalla mitigazione delle piene. Un approccio altrettanto completo può essere trovato in Porter *et al.* (2009) e Sandhu *et al.* (2008), che include una serie ampia di servizi ecosistemici del suolo (regolazione dell'azoto, formazione di suolo, carbonio nel suolo, regolazione dei regimi idrologici)

Altri studi esaminano i costi economici derivanti dall'impatto dell'erosione del suolo (Adhikari and Nadella, 2011; Robinson *et al.*, 2014) utilizzando i costi di ripristino o i costi legati alla prevenzione dall'erosione del suolo. Tuttavia, ci si può aspettare che i metodi basati esclusivamente sui costi privati conducano ad una sottostima dei costi sociali. Motivo per cui per l'attuale stima ci si è orientati verso i valori della meta-analisi di Görlach *et al.* (2004), dove sono considerati per l'Europa, sia i costi privati che quelli sociali (Tabella 29).

Tabella 29. Stime per l'Europa del costo di erosione del suolo (€/ha).

	Costi on-site (€/ha)		Costi off site (€/ha)		Totale
	Perdita di produttività	Costi di mitigazione	Danni	Costi di mitigazione	(€/ha)
Valore di stima alto	11	29	169	26	235
Valore di stima centrale	8	3	86	26	122
Valore di stima basso	0,5	0	21	0	22

Il costo privato *on-site* può riguardare sia i costi relativi alla perdita di produttività dei suoli (a seguito di processi di erosione, compattazione o altri processi di degrado) che i costi legati alle misure di mitigazione o prevenzione di un ulteriore degrado. Ciò include, ad esempio, il costo di *input* di fertilizzanti aggiuntivi per compensare l'impatto dell'erosione o il costo delle misure idonee a ripristinare la struttura fisica dei terreni compattati. I costi (sociali) *off-site* si riferiscono invece al costo dei danni causati da inondazioni e smottamenti o per trattenere il terreno sul sito, costi di insabbiamento di dighe e canali e costi dovuti alla rimozione dei sedimenti.

Sebbene da un lato, sommare i costi privati e i costi di mitigazione potrebbe comportare un rischio di doppio conteggio, perché le misure di mitigazione applicate tendono sicuramente a ridurre e contenere i costi privati (lo

steso dicasi per la somma dei costi sociali e dei costi relativi a misure difensive), d'altra parte, poiché diverse altre componenti di costo dell'erosione non sono state quantificate (come la perdita di altri servizi ecosistemici, lo stoccaggio di carbonio, la regolazione dei cicli dei nutrienti, ecc.), il bilanciamento di questi due fattori ci porta a concludere che le cifre presentate sopra sono di fatto comunque conservative rispetto al costo totale dell'erosione, anche in presenza di eventuali doppi conteggi.

A partire dai valori estremi di questa meta-analisi, pari a 22[85] e 235[86] euro/ha/anno (anno 2003), si possono stimare i valori monetari associati alla perdita di beneficio economico (Tabella 30) derivante dalla perdita di servizio fra il 2012-2018, imputabile all'aumento dell'erosione totale, che è esito dell'aggregazione di tutti gli ettari interessati spazialmente da questo fenomeno.

Sulla base di questa analisi è possibile stimare la perdita di servizio ecosistemico di protezione del suolo dall'erosione, stimata in termini biofisici in 1,24 milioni di tonnellate di ulteriore perdita di suolo rispetto al 2012, mentre in termini economici è stimata come incremento del costo dell'erosione tra 13 e 146 milioni di euro sempre rispetto al 2012.

Tabella 30. Tavola dei valori economici della perdita di servizio di protezione dall'erosione.

Servizio protezione erosione del suolo	Valori economici (€ al 2018)
A (Min)	**13.640.000**
A (Max)	**146.320.000**

[85] 27,35 al 2018.
[86] 292,11 al 2018

2.5.8 Servizio di Regolazione del Regime Idrologico

La capacità del suolo di immagazzinare e rilasciare acqua è un fondamentale servizio di regolazione, perché mitiga le piogge eccessive riducendo da un alto il rischio di inondazioni e dall'altro consentendo rilasci di acqua lenti verso i corpi idrici superficiali, sostenendone il deflusso di base.

Il potenziale di mitigazione di un suolo dipende da quanto è in grado di assorbire e immagazzinare l'acqua prima della saturazione, che è determinata da proprietà del suolo.

La riserva di acqua nello strato superficiale del suolo, è funzione di diverse caratteristiche, come ad esempio la tessitura, il contenuto di carbonio organico, la densità apparente, la porosità, la frazione volumetrica di materiale solido, mentre l'infiltrazione profonda dipende dalle caratteristiche geologiche del sottosuolo e anche dalle condizioni di umidità iniziale, dalla durata e dall'intensità della pioggia, oltre che dalle caratteristiche del suolo, essenzialmente, conducibilità idraulica a saturazione, capillarità e condizioni di saturazione del terreno (Calzolari et al., 2016).

La capacità di regolazione del regime idrologico offerta dai suoli è dunque legata alle specifiche condizioni di infiltrazione dell'acqua nel suolo e nel sottosuolo, determinate da morfologia e copertura, unitamente alle condizioni climatiche. La riduzione della frazione di acqua che scorre in superficie e la riduzione della sua velocità sono i due principali fattori di regolazione, che consentono di mitigare gli effetti delle piogge sulle piene dei corsi d'acqua e sul livello di erosione.

Metodologia

La valutazione biofisica

Per quantificare la capacità di regolazione, le precipitazioni annuali devono essere considerate in relazione alla permeabilità del suolo: una misura del servizio può essere definita come la differenza tra le precipitazioni annuali e il ruscellamento annuale (Figura 36). Il servizio offerto dai suoli naturali è valutato in termini di volume infiltrato e/o soggetto a evapotraspirazione e dunque sottratto al deflusso superficiale per ciascun anno (Munafò, 2018). Questa è una misura che rappresenta non solo le proprietà del suolo che influenzano l'infiltrazione dell'acqua e drenaggio, ma anche fattori a diverse scale compreso il clima, la geomorfologia e la copertura vegetale (Dominati, 2014). L'elevata sensibilità del territorio italiano rispetto al rischio irdogeologico rende la valutazione dei servizi ecosistemici connessi di grande importanza. Mentre nel paragrafo 2.5.6 sono stati valutati quindi i potenziali effetti conseguenti al livello di rischio nel servizio di regolazione dal rischio allagamento, attraverso una modellizzazione che si basa su una analisi di rischio potenziale di elementi esposti rispetto ad accadimenti di una certa severità, qui si rappresenta una regolazione del regime idrologico modellizzata in base alla quantificazione del flusso di risorsa coinvolta ovvero del deflusso superficiale in eccesso con i relativi costi delle eventuali misure di mitigazione.

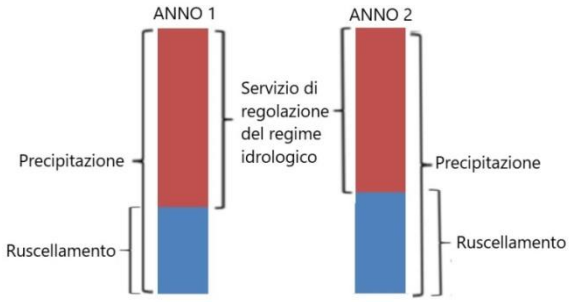


Figura 36. Schema di valutazione del servizio di regime idrologico (adattamento da Dominati *et al.*, 2014a).

Per valutare l'entità del fenomeno è dunque fondamentale la stima delle componenti del bilancio idrologico sulla base delle caratteristiche di uso e copertura del suolo. Va ricordato che il valore di questi parametri è fortemente dipendente dalle condizioni locali, e non è disponibile allo stato attuale uno strato informativo dettagliato per l'intero territorio nazionale. Anche l'associazione di valori medi, per tipologia di copertura del suolo, per tipologia di complesso idrogeologico e di condizioni di uso, è piuttosto complessa.

La stima per l'Italia è effettuata sulla base delle valutazioni del modello di bilancio idrologico BIGBANG 4.0 (Braca *et al.,* 2021, in stampa), utilizzando i valori di precipitazione e ruscellamento nel periodo 2012-2018 e sulla base dei dati di copertura del suolo per i due anni di riferimento 2012 e 2018 (Tabella 31).

Tabella 31. Stima delle componenti del bilancio idrologico medie del periodo 2012-2018 e loro variazione stimate per l'intero territorio nazionale mediante il modello di bilancio BIGBANG 4.0 rispetto alle due condizioni di copertura del suolo al 2012 e al 2018.

Bilancio idrologico BIGBANG 4.0 con dati climatici medi 2012-2018		Copertura 2012	Copertura 2018	Variazione 2018-2012
		milioni di m^3	milioni di m^3	milioni di m^3
P	Precipitazione totale	299931	299931	0
E	Evapotraspirazione	157146	156959	-186
R	Ruscellamento	74098	74357	259
G	Ricarica acquiferi	68059	67987	-72
WS	Contenuto d'acqua nel suolo (100 cm)	660	659	-1
P-R	Volume di acqua sottratta al ruscellamento	225834	225575	-259

Il modello BIGBANG – Bilancio Idrologico GIS BAsed a scala Nazionale su Griglia regolare, ora disponibile nella versione 4.0, è sviluppato da ISPRA (Braca, 2018) e fornisce la stima delle grandezze idrologiche precipitazione totale, evapotraspirazione reale, ricarica degli acquiferi o infiltrazione e ruscellamento superficiale, su una maglia di risoluzione di 1 km che ricopre l'intero territorio nazionale e per ciascun mese. Attualmente sono disponibili le stime delle grandezze idrologiche per il periodo dal 1951 al 2019.

Il modello è basato sull'approccio di Thornthwaite e Mather (1955) e stima su ogni elemento della griglia il contenuto d'acqua nel suolo, l'evapotraspirazione reale, la ricarica delle falde e il ruscellamento, usando dati di precipitazione e temperatura, informazioni sulle caratteristiche idrauliche del suolo e idrogeologiche del sottosuolo e dati di uso del suolo.

L'equazione generale su cui si basa il BIGBANG è la seguente:

$$P - E = R + G + \Delta V$$

dove P è la precipitazione totale, E è l'evapotraspirazione reale, R è il deflusso superficiale, G è la ricarica nelle acque sotterranee e ΔV è la variazione del contenuto d'acqua nel suolo.

L'equazione sopra riportata è applicata per ciascun mese e su ciascuna cella schematizzata come un serbatoio di 1 km di lato per 1 m di profondità, la cui la capacità massima è data dall'accumulo del contenuto idrico disponibile (Available Water Storage AWS o Available Water Content AWC) diverso a seconda del tipo di suolo. La versione attuale del modello utilizza come valori di AWS (in mm) i dati prodotti dal progetto LUCAS TOPSOIL del Joint Research Center (Toth et al., 2013).

A partire dalla valutazione della quantità di acqua che eccede la capacità di immagazzinamento del suolo, è possibile valutare il ruscellamento R e ricarica della falda G in base al coefficiente di infiltrazione potenziale (CIP, Celico, 1988).

I principali dati di input utilizzati dal modello sono:

- Dati di precipitazione delle stazioni pluviometriche (da Annali Idrologici del Servizio Idrografico e Mareografico Nazionale e Rete dei Centri Funzionali di Protezione civile)
- Dati di temperatura media mensile prodotti in formato grid da SCIA-ISPRA (Fioravanti et al., 2010)
- Carta dell'Available Water Content dal progetto LUCAS_TOPSOIL (Toth et al., 2013)
- Carta dei complessi idrogeologici (ISPRA) a cui è associato il coefficiente di infiltrazione potenziale (Celico, 1988)
- Carta del grado di impermeabilizzazione dei suoli (carta di copertura e consumo di suolo, ISPRA. Munafò, 2020)

Tuttavia, nel modello di bilancio idrologico non è modellato l'immagazzinamento di acqua nei laghi e corpi idrici artificiali né gli scambi orizzontali tra le celle. In ogni caso, grazie alla capacità del modello di integrare dati sulla copertura e uso del suolo, è possibile effettuare una stima della variazione del valore delle grandezze del bilancio in funzione del consumo di suolo realizzato nei diversi periodi.

Il servizio offerto dai suoli naturali è valutato in termini di volume sottratto al ruscellamento per ciascun anno ovvero alla somma del volume infiltrato nel sottosuolo, di quello soggetto a evapotraspirazione e di quello immagazzinato nel suolo. Considerando i fattori del bilancio idrologico, dunque, il servizio può essere calcolato come Precipitazione totale – Ruscellamento.

Per stimare le variazioni nella fornitura del servizio nel periodo di tempo considerato dall'analisi, sono state valutate le componenti del bilancio idrologico mensilmente dal 2012 al 2018 facendo riferimento una volta al consumo di suolo costante a pari a quello relativo al 2012 e l'altra al consumo di suolo costante e relativo al 2018. I valori mensili sono stati quindi aggregati a scala annuale e mediati sul periodo 2012-2018.

Sebbene per l'Italia la variabilità inter-annuale delle grandezze climatiche sia naturalmente elevata, data la brevità del periodo di analisi è ragionevole ipotizzare la stazionarietà dei valori medi per cui la valutazione di un cambiamento nelle condizioni di fornitura del servizio ecosistemico dipende essenzialmente da altri fattori, in primo luogo i cambiamenti di copertura e uso del suolo.

Ciò che varia nei due scenari 2012 e 2018 è invece la condizione di copertura dei suoli, come rappresentata dalle carte di copertura e consumo di suolo prodotte da ISPRA (Munafò, 2020). Le diverse coperture superficiali, infatti, a parità di condizioni climatiche e di caratteristiche del sottosuolo, determinano una diversa attribuzione delle frazioni all'infiltrazione o al ruscellamento.

Le aree consumate sono considerate come totalmente impermeabili e dunque sono state poste a zero l'infiltrazione, l'evapotraspirazione e l'acqua nel suolo. Di conseguenza in tali aree la precipitazione è trasformata integralmente in ruscellamento. Questa schematizzazione trascura l'effetto sul regime idrologico delle aree semipermeabili interne all'urbanizzato comunque classificate come consumate. In tal senso sviluppi futuri potranno anche considerare l'analisi dell'infiltrazione effettiva nelle aree scoperte (Sallustio *et al.,* 2017).

Nella Figura 38 è riportata la distribuzione spaziale del ruscellamento annuo mediato sul periodo 2012-2018 e relativo al consumo di suolo del 2018, mentre nella Figura 37 è riportato il valore medio della ricarica degli acquiferi annua media sullo stesso periodo e relativa allo stesso consumo di suolo del 2018. Nella Figura 39 è riportata la distribuzione spaziale dell'altezza annua di acqua sottratta al ruscellamento (P-E) mediata nel periodo 2012-2018 e relativa al consumo di suolo 2018.

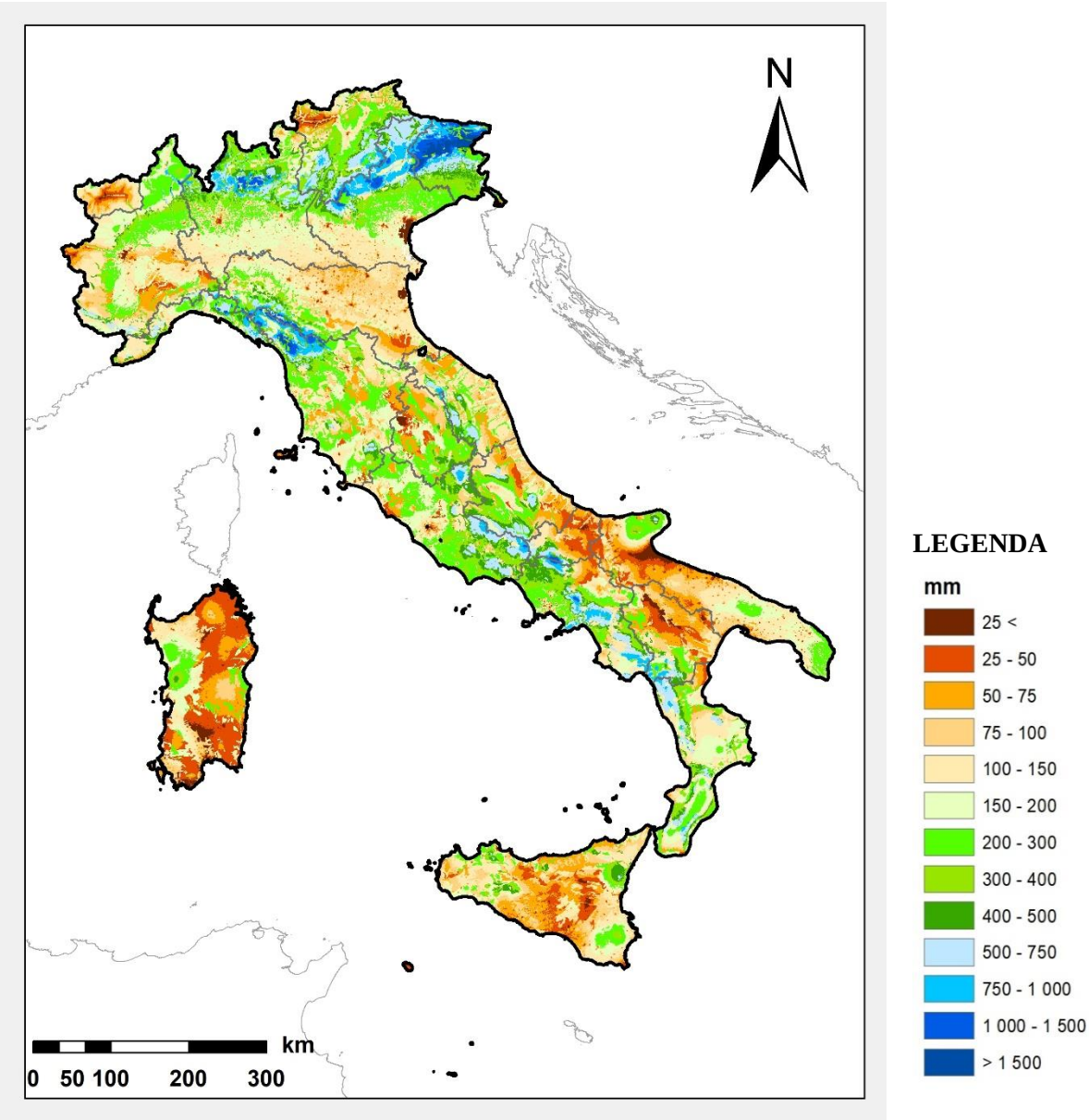


Figura 37. Altezza della ricarica degli acquiferi (infiltrazione) annua media 2012-2018 e relativa alla copertura del suolo 2018 stimata mediante il modello di bilancio idrologico BIGBANG 4.0.

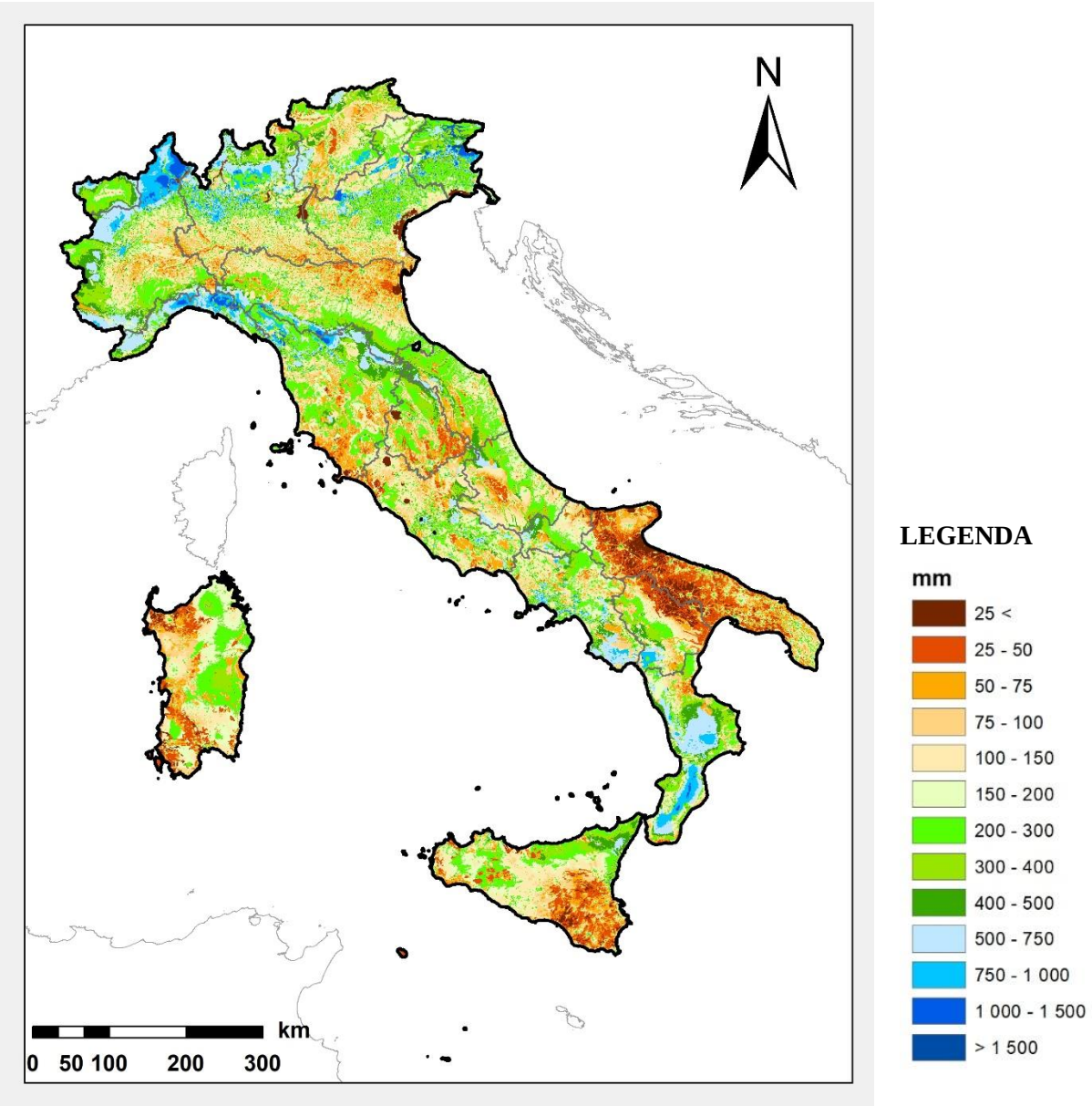


Figura 38. Altezza di ruscellamento annuo medio 2012-2018 relativo alla copertura del suolo 2018 stimato mediante il modello di bilancio idrologico BIGBANG 4.0.

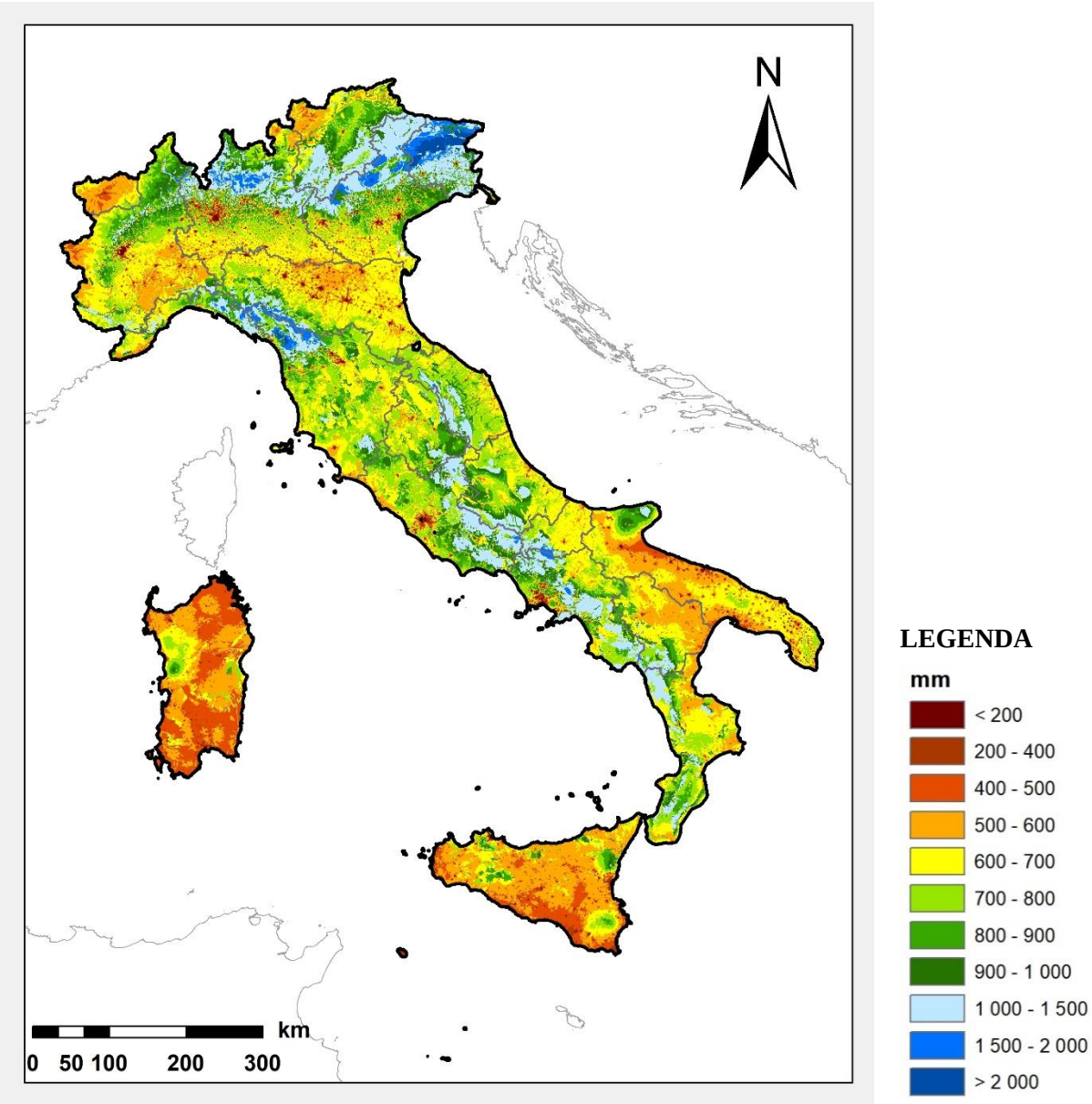


Figura 39. Altezza di acqua annua sottratta al ruscellamento (P-E) media 2012-2018 e relativa alla copertura del suolo 2018, stimata mediante il modello di bilancio idrologico BIGBANG 4.0.

La valutazione monetaria

Le stime monetarie sono basate sui valori disponibili in letteratura. Da un aggiornamento recente (Bartowsky, 2020, Tabella 32), emerge che gli studi principali, escludendo quelli meno aggiornati (Moore, 1987 e Pimentel 1997 e Tegtmeier, 2004 che riporta valori di Crowder, 1987), riportano valori per la costruzione di invasi, con costi riferiti all'unità di superficie che offre il servizio (1196 NZD/ha/anno in Dominati *et al.*, 2014a) o direttamente valori per metro cubo (costi di costruzione di invasi 0.12 US$/m^3 in Kibria, 2017; 5-15 €/m^3 in Mastrorilli, 2018, studio per l'Italia) ovvero al *groundwater recharge* stimato con valori di mercato attraverso i costi del servizio di irrigazione (0-4 €/m^3 in Kay, 2019 dedotti da JRC, 2017 sul servizio di irrigazione).

In particolare, lo studio di Dominati *et al.* (2014a), riporta una condizione locale con volumi di pioggia confrontabili con quelli medi italiani per il periodo considerato, seppure con una capacità di infiltrazione ed evapotraspirazione decisamente superiori. Considerato che lo studio associa un valore economico di 1196 NZD/ha/anno ad un volume massimo di differenza tra pioggia e ruscellamento (come infiltrato e contenuto nel suolo) pari a 101.8 mm,

ovvero 1018 m^3/ha[87], è possibile ricavare il valore unitario di 0.614€/m^3 [88]. In conclusione, il range min-max di valori monetari emerso dalla letteratura considerata per la valutazione del servizio varia dai 0.614 ai 15 €/m^3.

Tabella 32. Fonti di letteratura con valori per il servizio di regolazione del regime idrologico rispetto ai volumi del bilancio idrologico (come riportate da Bartowsky, 2020).

Dominati *et al.*, 2014a.	1169 NZD/ha: costi per la realizzazione di impianti, Nuova Zelanda
Mastrorilli, 2018.	5-15 €/m^3: costi per la realizzazione di impianti, Italia
Kay, 2019	0-4 €/m^3: costi sul del servizio di irrigazione, Europa, JRC, 2017 sul servizio di irrigazione (Roo et al., 2012; JRC Water Portal 2017).
Fan F, Henriksen CB, Porter J. 2016.	9,32 US$/t : componente di soil water storage come costo di irrigazione, dal Danish Knowledge Center for Agriculture (SEGES, 2015)
Kibria ASMG, Behie A, Costanza R, Groves C, Farrell T. 2017.	0,12 US$/$m^3$ da Xi, 2009, che a sua volta richiama He Guoquiang, 2005
Tegtmeier EM, Duffy MD. 2004.	$802,60 US$/m^3: costi per la realizzazione di impianti, US, anni 1981-2002 (adattamento da valori per il periodo precedente 1963-1981, da Crowder, 1987)

Risultati

In base alle stime del bilancio idrologico, il volume di acqua sottratta al ruscellamento, che rappresenta la perdita di servizio, è quantificato in 225.834 milioni di metri cubi nel 2012, che si riduce di circa 259 milioni di metri cubi nel 2018 per effetto dell'incremento di superfici artificiali. In termini monetari questa variazione corrisponde ad una perdita contenuta nel range tra 159 e 3.885 milioni di euro (Tabella 33).

Tabella 33. Valori monetari del servizio ecosistemico Regolazione del regime idrologico.

Valore monetario in milioni di euro	Valore monetario 2012 valori nominali 2012 in M €)		Valore monetario 2018 valori nominali 2018 in M €)		Variazione 2012-2018 in valori nominali 2018 (M €)	
	min	max	min	max	min	max
Servizio di regolazione del regime idrologico	133.242	3.274.593	138.503	3.383.625	-159	-3.885

Anche se la valutazione economica presentata per questo servizio fornisce solo un punto di vista rispetto alla valutazione della complessa condizione dell'Italia rispetto al rischio idrogeologico e della funzione di protezione che il capitale naturale svolge (o non svolge più), la disponibilità a scala nazionale di un indicatore sintetico per il fenomeno è un utile strumento di indirizzo per lo sviluppo di politiche per il territorio con un approccio più mirato alle condizioni del paese. I risultati sopra descritti evidenziano la rilevanza sia biofisica che economica dell'impatto della perdita di questo servizio ecosistemico, e costituiscono una indicazione chiara affinchè le politiche di trasformazione del territorio affrontino finalmente uno dei driver principali della perdita di servizi, ovvero il processo di artificializzazione dei suoli.

[87] 100 mm di pioggia corrispondono a 100 mm^3/mm^2 che convertiti in m corrispondono a $100*10^{-3}$ m^3/m^2 e per ettaro corrisponde a $100 *10^{-3}*10^4=100 * 10$ m^3/ha

[88] PPP 2014 NZD 1.441, PPP 2014 EURO 0.74, rivalutazione euro 2014-2018:1.02.

2.5.9 Servizio di Purificazione delle Acque da parte dei Suoli

La capacità del suolo di regolare i nutrienti contenuti nell'acqua e di purificarla dai contaminanti è un fondamentale servizio di regolazione. Ecosistemi come le foreste e le zone umide contribuiscono considerevolmente a migliorare la qualità delle risorse idriche. La vegetazione e il suolo, infatti, hanno la capacità di assorbire e quindi rimuovere inquinanti e nutrienti dell'acqua (Elmqvist e*t al.*, 2010).

Metodologia

La valutazione biofisica

Il suolo contribuisce alla purificazione dell'acqua attraverso processi fisici, chimici e biologici che consentono la fissazione, degradazione e diluizione delle sostanze. L'acqua che si infiltra nel suolo subisce un processo di "purificazione" attraverso processi bio-chimici svolti dalla parte minerale del suolo, e ancor più dalla sua componente biologica. La capacità depurativa è funzione non solo delle proprietà del suolo, quali la capacità di scambio cationica del suolo (cioè la sua "attività" fisico-chimica), il suo contenuto in sostanza organica, la reazione (pH) e la sua profondità, ma è legata anche al clima, alle pratiche di gestione, e agli input in termini di carico di nutrienti e inquinanti presenti nell'acqua, quali, ad esempio, i fertilizzanti (Xu et al., 2016; La Notte *et al.,* 2015). Nel terreno, inoltre, i batteri presenti degradano naturalmente la contaminazione.

Il servizio effettivo svolto dal suolo, in termini quantitativi di rimozione di contaminanti, dipende anche dal tipo di carico che viene apportato alle superfici di ciascun bacino, anche se fino ad una certa soglia (La Notte, 2017).

La valutazione di questo servizio fa spesso riferimento alla capacità degli ecosistemi di purificare le acque superficiali attraverso la quantificazione dell'azoto e fosforo rimossi, generalmente a scala di bacino, presente in letteratura anche in relazione alla rilevanza per il settore agricolo delle dinamiche dei contaminanti derivanti dall'uso di fertilizzanti. Ad esempio, modelli molto utilizzati come InVEST Nutrient Delivery Ratio o il GREEN (Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses) stimano il carico netto di azoto e fosforo in grado di raggiungere il corpo idrico relativo al bacino di appartenenza di ogni cella nel territorio di analisi.

Considerato che la sottrazione di superfici permeabili e l'alterazione delle capacità depurative determinate dall'artificializzazione e dal degrado dei suoli sono i primi fattori di diminuzione del servizio ecosistemico di regolazione offerto dal suolo, al fine di rappresentare la condizione degli ecosistemi rispetto alla fornitura di questo servizio e di monitorarla nel tempo, si è ritenuto di valutare la capacità dei suoli di naturale attenuazione.

Alcune esperienze valutano a scala locale o regionale la capacità di attenuazione naturale dei suoli implementando un parametro (fisicamente basato e spazialmente esplicito) di protezione degli acquiferi (Terribile *et al.*, 2015; Calzolari, 2016).

In assenza di una caratterizzazione sufficiente a scala nazionale della qualità dei suoli, la valutazione proposta (Munafò, 2018) considera la capacità biofisica di naturale attenuazione attraverso un indice sintetico (valori tra 0 e 1) derivato dagli strati informativi disponibili per l'Europa (Makò *et al.*, 2017). In particolare, sono stati considerati tutti gli strati informativi relativi alla filtering capacity [89], che descrivono la capacità di filtrazione di un terreno in termini di capacità di legare le sostanze nel terreno e di non farle raggiungere acque sotterranee. Una volta superata la capacità filtrante, il terreno rilascia gli inquinanti immagazzinati, che finiscono nelle acque sotterranee o vengono assorbiti dalle piante.

La valutazione di questi indici si basa su una preliminare identificazione dei principali gruppi di sostanze più rilevanti per i loro effetti sulla capacità di filtraggio e immagazzinamento, che sono messe in relazione con le proprietà del suolo attraverso un algoritmo di valutazione per ogni gruppo di sostanze. Per tutte le aree non artificiali i valori degli indici sono sommati tra loro e poi riscalati a costruire un nuovo indice. Il valore medio

[89] Valori da 0 a 10 per i seguenti parametri: cation filtering capacity (FILT_CAPCA); anion filtering capacity (FILT_CAPAN); solids and pathogenic microorganisms filtering capacity (FILT_CAPSO); non-polar organic chemicals filtering capacity (FILT_CAPNP); non aqueous Phase Liquids (NAPL) filtering capacity (FILT_NAPL). Fonte: ESDAC https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/maps-storing-and-filtering-capacity-soils-europe

nazionale dell'indice risulta essere pari a 0,446. La Figura 40 evidenzia il valore dell'indice biofisico per il territorio nazionale per l'anno 2012.

A differenza di quanto processato negli altri servizi, in questo caso si ritiene utile fornire la stima solo al 2018 risulterà più significativo procedere all'analisi della variazione della 'capacità di naturale attenuazione' dei suoli, ovvero della capacità del suolo di regolare i nutrienti contenuti nell'acqua e di purificarla dai contaminanti, quando si renderà disponibile la nuova cartografia sulla qualità dei suoli, in modo da poter rappresentare una variazione più rigorosa e completa di quella che potrebbe derivare dalla sola considerazione dell'incremento del suolo consumato al 2018.

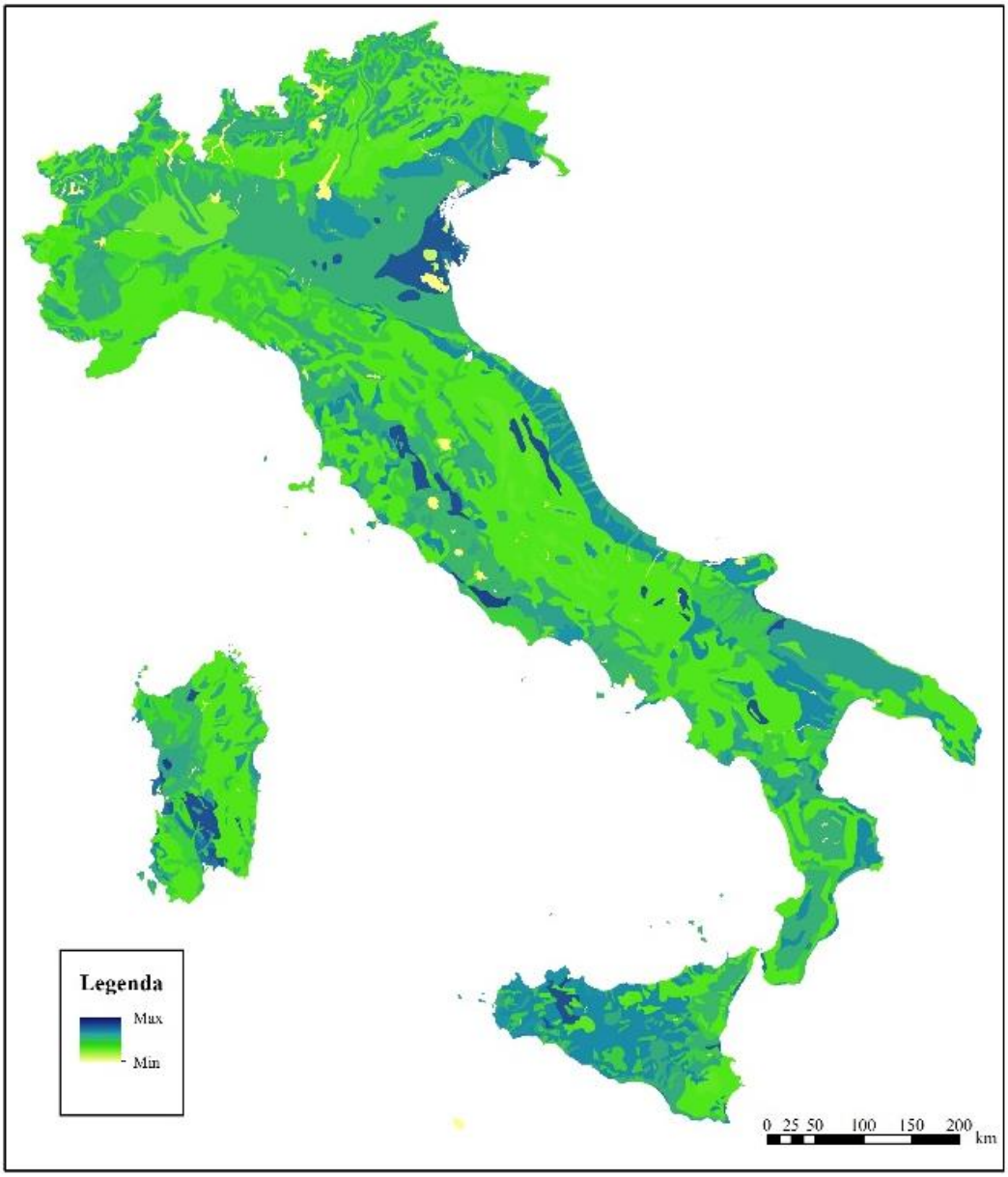


Figura 40. Purificazione delle acque come indice di capacità di naturale attenuazione relativa alla copertura del suolo 2012.

La valutazione monetaria

Le stime monetarie del flusso di servizio sono basate sui valori disponibili in letteratura. La valutazione proposta, basata sulla capacità di naturale attenuazione dei suoli, fa riferimento invece a valori associabili alla regolazione del ciclo dei nutrienti e per il filtraggio e decontaminazione svolti da suoli in buone condizioni, con valori per unità di superficie.

Si fa riferimento alla meta-analisi di Jónsson *et al.* (2016)[90] dalla quale risultano i seguenti valori economici associabili ai servizi considerati (espressi in id$ 2012): 24 -180 id$/ha/anno regolazione del ciclo di nutrienti e tra 544-6402 id$/ha/anno (2011) per il filtraggio e decontaminazione. Di conseguenza si possono considerare i due intervalli di valori trasformati in euro e attualizzati al 2018[91]:

- Regolazione del ciclo di nutrienti: tra 18.56 e 139.22 €/ha;
- Filtraggio e decontaminazione: tra 420.75 e 4951.51 €/ha.

Il valore monetario ad ettaro del servizio, che in questo contesto corrisponde quindi a costi di ripristino e spese difensive, viene moltiplicato per il valore dell'indice biofisico per ciascuna unità di mappa. Il valore nazionale discende dalla somma di tutti i contributi delle singole aree. Il risultato è riassunto nella Tabella 34, che evidenzia i valori monetari.

Tabella 34. Valutazione economica per il servizio ecosistemico di purificazione delle acque.

Valore del servizio ecosistemico 2012 in miliardi di euro (valori nominali 2018)	Minimo	Massimo
Regolazione del ciclo di nutrienti	0,248 miliardi €	1,863 miliardi €
Filtraggio e decontaminazione	5,633 miliardi €	66,294 miliardi €

Risultati

La valutazione presentata per questo servizio di purificazione fornisce solo un punto di vista rispetto alla complessa condizione dell'Italia, sia perché si basa su dati di caratteristiche dei suoli poco dettagliati quali quelle a scala europea, sia perché, allo stato attuale, si tiene conto solo della caratteristica dei suoli e non dell'effettivo carico di sostanze, necessario per valutare se la capacità sia o meno superata nelle diverse aree sulla base dell'apporto delle attività umane in termini di carico di nutrienti e contaminanti.

I risultati sopra descritti evidenziano comunque la rilevanza sia biofisica che economica dell'impatto della perdita di questo servizio ecosistemico, e possono costituire una indicazione preliminare per le politiche agricole e per quelle di gestione dei suoli naturali.

[90] Riferimento riportato dal report preparato per la Commissione Europea per il MAES SOIL PILOT (Van der Meulen, 2018)

[91] PPP 0.748 e coefficiente di rivalutazione 1.034.

2.5.10 Servizio di Qualità degli Habitat

Il servizio ecosistemico relativo alla qualità degli habitat consiste nella fornitura di diversi tipi di habitat essenziali per la vita di qualsiasi specie e il mantenimento della biodiversità stessa, e rappresenta uno dei principali valori di riferimento nella valutazione dello stato ecosistemico del territorio in quanto la biodiversità è strettamente connessa con la produzione di tutti i servizi ecosistemici.

Gli habitat, a causa dei diversi fattori di impatto che gravano su di essi (cambiamenti di uso del suolo, impermeabilizzazione, urbanizzazione, compattazione, agricoltura intensiva, salinizzazione, specie aliene invasive, etc.), sono soggetti a fenomeni di degrado, distrofia e alterazione del funzionamento dei processi eco-biologici, oltre che alla complessiva riduzione della resilienza ecologica e frammentazione ecosistemica (Seto *et al.*, 2012; Romano e Zullo, 2014). 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 (Commissione Europea, 2012), sia perché riduce in termini quantitativi la superficie degli habitat sia perché produce l'isolamento e l'aumento del disturbo proveniente dalla matrice antropica sui margini (Battisti e Romano, 2007). I suoli agricoli non irrigui e quelli con sistemi colturali complessi e spazi naturali importanti, seppur marginali da un punto di vista strettamente produttivo, sono fondamentali per la tutela della biodiversità (Sallustio *et al.*, 2013).

Metodologia

La valutazione biofisica

Per la valutazione del servizio ecosistemico è stato utilizzato il software InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*, Sharp *et al.*, 2020) e in particolare il modello *Habitat Quality*. Nel modello la qualità degli habitat è valutata in relazione alle diverse classi di uso e copertura del suolo (Sharp *et al.*, 2020), secondo l'ipotesi che le aree con una qualità degli habitat più alta ospitino una ricchezza maggiore di specie native e che la diminuzione delle dimensioni di uno specifico habitat e della sua qualità portino al declino della persistenza delle specie (Terrado *et al.*, 2016). InVEST determina la qualità relativa di uno specifico habitat in base a quattro fattori: la capacità dell'habitat di sostenere forme di vita animale e vegetale; l'impatto di ciascuna minaccia sui diversi habitat; la sensibilità di ogni singolo habitat ad essere influenzato dai diversi tipi di minacce; la distanza degli habitat dalle relative fonti di alterazione dell'equilibrio proprio.

Il modello combina le informazioni relative all'uso del suolo, la loro capacità di accogliere o sostenere specie animali e vegetali (quindi biodiversità in senso ampio e generico) e le minacce per la stessa, arrivando così alla produzione di una carta di qualità relativa (*Habitat Quality*) e una di degrado degli habitat (*Habitat Degradation*).

Il primo passaggio è dunque la disponibilità della carta di uso e copertura del suolo, realizzata da ISPRA (Munafò, 2020), aggiornata al 2018, come per il servizio di stoccaggio di carbonio, con i cambiamenti di suolo consumato rilevati al 2018 e quelli delle altre coperture derivati dal CORINE Land Cover (ISPRA, 2018). Le tipologie di uso del suolo sono state riclassificate in 12 habitat, mantenendo la corrispondenza tematica con il Sistema di classificazione europea EUNIS (Tabella 35).

Successivamente sono stati individuati i parametri relativi agli habitat, ovvero la compatibilità delle specie con le classi di uso e copertura del suolo denominata "Habitat suitability" e la sensibilità degli habitat alle minacce.

Il parametro *Habitat suitability* è in questo caso riferito all'ecosistema in generale, sebbene siano solitamente specie-specifici a diversi livelli di dettaglio (Rondinini *et al.*, 2011), e indica la capacità di sostenere specie vegetali e comunità animali che concorrono al mantenimento e alla conservazione della biodiversità. Sempre all'uso e copertura del suolo è collegato il parametro della sensibilità degli habitat alle minacce. Le minacce sono state classificate per l'Italia in otto categorie: gli edifici, insieme alle altre aree artificiali, le diverse tipologie di infrastrutture (ferrovie e strade principali, secondarie, urbane e sterrate) e le aree agricole, suddivise in agricoltura intensiva ed estensiva. Non tutti gli ecosistemi vengono influenzati allo stesso modo da medesime minacce e le diverse minacce hanno differenti distanze di influenza, pertanto è necessario un parametro di vulnerabilità.

Questi parametri sono stati valutati attraverso un approccio *expert based* (Kuhnert *et al.*, 2010), attraverso la somministrazione di un questionario a oltre 100 esperti nazionali con affiliazioni diverse nei settori della conservazione e della gestione della biodiversità, i cui risultati (Sallustio *et al.*, 2017) sono descritti nelle tabelle che seguono (Tabelle 35 e 36).

L'*output* fornito dal modello è una mappa di qualità degli habitat che associa ad ogni singola cella un valore compreso tra 0 e 1 che rappresenta il valore di *suitability* a cui viene sottratto un indice di degrado dipendente dalle minacce limitrofe considerate. Le analisi possibili sono, quindi, di tipo comparativo all'interno dell'area di studio, o di tipo diacronico tra due momenti temporali diversi (con assetti territoriali differenti, in termini di uso/copertura del suolo), ma non permettono quantificazioni biofisiche in senso stretto.

Tabella 35. Indici utilizzati per l'applicazione del modello a scala nazionale (Sallustio et al., 2017).

Habitat	Habitat suitability	Indice di sensibilità alle minacce							
		Strade principali	Strade secondarie	Strade urbane	Strade sterrate	Ferrovie	Agricolo intensivo	Agricolo estensivo	Edifici e altre aree
Spiagge, dune e sabbie	0.74	0.81	0.46	0.69	0.50	0.67	0.68	0.51	0.86
Corpi idrici permanenti	0.83	0.72	0.64	0.60	0.36	0.51	0.76	0.53	0.72
Zone umide	0.96	0.84	0.74	0.69	0.44	0.64	0.80	0.59	0.79
Praterie	0.86	0.80	0.71	0.63	0.42	0.60	0.75	0.52	0.72
Cespuglieti	0.81	0.78	0.71	0.63	0.39	0.60	0.72	0.51	0.69
Foreste di latifoglie	0.93	0.85	0.77	0.66	0.40	0.65	0.67	0.47	0.77
Foreste di conifere	0.82	0.84	0.76	0.68	0.39	0.61	0.63	0.44	0.76
Aree con vegetazione scarsa	0.55	0.61	0.57	0.52	0.30	0.46	0.51	0.35	0.61
Superfici agricole a uso intensivo	0.26	0.61	0.54	0.47	0.24	0.44	/	0.12	0.51
Superfici agricole a uso estensivo	0.52	0.71	0.61	0.55	0.26	0.51	0.54	/	0.62
Edifici e altre aree artificiali	0.09	/	/	/	/	/	/	/	/
Aree aperte urbane	0.27	0.56	0.52	0.46	0.19	0.46	0.31	0.21	0.56

Tabella 36. Dati sulle minacce prese in considerazione utilizzati per l'applicazione del modello a scala nazionale (Sallustio et al., 2017).

Minacce	Peso	Distanza massima [km]
Strade principali	0.86	1.5
Strade secondarie	0.69	1.0
Strade urbane	0.61	0.9
Strade sterrate	0.28	0.3
Ferrovie	0.62	1.6
Superfici agricole a uso intensivo	0.69	1.6
Superfici agricole a uso estensivo	0.42	0.6
Edifici e altre aree artificiali	0.79	1.7

Risultati

Dal modello risulta un indice medio nazionale (adimensionale) di qualità degli habitat al 2012 pari a 0,49609, mentre al 2018 si ha una diminuzione pari a -0,00063. La riduzione, derivata da un modello, va considerata come valore indicativo e parziale, in quanto non considera diversi fattori. Non viene considerata ad esempio, la frammentazione degli habitat generata con la costruzione di nuove infrastrutture, o il tempo che serve alla biodiversità per tornare effettivamente a un livello ottimale che non influisce sul valore dell'indice, il cui aumento eventuale è allo stato attuale legato solo alla variazione di copertura.

Il valore economico in questo caso non viene stimato perché, essendo rappresentativo della predisposizione per una determinata porzione di territorio ad ospitare specie sia animali che vegetali, influisce su tutti gli altri servizi ecosistemici e sui relativi valori economici.

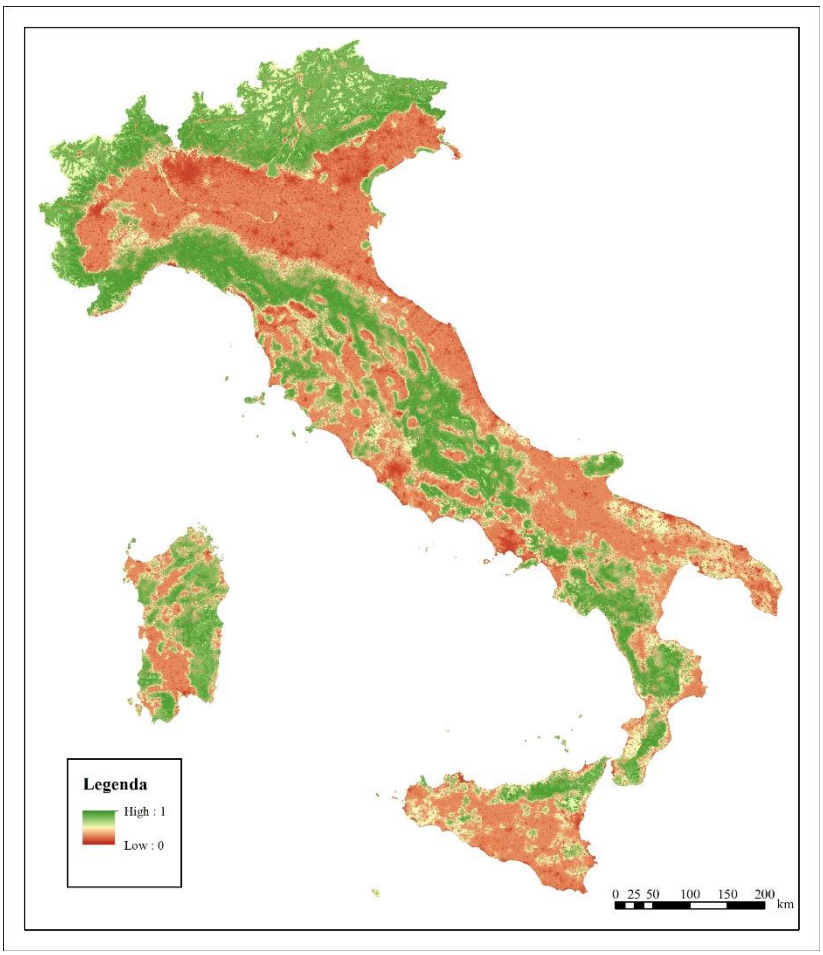


Figura 41. Mappa nazionale della qualità degli habitat.

2.5.11 Servizio di Sequestro e Stoccaggio di Carbonio

Lo stoccaggio di carbonio contribuisce alla regolazione del clima a livello globale e gioca un ruolo fondamentale nell'ambito delle strategie di mitigazione e di adattamento ai cambiamenti climatici. Fra tutti gli ecosistemi, quelli forestali naturali presentano il più alto potenziale di sequestro di carbonio (Marchetti *et al.*, 2012). Questo servizio ecosistemico di regolazione è assicurato dai diversi ecosistemi terrestri e marini grazie alla loro capacità di fissare gas serra, secondo modalità incrementali rispetto alla naturalità dell'ecosistema considerato. Il danno peggiore è pertanto il consumo di suolo nelle aree a copertura naturale e seminaturale o, più in generale, nei contesti territoriali connotati da un elevato grado di naturalità (Sallustio *et al.*, 2015; Hutyra *et al.*, 2011).

I fattori che determinano la quantità di carbonio stoccato nei diversi comparti sono di varia natura, ma quasi tutti sono influenzati dal clima (Comitato Capitale Naturale, 2018).

Seguendo le linee guida dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2006), la maggior parte del carbonio presente negli ecosistemi terrestri è contenuta in quattro principali pool costituiti da: biomassa epigea, biomassa ipogea, suolo e sostanza organica morta.

Metodologia

La valutazione biofisica

La valutazione di questo servizio di regolazione viene effettuata con riferimento alla stima del quantitativo di carbonio stoccato a seconda della tipologia d'uso/copertura del suolo. Poiché si tratta di stime funzionali a rappresentare le variazioni di copertura del suolo, lo schema adottato tende a semplificare il complesso ciclo del carbonio; in particolare considera costante il quantitativo di carbonio nel tempo, senza quindi implementare nel modello fattori di accrescimento, e non prende in considerazione i trasferimenti di carbonio tra un pool e un altro.

Come dato di input dello stock di carbonio, sono state utilizzate e integrate fonti diverse quali l'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC, 2005), la Carta del Carbonio organico realizzata nell'ambito delle attività del Global Soil Partnership (FAO & ITPS, 2020) e dati derivanti da ricerche bibliografiche (Sallustio et al., 2015). Per individuare il contributo offerto dai diversi pool nelle classi forestali di copertura del suolo sono stati utilizzati coefficienti specifici (Vitullo et al., 2007; ISPRA, 2014; Di Cosmo et al., 2016).

La somma dei quattro *pool* di carbonio è stata fatta attraverso analisi GIS a scala nazionale, utilizzando come dato di input la carta di uso e copertura del suolo proposta dal Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (Munafò, 2020) a cui sono stati applicati i cambiamenti di suolo consumato 2012 – 2018 (Munafò, 2020) e, per le altre coperture del suolo, quelli del CORINE Land Cover (ISPRA, 2018).

La valutazione monetaria

Il costo sociale del carbonio (SCC) è calcolato dagli economisti per stimare il valore monetario di una unità incrementale di emissione di carbonio, utile alla valutazione delle politiche climatiche.

Non esiste un unico valore monetario corretto per il SCC (Isacs *et al.*, 2016), al contrario in letteratura è disponibile un rilevante numero di stime, che tuttavia differiscono per diversi ordini di grandezza, lasciando ambiguità e disorientamento su quale prendere a riferimento per proprie elaborazioni. L'incertezza di queste stime può dipendere dalla sensibilità dei modelli al clima, dalle ipotesi sulle emissioni future e anche dalle posizioni etiche dei decisori. Nella valutazione del costo sociale, in particolare, a seconda delle scelte fatte in merito a queste diverse ipotesi di partenza, le stime possono differire significativamente.

Una stima del costo sociale del carbonio (SCC) (Pindyck, 2019), estratto sulla base di un recente e larghissimo sondaggio di esperti, interrogati sulle previsioni del rapporto tra il valore attuale del PIL perso in conseguenza di un cambiamento climatico estremo e la riduzione totale delle emissioni necessaria per evitare tale risultato, restituisce valori da 80 $ a 100 $ / t CO_2, ben al di sopra delle stime basate sulla modellistica integrata (IAM), basate su simulazioni della dinamica di CO_2 e temperature e del loro impatto sul PIL, quest'ultime più allineate ai risultati

di una altra recente meta-analisi (Wang *et al.*, 2019) che riporta stime del SCC con valori di 112,86 $ / tC (30,78 $ / tCO_2).

Tuttavia, l'approccio innovativo di Pindyck a cui si aggiunge la base molto ampia di esperti consultati, ci porta in questa computazione a considerare per la valutazione monetaria del servizio di sequestro e stoccaggio di carbonio, l'intervallo di valori 80 $ - 100 $ / t di CO_2 al 2018 come SCC, che corrispondono in euro e per tonnellate di carbonio a 196.5-245.7 € / t C[92].

Risultati

Tra il 2012 e il 2018 in Italia si stima, dalle elaborazioni condotte, una perdita di quasi due milioni e mezzo di tonnellate di carbonio immagazzinato nella vegetazione e nel suolo a causa della variazione di uso e copertura del suolo, pari all'1,575% del totale nazionale calcolato (circa 158 milioni di tonnellate). In termini economici questo significa una perdita di beneficio che varia tra i 491 e i 614 milioni di euro. La valutazione monetaria tiene dunque conto degli aspetti di continuo equilibrio tra suolo e atmosfera (suoli come C *sink* o C *source*) tralasciando tutti quegli aspetti legati alla fertilità (fisica e chimica) e alla biodiversità edafica. La presenza di carbonio nel suolo contribuisce al ricambio di nutrienti, alla capacità di scambio cationico, a migliorare la struttura del suolo, la sua ritenzione e la disponibilità idrica, oltre a prevenire il degrado da eventuali inquinanti. Poiché la quantità più elevata di carbonio è localizzata nei primi centimetri di terreno la protezione degli orizzonti più superficiali assume un'importanza fondamentale da attuarsi attraverso lavorazioni del terreno idonee e, più in generale, con una gestione sostenibile del territorio.

[92] PPP Euro/dollaro 0.670 al 2018 (OCSE); Conversione in tC: tCO2/ 0.2727

2.5.12 Turismo ricreativo basato sulla natura

Ad rerum naturae pulcritudinem aspicere primus gradus est ut mens purificetur[93]

Per questo ES, forniamo una descrizione più dettagliata del modello biofisico alla base della valutazione del turismo ricreativo legato al godimento della natura.

Il nostro approccio intende identificare il servizio ecosistemico ricreativo basato su attività turistica in aree di alto pregio naturalistico in particolare le aree protette.

Il modello si ispira ad un lavoro precedente di mappatura delle attività ricreative outdoor nell'Unione Europea (Paracchini, 2014) realizzato con la finalità di contabilità ambientale per redigere le tavole contabili del SEEA-EEA (UN, 2017), ed è costruito tenendo conto di tre ipotesi fondamentali:

1. si considera solo turismo degli stranieri (i.e. incomining o inbound) quindi si ignora il ruolo del turismo domestico (Balmford *et al.,* 2015);

2. che tutti i turisti 'naturalisti' si rechino in aree protette come rappresentato nel dataset Balmford (Balmford *et al.,* 2015), non sono considerate altre destinazioni turistiche basate sulla natura;

3. si utilizza consapevolmente un dataset incompleto.

Metodologia

Valutazione Biofisica

Il modello, implementato su tecnologia ARIES[94], individua spazialmente le aree di fornitura e utilizzo dedicate ad attività turistiche basate principalmente sulla naturalità ovvero tenendo conto delle caratteristiche del paesaggio, ed assegna un valore indicizzato e normalizzato a ciascuna area afferente alla cella della griglia.

Le principali caratteristiche del modello sono:

a) grado di naturalità dei diversi tipi di copertura del suolo - ogni tipo di copertura del suolo è associato a un livello di *hemeroby* per valutare il grado di influenza umana in quella zona;

b) presenza di aree protette;

c) distanza da montagne e da corpi idrici - per identificare le aree attraenti per attività ricreative all'aperto;

d) indicatore della ricchezza faunistica legato alla presenza di specie di vertebrati.

Tutti questi elementi vengono utilizzati per modellizzare l'offerta potenziale di attività ricreative all'aperto, che è poi ponderata considerando l'accessibilità, in base alla distanza da città e infrastrutture stradali. Tenendo conto che l'influenza umana ha un impatto negativo nell'identificare le destinazioni target più probabili per un turismo basato sulla natura, nel modello questo significa che gli hot-spot più accessibili per attività ricreative all'aperto sono anche quelli più probabili da visitare.

Il risultato è una mappatura di aree individuate pesando l'attrattiva di ogni cella della griglia con la sua accessibilità, che può essere utilizzato per disaggregare spazialmente il numero di turisti a livello nazionale attratti da elementi naturalistici (Figura 42).

[93] Guardare la bellezza della natura è il primo passo per purificare la mente.
[94] ARtificial Intelligence for Environment & Sustainability.

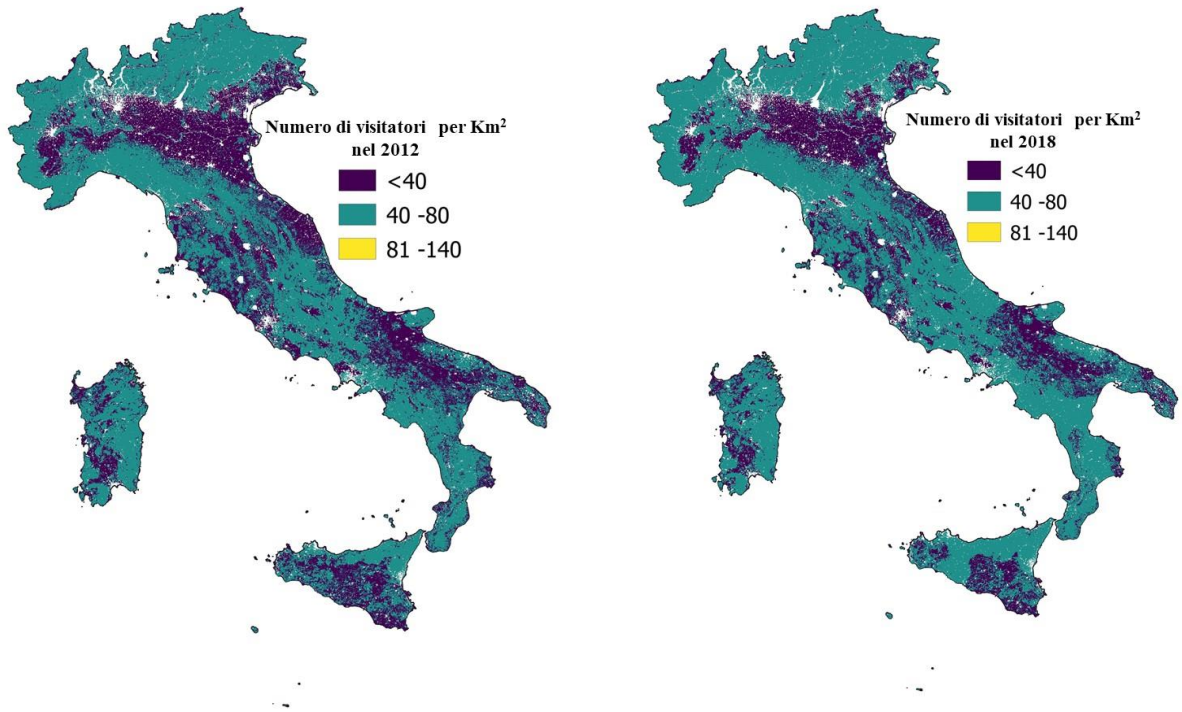


Figura 42. Numero di visitatori nei due anni presi in esame per il SE di turismo ricreativo basato sulla natura.

I dati disponibili sul turismo 'naturalistico', sia a livello globale che nazionale, sono assai scarsi. Una delle fonti informative più utili a questo processo è stata individuata nel lavoro di Balmford *et al.* (2015), che ha il merito di aver realizzato un'indagine approfondita su visite presso aree protette in oltre 50 paesi. Abbiamo costruito un semplice modello di regressione univariata per quantificare la relazione tra le visite alle aree protette e parchi naturali (variabile dipendente) con i dati sui turisti in arrivo per svago e scopi ricreativi del World Tourism Organization[95] (WTO) delle Nazioni Unite (variabile indipendente) (WTO, 2019). Il modello di regressione univariata, che intende fornire uno strumento di analisi di partenza in grado di stimare le visite annuali in aree protette come funzione dei turisti in entrata associati ad attività di svago, ci indica che circa il 50% (precisamente il 50,05%) del turismo in entrata è coinvolto in turismo basato sulla natura. La stima ottenuta ha un coefficiente di determinazione R^2 pari a 0,835 che è indice di ottima confidenza per la diagnostica di regressione[96]. È auspicabile, tuttavia, procedere verso un miglioramento di questa stima non appena si rendano disponibili dati locali più accurati sul numero di visite in aree protette. È stata esplorata l'aggiunta di ulteriori variabili in un modello multivariato, compresa la percentuale di superficie terrestre coperta da aree protette all'interno di ogni paese e la percentuale di economia del paese rappresentata da turismo, ma queste ulteriori variabili non hanno aggiunto valore predittivo né sono risultate statisticamente significative.

Valutazione Economica

Una volta ottenuto il numero stimato di visitatori per il nostro Paese, questi vengono distribuiti spazialmente in base alla dinamica di funzionamento del modello precedentemente descritto e alle caratteristiche del paesaggio.

[95] È stato utilizzato l'elemento 1.16 del database dell'WTO, che rappresenta gli arrivi relativi vacanze, tempo libero e turismo ricreativo. Il WTO dell'UN è nel mezzo di una revisione del sito web e delle statistiche che accoglie, per cui i dati ricevuti non sono al momento disponibili al pubblico.

[96] La diagnostica comprende: (i) il test di Breusch-Pagan per il controllo dell'eteroscedasticità e (ii) il test di Normalità (Shapiro-Wilk) per confermare la distribuzione normale dei residui della regressione, un controllo necessario dato il basso numero di osservazioni utilizzate per la nostra stima (Allegato D).

Dal modello di regressione abbiamo ottenuto la percentuale di questa tipologia di turisti in entrata che può essere attribuita alla componente turistica basata sulla natura.

Per ottenere la quota di spesa rilevante per il turismo basato sulla natura, la spesa totale per il turismo nell'economia deve essere scalata prima con la percentuale di viaggi dedicata a tempo libero e scopi ricreativi, e di nuovo con la percentuale di viaggiatori che praticano turismo naturalistico. Di seguito la corrispondente formulazione:

$$\text{Valore monetario del Turismo basato sulla Natura (VTN)} = A \cdot B \cdot C$$

dove [A] = spesa totale del turismo inbound, [B] = frazione di turismo legato ad attività di svago (%), [C] = frazione del turismo basato sulla natura (%), nel caso predefinito viene utilizzato il risultato della precedente regressione (50,05%).

Nel dettaglio per l'anno 2018 abbiamo considerato i dati di spesa totale del turismo straniero in entrata (*inbound*) [A] dal database sul turismo di delle Nazioni Unite (WTO, 2019), dai quali è stata estratta la quota parte riconducibile al turismo ricreativo e tempo libero applicando il tasso di visite con questa specifica preferenza di destinazione rispetto al totale di visite effettuate per motivazioni personali (ovvero quelle inclusive sia del turismo vacanziero che di quello legato a matrimoni, funerali, etc.., ma al netto dei viaggi di business), dal quale poi è stata scorporata la quota deputata alla sola parte di turismo ricreativo associato ad esperienze di godimento della natura (percentuale stimata nell'analisi di regressione):

$$\text{VTN} = \text{A} \cdot \frac{\text{Turismo ricreativo e tempo libero}}{\text{Turismo per motivi personali}} \cdot 50{,}05\%$$

dove [A] = spesa totale del turismo inbound.

Per l'anno 2012, il valore monetario del turismo basato sulla natura è stato così calcolato:

$$\text{VTN} = A \cdot B \cdot C$$

dove,
A = spesa totale per turismo straniero inbound

B = percentuale di spesa turismo vacanziero: 62% (Ciset, 2014)

C = percentuale di visitatori per turismo basato sulla natura: 24,3% (Ciset, 2014)

La Figura 43 ci illustra i valori dell'indice dei valori monetari del servizio ecosistemico, mentre nella tabella seguente è possibile notare i valori monetari al prezzo attualizzato 2018 per i due anni presi in considerazione.

Tabella 37. Tavola del valore monetario del turismo ricreativo basato sulla natura.

Anno	Tasso del turismo vacanziero basato sula natura ($B \cdot C$)	Valore totale spesa turismo *inbound* (M€)	Valore totale turismo *inbound* basato sulla natura (M€)
2018	**25,51%**	**36.023,403**	**9.189,570**
2012	**15,07%**	**32.180,121**	**4.849,544**
Δ (aumento benefici)	**10,44 %**	**3.843,282**	**4.340,026**

Dalla Tabella 37 come anche dalla Figura 43 è possibile notare che a fronte di un 10% di aumento della quota parte dei turisti che scelgono di visitare le nostre aree protette si evidenzia un aumento del 100% del valore delle spese sostenute per le attività ricreative in linea con il *trend* di aumento degli aggregati totali dei visitatori e della spesa attività vacanziera (WTO, 2019).

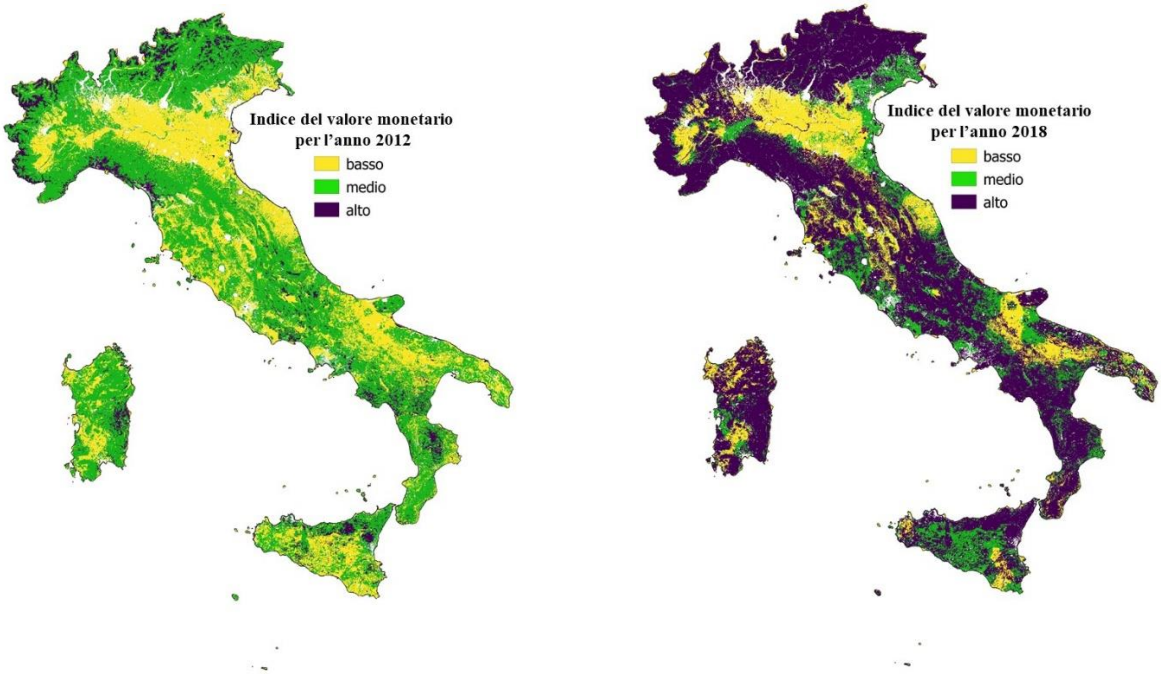


Figura 43. Indice di valore monetario per il servizio turismo ricreativo basato sulla natura.

2.6 Analisi della fornitura di alcuni servizi ecosistemici in aree protette terrestri e marine: una valutazione biofisica ed economica

In un'area protetta i servizi ecosistemici (SE) si riferiscono alle condizioni ambientali e ai processi ecologici da cui gli esseri umani dipendono per la sopravvivenza e lo sviluppo. L'area protetta fornisce cibo, acqua dolce e altre materie prime per la produzione industriale e agricola e, cosa più importante, mantiene il sistema di supporto alla vita. Tuttavia, molti di questi SE ricreativi, come salute e benessere, sono difficili da quantificare. Inoltre, l'aumento del numero di visitatori può portare a un maggiore impatto sulle risorse, che può avere un impatto su tutti i tipi di SE.

In tutto il mondo la individuazione di aree protette mira a separare le componenti della biodiversità dai processi naturali o antropogenici che minacciano la loro persistenza. Questa nozione è stata ampliata nel corso degli anni (MA 2005) e pur rimanendo la salvaguardia della biodiversità l'obiettivo primario delle aree protette, esse sono sempre più considerate anche per il ruolo chiave che svolgono nel mantenimento dei processi ecosistemici e dei SE che forniscono (Bastian 2013). È quindi essenziale valutare in che misura i sistemi esistenti di aree protette rappresentino tali servizi.

Le aree protette locali sono una risorsa importante per i responsabili politici, poiché possono essere un reale vantaggio per le popolazioni locali. Inoltre, bisogna considerare che con l'espansione degli agglomerati urbani, il ruolo delle aree protette diventa indissolubilmente legato alla qualità della vita della popolazione. Allo stesso tempo tali aree sono soggette a forte pressione a causa dell'espansione urbana e dei cambiamenti di uso/copertura del suolo (Grimm *et al.,* 2008). Per questo motivo valutare la creazione di aree protette anche in aree periurbane può essere cruciale per promuovere la biodiversità e quindi la possibilità per i cittadini di usufruire dei SE.

I SE sono state definiti in modo diverso da molti autori con una serie di quadri di classificazione proposti nel corso degli anni (MA 2005; Costanza et al., 2017). Inoltre, sono stati compiuti progressi significativi nello sviluppo di metodi sulla quantificazione e la mappatura dei SE, sebbene la maggior parte degli approcci sviluppati utilizzino proxy basati su modelli (Schulp *et al.,* 2014) basati sulla copertura del suolo (Burkhard *et al.,* 2013) in assenza di dati di monitoraggio diretto, e spesso producano mappe con risoluzione troppo grossolana per essere utili su scala locale.

Su questo punto sono state avviate a livello italiano alcune iniziative per favorire una maggiore integrazione fra gestione delle Aree Protette e mondo scientifico, favorendo uno scambio di esperienze e di contatti.

In particolare, dal 2012 sono state emanate diverse Direttive del Ministro dell'Ambiente per supportare le attività di ricerca e monitoraggio sulla biodiversità nelle aree protette nazionali, fornendo uno strumento di coordinamento anche in collaborazione con il mondo della ricerca. Oltre alle collaborazioni a livello nazionale vanno citate importanti iniziative a livello internazionale che contribuiscono a massimizzare le sinergie tra le aree protette e il mondo scientifico.

Uno dei progetti più significativi al livello europeo per quantificare i SE forniti dalle aree protette è il progetto H2020 "*Ecopotential - Improving future ecosystem benefits through Earth observations*" concluso nel 2020 e che ha coinvolto numerosi Parchi Nazionali come casi di studio, tra cui in Italia il Parco Nazionale del Gran Paradiso e il Parco Nazionale dell'Alta Murgia. Qui sono state definite, con una procedura di *co-design* con il personale tecnico dei due Parchi, le "*storylines*" (Figura 44), ovvero attività di ricerca dedicate a risolvere problemi concreti di potenziale perdita di SE e a sviluppare strategie gestionali per contrastare tale perdita. Il protocollo di ricerca definito nelle *storylines* prevede (a) la definizione del problema da risolvere e dello specifico ES di interesse, (b) l'identificazione dei dati di campo e satellitari che forniscono informazioni sull'ecosistema in esame, (c) l'identificazione dei modelli matematici necessari per rispondere alla domanda posta e le previsioni modellistiche, (d) la stima degli effetti delle azioni da intraprendere per contrastare il problema.

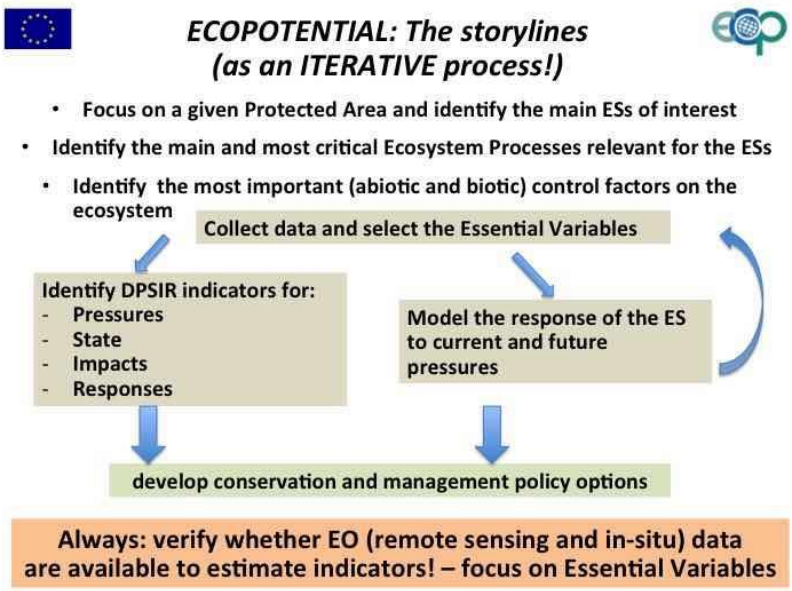


Figura 44. Le "storylines" del progetto H2020 ECOPOTENTIAL www.ecopotential-project.eu/site-studies/storylines.html

Nel caso del Gran Paradiso, ad esempio, la preoccupazione del Parco era di valutare l'effetto dei cambiamenti climatici sulla prateria alpina e sul suo ruolo di supporto delle popolazioni di ungulati selvatici. Per rispondere a questa domanda sono state raccolte misure *in situ* sullo stato delle praterie (misure di vegetazione, idrologia, flussi di carbonio, stato della *Critical Zone*), osservazioni satellitari della copertura nevosa, NDVI e altre variabili, e sono stati sviluppati modelli della dinamica della vegetazione della prateria alpina e di dinamica di popolazione di stambecchi e camosci, fornendo indicazioni sul livello di ES in diversi scenari di cambiamento (Magnani et al., 2020). Questo approccio è estendibile ad altre aree protette, ed è in corso la discussione per applicarlo alla rete Natura2000.

Focus sulle Aree Marine Protette

Le aree marine protette (AMP) sono fondamentali per la conservazione degli ecosistemi marini a scala locale e globale. Le AMP sono state crescentemente riconosciute in importanti iniziative internazionali, tra cui la Convenzione sulla Diversità Biologica e l'Agenda 2030 dell'ONU, come strumenti per la conservazione della biodiversità e il raggiungimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile. L'obiettivo 11 di Aichi del Piano Strategico per la Biodiversità 2011-2020 richiedeva di incrementare le misure di tutela per raggiungere l'obiettivo di proteggere almeno il 10% dell'ambiente costiero e marino globale. Tale obiettivo è stato fissato al 30% dalla Strategia dell'UE sulla Biodiversità per il 2030.

In questo contesto, negli ultimi decenni, l'estensione e il numero delle AMP del pianeta è notevolmente cresciuto, raggiungendo una copertura globale del 7,65% e proteggendo un'area totale di 27.724.036 km² (www.protectedplanet.it).

Contestualmente, anche la letteratura scientifica sulle AMP negli ultimi decenni è cresciuta notevolmente: la Figura 45 mostra l'evoluzione temporale delle tematiche connesse alla ricerca scientifica sulle AMP (Picone *et al.*, 2021). È da osservare la più recente attenzione sui temi della conservazione della biodiversità, dei servizi ecosistemici e della pianificazione spaziale marittima, suggerendo che nuove linee di ricerca riconoscono l'importanza delle AMP per la conservazione, il benessere umano e lo sviluppo sostenibile.

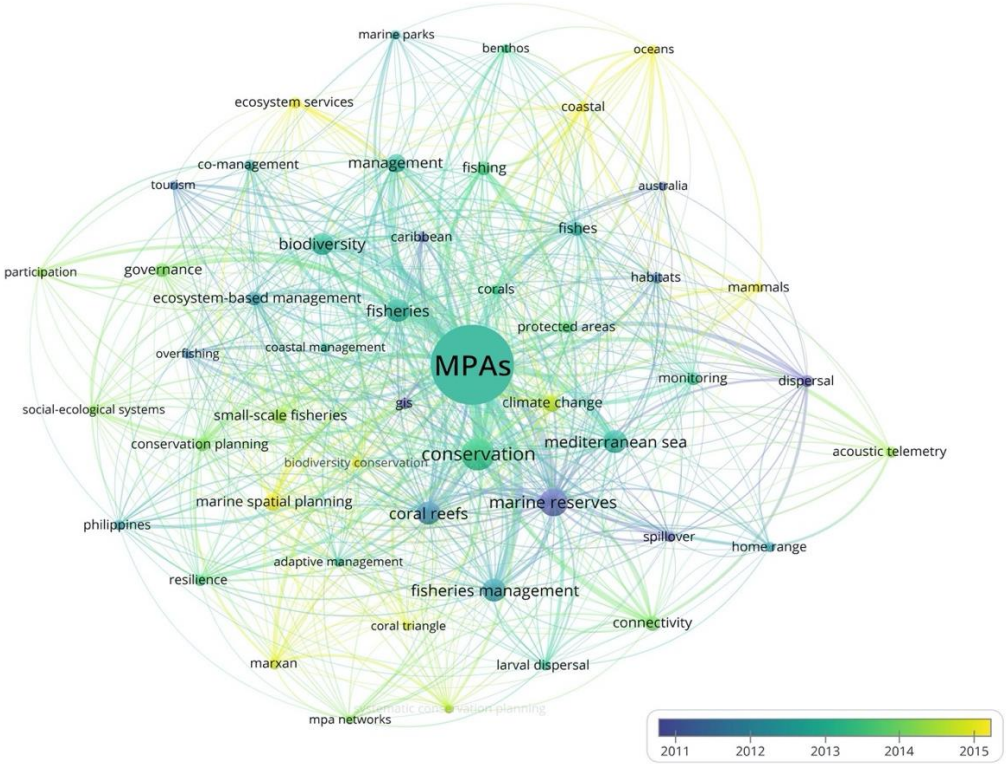


Figura 45. Evoluzione temporale (in scala di colore) delle tematiche connesse alla ricerca scientifica sulle AMP (Picone *et al.*, 2021).

In Italia, le AMP italiane ricoprono il 9,74% delle acque nazionali e proteggono un'area totale di 52.465 km² (www.protectedplanet.it).

Nella definizione della propria Strategia Nazionale per la Biodiversità 2011-2020, per contribuire al raggiungimento degli obiettivi contenuti nel Piano Strategico 2020, l'Italia ha attribuito un ruolo importante alle aree naturali protette. In particolare, come riportato nei precedenti tre rapporti del Comitato Capitale Naturale (CCN 2017, 2018, 2019), la DG-PNM del MATTM nel 2014 ha finanziato il progetto "*Contabilità Ambientale per le Aree Marine Protette Italiane*" volto alla valutazione del Capitale Naturale e dei Servizi Ecosistemici nelle AMP italiane (Franzese *et al.*, 2015). Nell'ambito di tale progetto, sono stati innanzitutto valutati in termini biofisici ed economici gli *stock* di Capitale Naturale nelle AMP italiane (Buonocore *et al.*, 2019; 2020; Franzese *et al.*, 2017; Picone *et al.*, 2017). Successivamente, sono stati identificati e valutati i principali servizi ecosistemici di fornitura, regolazione e culturali generati dagli ecosistemi marini delle AMP.

Nel precedente rapporto CCN (2019) sono stati presentati i risultati relativi ad alcuni servizi ecosistemici generati in 6 AMP italiane, avendo come riferimento la classificazione CICES (v. 5.1). Nel presente rapporto, i dati sono aggiornati con l'aggiunta di 6 nuove AMP e quindi comparando le seguenti 12 AMP, distribuite lungo le coste italiane (Figura 46): Portofino e Cinque Terre, in Liguria; Ventotene-Santo Stefano, nel Lazio; Regno di Nettuno (isole di Ischia, Procida e Vivara), Santa Maria di Castellabate e Costa degli Infreschi e della Masseta, in Campania; Isole Tremiti, in Puglia; Capo Rizzuto, in Calabria; Plemmirio, Isole Egadi e Isole Pelagie, in Sicilia; Isola dell'Asinara, in Sardegna.

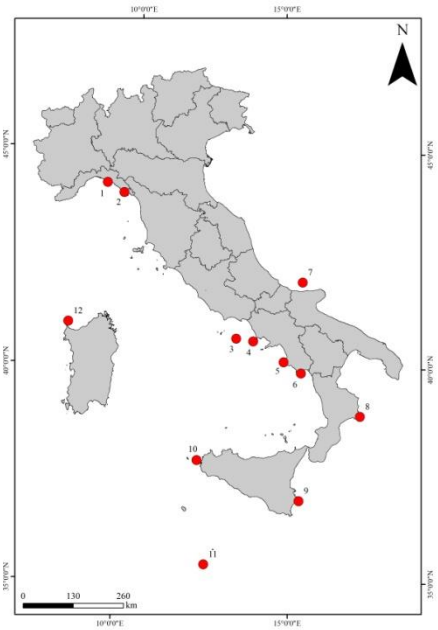


Figura 46. Distribuzione delle AMP per le quali sono riportati i dati sui servizi eco sistemici: 1) Portofino, 2) Cinque Terre, 3) Ventotene-S. Stefano, 4) Regno di Nettuno; 5) S. Maria di Castellabate; 6) Costa degli Infreschi e della Masseta; 7) Isole Tremiti; 8) Capo Rizzuto; 9) Plemmirio; 10) Isole Egadi; 11) Isole Pelagie; 12) Isola dell'Asinara.

In Tabella 38 (a, b, c, d), per ogni AMP sono riportati per ciascun servizio ecosistemico, sia gli indicatori di flusso, sia gli indicatori di beneficio espressi in termini economici.

Il valore economico dei servizi ecosistemici generati in ognuna delle 12 AMP ad oggi investigate varia tra 7 e 113 milioni di euro per anno, anche in dipendenza della loro estensione. Il valore totale dei servizi ecosistemici calcolati per le 12 AMP ad oggi investigate, che costituiscono poco più di 1/3 delle 30 AMP italiane, è di circa 570 milioni di euro per anno. Tali valori mettono in luce l'importante ruolo svolto dalle AMP italiane nella conservazione delle risorse marine e, al tempo stesso, nella generazione di importanti flussi di benefici per l'uomo.

Tabella 38. Valore dei servizi ecosistemici generati da 12 AMP italiane.

a)

Servizi ecosistemici	AMP					
	PORTOFINO (ha 363)		CINQUE TERRE (ha 4.865)		VENTOTENE-S. STEFANO (ha 2.850)	
	Indicatore di flusso	**Indicatore di beneficio**	**Indicatore di flusso**	**Indicatore di beneficio**	**Indicatore di flusso**	**Indicatore di beneficio**
Fauna selvatica	Prelievo ittico: 2.138 kg/anno	37.174 €/anno	Prelievo ittico: 2.724 kg/anno	24.169 €/anno	Prelievo ittico: 13.444 kg/anno	94.788 €/anno
Regolazione climatica	Fissazione CO_2: 199 tCO_2/anno	7.348 €/anno	Fissazione CO_2: 141 tCO_2/anno	5.201 €/anno	Fissazione CO_2: 1.425 tCO_2/anno	52.606 €/anno
Fruizione turistica	Presenze: 154.696 n./anno	1.756.294 €/anno	Presenze: 164.001 n./anno	761.217 €/anno	Presenze: 635.439 n./anno	2.634.523 €/anno
Ricadute economiche dovute all'uso fisico del territorio	Operatori economici: 30 n./anno	23.056.027 €/anno	Operatori economici: 15 n./anno	20.873.126 €/anno	Operatori economici: 16,1 n./anno	57.182.954 €/anno
Attività scientifica	Progetti scientifici: 5 n./anno	188.264 €/anno	Progetti scientifici: 2 n./anno	220.505 €/anno	Progetti scientifici: 1 n./anno	Dato non disponibile
Attività didattico-educativa	Fruitori: 1683 n./anno	81.904 €/anno	Fruitori: Dato non disponibile	14.740 €/anno	Fruitori: 10.222 n./anno	37.000 €/anno
Totale		**25.127.011 €/anno**		**21.898.958 €/anno**		**59.964.870 €/anno**

b)

Servizi ecosistemici	AMP					
	REGNO DI NETTUNO (ha 6.282)		SANTA MARIA DI CASTELLABATE (ha 6.930)		COSTA DEGLI INFRESCHI E DELLA MASSETA (ha 2.360)	
	Indicatore di flusso	**Indicatore di beneficio**	**Indicatore di flusso**	**Indicatore di beneficio**	**Indicatore di flusso**	**Indicatore di beneficio**
Fauna selvatica	Prelievo ittico: 64.958 kg/anno	1.036.908 €/anno	Prelievo ittico: 34.589 kg/anno	269.925 €/anno	Prelievo ittico: 3.174 kg/anno	37.083 €/anno
Regolazione climatica	Fissazione CO_2: 40 tCO_2/anno	1.472 €/anno	Fissazione CO_2: 6.944 tCO_2/anno	256.375 €/anno	Fissazione CO_2: 5.658 tCO_2/anno	208.904 €/anno
Fruizione turistica	Presenze: 2.306.940 n./anno	6.054.514 €/anno	Presenze: 653.705 n./anno	474.781 €/anno	Presenze: 158.061 n./anno	122.758 €/anno
Ricadute economiche dovute all'uso fisico del territorio	Operatori economici: 128,5 n./anno	98.571.718 €/anno	Operatori economici: 83,5 n./anno	35.377.609 €/anno	Operatori economici: 30,5 n./anno	8.381.052 €/anno

Attività scientifica	Progetti scientifici: 5 n./anno	Dato non disponibile	Progetti scientifici: 1 n./anno	Dato non disponibile	Progetti scientifici: 1 n./anno	Dato non disponibile
Attività didattico-educativa	Fruitori: 186 n./anno	152.000 €/anno	Fruitori: 847 n./anno	Dato non disponibile	Fruitori: Dato non disponibile	Dato non disponibile
Totale	**105.664.611 €/anno**			**36.378.690 €/anno**		**8.749.796 €/anno**

c)

Servizi ecosistemici	**AMP**					
	ISOLE TREMITI (ha 1.320)		CAPO RIZZUTO (ha 15.000)		PLEMMIRIO (ha 1.998)	
	Indicatore di flusso	**Indicatore di beneficio**	**Indicatore di flusso**	**Indicatore di beneficio**	**Indicatore di flusso**	**Indicatore di beneficio**
Fauna selvatica	Prelievo ittico: 6.982 kg/anno	147.375 €/anno	Prelievo ittico: 30.526 kg/anno	182.030 €/anno	Prelievo ittico: 34.625 kg/anno	264.106 €/anno
Regolazione climatica	Fissazione CO_2: 52 tCO_2/anno	1.917 €/anno	Fissazione CO_2: 10.127 tCO_2/anno	373.902 €/anno	Fissazione CO_2: 1.380 tCO_2/anno	50.931 €/anno
Fruizione turistica	Presenze: 238.965 n./anno	606.145 €/anno	Presenze: 444.860 n./anno	979.559 €/anno	Presenze: 101.011 n./anno	233.632 €/anno
Ricadute economiche dovute all'uso fisico del territorio	Operatori economici: 16 n./anno	25.113.796 €/anno	Operatori economici: 37 n./anno	62.116.960 €/anno	Operatori economici: 7 n./anno	6.695.672 €/anno
Attività scientifica	Progetti scientifici: 0,7 n./anno	18.500 €/anno	Progetti scientifici: 5 n./anno	208.168 €/anno	Progetti scientifici: 0 n./anno	0 €/anno
Attività didattico-educativa	Fruitori: 4.878 n./anno	26.333 €/anno	Fruitori: 8.377 n./anno	Non valutato	Fruitori: 1.690 n./anno	39.667 €/anno
Totale		**25.914.066 €/anno**		**63.860.619 €/anno**		**7.284.008 €/anno**

d)

Servizi ecosistemici	**AMP**					
	ISOLE EGADI (ha 53.992)		ISOLE PELAGIE (ha 3.849)		ISOLA DELL'ASINARA (ha 10.918)	
	Indicatore di flusso	**Indicatore di beneficio**	**Indicatore di flusso**	**Indicatore di beneficio**	**Indicatore di flusso**	**Indicatore di beneficio**
Fauna selvatica	Prelievo ittico: 858.702 kg/anno	12.974.872 €/anno	Prelievo ittico: 8.162 kg/anno	85.350 €/anno	Prelievo ittico: 61.560 kg/anno	409.251 €/anno
Regolazione climatica	Fissazione CO_2: 41.636 tCO_2/anno	1.537.218 €/anno	Fissazione CO_2: 1.993 tCO_2/anno	73.575 €/anno	Fissazione CO_2: 11.570 tCO_2/anno	427.166 €/anno
Fruizione turistica	Presenze: 1.061.015 n./anno	4.582.533 €/anno	Presenze: 509.713 n./anno	7.162.676 €/anno	Presenze: 53.776 n./anno	8.738.312 €/anno

Ricadute economiche dovute all'uso fisico del territorio	Operatori economici: 83,5 n./anno	94.320.900 €/anno	Operatori economici: 42,8 n./anno	73.271.600 €/anno	Operatori economici: 25 n./anno	11.490.683 €/anno
Attività scientifica	Progetti scientifici: 6 n./anno	10.333 €/anno	Progetti scientifici: 2 n./anno	Dato non disponibile	Progetti scientifici: Dato non disponibile	245.084 €/anno
Attività didattico-educativa	Fruitori: 11.667 n./anno	Dato non disponibile	Fruitori: 157 n./anno	Dato non disponibile	Fruitori: Dato non disponibile	64.661 €/anno
Totale		**113.415.523 €/anno**		**80.593.201 €/anno**		**21.375.157 €/anno**

A seguito del progetto "*Contabilità Ambientale per le Aree Marine Protette Italiane*" è stato sviluppato un sistema di analisi multicriteriale per la valutazione della *performance* di gestione delle AMP e dei benefici socio-ecologici generati (Picone *et al.*, 2020). Tale sistema integra indicatori che valutano "obiettivi" di conservazione della natura, socioculturali, socioeconomici e di gestione, sintetizzati in un unico indice finale il cui valore può oscillare da un minimo di 0 ad un massimo di 100. Gli indicatori vengono calcolati e rappresentati in grafici molto comunicativi "a petali", dove ogni "petalo" riguarda un indicatore e viene rappresentato con gradienti di colore dal rosso al verde in funzione del raggiungimento dello specifico "obiettivo" di cui sopra (Figura 47).

Il sistema può rappresentare un importante strumento per informare e supportare i *manager* locali e i decisori politici nello sviluppo di strategie di gestione adattativa e di sviluppo sostenibile delle AMP ed è in via di applicazione in diverse AMP italiane (https://mose-mpas.weebly.com).

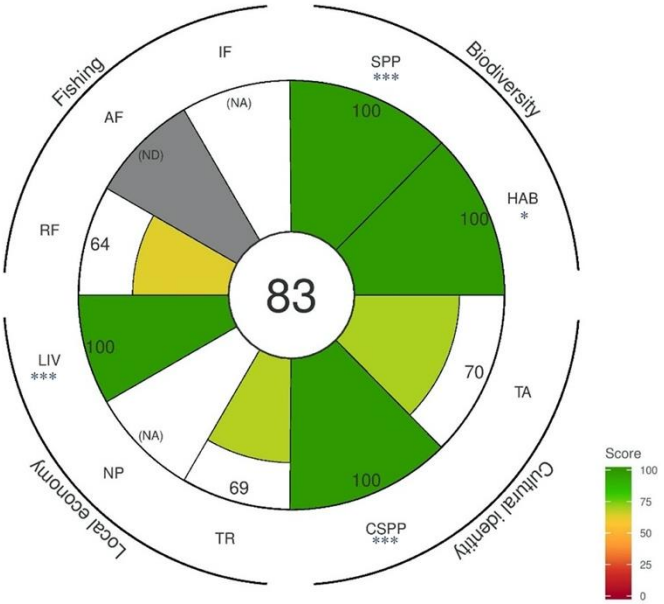


Figura 47. Esempio di grafico per la valutazione della *performance* di gestione e dei benefici socio-ecologici delle AMP (Picone *et al.*, 2020).

2.7 Indicatori per il Capitale Naturale identificati secondo i criteri del *System of Environmental Economic Accounting*

La Convenzione per la diversità biologica (CBD) sostiene il *mainstreaming* (l'integrazione) del capitale naturale e dei servizi ecosistemici nei processi decisionali, nei contesti politici, nei conti dello Stato, nei conti delle aziende, nelle scelte dei consumatori, e in ogni altro contesto dove ci sia spazio per responsabilizzare e creare consenso, promuovere azioni e incentivi per la sostenibilità[97].

Una solida base conoscitiva, che quantifichi e monitori costantemente lo stato del Capitale Naturale, è indispensabile per un'efficace integrazione del capitale naturale nelle politiche.

Il Regolamento europeo 691/2011 attribuisce al Sistema Contabile Nazionale, e al suo sistema satellite, il *System of Environmental Economic Accounting* (SEEA)[98], il compito di "*riunire in un quadro comune informazioni economiche e ambientali, al fine di misurare il contributo dato dall'ambiente all'economia e l'impatto dell'economia sull'ambiente. Esso fornisce ai responsabili politici indicatori e statistiche descrittive per monitorare tali interazioni, nonché una base di dati per la pianificazione strategica e per l'analisi delle politiche, nell'intento di individuare strategie di sviluppo più sostenibili*".

Nell'ambito dell'Agenda 2030 e del pacchetto di indicatori predisposti per gli SDGs dal gruppo di esperti dell'*Inter-Agency Expert Group* nominato dalla *UN Statistical Commission* (IAEG-SDGs)[99], è stato prodotto un *working document*, su cui si basa la metodologia del presente lavoro, dal *UN Environment World Conservation Monitoring Centre* (UNEP-WCMC) e dalla Divisione Statistica delle Nazioni Unite (UNSD) nell'ambito del progetto "*Natural Capital Accounting and Valuation of Ecosystem services project*", attuato dall'UNSD, dall'UNEP, dal Segretariato della Convenzione sulla Diversità Biologica e finanziato dall'Unione Europea.

La proposta del *working document* mette in evidenza una serire di indicatori IAEG, utili a monitorare il Capitale Naturale, e fa riferimento agli indicatori IAEG poiché: (i) sono i più diffusi tra i Paesi membri delle Nazioni Unite; (ii) derivano da negoziati internazionali; (iii) sono utilizzati per le revisioni periodiche dell'attuazione dell'Agenda 2030, in occasione, ad esempio, dell'Assemblea Generale dell'ONU; (iv) consentono il confronto tra Paesi e il monitoraggio dell'attuazione dello sviluppo sostenibile su scala globale.

Anche l'Italia, in quanto Paese firmatario dell'Agenda 2030, ha recepito gli indicatori IAEG e selezionato gli analoghi a livello nazionale, i cui dati sono raccolti periodicamente dall'ISTAT nel Rapporto SDGs[100] e utilizzati per il monitoraggio della Strategia nazionale per lo sviluppo sostenibile (SNSvS)[101].

Gli indicatori ambientali fanno da riferimento anche per l'introduzione di forme di fiscalità orientata, di sistemi di finanza agevolata, di vincoli e target di spesa pubblica e di obiettivi per la conservazione e il ripristino del Capitale Naturale. Nel seguente lavoro, applicando le indicazioni del documento sopra citato[102], sono stati isolati tutti gli indicatori che potenzialmente forniscono un contributo al monitoraggio del Capitale Naturale, trasversalmente agli obiettivi ambientali della SNSvS.

I criteri del SEEA per la selezione degli indicatori IAEG

Il *working document* considera i seguenti moduli di contabilità economico-ambientale (*Experimental Ecosystem Accounting* - EEA e *Central Framework* - CF):

1. Conti dell'estensione e delle condizioni degli ecosistemi (SEEA-EEA);

[97] TEEB (2010) Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. www.teebweb.org/publication/

[98] Secondo il Reg. 691/2011: "il sistema di contabilità integrata ambientale ed economica (SEEA), sviluppato congiuntamente dalle Nazioni Unite, dalla Commissione europea, dal Fondo monetario internazionale, dall'Organizzazione per la cooperazione e lo sviluppo economico e dalla Banca Mondiale, è un sistema satellite del Sistema Contabile Nazionale."

[99] https://unstats.un.org/sdgs/iaeg-sdgs/

[100] Rapporto SDGs 2020. Informazioni statistiche per l'Agenda 2030 in Italia. https://www.istat.it/it/archivio/242819

[101] Terzo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia. (2019); paragrafo 15, Tabella 63. https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/sviluppo_sostenibile/iii_rapporto_stato_del_cn_maggio2020.pdf

[102] https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/assessing_the_linkages_between_global_indicator_initiatives.pdf

2. Conti della fornitura e dell'uso dei servizi ecosistemici, sia in termini fisici che monetari (SEEA-EEA, *Physical and Monetary Supply and Use of ecosystem services*);
3. Conti della fornitura e dell'uso dei flussi fisici di risorse naturali, e della restituzione alla natura di residui in forma di rifiuti, scarichi ed emissioni (i residui non sono stati considerati nell'analisi) (SEEA-CF, *Physical Flow*);
4. Conto degli asset fisici in termini di stock di risorse naturali. Questi sono collegati con il servizio ecosistemico di fornitura (e.g. legname, acqua) (SEEA-CF *Physical Asset Accounts*);
5. Conti satellite tematici su biodiversità, acqua, carbonio e suolo (SEEA-EEA and SEEA-CF *Asset Accounts*).

I tre livelli di corrispondenza sono: (i) completo (*full*) quando l'indicatore ha un evidente potenziale di fornire tutte o la maggior parte delle informazioni necessarie; (ii) parziale (*partial*) dove il SEEA potrebbe organizzare alcune delle informazioni per il calcolo dell'indicatore, ma sono necessarie informazioni aggiuntive sostanziali; (iii) nessuna (*none*) se i conti identificati non sono stati considerati rilevanti per la questione (Figura 48 e Tabella 39).

Il *working document*, dopo aver valutato i 244 indicatori IAEG (di cui 232 diversi), ne seleziona 46 potenzialmente allineati con i criteri di contabilità economico-ambientale e, di questi, ne classifica 23 come *full*.

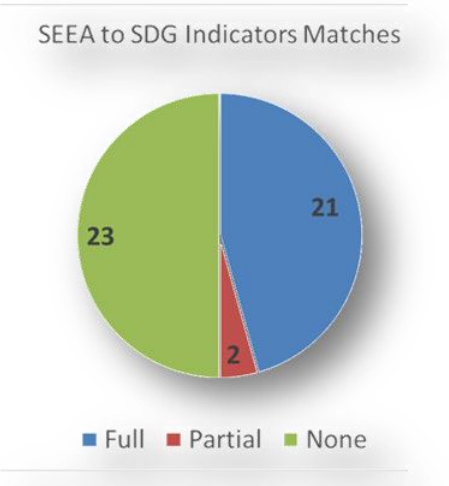


Figura 48. Frequenza in numero e livello di corrispondenza degli indicatori IAEG verso i moduli SEEA (https://seea.un.org/events/expert-meeting-seea-indicators-sdgs-and-post-2020-agenda)

Altri parametri di classificazione degli indicatori sono il codice univoco IAEG, l'Agenzia Custode, la frequenza di produzione e raccolta, il metodo di calcolo, i dettagli su come l'indicatore SDG può essere allineato con i conti SEEA. Le informazioni sono raccolte nell'Appendice B del *working document* disponibile online[103].

Secondo l'assessment in questione, quindi, il 19,8% degli indicatori IAEG contiene informazione utile al monitoraggio del Capitale Naturale (Tabella 39). Come si vedrà nel paragrafo successivo, i corrispondenti *full* monitorati in Italia sono 12 ma per 19 misure, ossia esistono monitoraggi di dati simili per uno stesso indicatore IAEG.

[103] https://seea.un.org/events/expert-meeting-seea-indicators-sdgs-and-post-2020-agenda

Tabella 39. Sintesi del numero di indicatori selezionati dagli esperti SEEA e numero dei *full* funzionali al monitoraggio del capitale naturale. A livello nazionale gli indicatori sono 12 per 19 misure.

Indicatori	N	%
Indicatori IAEG SDGs	232	100
Indicatori selezionati dal SEEA (IAEG - SEEA)	46	19,8
Indicatori selezionati dal SEEA e classificati come *full*	23	9,9
Indicatori SEEA *full* monitorati in Italia	12	5,2

Selezione degli indicatori nazionali

l'Istituto nazionale di Statistica (Istat) raccoglie ed elabora ufficialmente i dati per l'Agenda 2030. L'ultimo aggiornamento disponibile sul sito dell'Istat (completo di banca dati *open source*)[104] è il "*Rapporto SDGs. Informazioni statistiche per l'Agenda 2030 in Italia*"[105]. Gli indicatori ambientali per l'Agenda 2030 sono prevalentemente forniti dall'Annuario dell'ISPRA, i cui dati sono raccolti, tra l'altro, nell'ambito di più ampi programmi di monitoraggio ambientale e da richieste istituzionali da parte del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

Nell'ultimo monitoraggio nazionale, l'Istat ha preso in considerazione 123 indicatori (e 303 misure) sul totale dei 232 indicatori IAEG. Partendo dai 23 indicatori *full* IAEG–SEEA, si è proceduto all'identificazione dei corrispettivi a livello nazionale. Sono stati identificati 12 indicatori e 19 misure che nell'insieme rappresentano la porzione, seppure non esaustiva, del monitoraggio italiano del Capitale Naturale.

Di questi, il 47% rientrano nel Goal 15 – Vita sulla terra (foreste, suolo e biodiversità) e per il 21% nel Goal 6 – Acqua. La restante parte è suddivisa tra il Goal 14 del Mare e il Goal 11 sugli Insediamenti urbani, relativamente alla componente di consumo di suolo (Figura 49).

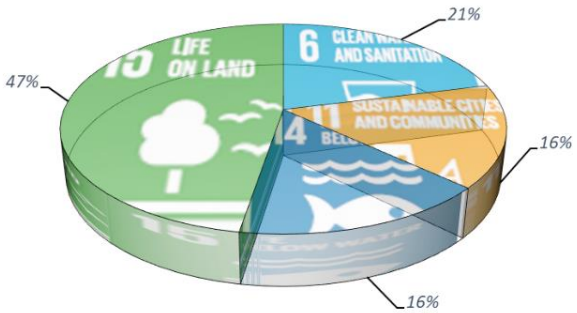


Figura 49. Percentuale della distribuzione per SDG dei 12indicatori *full* selezionati a livello nazionale.

I 12 indicatori IAEG identificati, e le relative 19 misure, sono stati elencati in Tabella 40 e suddivisi in gruppi a seconda della loro natura abiotica ambientale (A acqua e S suolo), e della tipologia di ecosistema descritto (EF - ecosistemi forestali, EM - ecosistemi marini, EU- ecosistemi umidi, ET - altri ecosistemi terrestri). In 16 casi è stata evidenziata anche una corrispondenza con le misure per gli *Aichi Target* (AT), gli obiettivi per la biodiversità al 2020.

[104] https://www.istat.it/it/benessere-e-sostenibilit%C3%A0/obiettivi-di-sviluppo-sostenibile/gli-indicatori-istat
[105] https://www.istat.it/it/archivio/242819

Tabella 40. Indicatori IAEG – SEEA selezionati dal SEEA e corrispettivi indicatori disponibili a livello nazionale. Gli indicatori sono stati riclassificati in funzione delle componenti del Capitale Naturale oggetto del monitoraggio.

N	SDG	IAEG SDG selezionati dal SEEA e classificato come *full*	Indicatore nazionale corrispondente	Indicatori per il Capitale Naturale	Corrispondenza con gli Aichi Target
Indicatori per l'acqua					
1	6	6.3.1 - *Proportion of wastewater safely treated*	6.3.1 - Trattamento delle acque reflue	A1	-
2	6	6.3.2 - *Proportion of bodies of water with good ambient water quality*	6.3.2 - Coste marine balneabili	A2	AT 8.4.4
3	6	6.4.1 - *Change in water-use efficiency over time*	6.4.1 - Efficienza delle reti di distribuzione dell'acqua potabile	A3	AT 4.2.3
Indicatori per il suolo					
4	15	15.3.1 - *Proportion of land that is degraded over total land area*	15.3.1 - Impermeabilizzazione del suolo da copertura artificiale	S1	AT 5.3.2
5	15	15.3.1 - *Proportion of land that is degraded over total land area*	15.3.1 - Frammentazione del territorio naturale e agricolo	S2	AT 5.3.2
6	11	11.3.1 - *Ratio of land consumption rate to population growth rate*	11.3.1 - Dinamica delle aree densamente edificate in rapporto alla popolazione	S3	AT 4.5.2
7	11	11.3.1 - *Ratio of land consumption rate to population growth rate*	11.3.1 - Impermeabilizzazione e consumo di suolo pro capite	S4	-
8	11	11.7.1 - *Average share of built-up area of cities that is open space for public use for all, by sex, age and persons with disabilities*	I11.7.1 - Incidenza delle aree di verde urbano sulla superficie urbanizzata delle città	S5	-
Indicatori per il mare					
9	14	14.4.1 - *Proportion of fish stockswithin biologically sustainable levels*	14.4.1 - Stock ittici in sovrasfruttamento	EM1	AT 6.6.1
10	14	14.4.1 - *Proportion of fish stocks within biologically sustainable levels*	14.4.1 - Consistenza dell'attività di pesca -CPUE	EM2	AT 6.6.1
Indicatori per le foreste					
11	15	15.1.1 - *Forest area as a proportion of total land area*	15.1.1 - Aree forestali in rapporto alla superficie terrestre	EF1	AT 5.4.2
12	15	15.1.1 - *Forest area as a proportion of total land area*	15.1.1 - Coefficiente di boscosità	EF2	AT 5.4.2
13	15	15.2.1 - *Progress towards sustainable forest management*	15.2.1 - Tasso d'incremento annuo delle aree forestali	EF3	AT 5.4.4

N	SDG	IAEG SDG selezionati dal SEEA e classificato come *full*	Indicatore nazionale corrispondente	Indicatori per il Capitale Naturale	Corrispondenza con gli Aichi Target
14	15	15.2.1 - *Progress towards sustainable forest management*	15.2.1 - Biomassa forestale nel soprassuolo	EF4	AT 5.4.4
Indicatori per gli ecosistemi (copertura di aree protette)					
15	15	15.2.1 - *Progress towards sustainable forest management*	15.2.1 - Quota di superficie forestale coperta da aree protette istituite per legge	EF5	AT 5.4.4
16	14	14.5.1 - *Coverage of protected areas in relation to marine areas*	14.5.1 - Aree Marine Protette - AMP	EM3	AT 11.2.2
17	6	6.6.1 - *Change in the extent of water-related ecosystems over time*	6.6.1 - Zone umide di importanza internazionale (ha)	EU1	AT 5.5.1
18	15	15.1.2 - *Proportion of important sites for terrestrial and freshwater biodiversity that are covered by protected areas, by ecosystem type*	15.1.2 - Copertura media da aree protette delle Aree chiave per la biodiversità in ambienti d'acqua dolce	EU2	AT 5.4.3
19	15	15.1.2 - *Proportion of important sites for terrestrial and freshwater biodiversity that are covered by protected areas, by ecosystem type*	15.1.2 - Copertura media da aree protette delle Aree chiave per la biodiversità in ambienti terrestri	ET1	AT 5.4.3

In allegato E sono descritti i 12 indicatori e le 19 misure elencati in Tabella 40, con le relative schede di sintesi, le informazioni di base, i grafici con i dati interpolati e gli andamenti calcolati con il Tasso Composto di Crescita Annua.

Sperimentazione di un Indice sintetico per componente ambientale

Considerando i dati disponibili, qualitativi e quantitativi, per componente ambientale, acqua (Indicatori A1, A2 e A3) e suolo (Indicatori S1, S2, S3, S4 ed S5), e per ecosistema, mare (Indicatori EM1 e EM2) e foreste (Indicatori EF1, EF2, EF3, EF4 ed EF5) (Tabella 40), è stato effettuato un esercizio sperimentale di sintesi, applicando il metodo della media geometrica dei numeri indici in base media (GNIM) con il software Ranker dell'ISTAT[106].

Secondo il metodo GNIM, si divide il valore assunto da ciascuna unità per la media aritmetica della stessa distribuzione. La trasformazione in numeri indici consente di svincolare gli indicatori dall'unità di misura e di conservare la distanza relativa tra le diverse unità.

Gli indici sintetici (Figura 50) restituiscono l'evoluzione temporale per ciascuna componente o ecosistema considerato, fornendo un'informazione immediatamente fruibile e ad alta comunicabilità, ma va considerata con cautela per via delle incompletezze e di una certa dose di arbitrarietà metodologica inerente gli indici compositi. Si pensi, ad esempio, al fatto che la composizione istituisce di per sé una certa misura di sostituibilità e compensabilità tra le variabili incluse, ignorando eventuali effetti di soglia o di squilibrio. Inoltre, l'affidabilità del metodo è direttamente proporzionale alla disponibilità del dato.

[106] https://www.istat.it/it/files/2014/03/RANKER-manuale.pdf

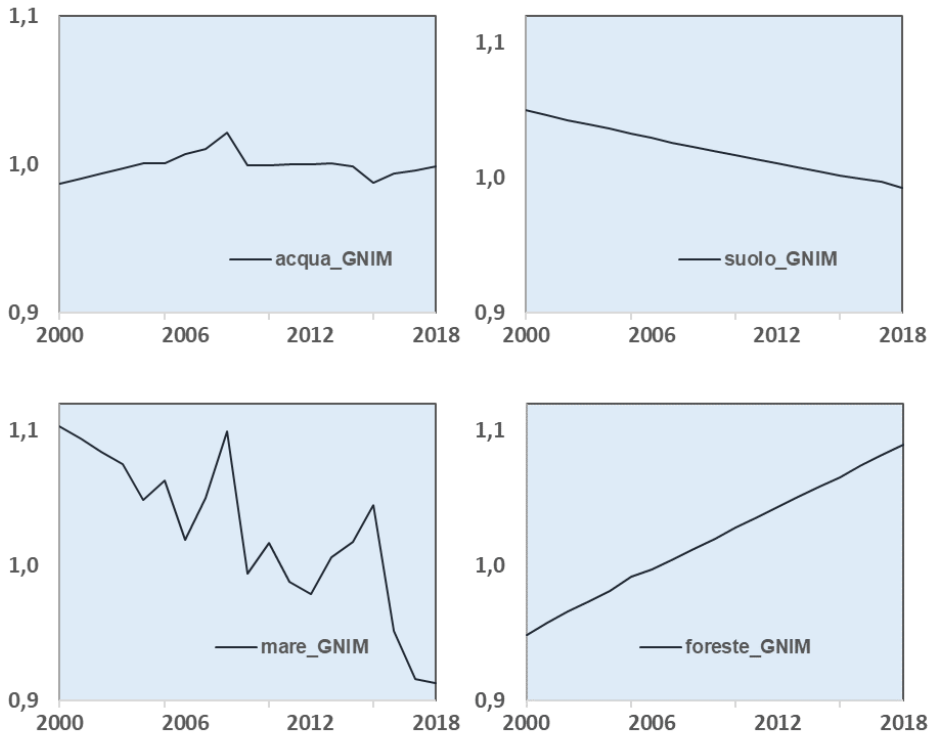


Figura 50. Grafici degli Indici sintetici per l'acqua, il suolo, il mare e le foreste, ottenuti con il metodo della media geometrica dei numeri indici base media (GNIM).

L'indice sintetico per l'acqua (A1, A2 e A3) mostra un andamento stabile dove il risultato finale risente dell'incremento della percentuale di acque trattate che va a compensare le perdite e la fluttuazione del dato sulla balneabilità. Non sono presenti i dati sull'attuazione della Direttiva acque, ovvero quelli sullo stato di qualità della risorsa poiché ad oggi è disponibile una sola misura dal 2000 ad oggi.

L'indice sintetico del suolo (S1, S2, S3, S4 e S5), il cui monitoraggio è stato introdotto di recente, è in costante diminuzione negli ultimi anni. L'indice è prevalentemente influenzato dal fenomeno del *soil sealing,* ma l'andamento potrebbe essere anche più grave dal momento che non sono disponibili i dati di un'altra considerevole quota di perdita di suolo dovuta a cause diverse come ad esempio l'erosione, il sovrasfruttamento e l'inquinamento.

L'indice sintetico del mare, con soli due indicatori disponibili, EM1 e EM2, mostra un andamento fluttuante e fortemente negativo. L'indice risente delle fluttuazioni del fermo pesca e delle oscillazioni naturali degli stock ittici e mostra come le misure fiscali adottate non siano ancora sufficienti (vedi paragrafo sui sussidi per la biodiversità 3.5.3).

Infine, l'indice sintetico per le foreste (F1, F2, F3 e F4) risente del fenomeno positivo di espansione dei boschi dovuto al progressivo abbandono delle zone interne e rurali. Il dato andrebbe approfondito con ulteriori informazioni riguardo allo stato di salute e alla produttività delle foreste e dei suoli forestali, a supporto delle filiere sostenibili del legno.

Andando poi a sintetizzare tutta l'informazione selezionata, e quindi i 12 indicatori e le 19 misure, e raggruppandola in un solo indice, si ottiene un indice sintetico per il Capitale Naturale.

L'indice sintetico per il Capitale Naturale mostra un andamento negativo, in particolare negli ultimi anni, e risente dell'effetto negativo del consumo di suolo, più che del dato positivo sulle foreste che comunque ne riduce la pendenza (Figura 51).

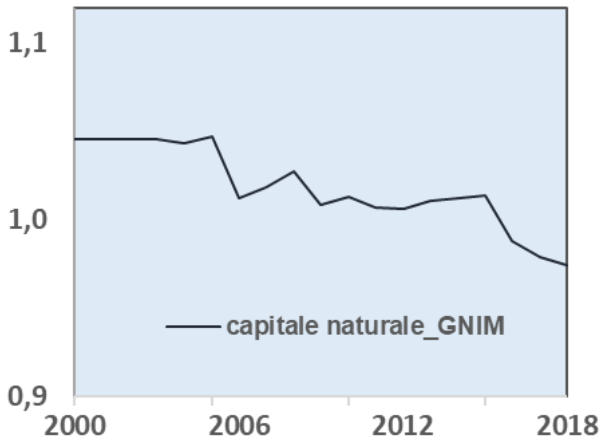


Figura 51. Grafico dell'Indice sintetico per il capitale naturale, ottenuto con il metodo della media geometrica dei numeri indici base media (GNIM).

L'informazione complessiva non può comunque ritenersi esaustiva e necessita di essere estesa e perfezionata, in diversi casi (ad esempio il monitoraggio delle acque) anche con misurazioni più frequenti nel tempo.

Andrebbero, inoltre, raccolti ulteriori dati sullo stato di salute degli ecosistemi, intensificate le misure e aggiunti nuovi indicatori sull'efficacia della *governance* della biodiversità e non solo sull'estensione delle aree protette che non sempre è indice di benessere degli ecosistemi.

Capitolo 3. Policy: verso la nuova Strategia Italiana della Biodiversità 2030

3.1 Aree protette e ZEA per l'inclusione sociale e la ripresa economica

3.1.1 Analisi di scenari di estensione di aree protette della Direttiva Habitat e valori economici a rischio transizione ecologica

MESSAGGIO CHIAVE

Ai fini del raggiungimento di uno degli obiettivi UE della Strategia sulla Biodiversità 2030, quello di "assicurare che almeno il 30 % delle specie e degli habitat il cui attuale stato di conservazione non è soddisfacente lo diventi o mostri una netta tendenza positiva", può risultare di qualche utilità effettuare un'analisi di scenari che simulino l'estensione o la definizione di nuove aree da sottoporre a tutela. Pertanto, alla luce dei criteri per l'identificazione di queste aree definiti dalla letteratura scientifica, viene qui proposto un criterio specifico per l'ampliamento dell'attuale Rete Natura 2000, basato sugli habitat di interesse Comunitario, attraverso un caso studio sugli habitat forestali il cui stato di conservazione sia attualmente sfavorevole.

Vengono poi individuate le principali interazioni con i sistemi locali d'impresa per evidenziare i valori economici potenzialmente a rischio di transizione ecologica[107] o, viceversa, interessati da opportunità di trasformazione dei propri processi produttivi verso una maggiore compatibilità ambientale con il territorio in cui operano.

Nonostante gli sforzi finora compiuti, i report europei State of the Environment e State of Nature riportano per gli habitat e le specie europei tutelati ai sensi della Direttiva 92/43/CEE "Habitat" ed elencati negli Allegati I, II, IV della Direttiva stessa, ancora uno stato di conservazione complessivo insoddisfacente. La Strategia sulla Biodiversità 2030 ha previsto pertanto obiettivi specifici per superare tale evidente criticità e in particolare fa riferimento alla necessità di evitare il deterioramento del *trend* e dello stato di conservazione di tutti gli habitat e le specie protetti. Agli Stati membri sarà infatti chiesto di assicurare che almeno il 30% delle specie e degli habitat il cui attuale stato di conservazione non è soddisfacente lo diventi o mostri una netta tendenza positiva. In vista degli orientamenti che arriveranno agli Stati membri su come selezionare le specie e gli habitat e stabilirne l'ordine di priorità, è fondamentale che ciascun Stato membro realizzi degli archivi di dati coerenti, aggiornabili e affidabili che siano utili a descrivere lo stato e la distribuzione degli habitat nazionali, soprattutto per quanto riguarda gli ecosistemi forestali alla cui conservazione e ripristino sono indirizzate risorse dedicate nell'ambito delle iniziative comunitarie e globali.

Il raggiungimento di tale obiettivo è strettamente connesso alla necessità di ampliamento della Rete Natura 2000. Infatti, come riportato nell'ultimo Rapporto europeo sullo Stato della Natura gli habitat hanno maggiori probabilità di avere un buono stato di conservazione se sono ben coperti dalla Rete Natura 2000 (Figura 52).

[107] Recentemente la Banca Centrale e l'Agenzia per l'Ambiente olandesi hanno realizzato uno studio congiunto per analizzare i rischi finanziari derivanti da perdita di biodiversità, fra cui anche il rischio di transizione ecologica. Lo studio in questione è: Indebted to nature: Exploring biodiversity risks for the Dutch financial sector, De Nederlandsche Bank (DNB) and PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 2020.

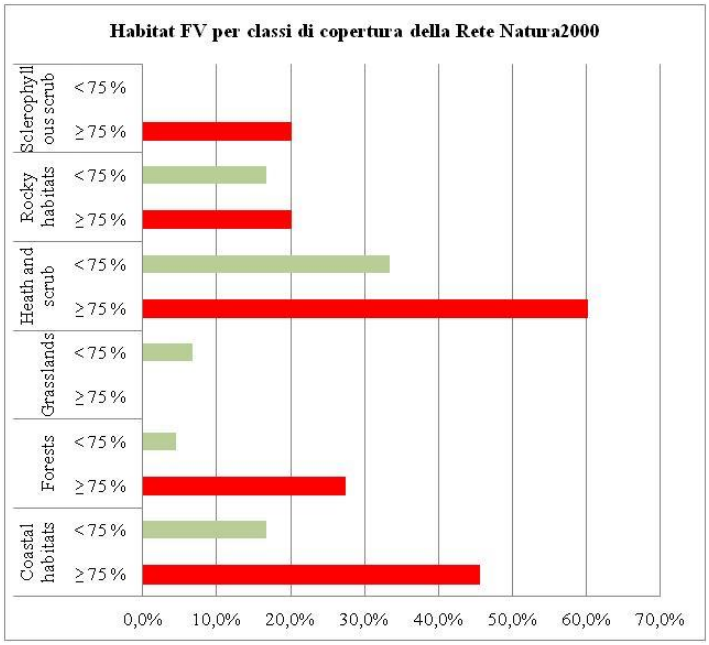


Figura 52. Percentuali di Habitat in Stato di Conservazione Favorevole (FV) per classi di copertura della Rete Natura2000 (maggiore o minore del 75%) relative al territorio italiano (elaborazioni ISPRA su dati estratti dai database in EEA, 2020)

Inoltre, gli habitat con un livello di copertura elevata (> 75%) all'interno dei siti Natura 2000 mostrano anche una percentuale significativamente più alta di miglioramento e un minor deterioramento rispetto agli habitat con livelli di copertura inferiori (Figura 53).

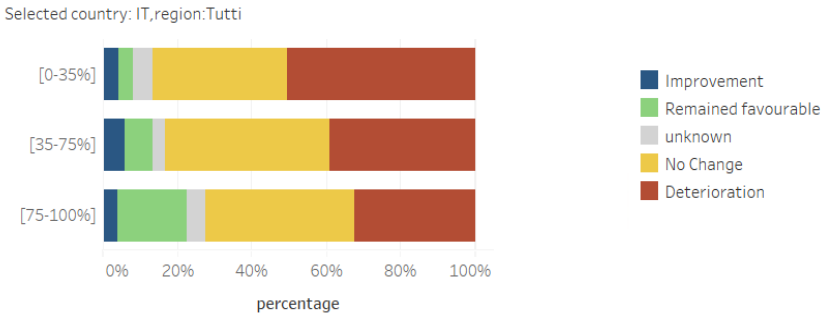


Figura 53. Cambiamenti nei valori dello Stato di Conservazione e *Trend* degli habitat in diverse classi di copertura della rete Natura2000 in Italia (dati estratti dai database in EEA, 2020)

Sulla base di queste premesse è necessario individuare criteri ecologici che sostengano il processo di ampliamento della superficie sottoposta a tutela.

In base alle indicazioni dell'IUCN (www.iucn.org/theme/protected-areas/publications/best-practice-guidelines) e della letteratura scientifica di riferimento su questa tematica (Cowling, 1999; Leader-Williams et al., 1990; Bicknell *et al.,* 2017; Margules & Pressey, 2000; Ro & Hong, 2007; Soulé & Orians, 2001; Soulé & Terborgh, 1999), per la scelta degli ambiti territoriali da sottoporre a tutela, dovrebbero essere individuate:

- aree rappresentative per la biodiversità che siano in grado di garantire la persistenza di popolazioni di specie a priorità di conservazione (specie inserite nelle liste rosse IUCN a livello globale/nazionale o in liste rosse regionali, tutelate dalle Direttive Habitat e Uccelli, specie rare, endemiche, specie ombrello, bandiera, chiave), includendo in particolare gli habitat necessari per lo svolgimento delle loro esigenze ecologiche e in considerazione della loro fenologia (es. riproduzione, svernamento, rifugio, sosta) al fine del ripristino/mantenimento di popolazioni minime vitali

- le connessioni ecologiche da tutelare o da ripristinare ai fini della conservazione di meta-popolazioni per mantenere/ripristinare il flusso genico e popolazioni vitali nel medio-lungo termine, incrementando la loro capacità di resilienza alle pressioni e alle minacce indotte da fattori antropici o naturali, fra cui i cambiamenti climatici, favorendo il mantenimento dei processi evolutivi
- gli ecosistemi da tutelare ai fini del mantenimento e del miglioramento dei servizi ecosistemici da questi forniti
- le fragilità degli habitat, degli ecosistemi e delle altre componenti territoriali che costituiscono un valore da tutelare al fine di definire adeguate misure di conservazione
- le aree agricole importanti per la conservazione di specie di interesse conservazionistico legate a questi ambienti in quanto succedanei di habitat naturali nonché importanti per la conservazione del patrimonio genetico agro-pastorale locale
- i valori socio-economico-storico-culturali da valorizzare (con particolare riguardo alle attività agro-silvo-pastorali e alle attività tradizionali), al fine di sostenere/attuare uno sviluppo sostenibile che garantisca la tutela a lungo termine dei valori ecologici e territoriali presenti.

I criteri invece attualmente considerati nelle istruttorie in cui ISPRA svolge supporto tecnico scientifico al MATTM ai sensi del DM del 1/3/2018 n. 58 per l'identificazione delle aree da sottoporre a tutela[108] sono i seguenti:

- Tutelare *core areas* necessarie al mantenimento di popolazioni vitali di flora e fauna e habitat a priorità di conservazione e di *guild* di specie
- Minimizzare l'effetto margine (massimizzando il rapporto fra superficie e perimetro dell'area)
- Mantenere o ripristinare le connessioni ecologiche in particolare con aree protette (Parchi, Riserve, Siti Natura 2000) limitrofe e con corridoi biologici esistenti, con particolare riguardo ai corpi idrici e agli ecosistemi acquatici ad essi legati
- Includere aree in cui sia possibile minimizzare i fattori di disturbo e di degrado degli habitat e delle specie derivanti da attività antropiche da valorizzare in quanto potenzialmente compatibili con la conservazione della biodiversità
- Includere delle aree buffer alle *core areas* affinché venga minimizzato il disturbo antropico esterno al perimetro dell'area protetta
- Includere habitat e siti considerati insostituibili in quanto scarsamente distribuiti a livello di ambito biogeografico, regionale e/o nazionale, e sottoposti a pressioni antropiche che ne determinano un'elevata fragilita' (Guidelines IUCN Series n. 15, criterio dell'Irreplacability+Vulnerability)
- Includere singolarità geologiche, formazioni paleontologiche, valori scenici e panoramici
- Definire limiti dell'area protetta riconoscibili per favorire la corretta gestione delle risorse naturali tutelate.

Al fine di assicurare coerenza con il target della Strategia sulla Biodiversità 2030 per il miglioramento dello stato di conservazione, e tenendo in considerazione il criterio su elencato di definizione delle *core areas* per gli habitat a priorità di conservazione, studi che analizzino ipotesi di scenario per evitare il deterioramento delle tendenze e dello stato di conservazione degli habitat a partire dalla Rete Natura 2000, risultano di estrema utilità. A tal fine si propone qui un esercizio di analisi che, a partire da un focus operazionale sui dati di distribuzione delle foreste afferibili ad habitat di interesse Comunitario attualmente in stato di conservazione insoddisfacente (che riportano quindi un livello U2 nell'ultima rendicontazione della Direttiva habitat IV Report Direttiva Habitat - Italia), arrivi a evidenziare le interazioni più significative di questi habitat con i principali sistemi locali di impresa, i cui dati e localizzazioni sono estratti dalle statistiche nazionali ISTAT 'Risultati economici delle imprese e delle multinazionali a livello territoriale', dove la configurazione territoriale utilizzata, relativa a comuni, città metropolitane e sistemi locali del lavoro, fa riferimento alla data del 31.12.2018.

[108] I dati e le cartografie utili ad identificare le aree che rispondono ai suddetti criteri sono: i dati e le cartografie di Carta della Natura (carte del valore ecologico, della fragilità e della sensibilità), le mappe di distribuzione delle specie e degli habitat derivanti dai dati ex art. 17 della Direttiva Habitat e ex art. 12 della Direttiva Uccelli, i dati contenuti nelle schede dei Siti Natura 2000, Cartografia delle IBA (Important Bird Areas), IPA (Important Plant Areas), KBA (Key Biodiversity Areas) indicate dall'IUCN, Inventario nazionale delle zone umide (Pan Mediterranean Wetland Inventory), Banca dati dei Geositi, Cartografia dell'idrografia, delle sorgenti e delle aree protette ai sensi dell'art. 6 della Direttiva quadro acque (2000/60/CE), Banche dati disponibili nell'ambito del NNB (Network Nazionale Biodiversità) e della Mappa Naturalistico-culturale di Carta della Natura, dati tratti dalla bibliografia o forniti da Università o da singoli ricercatori o da esperti che svolgono studi e ricerche a livello locale ritenuti attendibili.

Gli habitat forestali che sono stati qui selezionati tra quelli in elenco in Allegato I della Direttiva Habitat per l'Italia, rispondono a specifici criteri operativi volti a individuare le urgenze cui rivolgere le azioni di tutela, ossia:

- sono considerati in stato sfavorevole (U2) di conservazione e/o con tendenza al deterioramento almeno in una parte della loro distribuzione nazionale in termini di regione biogeografica[109] ;
- sono habitat il cui stato di conservazione non favorevole è determinato principalmente dall'insufficiente copertura nazionale valutata rispetto a un valore favorevole di riferimento;
- presentano una distribuzione areale che risponde ai criteri descritti nel Manuale ISPRA sul monitoraggio degli habitat.
- mostrano una distribuzione consistente all'esterno dell'attuale configurazione della Rete Natura 2000

Gi habitat così selezionati per le procedure di analisi sono elencati in Tabella 41, per questi habitat è prevedibile che un ampliamento della rete di tutela individui una potenzialità di miglioramento dello stato di conservazione complessivo.

Tabella 41. Elaborazioni ISPRA su dati del IV Report Art 17 della Direttiva Habitat per l'Italia. Stima della superficie esterna alla Rete Natura 2000 relativa agli habitat forestali U2 selezionati (in rosso, dati da elaborazioni originali ISPRA su dati Carta della Natura)

Habitat	Area coperta totale (kmq)	Area esterna alla Rete Natura 2000 (%)
9150 - Medio-European limestone beech forests of the Cephalanthero-Fagion	653	64
91AA - Eastern white oak woods*	4100	97
91F0 - Alluvial forests with Alnus glutinosa and Fraxinus excelsior*	450	53
91F0 - Riparian mixed forests of Quercus robur, Ulmus laevis and Ulmus minor, Fraxinus excelsior or Fraxinus angustifolia, along the great rivers (Ulmenion minoris)	172	45
91H0 - Pannonian woods with Quercus pubescens	110	96
91L0 - Illyrian oak-hornbeam forests (Erythronio-Carpinion)	650	72
92A0 - Salix alba and Populus alba galleries	850	59
9430 - Subalpine and montane Pinus uncinata forests (* if on gypsum or limestone)	270	92
9540 - Mediterranean pine forests with endemic Mesogean pines	960	50

La distribuzione di questi 9 habitat è stata ricostruita per l'intera superficie nazionale aggregando e armonizzando dati disponibili per gli habitat da diverse fonti (Rete Natura 2000, carte della vegetazione, carte forestali, carte di copertura del suolo fino al 4° livello CORINE land cover, dati provenienti da Regioni e Province Autonome raccolti nelle attività di monitoraggio a fini del reporting ai sensi della Direttiva Habitat, Carta della Natura) nel quadro delle azioni dell'Accordo di Partenariato PON Governance e capacità istituzionale 2014-2020, cui ISPRA

[109] https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/state-of-nature-in-the-eu/article-17-national-summary-dashboards/conservation-status-and-trends

partecipa tramite il progetto "Statistiche ambientali per le politiche di coesione 2014-2020" (Carli et al 2020, Angelini et al 2018, ISPRA 2016)[110].

Al fine di armonizzare l'eterogeneità delle informazioni cartografiche si è adottato un sistema basato su unità geografiche operazionali (OGU) definite tramite una griglia 1*1 km (coerente con la griglia di riferimento 10*10 km utilizzata dall'EEA per le attività di reporting) dove registrare i dati disponibili [111]

Tale distribuzione è stata quindi utilizzata come baseline cartografica dello scenario incrementale per le elaborazioni sui dati relativi a unità locali d'impresa (di industria e servizi) interessate dalle aree potenzialmente candidabili.

Per eseguire un'indagine di approfondimento in modo da affrontare più specificatamente le relazioni ecologiche che sottendono ai processi sia ambientali che economici, è stato realizzato anche un focus sull'habitat 91F0 "Foreste miste riparie di grandi fiumi a *Quercus robur, Ulmus laevis* e *Ulmus minor, Fraxinus excelsior* o *Fraxinus angustifolia* (*Ulmenion minoris*)", la cui superficie esterna alla Rete è pari quasi alla metà della superficie complessiva e la cui valutazione complessiva negativa e il cui stato di conservazione e *trend* mostrano i valori più sfavorevoli in tutte le regioni biogeografiche e per tutti i parametri valutati, in particolare per la superficie occupata.

L'habitat 91F0 individua i boschi alluvionali delle pianure dei grandi fiumi nei tratti finali e medio-collinari. Per la sua collocazione e ruolo alla scala di paesaggio è stato selezionato anche perché potenzialmente capace di intercettare, e interferire con, le potenziali espansioni antropiche dovute allo sviluppo dei centri abitati e industriali tipici dei fondovalle.

I risultati di questo esercizio di analisi finalizzato alla descrizione dell'interazione tra gli habitat forestali in cattivo stato di conservazione e il sistema economico locale di riferimento, possono essere presentati a partire dai risultati della valutazione negli scenari simulati, a partire dalla configurazione della Rete Natura2000[112] per i 9 habitat forestali in stato di conservazione non soddisfacente U2, e per la sola estensione finalizzata all'inclusione dell'habitat 91F0 (Figura 54). In tutti i casi è stato applicato un filtro del 5% che esclude i poligoni che occupano una superficie minore (Tabelle 42, 43).

A partire da questo approccio, si possono presentare diverse ipotesi di tutela con relative ricadute sulla dimensione economica potenzialmente interessata dall'estensione delle aree da sottoporre a maggior vincolo (Figure 53 e 54).

[110] Accordo di partenariato 2014-2020 relativo all'Obiettivo tematico "OT6 Tutelare l'ambiente e promuovere l'uso efficiente delle risorse" https://www.istat.it/it/archivio/16777.

[111] I dati utilizzati sono contenuti nel geodatabase dedicato al monitoraggio degli habitat di Direttiva (BD-Habit) sviluppato da ISPRA come strumento operativo per il monitoraggio degli habitat.

[112] Per la presente elaborazione il dato spaziale utilizzato è, per coerenza, quello a cui sono riferiti i dati presentati nell'ambito del IV Report della Direttiva Habitat (Aprile 2020).

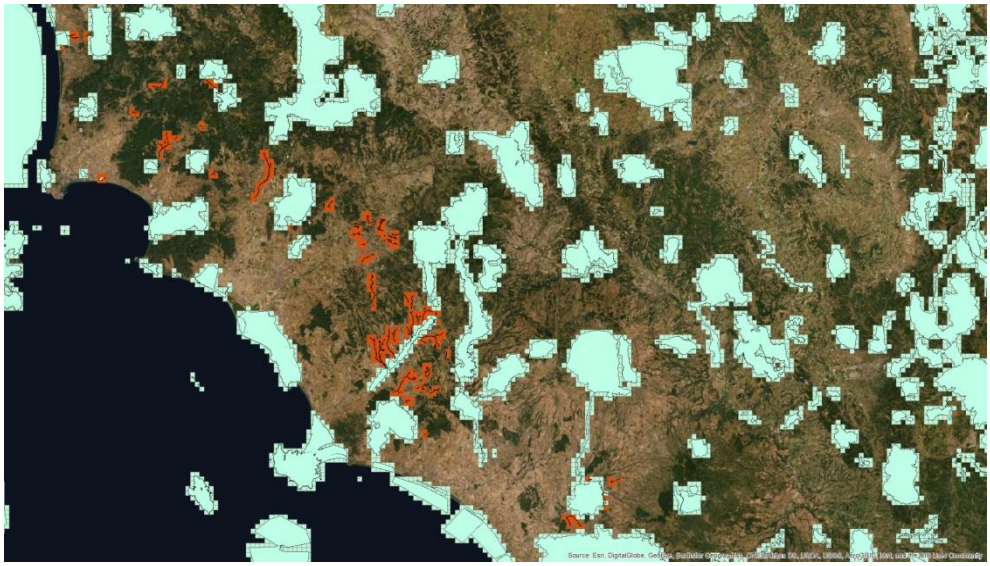


Figura 54. Estratto cartografico relativo alla distribuzione attuale della Rete Natura 2000 (in verde) e scenari di ampliamento relativi all'Habitat 91F0 (in rosso). I dati sono riportati su griglia 1x1km.

La trattazione presentata mira ad evidenziare le ricadute sulla conservazione e il ripristino degli habitat, calibrate rispetto al tipo di tutela che si vuole assicurare in particolare facendo riferimento all'obiettivo della Strategia 2030 di strutturare una rete più ampia di aree protette basandosi sulle aree Natura 2000 esistenti.

Analisi del potenziale rischio di transizione ecologica per le attività economiche interessate dagli scenari di estensione delle aree protette

Nel caso di inclusione delle superfici elaborate per gli habitat forestali U2 all'interno di siti della Rete Natura 2000, ipotizzando un loro ampliamento ad inviluppo che integri le possibili connessioni ecologiche in un ambito di prossimità spaziale e tematico, le attività antropiche intercettate saranno più ampie rispetto a quelle individuate dalla localizzazione dei singoli habitat. L'estensione deve essere comunque plausibile e compatibile con le capacità di mantenimento spontaneo degli habitat, legato quindi alle capacità di propagazione delle specie componenti tipiche o dominanti e alla disponibilità prossimale di siti idonei alla ulteriore espansione per evoluzione dinamica. Anche la porzione di territorio su cui insiste l'habitat registra comunque le conseguenze e gli impatti delle attività al margine caratterizzando così in modo efficace i principali aspetti finanziari ed economici coinvolti direttamente con esiti di rischio o opportunità di fronte alla prospettiva di una transizione ecologica.

Non soltanto sviluppi tecnologici e cambiamenti nelle preferenze dei consumatori ma anche misure governative destinate a ridurre la potenziale perdita di biodiversità e di servizi ecosistemici, possono tradursi in rischi di transizione per le aziende che devono adattarsi ad un contesto mutato, con possibili implicazioni sia in termini di restrizioni di attività economiche che di adempimenti autorizzativi più stringenti e maggiori oneri. Una transizione ecologica, soprattutto se brusca, può in teoria aumentare la probabilità di insolvenza sui prestiti e svalutazioni di partecipazioni in società con processi produttivi che hanno un impatto negativo sul capitale naturale, e quindi generare conseguenze dirette sia sul piano finanziario che dei risultati economici e occupazionali, nonché indirette sulle istituzioni finanziarie che investono in queste società.

Esiste dunque un rischio di transizione quando i governi decidono di designare nuove aree come aree protette, e in questo caso, le attività economiche presenti e operanti non solo all'interno dei perimetri territoriali selezionati, ma anche in prossimità e, in alcuni casi, in una cornice ancora più ampia con la quale le aree protette interagiscono, possono trovarsi di fronte alla prospettiva di delocalizzarsi oppure di gestire questo rischio attraverso l'adozione di modelli di business e processi aziendali più sostenibili con una maggiore valorizzazione dei prodotti e dei servizi offerti. Sono numerose ormai le ricerche economiche[113] che ci raccontano come l'innovazione ambientale

[113] Fondazione Symbola, Rapporto Green Economy.

costituisca la chiave di sviluppo strategico di una percentuale sempre più maggioritaria di storie aziendali di successo, a volte per i minori costi aggiuntivi che le aziende coinvolte sostengono nel lungo periodo, più spesso anche per una maggior competitività sui mercati (soprattutto internazionali) che dimostrano di avere.

Nel concreto, il rischio di transizione può tradursi nei vincoli più stringenti che sono potenzialmente estendibili alle aree di scenario, in particolare, quelli esistenti all'interno della Rete Natura2000, dove vigono vincoli di tutela che prevedono una protezione più rigorosa dello stato di conservazione di specie e habitat di interesse Comunitario. L'articolo 6 della Direttiva "Habitat" in particolare, dispone previsioni in merito al rapporto tra conservazione e attività socio-economiche, fornendo misure propositive, preventive e procedurali. La Valutazione di Incidenza (VIncA) in particolare è lo strumento per valutazione dei possibili effetti negativi, determinati da piani e/o progetti non direttamente connessi o necessari alla gestione del Sito Natura 2000 e costituisce lo strumento essenziale per poter assicurare la conciliazione tra lo sviluppo locale e il raggiungimento degli obiettivi di conservazione della rete Natura 2000.I dati economici presentati per ogni scenario di ampliamento, fanno riferimento ai valori di fatturato economico e al profilo occupazionale delle unità locali d'impresa residenti nei comuni interessati dalle ipotesi di estensione delle aree protette, ripartite per gruppo di specializzazione produttiva prevalente. In assenza di un dato statistico perfettamente geolocalizzato, le elaborazioni hanno spesso tenuto in considerazione sia la totalità delle imprese residenti (escludendo soltanto i comuni con percentuali inferiori al 5% di habitat ricadenti all'interno dei propri confini amministrativi), sia una porzione di esse selezionata in base alla medesima percentuale di territorio comunale candidata a trasformarsi in area tutelata.

È bene evidenziare, in conclusione, che i numeri, esito di questa analisi, intendono fornire per il momento soltanto una descrizione delle principali interazioni con i sistemi locali d'impresa e quindi del rischio economico potenziale. La comprensione più precisa di quali possano essere i valori economici e i profili occupazionali da ritenere concretamente a rischio di transizione ecologica, dipenderà in maniera sostanziale invece dalla tipologia delle eventuali forme di tutela del capitale naturale da introdurre e dall'effettivo perimetro in cui saranno applicate. Allo stesso tempo, da una angolazione diametralmente opposta, la transizione ecologica, da rischio può essere considerata un'opportunità di trasformazione dei propri processi produttivi verso una maggiore compatibilità ambientale con il territorio in cui si opera, capace di migliorare il grado di accettazione sociale da parte della comunità di riferimento, il posizionamento di mercato rispetto alla clientela e la competitività a livello internazionale[114].

Tabella 42. Valori di fatturato economico delle unità locali d'impresa residenti nei comuni interessati nei diversi scenari analizzati riferiti al livello comunale e alla proporzione di superficie occupata dagli habitat.

	Rete Natura 2000		Scenario ampliamento Habitat forestali U2		Scenario ampliamento Habitat forestali 91F0	
Gruppi di specializzazione produttiva prevalente	**Fatturato totale**	**Fatturato in proporzione alla superficie degli habitat**	**Fatturato totale**	**Fatturato in proporzione alla superficie degli habitat**	**Fatturato totale**	**Fatturato in proporzione alla superficie degli habitat**
A vocazione agricola	21.122.967	8.071.222	2.132.488	348.940	347.367	30.865
Agro-alimentare	94.530.849	24.089.520	37.677.169	10.015.702	1.043.964	1.014.016
Fabbricazione di macchine	109.063.568	24.304.267	23.347.113	4.078.189	1.328.193	245.641
Gioielli, occhiali e strumenti musicali	40.895.652	14.351.310	23.593.276	5.124.587	779.738	131.628
Legno e mobili	103.564.918	27.229.208	70.446.642	14.318.814	14.178.237	3.350.691
Materiali da costruzione	28.056.621	7.498.891	11.086.611	2.320.670	1.526.168	-

[114] Fondazione Symbola, Rapporto Green Economy.

Mezzi di trasporto	125.044.725	20.694.344	27.385.350	8.821.622	16.378	3.491
Non specializzato	33.451.040	11.414.663	10.382.151	1.423.605	1.281.774	141.884
Pelle e cuoio	39.247.203	11.852.494	34.665.552	9.144.876	2.032.750	572.903
Petrolchimica e farmaceutica	93.652.112	22.585.109	27.746.507	4.963.036	1.278.884	431.158
Produzione e lavorazione dei metalli	65.908.084	20.019.457	14.125.302	2.076.326	248.520	-
Tessile e abbigliamento	80.336.176	26.392.234	23.539.430	7.537.015	1.307.971	257.990
Turistico	55.931.343	24.757.216	15.269.940	2.934.058	2.584.303	125.072
Urbano ad alta specializzazione	427.183.088	63.170.978	342.208.543	67.637.814	40.197.629	337.167
Urbano non specializzato	51.470.520	13.496.907	39.725.771	11.514.781	1.490.769	349.936
Urbano pluri-specializzato	192.360.991	57.256.436	149.016.861	28.561.722	10.167.313	1.094.210
Urbano prevalentemente portuale	210.986.127	81.001.360	149.378.592	21.750.225	36.046.399	817.384
Totale complessivo	1.772.805.984	458.185.619	1.001.727.298	202.571.983	115.856.357	8.904.036

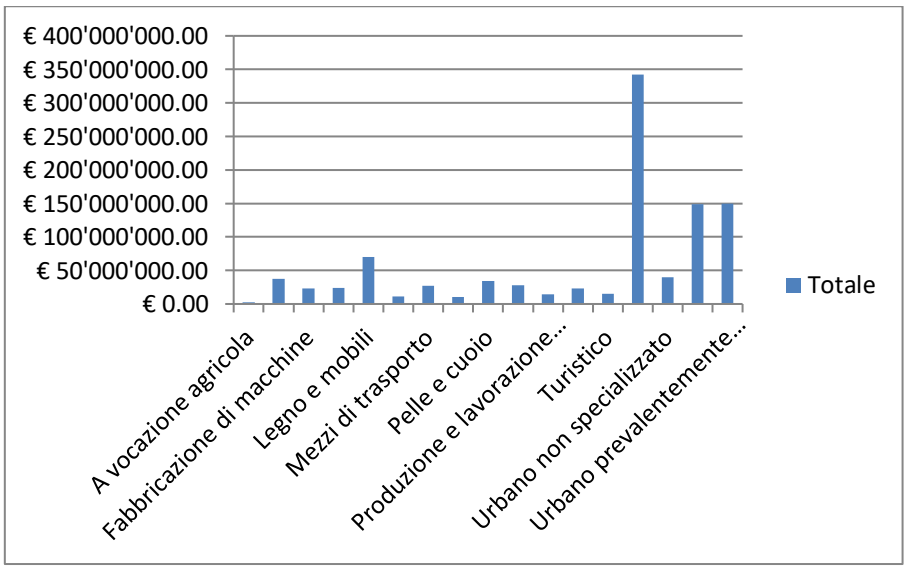


Figura 55. Fatturati totali per gruppo di specializzazione produttiva prevalente (Scenario ampliamento Habitat forestali U2).

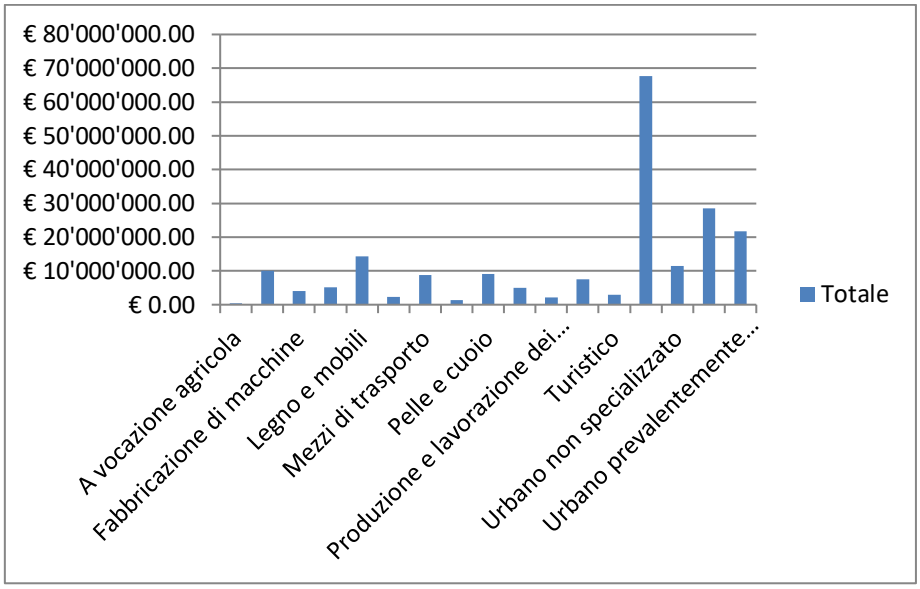


Figura 56. Fatturati in base alle superfici habitat, per gruppo di specializzazione produttiva prevalente (Scenario ampliamento Habitat forestali U2)

Tabella 43. Profilo occupazionale nei diversi scenari analizzati, riferiti al livello comunale e alla proporzione di superficie occupata dagli habitat.

	Rete Natura 2000		Scenario ampliamento Habitat forestali U2		Scenario ampliamento Habitat forestali 91F0	
Gruppi di specializzazione produttiva prevalente	**Addetti totali**	**Addetti in proporzione alla superficie degli habitat**	**Addetti totali**	**Addetti in proporzione alla superficie degli habitat**	**Addetti totali**	**Addetti in proporzione alla superficie degli habitat**
A vocazione agricola	192.572	75.689	23.574	3.581	290	2.780
Agro-alimentare	559.911	153.255	231.013	62.223	5.452	7.278
Fabbricazione di macchine	563.481	135.085	133.783	23.589	1.185	8.622
Gioielli, occhiali e strumenti musicali	208.586	74.640	114.835	23.823	564	3.877
Legno e mobili	573.329	155.377	400.560	84.486	18.106	75.415
Materiali da costruzione	187.241	51.364	80.275	17.027	-	9.337
Mezzi di trasporto	599.481	112.677	135.474	44.372	33	189
Non specializzato	308.928	108.994	94.529	13.722	1.044	9.478
Pelle e cuoio	255.238	72.543	202.490	57.051	3.337	11.890
Petrolchimica e farmaceutica	500.969	110.873	177.128	32.474	2.413	6.638
Produzione e lavorazione dei metalli	377.049	117.900	90.605	13.381	-	1.644
Tessile e abbigliamento	519.291	175.384	154.246	51.086	1.290	7.236
Turistico	469.677	216.861	137.714	27.712	1.326	24.377

Urbano ad alta specializzazione	1.553.165	258.917	1.133.713	222.233	1.884	133.431
Urbano non specializzato	432.845	113.289	312.284	90.044	3.270	13.013
Urbano pluri-specializzato	1.140.035	345.048	810.031	166.572	6.835	45.927
Urbano prevalentemente portuale	1.234.047	484.201	815.397	122.537	5.264	193.557
Totale complessivo	9.675.845	2.762.096	5.047.651	1.055.912	52.295	554.688

3.1.2 Le Zone Economiche Ambientali per lo sviluppo sostenibile

MESSAGGI CHIAVE

I Parchi nazionali sono il migliore esempio del rapporto "sostenibile" tra conservazione della natura e presenza dell'uomo. Per stimolare gli investimenti ecocompatibili e migliorare le opportunità di lavoro, nel 2019 sono state istituite le Zone Economiche Ambientali (ZEA), che coincidono con il territorio dei Parchi nazionali.

La prima interpretazione normativa a vantaggio delle ZEA è il *decreto Rilancio* del maggio 2020, con un contributo straordinario di 40 milioni di euro per l'anno 2020.

Un passo avanti nel percorso di allineamento delle Aree marine protette alle ZEA è tramite la Legge *semplificazione e innovazione digitale* del settembre 2020.

Le difficoltà e i ritardi nell'attuazione della governance nei Parchi nazionali è un limite per lo sviluppo delle ZEA. Infatti, una limitata interazione tra il Piano per il parco, il Regolamento del parco e il Piano pluriennale economico e sociale rende difficile coniugare nel modo migliore il binomio uomo – ambiente.

La certificazione ambientale è una condizione utile per la individuazione delle attività ecocompatibili nelle ZEA. Consente anche di differenziare l'applicazione delle agevolazioni pubbliche per lo sviluppo sostenibile del territorio.

Il successo delle politiche di conservazione del patrimonio naturale dipendono dall'integrazione con le altre politiche settoriali ("*biodiversity mainstreaming*"). Un caso rilevante per le ZEA è l'agricoltura sostenibile, in grado di contribuire allo sviluppo economico e alla tutela ambientale dei territori. Le ZEA hanno una vocazione naturale per i sistemi biologici.

La crescita delle filiere agricole e forestali sostenibili e dei sistemi biologici nelle ZEA è condizionata dagli indirizzi della *nuova PAC* e dalle decisioni del nostro paese nella definizione del Piano strategico nazionale (PSN) 2023 – 2027. Nell'impalcatura della *nuova PAC* esiste anche una forte correlazione tra il ruolo delle ZEA, la valorizzazione del Capitale Naturale e la realizzazione di iniziative a vantaggio dell'impollinazione, un servizio ecosistemico fondamentale per la conservazione del Capitale Naturale.

3.1.2.1 Le Zone Economiche Ambientali

L'emergenza da Covid-19 ha ancora una volta evidenziato la profonda e permanente interconnessione tra gli aspetti economici, sociali e ambientali delle nostre società.

Oltre agli impatti positivi sulla qualità dell'aria, sull'inquinamento acustico e nelle emissioni di gas serra, di natura temporanea perché conseguenti alle limitazioni nelle attività produttive e negli spostamenti delle persone, sono l'origine animale della pandemia in atto e la repentina "*ripresa*" di numerose specie animali e vegetali a fornire la diretta e significativa testimonianza della necessità di rispettare la natura. A questa evidenza si è aggiunto l'importante contributo fornito dalla filiera agricola nazionale nel garantire i beni necessari, rendendo chiaro a tutti l'importanza della convivenza delle produzioni primarie con la tutela del capitale naturale, la salute e il benessere umano.

L'esempio migliore dell'auspicato rapporto "*sostenibile*" tra natura e presenza dell'uomo sono certamente le aree protette, e in primo luogo i parchi nazionali, dove lo sviluppo del territorio, principalmente associato al turismo ambientale[115] e alla ristorazione, alle attività agricole e zootecniche, al commercio dei prodotti artigianali e alle iniziative culturali, si accompagna alla valorizzazione del capitale naturale e alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. Il valore "*conservazionistico*" del sistema delle aree protette terrestri e marine è un concetto noto e ben definito il cui processo di tutela si è avviato con l'istituzione (nel 1922) del Parco nazionale del Gran Paradiso e (nel 1923) del Parco nazionale d'Abruzzo e ha trovato un positivo inquadramento giuridico nella legge quadro 6 dicembre 1991, n. 394.

[115] Tutti i dati socioeconomici provengono dal documento "*Aree protette italiane in cifre. Rapporto 2017*" MATTM - Unioncamere e sono relativi all'anno 2015. http://www.areeprotette-economia.minambiente.it/index.php?p=project).

La possibilità di valorizzare le esperienze umane, senza creare necessariamente contrapposizione tra economia e natura, trova una corrispondenza nel consumo di suolo nei Parchi nazionali, condizione rappresentata nel precedente Rapporto sullo stato del Capitale Naturale in Italia[116] (da pagg. 82). Nonostante la variabilità di dati associata principalmente all'epoca di istituzione e al contesto geografico, ecologico e paesaggistico di riferimento, i valori delle superfici artificiali sono sempre inferiori a quelli dei territori di riferimento (ecoregioni e/o ambiti amministrativi) e testimoniano le ricadute positive dei Parchi nazionali rispetto alla tutela della biodiversità, del paesaggio e del grado di antropizzazione dell'area vasta contigua. Peraltro, la densità abitativa (47,6 abitanti/Kmq) è di oltre quattro volte inferiore a quella nazionale. È bene precisare che il consumo di suolo è un dato utile per comprendere l'evoluzione del processo di frammentazione, fenomeno con interferenze significative sugli equilibri ecosistemici, ma non è un indicatore per la misurazione diretta della biodiversità. Il tema della biodiversità è considerato nel precedente paragrafo 2.1.1 "*Lo stato di conservazione della biodiversità terrestre e marina in Italia*" e soggetto a valutazione nei periodici rapporti sulla Strategia nazionale della biodiversità (MATTM)[117].

Il numero di Parchi nazionali e Aree marine protette[118], pari rispettivamente a 25[119] e 29 (più due Parchi Archeologici sommersi) e con una estensione totale a terra di oltre 1,7 milioni di ettari (oltre il 5% della superficie nazionale), dimostrano l'efficacia della politica nazionale nel sostenere la tutela del patrimonio naturale mediante l'istituzione del sistema delle aree protette[120] e la regolamentazione delle attività compatibili in funzione delle finalità istitutive e del livello di naturalità. Al riguardo, rilevante è la suddivisione del territorio dei parchi in aree con diversa destinazione e tutela, quali le *riserve integrali, le riserve generali orientate, le aree di protezione e le aree di promozione economica e sociale.*

Le esperienze maturate negli anni, tuttavia, hanno messo in evidenza che i risultati delle iniziative di protezione sono strettamente associati ad un equilibrio locale con il benessere e la sostenibilità economica e sociale, perché elementi indispensabili alla base della presenza delle comunità locali che vivono tutti i giorni e presidiano il territorio (agricoltori e altri produttori di beni e servizi, associazioni, amministrazioni locali e singoli cittadini). Un esempio utile è nelle politiche ambientali del parco delle Cinque Terre, che da anni sostiene il sistema dei terrazzamenti e la sua storica destinazione a forme di agricoltura tradizionale, come opera necessaria per il contrasto al dissesto idrogeologico.

L'elemento decisivo è da individuare nelle collaborazioni tra pubblico e privato, per creare le condizioni utili alla conservazione del patrimonio naturale e al miglioramento delle opportunità di lavoro, di istruzione, di formazione, di assistenza socio-sanitaria e delle altre attività compatibili con le finalità dei Parchi.

Contemporaneamente, altrettanto importante è la presenza di un sostegno pubblico finalizzato a sostenere il valore strategico offerto dal sistema delle aree protette per lo sviluppo qualitativo e la sanità pubblica del nostro Paese, riconoscendo il ruolo di alcune attività ecosostenibili realizzate nei parchi (e talvolta nelle aree contigue), quali ad esempio le coltivazioni zootecniche e le pratiche agricole estensive, a ridotto o nullo apporto di sostanze chimiche. In questa ottica il sostegno è motivato anche dalla utilità pubblica a sostenere gli oneri aggiuntivi che condizionano le imprese sostenibili operanti nelle aree protette.

---

[116] Terzo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia (2019) | (minambiente.it)

[117] https://www.minambiente.it/pagina/strategia-nazionale-la-biodiversita

[118] Dati VI aggiornamento dell'Elenco ufficiale delle aree protette -D.M. 27 aprile 2010 (fonte MATTM) integrati con i successivi aggiornamenti trasmessi all'EEA relativi alla CDDA (Common Database on Designated Areas.

[119] Dei 25 Parchi Nazionali si fa presente che il parco nazionale di Orosei e Gennargentu, il cui Ente istituito con D.P.R. del 30 marzo 1998 risulta ancora iscritto nell'Elenco Ufficiale delle Aree Protette ma, di fatto è stato cancellato con la Sentenza Tribunale Amministrativo Regionale (Sardegna) 7 aprile 2008 n. 221, che ha accolto l'opposizione dei comuni originariamente inclusi nel perimetro del parco.

[120] È utile precisare che in conformità alla Legge 394/1991, nel nostro paese sono state istituite 843 aree naturali protette terrestri**,** per un totale di oltre 3 milioni di ettari tutelati a terra, circa 2.850 mila ettari a mare e 658 chilometri di costa. Ai Parchi nazionali e Aree marine protette sono da aggiungere i Parchi regionali, le Riserve Naturali dello Stato, le Riserve naturali regionali, le Aree naturali protette, tra le quali rientrano le Oasi naturalistiche gestite dalle associazioni di protezione ambientale, le zone umide d'importanza internazionale (Convenzione di Ramsar), le zone Ramsar istituite in attesa del riconoscimento dal Segretariato di Ramsar (aggiornamento 2017) e le Riserve della biosfera - programma "*Uomo e Biosfera - Man and the Biosphere*" (MAB) UNESCO.
Considerando anche i Siti Natura 2000 (SIC/ZSC e ZPS istituite ai sensi della direttiva Habitat 92/43/CEE e della direttiva Uccelli 2009/147/CE), il cui territorio spesso si sovrappone, la superficie protetta è pari a circa il 21,7% del territorio nazionale (elenco ufficiale - EUAP, aggiornato con *Common Database Designated Areas* - CDDA 2020) minambiente.it.

La destinazione di agevolazioni ai Parchi nazionali[121], previsti dalla Legge 394/1991 all'articolo 7 "*Misure di incentivazione*" e all'articolo 14 "*Iniziative per la promozione economica e sociale*", è stata negli anni condizionata dalle difficoltà attuative degli strumenti di gestione, nel caso specifico la distinzione tra il piano del parco a valenza ambientale e il piano pluriennale economico e sociale (PPES), quest'ultimo caratterizzato da una limitata applicazione e nel cui contesto è inquadrato il principio della concessione di sovvenzioni a privati ed enti locali[122]. Altro limite, in riferimento ai finanziamenti concessi dall'Unione Europea con la Politica Agricola Comunitaria (PAC), è nella complessità delle procedure attuative che ha sempre caratterizzato la concessione degli aiuti alle aziende agricole attive nei parchi e nelle altre aree protette[123].

Le sollecitazioni provenienti dalle comunità dei parchi, dirette soprattutto a contrastare il processo abbastanza trasversale di invecchiamento delle popolazioni[124] e lo spopolamento delle aree più marginali con minore disponibilità di risorse finanziarie, organizzative e di competenze imprenditoriali, insieme alla volontà politica di rendere più attuale e non stravolgere il relativo quadro normativo sul sistema delle agevolazioni, hanno portato nel 2019 alla **istituzione delle Zone Economiche Ambientali (ZEA).**

Il riferimento normativo è l'articolo 4-ter del D.L. n. 111 dell'ottobre 2019 (il cosiddetto "decreto clima"), convertito con modificazioni dalla Legge n. 141 del dicembre 2019 e successivamente modificato con la Legge n. 120 del settembre 2020 ("*Misure urgenti per la semplificazione e l'innovazione digitale*").

Le ZEA coincidono con il territorio di ciascuno dei Parchi nazionali e costituiscono un accorgimento normativo per incentivare la permanenza dei cittadini e stimolare la crescita delle imprese all'interno dell'area protetta, attraverso agevolazioni e benefici fiscali finalizzati a favorire nuovi investimenti ecocompatibili e orientati al contrasto ai cambiamenti climatici, alla migliore efficienza energetica, all'economia circolare, alla protezione della biodiversità e alla coesione sociale e territoriale.

Da notare che gli incentivi da attivare non sono concepiti come uno strumento assistenziale. Questa considerazione trae spunto dai numeri che caratterizzano l'economia dei parchi nazionali rispetto alla popolazione. Infatti, a differenza del calo demografico, i dati del 2015 riportano la presenza di 68.659 imprese nei comuni dei parchi, con un valore medio della *densità d'impresa* di poco inferiore al dato nazionale (9,6 imprese ogni 100 abitanti, rispetto alle 10 a livello nazionale). E in quasi la metà dei Parchi (11 su 24 escludendo il PN Orosei e Gennargentu) il dato è superiore. Inoltre, nell'agroalimentare, nell'alloggio e nella ristorazione il tasso di attività e il valore aggiunto delle imprese sono superiori ai corrispondenti indici medi nazionali.

Il limite più evidente è la contenuta dimensione media (il numero medio di addetti è 2,4 contro il 3,7 nazionale) e la capacità di produrre ricchezza.

Per l'individuazione delle attività economiche ecocompatibili[125], il primo provvedimento legislativo di riferimento è il contributo straordinario di 40 milioni di euro per l'anno 2020, disposto con l'articolo 227 del Decreto "*Rilancio*" (D.L. n. 34 del 19 maggio 2020) e finalizzato a compensare i danni derivanti dalla pandemia Covid-19.

Successive modifiche, tramite l'articolo 55, comma 3 bis della Legge 120/2020, hanno individuato i soggetti beneficiari nelle micro e piccole imprese[126] con sede operativa sia all'interno delle ZEA che all'interno delle Aree marine protette (AMP). Al paragrafo 3.1.2.2 un approfondimento sulle differenze tra i Parchi nazionali e le Aree marine protette in rapporto alle ZEA.

---

[121] L'assegnazione di agevolazioni ai Parchi nazionali è motivata dal contributo alla tutela dell'ambiente e della salute pubblica, riconosciuti dagli articoli 3 e 32 della Costituzione italiana rispettivamente come principio fondamentale e come diritto fondamentale.

[122] La Legge 394/91 suggerisce la contemporanea stesura del Piano e del PSES.

[123] Libro Bianco FARENAIT, www.lamiaterravale.it

[124] Il dato medio della popolazione di età inferiore ai 30 anni non supera il 30% del totale.

[125] Il testo vigente dell'articolo 4 - ter della Legge 141/2019 individua come imprese beneficiarie le **micro e piccole imprese con sede operativa all'interno di una ZEA e** con attività economiche compatibili con la riduzione delle emissioni di gas serra, lo sviluppo di energie rinnovabili, il sequestro di CO2 mediante silvicoltura, il rafforzamento della tutela degli ecosistemi, l'aumento dell'efficienza energetica nonché riconosce il sostegno finanziario per affrontare le problematiche sociali dei nuclei a reddito medio – basso (articolo 19, comma 6, lettere a), b), d), d-bis) e h), del decreto legislativo 13 marzo 2013, n. 30).
La copertura finanziaria è prevista nella legge di bilancio 160 del 27 dicembre 2019, con un finanziamento fino a 20 milioni di euro per le annualità 2020, 2021 e 2022.

[126]Definizione delle categorie di imprese all'Allegato I al Regolamento (UE) n. 651 del giugno 2014 "*che dichiara alcune categorie di aiuti compatibili con il mercato interno in applicazione degli articoli 107 e 108 del trattato* ".

Il finanziamento statale a beneficio degli operatori economici delle ZEA e delle AMP ha una natura aggiuntiva rispetto alle altre forme di ristoro da Covid-19 decise a livello nazionale ed è motivato dalla volontà politica di attribuire una compensazione economica alle responsabilità imprenditoriali collegate al rispetto delle specifiche norme e criteri ambientali. Gli oneri aggiuntivi da compensare sono sia costi diretti, ad esempio i materiali specifici da utilizzare per il distanziamento sociale nelle strutture della ristorazione o per lo svolgimento delle attività turistiche nelle AMP, che di natura indiretta, ad esempio il tempo lavorativo per soddisfare gli ulteriori vincoli di natura amministrativa e burocratica per il rilascio del nulla osta preventivo, da parte dell'Ente parco[127], rispetto alla realizzazione di interventi, impianti e opere all'interno del parco (articolo 13 della legge 394/1991).

Gli strumenti di programmazione previsti dalla Legge 349/1991 (Piano per il parco, Regolamento del parco e Piano pluriennale economico e sociale)[128] non sono associati ai risultati di gestione delle singole ZEA e AMP. Nelle relazioni annuali sulla gestione finanziaria degli Enti parco, la Corte dei Conti periodicamente rileva le criticità nella programmazione in numerose ZEA e il peso prevalente dei trasferimenti pubblici (MATTM, Regioni, Enti locali). Ad esempio, nel 2018[129] l'incidenza totale delle risorse pubbliche è pari al 63,9% delle entrate, con una quota di risorse proprie inferiori al 10% in 22 ZEA.

Dall'analisi del quadro sullo stato di attuazione degli strumenti di programmazione previsti dalla normativa[130], appare evidente che l'assenza di interazione tra tali strumenti rende difficile l'attività di gestione, ostacola la più efficace allocazione delle risorse finanziarie, ma soprattutto rende difficile coniugare nel modo migliore il binomio uomo–ambiente. Dunque, può condizionare l'applicazione delle agevolazioni fiscali e normative previste nelle ZEA e condizionare l'attività di vigilanza esercitata dal MATTM sugli Enti parco, quali enti pubblici non economici[131] e senza fini di lucro. Nel paragrafo 3.1.2.3 viene fornita una panoramica sui sussidi pubblici e le altre forme di finanziamento.

Di natura diversa rispetto alle agevolazioni previste dal quadro giuridico delle ZEA ma importanti per la sostenibilità delle attività imprenditoriali presenti nelle aree protette sono i sussidi europei[132], e tra essi gli strumenti economici destinati a generare benefici per lo sviluppo rurale nell'ambito della Politica Agricola Comunitaria (PAC).

Il terzo Rapporto sullo stato del Capitale Naturale in Italia (dalla pagg. 174) fornisce informazioni sulla funzione produttiva e le funzioni ecosistemiche della PAC, e diversi documenti della Rete Rurale Nazionale[133] ne descrivono l'impalcatura, analizzando in dettaglio i Programmi di Sviluppo Rurale regionali[134] (PSR, il cosiddetto *secondo pilastro della PAC*), concepiti per promuovere la tutela del Capitale Naturale, la conservazione della biodiversità e lo sviluppo della multifunzionalità nelle aziende agricole (agriturismo, vendita diretta dei prodotti, fattorie didattiche, servizi naturalistici ed escursionistici, produzione di energia alternativa, etc.).

Rinviando alla Rete Rurale Nazionale per la conoscenza dei contenuti della programmazione 2014–2020, in particolare delle pratiche colturali "positive" perché in grado di favorire servizi ecosistemici come la regolazione del clima, la conservazione del suolo, l'impollinazione entomofila, in questa sede si ribadisce il contributo importante che la PAC (primo e secondo pilastro) è in grado di svolgere nello sviluppo territoriale sostenibile delle ZEA e sottolineare il limitato contributo richiesto ai Parchi nazionali nella programmazione 2014–2020, al fine della individuazione delle priorità di finanziamento e della ripartizione delle risorse economiche. Per la prossima programmazione 2023–2027 si auspica un maggiore coinvolgimento e si ricorda che l'articolo 7 della Legge 394/1991, che come detto in precedenza è uno dei presupposti normativi all'origine della istituzione delle ZEA, assegna una priorità nella concessione dei finanziamenti comunitari[135] ai soggetti pubblici e privati che operano

[127] Organo amministrativo, articolo 9 della Legge 394/1991.
[128] I riferimenti normativi sono gli articoli 11, 12, 13 bis e 14 del testo vigente della Legge 394/1991.
[129] Determinazione del 9 luglio 2020, n. 75 "- Corte dei Conti "Sezione del controllo sugli Enti determinazione e relazione sul risultato del controllo eseguito sulla gestione finanziaria dei 22 Enti Parco nazionali – 2018
[130] Quali il Piano per il parco, il Regolamento del parco e il Piano pluriennale economico e sociale. Il quadro sullo stato di attuazione, aggiornato al 31 dicembre 2020, è consultabile sul Repertorio dello stato di attuazione dei Piani dei Parchi Nazionali dell'ISPRA al link dedicato
[131] Legge 20 marzo 1975, n. 70 – art. 9 - Tabella IV concernente gli enti preposti a servizi di pubblico interesse (art.9).
[132] I Fondi sono molteplici, ad esempio i fondi strutturali e di investimento quali il Fondo europeo di sviluppo regionale (FESR), il Fondo sociale europeo (FSR) il Fondo europeo agricolo di sviluppo rurale (FEASR) e il Fondo europeo per gli affari marittimi e la pesca (FEAMP).
[133] Rete Rurale Nazionale
[134] Nella programmazione 2014 – 2020 le risorse finanziarie dei PSR sono state superiori ai 20 miliardi di euro.
[135] Tale priorità è individuata con Legge n. 426 del dicembre 1998, che con l'articolo 2, comma 8 ha modificato l'articolo 7, comma 1 della Legge 394/1991.

nelle ZEA, se destinati alla realizzazione di interventi previsti nel Piano per il parco e finalizzati al recupero dei nuclei abitati rurali, al risanamento dell'acqua, dell'aria e del suolo, al restauro ambientale del territorio, incluse le attività agricole e forestali, l'agriturismo e l'uso di energie rinnovabili.

Di seguito si illustrano approfondimenti su alcuni argomenti di rilievo rispetto alle ZEA. Il paragrafo 3.1.2.4 analizza il ruolo delle certificazioni ambientali come meccanismo per la individuazione delle attività eco-compatibili; il paragrafo 3.1.2.5 rappresenta la politica ambientale del parco delle Cinque Terre, che nella relazione della Corte dei Conti emerge come una delle ZEA più dinamiche nel reperimento di risorse proprie ed è caratterizzato dall'adozione nel 2019 della certificazione ambientale EMAS, dalla presenza della Carta Europea per il Turismo Sostenibile nelle Aree Protette (CETS) e dal positivo coinvolgimento delle popolazioni locali nelle attività di programmazione delle iniziative territoriali; il paragrafo 3.1.2.6 contiene informazioni sull'integrazione della conservazione e dell'uso sostenibile della biodiversità nelle politiche di gestione delle ZEA; il paragrafo 3.1.2.7 considera il ruolo dell'agricoltura e le interazioni tra ZEA e *nuova PAC*; il paragrafo 3.1.2.8 descrive le peculiarità che rendono il sistema biologico "naturalmente" vocato per le ZEA; il paragrafo 3.1.2.9 è dedicato al riconoscimento del ruolo delle ZEA nella valorizzazione del servizio ecosistemico dell'impollinazione.

3.1.2.2 Le Aree marine protette

Tra le novità introdotte dalla legge 11 settembre 2020, n. 120, recante "*Misure urgenti per la semplificazione e l'innovazione digitale*" (GU Serie Generale n.228 del 14 settembre 2020), va segnalata l'estensione alle Aree marine protette (AMP) dell'ambito di applicazione delle misure straordinarie previste per le ZEA.

Questo intervento allinea l'importanza delle AMP a quella già riconosciuta ai parchi nazionali per il supporto allo sviluppo delle politiche di sostenibilità. Due sono le conseguenze di rilievo, in primo luogo far progredire l'Italia verso la costruzione di un sistema complessivo delle aree protette nazionali e in secondo luogo rafforzare e valorizzare le funzioni ambientali, sociali ed economiche svolte dalle aree protette nazionali per la tutela dal Capitale Naturale.

In un contesto rappresentato da luoghi e territori molto diversificati tra di loro, le Aree marine protette rappresentano delle realtà molto differenti dai Parchi Nazionali, dove i delicati equilibri tra le esigenze territoriali legate allo sviluppo, al mantenimento dell'economia e del benessere sociale, e le azioni di tutela e preservazione degli habitat marini, hanno da sempre costituto un punto di forza dell'azione di governance attuata dagli enti gestori.

Le Aree marine protette attraverso le attività di monitoraggio, ricerca, educazione e promozione dell'uso sostenibile delle risorse, attraverso le azioni di valorizzazione delle tradizioni locali, promuovendo l'attuazione di forme di turismo naturalistico sostenibile anche mediante iniziative didattiche e museali, hanno saputo implementare e gestire gli strumenti normativi messi loro a disposizione raggiungendo con successo le finalità per le quali sono state istituite.

Il sostegno economico esteso alle AMP e alle imprese che vi operano, acquisisce un'importanza ancor più rilevante in considerazione del fatto che nelle 31 AMP ad oggi istituite, includendo i Parchi sommersi di Baia e Gaiola, sono presenti spesso realtà caratterizzate da piccoli comuni costieri e insulari, con sistemi economici di dimensioni ridotte, ed attività prevalentemente legate alla fruizione turistico-balneare e, quindi, a carattere stagionale maggiormente influenzabili dalle dinamiche che operano a larga scala. Questa specificità determina pressioni d'uso discontinue, con forti concentrazioni in periodi temporali limitati dettati dalla stagione balneare e in spazi circoscritti. La conseguenza è che i temi legati all'impatto dei cambiamenti climatici, all'efficientamento energetico, all'economia circolare, alla protezione della biodiversità e alla coesione sociale e territoriale richiedono declinazioni specifiche e necessitano anche di investimenti privati per meglio affrontare le esigenze di conservazione ambientale.

Il rafforzamento del comparto economico locale, attraverso le misure a sostegno previste dalle ZEA, consente di evitare che tali sistemi economici subiscano ancora di più gli effetti negativi generati dalle difficoltà economiche presenti a scala globale, e può fornire un ulteriore incentivo alla costruzione e diffusione di modelli di sviluppo locale delle comunità costiere e insulari.

Più in generale, la possibilità futura concessa alle realtà ricadenti nelle AMP di accedere alle misure di sostegno previste per le ZEA può essere un volano importante per contribuire alla sostenibilità ambientale dell'insieme delle attività che in esse si svolgono.

Anche se non rivolte in modo specifico alla compensazione dei requisiti tecnici richiesti nei regolamenti di esecuzione, per lo svolgimento delle attività consentite nelle Aree marine protette, lo strumento giuridico delle ZEA esteso alle AMP può costituire una forma di stimolo agli investimenti *green* per una più ampia platea di imprenditori presenti nelle aree protette nazionali.

3.1.2.3 Contributi pubblici ai Parchi nazionali

L'insieme delle tipologie di entrate e delle agevolazioni fiscali da destinare al conseguimento delle finalità istitutive dei Parchi nazionali è elencato all'articolo 16 della legge 394/1991.

Le risorse finanziarie previste (articolo 1) sono:

a) i contributi ordinari e straordinari dello Stato;
b) i contributi delle Regioni e degli Enti pubblici;
c) i contributi e i finanziamenti a specifici progetti;
d) i lasciti, le donazioni e le erogazioni liberali in denaro (articolo 3 del testo vigente della Legge 512/1982);
e) gli eventuali redditi patrimoniali;
f) i canoni delle concessioni previste dalla legge, i proventi dei diritti d'ingresso e di privativa e le altre entrate derivanti dai servizi resi;
g) i proventi delle attività commerciali e promozionali;
h) i proventi delle sanzioni derivanti da inosservanza delle norme regolamentari;
i) ogni altro provento acquisito in relazione all'attività dell'Ente parco.

L'articolo 1 bis introduce dal 2018 la possibilità, per i contribuenti in fase di dichiarazione dei redditi (IRPEF), della destinazione del 5 per mille a sostegno degli Enti gestori delle aree protette. Lo stesso articolo (comma 4) sancisce l'obbligatorietà al pareggio di bilancio.

I contributi statali ordinari e straordinari provengono dal MATTM.

Le entrate ordinarie riguardano:

- il finanziamento per il funzionamento amministrativo degli Enti parco;
- le entrate derivanti dal 5 per mille;
- i fondi necessari per la realizzazione della Direttiva annuale per la tutela della biodiversità[136];
- i contributi su eventi dedicati[137].

Le entrate straordinarie possono finanziarie le spese per il Corpo delle guardie del parco, assunzioni in base a intervenute nuove normative, ricostruzione di sedi danneggiate da eventi sismici o ripristino di viabilità, etc. I contributi delle Regioni e degli enti pubblici sono erogati tramite lo strumento finanziario della Politica Agricola Comunitaria (PAC), in particolare attraverso le misure contenute nei Programmi di Sviluppo Rurale (PSR), e altre modalità di finanziamento dell'Unione Europea (programma LIFE, programma INTERREG, il Fondo Europeo di Sviluppo Regionale, etc.).

Le entrate proprie sono riferite alle lettere d) - i) dell'articolo 16.

[136] La Direttiva annuale del Ministro dell'ambiente per i parchi nazionali individua le azioni di sistema, trasversali e complementari proposte dagli Enti parco nazionali per la conservazione della biodiversità e va a valere sul capitolo n. 1551 per la realizzazione di specifici programmi, previa stipula dei relativi protocolli d'intesa.
[137] Ad esempio il finanziamento di € 25.000 erogato nel 2018 al PN Appennino Lucano Val d'Agri per la mostra "*A passi di biodiversità*" .

L'ultima relazione della Corte dei Conti sulla gestione finanziaria di 22[138] Parchi Nazionali (annualità 2018), già citata in precedenza, consente di individuare nel dettaglio la ripartizione delle fonti di finanziamento a cui hanno avuto accesso i Parchi nazionali (Tabella 44).

Tabella 44. Enti parco – Entrate correnti e relativa incidenza (2018).

	Incidenza % trasferimenti Stato su entrate correnti		Incidenza % trasferimenti Enti pubblici locali e privati su entrate correnti		Incidenza % entrate proprie su entrate correnti
Circeo	99,9	Vesuvio	-	Circeo	0,1
Alta Murgia	99,1	Dolomiti Bellunesi	-	Sila	0,4
Gargano	96,9	Gran Sasso	-	Aspromonte	0,5
Gran Paradiso	96,4	Alta Murgia	-	Pollino	0,6
Cilento, Vallo di Diano e Alb.	96,3	Circeo	-	Alta Murgia	0,9
Gran Sasso	95,0	Aspromonte	0,1	Gargano	1,2
Dolomiti Bellunesi	94,4	Cinque Terre	0,1	Appenn. Tosco-Emiliano	2,0
Abruzzo, Lazio e Molise	93,8	Cilento, Vallo di Diano e Alb.	0,5	Monti Sibillini	2,2
Monti Sibillini	91,4	Gran Paradiso	1,2	Gran Paradiso	2,4
Foreste Casentinesi	87,1	Val Grande	1,4	Cilento, Vallo di Diano e Alb.	3,2
Appenn. Tosco-Emiliano	86,6	Arc. di La Maddalena	1,4	Majella	3,4
Pollino	85,2	Gargano	1,9	Abruzzo, Lazio e Molise	3,9
Aspromonte	81,9	Abruzzo, Lazio e Molise	2,2	Appennino Lucano	4,5
Asinara	81,6	Foreste Casentinesi	4,9	Gran Sasso	5,0
Sila	79,3	**Monti Sibillini**	**6,4**	Dolomiti Bellunesi	5,6
Val Grande	77,0	**Asinara**	**7,3**	Foreste Casentinesi	8,0
Arcipelago Toscano	76,5	**Arcipelago Toscano**	**7,7**	Asinara	11,1
Arc. di La Maddalena	66,2	**Appenn. Tosco-Emiliano**	**11,4**	Arcipelago Toscano	15,9

[138] Nella relazione è escluso il PN Isola di Pantelleria, Ente di gestione costituito 2018, e il PN dello Stelvio, il cui Ente di gestione è stato soppresso con D.Lgs n. 14 del 13 gennaio 2016 e le relative funzioni trasferite alle province autonome di Trento e Bolzano e alla regione Lombardia.

Majella	64,7	**Pollino**	**14,2**	Val Grande	21,6
Appennino Lucano	**58,3**	**Sila**	**20,3**	**Arc. di La Maddalena**	**32,5**
Vesuvio	**20,1**	**Majella**	**31,9**	**Vesuvio**	**79,9**
Cinque Terre	**11,7**	**Appennino Lucano**	**37,2**	**Cinque Terre**	**88,1**
TOTALE	63,9	**TOTALE**	5,7	**TOTALE**	29,8

Fonte: Elaborazione ISPRA su dati relazione 2018 Corte dei Conti (Tabella 2, pagina 20)

In sintesi:

- i contributi statali ordinari e straordinari costituiscono la percentuale maggiore di entrate per la maggior parte degli Enti parco[139];
- i contributi delle Regioni e degli enti pubblici incidono mediamente in misura del 5,7% sul totale delle entrate[140];
- le entrate proprie costituiscono mediamente il 29,8% delle entrate totali[141].

Le informazioni fornite e le differenze evidenziate tra le diverse ZEA non hanno la finalità di costituire una classifica degli "*Enti virtuosi*", con promozioni e/o bocciature delle attività portate avanti dagli Enti parco. Un simile lavoro esula dal contesto in esame e richiederebbe un'analisi critica a partire dalla conoscenza delle caratteristiche naturali e socio–economiche di ciascun parco.

3.1.2.4 Le certificazioni ambientali nelle ZEA

Nei Parchi nazionali, e in generale nelle Aree protette, è sempre più sentita l'esigenza di far convivere le istanze della conservazione e valorizzazione delle risorse naturali e paesaggistiche con quelle dello sviluppo sostenibile. Nel perseguire tale esigenza, negli Enti parco sta assumendo particolare interesse l'adozione di adeguati strumenti di gestione e la volontà di certificare il processo di adozione, gli

[139] Rispetto alla media nazionale (63,9%) solo i PN Appennino Lucano (58,3%), Vesuvio (20,1%) e Cinque Terre (11,7%) presentano valori inferiori.

[140] Al di sopra si collocano i parchi Monti Sibillini (6,4%), Asinara (7,3%), Arcipelago Toscano (7,7%), Appennino Tosco-Emiliano (11,4%), Pollino (14,2%) e, soprattutto, Sila (20,3%), Majella (31,9%) e Appennino Lucano (37,2%). Per dare un esempio delle tipologie di investimenti, si riportano i progetti finanziati dalla regione Calabria a beneficio del parco della Sila: 1) POR Calabria FESR/FSE 2014/2020 – Realizzazione dell'operazione denominata "*Monitoraggio SIC terrestri in aree protette*"; 2) POR Calabria FESR/FSE 2014/2020-Azione diretta alla "*Realizzazione di prodotti e servizi divulgativi e promozionali, in particolare per la messa in rete dei prodotti, servizi e infrastrutture nelle aree protette e Riserve della Biosfera dell'Unesco della regione*"- Capofila Ente PN Sila; 3)POR Calabria FESR/FSE 2014/2020-Azione diretta al "*Recupero e realizzazione di infrastrutture e strutture per migliorare la fruizione del patrimonio ambientale regionale – Sentieristica Calabria*"- Capofila l'Ente PN Aspromonte; 4)POR Calabria FESR/FSE 2014/2020 "*Azione per la realizzazione di una rete di piste ciclabili e di strutture ad esse connesse finalizzata all'incentivazione della mobilita sostenibile e del cicloturismo – ciclovia dei parchi e ciclovia complementare*" – Capofila Ente PN del Pollino.

[141] Sono tre i parchi con una quota di entrate proprie sensibilmente maggiore al dato medio, cioè il PN Maddalena (32,5%), Vesuvio (79,9%) e Cinque Terre (88,1%). In particolare:

- nel parco della Maddalena, le entrate provengono dai proventi per l'accesso delle imbarcazioni nell'area marina del parco e dagli introiti per il rilascio delle autorizzazioni allo svolgimento delle attività di noleggio e locazione, diporto, diving e scuole di vela nelle acque del parco;
- nel parco del Vesuvio, sono prevalente gli introiti della gestione della Riserva Tirone - Alto Vesuvio
- nelle Cinque terre, sin dal 2013, con procedura di gara tutti i servizi (gestione dei centri accoglienza, distribuzione e divulgazione del materiale informativo promozionale, deposito, distribuzione e vendita delle carte turistiche, visite guidate, gestione del centro di educazione ambientale, pulizia e manutenzione stazioni, sedi rete sentieristica, controllo e gestione delle opere a mare e di segnalazione marina etc.) sono stati affidati ad un raggruppamento temporaneo di impresa tra il "*Consorzio Ambiente Turismo Impresa 5 Terre*" (mandataria) e "*Atlantide società cooperativa sociale p.a.*"

impegni assunti e le azioni da intraprendere, al contempo promuovendo il coinvolgimento e un analogo impegno da parte di tutti i Soggetti pubblici e privati che operano all'interno del territorio.

Nella UE la certificazione ambientale ha carattere volontario, tuttavia è considerata di importanza strategica nelle politiche di sviluppo sostenibile ed è disciplinata da due Regolamenti comunitari, cioè il Regolamento EMAS (applicabile alle Amministrazioni pubbliche)[142] e il Regolamento Ecolabel (Ecolabel UE è la certificazione ambientale di prodotti e servizi)[143].

Entrambi sono strumenti capaci di garantire credibilità, trasparenza e dialogo nei processi finalizzati all'acquisizione e all'aggiornamento della certificazione delle prestazioni ambientali. In tal senso *EMAS ed Ecolabel UE rappresentano gli strumenti elettivi al fine di perseguire nel medio/lungo periodo gli obiettivi di sostenibilità ambientale; proprio nel caso particolare delle Aree Naturali protette e dei Parchi, infatti, un'adeguata sinergia tra l'applicazione dei due Regolamenti (EMAS ed Ecolabel UE) è quanto mai auspicabile in un'ottica di conservazione e valorizzazione del patrimonio ambientale e paesaggistico delle suddette aree*[144].

Di rilievo è la sperimentazione che ISPRA sta portando avanti con la Federazione italiana dei parchi e delle riserve naturali (*Federparchi – Europarc Italia*) in merito alla implementazione di modelli di gestione delle risorse naturali attraverso lo strumento EMAS, incentrata sulla verifica della titolarità dei servizi ecosistemici da parte di un'Area protetta. L'obiettivo è riconoscere e certificare in modo oggettivo il ruolo dell'Area protetta quale fornitore di servizi ecosistemici, permettendo al Soggetto gestore di verificare l'efficacia delle azioni poste in essere. Si tratta di informazioni utili a individuare le misure più efficaci del parco per il mantenimento/accrescimento di specifici servizi ecosistemici forniti sia direttamente che attraverso soggetti terzi. Le informazioni ottenute sono propedeutiche al riconoscimento di eventuali Pagamenti per i Servizi Ecosistemici Ambientali (PSEA), come definiti dall'articolo 70 della Legge 221/2015. Tre sono i parchi nazionali coinvolti nella sperimentazione, cioè il Gran Paradiso, il Gargano e le Cinque Terre, ai quali si aggiunge il parco regionale del Mont Avic.

Accanto alle due certificazioni UE EMAS ed Ecolabel, negli anni si è assistito alla diffusione a livello internazionale, europeo e nazionale di numerosi marchi di qualità ambientale, in virtù anche delle opportunità offerte al fine della valorizzazione e differenziazione dei beni e servizi sul mercato.

Lo strumento di certificazione con maggiore diffusione tra i Parchi nazionali è la Carta Europea per il Turismo Sostenibile (CETS): quasi tutti i Parchi Nazionali l'hanno ottenuta o hanno avviato l'iter di certificazione[145]. Coordinata da *Europarc Federation*, l'obiettivo è la tutela del patrimonio naturale e culturale e il continuo miglioramento della gestione del turismo nell'area protetta a favore dell'ambiente, della popolazione locale, delle imprese e dei visitatori.

Prescindendo da considerazioni sulle differenze di credibilità tra le due certificazioni ambientali UE e i marchi non regolamentati UE, si rileva che la certificazione ambientale "qualificata" è certamente un valore aggiunto a disposizione delle ZEA. Costituisce anche una condizione utile per la individuazione delle attività ecocompatibili in grado di contribuire allo sviluppo sostenibile del territorio nonché uno strumento per una differenziazione nell'applicazione dei benefici fiscali e altre agevolazioni pubbliche.

La Strategia Nazionale per la Biodiversità 2020[146] *sottolineava l'importanza di prevedere lo sviluppo di "*pagamenti per i servizi ecosistemici*" (PES), attraverso appositi provvedimenti normativi e attuativi, introducendo una riforma degli strumenti finanziari e l'eventuale creazione di nuovi, in modo da contabilizzare i principali servizi ecosistemici forniti dalla biodiversità e attivare investimenti per il mantenimento dell'efficienza e la riproducibilità delle risorse naturali.*

Pur in assenza del decreto attuativo del testo normativo di riferimento, cioè l'articolo 70 della Legge 221/2015, il tema dei PSEA applicato alle Aree protette ha trovato spazio di sperimentazione nel progetto LIFE+ Making Good Natura - Making public Good provision the core business of Natura 2000[147]*- LIFE11 ENV/IT/000168 (terminato nel 2016), con lo sviluppo di percorsi di governance ambientale finalizzati alla tutela degli ecosistemi agroforestali e all'elaborazione di forme di valutazione*

[142] Regolamento CE 1221/2009.
[143] Regolamento UE 66/2010.
[144]Masone M., Picirilli V., 2018. *La certificazione ambientale nei Parchi e nelle Aree Naturali Protette*. ISPRA, Rapporto n.301/2018.

[145] Link http://www.federparchi.it/pagina.php?id=30
[146] https://www.minambiente.it/pagina/strategia-nazionale-la-biodiversita
[147] http://www.lifemgn-serviziecosistemici.eu/IT/home/Pages/default.aspx

biofisica, qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti della Rete Natura 2000, al fine di fornire agli amministratori strumenti di gestione e autofinanziamento come forme di remunerazione delle attività di tutela[148].

Il tema dell'analisi e valutazione dei Servizi Ecosistemici (SE) legati al ciclo dell'acqua (fornitura di acqua, regolazione del ciclo dell'acqua, depurazione dell'acqua, protezione dall'erosione del suolo) e ai metodi di gestione agronomica delle colture agrarie (risaie, seminativi e vigneto) è stato affrontato nel 2017 dal MATTM con un progetto coordinato da ISPRA e svolto in 6 zone Ramsar[149]. Lo studio ha permesso di delineare degli scenari di gestione delle aree agricole, con un diverso livello di mantenimento dei SE in funzione delle pratiche agronomiche utilizzate, con la definizione di modelli di PSEA. In particolare, l'analisi è stata effettuata attraverso una classificazione qualitativa, che si è avvalsa di metodologie di valutazione dello stato dei SE che mettono insieme stime di esperti e i dati bibliografici, oltre alla valutazione della potenzialità di ogni tipologia di uso del suolo nel fornire un determinato SE (in funzione, ad esempio, della presenza di fasce inerbite, della pendenza e dell'uso di prodotti fitosanitari). I risultati sono stati rappresentati con mappe sulla potenzialità di fornitura dei SE e che hanno permesso di individuare le criticità territoriali, cioè le aree che non hanno vocazionalità per quel SE o presentano delle alterazioni con mancata sua erogazione. Infine, lo studio ha delineato i possibili attori territoriali coinvolti nell'uso e nella gestione della risorsa e dei conseguenti SE, funzionale all'individuazione dei ruoli che essi possono assumere nell'attivazione dell'eventuale processo di PSEA.

3.1.2.5 Approfondimento sulla politica ambientale del Parco nazionale delle Cinque Terre

Politica ambientale e servizi ecosistemici

Con recente delibera (40/2020) il PN delle Cinque Terre ha aggiornato e sistematizzato le linee guida, per il raggiungimento delle finalità istituzionali dettate dalla Legge 394/1991 e dell'obiettivo di "*conservare un territorio di rilievo internazionale (inserito nella Word Heritage List dell'Unesco) a beneficio delle generazioni presenti e future*". Le azioni rilevanti sono la conservazione della biodiversità, la conservazione delle formazioni geomorfologiche e dei valori del paesaggio culturale, l'applicazione di metodi di gestione per l'integrazione uomo/ambiente naturale, la promozione e realizzazione di attività di educazione, formazione e ricerca scientifica, la difesa e ricostituzione degli equilibri idraulici e idrogeologici e la promozione e incentivazione delle produzioni locali.

In accordo alle proprie finalità e principi, le Cinque Terre hanno promosso la quantificazione dei Servizi Ecosistemici (SE) nel proprio territorio e individuato nella registrazione EMAS uno strumento propedeutico, immediato ed efficace per ottenere il riconoscimento della fornitura e mantenimento dei SE, quali fonte di benefici diretti e indiretti per la collettività e le popolazioni locali. Di conseguenza l'Ente parco, quale soggetto gestore dei SE, si è proposto di applicare i principi di sostenibilità alle proprie attività e a quelle affidate a terzi nonché di sostenere la loro promozione nel territorio protetto, coinvolgendo soggetti pubblici e privati e diffondendo, presso le imprese locali e operanti nel proprio territorio, la consapevolezza dell'opportunità e della convenienza nel valorizzare di tali servizi.
Lo strumento è l'implementazione del Sistema di Gestione Ambientale (SGA), in accordo con la Norma UNI EN ISO 14001, con il Regolamento comunitario EMAS e la Legge 221/2015, articolo 70. Il mantenimento del SGA sarà garantito attraverso la verifica, da parte di un ente accreditato esterno nell'ambito della registrazione EMAS, della titolarità della fornitura dei SE.
In tale contesto, l'Ente parco ha individuato alcune aree prioritarie di intervento e si è dato i seguenti obiettivi:

- monitorare gli impatti ambientali diretti e indiretti insistenti sul territorio di competenza, garantendo azioni sistemiche finalizzate alla tutela e valorizzazione degli SE quali segmenti del proprio capitale naturale e sociale. È previsto un sistema territoriale basato su una logica di ristabilimento dei compiti, nel quale l'Ente parco assume il ruolo di titolare e soggetto gestore dei SE nonché di promotore e coordinatore delle azioni basate sulla concertazione e partecipazione di soggetti pubblici e privati. Il quadro operativo

[148] Tra le varie azioni, si cita l'attivazione nel Parco Sasso Simone e Simoncello di un PSEA sul foraggio, che consiste nell'affitto agli allevatori di aree a pascolo in contratto di co-uso pubblico (tra il Parco e il Demanio militare). L'introito dell'affitto è utilizzato per mantenere le funzioni ecologiche del pascolo e gli interventi sono concordati con le associazioni di allevatori.
[149] Rapporto ISPRA in prep.; Rapporto finale ISPRA Marzo 2018. Per gli aspetti sui Servizi Ecosistemici svolta nell'ambito di un progetto sull'attuazione del Piano di Azione Nazionale sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari nelle Zone Ramsar: Relazione del prof. R. Santolini - Università di Urbino e dal Centro Ricerche Ecologiche Naturalistiche (CREN s.c.r.l.).

d'insieme è in una sorta di partenariato tra Parco e Amministrazioni comunali del territorio, con i privati e altri soggetti coinvolti nella gestione e valorizzazione dei SE;

- promuovere politiche a sostegno del turismo responsabile, attraverso l'individuazione di opportunità e prospettive volte a identificare, sviluppare e sostenere un sistema territoriale di qualità orientato alla tutela del paesaggio, al benessere degli abitanti e dei visitatori. derivante dalla fruizione di un ambiente caratterizzato dall'equilibrio del rapporto uomo-natura;
- promuovere un sistema territoriale complementare dove ristoratori, operatori turistici, agricoltori, quali soggetti che contribuiscono alla valorizzazione dei SE, concorrono a garantire la qualità ambientale. Il passaggio fondamentale è la permanenza delle attività tradizionali come la viticoltura e la pesca, per un corretto mantenimento e sviluppo sostenibile delle realtà del territorio e attraverso la individuazione di un marchio di qualità come strumento decisivo per l'attuazione del sistema;
- promuovere, anche attraverso i propri strumenti di pianificazione e programmazione, lo sviluppo del territorio e dei relativi SE secondo logiche di sostenibilità, in grado di generare opportunità di crescita economica in armonia con la componente naturalistica terrestre e marina da proteggere;
- promuovere la divulgazione naturalistica e la comunicazione ambientale del territorio del parco e della sua area marina, attraverso il centro di educazione ambientale del parco (CEA) e mediante il potenziamento delle iniziative di sensibilizzazione ed educazione, rivolte soprattutto agli istituti scolastici dell'area;
- individuare e promuovere azioni finalizzate alla tutela e monitoraggio della biodiversità e delle specie;
- promuovere azioni finalizzate alla valorizzazione della rete sentieristica colpita da eventi franosi e dal dissesto idrogeologico;
- coinvolgere il personale dell'Ente in un processo di costante miglioramento delle prestazioni ambientali;
- adottare criteri ambientali per le forniture di beni e servizi, sensibilizzando i propri fornitori a conformarsi alla politica ambientale dell'Ente, alle sue procedure e ai requisiti del SGA;
- divulgare informazioni sulle proprie prestazioni ambientali e sulle iniziative intraprese per lo sviluppo sostenibile del territorio, al fine di garantire un elevato livello di trasparenza e ottenere la fiducia delle parti interessate;
- diffondere sul territorio le informazioni necessarie a far comprendere agli *stakeholders* i progetti, le iniziative e le azioni intraprese dal Parco a sostegno dei SE e l'importanza del loro contributo e della comunità locale alla conservazione dei SE, in qualità di fruitori e allo stesso tempo di beneficiari diretti del mantenimento degli ecosistemi e della qualità ambientale;
- sensibilizzare i visitatori del Parco sulle tematiche ambientali e sul rispetto del patrimonio storico-culturale, promuovendo una nuova cultura legata alla conoscenza ed alla scoperta del territorio e dei prodotti tipici. L'obiettivo è valorizzare atteggiamenti e pratiche sostenibili e tutelare la salute delle persone, dei consumatori e delle attività tradizionali di presidio del territorio.

Con il supporto delle competenze acquisite nel tempo e in virtù del ruolo strategico sul territorio, riconosciuto e posto dall'atto istitutivo e dalla Legge quadro 394/91, l'Ente parco è oggi nella condizione di dare attuazione agli strumenti di sostegno previsti per i piccoli comuni (Legge n. 158/2017) nelle loro forme associative (articolo 13), di sviluppare la strategia delle *Green Communities*, promossa a livello nazionale con Legge 221/2015 e, infine, di dare riscontri puntuali per l'attuazione del quadro giuridico delle ZEA.

La Carta Europea per il Turismo Sostenibile nelle Aree Protette (CETS)

L'attività economica prevalente è il turismo rispettoso dei valori ambientali e naturalistici del territorio, per cui la promozione di uno sviluppo turistico sostenibile è un obiettivo strategico per il PN Cinque Terre, nonché in coerenza con la tradizionale politica di intervento e le linee guida adottate sul modello dello sviluppo sostenibile.

Secondo la definizione dell'Organizzazione Mondiale del Turismo (WTO) si definisce turismo sostenibile *"lo sviluppo turistico che soddisfa le esigenze attuali dei turisti e delle regioni d'accoglienza, tutelando nel contempo il territorio e migliorando le prospettive per il futuro"*.

L'attività dell'Ente parco si è costantemente orientata a soddisfare questa definizione, senza limitarsi a preservare un territorio di particolare bellezza e valore, ma calibrando la sua azione su un miglioramento continuo della qualità della vita e della sostenibilità dello sviluppo. Con riferimento al patrimonio naturale, culturale e paesaggistico attuale, questo significa tendere a ripristinare un equilibrio armonico tra elemento umano e natura.

La centralità dell'elemento antropico è un tratto distintivo del PN, che deriva dalla filosofia costitutiva e che trova applicazione negli impegni per la manutenzione del territorio. Tra essi è da menzionare l'attività di salvaguardia delle migliaia di chilometri di muretti a secco realizzati nell'arco dei secoli dalle popolazioni insediate nella zona, con azioni mirate di eradicazione della vegetazione infestante e di protezione dal dissesto idrogeologico, che rappresenta una minaccia ambientale perenne. Infatti, a causa dell'abbandono dei terreni marginali, in periodi recenti la componente naturale ha ricolonizzato il territorio, nei secoli passati profondamente addomesticato dall'uomo e caratterizzato dalla presenza di strette porzioni di suolo coltivabile. Le conseguenze negative sono principalmente due, quali la perdita delle tracce di questa secolare attività antropica e l'esposizione delle aree acclivi a sempre più frequenti problematiche di dissesto. La progressiva perdita del paesaggio culturale caratterizzante le Cinque Terre ha decretato l'inserimento di questo territorio tra i patrimoni dell'UNESCO da tutelare (Paesaggio dell'uomo).
Per ciò che riguarda l'entità e l'origine dei flussi turistici e relativamente ai comuni di Monterosso al Mare, Riomaggiore e Vernazza, le Cinque Terre hanno registrato, nel 2013, 146.581 arrivi e 367.987 presenze, a fronte di un territorio con una popolazione di circa 4.000 abitanti. Il ruolo attrattivo svolto dalla presenza del parco è testimoniato dal fatto che gli arrivi e le presenze nell'area protetta costituiscono il 23,7% e il 20,3% di quelle dell'intera provincia di appartenenza (La Spezia). I turisti stranieri, con provenienza prevalentemente dagli Stati Uniti e dai paesi europei e negli ultimi anni dalla Cina, rappresentano più dell'85% degli arrivi e delle presenze nei comuni di Monterosso e Riomaggiore, con l'eccezione del comune di Vernazza dove i maggiori fruitori sono i turisti italiani. La distribuzione dei flussi turistici mensili evidenzia una concentrazione nei mesi estivi, essendo un territorio a forte vocazione turistica balneare ed escursionistica. Nei comuni delle Cinque Terre, tuttavia, a differenza del territorio provinciale e regionale, i flussi turistici sono consistenti (uguali o superiori al 12%) anche nei mesi di maggio e settembre e si mantengono intorno al 10% nel mese di ottobre, quando il turismo è più di tipo naturalistico ed escursionistico. La tipologia, infine, è differenziata, comprendendo un turismo eno-gastronomico, un turismo esperienziale (esempio outdoor, area marina protetta), il turismo di tipo letterario (parco letterario costruito intorno alla figura di Eugenio Montale) e il turismo culturale (i siti storico-culturali da visitare sono pochi e limitati al paesaggio e ai Santuari presenti in ogni paese).
In questo contesto si è sviluppata la scelta del Parco di avviare il percorso di adesione alla Carta Europea per il Turismo Sostenibile nelle Aree Protette (CETS), che si inserisce in un contesto locale già caratterizzato da numerose iniziative, quali l'adozione del Marchio di Qualità Ambientale per le strutture ricettive e l'introduzione della Cinque Terre Card, i cui ricavati sono reinvestiti nel territorio per prevenire i fenomeni di collasso idrogeologico e destinare all'agricoltura i suoli abbandonati.

Con l'obiettivo di contrastare le dinamiche territoriali in declino, mediante la gestione integrata del territorio, la tutela dell'identità e delle tipicità e la promozione delle attività tradizionali e dei prodotti di qualità già sottoposti a specifici disciplinari, nel 2013 il parco ha avviato un percorso finalizzato a migliorare le prestazioni ambientali delle attività economiche di tutta l'area, promuovendo comportamenti sostenibili e condivisi, relativamente alle tematiche ambientali e alla qualità dei servizi, da parte di tutti i portatori di interesse. Tale processo è culminato nella predisposizione di uno specifico Piano di Azione (2014) CETS, preceduto nella sua stesura definitiva da un'intensa e capillare attività di partecipazione che ha visto coinvolti tutti i soggetti locali. Nel periodo di attuazione 2015-2019, il Piano è stato sottoposto al monitoraggio di *Federparchi*, anche per la calibrazione delle azioni rivelatesi più efficaci (la comunicazione, il sostegno ai *nuovi agricoltori,* l'educazione alimentare, la sensibilizzazione alla biodiversità in agricoltura, la valorizzazione della filiera produttiva locale, il monitoraggio dell'attività turistica, la Cinque Terre Card e la nuova Carta Multiservizi, il miglioramento nel trattamento dei rifiuti, etc.).

I momenti fondamentali dell'attività di individuazione del Piano sono stati i Forum pubblici, a seguito dei quali sono state definite le tre linee strategiche principali del piano di azione CETS, di seguito brevemente descritte.

- offerta turistica originale, innovativa e di qualità, con azioni legate alla qualificazione delle strutture ricettive e di ristorazione (formazione degli operatori del settore, miglioramento dei servizi di accoglienza, valorizzazione dei prodotti tipici locali e valorizzazione delle attività di volontariato organizzate in "campi" e soggiorni;
- la popolazione riscopre se stessa e il territorio, con azioni legate all'implementazione degli strumenti per la divulgazione della cultura e delle tradizioni locali (a partire dal sito web del Parco) e alla valorizzazione di attività tradizionali (pesca, agricoltura e difesa del territorio);
- gestire il territorio, valorizzando e proteggendo le risorse naturali, con azioni legate alla gestione dei trasporti e dei movimenti turistici, alla prevenzione anti-incendio e rischio idrogeologico e al monitoraggio e riduzione dei diversi tipi di impatto, sia sulla terraferma che nell'Area marina protetta.

3.1.2.6 *Biodiversity mainstreaming* nelle ZEA

Le ZEA e l'intero Sistema delle aree protette, e più in generale le aree destinate alla conservazione su base territoriale[150], sono l'attuale strumento politico, normativo e gestionale più diffuso ed efficace per la conservazione del capitale naturale e per arginare le minacce alla biodiversità, specialmente nelle aree di particolare importanza naturalistica. Alle aree protette è riconosciuto un ruolo determinante per contrastare la perdita di habitat e la riduzione dei livelli di popolazione delle specie. In più, le aree protette forniscono un ambiente sano e attraente per i residenti.

Come discusso nel Capitolo 1, la criticità del ruolo delle aree protette per la conservazione della natura è riconosciuta dal Piano strategico per la biodiversità per il periodo 2011-2020 della Convenzione ONU per la biodiversità (CBD), e in particolare dall'*Aichi target 11*[151], uno dei 20 traguardi definiti dal medesimo Piano strategico. Inoltre, nel processo di avvicinamento alla XV sessione della Conferenza delle Parti della CBD che si terrà nel 2021, chiamata a definire le strategie per la conservazione della biodiversità per il post-2020, le misure di protezione su base territoriale rimangono lo strumento di fondo per la conservazione della natura. A scala europea, il ruolo della protezione su base territoriale è stato riconosciuto dalla Strategia UE per la Biodiversità per il periodo 2021-2030, la quale ha posto l'obiettivo di espandere le aree protette terrestri e marine al 30% entro il 2030. E almeno un terzo dovrà essere sottoposta a "*protezione stretta*"[152].

Occorre quindi estendere le superfici delle aree protette, incrementare le aree sottoposte a tutela e attuare le misure che permettono di rallentare o invertire il declino della natura e della biodiversità e salvaguardare il Capitale Naturale rispetto alle pressioni e limitazioni esercitate dalle attività antropiche.

Contestualmente, oltre a una eventuale estensione delle aree protette e delle aree di collegamento ecologico, occorrerà aumentare la conservazione della biodiversità al di fuori dei confini delle aree protette, anche oltre le aree contigue, poiché è in tali territori che agiscono le principali pressioni del declino del capitale naturale. Una delle maggiori sfide, dunque, è intervenire sui settori economici che esercitano le pressioni più forti, quali estrazione mineraria, turismo, commercio, manifattura, produzione di energia, gestione delle risorse idriche e le attività agricole e zootecniche, inclusa pesca e acquacoltura. Con questo approccio, diventa fondamentale l'integrazione della conservazione e dell'uso sostenibile delle risorse naturali nelle politiche settoriali e intersettoriali, che nel gergo della CBD è racchiusa nell'espressione "*biodiversity mainstreaming*". Ciò a partire dal pieno riconoscimento del valore della biodiversità e dei servizi ecosistemici che essa fornisce a vantaggio di ogni settore produttivo.

Un settore chiave per il "*biodiversity mainstreaming*" è senza dubbio la filiera agricola, a causa delle molteplici correlazioni tra pratiche agricole e zootecniche e le risorse naturali. Da un lato la natura e la biodiversità sono fondamentali per il settore primario, perché sono all'origine di tutte le specie e sottospecie coltivate e allevate, dall'altro sono il prerequisito dei servizi ecosistemici essenziali per sostenere la produzione alimentare, l'alimentazione e il benessere umano. Infatti, l'integrazione tra gestione delle colture agrarie, allevamenti, risorse forestali e acquatiche e la vitalità della diversità degli habitat, terrestri e marini, è un elemento chiave per promuovere la resilienza, migliorare i mezzi di sussistenza e sostenere la sicurezza alimentare e la nutrizione. Al riguardo, come hanno dichiarato autorevolmente il *Secretariat of the CBD* (2014) e *UNEP* (2019), l'agricoltura nel suo complesso è una delle principali minacce per la biodiversità, tale da compromettere la capacità delle risorse naturali di aumentare la produttività e contribuire alla sicurezza alimentare, a scala locale e globale. Tuttavia, condotta con pratiche sostenibili l'agricoltura contribuisce ad erogare benefici ambientale, con servizi ecosistemici

[150] La conservazione su base territoriale, o *Area-based conservation*, è data dalla somma delle aree protette e dalle altre misure efficaci di conservazione su base territoriale ("*other effective area-based conservation measures*"), in breve OECM. Un'area OECM, secondo la decisone CBD/COP/DEC 14/8, disponibile al sito https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-en.pdf, è "*un'area geograficamente definita, diversa da un'area protetta, governata e gestita in modo tale da ottenere risultati positivi e sostenibili a lungo termine, ai fini della conservazione in situ della biodiversità, con funzioni e servizi ecosistemici associati e, ove possibile, valori culturali, spirituali, socio-economici e altri ancora rilevanti a livello locale*".

[151] Aichi Target 11 prevede che, entro il 2020, almeno il 17% delle terre e delle acque interne e il 10% delle aree costiere e marine, soprattutto quelle di particolare importanza per la biodiversità e i servizi ecosistemici, siano conservate attraverso sistemi gestiti in modo efficace ed equo, in modo ecologicamente rappresentativo e ben connesso, di sistemi di aree protette e altre efficaci misure di conservazione basate sul territorio e integrate nei più ampio paesaggio terrestre e marino.

[152] Le caratteristiche delle aree a protezione rigorosa (strictly protected) non sono ancora individuate, ma sostanzialmente tale vincolo comporterà la tutela dei processi naturali per gli equilibri ecologici dell'area e non il divieto d'accesso per le persone.

che includono, *inter alia*, il mantenimento della qualità dell'acqua, la ritenzione dell'umidità del suolo, il sequestro del carbonio e l'impollinazione.

L'organismo sussidiario di consulenza scientifica, tecnica e tecnologica (SBSTTA) della CBD, supportato da numerosi studi scientifici condotti negli anni in varie parti del mondo (Green E. J. *et al.*, 2019, Butchart S.H.M., *et al.*, 2016, Allan J., *et al.,* 2019), ha suggerito alcuni criteri per un approccio sostenibile dei sistemi agricoli, tra cui a) l'intensificazione ecologica della produzione, b) il mantenimento della biodiversità nei paesaggi di produzione, c) il consumo sostenibile, la riduzione degli sprechi alimentari e la diffusione delle diete sostenibili. La *Food and Agriculture Organization* (FAO), dal canto suo, ha fornito le linee guida per l'attuazione dell'*Aichi Target 11*. Per i sistemi agricoli e alimentari e ha specificato una serie di strumenti necessari per integrare la biodiversità nel settore agricolo (FAO, 2014) e tra essi figurano la promozione di schemi di certificazione volontaria per beni e servizi territoriali ecocompatibili, incluso i sistemi diversificati di agricoltura, in grado di incrementare le attività nel settore primario, aumentare il reddito e contenere i rischi d'impresa associati alla variabilità del contesto socio- economico e produttivo.

La diversificazione delle attività, sia all'interno che all'esterno delle aziende agricole, è da identificare in molteplici iniziative, delle quali le più rilevanti sono la lavorazione e trasformazione in proprio, la vendita diretta, l'agriturismo, etc. In questo contesto è da rilevare il contributo economico e sociale dell'applicazione delle tecniche di agricoltura biologica, che rappresenta uno dei principali strumenti per il *biodiversity mainstreaming* nel settore agricolo.

3.1.2.7 Il ruolo dell'agricoltura nelle ZEA e la nuova architettura verde della PAC

Come è ben noto, le relazioni agricoltura – biodiversità ("*i sistemi agroambientali*") sono molteplici. La principale differenza tra un ecosistema naturale e un ecosistema agricolo è la semplificazione della biodiversità, con conseguenze ambientali diverse in rapporto al valore naturalistico dell'area vasta e all'intensità e agli impatti esercitati dai sistemi colturali sull'equilibrio ecologico.

Le evidenze scientifiche, fornite da ricerche indipendenti e da istituzioni internazionali come lo *United Nations Environment Programme* (UNEP)[153] e l'*Agenzia Europea dell'Ambiente* (EEA)[154], mettono in evidenza che i sistemi agroalimentari, soprattutto quando si basano su elevati livelli di intensificazione, sono tra i principali fattori (diretti e indiretti) di perdita della biodiversità, dell'inquinamento atmosferico e della contaminazione delle acque, dell'erosione e acidificazione del suolo e dell'accumulo di gas serra in atmosfera, come il metano (CH4) e il protossido di azoto (N2O) derivanti principalmente dagli allevamenti zootecnici. Costituiscono, peraltro, un driver importante per i cambiamenti climatici in atto.

Tuttavia, il contesto geografico e orografico delle ZEA, tale che 15 ZEA sono localizzate in aree montane, 11 lungo la dorsale appenninica e 4 nell'arco alpino, la limitata produttività agricola a causa dei vincoli naturali[155], la prevalente presenza di coltivazioni estensive, la regolamentazione esistente e gli usi e tradizioni delle popolazioni locali[156], pur con le differenze e specificità dei singoli parchi, portano ad affermare che la presenza dei sistemi agricoli nei Parchi nazionali non soltanto contribuisce alla promozione delle produzioni locali e allo sviluppo economico delle popolazioni, ma rappresenta una importante forma di presidio del territorio, in particolare delle zone di montagna.

Alcuni esempi di ecosistemi agricoli sono analizzati nel secondo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale (anno 2018) in Italia, con focus dedicati all'agroecosistema irriguo, all'applicazione sperimentale di contabilità per l'impollinazione agricola e alla descrizione di alcune pressioni e impatti ambientali (frammentazione e consumo di suolo, incidenza degli incendi, etc.).

Da diversi anni (dal 1962) le tendenze e le evoluzioni delle produzioni agricole e zootecniche dell'Unione Europea (UE) sono condizionate dalla Politica Agricola Comunitaria (PAC), che costituisce il principale strumento finanziario per gli agricoltori europei ed esercita un impatto notevole sul piano economico, ambientale e sociale. Lo strumento della PAC è un capitolo importante del bilancio finanziario pluriennale UE (incide per oltre il 30%), per cui il rallentamento dei negoziati per il periodo 2021-2027 e approvazione definitiva del quadro finanziario

[153] https://www.unenvironment.org/resources/report/environmental-governance-update-may-2020
[154] https://www.eea.europa.eu/publications/soer-2020
[155] Il 50% della superficie è utilizzata a fini agricoli e forestali, in prevalenza prati e pascoli, boschi e cereali. Le attività agricole e zootecniche sono presenti su circa il 22% del territorio, mentre i 2/3 sono occupati da aree a boschi e essenze arbustive.
[156] Le ZEA sono presenti in tutte le regioni italiane ad esclusione del Friuli Venezia Giulia e includono oltre il 6% dei comuni italiani (502 su 7998).

pluriennale (QFP) soltanto il 16 dicembre[157], ne ha determinato uno slittamento nell'avvio post 2020, con entrata in vigore posticipata al 1° gennaio 2023 e un regime transitorio nel biennio 2021 - 2022[158].

Pur con la volontà comune di confermare "*l'impronta verde*"[159] definita dalla precedente Commissione[160] e aumentare il "peso" dello Sviluppo rurale, nel quale rientrano le azioni per la valorizzazione dei servizi ecosistemici e la conservazione della diversità biologica[161] (ad esempio le misure agro climatico ambientali e l'agricoltura biologica), persistono divergenze tra la Commissione, il Parlamento europeo e il Consiglio UE Agrifish [162] sugli interventi da attuare e sui riferimenti nella PAC al *Green Deal*[163] e alle due Strategie UE (e obiettivi) *Farm to Fork* ("*Dal produttore al consumatore*") e *Biodiversità per il 2030*[164].

L'evoluzione da evitare è un eventuale indebolimento del ruolo degli ecoschemi, in analogia a quanto verificatosi con il *greening* nella programmazione in corso.

Oltre che dagli indirizzi in ambito UE, l'opportunità di accrescere il contributo della nuova PAC, per lo sviluppo delle filiere agricole e forestali sostenibili nelle ZEA, è condizionata dalle decisioni del nostro paese, che si concretizzeranno nella prossima definizione del Piano strategico nazionale (PSN) 2023 - 2027[165]. Gli impegni di maggiore rilevanza, in riferimento all'entità del sostegno alle pratiche colturali sostenibili, riguardano la individuazione degli interventi nei due pilastri (Sostegno al reddito e Sviluppo rurale) della PAC e nella relazione con la programmazione regionale.

Il percorso partecipato nazionale, attivato nel 2019 e interrotto nel 2020 a causa della pandemia in atto e delle divergenze politiche UE, ha finora portato all'analisi dello stato dell'agricoltura nazionale e delle aree rurali (11 "*Policy Brief*"[166]) e alla individuazione dei punti di forza, di debolezza, delle opportunità e delle minacce (analisi SWOT). Al confronto hanno partecipato il MIPAAF, le Regioni, il MATTM, l'ISPRA ma senza la presenza di rappresentanti istituzionali delle ZEA. Una ulteriore assenza nei tavoli futuri sarebbe un errore e rappresenterebbe un limite per la migliore e più efficace individuazione delle linee di intervento per la tutela del Capitale Naturale e lo sviluppo della filiera agroforestale nei territori delle ZEA.

Il contributo dei Parchi nazionali si ritiene decisivo per l'attivazione di investimenti innovativi nell'ambito degli ecoschemi, il che consentirebbe una assegnazione di contributi di entrambi i pilastri della PAC. Nelle pagine precedenti abbiamo visto che la destinazione dei contributi pubblici alle aree protette nazionali ha una giustificazione nelle finalità istituzionali dei Parchi nazionali e delle AMP e nelle finalità istitutive delle ZEA. Inoltre, andrebbe nella giusta direzione di rimediare alla disparità che ha sempre caratterizzato la ripartizione dei fondi della

---

[157] Approvazione da parte del Parlamento europeo dei Regolamenti finanziari e del piano Next generation EU ("*Recovery fund*"), con un finanziamento totale superiore ai 1.800 miliardi di euro per la ripresa dalla pandemia e il sostegno ai diversi settori d'intervento.

[158] Nel regime transitorio valgono le regole della programmazione 2014 – 2020, con risorse aggiuntive ("*front loading*") e fondi afferenti al piano Next generation EU. Per un approfondimento sui contenuti e i risultati della programmazione 2014 – 2020 si rinvia alla Rete Rurale Nazionale .

[159] Le tre principali differenze a valenza ambientale della "nuova PAC" rispetto all'impalcatura attuale (programmazione 2014 – 2020 e biennio transitorio 2021 - 2022) sono:

a) la "*necessità di migliorare l'efficienza e l'efficacia dei pagamenti diretti tramite il livellamento e l'erogazione più mirata del sostegno al reddito agli agricoltori che ne hanno bisogno e contribuiscono al conseguimento degli obiettivi ambientali, anziché a soggetti e imprese che semplicemente possiedono terreni agricoli*" (regressività e capping obbligatorio nei pagamenti diretti);

b) il nuovo regime della condizionalità rafforzata, obbligatoria per tutti gli agricoltori beneficiari della PAC e che andrà a sostituire l'attuale condizionalità obbligatoria e gli impegni verdi ("*greening*") obbligatori soltanto per alcune aziende agricole;

c) in aggiunta alle misure ambientali e climatiche (secondo pilastro), gli strumenti innovativi degli eco-schemi, concepiti come impegni del primo pilastro della PAC e come pagamenti addizionali o compensativi per pratiche benefiche rispetto agli obiettivi per il clima e l'ambiente. Vanno oltre la condizionalità rafforzata e sostituiscono i pagamenti verdi dell'attuale PAC e sono ritenuti facoltativi per gli agricoltori ma obbligatori per gli Stati membri.

[160] Proposte di regolamento COM 2018 392 final, COM 2018 393 final e COM 2018 394 final del 1 giugno 2018.

[161] Nell'articolo 2 della Convenzione delle Nazioni Unite sulla diversità biologica (CBD), la biodiversità o diversità biologica è definita come "*la variabilità degli organismi viventi di ogni origine, compresi inter alia gli ecosistemi terrestri, marini e altri ecosistemi acquatici, e i complessi ecologici di cui fanno parte; ciò include la diversità nell'ambito della specie, e tra le specie degli ecosistemi*".

[162] Le tre istituzioni europee (i cosiddetti *Trilogh*i) responsabili dell'approvazione dei regolamenti definitivi sulla PAC.

[163] COM (2019) 640 final.

[164] "*Strategia dell'UE sulla biodiversità per il 2030, Riportare la Natura nella Nostra Vita*" – COM (2020) 380 final.

[165]Ciascuno Stato membro ha il compito di individuare nel PSN le misure e le azioni per il raggiungimento dei 9 obiettivi e uno trasversale della PAC, definiti con le proposte di Regolamento del giugno 2018,

[166] PAC post 2020 - Il percorso nazionale (reterurale.it)

PAC e al parziale superamento delle circostanze per le quali i maggiori finanziamenti previsti nel primo pilastro sono storicamente concentrati nelle aree agricole intensive e nei territori con una maggiore densità abitativa.

3.1.2.8 L'agricoltura biologica nelle ZEA

Tra i sistemi agricoli sostenibili, per la conservazione della biodiversità e lo sviluppo locale, è certamente da menzionare l'agricoltura biologica, già presente nelle ZEA e dove in alcune aree rappresenta una importante attività economica e di sensibilizzazione ambientale.

Disciplinata da norme europee[167], dagli anni '90 la PAC prevede una misura di sostegno agli agricoltori che adottano o mantengono un sistema biologico nella gestione dell'azienda agricola e nella produzione alimentare (preparazione e trasformazione dei prodotti agricoli destinati ad essere utilizzati come alimenti). Il sistema biologico impiega esclusivamente sostanze e procedimenti naturali[168] ed è soggetto a un rigido sistema di controllo, con i prodotti identificati tramite un marchio obbligatorio, un logo ("*Eurofoglia*", con 10 anni di età) e una etichettatura con i riferimenti sul luogo e metodo di produzione, sull'operatore, l'organismo di controllo, etc.

Nella misura del possibile, l'agricoltura biologica si basa sul concetto che il territorio e il paesaggio appartengono ad un unico processo, per cui la gestione colturale è caratterizzata dall'adozione di più tecniche produttive "*sostenibili*" dal punto di vista ambientale, quali ad esempio le rotazioni, il sovescio di leguminose e di altre specie, il controllo biologico degli organismi nocivi e, in generale, altre pratiche agronomiche in grado di conservare la naturale fertilità del suolo agrario, di fornire nutrienti vegetali e di controllare erbe infestanti e parassiti. Inoltre, prevede l'uso di residui colturali, scarti organici e concimi di origine animale per la nutrizione delle piante e per migliorare i caratteri chimico-fisici del suolo. Esiste una consolidata evidenza scientifica sugli effetti positivi delle pratiche agricole biologiche rispetto a quelle convenzionali[169], non solo in termini di maggiore biodiversità genetica, di specie e di paesaggio, ma anche di riduzione delle cosiddette "*esternalità negative*", tra cui l'erosione, la concentrazione di sostanza organica e la perdita di qualità dei suoli agrari, le emissioni di ammoniaca e di ossido di azoto, il consumo di acqua e energia.

L'assenza o quasi di inquinamento da fonti esterne e la presenza in misura maggiore nei Parchi nazionali di habitat naturali quali aree rifugio per uccelli e insetti predatori, fondamentali per la difesa biologica delle piante in assenza dei prodotti chimici, rende il territorio delle ZEA naturalmente vocato per le aziende biologiche.

L'attitudine alla scelta dei sistemi biologici nell'insieme delle aree protette ha poi motivazioni di natura economica e di natura etica, cioè la volontà di avviare un'attività con prospettive di mercato[170] e di accesso ai contributi pubblici PAC, senza stravolgimenti del tessuto culturale e naturale e al contempo fornendo un'immagine di credibilità del proprio lavoro. Quest'ultima affermazione è supportata dall'esistente certificazione UE del biologico, disciplinata come già detto da un regolamento comunitario.

Nella prospettiva desiderabile dell'attuazione del quadro giuridico delle ZEA, il sistema biologico certificato si pone in una posizione di garanzia similare alle altre attività economiche ecocompatibili e adeguatamente certificate. Si presenta anche con una buona capacità di interconnessione con il sistema imprenditoriale locale e con favorevoli potenzialità nello sviluppo di iniziative multifunzionali[171], ad esempio la vendita diretta, i mercati contadini e le attività agrituristiche associate alla produzione di alimenti sicuri e sostenibili.

Peraltro, in un contesto in crescita dal 1990 qual è il biologico in Italia (e in generale nell'UE), la superficie relativa nelle ZEA si presenta superiore al dato nazionale, con una estensione del biologico pari al 17,1% della Superficie

[167] La normativa comunitaria è in una fase di transizione, infatti il Regolamento 834/2007 è stato abrogato dal Regolamento 848/2018, che entrerà in vigore il 1 gennaio 2022 (come stabilito dal successivo Regolamento 1693/2020).
[168] Nella fase di produzione dei prodotti agricoli ("*l'agricoltura biologica*"), è pertanto escluso l'uso di prodotti chimici (fertilizzanti e prodotti fitosanitari di sintesi) e degli OGM nonché dei regolatori della crescita e degli additivi sintetici per mangimi.
[169] Ad esempio il Rapporto ISPRA 330/2020 - rapporto_330-2020_web_compressed.pdf (isprambiente.gov.it)

[170] BioReport 2019 "*L'agricoltura biologica in Italia*" - Mipaaf – Rete Rurale Nazionale Bioreport 2019. Agricoltura biologica in Italia (reterurale.it).
[171] Formulato nella prima conferenza mondiale dei capi di Stato sull'ambiente ("*Earth Summit*" 1992, Rio de Janeiro), il valore della multifunzionalità agricola è stato introdotto nella PAC negli anni 2000 e recepito in Italia con il D.Lgs 228/ 2001.

Agricola Utilizzata (SAU) rispetto al 15,8% nazionale e con una concentrazione stimata delle aziende biologiche/aziende agricole totali pari al 16,5% rispetto al 6,2% nazionale[172].

La vitalità del sistema biologico è invece riassumibile nei seguenti dati:

- la superficie media nazionale è di 28,3 ettari, rispetto agli 11 ettari dell'azienda agricola media, e le aziende specializzate (con l'intera superficie a biologico) sono caratterizzate da una maggiore presenza di conduttori giovani e con diploma/laurea e da una prevalente quota di manodopera non familiare nonché da una propensione maggiore alla vendita diretta e all'utilizzo di strumenti elettronici per la gestione aziendale (internet, software, etc.), cioè l'insieme di elementi che alimentano il maggiore dinamismo della filiera (Rete Rurale Nazionale Bioreport 2019);

- ad eccezione delle aziende zootecniche, i risultati economici medi del biologico, in termini di valore aggiunto e reddito netto, risultano migliori rispetto alle convenzionali e la principale motivazione sono i minori costi per l'acquisto di mezzi tecnici (fertilizzanti, prodotti fitosanitari, etc.).

Oltre ai vantaggi di natura fiscale e normativa attivabili in ambito ZEA, la crescita imprenditoriale delle attività biologiche, e anche di altre pratiche agricole "a sostenibilità certificata"[173], è strettamente correlata alle misure attuative della nuova PAC 2023–2027 e alla volontà di destinare nuovi fondi dal primo pilastro, ad esempio a sostegno della organizzazione di filiera a scala territoriale. Al riguardo un esempio storico, partito dal "basso", è il distretto biologico nell'area del parco nazionale del Cilento[174].

3.1.2.9 L'impollinazione, la nuova PAC e il ruolo delle ZEA

Il servizio di impollinazione, ad opera soprattutto degli insetti (Apoidei, Lepidotteri, Sirfidi e Coleotteri), riveste una importanza fondamentale per la tutela degli equilibri ecologici e per la qualità e la quantità delle produzioni agroalimentari, ciononostante è minacciato dalla scomparsa e dall'alterazione degli habitat, a causa anche dell'impatto negativo esercitato dalle pratiche agricole intensive, tra cui l'uso dei prodotti fitosanitari[175].

L'impollinazione animale (entomofila) è un servizio di regolazione ecosistemica, in quanto è la base per la riproduzione delle piante, la produzione di frutti e semi e, di conseguenza, per il benessere e la salute umana[176]. Circa l'87% delle specie vegetali nel mondo dipende, in una certa misura, dagli animali (insetti, uccelli, mammiferi) per l'impollinazione e questa percentuale può raggiungere il 94% (Ollerton *et al.,* 2011[177]) nelle regioni tropicali. Inoltre, il 75% delle colture agricole mondiali dipende, almeno in parte, dall'impollinazione entomofila e il valore annuale delle colture globali direttamente dipendenti dagli impollinatori varia annualmente da 193 a 473 miliardi di euro (IPBES 2016). In Europa il contributo stimato dell'impollinazione alla sola agricoltura è di oltre 22 miliardi di euro all'anno[178].

La stragrande maggioranza delle specie di impollinatori sono insetti selvatici, comprese le molte specie di api, farfalle, falene, sirfidi, vespe, scarafaggi e tripidi. A causa della loro stretta dipendenza dalle risorse floreali come il polline e il nettare, le api sono il principale gruppo di impollinatori di specie vegetali sia coltivate che selvatiche, con circa 20.000 specie descritte in tutto il mondo, di cui circa 1000 solo in Italia e un contributo significativo alla produzione di 1/3 delle colture alimentari mondiali.

---

[172] La fonte dati non è omogenea, infatti per i PN è il Rapporto ISPRA 330/2020 (tabella 1.2.3, pagg. 33), dove i dati sono stati ottenuti tramite una elaborazione cartografica dei dati originari AGEA aggiornati al 2018, mentre per il biologico nazionale è il Sistema d'Informazione Nazionale sull'Agricoltura biologica (SINAB) Bio-Statistiche | Sinab, con dati aggiornati al 31 dicembre 2019 e la SAU totale relativa ai dati ISTAT 2016. In valori assoluti, la SAU (2018) a biologico nei PN è di 41.000 ha, 239 mila è la SAU totale, 2626 le aziende biologiche con sede legale nei PN e 15917 il totale delle aziende agricole. A livello nazionale (2019) i numeri sono circa 2 milioni di ettari a biologico e oltre 80.000 produttori e trasformatori.

[173] Ad esempio la produzione integrata – Sistema di Qualità Nazionale Produzione Integrata (SQNPI) . Per informazioni: https://www.reterurale.it/produzioneintegrata

[174] distretto, eco-regione, distretto del cibo .

[175] *European Pollinator Initiative* COM(2018) 395 final, *European Red List of Bees* – IUCN - European Commission, 2014.

[176] Rapporto 2016 dell'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)

[177] Ollerton J, Winfree R, Tarrant S (2011) How many flowering plants are pollinated by animals? Oikos 120(3):321–326. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.

[178] https://ec.europa.eu/food/animals/live_animals/bees_en

Nonostante i recenti progressi nella ricerca scientifica, la conoscenza dei fattori alla base del notevole declino degli impollinatori necessita di ulteriori approfondimenti (ISPRA 2020)[179]. Il declino dell'abbondanza, della diversità e dello stato di salute degli impollinatori riguarda sia gli insetti selvatici (Eisenhauer et al 2019, Montgomery et al 2019, Sánchez- Bayo & Wyckhuys 2019[180]) che domestici (BIP 2020, COLOSS 2020)[181].

Diversi studi scientifici (Domroese & Johnson, 2017)[182] hanno messo in evidenza l'importanza del coinvolgimento dei cittadini ("*citizen science*") nelle ricerche sulla tutela degli impollinatori, in modo da aumentare la consapevolezza sull'importanza della conservazione degli impollinatori.

Una forte correlazione tra il ruolo delle ZEA, la valorizzazione del Capitale Naturale e la realizzazione di iniziative specifiche a vantaggio del servizio dell'impollinazione esiste nell'impalcatura della *nuova PAC*.

Tra gli obiettivi della "*condizionalità rafforzata*"[183] associati in modo diretto alla tutela degli impollinatori vi sono soprattutto la creazione di una rete di risorse e habitat a livello paesaggistico, l'espansione degli habitat con risorse disponibili tutto l'anno e la riduzione della presenza di fattori di stress, quali prodotti fitosanitari e fertilizzanti chimici. Come pratiche obbligatorie, per tutti gli agricoltori beneficiari della nuova PAC, da menzionare sono le "*Buone condizioni agricole e ambientali*" BCAA 1 "*Prati permanenti*", la BCAA 8 **"***Rotazione delle colture***",** in sostituzione dell'impegno verde diversificazione colturale dell'attuale PAC e da gestire con piante attrattive per gli impollinatori e prestando attenzione nella gestione agronomica (falciatura meccanica) e nell'impiego dei prodotti chimici, la BCAA 9 "*Aree non produttive ed elementi caratteristici del paesaggio*" e il "*Criterio di gestione obbligatorio*" (CGO) 13 sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari, disciplinato nel nostro paese dal relativo Piano d'Azione Nazionale (PAN - DM 22/1/2014)[184].

In relazione al ruolo strategico delle ZEA e al loro grado di naturalità, potrebbe essere di interesse fissare misure specifiche a tutela degli impollinatori nel capitolo degli ecoschemi, per sommare finanziamenti del primo pilastro (pagamenti diretti) e del secondo (sviluppo rurale) e destinare una quota rilevante al monitoraggio e alla valorizzazione del servizio di impollinazione.

Un esempio recente di attività di monitoraggio sugli impollinatori selvatici è il progetto in corso in numerose ZEA e finanziato dal MATTM con le direttive del Ministro dell'Ambiente del 2019 e del 2020. In linea con l'iniziativa UE lanciata nel 2018 (*European Pollinator Initiative* COM(2018) 395 final) e con diverse attività sul territorio, inclusa la sensibilizzazione delle popolazioni locali, il progetto si propone di affrontare le implicazioni ambientali, economiche e sociali del declino degli insetti impollinatori, riconoscendone il ruolo insostituibile per il loro servizio eco sistemico.

[179] https://www.isprambiente.gov.it/it/attivita/biodiversita/lispra-e-la-biodiversita/articoli/il-declino-delle-api-e-degli-impollinatori

[180] Montgomery GA, Dunn RR, Fox R, Jongejans E, Leather SR, Saunders ME, Shortall CR, Tingley MW, Wagner DL (2019) Is the insect apocalypse upon us? How to find out. Biol Conserv:108327. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108327

[181] La perdita di specie di insetti è estremamente preoccupante nelle regioni tropicali del mondo, dove la stragrande maggioranza delle specie è ancora sconosciuta e il calo è in continuo aumento, nonostante i trattati internazionali sulla protezione della biodiversità (CBD 2020) e dove i tassi elevati di deforestazione sono considerati uno dei principali fattori di estinzione.

[182] Domroese M. C., Johnson E. A. 2017 Why watch bees? Motivations of citizen science volunteers in the Great Pollinator Biological Conservation Volume 208, April 2017, Pages 40-47.

[183] La condizionalità collega il sostegno al reddito della PAC all'attuazione di pratiche e norme agricole rispettose dell'ambiente e del clima, note come "*Buone condizioni agricole e ambientali*" (BCAA) e "*Criteri di gestione obbligatori*" (CGO).

[184] (https://indicatori-pan-fitosanitari.isprambiente.it

3.2 Foreste nelle città e nelle aree interne: un vantaggio per la biodiversità, il clima e la salute dei cittadini.

3.2.1 Valutazione dei benefici degli ecosistemi forestali italiani e della forestazione nelle aree metropolitane

Ecosistemi forestali italiani

Foreste e biodiversità

Le foreste nel mondo sono, come noto, scrigno di biodiversità poiché sono tra i biomi più importanti per la protezione della ricchezza di specie e di risorse genetiche, tanto che si stima conservino al loro interno circa l'80-90% della diversità biologica del pianeta (Fares e Scarascia-Mugnozza, 2015). Anche gli ecosistemi forestali mediterranei, e in particolare quelli italiani, sono straordinariamente ricchi di forme biologiche, essendo il Mediterraneo un *hot spot* di biodiversità grazie alla rilevante variabilità ambientale e alla storia naturale, particolarmente complessa, della regione mediterranea. Infatti, questa regione ha rappresentato un importante rifugio per alberi, altre piante, animali e microrganismi durante le diverse ere glaciali, fino all'ultima glaciazione che è finita circa 10.000 anni fa; a questa ha fatto poi seguito la ricolonizzazione forestale dell'Europa con l'espansione delle comunità ecologiche verso Nord, proprio a partire dalle penisole mediterranee che, peraltro, hanno mantenuto un corredo particolarmente ricco di diversità di specie e di variabilità genetica intraspecifica (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000). La successiva evoluzione del clima mediterraneo, da condizioni fredde e umide verso l'aumento della temperatura e dell'aridità estiva, insieme alla tormentata orografia della regione, ha determinato anche la frammentazione degli areali naturali di numerose specie forestali con l'evoluzione di nuovi *taxa* di alberi forestali.

Lo stato di gran parte della diversità biologica, come alberi, altre piante vascolari, animali vertebrati e invertebrati, funghi e altri microorganismi, è direttamente legata alla conservazione degli ecosistemi forestali, alla loro gestione selvicolturale e alla loro estensione. Dalla metà del secolo scorso ad oggi, nell'arco di circa 70 anni, le foreste italiane si sono ampliate in modo spettacolare, soprattutto nei territori montani e collinari, raggiungendo la superficie di circa 12 Mha (milioni di ettari) pari quasi al 40% del territorio nazionale, come riportato dall'ultimo Inventario forestale (INFC2015) e nell'Inventario delle Terre d'Italia (IUTI2016), finanziato dal MATTM. Nell'arco di poco più di mezzo secolo l'ampiezza delle foreste nel nostro Paese è praticamente raddoppiata, per via dell'abbandono di gran parte delle terre agricole nelle aree più svantaggiate, ma anche per merito della gestione conservativa del patrimonio forestale operata dai Servizi forestali, nazionale e regionali, in applicazione di una legislazione vincolistica ma anche attenta alle esigenze tecnico-ecologiche delle risorse forestali e del territorio montano (Marchetti *et al.,* 2012).

Il confronto delle stime di superficie prodotte dai tre inventari forestali nazionali realizzati in Italia, riferiti alle epoche 1985, 2005 e 2015, testimonia il sensibile aumento della superficie forestale avvenuto negli ultimi decenni; il fenomeno riguarda, con intensità diversa, tutte le Regioni italiane. L'incremento annuo della superficie forestale totale (bosco e altre terre boscate) per gli intervalli 1985-2005 e 2005-2015 è pari rispettivamente a 0,3% e 0,2% della superficie nazionale, con un'espansione annuale del bosco di 78 mila e 53 mila ha, rispettivamente. L'aumento della copertura forestale è avvenuto prevalentemente per colonizzazione spontanea di aree agricole marginali, a seguito dell'abbandono colturale in montagna e alta collina, e solo in parte per le attività di rimboschimento e di restauro ecologico, soprattutto nell'immediato secondo dopoguerra, condotte con importanti finalità ambientali e socio-economiche. Un documento di valore storico è la Carta Forestale del Regno d'Italia, datata 1936, da cui è possibile derivare un dato indicativo di superficie forestale pari a 6.364.000 ha. Nonostante la mancanza di dettagli sulle definizioni utilizzate per la carta, utili a valutare la coerenza delle diverse fonti, il confronto tra la superficie cartografata e la stima del primo inventario conferma l'espansione della copertura forestale anche per il periodo 1936-85.

Insieme all'espansione della superficie delle foreste e della vegetazione legnosa a macchia e cespugliata, sono migliorate e sono state potenziate le diverse funzioni ambientali connesse agli ecosistemi forestali come la produttività primaria, la quantità di biomassa accumulata, la regolazione del ciclo dell'acqua e dei vari componenti bio-geochimici, la protezione del suolo, la diversità strutturale e specifica, i benefici culturali, del benessere delle

persone e del paesaggio, appunto i diversi servizi ecosistemici ripartiti in servizi di approvvigionamento, di regolazione e mantenimento e culturali.

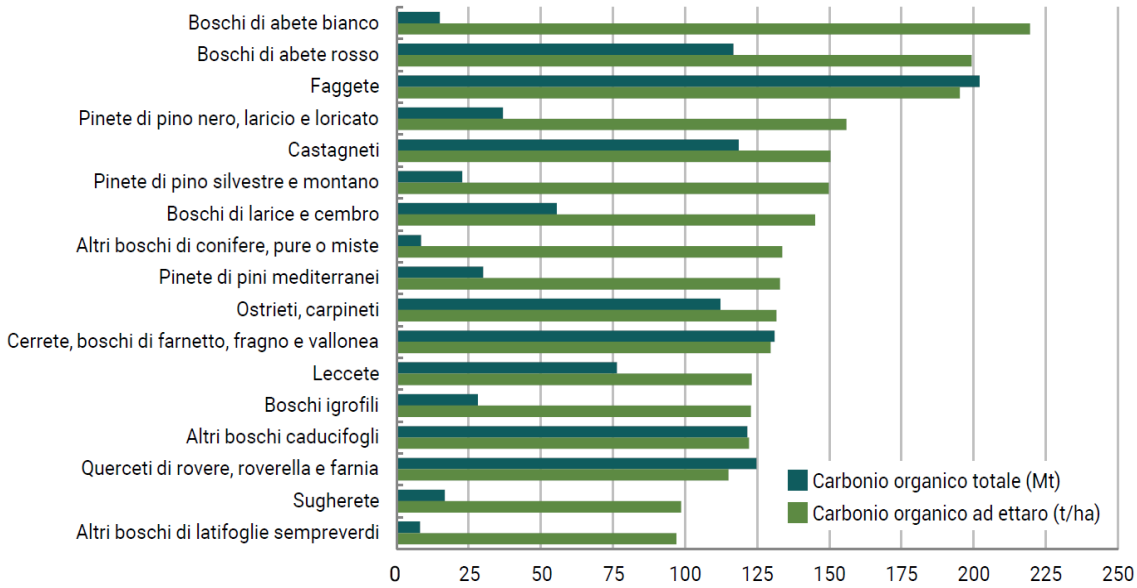


Figura 57. Sequestro di Carbonio nellle diverse tipologie di foreste italiane (da RAF Italia, MIPAAFT 2019).

In particolare, il sequestro di Carbonio da parte della biomassa forestale e dei suoli forestali è oggetto di indagini specifiche all'interno dell'Inventario forestale nazionale INFC2005 (Fase 3+, 2008-09), che ha consentito di stimare la quantità di carbonio organico accumulato nelle foreste italiane nelle quattro componenti (*pool*) considerate per il *reporting* correlato agli accordi sul clima: la biomassa arborea epigea, la necromassa, la lettiera e il suolo.

L'ammontare complessivo di carbonio immagazzinato negli ecosistemi forestali italiani è pari a 1,24 Gt (miliardi di tonnellate), in media a 141,7 t/ha, corrispondenti a 4,5 Gt di anidride carbonica assorbita dall'atmosfera. La maggior parte del carbonio organico delle foreste italiane è accumulato nei suoli, che contengono il 57,6% del totale pari a 715,7 Mt (milioni di tonnellate), di cui 51,5 Mt negli orizzonti organici, 315,5 Mt nello strato minerale superficiale (tra 0 e 10 cm di profondità) e 348,7 Mt nello strato minerale profondo (10-30 cm). Il secondo *pool* per importanza è la biomassa arborea epigea, che contiene 472,7 Mt di carbonio, 54,0 t/ha, pari al 38,1% del totale. Infine, nella lettiera e nella necromassa sono accumulati rispettivamente 24,9 e 28,3 Mt di carbonio organico, pari a 2,0% e 2,3% del carbonio totale. Per effetto dell'accrescimento degli alberi vengono fissati annualmente 12,6 Mt di carbonio, che corrispondono ad un assorbimento di anidride carbonica dall'atmosfera di 46,2 Mt, pari a circa 5 t/ha di CO_2 equivalente (MIPAAFT 2019).

L'espansione delle foreste, sia per silvogenesi spontanea sui terreni abbandonati e, in parte minore per azione di recupero ambientale con i rimboschimenti, ha portato ad un ampliamento della diversità strutturale e specifica delle nostre foreste. La diversità delle specie e delle dinamiche degli ecosistemi forestali differisce notevolmente in tutta Italia. Ciò si riflette nelle 23 tipologie forestali (comprese le piantagioni agro-forestali e gli altri terreni boscati) riscontrabili in Italia; infatti la composizione delle specie in una foresta è influenzata sia da fattori naturali (clima, condizioni pedologiche e idrologiche della stazione forestale, stadio della successione ecologica) e dall'attività umana presente e passata (selvicoltura e pascolo). Le foreste composte da un più ampio numero di specie di alberi sono spesso più ricche di biodiversità, più resilienti e funzionalmente diversificate rispetto alle foreste monospecifiche. Gli ecosistemi forestali italiani sono tra i più diversificati nella composizione delle specie arboree di tutta l'Europa; circa il 45% delle foreste italiane è composto da 4-5 specie di alberi differenti (in Europa metà delle foreste è composta da 2-3 specie di alberi diversi) mentre circa il 25% della superficie forestale italiana è composta da 6 o più specie di alberi; il 25% da 2-3 specie e meno del 5% delle foreste italiane è composta da strutture monospecifiche (in Europa questa tipologia di foreste copre ben il 30% della superficie forestale europea!).

I cambiamenti nelle pratiche di gestione forestale finalizzate alla creazione di foreste più diversificata dal punto di vista strutturale, della rinnovazione naturale e anche dell'espansione spontanea su terreni agricoli abbandonati sono fattori chiave per favorire la progressiva diversificazione delle nostre foreste. Tuttavia, l'impatto dei cambiamenti ambientali, l'aumento di frequenza degli eventi climatici estremi (es. incendi e *megafires*, tempeste di vento, siccità), la diffusone di specie invasive e di parassiti, influenzerà sempre più nei prossimi anni la ricchezza complessiva delle specie arboree, la loro produttività, funzionalità e resilienza.

Naturalità delle foreste italiane

La capacità di sostituire le generazioni di alberi maturi o senescenti con nuove coorti di alberi giovani è un prerequisito per la conservazione delle foreste e per il mantenimento della superficie forestale a lungo termine. La rinnovazione naturale significa, infatti, la capacità di ricostituire un popolamento forestale mediante la disseminazione naturale dagli alberi d'alto fusto del ciclo precedente o con il germogliamento del bosco ceduo. La rinnovazione artificiale avviene, invece, mediante piantagione di giovani alberi prodotti in vivaio. La rinnovazione forestale, a sua volta, dovrebbe essere anche chiaramente distinta dall'espansione forestale, che è l'aumento della superficie forestale a scapito di terreni precedentemente utilizzati per altri scopi, in genere agricoli. In Italia la rinnovazione naturale dei boschi è la modalità di gran lunga prevalente (pari a circa il 90%) per la conservazione degli ecosistemi forestali, mentre in Europa la sua incidenza è del 63% e la piantagione artificiale rappresenta ben il 34% delle tipologie di rinnovazione forestale.

La rinnovazione naturale delle foreste contribuisce a preservare la variabilità genetica degli alberi e a mantenere la composizione specifica, la struttura e le dinamiche dell'ecosistema forestale. Tuttavia, a volte potrebbe essere utile ricorrere alla piantagione per ricostituire ecosistemi danneggiati come nel caso delle tempeste di vento (es. tempesta VAIA) o per introdurre specie arboree mancanti per migliorare il grado di biodiversità. L'impatto dei cambiamenti climatici in futuro potrebbe anche rendere l'utilizzo di nuove provenienze di specie forestali comunque autoctone o l'introduzione di nuove specie di alberi forestali, un'opzione praticabile per aumentare la resilienza degli ecosistemi forestali nel caso di rischi crescenti di disturbi ecologici su larga scala come tempeste, infestazioni di insetti e incendi, come sperimentato nel 2018 e nel 2019.

Mediante piantagione e rinnovazione artificiale sono state introdotte in Europa e in Italia diverse specie forestali, particolarmente produttive (es. *Pseudotsuga menziesii* o specie del gen. *Eucalyptus*), resistenti a condizioni ambientali difficili (es. *Robinia pseudoacacia*) o diventate, col tempo, invasive. La superficie totale di queste piantagioni forestali (nel caso di *Pseudotsuga* si sono comunque in gran parte naturalizzate poiché riescono a rinnovarsi spontaneamente) in Italia è comunque modesta poiché copre circa l'1% della superficie forestale. Le specie arboree indicate come aliene invasive sono quelle che destano una certa preoccupazione per la loro grande capacità di adattamento e diffusione, tra queste proprio la Robinia, *Prunus serotina* e *Ailanthus altissima*, quest'ultima una specie invasiva introdotta dalla Cina e considerata molto aggressiva a causa della sua rapida diffusione e tossicità.

Un altro importante indicatore sullo stato degli ecosistemi forestali e a favore della gestione sostenibile delle foreste, secondo l'organismo intergovernativo europeo *Forest Europe* per la protezione delle foreste (FOREST EUROPE 2020), è la cosiddetta necromassa o legno morto presente in bosco. Si tratta dagli alberi secchi rimasti in piedi o caduti al suolo e dai residui di legno di varia dimensione deposti sopra la lettiera; la necromassa è una componente essenziale degli ecosistemi forestali poiché fornisce *microhabitat* per un'ampia varietà di animali e specie vegetali (mammiferi, uccelli, anfibi, insetti, funghi saproxilici, muschi e comunità di licheni). Il legno morto è anche un importante fattore che regola i cicli dei nutrienti (N, P, Ca e Mg), influisce sull'evoluzione del suolo e ne riduce il rischio di erosione. Inoltre, il legno morto è anche un'importante riserva di carbonio forestale, poiché rallenta il rilascio di anidride carbonica per decomposizione e, in questo modo, contribuisce alla mitigazione di il riscaldamento globale. La quantità di legno morto nelle foreste dipende da molti fattori, come la composizione specifica, la struttura e la fase di sviluppo della foresta, il tipo e la frequenza dei disturbi naturali, la gestione selvicolturale e le caratteristiche pedoclimatiche. Gli interventi selvicolturali intensivi possono ridurre gli stadi di sviluppo tardivi delle foreste e diminuire l'età media dei boschi, abbassando così la quantità e la qualità del legno morto e mettendo in pericolo la biodiversità forestale e le funzioni ambientali fornite dagli ecosistemi forestali. D'altronde, un accumulo di biomassa secca e di legno morto in foresta (*fuel load*) può accrescere notevolmente e pericolosamente il rischio di incendi boschivi e i focolai di insetti, ostacolando anche le attività ricreative o operazioni forestali. Le stime di biomassa morta sono disponibili grazie all'Inventario forestale nazionale, che ha incluso il legno morto tra gli attributi rilevati proprio in virtù dell'importanza ecologica di questo indicatore. Le informazioni sul legno morto riportate dal recente Rapporto sulle foreste italiane (MIPAAFT 2019) segnalano un valore medio ponderato di biomassa morta pari a circa 6 t/ha o 9 m^3/ha in volume, per le foreste italiane, ovvero

il 6% della biomassa complessiva, viva e morta, per unità di superficie forestale. In Europa, il volume medio ponderato del legno morto totale nel 2015 è di 11,5 m^3/ha e rappresenta il 7% del volume medio ponderato della biomassa forestale; va però tenuto conto che le foreste dell'Europa centro-settentrionale mostrano *stock* di biomassa, viva e morta, nettamente superiori rispetto ad altre regioni europee, grazie alla loro elevata fertilità e al minor rischio di incendio.

Anche la conservazione e la gestione delle risorse genetiche forestali, ovvero della variabilità genetica delle popolazioni di alberi e di altre piante degli ecosistemi forestali, italiani e europei, sono una componente vitale della gestione sostenibile delle foreste. La diversità del patrimonio genetico degli individui arborei di ogni complesso forestale è la garanzia che gli alberi possano sopravvivere, adattarsi ed evolversi al variare delle condizioni ambientali e, quindi, climatiche; la diversità genetica è anche indispensabile per mantenere la vitalità delle foreste e per contrastare efficacemente parassiti e malattie. In questo contesto, le popolazioni delle specie di alberi forestali nativi o autoctoni sono le diverse popolazioni locali di specie ufficialmente riconosciute come parte della flora naturale di un determinato Paese e possono essere conservate *in situ* o *ex-situ*. A seguito dell'istituzione del Sistema informativo europeo sulle risorse genetiche forestali (EUFGIS) nel 2010, 35 Paesi europei, tra cui l'Italia, hanno iniziato ad applicare "i requisiti minimi paneuropei delle Unità di conservazione genetica dinamica (GCU) di alberi forestali". Questi requisiti minimi forniscono i criteri di base per il mantenimento dei processi evolutivi all'interno delle popolazioni dei principali alberi forestali, per salvaguardare il loro potenziale di adattamento continuo ai cambiamenti dell'ambiente e delle condizioni locali. Inoltre, tutto il materiale di propagazione forestale, come ad esempio frutti, semi, strobili e parti di piante per la moltiplicazione vegetativa, raccolti per la realizzazione di nuovi boschi, per il restauro ecologico, per infrastrutture verdi o per la forestazione urbana e paesaggistica, devono originare per Direttiva europea da foreste selezionate per questo scopo. Il Programma di conservazione delle risorse genetiche forestali europee si basa pertanto sulla banca-dati di EUFGIS e su una serie di criteri quali il numero di specie forestali che rientrano nel programma, alla rappresentatività nelle diverse ecoregioni in cui è divisa l'Europa e ogni Paese, e alla presenza di più Unità di conservazione dinamica di una stessa specie nella medesima ecoregione. L'Italia presenta un numero abbastanza elevato di GCU, pari a 210 diversi siti di conservazione di risorse genetiche forestali, su 35 specie di alberi forestali e in sette diverse ecoregioni, tenuto conto che in tutta Europa e nel Mediterraneo il numero complessivo di ecoregioni è di 14 in tutto[185]. Pur considerando che l'aspetto fondamentale è la corretta gestione conservativa di queste Unità genetiche forestali e che il numero di siti italiani è alquanto elevato, il numero totale di alberi forestali sottoposti in Europa al programma di conservazione è pari a 109, di cui ben 75 presenti anche in Italia; ciò a dimostrazione del fatto che il posizionamento italiano nel programma può essere ulteriormente migliorato, anche tenuto conto che la ricchezza di specie forestali in Italia è veramente elevata se la si confronta con il loro numero totale presente in tutta Europa.

Un altro parametro importante per descrivere lo stato delle foreste italiane e del loro livello di naturalità riguarda la loro distribuzione nello spazio e il loro grado di frammentazione; questa corrisponde alla suddivisione di aree forestali più grandi e contigue in appezzamenti più piccoli di foresta; questi frammenti o *patch* sono separati da terreni con usi diversi non forestali, p. es. zone agricole, infrastrutture di trasporto, altre zone a copertura artificiale del terreno, sebbene le foreste siano frammentate anche da per caratteristiche e processi naturali. La frammentazione delle foreste influisce sugli ecosistemi forestali e sulla loro ricchezza e abbondanza di specie poiché gli habitat vengono ristretti e le singole popolazioni rischiano di rimanere isolate. Nell'ambito di FOREST EUROPE 2020 è stato condotto uno studio dettagliato per regioni europee, e quindi per l'Italia e l'Europa sud-occidentale, per rilevare il cambiamento negli ultimi 18 anni della continuità delle superfici forestali mediante analisi su banche-dati Corine Land Cover della densità della superficie forestale, ovvero la transizione nel tempo delle porzioni di foreste tra classi da 100 ha, 1000 ha, 10.000 ha fino a 100.000 ha o viceversa. La regione sud-ovest europea è quella nella quale si osserva la più consistente riduzione della continuità forestale, dalle classi di foreste continue ampie verso frammenti di dimensioni più ridotte, ovvero un evidente aumento della frammentazione. Questo andamento decrescente però era compensato dal passaggio di un numero elevato di superfici non-forestali verso le classi forestali, anche se di dimensioni più ridotte, pari a 100 e 1000 ha; evidentemente, l'espansione delle foreste in Italia e nel sud Europa si verifica inizialmente su *patches* forestali di dimensioni ridotte. L'aumento di frammentazione, a causa di incendi e altri disturbi ambientali andrebbe attentamente monitorata e studiata.

Infine, la conservazione della biodiversità e le misure per la prevenzione della perdita di biodiversità rivestono un ruolo molto importante per gli ecosistemi forestali e sono strettamente legate alle iniziative della IUCN per monitorare le specie minacciate all'interno della Lista Rossa nelle categorie vulnerabile, in pericolo o in pericolo critico (IUCN, 2019). Una specie forestale è una specie che dipende dalla foresta per una parte o per tutta la sua

[185] http://portal.eufgis.org/data/

vita, per le sue esigenze vitali o specificatamente per la sua attività riproduttiva; le specie forestali considerate possono comprendere alberi, uccelli, mammiferi, piante vascolari, altri vertebrati, altri invertebrati, crittogame e funghi. Le relazioni tra specie forestali e gli aspetti strutturali, il clima e l'effetto antropica sono complesse e influenzano fortemente gli ecosistemi. Elementi come la quantità e qualità del legno morto, i microhabitat offerti dagli degli alberi e altre proprietà della copertura arborea costituiscono elementi strutturali importanti per molti specie forestali minacciate. La qualità e la quantità di tali strutture possono variare tra i diversi ecosistemi forestali così come sta aumentando l'attenzione per il ruolo dell'integrazione della conservazione della biodiversità negli approcci di gestione forestale, mediante la conservazione e la promozione di tali elementi strutturali.

Foreste e aree protette

Nel loro insieme, in Italia, le aree protette terrestri coprono 6,8 milioni di ha, di cui il 56,1% rappresentato da boschi e altre terre boscate, con una copertura relativa variabile a seconda delle diverse tipologie di aree protette, ma che nel complesso risulta sempre superiore alla media nazionale come riportato dal recente Rapporto sulle Foreste e il settore forestale (MIPAAFT 2019). I Parchi Nazionali sono le aree protette che presentano il coefficiente di boscosità media più elevato (75%). A questi si aggiungono nell'Elenco Ufficiale delle Aree Protette anche le Riserve naturali dello Stato, i Parchi e le Riserve regionali (6°EUAP, MATTM 2010). Poi la Rete europea Natura 2000 si integra alla rete statale e regionale, con circa 1,9 milioni di ha di ecosistemi forestali ricadenti solo in aree RN2000 senza altri regimi di tutela; ma la superficie totale di Natura 2000 è superiore e raggiunge il19% del territorio italiano, sovrapponendosi però in modo consistente alle aree protette già elencate. Pertanto, la superficie forestale complessiva compresa all'interno di tutte le aree a protezione ambientale ammonta così a 3.857.652 ha, nel nostro Paese, ovvero il 32% di tutte le foreste e le aree boscate italiane (MIPAAFT 2019). In Europa, secondo l'analisi di ForestEurope2020 sulle foreste che rientrano in aree protette e nella rete Natura2000, l'Italia si situa tra i Paesi con la più alta percentuale di foreste sottoposte a regime di protezione ambientale, comprendendo le classi di protezione della biodiversità (MCPFE Classe 1) e di protezione dei paesaggi e di elementi naturali specifici (MCPFE Classe 2). La classe 1 è a sua volta suddivisa in base all'intervento umano: 1.1 nessun intervento attivo; 1.2 intervento umano è limitato al minimo; 1.3 conservazione attraverso gestione attiva. Le foreste protette classificate come Classe 2 lo sono principalmente finalizzato al raggiungimento degli obiettivi del paesaggio diversità, culturale, estetica, spirituale e storica valori e ricreazione. Le più grandi aree complessive di foreste protette per la conservazione della biodiversità, oltre all'Italia, sono in Francia, Germania, Polonia, Turchia, Spagna, Finlandia e Svezia. Inoltre, la percentuale maggiore di aree protette con il minimo intervento riferita alla superficie forestale nazionale, in Europa, è riportata proprio dall'Italia con un valore di poco inferiore al 15%.

Rischi climatici e opzioni forestali

Dall'inizio del nuovo millennio l'impatto di eventi climatici estremi sugli ecosistemi terrestri, soprattutto quelli forestali, si è sensibilmente accentuato con il conseguente aumento dei disturbi e dei danni ambientali, anche con costi notevoli per la società umana (Seidl *et al.*, 2017). I disturbi naturali, come incendi, epidemie di insetti e tempeste di vento, sono parte integrante delle dinamiche degli ecosistemi forestali, in tutto il mondo. I disturbi interrompono la struttura, la composizione e la funzionalità di un ecosistema, di una comunità ecologica o di una popolazione e modificano repentinamente la disponibilità delle risorse e l'ambiente fisico. In tal modo, creano eterogeneità nel paesaggio, promuovono la diversità strutturale e specifica degli ecosistemi forestali e avviano la rigenerazione o rinnovazione delle foreste. I regimi perturbativi sono cambiati profondamente in molti ecosistemi forestali negli ultimi anni, con il mutamento climatico che si è affermato come un fattore determinante dei disturbi ambientali. Un aumento nella frequenza dei disturbi e della loro gravità è documentata in gran parte del globo e anche in Italia, ad esempio, per incendi, epidemie di insetti e siccità, particolarmente nelle ragioni a clima mediterraneo della Terra. L'accelerazione dei regimi di disturbo ambientale potrà influire sempre più fortemente sulla capacità delle foreste di fornire servizi ecosistemici alla società e potrebbe incidere pesantemente sulla resilienza ecologica delle foreste, determinando permanenti alterazioni negli ecosistemi forestali di vaste regioni del pianeta e, ovviamente, nel nostro Paese e in alcuni casi la degradazione forestale verso comunità vegetali differenti dalle foreste.

A seguito di questi marcati impatti dei cambiamenti climatici, i servizi ecosistemici forniti dalle foreste proprio per la regolazione del clima e per l'accumulo di Carbonio potrebbero anche entrare in conflitto con altre esigenze anch'esse fondamentali come la conservazione forestale, la biodoversità, l'adattamento e la resilienza ai disturbi ambientali. Come hanno dimostrato Millar *et al.* (2015), Seidl *et al.* (2017) e Kimmins (2008) l'andamento crescente della frequenza dei disturbi ambientali (incendi, vento, parassiti) e dei mega-disturbi (ondate combinate di calore e

siccità) stanno rendendo sempre più critica la stabilità degli ecosistemi forestali soprattutto delle foreste temperate e mediterranee e quelle boreali. La gestione degli ecosistemi forestali e il recupero e il restauro ecologico di quelli degradati, anche grazie alle opportunità fornite dalle tecnologie selvicolturali, potrebbe favorire l'adattamento e la resilienza degli ecosistemi forestali nei confronti dei cambiamenti ambientali, in particolare in ambiente mediterraneo. La gestione forestale, infatti, può modulare attivamente la risposta al clima dei regimi di disturbo ambientale modificando la struttura e la composizione delle foreste e promuovendo la loro resilienza, per garantire una fornitura continua di servizi ecosistemici e, in definitiva, preparare sia gli ecosistemi che la società ad una situazione caratterizzata da rischi climatici crescenti nel nostro futuro.

È così che lo *European Forest Institute* è arrivato a proporre un nuovo modello di gestione forestale, la cosiddetta "*climate smart forestry*" (Nabuurs *et al.*, 2017), ovvero una gestione forestale orientata all'adattamento climatico e alla sostenibilità che favorisca l'allungamento dell'età media dei popolamenti forestali e del loro incremento di produttività primaria (p.es. con interventi colturali), l'accumulo di carbonio nel suolo mediante un'attenta gestione dei tagli e dei disturbi ambientali, la creazione di maggiore diversità strutturale e specifica degli ecosistemi forestali, lo stoccaggio di C nei prodotti legnosi a più lunga durata del ciclo di vita o *life-cycle* (uso strutturale del legno), la conservazione delle foreste a maggior valore ecologico e il restauro ecologico dei boschi degradati. Si è stimato che con queste strategie di gestione sostenibile sarebbe possibile raddoppiare il contributo del settore forestale alla mitigazione delle emissioni totali di Carbonio in Europa portandolo dall'attuale 13% a oltre il 20%, con un contributo significativo agli obiettivi di riduzione fissati con l'accordo di Parigi al 55% entro il 2030.

In ogni caso si può sicuramente affermare che la gestione forestale è attualmente oggetto di un acceso dibattito scientifico e politico in rapporto agli obiettivi di accumulo del Carbonio e della resilienza al cambiamento del clima (Bellassen & Luyssaert 2014). Gli alberi assorbono anidride carbonica dall'atmosfera e, al contempo, il legno può sostituire i combustibili fossili e altri materiali ad alta intensità di carbonio come il cemento e l'acciaio, con grandi benefici per la mitigazione climatica e in accordo con le diverse Convenzioni internazionali sull'ambiente. Tuttavia, se molto è stato appreso sul ciclo del carbonio nelle foreste, ci sono ancora troppe lacune nelle nostre conoscenze. Dobbiamo quindi incoraggiare i contributi scientifici sul funzionamento e la gestione degli ecosistemi forestali, soprattutto nella regione mediterranea e nel nostro Paese, attraverso un vasto programma di ricerche ed esperimenti sulla conservazione e gestione degli ecosistemi forestali e della biodiversità forestale.

Foreste urbane e in aree metropolitane

Le foreste urbane, che comprendono tutti i boschi, le alberature, i singoli alberi situati in ambiente urbano e peri-urbano ma anche parchi e orti urbani, ville storiche e verde di quartiere, rappresentano gli elementi naturali più importanti di una città, in grado di migliorare la resilienza e il funzionamento ecologico dei sistemi urbani. In Italia il 7,8% delle aree edificate (170.215 ha) è rappresentato da foreste urbane, di cui il 92% coperto da alberi e il restante 8% da prati. Ogni abitante ha a disposizione 27 m^2 di verde in aree urbane (Sallustio *et al.,* 2017).

Le foreste urbane sono infrastrutture verdi integrate nel tessuto urbano. La corretta gestione e pianificazione è sviluppata con l'obiettivo di creare una rete strutturale e funzionale permanente nel tempo per il raggiungimento della sostenibilità socio-ecologica e per garantire la fornitura di benefici in termini ambientali sociali ed economici. Infatti, i boschi, le alberature, i parchi forniscono ai cittadini numerosi servizi ecosistemici. Un numero ampio e crescente di studi ha tracciato un quadro olistico sui benefici delle foreste urbane (Haase et al., 2014) e sulle "*nature-based solutions*" che possono essere implementate in ambito urbano (Raymond et al., 2017). Le foreste urbane rappresentano una componente sostanziale delle città in grado di contribuire alla mitigazione del cambiamento climatico attraverso la rimozione della CO_2 dall'atmosfera, agendo come un serbatoio netto di C atmosferico (Thornton *et al.,* 2002); mitigando l'inquinamento atmosferico dell'ozono troposferico (O3) e del particolato (PM) (Fares et al., 2020); e incidendo sulla qualità dell'aria con la deposizione degli inquinanti nelle chiome dei grandi alberi (Paoletti et al.2004), e negli arbusti e alberi più piccoli piantati molto vicino alla fonte di inquinamento (Mori et al.2015). Le aree ad alta densità forestale urbana, infatti, hanno concentrazioni di particolato (PM) inferiori rispetto ad altri siti (Irga *et al.,* 2015). La concentrazione del particolato (PM1) è risultata essere inferiore nelle foreste urbane e periurbane con un abbattimento del 20% di PM1 emesso da fonti antropiche (Fares et al., 2016). In dieci città metropolitane italiane, si è stimato un abbattimento complessivo dell'inquinamento di 7150 Mg di PM10 e 30.014 Mg di O_3 nell'anno 2003, che è stato un anno estremamente caldo. Per di più, si è evidenziato che le caratteristiche strutturali (ad es. Indice di area fogliare) e la diversità funzionale, legate alla conduttanza stomatica, esercitano una marcata influenza sulla fornitura dei Servizi ecosistemici regolatori, il cui valore monetario totale è stato stimato, in base alla perdita di valori strettamente economici relativi alle vittime e ai danni dell'inquinamento nel caso di assenza di tali Servizi ecosistemici, essere pari a 47 e 297 milioni di USD per la rimozione di PM10 e

O_3, rispettivamente (Manes et al., 2016). Inoltre, la loro presenza ha una importante funzione nella regolazione del microclima riducendo l'effetto di isola di calore urbano, è infatti dimostrato che un aumento del 10% della copertura delle chiome può comportare una diminuzione della temperatura ambientale di 3-4°C (Gill et al., 2007). Le foreste urbane e periurbane hanno il più alto potenziale per fornire questo servizio ecosistemico, soprattutto in città mediterranee, come e la capacità di raffreddamento si differenzia in base agli elementi del verde urbano considerato, con la foresta periurbana che mostrala più alta riduzione di temperatura e distanza di raffreddamento, seguita dalla foresta urbana e dalle alberature stradali (Marando et al., 2019). Gli ecosistemi naturali nelle aree urbane contribuiscono a diminuire il deflusso delle acque piovane e riducono l'inquinamento da nutrienti (Bolund e Hunhammar, 1999; Livesley et al., 2016). Studi recenti hanno mostrato il potenziale degli ambienti urbani nel contribuire alla biodiversità. In particolare, è stato dimostrato che l'eterogeneità degli habitat e le infrastrutture verdi nell'ambiente urbano promuovono la biodiversità vegetale e ospitano specie vegetali sensibili e/o rare. I parchi e le aree boschive urbane, in particolare, hanno dimostrato un aumento significativo della biodiversità (Nielsen et al., 2014; Pinho et al., 2016). Inoltre, le foreste urbane forniscono servizi ecosistemici culturali che riflettono importanti valori naturali non materiali per gli abitanti delle città, come valori spirituali e religiosi, valori educativi, relazioni sociali, patrimonio culturale e ricreazione. Molti studi sostengono l'importanza delle foreste urbane per la salute e il benessere umano. Non da ultimo, le foreste urbane possono anche avere effetti economici positivi sulle città e sui suoi abitanti (Wolf e Robbins, 2015).

L'importanza delle aree urbane come luogo di vita per molte persone si è manifestato anche nell'Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile. In particolare, l'obbiettivo 11 mira che ridurre gli effetti negativi dell'impatto ambientale delle città, in termini di qualità dell'aria e gestione dei rifiuti. Inoltre, esso mira a garantire l'accesso universale a spazi verdi e pubblici sicuri e inclusivi, soprattutto per le donne ei bambini, gli anziani e le persone con disabilità.

La gestione del verde Ubano: Il caso di Roma Capitale

La città metropolitana di Roma comprende un patrimonio di biodiversità e di aree verdi estremamente diversificato e complesso, composto da aree agricole, zone archeologiche, parchi e riserve naturali, ville e parchi storici, giardini pubblici, viali alberati. Il verde di proprietà pubblica gestito da Roma Capitale ammonta a circa 4000 ha e si compone di diverse tipologie: arredo stradale, aree di sosta, verde attrezzato di quartiere, verde speciale, verde storico archeologico, parchi campagna e grandi parchi urbani. Essendo il 50% delle aree a verde costituito dai grandi parchi e il 20% da verde archeologico, si può affermare che il 70% del verde della città è di tipo estensivo anche se con alta frequentazione. Il patrimonio arboreo è gestito dal Dipartimento Tutela Ambientale dell'Amministrazione comunale insieme ai municipi, e risulta, a seguito di censimenti speditivi (di cui l'ultimo è quello risalente al 2016 volto a inventariare solo alberi di I^{a} grandezza), pari a circa 315.000 alberi, con anno d'impianto variabile dai primi del '900 ad oggi, non considerando i boschi periurbani (Parco di Castel Fusano, Villa Ada e Monte Antenne e di Villa Pamphilj, i cimiteri del Verano, Prima Porta e Laurentino, le aziende agricole comunali come quella di Castel di Guido).

In relazione alla classificazione dimensionale gli alberi censiti si suddividono in 183.563 alberi di I grandezza (pari al 58 % del totale), 75.389 di II grandezza (24 % del totale), 55.281 di III grandezza (18 % del totale). Il genere più rappresentato è *Pinus* (51.512 alberi) per la massima parte della specie *Pinus pinea*, a cui segue *Quercus* (39.059 alberi), *Robinia* (29.646 alberi), *Platanus* (21.153 alberi), *Tilia* (15.776 alberi), e *Ligustrum* (18.171 alberi).

Le attuali problematiche di gestione del patrimonio arboreo si possono riassumere in peggioramento dello stato fitosanitario di molte alberature cittadine con ingresso di nuovi parassiti e patogeni; presenza di interferenze con danni a scapito sia degli alberi che delle strutture; e, molti alberi hanno completato il ciclo vitale possibile per alberi che vivono in ambienti artificiali.

Per quanto riguarda lo stato fitosanitario, i più diffusi agenti di danno in ambito comunale a Roma e i trattamenti finora effettuati nelle zone colpite sono stati:

- il cancro colorato del platano, che ha decimato soprattutto i platani di viale Aventino, viale Tiziano e via Nomentana, più altri focolai sparsi nel territorio come a San Giovanni ed al quartiere Jonio;
- il punteruolo rosso delle palme che ha distrutto quasi tutte le *Phoenix canariensis* di Roma, ed il castanide delle palme che sta distruggendo *Chamaerops* e *Trachicarpus*;
- la cocciniglia del Pino domestico di recente introduzione che, a causa della melata espulsa, favorisce attacchi di fumaggine ed afidi e, soprattutto, nutrendosi di linfa, indebolisce le parti verdi delle piante, con zone colpite nel quadrante sud di Roma.

Nella città di Roma il completamento del ciclo vitale è riscontrabile sia in alcune alberature di prima grandezza come pini, platani o olmi, che in molte delle alberature di seconda e terza grandezza, come ad esempio, le robinie, gli aceri negundo, i ligustri, moltissimi dei quali risalgono agli anni '60. Soprattutto queste ultime hanno subito ripetuti interventi di potatura, in molti casi non appropriati e vari lavori intorno al colletto.

In tutti questi casi si necessita la pianificazione di interventi di gestione degli alberi attraverso un Piano di monitoraggio e di gestione del patrimonio arboreo.

3.2.2 Individuazione delle specie arboree e arbustive autoctone da utilizzare per la forestazione delle aree metropolitane coerenti con la vegetazione naturale potenziale delle ecoregioni d'Italia

Introduzione

Il programma *Next Generation Eu* prevede che il 37% di quanto destinato per il *Recovery fund* venga utilizzato per realizzare la 'transizione ecologica' (Figura 58). In particolare, la Strategia per la Biodiversità 2020-2030 ipotizza assolutamente necessaria la messa a dimora di 3 miliardi di alberi in Europa e prevede azioni importanti per tutelare ambiti sempre più estesi, per recuperare e, quando possibile, ripristinare la piena funzionalità ecologica degli ecosistemi degradati. Anche la nuova PAC e la strategia 'farm to fork' si pongono l'obiettivo di rendere sostenibile il sistema agricolo e, in particolare, la filiera alimentare. È quindi giusto ipotizzare che una parte significativa dei milioni di alberi che secondo la Strategia europea per la biodiversità si dovranno mettere a dimora vengano destinati a migliorare le condizioni ecologiche e ridurre le varie forme di inquinamento attualmente presenti nelle aree coltivate in modo intensivo.

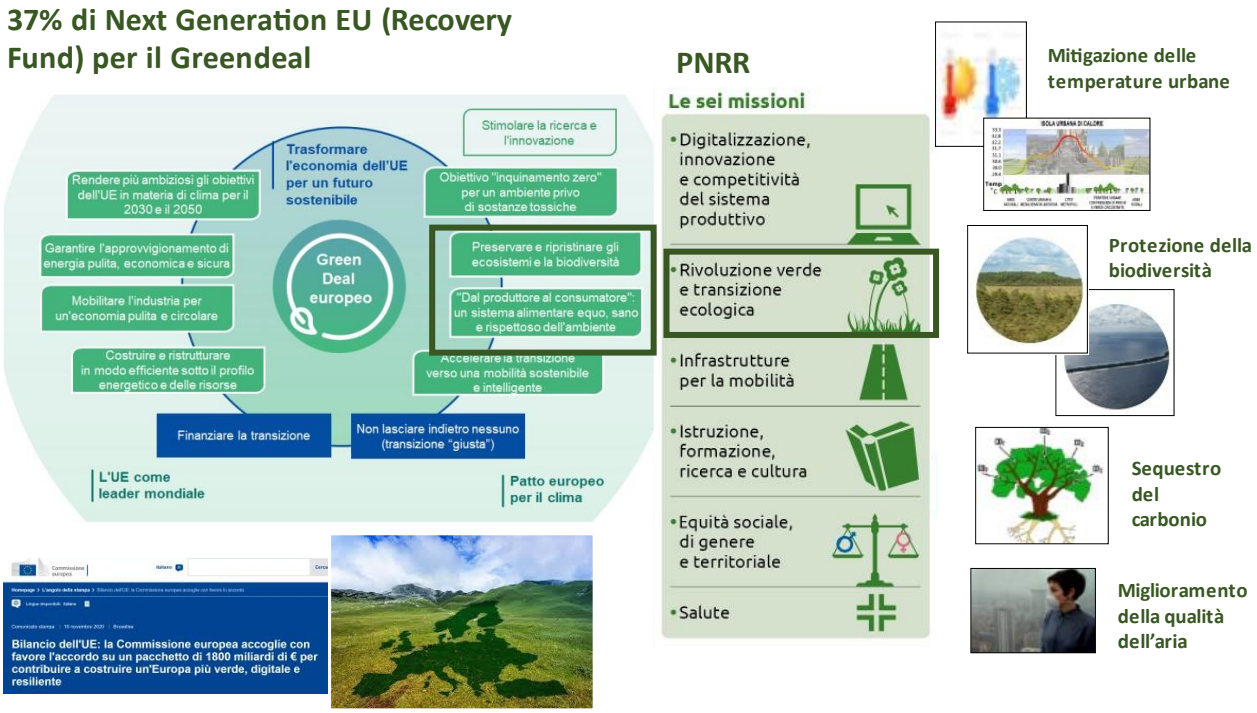


Figura 58. Immagini prese dal web.

In Italia, la Strategia del verde Urbano (MATTM, 2018) ha fatto emergere chiaramente l'esigenza di tornare ad avere 'più natura in città' e quindi realizzare foreste urbane e periurbane tramite la messa a dimora di milioni di alberi, attribuendo spazi più significativi al verde urbano e favorendo interventi che rendano permeabili vaste aree attualmente asfaltate. Si parlava di 60 milioni di alberi e diverse Regioni hanno già avviato programmi di fattibilità. Anche la Strategia europea per la biodiversità lascia ipotizzare per il nostro Paese rimboschimenti in ambito urbano e rurale, con la previsione di utilizzare 200-300 milioni di alberi autoctoni.

In Italia questa interessante fase di recupero delle aree metropolitane è già iniziata grazie ai finanziamenti previsti dal 'Decreto Clima' per la forestazione urbana (30 milioni di euro da utilizzare nel biennio 2020-2021). Di particolare interesse è l'indicazione di utilizzare esclusivamente **alberi autoctoni** coerenti con la vegetazione naturale potenziale locale, messi a dimora con un pattern d'impianto di tipo non agronomico. Con questo piano di investimento si vuole in concreto sostenere l'idea di mettere a dimora **"l'albero giusto al posto giusto", anche in termini di coerenza biogeografica ed ecologica.**

È stata già verificata, con i carabinieri forestali e i vivai regionali forestali pubblici e privati, la possibilità di avere a disposizione in **pochi anni milioni di alberi autoctoni.**

Il MATTM, in linea con il Decreto Clima, ha fatto propria e ha presentato al Governo l'idea progettuale del Centro di Ricerca Interuniversitario 'Biodiversità, Servizi ecosistemici e sostenibilità' (Sapienza Università di Roma) intitolata **"Foreste urbane resilienti per il benessere dei cittadini",** destinata alle 14 Città metropolitane e finalizzata a mettere a dimora nelle aree metropolitane milioni di alberi autoctoni coerenti le Serie di Vegetazione e quindi con la Vegetazione Naturale Potenziale Attuale.

In sintesi, con il Piano di investimento **"Foreste Urbane resilienti per il benessere dei cittadini"** si intende migliorare la qualità della vita e il benessere dei cittadini attraverso lo sviluppo delle foreste urbane e periurbane, la tutela diretta e indiretta della biodiversità e della piena efficienza dei servizi ecosistemici derivanti dalla messa a dimora di milioni di alberi (si pensi che ogni anno sono oltre 65.000 le morti premature in Italia dovute alla presenza del solo particolato). Questo Piano di Investimento ha come referenti e soggetti attuatori le Città metropolitane, e come riferimento territoriale le periferie, i centri urbani contigui alle grandi città, i sistemi agricoli periurbani e, parzialmente, le aree protette interne e contigue alle aree metropolitane.

Elemento basilare per l'individuazione delle città su cui effettuare la messa a dimora degli alberi saranno le procedure di infrazione determinate dall'inquinamento atmosferico registrato durante l'anno oltre ovviamente, ai livelli di assorbimento della CO2 e la mitigazione degli effetti dell'isola di calore e della crisi climatica.

Le 14 Città metropolitane (Figura 59) comprendono:

- 1.268 comuni, che corrispondono al 16% dei comuni al 2019
- circa 47 mila Kmq di superficie, circa il 15% della superficie nazionale;
- quasi 22 milioni di abitanti, più del 36% della popolazione nazionale;

Inoltre, si riporta di seguito la distribuzione dei comuni in termini di numero di abitanti:

- 661 comuni con 30-5000 abitanti
- 337 comuni con 5-15 mila abitanti
- 223 comuni con 15-50 mila abitanti
- 36 comuni con 50-250 mila abitanti
- 11 comuni con più di 250 mila abitanti

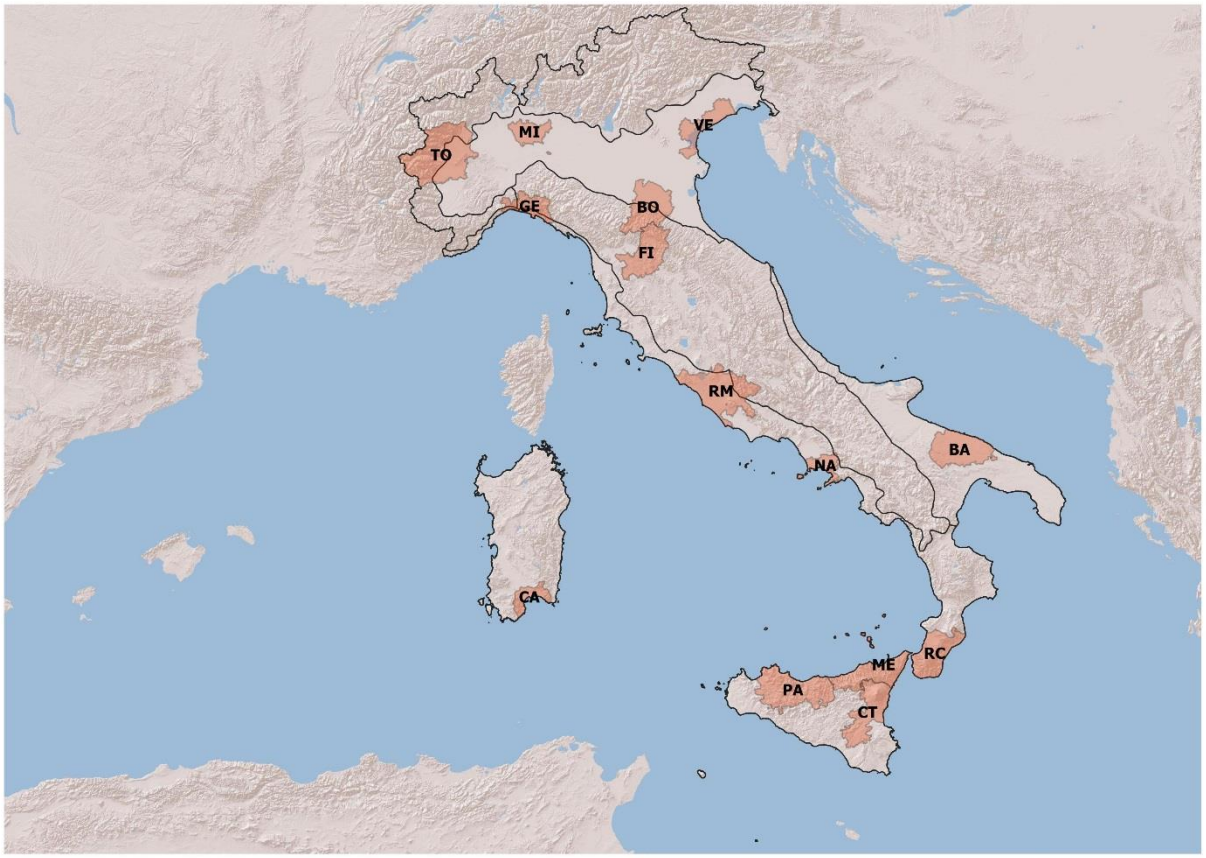


Figura 59. Città metropolitane e ambiti ecoregionali.

Obiettivi principali del piano di investimento:

- **Mettere a dimora milioni di alberi** (individuando i luoghi e le quantità secondo il principio di utilizzare "l'albero giusto al posto giusto"). Le conoscenze di base sull'eterogeneità ecologica e biogeografica del nostro Paese sono chiaramente sintetizzate e cartografate nella Carta delle Ecoregioni d'Italia già adottata da ISTAT e dal MATTM per valutare la consistenza e lo stato di conservazione del capitale naturale.
- **Conservare e valorizzare la naturalità diffusa, la biodiversità** e i processi ecologici legati alla piena funzionalità degli ecosistemi, perché solo in questo modo si possono avere risultati positivi in termini di resilienza delle foreste, benessere e salute dei cittadini.
- **Contribuire a ridurre l'inquinamento atmosferico**, mitigare l'isola di calore, favorire l'adattamento al cambiamento climatico e favorire la piena utilizzazione dei servizi ecosistemici, inclusi quelli culturali con ricadute positive in termini di equilibrio psico-fisico dei cittadini.
- **Recuperare e ripristinare gli habitat degradati** periurbani valorizzando le aree interne in diretta relazione ecologica con le città (corridoi ecologici, reti ecologiche territoriali) e in collegamento con il sistema delle aree protette presenti nelle immediate vicinanze delle aree metropolitane.
- **Ridurre la frammentazione degli habitat** inserendo nel progetto anche le aree residuali delle infrastrutture della mobilità in prossimità delle città (strade, autostrade e ferrovie), arginare il consumo di suolo e ripristinare suoli utili per la messa a dimora di alberi.
- **Aumentare l'occupazione e favorire lo sviluppo sociale ed economico**. In molte aree urbane, specie del mezzogiorno, queste infrastrutture verdi che accolgono nuove foreste in città daranno origine a nuovi posti di lavoro sia nel campo della produzione delle piante che nella gestione delle aree verdi.
- **Raccogliere la partecipazione dal basso** favorendo l'inserimento attivo dei cittadini e delle associazioni locali

- **Ridurre il consumo di suolo** in linea con la *Strategia del verde urbano* finalizzata a togliere asfalto e piantare grandi superficie di boschi urbani.

Viste tali premesse, al fine di evitare che le foreste urbane e periurbane che si realizzeranno risultino non coerenti con le caratteristiche del capitale naturale locale, si forniscono qui le indicazioni per individuare gli alberi autoctoni da utilizzare in questo vasto programma.

Alberi e arbusti in Italia

Le caratteristiche geografiche, lito-morfologiche, pedologiche, climatiche e biogeografiche del territorio italiano determinano una grande ed inestimabile diversità strutturale, composizionale e funzionale delle formazioni forestali.

Da un punto di vista biogeografico si ha una prima fondamentale discontinuità tra le regioni dell'arco alpino rispetto a tutto il resto delle regioni italiane. Segue un carattere di omogeneità per il settore peninsulare con una significativa variabilità floristica lungo l'asse N-S del Paese e con una certa autonomia del settore adriatico rispetto a quello tirrenico. Altri elementi di discontinuità si hanno in Veneto e Friuli-Venezia Giulia rispetto all'arco alpino, così come nel settore adriatico si ha una significativa peculiarità biogeografica in Puglia. Altra discontinuità biogeografica molto significativa è quella determinata dal contatto della regione medioeuropea con quella mediterranea. In passato il limite era stato indicato all'altezza dell'Italia centrale, oggi è stato collocato all'altezza del Massiccio del Pollino (Figura 60).

Figura 60. Carta biogeografica d'Italia. Fonte: Blasi e Biondi 2017.

Figura 61. Carta delle ecoregioni terrestri d'Italia. Fonte: Blasi *et al.,* 2018.

Tutto ciò determina una significativa diversità della flora legnosa caratteristica delle diverse situazioni biogeografiche ed ecologiche. Anche i recenti studi sulle ecoregioni d'Italia hanno confermato ed ulteriormente evidenziato la variabilità del capitale naturale a livello delle ecoregioni nella loro articolazione in 'Province, Sezioni e Sottosezioni (Figura 61).

La ricchezza floristica delle formazioni forestali, sia in termini di specie arboree che di specie arbustive ed erbacee, si traduce in una eccezionale ricchezza di comunità forestali.

Lo studio sulla "Vegetazione d'Italia" e in particolare la cartografia delle "Serie di Vegetazione d'Italia" (Blasi ed., 2010) hanno evidenziato come la grande parte del territorio italiano sia a vocazione forestale. Delle voci di legenda individuate e cartografate, fra serie di vegetazione, mosaici di serie e geosigmeti, 258 prevedono una tappa matura di natura forestale, con una copertura del territorio nazionale di circa il 90%, mentre 23 la prevedono di natura arbustiva, 15 erbacea e camefitica, quattro sono relative alla vegetazione acquatica e quattro a quella psammofila. La varietà delle formazioni forestali italiane è resa evidente anche dagli studi sintassonomici, che includono le formazioni forestali e preforestali in 11 classi e 15 ordini.

In termini di Habitat di Direttiva (Direttiva 92/43/CEE), dei 132 Habitat comunitari presenti in Italia 39 sono di tipo forestale (Banca Dati Natura 2000, MATTM), di cui 12 sono di interesse prioritario, e altri 7 sono riconducibili a formazioni fisionomicamente caratterizzate da specie alto-arbustive o arboree, di cui 5 prioritari.

Gli studi di base citati e in particolare la cartografia delle Serie di Vegetazione d'Italia permettono di evidenziare sia il processo successionale (bosco, mantello, orlo e aree aperte) che caratterizza le diverse tipologie di foreste che le tappe mature coincidenti con la Vegetazione Naturale Potenziale Attuale. A completamento della Carta, 20 monografie regionali descrivono in termini fitosociologici e fisionomici sia la comunità vegetale che costituisce la potenzialità di ogni unità cartografata, sia le cenosi che la sostituiscono in presenza di disturbo e che nel tempo danno luogo alla successione di ricostituzione della vegetazione potenziale attuale.

La flora legnosa italiana include 509 entità appartenenti a 133 generi e 61 famiglie. Fra queste, le entità arboree sono 116, le arbustive 375 e le lianose 18 (Abbate *et al.,* 2015; Figura 62).

Si hanno ben 20 entità endemiche, fra cui *Pinus nigra* subsp. *laricio*, *Quercus petraea* subsp. *austrotyrrhenica*, *Fraxinus excelsior* subsp. *siciliensis*, *Genista etnensis*, *Salix arrigonii*, *S. oropotamica*, *Malus crescimannoi*, *Acer cappadocicum* subsp. *lobelii* (Peruzzi *et al.,* 2014, Pignatti 2017) e alcune entità a distribuzione trans-adriatica presenti in Italia con una disgiunzione del loro areale di tipo puntuale, come *Quercus trojana* subsp. *trojana*, *Q. ithaburensis* subsp. *macrolepis* e *Styrax officinalis* (Abbate *et al.,* 2012). Fra le entità arboree vi sono anche alcuni *taxa* minacciati di estinzione *sensu* IUCN, quali *Abies nebrodensis (*specie anche prioritaria per la Direttiva Habitat*)* e *Quercus ithaburensis* subsp. *macrolepis*, entrambi gravemente minacciati (CR, Critically Endangered), *Platanus orientalis*, minacciato (EN, Endangered) e *Pinus heldreichii* subsp. *leucodermis*, considerato quasi a rischio (NT, Near Threatened) (Rossi *et al.,* 2013).

Ulteriore elemento di grande interesse è l'elevata ricchezza di specie legnose presenti in ogni regione. In questo senso si è creduto opportuno allegare anche l'elenco di alberi, arbusti e liane presenti in ogni regione amministrativa da cui è possibile ricavare indicazioni anche in merito ad alberi e arbusti presenti in tutte le regioni d'Italia (Allegato F).

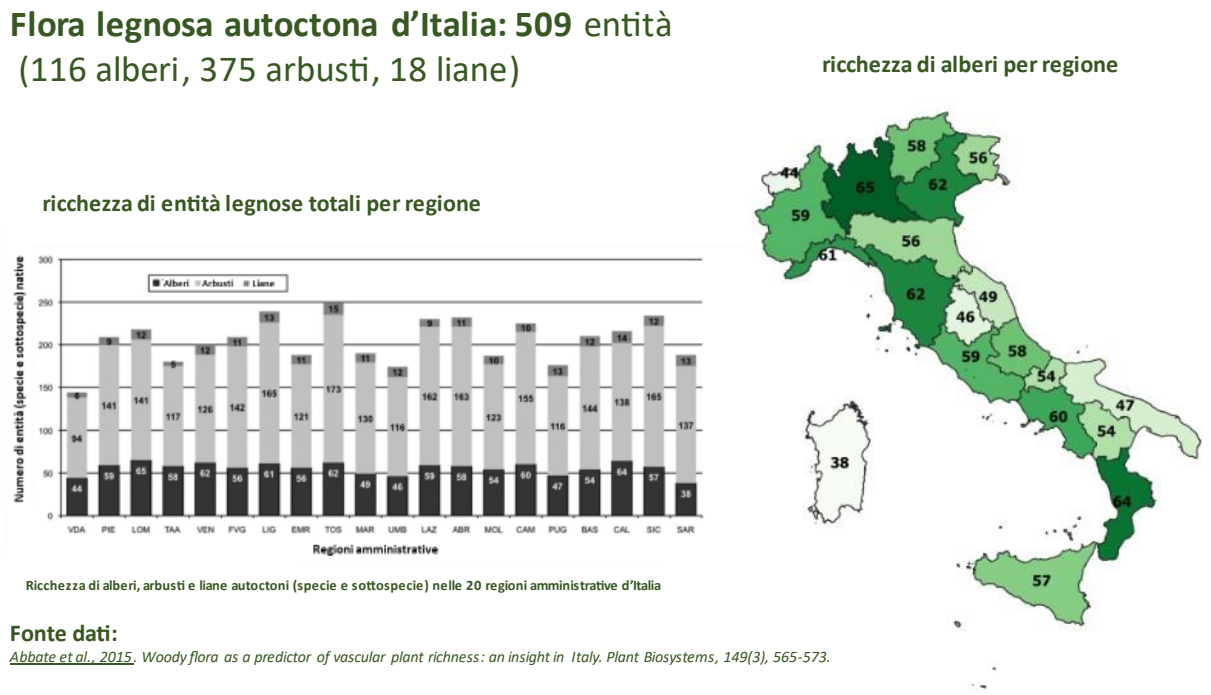


Figura 62. Ricchezza della flora legnosa autoctona d'Italia: distribuzione per regione.

Specie arboree e arbustive autoctone coerenti con la vegetazione naturale potenziale delle 14 aree metropolitane

Metodologia

Sulla base dell'incrocio tra i confini delle città metropolitane e quelli delle serie di vegetazione (VNP) è stata calcolata la percentuale del territorio della città metropolitana occupata da ogni serie di vegetazione. Sono state quindi selezionate le serie forestali che coprono più del 5% del territorio della città metropolitana, arrivando a coprire con le serie selezionate percentuali del territorio delle città fra il 78 e il 99%.

Su questa base sono stati individuati alberi e arbusti potenzialmente idonei per ogni città metropolitana (Tabella 45). Ovviamente si tratta di una selezione ricavata dalla fisionomia delle serie di vegetazione. In caso di esigenze che potranno emergere a livello di progettazione locale (mitigazione climatica, rimozione del particolato, assorbimento della CO2 e altri servizi ecosistemici di diversa natura) si potrà ricorrere all'elenco delle specie

presenti nella regione tenendo sempre in debito conto le peculiarità biogeografiche ed ecologiche, elementi essenziali anche per le pratiche colturali degli impianti forestali.

Elenco di alberi e arbusti per ciascuna Città Metropolitana

La nomenclatura delle specie segue Bartolucci *et al.,* (2018), fra parentesi è riportata la nomenclatura utilizzata in Blasi (2010), in caso di entità alloctone (archeofite) si è seguito Galasso *et al.,* (2018).

L'asterisco evidenzia i *taxa* presenti in Italia con più sottospecie, per i quali si indica l'unica sottospecie segnalata nella regione in Bartolucci *et al.,* (2018).

Le quote indicate sono elaborazioni delle altimetrie da DEM (fonte ISTAT).

Tabella 45. Elenco di alberi e arbusti per ciascuna Città Metropolitana.

BARI **Ecoregione:** Adriatica **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di Bari** (0-672 (Comune di Gravina in Puglia) m slm)	**Alberi** *Quercus ilex* subsp. *ilex* *Fraxinus ornus* subsp. *ornus* *Quercus pubescens* subsp. *pubescens* (sub *Quercus pubescens, Quercus virgiliana*) *Quercus trojana* subsp. *trojana* *Quercus dalechampii* *Quercus cerris* *Quercus frainetto* *Arbutus unedo*	**Arbusti** *Phillyrea latifolia* (sub *Phillyrea latifolia, Phillyrea media*) *Crataegus monogyna* *Pistacia lentiscus* *Viburnum tinus* subsp. *tinus* *Ligustrum vulgare* *Prunus spinosa* subsp. *spinosa* *Crataegus laevigata* *Pyrus spinosa* (sub *Pyrus amygdaliformis*) *Prunus spinosa* subsp. *spinosa* *Rubus ulmifolius* *Pistacia terebinthus* subsp. *terebinthus* *Arbutus unedo*
BOLOGNA **Ecoregione:** Padana, Appenninica **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di Bologna** (3 (Comuni di Molinella e Baricella) - 1945 (Comune di Lizzano in Belvedere) m slm)	**Alberi** *Quercus cerris* *Ostrya carpinifolia* *Quercus pubescens* subsp. *pubescens* *Quercus robur* subsp. *robur* (sub *Quercus robur*)* *Quercus petraea* subsp. *petraea* (sub *Quercus petraea*)* *Salix alba* *Populus nigra* subsp. *nigra* (sub *Populus nigra*)* *Populus alba* *Ulmus minor* subsp. *minor* (sub *Ulmus minor*)* *Acer campestre*	**Arbusti** *Erica arborea* *Calluna vulgaris* *Genista germanica* *Crataegus monogyna* *Prunus spinosa* subsp. *spinosa* *Ligustrum vulgare* *Cytisus hirsutus* *Mespilus germanica* *Spartium junceum* *Salix purpurea* subsp. *purpurea* (sub *Salix purpurea*)* *Sambucus nigra*

	Fraxinus angustifolia subsp. *oxycarpa* *Fraxinus ornus* subsp. *ornus* *Acer opalus* subsp. *opalus* (sub *Acer opulifolium*) *Prunus avium* *Carpinus betulus* *Fagus sylvatica* subsp. *sylvatica*	*Cornus sanguinea* subsp. *hungarica* (sub *Cornus sanguinea*)* *Frangula alnus* subsp. *alnus* *Salix eleagnos* (sub *Salix incana*)
CAGLIARI **Ecoregione:** Tirrenica **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di Cagliari** (0 - 1334 (Comune di Seulo) m slm)	**Alberi** *Quercus suber* *Quercus ilex* subsp. *ilex* *Olea europaea* (sub *Olea europaea var. sylvestris*) *Arbutus unedo* *Juniperus oxycedrus* *Juniperus turbinata* *Pistacia lentiscus*	**Arbusti** *Olea europaea* (sub *Olea europaea var. sylvestris*) *Pistacia lentiscus* *Cistus monspeliensis* *Cistus salviifolius* *Arbutus unedo* *Erica arborea* *Phillyrea latifolia* *Myrtus communis* *Juniperus oxycedrus* (sub *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus*) *Juniperus turbinata* *Viburnum tinus* subsp. *tinus* *Rhamnus alaternus* subsp. *alaternus* *Phillyrea angustifolia* *Euphorbia dendroides* *Chamaerops humilis* *Cytisus laniger* (sub *Calicotome villosa*)
CATANIA **Ecoregione:** Tirrenica **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di Catania** (0 – 3323, Comune di Biancavilla) m slm)	**Alberi** *Quercus dalechampii* *Quercus ilex* subsp. *ilex* *Quercus pubescens* subsp. *pubescens* (sub *Quercus amplifolia, Q. virgiliana*) *Quercus suber* *Salix alba* *Salix pedicellata* *Salix xfragilis* *Populus alba*	**Arbusti** *Cytisus villosus* *Erica arborea* *Arbutus unedo* *Genista monspessulana* (sub *Teline monspessulana*) *Olea europaea* (sub *Olea europaea var. sylvestris*) *Pistacia lentiscus* *Teucrium fruticans* subsp. *fruticans*

	Populus nigra subsp. *nigra* (sub *Populus nigra*)* *Alnus glutinosa* *Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa* *Platanus orientalis*	*Stachys major* (sub *Prasium majus*) *Euphorbia dendroides* *Chamaerops humilis* *Cytisus infestus* (sub *Calicotome infesta*) *Phillyrea latifolia* *Spartium junceum* *Rubus ulmifolius* *Helichrysum italicum* subsp. *italicum* (sub *Helichrysum italicum*)* *Helichrysum italicum* subsp. *siculum* (sub *Helichrysum italicum*)* *Nerium oleander* subsp. *oleander* *Tamarix gallica* *Salix purpurea* subsp. *purpurea* (sub *Salix purpurea*)* *Vitex agnus-castus* *Tamarix africana* *Tamarix dalmatica* *Tamarix arborea*
MESSINA **Ecoregione:** Tirrenica **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di Messina** (0 - 1847 (Comune di Cesarò) m slm)	**Alberi** *Quercus suber* *Quercus cerris* (sub *Quercus gussonei, Q. cerris*) *Quercus dalechampii* *Quercus congesta* *Quercus pubescens* subsp. *pubescens* (sub *Quercus virgiliana, Q. amplifolia*) *Quercus ilex* subsp. *ilex*	**Arbusti** *Arbutus unedo* *Cytisus infestus* (sub *Calicotome infesta*) *Cistus sp. pl.* *Cytisus villosus* *Erica arborea* *Genista madoniensis* *Ruscus aculeatus* *Genista monspessulana* (sub *Teline monspessulana*)
PALERMO **Ecoregione:** Tirrenica **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di Palermo** (0 - 1977 (Comuni di Isnello e Petralia Sottana) m slm)	**Alberi** *Quercus ilex* subsp. *ilex* *Quercus pubescens* subsp. *pubescens* (sub *Quercus amplifolia, Quercus virgiliana*) *Quercus cerris* (sub *Quercus gussonei*) *Quercus dalechampii* *Quercus congesta*	**Arbusti** *Arbutus unedo* *Cytisus infestus* (sub *Calicotome infesta*) *Cistus sp. pl.* *Cytisus villosus* *Erica arborea* *Genista madoniensis*

	Quercus suber *Quercus leptobalana* *Fraxinus ornus* subsp. *ornus* *Acer campestre* *Olea europaea* (sub *Olea europaea var. sylvestris*) *Ostrya carpinifolia* *Acer monspessulanum* subsp. *monspessulanum* *Sorbus graeca* *Ilex aquifolium* *Ulmus glabra*	*Pyrus spinosa* (sub *Pyrus amygdaliformis*) *Rosa sempervirens* *Ruscus aculeatus* *Genista monspessulana* (sub *Teline monspessulana*)
FIRENZE **Ecoregione:** Appenninica **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di Firenze** (13 (Comuni di Fucecchio e Cerreto Guidi) - 1658 (Comune di San Godenzo) m slm)	**Alberi** *Quercus cerris* *Quercus petraea* subsp. *petraea* (sub *Quercus petraea*)* *Carpinus betulus* *Acer campestre* *Castanea sativa* *Quercus pubescens* subsp. *pubescens* (sub *Q. pubescens*) *Acer opalus* subsp. *obtusatum* (sub *Acer obtusatum*) *Quercus ilex* subsp. *ilex* *Fraxinus ornus* subsp. *ornus* *Sorbus domestica* *Ostrya carpinifolia* *Quercus robur* subsp. *robur* (sub *Quercus robur*)* *Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa* (sub *Fraxinus angustifolia*) *Popolus nigra* subsp. *nigra* (sub *Popolus nigra*)* *Populus alba* *Alnus glutinosa* *Fagus sylvatica* subsp. *sylvatica* *Betula pendula*	**Arbusti** *Arbutus unedo* *Calluna vulgaris* *Cistus creticus* subsp. *eriocephalus* *Cistus salvifolius* *Cornus mas* *Cornus sanguinea* subsp. *hungarica* (sub *Cornus sanguinea*)* *Emerus major* subsp. *major* (sub *Coronilla emerus*)* *Corylus avellana* *Crataegus laevigata* *Crataegus monogyna* *Cytisus scoparius* subsp. *scoparius* *Cytisophyllum sessilifolium* (sub *Cytisus sessilifolius*)* *Cytisus villosus* *Erica arborea* *Erica scoparia* subsp. *scoparia* *Euonymus eurpaeus* *Genista germanica* *Genista januensis* subsp. *januensis* *Genista pilosa* *Juniperus communis* (sub *Juniperus communis* , *Juniperus nana*) *Juniperus oxycedrus*

		Phillyrea latifolia *Prunus spinosa* subsp. *spinosa* *Rhamnus alaternus* subsp. *alaternus* *Rosa canina* *Rubus hirtus gr.* (sub *Rubus hirtus*) *Rubus idaeus* subsp. *idaeus* *Rubus ulmifolius* *Ruscus aculeatus* *Sambucus nigra* *Spartium junceum* *Ulex europaeus* subsp. *europaeus* *Viburnum tinus* subsp. *tinus*
GENOVA **Ecoregione:** Appenninica, Tirrenica, Alpina **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di** (0 - 1783 (Comune di Santo Stefano d'Aveto) m slm)	**Alberi** *Quercus pubescens* subsp. *pubescens* (sub *Q. pubescens*) *Quercus petraea* subsp. *petraea* (sub *Quercus petraea*)* *Castanea sativa* *Fraxinus ornus* subsp. *ornus* *Ostrya carpinifolia* *Quercus cerris* *Acer campestre* *Carpinus betulus* *Fagus sylvatica* subsp. *sylvatica* *Quercus ilex* subsp. *ilex* *Prunus avium*	**Arbusti** *Calluna vulgaris* *Cistus salvifolius* *Coriaria myrtifolia* *Cornus mas* *Emerus major* subsp. *major* (sub *Coronilla emerus*)* *Corylus avellana* *Crataegus monogyna* *Cytisus scoparius* subsp. *scoparius* *Cytisophyllum sessilifolium* (sub *Cytisus sessilifolius*) *Cytisus villosus* *Erica arborea* *Genista pilosa* *Juniperus communis* *Ligustrum vulgare* *Prunus spinosa* subsp. *spinosa* *Pyrus communis* subsp. *pyraster* *Rhamnus cathartica* *Spartium junceum* *Vaccinium myrtillus* *Viburnum lantana*

MILANO **Ecoregione:** Padana **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di** (57 (Comune di San Colombano al Lambro) - 239 (Comune di Rescaldina) m slm)	**Alberi** *Quercus robur* subsp. *robur* (sub *Quercus robur*)* *Carpinus betulus* *Quercus petraea* subsp. *petraea* (sub *Quercus petraea*)* *Fraxinus excelsior* subsp. *excelsior* (sub *Fraxinus excelsior*)* *Prunus avium* *Tilia cordata* *Quercus cerris* *Acer campestre* *Prunus padus* subsp. *padus* (sub *Prunus padus*)* *Acer pseudoplatanus* *Malus sylvestris* *Ulmus minor* subsp. *minor* (sub *Ulmus minor*)* *Salix alba*	**Arbusti** *Calluna vulgaris* *Crataegus monogyna* *Cornus sanguinea* subsp. *australis* (sub *Cornus sanguinea*)* *Cornus sanguinea* subsp. *hungarica* (sub *Cornus sanguinea*)* *Corylus avellana* *Euonymus europaeus* *Ligustrum vulgare* *Salix eleagnos* *Sambucus nigra*
NAPOLI **Ecoregione:** Tirrenica, Appenninica in minima parte **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di** (0 - 1429 (Comune di Pimonte) m slm)	**Alberi** *Quercus cerris* *Quercus ilex* subsp. *ilex* *Fraxinus ornus* subsp. *ornus* *Quercus pubescens* subsp. *pubescens* (sub *Quercus virgiliana, Quercus pubescens*) *Acer opalus* subsp. *obtusatum* *Alnus cordata* *Ostrya carpinifolia* *Carpinus orientalis* subsp. *orientalis* *Carpinus betulus* *Arbutus unedo*	**Arbusti** *Arbutus unedo* *Colutea arborescens* *Cornus sanguinea* subsp. *hungarica* (sub *Cornus sanguinea*)* *Emerus major* subsp. *emeroides* *Cytisophyllum sessilifolium* (sub *Cytisus sessilifolius*) *Cytisus villosus* *Erica arborea* *Euonymus europaeus* *Ligustrum vulgare* *Mespilus germanica* *Myrtus communis* *Paliurus spina-christi* *Phillyrea latifolia* *Pistacia lentiscus* *Pistacia terebinthus* subsp. *terebinthus* *Rosa sempervirens*

		Rubus ulmifolius *Spartium junceum* *Viburnum tinus* subsp. *tinus*
REGGIO DI CALABRIA **Ecoregione:** Tirrenica **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di** (0 - 1955 (Comune di San Luca) m slm)	**Alberi** *Quercus pubescens* subsp. *pubescens* (sub *Quercus virgiliana*) *Quercus ilex* subsp. *ilex* *Fraxinus ornus* subsp. *ornus* *Quercus dalechampii* *Acer opalus* subsp. *obtusatum* (sub *Acer neapolitanum*) *Fagus sylvatica* subsp. *sylvatica* *Ilex aquifolium*	**Arbusti** *Arbutus unedo* *Cytisus infestus* subsp. *infestus* (sub *Calicotome infesta*)* *Cistus sp. pl.* *Cytisus scoparius* subsp. *scoparius* *Cytisus villosus* *Erica arborea* *Olea europea* (sub *Olea europea* subsp. *oleaster*) *Phillyrea latifolia* *Pistacia lentiscus* *Pistacia terebinthus* subsp. *terebinthus* *Rosa sempervirens* *Spartium junceum*
ROMA **Ecoregione:** Tirrenica, Appenninica **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di** (-3 (Comune di Fiumicino) - 1850 (Comuni di Vallepietra e Camerata Nuova) m slm)	**Alberi** *Quercus cerris* *Quercus pubescens* subsp. *pubescens* (sub *Quercus pubescens, Quercus virgiliana*) *Ostrya carpinifolia* *Carpinus betulus* *Acer campestre* *Fraxinus ornus* subsp. *ornus* *Pyrus communis* subsp. *pyraster* (sub *Pyrus pyraster*) *Sorbus torminalis* *Carpinus orientalis* subsp. *orientalis* *Cercis siliquastrum* subsp. *siliquastrum* *Acer monspessulanum* subsp. *monspessulanum* *Quercus frainetto* *Malus sylvestris* *Quercus ilex* subsp. *ilex*	**Arbusti** *Adenocarpus complicatus* subsp. *samniticus* (sub *Adenocarpus samniticus*) *Cornus mas* *Cornus sanguinea* subsp. *hungarica* (sub *Cornus sanguinea*)* *Cornus sanguinea* subsp. *sanguinea* (sub *Cornus sanguinea*)* *Corylus avellana* *Crataegus monogyna* *Crataegus laevigata* *Cytisus scoparius* subsp. *scoparius* *Cytisophyllum sessilifolium* (sub *Cytisus sessilifolius*) *Emerus majus* *Euonymus europaeus* *Ligustrum vulgare* *Mespilus germanica* *Pistacia terebinthus* subsp. *terebinthus*

	Quercus robur subsp. *robur* (sub *Quercus robur*)* *Acer opalus* subsp. *obtusatum* *Sorbus domestica* *Quercus petraea* subsp. *petraea* (sub *Quercus petraea*)* *Salix alba* *Salix caprea* *Ulmus minor* subsp. *minor* *Alnus glutinosa* *Populus nigra* subsp. *nigra* (sub *Populus nigra*)* *Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa* *Populus alba* *Populus canescens*	*Prunus spinosa* subsp. *spinosa* *Salix caprea* *Salix eleagnos* *Salix purpurea* subsp. *purpurea* (sub *Salix purpurea*)* *Sambucus nigra* *Spartium Junceum* *Rosa sempervirens* *Rubus caesius* *Rubus ulmifolius* *Ruscus aculeatus*
TORINO **Ecoregione:** Alpina, Padana **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di** (131 (Comuni di Verrua Savoia) - 4030 (Comune di Noasca) m slm)	**Alberi** *Quercus petraea* subsp. *petraea* (sub *Quercus petraea*)* *Castanea sativa* *Betula pendula* *Quercus robur* subsp. *robur* (sub *Quercus robur*)* *Carpinus betulus* *Sorbus aria* *Larix decidua* *Pinus cembra* *Picea abies* (sub *Picea excelsa*) *Sorbus aucuparia* subsp. *aucuparia* (sub *Sorbus aucuparia*)* *Fagus sylvatica* subsp. *sylvatica* *Fraxinus excelsior* subsp. *excelsior* (sub *Fraxinus excelsior*)* *Tilia cordata* *Laburnum anagyroides* subsp. *anagyroides* (sub *Laburnum anagyroides*)* *Salix alba* *Populus nigra* subsp. *nigra* (sub *Populus nigra*)* *Populus alba*	**Arbusti** *Cornus sanguinea* subsp. *sanguinea* (sub *Cornus sanguinea*)* *Corylus avellana* *Crataegus monogyna* *Euonymus europaeus* *Frangula alnus* subsp. *alnus* *Genista germanica* *Genista tinctoria* *Juniperus communis* (sub *Juniperus communis, Juniperus nana*) *Ligustrum vulgare* *Rhododendron ferrugineum* *Salix eleagnos* *Salix purpurea* subsp. *purpurea* (sub *Salix purpurea*)* *Sambucus nigra* *Vaccinium myrtillus*

	Alnus glutinosa	
VENEZIA **Ecoregione:** Padana **Intervallo altimetrico Città Metropolitana di** (-3 (Comuni di Cona, Chioggia, Cavarzere e Caorle) - 19 (Comuni di Scorzš e Noale) m slm)	**Alberi** *Quercus robur* subsp. *robur* (sub *Quercus robur*)* *Carpinus betulus* *Ulmus minor* subsp. *minor* (sub *Ulmus minor*)* *Acer campestre* *Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa* *Fraxinus ornus* subsp. *ornus* *Populus alba* *Populus nigra* subsp. *nigra* (sub *Populus nigra*)* *Salix alba* *Alnus glutinosa*	**Arbusti** *Cornus sanguinea* subsp. *hungarica* (sub *Cornus sanguinea*)* *Corylus avellana* *Crataegus monogyna* *Crataegus oxyacantha* *Euonymus europaeus* *Ligustrum vulgare* *Prunus spinosa* subsp. *spinosa* *Rhamnus cathartica* *Salix cinerea* *Viburnum opulus*

Elenco degli alberi sempreverdi

Dato che in molti casi gli alberi che si intende utilizzare nei boschi urbani sono particolarmente importanti per rimuovere il particolato e che in particolare i valori più alti di particolato si hanno nel periodo invernale, si è creduto opportuno inserire anche un elenco di alberi sempreverdi particolarmente idonei a mitigare la presenza del particolato.

Questo elenco è su scala nazionale e saranno quindi i gruppi di progettazione a scegliere la o le specie più idoneee rispetto alle specifiche finalità del progetto.

La selezione è operata su Abbate *et al.,* (2016); nomenclatura secondo Bartolucci *et al.,* 2018 e, per le archefite, Galasso *et al.,* (2018), tranne nel caso di *Quercus xcrenata* per la quale si è seguito altro riferimento tassonomico.

Abies alba Mill.

Abies nebrodensis (Lojac.) Mattei

Ceratonia siliqua L.

Chamaerops humilis L.

Olea europaea L.

Picea abies (L.) H. Karst.

Picea obovata Ledeb.

Pinus cembra L.

Pinus halepensis Mill. subsp. *halepensis*

Pinus halepensis Mill. subsp. *brutia* (Ten.) Holmboe

Pinus heldreichii Christ subsp. *leucodermis* (Antoine) E. Murray

Pinus nigra J.F.Arnold subsp. *laricio* Palib. ex Maire

Pinus nigra J.F. Arnold subsp. *nigra*

Pinus pinaster Aiton subsp. *pinaster*

Pinus pinea L.

Pinus sylvestris L.

Quercus xcrenata Lam.

Quercus ilex L. subsp. *ilex*

Quercus suber L.

Taxus baccata L.

3.3 I benefici della riqualificazione e del ripristino ambientale del Capitale Naturale

Nell'ambito del "Decennio del restauro degli ecosistemi" proclamato dalle Nazioni Unite, la Strategia dell'UE per la Biodiversità 2030 (paragrafo 1.2) è il principale strumento politico per il ripristino degli ecosistemi in Europa, con l'obiettivo chiave della creazione di un Piano di restauro della natura nei territori dell'Unione. La strategia è stata sviluppata tenendo conto del mancato raggiungimento degli obiettivi originali della precedente Strategia sulla Biodiversità del 2020 (ovvero mantenimento e miglioramento degli ecosistemi e dei loro servizi mediante la creazione di infrastrutture verdi e il ripristino di almeno il 15% degli ecosistemi degradati), e delle "importanti lacune normative e di attuazione che hanno ostacolano il raggiungimento degli obiettivi". Inoltre, lo *European Environment - State and Outlook* (SOER2020) spiega che, sebbene "le aree Natura 2000 abbiano un effetto positivo sulla condizione dell'ecosistema e sulla biodiversità nelle aree circostanti, le pressioni rimangono elevate e le misure di conservazione intraprese risultano ancora insufficienti". Il restauro degli ecosistemi è diventata quindi un'azione fondamentale per la visione al 2050 della strategia sulla biodiversità dell'Europa. L'obiettivo da raggiungere, esplicitato dalla Unione Europea, è: "*La biodiversità dell'Unione Europea ed i servizi ecosistemici che fornisce - il suo capitale naturale - sono protetti, valorizzati e adeguatamente ripristinati per il valore intrinseco della biodiversità e per il contributo essenziale al benessere umano e alla prosperità economica*". Nell'attuale politica ambientale e climatica dell'Unione Europea sono state identificate quattro azioni complementari per sostenere una transizione verso un'economia verde: mitigare, adattare, evitare e ripristinare. Il restauro ecologico ha l'obiettivo di ripristinare la salute della natura, offrendo molteplici vantaggi e garantendo servizi ecosistemici, tra cui il mantenimento di un ambiente ricco di biodiversità e in grado di aumentare la fornitura di cibo e materie prime, l'abbattimento degli inquinanti, nonché benefici culturali, sociali, educativi e ricreativi. Il restauro di un ecosistema implica politiche finalizzate a porre rimedio al degrado ambientale insieme ad azioni sociali che possano favorire la resilienza dell'ecosistema, con conseguenti benefici in termini di salute e benessere socioeconomico umano.

Risulta infatti sempre più evidente che gli obiettivi di mantenimento della biodiversità e ripristino ecologico non possono essere raggiunti esclusivamente attraverso la Rete Natura 2000 o una rete di aree protette, per quanto queste svolgano un ruolo decisamente importante. *L'European Habitat Forum Assessment* rileva il lato positivo che la base di conoscenze è aumentata, ma che il degrado degli ecosistemi continua, identificando questi motivi specifici: i) mancanza di conoscenze di base del livello di degrado degli habitat (marini in particolare); ii) mancanza di impegno in obiettivi di ripristino specifici; iii) mancanza di pianificazione strategica; iv) investimenti insufficienti nel restauro e nelle infrastrutture ecologiche (verdi/blu) utili al restauro. Il Forum identifica anche una mancanza di volontà politica di prendere sul serio la perdita di biodiversità e il degrado degli ambienti naturali e l'opposizione delle parti interessate con interessi acquisiti nello *status quo*. Ciò riflette le pressioni globali ed europee che hanno continuato a marginalizzare gli obiettivi ambientali nel processo decisionale dell'Unione Europea, anche in occasione di crisi finanziarie globali ed europee, il mancato raggiungimento degli obiettivi di Lisbona, i problemi di migrazione e sicurezza energetica, aumento del populismo, integrazione differenziata tra gli Stati membri (inclusa quella relativa alla Brexit) e lo scollamento tra le sfide ambientali a lungo termine e le esigenze a breve termine della politica elettorale (Zito *et al.,* 2019). Questi problemi sono ancora presenti e, in effetti, è probabile che gli impatti economici e sociali dell'attuale pandemia li aggraveranno ulteriormente. Questi sono i problemi che la Strategia Europea deve risolvere se vuole soddisfare la pressante esigenza, identificata nell'ultimo rapporto "Stato della natura nell'UE" (EEA 2020) "di un cambio di passo in azione se vogliamo avere seria possibilità di mettere la biodiversità in Europa sulla via della ripresa entro il 2030 ".

La Strategia Europea per la Biodiversità si trova all'interno del "*European Green Deal*" (paragrafo 1.1), la nuova agenda europea per la crescita sostenibile che include una serie di provvedimenti tra cui un piano di investimenti pubblici e privati, un meccanismo per una giusta transizione verso un impatto climatico nullo ed economia verde, che prevedono una proposta di legge europea sul clima e un nuovo piano d'azione per l'economia circolare, e la strategia dell'UE sulla biodiversità per il 2030. Il *Green Deal* inquadra i problemi e le soluzioni come segue: "Il cambiamento climatico e il degrado ambientale sono una minaccia esistenziale per l'Europa e il mondo. Per superare queste sfide, l'Europa ha bisogno di una nuova strategia di crescita che trasformerà l'economia dell'Unione in un'economia moderna, efficiente e competitiva sotto il profilo dello sfruttamento delle risorse". La tensione tra obiettivi ambientali e quelli di crescita rimane chiara in tale inquadramento, così come lo scollamento tra "clima" e "altre questioni ambientali". L'obiettivo principale del *Green Deal* è la neutralità climatica entro il 2050, con il disaccoppiamento della crescita dall'uso delle risorse, e la giustizia sociale ("nessuna persona e nessun posto sarà lasciato indietro"). La Strategia Europea dovrà funzionare in questo quadro.

La *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* (MAES) dell'*EU Ecosystem Assessment 2020* riporta che "preservare e ripristinare gli ecosistemi è fondamentale per il *Green Deal*" e prosegue spiegando che "*gli ecosistemi*

sono visti come soluzioni, non solo per proteggere la biodiversità ma anche migliorare l'assorbimento di carbonio e contribuire alla mitigazione del cambiamento climatico, nonché fornire benefici essenziali alla società, all'agricoltura e all'economia". Un esempio di come questo si traduca nella sfera della politica è fornito dalla recente risoluzione del Parlamento Europeo sulla strategia forestale dell'Unione, che invita la Commissione a "esplorare le opzioni per incentivare e remunerare adeguatamente il clima, la biodiversità e altri servizi ecosistemici" e "sottolinea l'importanza di sviluppare e garantire una bioeconomia basata sul mercato nell'Unione Europea". Garantire la sostenibilità all'interno di tali contesti richiede una forte evidenza per riconoscere e internalizzare l'importanza dei servizi, compresi quelli non di mercato.

Poiché le strategie di conservazione da sole non possono invertire la perdita di capitale naturale, siamo chiamati ad invertire le tendenze attuali anche attraverso la definizione e la realizzazione di azioni di restauro *ad hoc* per i differenti ecosistemi. È stato, infatti, dimostrato che la conservazione della biodiversità, e dei beni e servizi ecosistemici che questa fornisce, può essere ottenuta ripristinando habitat degradati (Possingham *et al.,* 2015).

3.3.1 La 'Restoration Economy': valutazione di scenari di ripristino del Capitale Naturale

MESSAGGI CHIAVE

Investire nella riqualificazione ecologica su vasta scala attraverso conservazione, recupero e ripristino del capitale naturale consente di:

- realizzare benefici ambientali durevoli;

- realizzare al contempo rendimenti adeguati al rischio per i soggetti attuatori privati, con moltiplicatori economici e occupazionali superiori anche ad alcuni settori tradizionali e consolidati;

- creare nuova occupazione e settori di attività;

- accelerare l'implementazione di misure integrate per l'attuazione delle diverse policy ambientali.

La '*Restoration Economy*', un nuovo paradigma di sviluppo economico

I benefici in termini economici derivanti da investimenti in interventi di riqualificazione, recupero, ripristino e valorizzazione del capitale naturale e dei suoi servizi ecosistemici trovano numerosi riscontri in letteratura e descrivono principalmente la rivalutazione o l'aumento in valore di determinati *asset* presenti su un dato territorio. È stato dimostrato, ad esempio, come la riqualificazione di contesti ecologici possa catalizzare investimenti significativi, determinando una maggiore attrattività dell'area interessata, ponendo le basi per lo sviluppo di servizi ricreativi collaterali, anch'essi in grado di contribuire positivamente allo sviluppo economico locale. Inoltre, progetti di mitigazione, adattamento e conservazione naturale hanno favorito, nell'ultimo decennio, lo sviluppo di attività economiche innovative, nonché la generazione di *green jobs* sia nel settore pubblico che privato.

Questi orientamenti sono stati accomunati nella definizione di *Restoration Economy* (BenDor *et al.*, 2014). Gli investimenti in riqualificazione ecologica del Capitale Naturale e in infrastrutture verdi[186] sono risultati essere un'alternativa sostenibile per ridurre i costi legati alla manutenzione e allo sviluppo di infrastrutture tradizionali (Pascual and Muradian, 2010). Molte iniziative di riqualificazione e conservazione ambientale già in atto contengono, *in nuce*, i benefici menzionati: tuttavia, spesso i benefici economici indiretti assimilabili allo sviluppo di un progetto di riqualificazione sono sottostimati, dando luogo a una percezione distorta del reale valore del progetto. Nella Tabella 46 vengono proposti alcuni esempi di iniziative di *restoration* riportate in letteratura, che hanno dato luogo a benefici economici significativi, con un *focus* di attenzione ad alcune variabili, in particolare:

- il moltiplicatore occupazionale
- il moltiplicatore di *output* economico
- l'aumento del valore della proprietà privata
- l'aumento del volume d'affari legato ad attività turistiche, artigianali e ricreative

[186] Definibili quali reti di aree naturali e semi-naturali e di spazi verdi che erogano servizi ecosistemici, i quali sono alla base del benessere umano e della qualità della vita.

- la riduzione dei costi di gestione e mantenimento delle infrastrutture
- il contenimento dei costi legati ad eventi atmosferici estremi/cambiamenti climatici

Tabella 46. Progetti di ripristino e riqualificazione del Capitale Naturale.

Progetto	Beneficio economico	Descrizione dell'output	Fonti
Ripristino delle zone umide, Massachussets USA	1. **Moltiplicatore occupazionale** legato alla creazione di Green Jobs 2. **Moltiplicatore di output economico** complessivo	• **10.97 incarichi** direttamente attribuibili a un investimento in riqualificazione ambientale del valore di $1 milione. • **31.5 incarichi diretti, indiretti ed indotti** associabili allo stesso investimento. • Il moltiplicatore economico totale è stato stimato pari a 2.59: **per un milione di dollari spesi, ritorno economico pari a $2.59 milioni.**	The Massachusetts Division of Ecological Restoration, Industrial Economics 2012
Riqualificazione del litorale del lago Muskegon, Michigan USA	**1.** Aumento del **valore della proprietà privata** 2. **Crescita del volume d'affari** legati ai settori turistici e ricreativi	• Aumento di **$11.9 milioni** del valore delle proprietà private nei pressi del lago – tra 30 e 240 metri di distanza dal litorale • Aumento dell'afflusso turistico e delle attività ricreative per un volume stimato di **$2.7 milioni l'anno**	Isely, Isely and Hause 2011
Ripristino di processi idrologici naturali delle acque meteoriche: Infrastrutture verdi Plan, Pennsylvania USA	1. Riduzione dei costi di **gestione e mantenimento d'impianto** 2. Riduzione dei **consumi energetici** 3. Aumento del **valore della proprietà privata**	• Previsione di **$2.8 milioni l'anno** in benefici legati a: efficientamento energetico, miglioramento della qualità dell'aria, mitigazione degli effetti del cambiamento climatico • Riduzione della spesa di gestione e trattamento delle acque reflue pari a **$120 milioni,** riduzione del costo di pompaggio e trattamento pari a **$661,000 l'anno**	The Economic Benefits of Green Infrastructure: a Case study of Lancaster, PA 2014
Schemi agroforestali per lo sviluppo agricolo,	1. **Aumento della produttività** delle coltivazioni a parità di consumo di suolo	• Un ettaro di terreno coltivato con un mix di colture eterogenee gestite secondo schemi agroforestali **ha la resa di**	SAFE Project: Silvoarable Agroforestry For Europe

Montpellier Francia	2. **Contenimento dei costi** legati alla perdita di raccolti causati da eventi atmosferici avversi	**1.4 ettari** coltivati secondo schemi agricoli tradizionali • Aumento della produttività **pari al 40%** nell'arco di 20 anni (progetto di sviluppo sul lungo periodo)	
Riconnessione e ripristino delle pianure alluvionali: Lower Danube Green Corridor, Bulgaria, Romania, Ucraina, Moldavia	1. **Crescita del volume di affari** legato al settore turistico e ricreativo 2. **Contenimento dei costi legati alla mitigazione dei danni** causati da alluvioni	• Ricavi stimati in **85.6 milioni di euro** all'anno attraverso servizi ecosistemici (ad es. pesca, turismo)	WWF International Danube-Carpathian Programme 2014

Lo stimolo economico ed occupazionale legato a investimenti in riqualificazione del Capitale Naturale e infrastrutture verdi può generare benefici sia a livello locale che a livello nazionale. L'aumento più che proporzionale dell'indotto a seguito di un investimento iniziale, misurabile attraverso gli effetti diretti e indiretti sul sistema economico di riferimento, è stato dimostrato in diversi studi condotti sul tema della *restoration economy*. Il lavoro svolto da Baker (2004), su fondi pubblici ed investimenti privati destinati a conservazione e ripristino di aree naturali nel periodo 1995–2002, ha permesso di calcolare l'effetto moltiplicatore sull'*output* economico della spesa totale, identificando il valore aggiunto di tali investimenti. Inoltre, sono stati analizzati i moltiplicatori sull'occupazione per stimare gli effetti indiretti ed indotti: Baker ha stimato che i progetti di riqualificazione ambientale abbiano supportato in forma diretta 160 lavoratori *full-time* nel settore privato, 270–480 occupati nel settore privato in forma indiretta, più 37 nel settore pubblico e 11 cosiddetti *tribal jobs* destinati a popolazioni native (Baker, 2004). Inoltre, la spesa dedicata a tali progetti ha generato più di $29 milioni in valore aggiunto all'interno del dipartimento.

Shropshire e Wagner (2009) hanno adottato la stessa metodologia per determinare gli effetti economici legati a progetti di conservazione e recupero ambientale in Montana. Utilizzando il modello IMPLAN[187], gli autori hanno stimato un moltiplicatore occupazionale pari a 2,87, con 31,5 posti di lavoro associati, per ogni milione di dollari di investimento. La stima del moltiplicatore di *output* economico evidenzia che, per un milione di dollari di spesa iniziale, si siano generati $2,59 milioni**,** dimostrando come il ritorno sull'investimento iniziale renda tali progetti economicamente vantaggiosi.

Un lavoro di valutazione della *Restoration Industry* nello stato dell'Oregon (Nielsen-Pincus and Moseley 2010) con un approccio simile di *impact analysis* ha permesso di valutare gli effetti moltiplicativi di diversi progetti di infrastrutture verdi, tra cui opere di riqualificazione di argini, zone umide e corridoi ambientali per specie ittiche. Tali studi hanno evidenziato come i moltiplicatori occupazionali possano variare in funzione della tipologia di contratto applicata[188]: in generale, è stato calcolato un moltiplicatore compreso tra 2,7 e 3,8, con un numero di posti di lavoro generati compreso tra 14,7 e 23,1, a seconda della tipologia di progetto.

Similarmente, la *Massachusetts Division of Ecological Restoration* ha utilizzato il modello IMPLAN per stimare l'impatto economico di quattro progetti di riqualificazione ambientale improntati al recupero di bacini idrografici e di zone umide (*Industrial Economics*, 2012). Ad un milione di dollari d'investimento è corrisposto un moltiplicatore occupazionale compreso in un *range* tra 9,9 per un progetto di recupero delle zone umide, e 12,9 per un progetto di ripristino di un estuario.

L'Amministrazione Nazionale per l'Osservazione Oceanica ed Atmosferica (NOAA) ha, a sua volta, adottato un approccio analitico al fine di misurare i benefici economici legati a progetti di *restoration* finanziati attraverso

[187] IMPLAN (Impact Analysis for Planning) è un modello di analisi economica basato su input e output, obbligatorio negli USA per determinare gli impatti economici associati a progetti sui bacini indrografici.
[188] Per maggiori dettagli, si rimanda a:
https://scholarsbank.uoregon.edu/xmlui/bitstream/handle/1794/10776/WP24.pdf?sequence=1

l'*American Recovery and Reinvestment Act* (Edwards *et al.*, 2013). Attraverso un modello input-output costruito sulla base dati di 44 progetti di riqualificazione ambientale, tra cui progetti di riconnessione idrologica, rimozione di specie aliene e ripristino degli ambienti ripariali, è stato stimato che il numero di posti di lavoro legati all'implementazione dei progetti di riferimento in seguito a un investimento di $1 milione oscilli tra 14,6, per progetti sul reticolo idraulico, fino a 33,3 per attività di rimozione di specie invasive (Tabella 47).

Tabella 47. Moltiplicatori occupazionali e di output.

Moltiplicatore occupazionale per 1 mio $ di spesa	Posti di lavoro generati	Output Economico	Fonte
2,87	31,5	$2,59 milioni	Shropshire e Wagner 2009
2,7/3,8	14,7/23,1		Nielsen-Pincus and Moseley 2010
9,9/12,9			Massachusetts Division of Ecological Restoration
1,48 (average)	14,6/33,3		NOAA, Edwards *et al.,* 2013

Fonte: BenDor *et al.*, 2014.

Nella Tabella 48 è possibile analizzare una serie di studi condotti da una varietà di autori su un *plafond* di spesa pari a un milione di dollari: l'*outcome* stimato in termini di posti di lavoro ed il conseguente valore aggiunto hanno, in tutti gli studi citati, un ritorno positivo rispetto all'investimento iniziale.

Tabella 48. Impatto occupazionale di progetti di riqualificazione ambientale.

Tipologia di ripristino	N. di occupati ogni mio $ investito	Scala geografica (State)	Fonte
Forest, Land and Watershed	39,7	National	Garrett-Peltier and Pollin 2009
Invasive Species Removal	33,3	State	Edwards *et al.*, 2013
Grassland	13,0	County	Derived from DOI 2012
Upland	15,0	State (OR)	Neilson-Pincus and Moseley 2010
Wetland	6,8	County	Derived from DOI 2012
Wetland	12,9	State (MA)	Industrial Economics 2012
Wetland	17,6	State (OR)	Neilson-Pincus and Moseley 2010
Wetland	29,0	State (LA)	Fayanju 2012
Tidal Marsh	7,1	County	Derived from DOI 2012
Fish Passage	10,4	State (MA)	Industrial Economics 2012
Fish Passage	15,2	State (OR)	Neilson-Pincus and Moseley 2010
Fish Passage/Dam Removal	18,2	State	Edwards 2013
Dam Removal	10,3	State (MA)	Industrial Economics 2012
Dam Removal	20,5	State (CA)	Kruse and Sholz 2006

River	9,7	County	Derived from DOI 2012
In-stream	14,7	State (OR)	Neilson-Pincus and Moseley 2010
In-stream	31,5	State (MT)	Shropshire and Wagner 2009
Hydrologic Reconnection	14,6	State	Edwards 2013
Riparian	19,0	State	Edwards 2013
Riparian	23,1	State (OR)	Neilson-Pincus and Moseley 2010
Oyster Reef	16,6	State	Edwards 2013
Oyster Reef	20,5	County	Kroeger 2012

Fonte: BenDor *et al.*, 2014.

Uno studio più recente sui benefici economici legati a progetti di infrastrutture verdi condotto da Kelmenson *et al.,* (2016), ha permesso di analizzare più nel dettaglio le potenzialità del settore della *Restoration Economy* negli Stati Uniti, determinando il fabbisogno occupazionale e le opportunità di crescita economica ad esso collegate. Sono stati misurati gli effetti economici diretti, indiretti ed indotti partendo da un modello di *input-output impact analysis*, individuando i moltiplicatori associati ai settori coinvolti in progetti di conservazione e ripristino ambientale: complessivamente, è stato stimato un output economico legato al settore della *restoration economy* negli USA pari a $9,47 miliardi nel 2014. Tale cifra include il valore di tutto il fatturato, compreso quello dell'indotto, degli attori regionali impegnati in progetti di *restoration* (imprese edili, specialisti ambientali, agronomi, ingegneri). Si stima che l'insieme di tali attività abbia generato direttamente 126,111 posti di lavoro, principalmente attraverso impieghi in architettura del paesaggio, ingegneria, costruzioni, consulenza ambientale, consulenza agro-forestale, e circa $6,27 miliardi di reddito da lavoro, determinando un valore aggiunto per l'economia americana pari a $6,29 miliardi.

Per dare un'idea della dimensione del valore aggiunto legata ad ogni posto di lavoro generato nella *restoration economy*, è stato paragonato l'*outcome* economico di un impiego in *restoration* rispetto ad altri settori forti all'interno del sistema economico americano (Tabella 49).

Tabella 49. Comparazione valore aggiunto a livello settoriale.

Settore	**Valore aggiunto corrispondente a 1 posto di lavoro generato**
Edile	$ 111,722
Riqualificazione ecologica	$ 75,170
Distribuzione	$ 58,836

Fonte: BenDor *et al.*, 2015.

Inoltre, il modello di analisi ha permesso di calcolare anche i benefici indiretti legati al settore: essi ammontano a 26.444 posti di lavoro aggiuntivi e $4,61 miliardi di output economico, nonché 63.533 posti di lavoro e $10,76 miliardi generati attraverso la spesa dei nuclei familiari. Complessivamente, gli autori concludono che la *restoration economy* generi 221.000 posti di lavoro e $24,86 miliardi di output economico, contribuendo inoltre al gettito fiscale dello stato attraverso tasse sul lavoro e altre forme di tributi.

Da valutazioni dei mercati esistenti per la conservazione naturale e della biodiversità[189] è emersa una propensione da parte di aziende consolidate ad investire nel settore della riqualificazione e conservazione della natura, proprio

[189] B. Madsen, N. Carroll, and K. Moore Brands, "State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide" (report, Ecosystem Marketplace, July 2010), http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf.

in virtù dei benefici economici corrispondenti a tali investimenti. Inoltre, i benefici localizzati legati ad investimenti in *restoration* si traducono in maggiore impiego della forza lavoro e in una generale espansione di settori economici a livello locale, generando benessere diffuso. Essendo molti progetti basati sul recupero di aree rurali, contribuiscono a beneficiare aree interne spesso depresse, determinando maggiori livelli di attrattività e sviluppo per territori altrimenti marginalizzati.

Analisi di ipotetici scenari di consumo di suolo e di ripristino

Le azioni di ripristino possono riguardare dunque un ampio portafoglio di diverse tipologie d'intervento, come sinora descritto. Di seguito proponiamo delle valutazioni preliminari in termini di recupero e ripristino di funzionalità ecologiche dei suoli, in particolare di regolazione di processi idrologici naturali delle acque meteoriche a seguito di rinaturalizzazione di aree artificializzate. A questo proposito, sono stati elaborati degli scenari di consumo e ripristino del suolo:

- Lo **SCENARIO 1** (BAU – *business as usual* al 2030) prevede una estrapolazione del *trend* del consumo di suolo, valutato sulla base dei dati ISPRA-SNPA 2012–2019, con proiezione di tale tendenza al 2030. La simulazione ha restituito una superficie di suolo aggiuntivo consumato di **59.095 ha.**

- Lo **SCENARIO 2** (ripristino in aree urbane) prevede una diminuzione di suolo consumato, concentrata nelle aree urbane, proporzionale alla variazione nazionale di popolazione stimata dal 2020 al 2030 (per altro in linea con il target 11.3 degli SGDs, indicatore 11.3.1 "*Ratio of land consumption rate to population growth rate*"), e consumo di suolo zero nel resto del territorio. I dati sulla popolazione presi in considerazione riguardano le previsioni fatte da ISTAT, nello specifico lo scenario mediano della popolazione a inizio anno del periodo compreso fra il 2020 e il 2030. Il decremento di popolazione previsto in questo periodo è pari allo 0,55%.

L'individuazione delle aree urbane è stata condotta prendendo in considerazione due delle classi individuate nell'ultimo Rapporto sul Consumo di Suolo[190], ovvero quelle a media e alta densità. Lo 0,55% del suolo consumato, a livello nazionale al 2019 (21.398 km^2), corrisponde all'1,29% del suolo consumato solo nelle aree urbane (9.094 km^2). Concentrando la sottrazione di suolo consumato nelle aree urbane, la simulazione restituisce un ripristino di circa **11.769 ha.**

- Lo **SCENARIO 3** (zero cemento in aree a pericolosità elevata) prevede un'ipotesi di azzeramento del suolo consumato nelle aree a pericolosità idraulica P3[191]. Il terzo scenario non intende rappresentare una ipotetica simulazione di uno scenario realistico, piuttosto va inteso come uno scenario di confronto, dunque contro-fattuale rispetto a ciò che è avvenuto. In questa analisi, dunque, nelle aree a pericolosità idraulica P3 il suolo consumato è stato portato a zero (come se non si fosse mai costruito nulla in queste aree e tutte le superfici fossero completamente naturali o agricole), e come conseguenza il suolo consumato che complessivamente sarebbe ripristinato ammonterebbe a **82.302 ha.**

Per la valutazione degli scenari proposti si deve tenere in considerazione che le azioni di ripristino delle aree a copertura artificiale sono complesse e che il recupero completo delle funzioni originarie è praticamente impossibile. L'irreversibilità del consumo di suolo è, tuttavia, minore in alcune tipologie di aree, in particolare quelle prive di copertura impermeabile, che potrebbero rappresentare aree di intervento prioritarie, soprattutto quando localizzate in ambiti urbani da riqualificare. Si può stimare che tali superfici, a livello nazionale, rappresentino una quota compresa tra il 5 e il 10% del totale del suolo consumato. Se a queste si sommano anche le aree impermeabili non edificate, escludendo quindi edifici e infrastrutture, si può arrivare a percentuali stimate in oltre il 40% del totale delle superfici artificiali dove le azioni di ripristino potrebbero essere più facilmente realizzate. Solo nel comune di Roma Capitale, ad esempio, si tratta di circa 15.000 ettari, secondo i dati ISPRA riferiti al 2019.

A partire poi da questi scenari di estensione o riduzione di suolo consumato (ripristino) sono state stimate, per ognuno di essi, le componenti di bilancio idrologico. I valori sono stati stimati utilizzando il modello BIGBANG[192], che è stato fatto girare con una periodicità mensile nello Scenario 1, Scenario 2 e Scenario 3 e mediando i risultati sul periodo 2012 al 2018.

[190] Munafò, M. (a cura di), 2020. Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2020. Report SNPA 15/20. Pag. 131.
[191] Rapporto ISPRA: Dissesto idrogeologico in Italia: pericolosità e indicatori di rischio, Edizione 2018.
[192] BIGBANG–Bilancio Idrologico GIS BAsed a scala Nazionale su Griglia regolare (Braca et al., 2019, 2018, 2015a,b; Braca e Ducci, 2018; Braca, 2017a).

Dall'analisi dei risultati (Tabella 50) emerge che negli scenari con riduzione del consumo di suolo e ripristino (scenari 2 e 3) si determina una riduzione del ruscellamento superficiale via via crescente, a seguito dell'aumento delle aree rinaturalizzate, con conseguenze evidenti anche in termini di minori rischi[193] associati ad eventuali allagamenti e a minori costi di gestione (già in corso o potenziali[194]) necessari alla regolazione dei regimi idrologici, per i quali si propone una breve analisi nel proseguo.

[193] Anche la diminuzione degli elementi a rischio conseguente all'azzeramento del consumo di suolo nell'ipotesi 3 contribuisce all'abbattimento del rischio.

[194] Non è oggetto di questa disamina la verifica dell'esistenza o meno di queste componenti di costo nelle gestioni attuali delle componenti idrologiche in aree urbane.

Tabella 50. Valori di alcune componenti del bilancio idrologico in simulazioni di scenari relativi a consumo/ripristino di suolo.

Valore annuo della componente bilancio idrologico BIGBANG 4.0	CdS 2012	CdS 2018	CdS Scenario1	CdS Scenario2	CdS Scenario3	Differenza	Differenza	Differenza	Differenza
	Media 2012-2018	Media 2012-2018	Media 2012-2018	Media 2012-2018	Media 2012-2018	CdS (2012-2018)	CdS (Scen1-2018)	CdS (Scen2-2018)	CdS (Scen3-2018)
	hm^3	hm^3	hm^3	hm^3	hm^3	hm^3	hm^3	hm3	hm3
Precipitazione totale	299931	299931	299931	299931	299931	0	0	0	0
Evapotraspirazione	157146	156959	156595	157000	157407	-186	-364	41	447
Ruscellamento	74098	74357	74863	74296	73736	259	506	-60	-621
Ricarica degli acquiferi	68059	67987	67848	68007	68157	-72	-139	20	171
Ruscellamento + Ricarica acquiferi	142156	142344	142711	142303	141894	187	367	-41	-450
Variazione contenuto d'acqua suolo (profondità 1 m)	660	659	658	659	662	-1	-2	0	3

La valutazione monetaria

Le stime monetarie sui costi associati alla regolazione dei regimi idrologici sono basate su un'analisi della letteratura più recente (Bartowsky, 2020), nella quale gli studi principali riportano valori per la costruzione di invasi, con costi riferiti all'unità di superficie che offre il servizio (1196 NZD/ha/anno in Dominati *et al.*, 2014a) o direttamente valori per metro cubo (costi di costruzione di invasi 0,12 US$/m^3 in Kibria, 2017; 5-15 €/m^3 in Mastrorilli, 2018, studio per l'Italia), ovvero al *groundwater recharge* stimato con valori di mercato attraverso i costi del servizio di irrigazione (0-4 €/m^3 in Kay, 2009 dedotti da JRC, 2007 sul servizio di irrigazione). In particolare, lo studio di Dominati *et al.* (2014a), riporta una condizione locale con volumi di pioggia confrontabili con quelli medi italiani per il periodo considerato seppure con una capacità di infiltrazione ed evapotraspirazione decisamente superiori. Considerato che lo studio associa un valore economico di 1196 NZD/ha/anno ad un volume massimo di differenza tra pioggia e ruscellamento (come infiltrato e contenuto nel suolo) pari a 101.8 mm, ovvero 1018 m^3/ha, è possibile ricavare il valore unitario di 0,614 €/m^3 [195].

Con un *range* di valori monetari *min-max* 0,614-15 €/m^3 al 2018, in base alle stime del bilancio idrologico descritte in Tabella 50, dove il volume di acqua sottratta al ruscellamento è quantificato in 60 milioni di metri cubi nello scenario 2, e in 621 milioni di metri cubi nello scenario 3 (per effetto del ripristino di aree artificiali in aree naturali), nell'ipotesi di dover gestire un deflusso superficiale in eccesso rispetto alle attuali capacità di sistema, il costo potenziale evitato per la regolazione di tali regimi idrologici ammonterebbe a circa 36,8-900 milioni di euro nello scenario 2, e fino a 381-9315 milioni di euro nello scenario 3.

Scenari di ripristino e pratiche di gestione sostenibile in campo agricolo e forestale

Tra le *Nature-base solutions*, definite dalla Commissione Europea come soluzioni ispirate e supportate dalla natura che forniscono contemporaneamente benefici ambientali, sociali ed economici (IUCN, 2020; Kalsnes & Capobianco, 2019; Ruanpan *et al.*, 2019; Wild *et al.*, 2020; WWAP/UN-Water, 2018), le *Ecosystem-based solutions for disaster risk reduction* – Eco-DRR concorrono alla gestione, conservazione, e ripristino degli ecosistemi, alla riduzione del rischio idrogeologico e allo sviluppo resiliente e sostenibile delle comunità (Estrella e Saalismaa, 2013).

La vegetazione esercita un'efficace protezione nei confronti dell'erosione del suolo, dei deflussi delle acque superficiali e dei fenomeni di instabilità dei versanti mediante azioni di tipo meccanico e idrologico. Le azioni di tipo meccanico consistono nella protezione antierosiva dalle acque dilavanti unitamente alla stabilizzazione dello strato superiore del suolo a opera degli apparati radicali, con la riduzione dell'erosione e del trasporto solido a valle. Le azioni di tipo idrologico si esplicano attraverso: le foglie, che intercettano le precipitazioni, causando perdite per assorbimento ed evaporazione; le radici e i fusti, che aumentano la scabrezza del terreno e la permeabilità del suolo, aumentando la capacità di infiltrazione; le radici, che assorbono l'umidità dal suolo che si perde nell'atmosfera mediante la traspirazione. Gli effetti contrari alla stabilità del versante sono legati al peso degli alberi che sovraccarica il versante e all'esposizione al vento delle piante che trasmettono forze dinamiche al versante (Greenway, 1987).

In campo agricolo e forestale, le pratiche di gestione sostenibile e/o il recupero all'attività di superfici marginali o in stato di abbandono possono incidere positivamente sul presidio del territorio e sulla prevenzione dei fenomeni di dissesto idrogeologico, quali i fenomeni franosi superficiali e l'erosione del suolo.

Per il presente studio sono stati presi in considerazione i 4 ambiti territoriali principali, già individuati nell'ambito delle *Linee guida per la valutazione del dissesto idrogeologico e la sua mitigazione attraverso misure e interventi in campo agricolo e forestale* (Bazzoffi *et al.*, 2013): i seminativi, le aree terrazzate, le colture permanenti non terrazzate e i boschi. Tali ambiti hanno caratteristiche peculiari relativamente all'uso del suolo, alle tecniche colturali, ai fenomeni di dissesto presenti e alle possibili misure di mitigazione di tipo estensivo.

I seminativi in Italia ubicati in territorio montano-collinare[196] ammontano a 40.700 km^2, di cui il 63% (25.516 km^2) a pendenza > 10% (elaborazione sulla base dell'uso del suolo *Corine Land Cover* 2018 e del modello orografico ISPRA). I seminativi ubicati in zone acclivi sono spesso soggetti a fenomeni erosivi e a franosità superficiale. Quelli

[195] PPP 2014 nzd 1.441, PPP 2014 euro 0.74, rivalutazione euro 2014-2018:1.02.

[196] Il territorio montano-collinare, definito mediante un modello orografico semplificato con acclività maggiore di 3° o quota altimetrica maggiore di 300 m s.l.m., rappresenta il 75% dell'intero territorio nazionale (ISPRA, 2008).

con erosione severa (> 10 ton/ha/anno) e/o interessati da frane censite nell'Inventario dei Fenomeni Franosi in Italia – IFFI (Trigila *et al.*, 2018, Iadanza *et al.*, 2021) ammontano a 21.558 km².

Per quanto riguarda la gestione sostenibile in ambito agricolo, la realizzazione di fasce a vegetazione erbacea e l'utilizzo di pratiche agricole conservative, quali le non lavorazioni (*no tillage*) o le lavorazioni ridotte del terreno (*minimum tillage*), l'aratura lungo le curve di livello, i residui vegetali e le colture pacciamanti, consentono una riduzione dell'erosione idrica, della franosità superficiale e del *runoff*, un aumento della sostanza organica, dell'infiltrazione, del tempo di corrivazione e della biodiversità. A tali misure, si aggiungono i solchi acquai previsti nell'ambito delle misure agro-climatico-ambientali della PAC 2014-2020 (MiPAAF – Rete Rurale Nazionale, 2010). Analisi realizzate dal Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura - CRA (oggi CREA), sulla base di siti di misurazione in campi agricoli sul territorio nazionale, indicano un'erosione media pari a 33 t/ha/anno in assenza di solchi acquai e a 10 t/ha/anno con solchi acquai, che hanno quindi contribuito a ridurre i fenomeni erosivi del 67% (MiPAAF – Rete Rurale Nazionale 2010).

Facendo riferimento all'equazione dell'erosione RUSLE[197] $A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$, Panagos *et al.* (2015d, 2020) hanno assegnato al sottofattore P_{gm} (*grass margins*) del fattore P[198] delle tecniche colturali valori compresi tra 0,66 e 0,85 in presenza di fasce di vegetazione erbacea, in funzione della densità delle fasce, e al sottofattore P_c (*contour farming*) valori tra 0,6 e 0,95 in presenza di aratura lungo le curve di livello e in funzione della pendenza del versante. Gli stessi autori hanno inoltre hanno assegnato al sottofattore $C_{tillage}$ del fattore di copertura del suolo C valore 1 per *conventional tillage*, 0,35 per *conservation tillage* e 0,25 per *no tillage*; 0,88 per il sottofattore $C_{residues}$ in presenza di residui vegetali e 0,80 per C_{cover} in presenza di colture di copertura (Panagos *et al.*, 2015b).

I terrazzamenti, costituiti da successioni di muretti a secco che modellano il versante in terrapieni coltivabili riducendone l'acclività e suddividendolo in settori a debole pendenza, consentono una riduzione dell'erosione laminare (*sheet erosion*) o per rigagnoli o fossi (*rill and gully erosion*), la stabilizzazione superficiale del versante e un aumento dell'infiltrazione nel suolo.

Le aree terrazzate agricole in Italia sono occupate prevalentemente da colture permanenti quali frutteti, vigneti e oliveti. Le principali aree terrazzate si trovano in Liguria (373 km² con 40.000 km di muretti a secco, di cui 20 km² con 6.000 km nel Parco delle Cinque Terre), in Valtellina (12 km² con 1000 km) e Val Chiavenna – SO, in Val di Cembra (TN), Canale di Brenta (VI) (Progetto ALPTER, 2008), in Penisola Sorrentina, in Cilento, Gargano, in Calabria e nella Sicilia nord-orientale e sud-orientale.

Sulla base degli studi sperimentali effettuati dal CRA, i terrazzamenti riducono l'erosione in un *range* di circa 10-40 ton/ha/anno, che corrisponde, considerando le fasi parossistiche, a una riduzione di circa 200-500% del fenomeno stesso (Bazzoffi *et al.*, 2013). Panagos *et al.* (2015d) hanno assegnato al sottofattore P_{sw} dell'equazione dell'erosione valori compresi tra 0,32 e 0,71 in presenza di muretti a secco in funzione della densità dei muretti stessi.

La stabilità dei muretti a secco è condizionata dall'acclività del versante, dal tipo di suolo, dalla composizione del materiale lapideo e dalle pratiche di manutenzione (DIS4ME Project[199]).

Negli ultimi decenni si è assistito al progressivo abbandono delle colture agricole in aree terrazzate; ad esempio il 33% dei terrazzi nella Regione Liguria risulta abbandonato e ricolonizzato da specie arboree o arbustive (Progetto ALPTER, 2008) così come il 29% delle aree terrazzate in Regione Toscana (Conti *et al.*, 2011). L'assenza di una manutenzione costante dei muretti a secco e dei relativi sistemi di drenaggio ha reso i versanti terrazzati più suscettibili all'innesco di fenomeni di dissesto. In particolare durante eventi pluviometrici intensi, l'incremento della pressione interstiziale che si genera a valle del muretto a secco in mancanza di un'efficace capacità di drenaggio (conduttività idraulica del muro a secco minore di quella del terreno a tergo) può determinare la perdita di stabilità e il crollo del muro con un possibile effetto domino sui muri sottostanti (Camera *et al.*, 2014; Crosta *et al.*, 2003), anche in concomitanza di precipitazioni con tempo di ritorno inferiore a 50 anni. La presenza di muretti diroccati o distrutti inoltre causa una concentrazione dei deflussi superficiali lungo pattern preferenziali e un aumento dell'erosione e di scivolamenti superficiali (Cyffka e Bock, 2008).

[197] *A* stima della perdita di suolo per erosione idrica in t/ha/anno, *R* erosività delle precipitazioni, *K* erodibilità del suolo, *LS* lunghezza e pendenza del versante, *C* copertura del suolo, *P* pratiche di controllo dell'erosione (Panagos et *al.*, 2015c).
[198] Viene attribuito valore 1 a una superficie priva di vegetazione mantenuta tale con lavorazioni continue.
[199]https://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/shared_folder/projects/dis4me/indicator_descriptions/terraces_presence_of.htm

Facendo riferimento, ad esempio, all'evento delle Cinque Terre del 25 ottobre 2011 (tempo ritorno > 100 anni), la mancata manutenzione dei terrazzamenti dovuta all'abbandono delle coltivazioni tradizionali (meno remunerative) è stata identificata come la principale causa dei dissesti (Agnoletti *et al.*, 2019), rispetto ad aree limitrofe dove i terrazzamenti ben mantenuti con muretti a secco in piena efficienza hanno permesso una ottimale regimazione delle acque superficiali. Un analisi di dettaglio è stata effettuata nel bacino di Vernazza, caratterizzato da versanti molto acclivi (50% dei versanti a pendenze tra 30° e 40°) e dal 49% della superficie ricoperta da aree terrazzate, di cui il 33% rappresentate da terrazzi abbandonati da più di 25-30 anni con copertura densa di vegetazione (arbustiva o arborea), l'8% da terrazzi coltivati a vigneti o uliveti e l'8% di aree terrazzate abbandonate di recente (meno di 25-30 anni) con copertura vegetale rada (erbacea o arbustiva). L'indice di franosità, pari al rapporto tra l'area delle frane dell'evento 2011 e la superficie della classe di uso del suolo, è risultato pari al 5,2% in aree terrazzate abbandonate con copertura vegetale rada, 3,1% in aree terrazzate coltivate e 1,9% in aree terrazzate abbandonate con copertura densa (Cevasco *et al.*, 2014). Il *Landslide Volumetric Index*, pari al rapporto tra volume mobilizzato e area della classe di uso del suolo, è risultato nei terrazzamenti abbandonati recenti circa 2 e 3 volte maggiore rispettivamente del valore ottenuto nelle aree abbandonate con copertura densa e nelle aree coltivate (Brandolini *et al.*, 2018).

Nell'area di Giampilieri - ME (25 km^2), interessata dall'evento del 1 ottobre 2009, i terrazzamenti abbandonati costituivano il 55% dell'area di studio e le aree di innesco delle frane dell'evento, prevalentemente scivolamenti superficiali evolventi in colate, hanno interessato per l'85% terrazzamenti abbandonati (Trigila *et al.*, 2015).

Il periodo che intercorre tra l'abbandono delle coltivazioni e la colonizzazione di una copertura vegetale densa, che può durare alcune decadi, è il più critico per la stabilità dei terrazzamenti abbandonati (MiPAAF – Rete Rurale Nazionale, 2010). Dopo l'abbandono dei terrazzamenti, si ha una prima fase di sviluppo della copertura erbacea-arbustiva in cui si riducono i processi di erosione ma si può verificare un aumento della franosità superficiale, da mettere in relazione con la concentrazione dei deflussi superficiali, il dissesto dei muretti a secco (crollo porzione sommitale, spanciamento, collasso), il limitato contributo di ancoraggio del terreno da parte dell'apparato radicale della vegetazione ancora poco sviluppato, l'aumento dell'infiltrazione dovuta alla maggiore rugosità che determina il rapido trasferimento delle precipitazioni verso la superficie di rottura. Questo processo si inverte dopo circa 30 anni dall'abbandono (Cammeraat *et al.*, 2005) con la ricostruzione di una copertura vegetale densa e l'effetto di rinforzo del terreno esercitato dalle radici.

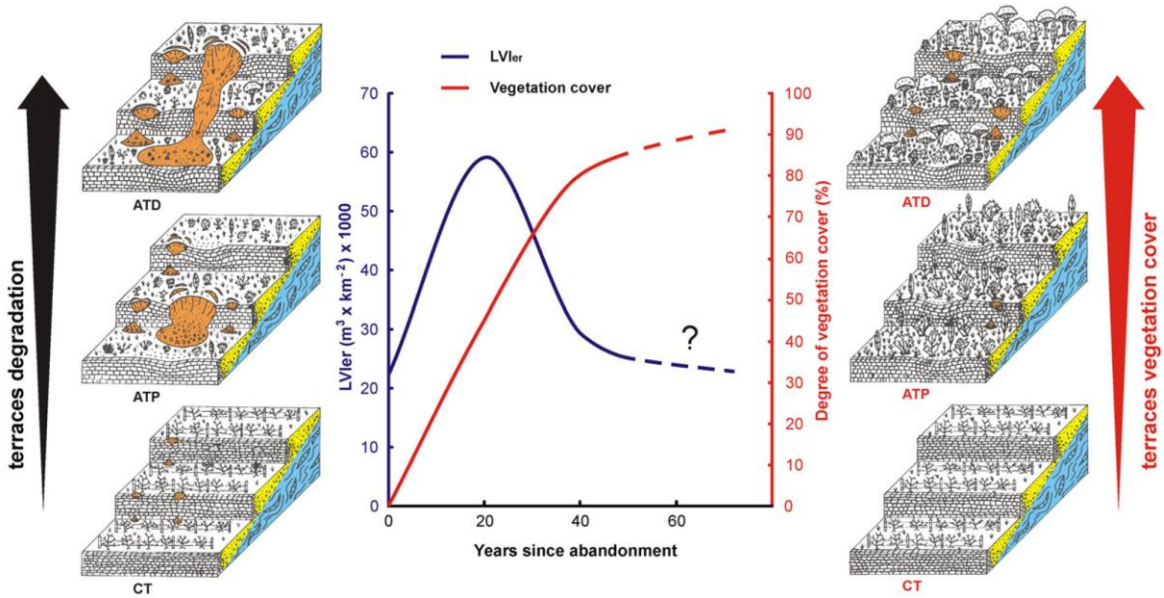


Figura 63. Relazione tra tempo di abbandono dei terrazzamenti, Landslide Volumetric Index (LVI) e crescita della vegetazione (da Brandolini et *al.*, 2018).

La manutenzione dei muretti e dei ciglionamenti è fondamentale per poter evitare i fenomeni di dissesto e di perdita di suolo (RECONNECT Project[200]). Le principali azioni consistono nella ripulitura dei muretti dalla vegetazione infestante, nel ripristino dei sistemi di drenaggio e del coronamento dei muretti a secco, nell'inerbimento interfilare delle coltivazioni (in genere vigneti e oliveti, ma con consistente presenza di agrumeti al sud), nell'inerbimento dei ciglioni dei terrazzamenti, e in alcuni casi nell'impianto di specie arbustive sempre sulle superfici di bordo. Nelle condizioni più sfavorevoli, le azioni necessarie sono il ripristino della stabilità dei gradoni/muretti stessi, con rifacimenti e ricostruzione dei manufatti preesistenti (Parco nazionale delle Cinque Terre, 2004; PSR LIGURIA - ASSE 2 MISURA 2.1.6 "Sostegno agli investimenti non produttivi nei terreni agricoli" azioni 1a e 1b – ripristino muretti a secco). I principali vantaggi sono la forte riduzione dell'erosione del suolo e dei fenomeni franosi superficiali, il miglioramento dell'efficienza idrologica, ecologica e strutturale, il ripristino delle attività storiche agricole ad alto valore aggiunto e la salvaguardia paesaggistica anche a fini turistici (valenza del paesaggio terrazzato riconosciuta patrimonio dell'umanità dall'UNESCO). Il costo indicativo degli interventi, stimato sulla base dei Prezzari Regionali, varia da circa 85,00 €/m lineare per la manutenzione ordinaria dei muri a secco (ripulitura vegetazione infestante, inerbimento interfilare e dei ciglioni dei terrazzamenti, ripristino aree danneggiate e drenaggio, ciglioni, coronamenti, ecc.), a 205,00 €/m per manutenzione straordinaria (ritassellatura, spietramento detriti, ricostruzione parziale murature in elevazione a secco degradate) a 275,00 €/m per la ricostruzione del paramento murario a secco in elevazione ed eventuale costruzione di nuova fondazione.

Anche le colture permanenti (frutteti, vigneti, oliveti) ubicate in ambito collinare in aree non terrazzate possono essere interessate da fenomeni di erosione idrica accelerata e da fenomeni franosi superficiali. Il tasso di erosione del suolo può variare significativamente in funzione delle tecniche colturali impiegate, ad esempio un vigneto lavorato con arature a rittochino presenta un tasso di erosione di 228,5 ton/ha/anno rispetto ad un tasso di 12,8 ton/ha/anno di un vigneto inerbito (Autorità di Bacino del Fiume Arno, 2006). La quota di erosione legata alle operazioni di aratura in uno studio condotto da Novara *et al.* (2019) su un vigneto in Sicilia è risultata pari al 26% dell'erosione idrica. Inoltre il livellamento del suolo preliminare all'impianto finalizzato alla meccanizzazione integrale delle operazioni può avere impatti negativi sulla stabilità in aree acclivi.

Relativamente all'innesco di frane superficiali sui vigneti, da alcune analisi condotte in un vigneto dell'Oltrepò Pavese, è risultato che la massima concentrazione di radici si posiziona a 0,2-0,6 m dal piano campagna, mentre decresce significativamente a profondità maggiori di 0,9 m. La densità di radici inoltre diminuisce all'aumentare dell'acclività del versante (> 20°) e al diminuire della permeabilità del suolo (Bordoni *et al.*, 2016).

Le principali azioni di mitigazione del dissesto consistono nell'inerbimento interfilare delle coltivazioni e, nei casi di maggior degrado, il rifacimento degli impianti secondo criteri finalizzati alla riduzione dei fenomeni di instabilità (Autorità di Bacino del Fiume Arno, 2006).

Le colture permanenti terrazzate e non terrazzate in territorio montano-collinare ammontano a 14.185 km^2, di cui 9.164 km^2 con erosione severa (> 10 ton/ha/anno) e/o franosità (elaborazione sulla base del CLC 2018, del modello orografico ISPRA, della mappa europea dell'erosione e dell'Inventario delle frane IFFI).

Confrontando i valori di erosione del suolo della mappa europea RUSLE 2015 elaborata dal JRC (Panagos et *al.*, 2015e) sui vigneti (CLC 2018) in corrispondenza dei punti del campionamento LUCAS 2018[201], emerge una riduzione dell'erosione del 32% in presenza di fasce di vegetazione erbacea (*grass margins*) rispetto ai punti in cui tali fasce sono assenti.

[200] http://www.reconect.eu/
[201] https://ec.europa.eu/eurostat/web/lucas

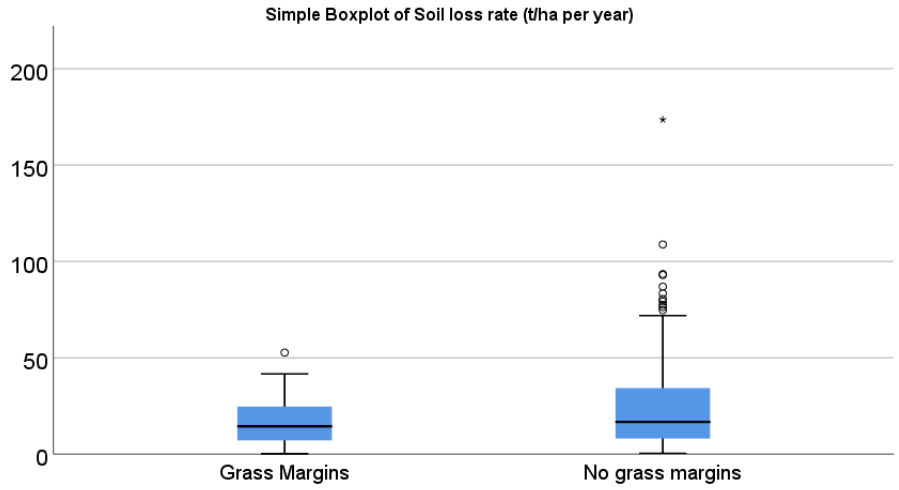


Figura 64. Erosione del suolo sui vigneti in corrispondenza dei punti del campionamento LUCAS 2018 in presenza/assenza di fasce di vegetazione erbacea (*grass margins*).

I boschi esercitano un'azione di protezione nei confronti di pericoli naturali quali valanghe, frane superficiali (superficie di scivolamento < 2 m), colate detritiche e caduta massi. I boschi determinano una riduzione dell'erosione, del deflusso superficiale e del trasporto solido nelle aste fluviali, della franosità superficiale, mediante stabilizzazione degli strati di suolo superficiali ad opera dell'apparato radicale, un aumento dell'infiltrazione e del tempo di corrivazione a livello di bacino, con riduzione del colmo di piena a valle.

I boschi in Italia (CLC 2018) occupano una superficie di 77.885 km² in territorio montano collinare (16% conifere, 72% latifoglie e 12% misti), di cui 7.772 km² interessati da frane.

Lungo un versante con copertura vegetale densa, la velocità di deflusso delle acque è circa 1/4 di quella che si avrebbe, a parità di pioggia, su suoli privi di vegetazione e, di conseguenza, l'azione erosiva, che varia con il quadrato della velocità, può scendere fino a 1/16 (Greenway, 1987). La protezione esercitata dai boschi è funzione delle caratteristiche del popolamento forestale (composizione, densità, diametro del tronco, dimensioni apparato radicale, stratificazione, ecc.) e dell'intensità dei fenomeni naturali (volume dei singoli massi, volume complessivo del crollo, velocità, ecc.).

Relativamente ai crolli di massi da pareti rocciose, le piante possono rappresentare un ostacolo fisico al transito dei massi che si riduce con l'aumento del volume dei blocchi. L'azione di protezione è nulla per i crolli in massa (rock avalanches) con volumi da 1000 m³ a qualche centinaia di migliaia di metri cubi. La distanza di arresto dei massi dipende dalla topografia (morfologia, rugosità del terreno), dall'acclività, dalla profondità del suolo, e dal tipo di copertura vegetale (arbustiva, arborea) (Regione Autonoma Valle d'Aosta - Regione Piemonte, 2006). Generalmente si assume che boschi maturi abbiano una protezione efficace contro i crolli di blocchi di 1 m³ di volume, ma recenti esperimenti su campi prova hanno dimostrato che influenzano la propagazione e l'intensità di crolli di blocchi fino a 20 m³ (Moos *et al.*, 2018). La capacità di dissipare energia durante l'impatto dei blocchi rocciosi sugli alberi è stata analizzata da Dorren *et al.* (2006) su un sito sperimentale, confrontando il comportamento di un'area boscata e di un'area nuda rispetto alla caduta massi: il numero di blocchi arrestati è aumentato dal 5 al 66% e l'altezza massima di rimbalzo si è ridotta da 8 a 2 m.

I boschi, in particolare di conifere, hanno effetto sulla riduzione della probabilità di innesco, della probabilità di propagazione e dell'intensità delle valanghe di ridotte dimensioni che si innescano entro una distanza di 100-200 m dal bosco stesso (Moos *et al.*, 2018).

Relativamente al ruolo del bosco nella stabilizzazione delle frane di scivolamento, occorre tenere in considerazione la profondità della superficie di scorrimento, la tipologia e profondità degli apparati radicali, la giacitura del substrato.

Ad oggi manca una metodologia per la quantificazione della riduzione del rischio fornita dai boschi; tale quantificazione è necessaria per confrontare in maniera oggettiva le capacità delle foreste di protezione rispetto a

quelle delle misure strutturali di mitigazione. Alcune stime sono state effettuate a scala di pendio, ma mancano approcci metodologici a scala regionale o nazionale (Moos *et al.*, 2018).

	Forest effects on			Most relevant forest characteristics
Process	Onset probability	Propagation probability	Intensity	
Snow avalanche	+	(+)	(+)	• Gap size • Canopy density • Species composition • Terrain roughness (high stumps and lying tree stems) • Tree size relative to snow depth
Rockfall	(−)	+	+	• Tree density • Gap length • Diameter distribution • Species composition • Trees in release area • Length of the forested part of the slope • Terrain roughness (high stumps and lying tree stems)
Rock mass flow	0	(+)	(+)	
Shallow landslide	+	+	(+)	• Tree density • Gap size • Species composition • Diameter distribution
Deep-seated landslide	(+)	0	0	
Debris flow	(+)	(+)	(+)	• Tree density • Species composition • Diameter distribution
Flood	(+)	0	?	• Tree density • Species composition
Large woody debris	+	0	−	

Figura 65. Effetto del bosco sulla probabilità di innesco, probabilità di propagazione e intensità dei fenomeni naturali sulla base dello stato dell'arte della ricerca scientifica (da Moos *et al.*, 2018): + effetto positivo del bosco (riduzione probabilità e/o intensità), - effetto negativo (aumento probabilità e/o intensità), 0 nessun effetto, (-) effetto negativo in alcuni casi, (+) effetto positivo in alcuni casi, ? effetto non chiaro.

Le azioni consistono nella protezione e gestione del bosco, nella riforestazione in aree degradate, e nella protezione dagli incendi boschivi. Per alcune aree gli interventi necessari richiedono delle conversioni nella conduzione forestale, come ad esempio l'avviamento dei cedui alla struttura di alto fusto, o viceversa, oppure il mantenimento di tale forma di governo in zone non più coltivate a ceduo (INEA, 2008). Gli interventi di sistemazione idraulico-forestale, rinaturalizzazione e inerbimento oltre a essere spesso associate ai rimboschimenti per velocizzare i ripristini e stabilizzare il reticolo idrografico minore rappresentano un importante strumento di manutenzione del territorio e per l'incremento e la conservazione della biodiversità.

Altre azioni fondamentali sono la prevenzione degli incendi boschivi, considerata la correlazione positiva tra le aree percorse da incendi e la probabilità di innesco di colate rapide in concomitanza di eventi pluviometrici brevi e intensi (Cannon *et al.*, 2010) e la stabilizzazione delle scarpate e la manutenzione dei sistemi di drenaggio delle strade forestali.

Una Banca di Mitigazione per il finanziamento della *Restoration Economy*

L'attuazione di una *Restoration Economy* richiede la disponibilità di una dotazione finanziaria dedicata la cui entità è da stimare sulla base di una puntuale computazione metrica delle misure di intervento previste.

I costi di investimento e l'effetto negativo sulle uscite pubbliche dovrebbero ragionevolmente essere di natura temporanea pur avendo un impatto duraturo, in quanto l'adozione di uno schema di finanziamento tramite 'banca o fondo di mitigazione' può consentire, nel prosieguo, non solo il parziale recupero di quanto investito ma anche l'indispensabile sostegno ai processi di manutenzione successivi al ripristino ecologico.

La possibilità di istituire un tale meccanismo muove dall'ipotesi piuttosto concreta che la numerosità di cantieri per opere di infrastrutturazione nel Paese assumerà ancor più rilevanza alla luce del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza. Di qui, la necessità di favorire tempi più rapidi di attuazione di tali investimenti, affinché i benefici

economici attesi possano essere dispiegati su orizzonti temporali più brevi, suggerisce probabilmente una rivisitazione della consueta gerarchia di misure di trattamento degli impatti ambientali prevista negli strumenti di valutazione in vigore[202] (riduzione, mitigazione e compensazione) legati a queste tipologie di opere, a favore della compensazione ecologica in presenza di impatto 'inevitabile'[203].

I soggetti sviluppatori di progetti infrastrutturali sarebbero chiamati a soddisfare le proprie esigenze di compensazione ambientale acquistando crediti da una 'banca di mitigazione', cioè un fondo in grado di generare crediti a seguito di investimenti in infrastrutture verdi e progetti di riqualificazione ambientale a livello regionale, ma coordinati da una regia nazionale. Le amministrazioni locali stabilirebbero i *target* prestazionali dei progetti da finanziare con il fondo e la progettazione verrebbe eseguita da soggetti privati, remunerabili solo a verifica del raggiungimento dei *target* stabiliti ("contratti basati sulle prestazioni"). In questo modello di partenariato pubblico-privato, dunque, il settore pubblico fissa obiettivi e *standard* di prestazione, mentre il settore privato può anticipare il capitale finanziario (in parte o tutto) mettendo a disposizione le competenze per realizzarli.

Investire nella riqualificazione ecologica su vasta scala attraverso conservazione, recupero e ripristino del Capitale Naturale consente, in sintesi, di:

- soddisfare gli obblighi di mitigazione degli operatori di mercato destinatari delle commesse in infrastrutture *hard;*

- realizzare benefici ambientali durevoli;

- realizzare al contempo rendimenti adeguati al rischio per i soggetti attuatori privati che si occupano della progettazione in ambito *restoration economy;*

- creare nuovi profili professionali e aree di *business*;

- accelerare l'implementazione di misure integrate per l'attuazione delle diverse *policy* ambientali.

[202] Valutazione ambientale strategica, valutazione d'impatto ambientale, valutazione d'incidenza e qualunque altro strumento di pianificazione territoriale possa includere meccanismi di compensazione del debito ecologico a fronte dell'esecuzione di un'opera infrastrutturale.

[203] L'"inevitabilità" delle opere di infrastrutturazione, in grado di causare un deterioramento dello stato dei corpi idrici, degli ecosistemi associati e dei servizi ecosistemici erogati, nonché le misure che devono essere attuate per raggiungere le migliori condizioni possibili, sono temi già ampiamente implementati attraverso la Direttiva 2000/60/CE o Direttiva Quadro Acque (*Water Framework Directive* –WFD). L'art. 4.7 della WFD richiede infatti di comprovare l'"inevitabilità" attraverso il rispetto di specifiche condizioni, tra le quali che non esistano *better environmental options* (alternative ambientalmente migliori) ovvero che i loro costi siano sproporzionati (*disproportionate costs*) che sussista il c.d. *overriding public interest* e che vengano messe in campo le più efficaci misure di mitigazione. Viene sostanzialmente standardizzato il processo di ponderazione degli interessi pubblici, delle alternative ambientali alla scala vasta e una volta appurato ciò, la stima dei costi del "sacrificio" ambientale rispetto ai benefici del servizio offerto dall'infrastrutturazione.

3.3.2 Modelli di interventi di *restoration ecology* del Capitale Naturale

L'Assemblea generale delle Nazioni Unite il 6 marzo 2019, dedica il Decennio 2021-2030 al Ripristino degli Ecosistemi[204] (https://undocs.org/A/RES/73/284), con l'obiettivo di sostenere e incrementare gli sforzi per prevenire, arrestare e invertire il degrado degli ecosistemi in tutto il mondo ed aumentare la consapevolezza dell'importanza del loro recupero e restauro. In questo senso incoraggia gli Stati membri a:

(a) Promuovere la volontà politica, la mobilitazione delle risorse, il rafforzamento delle capacità, la ricerca scientifica e la cooperazione e lo slancio per il ripristino dell'ecosistema a livello globale, regionale, nazionale e locale;

(b) Integrare il ripristino degli ecosistemi nelle politiche e nei piani per affrontare le attuali priorità e sfide di sviluppo nazionale dovute al degrado degli ecosistemi marini e terrestri, alla perdita di biodiversità e alla vulnerabilità ai cambiamenti climatici, creando così opportunità per gli ecosistemi di aumentare la loro capacità di adattamento e opportunità di mantenimento e migliorare i mezzi di sussistenza per tutti;

(c) Sviluppare e attuare politiche e piani per prevenire il degrado dell'ecosistema, in linea con le leggi e le priorità nazionali, come appropriato;

(d) Sviluppare e rafforzare le iniziative di ripristino esistenti al fine di aumentare le buone pratiche;

(e) facilitare le sinergie e una visione olistica di come raggiungere gli impegni internazionali e le priorità nazionali attraverso il ripristino degli ecosistemi;

(f) Promuovere la condivisione di esperienze e buone pratiche nella conservazione e nel ripristino degli ecosistemi.

Inoltre, l'Assemblea sottolinea che il ripristino e la conservazione degli ecosistemi contribuisce all'attuazione dell'Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile, nonché di altri importanti documenti finali delle Nazioni Unite e di accordi ambientali multilaterali, compresi l'accordo di Parigi (adottato ai sensi della Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici), il raggiungimento degli *Aichi Biodiversity Targets* e la Strategia dell'UE sulla Biodiversità per il 2030 in cui si parla di ecosistemi ripristinati, adeguatamente protetti e resilienti (Paragrafo 1.2). Tra gli obiettivi della strategia europea sulla Biodiversità riguardo la *restoration ecology* si possono ricordare in questa sede le seguenti azioni:

1. ripristinare la natura nei suoli agricoli;
2. aumentare e rendere resilienti le foreste;
3. arginare il consumo di suolo;
4. migliorare lo stato ecologico degli ecosistemi marini;
5. riparare e migliorare la qualità degli ecosistemi di acque interne.

Ad integrazione di queste si possono aggiungere:

- Proteggere gli ecosistemi che sono in buone condizioni ed esprimono una buona funzionalità ecologica;
- Riparare gli ecosistemi parzialmente danneggiati;
- Restaurare gli ecosistemi fortemente degradati recuperando "il metabolismo di base", le capacità autopoietiche;
- Rimuovere quanto possibile le specie aliene;
- Costruire nuovi ecosistemi per favorire la stabilità dei paesaggi.

A livello nazionale queste indicazioni devono essere a sostegno degli auspicabili interventi sugli ecosistemi critici emersi dalla Valutazione sullo Stato di Conservazione degli Ecosistemi terrestri (Blasi 2020) che presentano una priorità di ripristino, ed in particolare gli ecosistemi forestali della Pianura Padana, gli ecosistemi costieri (alo-igrofili, psammofili, arbustivi e forestali sempreverdi), gli ecosistemi igrofili (ripariali, planiziali, ecc.) e gli ecosistemi forestali a dominanza di querce caducifoglie.

[204] https://undocs.org/A/RES/73/284

***Restoration ecology*: non solo una questione di termini**

Anche se il termine "restauro" (*restoration*) mal si addice alla dimensione dinamica del recupero degli ecosistemi ed alle azioni che devono servire a innescare i processi ecologici oltre che a recuperare gli ecosistemi, il concetto di "*restoration* è divenuto fondamentale nelle politiche di gestione e tutela del territorio in un'ottica non solo di adattamento ai cambiamenti climatici ma soprattutto per recuperarne le funzioni ecologiche di regolazione e mantenimento a salvaguardia delle risorse fondamentali (acqua aria, suolo) e per valorizzare gli usi veramente sostenibili del Capitale Naturale.

Secondo la definizione dell'International Society for Ecological Restoration (SER, Clewell *et al.,* 2005), la *restoration ecology* è un processo che consiste *nell'aiutare un ecosistema a ristabilirsi dopo che è stato degradato, danneggiato o distrutto. È un'attività svolta con il proposito di dare inizio o accelerare il recupero dell'ecosistema rispetto alle seguenti caratteristiche:*

1. *stato di salute (processi funzionali);*
2. *integrità (composizione di specie e struttura della comunità);*
3. *sostenibilità (resistenza alle perturbazioni e resilienza).*

Il restauro garantisce un supporto di tipo abiotico dall'ambiente fisico, garantisce l'instaurarsi di flussi e scambi di organismi e materia dall'ambiente circostante, garantisce infine, il ristabilirsi di relazioni uomo-ambiente da cui dipende l'integrità di alcuni ecosistemi. Il restauro tenta di riportare un ecosistema sulla sua dinamica storica, ossia a una condizione simile a una condizione precedente a noi nota o a un'altra condizione che ci si aspetta che evolva spontaneamente all'interno dei confini della dinamica storica. Può accadere però che l'ecosistema non torni nella sua condizione precedente perché nuovi fattori limitanti e nuove situazioni al contorno potrebbero farlo evolvere lungo una dinamica diversa rispetto a quella storica così come normalmente succede in tutti gli ecosistemi che subiscono un impatto, soprattutto se cadenzato in un tempo che limita un recupero completo o nelle attuali condizioni di crisi climatica.

Di conseguenza, l'obiettivo principale di un progetto di *restoration* di un ecosistema è il recupero delle sue condizioni "primitive" anche se, spesso, non si dispone di tutte le informazioni necessarie a delinearne il quadro delle condizioni originali ed immaginare una "condizione di zero". Sebbene, si progettino delle misure finalizzate a riportare l'ecosistema ad uno stato di equilibrio, non sempre l'esito è il "ripristino" totale delle sue funzionalità (Di Noi 1995) per cui l'azione importante è innescare il processo ecologico dinamico e seguirne l'evoluzione attraverso un monitoraggio che indirizzi, se necessario, una serie di pratiche eseguite con lo scopo di riparare e recuperare strutture e funzioni vitali che siano state in precedenza alterate o eliminate da un disturbo in una sorta di riabilitazione.

La *restoration ecology* diventa quindi, lo strumento *per conservare la biodiversità e sostenere i "mezzi di sussistenza" così come descritto* in una recente "chiamata all'azione" pubblicata dal gruppo di lavoro congiunto SER e Commissione IUCN sulla gestione degli ecosistemi[205].

Sebbene il recupero degli ecosistemi sia stato quasi sempre visto in Italia con ottica molto settoriale, legata in gran parte al tema del dissesto idrogeologico e della prevenzione del rischio, nel 2005 APAT ha sviluppato un progetto interagenziale che ha preso in considerazione la *rinaturalizzazione e il risanamento dell'ambiente per la conservazione della Biodiversità.* Un anno dopo, l'Autorità di bacino del fiume Po (Agapito Ludovici e Bassanetti 2002) adottò anche a seguito di una proposta presentata da WWF Italia, Giovani Imprenditori di Confindustria e Coldiretti Lombardia, la "*direttiva per la definizione degli interventi di rinaturazione di cui all'art. 36 delle norme del PAI. Linee guida tecnico-procedurali per la progettazione e valutazione degli interventi di rinaturazione*"[206] che riconosceva e declinava in modo dettagliato gli interventi di rinaturazione per il bacino padano.

Gli interventi di *restoration ecology* hanno evidenziato l'applicazione prevalente di tecniche a ridotto impatto, come quelle disciplinate dall'Ingegneria naturalistica, perché rappresentano una buona opportunità di integrare obiettivi di sicurezza del territorio con gli obiettivi di conservazione delle valenze naturalistiche (e quindi della biodiversità), gli aspetti di tutela ambientale con i valori riconosciuti e codificati dagli strumenti di pianificazione territoriale e paesistica.

In definitiva, si sono maturate esperienze che hanno aumentato la sensibilità ed il coinvolgimento dei diversi soggetti impegnati nella prevenzione e nel risanamento ambientali ed hanno consentito di pervenire alla formulazione di indirizzi comuni per la progettazione ecosostenibile di interventi di riqualificazione e di restauro

[205] www.ser.org
[206] Deliberazione n.8/2006 del 5 aprile 2006 Atti Comitato istituzionale Autorità di Bacino Po

ecologico, nell'ottica del pieno rispetto di quei criteri che sono alla base della conservazione della biodiversità e che pongano rimedio alle alterazioni profonde degli ecosistemi negli aspetti funzionali espressi dalle criticità qui di seguito riportate (Palmer *et al.,* 2016):

- evoluzione temporale degli ecosistemi: non successione graduale ma cambiamento di stato;
- *regime shift* e deviazione dalle condizioni attese;
- livello minimo di biodiversità necessario per raggiungere il rispristino delle funzioni fondamentali e garantire la persistenza dell'ecosistema
- reperimento delle specie da utilizzare nel ripristino (banche del seme, vivai, ecc.);
- le risposte delle singole popolazioni possono influenzare le interazioni all'interno della comunità;
- la posizione dell'ecosistema nel paesaggio può condizionare il rispristino perché gli ecosistemi sono interconnessi e si influenzano reciprocamente;
- le condizioni chimiche, in particolare la stechiometria di C:N:P:Si, è rilevante nei processi della vegetazione e nella regolazione dei cicli biogeochimici;
- adottare interventi di tipo adattativo con un monitoraggio di lungo termine degli esiti e con la possibilità di correggere gli interventi.

Questi aspetti variano in relazione alle condizioni dell'ecosistema oggetto d'intervento, determinate dall'ubicazione geografica, dal clima, dalle caratteristiche geologiche e geomorfologiche del sito e dalla sua storia naturale pregressa. Una azione di *restoration ecology* trova la sua ragione d'essere in una prospettiva di aumento della resilienza per favorire l'adattamento ai cambiamenti climatici e uno sviluppo responsabile e sostenibile forte.

Progettare un'azione di *restoration ecology*

Le alterazioni degli ecosistemi hanno sempre avuto un riflesso importante sulla biodiversità alle diverse scale di riferimento ed in relazione alle specie indicatrici, e sebbene il rapporto tra biodiversità e funzionalità ecologica sia una relazione complessa, quest'ultima ne tende ad essere positivamente correlata, con l'implicazione che le azioni di *restoration* ed una buona gestione possano migliorarne la biodiversità.

La ricchezza di specie è stata collegata positivamente a diversi processi ecosistemici soprattutto di regolazione, per una migliore fornitura di servizi ecosistemici (Benedetti *et al.,* 2020, Balvanera *et al.,* 2006). Tuttavia, piuttosto che trattare la biodiversità e i servizi ecosistemici come oggetti, cercando una relazione di causa-effetto, si suggerisce di progettare le azioni in relazione alla funzionalità ecosistemica degli elementi ricostruiti e/o recuperati ed alle specie di riferimento (focali) in modo che possano rispondere efficacemente alle possibili azioni di gestione, senza che possano entrare in conflitto tra di loro ma che possano essere sinergiche, tenendo in considerazione come prioritari i SE di regolazione cioè di autopoiesi del sistema (Comitato Capitale Naturale 2019).

Un sistema di organizzazione spaziale, una logica di interpretazione e comprensione dei luoghi e delle relazioni tra essi, un approccio culturale più aderente alla complessità del contesto in cui viviamo: tale sistema complesso impone un gruppo di lavoro multidisciplinare che possa riuscire a reperire, elaborare e discutere dati e risultati in modo più efficiente ed accurato, finalizzando l'azione alla realizzazione ed alla verifica dell'efficacia degli interventi, permettendo, in tal modo, sia di comparare le situazioni *ante* e *post operam*, sia di definire una "condizione di riferimento" o "stato di zero" in cui si possa costruire un'analisi del Contesto Ambientale. Nel quaderno di APAT (2005) e in Clewell *et al.* (2005) si possono individuare tutte le fasi progettuali che indirizzano un buon progetto di *restoration ecology* a cui si rimanda nel dettaglio. Alla definizione del contesto ambientale, caratterizzata dall'approfondimento delle componenti dell'ecosistema (abiotiche e biotiche), dei fattori paesaggistici (quindi di scala diversa) che possano influire sull'ambito da recuperare, dei fattori antropici, cioè quelli che indirettamente influiscono sull'intervento e che pertanto necessitano di azioni mirate, e dei fattori antropologici e della comunità patrimoniale, in termini di relazionalità di saperi locali e pratiche di convivenza con l'ecosistema, fa seguito l'individuazione degli obiettivi specifici di ripristino nonché delle tipologie e delle tecniche da utilizzare, analizzando tutte le valenze ecologiche/economiche dell'ecosistema ed i servizi ecosistemici soprattutto di regolazione che è in grado di offrire.

Ad esempio, supponendo di dover recuperare un'area umida, ed in particolare un canneto, che può avere efficacia anche per l'azione di fitodepurazione, se consideriamo che per un trattamento secondario di acque reflue urbane la superficie richiesta per un impianto di fitodepurazione non può essere inferiore a $3m^2$/AE (abitanti equivalenti), sapendo che un territorio di Tarabusino (*Ixobrychus minutus*), specie particolarmente protette dalla Direttiva Uccelli, ha una estensione di 4-6 ha di canneto, ne consegue che tale territorio sia assimilabile a circa 13.300-20.000 AE. Considerando, inoltre, che 1 ha di canneto abbatte 330 kg/ha/yr, allora 4-6 ha di habitat di canneto abbatteranno circa 1.320-1.980 kg/ha/yr, tenendo presente che questa quantità può essere trasformata in valore economico riguardo il solo lavoro di depurazione da azoto. Inoltre, se consideriamo che all'interno dei 4-6 ha di canneto possono nidificare anche altre specie, in particolare gli Acrocefalini, la valutazione della funzione legata all'intervento di rinaturazione può ragionevolmente essere efficace sia nell'aumentare la ricchezza delle specie dell'ecosistema in cui si opera sia per favorire il SE di depurazione dell'acqua.

Il conseguimento degli obiettivi attesi in un progetto di *restoration* dipende, dunque, non solo dalla cura con cui si affrontano le varie fasi progettuali (analisi del contesto ambientale e valutazione dei SE potenziali, progettazione e realizzazione dell'intervento, impianto della componente biotica, realizzazione di eventuali fasce di connessione, monitoraggio), ma anche dall'attenzione che si pone all'inserimento dell'intervento nel contesto ambientale di riferimento, ed in particolare alle strutture ecosistemiche in esso presenti che complessivamente devono continuare ad esprimere un buon livello di funzionalità ecosistemica e di qualità ambientale a scala più ampia..

L'azione di *resoration ecology* può inquadrarsi in uno dei seguenti contesti, che deve essere identificato e specificato tra le finalità dell'azione per sottolineare dove il progetto vuole arrivare e per evitare o ridurre al minimo successivi equivoci, conflitti e critiche. A questo proposito, sono state individuate tre principali tipologie di intervento (modificato da APAT 2005):

a. Risanamento di un ecosistema danneggiato. La soluzione tende a riportare il sito in una condizione antecedente o "storica". Nello scegliere questa tipologia di intervento occorre prendere in considerazione il fatto che potrebbe essere impossibile il ripristino totale delle caratteristiche dell'ecosistema preesistente, soprattutto a svantaggio di quelle minori. Per questa tipologia di intervento si utilizzano due termini: *in kind*, che sottolinea la volontà di ripristinare l'ecosistema preesistente e *on site*, che sta ad indicare gli interventi effettuati nel luogo in cui si è manifestato il disturbo che ha interessato l'ecosistema, per cui si è reso necessario il ripristino.

b. Ricostruzione dell'ecosistema preesistente. È il caso in cui un ecosistema è interamente ricostruito sul preesistente. In genere, si sceglie una tale tipologia di intervento nel caso di aree urbane ed industriali severamente danneggiate (ex-cave, ex-miniere, siti contaminati).

c. Costruzione di un ecosistema diverso da quello preesistente. Si potrebbe scegliere di "costruire ex novo" un ecosistema in una delle seguenti situazioni:

– qualora il contesto ambientale (nel senso di paesaggio) oggetto dell'intervento risulti modificato in maniera irreversibile. È il caso, ad esempio, di ecosistemi presenti in contesti urbani fortemente antropizzati, per i quali non è più possibile ripristinare le funzionalità originali;

– qualora il contesto ambientale oggetto dell'intervento risulti talmente alterato da non poter sopportare l'eventuale ecosistema ripristinato. È il caso, ad esempio, degli interventi che tendono a ripristinare l'ecosistema preesistente in aree utilizzate prima come discariche e poi abbandonate;

– qualora non sia possibile, sulla base dei dati a disposizione, delineare un quadro di riferimento sufficiente a costruire l'ecosistema. Questa soluzione ha valore nel caso in cui, nel tempo, sono scomparse tutte le tracce degli ecosistemi originali.

Tali tipologie devono essere integrate all'interno di scale spazio-temporali che possono essere sintetizzate in quattro opzioni, rapportabili con le tipologie precedenti e a cui corrispondono benefici diretti di seguito indicati:

1. Interventi localizzati. Riguardano parti di un ecosistema e hanno una dimensione molto modesta. Non hanno grandi effetti sulla poliedricità delle funzioni ecosistemiche ma sono in genere utili a limitare effetti dovuti ad un fenomeno di dissesto localizzato. Il beneficio è pressoché immediato soprattutto se riguarda ambienti d'acqua dolce che hanno una risposta decisamente più veloce.

2. Interventi a scala intermedia in cui è interessato una componente del sistema ambientale (bosco, bacino, tratto fluviale). Queste azioni hanno potenzialmente incidenze molto positive perché trattano superfici funzionali a sviluppare funzioni ecosistemiche a beneficio della biodiversità quali creazione di habitat e della stabilità ecologica (SE regolazione) anche se i tempi possono essere più lunghi.

3. Interventi a scala di bacino. In questo caso le componenti interessate possono essere più di una e quindi il livello di valutazione è a scala di Unità Ecologica funzionale (bacino o sottobacino) cioè di paesaggio. I tempi sono decisamente più lunghi e l'articolazione delle azioni può effettivamente incidere in maniera importante sulla funzionalità ecosistemica di un paesaggio, determinando possibili benefici stabili a lungo termine.

4. La scelta del recupero naturale è perseguibile se la fase conoscitiva ha messo in evidenza che la tendenza naturale dell'ecosistema considerato o parte di esso è nella direzione dell'assetto desiderato. Tale opzione è inoltre perseguibile se i tempi necessari per il riequilibrio naturale sono compatibili con le esigenze del progetto. Potrebbe rientrare in questa categoria la strategia di definire fino a che punto permettere l'evoluzione naturale del fiume, cioè delimitare lo spazio all'interno del quale si lascia libero il fiume di divagare (*streamway approach*).

Da considerare in modo strutturale a livello progettuale sono gli aspetti gestionali che devono coordinarsi ad una fase di monitoraggio dell'intervento. Per alcuni versi, le strategie di gestione potrebbero identificarsi con l'opzione del "non intervento" ma solo del "gestire" l'ecosistema ed i suoi processi (es. fascia di pertinenza fluviale). Più in generale, la gestione non coincide con il "non intervento", ma al contrario, può significare intervenire per controllare alcuni problemi o processi, oppure può significare realizzare zonazioni, imporre normative o linee guida, decidere se e dove effettuare determinate correzioni dell'intervento, misure di approfondimento, ecc.

Per questi motivi la conservazione della natura non deve essere vincolata dagli ambiti amministrativi e deve seguire il più possibile criteri ecosistemici attraverso azioni di tutela delle funzioni ecologiche, della resilienza e degli ecosistemi naturali e antropici, nell'ottica dell'adattamento ai cambiamenti climatici. È quindi utile e necessario ragionare per ambiti ecologico funzionali (es. bacini idrografici) resilienti, in modo da rispettare le dinamiche naturali e le funzioni ecologiche che diventano servizi per il benessere delle popolazioni che in quel territorio vivono (Santolini *et al.*, 2016).

Biodiversità, funzionalità ecologica e paesaggio

È ormai evidente la relazione tra il mantenimento della biodiversità e della funzionalità degli ecosistemi e la fornitura dei servizi ecosistemici da cui l'uomo trae insostituibili benefici, così come le conseguenze anche economiche e sociali dovute alla perdita di biodiversità (La Notte *et al.*, 2015). In questo contesto il tema dei servizi ecosistemici ha un grande potenziale nel supportare l'approccio alla conservazione (Goldman e Tallis 2009) e nel mantenere la resilienza dei paesaggi (Gibelli e Santolini 2015) e la connettività dei sistemi.

La frammentazione è quel processo dinamico, solitamente di origine antropica, che divide un ambiente naturale in frammenti più o meno disgiunti tra loro riducendone la superficie originaria e che condiziona la fisiologia, il comportamento e i movimenti di molte specie vegetali e animali (Debinski and Holt 2000). È un processo che cresce su scala globale, legato al progressivo consumo di suolo determinato dall'agricoltura intensiva, dall'urbanizzazione e dall'infrastrutturazione del territorio. La parcellizzazione degli elementi naturali del paesaggio, isolati e di ridotte dimensioni, immersi in una matrice spesso non idonea, non consentono il mantenimento della vitalità delle popolazioni e la persistenza nel tempo di comunità, habitat, ecosistemi e processi ecologici (Battisti e Romano 2007; Brudvig et al., 2009). Infatti, il processo di frammentazione si traduce generalmente in perdita di habitat, riduzione della dimensione delle *patches* di habitat, aumento delle piccole *patches* e isolamento dell'habitat all'aumentare della matrice di origine antropica. Questi processi unificati influenzano gli aspetti biologici (movimento di organismi) e funzionali (movimento di materia) che a loro volta condizionano la fornitura di servizi ecosistemici (MEA 2005).

I fattori a scala di paesaggio possono influenzare in diversi modi sia le azioni di ripristino che i risultati sulla biodiversità a livello di sito legati alla connettività. È dimostrato che le *patch* di habitat ripristinate sono spesso troppo piccole per fornire popolazioni autosufficienti (Kuussaari et al., 2009), per cui i fattori di scala influenzeranno le dinamiche ecologiche interne alle *patch* nonché tra le *patch*, alterando così i risultati del ripristino. In pratica, in un intervento di ripristino è necessario fare attenzione alla composizione del paesaggio circostante, alla connettività tra *patches* di habitat ripristinati e le porzioni di habitat relitte, nonché all'influenza della forma e dimensioni dell'area di intervento in fase di restauro (Blondel 1986, Morrison et al., 2010), che possono condizionare fortemente i risultati del ripristino e gli effetti sulla biodiversità.

Infatti, gli elementi naturali devono essere relativamente ampi e connessi fra loro in modo da conservare in un paesaggio quelle funzioni ecologiche necessarie al mantenimento della biodiversità (Crook e Sanjayan 2006), nonché salvaguardare quella biodiversità necessaria al mantenimento delle funzioni ecologiche di quel paesaggio.

La connettività è quindi il grado di mantenimento di una continuità fisico-territoriale ed ecologico-funzionale tra gli ecosistemi a diverso grado di naturalità che mitiga gli effetti della frammentazione su popolazioni e comunità (Bennet 2003) e misura i processi con i quali le popolazioni sono interconnesse (Ferrari 2001).

È tuttavia opportuno sottolineare la differenza tra aspetti fisico-territoriali da quelli ecologico funzionali. La *connectedess* indica le modalità di connessione fisica tra tipologie ecosistemiche o le popolazioni. La connettività invece, oltre ad essere caratterizzata da parametri estrinseci alle specie relativi alle componenti strutturali e qualitative dell'ecomosaico (compresi elementi infrastrutturali che rappresentano delle barriere agli spostamenti), è composta dalle caratteristiche ecologiche e comportamentali delle specie considerate (*Connectivity conservation* Crooks e Sanjayan 2006). Sono quindi le specie scelte che indicano una funzionalità della disposizione spaziale delle *patches* anche in relazione al tempo: l'uso di un'area connettiva può assumere un'efficacia diversa in relazione alla fenologia della specie (Battisti e Romano 2007). Si afferma così con sempre maggiore importanza la connettività a scala di paesaggio che sostituisce progressivamente il concetto di corridoio a cui corrispondono diversi significati spesso di tipo puntuale e specifico. Di conseguenza, la Connettività del Paesaggio oltre ad arricchire i temi propri della *Landscape Ecology* combina una descrizione della struttura fisica del sistema territoriale con la risposta di una specie o un gruppo di specie a tale struttura (Taylor *et al.,* 2006). Il movimento, la dinamica delle popolazioni e la struttura della comunità, quindi, sono influenzati dai tipi, dalle quantità e dalla disposizione di ecosistemi o di tipologie di uso del suolo in senso areale e non solo lineare, facilitando o impedendo il movimento tra le "patch di risorse".

Sebbene la discussione sulla funzionalità delle aree connettive sia ancora aperta (Crook and Sanjayan 2006), i vantaggi offerti al territorio da questi sistemi di aree possono essere diversi (Battisti e Romano 2007) e tali opportunità possono arricchire i criteri di indirizzo funzionali ad un buon intervento di *restoration ecology*:

1. Valutare i SE di regolazione che possono essere implementati attraverso le azioni di progetto;
2. Determinare le condizioni di maggior superficie per gli ecosistemi da recuperare in modo da sviluppare la maggior efficacia possibile in biodiversità e funzionalità ecologica;
3. Contrastare la frammentazione facilitando i movimenti tra frammenti di habitat mantenendo la vitalità di popolazioni sensibili alla frammentazione, anche riducendo il tasso di scomparsa locale;
4. Fornire risorse, habitat addizionale e aree di rifugio aumentando la capacità portante del sistema;
5. Determinare con il progetto un effetto stabilizzante dei parametri di popolazione;
6. Contribuire alla vitalità delle metapopolazioni mantenendo l'interscambio di individui tra frammenti;
7. Incrementare di una quota anche rilevante le aree naturali ed ecotonali residue;
8. A livello biogeografico sviluppare un effetto tampone riguardo i cambiamenti climatici o le trasformazioni ambientali su larga scala mantenendo le dinamiche di areale;
9. A livello di catene trofiche mantenere i processi di controllo a *feedback* preda-predatore utili ad esempio nella lotta biologica;
10. Considerare il monitoraggio dell'intervento tra i costi progettuali per almeno 3/5 anni.

Questi criteri sottolineano l'importanza di azioni di *restoration ecology* e la necessità di valutare l'intervento alle diverse scale territoriali per ottimizzarne l'efficacia. Infatti se il paradigma della connettività viene usato in modo semplicistico può essere strumento di distrofia ecosistemica: usato come azione di compensazione e mitigazione per giustificare trasformazioni territoriali, senza un quadro d'analisi territoriale di ecologia del paesaggio, sviluppa corridoi sterili con perdita habitat e di funzioni ecologiche. Pertanto, tali interventi possono essere fallimentari se non si considera l'esatta collocazione dell'intervento alla scala spazio-temporale opportuna e non si utilizzano indicatori bioecologici appropriati al problema.

Per questi motivi nella costruzione dei modelli è molto importante accertare la migliore scala spaziale per calcolare i dati ambientali (Cornell e Lawton, 1992; Kuczynski *et al.*, 2010), la cui qualità è condizionata dalla risoluzione spaziale delle mappe disponibili (mappe di uso del suolo, vegetazione, forestali ecc.) (Morelli *et al.,* 2013).

Pertanto, l'approccio strategico d'azione sarà contesto-scala-*target* dipendente (Bennet 2003; Santolini *et al.*, 2016) prevedendo interventi che sviluppino equilibrio tra azioni di:

1. Ampliamento della superficie degli ecosistemi e degli habitat residuali;
2. Incremento della qualità degli habitat residuali;

3. Aumento della connettività specie specifica o riferita alle specie *target*;
4. Riduzione dei disturbi della matrice rendendola più idonea alla dispersione delle specie.

Agire, anche attraverso una pianificazione territoriale informata ed integrata, sul ruolo che le aree connettive possono svolgere a tutela dei meccanismi di dispersione, in particolare se si considerano comunità funzionali (*sensu* Lambeck, 1997), aiuta a massimizzare i benefici complessivi derivati dallo sviluppo di azioni di conservazione del paesaggio e della sua funzionalità.

Infatti, il mantenimento della biodiversità e della funzionalità ecosistemica dipende non solo dalla conservazione degli ecosistemi a maggiore naturalità, degli habitat specie specifici e dall'uso di una gestione sostenibile, ma anche della tutela dei territori che sono fasce di interconnessione tra gli ecosistemi più importanti spesso caratterizzati da ecotoni che permettono la continuità funzionale oltre che un aumento di individui (Santolini, 2014).

È attraverso la fusione del restauro e di tali elementi dell'ecologia del paesaggio che l'implementazione del restauro potrebbe spostarsi dalla sua attuale focalizzazione sulle singole patch al restauro su scala paesaggistica (Brudvig, 2011).

Restoration ecology **attraverso le** ***Nature-based solution*** **(NbS) e l'Ingegneria Naturalistica**

Obiettivi della rinaturazione sono il ripristino di caratteristiche ambientali (riqualificazione di un bosco di una zona umida, reintroduzioni di specie, interventi su habitat o specie rare, azioni di contenimento di specie alloctone infestanti) o della funzionalità ecologica (capacità di esondazione e autodepurativa di un corso d'acqua, continuità ecologica, habitat per la biodiversità, fissazione di CO_2 ecc.), di tutte quelle funzioni ecologiche cioè (soprattutto di regolazione), che in relazione alle necessità spesso vitali dell'uomo (domanda), diventano servizi ecosistemici. Tali prospettive di ricostruzione, inserite in quadri coerenti di relazioni spaziali, assumono la forma di vere e proprie reti ecologiche polivalenti, ove la natura coesista in modo ottimale con attività umane eco-compatibili che creano quella struttura di base utile a sviluppare infrastrutture verdi e blu.

Purtroppo, l'uso umano del suolo domina gli ecosistemi della Terra e la massa antropica, in particolare strade ed edificato, raddoppiata all'incirca ogni 20 anni, nel 2020 ha superato tutta la biomassa vivente (Elhacham *et al.*, 2020). Questa distruzione dell'ecosistema è tra le principali minacce alla biodiversità (Fischer e Lindenmayer, 2007) ed al funzionamento degli ecosistemi. Insieme ad altre strategie di conservazione, *la restoration ecology* rappresenta un mezzo per alleviare la crisi della biodiversità (Hobbs e Harris, 2001) e degli spazi ecosistemici. Le nostre capacità di ricreare gli ecosistemi semplicemente non sono - e potrebbero non essere mai - sufficienti a giustificare la distruzione degli habitat. D'altra parte, la protezione passiva di ecosistemi relitti, da sola, non sarà sufficiente a garantire la conservazione di un paesaggio e del suo Capitale Naturale.

Dobbiamo renderci conto che non ci sono abbastanza ecosistemi che abbiano habitat adatti per la persistenza a lungo termine di molti *taxa* (Rodrigues et al., 2004). Il problema riguarda l'area minima vitale, gli spazi funzionali che dovremo rendere efficaci produttori di SE in modo da sviluppare un rapporto *win-win* fra attività antropiche ed ecosistemi e le biocenosi che li abitano. Certamente, dovremmo preservare ciò che rimane, ma il secolo attuale deve inoltre inaugurare un'era di restauro e recupero, in cui i territori che sono stati trasformati in ambienti distrofici, devono venire recuperate e modificate per supportare meglio la biodiversità e favorire le funzioni ecosistemiche di base (Hobbs e Harris, 2001) attraverso un approccio di cui le *Nature-based solution* (NbS) sono strumento chiave.

Vi è un crescente riconoscimento delle opportunità di implementare le NbS, che impiegano e migliorano le proprietà e i servizi dell'ecosistema per fornire alternative sostenibili, convenienti, multiuso e flessibili per affrontare le sfide della società e l'adattamento ai cambiamenti climatici. La UE definisce le NbS come *soluzioni ispirate e supportate dalla natura, che sono economicamente vantaggiose, forniscono contemporaneamente vantaggi ambientali, sociali ed economici e aiutano a costruire la resilienza; tali soluzioni portano sempre più natura e caratteristiche e processi naturali nelle città, nei paesaggi e nei paesaggi marini, attraverso interventi sistemici, efficienti sotto il profilo delle risorse e adattati a livello locale*, considerando inoltre che le *NbS devono avvantaggiare la biodiversità e supportare la fornitura di una gamma di servizi ecosistemici* (Wild et al., 2020).

L'obiettivo finale dell'ecologia del restauro deve essere prevedibile ripristinare gli ecosistemi a scala di paesaggio, la scala su cui viene gestita la biodiversità nella maggior parte dei paesi (Bestelmeyer et al., 2003). Il ripristino ecologico è ampiamente utilizzato per invertire il degrado ambientale causato dalle attività umane. Tuttavia, l'efficacia delle azioni di ripristino nell'aumentare la fornitura di biodiversità e servizi ecosistemici non è stata valutata

sistematicamente. Una meta-analisi di 89 valutazioni di ripristino in un'ampia gamma di tipi di ecosistemi in tutto il mondo indica che il ripristino ecologico ha aumentato la fornitura di biodiversità del 44% e di servizi ecosistemici del 25%; i valori di entrambi sono rimasti inferiori negli ecosistemi di riferimento ripristinati rispetto a quelli intatti. Gli aumenti della biodiversità e delle misure di servizi ecosistemici dopo il ripristino sono stati positivamente correlati. I risultati indicano che le azioni di ripristino incentrate sul miglioramento della biodiversità dovrebbero sostenere una maggiore fornitura di servizi ecosistemici (Benayas *et al.,* 2009). Questi principi sono assolutamente validi anche in ambiente urbano, soprattutto riguardo l'approccio legato al metabolismo urbano (Musango *et al.*, 2017) in cui le azioni sviluppate all'interno del decreto clima e in particolare nella Strategia nazionale del verde urbano (cfr par. 3.2.2) determinano un recupero funzionale e strutturale di aree ed ecosistemi degradati in una infrastruttura verde, dato che la *Green Infrastructure Strategy* è di fatto la Strategia europea che si collega direttamente alla richiesta di un più generale processo di recupero funzionale e strutturale degli ecosistemi degradati.

Infine, rispetto agli interventi di recupero effettuati negli ultimi decenni al mondo della ricerca si chiede di passare da valutazioni qualitative a valutazioni quantitative in modo da definire interventi progettuali molto attenti alla tutela della biodiversità e quindi capaci di rispondere positivamente alla sempre maggiore domanda di servizi ecosistemici. Vista la complessità dell'oggetto d'analisi è auspicabile anche una metodologia di ricerca etnografica nei processi di *restoration ecology* in grado di mediare tra i risultati attesi, le politiche di progettazione territoriale e le aspettative comunitarie.

La *restoration ecology* è un presupposto fondamentale per la tutela e il ripristino dei servizi ecosistemici e sarebbe dovuta essere stata promossa in modo strutturale già da anni a seguito della legge 133/2014[207], che prevede la realizzazione di "*interventi integrati per ridurre il rischio idrogeologico e per il miglioramento dello stato ecologico dei corsi d'acqua e la tutela degli ecosistemi e della biodiversità, promuovendo in via prioritari gli interventi tutela e recupero degli ecosistemi e della biodiversità*".

La *restoration ecology* deve entrare nella prassi degli interventi a tutti i livelli di scala, perché mantenere funzionante un ecosistema o rendere ecologicamente funzionale un manufatto deve essere una priorità etica oltre che tecnica. Esistono approcci che condividono questa impostazione come l'Ingegneria Naturalistica, la Silvicoltura sostenibile, la Bioarchitettura in modo che le azioni e le tecniche siano sempre più permeate da un approccio ecosistemico.

Schede tipologico-progettuali di interventi di *restoration ecology*

A titolo esemplificativo, sono tati selezionati una serie di interventi grazie anche alla collaborazione dell'AIPIN (Associazione Italiana per l'Ingegneria Naturalistica) soprattutto in quegli ecosistemi che risultano critici e devono avere una priorità di ripristino evidenziata dalla Valutazione dello stato di conservazione degli ecosistemi (Blasi, 2020): si rimanda all'Allegato G per la scheda descrittiva di ciascun intervento.

[207] Articolo 7, comma 2, del decreto-legge 12 settembre 2014, n. 133, convertito, con modificazioni, dalla legge 11 novembre 2014, n. 164

3.3.3 Esperienze di ripristino del Capitale Naturale nell'ecosistema marino

Sebbene la nostra conoscenza dei sistemi marini sia significativamente inferiore rispetto a quella dei sistemi terrestri, esperienze recenti hanno messo in evidenza che i principi e gli attributi del ripristino ecologico applicati agli ecosistemi terrestri possono essere traslati agli habitat marini (Mengerink *et al.,* 2014; Van Dover *et al.,* 2014). Il restauro degli ecosistemi degradati è un processo costoso che richiede tempo ma "lavorare" con la natura ed utilizzare semplici approcci basati su "*nature-based solutions*" può fornire soluzioni convenienti da diversi punti di vista anche in ambito marino. Il restauro degli ecosistemi marini è una disciplina molto giovane nell'ambito del restauro ecologico e solo nell'ultimo decennio sono stati condotti studi pilota in differenti habitat nel bacino del Mar Mediterraneo ed a livello globale. Nuovi approcci e tecnologie sono stati recentemente resi disponibili, ma è necessario uno sforzo concertato per rendere efficaci le pratiche di restauro in mare su scala spaziale significativa, per ottenere risultati tangibili in termini di capitale naturale (Abelson *et al.,* 2020). Le nuove tecnologie insieme a competenze e conoscenze acquisite recentemente devono essere ulteriormente approfondite ed essere condivise a più livelli di interesse (dal mondo scientifico, a quello socioeconomico e politico) se si vuole che le azioni di restauro raggiungano il loro massimo successo su scale spaziali rilevanti.

L'esperienza appena conclusa del progetto EU H2020 MERCES (*Marine Ecosystem Restoration in Changing European Seas, 2016-2020*) ha permesso di implementare le nostre conoscenze scientifiche relative alla distribuzione ed estensione degli habitat marini danneggiati grazie alla creazione di un unico *database* sulla mappatura degli habitat marini europei, sulla tipologia ed estensione degli habitat degradati, sulle pressioni antropiche che agiscono sugli ecosistemi. Il progetto MERCES ha quindi esplorato il potenziale degli interventi di restauro in differenti ecosistemi costieri (sia su fondi mobili sia su fondi duri) e profondi su scala pan-europea, dalla Norvegia alla Turchia. Ciò ha permesso di utilizzare l'approccio ecosistemico (in accordo con la *Marine Strategy Framework Directive*) per fornire risposte tangibili alle tematiche del *Green Deal* per il clima (mitigazione, adattamento e riduzione del rischio di catastrofi ambientali), biodiversità, salute e benessere, anche socioeconomico. Finora, il restauro ecosistemico è stato condotto attraverso azioni pilota su habitat fragili e vulnerabili ai cambiamenti climatici globali, come le praterie di fanerogame, foreste di macroalghe e coralligeno. Sono stati avviati anche studi relativi ai coralli di acque profonde, agli habitat di canyon, montagne sottomarine e fiordi danneggiati dalle attività di pesca a strascico.

Questi studi hanno permesso di testare più di 20 protocolli di restauro utilizzando differenti approcci come traslocazione e trapianto di specie, rimozione di pascolatori che possono compromettere la crescita di nuove praterie restaurate, uso di substrati artificiali e biodegradabili per valutare l'efficacia ed identificazione di criteri di selezione di specie e di habitat su cui agire prioritariamente. Sia il successo sia i fallimenti degli interventi di restauro hanno consentito l'identificazione delle pratiche migliori da attuare, contribuendo allo sviluppo di una, ora finalmente possibile, "industria del restauro", che potrebbe estendere gli interventi di restauro a scale spaziali molto ampie. A tal proposito, risulta quindi fondamentale definire i costi e il potenziale di successo per interventi su larga scala spaziale, sia nelle aree costiere che in quelle più remote a maggiori profondità. Il restauro degli ambienti profondi, già degradati dall'azione antropica e ultima frontiera dello sfruttamento delle risorse, rappresenta la sfida più ardua, anche a causa degli alti costi associati alle attività di lavoro e di restauro in questi ambienti. MERCES ha permesso ai ricercatori di sviluppare e testare protocolli standardizzati per il restauro di una serie di ecosistemi marini degradati in condizioni socio-ecologiche differenti nei diversi mari dell'Unione Europea. I risultati del progetto hanno dimostrato che il restauro ecologico marino è possibile e dovrebbe essere incoraggiato in termini di iniziative politiche, incentivi economici, perché potrebbe offrire nuove opportunità di lavoro e sviluppo socioeconomico. Gli interventi di restauro in diversi habitat dei mari europei forniscono inoltre un contributo per identificare obiettivi, tempistiche e criteri chiari e vincolanti per il successo delle azioni che possono contribuire al ripristino della biodiversità e consentire il recupero di beni e servizi ecosistemici. La comunità scientifica internazionale è riuscita a dimostrare che il restauro ecologico in ambiente marino è possibile e che la conoscenza di base, gli interventi sinergici (insieme a mitigazione e conservazione) e il coinvolgimento di tutte le possibili parti interessate (comprese quelle socioeconomiche e politiche) sono fondamentali per il successo del restauro. Tutto questo contribuisce in maniera fondamentale alla prospettiva del *European Green Deal*, come riconosciuto in un recente documento programmatico dell'*European Marine Board* sui progetti di *Nature-Based Solution* mirati all'attuazione della politica dell'Unione Europea sulla biodiversità.

A questo proposito l'attuale livello di conoscenza della società in merito al degrado e al ripristino degli ecosistemi marini può aiutare nello sviluppo di strumenti educativi e politiche di gestione efficaci che possono aiutare a ridurre

i danni futuri agli ecosistemi marini. Il coinvolgimento della società è un elemento fondamentale per garantire il successo delle azioni di restauro della biodiversità e dei servizi ecosistemici ad essa associati. Per stimolare l'interesse e quindi ricevere sostegno sociale, è prioritario condurre campagne informative (mirate a cittadini di tutti livelli della società, della politica e dell'economia) per aumentare la consapevolezza della necessità di attività di restauro degli ecosistemi marini, evidenziando storie di successo e benefici attesi, anche in relazione alle attività umane che dovranno essere sempre più sostenibili. Inoltre, il restauro degli ecosistemi richiede finanziamenti adeguati, il supporto di politiche pertinenti, consapevolezza sociale e sinergia con il settore privato, per ambire al massimo successo. Sebbene i costi di restauro possono essere elevati in determinati habitat (come suggerito sopra, ad esempio negli ambienti profondi), questo limite non dovrebbe essere motivo di esclusione nei programmi di restauro. Tutte le parti interessate (comprese comunità locali, settori economici, enti governativi, scienziati e i cittadini) possono svolgere un ruolo chiave per il coinvolgimento e la capitalizzazione delle conoscenze esistenti per intraprendere azioni condivise e pienamente sostenute che possano facilitare le azioni di restauro su ampie scale spaziali, per ottenere un successo duraturo nel lungo periodo.

Precedenti studi hanno rilevato che un'attenta selezione dell'habitat ricevente ha una grande importanza per la buona riuscita dell'intervento di restauro ambientale (Fonseca et al., 1998; Van Katwijk et al., 2009). Infatti, la scelta dell'area ricevente in cui realizzare un intervento dovrebbe essere sempre sostenuta dalla buona conoscenza degli aspetti ambientali e geografici locali. In particolare, questi sono importanti al fine di ampliare, alla scala del sito di indagine, lo stato delle conoscenze dell'ecosistema considerato (Short *et al.,* 2002).

Negli ultimi anni sono state avviate numerose iniziative di restauro degli habitat marini in Italia. Di seguito si riportano casi di studio, condotti negli ultimi anni, suddivise per tipologia di habitat.

Restauro di praterie di fanerogame marine

Le praterie di fanerogame marine coprono circa lo 0,1–0,2% degli oceani (Duarte 2002) e la loro distribuzione spaziale su scala globale si è ridotta di circa il 30% nell'ultimo secolo (Waycott *et al.,* 2009; Duarte *et al.,* 2020). Gli ecosistemi a fanerogame sono altamente produttivi (Duarte 2002) e svolgono un ruolo ecologico fondamentale nel fornire beni e servizi per il benessere umano (Nellemann *et al.,* 2009; Barbier *et al.,* 2011; Mtwana Nordlund *et al.,* 2016). Le praterie di fanerogame agiscono come bioingegneri, creando cioè un habitat tridimensionale complesso che supporta un'elevata biodiversità di flora e fauna associata (Unsworth *et al.,* 2019). Infatti, le fanerogame marine forniscono habitat e rifugio ad una elevata diversità di pesci ed invertebrati, supportano complesse reti alimentari bento-pelagiche, stabilizzano i sedimenti, riducono l'erosione costiera, aumentano la qualità dell'acqua, agiscono come tampone per l'inquinamento, supportano la cilcizzazione dei nutrienti e giocano un ruolo chiave nel sequestro di anidride carbonica in eccesso (Nellemann *et al.,* 2009; Dahl *et al.,* 2016). Pertanto, le praterie di fanerogame sono incluse nell'elenco degli habitat prioritari da proteggere e conservare come riportato nella Direttiva Habitat (Direttiva 92/43/CEE 1992). A causa della loro ampia distribuzione lungo le zone costiere, le fanerogame marine sono soggette a numerosi impatti antropici, tra cui danni meccanici (dragaggio, scarico, pesca a strascico ed ancoraggio), costruzioni costiere, inquinamento, eutrofizzazione, piscicoltura e introduzione di specie aliene (Duarte 2002; Orth *et al.,* 2006; Boudouresque *et al.,* 2009; Duarte *et al.,* 2020). Anche i cambiamenti climatici possono influenzare la loro distribuzione spaziale, l'abbondanza di nuovi germogli, la riproduzione, la germinazione, la crescita e produttività (Short & Neckles 1999; García *et al.,* 2013). Nonostante gli attuali sforzi per preservare gli ecosistemi costieri, recenti ricerche condotte su scala globale mostrano che il tasso di perdita di habitat e biodiversità è elevato (Butchart *et al.,* 2010; Cardinale *et al.,* 2012). La perdita di fanerogame marine (circa il 30% da 1900) è paragonabile a quella segnalata per mangrovie e coralli, ponendo le praterie di fanerogame tra gli ecosistemi più in pericolo su scala globale (Waycott et al.2009; de los Santos *et al.,* 2019). Nonostante questo, sono oggetto di minori finanziamenti per la ricerca scientifica e minore attenzione sui social media rispetto ad altri habitat iconici come barriere coralline, mangrovie e saline (Unsworth *et al.,* 2019). L'esperienza acquisita mostra che il recupero naturale di ecosistemi alterati si verifica raramente (Lotze *et al.,* 2011) e le attuali iniziative di conservazione si sono dimostrate insufficienti per fermare e/o ridurre l'effetto negativo degli impatti antropici (Lindegren *et al.,* 2018). Considerando l'importante ruolo ecologico delle fanerogame marine, il loro recupero è una priorità nell'ambito del restauro ecologico (Paling *et al.,* 2009; Duarte *et al.,* 2020), che oggi risulta essere una strategia efficace per integrare la conservazione e la gestione delle attuali azioni intraprese per questi ecosistemi (Perring *et al.,* 2015). Una corretta gestione unita ad iniziative di tutela possono avere effetti positivi sul recupero di questi ecosistemi.

In Italia sono stati svolti alcuni importanti esperimenti di restauro ecologico nell'ambito di diversi progetti europei (ABBACO, MERCES, LIFE SEPOSSO) e di progetti PON, dove è stata testata l'efficacia di strutture innovative di restauro e tecniche di trapianto volte massimizzare la capacità di resilienza del sistema.

Nell'ambito del progetto Life SEPOSSO sono stati individuati quattro casi di trapianto: **Civitavecchia** (Lazio), **Augusta** (Sicilia), **Ischia** (Campania) e **Piombino** (Toscana) sono stati monitorati nel corso di due anni, 2018 e 2019, dai partner di progetto. A Piombino, Civitavecchia - S. Marinella e Ischia, il trapianto di Posidonia è stato realizzato come misura di compensazione di danni causati da opere e infrastrutture costiere. Nel sito di Augusta, invece, il trapianto è stato realizzato come misura di ripristino della preesistente prateria, distrutta a causa dell'elevato inquinamento industriale derivante dalle attività del polo Petrolchimico di Priolo-Augusta-Melilli. I trapianti di *P. oceanica* nei quattro siti selezionati, sono stati realizzati con tecniche diverse, su diverse scale spaziali e in diversi periodi.

Civitavecchia-S. Marinella (RM) - l'ENEL di Torrevaldaliga, a nord di Civitavecchia ha realizzato alcune banchine attrezzate per lo scarico del carbone che hanno richiesto il dragaggio dei fondi antistanti la centrale e la conseguente rimozione di una vasta porzione della prateria di *Posidonia oceanica* nell'area della Mattonara a nord del porto di Civitavecchia, pari a un ettaro. L'area di intervento è stata designata nel 2016 come Zona Speciale di Conservazione (ZSC IT6000005). Le misure di compensazione del danno alla prateria sono state effettuate tramite trapianto di *P. oceanica* effettuato tra agosto 2004 e marzo 2005. Le aree donatrici sono state identificate all'interno dell'attuale Zona Speciale di Conservazione (ZSC IT6000007) situata tra il comune di S. Marinella e l'abitato di S. Severa. A Ischia, nell'ambito del progetto di metanizzazione dell'isola, nel 2009, è stato realizzato un gasdotto di collegamento che partiva da Punta San Pietro fino al litorale del Lago Fusaro nel comune di Bacoli in provincia di Napoli. Lo scavo della trincea per l'interro della condotta (lunghezza di circa 400 m, area complessiva 1600 mq a una profondità compresa tra i 7 e i 12 metri) è stato pianificato all'interno di una prateria di *Posidonia oceanica*. Il trapianto di *P. oceanica* è stato previsto come misura di compensazione del danno causato dalla trincea della condotta che ricade all'interno della prateria inclusa nel Sito di Importanza Comunitaria (SIC IT8030010) "Fondali marini di Ischia, Procida e Vivara". In entrambi i siti per ancorare le talee di Posidonia al substrato sono state utilizzate cornici in cemento armate con rete di ferro zincato. La tecnica è stata utilizzata su un fondo sabbioso e le strutture sono state posizionate in immersione subacquea infilando i rizomi nelle maglie della rete poligonale, in modo che il rizoma stesso o le radici siano a contatto con il sedimento.

A Piombino il restauro è stato effettuato in un'area, designata come Sito di Interesse Nazionale (SIN), come misura di compensazione al danno arrecato alla prateria. Il trapianto è stato realizzato nel giugno 2014 e le piante sono state raccolte in aree individuate come idonee nel golfo di Follonica. La tecnica di trapianto utilizzata ha previsto il trasferimento di zolle di *P. oceanica* di 4 m^2 di superficie, asportate dal fondo marino con benna idraulica che ha permesso l'asportazione delle zolle senza frammentazione e il loro successivo posizionamento. Le zolle sono state trasferite a Piombino e collocate sul fondale senza ulteriori manipolazioni. Il posizionamento è stato effettuato con il supporto di subacquei.

Ad Augusta – Priolo Gargallo in provincia di Siracusa, l'intervento di riforestazione con *Posidonia oceanica* è stato condotto con l'utilizzo di un dispositivo a raggiera realizzato in plastica biodegradabile, ancorabile sul fondo tramite un picchetto a fissaggio rapido. Le talee prelevate per il trapianto vengono inserite nelle pinzette dei braccetti, caratterizzate da un profilo adatto alla specie vegetale da trapiantare e da fascette antistrappo opportunamente sagomate. La struttura a raggiera viene preparata fuori dall'acqua bloccando i braccetti con le talee al nodo centrale. Le talee sono state posizionate sul fondale con aiuto di operatori subacquei.

Nel sito di Augusta - Priolo Gargallo che ospita il trapianto più giovane (ultimato nel 2014), il successo del trapianto è del 45% (valore mediano) con un numero medio di 15 fasci per modulo. In oltre il 20% dei casi il trapianto non è riuscito (sopravvivenza 0) e a distanza di 4 anni non è stato ancora compensato il danno osservato. Nel computo, inoltre, non sono considerati i dati delle aree di trapianto andate completamente perse. Il trapianto più datato è quello di Civitavecchia - S. Marinella, completato nel 2005. Qui la sopravvivenza in quasi un quarto dei casi (ca 23%) è stata dello 0% ma dopo 13 anni, il valore mediano si attestava intorno a oltre l'800% del numero di fasci originariamente trapiantato (passando da 8 a circa 64 fasci per mq). Il trapianto del sito di Ischia del 2009, realizzato con la stessa tecnica, ha mostrato risultati medi migliori con valori compresi tra l'0% (nel 9% dei casi) fino a decuplicare il numero di fasci trapiantato (da 8 a 80 fasci per mq). Nonostante il successo in alcune aree di trapianto, in altre l'attecchimento è stato nullo a causa della totale perdita dei moduli di trapianto. Il buon esito di un trapianto sembra quindi essere legato a: i) la valutazione della fattibilità di una attività di trapianto proposta, ii) il relativo

controllo durante le fasi di realizzazione del trapianto stesso, iii) la selezione della tecnica più adeguata rispetto alle condizioni ambientali locali, iv) la scelta del sito di trapianto.

Un'altra area che condivide problematiche simili a quelle di Augusta – Priolo Gargallo è quella di Bagnoli – Coroglio nel Golfo di Napoli dove la contaminazione da metalli e idrocarburi rilasciati dalle attività industriali iniziate nei primi anni del 1900 (Romano *et al.,* 2004) ha raggiunto concentrazioni da tre a quattro ordini di grandezza superiori a quelle riportate in ecosistemi marini a livello globale (Arienzo et al., 2017). Di conseguenza *Posidonia oceanica* è completamente scomparsa dalla baia di Bagnoli, sostituita da fondali sabbiosi spogli. Il metodo utilizzato a Bagnoli è diverso dai precedenti e si basa su una applicazione che può essere estesa a specie di altre fanerogame con tratti riproduttivi simili. La soluzione tecnica consiste in una prima fase di semina-coltura *ex-situ* in mesocosmi controllati fino al raggiungimento della dimensione ottimale per l'adesione su supporti prodotti ad-hoc (in genere due mesi) e del successivo trasferimento in mare, in siti prescelti, per l'intervento di restauro. L'ancoraggio delle piantine ai supporti è ottenuto sfruttando le naturali proprietà adesive delle radici su substrati rocciosi, caratteristica documentata in diversi studi scientifici recenti. Il design dei supporti è concepito in modo da facilitare il processo di adesione delle radici, tenendo in considerazione i tempi di sviluppo delle radici stesse e la necessità di garantire condizioni ambientali favorevoli di protezione da eventi idrodinamici ad elevata energia. La corretta complessità topografica (analizzata su scala di centimetri e millimetri) e della pendenza del substrato ha permesso di ottenere il 100% di adesione delle piantine ai supporti durante la prima prova. La sopravvivenza *in situ* delle piantine trapiantate supera l'80% dopo quattro mesi. I supporti rocciosi rappresentano una zavorra, aiutando le giovani piantine a rimanere in posizione e resistere alle forze di trascinamento prodotte dai movimenti dell'acqua. Le dimensioni e il peso dei supporti devono essere adeguatamente adattati alle condizioni idrodinamiche nel sito di restauro per garantire la stabilità del substrato.

Un altro studio è stato condotto nell'area costiera antistante la città di Gabicce Mare, che è limitata da un porto turistico e dal fiume Tavollo a nord e il Monte San Bartolo a sud, Parco Naturale Regionale istituito nel 1997 per tutelare un'area di elevata importanza naturalistica. Gabicce Mare è un hotspot della bentonica biodiversità ed è caratterizzata dalla presenza di prati di *Zostera marina*, *Z. noltii* e *Cymodocea nodosa* (Carugati *et al.,* 2018). Questa zona è delimitata da barriere frangiflutti, situate a circa 100 m dalla riva e parallele rispetto alla costa, che sono stati riposizionate nel 2015 per proteggere il litorale. La circolazione delle correnti è principalmente forzata dalla presenza delle barriere frangiflutti che influenzano il trasporto dei sedimenti. La presenza delle barriere non risulta essere molto efficace nel proteggere la costa, che è ancora esposta a fenomeni di erosione. Inoltre, si verificano frequenti condizioni di ipossia e di ridotta qualità dell'acqua nella stagione estiva (Carugati *et al.,* 2018). L'Università Politecnica delle Marche ha testato una metodologia per il trapianto di *Cymodocea nodosa* utilizzando contenitori biodegradabili per ospitare le piante traslocate (Da Ros *et al.,* 2021). L'esperimento è stato condotto lungo la costa di Gabicce Mare all'interno delle barriere frangiflutti in una area adiacente il parco terrestre del Monte San Bartolo (Mar Adriatico Centrale). Il trapianto di *Cymodocea nodosa* è stato effettuato nel maggio 2018 utilizzando un nuovo approccio testato per la prima volta nell'ambito del progetto H2020 MERCES. Un operatore subacqueo ha raccolto una zolla di *Cymodocea nodosa* da una area "donatrice" utilizzando un carotatore in acciaio inossidabile. La zolla è stata quindi inserita all'interno di un sacchetto biodegradabile realizzato con amido di mais ed inserito a sua volta in un contenitore biodegradabile realizzato con colla di riso. Questo approccio ha permesso di mantenere compatta la zolla prelevata e facilitare la sua collocazione in un'area ricevente in cui è stata precedentemente scavata una buca per garantire il suo alloggiamento. L'operazione è stata condotta in modo tale da non provocare alcun effetto negativo sull'integrità dell'area donatrice, mantenendo ridotto il numero delle zolle trapiantate (pari al 10% delle densità riscontrata nell'area donatrice). La metodologia testata è risultata particolarmente efficace in quanto favorisce il mantenimento delle piante traslocate. Inoltre, la mancanza di eventi meteorologici ad elevata energia, che provocano forti mareggiate, immediatamente dopo il trapianto hanno contribuito a rendere efficace l'ancoraggio delle piante al fondale. Cinque mesi dopo l'inizio dell'esperimento (settembre 2018), la *C. nodosa* ha raggiunto il 70% della densità e il 35% della biomassa dell'area donatrice. Nel complesso, l'approccio utilizzato ha avuto successo, non solo perché circa il 30% delle fanerogame marine trapiantate persisteva anche dopo le rigide condizioni invernali, ma anche perché hanno contribuito al recupero di diversi attributi dell'ecosistema. Il trapianto di fanerogame marine non ha influito sulle risorse trofiche disponibili per la fauna associata (rispetto alle aree donatore), ma ha migliorato il funzionamento dell'ecosistema. Quindi, nel complesso, possiamo concludere che questo approccio può essere esportato in altre aree simili con grandi aspettative per un restauro di successo. L'approccio ecosistemico qui utilizzato, che includeva la valutazione delle condizioni trofiche, processi biogeochimici chiave (ad esempio, il ciclo del carbonio, indice di funzionamento ecosistemico) e biodiversità bentonica associata, ha permesso di fornire una valutazione più completa del grado di successo del restauro

ecologico delle praterie di fanerogame rispetto alla mera quantificazione standard della densità dei germogli e della biomassa delle piante.

Restauro di foreste algali

Nel Mar Mediterraneo, le foreste di alghe brune (come quelle appartenenti al genere Cystoseria *sensu lato*) formano uno degli ecosistemi marini più complessi, produttivi e vulnerabili degli habitat rocciosi costieri. L'impatto antropico sugli ecosistemi ed in particolare il degrado, la frammentazione e la perdita degli habitat stanno causando una diffusa perdita di biodiversità e il declino di importanti funzioni ecosistemiche, portando a una ridotta fornitura di beni e servizi per il benessere dell'uomo. La perdita di "specie ingegnere", come le alghe brune, è di primaria importanza, poiché queste sono in grado di modificare l'ambiente, fornendo substrati secondari, e supportano alti livelli di biodiversità e biomassa, mantenendo elevati anche i livelli di produttività degli ecosistemi. Le specie di *Cystoseira sl* sono elencate come "di interesse comunitario" secondo la Direttiva Habitat 56 (92/43/CEE) e sono indicatori di qualità ambientale nelle acque costiere del Mar Mediterraneo secondo la Direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE). Diverse specie appartenenti a questo genere sono protette dalla Convenzione di Berna, riconosciute come una priorità dalla Convenzione di Barcellona e considerate vulnerabili dalle organizzazioni internazionali (ad esempio, IUCN, RAC/SPA, MedPan).

Il restauro di foreste algali tramite trapianto di esemplari adulti di *Cystoseira sensu lato* è già stato testato in diverse regioni italiane (Falace *et al.,* 2006; Sales *et al.,* 2011), sebbene mai su larga scala spaziale e temporale. Nell'ambito di Progetti LIFE (ad esempio RocPop) e H2020 (MERCES) sono stati effettuati esperimenti pilota di restauro volti a riforestare gli habitat a *Cystoseira sl* all'interno delle aree marine protette delle Cinque Terre e Miramare, dove questo taxon era presente, come dimostrano i documenti museali e della letteratura scientifica ed è poi andato localmente scomparso. Il restauro è partito dalla rimozione delle cause di scomparsa delle macroalghe (presenza di aree marine protette) seguito dal trapianto di *Cystoseira sl* cresciuta in colture di laboratorio, con vantaggi sia in termini di tempo, sia di costi e di impatto ecologico. Altri interventi di restauro sono stati effettuati in Salento e nelle Marche e sono in corso in Campania. Quando si prelevano fronde da popolazioni esistenti è necessario selezionare una o più località donatrici, caratterizzate da popolamenti dominati da una elevata abbondanza delle specie target, e luoghi di ripristino idonei, rappresentati da aree con individui radi o dove le specie target sono scomparse. La localizzazione del donatore e del ricevente può essere anche molto distante. Una condizione cruciale necessaria per selezionare un sito di ripristino idoneo è la presenza storica delle specie target e l'efficace mitigazione dei fattori di stress precedentemente responsabili della scomparsa delle specie target. Una volta rimosse gli esemplari dall'area donatrice, immediatamente vengono incollate al substrato le macroalghe con porzioni di stucco epossidico sulle basi, fissandoli al di sotto delle corde in PVC. Il trapianto viene di norma effettuato tra aprile e giugno per evitare la perdita di *Cystoseira sl* anche per diminuire la probabilità di condizioni idrodinamiche e meteomarine che possono aumentare notevolmente la perdita di talli trapiantati. I risultati raccolti indicano che gli interventi di traslocazione di *C. amentacea* negli adulti sono stati efficaci nel mantenere una copertura delle fronde comparabile tra i siti donatori e quelli di ripristino. Tuttavia, lo studio ha rivelato esiti spazialmente variabili probabilmente dovuti al distacco delle fronde a causa di condizioni idrodinamiche elevate.

Anche lungo la costa del Monte Conero le foreste di macroalghe brune sono fortemente regredite negli ultimi decenni e, tra queste, quelle formate da *Gongolaria barbata* (già *Cystoseira barbata*) (Perkol-Finkel and Airoldi 2010; Rindi *et al.,* 2020). Per questi motivi, nell'ambito del progetto EASME-EMFF AFRIMED (Algal Forests Restoration In MEDiterranean Sea), finanziato dalla Comunità Europea, è in corso uno studio mirato al restauro delle foreste dominate da *G. barbata* lungo la costa del Monte Conero, area che ospita un SIC e una ZPS (IT5320005 - Costa tra Ancona e Portonovo e IT5320015 Monte Conero). Lo studio è stato basato sulla raccolta di dati storici e sull'identificazione, mappatura e analisi delle pressioni antropiche e dello stato di salute delle praterie di *Cystoseria sl* (nello specifico *Gongolaria barbata* e *Cystoseira compressa*) attualmente presenti lungo questo tratto di costa. I risultati di questa indagine preliminare, condotta tra il 2019 ed il 2020, hanno confermato che la distribuzione di *Cystoseira s.l.* è frammentata ed eterogenea. Contemporaneamente, sono state condotte mensilmente analisi della fenologia di due popolazioni ancora in buono stato di salute, presenti al Passetto di Ancona. Queste sono state utilizzate come popolazioni donatrici, per i successivi esperimenti di restauro. Per verificare la possibilità di restaurare le foreste di macroalghe, nella primavera del 2020 sono stati applicati i protocolli internazionali disponibili in letteratura scientifica per la riproduzione delle specie di *Cystoseria* (Verdura *et al.,* 2018) alla popolazione in salute di *G. barbata* del Passetto di Ancona. Tali protocolli prevedono la riproduzione di queste alghe in vasche in laboratorio

tramite l'utilizzo di pochi apici fertili di individui adulti, in modo da non intaccare la popolazione donatrice. I risultati di questo studio sono molto promettenti, la riproduzione e la crescita sono avvenute su substrati artificiali di materiale ecocompatibile (piastre di terracotta, dal diametro di 10 cm circa). Le piastre, con le nuove reclute di *G. barbata*, sono state poi traslocate e fissate in mare, alla fine dell'estate 2020 in diversi siti dove *G. barbata* non era presente e stanno tutt'ora crescendo. A fine maggio 2020, è stata avviata un'altra azione pilota utilizzando le reclute delle popolazioni donatrici di *G. barbata* nate su piccoli massi incoerenti, naturalmente presenti nell'area di studio, in particolare in zone riparate come le "rock pool". Tali reclute sono quelle che hanno meno possibilità di perdurare nel tempo, soprattutto a causa delle mareggiate invernali che periodicamente interessano l'area di studio. Per questo motivo, questi massi sono stati utilizzati per interventi di restauro presso vari siti lungo la costa, dal Passetto a Portonovo, in cui sono stati fissati al substrato roccioso. I siti sono stati selezionati in base alla tipologia di impatto naturale ed antropico (cioè esposizione alle mareggiate, lievi eventi franosi stocastici, vicinanza del centro cittadino, presenza di fruitori locali e turismo), per testare quale fosse il sito migliore per la sopravvivenza e crescita delle nuove reclute. Anche in questo caso, i risultati sono molto promettenti, visto che la *G. barbata* si è accresciuta in quasi tutti i siti selezionati e la sua presenza sembra avere un effetto positivo anche sulla biodiversità delle comunità animali del fondale. L'effetto positivo osservato sulla biodiversità fa auspicare un effetto positivo del restauro di *G. barbata* anche sui servizi ecosistemici e sul Capitale Naturale della zona. Questo approccio sembra essere particolarmente vantaggioso, visto che permette di evitare la coltivazione *ex situ* di germogli in condizioni di laboratorio, abbattendo anche i costi e gli sforzi per gli interventi di restauro.

Al fine di educare e formare le nuove generazioni alla conservazione e restauro del Capitale Naturale, durante le attività sperimentali sono stati coinvolti anche molti studenti, anche tramite collaborazioni con istituti primari di secondo grado e licei. Studenti universitari sono stati coinvolti con le loro tesi di laurea sperimentale. Nel progetto è previsto inoltre il coinvolgimento futuro di altri portatori di interesse, come enti pubblici, operatori del turismo e dell'economia locale, nonché associazioni naturalistiche e ONG. Tutte le attività condotte finora in questo studio hanno evidenziato come interventi di restauro basati sull'evidenza scientifica hanno profonde ricadute non solo sullo stato di salute degli ecosistemi marini costieri ma potrebbe averne a ricaduta anche sugli aspetti socioeconomici locali.

Restauro di *coral garden* (Corallo rosso e gorgonie)

Il prezioso corallo rosso (*Corallium rubrum*, L. 1758) è uno delle principali specie dei sistemi a coralligeno (formazioni biogeniche calcaree che rappresentano gli habitat a fondo duro con la più elevata biodiversità del Mar Mediterraneo e di altri mari temperati). I documenti storici suggeriscono che *C. rubrum* era molto comune nel Mar Mediterraneo con un ampio intervallo batimetrico di distribuzione, dalla superficie fino ad oltre 800 m profondità. Questa specie è attualmente minacciata principalmente dall'eccessivo sfruttamento e dagli eventi di mortalità di massa causati dalle variazioni climatiche in atto. Attualmente, sono sfruttabili commercialmente solo a profondità superiori agli 80 m. *C. rubrum* è una specie longeva a crescita lenta, le cui colonie possono raggiungere una dimensione di 40–50 cm altezza in circa 200 anni. Specie longeve come *C. rubrum* svolgono un ruolo chiave nel funzionamento di molte comunità sub-litorali. Habitat stabili come il coralligeno, a loro volta, innescano feedback positivi sulla persistenza delle specie longeve, che a loro volta nel tempo diventano ancora più importanti nella formazione e mantenimento dell'habitat. La complessità dell'habitat influenza anche la maturità degli ecosistemi di acque profonde e aumenta il rapporto tra biomassa e produttività. Infine, la complessità dell'habitat è strettamente correlata alla biodiversità, che a sua volta garantisce il funzionamento dell'ecosistema di acque profonde e quindi i beni e servizi offerti. La diminuzione delle specie può portare ad una rapida frammentazione dell'habitat e delle specie compromettendo la diversità della comunità associata, il funzionamento dell'ecosistema e la connettività della meta-popolazione. In passato, *C. rubrum* era presente con elevata abbondanze e colonie molto grandi che ospitavano una elevata biodiversità. L'eccessivo sfruttamento dei coralli rossi e gli eventi di mortalità di massa hanno ridotto la sua distribuzione nel Mar Mediterraneo e nell'Oceano Pacifico occidentale, provocando in alcuni casi un'estinzione localizzata.

Diverse tecniche sono state testate negli ultimi vent'anni per il trapianto di corallo rosso, *Corallium rubrum*. Queste includono differenti approcci con l'impiego di stucco, pannelli, grotte artificiali che hanno fornito alcuni buoni risultati a breve termine. Lungo il Promontorio di Portofino le colonie di corallo rosso sono molto abbondanti in particolare sopra i 60 m di profondità mentre al di sotto di questa profondità la presenza di colonie è piuttosto scarsa probabilmente a causa alle antiche attività di pesca del corallo. La presenza di *C. rubrum* è stata documentata in passato nell'Isola della Gallinara che è isolata dagli habitat a fondo duro circostante e gioca un ruolo chiave di

connettività tra le comunità di fondo duro del Mar Ligure occidentale. Il corallo rosso non è più presente nell'area ed il restauro del coralligeno locale include anche la reintroduzione di questa specie. Le colonie più grandi misurano circa 10 cm altezza a 50 m di profondità. Nelle popolazioni più profonde, a 70 m di profondità, le colonie più grandi sono alte circa 13 cm con un numero maggiore di rami spessi rispetto a quelli meno profondi. Considerando che i dati della letteratura supportano l'ipotesi di una separazione genetica tra la popolazione superficiale e quella profonda, trapianti vengono eseguiti "da superficiale a profondo" per confrontare il modello di crescita tra colonie dei due intervalli di profondità. Nel coralligeno poco profondo, le colonie devono essere attaccate a testa in giù, con la base attaccata al lato inferiore delle sporgenze coralligene. Sono state adottate due metodologie: 1. con stucco, per mantenere le colonie posizionate verso il basso, sul lato inferiore delle sporgenze coralligene, fino al loro completo indurimento e 2. con griglie in plastica. Nel coralligeno profondo le colonie e pannelli di plastica con reclute di corallo rosso sono stati trasferiti da 35 m fino a 70 m di profondità, per confrontare diversi modelli di crescita e riproduzione. 50 colonie sono state trapiantate all'isola Gallinara e nel coralligeno profondo di Portofino. Inoltre, sono stati utilizzati quattro panelli con circa 30 reclute ciascuno. Al primo controllo, la percentuale dei sopravvissuti era elevata ma è auspicabile che le tecniche adottate siano adeguatamente valutate e confrontate solo dopo un lungo periodo di monitoraggio (circa ogni sei mesi o una volta all'anno) per valutare la sopravvivenza e la crescita delle colonie trapiantate. La sopravvivenza e la crescita delle colonie trapiantate e il reclutamento sono gli indicatori più idonei per valutare il successo delle azioni di restauro in questo ecosistema.

Restauro di habitat profondi

Il Golfo di Napoli (Mar Tirreno) è una regione ricca di biodiversità del Mar Mediterraneo, ma è anche una delle aree più colpite dall'impatto antropico, a causa della densa popolazione locale, delle attività industriali, della contaminazione storica, dello sfruttamento delle risorse, delle infrastrutture in mare e dei trasporti marittimi. Il Canyon Dohrn si trova a circa 12 miglia nautiche al largo dell'area metropolitana di Napoli ed è il canyon principale che attraversa il Golfo di Napoli, erodendo il versante fino a 1000 m di profondità. Il canyon si articola in due rami (orientale e occidentale) che si fondono in direzione NE-SW, delimitati a sud dal Bacino di Capri. Il canyon ospita un hotspot di biodiversità bentonica a circa 400 m di profondità, a causa dell'elevata abbondanza di specie carismatiche, come *Madrepora oculata*, *Lophelia pertusa* (*Desmophyllum pertusum*) e *Desmophyllum dianthus,* in associazione con i bivalvi di grandi dimensioni come *Acesta excavata* e *Neopycnodonte zibrowii* (Taviani *et al.,* 2019). Il Golfo di Napoli è un punto caldo di diversità bentonica di acque profonde che coesiste con alti livelli di impatto antropogenico. La testa del canyon, infatti, è molto vicina alla megalopoli di Napoli, ed è soggetta a un forte impatto di *dumping*, pesca a strascico e grandi detriti di plastica, reti da pesca e lenze di profondità che sono stati chiaramente documentati. Grazie a nuove tecnologie atte a facilitare il ripristino di habitat degradati in acque profonde, organismi appartenenti a specie naturalmente presenti nell'area sono reclutati su substrati ad hoc montati su un dispositivo appositamente progettato e realizzato, senza così effettuare prelievo da popolazioni naturali in ambienti pristini. Il dispositivo può essere facilmente utilizzato in diversi habitat di acque profonde, a diverse profondità. Una volta che il dispositivo è stato colonizzato da organismi (dopo oltre 6-12 mesi), può essere trasferito in aree degradate per promuovere la ricolonizzazione degli organismi bentonici e quindi il recupero della biodiversità. Tra i dispositivi esistenti, gli ASDER sono potenzialmente efficaci a basso costo per supportare iniziative di restauro attivo negli ecosistemi di acque profonde, che tradizionalmente hanno costi molto elevati. Le attività devono essere supportate da un ROV per la selezione dei siti più idonei per posizionare i substrati artificiali, sia nelle aree donatrici sia in quelle riceventi, nonchè per il monitoraggio di tutto il posizionamento, trasferimento e ridistribuzione dei substrati artificiali.

3.4 Proteggere la biodiversità e la natura attraverso l'economia circolare

3.4.1 Concettualizzazione del tema

Sta diventando finalmente evidente, a tutti i livelli (dalla società civile al mondo produttivo sino alla classe politica), la necessità del disaccoppiamento (*decoupling*) tra aumento di benessere e impatto sull'ambiente. Va diffondendosi, infatti, la percezione che il mantenimento di un capitale naturale integro e resiliente sia una condizione necessaria per mantenere il nostro benessere[208]: per mitigare i danni (non solo economici) causati dai sempre più frequenti ed intensi eventi naturali estremi[209] oltre che poter abitare i nostri territori (servizi ecosistemici di *supporto* e *regolazione*), per poter disporre di risorse (servizi ecosistemici di *approvigionamento*), per poter godere della presenza e della fruizione di paesaggi ed ambienti naturali (servizi ecosistemici di *ricreazione*).

La politica ambientale europea degli ultimi decenni ha incentrato la propria azione sulla transizione dal modello economico lineare al modello economico circolare, che mira all'efficienza nell'uso delle risorse e alla riduzione della produzione di rifiuti. Nel 2015 e nel 2020 sono stati elaborati due piani di azione per l'economia circolare[210], tesi a definire le coordinate di un suo sviluppo diffuso su scala continentale, riconoscendola come pilastro della strategia europea verso la sostenibilità. Infatti, il modello economico lineare è basato sul principio "produzione-consumo-smaltimento" ed implica una continua immissione di grandi quantitativi di energia e materie prime nei sistemi economici e la generazione di altrettante emissioni e rifiuti in *output*. Al contrario, il modello economico circolare promuove l'estensione della vita utile dei prodotti e il recupero delle materie prime secondarie alla fine del ciclo di vita dei prodotti, in maniera da consentirne un ulteriore uso. Secondo tale ottica, i prodotti devono essere progettati e ottimizzati per facilitarne il disassemblaggio, il riuso e il riciclaggio, applicando un approccio *Life Cycle Thinking* che considera la sostenibilità ambientale, economica e sociale di prodotti, servizi, tecnologie e sistemi, in tutte le fasi del ciclo di vita.

Passare da un sistema economico lineare ad uno circolare contribuisce al raggiungimento del fondamentale obiettivo di allineare le attività socio-economiche ai principi dei cicli naturali. Questo è motivato dalla consapevolezza che le risorse naturali sono alla base del funzionamento dei processi antropici, dalla fase di estrazione/prelievo, a quelle di produzione ed utilizzo, sino allo smaltimento degli "scarti" di lavorazione e del prodotto non più utilizzabile. La riduzione progressiva della disponibilità di risorse naturali, al pari del crescente inquinamento e generazione di rifiuti, porterà ineluttabilmente a compromettere le possibilità di aumentare il tenore di vita ed a distribuire in modo equo i benefici dello sviluppo. Accrescere l'efficienza nell'uso delle risorse, insieme al loro mantenimento nel sistema produzione-consumo attraverso riciclo/recupero/riuso delle materie prime vergini, è imprescindibile per il *decoupling*. Tuttavia, è necessaria una trasformazione radicale dei sistemi di produzione e di consumo, non solo di guadagni incrementali in termini di efficienza, per una riduzione in termini assoluti degli impatti ambientali.[211]

Per tutelare la natura e proteggere la biodiversità, la struttura e le funzioni degli ecosistemi, occorre necessariamente diminuire le pressioni sugli stessi, attestandosi su livelli di prelievo delle risorse naturali sostenibili nel lungo periodo. Per quanto riguarda le risorse non rinnovabili, questo implica l'opportunità di lasciare alle generazioni future un congruo quantitativo delle stesse (sostenibilità forte) o potervi rinunciare o ridurne l'uso senza che questo riduca il loro benessere grazie al progresso ed alle innovazioni tecnologiche (sostenibilità debole).[212] In merito alle risorse rinnovabili, invece, la condizione di sostenibilità implica necessariamente che il tasso di prelievo sia inferiore al tasso di ripristino/rigenerazione/ricrescita. Inoltre, è importante che si valuti in modo integrato la reale rinnovabilità della risorsa considerando comunque le implicazioni ambientali del prelievo/uso.

---

[208] Si veda il paradigma dell'*One Planet, One Health* all'introduzione di questo rapporto.

[209] Comprese le malattie trasmesse al genere umano dagli animali, sempre più frequenti e devastanti (UNEP & ILRI, 2020).

[210] https://ec.europa.eu/environment/circular-economy/pdf/new_circular_economy_action_plan.pdf

[211] https://www.eea.europa.eu/themes/sustainability-transitions/drivers-of-change/growth-without-economic-growth

[212] Buckmann-Duck e Beazley (2020) sottolineano come la tecnologia, anche quando riesce a ben sostituire una specifica caratteristica delle risorse naturali (es. la funzione di impollinazione come servizio di approvvigionamento), difficilmente riesce a garantisce l'insieme dei benefici propri del capitale naturale (il servizio di supporto e di regolazione propria degli impollinatori).

Non si deve porre attenzione alla natura solo in quanto fornitrice di risorse (servizi ecosistemici di *approvvigionamento*), prescindendo dal considerare le altre categorie di servizi ecosistemici. Oltre a rendere più efficiente e circolare l'uso delle risorse, occorre da una parte minimizzare gli impatti in fase di prelievo e dall'altra garantire che le risorse che non possono essere più re-inserite nei processi di produzione e consumo vengano reimmesse in ambiente in modo che possano esser metabolizzate. Solo in questo modo è possibile tener conto dei possibili impatti sulla biodiversità e sull'integrità del capitale naturale, preservandone al contempo tanto la capacità di fornire risorse alle attività umane quanto le funzionalità ecosistemiche.

Per comprendere e quantificare come l'implementazione di processi di economia circolare e di aumento di efficienza nell'uso delle risorse possano generare effettive ricadute sulla tutela del capitale naturale e della biodiversità è necessario compiere ulteriori studi ed approfondimenti, anche attraverso la definizione di indicatori per monitorare e validare le relazioni causa-effetto per ora definite solamente a livello qualitativo.[213]

Infatti, se la relazione tra minore pressione sulle risorse e tutela del capitale naturale, attraverso un contenimento delle estrazioni di materia vergine ed un uso più efficiente, duraturo e circolare delle stesse, è largamente condivisa, più complesso è invece dimostrare le ricadute sulle funzioni ecosistemiche e sulla biodiversità. Spesso si argomenta che l'economia circolare abbia sicuramente un impatto positivo, ma tale relazione è mantenuta implicita, attraverso tutta una catena di effetti indiretti e riconducibili al progresso tecnologico, piuttosto che dimostrata attraverso una identificazione di effetti diretti e misurabili (Buchmann-Duck e Beazley, 2020).

Una possibile chiave di lettura per considerare i nessi di causalità tra economia circolare, uso efficiente delle risorse e capitale naturale è quella proposta all'interno del Raw Material Scoreboard del 2018 (EIP, 2018).[214] Per quanto esso non presenti, tra quelli proposti, indicatori funzionali a misurare l'impatto sul capitale naturale e sulla biodiversità, l'approccio alla comprensione/valutazione della sostenibilità si rifà al quadro di riferimento dell'Agenda 2030, nell'ambito del quale sono stati elaborati nel 2015 dalle Nazioni Unite 17 obiettivi di sostenibilità (SDGs).[215]

In Figura 66, presa dallo stesso rapporto (EIP, 2018), vengono rappresentate le possibili relazioni tra le diverse fasi della catena del valore (estrazione-produzione-consumo-fine vita) con gli obiettivi di sostenibilità. La figura mostra i possibili contributi positivi e impatti negativi sui diversi SDGs, distinguendo inoltre tra effetti di tipo diretto ed indiretto.

In particolare, limitando l'analisi agli SDGs 14 e 15 (a maggiore prossimità con gli aspetti di salvaguardia degli ecosistemi)[216], la prima considerazione è che in tutte le fasi gli impatti di uso delle risorse sono di tipo diretto. Nella fase di estrazione, gli impatti sugli ecosistemi terrestri appaiono essere incerti, probabilmente per le capacità di rigenerazione delle risorse rinnovabili (es. foreste), mentre sembrano essere univocamente negativi per gli ecosistemi marini. Nella fase di produzione, gli impatti risultano poi essere negativi per gli ecosistemi terrestri, mentre per quelli marini non sembrano essere significativi. Laddove, poi, nella fase di consumo non si evidenziano possibili effetti, nemmeno in via indiretta, nella fase di fine vita invece le conseguenze, a seconda delle forme di gestione, possono essere tanto positive (con adeguate forme di recupero o di reintegro negli ambienti naturali, a seconda dei casi e dei materiali) quanto negative (se rilasciate nell'ambiente senza adeguato trattamento).[217]

[213] Appare immediato notare che il set di indicatori proposto dalla Commissione Europea nel 2018, per quanto necessariamente limitato e valido per monitorare il progresso verso l'economia circolare nei Paesi membri e permettere comparazioni fra gli stessi, trascuri la componente di impatto sull'ecosistema (https://ec.europa.eu/eurostat/web/circular-economy/indicators).

[214] Questa pubblicazione, promossa dalla Commissione Europea, riporta una serie di indicatori utili a rappresentare le prestazioni relative all'estrazione ed al consumo di materie prime dei Paesi UE. Inizialmente pensata su base annuale, quella del 2018 risulta essere l'ultima edizione finora preparata.

[215] https://sdgs.un.org/2030agenda

[216] Per semplificare il ragionamento, si considerano nella breve discussione nel testo i soli SDG14 e SDG15, relativi rispettivamente agli ecosistemi marini e terrestri. Si rimanda ai paragrafi seguenti per approfondire gli aspetti inerenti, ad esempio, al settore agroalimentare (SDG2) e delle risorse idriche (SDG6).

[217] Si ribadisce che la descrizione di queste relazioni sono basate sulla interpretazione della figura riportata e non necessariamente corrisponde alla visione degli autori.

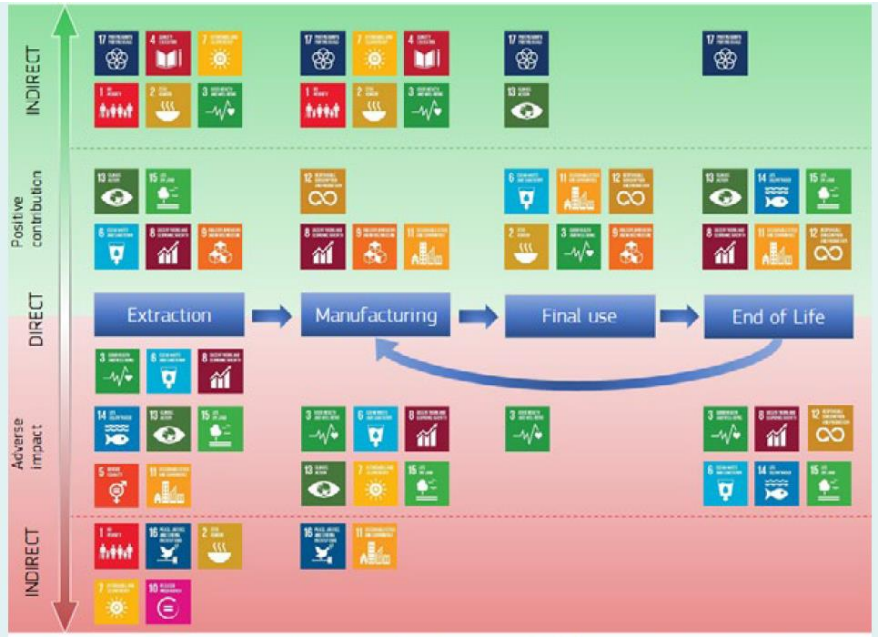


Figura 66 - Fasi del ciclo di vita e impatti diretti ed indiretti sugli obiettivi di sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite. Fonte: EIP (2018)

L'incertezza circa le tipologie e l'intensità degli impatti/effetti, comune anche agli altri SDG ambientali e sociali, non deve sorprendere. Di fatto, le variabili che determinano il risultato finale sono molteplici. Per una corretta valutazione degli impatti devono essere considerati il tipo di risorsa, i livelli e le modalità di estrazione (sostenibili o meno), le caratteristiche dei siti e degli ambienti in cui avvengono i processi di estrazione (ed il livello di vincoli di tutela ambientale), le tecnologie messe in campo per la fase di trasformazione produzione e, da ultimo, la gestione del fine vita dei diversi beni prodotti ed utilizzati nei diversi settori economici.

Dopo questa introduzione, che traccia le coordinate dell'approfondimento sull'economia circolare in questo rapporto connesso alle potenzialità nel contribuire a proteggere la biodiversità ed il capitale naturale, si riassume brevemente il contenuto dei prossimi paragrafi.

Il capitolo inizia con la presentazione dei dati più aggiornati sulla estrazione di materie prime non energetiche, e le possibili ripercussioni sul capitale naturale (par. 3.4.2). In Italia, l'estrazione di risorse minerali non energetiche interessa numerose tipologie e in particolare calcare, sabbia e ghiaia. Nel 2018 (dati ISTAT) sono rilevati 3.674 siti estrattivi attivi (miniere e cave) distribuiti in 1.575 comuni. Il 68,4% dei comuni italiani che presentano almeno un sito in produzione hanno nel proprio territorio aree sottoposte a tutela ambientale, il che induce a ritenere che possano esserci evidenti impatti su capitale naturale, biodiversità, paesaggio. A fronte di questo quadro, si osserva un crescente orientamento verso opere di ripristino ambientale di cave e giacimenti al termine del ciclo di vita di tali siti. È poi auspicabile un aumento nelle capacità di riciclo/riuso dei materiali, in particolare dei materiali di "risulta" quali rifiuti da lavorazione delle rocce da scavo e dei rifiuti da costruzione e demolizione, per ridurre le necessità di prelievo di materie prime vergini.

Un altro focus di approfondimento riguarda i contesti urbani e periurbani (par. 3.4.3). Si deve considerare, innanzitutto, l'obiettivo di arrestare il consumo di suolo ma anche quello più generale di rendere gli ambiti urbani più resilienti ai cambiamenti climatici ed ai loro effetti e, quindi, anche più idonei ad un miglioramento della qualità della vita. In tale senso è fondamentale l'uso diffuso di soluzioni basate sulla natura (Nature-Based Solutions - NBS) finalizzate ad un incremento degli elementi naturali all'interno delle città, offrendo vantaggi anche dal punto di vista della fruibilità degli spazi urbani.

Si passa poi alle considerazioni sulla gestione circolare delle risorse forestali (par. 3.4.4). Pur in un quadro di risorse forestali in crescita, si assiste ad una scarsa utilizzazione del legno nazionale, con l'industria delle trasformazioni di qualità che usa soprattutto legname di importazione. In un'ottica di efficienza ed economia circolare, va quindi favorito un processo di valorizzazione e a cascata dei prodotti della selvicoltura, favorendo l'uso da opera e in bioedilizia, anche in materiali compositi, e una transizione da lavorati di medio-basso valore usati come fonte di calore e energia rinnovabile, verso materiali, fibre e composti ad alto valore aggiunto, di primario interesse per le

moderne industrie tessili e della moda, biomedicali, chimiche e, in forma residuale, dell'energia, nonché la valorizzazione dei residui come *biochar*, nel rispetto di regole di gestione forestale sostenibile.

Importanti opportunità scaturiscono dai nuovi paradigmi europei del *Farm to Fork*, del nuovo piano d'azione per l'economia circolare e della strategia per la biodiversità per le pratiche del settore agroalimentare (par. 3.4.5). L'agricoltura sostenibile, la produzione biologica, l'agroecologia ed altre forme gestionali innovative consentono la riduzione dell'uso di pesticidi senza compromettere la fertilità e la ricchezza microbica dei suoli, in modo tale da garantire anche maggiore sicurezza e salubrità dei cibi e quindi tutelare la salute umana. La riduzione dello spreco alimentare comporta altri vantaggi, riducendo la competizione nell'uso di suolo tra scopi alimentari e altre destinazioni d'uso, oltre a preservare il paesaggio.

Segue poi un approfondimento sulle problematiche inerenti alle pressioni sull'ecosistema marino, con particolare riferimento ai temi della sostenibilità di pesca e acquacoltura (par. 3.4.6). Da una parte i prelievi al di sopra di livelli di salvaguardia delle stesse specie ittiche (*overfishing*) abbinate a tecnologie non innovative e pertanto invasive sull'ambiente marino e, dall'altra, lo sversamento sempre più rilevante di rifiuti in mare (*marine litter*), implicano la necessità di rivedere le strategie della pesca in termini di maggiore sostenibilità, anche grazie alle nuove tecnologie digitali. L'acquacoltura, d'altro canto, può rappresentare un valido complemento per ridurre le pressioni della pesca tradizionale, ma anche in questo caso occorre orientare le attività in maniera sostenibile, anche attraverso adeguate certificazioni dei processi gestionali e la redazione di criteri di idoneità delle aree da destinare agli impianti.

Il par. 3.4.7 illustra le criticità inerenti alla gestione delle risorse idriche sia in termini di efficiente uso della risorsa idrica (con riferimento ad aspetti quantitativi e qualitativi) sia in termini di contenimento degli impatti che subiscono le fonti di prelievo (corpi idrici superficiali e sotterranei). È importante ridurre gli sprechi e recuperare in modo sostenibile gli inquinanti presenti nelle acque di scarico: l'adozione di contatori intelligenti (*smart meters*) permette la razionalizzazione dei consumi alleviando il tema della scarsità idrica. Il riutilizzo delle risorse idriche trattate, specie in ambito agricolo, rivela una serie di vantaggi anche in termini di produttività (fertirrigazione), oltre a ridurre la necessità di concimi di sintesi che vanno ad alterare gli ecosistemi in cui vengono sversati i nutrienti (azoto, fosforo, potassio). Nei contesti antropizzati, inoltre, allo scopo di trattenere il più a lungo possibile le acque piovane e favorire il processo di assorbimento dei nutrienti da parte dei suoli, si suggerisce l'uso di NBS che possano anche, al contempo, contrastare gli effetti dei cambiamenti climatici.

Il paragrafo 3.4.8 dà alcune chiavi di lettura affinché il processo verso l'economia circolare continui in modo spedito ma tenendo in conto la necessità di integrare esigenze economiche e tutela dell'ambiente, in modo da ridurre le eventuali ripercussioni negative sul capitale naturale.

3.4.2 Estrazioni materie prime non energetiche in aree sottoposte a protezione

Le attività estrattive da cave e miniere da un lato rappresentano attività economiche per la valorizzazione delle risorse disponibili e, dall'altro, pressioni su ambiente naturale e paesaggio che possono alterare nel tempo lo stato delle componenti ambientali. Le materie prime non energetiche rappresentano *input* fondamentali per i settori manifatturieri e delle costruzioni e, più in generale, per il "metabolismo" del sistema socio-economico, quali flussi di materia vergine attinti regolarmente dall'ambiente naturale, trasformati successivamente in prodotti per i diversi utilizzi (produzione e consumo di beni e servizi per soddisfare la domanda interna ed estera), accumulati nel sistema sotto forma di stock durevoli (edifici e infrastrutture) e infine restituiti alla Natura come output in forme degradate e rifiuti.[218]

L'insieme di tutti i flussi di materia attivati dal sistema antropico, a partire dal prelievo di risorse naturali, determinano una serie di pressioni e impatti sull'ambiente e sul paesaggio e tendono ad alterarne nel tempo lo status originario delle componenti (*DPSIR* Conceptual Model[219]). Con l'obiettivo di osservare il fenomeno estrattivo cogliendo elementi informativi rilevanti in un'ottica ambientale, attraverso la Rilevazione *Pressione antropica e rischi naturali*[220] l'Istat rileva dal 2015 dati annuali sui prelievi di risorse minerali non energetiche nel territorio, per sito estrattivo e tipo di minerale, presso Istituzioni pubbliche locali competenti per legge a rilasciare autorizzazioni e concessioni alla coltivazione mineraria.

Vista l'entità degli impatti che possono essere generati dalle attività estrattive, nel corso degli ultimi decenni è cresciuta l'attenzione normativa rispetto a tali attività a livello europeo e nazionale, per contenere le esternalità negative sulle componenti ambientali e la biodiversità. Tenendo conto delle disposizioni delle Direttive e della legislazione ambientale vigente[221], gli orientamenti di policy internazionale e nazionale negli anni hanno evidenziato l'importanza del ruolo della pianificazione nella valutazione di aree interessate all'estrazione di materie prime non energetiche – nel nostro Paese di competenza delle Regioni e Province autonome – per migliorare l'accesso alle materie prime rispettando la conservazione di componenti naturali.[222]

Con il progressivo sfruttamento delle risorse minerali da cave e miniere, trattandosi di risorse naturali non rinnovabili, rilevanti sono anche le implicazioni nel lungo periodo per la conservazione del bene naturale e la valutazione di un fattore di scarsità. Nella filiera del ciclo di vita delle risorse minerali inerti, vi sono flussi significativi per l'economia circolare, quali i materiali inutilizzati prodotti al momento dell'estrazione (minerali prelevati e non utilizzati, rocce e terre da scavo), così come i materiali provenienti da attività di demolizione delle costruzioni e alcune tipologie di rifiuti, i quali possono essere valorizzati in attività di riciclo, contribuendo a diminuire la domanda di risorse vergini e la produzione finale di rifiuti.[223]

Secondo i dati Eurostat[224], nel 2018 l'Italia conferma una posizione significativa all'interno dell'UE collocandosi al quinto posto per estrazione interna (*Domestic Extraction*) di risorse minerali non energetiche, dopo Germania, Francia, Polonia e Romania. Nel 2018, le estrazioni nazionali rappresentano un flusso di risorse vergini sottratto alla natura pari a circa 166,4 milioni di tonnellate (Mt), in prevalenza costituite da materiali di cava (91,6% dei

---

[218] Framework metodologico dei Conti Nazionali, Conti ambientali dei flussi fisici, Conti dei Flussi di Materia a livello di intera economia (Ew-Mfa) (Regolamento UE 691/2011).

[219] Modello concettuale DPSIR = Determinanti-Pressioni-Stato-Impatti-Risposte.

[220] La rilevazione Istat *Pressione antropica e rischi naturali* (inserita nel Programma Statistico Nazionale PSN-IST02559) raccoglie ogni anno dati e informazioni da archivi amministrativi di Istituzioni pubbliche locali competenti in materia estrattiva (Regioni, Province, Province Autonome di Trento e Bolzano, Distretti Minerari della Sicilia) per sito estrattivo autorizzato di I e II categoria (miniere e cave) e per tipo di risorsa minerale non energetica (si veda vigente Regio Decreto 1443/1927).

[221] Le Direttive Uccelli (1979) e Habitat (1992) della UE sono basate sulla creazione di una rete ecologica di siti presenti negli Stati membri - la Rete Natura 2000 - per proteggere specie e tipi di habitat rari e minacciati con identificazione di Zone di Protezione Speciale (ZPS) e Siti di Importanza Comunitaria (SIC) in ciascun Paese. Le attività estrattive possono essere svolte in tali aree, ma solo in conformità alle disposizioni della Direttiva Habitat, affinché non pregiudichino l'integrità dei siti della Rete Natura 2000.

[222] Fra le norme della UE in materia, la Direttiva 2001/42/CE sulla valutazione degli effetti di determinati piani e programmi sull'ambiente ("direttiva VAS") e Direttiva 85/337/EEC sulla valutazione dell'impatto ambientale di determinati progetti pubblici e privati ("direttiva VIA") e successive modifiche ed integrazioni.

[223] Secondo il rapporto "Italia del Riciclo 2020" della Fondazione Sviluppo Sostenibile risulta che, sulla base dati ISPRA, il 77% dei rifiuti da costruzione e demolizione (C&D waste) viene recuperato, ma solo l'8% circa è riutilizzato nuovamente nel settore costruzioni, mentre la maggior parte viene destinato ad altre opere infrastrutturali (strade, ferrovie, piste ciclabili, ecc.).

[224] Fonte Eurostat, National Accounts, Environmental Accounts, Economy wide – Material Flow Accounts.

prelievi nazionali). Il 48% delle quantità di materiali estratti nel Paese proviene dal Nord, seguito dal Centro (23,5%) e dal Sud (18,9%).

I prelievi nazionali segnano un calo del -1,4% sul 2017, a conferma di una tendenza flessiva manifestatasi già a partire dal 2013 (primo anno rilevato dall'Istat) ad un tasso medio annuo del -3,7%. In sette regioni si apprezza un calo dei prelievi rispetto all'anno precedente superiore alla media nazionale (pari al -0,5%). In particolate la flessione supera il 10% in Campania, Sicilia e Sardegna e nella Provincia Autonoma di Bolzano.

In relazione ai tipi di risorse estratte, a livello nazionale l'aggregato[225] più rappresentativo in peso (45,1% del totale nazionale estratto da cave) è "calcare, travertino, gesso e arenaria" con 68,8 Mt (-7,3% sul 2017), nel quale prevalgono le estrazioni di calcare (60,4 Mt), roccia sedimentaria molto diffusa e di ampio utilizzo nelle industrie del calcestruzzo, costruzioni stradali, acciaio e chimica. Segue l'aggregato "sabbia e ghiaia" che, in aumento del +8,2%, raggiunge quasi i 59 Mt (pari al 38,7% del totale) costituiti per il 62% da sabbia e ghiaia e per la restante parte per lo più da inerti alluvionali (15 Mt). Quanto alle estrazioni di pietre ornamentali, nel 2018 sono in calo i prelievi di marmo (-6,6% sul 2017), che mantengono comunque una posizione di rilievo per quantità (5,7 Mt) e caratteristiche di pregio, molto apprezzate sui mercati esteri. I prelievi sono concentrati al Centro (62,4%) dove si trovano i bacini marmiferi delle Alpi Apuane (Massa Carrara). Salgono i prelievi di granito e altre rocce intrusive, scisti e gneiss con 3,3 Mt (+7% sul 2017).

A livello regionale, per le caratteristiche geomorfologiche del territorio, alcune aree si caratterizzano per l'eterogeneità delle estrazioni di risorse minerali non energetiche, altre per una maggiore specificità dei tipi di minerali prelevati, flussi di materia che alimentano filiere di attività economiche diverse, nelle quali le risorse naturali grezze vengono trasformate in semilavorati e prodotti avviati ad un sistema di scambi commerciali interni ed esteri. Calcare, travertino, gesso e arenaria sono estratti per lo più in Puglia (11,6 Mt) che conta il 16,9% dei prelievi nazionali. Seguono Lombardia (7,7 Mt), Toscana (6,7 Mt) e Sicilia (5,4 Mt). Per i prelievi di sabbia e ghiaia, si posizionano ai primi posti Lombardia (15,8 Mt) (+19,5% sul 2017), Piemonte (10 Mt), Emilia-Romagna (8,6 Mt) e Veneto (8,4 Mt). Le estrazioni di queste quattro regioni, insieme, rappresentano il 72,5% della produzione nazionale di sabbia e ghiaia. Quanto alle pietre ornamentali, le estrazioni nazionali di porfido (2 Mt) provengono prevalentemente dalla Provincia autonoma di Trento. La più importante estensione di porfidi in Italia si trova nel complesso effusivo della Piattaforma Porfirica Atesina in Trentino-Alto Adige.

Nel 2018, l'Indicatore Intensità di estrazione (IE) calcolato a livello regionale (come rapporto tra quantità di risorse minerali estratte per regione e le relative superfici) mostra per 9 regioni valori superiori all'indicatore IE calcolato a livello nazionale, pari a 552 t estratte in media per kmq (-1,4% rispetto al 2017). Fra le regioni che presentano i valori più elevati, Umbria (1.117 t/kmq, con 72 siti estrattivi attivi), Lombardia (1.111 t/kmq e con il più alto numero di siti attivi, pari a 389) e Molise (con 912 t/kmq e 57 siti attivi). Con valori dell'IE molto simili, seguono Toscana (733 t/kmq e 339 siti attivi), Veneto (723 t/kmq e 348 siti attivi) e Friuli Venezia Giulia (714 t/kmq e 54 siti attivi).

Nel 2018, risultano complessivamente censiti 4.518 siti estrattivi autorizzati (-3% sul 2017) dichiarati nell'anno attivi oppure non attivi (sospesi e cessati) dalle Istituzioni pubbliche locali, dei quali 4.398 sono cave e 120 miniere. Le miniere si trovano solo in alcune aree del Paese, per lo più nel Sud e Isole (46); i siti minerari di Sardegna (32) e Piemonte (24) insieme rappresentano circa il 46,7% del totale nazionale. Osservando le 4.398 cave autorizzate, il 44,7% si concentra al Nord, per lo più in Lombardia (446), Piemonte (433) e Veneto (382). A seguire, il Sud e Isole con il 33,9% delle cave del Paese (Sicilia 352 e Puglia 418). Al Centro è localizzato il 21,4% delle cave nazionali, soprattutto in Toscana (360).

Di tutti i 4.518 siti autorizzati, le cave e miniere attive sono 3.674 (di cui solo 94 miniere), in flessione del 5,7% sul 2017 per un calo del numero di cave attive (Tabella 51). Di questi siti attivi, quelli produttivi[226] sono 2.196, di cui 2.094 cave e 75 miniere. Sono 1.575 i comuni interessati dalla presenza di almeno uno dei siti estrattivi attivi: nel 46,6% di questi comuni sono presenti da 2 a 5 siti attivi.

Per fornire una misura statistica della pressione ambientale legata alla presenza di siti estrattivi sul territorio, viene calcolata la densità dei siti estrattivi attivi a livello comunale (rapporto fra il numero di siti estrattivi attivi per comune e le relative superfici, espresso per classi). L'indicatore per il 2018 mostra che il 64,6% dei sopra citati

[225] I dati della Banca Dati Istat, per sito estrattivo e litotipo di minerale, vengono raggruppati in macro-aggregati per finalità di analisi.
[226] Vale a dire siti estrattivi in cui si sono svolte effettive attività di prelievo nell'anno osservato.

1.575 comuni, può avere fino a 5 siti attivi per 100 Kmq, mentre i comuni che ricadono nella classe più alta hanno oltre 10 siti attivi per 100 Kmq e sono pari a 245, per lo più localizzati nel Nord del Paese e lungo la dorsale adriatica.

Un'altra misura riconducibile alla pressione sull'ambiente collegata alle attività estrattive, a livello nazionale, può essere fornita dalla percentuale di comuni con siti estrattivi in produzione nel 2018 i cui territori rientrano in aree sottoposte a regime di protezione. In tali comuni si rilevano aree dell'Elenco Ufficiale delle Aree Protette (EUAP) Terrestri e Rete Natura 2000 SIC-ZPS (fonte MATTM) per una superficie complessiva rispettivamente di 31.733 kmq (per il 43,5% al Sud) e 302.066 kmq (per il 39,8% al Nord).

Da questo confronto si evidenzia che nel 2018 sono 807 i comuni che hanno almeno un sito estrattivo in produzione (pari al 68,4% del totale dei comuni italiani con siti produttivi) e ospitano nel proprio territorio aree sottoposte a regime di protezione. Concentrati per il 46% al Nord, i comuni con tali caratteristiche sono diffusi in tutte le regioni e, in molte di esse superano l'80% della popolazione regionale dei comuni con estrazioni. Le estrazioni di risorse minerali in comuni con presenza di aree sottoposte a protezione (EUAP, Rete Natura 2000 SIC e ZPS) sono pari a circa il 72% del totale nazionale estratto. Tale valore si attesta all'89% al Centro e all'83% al Sud, mentre in otto regioni supera il 90%, raggiungendo quota 100% in Valle d'Aosta, Liguria e Molise.

Per concludere, le attività di esplorazione e di estrazione di risorse minerali esercitano pressioni e impatti rilevanti sulle aree di scavo e zone limitrofe, determinati non solo dalle attività di sbancamento e prelievo dei materiali nel sito estrattivo, ma anche di prima lavorazione e trasporto con mezzi pesanti, su vie d'accesso spesso costruite *ad hoc* per raggiungere i luoghi di prelievo. L'entità degli impatti può essere diversa a seconda della tipologia del sito minerario, dei minerali estratti e dalle caratteristiche geologiche del sottosuolo (che influenzano le tecniche di estrazione).

Maggiore attenzione va indirizzata verso quei territori con la presenza di aree sottoposte a protezione, dove la presenza di attività estrattive, anche in zone geograficamente vicine, può avere effetti negativi sulla biodiversità (habitat e specie preziosi e rari tutelati). L'insediamento degli impianti per le estrazioni, la rimozione di grandi masse di materiali superficiali per l'accesso alle risorse utili, ampi spazi necessari per i siti di stoccaggio, produzione di rifiuti di lavorazione, creazione di polveri e rumore modificano la struttura fisica di territori e possono perturbare in modo significativo il funzionamento di habitat e zone ad alto valore ambientale, interrompendo corridoi faunistici e rendendo gli ecosistemi meno resistenti.

Policy di settore e l'industria estrattiva non energetica possono contribuire positivamente alla tutela della biodiversità, attraverso provvedimenti ed azioni mirati al ripristino di siti estrattivi alla conclusione dei progetti di coltivazione. Nell'ambito di quanto previsto da molti Piani Regionali sulle Attività Estrattive (PRAE) e dalla responsabilità sociale d'impresa, nel contesto di un'accresciuta sensibilità, sono diffuse in molte Regioni opere di ripristino di cave e giacimenti a cielo aperto al termine del loro ciclo di vita, fornendo così un importante contributo alla salvaguardia della biodiversità.

In particolare, possono essere considerate anche le esperienze che, anche in ambito fluviale, hanno condotto e stanno conducendo al ripristino/creazione di aree umide a partire da piani di escavazione progettati in collaborazione con enti gestori di Aree Protette secondo criteri naturalistici. Tali interventi conducono alla formazione di forme ed habitat che mimano quelli che si troverebbero naturalmente nei siti di intervento e che sono stati cancellati dalle bonifiche ed in genere dai processi di artificializzazione dei territori fluviali e planiziali in genere.

In un'ottica di economia circolare, orientata ad un uso più efficiente e rigenerativo delle risorse, mantenere più a lungo possibile materiali all'interno dei processi di produzione e consumo di un sistema socio-economico è uno degli obiettivi principali. Aumentare il tasso di riutilizzo e riciclo dei materiali consente di poter attingere a "*materia prima seconda*" per produrre valore aggiunto, azione strategica per ridurre fortemente i rifiuti prodotti dal sistema e proteggere il Capitale Naturale.

Tabella 51. Attività estrattive da cave e miniere e presenza di aree sottoposte a regime di protezione, per regione (anno 2018).

REGIONI	Siti attivi cave e miniere	*di cui siti produttivi nell'anno*	Estrazioni di risorse minerali non energetiche (t)	Intensità di estrazione (t/kmq)	Estrazioni in comuni con presenza di aree sottoposte a protezione (% sul totale regionale)	Comuni con presenza di aree sottoposte a protezione e con estrazioni (valori assoluti)	Comuni con presenza di aree sottoposte a protezione e con estrazioni (% sul totale regionale dei comuni con aree sottoposte a protezione)
Piemonte	363	223	15.138.479	596	57	79	15
Valle d'Aosta	30	12	105.014	32	100	6	12
Liguria	68	48	2.595.189	479	100	25	13
Lombardia	390	289	26.514.415	1.111	26	55	10
Trentino Alto Adige	244	187	4.899.319	360	75	62	30
Provincia Autonoma di Bolzano/Bozen	*108*	*86*	*2.005.438*	271	47	29	41
Provincia Autonoma di Trento	*136*	*101*	*2.893.881*	466	94	33	24
Veneto	348	137	13.316.330	723	74	55	16
Friuli-Venezia Giulia	54	42	5.613.462	714	83	18	14
Emilia-Romagna	170	117	11.619.665	518	98	70	28
Toscana [a]	339	264	16.585.577	722	90	75	36
Umbria	72	54	9.455.056	1.117	94	23	29
Marche	173	56	3.317.890	353	79	24	24
Lazio [b]	200	117	9.694.363	563	86	46	16
Abruzzo	144	83	4.262.565	394	85	36	16
Molise	57	38	4.068.270	912	100	26	21
Campania	56	33	3.929.100	287	87	22	6
Puglia	349	133	12.591.031	644	70	47	34
Basilicata	54	42	4.205.917	418	84	20	19
Calabria [a]	43	31	2.330.922	153	55	14	6
Sicilia [c]	270	167	9.372.348	363	91	67	25
Sardegna	250	96	6.816.191	283	53	37	18
Nord-ovest	**851**	**572**	**44.353.096**	**766**	**41**	**165**	**13**
Nord-est	**816**	**483**	**35.448.776**	**569**	**83**	**205**	**22**
Centro	**784**	**491**	**39.052.886**	**677**	**89**	**168**	**25**
Sud	**703**	**360**	**31.387.806**	**425**	**79**	**165**	**14**
Isole	**520**	**263**	**16.188.539**	**324**	**75**	**104**	**22**
ITALIA	**3.674**	**2.169**	**166.431.103**	**552**	**72**	**807**	**18**

Fonti: Istat, Rilevazione Pressione antropica e rischi naturali 2019, per i dati relativi alle attività estrattive da cave e miniere nel territorio; Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare (MATTM) per Elenco Ufficiale Aree Protette (EUAP 2010) e Aree Rete Natura 2000 Siti di Importanza Comunitaria (SIC 2018) e Zone a Protezione Speciale (ZPS 2018).
Note: a) Dati 2018 provvisori; b) Dati 2018 non disponibili, riportati dati 2017; c) Dati provvisori. Per il Distretto Minerario di Palermo dati 2018 non disponibili, riportati i dati 2017

3.4.3 Città circolari e rigenerazione urbana

L'urbanizzazione rappresenta uno dei *driver* di cambiamento ecologico a livello mondiale, ed è tra le principali cause di alterazione ambientale. L'espansione delle aree urbane, che sta avvenendo ad un tasso senza precedenti anche in Europa (EEA, 2019), determina infatti un aumento del consumo di suolo, con conseguente perdita di habitat ed aumento della frammentazione, che impattano in maniera diretta la biodiversità (Elmquist *et al.*, 2013). A tale proposito, l'IPBES ha evidenziato la necessità di "Costruire città sostenibili che affrontino bisogni critici preservando la natura, ripristinando la biodiversità, mantenendo e migliorando i servizi ecosistemici" (IPBES, 2019).

La rigenerazione urbana e l'adozione di un modello di "città circolare", ossia organizzato in analogia con i sistemi naturali, in un vero e proprio processo di "biomimetica" che ha come obiettivo quello di riproporre la circolarità tipica degli ecosistemi (Zari e Hecht, 2020), rappresentano pertanto strategie chiave per limitare le pressioni e gli impatti sulle componenti ambientali ed arrestare la perdita di biodiversità, aumentando al contempo la resilienza degli ecosistemi urbani rispetto ai cambiamenti climatici.

La transizione verso un metabolismo urbano circolare richiede un'azione sinergica che interessi le differenti componenti del sistema: dall'energia ai rifiuti, fino alla riqualificazione degli edifici e delle aree costruite, che vada a limitare il consumo di nuovo suolo (Peponi e Morgato, 2021). Ciò è auspicato anche nella "Carta per la Rigenerazione Urbana delle Green City", recentemente promossa dal Green City Network, alla quale hanno aderito 72 città italiane e 63 esperti (Green City Network, 2020).

In Italia, il consumo di suolo risulta infatti più intenso nelle aree già urbanizzate: quasi la metà del suolo perso a livello nazionale nel 2019 si trova nelle città, il 12,5% in aree centrali e semicentrali, il 32% nelle fasce periferiche. In particolare, sono le città a più alta urbanizzazione a far registrare un maggior aumento nel consumo di suolo, perdendo 29 m^2/ha di aree verdi (Munafò, 2020). L'unica città che ha invertito la relazione tra suolo impermeabilizzato o costruito e crescita di abitanti residenti è Milano: negli ultimi quattro anni, il capoluogo lombardo ha infatti aumentato di quasi il 4% la sua popolazione residente, ma la percentuale di suolo urbanizzato per singolo residente è scesa di oltre il 3%, grazie all'attuazione di buone pratiche di rigenerazione urbana (Legambiente, 2020).

Oltre a fermare il consumo di nuovo suolo, per rigenerare l'ecosistema urbano è necessario aumentarne la capacità di fornire servizi ecosistemici. In questo contesto, l'utilizzo di soluzioni basate sulla natura (Nature-Based Solutions, NBS), rappresenta una strategia efficace per le città circolari e resilienti, nonché per il raggiungimento di SDGs relativi ai contesti urbani (11.6[227], 11.7[228], 11.b[229]), ai cambiamenti climatici (13.1[230]) e al consumo di suolo in generale (15.3[231]).

Le NBS consentono infatti di promuovere lo sviluppo urbano sostenibile, rafforzando al contempo la mitigazione e l'adattamento ai cambiamenti climatici e contribuendo a tutelare la biodiversità ed il capitale naturale, come auspicato dal Green Deal e dalla Strategia Europea per la Biodiversità al 2030 (Commissione Europea, 2020c). Quello di NBS è un "concetto ombrello", che comprende il miglioramento della rete di Infrastrutture Verdi e Blu, attraverso la realizzazione, l'espansione e il mantenimento degli spazi verdi e della funzionalità dei corpi idrici. Il verde urbano può essere potenziato anche attraverso la realizzazione di tetti verdi e verde verticale sugli edifici, la promozione degli orti urbani quali siti di produzione locale e sostenibile di cibo e di incremento della biodiversità, nonché altri approcci "ecosystem-based" (IPBES, 2019). Le Infrastrutture Verdi in aree urbane e peri-urbane rappresentano elementi multifunzionali che garantiscono la fornitura di servizi ecosistemici quali la regolazione del microclima urbano (Marando *et al.*, 2019), il miglioramento della qualità dell'aria (Manes *et al.*, 2012), l'assorbimento di CO_2 e la regolazione dei flussi idrici, andando così ad integrare le funzioni delle infrastrutture "grigie" su larga

[227] Target 11.6 "Ridurre l'impatto ambientale negativo delle città".
[228] Target 11.7 "Fornire accesso universale a spazi verdi e pubblici sicuri, inclusivi e accessibili".
[229] Target 11.b "Aumentare considerevolmente il numero di città e insediamenti umani che adottano e attuano politiche integrate e piani tesi all'inclusione, all'efficienza delle risorse, alla mitigazione e all'adattamento ai cambiamenti climatici, alla resistenza ai disastri, e che promuovono e attuano una gestione olistica del rischio da disastri su tutti i livelli, in linea con il "Quadro di Sendai per la Riduzione del Rischio di Disastri 2015-2030".
[230] Target 13.1 "Rafforzare la resilienza e la capacità di adattamento ai rischi legati al clima e ai disastri naturali in tutti i paesi".
[231] Target 15.3 "Combattere la desertificazione, ripristinare i suoli degradati, compresi quelli colpiti da desertificazione, siccità e inondazioni, e sforzarsi di realizzare un mondo senza di degrado del suolo".

scala (Commissione Europea, 2019). Allo stesso tempo, le infrastrutture verdi possono supportare una quota di biodiversità anche in ambito urbano ed aumentando la connettività ecologica sia all'interno della città che con le aree naturali ed agricole circostanti.

La realizzazione di infrastrutture verdi anche in ambito urbano non può prescindere da una corretta scelta delle specie vegetali inserite che devono rispondere *in primis* a criteri di compatibilità ecologica con il territorio. Devono, quindi, essere autoctone e correttamente inserite per mimare popolamenti naturali. La trasformazione delle aree urbane in sistemi circolari secondo un modello biomimetico degli ecosistemi naturali richiede una progettazione rigenerativa del metabolismo urbano nel suo complesso, che includa i sistemi sociali, culturali, tecnologici ed ecologici che costituiscono le nostre città: accrescerne la resilienza e l'efficienza nell'uso delle risorse diventa centrale e decisivo per un percorso efficace verso lo sviluppo sostenibile (UNEP, 2017).

3.4.4 La gestione circolare delle risorse forestali

Le foreste e le altre terre boscate e agroforestali sono fondamentali per il territorio e la mitigazione climatica e garantiscono, al contempo, la fornitura di prodotti e servizi rinnovabili. È per questo che il *Green Deal* europeo assegna alle foreste un ruolo fondamentale, sia per gli aspetti di protezione e biodiversità che per quelli legati alla bioeconomia, in un'ottica circolare.

La superficie forestale italiana ha raggiunto quasi gli 11.000.000 di ettari (9.165.505 ha di Bosco e 1.816.508 ha di Altre Terre Boscate - risultati provvisori INFC2015, RAF Italia 2017-2018[232]), coprendo quasi il 35% del territorio nazionale. Inoltre, la superficie forestale è in continuo aumento: il tasso annuale tra il 2005 ed il 2015 è stato di circa 50.000 ha, a causa dei processi di ricolonizzazione di pascoli e aree agricole in zone marginali.[233] È quindi la più grande "infrastruttura verde" e naturale del paese. In questo quadro, il tasso annuale di utilizzo delle foreste italiane, pur in un quadro di statistiche incerte, risulta tra i più bassi d'Europa attestandosi tra il 40 ed il 50% del tasso di incremento, mantenendosi entro livelli di buona sostenibilità.

L'Italia è caratterizzata da un importante settore di trasformazione del legno con un contributo significativo al PIL e notevole valore dell'export. Questo determina una richiesta di materia prima di qualità che però per il 60-70% viene soddisfatta dall'importazione di legno e semilavorati. Vi è quindi una scarsa attitudine della nostra selvicoltura a produrre legname di qualità, sia per il basso tasso di utilizzazione delle risorse forestali sia per la destinazione delle utilizzazioni prevalentemente a legna da ardere (per circa il 70-80%). In ottica di economia circolare, va segnalato che in Italia è molto sviluppato il riciclo del legno che, per circa 2.000.000 di tonnellate, trova impiego nella produzione di pannelli di particelle (truciolari) o di fibre (MDF), per l'industria del mobile, per blocchi in legno-cemento, di pasta di cellulosa e compost e solo una minima parte per energia.

Il quadro italiano, quindi, se da un lato vede una situazione favorevole dal punto di vista delle trasformazioni ad alto valore aggiunto, anche per l'export, dall'altro lato soffre di uno storico sbilanciamento dell'uso della risorsa legno e biomasse nazionali verso impieghi con scarso valore aggiunto (legna da ardere piuttosto che usi strutturali) e di un deficit dell'utilizzo a cascata delle risorse, anche per la mancanza di filiere complete che le possano valorizzare interamente. In un'ottica di efficienza ed economia circolare va, quindi, favorito un processo di valorizzazione e a cascata dei prodotti della selvicoltura, favorendo l'uso da opera e in bioedilizia, anche in materiali compositi, e una transizione da lavorati di medio-basso valore usati come fonte di calore e energia rinnovabile, verso materiali, fibre e composti ad alto valore aggiunto, di primario interesse per le moderne industrie tessili e della moda, biomedicali, chimiche e, in forma residuale, dell'energia.[234] È anche promettente lavorare ad una chiusura effettiva in modalità circolare dell'uso del legno, con una valorizzazione degli scarti finali anche per la produzione di *biochar* che può essere restituito ai suoli, anche forestali, per migliorarne le capacità di ritenzione idrica e aumentarne fertilità e scambio di nutrienti.

Allo stesso tempo, i sistemi forestali sono sottoposti agli impatti dei cambiamenti climatici e, in alcuni casi, dello sfruttamento eccessivo. A garanzia della preservazione delle foreste e della sostenibilità delle risorse da utilizzare in un'ottica circolare, è importante definire soluzioni di risposta e adattamento al cambiamento climatico dei nostri ecosistemi forestali, anche favorendo la connettività tra sistemi rurali e aree urbane, le infrastrutture verdi e l'uso di alberi e foreste in ambito urbano e peri-urbano. La gestione dovrà guardare all'adattamento al cambiamento climatico e all'individuazione di sistemi conservativi più efficienti in termini di immagazzinamento del C nel suolo e aumento del contenuto di sostanza organica per il miglioramento della produttività, della stabilità e delle potenzialità di mitigazione dei cambiamenti climatici degli ecosistemi forestali, anche valorizzando l'uso a cascata della risorsa legno.[235]

Tra gli obiettivi da perseguire:

- creazione di filiere "dal bosco al prodotto", che considerino lo scarto del livello precedente come risorsa per il livello successivo, valorizzando l'uso a cascata;

[232] https://www.reterurale.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/19231
[233] https://www.reterurale.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/19231
[234] Programma Nazionale per la Ricerca 2021-2027.
[235] Programma Nazionale per la Ricerca 2021-2027.

- Favorire il riequilibrio dell'uso attuale della risorsa nazionale (80% legna da ardere e bioenergia – 20% usi strutturali e da opera) verso utilizzi a maggior valore aggiunto tramite lo sviluppo di filiere complete (distretti tecnologici foresta-legno-bioprodotti);
- Valorizzazione sostenibile dei servizi immateriali delle foreste e delle "nature based solutions" a scala territoriale e gestione adattativa per l'adattamento al cambiamento climatico.

3.4.5 Il settore agroalimentare e l'impatto sulla biodiversità

Il settore agroalimentare ha un'importanza essenziale in Italia e costituisce un settore chiave per l'economia e il commercio, per la salute e la sicurezza dei consumatori e per la sostenibilità delle produzioni. Nel corso del Ventunesimo secolo l'agricoltura italiana ha registrato uno straordinario avanzamento della produttività, delle colture e degli allevamenti grazie anche ad un vigoroso processo di motorizzazione e meccanizzazione e all'apporto di fertilizzanti. Queste trasformazioni hanno avuto un grande impatto sulle varie componenti ambientali con conseguenti danni sull'equilibrio del suolo, dell'acqua e della biodiversità e su tutti i servizi ecosistemici (Bevivino *et al.*, 2020). Oltre al contributo non indifferente alla produzione di gas serra, l'eccessiva intensificazione dell'agricoltura è oggi considerata la principale causa dell'inquinamento delle acque, dell'erosione, dell'inquinamento e dell'acidificazione dei suoli, della omogeneizzazione del paesaggio e della perdita di habitat e di diversità biologica a livello di geni, di specie (vegetali e microbiche) e di ecosistemi (Sonnino, 2012).

La perdita di biodiversità è uno dei temi al centro delle strategie *Green New Deal* e *Farm to Fork*, che puntano ad individuare un nuovo e migliore equilibrio tra natura, sistemi alimentari e biodiversità. Per accelerare questo processo di cambiamento sono stati prefissati una serie di obiettivi, in comune anche con la strategia europea sulla biodiversità al 2030. Tra questi vi sono: una riduzione del 50% dell'uso dei pesticidi chimici e più pericolosi; una riduzione delle perdite di nutrienti di almeno il 50% garantendo nel contempo nessuna diminuzione della fertilità del suolo, e che implica una riduzione dell'uso di fertilizzanti di almeno il 20%; un aumento dell'area coltivata in agricoltura biologica ad almeno il 25% della superficie agricola dell'UE.

In questo modo si è aperta la strada verso un futuro in cui il valore economico dell'agricoltura europea non sarà più legato esclusivamente al prodotto finale, ma alla buona pratica con cui esso è ottenuto, valorizzandone gli aspetti di sostenibilità ambientale, circolarità, benessere animale ed etica, concetto sempre più emergente nell'ottica del *One Health* (Iannetta e Morabito, 2020).

Il corretto approccio è di coltivare piante per la salute umana e il benessere generale, piuttosto che per il solo consumo alimentare; ciò rende più che mai attuali alcuni sistemi di produzione agricola, quali l'agricoltura biologica, l'agricoltura integrata, l'agroecologia e altre forme diversificate di conduzione dei sistemi agricoli (*diversified farming systems*), che possono avere un ruolo positivo per la riduzione dell'inquinamento e del degrado ambientale, per il ripristino della biodiversità e della capacità dei sistemi agricoli di fornire beni e servizi (ISPRA, 2019).

Le risorse biologiche, quindi, *input* fondamentale per l'economia dell'UE, giocheranno un ruolo ancora più importante in futuro. La Commissione mirerà a garantire la sostenibilità dei materiali a base biologica rinnovabile, anche attraverso azioni che seguono la strategia e il piano d'azione per la bioeconomia. Infatti, la Commissione svilupperà un piano integrato di gestione dei nutrienti (*Integrated Nutrient Management Plan*), al fine di garantirne applicazioni più sostenibili e stimolare i mercati per la valorizzazione dei nutrienti recuperati.

La biodiversità microbica del suolo, in particolare, è una preziosa risorsa nascosta sotto i nostri piedi. I microrganismi del suolo svolgono in agricoltura un ruolo chiave nei cicli biogeochimici, presiedendo alle trasformazioni a carico degli elementi nutritivi che sono essenziali nel mantenimento di un equilibrio di scambio tra suolo e pianta, e contribuiscono allo stato di fertilità dei terreni (Bevivino, 2019). I microrganismi possono essere utilizzati come indicatori della qualità del suolo perché ci permettono di evidenziare situazioni di degrado o di riduzione della biodiversità, in relazione all'impatto di pratiche agricole. Ma non solo. I microorganismi sono infatti strumenti essenziali per l'economia circolare e la bioeconomia, con importanti applicazioni in tutti i settori biotecnologici: dalla produzione di alimenti buoni e sicuri alla sostenibilità ambientale. La loro presenza e la loro biodiversità è funzionale al sostentamento degli organismi viventi sulla terra.

Il ruolo chiave rivestito dai microrganismi è promosso anche da programmi di ricerca europei il cui obiettivo è una transizione circolare, che possa contribuire a ripristinare la biodiversità mitigando gli impatti negativi dell'impoverimento delle risorse. Tale transizione richiede un approccio olistico, che sia in grado di tenere insieme istanze di settori molto diversi ma fortemente correlati come prerequisito necessario alla circolarità.

Tra le molteplici azioni e progetti in supporto a tale visione circolare vi è il progetto SIMBA[236], che porterà all'individuazione di soluzioni innovative in grado di garantire una maggiore produzione di cibo, riducendo lo sfruttamento delle risorse naturali e gli sprechi e aumentando la qualità degli alimenti, puntando a sfruttare i

[236] Sustainable Innovation of MicroBiome Applications in Food System; https://simbaproject.eu/

microorganismi delle catene alimentari. Un'altra iniziativa condotta a livello europeo è la creazione di collezioni microbiche, strumenti di eccellenza per la salvaguardia della biodiversità microbica e per lo sviluppo della bioeconomia e della biosostenibilità (Balducchi *et al.*, 2019). In tale ambito emerge la *Joint Research Unit* italiana MIRRI-IT, a supporto dell'infrastruttura europea di ricerca nel settore delle collezioni microbiche (MIRRI_EU)[237], il cui l'obiettivo è la creazione di un *network* di centri di risorse microbiche nazionali come elemento chiave per lo sviluppo scientifico e biotecnologico del nostro Paese in un'ottica di bioeconomia.

A livello nazionale, in recepimento delle direttive comunitarie, è stata istituita una Piattaforma italiana degli Stakeholder per l'Economia Circolare (ICESP)[238] a coordinamento ENEA, per promuovere la diffusione della conoscenza, il dialogo *multistakeholder*, la raccolta di buone pratiche e per favorire la transizione verso un'economia circolare in varie filiere.

In particolare, tra le buone pratiche per una transizione verso la circolarità del *food system*, ve ne sono alcune che riguardano varie fasi della filiera dalla produzione primaria al consumo. In particolare, queste sono inerenti a (ICESP, 2020):

- soluzioni basate sulla natura per una migliore gestione delle risorse naturali come il pieno sfruttamento delle materie prime agricole in tutte le loro componenti;
- protocolli dell'industria alimentare atti a prevenire lo spreco ancora prima che si realizzi e trasformando e valorizzando gli sprechi e le eccedenze per reintrodurli nella catena alimentare;
- azioni che spingono il consumatore verso modelli di consumo più consapevoli a limitare lo spreco anche nella fase del consumo domestico (cui è imputabile il 43% degli sprechi alimentari);
- politiche che garantiscano un'alimentazione sana e sostenibile, favorendo le produzioni agricole locali e urbane, il recupero delle eccedenze e l'agricoltura sostenibile e biologica.

Applicare i principi dell'economia circolare anche al settore agricolo, quindi, offre un'alternativa al recupero delle risorse sottratte al terreno ma ancora in circolo, preservando la fertilità del terreno, la biodiversità e diminuendo la quantità di rifiuti prodotti.

[237] MICROBIAL RESOURCE RESEARCH INFRASTRUCTURE; http://www.mirri.org/about-mirri/the-rationale-for-mirri.html
[238] https://www.icesp.it/

3.4.6 Economia circolare nei mari e negli oceani

I mari e gli oceani, che ricoprono oltre il 70% della superficie del Pianeta e rappresentano una fonte insostituibile di cibo, acqua, energia, materie prime, ossigeno e di servizi essenziali per l'umanità, sono sotto pressione come mai prima d'ora. Decenni di inquinamento ed uso spesso indiscriminato delle risorse sommerse (biotiche ed abiotiche) hanno gravemente degradato gli ecosistemi marini. La maggior parte degli stock ittici appaiono sovrasfruttati. Le reti alimentari che permettono il proliferare della vita marina sono profondamente alterate. A questo si sovrappongono le pressioni del cambiamento globale, che si manifestano attraverso l'acidificazione degli oceani, l'aumento della temperatura e del livello del mare e i cambiamenti nella circolazione termoalina; pressioni che stanno ulteriormente impattando la produttività e la biodiversità degli oceani e la loro capacità di regolare il clima del Pianeta, minando la capacità di resistenza e resilienza degli ecosistemi, oramai prossimi al punto di non ritorno.

Il Mar Mediterraneo, sebbene rappresenti solo l'1% della superficie globale degli oceani del pianeta, ospita una frazione rilevante della biodiversità marina globale (8%) ed una notevole quantità di risorse naturali, ed è in grado di generare un prodotto marino lordo (il PML degli oceani) pari al 20% di quello mondiale. La ricchezza in biodiversità dei mari italiani costituisce un valore fondamentale ed imprescindibile, che può fare da volano per la crescita dell'economia blu nazionale; ma questo avverrà solo se quest'ultima saprà conciliarsi con la conservazione dell'integrità degli ecosistemi ed i principi della sostenibilità, anche promuovendo un incremento della naturalità (NBS) come strumento fondamentale per migliorare la resilienza dei mari, la gestione degli ecosistemi e del capitale naturale sommerso.

Pesca e acquacultura sono settori che hanno mostrato, nelle ultime decadi, *trend* di crescita molto rapidi. Il nutrimento proveniente dal mare è fondamentale per la sopravvivenza dell'uomo da oltre 150.000 anni; il solo settore della pesca rappresenta oltre il 15% dell'intero settore dell'economia blu, con esportazioni complessive superiori a 150 miliardi di dollari e contribuisce a 57 milioni di posti di lavoro su scala mondiale (Link e Watson, 2019). L'Italia è il secondo Paese del Mediterraneo per produzione di prodotti ittici dalla pesca.

Tuttavia, la pesca è oggi in profonda crisi a causa di una molteplicità di fattori, tra cui l'eccessivo sfruttamento degli stock ittici (*overfishing*), una gestione spesso inefficace, gli impatti ambientali rilevanti causati dalle attività di prelievo del pescato che sono spesso impattanti sui fondali e sulla loro biodiversità. Le attività di pesca sono, inoltre, caratterizzate da notevoli quantità di catture accidentali (*by-catch*) e scarti (*discard*), nonché da una scarsa innovazione tecnologica. Per una piena transizione verso la sostenibilità è necessario convergere verso una diversa gestione delle attività di pesca e degli stock ittici, in grado di favorire lo sviluppo di un'economia della pesca basata sul prelievo sostenibile delle risorse biotiche marine. Per far ciò è necessario implementare nuove strategie che adottino un approccio ecosistemico, che tenga conto degli impatti non solo sugli *stock* ma anche sull'ecosistema marino, promuovendo lo sviluppo di tecnologie digitali per il raggiungimento della sostenibilità ambientale, valorizzando la conoscenza, protezione e restauro degli habitat marini, la sicurezza dei prodotti alimentari e favorendo filiere sostenibili di valorizzazione dei prodotti della pesca sottoutilizzati e scartati, nel rispetto del capitale naturale.

A ciò si aggiunge che migliaia di tonnellate di rifiuto sono presenti sui fondali dei mari italiani; uno studio del CNR a bordo di strascicanti ("rapidi") nell'Adriatico Centro-Settentrionale ha mostrato densità medie di rifiuto di oltre 100 kg/km^2 (Strafella *et al.*, 2015) tra cui plastica (il rifiuto dominante), altri tipi di rifiuti solidi urbani, attrezzi da pesca persi o abbandonati e rifiuti da altre attività della *blue economy*. Sarà importante costruire una filiera dedicata all'adeguamento ed implementazione di infrastrutture nei porti italiani per il trattamento dei rifiuti antropici raccolti dal mare durante le attività di pesca, attraverso azioni e tecnologie in grado di trasformare la plastica raccolta dal mare (*Plastic Marine Litter*) in energia pulita, bio-combustibili, bio-prodotti o altri prodotti da immettere sul mercato. L'esigenza di mettere in atto queste azioni di "*cleaning*" dei rifiuti plastici marini può rappresentare una nuova opportunità di impresa in un'ottica di economia circolare.

Analogamente l'acquacoltura, che rappresenta un'importante alternativa alla pesca e da cui proviene un quarto dei prodotti ittici consumati nell'UE, con proiezioni di crescita di oltre il 100% entro il 2030, ha davanti a sé numerose sfide di tipo economico, ambientale e sociale in ottica di economia circolare, sicurezza e qualità dei prodotti e rispetto per l'ambiente. Questo livello di sviluppo porta inevitabilmente a conflitti per lo spazio e le risorse, innescando competizioni con altre attività costiere (i.e. turismo), ed è associato a preoccupazioni ambientali relative allo scarico in mare di sostanze quali antibiotici e di un eccesso di sostanze nutritive (mangimi ricchi di acidi grassi e proteine) che causano deterioramento degli ambienti marini locali (Buschmann *et al.*, 2006).

Le soluzioni devono nascere dall'adozione di un approccio basato sulle politiche di ricerca e sviluppo per aumentare la produttività e la sostenibilità dell'acquacoltura mediterranea, capace così di fornire prodotti freschi, relativamente economici, sani e che utilizzino sistemi a impatto minimo sul nostro ecosistema. Il settore necessita di uno sviluppo sistemico, che operi nel rispetto dell'ambiente, del benessere animale e della salute dell'uomo in un'ottica *One Health* (Stentiford *et al.*, 2020). Questo deve prevedere: la messa a punto di tecnologie per l'automazione ed il monitoraggio degli impianti di allevamento, ricerca e sviluppo per allevare nuove specie per diversificare il prodotto e l'offerta commerciale, l'utilizzo di mangimi *eco-friendly* e provenienti da economia circolare, lo sviluppo di tecniche colturali innovative e la valorizzazione di scelte varietali sia per il miglioramento genetico delle specie tradizionalmente allevate che per l'allevamento di nuove specie, la certificazione delle produzioni anche attraverso misura dell'impronta ambientale rispetto ad altri sistemi di produzione agroalimentare e la mappatura ed individuazione di aree idonee dove realizzare gli impianti.

Per la diversificazione dei prodotti dell'acquacoltura, particolare attenzione dovrebbe essere rivolta all'allevamento di specie ittiche con bassi FFDR (*Fish Feed Dependency Rate*, tasso di dipendenza dell'alimentazione dei pesci), che sono quindi capaci di garantire una maggiore sostenibilità ambientale degli allevamenti. È necessario conciliare i conflitti per lo spazio e le risorse, riducendo la competizione con altre attività costiere, minimizzando l'impatto ambientale dovuto allo scarico nell'ecosistema di inquinanti (antibiotici, materia organica, mangimi) nelle aree costiere, limitando il deterioramento delle aree marine interessate e mantenendo il livello di naturalità degli ecosistemi.

È necessario quindi promuovere la diffusione di pratiche di gestione a basso impatto ambientale utilizzando metodi innovativi, capaci anche di ridurre i carichi organici dei reflui, attraverso l'acquacoltura multi-trofica integrata (IMTA). L'IMTA consiste nell'allevamento di specie appartenenti a diversi livelli trofici e con funzioni ecosistemiche complementari, in cui i sottoprodotti di scarto, le escrezioni e l'eccesso di nutrienti provenienti dall'allevamento degli organismi di livello trofico superiore (pesci) sono sfruttati da altri organismi (i.e. organismi filtratori e alghe) per la loro crescita (Troell *et al.*, 2009). I principi dell'IMTA mirano a creare un sistema a spirale (assimilabile all'economia circolare) che riduce al minimo i flussi di energia, le perdite e il degrado ambientale, senza limitare la crescita economica o il progresso sociale (Hughes e Black, 2016). Inoltre l'IMTA è in grado di generare ulteriori sottoprodotti, che possono essere venduti al di sopra dei loro costi di produzione e quindi fornendo un margine economico positivo.

Chiudiamo questa sezione con una riflessione generale sull'economia blu, che si occupa di favorire il recupero e trasformazione delle biomasse (ad esempio provenienti dall'industria di trasformazione del pescato), anche attraverso il riciclo e la valorizzazione di scarti della pesca e dell'acquacoltura. Attraverso lo sviluppo di processi innovativi, questi scarti possono essere convertiti in composti e molecole di valore nutrizionale e commerciale da utilizzare nei settori nutraceutico, farmaceutico, e cosmetico. Analogamente, le esplorazioni nel campo delle biotecnologie marine, settore promettente ed in forte espansione, così come le attività di estrazione mineraria negli ambienti profondi ("*deep sea mining*"), dovranno essere orientate all'utilizzo delle risorse nel rispetto dei principi di sostenibilità e circolarità, evitando ulteriori pressioni sull'ecosistema marino e sulla biodiversità.[239]

[239] https://www.iucn.org/resources/issues-briefs/deep-sea-mining

3.4.7 La gestione circolare delle risorse idriche

L'acqua è una risorsa di rilevanza prioritaria ai fini della conservazione della biodiversità e della salvaguardia e ripristino degli equilibri ecosistemici. Gli ambienti di acque interne rivestono un ruolo centrale in relazione alla tutela della biodiversità, infatti pur coprendo solamente lo 0,8% della superficie terrestre ospitano il 10% di tutte le specie animali e più del 35% dei vertebrati.

Solo l'1% delle risorse idriche del pianeta costituisce una riserva di acqua dolce effettivamente utilizzabile, il cui stato quali-quantitativo è sottoposto a stress sempre crescenti sia a livello globale che locale, a causa di modelli di sviluppo poco sostenibili che comportano un costante incremento dei fabbisogni (conseguenza del continuo incremento demografico e di standard di vita sempre maggiori che determinano l'incremento dei fabbisogni agricoli, civili, industriali e di produzione alimentare) e fenomeni di contaminazione delle risorse disponibili. Inoltre, la crescente impermeabilizzazione del suolo e la distruzione di aree umide e forestali legati alla dinamica fluviale inficiano la capacità di fornire servizi ecosistemici quali la depurazione delle acque e la prevenzione delle alluvioni.

A tali pressioni si aggiungono quelle connesse ai cambiamenti climatici, che incidono sulla distribuzione spazio-temporale delle precipitazioni e si traducono in una maggiore frequenza di eventi estremi quali periodi di siccità e piogge molto intense con effetti in termini di desertificazione, perdita di fertilità dei suoli, dissesto idrogeologico. Tali pressioni sono descritte, ad esempio, dal *Water Exploitation Index* (WEI, definito dal rapporto su base annua tra il prelievo idrico e le risorse idriche rinnovabili), che per l'Italia si attesta sul valore del 24% (SRM, 2017), fra i più elevati nel contesto europeo. Sempre su base nazionale, nel 2017 i prelievi di acqua dolce ammontano a 33,7 miliardi di metri cubi ripartiti per il 50,45% per usi agricoli, il 22,85% per il settore industriale, il 26,70% per il civile (Chiaroni *et al.*, 2019).

Sebbene la tutela quali-quantitativa delle risorse idriche risulti indispensabile per garantire la resistenza e resilienza degli ecosistemi naturali e semi-naturali, a ciò si contrappone generalmente la mancanza di strategie efficienti di gestione della risorsa, raramente caratterizzate da una sostenibilità di medio-lungo periodo. Ad integrazione delle normative di tutela ambientale di settore, appare pertanto indispensabile ed urgente un cambio di paradigma secondo un approccio di economia circolare che punti ad azioni mirate al risparmio, riuso e riutilizzo delle risorse (Padovani *et al.*, 2017). La tutela della risorsa idrica è fondamentale e, visto il ruolo prioritario dell'acqua nel supportare gli equilibri ecosistemici e la biodiversità, le azioni da adottare richiedono interventi integrati dalla scala locale a quella di distretto idrografico, sino al livello nazionale.

Per quanto concerne l'approvvigionamento idrico, gli ambiti di intervento prioritari tali da implementare i principi di economia circolare sono rappresentati soprattutto da possibili approcci di *water demand management* tali da limitare i prelievi e razionalizzare le fasi di captazione, trattamento e distribuzione. Da questo punto di vista, in ambito nazionale, appaiono prioritarie azioni volte alla riduzione delle perdite idriche in fase di distribuzione, il cui volume complessivo al 2018 veniva stimato pari a 3,4 miliardi di metri cubi, pari al 42,0% dell'acqua immessa in rete.

La causa principale di tali sprechi è da associare allo stato di vetustà degli impianti di distribuzione, deterioramento o rottura delle condotte e presenza di giunti difettosi (ISTAT, 2020). L'installazione di *water smart meter* con telelettura applicata alle utenze idriche ed in rete di distribuzione offre la capacità di individuare in tempo reale eventuali perdite o consumi anomali segnalando in modo puntuale i siti dove intervenire con azioni di ripristino. Oltre a limitare perdite di risorsa, ciò si traduce in una razionalizzazione dei costi di gestione per il servizio idrico integrato e gli utenti finali, che risultano in questo modo anche sensibilizzati verso stili di consumo maggiormente sostenibili.[240] A tutela delle fonti idriche di qualità, per l'ambito agricolo il ricorso a fonti non convenzionali come le acque reflue trattate dagli impianti di depurazione municipali rappresenta una opportunità di chiusura del ciclo e garantisce una risorsa continua sostanzialmente immune da eventuali fenomeni di siccità.

Si stima che in Italia, a fronte di una potenzialità effettiva di riuso pari al 20% del volume totale di acque reflue depurate, solo il 4% sia realmente destinato al riutilizzo (principalmente per uso irriguo) (ARERA, 2019). Una spinta alla diffusione di pratiche di riutilizzo in ambito agricolo viene data dal Regolamento (EU) 2020/741 di recente approvazione che stabilisce le prescrizioni minime per il riutilizzo dell'acqua ai fini irrigui a superamento delle differenti politiche di riuso delle acque trattate dei paesi europei. Tali politiche, oltre che finalizzate ad

[240] https://www.enea.it/it/Stampa/news/innovazione-contatori-intelligenti-per-monitorare-i-consumi-idrici-in-casa; https://www.gst4water.it/

aumentare l'approvvigionamento idrico ed alleviare la pressione sulla risorsa, consentono di valorizzare il potenziale fertirriguo delle acque trattate e l'implicito riciclo di elementi nutrienti (azoto, fosforo, potassio) in sostituzione parziale del ricorso ai concimi di sintesi. Il Regolamento, anche se non individua azioni dedicate, apre inoltre alla possibilità di riuso delle acque reflue a fini industriali, civili e ambientali, sempre a condizione che sia garantito un elevato livello di protezione dell'ambiente e della salute umana e animale. Relativamente ai processi industriali, si evidenzia che l'opportunità di adottare azioni mirate al riutilizzo delle acque ed all'efficienza idrica viene richiamata anche nel nuovo piano d'azione per l'economia circolare.

Oltre alla tutela della risorsa idrica, le tecniche di depurazione offrono notevoli potenzialità di recupero di flussi di materia ed energia, puntando alla valorizzazione dei reflui di natura civile e produttiva e dei fanghi derivanti dal loro trattamento ed assumendo pertanto un ruolo centrale come promotore di processi per la circolarità in sinergia con gli intenti di piani e strategie future per la salvaguardia della biodiversità, "Dal produttore al consumatore" e del piano integrato di gestione dei nutrienti (COM(2020) 98). L'ottimizzazione dei processi di trattamento e l'applicazione di tecnologie sostenibili, oltre che lo sfruttamento di vettori energetici quali il biogas prodotto in digestione anaerobica, può consentire il recupero di risorse tra cui fosforo e azoto ma anche acidi grassi volatili, cellulosa e materie plastiche come i polidrossialcanoati (PHA). Ad esempio per il fosforo, in riferimento al solo contesto italiano, si stima un quantitativo in uscita dagli impianti di depurazione pari a 43.000 t/anno (Canziani *et al.*, 2018). Tale risorsa è recuperabile dai flussi concentrati e fanghi sotto forma di sali (es. struvite, idrossiapatite, Fosfato di Magnesio) o applicando processi a scambio ionico selettivo. Per quanto riguarda invece i fanghi, oltre che per il recupero di composti a valore aggiunto, essi possono essere sottoposti a processi di conversione termo-chimica con produzione di biochar (carbone da trattamento di pirolisi/gassificazione) e gas di sintesi (syngas) ulteriormente valorizzabili a scopi energetici o, salvo impedimenti di tipo normativo, in altri ambiti produttivi aprendo così a percorsi di simbiosi industriale e nuovi modelli di business.

Per il settore industriale, l'applicazione dei principi di economia circolare passa attraverso variazioni degli schemi di processo e di flusso delle acque favorendo, ove possibile, il riuso diretto nelle fasi del processo ovvero il riciclo interno nel rispetto delle esigenze di qualità delle fasi produttive, con l'obiettivo di minimizzare i flussi finali da smaltire.

A livello di contesto urbano vanno incentivate misure per la gestione separata dei deflussi urbani e per la laminazione delle acque meteoriche, limitando il più possibile l'attivazione degli scaricatori di piena nelle fognature miste. Allo stesso modo, va perseguito il recupero delle acque di pioggia in differenti destinazioni d'uso, incluse quelle di ripristino o riqualificazione ambientale. Particolarmente interessante appare l'implementazione di NBS sia a livello urbano che territoriale, ovvero soluzioni naturali integrate come tetti verdi, serbatoi, pavimentazioni drenanti, canali vegetati, bacini di detenzione e regolazione, aree umide ricostruite ecc., che possono sensibilmente contribuire a migliorare la gestione delle acque e del drenaggio urbano, consentendo di migliorare la resilienza idraulica delle aree urbanizzate e conseguire una serie di benefici e servizi ecosistemici aggiuntivi in termini di: miglioramento della qualità dell'aria; regolazione del microclima urbano; miglioramento della qualità della vita; salvaguardia da fenomeni alluvionali; conservazione della biodiversità (Trémolet e Karres, 2020).

Infine, va sottolineato che una corretta gestione delle risorse idriche serve anche a tutelare gli ecosistemi fluviali, cruciali al fine di delineare un nuovo modello di uso delle risorse naturali. Non a caso la Strategia sulla Biodiversità per il 2030 pone tra i target la necessità di raggiungere l'obiettivo di ripristinare 25.000 Km di fiumi a scorrimento libero nel continente. L'opportuna integrazione di tali soluzioni nei piani territoriali può fornire un contribuito a supporto della continuità ecologica, preservando quindi funzionalità ecosistemiche ed incrementando la resilienza dei sistemi urbani e periurbani.

3.4.8 Implicazioni di policy

In questa sezione del IV Rapporto sul Capitale Naturale sono stati esaminate le relazioni tra alcuni temi connessi all'efficienza delle risorse e all'economia circolare e la salvaguardia degli ecosistemi. Il paradigma dello sviluppo sostenibile, equo, inclusivo non può prescindere dalla rimodulazione dei processi di produzione e consumo in ottica di efficienza nell'uso dei materiali e circolarità. Essa diventa elemento imprescindibile per il perseguimento della crescita - distribuita all'interno della società e duratura nel tempo - del benessere, nei limiti della capacità di carico del pianeta o, meglio, attraverso la riduzione degli impatti ambientali e valorizzando il capitale naturale come base essenziale del benessere.

Tuttavia, il principio per cui il progresso tecnologico è sempre positivo in tutte le dimensioni della sostenibilità richiede riflessioni più articolate ed integrate. Quando ci riferiamo ai possibili impatti sul capitale naturale e sulla biodiversità, e di conservazione delle loro funzioni ecologiche e servizi ecosistemici, occorre una rigorosa concettualizzazione logica ed una conseguente valutazione empirica che ad oggi sono mancanti. Tale approfondimento potrebbe far emergere anche situazioni di criticità, ma è utile per poter eliminare potenziali distorsioni e rendere compiuto il paradigma di cui sopra.

Una crescente letteratura postula la necessità di meglio comprendere eventuali contrapposizioni emergenti dalla compresenza di paradigmi di sostenibilità talvolta scollegati. Buchmann-Duck e Beazley (2020), ad esempio, evidenziano come alcune tipologie di attività riconosciute come sostenibili, quali la bioeconomia, le energie rinnovabili o la bio-mimetica (Benyus, 1997), rischino di avere effetti negativi sul capitale naturale e sulla biodiversità, se non pianificate e valutate con attenzione rispetto agli effetti diretti ed indiretti che possono causare sulla conservazione del Capitale Naturale. È il caso, ad esempio, dell'utilizzo di suolo fertile e non artificializzato per fattorie eoliche o impianti fotovoltaici di grandi dimensioni, o dello sviluppo della bioeconomia che prelude alla crescente competizione tra le diverse esigenze produttive (cibo vs biocombustibili) e di queste con le funzioni ecologiche di base come, ad esempio, ecosistemi idonei come habitat di biodiversità (Buchmann-Duck e Beazley, 2020).

Occorre sempre, in nome del principio di precauzione, che i modelli innovativi per la crescita sostenibile e circolare non comportino danni per l'ambiente oggi ignoti ma che in futuro potrebbero rivelarsi irreversibili, rimanendo all'interno dei limiti della capacità di carico del Pianeta (Desing *et al.*, 2020). È importante che l'interpretazione di queste dinamiche non siano solo focalizzate sulla loro strumentalità alla crescita economica, considerando esclusivamente il valore d'uso della natura. Ad esempio, sostituire risorse non rinnovabili con risorse rinnovabili, incrementandone lo sfruttamento dato che esse si rigenerano e sono più facili da gestire in fase di smaltimento, non può prescindere dalla sostenibilità dei loro prelievi.

Elementi quali la durabilità, la riciclabilità, l'eco-design permettono di considerare invece le ricadute complessive ed aiutano a spostare il focus dalla crescita economica e dagli aumenti di produttività intesa in senso quantitativo (produciamo e consumiamo di più) ad un'idea di benessere di tipo qualitativo (da "più" a "meglio"). Infatti, gli aumenti di efficienza nell'uso delle risorse possono essere annullati dalla continua crescita nei consumi (effetti di scala e *rebound effects*) e nella produzione dei rifiuti (Desing et al., 2020). Infine, evidentemente, il paradigma della sostenibilità non può prescindere dalla riduzione degli sprechi o dei fenomeni di sovra-consumo non necessari, a partire dal settore agroalimentare (IPBES, 2019).

L'attenzione alla fase di estrazione delle risorse non rinnovabili, il forte ricorso a pratiche di riciclo e recupero del residuo valore degli scarti in luogo del loro rilascio in natura, l'utilizzo sostenibile delle risorse rinnovabili contemplando le esigenze del mondo produttivo senza stravolgere la funzionalità ecologica degli ecosistemi forestali, agricoli e marini, la tutela delle risorse idriche sia in termini quantitativi che come vettori di sostanze dannose per l'ambiente, sono tutti approcci che hanno il merito di tendere all'obiettivo dello sviluppo sostenibile. Incentivi economici e fiscali, come anche il *Green Public Procurement*, vanno accolti con favore per aiutare gli investimenti in questa direzione.

3.4.9 GPP: strumento di politica ambientale per la salvaguardia degli ecosistemi e della biodiversità

Per incentivare il passaggio economico-culturale descritto nei paragrafi precedenti, l'Unione europea ha emanato il *Piano d'azione dell'Unione europea per l'economia circolare (2015),*[241] nel quale si propongono azioni per non depauperare le risorse e conservarne il valore ai fini di un'economia sostenibile, a basse emissioni di carbonio, efficiente e competitiva. È proprio in tale piano che si riconosce il ruolo chiave degli appalti pubblici nella transizione verso la circolarità dell'economia, promuovendo l'integrazione dei principi dell'economia circolare nei criteri e requisiti ambientali definiti in ambito europeo e nazionale per qualificare i prodotti/servizi e lavori offerti alle Pubbliche amministrazioni (PA), quali strumenti di attuazione del *Green Public Procurement* (GPP), e incoraggiando, pertanto, gli Stati membri ad un maggiore ricorso a tali politiche di acquisto sostenibili e circolari all'interno degli enti pubblici. E il riferimento al GPP è nuovamente introdotto nel *Nuovo Piano d'Azione per l'Economia Circolare (2020)*[242] nel quale, a partire dal 2021, la Commissione propone di definire criteri e obiettivi minimi obbligatori in materia di appalti pubblici verdi nella legislazione settoriale, e di introdurre gradualmente un obbligo di comunicazione per monitorare il ricorso agli appalti pubblici verdi e a fornire orientamenti e favorire le attività di formazione e la diffusione di buone pratiche in materia.

In quest'ottica gli acquisti verdi della Pubblica amministrazione rappresentano uno degli strumenti a maggior potenziale per promuovere la transizione verso i modelli virtuosi suddetti. Attraverso l'adozione dei requisiti ambientali per la selezione dei prodotti/servizi/lavori nelle procedure di gara pubbliche, le PA contribuiscono a garantire la riduzione delle risorse naturali impiegate, cicli chiusi di energia e materiali nelle catene di approvvigionamento, l'estensione della vita utile dei prodotti e dei relativi componenti che sono reimmessi in cicli biologici o tecnici a fine vita, riducendo nel contempo al minimo, e nel migliore dei casi evitando, gli impatti ambientali negativi e la creazione di rifiuti nell'intero ciclo di vita.

L'Italia ha recepito da tempo gli indirizzi della Commissione europea sul GPP: il percorso verso politiche ambientali di sviluppo sostenibile ha portato infatti alla definizione già nel 2008 del Piano d'Azione per la Sostenibilità Ambientale dei Consumi della Pubblica Amministrazione (Piano di Azione Nazionale sul GPP)[243], aggiornato nel 2013[244], contenente gli obiettivi ambientali strategici di riferimento e che prevede, per il loro conseguimento, l'introduzione nelle procedure di gara pubbliche dei criteri ambientali minimi (CAM), adottati con successivi decreti ministeriali riguardanti specifiche categorie merceologiche di beni/servizi e lavori. Dal 2008 sono stati emanati dal Ministero dell'ambiente numerosi decreti *Criteri Ambientali Minimi* (*CAM*)[245] per lavori, servizi e beni che sono periodicamente aggiornati. Considerata la forte valenza strategica in termini di sostenibilità e circolarità, nel Codice degli appalti (D.Lgs. 50/2016), modificato dal decreto correttivo D.Lgs. 56/2017, all'art. 34, è resa obbligatoria, per qualsiasi valore e per qualsiasi tipologia di appalto, l'introduzione delle specifiche tecniche e delle clausole contrattuali contenute nei CAM e, nelle gare eseguite secondo il principio dell'offerta economicamente più vantaggiosa, la considerazione dei criteri premianti ivi contenuti. Tali requisiti ambientali in generale sostengono:

- i modelli di economia circolare;
- la decarbonizzazione dell'economia;
- un sistema alimentare equo, sano e rispettoso dell'ambiente;
- la riduzione dell'utilizzo e delle emissioni di sostanze tossiche;
- la promozione dell'utilizzo di materie prime secondarie e dei sottoprodotti.

Con tali contenuti i CAM, pertanto, contribuiscono al conseguimento delle finalità delle principali normative, strategie e accordi nazionali, comunitari ed internazionali riguardanti i seguenti obiettivi: la lotta ai cambiamenti climatici attraverso politiche di mitigazione e adattamento, la transizione da un'economia lineare ad un'economia circolare, la protezione del capitale naturale e la tutela della biodiversità.

[241] COM/2015/614 Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, L'anello mancante - Piano d'azione dell'Unione europea per l'economia circolare
[242] COM/2020/98 Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo Un nuovo piano d'azione per l'economia circolare
[243] Decreto Interministeriale dell'11 aprile 2008 (G.U. n. 107 dell'8 maggio 2008)
[244] Decreto 10 aprile 2013 (G.U. n. 102 del 3 maggio 2013)
[245] https://www.minambiente.it/pagina/i-criteri-ambientali-minimi

In particolare, per la protezione del capitale naturale e la tutela della biodiversità, se si è intervenuti incisivamente nei CAM per la ristorazione collettiva, per l'edilizia e per il verde pubblico, anche in altri CAM, come *arredi per interni*, *arredi urbani* e *carta*, in merito ai materiali da impiegare, si prescrive l'impiego esclusivo di legno e fibre di cellulosa provenienti da foreste gestite in modo sostenibile al fine di garantire il mantenimento della biodiversità, produttività, capacità di rigenerazione e del loro potenziale per soddisfare, ora e in futuro, le pertinenti funzioni ecologiche, economiche e sociali.

I *CAM per il servizio di ristorazione collettiva e fornitura di derrate alimentari* (approvato con DM n. 65 del 10 marzo 2020, in G.U. n.90 del 4 aprile 2020) hanno l'obiettivo di affrontare diversi aspetti ambientali lungo il ciclo di vita, dalla produzione delle derrate, alla loro distribuzione, al loro confezionamento, alla preparazione dei pasti, allo smaltimento dei rifiuti generati, proponendo soluzioni migliorative dal punto di vista ambientale lungo tutto il processo. Gli obiettivi ambientali riguardano la tutela della biodiversità, il contrasto alla deforestazione, la salvaguardia della fertilità dei suoli, la protezione del clima, la prevenzione e riduzione dei rifiuti, la riduzione dei consumi energetici e idrici, la riduzione dell'uso delle sostanze pericolose, la riduzione delle emissioni in aria, acqua, suolo.

L'agricoltura convenzionale fa uso di fitofarmaci di sintesi che causano contaminazione delle acque superficiali e sotterranee, perdita di biodiversità, perdita di sostanza organica e riduzione della capacità di ritenzione idrica nel suolo, problemi di eutrofizzazione, danni sulla salute e sull'ambiente per esposizioni a sostanze tossiche o nocive. Per i motivi suddetti i CAM per la ristorazione collettiva contengono criteri che prescrivono una quota minima di derrate alimentari biologiche e certificate nell'ambito della sostenibilità ambientale da somministrare nei servizi di ristorazione collettiva, sostenendo indirettamente la diffusione di modelli di produzione agricola e di allevamento migliori sotto il profilo ambientale, con minore contenuto di sostanze di sintesi pericolose per l'ambiente e la salute umana, come ad esempio quello biologico e da difesa integrata volontaria (ciò attraverso i prodotti certificati nell'ambito del Sistema Qualità Nazionale di Produzione Integrata) in linea con quanto previsto dal Piano d'azione nazionale per l'uso dei prodotti fitosanitari[246] e dal Piano strategico nazionale per lo sviluppo del sistema biologico[247]. È assodato che l'agricoltura biologica abbia un minore impatto ambientale per unità di superficie e permetta il mantenimento di un migliore livello di biodiversità e della fertilità dei suoli.

Le pratiche agricole e zootecniche alternative ai metodi convenzionali sono in corso di progressiva e costante diffusione. Infatti, studi scientifici hanno dimostrato che la capacità dei fertilizzanti sintetici di aumentare la resa delle colture è in calo, mentre è stato riscontrato che l'attenta gestione di opportune pratiche agricole (come l'agroecologia, la policoltura, la rotazione colturale, l'uso di cultivar tradizionali, etc.) potrebbe ridurre ancora di più lo svantaggio produttivo delle coltivazioni che non usano concimi e pesticidi rispetto a quelle di tipo convenzionale[248]. Nel lungo periodo il metodo biologico sta dimostrando di essere capace di garantire sicurezza alimentare e alti livelli qualitativi e nutrizionali, nel rispetto della salute dell'uomo e degli ecosistemi[249]. Tutto ciò rende le alternative ai prodotti fitosanitari di sintesi e le pratiche produttive a basso impatto ambientale, come il biologico e la difesa integrata, non solo da difendere ma da incentivare.

Altresì, i CAM per la ristorazione collettiva, considerando che molte specie ittiche sono sovrasfruttate o esaurite e che la quantità di pesca è attualmente insostenibile, da un lato non pongono particolari restrizioni alla somministrazione di pesce da allevamento, favorendo così il ricorso a tale tipo di approvvigionamento; dall'altro salvaguardano la biodiversità delle specie ittiche imponendo la somministrazione di specie pescate in mare meno sovrasfruttate, ovvero non rientranti nell'elenco delle specie classificate "in pericolo critico", "in pericolo", "vulnerabile" e "quasi minacciata" dall'Unione Internazionale per la conservazione della Natura[250] e comunque privilegiando un criterio di prossimità delle zone di pesca per limitare gli impatti ambientali dovuti ai trasporti, ovvero FAO 37 (Mediterraneo), esteso alla zona FAO 27 (Atlantico Nord orientale) per ampliare l'offerta ittica.

[246] DM 22 gennaio 2014 Ministero Politiche agricole, alimentari e forestali, Ministero dell'ambiente e tutela del territorio, Ministero della Salute, in attuazione della Direttiva 2009/128/CE.
[247] Ministero Politiche agricole, alimentari e forestali. Approvato in conferenza Stato-Regioni il 25 marzo 2016.
[248] Le Scienze, 10 dicembre 2014, Buoni raccolti anche senza pesticidi e concimi, http://www.lescienze.it/news/2014/12/10/news/confronto_rese_agricoltura_biologica_industriale-2406436/
[249] D. Lairon, Nutritional quality and safety of organic food. A review (2009), Agron. Sustain. Dev. 30 (2010) 33–41, c_ INRA, EDP Sciences, 2010. DOI: 10.1051/agro/2009019
[250] http://www.iucnredlist.org/search oppure http://www.iucn.it/categorie.php

Alcune zone sono state escluse anche per motivi di carattere sociale come la zona FAO 34 (Atlantico centro orientale).

Infine, nel caso di impiego di oli diversi da quelli di oliva e di girasole le certificazioni di sostenibilità ambientale riconosciute dalla Commissione Europea previste dai CAM, devono attestare anche che l'origine non sia da terreni ad alta biodiversità e ad elevate scorte di carbonio, così come definiti dall'art. 29 della Direttiva (UE) n. 2018/200 sulla promozione dell'uso dell'energia da fonti rinnovabili, anche al fine di contrastare la deforestazione.

Anche nei CAM per *l'affidamento di servizi di progettazione e lavori per la nuova costruzione, ristrutturazione e manutenzione di edifici pubblici* (approvato con DM 11 ottobre 2017, in G.U. Serie Generale n. 259 del 6 novembre 2017) sono previsti criteri nelle diverse fasi di esecuzione dell'appalto mirate alla tutela del suolo e degli habitat naturali. Prima di procedere ad un appalto di lavori pubblici, ossia nella fase dello studio di fattibilità al fine di contenere il consumo e l'impermeabilizzazione del suolo, la perdita di habitat, la distruzione di paesaggio agrario, la perdita di suoli agricoli produttivi, si prescrive di verificare l'opportunità di recuperare edifici esistenti, riutilizzare aree dismesse o localizzare l'opera pubblica in aree già urbanizzate/degradate/impermeabilizzate, anche procedendo a varianti degli strumenti di pianificazione territoriale e urbanistica. Si ricorre ad una valutazione costi benefici in ottica di ciclo di vita con metodo *Life Cycle Costing* (LCC), al fine di valutare la convenienza economica tra il recupero e la demolizione di edifici esistenti o parti di essi.

Nel caso si valuti di dover procedere necessariamente ad una nuova occupazione di suolo, si dispone di considerare, anche procedendo a varianti degli strumenti di pianificazione territoriale e urbanistica,

- la densità edilizia sul territorio (nel caso di destinazioni residenziali);
- la continuità delle reti ecologiche regionali e locali (adeguate cinture verdi e/o aree agricole);
- il contrasto all'insularizzazione di SIC, ZPS, aree naturali protette, etc.; la presenza di verde pubblico.

Nella progettazione dell'opera per la riduzione del consumo di suolo e il mantenimento della permeabilità dei suoli, non si prevede il progetto di nuovi edifici o aumenti di volumi di edifici esistenti in aree protette di qualunque livello e genere; il progetto di nuovi edifici o di interventi di ristrutturazione urbanistica deve assicurare specifiche quote minime di superficie territoriale permeabile e di superficie da destinare a verde pubblico con una copertura arborea e arbustiva di specie autoctone e garantire il mantenimento dei profili morfologici esistenti.

La progettazione di nuovi edifici deve garantire la prevenzione di sversamenti anche accidentali di inquinanti sul suolo e nelle acque sotterranee attraverso adeguati sistemi di raccolta e depurazione dei reflui, deve prevedere la conservazione e/o ripristino della naturalità degli ecosistemi fluviali per tutta la fascia ripariale eventualmente esistente e la previsione e realizzazione di interventi in grado di prevenire e/o impedire fenomeni di erosione, compattazione, smottamento o alluvione necessari a garantire un corretto deflusso delle acque superficiali sulle aree verdi.

Anche nella fase di cantiere sono previsti criteri che contribuiscono a impedire fenomeni di diminuzione di materia organica, calo della biodiversità, contaminazione locale o diffusa, salinizzazione, erosione del suolo, etc. a tutela del suolo come l'accantonamento in sito e successivo riutilizzo dello scotico del terreno vegetale per una profondità di 60 cm, per la realizzazione di scarpate e aree verdi pubbliche e private; la selezione e il conferimento dei rifiuti prodotti nelle apposite discariche autorizzate quando non sia possibile avviarli al recupero; l'impermeabilizzazione di eventuali aree di deposito provvisorio di rifiuti non inerti e la depurazione delle acque di dilavamento prima di essere convogliate verso i recapiti idrici finali. Al fine di tutelare le acque superficiali e sotterranee da eventuali impatti sono previste le seguenti azioni a tutela delle acque superficiali e sotterranee: gli ambiti interessati dai fossi e torrenti (fasce ripariali) devono essere recintati e protetti con apposite reti al fine di proteggerli da danni accidentali.

Infine, un altro CAM noto per la promozione della tutela della biodiversità, dello sviluppo e il miglioramento delle infrastrutture verdi e dei servizi ecosistemici ad essi connessi sono i CAM per il *Servizio di gestione del verde pubblico e fornitura prodotti per la cura del verde* (approvato con DM n. 63 del 10 marzo 2020, in G.U. n.90 del 4 aprile 2020). Quest'ultimo, in coerenza con le linee di indirizzo della Commissione europea e del Comitato per lo Sviluppo del Verde Pubblico, rappresenta un importante strumento attuativo delle strategie comunitarie e nazionali mirato al perseguimento degli obiettivi in esse richiamati.

I CAM in questione hanno lo scopo di promuovere un approccio sistemico e integrato, legato alla necessità di affrontare la gestione del verde pubblico nell'ambito di una visione strategica del ruolo che lo stesso può avere per

l'ambiente urbano e la collettività, considerati gli indiscussi benefici ambientali, i cosiddetti servizi ecosistemici, che riducono l'impatto delle attività antropiche e migliorano la qualità della vita. Vengono introdotti strumenti di pianificazione che possono migliorare la cura e la valorizzazione del patrimonio verde presente nelle nostre città, individuando specifici e fondamentali elementi su cui impostare la progettazione di aree verdi di nuova realizzazione o già esistenti da riqualificare, volti a raggiugere la sostenibilità degli interventi e la loro coerenza e correttezza nelle successive attività di manutenzione.

In particolare, sono presenti criteri di selezione delle specie vegetali (arboree, arbustive e erbacee) che favoriscono la conservazione della natura e dei suoi equilibri e la coerenza con il sito di impianto sia sotto il profilo floristico che vegetazionale; criteri di conservazione e tutela della fauna selvatica attraverso l'adeguamento delle aree verdi al benessere delle specie attraverso la realizzazione di punti di abbeveraggio, la promozione della connessione del territorio al sistema dei giardini e delle aree verdi della città mediante realizzazione di corridoi ecologici laddove l'area verde sia interrotta da infrastrutture viarie, l'inserimento di strutture per favorire la nidificazione/riproduzione (es. nidi artificiali), la scelta delle specie vegetali in funzione della creazione di zone per alimentazione, accoppiamento e rifugio per la fauna, l'utilizzo di specie nettarifere, l'incentivazione della stratificazione della vegetazione (cespugli bassi, cespugli medi, cespugli grandi e alberi) al fine di favorire habitat differenziati, l'utilizzo in modo equilibrato di specie decidue e specie sempreverdi con lo scopo di creare rifugi e zone di occultamento, e l'inserimento nell'area, qualora possibile, di componenti arbustive per creare macchie e zone di difficile accesso alle persone. Sempre nella progettazione delle aree verdi si promuove l'attenzione alla conservazione delle funzioni del suolo e delle relative caratteristiche idrologiche attraverso il ripristino delle superfici permeabili, il contenimento del deflusso superficiale, il ricarico delle falde e l'utilizzo della capacità filtrante dei suoli.

Nel servizio di gestione i CAM prevedono, nei trattamenti per la cura delle piante, l'applicazione di pratiche di difesa fitosanitaria a basso impatto ambientale come la lotta biologica e la difesa integrata, visti i potenziali rischi ed impatti associati all'impiego di prodotti fitosanitari convenzionali sulla salute umana, sull'ambiente e sulla biodiversità, secondo i principi del decreto legislativo 14 agosto 2012, n.150[251]; l'utilizzo di fertilizzanti naturali solo laddove necessario previa analisi delle caratteristiche chimico-fisiche dei terreni per determinarne le specifiche esigenze nutritive allo scopo di razionalizzare le concimazioni ed evitare eccessi nell'apporto di nutrienti che inficiano sulla qualità del suolo e delle acque.

L'utilizzo esclusivo di ammendanti rinnovabili come il compost di corteccia, fibre di legno, truciolato di legno alternativi alla torba, prodotta nell'arco di migliaia di anni dalla degradazione microbica della materia organica nelle torbiere, habitat fondamentali per la salvaguardia del clima e della biodiversità rispettivamente per la capacità di assorbimento dei gas climalteranti a garanzia dell'equilibrio climatico globale e per la presenza di specie vegetali e animali che si sono adattate alle condizioni di vita di simili terreni acidi e poveri di ossigeno.

Sono presenti, inoltre, nei CAM prescrizioni sulle migliori tecniche di manutenzione delle aree verdi per la tutela della vegetazione e dell'avifauna e delle specie animali presenti nell'area verde come l'esecuzione di potature delle specie arboree solo laddove necessario, eseguite da personale competente e in periodi che non arrecano danni alla pianta e non disturbano avifauna nidificante;

per le attività di manutenzione delle aree verdi orizzontali (sfalcio e diserbo) si dispone di impiegare tecniche di gestione differenziata secondo cui la frequenza e l'attività di intervento viene stabilita in funzione della tipologia, della destinazione d'uso e della modalità di fruizione dell'area con il vantaggio ambientale dell'opportunità di crescita di prati selvatici o fioriti che favoriscono l'aumento della biodiversità locale e la riduzione dell'impiego di sostanze chimiche.

Infine, durante le attività di manutenzione in cui sono impiegati macchinari, è prescritto l'uso di oli e grassi lubrificanti biodegradabili al fine di evitare che gli sversamenti accidentali possano nuocere la qualità dei terreni e delle acque.

Anche nei CAM *per la progettazione e i lavori inerenti alla costruzione, manutenzione e adeguamento funzionale delle infrastrutture stradali,* in corso di definizione, sono proposti criteri che riportano prescrizioni per ridurre l'inquinamento dell'aria, delle acque superficiali e di falda, del suolo e acustico generato dall'infrastruttura stradale. Sia nella fase di progettazione dell'opera che nella fase di realizzazione e successiva manutenzione sono proposti requisiti

[251] cfr. in particolare l'Allegato III al decreto legislativo 14 agosto 2012, n.150 - Attuazione della Direttiva 2009/128/Ce Che Istituisce Un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei pesticidi (G.U. 30 agosto 2012, N. 202)

contenenti sistemi e soluzioni tecniche mirati alla difesa del suolo, del sottosuolo, delle acque sotterranee, degli habitat e delle reti ecologiche in grado di rispettare gli equilibri naturali limitando l'alterazione degli assetti ecologici e paesaggistici dei luoghi.

L'adozione dei CAM, dunque, nelle procedure di gara pubbliche garantisce una visione complessiva e un approccio integrato volti alla riduzione degli impatti ambientali e alla valorizzazione del patrimonio ambientale e paesaggistico che sostengono la qualificazione e il miglioramento della gestione dei territori in termini ambientali, sociali ed economici.

Tabella 52. CAM a difesa del Capitale Naturale.

CAM per *Categoria merceologica*	**Decreto CAM**	**Rif. criterio sulla difesa del *Capitale Naturale* (*Ecosistemi e Biodiversità*)**	**Contenuto**
CAM **arredi per interni**	DM 11 gennaio 2017, in G.U. n. 23 del 28 gennaio 2017	3.2.6 Sostenibilità e legalità del legno	Il legname deve provenire da boschi/foreste gestiti in maniera sostenibile/responsabile o essere costituito da legno riciclato.
CAM **arredi urbani**	DM 5 febbraio 2015, in G.U. n. 50 del 2 marzo 2015	4.2.1 Indicazioni per la progettazione degli spazi e criteri ambientali dei materiali impiegati; A.1 Articoli di arredo urbano in legno, a base di legno o composti anche da legno: caratteristiche della materia prima legno, gestione sostenibile delle foreste e/o presenza di riciclato.	Gli articoli in legno devono rispettare le disposizioni previste dal Regolamento (UE) N. 995/2010 ed essere costituiti da legno riciclato e/o legno proveniente da boschi/foreste gestite in maniera sostenibile.
CAM **carta riciclata** /**carta mista** o **vergine**	DM 4 aprile 2013, in G.U. n. 102 del 3 maggio 2013	4.2.1/5.2.1 Requisiti delle fibre	Origine delle fibre vergini da foreste gestite in modo responsabile o da fonti controllate
CAM **ristorazione collettiva** e **derrate alimentari**	DM n. 65 del 10 marzo 2020, in G.U. n.90 del 4 aprile 2020	C.a.1/D.b.1/E.a.1/F.a.1 Requisiti degli alimenti	Quota minima di derrate alimentari biologiche e certificate nell'ambito della sostenibilità ambientale
			Ricorso all'approvvigionamento del pesce da allevamento; Tutela della biodiversità delle specie ittiche imponendo la somministrazione di specie pescate meno sovrasfruttate; criteri di prossimità delle zone di pesca, ovvero FAO 37 (Mediterraneo), esteso alla zona FAO 27 (Atlantico Nord orientale) per ampliare l'offerta ittica. Esclusione della zona FAO 34 (Atlantico centro orientale).
			Impiego di oli, diversi da quelli di oliva e di girasole, che abbiano certificazioni di sostenibilità ambientale riconosciute dalla Commissione Europea attestanti che l'origine non sia da terreni ad alta biodiversità e ad elevate scorte di carbonio, così come definiti dall'art. 29 della Direttiva (UE) n. 2018/200.

CAM **Edilizia**	DM 11 ottobre 2017, in G.U. Serie Generale n. 259 del 6 novembre 2017	1.3 Tutela del suolo e degli habitat naturali	Nella fase di sviluppo dello studio di fattibilità verifica dell'opportunità di recuperare edifici esistenti, riutilizzare aree dismesse o localizzare l'opera pubblica in aree già urbanizzate/degradate/impermeabilizzate; nel caso di necessaria nuova occupazione di suolo, si deve considerare: – la densità edilizia sul territorio (nel caso di destinazioni residenziali); – la continuità delle reti ecologiche regionali e locali (adeguate cinture verdi e/o aree agricole); – il contrasto all'insularizzazione di SIC, ZPS, aree naturali protette, etc.. Divieto di progettare nuovi edifici o aumenti di volumi di edifici esistenti in aree protette di qualunque livello e genere;
		2.2.3 Riduzione del consumo di suolo e mantenimento della permeabilità dei suoli	Il progetto non può prevedere nuovi edifici o aumenti di volumi di edifici esistenti in aree protette di qualunque livello e genere; deve prevedere una superficie territoriale permeabile non inferiore al 60% della superficie di progetto; deve prevedere una superficie da destinare a verde pari ad almeno il 40% della superficie di progetto non edificata e il 30% della superficie totale del lotto; deve garantire, nelle aree a verde pubblico, una copertura arborea di almeno il 40% e arbustiva di almeno il 20% con specie autoctone, privilegiando le specie vegetali che hanno strategie riproduttive prevalentemente entomofile ovvero che producano piccole quantità di polline la cui dispersione è affidata agli insetti.
		2.2.7 Riduzione dell'impatto sul sistema idrografico superficiale e sotterraneo	La progettazione di nuovi edifici deve garantire la prevenzione di sversamenti anche accidentali di inquinanti sul suolo e nelle acque sotterranee attraverso adeguati sistemi di raccolta e depurazione dei reflui e deve prevedere la conservazione e/o ripristino della naturalità degli ecosistemi fluviali per tutta la fascia ripariale eventualmente esistente; previsione e realizzazione di interventi in grado di prevenire e/o impedire fenomeni di erosione, compattazione, smottamento o

			alluvione necessari a garantire un corretto deflusso delle acque superficiali sulle aree verdi;
		2.5.3 Prestazioni ambientali	Durante la realizzazione dell'opera, nella fase del cantiere, per la tutela del suolo si prescrive l'accantonamento in sito e successivo riutilizzo dello scotico del terreno vegetale per una profondità di 60 cm, per la realizzazione di scarpate e aree verdi pubbliche e private; la selezione e il conferimento dei rifiuti prodotti nelle apposite discariche autorizzate quando non sia possibile avviarli al recupero; l'impermeabilizzazione di eventuali aree di deposito provvisorio di rifiuti non inerti e la depurazione delle acque di dilavamento prima di essere convogliate verso i recapiti idrici finali. Al fine di tutelare le acque superficiali e sotterranee da eventuali impatti sono previste le seguenti azioni a tutela delle acque superficiali e sotterranee: gli ambiti interessati dai fossi e torrenti (fasce ripariali) devono essere recintati e protetti con apposite reti al fine di proteggerli da danni accidentali.
CAM **verde pubblico**	DM n. 63 del 10 marzo 2020	D.b.1 Contenuti del progetto (Scheda A)	Nella progettazione di nuova area verde o nella riqualificazione di un'area già esistente sono previsti: criteri di selezione delle specie vegetali (arboree, arbustive e erbacee) che favoriscono la conservazione della natura e dei suoi equilibri e la coerenza con il sito di impianto sia sotto il profilo floristico che vegetazionale; criteri di conservazione e tutela della fauna selvatica attraverso l'adeguamento delle aree verdi al benessere delle specie attraverso la realizzazione di punti di abbeveraggio, la promozione della connessione del territorio al sistema dei giardini e delle aree verdi della città mediante realizzazione di corridoi ecologici laddove l'area verde sia interrotta da infrastrutture viarie, l'inserimento di strutture per favorire la nidificazione/riproduzione (es. nidi artificiali), la scelta delle specie vegetali in funzione della creazione di zone per alimentazione, accoppiamento e rifugio per la fauna, l'utilizzo di specie nettarifere, l'incentivazione della stratificazione della vegetazione (cespugli bassi, cespugli medi, cespugli grandi e alberi) al fine di favorire habitat differenziati, l'utilizzo in modo equilibrato di specie decidue e specie sempreverdi con lo scopo di creare rifugi e zone di occultamento, e

			l'inserimento nell'area, qualora possibile, di componenti arbustive per creare macchie e zone di difficile accesso alle persone; criteri per la conservazione delle funzioni del suolo e delle relative caratteristiche idrologiche attraverso il ripristino delle superfici permeabili, il contenimento del deflusso superficiale, il ricarico delle falde e l'utilizzo della capacità filtrante dei suoli.
		E.c.13 Prodotti fitosanitari	Nei trattamenti per la cura delle piante, l'applicazione di pratiche di difesa fitosanitaria a basso impatto ambientale come la lotta biologica e la difesa integrata, visti i potenziali rischi ed impatti associati all'impiego di prodotti fitosanitari convenzionali sulla salute umana, sull'ambiente e sulla biodiversità, secondo i principi del decreto legislativo 14 agosto 2012, n.150[252];
		E.c.15 Prodotti fertilizzanti	L'utilizzo di fertilizzanti naturali solo laddove necessario previa analisi delle caratteristiche chimico-fisiche dei terreni per determinarne le specifiche esigenze nutritive allo scopo di razionalizzare le concimazioni ed evitare eccessi nell'apporto di nutrienti che inficiano sulla qualità del suolo e delle acque. L'utilizzo esclusivo di ammendanti rinnovabili come il compost di corteccia, fibre di legno, truciolato di legno alternativi alla torba.
		E.c.11 Manutenzione del patrimonio arboreo e arbustivo	Sono presenti, inoltre, nei CAM prescrizioni sulle migliori tecniche di manutenzione delle aree verdi per la tutela della vegetazione e dell'avifauna e delle specie animali presenti nell'area verde come l'esecuzione di potature delle specie arboree solo laddove necessario, eseguite da personale competente e in periodi che non arrecano danni alla pianta e non disturbano avifauna nidificante.
		E.c.12 Manutenzione delle superfici prative	per le attività di manutenzione delle aree verdi orizzontali (sfalcio e diserbo) si prescrive di impiegare tecniche di gestione differenziata secondo cui la frequenza e l'attività di intervento viene stabilita in funzione della tipologia, della destinazione d'uso e della modalità di fruizione dell'area con il vantaggio ambientale dell'opportunità di

[252] cfr. in particolare l'Allegato III al decreto legislativo 14 agosto 2012, n.150 - Attuazione della Direttiva 2009/128/Ce Che Istituisce Un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei pesticidi (G.U. 30 Agosto 2012, N. 202)

			crescita di prati selvatici o fioriti che favoriscono l'aumento della biodiversità locale e la riduzione dell'impiego di sostanze chimiche.
		E.c.18 Oli biodegradabili per la manutenzione delle macchine	Durante le attività di manutenzione in cui sono impiegati macchinari, è prescritto l'uso di oli e grassi lubrificanti biodegradabili al fine di evitare che gli sversamenti accidentali possano nuocere la qualità dei terreni e delle acque.

3.5 Orientare la Finanza verso la natura: i rischi attuali della perdita di biodiversità per l'economia

Recenti valutazioni dell'OCSE stimano che il finanziamento della biodiversità a livello globale ammonti a una cifra compresa tra 78 e 91 miliardi di dollari l'anno, con un contributo da parte dei privati ancora limitato, seppure in crescita[253]. Questi valori sono inferiori ai 140-440 miliardi di dollari annui che si stima siano necessari per colmare il gap finanziario per la conservazione della biodiversità (definita nel raggiungimento degli Obiettivi di Aichi)[254]. Le risorse necessarie a colmare questo gap possono essere attratte dai mercati finanziari sviluppando strumenti che suscitino l'interesse degli investitori privati, fondi pensione, altri investitori istituzionali e investitori al dettaglio. Questa mobilitazione di risorse appare possibile date le recenti tendenze dei mercati finanziari.

Infatti, negli ultimi anni l'interesse degli investitori per la finanza verde è cresciuta in misura rilevante, diventando una vera e propria tendenza di mercato. Secondo il rapporto della *Global Sustainable Investment Alliance*, nel 2018 almeno 30,7 trilioni di dollari (di cui 14 in Europa e 12 negli Stati Uniti) erano impiegati in investimenti sostenibili o verdi, in aumento del 34% rispetto al 2016[255]. Nel complesso questa massa di investimenti rappresentava un terzo degli attivi globali in gestione, e in alcune giurisdizioni contava ormai per più della metà.

La finanza verde comprende investimenti realizzati mediante diversi tipi di strumenti finanziari, costruiti secondo metriche di sostenibilità divenute popolari tra gli operatori, in particolare gli score ESG che forniscono informazioni sull'impatto delle imprese relativamente a tre aspetti: ambientale (*Environmental*), sociale (*Social*) e di governo societario (*Governance*). Questi punteggi sono attribuiti a un'ampia categoria di strumenti finanziari, azioni, obbligazioni societarie, fondi comuni d'investimento e indici di mercato. Sempre secondo l'ultimo report della *Global Sustainable Investment Alliance*, effettuare acquisti e vendite sulla base degli score ESG è una delle strategie d'investimento sostenibile più popolari. Neanche la crisi dei mercati conseguente alla pandemia da Covid-19 ha cambiato questa preferenza degli investitori: dopo il crollo dei mercati finanziari, gli investitori hanno acquistato fondi con elevati punteggi ESG dando in particolare rilevanza alla componente ambientale[256].

Queste tendenze di una preferenza degli investitori per la componente ambientale sono ancora molto concentrate sulla componente climatica, soprattutto per una maggiore quantità di indicatori disponibili; più recentemente il settore finanziario sta però riconoscendo anche i rischi posti dalla perdita di biodiversità e servizi ecosistemici. Ad esempio, il fondo sovrano norvegese ha disinvestito in alcune società le cui attività potevano accrescere il rischio di deforestazione[257].

Così come è avvenuto qualche anno fa per i rischi climatici, aumentare le risorse destinate a progetti che proteggano e migliorino la qualità dei nostri sistemi naturali richiede che le informazioni circa i rischi di perdita di biodiversità siano disponibili agli investitori. La recente iniziativa di istituire una *Taskforce on Nature-related Financial Disclosures* (TFND)[258], sul modello di quanto avvenuto nel 2015 con la *Task Force on Climate-related Financial Disclosures* (TCFD) per il clima[259], è un primo passo per fornire un quadro di riferimento per le società e le istituzioni finanziarie per valutare, gestire e riferire circa il loro impatto sul Capitale Naturale, aiutando il reindirizzamento dei flussi finanziari globali verso quelle attività che ne aiutano la conservazione e invece sollecitando il disinvestimento da quelle che hanno un impatto negativo.

In attesa che queste iniziative per migliorare la conoscenza degli operatori finanziari si sviluppino, nel resto di questo capitolo si approfondiscono altre questioni fondamentali per capire come attrarre le risorse necessarie a

[253] OCSE (2020), "A Comprehensive Overview of Global Biodiversity Finance".
[254] OCSE (2019), "Biodiversity: Finance and the Economic Business for Action".
[255] http://www.gsi-alliance.org/wp-content/uploads/2019/06/GSIR_Review2018F.pdf.
[256] Ferriani F. e F. Natoli (2020), "ESG Risk in Times of Covid-19", Covid-19 Notes, Banca d'Italia. https://www.bancaditalia.it/pubblicazioni/note-covid-19/2020/ESG_Risk_Covid19-Ferriani_Natoli-giugno2020.pdf.
[257] https://www.reuters.com/article/us-norway-pension-palmoil-idUSKCN1QH1MR
[258] La TNFD è stato catalizzato da una partnership tra Global Canopy, il Programma di Sviluppo delle Nazioni Unite (UNDP), l'iniziativa di finanziamento del Programma Ambientale delle Nazioni Unite (UNEP FI) e il World Wide Fund for Nature (WWF).
[259] La TCFD (Task Force on Climate-related Financial Disclosures) è stata costituita nel 2015 dal Financial Stability Board con il compito di elaborare una serie di raccomandazioni sulla rendicontazione dei rischi legati al cambiamento climatico. L'obiettivo è guidare e incoraggiare le aziende ad allineare le informazioni divulgate alle aspettative e alle esigenze degli investitori.

preservare i nostri sistemi naturali: quali sono gli obiettivi e le politiche delineate dalle strategie per la biodiversità a livello globale, europeo e italiano (paragrafo 3.5.1); quali le possibili azioni per colmare il gap finanziario e preservare la biodiversità individuate attraverso l'approccio della *Biodiversity Finance Initiative* (BIOFIN) (paragrafo 3.5.2); quali le sfide circa la valutazione e la rimozione dei sussidi dannosi alla biodiversità, e la promozione di iniziative (attraverso strumenti fiscali, regolatori o di mercato) che destinino una quota crescente di risorse alla protezione della natura (paragrafo 3.5.3).

3.5.1 La mobilitazione delle risorse per la biodiversità

3.5.1.1 La mobilitazione delle risorse per la biodiversità nel *Global Biodiversity Framework*

La Convenzione delle Nazioni Unite sulla Diversità Biologica (UNCBD) identifica già nel suo primo articolo l'importanza dei mezzi di attuazione - l'adeguato finanziamento e trasferimento tecnologico - per raggiungere i tre obiettivi della Convenzione, ovvero la conservazione della diversità biologica, l'uso sostenibile delle sue componenti, e l'accesso alle risorse genetiche e la giusta ed equa ripartizione dei benefici derivanti dalla loro utilizzazione. L'articolo 20 in particolare sancisce l'impegno di tutte le Parti a finanziare le azioni nazionali ai fini del raggiungimento di tali obiettivi, nonché l'obbligo dei paesi sviluppati di fornire risorse ai paesi in via di sviluppo.

Nel 2008, la Conferenza delle Parti adotta la Strategia per la mobilitazione delle risorse (*Strategy for Resource Mobilization* - SRM)[260] con otto obiettivi che promuovevano, tra l'altro, la valutazione delle necessità finanziarie, l'uso di strumenti innovativi per il finanziamento della biodiversità e una riforma degli strumenti fiscali con l'introduzione di incentivi che favoriscano azioni per il raggiungimento degli obiettivi della Convenzione (paragrafi 3.5.2 e 3.5.3). La COP successiva, nel 2010, adotta un nuovo ed aggiornato Piano Strategico per la Biodiversità per il 2011-2020 insieme agli Obiettivi di Aichi, attraverso cui le Parti si impegnarono ad **aumentare "significativamente" i finanziamenti** (target 20) per raggiungere i nuovi obiettivi del Piano Strategico entro il 2020. Nello stesso anno, le Parti concordano di aggiornare e revisionare le Strategie Nazionali per la biodiversità (NBSAPs) alla luce dei nuovi obiettivi di Aichi, piani che devono includere l'elaborazione e la diffusione di **strategie nazionali per la mobilitazione delle risorse** (dec. X/3, X/26)[261]. Già il quinto rapporto nazionale del 2014 include informazioni sull'attuazione del nuovo piano strategico e sui progressi compiuti verso gli obiettivi di Aichi.

Nel 2012, i Paesi sono stati invitati ad intraprendere una **mappatura istituzionale delle risorse per la biodiversità**, come parte dello sviluppo delle strategie nazionali per la mobilizzazione delle risorse; e di integrare le strategie nazionali nei processi decisionali volti a fissare gli obiettivi di finanziamento, per far fronte il prima possibile al gap finanziario. Nello stesso anno, è accolto con favore l'avvio di un **quadro preliminare di rendicontazione** e un quadro metodologico per monitorare le risorse mobilitate per la biodiversità a livello nazionale e globale (dec.XI/4)[262].

La COP12[263] svoltasi durante la Presidenza Italiana del Consiglio dell'Unione europea del 2014, adotta dei nuovi obiettivi per la mobilitazione delle risorse per l'attuazione del piano strategico 2011-20 e nell'ambito del target 20 di Aichi[264]. Si reitera l'impegno di **raddoppiare il supporto** ai paesi in via di sviluppo, di mettere a disposizione **risorse adeguate agli obiettivi nazionali** per la biodiversità, e si estende la strategia (SRM) del 2008 fino al 2020. Inoltre, i paesi sono invitati ad intraprendere una **revisione e valutazione della legislazione e delle politiche esistenti** al fine di identificare le opportunità di integrare la biodiversità. In quell'anno viene anche adottato il quadro di rendicontazione finanziaria (*Financial Reporting Framework*)[265]. Per quanto riguarda il target 3 di Aichi,

[260] https://www.cbd.int/financial/doc/strategy-resource-mobilization-en.pdf
[261] https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-03-en.pdf; https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-26-en.pdf
[262] https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-11/cop-11-dec-04-en.pdf
[263] https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-12/cop-12-dec-03-en.pdf
[264] Di conseguenza, c'è un certo grado di sovrapposizione tra gli argomenti coperti dagli obiettivi e dai sotto-obiettivi della strategia per la mobilitazione delle risorse e gli obiettivi di mobilitazione delle risorse stabiliti nell'ambito dell'obiettivo 20 di Aichi.
[265] A partire dal 2018, questo sistema è pienamente operativo. Con i contributi delle Parti, dà forma alle analisi di scenario sul finanziamento del quadro globale della biodiversità post 2020.

particolarmente rilevante al fine di rendere disponibili le risorse per la biodiversità ed eliminare gli incentivi in essere che la possano invece danneggiare, si concordano alla COP12 le tappe per una **riforma sostanziale degli incentivi e dei sussidi dannosi per la biodiversità (paragrafo 3.5.3)**.

In considerazione del mancato raggiungimento al 2020 della maggior parte degli obiettivi di Aichi, l'ultima COP della CBD afferma che la mobilitazione delle risorse sarà parte integrante del quadro globale per la biodiversità post-2020 (*Post-2020 Global Biodiversity Framework* - GBF) e dà mandato al Segretario Esecutivo di costituire un gruppo di esperti (*Panel of Experts on resource mobilization*) per la preparazione di analisi che informeranno la componente di mobilitazione delle risorse nel nuovo GBF[266], nonché la **nuova Strategia per la mobilitazione delle risorse**[267]. Il Panel ha già fornito una stima delle risorse necessarie all'attuazione del nuovo GBF[268], attraverso i seguenti obiettivi:

(a) ridurre o reindirizzare le risorse che danneggiano la biodiversità;

(b) generare risorse aggiuntive da tutte le fonti; e

(c) migliorare l'efficacia e l'efficienza dell'uso delle risorse.

Per ognuna di queste componenti, sono indicate una serie di azioni chiave nel contesto più ampio di una necessaria integrazione (*mainstreaming*) della biodiversità in tutte le fonti di finanziamento.

Nei primi rapporti il *Panel of Experts*[269] suggerisce anche di rafforzare le sinergie tra le risorse mobilitate per la biodiversità e quelle mobilitate per il cambiamento climatico, e di integrare la biodiversità in tutti i piani, i bilanci e le azioni del settore pubblico e privato, sia a livello nazionale che internazionale.

Il Panel propone anche l'impegno per tutti i paesi, entro una certa data, di fissare degli **obiettivi nazionalmente determinati di mobilitazione delle risorse domestiche**, che devono essere commensurati all'ambizione del nuovo GBF.

Nell'attuale bozza di GBF, uno dei quattro macro-obiettivi al 2050 è dedicato ai mezzi di attuazione; include anche due milestones e due target operativi al 2030, i primi sull'impegno di identificare e impegnare le risorse per attuare il GBF. Un target è dedicato alla riforma degli incentivi dannosi alla biodiversità, uno ad un obiettivo quantificato per le risorse internazionali. Altri target sono più ampi e volti ad integrare la biodiversità in piani e strategie, alle pratiche di produzione sostenibili e alla condivisione di conoscenze e alla partecipazione. Una sezione è dedicata ai meccanismi di sostegno all'attuazione, che include la mobilitazione di risorse sufficienti anche attraverso il riorientamento delle risorse che causano danno alla biodiversità e dei piani finanziari nazionali. Queste proposte saranno considerate e discusse alla luce delle proposte del Panel di Esperti, in vista dell'adozione del nuovo GBF alla COP15.

Anche il quadro di monitoraggio e gli indicatori sono in corso di revisione, alla COP15 verrà concordato un **nuovo quadro di monitoraggio**. Il Panel di Esperti identifica la necessità di raccogliere, gestire e utilizzare i dati in modo più tempestivo e regolare per informare il processo decisionale, anche facendo un uso migliore dei sistemi statistici internazionali esistenti, e raccomanda un quadro di rendicontazione finanziaria semplificato e più efficace.

È chiaro il tentativo a livello internazionale di elaborare obiettivi e una strategia di mobilitazione delle risorse che sia all'altezza della necessaria ambizione da riflettere nel nuovo GBF, sulle basi scientifiche più aggiornate. È rinnovato il tentativo di costruire piani finanziari nazionali che siano concreti e operativi, la cui attuazione rifletta l'urgenza della crisi attuale. È innovativa invece la proposta di fissare obiettivi nazionalmente determinati di mobilitazione, in un contesto, sebbene in via di definizione, molto ampio e trasversale, che include la revisione dei bilanci pubblici, dei sussidi e del sistema di incentivi, la creazione di capacità e trasferimento di conoscenze, la valutazione dell'efficienza delle risorse, la finanza per lo sviluppo, gli investimenti del settore privato, e la finanza pubblica.

[266] CBD/SBI/3/5/Add.3
[267] CBD/SBI/3/5/Add.1
[268] CBD/SBI/3/5/Add.2
[269] CBD/SBI/3/5

3.5.1.2. La mobilitazione delle risorse nella Strategia europea per la biodiversità

La Strategia dell'UE per la biodiversità per il 2030 risponde ampiamente alle richieste delle Nazioni Unite, integrando, per ora sulla carta, gli obiettivi per la biodiversità con il Quadro finanziario pluriennale (QFP) 2021-2027 e con lo strumento di ripresa e resilienza dell'UE.

Gli Stati Membri dovranno prepararsi all'adeguamento con il quadro finanziario pluriennale per quanto concerne la biodiversità per il post-2020 e con le seguenti azioni previste dall'UE:

- mobilitare almeno 20 miliardi di euro all'anno per la spesa per la natura, a livello nazionale e di UE, attraverso finanziamenti privati e pubblici; la mobilitazione potrebbe passare anche attraverso una serie di programmi nel prossimo bilancio UE a lungo termine con l'ipotesi, non ancora confermata, di dedicare il 7,5% del quadro finanziario pluriennale 2021-2027 agli obiettivi della biodiversità a partire dal 2024, e il 10% a partire dal 2026;

- dedicare il 30% del bilancio dell'UE per l'azione per il clima in investimenti nella biodiversità e nelle soluzioni basate sulla natura;

- mobilitare almeno 10 miliardi di euro nei prossimi 10 anni in finanziamenti misti pubblico/privato, nell'ambito di Invest EU e dell'iniziativa dedicata al capitale naturale e all'economia circolare.

Lo Strumento di finanziamento del capitale naturale (*Natural Capital Finance Facility* - NCFF) è stato creato dalla Commissione Europea e dalla BEI per offrire prestiti e supporto tecnico a progetti che dovrebbero avere un impatto positivo sulla biodiversità e sull'adattamento ai cambiamenti climatici.

L'NCFF ha sviluppato una serie di operazioni replicabili e bancabili che dimostrano agli investitori l'attrattiva di tali operazioni; l'offerta include:

- assistenza tecnica a fondo perduto fino a 1 milione di euro per progetto;

- il finanziamento della BEI fino al 75% dei costi del progetto delle componenti del NCFF;

- lunghi termini di scadenza e periodo di grazia fino a 3 anni sui rimborsi di capitale.

A livello operativo, la rendicontazione delle spese già stanziate richiederà l'adozione della metodologia europea per tracciare le spese relative alla biodiversità basata sui marcatori di Rio dell'OCSE e nell'ambito di tutti gli strumenti di finanziamento dell'UE (politica agricola comune, politica di coesione, Fondo europeo per gli affari marittimi e la pesca, Horizon 2020, programma LIFE, etc.).

Per la finanza sostenibile, invece, la Tassonomia (Regolamento (EU) 2020/852), entrata in vigore il 12 luglio 2020, rappresenta un punto di riferimento per i criteri che definiscono le attività ambientalmente sostenibili; si tratta di un elemento determinante nell'incanalare gli investimenti verso progetti verdi e sostenibili e per il finanziamento della transizione, favorendo la trasparenza per gli investitori e le imprese che investono in progetti e attività economiche ad impatto positivo sul clima e sull'ambiente.

Nell'ambito del Regolamento sulla Tassonomia, un ruolo importante è svolto dagli "Atti Delegati" (AD), strumento necessario per sviluppare appieno i contenuti della Tassonomia. Le prime due serie di criteri di screening degli AD definiscono i criteri in base ai quali specifiche attività economiche possono contribuire in modo sostanziale alla mitigazione e all'adattamento ai cambiamenti climatici, e per determinare se tali attività economiche causano danni significativi a qualsiasi altro obiettivo ambientale rilevante (*Do No Significant Harm principle* - DNSH). Le prime due serie di criteri sono state pubblicate il 20 novembre 2020 sulle quali è stata aperta una consultazione pubblica. Una volta adottato questo primo pacchetto di AD, la Commissione procederà con la stesura degli AD su: uso sostenibile e protezione delle risorse idriche e marine; transizione verso un'economia circolare; prevenzione e controllo dell'inquinamento; protezione e ripristino della biodiversità e degli ecosistemi.

Altro elemento importante per il finanziamento del Capitale Naturale, degli ecosistemi e della biodiversità, è rappresentato dalla Nuova Strategia sulla Finanza Sostenibile (*Renewed Sustainable Finance Strategy* - RSFS). La strategia originaria, elaborata dal gruppo di esperti di alto livello (HLEG) sulla finanza sostenibile e dal successivo gruppo di esperti tecnici sulla finanza sostenibile (TEG), è in corso di revisione con l'aiuto della Piattaforma sulla Finanza Sostenibile (*Platform on Sustainable Finance*): essa offre gli strumenti politici per garantire che il sistema finanziario supporti realmente la transizione delle imprese verso la sostenibilità, in un contesto di recupero dall'impatto del COVID-19. La strategia contribuisce agli obiettivi del piano di investimenti del Green Deal europeo, in particolare alla creazione di un quadro che consenta agli investitori privati e al settore pubblico di facilitare gli investimenti sostenibili, gestire e integrare i rischi climatici e ambientali nel nostro sistema finanziario,

la trasformazione dell'economia reale, in particolare per consentire alle aziende di abbandonare le attività non sostenibili e migliorare il loro impatto ambientale.

3.5.1.3. La mobilitazione delle risorse per la biodiversità in Italia

Nel bilancio dei flussi andrebbe considerato anche l'Ecorendiconto del MEF che riporta il totale della spesa primaria dedicata all'ambiente. L'Ecorendiconto per l'esercizio finanziario 2019 e primo semestre 2020 e il documento di previsione di spesa per gli esercizi finanziari 2020-2022 attribuiscono oltre la metà delle risorse tra il Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare (MATTM) (35,9%) e il Ministero Infrastrutture e Trasporti (22,3%), le rimanenti vengono distribuite tra le altre amministrazioni.

La spesa stanziata per la gestione e la protezione delle risorse ambientali ammontava nel 2010 a 8,3 miliardi di euro, pari all'1,5% della spesa primaria complessiva del bilancio dello Stato. Negli anni successivi questa cifra è andata a diminuire fino a chiudere il decennio con 5,7 miliardi di euro pari allo 0,8%.

Nel decennio di attuazione della Strategia nazionale per la biodiversità 2011-2020, le fonti di finanziamento sono state principalmente legate ai fondi pubblici del MATTM come:

- Fondi da programmi europei per la rete Natura 2000 come Life +, Interreg e Horizon 2020;

- Finanziamenti da politiche settoriali come la PAC, la politica di Coesione, la politica per la pesca;

- Fondi dai Piani Operativi Nazionali;

- Finanziamenti specifici introdotti dal MATTM (art. 227 bis D.L. 29/05/2020, n.34 - fondi specifici per il rafforzamento degli ecosistemi marini; D.L. 13/03/2013, n.30 interventi di mitigazione e adattamento da parte degli Enti gestori delle aree marine protette; Legge 12 dicembre 2019, n. 141 ex decreto Clima, stanziamenti per azioni di riforestazione e per le ZEA a partire dai proventi delle aste di CO2);

- Finanziamento di programmi e progetti da parte del MATTM: progetto "Contabilità ambientale per le aree marine protette italiane"; programmi Parchi per il Clima 2019 e Parchi per il Clima 2020 su gestione forestale sostenibile; progetto Links4Soils, nel programma transnazionale Spazio Alpino 2014- 2020;

- Fondi MATTM per la difesa idrogeologica e costiera;

- Fondi nazionali per gli accordi di cooperazione per il clima dai proventi delle aste di CO2 e multilaterale dai fondi MATTM.

La sinergia tra i conti economici per l'ambiente, pubblici e privati, richiede la messa in atto di nuovi sforzi per far confluire in un unico serbatoio, o per lo meno a renderli conosciuti e trasparenti, tutti i gettiti dedicati; ciò semplificherebbe le valutazioni politiche ed economiche sul tema e, al pari della diversità biologica degli ecosistemi, la diversità delle fonti di finanziamento darebbe maggiore garanzia e resilienza ai flussi monetari dedicati nel tempo.

Va segnalato, infine, tra gli strumenti della Finanza Sostenibile, che, nell'ambito delle politiche europee, l'Italia emetterà titoli di Stato specificamente dedicati a finanziare il debito pubblico giustificandoli con investimenti nel campo della sostenibilità ambientale (Green Bond). In particolare, la Legge di Bilancio 2020-2022 ha previsto l'emissione di titoli di Stato Green "proporzionata agli interventi con positivo impatto ambientale, finanziati dal Bilancio dello Stato". L'Italia, attraverso l'emissione dei Green Bond, finanzierà la spesa pubblica destinata a contribuire al raggiungimento di uno o più degli obiettivi ambientali individuati dalla Tassonomia dell'UE. Il *Sovereign Green Bonds Framework* italiano prevede esplicitamente che siano considerate ammissibili tutte le spese che rientrano negli obiettivi di "*Protection, restoration and improvement of biodiversity, ecosystems and ecosystem services*".

3.5.2 Il Catalogo BIOFIN-UNDP delle soluzioni finanziarie per il clima e la biodiversità

La nuova Strategia nazionale per la biodiversità, nel quadro della Strategia nazionale per lo sviluppo sostenibile, dovrà prevedere l'ipotesi dell'avvio di un processo per la definizione di un'autonomia finanziaria *multisourcing* (da fonti multiple) sotto gli auspici della CBD e della Strategia per la mobilitazione di risorse (Decisione CBD 14/22) come componente integrante del post-2020 *Global Biodiversity Framework*.

Si tratterà di identificare, all'interno del bilancio annuale, dei flussi monetari dedicati alla biodiversità, al fine di garantire nel tempo gli stanziamenti per le attività di conservazione, ripristino, arricchimento e monitoraggio ambientale.

Nel 2012, nel corso della COP 11 della CBD, la Commissione europea e il Programma per lo Sviluppo delle Nazioni Unite (UNDP) lanciarono un'iniziativa per la finanza per la biodiversità (*Biodiversity Finance Initiative* - BIOFIN), affinché si definissero gli strumenti economici e finanziari per il raggiungimento degli obiettivi del Piano strategico della CBD 2011-20 e del Protocollo di Nagoya.

Secondo il metodo della *Biodiversity Finance Initiative* (BIOFIN) della UNDP, sono necessarie quattro fasi di lavoro per arrivare a consolidare una Piano finanziario che sia affidabile e adeguato. Le fasi prevedono:

(i) l'esame del contesto politico e istituzionale, che identifica determinanti e punti critici, e analizza le soluzioni finanziarie esistenti, ad esempio opzioni di politica fiscale, incentivi dannosi ed eventuali impedimenti all'attuazione, e determina gli stakeholder che è necessario coinvolgere nel processo;

(ii) l'analisi delle risorse finanziarie pubbliche e private del Paese che vanno a beneficio della biodiversità, con una migliore comprensione dei flussi finanziari;

(iii) la valutazione del nuovo fabbisogno finanziario per il raggiungimento degli obiettivi a breve (al 2030) e a lungo termine (al 2050) e

(iv) la redazione di un piano di finanziamento per la biodiversità che identifichi le soluzioni finanziarie adeguate, stabilendo tra queste una priorità di intervento.

Nonostante nell'ultimo decennio il numero di soluzioni per il finanziamento di attività di conservazione ambientale si sia decisamente ampliato, la spesa per la biodiversità si è mantenuta intorno allo 0,05% del PIL globale. I dati BIOFIN del 2018 segnalano un preoccupante divario tra le risorse necessarie ad attuare il Piano strategico 2011-2020, stimate tra i 150 e i 440 miliardi di dollari l'anno, e la spesa effettiva pari a 52 miliardi; il contributo del capitale privato impegnato nella conservazione è cresciuto significativamente (da meno di un miliardo di dollari nel 2004-2008 a 8,2 nel 2015) ma resta ancora limitato[270][271].

Le soluzioni finanziarie per la biodiversità sono state gradualmente prese in considerazione nei contesti della conservazione ambientale (negoziazioni, accordi multilaterali, politiche ambientali europee e nazionali). Più recentemente, per il settore degli investimenti, sono stati definiti a livello europeo dei criteri (Tassonomia europea degli investimenti sostenibili, come accennato nel paragrafo 3.5.1) che aiutano a stabilire l'effettiv efficacia e sostenibilità degli interventi oggetto di investimento. Tuttavia, gli investimenti sostenibili costituiscono un insieme molto più ampio degli investimenti per la biodiversità, comprendendo ad esempio anche il settore degli investimenti in energie rinnovabili, che non hanno necessariamente effetti positivi sulla biodiversità, e possono anche averne di negativi (si vedano ad esempio numerosi rapporti IUCN; paragrafo sui sussidi dannosi alla biodiversità 3.5.3).

Il contributo della natura all'umanità (*Nature's Contribution to People* - NCP)[272] è reso invisibile da un regime di libero, o quasi libero di accesso alle risorse naturali; tutto ciò è aggravato dalla pressione generata dalla crescita della popolazione e da politiche che incoraggiano la distruzione della biodiversità; questa situazione può essere superata solo contemperando gli interessi privati e quelli pubblici e continuando ad investire nel monitoraggio della biodiversità, nell'informazione e nell'educazione ambientale.

[270] Hamrick, K. (2016). State of Private Investment in Conservation 2016: A Landscape Assessment of an Emerging Market. Forest Trends' Ecosystem Marketplace. Available from: https://www.forest-trends.org/wp-content/uploads/2017/03/2016SOPICReport_FINAL_Full-REV.pdf

[271] BIOFIN Workbook. Finance for Nature, 2018

[272] Díaz S. *et al.* (2018): Assessing nature's contributions to people. Science. Vol. 359, Issue 6373, pp. 270-272 https://www.ipbes.net/news/natures-contributions-people-ncp-article-ipbes-experts-science

La redazione di un Piano Finanziario per la Biodiversità secondo la metodologia BIOFIN, portato avanti a livello nazionale e coordinato dal Ministero dell'Ambiente (Transizione Ecologica), servirebbe a razionalizzare la spesa e reperire nuove risorse, anche attraverso la mobilitazione della finanza privata, che necessita di un contesto normativo chiaro e trasparente per mobilitare risorse in modo incisivo. dare la giusta trasparenza e tracciabilità degli investimenti tanto auspicata dagli investitori privati. La misurazione dell'impatto sarebbe poi facilitata dalla disponibilità di target prefissati e da una rendicontazione periodica, forniti entrambi dalla stessa attuazione della Strategia per la Biodiversità; una strategia integrata di questo tipo consentirebbe di superare i principali ostacoli riscontrati nella destinazione di risorse, pubbliche o private, per la conservazione ambientale.

Un Piano finanziario, in grado di mobilitare e sorvegliare l'allocazione delle risorse economiche destinate alla biodiversità[273], deve essere caratterizzato da una visione a lungo termine e da un rigoroso processo di valutazione dell'impatto degli investimenti, inclusi quelli derivati dai fondi per la conservazione, dai fondi per il carbonio e da altri fondi ambientali già esistenti.

Concludendo, quindi, il Piano per il finanziamento per la Biodiversità, insieme alla nuova Strategia, potrebbero rappresentare il quadro nazionale di riferimento su questo tema, esplicito nei suoi obiettivi e negli strumenti per raggiungerli e trasparente in termini di impatto delle risorse investite, così da convogliare le risorse esistenti ed attirarne di nuove (pubbliche e private).

La classificazione delle soluzioni finanziarie per la biodiversità

Le soluzioni finanziarie identificate nell'ambito dell'iniziativa BIOFIN partono dal presupposto che i Governi, i privati, la società civile e i consumatori contribuiscono tutti alla soluzione del problema ambientale e sono dunque tutti necessari attori nella ricerca delle potenziali soluzioni, in questo caso finanziarie, progettate per attivare cambiamenti positivi di lunga durata per sistemi socio-economici resilienti che fanno affidamento sulle risorse naturali.

Figura 67. Schema del metodo da BIOFIN *Workbook* 2018.

Nell'ambito dell'Iniziativa BIOFIN, le soluzioni finanziarie sono state raccolte all'interno di un Catalogo (disponibile online e in continuo aggiornamento) che li classifica secondo i seguenti criteri: (i) la tipologia; (ii) la natura pubblica o privata del finanziamento; (iii) i risultati attesi e (iv) il settore di applicazione.

I quattordici settori beneficiari considerati dal Catalogo, sono: acqua, agricoltura, aree protette, commercio, energia, attività mineraria, finanza, foreste, infrastrutture, manifatturiero, pesca, trasporti, turismo e altro.

Per quanto invece riguarda le tipologie di soluzione finanziaria, queste sono legate alla policy o al settore economico di origine e definite dal Catalogo in sei gruppi:

[273] BIOFIN Workbook. Finance for Nature, 2018.

1. **Fiscale (*Fiscal*)**: si tratta di riforme governative per l'attuazione di misure fiscali ambientali, ad esempio per modificare la riallocazione dei proventi fiscali, istituire *earmarking* (destinazione vincolata) per la biodiversità, istituire tasse verdi, pedaggi, tariffe o royalties sull'uso e il prelievo di risorse, istituire incentivi per le buone pratiche e comportamenti virtuosi o eliminare sussidi dannosi per la biodiversità.
2. **Normativo (*Regulatory*)**: include le riforme normative (modifiche o introduzione di nuovi regolamenti) per favore la conservazione delle risorse naturali. In questo contesto e affinché la legge sia resa efficace, le sanzioni pecuniarie vanno considerate non solo come strumenti atti a prevenire i reati ambientali, ma anche come soluzioni per finanziare direttamente misure di prevenzione quali monitoraggio e controllo ambientale.
3. **Mercato (*Market*)**: rientra in questo gruppo qualsiasi strumento che coinvolge o influenza direttamente le transazioni o i prezzi di mercato. In questa categoria vi sono i pagamenti per i servizi ecosistemici, i mercati *cap and trade* (principalmente quelli del carbonio, ma è possibile anche per acqua e biodiversità), le certificazioni dei prodotti e dei processi, i prodotti bancari legati a condizionalità ambientale e le premialità sui risultati. I mercati in genere necessitano di regolamenti e sono favoriti da forme di incentivi e compartecipazioni pubbliche.
4. **Contributi (*Grant*)**: comprendono i trasferimenti di somme, beni o servizi per i quali non è previsto il rimborso. Principalmente si tratta di aiuti per lo sviluppo e per la conservazione della biodiversità nei Paesi emergenti, ma vi rientrano anche tutti i finanziamenti di origine filantropica, dalle donazioni individuali al *crowdfunding*, per associazioni ambientaliste o progetti che in genere sono caratterizzati da una forte coinvolgimento mediatico e sociale.
5. **Debito/Capitale (*Debt/Equity*):** sono inclusi gli investimenti sotto forma di titoli di credito emessi da società o enti pubblici, in cambio della cancellazione totale o parziale del debito o di un'erogazione immediata da impegnare in attività che abbiano risvolti positivi, diretti o indiretti, sulla biodiversità. Il debito può essere sotto forma di prestiti rimborsabili, obbligazioni governative o societarie, mentre il capitale può essere costituito da azioni della società o da altre forme di proprietà. Rientrano nella categoria i *Green* e i *Blue Bonds,* ma anche i *Venture Capitals* e gli incubatori di aziende che operano nel settore ambientale in maniera sostenibile.
6. **Gestione del rischio (*Risk*)**: ne fanno parte gli strumenti finanziari che comportano il trasferimento di rischi tra due o più parti. Il trasferimento dei rischi può essere collegato a una transazione di pagamento (ad esempio un tipico schema assicurativo) o a un accordo specifico (garanzie verdi) tra due o più parti. Le assicurazioni per il risarcimento di danni da eventi climatici estremi si stanno diffondendo sempre più, in particolare nel settore agricolo, e spesso offrono schemi di premialità e meccanismi bonus/malus sulla base di azioni messe in atto per rendere la risorsa assicurata più resiliente e meglio adattata.

Infine, il Catalogo BIOFIN classifica le soluzioni finanziarie in base al risultato atteso, in un *range* che va da una situazione ideale in cui il danno viene evitato a monte, fino al riallineamento delle spese già avviate:

1. **Evitare la necessità di spese future *(Avoid)***: si ottiene con misure che riducono o modificano all'origine politiche, spese o comportamenti controproducenti, con la conseguenza di un risparmio non solo in termini di risorsa naturale, ma anche di risorse economiche derivanti dal danno evitato (ad es. eliminazione dei sussidi dannosi).
2. **Generare entrate *(Generate)***: un risultato legato a meccanismi di riscossione, come ad esempio le tasse ambientali ma anche le tariffe dell'acqua, gli *offset* sui pedaggi di infrastrutture grigie, i biglietti di ingresso alle aree protette, le pene pecuniarie per i reati ambientali o le *royalties* sullo sfruttamento delle risorse naturali statali, tutte soluzioni finanziarie che possono generare o far leva su risorse aggiuntive che derivano dall'uso della risorsa e vengono restituite alla biodiversità.
3. **Fornire uno sforzo di gestione della biodiversità più efficace *(Deliver)***: misure o strategie che possono migliorare l'efficacia/efficienza dei costi, per cui la condizionalità ambientale e la premialità divengono motore per favorire sinergie e conservazione delle risorse, come ad esempio i fondi per l'innovazione tecnologica, le agevolazioni ai prestiti oppure gli sgravi per le aziende virtuose. Migliorare l'efficacia dei processi produttivi rappresenta comunque già di per sé una forma di guadagno economico immediato per il privato e indirettamente una minore pressione sulla biodiversità.
4. **Riallineare le spese correnti *(Realign)***: deviare i flussi monetari da attività e consumi che danneggiano gli ecosistemi, verso altre più sostenibili o, ancora meglio, verso attività di investimento dirette nella conservazione della biodiversità, a larga scala. Si tratta di un risultato che in genere si ottiene attraverso una serie di riforme politiche e fiscali, tra le più importanti vi è l'eliminazione dei sussidi dannosi per l'ambiente. Su piccola scala, invece, tra gli esempi possibili la creazione di schemi di pagamento per i servizi ecosistemici o i pagamenti di compensazione.

Analisi dei dati raccolti dal Catalogo UNDP-BIOFIN

Il Catalogo UNDP-BIOFIN raccoglie ad oggi 153 soluzioni finanziarie per la biodiversità (Allegato H), equamente distribuite in tutti i 14 settori beneficiari, applicate sia nel pubblico che nel privato. Nell'elenco le soluzioni di tipo normativo (*Regulatory*), fiscale (*Fiscal*) e di mercato (*Market*) rappresentano il 74% delle soluzioni del Catalogo, mentre la restante parte, il 26%, è costituito dagli strumenti di debito/capitale (*Debt/Equity*), Contributi (*Grant*) e di copertura del rischio (*Risk*) (Figura 68).

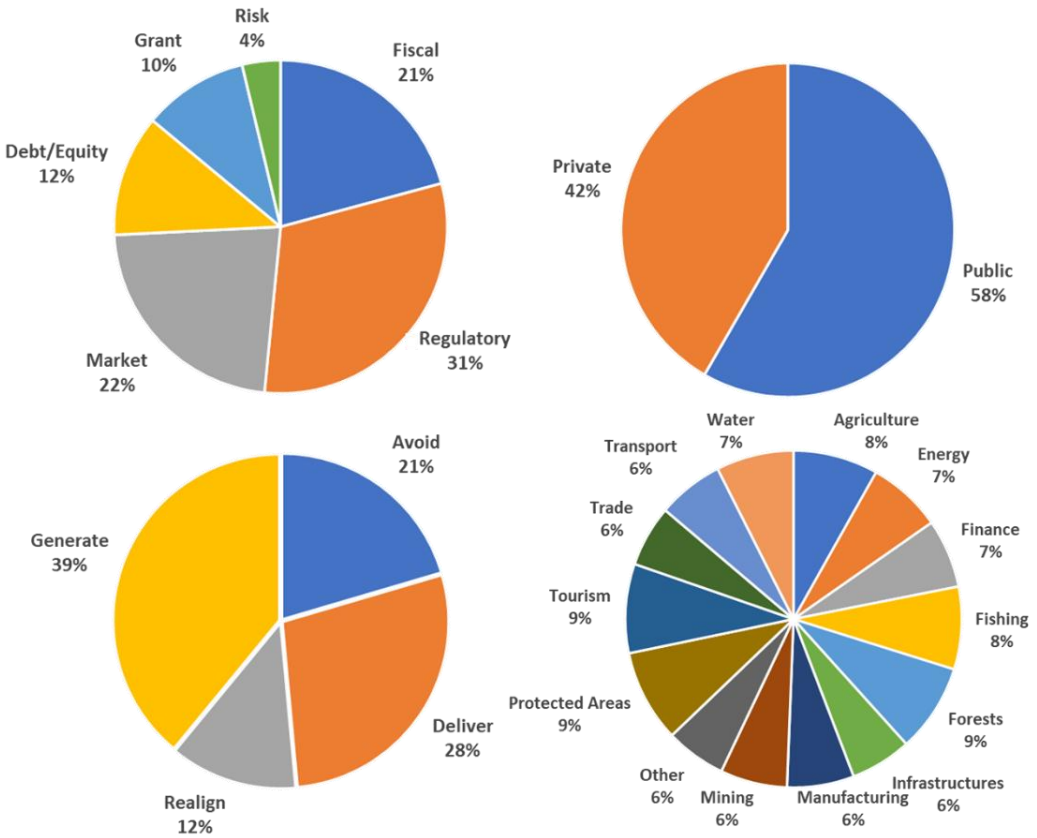


Figura 68. Rielaborazione delle categorie in percentuale a partire dai dati del Catalogo BIOFIN.

Il gruppo di soluzioni finalizzate al riallineamento (*Realign*) è il meno popolato con il 12% del totale delle soluzioni, mentre il 39% è rappresentato da soluzioni in grado di generare nuovi flussi in entrata (*Generate*). Infine, il 21% delle soluzioni del Catalogo sono dirette ad evitare i danni (*Avoid*), in linea tra l'altro con il principio europeo del *do no significant harm* (peraltro equivalente al *primum non nocere* di Ippocrate) riducendo le spese pubbliche e private controproducenti per la natura e quindi il costo delle esternalità negative.

Di tutte le soluzioni evidenziate dal catalogo BIOFIN, alcune sono immediatamente applicabili nel contesto italiano, mentre altre necessitano di provvedimenti giuridici o amministrativi più o meno complessi. Una rapida analisi di fattibilità consentirebbe in breve tempo di avere un'idea dei gettiti attivabili nell'immediato.

- *Fiscale (Fiscal) e Normativo (Regulatory)*

La riforma verde (o ecologica) della tassazione è una delle principali soluzioni e prevede, tra l'altro, l'eliminazione graduale di sussidi (cfr. par 3.5.3) che direttamente o indirettamente danneggiano l'ambiente e la biodiversità (*Reform subsidies harmful to biodiversity*). Tra i sussidi più difficili da eliminare vi sono gli incentivi sui carburanti fossili (*Fossil*

fuel subsidies) e quelli sui pesticidi e sui fertilizzanti (*Pesticides and fertilizers subsidies*), la cui rimozione ridurrebbe esternalità negative quali gli effetti sul clima e l'eutrofizzazione e l'inquinamento delle acque[274].

Altre soluzioni sono i trasferimenti fiscali tra enti governativi (*Ecological fiscal transfer*) che possono essere adottati per ridistribuire il gettito fiscale tra i livelli di governo, dalle giurisdizioni nazionali e regionali a quelle locali, inserendo indici di conservazione nella formula di allocazione fiscale, premiando così gli investimenti nella conservazione e incentivando l'espansione delle aree protette, delle foreste o di altro capitale naturale.

Analogamente si può migliorare l'efficienza del bilancio pubblico (*Enhance public budget execution*) con misure che promuovono la spesa di qualità dei fondi impegnati ed eliminando i ritardi dell'amministrazione con premi di risultato e formazione (*capacity building*). L'introduzione del bilancio basato sui risultati, pur non essendo una misura diretta per la biodiversità, è considerata una buona pratica anche se non ampiamente applicata. Il monitoraggio dei risultati dovrebbe prevedere anche un sistema affidabile di indicatori oggettivamente verificabili (*Result based budgeting*).

Per quanto riguarda le concessioni dello Stato ai privati rispetto all'uso e al prelievo delle risorse naturali pubbliche, esse sono tra le principali fonti di entrata secondo il Catalogo UNEP-BIOFIN. Ad esempio, le royalties nazionali per lo sfruttamento del sottosuolo (quelle italiane sono tra le più basse d'Europa) potrebbero essere destinate ad attività di conversione energetica e di compensazione per la biodiversità (*Earmarking and retention of biodiversity revenues)* anziché per la spesa corrente come invece avviene[275].

La destinazione vincolata dei gettiti può avvenire anche a partire da imposte su operazioni finanziarie, come l'acquisto o la vendita di strumenti azionari, opzioni e contratti a termine. Ad esempio, una quota della tassa francese sulle transazioni finanziarie è destinata alla capitalizzazione del Fondo per il Capitale Verde (*Earmarking of taxes on financial transactions*)[276]. La versione più nota è probabilmente la *Tobin tax* che ha lo scopo di tassare il trading ad alta frequenza e le altre operazioni finanziarie a carattere speculativo a breve termine, le cui entrate possono essere destinate ad attività sostenibili.

Il Catalogo UNDP-BIOFIN include in questa sezione anche le entrate derivanti da tasse e tariffe pagate secondo i principi "chi inquina paga" e "chi usa paga". Le imposte sul capitale naturale rinnovabile (*Taxes on renewable natural capital*) contribuiscono a catturare il valore della produzione della natura e a internalizzare il vero costo del degrado dell'ecosistema influenzando il prezzo del capitale naturale consumato.

L'integrazione della tariffa idrica, con una quota aggiuntiva a favore della biodiversità (*Water tariffs, charges or fees*) direttamente in bolletta, potrebbe finanziare ad esempio la riqualificazione degli ecosistemi fluviali per un aumento della funzionalità ecosistemica nell'ottica dell'adattamento ai cambiamenti climatici ed una tutela delle sorgenti ed attenta gestione sostenibile dei versanti il risanamento e la protezione delle sorgenti di captazione, rinaturalizzazione delle aste fluviali in tutti i bacini idrografici nonché la protezione e il ripristino delle zone umide. Le imposte e tasse nel settore del turismo (*Taxes and fees in the tourism sector*), una sorta di tassa di soggiorno, ma destinata alla biodiversità, potrebbero fornire un finanziamento costante per le aree protette o per altre misure di conservazione. Altre soluzioni analoghe elencate dal Catalogo sono le tasse di ormeggio *(Mooring fees)*, tasse per le riprese video e foto in alcuni parchi o aree protette (*Filming and photography fees*), tasse per le immersioni *(Diving fees)*, tasse per l'arrampicata *(Climbing fees)*, tasse d'ingresso *(Entrance fees)* e, in sinergia, le sanzioni per la caccia, la pesca e la raccolta illegali *(Penalties for illegal hunting and collecting)*.

Infine, l'integrazione del capitale naturale nei conti pubblici e privati è cruciale per compiere scelte accurate su investimenti in sostenibilità, a breve, medio e lungo termine. Una migliore contabilità economica ambientale, inoltre, è di supporto ai politici che vogliano tenere conto, nell'ambito dei processi decisionali, anche degli aspetti legati al capitale naturale e ai servizi ecosistemici (*Promoting natural capital accounting*).

- *Mercato (Market)*

L'introduzione di una *carbon tax*, attualmente in discussione a livello europeo nell'ambito del Green Deal, consente di internalizzare le esternalità dovute alle emissioni di gas serra e a riorientare consumo, produzione e investimenti

[274] https://www.minambiente.it/pagina/catalogo-dei-sussidi-ambientalmente-dannosi-e-dei-sussidi-ambientalmente-favorevoli
[275] The fossil fuel bailout: G20 subsidies for oil, gas and coal exploration (2014), pagina 56. http://priceofoil.org/content/uploads/2014/11/G20-Fossil-Fuel-Bailout-Full.pdf
[276] Catalogo UNDP-BIOFIN http://biodiversityfinance.net/finance-solutions

verso attività più sostenibili, in un'ottica di raggiungimento convergente degli obiettivi di neutralità climatica al 2050, di tutela della biodiversità in base agli Aichi targets rinnovati e degli SDGs.

Il meccanismo di accreditamento del carbonio rappresenta una soluzione finanziaria di mercato che consente di trasferire il costo della riduzione delle emissioni climalteranti direttamente agli emettitori, attraverso un sistema di *cap and trade,* ovvero un'azione sinergica tra l'introduzione di atti normativi con la fissazione di obblighi di riduzione delle emissioni e la predisposizione di strumenti di mercato per la compravendita e lo scambio di quote, in questo caso di carbonio (*Climate credits mechanism*). Il sistema di scambio europeo per le emissioni di CO_2 (UE ETS) è attualmente il più avanzato e il più esteso a livello mondiale. Tale sistema, tuttavia, non produce automaticamente effetti positivi sulla biodiversità, se non indirettamente.

Analogo al precedente è il mercato della qualità dell'acqua (*Water quality market*), basato sul sistema *cap and trade* per ridurre l'inquinamento idrico puntuale (industriale) e diffuso (agricolo), riducendo i costi della depurazione, e consentire una riduzione dei consumi e un'allocazione più efficiente della risorsa nei momenti di scarsità. Il sistema di scambio di quote di biodiversità (*Biodiversity offsets – biobanking*) prevede che i crediti di compensazione possano essere accumulati da proprietari terrieri, agricoltori, o altri consumatori di suolo, per attività di gestione e di conservazione di habitat e rivenduti come unità di scambio negoziabili definite dal valore ecologico associato all'habitat gestito. Il *biobanking* si associa ad un obiettivo, su un determinato spazio geografico, di azzerare la perdita netta di biodiversità (*biodiversity neutrality*) all'interno del quale si colloca il mercato. Un presupposto indispensabile per l'utilizzo di un sistema di questo tipo è l'esistenza di dati accurati ed aggiornati circa lo stato di conservazione e l'estensione degli habitat esistenti per assicurare l'accuratezza delle stime di compensazione. Altri esempi riguardano i crediti generati dalla conservazione delle zone umide (*Wetland banking*) o dalla riduzione dei nutrienti (*Nutrient trading*) il cui limite viene stabilito e i crediti scambiati; i crediti possono avere un valore monetario che può essere pagato al venditore per l'utilizzo di pratiche di gestione che riducono i fertilizzanti azotati.

Più recentemente è stata proposta, a livello nazionale, l'istituzione di una banca di mitigazione[277] dotata di un fondo pubblico-privato per il finanziamento di progetti per il ripristino e la riqualificazione ecologica, a partire dai quali vengono generati i crediti di mitigazione, locali e regionali, utilizzabili dalle imprese per esigenze di compensazione ambientale. Anche in questo caso è necessaria una conoscenza accurata dello stato di conservazione degli ecosistemi e va definito il limite spaziale di *biodiversity neutrality*, così come gli obiettivi e gli standard di prestazione (*Mitigation banking*).

I pagamenti ai servizi ecosistemici sono soluzioni che si collocano a metà tra il mercato e la regolamentazione; ad oggi gli esempi di attuazione sul territorio nazionale sono sporadici e per lo più conclusi in maniera volontaria, su piccola scala locale, tra pubblico e privati e senza intermediari (*Payment for Ecosystem Services; Conservation services for private land owners*).

Una versione rielaborata del vincolo di destinazione è la servitù di conservazione (*Conservation easement*), ovvero una restrizione volontaria e a lungo termine (o a perpetuità), posta in essere dal proprietario su una proprietà privata, al fine di proteggere le risorse naturali ad essa associate. La servitù viene donata volontariamente e può generare crediti d'imposta o pagamenti e accompagna la proprietà anche in caso di vendita. Dal momento che impedisce alcuni tipi di utilizzo, può servire a frenare il consumo di suolo nel tempo mentre il terreno rimane in mani private. La servitù di conservazione è tradizionalmente incentivata con agevolazioni fiscali.

Infine, la certificazione dei prodotti e dei processi, attraverso l'etichettatura, fornisce informazioni utili ad orientare le scelte di consumo all'interno del mercato. La certificazione è su base volontaria e per essere efficace necessita della diffusione di un elevato livello di sensibilizzazione dei consumatori finali (*Eco-labels*).

- *Contributi (Grants)*

Nella categoria dei contributi rientrano una serie di soluzioni che si basano sulla volontarietà o sulla filantropia sotto forma di donazioni e consumo critico e che quindi dipendono, come per le certificazioni, dalla diffusione della consapevolezza sui temi ambientali. Nel Catalogo UNDP-BIOFIN sono inclusi ad esempio i ricavi generati da una serie di prodotti di *merchandising* a tema con la fauna o la flora selvatica oggetto di conservazione (*Conservation or wildlife themed items*), una soluzione in genere adottata nei Parchi e nelle aree protette, ma che potrebbe essere estesa anche in altri contesti.

[277] Position Paper 2020 del Gruppo di Lavoro ASviS sulla Finanza per lo Sviluppo Sostenibile. https://asvis.it/public/asvis2/files/Approfondimenti/GdL_Trasv_FINANZA.pdf

Infine, si annovera l'approccio innovativo del *Project Finance for Permanence* (PFP), ripreso dal "*project financing*", ovvero un'iniziativa di finanziamento a medio-lungo termine di progetti complessi (es. partnership per opere pubbliche) che, nel caso specifico, andrebbe a finanziare in modo continuativo le attività di conservazione e di espansione delle reti ecologiche. Si tratta di un unico negoziato tra il governo, le fondazioni, i donatori privati e altri soggetti finanziatori, per rendere meno frammentario il finanziamento delle aree protette. PFP di successo sono stati completati in Brasile, Costa Rica e Canada.

- *Debito/Capitale (Debt/Equity) e Gestione del rischio (Risk)*

Il Catalogo include una serie di soluzioni finanziarie per la biodiversità che si basano sulla premialità e sulla condizionalità ambientale nella concessione di vantaggi economici e finanziari a soggetti privati che investono sostenibilmente. Sono incluse le strategie aziendali che mirano all'efficienza energetica e tecnologica, previa verifica degli effettivi benefici per la biodiversità direttamente o indirettamente prodotti, e alla riduzione degli impatti e dell'uso delle risorse nei processi produttivi. Pur essendo efficaci dal punto di vista dei costi, queste strategie potrebbero richiedere una spesa iniziale in conto capitale difficilmente accessibile, per cui gli investimenti andrebbero incoraggiati, ad esempio, attraverso un accesso mirato al capitale (*Corporate sustainability - technology upgrade and maintenance*) o con fondi di investimento (*Biodiversity Enterprise Funds*) altamente flessibili che forniscono debito o capitale alle aziende che proteggono o utilizzano la biodiversità in modo sostenibile; o, ancora, proponendo l'investimento a monte del processo produttivo, per rendere sostenibile la gestione della catena di fornitura, migliorando l'efficacia dei costi e il profilo di rischio (*Corporate sustainability - corporate supply chain management*).

A sostenere i privati nel rischio di investimento nella transizione ecologica, vi sono anche le garanzie, pubbliche o private, che aiutano gli imprenditori ad ottenere finanziamenti bancari assicurando al prestatore, in caso di inadempienza, una determinata quota del capitale finanziato (*Financial guarantees*). Ciò consente ai finanziatori tradizionali di assumere rischi e di aprirsi a nuovi mercati al di fuori degli attuali profili di rischio. Il sistema può essere collegato ad attività legate alla biodiversità, che spesso operano in mercati non maturi e mancano di documentazione finanziaria.

Il Catalogo UNDP-BIOFIN include, inoltre, gli incubatori d'impresa per la biodiversità (*Biodiversity business incubator*), istituzioni, governi statali, coalizioni di sviluppo economico o altri investitori, che forniscono servizi tecnici o finanziari per rafforzare le *start-up* e le imprese in fase iniziale, facilitando l'incontro di capitali, ma, in questo caso, con un impegno esplicito verso la conservazione della biodiversità. Per i rischi più elevati c'è poi il capitale di rischio (*Venture capitals*) che riguarda per lo più piccole imprese in fase iniziale e ad alto tasso di crescita che operano nel settore della biodiversità. Le obbligazioni verdi infine possono mobilitare risorse per generare benefici ambientali: nella forma più semplice, un emittente obbligazionario (pubblico o privato) raccoglierà un importo fisso di capitale per finanziare attività legate alla biodiversità, rimborsando il capitale e gli interessi maturati in un determinato periodo di tempo (*Blue, Green, SDG Bonds*).

Le aziende che operano in settori economici ad alto rischio, a causa di possibili eventi estremi climatici, possono assicurare le loro operazioni (*Disaster risk insurance*). Le compagnie di assicurazione dispongono anche di sconti sui premi in caso di adozione di misure ecologiche che contribuiscono a mitigare i rischi sostenuti dagli assicuratori e producono benefici ambientali, come ad esempio gli sconti sui premi dell'assicurazione contro gli incendi per i proprietari terrieri privati che mettono in atto misure di prevenzione (*Disaster risk insurance-green measures to reduce insurance premiums*) oppure, nei casi di aziende con processi produttivi impattanti, sconti alle aziende che mettono in atto misure per prevenire potenziali disastri ambientali (*Environmental risk insurance*).

3.5.3 I sussidi dannosi alla biodiversità

I negoziati internazionali della Convenzione per la diversità biologica (CBD) hanno riconosciuto storicamente alla fiscalità ambientale un ruolo cruciale nella promozione dello sviluppo sostenibile, poiché in grado di muovere risorse economiche private attraverso l'uso di incentivi pubblici, di associare valori economici agli ecosistemi, di utilizzare il sistema dei prezzi relativi per orientare consumo, produzione e investimenti. L'articolo 11 della CBD, infatti, impegna i Paesi firmatari ad adottare, nell'ambito delle proprie capacità, misure incentivanti per la conservazione e l'uso sostenibile della biodiversità[278]. Inoltre, sempre sul tema della fiscalità ambientale, la COP della CBD ha approvato, nel 2000, il Programma di lavoro sulle misure di incentivazione per la conservazione e l'uso sostenibile della biodiversità[279] e, dieci anni dopo, l'Aichi target 3, per l'abolizione entro il 2020 di qualunque forma di sussidio dannoso per la diversità genetica[280], e l'Aichi target 20, per la mobilitazione delle risorse finanziarie[281].

Nonostante gli impegni presi nei negoziati internazionali, i Paesi firmatari ad oggi non hanno raggiunto gli obiettivi Aichi prefissati, così come non hanno raggiunto la maggior parte degli Aichi target per lo stesso periodo 2011-2020[282]. Rispetto all'abolizione dei sussidi dannosi, diversi Paesi (Italia inclusa) si sono impegnati a realizzare un Catalogo dei Sussidi Ambientalmente Dannosi (SAD) e quindi a consegnarlo ai tavoli governativi, ma soltanto nel 20% dei casi è poi seguìto, da parte della politica, l'avvio di un processo di riforma per l'eliminazione dei SAD identificati[283].

Gli incentivi per la biodiversità, dannosi e favorevoli, rientrano nel più ampio *framework* dei sussidi ambientali. L'UE è impegnata da tempo sull'eliminazione dei SAD: dal 2006 con la Strategia dell'UE per lo sviluppo sostenibile[284] e la richiesta per una Roadmap per la riforma e la graduale eliminazione dei SAD e, più recentemente, con la Strategia Europa 2020[285] e l'impegno per una completa eliminazione entro il 2020[286].

L'Italia, muovendosi nel solco europeo, si è dotata nel 2015, mediante la stessa legge che ha istituito il Comitato per il Capitale Naturale, di un "Catalogo dei sussidi ambientalmente dannosi e dei sussidi ambientalmente favorevoli" o più brevemente Catalogo dei Sussidi Ambientali (CSA), istituito presso il MATTM e arrivato oggi alla sua terza edizione, alla quale si rimanda per le definizioni, i dettagli tecnici e gli altri approfondimenti sull'argomento[287].

Tra le diverse definizioni di "sussidio", il CSA prende a riferimento la definizione estesa dell'OCSE (2006): "Un sussidio è una misura che mantiene i prezzi per i consumatori al di sotto dei livelli di mercato, o mantiene i prezzi per i produttori al di sopra dei livelli di mercato o che riduce i costi per i produttori e i consumatori, tramite sostegno diretto o indiretto".

Ci sono stretti legami tra sussidi alla biodiversità e sussidi ambientali, i primi essendo un sotto-insieme dei secondi. Gli impatti negativi sulla biodiversità sono spesso una conseguenza di impatti ambientali più ampi; l'agenda per la loro riforma dovrebbe, ove possibile, essere considerata insieme. Nel contesto della CBD, con la decisione X/44[288], viene introdotta la terminologia di "incentivi dannosi per la biodiversità", definiti come incentivi dannosi esistenti

---

[278] L'articolo 11 della Convenzione stabilisce che: "*Ogni parte contraente adotta, nella misura del possibile e del caso, misure economicamente e socialmente valide che fungono da incentivo per la conservazione e l'utilizzo sostenibile dei componenti della diversità biologica*".

[279] https://www.cbd.int/incentives/background.shtml

[280] Aichi target 3: "*Entro il 2020, al più tardi, gli incentivi, compresi i sussidi, dannosi alla biodiversità vengono eliminati, o riformati in modo da minimizzare o evitare impatti negativi, gli incentivi positivi per la conservazione e l'uso sostenibile della biodiversità vengono invece sviluppati e applicati, in maniera coerente e in armonia con la Convenzione e gli altri obblighi internazionali e tenendo conto delle condizioni socio-economiche dei paesi*".

[281] Aichi target 20: "*Entro il 2020, al più tardi, la mobilitazione delle risorse finanziarie per un'attuazione efficace del Piano strategico per la biodiversità 2011-2020 da tutte le fonti, ed in accordo con il processo consolidato e concordato nella Strategia per la Mobilitazione delle Risorse, dovrebbe crescere sostanziosamente dai livelli attuali. Questo target sarà soggetto a cambiamenti contingenti alle valutazioni delle risorse necessarie che si attueranno e che saranno messe a disposizione dalle Parti*".

[282] CBD (2020). Global Biodiversity Outlook (GBO5), p. 44. https://www.cbd.int/gbo/

[283] CBD (2020). Global Biodiversity Outlook (GBO5), p. 44. https://www.cbd.int/gbo/

[284] Consiglio europeo (2006) https://www.consilium.europa.eu/ueDocs/cms_Data/docs/pressData/it/ec/90128.pdf

[285] Comunicazione della Commissione europea COM(2010) 2020. https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2010:2020:FIN:IT:PDF

[286] Comunicazione della Commissione europea, "The Roadmap to a Resource Efficient Europe" (COM(2011) 571) https://ec.europa.eu/environment/resource_efficiency/about/roadmap/index_en.htm

[287] https://www.minambiente.it/pagina/economia-ambientale

[288] https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-44-en.pdf

per i settori che possono potenzialmente influenzare la biodiversità; in questo caso i sussidi sono un sotto-insieme degli incentivi. La valutazione dei BHS deve tener conto, come suggerito dallo IEEP[289], della possibilità di irreversibilità dei danni, dell'allarmante tasso attuale di perdita di biodiversità e, di conseguenza, della necessità di applicare approcci precauzionali.

Dal 2016 ad oggi, il gruppo di lavoro del CSA ha avviato la raccolta periodica e sistematica dei sussidi ambientali del nostro Paese. Il lavoro ha fornito non solo un'importante analisi di economia ambientale, ma anche uno strumento decisionale a servizio della politica e una valida base di partenza per il lavoro sui sussidi per la biodiversità, richiesto dalla CBD, dalla nuova Strategia europea per la Biodiversità al 2030 e, più in generale, dalle urgenti politiche di conservazione della natura.

Altri Paesi europei hanno sviluppato analisi dei sussidi dannosi per la biodiversità (*Biodiversity Harmful Subsidies* - BHS), ad esempio la Francia con il "Rapport Sainteny" del Governo (2012)[290]; si noti che la definizione adottata nel rapporto francese è estremamente estesa e i BHS corrispondono quasi integralmente ai SAD (*Environmentally Harmful Subsidies* - EHS). Da diversi anni in Germania viene pubblicato un rapporto sui SAD a cura dell'Agenzia Federale dell'Ambiente (BMU) che include ovviamente anche i BHS[291]; recentemente, uno specifico approfondimento dell'altra Agenzia Federale per la Protezione della Natura (BfN) è stato pubblicato come rapporto sui sussidi dannosi alla biodiversità (dicembre 2019)[292].

- *Metodologia per l'identificazione dei sussidi per la biodiversità*

Partendo dalla base informativa del CSA3, composta dai 171 sussidi finora identificati e relativi al 2018, è stato realizzato un approfondimento con un'analisi di dettaglio rispetto agli impatti complessivi a carico delle componenti biotiche (fauna e flora) e abiotiche (suolo, acqua e aria) degli ecosistemi.

Gli effetti sulla biodiversità generati dalle attività economiche incentivate, sono stati identificati seguendo il metodo sviluppato, su richiesta della Commissione europea, dall'Istituto per le politiche ambientali europee (*Institute for European Environmental Policy* - IEEP) nel "*Toolkit to identify and reform incentives harmful to biodiversity*"[293]. Si tratta di un *toolkit* per l'identificazione dei sussidi e delle opzioni potenziali per la loro riforma, sperimentato nel Regno Unito dal Dipartimento per l'ambiente, l'alimentazione e gli affari rurali (Defra)[294] (Figura 69).

Lo strumento si sviluppa su quattro fasi; nel presente lavoro è stata sviluppata la prima fase di identificazione, affidando le fasi di riforma ad altri contesti già avviati in tal senso.

La fase 1 è lo *Screening* dei sussidi: questa fase serve a identificare gli incentivi che sono potenzialmente dannosi per la biodiversità basandosi sui criteri di valutazione ambientale, su lavori scientifici, su rapporti specifici, indicatori

[289] S. Withana, P. ten Brink, A. Illes, E. Watkins, D. Russi: Toolkit to identify and reform incentives harmful to biodiversity. (Inizio del Progetto nel 2012 e seconda bozza nel 2017) Institute for European Environmental Policy (IEEP). https://oppla.eu/sites/default/files/uploads/reforming-harmful-incentives-toolkit-beta-version-21-june-2017-sent.pdf

[290] Rapporto Sainteny (2012), Premier Ministre, CAS - Centre d'analyse stratégique. "Les aides publiques dommageables à la biodiversité", La documentation française, vol.43, Rapports et documents. https://www.cbd.int/doc/nbsap/public-incentives-harmful-fr.pdf

[291] Umweltbundesamt-UBA (2016). Umweltschädliche Subventionen in Deutschland 2016. Lea Köder, Andreas Burger (eds).
https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/umweltschaedliche-subventionen-in-deutschland-2016
German Federal Agency of Environment (2016). Environmentally Harmful Subsidies in Germany 2016. Lea Köder, Andreas Burger (eds).
https://www.umweltbundesamt.de/en/environmentally-harmful-subsidies#environmentally-harmful-subsidies-in-germany

[292] Bundesamt für Naturschutz -BfN (2019). Abbau naturschädigender Subventionen und Kompensationszahlungen auf stoffliche Belastungen Ökonomische Instrumente zum Schutz der biologischen. . Schweppe-Kraft, K. Schlegelmilch (Eds). Vielfalt. BMU, Bonn.
https://www.bfn.de/themen/oekonomie/oekonomische-instrumente/subventionen.html
disponibile in inglese su richiesta: German Federal Agency for Nature Conservation (2019). Reduction of environmentally harmful subsidies and compensatory payments for agricultural pollutants - Economic instruments for biodiversity conservation. BMU, Bonn.

[293] IEEP and DEFRA (2012). Guidance to identify and address incentives which are harmful to biodiversity.
https://ieep.eu/0publications/guidance-to-identify-and-address-incentives-which-are-harmful-to-biodiversity

[294] Idem

nazionali e conti ambientali. Per ciascun sussidio sono stati considerati anche il settore economico incentivato e i potenziali effetti negativi sulla biodiversità.

La fase 2 prevede la Valutazione della riforma. L'obiettivo di questa fase è quello di valutare se la riforma/eliminazione dei sussidi può portare significativi benefici ambientali. In tal caso la valutazione dovrebbe essere portata avanti considerando i *trade-off* (compromessi) con gli impatti sociali ed economici esplorati nella fase successiva.

La fase 3 riguarda l'Analisi delle opzioni di riforma: qui si sviluppano opzioni concrete di riforma politica per i sussidi incerti. Questa fase dovrebbe aiutare a preparare il processo decisionale politico per la riforma/eliminazione dei sussidi dannosi per la biodiversità, e dovrebbe aiutare a identificare se la riforma sia consigliabile e/o abbia probabilità di successo.

Infine, la fase 4 si concentra sull'Identificazione delle opportunità di azione. L'obiettivo di questa fase è di identificare le opportunità pratiche e i presupposti già avviati di riforma, nonché il dovuto sostegno pubblico e politico per permetterne l'avanzamento. Questo aiuterebbe nella tempistica e nella definizione delle priorità delle azioni di riforma.

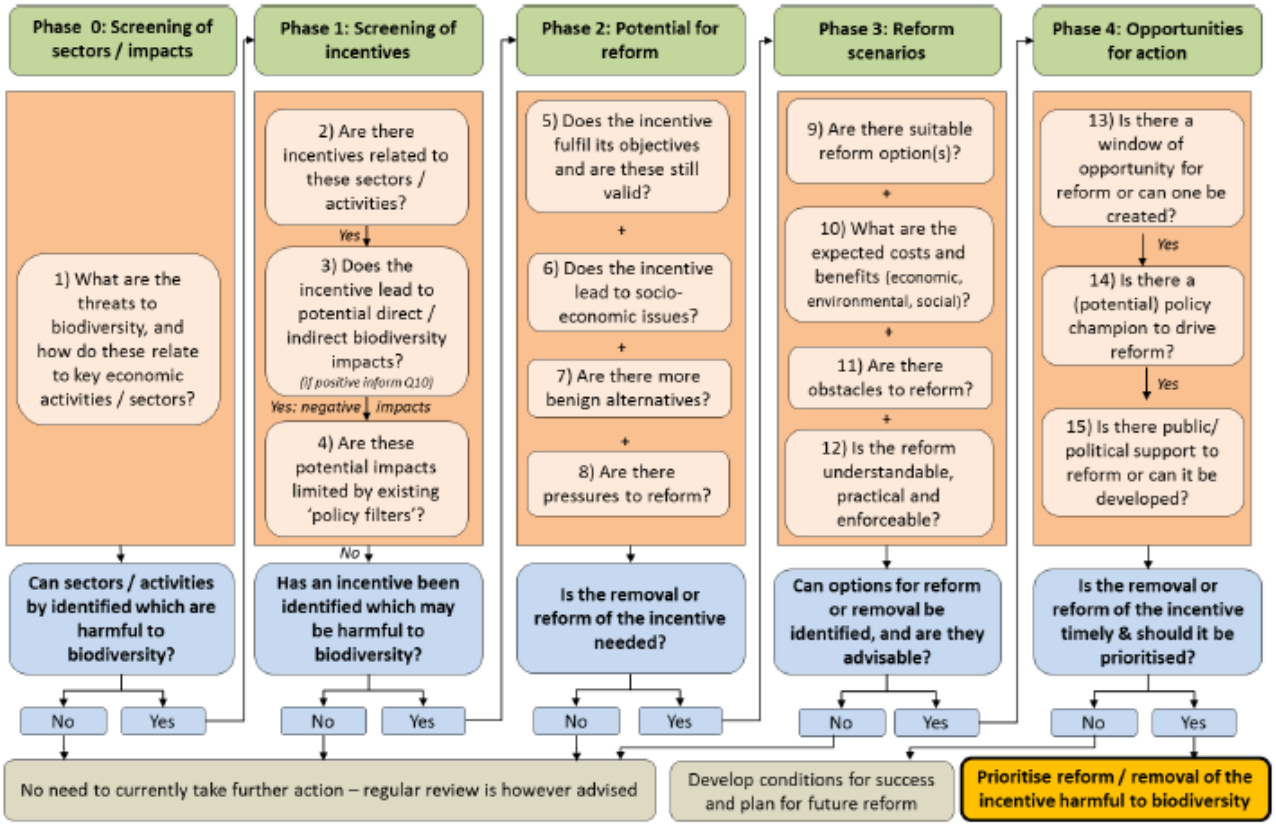


Figura 69. Diagramma di flusso decisionale per la riforma degli incentivi dannosi per la biodiversità (fonte: IEEP, 2017).

In diversi casi, gli impatti dannosi sulla biodiversità sono maggiori degli effetti positivi generati dal sussidio sul resto delle componenti ambientali, al punto che si è attribuita una classificazione diversa rispetto a quella di origine del CSA. In altre parole, ciò che è considerato favorevole per l'ambiente nel suo complesso, in realtà può arrecare danni alla biodiversità, con effetti negativi non percepiti nell'immediato. In quest'ottica, si ripropone fra le diverse dimensioni dell'ambiente il principio *Do No Significant Harm* (DNSH) - equivalente della frase *primum non nocere* attribuita ad Ippocrate - già applicato in ambito UE, ad esempio, per la "Tassonomia delle attività sostenibili" (cfr.

par. 3.5.1)[295]. Per essere considerate ecosostenibili, le attività economiche dovranno, tra l'altro, contribuire in modo sostanziale al raggiungimento di almeno uno dei sei obiettivi ambientali[296] del Regolamento (UE) 2020/852 e non arrecare un danno significativo a nessuno degli altri obiettivi ambientali. Dall'applicazione del Regolamento deriva una classificazione maggiormente selettiva dei sussidi favorevoli e dannosi alla biodiversità.

Un esempio riguarda le fonti di energia rinnovabile come l'idroelettrico che, pur contribuendo a ridurre i gas climalteranti, crea danni irreparabili agli ecosistemi fluviali, incluso alla fauna e alla flora delle zone umide. Non solo, gli sbarramenti sottraggono agli ecosistemi costieri l'apporto dei sedimenti, che anziché dar vita alle zone umide delle lagune e delle foci o agli ecosistemi dunali (tra gli ecosistemi più minacciati a livello globale[297]), ma si accumulano nei bacini artificiali, con elevati costi per il drenaggio e la manutenzione dell'impianto. I sedimenti rimangono in massima parte intrappolati nell'entroterra e quanto arriva al mare è largamente insufficiente (per volumi e granulometria) a bilanciare la naturale azione erosiva sui litorali[298]. L'alterazione del regime di flusso, già di per sé alterato dalla siccità dovuta ai cambiamenti climatici, l'effetto barriera e il surriscaldamento delle acque provocati dall'impianto, sono tra le principali cause di danno alla biodiversità[299].

La riclassificazione dei sussidi da favorevole a dannoso, o da incerto a dannoso, in molti casi deriva anche dall'assenza di progettazione ambientale della misura fiscale. Come ricordato dal CSA, i sussidi andrebbero integrati con criteri di condizionalità ambientale e con la pianificazione territoriale delle attività incentivate; queste mancanze rischiano di mettere in discussione l'efficacia degli sforzi in atto per la giusta transizione ecologica.

- *Analisi dei settori incentivati*

I settori identificati dal CSA sono i seguenti: (i) agricoltura e pesca, (ii) energia, (iii) trasporti, (iv) IVA e (v) Altri. A partire dai cinque settori principali sono stati identificati 27 sottosettori (o settori di secondo livello) (Figura 70).

Gli incentivi che sono direttamente indirizzati a favore della biodiversità sono per lo più inclusi all'interno dei sottosettori dell'Agricoltura e, in particolare, in alcune misure della PAC 2014-2020.

Fino al 2018 risultano largamente assenti sussidi specifici per la biodiversità quali, ad esempio, ampliamento delle reti ecologiche, riqualificazione e ripristino ambientale, bonifiche, *green jobs* per la natura e per la biodiversità, schemi di pagamento ai servizi ecosistemici, turismo sostenibile e educazione ambientale, etc.

Come riportato anche dal CSA, le fonti fossili sono tra le attività dannose, anche alla biodiversità, più incentivate. Altri sottosettori dannosi sono l'agricoltura intensiva, le agevolazioni sui consumi energetici, gli incentivi al consumo e le biomasse. In particolare, le coltivazioni di biomasse energetiche sono considerate dannose per la biodiversità poiché, seppur caratterizzate da un recupero della CO_2 nella fase di crescita delle piante, si tratta comunque di un'attività ad elevato consumo di suolo e dai molteplici impatti per la biodiversità dovuti alla lavorazione agricola intensiva (fertilizzazione, irrigazione, uso di specie alloctone, emissioni da macchinari agricoli, etc.) per cui i benefici risultano minori delle esternalità negative prodotte. La questione se le biomasse da recupero sono da considerare favorevoli o dannose per la biodiversità, rimane aperta e in discussione tra gli esperti.

[295] Regolamento (UE) 2020/852 del Parlamento europeo e del Consiglio del 18 giugno 2020

[296] Gli obiettivi ambientali di riferimento sono: 1) la mitigazione dei cambiamenti climatici; 2) l'adattamento ai cambiamenti climatici; 3) l'uso sostenibile e la protezione delle acque e delle risorse marine 4) la transizione verso un'economia circolare; 5) la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento; 6) la protezione e il ripristino della biodiversità e degli ecosistemi. Regolamento sulla finanza sostenibile (UE) 2020/852. https://ec.europa.eu/info/law/sustainable-finance-taxonomy-regulation-eu-2020-852_en

[297] G Buffa, E Fantinato, L Pizzo (2012). Effects of Disturbance on Sandy Coastal Ecosystems of N-Adriatic Coasts (Italy). https://core.ac.uk/download/pdf/41130028.pdf

[298] Tavolo nazionale sull'erosione costiera MATTM-Regioni e coordinamento tecnico di ISPRA (2016). Linee Guida Nazionali per la difesa della costa dai fenomeni di erosione e dagli effetti dei cambiamenti climatici. https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio_immagini/Silvia%20Velo/tnec-llgg_nazionali_difesa_della_costa_dallerosione_9nov2016.pdf

[299] IEEP and DEFRA (2012): Guidance to identify and address incentives which are harmful to biodiversity. https://ieep.eu/0publications/guidance-to-identify-and-address-incentives-which-are-harmful-to-biodiversity

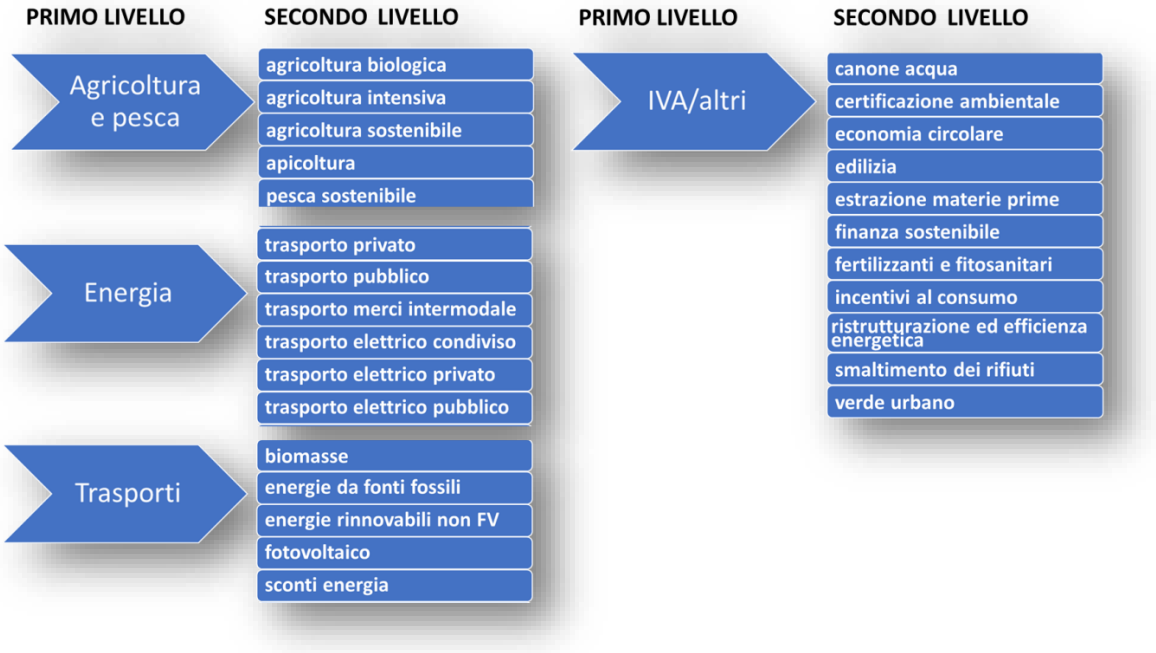


Figura 70. Secondo livello di classificazione con i 27 sottosettori identificati a partire dal primo livello del CSA.

Nel settore Agricoltura e Pesca, si rileva un uso prevalente dell'incentivazione alla produzione agricola con conseguente intensificazione del consumo di suolo; un esempio virtuoso per la conservazione della biodiversità e l'ampliamento delle reti ecologiche, è il pagamento delle indennità per la Rete Natura 2000 (PAC 2014-2020).

Per quanto riguarda la pesca, i sussidi che aumentano la capacità di cattura del pescato dovrebbero essere sempre considerati dannosi per l'ambiente[300] come, ad esempio, i sussidi per l'aumento del numero di imbarcazioni e la modernizzazione della flotta, i canoni per la pesca, le agevolazioni fiscali per i fattori produttivi intermedi (il carburante) che riducono i costi operativi[301]. Il sussidio al fermo pesca, invece, pur dando sostegno alle industrie del settore, si basa su un principio di sostegno diretto al reddito ed è per questo che è stato classificato, nel presente lavoro, come favorevole. Resta comunque indiscussa l'importanza di porre criteri di condizionalità ambientale (ad esempio pesca sostenibile a piccola scala, certificazione del pescato come l'MSC) per rendere la misura ancor più efficace Il TEEB, infatti, riporta il noto esempio del collasso totale degli stock ittici di merluzzo a Terranova, costato 40.000 posti di lavoro, nonostante 15 anni di chiusura della pesca[302].

Si rammenta che è possibile, legittimo e giustificato, aiutare i settori vulnerabili, come ad esempio l'Agricoltura e la Pesca, ma che appare opportuno, da un punto di vista economico ed ecologico, farlo attraverso aiuti diretti e trasparenti, non attraverso misure che danneggiano l'ambiente.

Nel settore Energia, per il presente lavoro, i sussidi alle rinnovabili sono stati considerati favorevoli solo se riferiti ad impianti fotovoltaici installati su superfici già impermeabilizzate (ad esempio installati in sostituzione di coperture di edifici o strutture industriali e commerciali) o se riferiti a produzioni di energia a scala locale e a filiera corta (ad esempio autoproduzione negli impianti; Conto Energia per l'energia autoconsumata; recupero del biogas in situ dagli scarti agricoli) .

Al contrario, altre fonti rinnovabili, in assenza di condizionalità e pianificazione ambientale, sono state riclassificate da favorevoli a dannose. Se situati in modo inappropriato, i parchi solari, alla pari dei parchi eolici, possono avere

[301] UNEP (2004) Analyzing the Resource Impact of Fisheries Subsidies: A Matrix Approach, UNEP, Geneva, www.unep.ch/etb/publications/fishierSubsidiesEnvironment/AnaResImpFishSubs.pdf
[302] TEEB (2010). Chapter 6: Discounting, ethics, and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. *The Economics of Ecosystem Benefits.* TEEB.

impatti significativi sulla biodiversità[303], basti pensare ai danni letali causati all'avifauna da parte di parchi eolici installati in zone vulnerabili come, ad esempio, vicino alle Zone di Protezione Speciale (ZPS) e alle Zone Speciali di Conservazione (ZSC) e lungo le rotte migratorie.

I dati sugli impianti fotovoltaici, superiori a 200 kW, evidenziano ancora la significatività del consumo di suolo dovuto alle installazioni a terra. Secondo il Rapporto sul consumo di suolo dell'Ispra[304], le fonti di energia rinnovabile (FER) pur contribuendo, a livello globale, a ridurre le emissioni, a livello locale implicano impatti significativi in termini di consumo di suolo, diminuzione dei valori estetici, deterioramento della qualità degli habitat, oltre a contribuire al già elevato livello di frammentazione causato dagli insediamenti urbani, dovuta anche alle aree compromesse occupate da strutture ausiliarie come strade e annessi tecnici.

Il consumo di suolo e i suddetti impatti indiretti, causati dal notevole aumento della produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili, sono fattori che andranno monitorati costantemente, in maniera coordinata e integrata, nella prossima attuazione dei piani/programmi nazionali e regionali per l'energia e il clima, per il controllo dell'inquinamento atmosferico e per il controllo dei cambiamenti climatici. In particolare, l'aumento esponenziale degli impianti eolici e fotovoltaici produce spesso significativi impatti sulla componente paesaggio e beni culturali. In particolare, tali interventi, in assenza di una attenta programmazione e pianificazione anche in termini localizzativi, come già la Strategia Energetica Nazionale (SEN) stabiliva, stanno compromettendo vaste porzioni di territori e specifiche valenze paesaggistiche, anche diffuse, come nel caso del paesaggio agrario. Deve, infatti, evidenziarsi, al riguardo, come la realizzazione dei suddetti impianti e delle opere ad essi connesse (cavidotti, strade, piazzole, cabine, ecc.) determinano importanti impatti, anche sinergici e cumulativi, riconducibili anche alle attività di scavo e di cantiere e, una volta realizzati, determinano profonde alterazioni del mosaico paesaggistico con particolare riguardo alla trama di quello rurale.

A tale proposito è utile sottolineare come la tutela paesaggistica e la tutela del patrimonio culturale siano obiettivi specifici e circostanziati, oltre che del Codice dei Beni Culturali e del Paesaggio, anche della Strategia Energetica Nazionale (SEN) e, pertanto, ogni piano e programma che agisca in attuazione o in coerenza con tale strategia non può prescindere dall'assumere i medesimi obiettivi e contribuire a realizzarli.

Ferme restando l'efficienza energetica e la riduzione dei consumi elettrici, le energie alternative rappresentano un caposaldo della lotta ai cambiamenti climatici, ed è per questo che vanno attentamente progettate alla luce delle considerazioni sociali ed ecologiche del contesto territoriale in cui si inseriscono.

Per l'idroelettrico, l'incentivo è considerato favorevole purché la sua fruizione sia compatibile con il quadro di regole e linee-guida riguardanti la tutela della qualità dei corpi idrici ai sensi della direttiva Acque (2000/60/CE).

Inoltre, il DM 23 giugno 2016 sull'Incentivazione dell'energia elettrica prodotta da fonti rinnovabili diverse dal fotovoltaico, a garanzia della sostenibilità dell'incentivazione, pone alcune condizioni ambientali come, ad esempio, per l'idroelettrico prescrive che gli impianti andrebbero realizzati su canali artificiali o condotte già esistenti o su acque di scarico di utenze già esistenti.

Una condizionalità analoga è prescritta anche per le biomasse, intervenendo sia sulla provenienza della materia che sulla tecnologia usata per la produzione di energia e calore. In particolare, il DM cita il Piano di settore per le bioenergie nel quale si prevede che la produzione di biomasse a destinazione energetica debba guardare prioritariamente al recupero e alla valorizzazione degli scarti e residui colturali, zootecnici e della lavorazione dei prodotti agroalimentari, e solo in seconda istanza possono essere utilizzate le colture dedicate.

Per l'energia eolica, un punto di riferimento a tutela della sostenibilità degli impianti, sono sicuramente i Protocolli d'intesa sottoscritti tra l'Associazione nazionale energia del vento (ANEV) e le associazioni ambientaliste. I Protocolli elencano le aree dove escludere la realizzazione di impianti tra cui: le aree di nidificazione di uccelli e chirotteri; aree corridoio per l'avifauna migratoria; aree con presenza di alberi ad alto fusto e Zone A di parchi regionali e nazionali[305].

---

[303] IEEP and DEFRA (2012): Guidance to identify and address incentives which are harmful to biodiversity. https://ieep.eu/0publications/guidance-to-identify-and-address-incentives-which-are-harmful-to-biodiversity

[304] https://www.isprambiente.gov.it/it/archivio/eventi/2020/07/consumo-di-suolo-dinamiche-territoriali-e-servizi-ecosistemici

[305] http://www.amblav.it/Download/Anev.pd
e https://www.legambiente.it/wp-content/uploads/2020/11/Manifesto-ANEV-Legambiente-Greenpeace-KyotoClub-eolico-offshore.pdf

Inoltre, affinché il progetto sia socialmente sostenibile, i Protocolli richiamano il processo di partecipazione con la definizione prioritaria delle azioni d'informazione e sensibilizzazione per la condivisione con le popolazioni e le autorità locali.

Il settore dei Trasporti è uno dei principali responsabili delle emissioni globali di gas serra e di inquinamento atmosferico. In accordo con il CSA, sono stati considerati favorevoli tutti i sussidi volti a promuovere il trasporto pubblico, il trasporto condiviso e il trasporto intermodale, incluso su rotaia.

Ai fini della valutazione dei sussidi per la biodiversità, rispetto a quanto finora espresso nel CSA si propone, in questa sede, una diversa interpretazione dell'incentivazione del trasporto privato elettrico. Secondo le previsioni dell'Enea, infatti, l'uso crescente delle batterie elettriche per immagazzinare energia, in uno scenario base, vedrà aumentare la richiesta di litio più di tre volte tra il 2017 e il 2025. Inoltre, nel 2025 si stima che la sola domanda di veicoli elettrici possa utilizzare 200.000 tonnellate di LCE (carbonato di litio equivalente), all'incirca l'attuale fornitura globale di LCE[306].

L'impatto sulla biodiversità degli incentivi all'elettrico non solo coinvolge il territorio nazionale se non supportato da un rigoroso sistema di economia circolare che recuperi il litio, ma comporta anche un impatto su scala globale, essendo noti gli effetti disastrosi, sociali ed ambientali, dell'estrazione di materie prime e di terre rare, in particolare nei Paesi in via di sviluppo.

Per i settori IVA ed Altri, infine, si registra tra i sussidi dannosi, in accordo con il CSA, lo sgravio sul canone del prelievo dell'acqua da parte delle compagnie di acque minerali; si noti invece che il rincaro dei canoni d'uso, in generale, è annoverato dal Catalogo BIOFIN-UNDP (vedi paragrafo 3.5.2) tra gli strumenti utili ai Governi per raccogliere le risorse finanziarie necessarie al recupero e al ripristino ambientale, all'espansione delle aree naturali e alla conservazione delle risorse naturali.

- *Analisi degli impatti dei sussidi dannosi sulla biodiversità*

I sussidi ambientali influenzano la biodiversità in diversi modi: direttamente o indirettamente e a diversa scala spaziale e temporale. Gli impatti diretti derivano, ad esempio, dall'incentivo all'uso di fertilizzanti in agricoltura; gli impatti indiretti, invece, dalle emissioni di gas serra che scatenano eventi climatici estremi che a loro volta pregiudicano la capacità di mitigazione e adattamento della biodiversità (Figura 71).

Figura 71. Esempio di implicazione diretta ed indiretta della biodiversità in agricoltura (fonte: GIZ 2020, presentazione al webinar BIOFIN *reforming and greening harmful subsidies*[307]).

[306] ENEA 2018: Analisi dei flussi e studio dei mercati reali e finanziari delle materie prime presenti negli autoveicoli elettrici e nelle colonnine di ricarica. https://www.enea.it/it/Ricerca_sviluppo/documenti/ricerca-di-sistema-elettrico/adp-mise-enea-2015-2017/mobilita-elettrica/report-2017/rds-par2017-254.pdf

[307] https://www.biodiversityfinance.net/knowledge-product/biofin-webinar-reforming-and-greening-harmful-subsidies

Gli impatti possono verificarsi a livello locale (ad es. siti estrattivi, edilizia), regionale (ad es. dighe sui fiumi) e nazionale (ad es. perdita di habitat, ecosistemi o specie di importanza nazionale), internazionale (ad es. sussidi all'importazione di litio per le batterie elettriche) e globale (ad es. cambiamenti climatici).

Infine, gli impatti possono essere immediati (ad es. *soil sealing*, dispersione in mare di idrocarburi), oppure prolungati nel tempo fino al superamento di soglie ecologiche critiche (ad es. eutrofizzazione) anche dopo decenni e avvertiti soltanto dalle generazioni successive (ad es. capacità di pesca, uso dei combustibili fossili).

Gli impatti sulla biodiversità, secondo le linee guida dello IEEP (2012), includono:

i. perdita di habitat[308];
ii. inquinamento ed eutrofizzazione[309];
iii. sovra sfruttamento delle risorse[310];
iv. diffusione di specie aliene invasive[311];
v. cambiamenti climatici[312].

Del totale dei sussidi classificati nel presente lavoro come dannosi per la biodiversità: l'84,3% (86 su 102) favorisce l'inquinamento e l'eutrofizzazione, come nel caso degli incentivi ai trasporti, ai fertilizzanti e fitosanitari, all'agricoltura intensiva e allo smaltimento dei rifiuti; il 76,5% (78 su 102) è climalterante poiché incentiva le fonti fossili di energia e i trasporti privati; il 51% (52 su 102) incentiva il consumo di suolo e la frammentazione ed è causa di perdita di habitat come, ad esempio, nel caso della coltivazione delle biomasse o della nuova edilizia; il 33,4% (33 su 102) sostiene il sovrasfruttamento delle risorse, come nel caso degli incentivi alle attività di estrazione delle materie prime, le agevolazioni fiscali sul canone dell'acqua e il sostegno alla pesca; infine, il 19,6% (20 su 102) è potenzialmente impattante per la diffusione di specie invasive aliene come gli incentivi al commercio internazionale e l'agricoltura intensiva (Figura 72).

[308] perdita di habitat è causata del consumo di suolo qualitativo (inquinamento e impoverimento) e quantitativo (*soil sealing*), della frammentazione da agricoltura intensiva e infrastrutture grigie, e del drenaggio di corsi d'acqua, falde e zone umide a favore di attività antropiche idrovore. La perdita di habitat marino-costieri per il deflusso di rifiuti e scarichi oltre che per le attività turistiche, portuali incluse, legate agli ecosistemi dunali.

[309] L'inquinamento e l'eutrofizzazione dipende dalla deposizione di nutrienti trasportati dall'aria, in particolare l'ammoniaca, dagli scarichi degli allevamenti intensivo e dalla lisciviazione dei terreni fertilizzati. L'eutrofizzazione è un processo dovuto all'arricchimento di nitrati e fosfati nelle acque che favoriscono l'accrescimento delle alghe e che a loro volta consumano l'ossigeno disciolto nelle acque provocando la morte per asfissia dell'ittiofauna.

[310] Il sovrasfruttamento delle risorse si verifica quando la velocità di prelievo è maggiore di quella di rinnovo della risorsa stessa, come ad esempio accade per la pesca e gli stock ittici.

[311] Le specie aliene invasive, importate da altri Paesi intenzionalmente o accidentalmente con il commercio internazionale o ancora sfuggite alla cattività o all'agricoltura, si insediano in Paesi diversi da quello di origine andando ad occupare nicchie ecologiche di specie endemiche con le quali entrano in competizione, mettendone a rischio la sopravvivenza perché meglio adattate.

[312] Il noto fenomeno per cui il considerevole e repentino aumento di emissioni di anidride carbonica e di altri gas ad effetto serra di origine antropica, hanno provocato l'aumento della temperatura globale, innescando effetti devastanti sul clima.

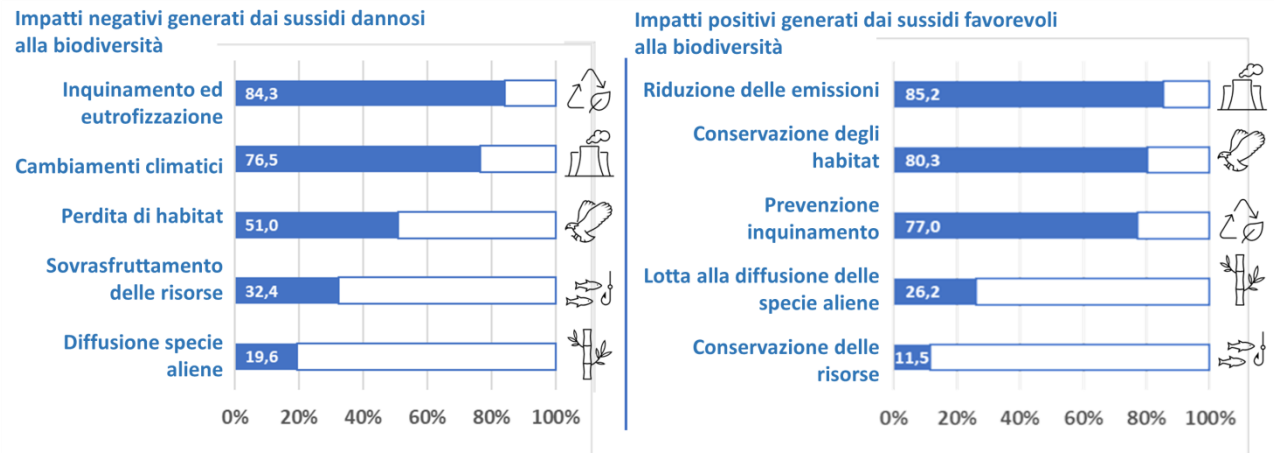


Figura 72. Totale dell'impatto dei sussidi classificati come dannosi (a sinistra) e favorevoli (a destra) per la biodiversità, rispetto agli impatti indicati nelle Linee Guida IEEP-DEFRA del 2012.

Per quanto riguarda i sussidi favorevoli per la biodiversità: l'85,2% (52 su 61) è volto alla riduzione delle emissioni di CO_2 con gli incentivi al trasporto pubblico e al fotovoltaico; l'80,3% (49 su 61) evita il consumo di suolo e favorisce la conservazione degli habitat incentivando, ad esempio, la ristrutturazione di vecchi edifici o l'utilizzo di tecniche di coltivazione sostenibili; il 77% (47 su 61) previene l'inquinamento con il sostegno al trasporto pubblico, gli incentivi all'efficienza energetica e all'economia circolare; il 26,2% (16 su 61) previene la diffusione delle specie aliene, in particolare con i sussidi all'agricoltura biologica e alla diversificazione con l'uso di specie autoctone; infine, l'11,4% (7 su 61) è destinato a misure per la conservazione delle risorse come, ad esempio, con il sostegno alle azotofissatrici in agricoltura o gli incentivi volti alla sensibilizzazione ambientale.

- *Sussidi con impatto sulla biodiversità dal 2015 al 2018*

Nel 2018, il valore complessivo dei sussidi favorevoli alla biodiversità (BHS) ammonta a 12,5 miliardi di €; i sussidi dannosi alla biodiversità a 28,8 miliardi di €.

Utilizzando criteri di valutazione più stringenti, rispetto al CSA3, in accordo con la metodologia IEEP (2012) e con il principio DNSH dell'UE, dalla presente analisi sono emerse alcune differenze dovute alla diversa ampiezza tra l'impatto ambientale complessivo che caratterizza l'analisi del CSA, rispetto alla visione più strettamente ecologica richiesta per l'analisi della sola biodiversità.

In particolare, dei 171 sussidi analizzati dal CSA3, 102 sono risultati dannosi per la biodiversità e 61 sono risultati favorevoli (Tabella 53).

Tabella 53. Approfondimento e riclassificazione dei sussidi ambientali in base al loro impatto per la biodiversità. Anno 2018.

Sussidi 2018	Sussidi ambientali (N.) fonte: CSA3	Sussidi con impatto sulla biodiversità (N.) riclassificazione: CN4	Sussidi ambientali (Md €) fonte: CSA3	Sussidi con impatto sulla biodiversità (Md €) riclassificazione: CN4
Dannosi	**72**	**102**	**19,8**	**28,8**
Favorevoli	**73**	**61**	**15,3**	**12,5**
Incerti	26	8	8,6	2,5
TOTALE	171	171	43,7	43,8

Per quanto riguarda i dati dal 2015 al 2018, tratti dalla base informativa del CSA3, i risultati danno un valore cumulato per il quadriennio di 107,7 miliardi di € di sussidi dannosi per la biodiversità e 47,3 di sussidi favorevoli.

Tabella 54. Approfondimento e riclassificazione dei sussidi ambientali in base al loro impatto per la biodiversità. Quadriennio 2015-18.

Sussidi 2015-18	Sussidi ambientali (N) fonte: CSA3	Sussidi con impatto sulla biodiversità (N) riclassificazione: CN4	Sussidi ambientali (Md €) fonte: CSA3	Sussidi con impatto sulla biodiversità (Md €) riclassificazione: CN4
Dannosi	**72**	**102**	**76,7**	**107,7**
Favorevoli	**73**	**61**	**59,0**	**47,3**
Incerti	26	8	28,7	9,5
TOTALE	171	171	164,4	164,4

Se si considerano solo i sussidi diretti alla biodiversità, per lo stesso periodo, sono 42,6 miliardi di euro quelli dannosi e 11,4 miliardi di euro, i favorevoli (Tabelle 55 e 56).

Nel complesso la manovra è stata caratterizzata da misure contradditorie quali: l'erogazione di 61 miliardi di euro di misure fiscali a favore delle fonti fossili e soltanto 25 miliardi di euro per il fotovoltaico e autoconsumo (Tabella 55).

Per l'agricoltura biologica è stato speso la metà che per quella intensiva, ma in questo caso si evidenziano anche i 7,4 miliardi di euro, sempre in ambito della PAC, di incentivi ad attività sostenibili quali, ad esempio, le filiere corte, le produzioni di qualità, i criteri di consulenza ammissibile a finanziamento tra cui gli obblighi del mantenimento del terreno in buone condizioni agronomiche e ambientali, le pratiche agricole benefiche per il clima e l'ambiente, il rispetto dei principi generali della difesa integrata e l'uso sostenibile dei pesticidi (agricoltura sostenibile).

Tabella 55. Settori di secondo livello, sussidi in frequenza (numero - N.) ed euro (miliardi per il periodo 2015-2018).

Sussidi dannosi per la biodiversità	N.	Mrd €
fonti fossili	36	60,8
rinnovabili non FV	2	22,9
sconti energia	6	13,8
incentivi al consumo	6	7,8
trasporto privato	8	5,4
agricoltura intensiva	15	3,0
canone acqua	5	2,8
fertilizzanti e fitosanitari	3	2,5
Edilizia	9	0,3
Biomasse	4	0,1
trasporto elettrico privato	3	d.q.
estrazione materie prime	1	d.q.
pesca intensiva	1	d.q.
smaltimento dei rifiuti	3	d.q.
TOTALE	**102**	**107,7**

Sussidi favorevoli per la biodiversità	N.	Mrd €
fotovoltaico e autoconsumo	4	25,060
ristrutturazione ed efficienza energetica	12	12,610
agricoltura sostenibile	10	7,478
agricoltura biologica	9	1,511
trasporto elettrico pubblico	2	0,294
trasporto merci intermodale	3	0,207
trasporto pubblico	3	0,004
trasporto elettrico condiviso	1	0,070
apicoltura	2	0,025
verde urbano	1	0,007
economia circolare	11	0,003
finanza sostenibile	1	0,001
certificazione ambientale	2	d.q.
fermo pesca	1	d.q.
TOTALE	**61**	**47,260**

Se tra i sussidi favorevoli si considerano quelli che interessano direttamente la biodiversità e che sono volti a migliorarne le condizioni ecologiche, allora soltanto 8,9 miliardi di euro si possono considerare ad effetto diretto e a breve termine (Tabella 56).

Tra questi gli incentivi all'apicoltura, all'agricoltura biologica e le misure della PAC contabilizzate tra i sussidi diretti alla biodiversità, vi sono il sostegno alla diversificazione delle colture, al mantenimento dei prati permanenti e delle aree di interesse ecologico, gli investimenti nello sviluppo delle aree forestali e nel miglioramento della redditività delle foreste, le già citate indennità Natura 2000 e Direttiva quadro sulle acque e gli incentivi ai servizi silvo-ambientali e climatici a salvaguardia delle foreste e infine sostegno a pratiche zootecniche che permettono la preservazione dei terreni agricoli delle zone montane.

Per le aree verdi urbane, si tratta di una detrazione del 36% nelle dichiarazioni dei redditi a partire dal 2019 per la sistemazione a verde di aree scoperte private di edifici esistenti, unità immobiliari, pertinenze o recinzioni, impianti di irrigazione e realizzazione pozzi (misure incerte) e realizzazione di coperture a verde e di giardini pensili.

Tabella 56. Settori di secondo livello e sussidi diretti, dannosi e favorevoli, in frequenza (numero - N) ed euro (miliardi per il periodo 2015-2018).

BHS DIRETTI	**N.**	**Md €**
rinnovabili non FV	2	22,9
incentivi al consumo	6	7,8
canone acqua	5	2,8
fertilizzanti e fitosanitari	3	2,5
agricoltura intensiva	14	2,0
Edilizia	9	0,2
Biomasse	4	0,1
smaltimento dei rifiuti	3	d.q.
estrazione materie prime	1	d.q.
TOTALE	**43**	**38,3**

BFS DIRETTI	**N.**	**Md €**
agricoltura sostenibile	9	7,398
agricoltura biologica	9	1,511
apicoltura	2	0,025
verde urbano	1	0,007
economia circolare	11	0,003
certificazione ambientale	2	d.q.
fermo pesca	1	d.q.
TOTALE	**33**	**8,944**

Nel settore di secondo livello dell'economia circolare rientrano agevolazioni per 3 milioni di euro per il recupero energetico degli oli vegetali, e altri sussidi da quantificare relativi come, tra gli altri, il credito d'imposta per l'acquisto di plastiche miste provenienti da raccolta differenziata, le agevolazioni fiscali sui prodotti da riciclo e riuso o sul recupero degli scarti e dei materiali rivenienti dal disassemblaggio dei prodotti complessi. Restano da quantificare anche il fermo pesca e le agevolazioni finanziarie per le certificazioni ambientali che prevedono la riduzione del costo istruttorio per analisi delle procedure di gestione degli impianti (EMAS e ISO 14001).

Infine, se si considerano solo i sussidi che impattano sfavorevolmente e in maniera diretta la biodiversità, l'ammontare in quattro anni è di 38,3 miliardi di euro, al netto dei settori dei trasporti e dell'energia con tempi di impatto più lunghi.

Gli incentivi al consumo, con 7,8 miliardi in quattro anni, sono destinati al sostegno di investimenti in immobilizzi materiali, sotto forma di agevolazioni e super ammortamenti e in assenza di condizionalità ambientale. Come ricordato dal CSA, questo tipo di manovre non tiene conto del complesso delle prestazioni ambientali: da una parte la sostituzione con beni nuovi più efficienti favorisce il risparmio energetico, dall'altra ha un impatto negativo sull'ambiente poiché determina un maggiore utilizzo di materie prime.

Le misure fiscali andrebbero pianificate più a fondo da un punto di vista ambientale, ad esempio applicando un'analisi del ciclo di vita dell'attività incentivata. Per ciascun settore, andrebbero individuati gli impatti e i flussi di materia ed energia, dall'inizio della catena di fornitura fino alle emissioni e allo smaltimento dei residui (*from the cradle to the grave*), così da diffondere consapevolezza e conoscenza delle dinamiche ecologiche ed incorporare il peso, economico e sociale, della perdita di biodiversità nelle decisioni politiche.

Bibliografia

Abbate, G., Iberite, M., Bonacquisti, S., Giovi, E., Iamonico, D., Scassellati, E. (2012). Taxonomical and chorological diversity of native woody flora of Italy at regional scale. *Bocconea* 24: 169-175.

Abbate, G., Bonacquisti, S., Burrascano, S., Giovi, E., Giuliani, A., Pretto, F., Scassellati, E. (2015). Woody flora as a predictor of vascular plant richness: an insight in Italy. *Plant Biosystems* 149(3): 565-573.

Abbate, G., Scassellati, E., Bonacquisti, S., Iberite, M., Latini, M., Giuliani, A. (2016). Using woody genera for phytogeographic regionalization at a medium scale: A case study of Italy. *Botany* 94(7): 533-542. doi: 10.1139/cjb-2015-0234.

Abelson, A., Reed, D.C., Edgar, G.J., Smith, C.S., Kendrick, G.A., Orth, R.J., Airoldi, L., Silliman, B., Beck, M.W., Krause, G., Shashar, N., Stambler, N., Nelson, P. (2020). Challenges for Restoration of Coastal Marine Ecosystems in the Anthropocene. *Front. Mar. Sci.* 7: 544105.

Adhikari, B., Nadella, K. (2011). Ecological economics of soil erosion: a review of the current state of knowledge. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1219: 134-152. doi: 10.1111/j.1749-6632.2010.05910.x.

Agapito Ludovici, A., Bassanetti, C. (2002). Patto per i fiumi. La rinaturazione del fiume Po. Proposte per il bacino del Po. 2001–2002. WWF Italia, Giovani Imprenditori di Confindustria, Coldiretti Lombardia.

Agnoletti, M., Errico, A., Santoro, A., Dani, A., Preti F. (2019). Terraced Landscapes and Hydrogeological Risk. Effects of Land Abandonment in Cinque Terre (Italy) during Severe Rainfall Events. *Sustainability* 2019, 11, 235; doi: 10.3390/su11010235.

Agrillo, E., Alessi, N., Massimi, M., *et al.* (2017). Nationwide Vegetation Plot Database – Sapienza University of Rome: state of the art, basic figures and future perspectives. *Phytocoenologia* 47:221–229. doi: 10.1127/phyto/2017/0139

Agrillo, E., Alessi, N., Jiménez-Alfaro, B., Casella, L., Angelini, P., Argagnon, O., Crespo, G., Fernández-González, F., Monteiro-Henriques, T., Neto, C.S., Attorre, F. (2018). The use of large databases to characterize habitat types: the case of *Quercus suber* woodlands in Europe. *Rend. Fis. Acc. Lincei*. doi: 10.1007/s12210-018-0703-x.

Allan, J., Possingham, H., Atkinson, S., Waldron, A., Di Marco, M., Adams, V., Butchart, S., Venter, O., Maron, M., Williams, B., Jones, K., Visconti, P., Wintle, B., Reside, A., Watson, J. (2019). Conservation attention necessary across at least 44% of Earth's terrestrial area to safeguard biodiversity. doi: 10.1101/839977

Ambiente delle Nazioni Unite (https://www.unenvironment.org/resources/global-environment-outlook-6), pubblicato nel 2019.

Andreotti, A,. & Leonardi, G. (2009). Piano d'azione nazionale per il Capovaccaio (*Neophron percnopterus*). Quad. Cons. Natura, 30, *Min. Ambiente – ISPRA.*

Andrews, S.S. (2006). Crop Residue Removal for Biomass Energy Production: *Effects on Soils and Recommendations*. USDA. http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSEDOCUMENTS/16/nrcs143019400.pdf

Angeli, L. (2004). Valutazione del rischio erosione applicazioni del modello RUSLE. *Centro Ricerche Erosione Suolo*, Report 2004, 21pp.

Angelini, P., Augello, R., Bianco, P.M., Gennaio, R., La Ghezza, V., Lavarra, P., Marrese, M., Papallo, O., Perrino, V. M., Sani, R., M. Stelluti. (2012). Carta della Natura della Regione Puglia: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA.*

Angelini, P., D., Caracciolo, F., Demicheli, L., Laureti, M., Lazzari, V., Raineri, A. Tedesco. (2013). Carta della Natura della Regione Liguria: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA.*

Angelini, P., Chiarucci, A., Nascimbene, J., Cerabolini, B. E., Dalle Fratte, M., & Casella L. (2018). Plant assemblages and conservation status of habitats of Community interest (Directive 92/43/EEC): definitions and concepts. *Ecological Questions*, 29(3), 87-97.

Antronico, L., Coscarelli, R., Terranova, O. (2005). Surface erosion assessment in two Calabrian basins (southern Italy). Geomorphological Processes and Human Impacts in River Basins (Proceedings of the International Conference held at Solsona, Catalonia, Spain, May 2004), vol.299.*IAHSPubl*,pp.16–22.

APAT (2005). La rinaturalizzazione e il risanamento dell'ambiente per la conservazione della Biodiversità, Rapporti 63/2005: pp120.

ARERA (2019). Relazione Annuale sullo Stato dei Servizi e sull'attività svolta - Volume 1. https://www.arera.it/it/relaz_ann/19/19.html

Arhonditsis, G., Giourga, C., Loumou,A., Koulouri, M. (2002). Quantitative assessment of agricultural runoff and soil erosion using mathematical modeling: applications in the Mediterranean region. *Environ. Manage*.30(3),434–453.

Arienzo, M., Donadio, C., Mangoni, O., Bolinesi, F., Stanislao, C., Trifuoggi, M., Toscanesi, M., Di Natale, G., Ferrara, L. (2017). Characterization and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHS) in the sediments of Gulf of Pozzuoli (Campania, Italy). *Mar. Pollut. Bull.* 124: 480-487.

Autorità di Bacino del Fiume Arno. (2006). Linee guida per la gestione sostenibile dei vigneti collinari.

Badalamenti, F., Alagna, A., D'Anna, G., Terlizzi, A., Di Carlo, G. (2011). The impact of dredge-fill on *Posidonia oceanica* seagrass meadows: Regression and patterns of recovery. *Marine Pollution Bulletin*, *62*(3), 483-489.

Badura, T., Ferrini S., Agarwala, M. and Turner, K. (2017). Valuation for Natural Capital and Ecosystem Accounting. Synthesis report for the European Commission. *Centre for Social and Economic Research on the Global Environment*, University of East Anglia. Norwich 2017.

Bagnaia, R., Caruso, S., De Marco, P., Catonica, C., Canali, E., Cardillo, A., Croce, S., D'Errico, D., Desiderio, D., Labbrozzi, N., Laureti L., Piciocco, C., Tribuiani, P. (2011). Carta della Natura della Regione Abruzzo: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA*

Bagnaia, R., Viglietti, S., Laureti, L., Giacanelli, V., Ceralli, D., Bianco, P.M., Loreto, A., Luce, E., Fusco, L. (2017). Carta della Natura della Regione Campania: Carta degli habitat alla scala 1:25.000. *ISPRA*

Baillie, J.E.M., Griffiths, J., Turvey, S.T., Loh, J. & Collen B. (2010). Evolution lost: status and trends of the world's vertebrates. *Zoological Society of London*.

Baker, M. (2004). Socioeconomic Characteristics of the Natural Resources Restoration System in Humboldt County, California. *Forest Community Research*.

Bakker, M.M., Govers, G., VanDoorn, A., Quetier, F., Chouvardas, D., Rounsevell, M. (2008). The response of soil erosion and sediment export to land use change in four areas of Europe: the importance of landscape pattern. *Geomorphology* 98,213–226.

Balducchi, R., Benvenuto, E., Bevivino, A. (2019). Sfide ed opportunità della Bioeconomia Circolare. *Energia, Ambiente ed Innovazione* 3/2019. https://www.enea.it/en/news-enea/news/environment-enea-among-european-centers-of-excellence-for-collection-of-microorganisms

Balmford, A. (2005). ECOLOGY: The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science* (80-) 307:212–213. doi: 10.1126/science.1106281

Balmford, A., Green, J.M.H., Anderson, M., Beresford, J., Huang, C., Naidoo, R., *et al.* (2015). Walkon the Wild Side: Estimating the Global Magnitude of Visits to Protected Areas. *PLoS Biol* 13(2): e1002074.doi:10.1371/journal.pbio.100207.

Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.-S-, Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol. Lett.* 9: 1146–1156.

Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., Silliman, BR. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81: 169-193.

Barnosky, A.D. *et al.* (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51–57.

Bartkowski, B., Bartke, S., Helming, K., Paul, C., Techen, A-K., Hansjürgens, B. (2020). Potential of the economic valuation of soil-based ecosystem services to inform sustainable soil management and policy. *PeerJ* 8:e8749 http://doi.org/10.7717/peerj.8749.

Bartolucci, F., Peruzzi, l., Galasso, G. *et al.* (2018). An updated checklist of the vascular flora native to Italy. *Plant Biosystems* 152(2): 179-303. https://doi.org/ 10.1080/11263504.2017.1419996

Bastian, O. (2013). The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites. *Ecological Indicators*, 24, 12–22.

Battisti C., Romano B. (2007). Frammentazione e connettività: dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale. *Città Studi Ed., Milano*, pp.441.

Bazzoffi, P., Ciccarese, L., De Meo, A., Di Leginio, M., Fumanti, F., Guerra, P., Iadanza, C., Munafò, M., Rossi, L., Romano, R. Trigila, A. (2013). Linee guida per la valutazione del dissesto idrogeologico e la sua mitigazione attraverso misure ed interventi in campo agricolo e forestale, *ISPRA*, Manuali e Linee Guida 85/2013.

Bellassen, V. and Luyssaert, S. (2014). Managing forests in uncertain times. *Nature* 506: 153-155.

Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M. (2009). Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325: 1121-1124.

BenDor, T., Lester, W., Livengood, A. (2014). Exploring and Understanding the Restoration Economy. https://curs.unc.edu/files/2014/01/RestorationEconomy.pdf

BenDor, T., Lester, W., Livengood, A., Davis, A., Yonavjak, L. (2015). Estimating the Size and Impact of the Ecological Restoration Economy. *PLoS ONE* 10(6): e0128339. doi: http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0128339

Benedetti, Y., Morelli, F., Munafò, M., Assennato, F., Strollo, A., Santolini, R. (2020). Spatial associations among avian diversity, regulating and provisioning ecosystem services in Italy. *Ecological Indicators*: 108: 105742

Bennett, A.F. (2003). Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland,Switzerland and Cambridge, UK. xiv + 254 pp.

Benson, JS. (2006). New South Wales Vegetation Classification and Assessment: Introduction - the classification, database, assessment of protected areas and threat status of plant communities. *Cunninghamia* 9(3): 331-382.

Benyus, J. (1997). Biomimicry: Innovations Inspired by Nature. HarperCollins Publishers Inc, New York.

Bevivino, A. (2019). I microbi del suolo: veri alleati dell'agricoltura sostenibile e della qualità degli alimenti. *I tempi della terra* 3: 42-45. https://agrariansciences.blogspot.com/2019/10/i-microbi-del-suoloveri-alleati-dell.html

Bevivino, A., Rapagnani, M.R., Petta, L. Sprocati, A.R. (2020). Agricoltura e ambiente, la qualità dei suoli, pesticidi e contaminanti. *Energia, Ambiente ed Innovazione* 1/2020. https://www.enea.it/it/seguici/pubblicazioni/pdf-eai/n-1-gennaio-aprile-2020/focus-agricoltura-e-ambiente.pdf

Bicknell, J. E., Collins, M. B., Pickles, R. S., McCann, N. P., Bernard, C. R., Fernandes, D. J., ..., Smith, R. J. (2017). Designing protected area networks that translate international conservation commitments into national action. *Biological Conservation* 214: 168-175.

Bijlsma, R-J, Agrillo, E, Attorre, F, *et al.* (2018). Defining and applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives. Examples of setting favourable reference values.

Biodiversity and Ecosystem Services. 96 p. Disponibile al sito https://ipbes.net/sites/default/files/2020-12/IPBES%20Workshop%20on%20Biodiversity%20and%20Pandemics%20Report_0.pdf

BIOFIN Workbook (2018). Finance for Nature, 2018.

Biondi, E., Blasi, C., Burrascano, S., *et al.* (2009). Manuale Italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE (Italian Interpretation Manual of the 92/43/EEC Habitats Directive). http://vnr.unipg.it/habitat/. Accessed 1 Dec 2016.

BirdLife International (2004). Bird in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: *BirdLife International.* (BirdLife Conservation Series No. 12).

BirdLife International (2017). European birds of conservation concern: populations, trends and national responsabilities. Cambridge, *UK:BirdLife International.*

Blab, J., Riecken, U., Ssymank, A. (1995). Proposal on a criteria system for a National Red Data Book of Biotopes. *Landsc Ecol* 10(1): 41-50.

Bland, L.M., Keith, D.A., Miller, R.M., Murray, N.J., Rodríguez, J.P. (2017). Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, version 1.1. *International Union for the Conservation of Nature*, Gland, Switzerland.

Blasi C. (ed.) (2010). La vegetazione d'Italia, Carta delle Serie di Vegetazione, scala 1:500 000. Palombi & Partner S.r.l. Roma.

Blasi, C. (2020). Gli ecosistemi in Italia e il loro stato di conservazione. Giornata Mondiale della Biodiversità 2020. https://www.minambiente.it/pagina/giornata-mondiale-della-biodiversita-2020

Blasi, C. & Biondi, E. (2017). La flora in Italia. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, pp. 704. *Sapienza Università Editrice*, Roma.

Blasi, C., Zavattero, L., Marignani, M., Smiraglia, D., Copiz, R., Rosati, L., Del Vico, E. (2008). The concept of land ecological network and its design using a land unit approach. *Plant Biosyst*. 142 (3): 540-549.

Blasi, C., Capotorti, G., Copiz, R., Guida, D., Mollo, B., Smiraglia, D., Zavattero, L. (2014). Classification and mapping of the ecoregions of Italy. *Plant Biosyst*. 148: 1255–1345.

Blasi, C., Capotorti, G., Alós Ortí, M.M., Anzellotti, I., Attorre, F., Azzella, M.M., Carli, E., Copiz, R., Garfì, V., Manes, F., *et al.* (2017). Ecosystem mapping for the implementation of the European Biodiversity Strategy at the national level: the case of Italy. *Environ Sci Policy*. 78: 173–184.

Blasi, C., Capotorti, G., Copiz, R., Guida, D., Mollo, B., Smiraglia, D., Zavattero, L. (2018). Terrestrial Ecoregions of Italy. Map and Explanatory notes. *Global Map S.r.*l., Firenze, Italy.

Blasi, C., Capotorti, G., Copiz, R., Mollo, B. (2018). A first revision of the Italian Ecoregion map. *Plant Biosyst*. 152(6): 1201-1204.

Blondel, J. (1986). Biogeographie Evolutive. *Collection d'Ecologie* 20, Masson Paris, 222 pp.

Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics*, *29*(2), 293-301.

Bordoni, M., Persichillo, M.G., Meisina, C. (2016). The role of the vineyards on slope stability: A case study from an area susceptible to shallow landslides. *Rend. Online Soc. Geol. It.*, Vol. 39 (2016), pp. 8-11, 4 figs. doi: 10.3301/ROL.2016.34.

Borselli, L., Cassi, P., Torri, D. (2008). Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: a GIS and field numerical assessment. *Catena*75(3), 268–277.

Boudouresque, C.F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., Verlaque, M. (2009). Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina* 52: 395-418.

Braca *et al.* (2021). Bilancio Idrologico GIS Based a scala Nazionale su Griglia Regolare - BIGBANG. Rapporto sulla disponibilità idrica in Italia, *Rapporto n. XX/2021 ISPRA*, in stampa.

Brambilla, M., Gustin, M. & Celada, C. (2011). Defining favourable reference values for bird populations in Italy: setting long-term conservation targets for priority species. *Bird Conservation International*, 21:107–118.

Brandolini, P., Cevasco, A., Capolongo, D., Pepe, G., Lovergine, F., Del Monte, M. (2018). Response of terraced slopes to a very intense rainfall event and relationships with land abandonment: a case study from Cinque Terre (Italy). *Land Degrad. Develop*. 29: 630–642 (2018)

Brentan, D., Burbello, A., Avanzi, E., Gasparini, S., Laureti, L., Bianco, P.M. (2008). Carta della Natura della Regione Veneto: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA*

Britz, W., Witzke, H.P., (Eds.), 2014. CAPRI model documentation 2014, *University of Bonn*, Germany. Retrieved from http://www.capri-model.org/docs/CAPRI_documentation.pdf.

Brudvig, L.A. (2011). The restoration of biodiversity: where has research been and where does it need to go? *American Journal of Botany* 98(3): 549–558.

Brudvig, L.A., Damschen, E.I., Tewksbury, J.J., Haddad, N.M., Levey, D.J. (2009). Landscape connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target habitats. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 106: 9328–9332.

Buchmann-Duck, J. Beazley, K.F. (2020). An urgent call for circular economy advocates to acknowledge its limitations in conserving biodiversity, *Science of the Total Environment* 727: 138602.

Bullock, J.M., Pywell, R.F., Walker, K.J. (2007). Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 44: 6–12.

Bunce, RGH, Bogers, MMB, Evans, D, Jongman, RHG (2013). Field identification of Habitats Directive Annex I habitats as a major European biodiversity indicator. Ecol Indic 33:105–110. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.10.004.

Bundesamt für Naturschutz -BfN (2019). Abbau naturschädigender Subventionen und Kompensationszahlungen auf stoffliche Belastungen Ökonomische Instrumente zum Schutz der biologischen. Schweppe-Kraft, K. Schlegelmilch (Eds). Vielfalt. BMU, Bonn. https://www.bfn.de/themen/oekonomie/oekonomische-instrumente/subventionen.html disponibile in inglese su richiesta: German Federal Agency for Nature Conservation (2019). Reduction of environmentally harmful subsidies and compensatory payments for agricultural pollutants - Economic instruments for biodiversity conservation. BMU, Bonn.

Buonocore, E., Picone, F., Donnarumma, L., Russo, G.F., Franzese, P.P. (2019). Modeling matter and energy flows in marine ecosystems using emergy and eco-exergy methods to account for natural capital value. *Ecological Modelling, 392*, 137-146.

Buonocore, E., Donnarumma, L., Appolloni, L., Miccio, A., Russo, G.F., Franzese, P.P. (2020). Marine natural capital and ecosystem services: An environmental accounting model. *Ecological Modelling, 424,* 109029.

Burkhard, B., Crossman, N., Nedkov, S., Petz, K. and Alkemade, R. (2013). 'Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice', *Ecosystem Services*, vol 4, pp. 1-3

Buschmann, A.H., Riquelme, V.A., Hernández-González, M.C., Varela, D., Jiménez, J.E., Henríquez, L.A., *et al.* (2006). A review of the impacts of salmonid farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific, *ICES, Journal of Marine Science* 63: 1338-1345.

Butchard, S.H.M. (2003). Using the IUCN Red List Criteria to Assess Species with Declining Populations. Conservation Biology 17, (5): 1200–1201.

Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., *et al.* (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164-1168.

Butchart, S.H.M., Di Marco, M., Watson, J.E. (2016). Formulating smart commitments on biodiversity: lessons from the Aichi Targets. Conservation Letters 9(6): 1-12. doi: 10.1111/conl.12278

Byrd, K.B., Flint, L.E., Alvarez, P., Casey, C.F., Sleeter, B.M., Soulard, C.E., Flint, A.L., Sohl, T.L. (2015). Integrated climate and land use change scenarios for California rangeland ecosystem services: wildlife habitat, soil carbon, and water supply. *Landsc.Ecol.* 30, 729–

Calzolari, C., Ungaro, F., Filippi, N., Guermandi, M., Malucelli, F., Marchi, N., ... & Tarocco, P. (2016). A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma*, 261, 190-203.

Camarda, I., Carta, L., Laureti, L., Angelini, P., Brunu, A., Brundu, G. (2011). Carta della Natura della Regione Sardegna: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA*.

Camera, C.A.S., Apuani, T. & Masetti, M. Mechanisms of failure on terraced slopes: the Valtellina case (northern Italy). *Landslides* 11, 43–54 (2014). https://doi.org/10.1007/s10346-012-0371-3

Cammeraat, E., van Beek, R. & Kooijman, A (2005). Vegetation Succession and its Consequences for Slope Stability in SE Spain. Plant Soil 278, 135–147 (2005). https://doi.org/10.1007/s11104-005-5893-1

Cannon, S.H., Gartner, J.E., Rupert, M.G., Michael, J.A., Rea, A.H., Parrett, C. (2010). Predicting the probability and volume of post-wildfire debris flows in the intermountain western United States. *Geol. Soc. Am. Bull.* 122 (1–2), 127–144. http://dx.doi.org/10.1130/B26459.1.

Canziani, R., Di Cosmo, R. (2018). Stato dell'arte e potenzialità delle tecnologie di recupero del fosforo dai fanghi di depurazione, *Ingegneria dell'Ambiente*. 5(3). doi.org/10.32024/ida.v5i3.p01

Capolongo, D., Pennetta, L., Piccarreta, M., Fallacara, G., Boenzi, F. (2008). Spatial and temporal variations in soil erosion and deposition due to land-levelling in a semiarid area of Basilicata (Southern Italy). *EarthSurf. Processes Land forms*33(3),364–379.

Capotorti, G., Guida, D., Siervo, V., Smiraglia, D., Blasi, C. (2012a). Ecological classification of land and conservation of biodiversity at the national level: the case of Italy. *Biol Conserv*. 147: 174–183.

Capotorti, G., Zavattero, L., Anzellotti, I., Burrascano, S., Frondoni, S., Marchetti, M., Marignani, M., Smiraglia, S., Blasi, C. (2012b). Do National Parks play an active role in conserving the natural capital of Italy? *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 146:2, 258-265

Capotorti, G., Alós Ortí, M.M., Anzellotti, I., Azzella, M.M., Copiz, R., Mollo, B., Zavattero, L. (2015). The MAES process in Italy: contribution of vegetation science to implementation of European Biodiversity Strategy to 2020. *Plant Biosyst*. 149: 949–953.

Capotorti, G. L., Zavattero, R., Copiz, E., Del Vico, L., Facioni, S., Bonacquisti, R., Frondoni, M., Allegrezza, F., Attorre, G., Bacchetta, E., Barni, E., Biondi, P., Brandmayr, M.S., Caccianiga, E., Carli, S., Casavecchia, B. E. L., Cerabolini, A., Chiarucci, L., Dell'Olmo, S., Fascetti, G., Fenu, D., Galdenzi, D., Gargano, L. A., Gianguzzi, F., Manes, L., Oddi, S., Orsenigo, M., Paolanti, M.S., Pinna, L., Rosati, G., Rossi, P., Sarandrea, C., Siniscalco, G., Spampinato, E.R., Tazzari, G., Tesei, R., Venanzoni, D., Viciani & C., Blasi. (2020). Implementation of IUCN criteria for the definition of the Red List of Ecosystems in Italy, *Plant Biosystems*, 154:6, 1007-1011, DOI: 10.1080/11263504.2020.1839806.

Capriolo, A., Boschetto, R.G., Mascolo R.A., Balbi, S., Villa, F. (2020). Biophysical and economic assessment of four ecosystem services for natural capital accounting in Italy. In *Ecosystem Services* 46 (2020) 101207. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101207.

Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P, Downing, A.L., Sankaran, M., Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443: 989–992.

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., *et al.* (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59-67.

Carli, E., Frondoni, R., Pinna, MS, *et al.* (2018). Spatially assessing plant diversity for conservation: A Mediterranean case study. *J Nat Conserv* 41:35–43. doi: 10.1016/j.jnc.2017.11.003.

Carli, E., Giarrizzo, E., Burrascano, S., Alós Ortí, M.M., Del Vico, E., Di Marzio, P., Facioni, L., Giancola, C., Mollo, B., Paura, B., Salerno, G., Zavattero, L., Blasi, C. (2018). Using vegetation dynamics to face the challenge of the conservation status assessment in semi-natural habitats. *Rend Fis Acc Lincei*. https://doi.org/10.1007/s12210-018-0707-6

Carli, E., Massimi, M., Angelini, P., Casella, L., Attorre, F., & Agrillo, E. (2020). How to improve the distribution maps of habitat types at national scale. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 31(3), 881-888.

Carugati, L., Lo Martire, M., Gambi, C., Danovaro, R. (2018) Impact of breakwater relocation on benthic biodiversity associated with seagrass meadows of northern Adriatic Sea. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali* 29: 571-581.

Casella L., Angelini P., Bianco P.M, Papallo O., 2019. Carta della Natura della Regione Toscana: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA*.

Casella, L., Agrillo, E., Cardillo, A., Carbone, M., Cattena, C., Laureti, L., Lugari, A., Spada F., 2008. Carta della Natura della Regione Lazio: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA*

Ceballos, G. *et al.* (2015) Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.* 1, e1400253.

Ceralli, D. (2019). Carta della Natura della Regione Molise: Carta degli habitat alla scala 1:25.000. *ISPRA*

Cevasco, A., Pepe, G., Brandolini, P. (2014). The influences of geological and land use settings on shallow landslides triggered by an intense rainfall event in a coastal terraced environment. *Bull Eng Geol Environ* (2014) 73:859–875. DOI 10.1007/s10064-013-0544-x

Chiaroni, D., Frattini, F., Toletti, G.,Urbinati, A. (2019). Water Management Report – Le applicazioni ed il potenziale di mercato in Italia. re.public.polimi.it

Chiarucci, A. (2007). To sample or not to sample? That is the question... For the vegetation scientist. *Folia Geobot* 42:209–216. doi: 10.1007/BF02893887.

Chytrý, M., Hájek, M., Kočí, M., Pešout, P., Roleček, J., Sádlo, J., Šumberová, K., Sychra, J., Boublík, K., Douda, J. *et al.,* 2019. Red list of habitats of the Czech Republic. *Ecol Indic* 106: 105446.

Ciset (2014). Il Turismo Organizzato Incoming. Dalla spesa del turista all'analisi della filiera, l'individuazione delle aree critiche. *CISET* - Università Ca' Foscari CONFTURISMO-CONFCOMMERCIO presso la sede dell'Enit a Roma il 25 marzo 2014.

Clewell A., Rieger, J., Munro, J. (2005). Guidelines for developing and managing ecological restoration projects, 2nd edition. www.ser.org and Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Climate Adapt (2014). Agroforestry: agriculture of the future? The case of Montpellier". https://climate-adapt.eea.europa.eu/metadata/case-studies/agroforestry-agriculture-of-the-future-the-case-of-montpellier

Climate Adapt (2016) Lower Danube green corridor: floodplain restoration for flood protection". https://climate-adapt.eea.europa.eu/metadata/case-studies/lower-danube-green-corridor-floodplain-restoration-for-flood-protection/#cost_benefit_anchor

Colloca, F., Cardinale, M., Maynou, F., Giannoulaki, M., Scarcella, G., Jenko, K., *et al.* (2011). Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. Fish and fisheries 14 (1), 89-109.

Comitato Capitale Naturale (2017). Primo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia: https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/sviluppo_sostenibile/rapporto_capitale_naturale_Italia_17052017.pdf

Comitato Capitale Naturale (2018). Secondo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia: https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/sviluppo_sostenibile/II_Rapporto_Stato_CN_2018_2.pdf

Comitato Capitale Naturale (2019). Terzo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia: https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/sviluppo_sostenibile/iii_rapporto_stato_del_cn_maggio2020.pdf.

Comitato del Verde Pubblico, MATTM (2018). https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/comitato%20verde%20pubblico/dm_02.02.2018_28_componenti_comitato_svp.pdf

Commissione Europea (2010). Comunicazione COM(2010) 2020. https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2010:2020:FIN:IT:PDF

Commissione Europea (2011). Comunicazione COM(2011) 571 The Roadmap to a Resource Efficient Europe. https://ec.europa.eu/environment/resource_efficiency/about/roadmap/index_en.htm

Commissione Europea (2012). Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Bruxelles, 15.5.2012, *SWD* (2012) 101.

Commissione Europea (2019). *Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Review of progress on implementation of the EU green infrastructure strategy. SDW(2019) 184 Final.*

Commissione Europea (2020a). Comunicazione della Commissione al Parlamento europeo, al Consiglio, al Comitato economico e sociale europeo e al Comitato delle Regioni. Strategia dell'UE sulla Biodiversità per il 2030. Riportare la Natura nella nostra vita. 20.05.2020 COM (2020) 380 final.

Commissione Europea (2020b). Relazione della Commissione al Parlamento europeo, al Consiglio e al Comitato economico e sociale europeo. Lo Stato della Natura nell'Unione europea. Relazione sullo stato e sulle tendenze delle specie e dei tipi di habitat protetti dalle direttive Uccelli e Habitat nel periodo 2013-2018. Bruxelles, 15.10.2020 COM (2020) 635 final.

Commissione Europea (2020c). Nature-based Solutions: State of the Art in EU-funded Projects. Wild T., Freitas T., Vandewoestijne S. (Eds). Bruxelles, Belgium, ISBN 978-92-76-17334-2 doi:10.2777/236007

Commissione Europea (2020d) SWD (2020, 93). Documento di lavoro dei servizi della Commissione "Analysis of links between CAP Reform and Green Deal" (Analisi dei legami tra riforma della PAC e Green Deal). SWD(2020) 93.

Consiglio europeo (2006). https://www.consilium.europa.eu/ueDocs/cms_Data/docs/pressData/it/ec/90128.pdf

Conti, F., Abbate, G., Alessandrini, A., Blasi, C. (2005). An annotated Checklist of the Italian Vascular Flora, Ministero. Palombi Editori, Roma

Conti, F., Alessandrini, A., Bacchetta, G., *et al.* (2007). Integrazioni alla Checklist della flora vascolare italiana. *Nat Vicentina* 10:5–74.

Conti, L., Tei, T., Sorbetti Guerri, F., Barbari, M. (2011). Analisi territoriale dei sistemi terrazzati agricoli della Regione Toscana. Atti Convegno di medio termine dell'Associazione Italiana di Ingegneria Agraria, Belgirate, 22-24 settembre 2011.

Coppa, S., Quattrocchi, G., Cucco, A., de Lucia, G.A., Vencato, S., Camedda, A., Domenici, P., Conforti, A., Satta, A., Tonielli, R., Bressan, M., Massaro, G., De Falco, G. (2019). Self-organisation in striped seagrass meadows affects the distributional pattern of the sessile bivalve *Pinna nobilis*. *Scientific Reports*, *9* (1), 7220.

Corbet, S.A., Fussell, M., Ake, R., Fraser, A., Gunson, C., Savage, A., *et al.* (1993). Temperature and the pollinating activity of social bees. *Ecol. Entomol.* 18 (1), 17–30 (Feb).

Cornell, H.V., Lawton, J.H. (1992). Species Interactions, Local and Regional Processes, and Limits to the Richness of Ecological Communities: A Theoretical Perspective. *Journal of Animal Ecology* 61(1): 1-12.

Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, 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.

Cowling, R.M. (1999). Planning for persistence systematic reserve designing in South Africa's Succulent Karoo desert. PARKS, Vol. 9, n. 1 p. 17-29.

CREA Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (2020). Annuario dell'agricoltura italiana vol. LXXII. Roma. ISBN: 9788833850412.

Crooks, K.R., Sanjayan, M. (2006). Connectivity Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 732 pp.

Crosta, G.B., Dal Negro, P. and Frattini, P. (2003). Soil slips and debris flows on terraced slopes. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 3, 31–42, https://doi.org/10.5194/nhess-3-31-2003.

Cyffka, B., Bock, M. (2008). Degradation of Field Terraces in the Maltese Islands – Reasons, Processes, and Effects. *Geogr. Fis. Dinam. Quat.*, 31, 119-128.

Da Ros, Z., Corinaldesi, C., Dell'Anno, A., Gambi, C., Torsani, F., Danovaro, R. (2021). Restoration of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows: efficiency and ecological implications. *Restoration Ecology*, doi: 10.1111/rec.13313

Dahl, M., Deyanova, D., Gutschow, S., Asplund, M.E., Lyimo, L.D., Karamfilov, V., Santos, R., Bjork, M., Gullstrom, M. (2016) Sediment properties as important predictors of carbon storage in Zostera marina meadows: a comparison of four European areas. *PLoS One* 11: e0167493.

De Falco, G., Baroli, M., Cucco, A., Simeone, S. (2008). Intrabasinal conditions promoting the development of a biogenic carbonate sedimentary facies associated with the seagrass *Posidonia oceanica*. *Continental Shelf Research*, *28*(6), 797–812.

De Falco, G., Molinaroli, E., Conforti, A., Simeone, S., Tonielli, R. (2017). Biogenic sediments from coastal ecosystems to beach-dune systems: implications for the adaptation of mixed and carbonate beaches to future sea level rise. *Biogeosciences*, *14*, 3191-3205.

de la Torre-Castro, M., Di Carlo, G., Jiddawi, N.S. (2017). Seagrass importance for a small-scale fishery in the tropics: The need for seascape management. *Marine Pollution Bulletin*, *83*(2), 398-407.

De los Santos, C.B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà, N., Duarte, CM., Van Katwijk, M.M. *et al.* (2019). Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. Nature Communications 10. https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4

Debinski, D.M., Holt, R.D. (2000). A Survey and Overview of Habitat Fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342–355.

Design, H., Brunner, D., Takacs, F., Nahrath, S., Frankenberger, K., Hischier, R. (2020). A circular economy within the planetary boundaries: towards a resource-based, systemic approach. *Resources, Conservation & Recycling* 155: 104673.

deVente, J., Poesen ,J., Govers, G., BoixFayos, C. (2009). The implications of data selection for regional erosion and sediment yield modelling. *EarthSurf. Processes Land forms*34(15),1994–2007.

DG Environment (2012). The Multifunctionality of Green Infrastructure. https://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/studies/index_en.htm

DG Environment (2014). Supporting the implementation of the European Green Infrastructure Strategy. https://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/pdf/Green%20Infrastructure/GI_climate_adaptation.pdf

DG Environment (2014). Terrestrial habitat mapping in Europe: an overview Joint MNHN-EEA report. European Environment Agency, Luxembourg.

DG Environment (2017). Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018.

Di Cosmo, L., Gasparini, P., Tabacchi, G. (2016). A national-scale, stand-level model to predict total above-ground tree biomass from growing stock volume. *Forest Ecology and Management* 361, 269-276.

Dìaz-Gil, C., Gau, A., Gau, A.M., Palmer, M., Cabreracastro, R., Jordà, G., Catalàn, I.A. (2019). Changes in the juvenile fish assemblage of a Mediterranean shallow *Posidonia oceanica* seagrass nursery area after half century. *Mediterranean Marine Science*, *20*(3), 603-615.

Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69 (2010) 1858–1868.

Dominati, E.J., Mackay, A., Green, S., Patterson, M. (2014a). A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: a case study of pastoral agriculture in New Zealand. *Ecological Economics* 100:119–129 DOI 10.1016/j.ecolecon.2014.02.008.

Dominati, E.J., Mackay, A., Lynch, B., Heath, N., Millner, I. (2014b). An ecosystem services approach to the quantification of shallow mass movement erosion and the value of soil conservation practices. Ecosyst. Serv. 9, 204–215. doi:10.1016/j.ecoser.2014.06.006

Dominati, E.J., Mackay, A.D., Bouma, J., Green, S. (2016). An ecosystems approach to quantify soil performance for multiple outcomes: The future of land evaluation? *Soil Sci. Soc. Am. J.* 80, 438. doi:10.2136/sssaj2015.07.0266

Duarte, C.M. (2002). The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation* 29: 192-206.

Duarte, C.M., Agusti, S., Barbier, E., Britten, G.L., Castilla, J.C., Gattuso, J.P. *et al.* (2020). Rebuilding marine life. *Nature* 580: 39-51.

Edwards, P.E.T., Sutton-Grier, A.E., Coyle, G.E. (2013). Investing in Nature: Restoring Coastal Habitat Blue Infrastructure and Green Job Creation. *Marine Policy* 38: 65-71.

EEA (2014). Developing Conceptual Framework for Ecosystem Mapping. ETCSIA-Universidad de Malaga [Draft internal Report- Task 222_5_1 Ecosystem Mapping]. European Environment Agency, Malaga, Spain.

EEA (2019). SOER, The European environment - state and outlook 2020. Knowledge for transition to a sustainable Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2019. ISBN 978-92-9480-090-9. Doi: 10.2800/96749

EEA (2020). State of Nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018. EEA Report No 10/2020. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020. ISBN 978-92-9480-259-0. Doi:10.2800/088178.

EIP - European Innovation Partnership on Raw Materials (2018). Raw Material Scoreboard 2018, https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/117c8d9b-e3d3-11e8-b690-01aa75ed71a1

Elhacham, E., Ben-Uri, L., Grozovski, J., Bar-On, Y. M., Milo, R. (2020). Global human-made mass exceeds all living biomass. *Nature* 588: 442–444.

Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Günerlap, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, S., Sendstad, M., Seto, C.K., Wilkinson, C., (Eds) (2013). Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. A Global Assessment. Springer Dordrecht Heidelberg New York London, ISBN 978-94-007-7088-1, DOI 10.1007/978-94-007-7088-1.

Elmqvist, T., Maltby, E., Barker, T., Mortimer, M., Perrings, C., Aronson, J., ... & Pinto, I. S. (2010). Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. *TEEB Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London, 41-111

ENEA (2018). Analisi dei flussi e studio dei mercati reali e finanziari delle materie prime presenti negli autoveicoli elettrici e nelle colonnine di ricarica. https://www.enea.it/it/Ricerca_sviluppo/documenti/ricerca-di-sistema-elettrico/adp-mise-enea-2015-2017/mobilita-elettrica/report-2017/rds-par2017-254.pdf.

EPA "The Economic Benefits of Green Infrastructure A Case Study of Lancaster, PA", 2014 https://www.epa.gov/green-infrastructure/economic-benefits-green-infrastructure-case-study-lancaster-pa

Erhard, M., Olahm B., Banko, G., Kleeschulte, S., Abdul-Malak, D. (2016). Ecosystem Mapping and Assessment. In: Feranec, J., Soukup, T., Hazeu, G., Jaffrain, G. (Eds.). European Landscape Dynamics: CORINE Land Cover Data. CRC Press/Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, 199–212.

Eurostat, "Manuale dei Conti Economici dell'Agricoltura e della Silvicoltura CEA/CES97 - Rev. 1.1" https://publications.europa.eu/it/publication-detail/-/publication/e76e46f6-e099-44ff-88f5-99cd80062abc.

Evans, D., Arvela, M. (2011). Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. *European Topic Centre on Biological Diversity*.

Falcucci, A., Maiorano, L., Boitani, L. (2007). Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landsc Ecol* 22:617–631. doi: 10.1007/s10980-006-9056-4

Fan, F., Henriksen, CB., Porter, J. (2016). Valuation of ecosystem services in organic cereal crop production systems with different management practices in relation to organic matter input. *Ecosyst. Serv* 22:117_127 DOI 10.1016/j.ecoser.2016.10.007.

FAO & ITPS. (2020. Global Soil Organic Carbon Map. V1.5: *Technical Report*. Rome, FAO.

FAO (2008). Glossary of aquaculture. Rome (available at http://www.fao.org/fi/glossary/aquaculture/pdf/glossary.pdf).

FAO (2014). FAO's tools and guidance to assist implementation of the convention on biological diversity and the strategic plan for biodiversity 2011-2020, FAO 2014 (http://www.fao.org/3/a-i4811e.pdf), pag.4.

FAO and UN (2020). System of Environmental-Economic Accounting for Agriculture, Forestry and Fisheries (*SEEA AFF*). Rome. https://doi.org/10.4060/ca7735en

Fares S., Scarascia-Mugnozza, G., Corona, P., Palahí, M. (2015). Five steps for managing Europe's forests. *Nature*, 519: 407-409.

Fares, S., Savi, F., Fusaro, L., Conte, A., Salvatori, E., Aromolo, R., & Manes, F. (2016). Particle deposition in a peri-urban Mediterranean forest. *Environmental Pollution*, *218*, 1278-1286.

Fares, S., Conte, A., Alivernini, A., Chianucci, F., Grotti, M., Zappitelli, I., ..., Corona, P. (2020). Testing Removal of Carbon Dioxide, Ozone, and Atmospheric Particles by Urban Parks in Italy. *Environmental Science & Technology*, *54*(23), 14910-14922.

Fenu, G., Bacchetta, G., Giacanelli, V., Gargano, D., Montagnani, C., Orsenigo, S., Cogoni, D., Rossi, G., Conti, F., Santangelo, A., Pinna, MS., Bartolucci, F., Domina, G., Oriolo, G., Blasi, C., Genovesi, P., Abeli, T., Ercole, S. (2017). Conserving plant diversity in Europe: outcomes, criticisms and perspectives of the Habitats Directive application in Italy. *Biodivers Conserv*. 26(2):309–328.

Ferrari, C. (2010). Biodiversità. Dal Genoma al Paesaggio. Zanichelli ed. Bologna, 184 pp.

Ferriani, F. & Natoli, F. (2020). ESG Risk in Times of Covid-19", Covid-19 Notes, Banca d'Italia. https://www.bancaditalia.it/pubblicazioni/note-covid-19/2020/ESG_Risk_Covid19-Ferriani_Natoli-giugno2020.pdf .

FIBL-INFOAM. (2019). The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2019. Research Institute of Organic Agriculture (FiBL), Frick, and IFOAM – *Organics International, Bonn. Willer H. and J. Lernoud* (Eds) 2019, ISBN 978-3-03736-119-1.

Fioravanti, G., Toreti, A., Fraschetti, P., Perconti, W., Desiato, F. (2010). Gridded monthly temperatures over Italy. *EMS Annual Meeting Abstracts*, 7, *EMS2010-306*, *ECAC Conference*, Zurich, 13–17 Sept 2010.

Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265–280.

Folke, C., R., Biggs, A. V., Norström, B., Reyers, and J., Rockström. (2016). Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecology and Society* 21(3):41.

Fonseca, M.S., Kenworthy, W.J., Thayer, G.W. (1998). Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration. Coastal Ocean Office, 1315 East-West Highway, Silver Spring, Maryland 20910. 222 pp. http://www.cop.noaa.gov.

FOREST EUROPE (2020). State of Europe's Forests 2020.

Fourqurean, J.W., Duarte, C.M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M.A., Apostolaki E.T., Kendrick G.A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K.J., Serrano, O. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geosci.*, *5*, 505-509.

FRA (2015). *Global Forest Resources Assessment. Country Report Italy 2015 – Key findings*. Rome.

Francini, Corti E. (1966). Aspetti della vegetazione pugliese e contingente paleogeico meridionale nella Puglia. *Ann Accad Ital Sci For* 15:137–193.

Franklin, JF. (1993). Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecol Appl.* 3(2): 202-205.

Franzese, P.P., Buonocore, E., Paoli, C., Massa, F., Donati, S., 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), 323-331.

FREE, J.B. (1993) John Brand Free*:* Insect pollination of crops. 2nd ed. *Academic Press*, London, pp. 96–104

Frugis, S. & Schenk, H. (1981). Red List of Italian birds. *Avocetta* 5 (3): 133-142.

Galasso Gabriele, Fabio Conti, Lorenzo Peruzzi *et al.,* (2018). An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems* 152(3): 556-592. https://doi.org/10.1080/11263504.2018.1441197.

Gann, G., Mcdonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C., Jonson, J., *et al.* (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition: September 2019. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.

García, R., Holmer, M., Duarte, C.M., Marbà, N. (2013) Global warming enhances sulphide stress in a key seagrass species (NW Mediterranean). *Global Change Biology* 19: 3629-3639.

GBO-4 – Global Biodiversity Outlook 4 (2014). Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montréal, 155 p.

GBO-5 - Global Biodiversity Outlook (2020). Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 208 p. Disponibile al sito https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf.

German Federal Agency of Environment (2016). Environmentally Harmful Subsidies in Germany 2016. Lea Köder, Andreas Burger (eds). https://www.umweltbundesamt.de/en/environmentally-harmful-subsidies#environmentally-harmful-subsidies-in-germany

Gibelli, G., Santolini, R. (2015). Ecological Functions, Biodiversity, and Landscape Conservation. In: Gambino, R., Peano, A. (Eds). Nature Policies and Landscape Policies Towards an Alliance. Springer International Publishing Switzerland, pp59-67.

Gigante, D., Acosta, A.T.R., Agrillo, E., Armiraglio, S., Assini, S., Attorre, F., Bagella, S., Buffa, G., Casella, L., Giancola, C., Giusso Del Galdo, G.P., Marcenò, C., Pezzi, G., Prisco, I., Venanzoni, R., Viciani, D. (2018). Habitat conservation in Italy: the state of the art in the light of the first European Red List of Terrestrial and Freshwater Habitats. Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali 29 (2): 251-265. DOI:10.1007/s12210-018-0688-5.

Gill, S. E., Handley, J. F., Ennos, A. R., & Pauleit, S. (2007). Adapting cities for climate change: the role of the green infrastructure. *Built environment*, 33(1), 115-133.

Giorgi, R., Laureti, L., Feoli, E., Dragan, M., Fernetti, M., Francescato, C., Oriolo, G., Tomasella, M. (2007). Carta della Natura della Regione Friuli Venezia Giulia: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. Regione Friuli Venezia Giulia, ISPRA.

Goldman, R.L., Tallis, H. (2009). A critical analysis of ecosystem services as a tool in conservation projects. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1162: 63-78.

Görlach, B., Landgrebe-Trinkunaite, R., Interwies, E., Bouzit, M., Darmendrail, D., Rinaudo, J.-D. (2004). Assessing the economic impacts of soil degradation (Final report to the European Commission). *Ecologic, Berlin*.

Gorm Dige, newsletter AEA edizione n. 2015/3, 2015

Green City Network (2020). Carta per La Rigenerazione Urbana Delle Green City. https://www.fondazionesvilupposostenibile.org/download/25673/

Green, E. J., Buchanan, G. M., Butchart, S.H.M, Chandler, G.M., Burgess, N.D., Hill, S.L.L. and Gregory, R.D. (2019). Relating characteristics of global biodiversity targets to reported progress. *Conservation Biology*, Volume 33, No. 6, 1360–1369.

Greenway, D.R. (1987). Vegetation and slope stability. In: Anderson M.G., Richards K.S. *(eds) Slope Stability. John Wiley & Sons: Chichester*; 187-230.

Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., *et al.* (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319, 756-760.

Guidetti, P. (2000). Differences Among Fish Assemblages Associated with Nearshore *Posidonia oceanica* Seagrass Beds, Rocky–algal Reefs and Unvegetated Sand Habitats in the Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *50*, 515–529.

Gustin, M. (2019). L'avifauna cacciabile in cattivo stato di conservazione. *Lipu*, Parma. Pp: 1-51.

Gustin, M., Brambilla, M. & Celada, C. (2009). Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Pp: 1-1153.

Gustin, M., Brambilla, M. & Celada, C. (2010). Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Le specie nidificanti e svernanti in Italia, non inserite nell'allegato I della direttiva Uccelli. Volume I – Introduzione e metodi generali. Non Passeriformes. Pp: 1-832.

Gustin, M., Brambilla, M. & Celada, C. (2010). Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Le specie nidificanti e svernanti in Italia, non inserite nell'allegato I della direttiva Uccelli. Volume II – Passeriformes, valori FRV e Conclusioni. Pp: 1-1184.

Gustin, M., Brambilla, M. & Celada, C. (2016). Stato di conservazione e valore di riferimento favorevole per le popolazioni di uccelli nidificanti in Italia. Riv. Ital. Orn. – *Research in Ornithology*, 86 (2): 3-58.

Gustin M., Brambilla, M., Celada, C. (2019). Conoscerli, proteggerli. Guida allo stato di conservazione degli uccelli in Italia. Pp. 448. Lipu.

Gustin, M., Nardelli, R., Brichetti, P., Battistoni, A., Rondinini, C., Teofili, C. (compilatori) (2021). Lista rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2019. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.

Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., ... & Elmqvist, T. (2014). A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. *Ambio*, *43*(4), 413-433.

Haines-Young, R. & Potschin, M.B. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Retrieved from https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf.

He, Guoqiang. (2005). The biological benefit measurement and economic evaluation of the forest of Simao Yunnan, *Journal of Simao Teachers' Colleage*, 21(3):18~21.

Hennekens, S.M., Schaminée, J.H.J. (2001). TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *J Veg Sci* 12:589–591. doi: 10.2307/3237010

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25 (15), 1965–1978 (Dec.).

Hobbs, R.J., Harris, J.A., 2001. Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9: 239–246.

Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Bohm, M., Brooks, T., Butchart, S., Carpenter, K., Chanson, J., Collen, B., Cox, N., Darwall, W., Dulvy, N., Harrison, L., Katariya, V., Pollock, C., Quader, S., Richman, N., Rodrigues, A., Tognelli, M., Vie, J., Aguiar, J., Allen, D., Allen, G., Amori, G., Ananjeva, N., Andreone, F., Andrew, P., Ortiz, A., Baillie, J., Baldi, R., Bell, B., Biju, S., Bird, J., Black-Decima, P., Blanc, J., Bolanos, F., Bolivar, W., Burfield, I., Burton, J., Capper, D., Castro, F., Catullo, G., Cavanagh, R., Channing, A., Chao, N., Chenery, A., Chiozza, F., Clausnitzer, V., Collar, N., Collett, L., Collette, B., Fernandez, C., Craig, M., Crosby, M., Cumberlidge, N., Cuttelod, A., Derocher, A., Diesmos, A., Donaldson, J., Duckworth, J., Dutson, G., Dutta, S., Emslie, R., Farjon, A., Fowler, S., Freyhof, J., Garshelis, D., Gerlach, J., Gower, D., Grant, T., Hammerson, G., Harris, R., Heaney, L., Hedges, S., Hero, J., Hughes, B., Hussain, S., Icochea, J., Inger, R., Ishii, N., Iskandar, D., Jenkins, R., Kaneko, Y., Kottelat, M., Kovacs, K., Kuzmin, S., La Marca, E., Lamoreux, J., Lau, M., Lavilla, E., Leus, K., Lewison, R., Lichtenstein, G., Livingstone, S., Lukoschek, V., Mallon, D., McGowan, P., McIvor, A., Moehlman, P., Molur, S., Muñoz Alonso, A., Musick, J., Nowell, K., Nussbaum, R., Olech, W., Orlov, N., Papenfuss, T., Parra-Olea, G., Perrin, W., Polidoro ,B., Pourkazemi, M., Racey, P., Ragle, J., Ram, M., Rathbun, G., Reynolds, R., Rhodin, A., Richards, S., Rodriguez, L., Ron, S., Rondinini ,C., Rylands, A., de Mitcheson, Y., Sanciangco, J., Sanders, K., Santos-Barrera, G., Schipper, J., Self-Sullivan, C., Shi, Y., Shoemaker, A., Short, F., Sillero-Zubiri, C., Silvano, D., Smith, K., Smith, A., Snoeks, J., Stattersfield, A., Symes, A., Taber, A., Talukdar, B., Temple, H., Timmins, R., Tobias, J., Tsytsulina, K., Tweddle, D., Ubeda, C., Valenti, S., van Dijk, P., Veiga, L., Veloso, A., Wege, D., Wilkinson, M., Williamson, E., Xie, F., Young, B., Akcakaya, H., Bennun, L., Blackburn, T., Boitani, L., Dublin, H., da Fonseca, G., Gascon, C., Lacher, T., Mace, G., Mainka, S., McNeely, J., Mittermeier, R., Reid, G., Rodriguez, J., Rosenberg, A., Samways, M., Smart, J., Stein B. & Stuart S. (2010). The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330: 1503-1509.

Howard, J., Merrifield, M. (2010) Mapping Groundwater Dependent Ecosystems in California. *PLoS ONE* 5(6): e11249. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011249.

Howard J., Hoyt S., Isensee K., Telszewski M., Pidgeon E. (eds.) (2014). *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.

Hughes, A.D., Black, K.D. (2016). Going beyond the search for solutions: understanding trade-offs in European integrated multi-trophic aquaculture development. *Aquaculture Environment Interactions* 8: 191-199.

Huizinga, J., Moel, H. de,Szewczyk, W. (2017).Global flood depth-damage functions. Methodology and the database with guidelines. *EUR28552* EN.doi:10.2760/16510-

Hutyra, L., Yoon, B., Alberti, M. (2011). Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: a study of the Seattle. WA region. *Global Change Biology* 17 (2), 783-797.

Iannetta, M., Morabito, R. (2020). One Health: la lezione del Coronavirus, *Energia, Ambiente e Innovazione* 1/2020: 98-101. https://www.enea.it/it/seguici/pubblicazioni/pdf-eai/n-1-gennaio-aprile-2020/speciale-covid-one-health.pdf

ICESP (2020). L'economia circolare nelle filiere industriali: i casi Costruzione&Demolizione (C&D) e Agrifood. https://www.icesp.it/sites/default/files/DocsGdL/L%27economia%20circolare%20nelle%20filiere%20industriali%20i%20casi%20Costruzione%26Demolizione%20e%20Agrifood.pdf

IEEP and DEFRA (2012). Guidance to identify and address incentives which are harmful to biodiversity. https://ieep.eu/0publications/guidance-to-identify-and-address-incentives-which-are-harmful-to-biodiversity

Industrial Economics Inc, "The Economic Impacts of Ecological Restoration in Massachusetts. Prepared for the Massachusetts Department of Fish and Game", March 2012

INEA - Istituto Nazionale di Economia Agraria (2008). Politiche forestali e sviluppo rurale. Situazione, prospettive e buone prassi. Quaderno n. 1.

INEA - Istituto Nazionale di Economia Agraria (2013). Annuario dell'agricoltura italiana, vol. LXVI. Roma. ISBN 978-88-814-5269-9.

INFC (2005). Gasparini P. Tabacchi G., 2011(eds). L'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC-2005). *MiPAAF-CFS, CRAMPF.* Edagricole, Milano. http://www.sian.it/inventarioforestale/jsp/home.jsp.

IOC-UNESCO (2017). Global Ocean Science Report - The current status of ocean science around the world. L. Valdés *et al.* (eds), Paris, UNESCO Publishing.

IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondizio E.S., Settele J., Díaz S. e Ngo H.T. (Eds). IPBES secretariat, Bonn, Germany. https://ipbes.net/global-assessment

IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz *et al.* (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 p. Disponibile al sito https://doi.org/10.5281/zenodo.355357

IPBES (2020). Workshop Report on Biodiversity and Pandemics of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. 96 p. Disponibile al sito https://ipbes.net/sites/default/files/2020-12/IPBES%20Workshop%20on%20Biodiversity%20and%20Pandemics%20Report_0.pdf

IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

IPCC (2018). Global Warming of 1.5°C, https://www.ipcc.ch/sr15/ .

Irga, P.J., Burchett, M.D., Torpy, F.R. (2015). Does urban forestry have a quantitative effect on ambient air quality in an urban environment? *Atmospheric Environment* 120:173–181

Isacs, L., Finnveden, G., Dahllöf, L., Håkansson, C., Petersson, L., Steen, B., Swanström, L., Wikström, A. (2016). Choosing a monetary value of greenhouse gases in assessment tools. *J. Clean. Prod.*, 127, 27-48.

Isley, P., Sterret Isley, E., Hause, C. (2011) Muskegon Lake Area of Concern Habitat Restoration Project: Socio-Economic Assessment". Grand Valley State University.

ISPRA (2013). Annuario dei Dati Ambientali Edizione 2013. Stato dell'Ambiente 47/2013.

ISPRA (2014). Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2012. *National Inventory Report 2014*. ISPRA, Rapporti 198/14.

ISPRA (2016). Angelini P, Casella L, Grignetti A, Genovesi P (eds) Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat. ISPRA, Serie Manuali e Linee Guida, 142/2016., Roma

ISPRA (2018). TERRITORIO. Processi e trasformazioni in Italia. *ISPRA*, Rapporti 296/2018.

ISPRA (2019). Annuario dei dati ambientali 2018. http://www.isprambiente.gov.it/public_files/annuario-2018.pdf, https://www.isprambiente.gov.it/files2019/pubblicazioni/stato-ambiente/annuario-2018/1_Agricoltura.pdf

ISPRA (2020). Assegnazione di Zone Marine per l'Acquacoltura (AZA). Guida Tecnica. Documenti Tecnici ISPRA. ISBN 978-88-448-1014-6.

ISPRA (2020). Capitolo 2_Pesca e Acquacoltura (a cura di G. Marino, S. Raicevich), Annuario dei Dati Ambientali. Edizione 2019. ISPRA, Stato dell'ambiente 89/2020. https://annuario.isprambiente.it/sites/default/files/pdf/2019/versione-integrale/02-Pesca-2019.pdf

Istat (2010). Istat, 6° Censimento generale dell'agricoltura: 24 ottobre 2010, - http://c ensimentoagricoltura.istat.it.

Istat (2020). Annuario Statistico Italiano (ASI), Capitolo 2 Ambiente ed energia - Pressione antropica e rischi naturali (edizioni annuali dal 2017). https://www.istat.it/it/archivio/annuario+statistico+italiano

Istat (2020). Banca dati pubblica I.stat (Tavole di dati), Sezione ambiente - Cave e miniere (Anni 2013-2018). https://dati.istat.it/

Istat (2020). Censimento delle acque per uso civile - anno 2018. https://www.istat.it/it/files//2020/12/StatReport-CensAcque2018.pdf

Istat (2020). Le attività estrattive da cave e miniere (Anno 2018), Statistiche Report (Tavole di dati e Analisi). https://www.istat.it/it/archivio/246015

Istat (2020). Rapporto per il Benessere Equo e Sostenibile (BES), Capitolo Paesaggio e patrimonio culturale (edizioni annuali dal 2017). https://www.istat.it/it/benessere-e-sostenibilit%C3%A0/la-misurazione-del-benessere-(bes)/gli-indicatori-del-bes

Istat (2020). Rapporto sul Territorio. Ambiente, economia e società. [accessed 2020 October 13] https://www.istat.it/storage/rapporti-tematici/territorio2020/Rapportoterritorio2020.pdf

IUCN (2001). IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

IUCN (2003). Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK

IUCN (2008). Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria: version 7.0. Standards and petitions working group for the IUCN species survival commissions biodiversity assessments subcommittee, Gland, Switzerland.

IUCN (2016). An Introduction to the IUCN Red List of Ecosystems: The Categories and Criteria for Assessing Risks to Ecosystems. Gland, Switzerland.

IUCN (2020). Global Standard for Nature-based Solutions. A user-friendly framework for the verification, design and scaling up of NbS. First edition. Gland, Switzerland: *IUCN*.

Jacob, C., Bochove, J.W., Livingstone, S., White, T., Pilgrim, J., Bennun, L. (2020). Marine biodiversity offsets: pragmatic approaches toward better conservation outcomes. *Conservation Letters*. https://doi.org/10.1111/conl.12711

Janssen, J.A.M., Rodwell, J.S., García Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Landucci, F., Loidi J, Ssymank, A. *et al.* (2016). European Red List of Habitats. Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. *Luxembourg*: Publications Office of the European Union.

Jochem, D., Weimar, H., Bösch, M. *et al.* (2015). Estimation of wood removals and fellings in Germany: a calculation approach based on the amount of used roundwood. *Eur J Forest Res* 134, 869–888. [online 22 July 2020] URL: https://link.springer.com/article/10.1007/s10342-015-0896-9.

Jongman, RHG (2013). Biodiversity observation from local to global. *Ecol Indic* 33:1–4. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.03.012.

Jónsson, J.Ö.G., Davíðsdóttir, B. (2016). Classification and valuation of soil ecosystem services. *Agric. Syst.* 145, 24–38. doi:10.1016/j.agsy.2016.02.010.

JRC (2020). Time for transformative resilience: the COVID-19 emergency https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/time-transformative-resilience-covid-19-emergency.

Kalsnes, B., Capobianco, V. (2019). Nature-based Solutions. Landslides Safety Measures. Klima 2050 Report No 16. ISBN: 978-82-536-1638-4. Publisher: *SINTEF Community*, Trondheim.

Kay, S., Graves, A., Palma, J.H.N., Moreno, G., Roces-Díaz, J.V., Aviron, S., Chouvardas, D., Crous-Duran, J., Ferreiro-Domínguez, N., García de Jalón, S., Măcicăsan, V., Mosquera-Losada, M.R, Pantera, A., Santiago-Freijanes, J.J., Szerencsits, E., Torralba, M., Burgess, P.J., Herzog, F. (2019). Agroforestry is paying off—economic evaluation of ecosystem services in European landscapes with and without agroforestry systems. *Ecosystem Services* 36: Article 100896 DOI 10.1016/j.ecoser.2019.100896.

Keith, DA., (2009). The interpretation, assessment and conservation of ecological communities. *Ecol Manag and Restor*. 10(S1): S3-S15.

Keith, DA., Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, A., Barrow, E.G. *et al.,* 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE* 8(5): e62111.

Kelmenson, S., BenDor, T.K., Lester, T.W. (2016). The Economic Impacts of the US Ecological Restoration Sector. https://www.bostonfed.org/publications/communities-and-banking/2016/summer/the-economic-impacts-of-the-us-ecological-restoration-sector.aspx#ft8

Kibria ASMG, Behie A, Costanza R, Groves C, Farrell T. (2017). The value of ecosystemservices obtained from the protected forest of Cambodia: the case of Veun Sai-Siem Pang National Park. *Ecosystem Services* 26:27_36 DOI 10.1016/j.ecoser.2017.05.008.

Kimmins, J.P. (2008). From science to stewardship: Harnessing forest ecology to the service of society. *Forest Ecology and Management* 256: 1625-1635.

Kirkby, M.J., Beven, K.J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. J.* 24 (1), pp. 43–69.

Klein, A.M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., *et al.* (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 274 (1608), 303–313.

Kontula, T., Raunio, A. (2009). New method and criteria for national assessments of threatened habitat types. *Biodivers Conserv.* 18: 3861–3876.

Konz, N., Schaub, M., Prasuhn, V., Baenninger, D., Alewell, C. (2009). Cesium-137-based erosion rate determination of a steep mountainous region. *J.Plant Nutr. SoilSci.* 172(5),615–622

Koopmans, D., Holtappels, M., Chennu, A., Weber, M., de Beer, D. (2020). High Net Primary Production of Mediterranean Seagrass (*Posidonia oceanica*) Meadows Determined With Aquatic Eddy Covariance. *Frontiers in Marine Science*, *7* (00118).

Kuczynski, L., Antczak, M., Czechowski, P., Grzybek, J., Jerzak, L., Zablocki, P., Try-janowski, P. (2010). A large scale survey of the Great Grey Shrike Lanius excubitorin Poland: breeding densities, habitat use and population trends. *Ann. Zool. Fenn.* 47: 67–78.

Kuhnert, P.M., Martin, T.G., Griffiths, S.P. (2010). A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models. *Ecology Letters* 13, pp. 900-914.

Kuussaar, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., *et al.* (2009). Extinction debt: A challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 564 – 571.

La Notte, A., Liquete, C., Grizzetti, B, Maes, J., Egoh, B.N., Paracchini, M.L. (2015). An ecological-economic approach to the valuation of ecosystem services to support biodiversity policy. A case study for nitrogen retention by Mediterranean rivers and lakes. *Ecological Indicators* 48: 292–302. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.08.006.

La Notte, A., Vallecillo, S., Polce, C., Zulian, G., Maes, J. (2017). 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, *JRC1*07150

La Notte, A., Maes, J., Valecillo, S. (2019). Capacity as "virtual stock" in ecosystem services accounting. *Ecological Indicators* 98: 158-163. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.10.066.

Lamb, J.B., van de Water, J.A.J.M., Bourne, D.G., Altier, C., Hein, M.Y., Fiorenza, E.A., Abu, N., Jompa, J., Harvell, C.D. (2017). Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. *Science*, *355* (6326), 731-733.

Lambeck, R.J., 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conserv. Biol.* 11: 849-856.

Leader-Williams, N. J., Harrison and M.J. B. Green, 1990 - Designing protected areas to conserve natural resources. *Science Progress* Vol. 74, No. 2 (294), pp. 189-204

Leclère, D., *et al.* (2020). Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature*, https://doi.org/10.1038/s41586-020-2705-y .

Legambiente (2020). Ecosistema Urbano. Rapporto sulle performance ambientali delle città 2020. A cura di Laurenti M. e Bono L. https://www.legambiente.it/rapporti-in-evidenza/ecosistema-urbano/

Legg, CJ, Nagy, L. (2006). Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *J Environ Manage* 78:194–199. doi: 10.1016/j.jenvman.2005.04.016

Lelli, C., Nascimbene, J., Chiarucci, A. (2018). Are available vegetation data suitable for assessing plant diversity? A study case in the Foreste Casentinesi National Park (Italy). *Rend Fis Acc Lincei*. https://doi.org/10.1007/s12210-018-0681-z

Lindegren, M., Holt, B.G., Mackenzie, B.R., Rahbek, C. (2018). A global mismatch in the protection of multiple marine biodiversity components and ecosystem services. *Scientific Report* 8: 4099.

Link, J.S., Watson, R.A. (2019). Global ecosystem overfishing: Clear delineation within real limits to production, *Science Advances* 5(6): eaav0474.

LIPU & WWF (a cura di Calvario L., Gustin M., Sarrocco S., Gallo-Orsi U., Bulgarini F. & Fraticelli F.), 1999. Nuova Lista rossa degli uccelli nidificanti in Italia - *The new Red List for Italian birds*. Riv. ital. Orn. 69: 3-43.

Livesley, S. J., McPherson, E. G., & Calfapietra, C. (2016). The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of environmental quality*, *45*(1), 119-124.

Lotze, H.K., Coll, M., Magera, A.M., Ward-Paige, C., Airoldi, L. (2011). Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 595-605.

Lovelock, C.E., Fourqurean, J.W., Morris, J.T. (2017). Modeled CO2 Emissions from Coastal Wetland Transitions to Other Land Uses: Tidal Marshes, Mangrove Forests, and Seagrass Beds. *Frontiers in Marine Science*, *4* (00143).

MA (2005). Ecosystems and Human Well Being: a Synthesis. *Island Press*, 137 pp.

Mace, G. (2014). Ecology. Whose conservation? *Science* 345(6204):1558-60. doi:10.1126/science.1254704.

Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H.R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland E.J. & Stuart S.N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Cons. Biol.* 22 (6): 1424–1442.

Mace, G. *et al.* (2018). Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss, *Nature* Sust., 1; 448-451.

Madsen, B., Carroll, N., Moore Brands, K. (2010). State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide. http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liquete, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F. *et al.* (2013). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J. *et al.* (2014). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, 2014, Publications office of the European Union; Luxembourg, (2nd Report – Final, February 2014).

Maes, J., Fabrega, N., Zulian, G., Barbosa, A., Vizcaino, P., Ivits, E., Polce, Ch., Vandecasteele, I., Marí Rivero, I., Guerra, C., Perpiña, C., Vallecillo, S., Baranzelli, C., Barranco, R., Batista e Silva F., Jacobs-Crisoni, C., Trombetti, M., Lavalle, C. (2015). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. *JRC Science and Policy Report*. ISBN: 978-92-79-46206-1. DOI: 10.2788/341839.

Maetens, W., Vanmaercke, M., Poesen, J., Jankauskas, B., Jankauskiene, G., Ionita, I. (2012). Effects of land use on annual runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean: A meta-analysis of plot data. *Progress in Physical Geography* 36 (5), 599–653.

Magnani, M., Baneschi, I., Giamberini, M,S., Mosca, P., Raco, B., Provenzale, A. (2020). Drivers of carbon fluxes in Alpine tundra. *Science Tot. Env.* 732, 139139.

Makó, A., Kocsis, M., Barna, GY., Tóth, G.; Mapping the storing and filtering capacity of European soils; European Union, 2017. *EUR 28392*; doi:10.2788/49218.

Manes, F., Incerti, G., Salvatori, E., Vitale, M., Ricotta, C., Costanza, R. (2012). Urban ecosystem services: tree diversity and stability of tropospheric ozone removal. *Ecological Applications* 22: 349-360.

Manes, F., Marando, F., Capotorti, G., Blasi, C., Salvatori, E., Fusaro, L. Ciancarella, M. Mircea, M. Marchetti, G. Chirici, Munafò, M. (2016). Regulating ecosystem services of forests in ten Italian metropolitan cities: air quality improvement by PM10 and O3 removal. *Ecological indicators*, 67, 425-440.

Manfreda, S., Di Leo, M., Sole, A. (2011). Detection of flood-prone areas using digital elevation models. *J. Hydrol. Eng.* 16 (10), 781–790 (Oct).

Mangel, M., Marinovic, B., Pomeroy, C., and Croll, D. (2002). Requiem for Ricker: Unpacking. MSY. *Bulletin of Marine Science*, 70(2): 763–781.

Marando, F., Salvatori, E., Sebastiani, A., Fusaro, L., & Manes, F. (2019). Regulating ecosystem services and green infrastructure: assessment of urban heat island effect mitigation in the municipality of Rome, Italy. *Ecological Modelling*, 392, 92-102.

Marchetti, M., Bertani, R., Corona, P., Valentini, R. (2012). Changes of forest coverage and land uses as assessed by the inventory of land uses in Italy. *Forest*, 9, 170-184.

Marchetti, M., Sallustio, L., Ottaviano, M., Barbati, A., Corona, P., Tognetti, R., Zavattero, L., Capotorti, G. (2012). Carbon sequestration by forests in the National Parks of Italy. *Plant Biosystems* 146, 1001-1011.

Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, Vol. 45 p.243-252.

Marignani, M., Bruschi, D., Astiaso, Garcia, D., *et al.* (2017). Identification and prioritization of areas with high environmental risk in Mediterranean coastal areas: A flexible approach. *Sci Total Environ* 590–591:566–578. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.221

Marotta, L., Mileti, F.A., Minieri, L., Orefice, N., Valentini, S., Vingiani, S., Basile, A. (2015). A Web-based spatial decision supporting system for land management and soil conservation. *Solid Earth* 6: 903–928. https://doi.org/10.5194/se-6-903-2015.

Martínez-Lopez, J., Bagstad, K.J., Balbi, S., Magrach, A., Voigt, B., Athanasiadis, L., Pascual, M., Willcock, S., Villa, F. (2019). Towards globally customizable ecosystem service models. *Sci. Total Environ*. 650, 2325–2336. https://doi.org/10.1016/j. scitotenv.2018.09.371.

Mastrorilli M, Rana G, Verdiani G, Tedeschi G, Fumai A, Russo G. (2018). Economic evaluation of hydrological ecosystem services in Mediterranean River Basins applied to a case study in Southern Italy. *Water 10*: Article 241 DOI 10.3390/w10030241.

MATTM (2009). Verso la Strategia Nazionale per la Biodiversità - Esiti del tavolo tecnico 5 Ecoregioni, Biodiversità e Governo del Territorio.

MATTM (2021). Rapporto conclusivo sulla Strategia Nazionale per la Biodiversità 2011-2020. *In preparazione*.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC, USA: Island Press.

Mengerink, K.J., Van Doverm C.L., Ardronm J., Bakerm M., Escobar-Briones, E., Gjerde, K., Koslow, J.A., Ramirez-Llodra, E., Lara-Lopez, A., Squires, D., Sutton, T., Sweetman, A.K., Levin, L.A. (2014). A Call for Deep-Ocean Stewardship. *Science* 344: 696–698.

Millar, C. and Stephenson, N.L. (2015). Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance *Science* 349: 823-826.

MiPAAF – Rete Rurale Nazionale (2010) Rapporto di applicazione della Condizionalità in Italia.

MiPAAF (2015). Piano Strategico per l'Acquacoltura in Italia 2014-2020.

MiPAAF (2019). RAFItalia-Rapporto sullo stato delle foreste e del settore forestale in Italia.

Monfreda, C., Ramankutty, N., Foley, J.A. (2008). Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. Glob. *Biogeochem. Cycles* 22 (1) (Mar).

Moos, C., Bebi, O., Schwarz, M., Stoffel, M., Sudmeier-Rieux, K., Dorren, L. (2018). Ecosystem-based disaster risk reduction in mountains. *Earth-Science Reviews* 177 (2018) 497–513.

Morelli, F., Pruscini, F., Santolini, R., Perna, P., Benedetti, Y., Sisti, D. (2013). Landscape heterogeneity metrics as indicators of bird diversity: determining the optimal spatial scales in different landscapes. *Ecol. Indic.* 34: 372-379.

Mori, J., Sæbø, A., Hanslin, H.M., Teani, A., Ferrini, F., Fini, A., Burchi, G. (2015). Deposition of traffic-related air pollutants on leaves of six evergreen shrub species during a Mediterranean summer season. *Urban Forestry & Urban Greening* 14:264–273

Morra di Cella, U., Cremonese, E., Pari, E., Siniscalco, C., Amadei, M., Angelini, P. (2008). Carta della Natura della Regione Valle d'Aosta: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA*.

Morrison, E.B., Lindell, C.A., Holl K.D., Zahawi R.A. (2010). Patch size effects on avian foraging behaviour: Implications for tropical forest restoration design. *Journal of Applied Ecology* 47: 130–138.

Mtwana Nordlund, L., Koch, E.W., Barbier, E.B., Creed, J.C. (2016). Seagrass ecosystem services and their variability across genera and geographical regions. *PLoS One* 11.

Munafò M. (a cura di) (2018). Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2018. *Report ISPRA/SNPA 288/2018*. Annesso metodologico.

Munafò, M. (a cura di) (2020). Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2020. Report SNPA 15/20.

Musango, J.K., Currie, P., Robinson, B. (2017). Urban metabolism for resource efficient cities: from theory to implementation. Paris: UN Environment.

Nabuurs, G.J., Delacote, Ph., Ellison, D., Hanewinkel, M., Hetemäki, L., Lindner, M. (2017). By 2050 the Mitigation Effects of EU Forests Could Nearly Double through Climate Smart Forestry. *Forests*, 8, 484; doi:10.3390/f8120484

Nardelli, R., Andreotti, A., Bianchi, E., Brambilla, M., Brecciaroli, B., Celada, C., Dupré, E., Gustin, M., Longoni, V., Pirrello, S., Spina, F., Volponi, S., Serra, L. (2015). Rapporto sull'applicazione della Direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e *trend* delle popolazioni di uccelli (20082013). *ISPRA*, Serie Rapporti, 219/2015.

Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C.M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (2009). Blue Carbon. A rapid response assessment. United Nations Environment Programme.

Nicholson, E., Keith, DA., Wilcove, DS. (2009). Assessing the threat status of ecological communities. *Conserv Biol.* 23(2): 259-274.

Nielsen, A. B., Van Den Bosch, M., Maruthaveeran, S., & van den Bosch, C. K. (2014). Species richness in urban parks and its drivers: a review of empirical evidence. *Urban ecosystems*, *17*(1), 305-327.

Nielsen-Pincus, M., Moseley, C., (2010) Economic and Employment Impacts of Forest and Watershed Restoration in Oregon. Ecosystem Workforce Program, University of Oregon. Working Paper no 24.

Nordlund, L.M., Unsworth, R.K.F., Gullström, M., Cullen-Unsworth, L.C. (2017). Global significance of seagrass fishery activity. *Fish and Fisheries*, *19*(3), 399-412.

Noss, R.F. (1996). Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecol and Evolut*. 11(89): 351.

Nyakatawa, E.Z., Reddy, K.C., Lemunyon, J.L. (2001). Predicting soil erosion in conservation tillage cotton production systems using the revised universal soil loss equation (RUSLE). *SoilTillageRes*.57(4),213–224.

OCSE (2019). Biodiversity: Finance and the Economic Business for Action.

OCSE (2020). A Comprehensive Overview of Global Biodiversity Finance.

Odum, H.T. (1996). Environmental Accounting: Emergy and Environmental Policy Making. *John Wiley and Sons*, New York. p370.

OECD (2018). Mainstreaming Biodiversity for Sustainable Development, OECD Publishing, Paris. https://doi.org/10.1787/9789264303201-en.

Orsenigo, S., Fenu, G., Gargano, D., Montagnani, C., Abeli, T., Alessandrini, A., Bacchetta, G., Bartolucci, F., Carta, A., Castello, M., Cogoni, D., Conti, F., Domina, G., Foggi, B., Gennai, M., Gigante, D., Iberite, M., Peruzzi,

L., Pinna, M.S., Prosser, F., Santangelo, A., Selvaggi, A., Stinca, A., Villani, M.C., Wagensommer, R.P., Tartaglini, N., Duprè, E., Blasi, C., Rossi, G. (2020). Red list of threatened vascular plants in Italy. *Plant Biosystems* DOI: 10.1080/11263504.2020.1739165.

Orsenigo, S., Montagnani, C., Fenu, G., Gargano, D., Peruzzi, L., Abeli, T., Alessandrini, A., Bacchetta, G., Bartolucci, F., Bovio, M., Brullo, C., Brullo, S., Carta, A., Castello, M., Cogoni, D., Conti, F., Domina, G., Foggi, B., Gennai, M., Gigante D., Iberite, M., Lasen, C., Magrini, S., Perrino, E.V., Prosser, F., Santangelo, A., Selvaggi, A., Stinca, A., Vagge, I., Villani, M.C., Wagensommer, R.P., Wilhalm, T., Tartaglini, N., Duprè, E., Blasi, C., Rossi, G. (2018). Red Listing plants under full national responsibility: extinction risks and threats in the vascular flora endemic to Italy. *Biol. Conserv*, 224: 213-222.

Orth, R.J., Carruthers, T.J., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., *et al.* (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* 56. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2

Padovani, L.M., Carrabba, P. (2017). La sostenibilità ambientale - Un manuale per prendere buone decisioni. Aggiornamento 2017. ISBN 978-88-8286-346-3. https://www.enea.it/it/seguici/pubblicazioni/pdf-volumi/v2017-sostenibilita-ambientale.pdf

Paling, E.I., Fonseca, M., Van Katwijk, M.M., Van Keulen, M. (2009). Seagrass restoration In: Perillo, G., Wolanski, E., Cahoon, D., Brinson, M., (eds). Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach. Elsevier, Amsterdam.

Palmer, M.A., Zedler, J.B., Falk, D.A. (2016). Foundations of Restoration Ecology. SER, Inland Press, Washington, DC, USA.

Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., *et al.* (2015a). Rainfall erosivity in Europe. *Science of Total Environment* 511, 801–814.

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, C., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L. (2015b). Estimating the soil erosion cover-management factor at European scale. *Land Use Policy* 48C, 38–50, http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021.

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K. (2015c). A new European slope length and steepness factor (LS-Factor) for modeling soil erosion by water. *Geosciences* 5, 117–126.

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., van der Zanden, E.H., Poesen, J., Alewell, C. (2015d). 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., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C. (2015e). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy* 54: 438-447. DOI: 10.1016/j.envsci.2015.08.012

Panagos, P., Ballabio, C., Poesen, J., Lugato, E., Scarpa, S., Montanarella, L., Borrelli, P. (2020). A Soil Erosion Indicator for Supporting Agricultural, Environmental and Climate Policies in the European Union. Remote Sensing. 12: 1365. DOI: 10.3390/rs12091365

Paoletti, E., Karnosky, D.F., Percy, K.E. (2004) Urban trees and air pollution. In: Konijnendijk CC, Schipperijn J, Hoyer KK (eds) Forestry serving urbanised societies, vol 14. IUFRO World Series, IUFRO Headquarters, Vienna, pp 129–154

Papallo, O., Bianco, P.M. (2012). Carta della Natura della Regione Basilicata: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA*

Papallo, O., Bianco, P.M., Laureti, L., Perfetti, D. (2012). Carta della Natura della Regione Umbria: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA*

Papini, F., Gianguzzi, L., Brullo, S., Bianco, P.M., Angelini, P. (2008). Carta della Natura della Regione Sicilia: Carta degli habitat alla scala 1:50.000. *ISPRA*

Paracchini, M.L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J.P., Termansen, M., *et al.* (2014). Mapping cultural ecosystem services: a framework to assess the potential for outdoor recreation across the *EU*. *Ecol. Indic.* 45, 371–385 (Oct).

Parco nazionale delle Cinque Terre (2004). Manuale per la costruzione dei muri a secco. Linee guida per la manutenzione dei terrazzamenti delle Cinque Terre. LIFE 00 ENV/IT/000191 PROSIT.

PARLAMENTO EUROPEO, DIRETTIVA 2000/60/CE del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque (GU L 327 del 22.12.2000).

Pascual, U., Muradian, R. (2010). The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In: Simpson, D. R. (Ed.) The Ecological and Economic Foundations. TEEB.

Pelacani, S., Marker, M., Rodolfi, G. (2008). Simulation of soil erosion and deposition in a changing landuse: a modelling approach to implement the support practice factor. *Geomorphology* 99(1–4),329–340.

Peponi, A., Morgato, P. (2021). Transition to Smart and Regenerative Urban Places (SRUP): Contributions to a New Conceptual Framework. *Land* 10(2). https://dx.doi.org/10.3390/land10010002

Pérez-Soba, M., Elbersen, B., Kempen, M., Braat, L., Staristky, I., Wijngaart R. van der, Kaphengst T., Andersen E., Germer L., Smith L., Rega C. & Paracchini M.L. (2015). Agricultural biomass as provisioning ecosystem service: quantification of energy flows Retrieved from http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC97764/lb-na-27538-en-n.pdf

Pérez-Soba, M., Elbersen, B., Braat, L., Kempen, M., Wijngaart, R., Staritsky, I., Rega, C. & Paracchini, M.L. (2019) The emergy perspective: natural and anthropic energy flows in agricultural biomass production. *JRC*116274, Publications Office of the European Union, Luxembourg. Retrieved from http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/ (DOI 10.2760/526985).

Perkol-Finkel, S., Airoldi, L. (2010). Loss and recovery potential of marine habitats: an experimental study of factors maintaining resilience in subtidal algal forests at the Adriatic Sea. *PLoS ONE* 5: e10791.

Peronace, V., Cecere, J., Gustin, M. & Rondinini, C. (2012). Lista rossa 2011 degli Uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36 (1-2): 11-58.

Perring, M.P., Standish, R.J., Price, J.N., Craig, M.D., Erickson, T.E., Ruthrof, K.X., Whiteley, A.S., Valentine, L.E., Hobbs, R.J. (2015). Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere* 6. https://doi.org/10.1890/es15-00121.1

Peruzzi, L., Conti, F., & Bartolucci, F. 2014. An inventory of vascular plants endemic to Italy. *Phytotaxa*, 168(1), 1-75.

Pettenella, D., Marchetti, M., Motta, R., Vacchiano, G. (2021). Neanche VAIA resiste all'insostenibile leggerezza delle statistiche forestali. *Forest@* 18: 1-4. - doi: 10.3832/efor3733-017.

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.

Picone, F., Buonocore, E., Claudet, J., Chemello, R., Russo, G.F., Franzese, P.P. (2020). Marine protected areas overall success evaluation (MOSE): A novel integrated framework for assessing management performance and social-ecological benefits of MPAs. *Ocean and Coastal Management, 198*, 105370.

Picone, F., Buonocore, E., Chemello, R., Russo, G.F., Franzese, P.P. (2021). Exploring the development of scientific research on marine protected areas: From conservation to global ocean sustainability. *Ecological Informatics,* 101200.

Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., … Blair, R. (1995). Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science*, 267(5201), 1117–1123. doi:10.1126/science.267.5201.1117.

Pimm, S. L. *et al.* (2015). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344, 1246752.

Pindyck, R.S. (2019). The social cost of carbon revisited. *Journal of Environmental Economics and Management*, 94, 140-160.

Pinho, P., Correia, O., Lecoq, M., Munzi, S., Vasconcelos, S., Gonçalves, P., ... & Branquinho, C. (2016). Evaluating green infrastructure in urban environments using a multi-taxa and functional diversity approach. *Environmental research*, *147*, 601-610.

Pinna, S., Pais, A., Campus, P., Sechi, N., Ceccherelli, G. (2012). Habitat preferences of the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Marine Ecology Progress Series*, *445*, 173-180.

Plieninger, T., Hui, C., Gaertner, M., Huntsinger, L. (2014). The Impact of Land Abandonment on Species Richness and Abundance in the Mediterranean Basin : A Meta-Analysis. *PLoS One* 9:e98355. doi: 10.1371/journal.pone.0098355

Porter, J., Costanza, R., Sandhu, H., Sigsgaard, L., Wratten, S. (2009). The Value of Producing Food, Energy, and Ecosystem Services within an Agro-Ecosystem. *AMBIO J. Hum. Environ.* 38, 186–193. doi:10.1579/0044-7447-38.4.186.

Possingham, H.P., Bode, M., Klein, C.J. (2015). Optimal Conservation Outcomes Require Both Restoration and Protection. *PLoS Biology* 13(1): e1002052.

Proença, V., Martin, LJ, Pereira, HM *et al.* (2017). Global biodiversity monitoring: From data sources to Essential Biodiversity Variables. *Biol Conserv* 213:256–263. doi: 10.1016/j.biocon.2016.07.014

Progetto ALPTER (2008). Paesaggi terrazzati dell'arco alpino – Esperienze di progetto. Marsilio Editori.

QGIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

R Ro, T.H., S.-K., Hong (2007). Landscape ecology for biodiversità. Scaling up. In: S. –K. Hong, N. Nakatoshi, B.J. Fu and Y. Morimoto (eds.). Landscape ecological applications in Man-Influenced areas: Linking Man and Nature Systems, 149-161. *Springer Science+Business Media* B.V. 2008

Raf (2018). Rapporto sullo stato delle foreste e del settore forestale in Italia 2017-2018. *Mipaaft, Crea*, ISBN: 978-88-98850-34-1.

Rapporto Sainteny (2012). Premier Ministre, CAS - Centre d'analyse stratégique. "Les aides publiques dommageables à la biodiversité", La documentation française, vol.43, Rapports et documents. https://www.cbd.int/doc/nbsap/public-incentives-harmful-fr.pdf

Raymond, C. M., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Berry, P., Breil, M., Nita, M. R., ... & Calfapietra, C. (2017). A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. *Environmental Science & Policy*, *77*, 15-24.

Regione Autonoma Valle d'Aosta, Regione Piemonte (2006). Selvicoltura nelle foreste di protezione - Esperienze e indirizzi gestionali in Piemonte e in Valle d'Aosta. Compagnia delle Foreste, Arezzo.

Regione Piemonte, Regione Autonoma Valle d'Aosta (2012). Foreste di protezione diretta. Selvicoltura e valutazioni economiche nelle Alpi occidentali. Compagnia delle Foreste, Arezzo.

Renard, K.G., *et al.* (1997). Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (AgriculturalHandbook703). US Department of Agriculture, Washington, DC, pp.404.

Rete Rurale Nazionale & Lipu (2020). Uccelli comuni delle zone agricole in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2020.

Rete Rurale Nazionale (2020). The state of italian forests, executive summary. *Rete Rurale Nazionale RRN* 2014-2020.

Rindi, F., Gavio, B., Díaz-Tapia, P., Di Camillo, C.G., Romagnoli, T. (2020). Long-term changes in the benthic macroalgal flora of a coastal area affected by urban impacts (Conero Riviera, Mediterranean Sea). *Biodiversity and Conservation* 29: 2275-2295.

Rizzo, D., Casella, F., Galli, M., Bonari, E. (2009). La gestione delle sistemazioni idraulico-agrarie del Monte Pisano. Pisa.

Robinson, D.A., Fraser, I., Dominati, E.J., Davíðsdóttir, B., Jónsson, J.O.G., Jones, L., Jones, S.B., Tuller, M., Lebron, I., Bristow, K.L., Souza, D.M., Banwart, S., Clothier, B.E. (2014). On the value of soil resources in the context of natural capital and ecosystem service delivery. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78, 685. doi:10.2136/sssaj2014.01.0017.

Rodrigues, A.S.L, Brooks, TM. (2007). Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Ann Rev Ecol Evol Syst*. 38: 713–737.

Rodrigues, A.S.L, Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., Brooks, TM. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecol and Evolut*. 21 (2).

Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D.C, *et al.* (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640–643.

Rodríguez, J.P., Balch, J.K., Rodríguez-Clark, KM. (2007). Assessing extinction risk in the absence of species-level data: quantitative criteria for terrestrial ecosystems. *Biodivers and Conserv.* 16(1): 183- 209.

Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Baillie, J.E.M., Ash, N., Benson, J., Boucher, T., Brown, C., Burgess, N.D., Collen, B., Jennings, M. *et al.* (2011). Establishing IUCN Red List criteria for threatened ecosystems. *Conserv Biol.* 25(1): 21-29.

Rodríguez, J.P., Keith, D.A., Rodríguez-Clark, K.M., Murray, N.J., Nicholson, E., Regan, T.J., Miller, R.M., Barrow, E.G., Bland, L.M., Boe, K., *et al.* (2015). A practical guide to the application of the IUCN Red List of Ecosystems criteria. *Philos Trans R Soc B* 370, 20140003.

Rodwell, J., Janssen, J., Gubbay, S., Schaminée, J. (2013). Red List Assessment of European Habitat Types. A feasibility study. Service Contract No. 070307/2012/624047/SER/B3 with the European Commission, DG Environment.

Rodwell, J.S., Evans, D., Schaminée, JHJ. (2018). Phytosociological relationships in European Union policy related habitat classifications. *Rend Fis Acc Lincei.* https://doi.org/10.1007/s12210-018-0690-y

Romano, B., Zullo, F. (2014). Land urbanization in Central Italy: 50 years of evolution. *Journal of Land Use Science*, 9:2, 143-164.

Romano, E., Ausili, A., Zaharova, N., Magno, M.C., Pavoni, B., Gabellini, M. (2004). Marine sediment contamination of an industrial site at port of Bagnoli, gulf of Naples, southern Italy. *Mar. Pollut. Bull.* 49: 487–495.

Rondinini, C., Di Marco, M., Chiozza, F., Santulli, G., Baisero, D., Visconti, P., ... & Amori, G. (2011). Global habitat suitability models of terrestrial mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2633-2641.

Rossi, G., Montagnani, C., Gargano, D., Peruzzi, L., Abeli, T., Ravera, S., Cogoni, A., Fenu, G., Magrini, S., Gennai, M., Foggi, B., Wagensommer, R.P., Venturella, G., Blasi, C., Raimondo, F.M., Orsenigo, S. (Eds.) (2013). Lista Rossa della Flora Italiana). 1. Policy Species e altre specie minacciate. *Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.*

RSP (2019/2582). Risoluzione del Parlamento europeo del 14 marzo 2019 sul cambiamento climatico: visione strategica europea a lungo termine per un'economia prospera, moderna, competitiva e climaticamente neutra in conformità dell'accordo di Parigi.

RSP (2019/2712). Risoluzione del Parlamento europeo del 28 novembre 2019 sulla Conferenza delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici 2019 in programma a Madrid, Spagna (COP25).

RSP (2019/2930). Risoluzione del Parlamento europeo del 28 novembre 2019 sull'emergenza climatica ambientale.

Ruangpan, L., Vojinovic, Z., Di Sabatino, S., Leo, L.S., Capobianco, V., Oen, A.M.P., McClain, M., Lopez-Gunn, E. (2019). Nature-Based Solutions for hydro-meteorological risk reduction: A state-of-the-art review of the research area. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. Discuss., https://doi.org/10.5194/nhess-2019-128

Rulli, M.C., Offeddu, L., Santini, M. (2013). Modelling post-fire water erosion mitigation strategies. *Hydrol. EarthSyst. Sci.* 17(6),2323–2337.

Sales, M., Cebrian, E., Tomas, F., Ballesteros, E. (2011). Pollution impacts and recovery potential in three species of the genus *Cystoseira* (Fucales, Heterokontophyta). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 92: 347-357. doi: 10.1016/j.ecss.2011.01.008

Sallustio, L., Vizzarri, M., Marchetti, M. (2013). Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano. *TERRITORI* (18).

Sallustio, L., Quatrini, V., Geneletti, D., Corona, P., Marchetti, M. (2015). Assessing land take by urban development and its impact on carbon storage: Findings from two case studies in Italy. *Environmental Impact Assessment Review* 54, 80-90.

Sallustio, L., De Toni, A., Strollo, A., Di Febbraro, M., Gissi, E., Casella, L., Geneletti, D., Munafò, M., Vizzarri, M., Marchetti, M. (2017). Assessing habitat quality in relation to the spatial distribution of protected areas in Italy. *Journal of Environmental Management* 201 (2017), pp. 129-137.

Sallustio, L., Perone, A., Vizzarri, M., Corona, P., Fares, S., Cocozza, C., ... & Marchetti, M. (2019). The green side of the grey: Assessing greenspaces in built-up areas of Italy. *Urban Forestry & Urban Greening*, *37*, 147-153.

Sanchez-Vidal, A., Canals, M., de Haan, W.P., Romero, J., Veny, M. (2021). Seagrasses provide a novel ecosystem service by trapping marine plastics. *Scientific Report*, *11* (254).

Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R., Case, B. (2008). The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecol. Econ.* 64, 835–848. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.05.007

Santhi, C., Srinivasan, R., Arnold, J.G., Williams, J.R. (2006). A modelling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. *Environ. Modell. Softw.* 21(8),1141–1157.

Santolini, R. (2014). The ecological network for a functional and environmental continuity in Alpine Regions. In: Sargolini, M., Gambino, R. (Eds). Mountains Landscape, ListLab Ed. Trento, pp. 129-139.

Santolini, R., Morri, E., D'Ambrogi, S. (2016). Connectivity and Ecosystem services in the Alps. In: Alpine Nature 2030. Creaating ecological connectivity for generation to come. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (BMUB), pp. 107-114.

Scarascia-Mugnozza, G., Oswald, H., Piussi, P., Radoglou, K. (2000). Forests of the Mediterranean Region: Gaps in Knowledge and Research Needs. *Forest Ecology and Management* 132: 97-109

Schulp, C.J.E., Burkhard, B., Maes, J., Vliet, J.V., Verburg, P.H,, Yue, G.H. (2014). Uncertainties in ecosystem service maps: a comparison on the European scale. *Plos One*. 9(10): e109643.

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M.J., Trotsiuk, V, Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A. and Reyer, C.P.O. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7: 395-402.

Selim, S.A., Blanchard, J.L., Bedford, J., Webb, T.J. (2016). Direct and indirect effects of climate and fishing on changes in coastal ecosystem services: a historical perspective from the North Sea. Reg Environ Change (2016) 16:341–351. DOI 10.1007/s10113-014-0635-7.

Selvaggi, D., Femia, A. (2019). Il Capitale naturale e i valori della Natura, in Terzo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia, pag. 25.

Serrano, O., Mateo, M.A., Renom, P., Julià R. (2012). Characterization of soils beneath a *Posidonia oceanica* meadow. *Geoderma*, *185–186*, 26–36.

Seto, K.C., Güneralp, B., Hutyra, L.R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 (40): 16083- 16088.

Sharp, R., Douglass, J., Wolny, S., Arkema, K., Bernhardt, J., Bierbower, W., Chaumont, N., Denu, D., Fisher, D., Glowinski, K., Griffin, R., Guannel, G., Guerry, A., Johnson, J., Hamel, P., Kennedy, C., Kim, C.K., Lacayo, M., Lonsdorf, E., Mandle, L., Rogers, L., Silver, J., Toft, J., Verutes, G., Vogl, A. L., Wood, S, Wyatt, K. (2020). *InVEST 3.9.0 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

Short, F.T., Davis, R.C., Kopp, B.S., Short, C.A., Burdick, D.M. (2002). Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass Zostera marina in the northeastern US. *Marine Ecology Progress Series* 227: 253–267.

Short, T.S., Neckles, H.A. (1999). The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany* 63: 169-196.

Shropshire, R., Wagner, B. (2009). An Estimation of the Economic Impacts of Restoration in Montana. Research and Analysis Bureau, Montana Department of Labor and Industry.

Simeone, S., De Muro, S., De Falco, G. (2013). Seagrass berm deposition on a Mediterranean embayed beach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *135*, 171–181.

Simeone, S., Molinaroli, E., Conforti, A., De Falco, G. (2018). Impact of ocean acidification on the carbonate sediment budget of a temperate mixed beach. *Climatic Change*, *150* (3-4), 227-242.

Smiraglia, D., Capotorti, G., Guida, D., Mollo, B., Siervo, V., Blasi, C. (2013). Land units map of Italy. J of maps 9(2): 239-244.

Smith V.H. (1998). Cultural Eutrophication of Inland, Estuarine, and Coastal Waters. In: Pace M.L., Groffman P.M. (eds) Successes, Limitations, and Frontiers in Ecosystem Science. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1724-4_2.

Society for Ecological Restoration (2004). SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration, International Science & Policy Working Group, V2. http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecologicalrestoration

Soil Conservation Service (1985). National Engineering Handbook Section. vol. 4. *Hydrology*, Washington, DC.

Sonnino, A. (2012). Biodiversidad y biotecnologías: el eslabón estratégico. In: Ivone, V. (ed.) *Biodiversidad, Biotecnología y Derecho. Un crisol para la sustentabilidad*, pp. 299-320, Aracne editrice, Roma.

Soulé M.E. & Orians G. (2001). Conservation biology: research priorities for the next decade. Island press Washington, D.C., Covelo, California.

Soulé, M.E. & Terborgh, J. (Edit.) (1999). Continental Conservation. Scientific Foundations of Regional Reserve Networks. Island Press Washington, D.C., Covelo, California pp. 227.

SRM - Studi e Ricerche per il Mezzogiorno (2017). Le risorse idriche nell'ambito della circular economy. Direzione Studi e Ricerche di Intesa San Paolo e SRM.

Stentiford, G.D., Bateman, I.J., Hinchliffe, S.J., Bass, D., Hartnell, R., Santos, E.M., *et al.* (2020). Sustainable aquaculture through the one health lens, *Nature Food* 1:468-474

Strafella, P., Fabi, G., Spagnolo, A., Grati, F., Polidori, P., Punzo, E. (2015). Spatial Pattern and Weight of Seabed Marine Litter in the Northern and Central Adriatic Sea", *Marine Pollution Bulletin* 91:120-127.

Stürck, J., Poortinga, A., Verburg, P.H. (2014). Mapping ecosystem services: the supply and demand of flood regulation services in Europe. *Ecol. Indic.* 38, pp. 198–211.

Sutherland, W.J., Aveling, R., Brooks, T.M., Clout, M., Dicks, L.V., Fellman, L., Fleishman, E., Gibbons, D.W., Keim, B., Lickorish, F. *et al.,* 2014. A horizon scan of global conservation issues for 2014. *Trends Ecol Evol.* 29(1): 15-22.

Tabacchi G., De Natale F., Gasparini P. 2010 - Coerenza ed entità delle statistiche forestali. *Sherwood*, n. 165: 11-19.

Taylor, P.D., Fahrig, L., With, K.A. (2006). Landscape connectivity: a return to the basics. In: Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.), Connectivity Conservation. Cambridge University Press, New York, pp. 29–43.

TEEB (2010). Chapter 6: Discounting, ethics, and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. *The Economics of Ecosystem Benefits.* TEEB.

TEEB (2018). The Economics of Ecosystems and Biodiversity. In: TEEB for Agriculture & Food: Scientific and Economic Foundations, 2018. *UN Environment*, Geneva.

Tegtmeier, E.M., Duffy, M.D. (2004). External costs of agricultural production in the United States. *International Journal of Agricultural Sustainability* 2:1_20 doi 10.1080/14735903.2004.9684563.

Telesca, L., Belluscio, A., Criscoli, A., Ardizzone, G., Apostolaki, E.T., Fraschetti, S., Gristina, M., Knittweis, L., Martin, C.S., Pergent, G., Alagna, A., Badalamenti, F., Garofalo, G., Gerakaris, V., Pace, M.L., Pergent-Martini C., Salomidi, M. (2015). Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific Reports*, *5* (12505).

Terrado, M., Sabater, S., Chaplin-Kramer, B., Mandle, L., Ziv, G., Acuña, V. (2016). Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment* 540, pp. 63-70.

Terranova, O., Antronico, L., Coscarelli, R., Iaquinta, P. (2009). Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: an application model for Calabria (southern Italy). *Geomorphology* 112,228–245.

Terribile, F., Agrillo, A., Bonfante, A., Buscemi, G., Colandrea, M., D'Antonio, A., De Mascellis, R., De Michele, C., Langella, G., Manna, P., Marotta, L., Mileti, F. A., Minieri, L., Orefice, N., Valentini, S., Vingiani, S., and Basile,

A. (2015). A Web-based spatial decision supporting system for land management and soil conservation, *Solid Earth*, 6, 903–928, https://doi.org/10.5194/se-6-903-2015, 2015.

Thornton, P.E., Law, B.E., Gholz, H.L., Clark, K.L., Falge, E., Ellsworth, D.S., Goldstein, A.H., Monson, R.K., Hollinger, D., Falk, M., Chen, J., Sparks, J.P. (2002) Modeling and measuring the effects of disturbance history and climate on carbon and water budgets in evergreen needleleaf forests. *Agricultural Forest Meteorology* 113:185–222.

Toth, G., Jones A, Montanarella, L. (eds). (2013). LUCAS topsoil survey. Methodology, data, results. JRC Technical Reports. Luxembourg.Publications office of the European Union, *EUR* 26102—scientific, technical research series—ISSN 1831-9424 (online); ISBN 978-92-7932542-7; doi:10.2788/97922.

Trémolet, S., Karres, N. (2020). Resilient European Cities: Nature-based Solutions for Clean Water. The Nature Conservancy. London, United Kingdom, https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/TNC_ResilientEuropeanCities_NBSWater.pdf

Trenberth, K.E., Dai, A., Rasmussen, R.M., Parsons, D.B. (2003). The changing character of precipitation. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 84 (9), pp. 1205–1217.

Trigila, A. (ed.) (2013). Linee guida per la valutazione del dissesto idrogeologico e la sua mitigazione attraverso misure e interventi in campo agricolo e forestale.

Trigila, A., Iadanza, C. (2008). Landslides in Italy – Special Report 2008. ISPRA (Rapporti 83/2008).

Trigila, A., Iadanza, C., Esposito, C., Scarascia-Mugnozza, G. (2015). Comparison of Logistic Regression and Random Forests techniques for shallow landslide susceptibility assessment in Giampilieri (NE Sicily, Italy). Geomorphology 249 (2015) 119–136.

Trigila, A., Iadanza, C., Bussettini, M., Lastoria, B. (2018). Dissesto idrogeologico in Italia: pericolosità e indicatori di rischio. Rapporto 2018. ISPRA, Rapporti 287/2018.

Troell, M., Joyce, A., Chopin, T., Neori, A., Buschmann, A.H., Fang, J.G. (2009). Ecological engineering in aquaculture - potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems. *Aquaculture* 297: 1-9.

Tsiripidis, I., Xystrakis, F., Kallimanis, A. *et al.* (2018). A bottom–up approach for the conservation status assessment of structure and functions of habitat types. Rend Lincei Sci Fis e Nat 29:267–282. doi: 10.1007/s12210-018-0691-x.

Tucker, G.M. & Heath, M.F. (1994). Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, U.K.: *BirdLife Conservation Series* No.3).

Umweltbundesamt-UBA (2016). Umweltschädliche Subventionen in Deutschland 2016. Lea Köder, Andreas Burger (eds). https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/umweltschaedliche-subventionen-in-deutschland-2016

UN (2014). The System of Environmental-Economic Accounting 2012 - Experimental Ecosystem Accounting (*SEEA Experimental Ecosystem Accounting*), Copyright © 2014 United Nations, European Union, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank Group.

UN (2017). (UNEP/UNSD/CBD project on Advancing Natural Capital Accounting) SEEA Experimental Ecosystem Accounting: Technical Recommendations, March 2017.

UNEP & ILRI - United Nations Environment Programme and International Livestock Research Institute (2020). Preventing the Next Pandemic: Zoonotic diseases and how to break the chain of transmission. Nairobi, Kenya. https://www.unep.org/resources/report/preventing-future-zoonotic-disease-outbreaks-protecting-environment-animals-and

UNEP (2004) Analyzing the Resource Impact of Fisheries Subsidies: A Matrix Approach, UNEP, Geneva, www.unep.ch/etb/publications/fishierSubsidiesEnvironment/AnaResImpFishSubs.pdf

UNEP (2006). *Marine and coastal ecosystems and human well-being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*. UNEP, 76 pp.

UNEP (2017). Resilience and Resource Efficiency in Cities. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/20629/Resilience_resource_efficiency_cities.pdf?sequence=1&isAllowed=y

UNEP (2019). Global Environment Outlook 6. Healthy Planet, Healthy People https://www.unenvironment.org/resources/global-environment-outlook-6

Unsworth, R.K.F., Mckenzie, L.J., Collier, C.J., Cullen-Unsworth, L.C., Duarte, C.M., Eklof, J.S., Jarvis, J.C., Jones, B.L., Nordlund, L.M. (2019). Global challenges for seagrass conservation. *Ambio* 48: 801-815.

USDA (1977). Department of Agriculture. Soil Conservation Service. Procedure for computing sheet and rill erosion in project areas. *Technical Release No.51 Geology*. September1977.

Utsumi, N., Seto, S., Kanae, S., Maeda, E.E., Oki, T. (2011). Does higher surface temperature intensify extreme precipitation? *Geophys. Res. Lett.* 38 (16).

Vallecillo, S., La Notte, A., Kakoulaki, G., Roberts, N., Kamberaj, J., Dottori, F., Feyen, L., Rega, C., Maes, J. (2019). Ecosystem services accounting. *Part II-Pilot* accounts for crop and timber provision, global climate regulation and flood control, EUR 29731 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-02905-2, doi:10.2760/631588, JRC116334.

Van Dover, CL., Aronson, J., Pendleton, L., Smith, S., Arnaud-Haond, S., Moreno-Mateos, D., Barbier, E., Billett, D., Bowers, K., Danovaro, R., Edwards, A., Kellert, S., Morato, T., Pollard, E., Rogers, A., Warner, R. (2014). Ecological restoration in the deep sea: Desiderata. *Marine Policy* 44: 98–106.

Van Katwijk, M.M., Bos, A.R., de Jonge, V.N., Hanssen, L.S.A.M., Hermus, D.C.R., de Jong, D.J. (2009). Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Marine Pollution Bulletin* 58: 179-188.

VanRompaey, A., Govers, G. (2002). Data quality and model complexity for regional scale soil erosion prediction.*Int.J.Geogr.Inf.Sci*.16(7),663–680.

Vega, Fernàndez, T., Milazzo, M., Badalamenti, F., D′Anna, G. (2005). Comparison of the fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* after the partial loss and fragmentation of a meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *65*, 645-653.

Verdura, J., Sales, M., Ballesteros, E., Cefalì, M.E., Cebrian, E. (2018). Restoration of a Canopy-Forming Alga Based on Recruitment Enhancement: Methods and Long-Term Success Assessment. *Frontiers in Plant Science* 9: 1832.

Verstraeten, G., VanOost, K., VanRompaey, A., Poesen, J., Govers, G. (2002). Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. Soil Use Manage.18(4), 386–394.

Vitullo, M., De Laurentis, R., Federici, S. (2007). La contabilità del carbonio contenuto nelle foreste italiane. *Silvae* 9 (3), 91-104.

Vizzini, S., Mazzola, A. (2006). Sources and transfer of organic matter in food webs of a Mediterranean coastal environment: Evidence for spatial variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *66* (3–4), 459-467.

Wall,G.J., Coote, D.R., Pringle, E.A., Shelton, I.J.(Eds.) (2002). Research Branch Agriculture and Agri-Food, Ottawa, Canada, p.117, Contribution No. *AAFC/AAC2244E*.

Wang, P., Deng, X., Zhou, H., Yu, S. (2019). Estimates of the social cost of carbon: A review based on meta-analysis. *Journal of Cleaner Production,* 209, 1494 - 1507.

Ward, P.J., Jongman, B., Salamon, P., Simpson, A., Bates, P., De Groeve, T., ... & Winsemius, H.C. (2015). Usefulness and limitations of global flood risk models. *Nature Climate Change*, 5(8), 712.

Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., *et al.* (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 12377–12381.

WEF - World Economic Forum (2020). Nature Risk Rising: Why the Crisis Engulfing Nature Matters for Business and the Economy. *New Nature Economy series*. 34 p.

Whitmee, S. *et al.* (2015). Safeguarding human health in the Anthropocene epoch: report to the Rockefeller Foundation – Lancet Commission on planetary health, *Lancet*, 386; 1973-2028.

Wild, T., Bulkeley, H., Naumann, S., Vojinovic, Z., Calfapietra, C., Whiteoak, K. (2020). Nature-Based Solutions State of the Art in EU-funded Projects. European Commission Directorate-General for Research and Innovation. Brussels, 309 pp.

Wilson, E.O. (2016). Metà della Terra. Salvare il futuro della vita, Codice edizioni, vedasi anche il sito https://www.half-earthproject.org/.

Wischmeier, W., Smith,D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. In: *Agricultural HandbookNo*. 537. U.S. Department of Agriculture, Washington DC, USA, 58pp.

Withana S., ten Brink, P., Illes, A., Watkins, E., Russi D. (2017). Toolkit to identify and reform incentives harmful to biodiversity. (Inizio del Progetto nel 2012 e seconda bozza nel 2017) Institute for European Environmental Policy (IEEP). https://oppla.eu/sites/default/files/uploads/reforming-harmful-incentives-toolkit-beta-version-21-june-2017-sent.pdf

Wolf, K. L., & Robbins, A. S. (2015). Metro nature, environmental health, and economic value. *Environmental health perspectives*, *123*(5), 390-398.

World Tourism Organization (2019), Methodological Notes to the Tourism Statistics Database, 2020 Edition, *UNWTO*, Madrid, DOI: https://doi.org/10.18111/9789284421473 . https://webunwto.s3.eu-west-1.amazonaws.com/s3fs-public/2020-02/methodological_notes_2020.pdf

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme)/UN-Water (2018). The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water. Paris, UNESCO.

WWF "Living Planet Report 2020" vedasi https://livingplanet.panda.org/.

Xi, J. (2009). Valuation of ecosystem services in Xishuangbanna biodiversity conservation corridors initiative pilot site, China. Greater Mekong subregion core environment program.

Xu X., Yang G.,Tan Y., Zhuang Q., Li H., Wan R., Su W., Zhang J. (2016). "Ecological risk assessment of ecosystem services in the Taihu Lake Basin of China from 1985 to 2020". Science of the Total Environment (554-555): 7-6.

Yang, D., Kanae, S., Oki, T.,Koike, T., Musiake, K. (2003). Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. *Hydrol. Processes* 17(14),2913–2928.

Zari, M.P., Hecht, K. (2020). Biomimicry for Regenerative Built Environments: Mapping Design Strategies for Producing Ecosystem Services. *Biomimetics* 5:18. doi:10.3390/biomimetics5020018.

Zeng, Z., Tang, G., Hong, Y., Zeng, C., Yang, Y. (2017). Development of an NRCS curve number global dataset using the latest geospatial remote sensing data for worldwide hydrologic applications. *Remote Sens. Lett.* 8 (6), pp. 528–536.

Zito, A.R., Burns, C., Lenschow, A. (2019). Is the trajectory of European Union environmental policy less certain? *Environmental Politics* 28(2): 187-207.

Zubak I., Kruschel C., Schultz S.T. (2017). Predators structure fish communities in *Posidonia oceanica* meadows. *Marine Ecology Progress Series*, *566*, 145-157.

Sitografia

https://sdgs.un.org/2030agenda

https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-en.pdf

https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf

https://population.un.org/wpp/

https://www.decadeonrestoration.org/

https://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/7eap/it.pdf

https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12709-New-8th-Environment-Action-Programme-supporting-the-European-Green-Deal

https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en

https://ec.europa.eu/info/strategy/recovery-plan-europe_en

https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/document_travail_service_part1_v2_en.pdf e
https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/document_travail_service_part2_v3_en.pdf

https://leaderspledgefornature.org

https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/communication-annex-eu-biodiversity-strategy-2030_en.pdf

https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/safety/docs/f2f_action-plan_2020_strategy-info_en.pdf

https://www.consilium.europa.eu/it/meetings/european-council/2020/04/23/
https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2020-0054_IT.pdf
https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2020-0124_IT.pdf

https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_20_940

https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1590574123338&uri=CELEX:52020DC0380

https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2020-0257_EN.html

https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2020-0005_IT.pdf

https://www.consilium.europa.eu/media/39951/20-21-euco-final-conclusions-it.pdf

Stockholm Resilience Centre https://www.stockholmresilience.org/research/research-news/2016-06-14-how-food-connects-all-the-sdgs.html

https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1590574123338&uri=CELEX%3A52020DC0380

https://www.consilium.europa.eu/it/press/press-releases/2020/10/23/council-adopts-conclusions-on-the-eu-biodiversity-strategy-for-2030/

Information note: EU-level actions to deliver the EU Biodiversity Strategy for 2030. 29th meeting del CGBN Coordination Group for Biodiversity and Nature 25-26/11/2020;
https://circabc.europa.eu/ui/group/6f30d1d2-d6f2-4c6e-a4dc-1feb66201929/library/2fcb4377-330b-4cd1-bc62-9252b7c6993c/details

https://knowledge4policy.ec.europa.eu/biodiversity_en

Living in Harmony with Nature" rappresenta la vision del Piano Strategico per la Biodiversita per il periodo 2011-2020 e gli Aichi Biodiversity Targets (https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-en.pdf

https://www.cbd.int/doc/c/3064/749a/0f65ac7f9def86707f4eaefa/post2020-prep-02-01-en.pdf

https://www.sian.it/inventarioforestale/jsp/linkmetodo/definizionilink1.jsp

https://www.istat.it/it/benessere-e-sostenibilit%C3%A0/obiettivi-di-sviluppo-sostenibile/gli-indicatori-istat

https://www.istat.it/it/archivio/242819

https://www.istat.it/it/files/2014/03/RANKER-manuale.pdf

http://www.gsi-alliance.org/wp-content/uploads/2019/06/GSIR_Review2018F.pdf.
https://www.reuters.com/article/us-norway-pension-palmoil-idUSKCN1QH1MR

https://www.cbd.int/financial/doc/strategy-resource-mobilization-en.pdf

https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-03-en.pdf; https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-26-en.pdf

https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-11/cop-11-dec-04-en.pdf

https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-12/cop-12-dec-03-en.pdf

https://www.minambiente.it/pagina/catalogo-dei-sussidi-ambientalmente-dannosi-e-dei-sussidi-ambientalmente-favorevoli

The fossil fuel bailout: G20 subsidies for oil, gas and coal exploration (2014), pagina 56-
http://priceofoil.org/content/uploads/2014/11/G20-Fossil-Fuel-Bailout-Full.pdf

Catalogo UNDP-BIOFIN- http://biodiversityfinance.net/finance-solutions

Position Paper 2020 del Gruppo di Lavoro ASviS sulla Finanza per lo Sviluppo Sostenibile-
https://asvis.it/public/asvis2/files/Approfondimenti/GdL_Trasv_FINANZA.pdf

https://www.minambiente.it/pagina/economia-ambientale

https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-44-en.pdf

Indice delle figure

Figura 1. Andamento della biodiversità in funzione di tre scenari di conservazione. Modificato da Leclère *et al.*, 2020. 6
Figura 2. Teoria del cambiamento del *framework* globale per la biodiversità per il post 2020. 18
Figura 3. Distribuzione dei 14 obiettivi specifici nelle 5 categorie. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021. 22
Figura 4. Stato di attuazione dei 14 obiettivi specifici raggruppati per categoria. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021. 22
Figura 5. Percentuale di territorio coperto da ciascuna classe di frammentazione (Fonte: Munafò, 2020). 26
Figura 6. Variazione annuale della superficie terrestre e marina coperta dalla Rete Natura 2000 nel decennio in esame. Fonte: MATTM, 2021. 30
Figura 7. Estensione percentuale a terra e a mare della Rete Natura 2000 in l'Italia e in ciascuna Regione/Provincia Autonoma (% calcolate rispetto ai territori/acque regionali), al netto delle sovrapposizioni fra SIC-ZSC e ZPS. Nota: il calcolo delle superfici è stato effettuato attribuendo a ciascuna Regione la parte dei Siti effettivamente ricadente nel proprio territorio. 31
Figura 8. Raggruppamento dei 14 obiettivi specifici in 4 aree tematiche. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021. 34
Figura 9. Stato di attuazione degli obiettivi per area tematica. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021. 34
Figura 10. Raggruppamento delle priorità di intervento in 4 aree tematiche. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021. 35
Figura 11. Stato di attuazione delle priorità di intervento per area tematica. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021. 35
Figura 12. Raggruppamento degli obiettivi specifici in 5 aree tematiche. Nota: alcuni obiettivi rientrano in più di un'area tematica. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021. 37
Figura 13. Stato di attuazione degli obiettivi per area tematica. Nota: alcuni obiettivi rientrano in più di un'area tematica. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021. 37
Figura 14. Raggruppamento delle priorità di intervento in 8 aree tematiche. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021. 38
Figura 15. Stato di attuazione delle priorità di intervento per area tematica. Fonte: Elaborazione ISPRA su dati MATTM, 2021. 38
Figura 16. Numero di specie nidificanti suddivise secondo classi demografiche (stima minima della popolazione). 40
Figura 17. Ripartizione delle specie trattate nel Rapporto nazionale 2013-2018 in base alla classe fenologica. 40
Figura 18. Ripartizione delle specie secondo il *trend* demografico nel breve termine: a sinistra gli uccelli nidificanti, a destra gli uccelli svernanti. 41
Figura 19. Macrocategorie di pressione/minaccia più ricorrenti per le specie di uccelli. 42
Figura 20. Impatto dell'attività venatoria per Ordini (a sx) e per le specie più catturate (a sx). 43
Figura 21. Stato di conservazione degli uccelli nidificanti in Italia (numero di specie) suddiviso per regione biogeografica. 47
Figura 22. Stato di conservazione delle specie di uccelli nidificanti nelle diverse macrotipologie ambientali (Gustin *et al* 2019). 48
Figura 23. Criteri e valutazione del rischio del collasso (Keith *et al.,* 2013). 58
Figura 24. Categorie per la valutazione del rischio di collasso degli ecosistemi (Rodriguez *et al.,* 2015). 58
Figura 25. Step metodologici per la valutazione del rischio di collasso degli ecosistemi (Rodriguez *et al.,* 2015). . 59
Figura 26. Esempi di valutazione della distribuzione geografica (criterio B) per 4 ecosistemi (C1-Ecosistemi forestali a *Quercus ilex* subsp. *ilex* dell'Insubria; C7a-Ecosistemi forestali padani, planiziali, a *Quercus robur* subsp. *robur;* D5-Ecosistemi erbacei, peninsulari, montani e collinari a *Brachypodium genuense*, *B. rupestre*, *Bromopsiserecta* subsp. *erecta* e *Cynosurus cristatus*, con locali presenze a *Dasypyrum villosum* e *Trifolium* sp. pl.; F3-Ecosistemi

psammofili delle Isole maggiori a *Cakile maritima, Armeria pungens, Silene succulenta corsica, Thinopyrum junceum, Ammophila arenaria, Daucus rouyi, Ephedra fragilis,Seseli tortuosum maritimum*, *Astragalus thermensis*, *Saccharum biflorum*. 62
Figura 27. Perdita di capitale naturale di *Posidonia oceanica* nei 12 settori geografici dei mari italiani. 73
Figura 28. Valori dell'uso biofisico per il servizio fornitura di biomassa agricola del grano. 86
Figura 29. Valori monetari indicizzati per il servizio fornitura di biomassa agricola del grano. 87
Figura 30. Altezza della ricarica degli acquiferi (infiltrazione) annua media 2012-2018 e relativa alla copertura del suolo 2018 stimata mediante il modello di bilancio idrologico BIGBANG 4.0. 93
Figura 31. Mappa esemplificativa dell'uso del servizio di impollinazione per le mele (2018). 99
Figura 32. Mappa dell'indice del valore monetario dell'uso del servizio di impollinazione. 101
Figura 33. Mappa indicizzata dell'offerta del servizio regolazione da rischio allagamento. 103
Figura 34. Mappa indicizzata del valore monetario dell'uso del servizio regolazione da rischio allagamento. 106
Figura 35. Erosione potenziale nel 2012 (a sin.) e nel 2018 (a dx.). 110
Figura 36. Schema di valutazione del servizio di regime idrologico (adattamento da Dominati *et al.*, 2014a). 113
Figura 37. Altezza della ricarica degli acquiferi (infiltrazione) annua media 2012-2018 e relativa alla copertura del suolo 2018 stimata mediante il modello di bilancio idrologico BIGBANG 4.0. 116
Figura 38. Altezza di ruscellamento annuo medio 2012-2018 relativo alla copertura del suolo 2018 stimato mediante il modello di bilancio idrologico BIGBANG 4.0. 117
Figura 39. Altezza di acqua annua sottratta al ruscellamento (P-E) media 2012-2018 e relativa alla copertura del suolo 2018, stimata mediante il modello di bilancio idrologico BIGBANG 4.0. 118
Figura 40. Purificazione delle acque come indice di capacità di naturale attenuazione relativa alla copertura del suolo 2012. 121
Figura 41. Mappa nazionale della qualità degli habitat. 125
Figura 42. Numero di visitatori nei due anni presi in esame per il SE di turismo ricreativo basato sulla natura. 129
Figura 43. Indice di valore monetario per il servizio turismo ricreativo basato sulla natura. 131
Figura 44. Le "storylines" del progetto H2020 ECOPOTENTIAL www.ecopotential-project.eu/site-studies/storylines.html 133
Figura 45. Evoluzione temporale (in scala di colore) delle tematiche connesse alla ricerca scientifica sulle AMP (Picone *et al.*, 2021). 134
Figura 46. Distribuzione delle AMP per le quali sono riportati i dati sui servizi eco sistemici: 1) Portofino, 2) Cinque Terre, 3) Ventotene-S. Stefano, 4) Regno di Nettuno; 5) S. Maria di Castellabate; 6) Costa degli Infreschi e della Masseta; 7) Isole Tremiti; 8) Capo Rizzuto; 9) Plemmirio; 10) Isole Egadi; 11) Isole Pelagie; 12) Isola dell'Asinara. 135
Figura 47. Esempio di grafico per la valutazione della *performance* di gestione e dei benefici socio-ecologici delle AMP (Picone *et al.*, 2020). 138
Figura 48. Frequenza in numero e livello di corrispondenza degli indicatori IAEG verso i moduli SEEA (https://seea.un.org/events/expert-meeting-seea-indicators-sdgs-and-post-2020-agenda) 140
Figura 49. Percentuale della distribuzione per SDG dei 12indicatori *full* selezionati a livello nazionale. 141
Figura 50. Grafici degli Indici sintetici per l'acqua, il suolo, il mare e le foreste, ottenuti con il metodo della media geometrica dei numeri indici base media (GNIM). 144
Figura 51. Grafico dell'Indice sintetico per il capitale naturale, ottenuto con il metodo della media geometrica dei numeri indici base media (GNIM). 145
Figura 52. Percentuali di Habitat in Stato di Conservazione Favorevole (FV) per classi di copertura della Rete Natura2000 (maggiore o minore del 75%) relative al territorio italiano (elaborazioni ISPRA su dati estratti dai database in EEA, 2020) 147
Figura 53. Cambiamenti nei valori dello Stato di Conservazione e *Trend* degli habitat in diverse classi di copertura della rete Natura2000 in Italia (dati estratti dai database in EEA, 2020) 147
Figura 54. Estratto cartografico relativo alla distribuzione attuale della Rete Natura 2000 (in verde) e scenari di ampliamento relativi all'Habitat 91F0 (in rosso). I dati sono riportati su griglia 1x1km. 151
Figura 55. Fatturati totali per gruppo di specializzazione produttiva prevalente (Scenario ampliamento Habitat forestali U2). 153
Figura 56. Fatturati in base alle superfici habitat, per gruppo di specializzazione produttiva prevalente (Scenario ampliamento Habitat forestali U2) 154

Figura 57. Sequestro di Carbonio nellle diverse tipologie di foreste italiane (da RAF Italia, MIPAAFT 2019)... 175
Figura 58. Immagini prese dal web. 182
Figura 59. Città metropolitane e ambiti ecoregionali. 184
Figura 60. Carta biogeografica d'Italia. Fonte: Blasi e Biondi 2017. 186
Figura 61. Carta delle ecoregioni terrestri d'Italia. Fonte: Blasi *et al.,* 2018. 187
Figura 62. Ricchezza della flora legnosa autoctona d'Italia: distribuzione per regione. 188
Figura 63. Relazione tra tempo di abbandono dei terrazzamenti, Landslide Volumetric Index (LVI) e crescita della vegetazione (da Brandolini et *al.*, 2018). 210
Figura 64. Erosione del suolo sui vigneti in corrispondenza dei punti del campionamento LUCAS 2018 in presenza/assenza di fasce di vegetazione erbacea (*grass margins*). 212
Figura 65. Effetto del bosco sulla probabilità di innesco, probabilità di propagazione e intensità dei fenomeni naturali sulla base dello stato dell'arte della ricerca scientifica (da Moos *et al.*, 2018): + effetto positivo del bosco (riduzione probabilità e/o intensità), - effetto negativo (aumento probabilità e/o intensità), 0 nessun effetto, (-) effetto negativo in alcuni casi, (+) effetto positivo in alcuni casi, ? effetto non chiaro. 213
Figura 66 - Fasi del ciclo di vita e impatti diretti ed indiretti sugli obiettivi di sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite. Fonte: EIP (2018) 232
Figura 67. Schema del metodo da BIOFIN *Workbook* 2018. 265
Figura 68. Rielaborazione delle categorie in percentuale a partire dai dati del Catalogo BIOFIN. 267
Figura 69. Diagramma di flusso decisionale per la riforma degli incentivi dannosi per la biodiversità (fonte: IEEP, 2017). 273
Figura 70. Secondo livello di classificazione con i 27 sottosettori identificati a partire dal primo livello del CSA. 275
Figura 71. Esempio di implicazione diretta ed indiretta della biodiversità in agricoltura (fonte: GIZ 2020, presentazione al webinar BIOFIN *reforming and greening harmful subsidies*). 277
Figura 72. Totale dell'impatto dei sussidi classificati come dannosi (a sinistra) e favorevoli (a destra) per la biodiversità, rispetto agli impatti indicati nelle Linee Guida IEEP-DEFRA del 2012. 279

Indice delle tabelle

Tabella 1. Le classi di pressione/minaccia sulle specie di uccelli italiani 41
Tabella 2. Stato di conservazione degli uccelli nidificanti in Italia suddiviso per Ordine. 46
Tabella 3. Categorie del sistema di prioritizzazione SPEC (*Species of European Conservation Concern*). 50
Tabella 4. Sintesi dei Criteri e dei parametri utilizzati per la valutazione del rischio di collasso degli ecosistemi (da Capotorti *et al.*, 2020, modificato con dati inediti). 59
Tabella 5. Area di *Posidonia oceanica* degradata e *matte* morta nei 12 settori geografici italiani. 72
Tabella 6. Estensione delle foreste italiane. 78
Tabella 7. Incremento corrente annuo ovvero incremento netto in unità fisiche. 79
Tabella 8. Tabella B1 degli EFA utilizzata per la stima del valore monetario relativo alle due annualità 2012 e 2018. 80
Tabella 9. Tavola dei valori fisici dell'offerta e dell'uso della fornitura di biomassa legnosa. 82
Tabella 10. Tavola dei valori economici dell'offerta e dell'uso della fornitura di biomassa legnosa. 83
Tabella 11. Valori del Coefficiente in eq. 1 per le colture considerate. 85
Tabella 12. Tavola dei valori biofisici dell'uso dell'offerta di biomassa agricola. 87
Tabella 13. Tavola dei valori economici dell'uso della fornitura di biomassa agricola. 88
Tabella 14. Tavola dei valori biofisici dell'uso della fornitura di biomassa ittica da pesca in ambiente marino-costiero. 90
Tabella 15. Tavola dei valori economici dell'uso della fornitura di biomassa ittica da pesca in ambiente marino-costiero (valore del prodotto). 90
Tabella 16. Stima delle componenti del bilancio idrologico medie del periodo 2012-2018 e loro variazione stimate per l'intero territorio nazionale mediante il modello di bilancio BIGBANG 4.0 rispetto alle due condizioni di copertura del suolo al 2012 e al 2018. 93
Tabella 17. Stima del valore monetario. 94
Tabella 18. Stima del valore monetario prelievo. 95
Tabella 19. Produzione delle colture nei due anni 2012 e 2018. 97
Tabella 20. Tavola dell'estensione del servizio di impollinazione. 98
Tabella 21. Tavola dell'uso biofisico del SE impollinazione nei due anni 2012 e 2018. 99
Tabella 22. Contributo del SE impollinazione nei due anni 2012 e 2018. 99
Tabella 23. Tavola dei valori monetari dell'uso del SE impollinazione nei due anni 2012 e 2018. 100
Tabella 24. Tavola dei valori biofisici dell'uso del servizio regolazione dall'allagamento in termini di classi di coperture e usi del suolo. 104
Tabella 25. Tavola del valore monetario dell'uso del servizio di regolazione dall'allagamento. 105
Tabella 26. Fattore C associato ai vari tipi di coltura, basato su valori di letteratura. Nel presente lavoro è stato considerato il valore di 0.15 per le risaie e 0.30 come valore medio per tutte le altre colture (Panagos et al., 2015e). 108
Tabella 27. Fattore C per le aree "non arabili" (Panagos *et al.*, 2015e). 109
Tabella 28. Tavola dei valori fisici del servizio di protezione dall'erosione: media tonnellate per ettaro perse annualmente. 110
Tabella 29. Stime per l'Europa del costo di erosione del suolo (€/ha). 111
Tabella 30. Tavola dei valori economici della perdita di servizio di protezione dall'erosione. 112
Tabella 31. Stima delle componenti del bilancio idrologico medie del periodo 2012-2018 e loro variazione stimate per l'intero territorio nazionale mediante il modello di bilancio BIGBANG 4.0 rispetto alle due condizioni di copertura del suolo al 2012 e al 2018. 114
Tabella 32. Fonti di letteratura con valori per il servizio di regolazione del regime idrologico rispetto ai volumi del bilancio idrologico (come riportate da Bartowsky, 2020). 119
Tabella 33. Valori monetari del servizio ecosistemico Regolazione del regime idrologico. 119
Tabella 34. Valutazione economica per il servizio ecosistemico di purificazione delle acque. 122
Tabella 35. Indici utilizzati per l'applicazione del modello a scala nazionale (Sallustio et al., 2017). 124

Tabella 36. Dati sulle minacce prese in considerazione utilizzati per l'applicazione del modello a scala nazionale (Sallustio et al., 2017). 124
Tabella 37. Tavola del valore monetario del turismo ricreativo basato sulla natura. 130
Tabella 38. Valore dei servizi ecosistemici generati da 12 AMP italiane. 136
Tabella 39. Sintesi del numero di indicatori selezionati dagli esperti SEEA e numero dei *full* funzionali al monitoraggio del capitale naturale. A livello nazionale gli indicatori sono 12 per 19 misure. 141
Tabella 40. Indicatori IAEG – SEEA selezionati dal SEEA e corrispettivi indicatori disponibili a livello nazionale. Gli indicatori sono stati riclassificati in funzione delle componenti del Capitale Naturale oggetto del monitoraggio. 142
Tabella 41. Elaborazioni ISPRA su dati del IV Report Art 17 della Direttiva Habitat per l'Italia. Stima della superficie esterna alla Rete Natura 2000 relativa agli habitat forestali U2 selezionati (in rosso, dati da elaborazioni originali ISPRA su dati Carta della Natura) 149
Tabella 42. Valori di fatturato economico delle unità locali d'impresa residenti nei comuni interessati nei diversi scenari analizzati riferiti al livello comunale e alla proporzione di superficie occupata dagli habitat. 152
Tabella 43. Profilo occupazionale nei diversi scenari analizzati, riferiti al livello comunale e alla proporzione di superficie occupata dagli habitat. 154
Tabella 44. Enti parco – Entrate correnti e relativa incidenza (2018). 162
Tabella 45. Elenco di alberi e arbusti per ciascuna Città Metropolitana 189
Tabella 46. Progetti di ripristino e riqualificazione del Capitale Naturale. 201
Tabella 47. Moltiplicatori occupazionali e di output. 203
Tabella 48. Impatto occupazionale di progetti di riqualificazione ambientale. 203
Tabella 49. Comparazione valore aggiunto a livello settoriale. 204
Tabella 50. Valori di alcune componenti del bilancio idrologico in simulazioni di scenari relativi a consumo/ripristino di suolo. 207
Tabella 51. Attività estrattive da cave e miniere e presenza di aree sottoposte a regime di protezione, per regione (anno 2018) 237
Tabella 52. CAM a difesa del Capitale Naturale. 254
Tabella 53. Approfondimento e riclassificazione dei sussidi ambientali in base al loro impatto per la biodiversità. Anno 2018. 279
Tabella 54. Approfondimento e riclassificazione dei sussidi ambientali in base al loro impatto per la biodiversità. Quadriennio 2015-18. 280
Tabella 55. Settori di secondo livello, sussidi in frequenza (numero - N.) ed euro (miliardi per il periodo 2015-2018). 280
Tabella 56. Settori di secondo livello e sussidi diretti, dannosi e favorevoli, in frequenza (numero - N) ed euro (miliardi per il periodo 2015-2018). 281

Indice degli Allegati

- ALLEGATI AL CAPITOLO 2
  - Allegato A) al paragrafo 2.2. Il *Reporting* ai sensi della Direttiva Uccelli.
  - Allegato B) al paragrafo 2.5.2. Coefficienti di trasformazioni JRC per le colture.
  - Allegato C) al paragrafo 2.5.6. Valori di *Curve number* e delle funzioni di danno per ciascuna classe di CLC.
  - Allegato D) al paragrafo 2.5.12. Modello di regressione tra le visite alle aree protette e parchi naturali e i dati sui turisti in arrivo.
  - Allegato E) al paragrafo 2.7. Indicatori IAEG-SEEA identificati a livello nazionale per il monitoraggio del Capitale Naturale.

- ALLEGATI AL CAPITOLO 3
  - Allegato F) al Paragrafo 3.2.2. Presenza delle specie legnose nelle Regioni amministrative.
  - Allegato G) al paragrafo 3.3.2. Schede tipologico-progettuali di interventi di *restoration ecology*.
  - Allegato H) al paragrafo 3.5.2. Elenco delle soluzioni finanziarie del Catalogo UNDP–BIOFIN.